

Special Issue: Sustainable Management of Volcanic Ash Soils

Volumen 47 • Número 3 • - 2019

CONTENIDOS

Editorial	
Sustainable Management of Volcanic Ash Soils. <i>Dörner, J., Zúñiga, F., Valle, S., Martínez, I., Prat, C., Óskarsson, H.</i>	1
Artículos de Investigación Original / Original Research Articles	
Morpho-physiological responses of Italian ryegrass to volcanic ashfalls from Calbuco. <i>Zúñiga Ugalde, F., Piña, F., Riquelme, M., Villazón, C., Dec, D., Riedel, L.</i>	5
Cuantificación de la respiración y biomasa microbiana en andisoles del sur de Colombia. <i>Rosero, J., Vélez, J., Burbano, H., Ordóñez, H.</i>	15
Efecto del ácido húmico sobre las propiedades físicas de un Haplohumult cultivado con trigo. <i>Seguel, O., Parra, C., Homer, I., Kremer, C., Beyá Marshall, V.</i>	27
Efectos de una enmienda orgánica sobre las propiedades fisicoquímicas de un Andisol, en Túquerres, Nariño, Colombia. <i>Lagos, J., Huertas, J.</i>	39
Evaluación de la erosión y selección de especies forestales para la rehabilitación de suelos degradados de origen volcánico de Ecuador. <i>Martínez, I., Pantoja, G., Cancán, E., Limaico, D., Vizcaíno, M., Añazco, M., Uribe, H.</i>	55



REDES
 Red Internacional para el
 Estudio de la Calidad
 Física de Suelos Volcánicos



Sustainable Management of Volcanic Ash Soils

Manejo Sustentable de Suelos Derivados de Cenizas Volcánicas

Dörner, J.^{a*,b}, Zúñiga, F.^{b,c}, Valle, S.^{a,b}, Martínez, I.^{d,e}, Prat, C.^f, Óskarsson, H.^g

^a Instituto de Ingeniería Agraria y Suelos, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Austral de Chile, Valdivia.

^b Centro de Investigación en Suelos Volcánicos, Universidad Austral de Chile, Valdivia.

^c Departamento de Ciencias Naturales y Tecnología, Universidad de Aysén, Eusebio Lillo 630, Coyhaique, Chile.

^d Centro Universitario de Investigación Científica y Tecnológica, CUICYT, Universidad Técnica del Norte, Av. 17 de Julio 5-21, Ibarra, Ecuador.

^e Instituto de Investigaciones Agropecuarias, INIA Remehue, Ruta 5 Norte Km 8-Osorno, Región de Los Lagos, Chile.

^f Institut de Recherche pour le Développement, IRD, Dpt SOC, 44 bd de Dunkerque, CS 90009, 13572 Marseille cedex 02, France.

^g Agricultural University of Iceland, Keldnaholt, 112 Reykjavik, Iceland.

*Corresponding author: josedorner@uach.cl



EDITORIAL

Globally, volcanic soils (Andosols or Andisols) cover 0.84% of the Earth's terrestrial surface (Dahlgren *et al.*, 2004). Around 60% of the area covered by volcanic soils is in tropical countries (Takahashi and Shoji, 2001). These soils possess very distinctive characteristics defined as andic properties (IUSS, 2015) that distinguish them from other soils in the world. These soils are of major relevance in areas with intense tectonic movements, such as The Circum-Pacific Ring of Fire (USGS, 2018) affecting areas as New Zealand, Japan, the Philippines, Aleutian Islands, Alaska, North America and South America among others (Figure 1).

Despite the fact that volcanic soils comprise only a relatively small extent of the World's land surface, they support a disproportionately greater human population density. The unique physical, chemical and biological properties of these soils make them extremely favorable for agricultural production. Of the arable land, volcanic soils constitute 60% in Chile, 30% in Ecuador, 18% in Japan, 11% in Colombia, 2.8% in Indonesia and 1.2% in Mexico (Besoain, 1985; Takahashi and Shoji, 2001; Prado *et al.*, 2007; Moreno *et al.*, 2018; Robayo-Salazar and Mejía de Gutiérrez, 2018), which is related to the influence of active volcanism in the Circum-Pacific Ring of Fire.

Volcanic soils can be found under a wide range of environmental and land use conditions: from crops, grasslands, forest plantations and fruit plantations to pristine native forest and grassland ecosystems. These ecosystems have been considered as carbon sinks. Recent studies demonstrated that the soil carbon stocks are not increasing under tropical forests (Sayer *et al.*, 2019), while more research is needed in order to support the hypothesis that *e.g.* non-tilled grasslands store more C mass than tilled sites in temperate climate as those ones in southern Chile (Dörner *et al.*, 2018). In this sense, keeping the carbon already contained in the soil intact is more effective than any practice aimed at capturing atmospheric carbon. Therefore, the conservation of carbon-rich soils (like Andosols) should be a priority.

Out of all the soil orders, Andosols are the second highest in terms of amount of soil organic carbon stock per area. Eswaran *et al.* (1993), estimated this stock to be 31,000 tons km⁻². This opens the question: Can we manage these soils in ways that will help mitigate climate change? A positive answer needs also to consider other guidelines such as those given by the Sustainable Development Goals (SDGs) (UN, 2019). At least seven SDGs are linked with the role and proper value of soils and their management. Food production, climate change mitigation and ecosystem services are closely intertwined, and all rely on soil quality (functionality) and soil biodiversity. We, therefore, need to take a new approach to agriculture that builds on management for soil quality and biodiversity. In that sense, initiatives such as "4 per 1000"¹, that intends to increase the organic carbon in 4‰ per year in the first 30 cm of soils through the implementation of agroecology, agroforestry, conservation agriculture, landscape management, among others, could be useful to complement the carbon sinks captured by the native forest.

The new Special Issue of *Agro Sur* Journal aims to underline the relevance of volcanic soils worldwide. Therefore, we hope that the published papers contribute to a better awareness of these soils in order to further their sustainable management.

¹ Please for more information see <https://www.4p1000.org/>

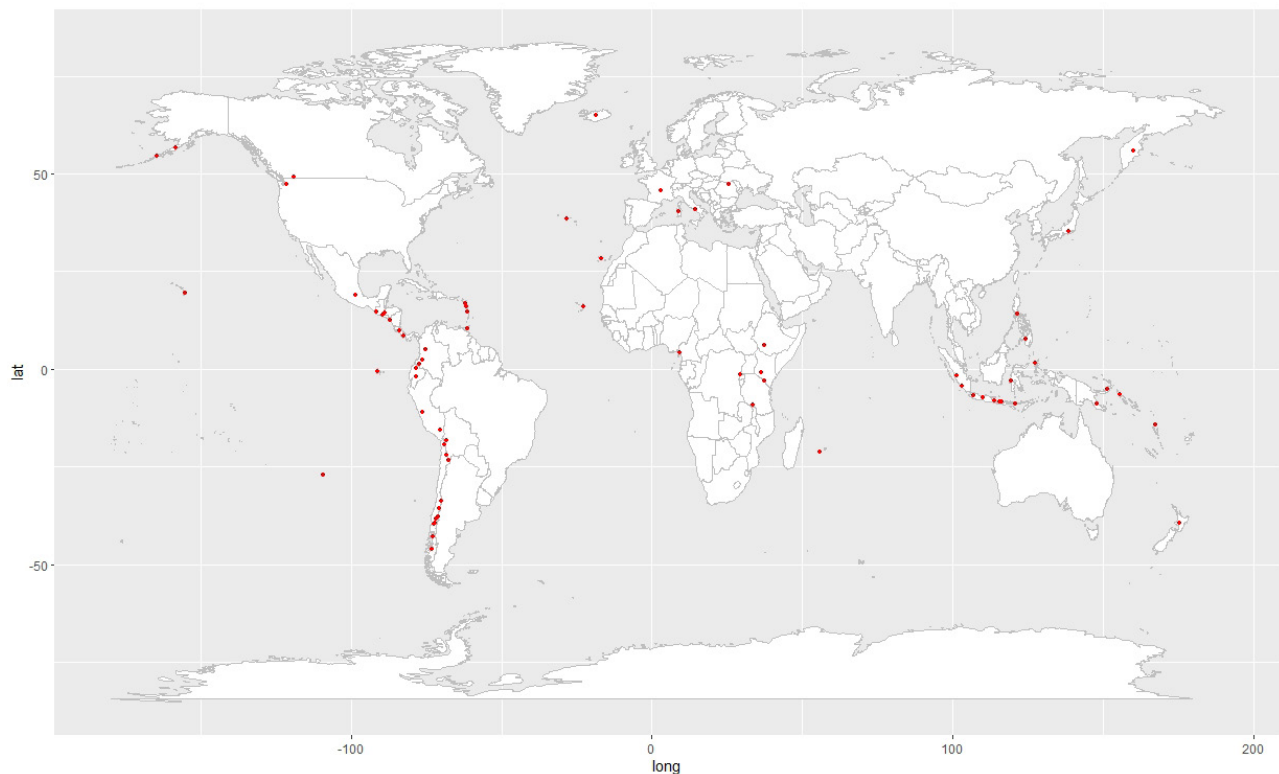


Figure 1. Countries with presence of volcanic ash soils. Map created in R with ggmap and ggplot2 packages (Kahle and Wickham, 2013). Coordinates obtained from Google Earth Pro, version 7.3.2.5776.

Figura 1. Países con presencia de suelos derivados de cenizas volcánicas. Mapa creado en R con los paquetes ggmap y ggplot2 (Kahle y Wickham, 2013). Las coordenadas se obtuvieron de Google Earth Pro, versión 7.3.2.5776.

REFERENCES

- Besoain, E., 1985. Los Suelos, in: Tosso, J. (Ed.), Suelos Volcánicos de Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), Santiago, pp. 25–106.
- Dahlgren, R.A., Saigusa, M., Ugolini, F.C., 2004. The Nature, Properties and Management of Volcanic Soils. *Advances in Agronomy* 82, 113–182. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(03\)82003-5](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(03)82003-5)
- Dörner, J., Dec, D., Matus, F., Zúñiga, F., Ordóñez, I., Horn, R., 2018. The relevance of soil structure conservation and carbon sequestration in Chilean volcanic ash soils for achieving sustainable development goals, in: Lal, R., Horn, R., Kosaki, T. (Eds.), *Soil and Sustainable Development Goals. GeoEcology essay*, Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, pp. 118–125.
- Eswaran, H., Van Der Berg, E., Reich, P., 1993. Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of American Journal* 57, 192–194. <https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700010034x>
- Kahle, D., Wickham, H., 2013. ggmap: Spatial Visualization with ggplot2. *The R Journal* 5 (1), 144–161. <http://journal.r-project.org/archive/2013-1/kahle-wickham.pdf>
- Moreno, J., Bernal, G., Espinosa, J., 2018. Introduction, in: Espinosa, J., Moreno, J., Bernal, G. (Eds.), *The Soils of Ecuador. World Soil Books Series*, Springer, Cham, Switzerland, pp. 1–25. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-25319-0>
- Prado, B., Duwig, C., Hidalgo, C., Gómez, D., Yee, H., Prat, C., Esteves, M., Etchevers, J.D., 2007. Characterization, functioning and classification of two volcanic soil profiles under different land uses in Central Mexico. *Geoderma* 139 (3-4), 300–313. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.02.008>
- Robayo-Salazar, R.A., Mejía de Gutiérrez, R., 2018. Natural volcanic pozzolans as an available raw material for alkali-activated materials in the foreseeable future: A review. *Construction and Building Materials* 189, 109–118. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.08.174>
- Sayer, E., Lopez-Sangil, L., Crawford, J.A., Bréchet, L.M., Birkett, A.J., Baxendale, C., Castro, B., Rodtassana, C., Garnett, M.H., Weiss, L., Schmidt, M.W.I., 2019. Tropical forest soil carbon stocks do not increase despite 15 years of doubled litter inputs. *Scientific Reports* 9, 18030. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-54487-2>
- Takahashi, T., Shoji, S., 2001. Distribution and classification of volcanic ash soils. *Global Environmental Research* 6 (2), 83–97.
- United Nations (UN), 2019. Sustainable Development Goals. 17 Goals to Transform Our World. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/>
- U.S. Geological Survey (USGS), 2018. What is the “Ring of Fire”? <https://www.usgs.gov/faqs/what-ring-fire>
- IUSS Working Group WRB, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Reports No. 106*. FAO, Rome.

EDITORIAL

A nivel mundial, los suelos volcánicos (Andosoles o Andisoles) cubren el 0,84% de la superficie terrestre (Dahlgren *et al.*, 2004). Aproximadamente, un 60% de la superficie cubierta por suelos volcánicos se encuentra en países tropicales (Takahashi y Shoji, 2001). Estos suelos poseen características muy distintivas definidas como propiedades ándicas (IUSS, 2015) que los distinguen de otros suelos del mundo. Estos suelos son de gran relevancia en áreas con intensos movimientos tectónicos, como el Cinturón de Fuego del Pacífico (USGS, 2018) que afecta a áreas como Nueva Zelanda, Japón, Filipinas, Islas Aleutianas, Alaska, América del Norte y América del Sur entre otras (Figura 1).

A pesar de que los suelos volcánicos abarcan sólo una extensión relativamente pequeña de la superficie terrestre mundial, soportan una densidad de población humana desproporcionadamente mayor. Las singulares propiedades físicas, químicas y biológicas de estos suelos los hacen sumamente favorables para la producción agrícola. De las tierras cultivables, los suelos volcánicos constituyen el 60% en Chile, 30% en Ecuador, 18% en Japón, 11% en Colombia, 2,8% en Indonesia y 1,2% en México (Besoain, 1985; Takahashi y Shoji, 2001; Prado *et al.*, 2007; Moreno *et al.*, 2018; Robayo-Salazar y Mejía de Gutiérrez, 2018), lo que se relaciona con la influencia del vulcanismo activo en el Cinturón de Fuego del Pacífico.

Los suelos volcánicos pueden encontrarse en un amplio rango de condiciones ambientales y de uso de la tierra: desde cultivos, praderas, plantaciones forestales y plantaciones frutales hasta ecosistemas prístinos de bosques y praderas nativos. Estos ecosistemas han sido considerados como sumideros de carbono. Estudios recientes han demostrado que las reservas de carbono del suelo no aumentan en los bosques tropicales (Sayer *et al.*, 2019), mientras que se necesita más investigación para apoyar la hipótesis de que, por ejemplo, praderas no labradas almacenan más masa de C que los sitios labrados en clima templado como los del sur de Chile (Dörner *et al.*, 2018). En este sentido, mantener intacto el carbono ya contenido en el suelo es más eficaz que cualquier práctica destinada a capturar el carbono atmosférico. Por lo tanto, la conservación de los suelos ricos en carbono (como los Andosoles) debería ser una prioridad.

De todos los órdenes de suelos, los Andosoles son los segundos más altos en términos de cantidad de reserva de carbono orgánico del suelo por área. Eswaran *et al.* (1993), estimaron que esta reserva es de 31.000 toneladas km⁻². Esto abre la pregunta: ¿Podemos manejar estos suelos de manera que ayuden a mitigar el cambio climático? Para dar una respuesta positiva es necesario considerar también otras directrices como las que se dan en los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) (UN, 2019). Al menos siete ODS están vinculados con el papel y el valor adecuado de los suelos y su manejo. La producción de alimentos, la mitigación del cambio climático y los servicios ecosistémicos están estrechamente entrelazados, y todos dependen de la calidad (funcionalidad) del suelo y de la biodiversidad del mismo. Por lo tanto, debemos adoptar un nuevo enfoque de la agricultura que se base en el manejo de la calidad y la biodiversidad del suelo. En ese sentido, iniciativas como “4 por 1000”¹, que pretende aumentar el carbono orgánico en 4‰ por año en los primeros 30 cm de los suelos mediante la implementación de la agroecología, la agrosilvicultura, la agricultura de conservación, el manejo del paisaje, entre otras, podrían ser útiles para complementar los sumideros de carbono capturados por el bosque nativo.

El nuevo número especial de la Revista *Agro Sur* tiene por objeto subrayar la importancia de los suelos volcánicos en todo el mundo. Por lo tanto, esperamos que los artículos publicados contribuyan a una mejor concienciación sobre estos suelos a fin de fomentar su manejo sustentable.

¹ Por favor, para más información ver <https://www.4p1000.org/>



Morpho-physiological responses of Italian ryegrass to volcanic ashfalls from Calbuco

Respuestas morfo-fisiológicas de ballica italiana a la caída de cenizas volcánicas del Calbuco

Zúñiga Ugalde, F.^{a, b*}, Piña, F.^c, Riquelme, M.^c, Villazón, C.^c, Dec, D.^{b, d}, Riedel, L.^{d, †}

^a Departamento de Ciencias Naturales y Tecnología, Universidad de Aysén,
Eusebio Lillo 630, Coyhaique, Chile.

^b Centro de Investigación en Suelos Volcánicos (CISVo), Universidad Austral de Chile, Valdivia.

^c Masters College, Villa Progreso, 19 de junio 407, Valdivia, Chile.

^d Instituto de Ingeniería Agraria y Suelos, Facultad de Ciencias Agrarias,
Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.

† In memoriam of Lorena Riedel Stolzenbach (June 2, 1962 – November 19, 2018).



ARTICLE INFO

Keywords:

Soil-ashfall mixture
Nitrogen
Crude protein
Pasture

Original Research Article,
Special Issue: Sustainable
Management of Volcanic Ash Soils

*Corresponding author:

Felipe Zúñiga Ugalde
E-mail address:
felipe.zuniga@uaysen.cl

ABSTRACT

There are nearly 90 active volcanoes in Chile that helped to shape the landscape of the country and created fertile soils. Productive pastures established on these soils are always at risk of being buried after fresh volcanic ashfalls. Therefore, our investigation aimed to characterise the physicochemical properties of the volcanic ashfalls (from the Calbuco volcano eruption) and their effect on the biomass response and morpho-physiological parameters of *Lolium multiflorum* Lam. The experiment considers: one control (100% soil), a mixture soil:ashfall (75:25 and 50:50) and two ashfall sizes, coarse and fine, respectively. Available nutrients, undisturbed height, number of leaves, herbage mass, and crude protein (CP) were determined. The ashfalls are low in macronutrients concentrations $\text{Ca}^{2+} = 0.5 \text{ cmol}_t \text{ kg}^{-1}$, Olsen-P = 1.4 mg kg^{-1} and $\text{K}^+ = 5.0 \text{ mg kg}^{-1}$, however, when mixed with soil the N concentration increases from 11.6 mg kg^{-1} to 18.4 mg kg^{-1} . The plants growing in mixtures with 50% fine ashfall were 2 cm higher and presented 10% less leaves than the control. No differences in herbage mass were observed. However, CP increased with mineral-N content and was higher when the ashfalls made up the 25% weight in the soil-ashfall mixture. Ashfalls incorporation into the soil as a result of cultivating and sowing new species such as *L. multiflorum* are a viable alternative towards the recovery of the pastureland after volcanic ashfalls.

RESUMEN

Cerca de 90 volcanes activos se encuentran en Chile, moldeando el paisaje y creando suelos fértiles. Praderas productivas establecidas sobre estos suelos, pueden ser enterradas después de la caída de cenizas volcánicas frescas. Considerando este proceso, el objetivo de nuestra investigación fue caracterizar fisicoquímicamente una ceniza volcánica (erupción volcán Calbuco) y su efecto en la biomasa y parámetros morfo-fisiológicos de *Lolium multiflorum* Lam. El experimento consideró: un control (100% suelo) una mezcla suelo:ceniza (75:25 y 50:50) y dos tamaños de ceniza, gruesa y fina, respectivamente. Se determinaron nutrientes disponibles, altura sin disturbar, número de hojas, masa herbácea y proteína cruda (CP). Las cenizas son bajas en macronutrientes $\text{Ca}^{2+} = 0,5 \text{ cmol}_t \text{ kg}^{-1}$, P-Olsen = $1,4 \text{ mg kg}^{-1}$ and $\text{K}^+ = 5,0 \text{ mg kg}^{-1}$, sin embargo, al mezclarse con el suelo, la concentración de N incrementa de $11,6 \text{ mg kg}^{-1}$ a $18,4 \text{ mg kg}^{-1}$. Las plantas que crecieron en mezclas con 50% de ceniza fina fueron 2 cm más altas que y presentaron 10% menos de hojas que el control. No se observaron diferencias en la masa herbácea. Sin embargo, CP incremento con el contenido de N-mineral y fue mayor cuando la cenizas constituían el 25% del peso de la mezcla suelo:ceniza. La incorporación de las cenizas al suelo mediante el cultivo y la siembra de nuevas especies como *L. multiflorum* son una alternativa viable para la recuperación de las praderas, después de la caída de cenizas volcánicas.

Palabras claves: mezcla suelo-ceniza, nitrógeno, proteína cruda, pradera.

INTRODUCTION

The “Circum-Pacific Ring of Fire” (RoF) is a direct consequence of the movement of tectonic plates, a theory developed by Alfred Wegener at the beginning of the 20th century that is known as “continental drift” (Gregory, 1925). RoF is the most volcanically active zone in the world (USGS, 2018), including volcanoes in New Zealand, Japan, the Philippines, Aleutian, Alaska, North America and South America (Shoji *et al.*, 1993). The volcanism is intimately linked with the development of humankind, *e.g.* the Vesuvius eruption in AD 79 when Pompeii was buried under volcanic ashfalls, with the heat of pyroclastic surges and flows being the main cause of death of the population (Mastrolorenzo *et al.*, 2010). Another good example is the Krakatau eruption and the effects of a tsunami in Sumatra in 1883 (Self, 1992).

Recent studies indicate that volcanic eruptions release stratospheric sulphated sprays, which change the quality and quantity of solar light, affecting negatively the performance of crops in C3 (rice, wheat, soybean) and C4 species (maize) (Proctor *et al.*, 2018). However, volcanic eruptions have contributed to the resurgence of human activities, shaping the landscapes and creating new and fertile soils. After the eruption of Mount St. Helens, Cook *et al.* (1981) reported that the crop production was normal or above normal in wheat, potatoes, and apples trees. However, the same authors indicated that the ashfalls reduced the water infiltration and caused damage to insects due to their abrasive effect. The responses of soil fertility and pore space distribution should be considered in the short and long-term, depending on the chemical composition of the ashfalls (*e.g.* SiO₂), weather conditions, time, and tephra thickness and properties of the soil beneath, among others (Besoain *et al.*, 1995; González *et al.*, 2015; Craig *et al.*, 2016).

In Chile, nearly 90 volcanoes are active (SERNAGEOMIN, 2015) and after the eruption of Quizapú volcano in 1932¹ (Rovere *et al.*, 2012), the most important eruptions in the last 30 years (Lonquimay: 1989; Hudson: 1991; Chaitén, 2008; Puyehue-Cordón Caulle, 2011; Calbuco; 2015) have concentrated between the Araucanía Region and the Aysén Region, where 51% of total volcanoes in Chile are located (Figure 1A). The consequences of volcanic ashfalls after the eruptions of volcanoes for the agriculture in this area are reported for Lonquimay (Besoain *et al.*, 1992); Hudson, (Besoain *et al.*, 1995; Craig *et al.*, 2016); Chaitén (Lara, 2009), Puyehue-Cordón Caulle (Wilson *et al.*, 2013) and Calbuco (Romero *et al.*, 2016) volcanoes, however, there are not many studies related to the recovery of pastures under volcanic ashfalls deposits.

¹ One of the highest eruptions in the 20th century. The eruptive column reached 15-30 km height and released 30 km³ of tephra. The ashes reached Buenos Aires, Montevideo and the south of Brazil (Rovere *et al.*, 2012).

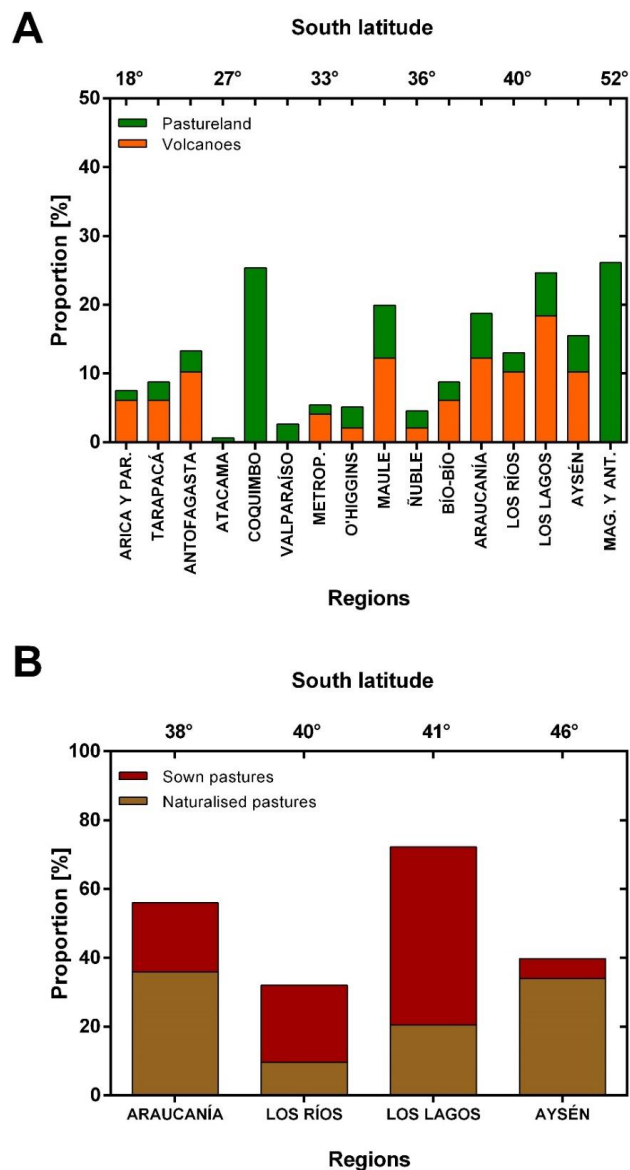


Figure 1. Volcanoes and pastureland distribution by administrative regions in Chile (1A). Naturalised and sown pastures between Araucanía and Aysén regions (1B)².

Figure 1. Distribución de volcanes y praderas por regiones administrativas en Chile (1A). Praderas naturalizadas y sembradas entre las regiones de la Araucanía y Aysén (1B)².

In Chile, soils derived from volcanic materials (Andosols) are dominant between latitudes (38° to 46° S) (Luzio and Alcayaga, 1992). Pastures in that area represent 20% of the national surface, and sown pastures prevail in both regions, Los Ríos and Los Lagos (Figure 1B).

A wide range of cultivated pastures in the south of Chile are dominated by grasses such as *Lolium perenne* L. Demanet (2000), the most used species in dairy

² Figures elaborated with information obtained from INE (2007) and SERNAGEOMIN (2018).

and beef production which covers 65% of the pastures. Second to that is *Lolium multiflorum* Lam. (Ballica italiana or Italian ryegrass), a bi-annual grass used in short rotation and characterised by a fast growth with successful establishment in soils with medium to low fertility (Parga, 2008).

Volcanic ashfalls deposits are frequently found in the south of Chile, therefore the following questions arise: can we use volcanic ashfall? (*e.g.* in agriculture); which are the physicochemical properties of the volcanic material?; how relevant is their thickness?; is it possible to recover the agronomic attributes of pastures buried under volcanic ashfalls deposition?

This manuscript was developed in the framework of the “XV Congreso Regional Escolar de la Ciencia y la Tecnología Explora de CONICYT Región de Los Ríos 2018” and the results characterise the physicochemical characteristics of the ashfalls and analyse the effect of ashfall in the soil and the response related to both, biomass production and morpho-physiological parameters of *L. multiflorum*.

MATERIALS AND METHODS

Site description and sampling

The soils are in the geomorphological unit corresponding to the San José depression, where volcanic ashfalls were deposited over a cemented tuff known as sandstone (“cancagua” in Spanish). The classification of the soil corresponds to Petroduric Silandic Andosol (Valdivia soil series). These soils are deep, well drained and the topography is dominated by slopes between 5% to 8% (CIREN, 2003; Salazar *et al.*, 2005). The sampling was performed at “Estación Experimental Agropecuaria Austral” of the Universidad Austral de Chile (39°47' S, 73°13' W). Sixty kg of disturbed soil were collected from the first 20 cm soil depth and stored in plastic bags.

The volcanic ashfall depositions over the soils were originated during the eruption of the Calbuco volcano (April 22nd, 2015). The material was collected around the Rupanco Lake (40° 53' S; 72° 15' W) and in Ensenada village (41° 12' S; 72° 32' W), 56 km and 15 km from Calbuco volcano, and the samples were identified as fine ashfall and coarse ashfall, respectively. The particle size of volcanic ashfall is shown in Figure 2.

Eighty seven percent of coarse ashfall ranged between 4000 µm to 600 µm being classified as gravel size, while 89% of fine ashfalls ranged between 212 µm to 125 µm in the fine sand size.

Soil analyses

The samples were homogenised, sieved (< 2 mm) and dried (~25 °C) for soil chemical analyses. Soil pH was determined by using a soil:solution in a propor-

tion (1:2.5), soil organic carbon (SOC) was measured through wet combustion, mineral nitrogen (N-min) through Kjeldahl distillation and available phosphorus using Olsen-P. The exchangeable cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) were determined using an ammonium acetate solution and expressed as effective cation exchange capacity (ECEC). Exchangeable aluminium (Al^{3+}) was determined using a KCl 1N and the micronutrients (Fe, Cu, Zn and Mn) were determined using DTPA solution at pH 7.3 (Sadzawka, 1990). The elements concentration was determined by atomic absorption spectroscopy, (SavantAA AAS-GBC, Australia).

Experimental design

The experiment design was completely randomised and considered four treatments and one control with four replicates each (Table 1) distributed in twenty plastic pots (l = 16 cm; a = 269 cm²).

The treatments were designed to evaluate the addition of volcanic ashfalls in (25%) and (50%) in the soil

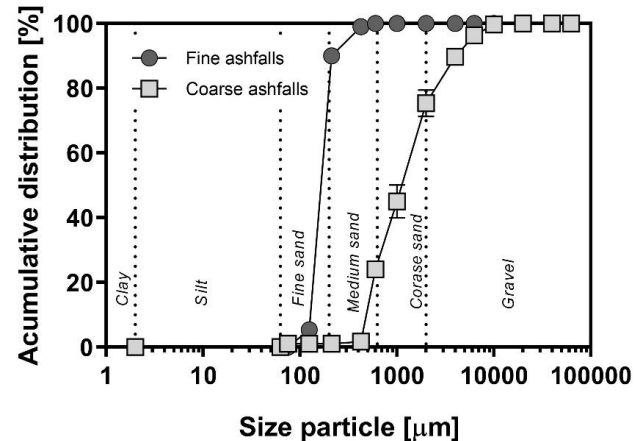


Figure 2. Size particle distribution of coarse and fine volcanic ashfalls.

Figura 2. Distribución del tamaño de partículas de cenizas gruesas y finas.

Table 1. Treatment descriptions and proportion of volcanic ash soil (VAS) and ashfalls according to size.

Cuadro 1. Descripciones de los tratamientos y proporción de suelo de cenizas volcánicas (VAS) y cenizas según tamaño.

Control	100% Volcanic ash soil (VAS = 3 kg)
T1	75% VAS (2.25 kg) + 25% fine ashfalls (0.75 kg)
T2	75% VAS (2.25 kg) + 25% coarse ashfalls (0.75 kg)
T3	50% VAS (1.50 kg) + 50% fine ashfalls (1.50 kg)
T4	50% VAS (1.50 kg) + 50% coarse ashfalls (1.50 kg)

profile after a volcanic eruption. The calculations of the proportion soil:ashfall considered a bulk density (0.7 g cm^{-3}) representative of the soil series (Dec *et al.*, 2011). In each pot, eight seeds of *L. multiflorum* cv. Tama were sowed considering a commercial dose of 25 kg ha^{-1} . To ensure the germination and growth of the seeds, the pots were located inside a glasshouse with temperature (20°C), light (16 h d^{-1}) and irrigation control.

Plants height and herbage mass

For each plant, morphological measurements such as undisturbed length of the plant (cm) and live leaf numbers were performed every 7 days, but some measurements were extended to 10 days. A leaf blade was considered “live” when the leaf was over 50% green and the number of leaves considered the sum of leaf totally expanded and leaves in process of expansion (Canseco *et al.*, 2007). These measurements were conducted from June 26th to August 10th, 2018. At that time, the plants were defoliated (just once) at 4 cm, placed inside paper bags and dried in an oven at 60°C for 48 h for dry matter determination (Canseco *et al.*, 2007). At the same time, a soil sample was taken to evaluate the effect of soil:ashfall mixture over the ryegrass.

Crude protein

After defoliation (August 10th), the nitrogen concentration was determined in the leaves by LECO FP528 based in Dumas method (AOAC, 1995) and the crude protein (CP) was calculated as follows:

$$\text{CP} = \text{N} \times 6.25 \quad (1)$$

Where: CP = Crude protein (%); N = Nitrogen content (%).

Statistical analyses

A Shapiro-Wilks test ($p \leq 0.05$) was performed to evaluate the normality of dataset and ANOVA analyses conducted to compare the soil:ashfall mixes and the response of the plant growth and herbage mass treatments. A Multiple comparison test was performed using a Tukey test. Linear regressions were conducted to evaluate the relationship between soil N and crude protein content. The analyses were conducted using STATISTICA 7.0 and GraphPad Prism version 6.01 for Windows.

RESULTS AND DISCUSSION

Soil and ashfalls properties

The analyses conducted to know the initial nutritional state of the studied materials and their chemical characteristics are presented in Table 2.

Olsen-P was higher ($p \leq 0.001$) in the control (5.4 mg kg^{-1}) compared to the fine and coarse ashfalls (0.8 mg kg^{-1} and 1.5 mg kg^{-1} , respectively). Exchangeable potassium reached 133 mg kg^{-1} in the soil, while reaching a very low value (5 mg kg^{-1} ; $p \leq 0.001$) in ashfalls. Ashfalls had a low Al saturation (5.6%) compared to the control (22%). Iron was higher in the soil (29 mg kg^{-1}), while fine ashfalls presented 39% lower in iron concentration compared to coarse ashfalls ($p \leq 0.01$).

In general, these properties remained stable in the soil-ashfall mixtures investigated in this research (Table 3).

Significant changes were found in mineral-N concentration ($p \leq 0.05$) and exchangeable potassium ($p \leq 0.0001$). N concentration was higher in the treatments (14.0 mg kg^{-1} to 18.4 mg kg^{-1}) compared to N concentration in the control (11.6 mg kg^{-1}). Potassium concentration decreased in the following order: Control > T2 > T1 > T4 > T3, with values between 165 mg kg^{-1} to 58 mg kg^{-1} .

Romero *et al.* (2016) reported that the ashfalls from the Calbuco eruption is basaltic andesite composed mainly by plagioclase, volcanic glass, pyroxene and lithics, describing irregular shards and blocky particles with inclusions of Fe and Ti oxides that could be related with the high Fe concentrations found in this study. In general, research performed to determine chemical properties of volcanic ashfalls has been focused on determining the oxide weight composition (*e.g.* SiO_2) (Vogel *et al.*, 2017), however, the results that address the link of agronomic value of nutrients with Calbuco volcanic ashfalls are scarce.

Beutell (1893) quantified calcium, magnesium and potassium oxides and phosphoric acid among others, gave values of 6.38%, 1.50%, 0.55% and 0.20% respectively. Thus, ashfalls themselves are not a valid source of nutrients because they are unable to pass through fast enough towards the soil solution and be made available for absorption by plant roots. These results of ashfall nutrients availability are opposite to the findings reported by Be-soaín *et al.* (1995), indicating values of $1,378 \text{ mg kg}^{-1}$, 70 mg kg^{-1} and 18 mg kg^{-1} of calcium, potassium and phosphorus, respectively, in volcanic ashfalls from the Hudson volcano distributed between Coyhaique and Puerto Aysén during the eruption of 1991.

Morpho-physiological responses to soil:ashfall mixes

The responses in undisturbed plant height showed significant differences ($p \leq 0.05$) among the control and T3 and T1 vs. T3 (Figure 3A), while the leaf number showed differences two (July 13th) and eight weeks after sowing (August 10th) (Figure 3B).

Plant height was similar at the beginning of the experiment (June 26th), however, after one week (July 5th) the plants of treatment 3 tended to be 2 cm taller; difference that significantly increased by July 24th and July 31st

Table 2. Chemical properties in control (Andosol), fine and coarse ashfalls before the experiment. Values correspond to available fractions and are shown as mean values $\pm$ standard error.**Cuadro 2.** Propiedades químicas en control (Andosol), cenizas finas y gruesas antes del experimento. Los valores corresponden a las fracciones disponibles y se muestran como valores medios $\pm$ error estándar.

Soil property		Control	Fine ashfalls	Coarse ashfalls	Significance
pH	[log H ⁺]	5.60 $\pm$ 0.00	6.35 $\pm$ 0.05	6.15 $\pm$ 0.05	ns
SOC	[%]	6.50 $\pm$ 0.20	n.d.	n.d.	-
P-Olsen	[mg kg ⁻¹]	5.35 $\pm$ 0.15	0.80 $\pm$ 0.00	1.45 $\pm$ 0.85	***
K ⁺	[mg kg ⁻¹]	132.50 $\pm$ 2.50	5.00 $\pm$ 0.00	5.00 $\pm$ 0.00	***
Na ⁺	[cmol ₊ kg ⁻¹]	0.05 $\pm$ 0.00	0.12 $\pm$ 0.00	0.06 $\pm$ 0.00	ns
Ca ²⁺	[cmol ₊ kg ⁻¹]	1.01 $\pm$ 0.21	0.52 $\pm$ 0.03	0.29 $\pm$ 0.00	ns
Mg ²⁺	[cmol ₊ kg ⁻¹]	0.44 $\pm$ 0.03	0.09 $\pm$ 0.02	0.06 $\pm$ 0.01	ns
Al ³⁺	[cmol ₊ kg ⁻¹]	0.52 $\pm$ 0.02	0.04 $\pm$ 0.00	0.03 $\pm$ 0.01	ns
ECEC	[cmol ₊ kg ⁻¹]	2.36 $\pm$ 0.21	0.78 $\pm$ 0.04	0.45 $\pm$ 0.02	ns
Al saturation	[%]	22.15 $\pm$ 2.85	5.65 $\pm$ 0.15	5.65 $\pm$ 0.25	****
Zn	[mg kg ⁻¹]	0.21 $\pm$ 0.00	0.19 $\pm$ 0.02	0.16 $\pm$ 0.00	ns
Fe	[mg kg ⁻¹]	29.10 $\pm$ 0.20	5.50 $\pm$ 0.00	8.95 $\pm$ 1.05	****, **
Cu	[mg kg ⁻¹]	0.81 $\pm$ 0.00	0.40 $\pm$ 0.00	0.54 $\pm$ 0.03	ns
Mn	[mg kg ⁻¹]	1.28 $\pm$ 0.03	0.80 $\pm$ 0.00	0.78 $\pm$ 0.06	ns

ns: p > 0.05; *: p $\leq$ 0.05; **: p $\leq$ 0.01; ***: p $\leq$ 0.001; ****: p $\leq$ 0.0001; n.d.: not detected.**Table 3.** Chemical properties in control and soil:ashfall mixture after the experiment. Values correspond to available fractions and are shown as mean values $\pm$ standard error. Letters indicate differences among treatments.**Cuadro 3.** Propiedades químicas en control y las mezclas suelo:ceniza después del experimento. Los valores corresponden a las fracciones disponibles y se muestran como valores medios $\pm$ error estándar. Letras indican diferencias entre los tratamientos.

Soil property		Control	T1	T2	T3	T4	Significance
pH	[log H ⁺]	5.53 $\pm$ 0.06	5.68 $\pm$ 0.08	5.60 $\pm$ 0.07	5.63 $\pm$ 0.05	5.53 $\pm$ 0.02	ns
Mineral-N	[mg kg ⁻¹]	11.55 $\pm$ 0.73b	18.38 $\pm$ 3.07a	15.75 $\pm$ 1.05a	14.00 $\pm$ 2.73a	14.47 $\pm$ 1.23 a	*
P-Olsen	[mg kg ⁻¹]	3.90 $\pm$ 0.16	3.63 $\pm$ 0.14	4.00 $\pm$ 0.39	3.68 $\pm$ 0.05	4.08 $\pm$ 0.13	ns
K ⁺	[mg kg ⁻¹]	164.75 $\pm$ 4.55a	107.25 $\pm$ 4.61bc	124.75 $\pm$ 5.00b	58.00 $\pm$ 1.87d	100.50 $\pm$ 3.93 c	****
Na ⁺	[cmol ₊ kg ⁻¹]	0.10 $\pm$ 0.00	0.14 $\pm$ 0.00	0.15 $\pm$ 0.01	0.17 $\pm$ 0.03	0.20 $\pm$ 0.02	ns
Ca ²⁺	[cmol ₊ kg ⁻¹]	0.96 $\pm$ 0.19	0.86 $\pm$ 0.02	1.00 $\pm$ 0.03	0.77 $\pm$ 0.03	1.07 $\pm$ 0.05	ns
Mg ²⁺	[cmol ₊ kg ⁻¹]	0.45 $\pm$ 0.05	0.36 $\pm$ 0.01	0.43 $\pm$ 0.01	0.28 $\pm$ 0.01	0.39 $\pm$ 0.02	ns
Al ³⁺	[cmol ₊ kg ⁻¹]	0.53 $\pm$ 0.00	0.43 $\pm$ 0.01	0.45 $\pm$ 0.01	0.31 $\pm$ 0.00	0.38 $\pm$ 0.00	ns
ECEC	[cmol ₊ kg ⁻¹]	2.45 $\pm$ 0.25	2.05 $\pm$ 0.05	2.35 $\pm$ 0.04	1.68 $\pm$ 0.06	2.29 $\pm$ 0.01	ns
Al saturation	[%]	21.85 $\pm$ 1.71	20.73 $\pm$ 0.35	19.15 $\pm$ 0.48	18.70 $\pm$ 0.56	16.65 $\pm$ 0.53	ns

ns: p > 0.05; *: p $\leq$ 0.05; ****: p $\leq$ 0.0001.

($p \leq 0.05$). At these dates the plant height growth rate was of 0.23 cm d^{-1} for the control, while in T3 was 0.29 cm d^{-1} (Figure 3A). The average leaf number was 10% and 11% lower in the control compared to T3 ($p \leq 0.05$) and T4 ($p \leq 0.01$), respectively, in July 13th. At the end of the experiment, these differences were also observed between the control and T4 ($p \leq 0.001$; 50% coarse ashfalls), and between T2 and T4 ($p \leq 0.01$; 25% coarse ashfalls).

Responses in biomass and leaf protein content

The biomass responses to treatments and the relationship between mineral-N and crude protein (CP) are shown in the Figures 4A and 4B, respectively.

The herbage mass did not show significant differences ($p = 0.33$) among the treatments (Figure 4A) and ranged between 10 Mg DM ha^{-1} to 16 Mg DM ha^{-1} . However, as the soil mineral nitrogen increased, the concentration of CP in the leaves also increased ($R^2 = 0.95$). CP varied between 2.3% to 2.9%, while the mineral-N between 14 mg kg^{-1} to 18 mg kg^{-1} . This increase was greater in plants that grew in the mixture with 25% ashfalls, compared to treatments that contained 50% ashfalls, however, at the lowest mineral-N concentration (control = 11.5 mg kg^{-1}), *L. multiflorum* plants had a high protein content in their leaves (2.8%) (Figure 4B).

L. multiflorum is widely used in pastures in southern Chile particularly on intensive grazing systems during

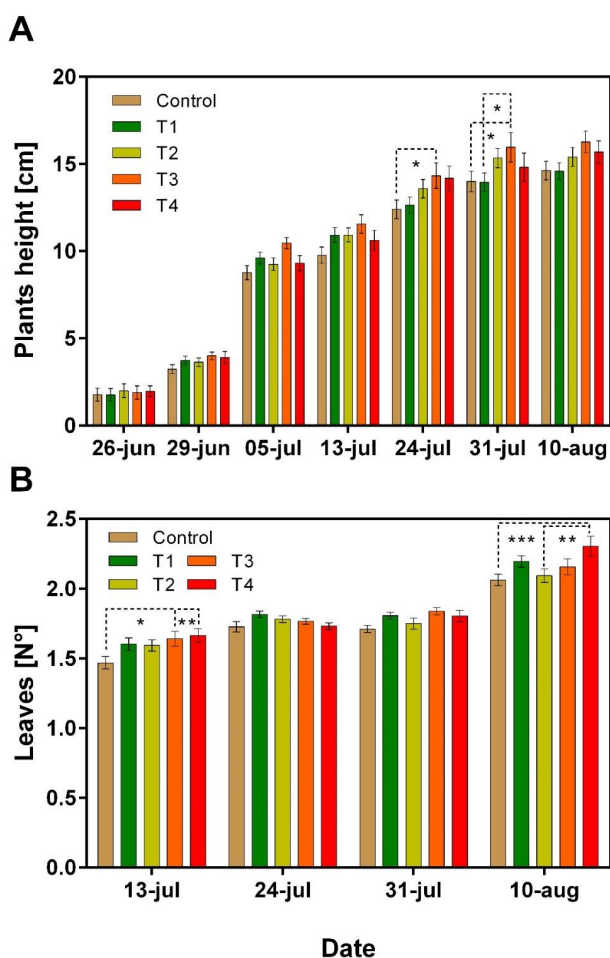


Figure 3. Plants height (A) and leaf numbers (B) in treatments during the experimental period. Mean values $\pm$ standard error is shown. Asterisks denote significant differences among treatments. *: $p \leq 0.05$; **: $p \leq 0.01$; ***: $p \leq 0.001$.

Figura 3. Altura de plantas (A) y número de hojas (B) por tratamiento durante el periodo experimental. Se presentan valores medios $\pm$ error estándar. Asteriscos denotan diferencias significativas entre tratamientos. *: $p \leq 0,05$; **: $p \leq 0,01$; ***: $p \leq 0,001$.

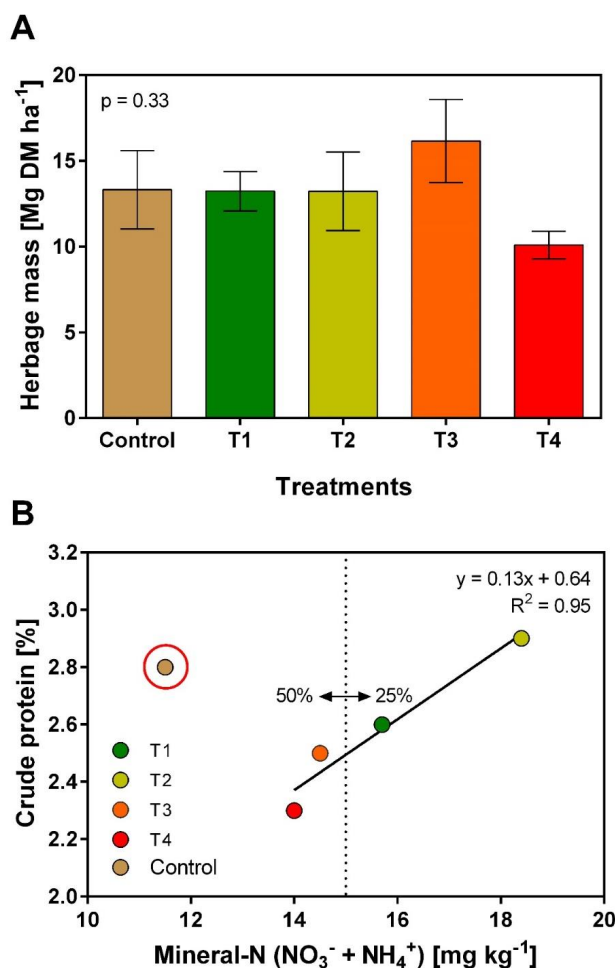


Figure 4. Mean values $\pm$ standard error for herbage mass (A) and the relationship between crude leaf protein and soil mineral nitrogen (B). Red circle indicate that control was excluded from regression analyses.

Figura 4. Valores promedio $\pm$ error estándar para masa herbácea (A) y la relación entre la proteína cruda de la hoja y el nitrógeno mineral del suelo (B). El círculo rojo indica que el control fue excluido del análisis de regresión.

winter (Demanet, 2000) due to competitive strategies and higher growing rate. Kobayashi *et al.* (2008) evaluated the nutritive value of Italian ryegrass in Japan during the winter period and reported differences in plant height of *L. multiflorum* after 30 days from sowing in the late autumn, similarly to the result of this research after 28 and 35 days after sowing.

The interaction between soil:ashfall and the eco-physiological responses in *Embothrium coccineum* J.R. Forst. & G. Forst were reported by Delgado *et al.* (2015). In extremely disturbed environments (*e.g.* after volcanic ashfalls), *E. coccineum* can colonise the volcanic substrate through the cluster roots mechanism and solubilise phosphorus from this volcanic material, so it is considered as pioneer plant in harsh environments. On the other hand, España *et al.* (2016) studied the effect of slurry pig mixtures application as amendment in tailings, using *L. perenne* as bioindicator plant and reported that the increase of slurry concentration in *L. perenne* inhibits both the germination and the root growth compared with tailing, even when the slurry increased the macronutrient concentration the sandy texture of mine tailings seems to be the first factor in the establishment of *L. perenne*. The effects of volcanic ashes over particle size distribution were reported by González *et al.* (2015), using different types of soils (Andosols and Ultisols) and soil:ashfall concentration doses. An increase in volumetric water content at -6 kPa and a decrease at -1543 kPa of matric potential as the dose increased, is reflected in an increase of plant available water. The pore interconnection, reflected on the air conductivity, increased in Andosols and diminished in Ultisol. This has been related to soil shrinkage at initial matric potentials (near to saturation), causing a diminishing of the soil macropore volume and the air convective fluxes in soils (Dörner *et al.*, 2013b).

A direct relationship between mineral-N and CP has been measured. Pavinato *et al.* (2014) reported increasing levels of CP of 146 g kg⁻¹ to 163 g kg⁻¹ and 130 g kg⁻¹ to 156 g kg⁻¹ in seasons 2009 and 2010, respectively, as the N rate increased (0; 40; 80 and 120 kg N ha⁻¹). However, in this study, the lowest value of mineral-N (11.5 mg kg⁻¹ in the control) reached one of the highest values of CP (2.8%). This could be have been related to the hypothesis proposed by Clunes and Pinochet (2019) about the physical storage of inorganic nitrogen in the soil. The predominance of coarse particles in the ashfalls (similar as sand particles) causes a pore size redistribution and changes in the air/water fluxes (González *et al.*, 2015) and, consequently, changes in the nitrogen availability. Regardless of the size of the ashfalls (coarse or fine), soils mixed with ashfalls in 25% by weight had more mineral-N and CP compared to the treatments with mixed 50% soil and 50% ashfalls. The ashfalls deposited and mixed in Andosols favours the formation of macropores (> 50 µm) incre-

asing the infiltration but also the N availability due to their capacity to store plant available water at low water tensions (Dörner *et al.*, 2013a) and, consequently, available N. The higher CP found in the control could have been caused by an organic mineralisation of N. An increase of plant available water in the soil can promote “pulses” of N, increasing the nitrogen diffusion from soil matrix and favouring an accumulation of nitrates in the soil solution. If the roots and the nutrients match in the same space, a synchrony between the nitrate and absorbing hair could have occurred; in this way, the plant can absorb the nitrate and transform it into protein molecules, regardless of the low mineral-N in the soil (Clunes and Pinochet, 2019).

CONCLUSIONS

The available concentrations of macronutrients found in the ashfalls were low in calcium, available phosphorus and exchangeable potassium compared with the control. However, the mineral-N increased in soil:ashfall mixture.

The ashfalls mixed with soils in different concentration caused changes in the morpho-physiological parameters in *L. multiflorum*. Plants grown in T3 were 2 cm higher than those in the other treatments, while the leaf number was 10% and 11% lower in the control compare to T3 and T4, respectively. No differences in herbage mass between treatments were found.

The CP increased as mineral-N increased in the substrate. CP was higher when the ashfalls made up to 25% of the soil:ashfall mixture, regardless to the size of the ashfalls.

After the volcanic ashfall, their incorporation into the soil, for example by mixing them via soil cultivation and then sowing grasses as *L. multiflorum*, is a realistic alternative to recover pastureland. However, this will depend of properties such as ashfall thickness, nutrient concentration of the ashfalls, weather conditions and farmer technological level.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank Universidad Austral de Chile (UACH) and the following units and people: “Estación Experimental Agropecuaria Austral” for providing the soil sampling plot; “Instituto de Producción y Sanidad Vegetal” for facilitating the glasshouse to grow the plants; Ximena Molina for helping us with the measurements of crude protein and dry weight of the plants in “Laboratorio de Nutrición Animal”; Óscar Thiers for facilitating the granulometric analyses of ashfalls, and also Romanett Lillo from Masters College for the logistic support. Finally, we dedicate this work to Mrs. Lorena Riedel Stolzenbach whose happiness, enthusiasm and positive energy supported many ge-

nerations of soil science students at the “Instituto de Ingeniería Agraria y Suelos, UACH”, and besides that she always participated with goodwill in the “Congreso Regional Escolar de la Ciencia y la Tecnología” organised by EXPLORA in “Región de Los Ríos”.

REFERENCES

- Association of Official Agricultural Chemists International (AOAC), 1995. Official method 990.03, Protein (crude) in animal feed, combustion method. Official methods of analysis of AOAC International. 16th ed. AOAC International, Gaithersburg, MD.
- Besoain, E., Sepúlveda, G., Sadzawka, A., 1992. La erupción del volcán Lonquimay y sus efectos en la agricultura. *Agricultura Técnica* 52 (4), 354–358.
- Besoain, E., Ruíz, R., Hepp, C., 1995. La erupción del volcán Hudson, XI región, y sus consecuencias para la agricultura. *Agricultura Técnica* 55 (3-4), 204–219.
- Beutell, A., 1893. Composición química de la ceniza arrojada por el volcán Calbuco. *Anales de la Universidad de Chile* 85, 863–866.
- Canseco, C., Demanet, R., Balocchi, O., Parga, J., Anwandter, V., Abarzúa, A., Teuber, N., Lopetegui, J., 2007. Determinación de la disponibilidad de materia seca de praderas en pastoreo, in: Teuber, N., Balocchi, O., Parga, J. (Eds.), *Manejo del Pastoreo*, Imprenta América, Osorno, Chile. pp. 23–50.
- Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN), 2003. Estudio agrológico X Región. Descripciones de suelos, materiales y símbolos. Publicación CIREN N° 123, Santiago, Chile.
- Clunes, J., Pinochet, D., 2019. Almacenamiento de nitrógeno inorgánico en el suelo: Introduciendo una nueva propuesta de análisis en la disponibilidad de N mineral. XXII Congreso Latinoamericano de las Ciencias del Suelo, Radisson Montevideo Victoria Plaza Hotel, 7-11 de Octubre de 2019, Montevideo, Uruguay. <http://clacs.org/presentaciones/2-PresentacionesOrales/371.pdf>
- Cook, R.J., Barron, J.C., Papendick, R.I., Williams III G.J., 1981. Impact on agriculture of the mount St. Helens eruptions. *Science* 211 (4477), 16–22. <https://doi.org/10.1126/science.211.4477.16>
- Craig, H., Wilson, T., Stewart, C., Outes, V., Villarosa, G., Baxter, P., 2016. Impacts to agriculture and critical infrastructure in Argentina after ashfall from the 2011 eruption of the Cordón Caulle volcanic complex: an assessment of published damage and function thresholds. *Journal of Applied Volcanology* 5, 7. <https://doi.org/10.1186/s13617-016-0046-1>
- Dec, D., Dörner, J., Balocchi, O., 2011. Temporal and spatial variability of structure dependent properties of a volcanic ash soil under pasture in southern Chile. *Chilean Journal of Agricultural Research* 71 (2), 293–303. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-58392011000200015>
- Delgado, M., Zúñiga-Feest, A., Borie, F., 2015. Ecophysiological role of *Embothrium coccineum*, a Proteaceae species bearing cluster roots, at increasing phosphorus availability in its rhizosphere. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 15 (2), 307–320. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162015005000028>
- Demanet, R., 2000. Pastizales en el sur de Chile. Publicación docente. Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile.
- Dörner, J., Dec, D., Zúñiga, F., Horn, R., López, I., Leiva, C., Cuevas, J., 2013a. Soil changes in the physical quality of an Andosol under different management intensities in Southern Chile, in: Krümmelbein, J., Horn, R., Pagliai, M. (Eds.), *Soil degradation. Advances in Geoecology* 42, Catena Verlag GMBH Reiskirchen, Germany, pp. 262–281.
- Dörner, J., Dec, D., Sáez, C., Peng, X., Ivelic-Sáez, J., Zúñiga, F., Seguel, O., Horn, R., 2013b. Shrinkage properties of different managed Andisols as function of aggregate scale. *Agro Sur* 41 (1), 1–9. <https://doi.org/10.4206/agro-sur.2013.v41n1-01>
- España, H., Quinteros, J., Ginocchio, R., Bas, F., Arias, R., Gandarillas, M., 2016. Efecto de la enmienda orgánica con lodos de cerdo sobre el establecimiento de *Lolium perenne* en relaves mineros. *Agro Sur* 44 (3), 41–52. <https://doi.org/10.4206/agrosur.2016.v44n3-05>
- González, R., Dec, D., Valle, S., Zúñiga, F., Dörner, J., 2015. Efecto de cenizas volcánicas del Cordón Caulle sobre parámetros de calidad física en suelos agrícolas del sur de Chile. *Agro Sur* 43 (2), 53–63. <https://doi.org/10.4206/agrosur.2015.v43n2-07>
- Gregory, J.W., 1925. Continental drift. *Nature* 115, 255–257. <https://doi.org/10.1038/115255a0>
- Instituto de Estadísticas (INE), 2007. Estadísticas Agropecuarias. Censo Agropecuario y Forestal 2007. <http://www.ine.cl/estadisticas/economicas/estad%C3%ADsticas-agropecuarias>
- Kobayashi, H., Takahashi, Y., Matsumoto, T., Nishiguchi, Y., 2008. Changes in nutritive value of Italian Ryegrass (*Lolium multiflorum* Lam.) during overwintering period. *Plant Production Science* 11 (2), 228–231. <https://doi.org/10.1626/pps.11.228>
- Lara, L., 2009. The 2008 eruption of the Chaitén Volcano, Chile: a preliminary report. *Andean Geology* 36(1), 125–129.
- Luzio, W., Alcayaga, S., 1992. Mapa de asociaciones de grandes Grupos de suelos de Chile. *Agricultura Técnica* 52 (4), 347–353.
- Mastrolorenzo, G., Petrone, P., Pappalardo, L., Guarino, F.M., 2010. Lethal thermal impact at periphery of pyroclastic surges: Evidences at Pompeii. *PLoS ONE* 5 (6), e11127. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011127>
- Parga, J., 2008. Ballicas de rotación corta asociadas con avena. Informativo N° 64, Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA-Remehue), Osorno, Chile, pp. 1–4. <http://biblioteca.inia.cl/medios/biblioteca/informativos/NR35840.pdf>
- Pavinato, P., Restelatto, R., Sartor, L., Paris, W., 2014. Production and nutritive value of ryegrass (cv. Barjumbo) under nitrogen fertilization. *Revista Ciência Agronômica*. 45 (2), 230–237. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902014000200002>
- Proctor, J., Hsiang, S., Burney, J., Burke, M., Schlenker, W., 2018. Estimating global agricultural effects of geoengineering using volcanic eruptions. *Nature* 560, 480–483. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0417-3>
- Romero, J.E., Morgavi, D., Arzilli, F., Daga, R., Caselli, A., Rec-

- kziel, F., Viramonte, J., Díaz-Alvarado, J., Polacci, M., Burton, M., Perugini, D., 2016. Eruption dynamics of the 22–23 April 2015 Calbuco Volcano (Southern Chile): Analyses of tephra fall deposits. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 317 (1), 15–29. <https://doi.org/10.1016/j.jvolgeores.2016.02.027>
- Rovere, E., Violante, R., Rodríguez, E., Osella, A., de la Vega, M., 2012. Aspectos tefrológicos de la erupción del volcán Quizapú de 1932 en la región de la Laguna Llancanelo, Payenia (Mendoza, Argentina). *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis* 19 (2), 125–149.
- Sadzawka, A., 1990. Métodos de análisis de suelos. Serie La Platina N° 16, Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Santiago, Chile.
- Salazar, O., Casanova, M., Luzio, W., 2005. Correlación entre World Reference Base y Soil Taxonomy para los suelos de la X región de «Los Lagos» de Chile. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal* 5 (2), 35–45.
- Self, S., 1992. Krakatau Revisited: The Course of Events and Interpretation of the 1883 Eruption. *GeoJournal* 28 (2), 109–121. <https://doi.org/10.1007/BF00177223>
- Shoji, S., Nanzyo, M., Dahlgren, R.A., 1993. Volcanic Ash Soils. Genesis, Properties and Utilization. Elsevier, Amsterdam.
- Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAGEOMIN), 2015. Ranking de los 90 volcanes activos de Chile. <http://sitiohistorico.sernageomin.cl/archivos/Ranking-de-Volcanes.pdf>
- Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAGEOMIN), 2018. Volcanes activos y monitoreados por cada región del país. <http://www.sernageomin.cl/red-nacional-de-vigilancia-volcanica/>
- U.S. Geological Survey (USGS), 2018. What is the “Ring of Fire”? <https://www.usgs.gov/faqs/what-ring-fire>
- Vogel, A., Diplas, S., Durant, A.J., Azar, A.S., Sunding, M.F., Rose, W.I., Sytchkova, A., Bonadonna, C., Krüger, K., Stohl, A., 2017. Reference data set of volcanic ash physicochemical and optical properties. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 122 (17), 9485–9514. <https://doi.org/10.1002/2016JD026328>
- Wilson, T., Stewart, C., Bickerton, H., Baxter, P., Outes, V., Villarosa, G., Rovere, E., 2013. Impacts of the June 2011 Puyehue-Cordón Caulle volcanic complex eruption on urban infrastructure, agriculture and public health. GNS Science Report 2012/20, Avalon, New Zealand.



Cuantificación de la respiración y biomasa microbiana en Andisoles del sur de Colombia

Respiration and microbial biomass quantification in Southern Colombia Andisols

Rosero, J. ^{a*}, Vélez, J. ^a, Burbano, H. ^a, Ordóñez, H. ^a

^a Facultad de Ciencias Agrícolas, Universidad de Nariño, Ciudad Universitaria Torobajo – Calle 18 No. 50-02, Nariño, Colombia.



ARTICLE INFO

Keywords:

Silvopastoral systems
Carbon
Forest
Land uses

Original Research Article,
Special Issue: Sustainable
Management of Volcanic Ash Soils

*Corresponding author:

Jerson Rosero M.

E-mail address:

jroseromoran@gmail.com

ABSTRACT

Soil respiration was evaluated by quantifying CO₂ and carbon from microbial biomass (CBM) in a livestock production system that integrates different land uses, located south-east of the municipality of Pasto. The evaluated uses correspond to secondary forest, prairie and silvopastoral system (Ssp), at two depths (0-10 cm and 10-20 cm). A completely randomised design was used in a 3x2 factorial arrangement (Factor A: uses, Factor B: depths). The soils presented a sandy loam texture, moderately acidic pH, high cation exchange capacity, high organic carbon content, medium calcium, magnesium and potassium content, and low phosphorus content. The classification analysis allowed the formation of three groups that coincided with the three land uses evaluated, where the Ssp presented the highest number of variables above the general average of the study. The Anova showed a p-value <0.001 for the interaction use * depth; Tukey's means comparison tests allowed establishing that the highest respiration values occurred in the forest at a depth of 0-10 cm (1.89 mg⁻¹ CO₂ C g⁻¹ soil⁻¹), while in the Ssp at a 10-20 cm depth the lowest respiration values occurred (0.072 mg⁻¹ CO₂ C g⁻¹ soil⁻¹). The CBM presented higher values in the forest at a depth of 0-10 cm (179.19 μg⁻¹ C g⁻¹ soil⁻¹) and lower values in the Ssp at a depth of 0-10cm (117.72 μg⁻¹ C g⁻¹ soil⁻¹).

RESUMEN

Se evaluó la respiración del suelo mediante la cuantificación de CO₂ y el carbono de la biomasa microbiana (CBM) en un sistema de producción ganadero que integra diferentes usos del suelo, localizado al sur-orienté del municipio de Pasto. Los usos evaluados correspondieron a bosque secundario, pradera y sistema silvopastoril (Ssp), a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm); se utilizó un diseño completamente al azar en un arreglo factorial 3x2 (Factor A: usos, Factor B: profundidades). Los suelos presentaron una textura franco arenosa, pH moderadamente ácido, alta capacidad de intercambio catiónico, altos contenidos de carbono orgánico, medianos contenidos de calcio, magnesio y potasio, y bajos contenidos de fósforo. El análisis de clasificación permitió la conformación de tres grupos que coincidieron con los tres usos del suelo evaluados, en donde el Ssp presentó el mayor número de variables por encima de la media general del estudio. El Anova demostró un p-valor <0,001 para la interacción uso*profundidad; las pruebas de comparación de medias de Tukey permitieron establecer que los mayores valores de respiración se presentaron en el bosque a una profundidad de 0-10 cm (1,89 mg⁻¹ CO₂ C g⁻¹ suelo⁻¹) mientras que en el Ssp a una profundidad de 10-20 cm ocurrieron los valores más bajos de respiración (0,072 mg⁻¹ CO₂ C g⁻¹ suelo⁻¹). El CBM presentó valores superiores en bosque a una profundidad de 0-10 cm (179,19 μg⁻¹ C g⁻¹ suelo⁻¹) y valores inferiores en el Ssp a una profundidad de 0-10 cm (117,72 μg⁻¹ C g⁻¹ suelo⁻¹).

Palabras claves: sistemas silvopastoriles, carbono, bosque, usos de suelo.

INTRODUCCIÓN

La intensificación de la actividad ganadera ha provocado impactos negativos sobre los bosques, las fuentes hídricas y los suelos (Butt, 2016; Jadán *et al.*, 2017), estos últimos, considerados como los más perjudicados, pues el incremento de la ocupación animal por unidad de área, la transformación paulatina de bosques a pasturas, y el uso de suelos que presentan limitan-

tes para esta actividad han generado desequilibrios y perturbaciones en las propiedades físicas, químicas y biológicas de los mismos (Murillo, 2015).

En Colombia, los sistemas de producción ganadera se desarrollan en todo su territorio, en diferentes zonas altitudinales, climas, relieves y ecosistemas, con diversos propósitos como: producción de leche, carne, pieles, lana, entre otros (Viloria de la Hoz, 2015; Montoya, 2015). En el departamento de Nariño los sistemas

de producción ganadera localizados por encima de los 2.400 m s. n. m., se caracterizan por la integración de diferentes usos del suelo, fruto de las múltiples transiciones de bosque a pastura, prevaleciendo entre estos usos aquellos bajo cobertura de bosques secundarios, sistemas silvopastoriles y cultivos heterogéneos de pasturas, los cuales son usados de manera integral en función de las necesidades del productor (Navia *et al.*, 2015, Navia *et al.*, 2017). Esta dinámica productiva tiene efectos sobre los suelos, afectando sus propiedades (Benavides *et al.*, 2015; Marín *et al.*, 2017).

Esta actividad manejada inapropiadamente ha originado problemas de degradación y pérdida de fertilidad de los suelos (Marín *et al.*, 2017; Sotelo *et al.*, 2017). Entre los componentes del suelo afectados por la degradación, se halla el biológico, pues el cambio abrupto de cobertura vegetal ("potrerización"), el pastoreo en fuertes pendientes y el manejo inadecuado de ciclos de pastoreo, alteran propiedades físicas y químicas claves para la existencia de las comunidades microbianas, las cuales son altamente sensibles (Crespo, 2015; Lizarazo y Gómez, 2015; Ruíz, 2017).

Las comunidades microbianas son importantes porque mantienen los flujos de ingreso y salida de la materia orgánica, además de actuar como puerta de entrada de los residuos orgánicos a la solución del suelo (Bowles *et al.*, 2014). Sin éstas, los suelos carecerían de fertilidad *per se*, ya que las comunidades microbianas transforman moléculas orgánicas complejas a formas simples y asimilables por las plantas, lo que da a los suelos su grado de fertilidad (Anriquez *et al.*, 2017; Mamani *et al.*, 2017; Nieto y Litvak, 2017).

La respiración del suelo es la producción total de CO₂ por unidad de área y tiempo (Pardo *et al.*, 2019) resultante de la oxidación química de los compuestos de carbono, mediada por organismos y raíces (Lloyd y Taylor, 1994; Raich y Tufekciogul, 2000; Yi *et al.*, 2007). Esta juega un papel fundamental en diversos fenómenos ecológicos, como el funcionamiento de las plantas y la concentración global del CO₂ atmosférico (Liu *et al.*, 2006; Sánchez, 2016). La regulan factores bióticos y abióticos como: la temperatura, la humedad del suelo, la concentración de nutrientes, la estructura de la vegetación, la actividad fotosintética y el desarrollo fenológico de la planta (Singh y Gupta, 1977; Subke *et al.*, 2006), así como la biomasa de raíces finas y microbiana (Adachi *et al.*, 2006).

Es así que la producción de CO₂ en el suelo se relaciona con muchos tipos de procesos de respiración autotrófica y heterotrófica, es comparable con la respiración de un organismo, pero, en este caso, resulta de la actividad de la diversa composición de microorganismos del suelo que producen CO₂ (Sandor, 2010). La medida del C-CO₂ permite evaluar la actividad total de un suelo, la transformación de un determinado sustrato, o la respuesta a un tratamiento (Sánchez, 2016).

De acuerdo con lo anterior, esta investigación evaluó la actividad microbiana del suelo en una finca ganadera con manejo integral que involucra pradera, bosque secundario y sistema silvopastoril, en la zona altoandina del municipio de Pasto, Nariño, a través de la cuantificación de la respiración y biomasa microbiana.

MATERIAL Y MÉTODOS

Localización, usos del suelo y muestreo

El estudio se desarrolló al Sur-oriente del municipio de Pasto, a una altura de 2.800 m s. n. m., con una temperatura promedio de 12 °C y una precipitación de 703 mm año⁻¹ (IDEAM, 2016), sobre un suelo Pachic melanudands (IGAC, 2004). Geográficamente está ubicado en las coordenadas 1.17104, latitud y -77.30332 longitud (CORPONARIÑO, 2011). Se trabajó en los laboratorios de suelos y fisiología vegetal de la Universidad de Nariño, ubicados en el municipio de Pasto (Nariño) a una altura de 2.527 m s. n. m., y una temperatura media de 11°C, localizados en las coordenadas 1.231838, latitud y -77.293571 longitud (IDEAM, 2019).

La zona de bosque secundario ocupa un área de 5,57 ha, con una edad aproximada de 50 años, tiene especies nativas como chilco (*Joseanthus crassilanus* (Cuatrec) H. Rob.), amarrillo (*Miconia* sp.), Encino liso (*Weinmannia rollotti* Killip.), Cordoncillo (*Piper* sp.), y Mayo (*Tibouchina mollis* (Bonpl) Cogn.), en diferentes estados sucesionales, también presenta especies introducidas como pino (*Pinus* sp.), acacias (*Acacia decurrens* Willd. y *Acacia melanoxylon* R. Br.) y aliso (*Alnus acuminata* Kunth.). Sobre este uso no se realiza ninguna práctica de extracción y manejo, se destina a la conservación y el propietario propende por su restauración.

Adicionalmente, la zona de pradera abarca un área de 6,97 ha y tiene especies de pastos naturales como el kikuyo (*Cenchrus clandestinus* (Hochst. Ex Chiov.) Morrone) y mejorados como el llantén forrajero (*Plantago major* L.), y mezcla de pastos tetrablend compuesto por ryegrass híbrido tetraploide, ryegrass anual tetraploide, pasto azul orchoro, y trébol rojo gigante. Este uso tiene una edad aproximada de 30 años, en el cual se desarrollan prácticas de manejo agroecológicas como aplicación de biopreparados y organismos eficientes. Los animales de la raza Holstein ingresan a la pradera cada 40 días, bajo una carga animal de entre 1 y 1,2 animales por hectárea.

Finalmente, el sistema silvopastoril (Ssp) ocupa un área de 3,33 ha, con una edad aproximada de 12 años; tiene un arreglo silvopastoril con plantación en línea de árboles Aliso (*Alnus acuminata* Kunt.) y pasto kikuyo (*Cenchrus clandestinus* (Hochst. Ex Chiov.) Morrone). Solo se realiza rotación de pastoreo cada 40 días.

Para el análisis fisicoquímico se tomó una muestra de suelo al inicio de la investigación. Para estudiar la

respiración y biomasa microbiana se tomaron seis muestras de suelo compuestas por uso, a dos profundidades de 0 a 10 cm y de 10 a 20 cm.

Variables evaluadas

Propiedades físicas y químicas del suelo

Las variables químicas y físicas evaluadas fueron: pH (NTC 5264), porcentaje de carbono orgánico (Walkley-Black (colorimétrico) NTC 5403), nitrógeno total (con base en la materia orgánica), fósforo disponible (Bray II y Kurtz), capacidad de intercambio catiónico (acetato de amonio 1N pH 7 NTC 5268), calcio, magnesio y potasio intercambiable (acetato de amonio 1N pH 7), acidez de cambio (extracción KCL 1N) hierro, manganeso, cobre y zinc (extracción DTPA NTC 5526), boro (extracción agua caliente NTC 5404) y azufre (extracción con fosfato monocálcico monohidratado 0,008M – NTC 5402), humedad gravimétrica (mesa de tensión y membrana de presión), textura (Bouyoucos), densidad aparente (método del cilindro), densidad real (picnómetro), estabilidad estructural (Yoder, 1936), distribución de agregados (Test Sieve Shaker), las cuales se realizaron en los laboratorios especializados de suelos de la Universidad de Nariño.

Respiración del suelo

Siguiendo la metodología recomendada por Burbano (1989), se pesaron 10 g de suelo previamente tamizados a 2 mm, y se introdujeron en tubos de ensayo de 25 ml. Los suelos se encontraban con una humedad promedio del 50% y se adicionó de 3 a 5 ml de agua hasta llegar a capacidad de campo.

En el vial que va en cada tubo de ensayo, se depositaron 0,2 g de BaO_2 y 2 gotas de Ba(OH)_2 , se agitó el vial para que los compuestos se adhirieran uniformemente a las paredes de este. Se depositó el vial sobre el suelo que se encuentra en el tubo de ensayo y se procedió a taparlo. El suelo se incubó a temperatura ambiente (entre 12 °C y 15 °C).

Medida de CO_2

Se determinó el CO_2 al concluir cada uno de los cuatro periodos de incubación (7 días). Se retiró el vial del tubo de ensayo y se lo colocó en el frasco del calcímetro junto con un tubo plástico que contenía 5 ml de HCl 2N. Se enrasó a cero la columna del calcímetro, con todas las llaves cerradas. El frasco del calcímetro se agitó, para poner en contacto el vial donde se forma BaCO_3 y el HCl, para conseguir el desprendimiento del CO_2 . Se leyeron los milímetros que el líquido desplazó en la columna del calcímetro por la presión del CO_2 desprendido. Luego se multiplicó los milímetros de la lectura

por el factor de conversión para las condiciones del calcímetro y del laboratorio, para expresar los resultados en términos de $\text{mg}^{-1} \text{CO}_2 \text{C g}^{-1} \text{suelo}^{-1}$.

Cuantificación de la biomasa microbiana

La biomasa microbiana se determinó con el método de fumigación extracción propuesto por Vance *et al.* (1987), para lo cual se pesaron 10 g de suelo (control) en un erlenmeyer de 250 ml, se adicionó 50 ml de K_2SO_4 (0,5M), se agitó 30 min y se filtró con papel Whatman 42. Se procedió a guardar el extracto a 4 °C hasta su procesamiento. Además, se pesaron 10 g de suelo (fumigado con cloroformo libre de etanol) en un beaker de 40 ml, se incubó por 24 h a 25 °C y se procedió igual que en la muestra control.

Del extracto obtenido se colocaron 8 ml en tubos de digestión (3 repeticiones control y 3 fumigado), se adicionó 2 ml de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (66,7 mM), 70 mg de HgO y 15 ml de mezcla ácida (2 volúmenes de H_2SO_4 (98%) y 1 volumen de H_3PO_4 88%). Las muestras se digirieron a 150 °C por 30 minutos y se dejaron enfriar. Se transfirió a un erlenmeyer de 250 ml, se adicionó 80 ml de agua destilada, se agregó 3 gotas de fenontralina y se valoró el exceso de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ con sal de Morh 33,3 mM $(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$.

Diseño experimental

Se utilizó un diseño experimental completamente al azar (DCA) en arreglo factorial 3x2 con seis repeticiones, donde el factor A correspondió a usos de suelo (bosque secundario, sistema silvopastoril (Ssp) y pradera) y el factor B a profundidad de muestreo (10 cm y 20 cm).

Modelo estadístico

$$Y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + (\alpha\beta)_{ij} + \varepsilon_{ijk}$$

En donde:

μ : es el efecto de la media global

α_i : es el efecto incremental sobre la media causado por el nivel i del factor A

β_j : es el efecto incremental sobre la media causado por el nivel j del factor B

$(\alpha\beta)_{ij}$: es el efecto incremental sobre la media causado por la interacción del nivel i del factor A y del nivel j del factor B.

ε_{ijk} : es el error experimental asociado al efecto de cada factor

Análisis estadístico

Los resultados se sometieron a una prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov, posteriormente se normalizó la base de datos y se sometió a un análisis de varianza y análisis de componentes principales (ACP),

para describir las tendencias de los tratamientos, luego se realizó una prueba de comparación de medias de Tukey con un nivel de confianza del 95% para determinar el tratamiento con mayor y menor actividad microbiana. Los programas estadísticos utilizados fueron, InfoStat y Spad 5.6, en los cuales se generaron distintas programaciones para los diferentes análisis.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características físicas y químicas de los suelos evaluados

Se encontró un primer factor que permite explicar el 48,48% de la variabilidad y está conformado princi-

palmente por las variables: capacidad de intercambio catiónico (CIC) con una correlación variable factor de 0,97; calcio intercambiable 0,86; aluminio intercambiable 0,92; boro (B) 0,96; humedad de saturación 0,99; capacidad de campo 0,94 y punto de marchitez permanente 0,96 (Figura 1); variables que están relacionadas directamente con la dinámica de la materia orgánica y los procesos de humificación, los cuales a su vez están mediados por la actividad microbiana y enzimática del suelo (Gianfreda y Ruggiero, 2006; García *et al.*, 2016).

El segundo factor explica el 21,69% de la variabilidad total, y lo conforman variables relacionadas con: CO₂, magnesio intercambiable, potasio intercambiable, manganeso (Mn), cobre (Cu), zinc (Zn), con valores de correlación variable factor, del orden de 0,61; 0,53;

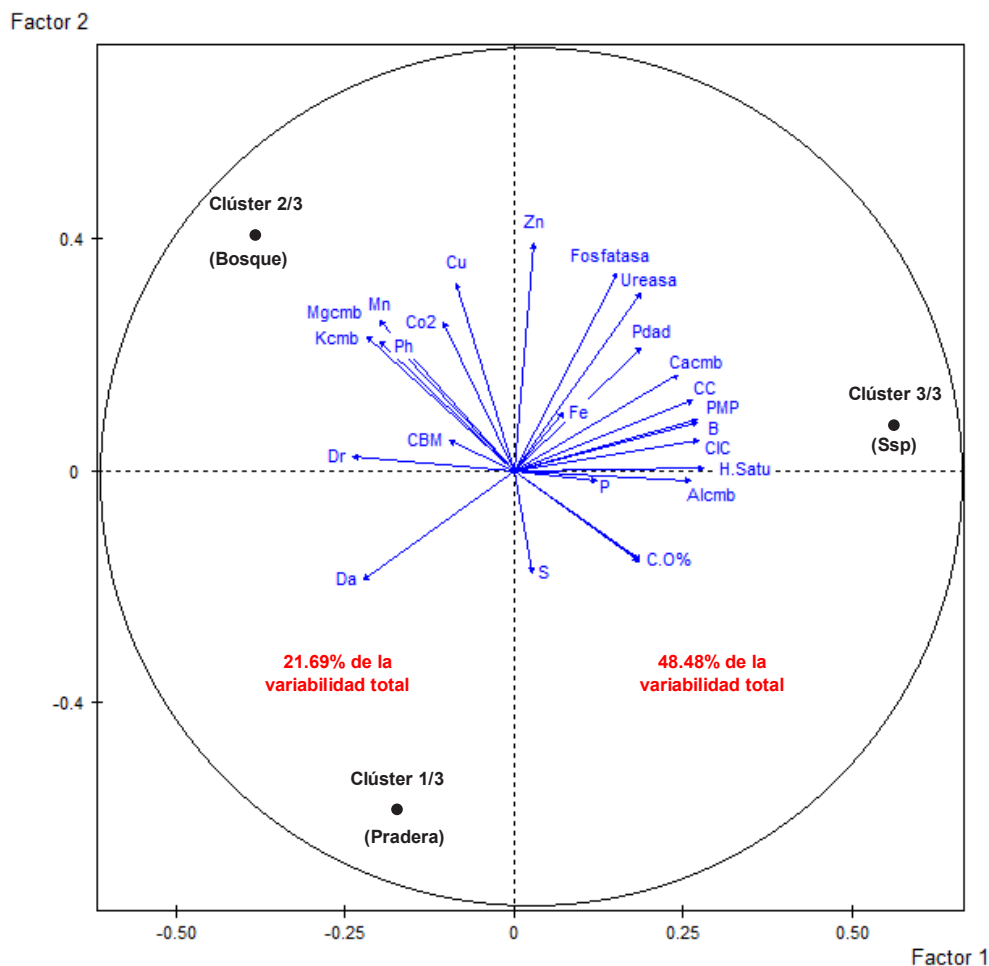


Figura 1. Diagrama del aporte de las variables físico-químicas y biológicas evaluadas, a los dos primeros componentes o factores principales. La línea punteada horizontal divide los dos factores que explicaron el 70,71% de la variabilidad del fenómeno. Los vectores en color azul, demuestran de manera directamente proporcional a su longitud el aporte en porcentaje de cada variable a los dos factores. Los usos del suelo evaluados se localizaron de acuerdo con la proximidad a cada variable.

Figure 1. Diagram of the contribution of the physical-chemical and biological variables evaluated, to the first two components or main factors. The horizontal dotted line divides the two factors that explained 70.71% of the variability of the phenomenon. The vectors in blue color demonstrate, in a directly proportional way to their length, the contribution in percentage of each variable to both factors. The evaluated land uses were located according to the proximity to each variable.

0,55; 0,61; 0,77 y 0,93 respectivamente (Figura 1). Este factor permite observar la relación existente entre los macro y micro nutrientes del suelo y la actividad microbiana. Al respecto, Sánchez *et al.* (2005), destacan la importancia de micro-elementos como Cu, Mn, Zn, Fe, sobre la actividad microbiana. Por su parte, Song *et al.* (2018), encontraron altas correlaciones entre los contenidos de N, P, K, y la actividad microbiana.

El análisis de clasificación permitió agrupar los suelos evaluados en tres grandes grupos en función de la actividad microbiana, los cuales se caracterizan por su afinidad intragrupal y por sus diferencias intergrupales, y a su vez, coincidieron con los usos del suelo evaluados (Figura 2).

El primer grupo, correspondiente al uso pradera, la actividad microbiana representada por las variables (CO_2 , CBM) presentó los valores más bajos con respecto a los otros dos usos evaluados (Bosque y Ssp). Este comportamiento podría estar relacionado con la escasa diversidad en la estructura vegetal, en donde predominan solo pastos como: (*Cenchrus clandestinus* (Hochst. Ex Chiov.) Morrone) *Plantago major* L.), y mezcla de pastos tetrablend compuesto por ryegrass híbrido tetraploide, ryegrass anual tetraploide, pasto azul orcho, y trébol rojo gigante. Al respecto, Sarto *et al.* (2019), en su estudio relacionado con la actividad microbiana del suelo en un sistema tropical integrado por cultivos y ganadería, afirman que la actividad microbiana y la biomasa microbiana fueron significativamente mayores en un bosque nativo que en una pradera, esto debido a que en áreas sometidas a monocultivo no se producen cantidades considerables de tejidos difíciles de degradar, por lo tanto estas áreas acumulan menos carbono en el suelo y sostienen menos diversidad microbiana (D'Acunto *et al.*, 2016).

En el segundo grupo, que perteneció al uso bosque secundario, presentó valores de CO_2 y CBM por encima de la media general de la evaluación, resultados que

se relacionan con la diversidad existente en la composición vegetal del bosque en evaluación (Tian *et al.*, 2015). Al existir diferentes especies arbustivas y arbóreas, en diferentes estados de sucesión, hay incorporación de material vegetal de diferente calidad en cortos periodos de tiempo, lo que influye positivamente en la estructura y función de la comunidad microbiana (Schimel, 2016) y en consecuencia se altera el metabolismo microbiano del suelo y el flujo de energía (Bardgett y Van der Putten, 2014; Xu *et al.*, 2014).

La influencia del pH del suelo en este grupo concuerda con la relación pH-respiración microbiana; el pH del suelo cercano a 7,0 es el adecuado para la respiración microbiana (Kooch *et al.*, 2017). Al respecto, Bååth y Anderson (2003), informaron que el pH correlacionó positivamente con la respiración del suelo en un bosque de roble y Wallenstein *et al.* (2006), sugirieron que el pH y los cambios asociados a este, pueden ser factores importantes que controlan las comunidades microbianas del suelo (Wang *et al.*, 2008).

Por otra parte, se logra observar valores de elementos menores como Cu, Mn, Zn, por encima del promedio general de la evaluación. Este fenómeno está relacionado con la descomposición de la materia orgánica, porque durante el proceso de transformación de las moléculas orgánicas por los microorganismos del suelo se liberan elementos menores a la solución del mismo (Bastida *et al.*, 2008). Al respecto Gangloff *et al.* (2016) afirman que el aumento en las concentraciones de elementos menores como el Mn y el Zn se encuentran relacionadas con las transformaciones microbianas del carbono orgánico realizadas para acceder al N necesario para formar NO_3^- o NO_2^- como aceptor final de electrones en el proceso de respiración. Por otra parte los altos contenidos de Cu podrían aumentar significativamente la concentración de compuestos fenólicos, los cuales estimulan directamente la actividad microbiana (Brockett *et al.*, 2012; Hättenschwiler y Vitousek, 2000).

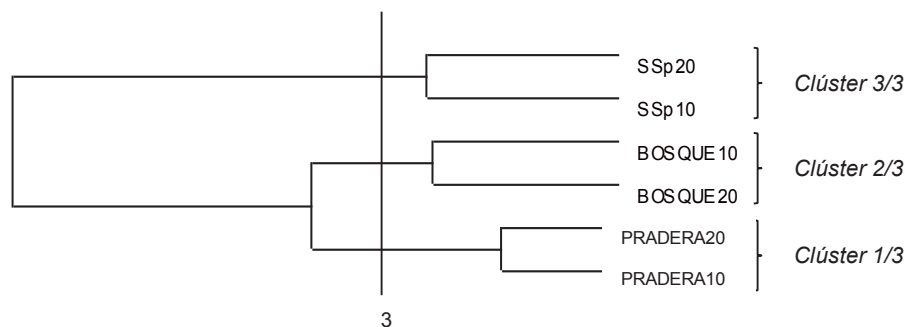


Figura 2. Dendrograma de conformación de grupos basado en un análisis jerárquico de las variables físico-químicas y biológicas evaluadas. Los usos evaluados se caracterizaron por su alta afinidad intragrupal, generando tres clusters o grupos.

Figure 2. Dendrogram representing the group's formation based on the physico-chemical and biological variables evaluated through a hierarchical analysis. The uses evaluated were characterised by their high intragroup affinity, generating three clusters or groups.

En el tercer grupo que coincidió con el sistema silvopastoril (Ssp), el contenido elevado de N del suelo, probablemente se deba a la fijación biológica de N realizada por los árboles de aliso ($1,6 \text{ kg}^{-1} \text{ N árbol año}$) (Hibbs y Cromack, 1990; Muñoz y Pupiales, 2010). Por otra parte, los altos contenidos de carbono orgánico (7,85% - 9,04%) podrían relacionarse con la lenta descomposición de la materia orgánica, influenciada entre otros por la alta acidez encontrada en este uso (pH 4,32 - 5,32), según los criterios de Kooch *et al.* (2017).

Los altos contenidos de Ca, B y Zn encontrados, podrían relacionarse con los altos valores de carbono orgánico del suelo anteriormente mencionados. Respecto a la alta porosidad total presente en este uso (71,92% - 72,70%) Meza y Geissert, (2003) encontraron que las variaciones en la porosidad total del suelo se encuentran estrechamente correlacionadas con los contenidos de carbono orgánico total.

Carbono de biomasa microbiana (CBM) y respiración del suelo medida a través de CO_2

El análisis de varianza para respiración CO_2 y CBM, detectó diferencias altamente significativas ($p < 0,001$) para la interacción uso-profundidad.

Los valores de respiración difirieron estadísticamente entre el bosque a una profundidad de 0-10 cm ($1,89 \text{ mg}^{-1} \text{ CO}_2 \text{ C g}^{-1} \text{ suelo}^{-1}$), frente a los demás usos del

suelo evaluados, presentándose el promedio más bajo de respiración en el Ssp a una profundidad de 10-20 cm ($0,072 \text{ mg}^{-1} \text{ CO}_2 \text{ C g}^{-1} \text{ suelo}^{-1}$) (Figura 3).

Estos valores podrían relacionarse, entre otros factores, con los aportes de biomasa aérea y subterránea realizados por la diversa vegetación presente en el bosque (Finér *et al.*, 2011; Ríos *et al.*, 2017; Parsapour *et al.*, 2018), biomasa que inicialmente se acumula en los primeros 10 cm del suelo (Pérez-Cruzado *et al.*, 2014; Zhang *et al.*, 2017). Adicionalmente, Davidson *et al.* (2002), afirman que el aumento en la respiración del suelo en bosques de más de 25 años se podría explicar por una mayor biomasa de raíces finas en el suelo.

El contenido de nutrientes del suelo actúa como un factor principal que controla la variabilidad en la respiración microbiana del suelo bajo diferentes usos y coberturas (Tardy *et al.*, 2014; Mganga *et al.*, 2016). La alta respiración del suelo en el bosque puede explicarse con el aumento en el contenido de K, Mn, Mg, Cu, Zn, situación que también está relacionada con la producción de raíces finas (Metcalf *et al.*, 2008), lo cual supone un posible cambio en la dinámica del carbono subterráneo (Metcalf *et al.*, 2008; Finér *et al.*, 2011; Quinto *et al.*, 2016) que estimula la actividad microbiana, y conduce a un aumento en la respiración del suelo (Yan *et al.*, 2018; Zhou *et al.*, 2019).

Los promedios más bajos de respiración ($0,072 \text{ mg}^{-1} \text{ CO}_2 \text{ C g}^{-1} \text{ suelo}^{-1}$) ocurrieron en el sistema silvopastoril

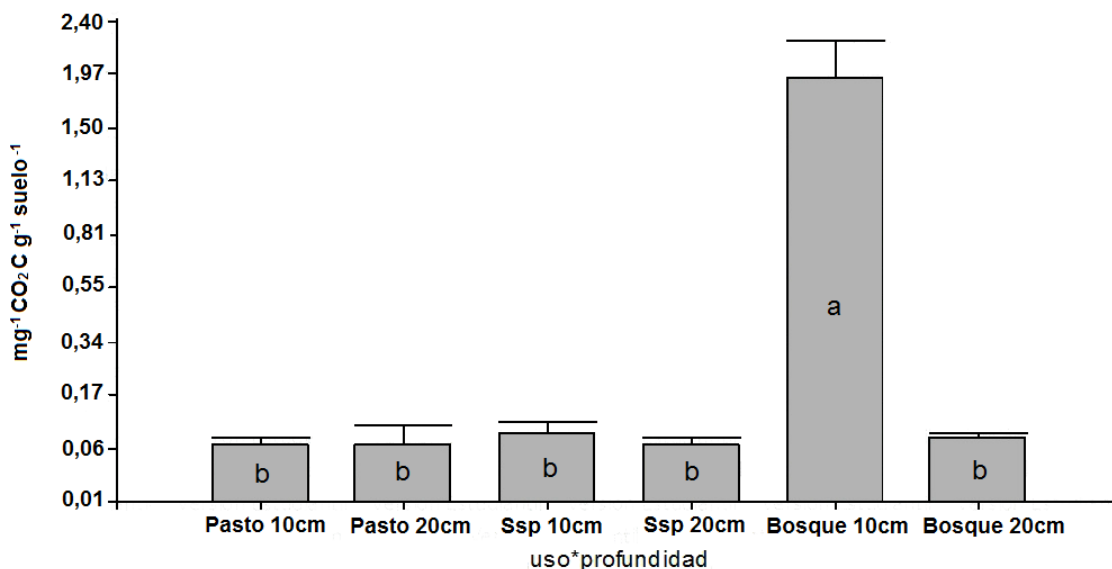


Figura 3. Prueba de comparación de medias de Tukey para respiración (CO_2), medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). Ssp 10: muestra tomada en el Sistema silvopastoril a una profundidad de 10 cm; Ssp 20 cm: muestra tomada en el Sistema silvopastoril a una profundidad de 20 cm. Se colectaron un total de 6 repeticiones por profundidad.

Figure 3. Tukey's comparison test for respiration (CO_2), averages with the same letter do not show significant differences ($p > 0.05$). Ssp 10: sample taken in the silvopastoral system at 10 cm depth; Ssp 20 cm: sample taken in the silvopastoral system at 20 cm depth. A total of 6 replicates per depth were collected.

(Ssp) a una profundidad de 10-20 cm. Esta situación puede explicarse en razón de los altos valores de N (0,66%) encontrados entre los 10-20 cm de profundidad, en comparación con los otros usos evaluados (Mo *et al.*, 2008; Liu *et al.*, 2009). Este fenómeno puede explicarse debido a que altos contenidos de N pueden estabilizar la materia orgánica y mejorar su resistencia a la descomposición microbiana al incorporar parte de este N a la materia orgánica, formando algunos compuestos recalcitrantes, como los indoles y los pirrol (Riggs *et al.*, 2015; Yong *et al.*, 2019), aseveración que resulta consistente con los resultados de esta investigación, pues los porcentajes de materia orgánica más altos de la evaluación se encontraron en este uso con 21,3%. Por otra parte Peng *et al.* (2017) encontraron que como resultado del proceso de nitrificación, se pueden acumular más protones (H^+) en el suelo lo que conduce a una disminución del pH y en consecuencia una disminución de la actividad microbiana, situación que se relaciona con el valor de pH (4,32) encontrado en este uso, el cual a su vez es el valor más bajo de la evaluación.

Carbono de la Biomasa Microbiana (CBM)

A 10 cm de profundidad el CBM fue mayor ($p < 0,001$) en el bosque ($179,19 \mu g^{-1} C g^{-1} \text{ suelo}^{-1}$) con respecto al Ssp ($117,72 \mu g^{-1} C g^{-1} \text{ suelo}^{-1}$) (Figura 4).

Los altos contenidos de CBM encontrados en el bosque a una profundidad de 0-10 cm, se hallan dentro de los rangos reportados por Arunachalam y Arunachalam (2000) para bosques subtropicales ($978 \mu g^{-1} C g^{-1} \text{ suelo}^{-1}$ a $2.088 \mu g^{-1} C g^{-1} \text{ suelo}^{-1}$) y por Ravindran y Yang (2015) para suelos de bosque de montaña subalpino ($140 \mu g^{-1} C g^{-1} \text{ suelo}^{-1}$ a $1.320 \mu g^{-1} C g^{-1} \text{ suelo}^{-1}$). Este comportamiento podría ser explicado principalmente por la diversa composición florística en diferentes estados sucesionales, situación que está relacionada con la cantidad y calidad de la materia orgánica depositada en la parte superficial del suelo proveniente de biomasa aérea y subterránea de la vegetación existente (Bardgett y Van der Putten, 2014; Xu *et al.*, 2014; Schimel, 2016).

Varias investigaciones explican los efectos del tipo de vegetación sobre la biomasa microbiana en los suelos (Hackl *et al.*, 2004; Yousuf *et al.*, 2012; Zhu *et al.*, 2012; Thomson *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2016; Xiao *et al.*, 2019; Yong *et al.*, 2019) y cómo estas influyen sobre las diferencias en la cantidad y calidad de los aportes a través de distintos tipos de hojarasca, raíces y la especificidad de nutrientes asociada, que pueden influir en la biomasa microbiana del suelo (Feng *et al.*, 2009; Jin *et al.*, 2010).

Respecto a los bajos contenidos de CBM del estudio encontrados en el Ssp a una profundidad de 0-10cm ($117,72 \mu g^{-1} C g^{-1} \text{ suelo}^{-1}$), podrían estar relacionados

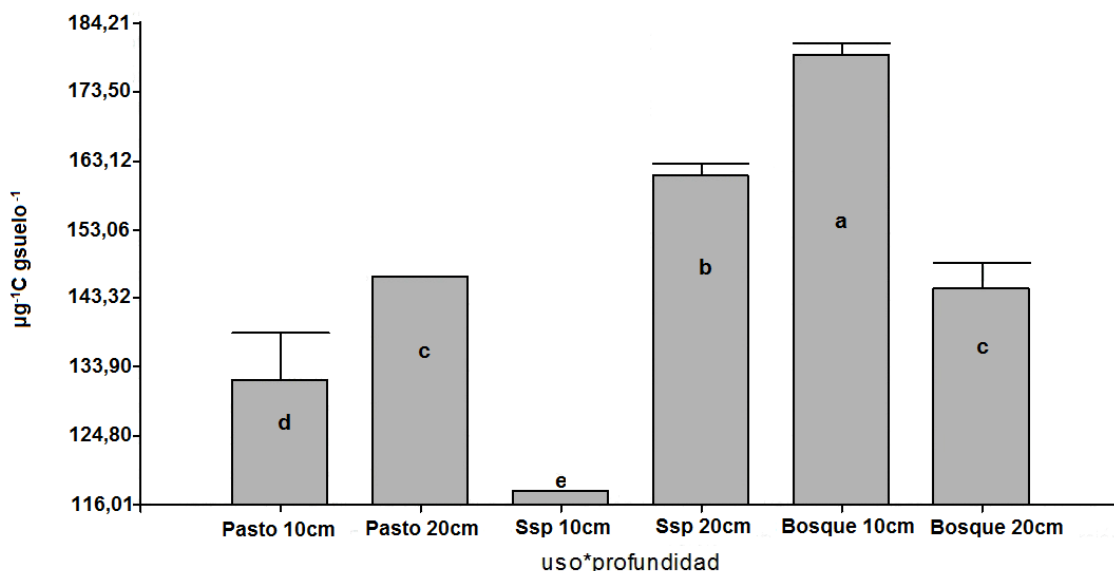


Figura 4. Prueba de comparación de medias de Tukey para carbono de la biomasa microbiana (CBM), medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). Ssp 10: muestra tomada en el Sistema silvopastoril a una profundidad de 10 cm. Ssp 20 cm: muestra tomada en el Sistema silvopastoril a una profundidad de 20 cm. Se colectaron un total de 6 repeticiones por profundidad.

Figure 4. Tukey's comparison test for microbial biomass carbon (MBC), averages with the same letter do not show significant differences ($p > 0.05$). Ssp 10: sample taken in the silvopastoral system at a depth of 10 cm. Ssp 20 cm: sample taken in the silvopastoral system at a depth of 20 cm. A total of 6 replicates per depth were collected.

con los altos contenidos de N encontrados (0,66% frente a 0,46% de la media genera de este estudio). Trabajos previos en bosques tropicales sugirieron que altos contenidos de N del suelo podrían disminuir la biomasa microbiana y cambiar la composición de la comunidad microbiana (Treseder, 2008; Liu y Greaver, 2010).

CONCLUSIONES

En los andisoles de la zona alto-andina bajo monocultivos de pastura y prácticas de pastoreo continuo disminuyen los valores de carbono en la biomasa microbiana respecto a suelos bajo bosques, en donde la diversa composición vegetal produce mayores cantidades de biomasa difícil de degradar.

Los valores altos de CO₂ y CBM se encuentran estrechamente relacionados con la diversidad y diferentes estados sucesionales de la estructura vegetal presente en el bosque.

Las comunidades microbianas en andisoles de la zona alto-andina están influenciadas por carbono orgánico, humedad, disponibilidad de N, P y pH, las que a su vez determinan la capacidad productiva del suelo.

Los sistemas silvopastoriles dominados por especies fijadores de nitrógeno como el aliso (*Alnus acuminata* Kunth.) pueden disminuir la respiración y biomasa microbiana debido a incrementos en el nitrógeno del suelo fijado por estas especies, por lo tanto se sugiere incorporar diferentes especies en estos sistemas.

Los resultados sugieren que la diversidad vegetal tiene implicaciones positivas sobre la actividad microbiana del suelo, razón por la cual, la diversificación de especies vegetales en los sistemas silvopastoriles, además de la conservación de suelos, conllevaría beneficios sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas de los mismos.

REFERENCIAS

Adachi, M., Bekku Y., Rashidah W., Okuda T., Koizumi H., 2006. Differences in soil respiration between tropical ecosystems. *Applied Soil Ecology* 34, 258–265.

Anriquez, A., Barreto, G., Silberman, J., Domínguez, N., Nuñez, J.D., 2017. Abundancia y actividad microbiana del suelo en sistemas silvopastoriles de la región chaqueña. *Agrotecnia* (25), 54.

Arunachalam, A., Arunachalam, K., 2000. Influence of gap size and soil properties on microbial biomass in a subtropical humid forest of north-east India. *Plant and Soil* 223 (1-2), 187–195.

Bååth, E., Anderson, T.H., 2003. Comparison of soil fungal/bacterial ratios in a pH gradient using physiological and PLFA-based techniques. *Soil Biology and Biochemistry* 35 (7), 955–963.

Bardgett, R., Van der Putten, W., 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* 515 (7528), 505.

Bastida, F.A., Zsolnay A., Hernández T., García C., 2008. Past,

present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma* 147, 159–171.

Benavides, E., Morales, L., Navia, J., 2015. Propiedades físicas y contenido de materia orgánica en diferentes usos del suelo en Samaniego, Colombia. *Revista Agroforestería Neotropical* 1 (5), 27–41.

Berg, B., 2000. Descomposición de la hojarasca y rotación de la materia orgánica en suelos forestales del norte. *Ecología y Manejo Forestal* 133 (1-2), 13–22.

Bowles, T., Acosta-Martínez, V., Calderón, F., Jackson, L., 2014. Soil enzyme activities, microbial communities, and carbon and nitrogen availability in organic agroecosystems across an intensively-managed agricultural landscape. *Soil Biology and Biochemistry* 68, 252–262.

Brockett, B., Prescott, C., Grayston, S., 2012. Soil moisture is the major factor influencing microbial community structure and enzyme activities across seven biogeoclimatic zones in western Canada. *Soil Biology and Biochemistry* 44 (1), 9–20.

Burbano, H., 1989. El Suelo una visión sobre sus componentes biogénicos. Pasto, Universidad de Nariño. Primera Edición, Pasto, Colombia.

Butt, B., 2016. Ecology, mobility and labour: Dynamic pastoral herd management in an uncertain world. *Revue Scientifique et Technique* 35, 461–472.

Corporación Autónoma de Nariño (CORPONARIÑO), 2011. Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico Quebrada Miraflores, <http://corponarino.gov.co/expedientes/descontaminacion/porhmirafloresp1.pdf>

Crespo, G., 2015. Factores que influyen en el reciclaje de nutrientes en pastizales permanentes, avances en el desarrollo de su modelación. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 49 (1), 1–10.

D'Acunto, L., Semmartin, M., Ghersa, C., 2016. Uncultivated margins are source of soil microbial diversity in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 220, 1–7.

Davidson, E., Savage, K., Bolstad, P., Clark, D., Curtis, P., Ellsworth, D., Randolph, J.C., 2002. Belowground carbon allocation in forests estimated from litterfall and IRGA-based soil respiration measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* 113 (1), 39–51.

Feng, W., Zou, X., Schaefer, D., 2009. Above-and belowground carbon inputs affect seasonal variations of soil microbial biomass in a subtropical monsoon forest of southwest China. *Soil Biology and Biochemistry* 41 (5), 978–983.

Finér, L., Ohashi, M., Noguchi, K., Hirano, Y., 2011. Fine root production and turnover in forest ecosystems in relation to stand and environmental characteristics. *Forest Ecology and Management* 262 (11), 2008–2023.

Gangloff, S., Stille, P., Schmitt, A., Chabaux, F., 2016. Factors controlling the chemical composition of colloidal and dissolved fractions in soil solutions and the mobility of trace elements in soils. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 189, 37–57.

García, G., Torres, M., Rebellon, L., 2016. Evaluación de la adecuación de humedad en el compostaje de biorresiduos de origen municipal en la Planta de Manejo de Residuos Sólidos (PMRS) del Municipio de Versalles, Valle del Cauca. *Gestión y Ambiente* 19 (1), 179–191.

Gianfreda, L., Ruggiero P., 2006. Enzyme Activities in Soil, in:

- Nannipieri P., Smalla K. (Eds.), Nucleic Acids and Proteins in Soil. Soil Biology, vol 8. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 257–311.
- Hackl, E., Bachmann, G., Zechmeister-Boltenstern, S., 2004. Microbial nitrogen turnover in soils under different types of natural forest. *Forest Ecology and Management* 188 (1-3), 101–112.
- Hättenschwiler, S., Vitousek, P., 2000. The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. *Trends in Ecology and Evolution* 15 (6), 238–243.
- Hibbs, D., Cromack, K., 1990. Actinorhizal plants in Pacific Northwest forests, in: Schwintzer, C., Tjepkema, J. (Eds.), *The biology of Frankia and actinorhizal plants*, Academic Press, San Diego, pp. 343–363.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM), 2016. Monitoreo de la deforestación en 2015. Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono SMBYC. http://www.ideam.gov.co/web/sala-deprensa/noticias//asset_publisher/96oXgZAhHrhJ/content/lacifradedeforestacion-en-colombia-2015-reporta-124-035-hectareas-afectada
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM), 2019. Información básica de estación-Catálogo Nacional de Estaciones. <http://visor.ideam.gov.co:8530/geovisor/#!/profiles/3>.
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC), 2004. Estudio general de suelos y zonificación de tierras. Departamento de Nariño. Edición N° 2. Bogotá, Colombia.
- Jadán, O., Cedillo, H., Zea, P., Quichimbo, P., Peralta, Á., Vaca, C., 2017. Relación entre deforestación y variables topográficas en un contexto agrícola ganadero, cantón Cuenca. *Bosques Latitud Cero* 6 (2), 1–43.
- Jin, H., Sun, O.J., Liu, J., 2010. Changes in soil microbial biomass and community structure with addition of contrasting types of plant litter in a semiarid grassland ecosystem. *Journal of Plant Ecology* 3 (3), 209–217.
- Kooch, Y., Samadzadeh, B., Hosseini, S.M., 2017. The effects of broad-leaved tree species on litter quality and soil properties in a plain forest stand. *Catena* 150, 223–229.
- Liu, H., Li, L., Han, X., Huang, J., Sun, J., Wang, H., 2006. Respiratory substrate availability plays a crucial role in the response of soil respiration to environmental factors. *Applied Soil Ecology* 32, 284–292.
- Liu, J., Mei, L., Gu, J., Quan, X., Wang, Z., 2009. Effects of nitrogen fertilization on fine root biomass and morphology of *Fraxinus mandshurica* and *Larix gmelinii*: a study with in-growth core approach. *Chinese Journal of Ecology* 28 (1), 1–6.
- Liu, L., Greaver, T., 2010. A global perspective on belowground carbon dynamics under nitrogen enrichment. *Ecology Letters* 13 (7), 819–828.
- Lizarazo, P., Gómez, D., 2015. Microbiota rizosférica de *Espeletia* spp. de los Páramos de Santa Inés y de Frontino-Urrao en Antioquia, Colombia. *Acta Biológica Colombiana* 20 (1), 175–182.
- Lloyd, J., Taylor, A., 1994. On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology* 8, 315–323.
- Mamani, A., Casas, R., Sánchez, H., Mamani, J., 2017. Nitrógeno mineral y actividad microbiana en suelos del Altiplano Central boliviano. *Revista de Investigación e Innovación Agropecuaria y de Recursos Naturales* 1 (1), 65–72.
- Marín, M., Pescador, L., Ramos, L., Charry, J., 2017. Impacto de la actividad ganadera sobre el suelo en Colombia. *Ingeniería y Región* 17, 1–12.
- Metcalf, D., Meir, P., Aragão, L., Costa, A., Braga, A., Gonçalves, P., Athaydes, J., Almeida, S., Dawson, L., Malhi, Y., Williams, M., 2008. The effects of water availability on root growth and morphology in an Amazon rainforest. *Plant and Soil* 311, 188–199.
- Meza, E., Geissert, D., 2003. Estructura, agregación y porosidad en suelos forestales y cultivados de origen volcánico del Cofre De Perote, Veracruz, México. *Foresta Veracruzana* 5 (2), 57–61.
- Mganga, K., Razavi, B., Kuzyakov, Y., 2016. Land use affects soil biochemical properties in Mt. Kilimanjaro region. *Catena* 141, 22–29.
- Mo, J., Zhang, W., Zhu, W., Gundersen, P., Fang, Y., Li, D., Wang, H., 2008. Nitrogen addition reduces soil respiration in a mature tropical forest in southern China. *Global Change Biology* 14 (2), 403–412.
- Montoya, G., 2015. Diagnóstico de la ganadería Reynolds ubicada en Wisconsin, Estados Unidos. Tesis pregrado en Administración de empresas. Corporación Universitaria Lasallista. 56 p.
- Muñoz, J., Pupiales, S., 2010. Evaluación del estado actual del nitrógeno en un arreglo silvopastoril *Alnus jorullensis* H B y K) kikuyo (*Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov.) en el altiplano de Pasto. *Revista de Ciencias Agrícolas* 28 (1), 161–175.
- Murillo, M., 2015. Tomadores de decisión en sistemas ganaderos de la cuenca alta del río Guarín (Caldas, Colombia): percepción de problemas ambientales y prácticas de conservación del agua. *Luna Azul* (33), 97–109.
- Navia, J., Muñoz, D., Solarte, J., 2015. Caracterización biofísica y socioeconómica de fincas ganaderas de leche en el municipio de Guachucal, Nariño. *Temas Agrarios* 20 (1), 113–129.
- Navia, J., Muñoz, D., Solarte, J., 2017. Caracterización del componente arbóreo de cercas vivas en sistemas agroforestales en el departamento de Nariño. *Temas Agrarios*, 22 (2), 80–89.
- Nieto, N., Litvak, V., 2017. Caracterización preliminar de la actividad microbiana solubilizadora de fosfato del biofertilizante Tierra Nueva. Tesis licenciatura en Biotecnología. Universidad ORT Uruguay. 143 p.
- Pardo, Y., Gómez, P., Cantero, E., 2019. Biomasa microbiana y respiración basal del suelo bajo sistemas agroforestales con cultivos de café. *Revista UDCA Actualidad y Divulgación Científica* 22 (1), 1144–1144.
- Parsapour, M., Kooch, Y., Hosseini, S., Alavi, S., 2018. Litter and topsoil in *Alnus subcordata* plantation on former degraded natural forest land: A synthesis of age-sequence. *Soil & Tillage Research* 179, 1–10.
- Peng, Y., Chen, G., Chen, G., Li, S., Peng, T., Qiu, X., Xu, Z., 2017. Soil biochemical responses to nitrogen addition in a secondary evergreen broad-leaved forest ecosystem. *Scientific Reports* 7 (1), 2783.
- Pérez-Cruzado, C., Sande, B., Omil, B., Rovira, P., Martín-Pastor, M., Barros, N., Merino, A., 2014. Organic matter properties in soils afforested with *Pinus radiata*. *Plant and Soil* 374 (1-2), 381–398.
- Quinto, H., Caicedo, H., Pérez, M., Moreno, F., 2016. Dinámica

- de raíces finas y su relación con la fertilidad edáfica en bosques pluviales tropicales del Chocó biogeográfico colombiano. *Revista de Biología Tropical* 64 (4), 1709–1719.
- Raich, J., Tufekciogul, A., 2000. Vegetation and soil respiration: correlations and controls. *Biogeochemistry* 48 (1), 71–90.
- Ravindran, A., Yang, S., 2015. Effects of vegetation type on microbial biomass carbon and nitrogen in subalpine mountain forest soils. *Journal of Microbiology, Immunology and Infection* 48 (4), 362–369.
- Riggs, C., Hobbie, S., Bach, E., Hofmockel, K., Kazanski, C., 2015. Nitrogen addition changes grassland soil organic matter decomposition. *Biogeochemistry* 125 (2), 203–219.
- Ríos, M., Dager, M., Carrero, J., Tovar, M., 2017. Fraccionamiento químico de la materia orgánica en suelos de bosque y sabana. *Revista Multiciencias* 16 (1), 14–21.
- Ruíz, O., 2017. Prácticas agropecuarias coloniales y degradación del suelo en el Valle de Saquencipá, Provincia de Tunja, siglos XVI y XVII. Tesis Magíster en Medio Ambiente y Desarrollo. Universidad Nacional de Colombia. 95 p.
- Sánchez, B., Ruíz, M., Ríos, M., 2005. Materia orgánica y actividad biológica del suelo en relación con la altitud, en la cuenca del río Maracay, estado Aragua. *Agronomía Tropical*, 55 (4), 507–534.
- Sánchez, V., 2016. Dinámica del carbono orgánico en suelos de sistemas agroforestales cafeteros en Tibacuy, Cundinamarca. Tesis Magister en Agroforestería Tropical. Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales U.D.C.A. Bogotá, Colombia. 100 p.
- Sandor, M., 2010. Soil Respiration: Concept and Measurement Methods. *ProEnvironment* 3, 54–57.
- Sarto, M., Borges, W., Sarto, J.R., Pires, C., Rice, C., Rosolem, C., 2019. Soil microbial community and activity in a tropical integrated crop-livestock system. *Applied Soil Ecology* 145, 2–11.
- Schimel, J., 2016. Ecología microbiana: vincular ómicas a biogeoquímica. *Microbiología de la naturaleza* 1 (2), 15–28.
- Singh, J., Gupta, S., 1977. Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. *The botanical review* 43 (4), 449–528.
- Song, D., Tang, J., Xi, X., Zhang, S., Liang, G., Zhou, W., Wang, X., 2018. Responses of soil nutrients and microbial activities to additions of maize straw biochar and chemical fertilization in a calcareous soil. *European Journal of Soil Biology* 84, 1–10.
- Sotelo, M., Suárez, J., Álvarez, F., Castro, A., Calderón, V., Arango, J., 2017. Sistemas sostenibles de producción ganadera en el contexto amazónico Sistemas silvopastoriles: ¿una opción viable?. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Publicación CIAT No. 448, Cali, Colombia.
- Subke, J., Inglima, I., Cotrufo, M., 2006. Trends and methodological impacts in soil CO₂ efflux partitioning: a meta-analytical review. *Global Change Biology* 12, 921–943.
- Tardy, V., Mathieu, O., Lévêque, J., Terrat, S., Chabbi, A., Lemanceau, P., Maron, P., 2014. Stability of soil microbial structure and activity depends on microbial diversity. *Environmental Microbiology Reports* 6 (2), 173–183.
- Thomson, B., Tisserant, E., Plassart, P., Uroz, S., Griffiths, R., Hannula, S., Martin, F., 2015. Soil conditions and land use intensification effects on soil microbial communities across a range of European field sites. *Soil Biology and Biochemistry* 88, 403–413.
- Tian, J., McCormack, L., Wang, J., Guo, D., Wang, Q., Zhang, X., Kuzyakov, Y., 2015. Linkages between the soil organic matter fractions and the microbial metabolic functional diversity within a broad-leaved Korean pine forest. *European Journal of Soil Biology* 66, 57–64.
- Treseder, K., 2008. Nitrogen additions and microbial biomass: A meta-analysis of ecosystem studies. *Ecology Letters* 11 (10), 1111–1120.
- Vance, E., Brookes, P., Jenkinson, D., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* 19 (6), 703–707.
- Viloria de la Hoz, J., 2015. La ganadería bovina en las llanuras del Caribe Colombiano. Documentos de Trabajo sobre economía regional. Banco de la República de Colombia. Publicación N° 40. Cartagena de Indias, Colombia.
- Wallenstein, M., McNulty, S., Fernandez, I., Boggs, J., Schlesinger, W., 2006. Nitrogen fertilization decreases forest soil fungal and bacterial biomass in three long-term experiments. *Forest Ecology and Management* 222 (1-3), 459–468.
- Wang, G., Ruan, H., Tang, Y., Luan, Y., Chen, Y., Tao, Z., 2008. Seasonal fluctuation of soil microbial biomass carbon in secondary oak forest and *Pinus taeda* plantation in north subtropical area of China. *Ying yong sheng tai xue bao, The Journal of Applied Ecology* 19 (1), 37–42.
- Xiao, L., Bi, Y., Du, S., Wang, Y., Guo, C., 2019. Effects of re-vegetation type and arbuscular mycorrhizal fungal inoculation on soil enzyme activities and microbial biomass in coal mining subsidence areas of Northern China. *Catena* 177, 202–209.
- Xu, X., Schimel, J., Thornton, P., Song, X., Yuan, F., Goswami, S., 2014. Substrate and environmental controls on microbial assimilation of soil organic carbon: a framework for Earth system models. *Ecology Letters* 17 (5), 547–555.
- Yan, J., Wang, L., Hu, Y., Tsang, Y., Zhang, Y., Wu, J., Sun, Y., 2018. Plant litter composition selects different soil microbial structures and in turn drives different litter decomposition pattern and soil carbon sequestration capability. *Geoderma* 319, 194–203.
- Yi, Z., Fu, S., Yi, W., Zhou, G., Mo, J., Zhang, D., Zhou, L., 2007. Partitioning soil respiration of subtropical forests with different successional stages in south China. *Forest Ecology and Management* 243 (2-3), 178–186.
- Yoder, A., 1936. A direct method of aggregate analysis of soil and a study of physical nature of erosion losses. *Journal American Society of Agronomy* 28, 338–351.
- Yong, P., Song, S., Li, Z., Shun, L., Chen, G., Hu, H., Yi, T., 2019. Influences of nitrogen addition and aboveground litter-input manipulations on soil respiration and biochemical properties in a subtropical forest. *Soil Biology and Biochemistry* 142, 1–12.
- Yousuf, B., Keshri, J., Mishra, A., Jha, B., 2012. Application of targeted metagenomics to explore abundance and diversity of CO₂-fixing bacterial community using cbbL gene from the rhizosphere of *Arachis hypogaea*. *Gene* 506 (1), 18–24.
- Zhang, C., Liu, G., Xue, S., Wang, G., 2016. Soil bacterial community dynamics reflect changes in plant community and soil properties during the secondary succession of

- abandoned farmland in the Loess Plateau. *Soil Biology and Biochemistry* 97, 40–49.
- Zhang, Y., Wei, Z., Li, H., Guo, F., Wu, P., Zhou, L., Ma, X., 2017. Calidad bioquímica y acumulación de materia orgánica del suelo en una secuencia de edad de las plantaciones de *Cunninghamia lanceolata* en el sur de China. *Journal of Soils and Sediments* 17 (9), 2218–2229.
- Zhou, L., Liu, Y., Zhang, Y., Sha, L., Song, Q., Zhou, W., Li, J., 2019. Soil respiration after six years of continuous drought stress in the tropical rainforest in Southwest China. *Soil Biology and Biochemistry* 138, 1–11.
- Zhu, B., Van Dijk, G., Fritz, C., Smolders, A., Pol, A., Jetten, M., Ettwig, K., 2012. Anaerobic oxidization of methane in a minerotrophic peatland: enrichment of nitrite-dependent methane-oxidizing bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* 78 (24), 8657–8665.



Efecto del ácido húmico sobre las propiedades físicas de un Haplohumult cultivado con trigo

Effect of humic acid on the physical properties of a Haplohumult cultivated with wheat

Seguel, O.^a, Parra, C.^a, Homer, I.^a, Kremer, C.^a, Beyá-Marshall, V.^b

^a Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas, Departamento de Ingeniería y Suelos. Casilla 1004, Santiago, Chile.

^b Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agronómicas, Departamento de Producción Agrícola.



ARTICLE INFO

Keywords:

Aggregate stability

Available water

Porosity

Yield

Triticum aestivum

Original Research Article,

Special Issue: Sustainable

Management of Volcanic Ash Soils

*Corresponding author:

Óscar Seguel

E-mail address:

oseguel@uchile.cl

ABSTRACT

Considering the fragility of Ultisols subjected to intensive agricultural use, the present study aimed to evaluate the effect of humic acid on some physical properties of an Andic Haplohumult cultivated with wheat in the Araucanía Region, south of Chile. The treatments were a control without amendment (T0), application of humic acid (T1), and native forest (T2) in which the soil has not been altered for more than twenty years. Samples were taken at two depths (0-10 and 30-40 cm) with four replications, evaluating some physical properties one month after the amendment application and six months thereafter. Also, yield components for wheat were measured. As for the soil physical properties, in the short term the application of humic acid had positive effects on water retention, there was an increase in porosity, a decrease in bulk density and improved stability of macroaggregates in depth (30-40 cm), reaching levels similar to native site. There was also a higher biomass production and a 24% increase in wheat yield in the treatment with application of the amendment with respect to the control without amendment. This result is explained by an increase in number of grains per square meter, without changing the weight of the grain, with a higher amount of grains per spikes due to better soil condition.

RESUMEN

Considerando la fragilidad de los Ultisoles sometido a uso agrícola intensivo, en el presente estudio se evaluó el efecto de un ácido húmico sobre algunas propiedades físicas de un suelo Andic Haplohumult cultivado con trigo en la Región de la Araucanía, sur de Chile. Los tratamientos aplicados fueron un control sin enmienda (T0), aplicación de ácido húmico (T1) y bosque nativo, sin intervención del suelo en un período de tiempo superior a los 20 años (T2). Se realizaron muestreos a dos profundidades (0-10 y 30-40 cm) con cuatro repeticiones, evaluando algunas propiedades físicas del suelo a un mes de la aplicación de la enmienda y a los 6 meses después de ésta. Además, se midieron los componentes de rendimiento del cultivo del trigo. En cuanto a las propiedades físicas de suelo, en el corto plazo la aplicación de ácido húmico tuvo efectos positivos sobre la retención de agua, se produjo un aumento en la porosidad, hubo una disminución de la densidad aparente y se originó mayor estabilidad de macroagregados en profundidad (30-40 cm), alcanzando niveles similares al sitio nativo. También existió una mayor producción de biomasa y un aumento de un 24% en el rendimiento de trigo en el tratamiento con aplicación de la enmienda respecto al control sin enmienda. Este resultado se explicó por un aumento en el número de granos por metro cuadrado, sin modificar el peso del grano, con mayor cantidad de granos por espiga producto de una mejor condición del suelo.

Palabras claves: Estabilidad de agregados, agua aprovechable, porosidad, rendimiento, *Triticum aestivum*.

INTRODUCCIÓN

Los suelos son sistemas complejos de enorme trascendencia, ya que soportan la vida, suministrando nutrientes y energía para el crecimiento de las plantas y el desarrollo de los animales; los componentes orgánicos del suelo, si bien se encuentran en menor proporción

respecto a los componentes inorgánicos, juegan un rol fundamental en la estructuración y ordenamiento de las partículas sólidas (Blum *et al.*, 2018).

Respecto a su composición, los componentes orgánicos pueden dividirse en dos clases de material: el no-húmico (por ejemplo, proteínas, polisacáridos, ácidos nucleicos y pequeñas moléculas de azúcar y

aminoácidos) y las sustancias húmicas (Stevenson, 1994). Las sustancias húmicas son cadenas carbonadas estables que tienen profundos efectos físicos, químicos y biológicos sobre el suelo, destacando aquellas que presentan relación con la producción de cultivos. Además, influyen en la movilidad de compuestos orgánicos no iónicos como pesticidas y contaminantes, removiéndolos de las soluciones acuosas, retienen los nutrientes por sus propiedades de intercambio catiónico y son fuente de N, P y S para las plantas (Havlin et al., 2013). De acuerdo a su solubilidad en el medio acuoso, estas sustancias pueden separarse en Ácidos Fúlvicos (soluble a todos los valores de pH), Huminas (insolubles a todos los valores de pH) y Ácidos Húmicos (solubles en medio alcalino e insolubles a pH menor a 2) (Jano, 2003).

Los ácidos húmicos comprenden un conjunto de moléculas orgánicas heterogéneas, reunidas en agregados orgánicos, estabilizadas por enlaces de hidrógeno e interacciones hidrofóbicas (Piccolo, 2002). Los ácidos húmicos pueden promover el crecimiento y desarrollo vegetal de varios cultivos de interés agronómico (Rodda et al., 2006; Zandonadi et al., 2007; Baldotto et al., 2009). Estos efectos se reflejan en el aumento de la tasa de crecimiento de las raíces, incrementos en la biomasa vegetal y cambios en la arquitectura de la raíz (Canellas et al., 2006; Marqués et al., 2008; Baldotto et al., 2009). En el mercado existen productos a base de ácidos húmicos de distinto origen, destacando aquellos derivados de Leonardita por su alta reactividad y estabilidad en su composición (Imbue et al., 2005).

A nivel de propiedades físicas de suelo, se ha estudiado el efecto del ácido húmico en diversos suelos, destacando el incremento en la retención del agua (Kolodziej et al., 2016), el aumento en la porosidad gruesa (Seguel y Marín, 2011) y la mayor estabilidad estructural (Imbue et al., 2005). A nivel biológico, se ha visto un aumento en la mineralización de los rastros, con el beneficio asociado a las propiedades físicas del suelo (Vidal et al., 2002). Al respecto, la adición de residuos orgánicos al suelo, producto de la mejora en las propiedades físicas, previene la degradación por erosión hídrica o exceso de mecanización (Jordan et al., 2010; Seguel et al., 2013), lo que, de acuerdo con diversos autores (Seguel y Marín, 2011; Kolodziej et al., 2016; Moreno et al., 2017), es potenciado por la interacción de un ácido húmico con un residuo de cosecha.

Los estudios antes mencionados se han realizado en condiciones agroecológicas con precipitaciones menores a los 900 mm anuales y sobre suelos de mineralogía cristalina. En particular, resulta necesario estudiar si los beneficios asociados a este tipo de enmienda se replican en suelos de origen volcánico, que por sus características y condición climática se encuentran propensos a ser degradados bajo sistemas de

labranza convencional (Dörner et al., 2012). Al respecto, la Región de la Araucanía presenta niveles de precipitación mayores a 1.100 mm anuales y al menos un 28% de la superficie total de sus suelos tienen algún grado de erosión (CIREN, 2010), siendo habitualmente cultivados con gramíneas bajo sistemas de labranza convencional en circunstancias que, por su relieve y características, son propensos a degradarse (Luzio et al., 2010). Además, de acuerdo a ODEPA (2015), la Región cuenta con una superficie de 107.869 ha cultivadas con trigo, con un rendimiento promedio de 53,2 qqm ha⁻¹ y en donde la agricultura se desarrolla principalmente en condiciones de secano, con sobre un 90% de la superficie cultivada con trigo bajo esta condición.

Lo suelos de la Región derivados de cenizas volcánicas y con altos contenidos de materia orgánica (>8%), presentan condiciones físicas óptimas para la producción agrícola (CIREN, 2002); sin embargo, se ha demostrado ampliamente que sufren procesos de compactación y pérdida de funcionalidad física por efecto del manejo intensivo, siendo la condición óptima la que presenta el suelo bajo bosque nativo (Seguel y Horn, 2006; Dörner et al., 2009a; Dec et al., 2017) como referente de la condición original del suelo previo a la transformación para uso agrícola. Por este motivo, en el presente trabajo se evaluó el cambio de algunas propiedades físicas de un suelo sometido a labranza tradicional, con y sin aplicación de sustancias húmicas, contrastándolo con la situación sin enmienda y con la condición bajo bosque nativo, analizando el efecto de estos cambios sobre el rendimiento de un cultivo de trigo, con miras a generar una herramienta práctica para la sustentabilidad agrícola de la Región.

MATERIALES Y MÉTODO

Lugar de estudio

El ensayo se realizó en el Huerto Hijuelas (38°59' Sur; 73°05' Oeste), Comuna de Teodoro Schmidt, Provincia de Cautín, Región de la Araucanía, entre julio del año 2014 y febrero del 2015, sobre un suelo que se cultivó con trigo en una superficie aproximada de 0,90 ha. Los análisis de laboratorio se realizaron en el Laboratorio de Física de Suelos de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile.

El suelo en estudio es de origen volcánico y pertenece a la Serie Correltúe, desarrollado a partir de cenizas volcánicas antiguas depositadas sobre el complejo metamórfico, que se encuentra principalmente en la Cordillera de la Costa, a una altura de 250-300 m s. n. m. Miembro de la Familia fina, mixta, mélica de los Andic Haplohumults, esta Serie de suelo es de textura superficial franco limosa y color pardo oscuro en matices del 10 YR; de textura franco limosa y color rojo oscuro en matices 2.5 YR en profundidad (CIREN, 2002). El

suelo posee buena permeabilidad y drenaje, con una pendiente de entre un 5 a un 8%.

De acuerdo a la clasificación Köppen, la zona está sometida a un clima oceánico, con 2 meses secos y cuyo régimen hídrico presenta precipitaciones anuales de 1.188 mm y evapotranspiración acumulada de 587 mm durante el período del cultivo. La temperatura media anual es de 16,9 °C, siendo enero el mes más cálido, con máximas promedio cercanas a los 21,8 °C, y julio el mes más frío, con mínimas promedio del orden de los 4,7 °C (Uribe *et al.*, 2012). Para el período de desarrollo del cultivo, la Figura 1 presenta los valores mensuales de precipitación y evapotranspiración de referencia de acuerdo a los datos entregados por el INIA en su estación meteorológica C. Llolinco, ubicada en la Comuna de Teodoro Schmidt, destacando que en el mes de octubre del 2014 la evapotranspiración de referencia se iguala al aporte de las precipitaciones; posteriormente, a partir de noviembre la evapotranspiración supera con creces los aportes hídricos naturales, pero dada la naturaleza de la agricultura que se practica en el sur del país, no se aplican riegos.

El sitio posee un historial de rotación trigo-papa en agricultura de secano, bajo sistema de labranza tradicional con arado de disco y quema parcial del rastrojo del trigo. En forma adyacente y como parches dentro del sector cultivado, existe un bosque nativo en que predominan especies como el Hualle (*Nothofagus obliqua*), Avellano (*Corylus avellana*), Maqui (*Aristotelia chilensis*) y Zarzamora (*Rubus ulmifolius*). Éste posee un tiempo mayor a 20 años sin intervenciones antrópicas.

Para efectos del ensayo, se utilizó como enmienda de suelo un ácido húmico (POW Humus, WSG 85%), producido por la empresa alemana HuminTech en base al mineral Leonardita.

Metodología

Manejo del cultivo

El suelo fue preparado en los meses de julio y agosto del año 2014. Previamente, se eliminaron las malezas aplicando una combinación de herbicidas sistémicos, AJAX 50 WP y RANGO 480 SL, en dosis de 10 g ha⁻¹ y 2 L ha⁻¹, respectivamente. Como unidades experimentales se delimitaron parcelas de 20 m² (2 m de ancho y 10 m de largo) con la utilización de estacas y se preparó el suelo con una rastra de púas, un arado de discos y nuevamente un rastreo de púas, obteniéndose un buen mullimiento. Posterior al primer rastreo de púas, se aplicó ácido húmico en las parcelas correspondientes al tratamiento T1, diluyendo 30 gramos en 20 litros de agua, esparciéndolo uniformemente por toda la unidad experimental con la ayuda de una bomba de espalda. Con esta aplicación, se obtuvo una dosificación a nivel de campo de 15 kg ha⁻¹.

Para la fertilización del predio, se tomó en el mes de Julio una muestra compuesta y se envió a analizar a laboratorio. En base a los resultados, se aplicó una fertilización nitrogenada de urea, parcializándola en tres momentos: 20% siembra, 40% inicio de macolla, 40% fin de macolla, aportando un total de 140 kg N ha⁻¹.

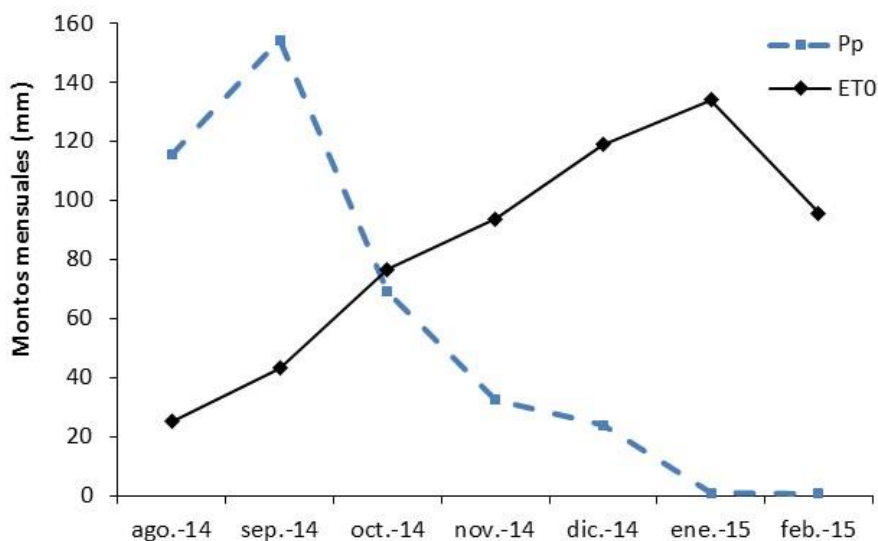


Figura 1. Valores mensuales de precipitación (Pp) y evapotranspiración de referencia (ET0) de la Comuna de Teodoro Schmidt durante el ensayo.

Figure 1. Monthly values of precipitations (Pp) and reference evapotranspiration (ET0) in Teodoro Schmidt neighbourhood during the essay.

calculado en base a un rendimiento teórico de 7.500 kg ha⁻¹. Además, se aplicaron 77 kg ha⁻¹ de P₂O₅ y 16 kg ha⁻¹ de K₂O.

La siembra, realizada el día 15 de agosto del año 2014, se realizó de forma mecanizada, con una dosis de 250 kg ha⁻¹ de semilla de trigo (*Triticum aestivum*) no certificada de la variedad Otto Baer. Por último, la cosecha se realizó el día 7 de febrero de manera mecanizada con la utilización de una cosechadora John Deere y una tolva para el traslado del trigo y su embolsado.

Tratamientos de manejo

Los tratamientos consideraron un control (T0), siembra de trigo sin aplicación de ácido húmico al suelo; tratamiento T1, siembra de trigo con aplicación de ácido húmico en una dosis de 15 kg ha⁻¹ y tratamiento T2, suelo nativo, sin intervención antrópica. Cada tratamiento contó con cuatro repeticiones.

Se tomaron muestras de suelo a profundidades de 0-10 cm y 30-40 cm, seleccionadas en función de la densidad de enraizamiento, ya que según Wilson y Valenzuela (1998), en sistemas agroecológicos con abundantes precipitaciones, la mayor densidad del sistema radical del trigo se localiza en los primeros 10 cm de suelo, disminuyendo en forma considerable conforme aumenta la profundidad del mismo. Por otra parte, el arado de disco tiene efectividad sobre los primeros 20 cm de suelo, por lo cual las profundidades seleccionadas permiten inferir sobre el efecto de la preparación del suelo en la incorporación del producto y la posible existencia de un pie de arado.

El muestreo se realizó en dos fechas (14 de agosto y 2 de enero), aproximadamente uno y seis meses después de la aplicación del ácido húmico, con el fin de contrastar una situación de invierno con aporte de precipitaciones respecto a una situación de verano, en ausencia de éstas. Además, las fechas fueron elegidas para ver el efecto del cultivo sobre el suelo, ya que las mediciones se ajustan al inicio y fin del ciclo del trigo.

Evaluaciones

A modo de caracterización del suelo, en la primera fecha (agosto de 2014) se midió la textura por el método del hidrómetro de Bouyoucos y la densidad real por el método del picnómetro, ambos descritos por Sandoval et al. (2012) y utilizando una balanza de precisión BEL (modelo RS232) de dos decimales, tanto en éstas como en las mediciones de las otras propiedades. Estas evaluaciones no se repitieron en el segundo muestreo (enero de 2015) dado que corresponden a propiedades estables en el tiempo.

Para la evaluación del efecto de los tratamientos, se midió la densidad aparente por el método del cilindro (Sandoval et al., 2012) y la distribución de tamaño

de poros a través de la curva característica, mediante cama de arena, olla y platos de presión (Sandoval et al., 2012). Para esto se utilizaron muestras de suelo sin disturbar obtenidas con cilindros de 5,9 cm de diámetro y 5 cm de altura. Comenzando con muestras saturadas, las muestras se drenan a tensiones de 0,2; 6 y 33 kPa de presión en cama de arena y plato de presión hasta alcanzar el equilibrio mátrico. Para determinar el contenido de agua a tensiones de 300 y 1.500 kPa se utilizaron muestras de suelo disturbadas en una olla de presión (Sandoval et al., 2012), transformando el contenido de agua en base a masa (Pw) a contenido volumétrico de agua (Pv) mediante la fórmula $P_v = P_w \cdot D_a$ donde D_a es la densidad aparente determinada por el cilindro. De acuerdo a Sandoval et al. (2012), los poros de drenaje rápido (PDR, >50 µm) se calcularon como la diferencia entre la porosidad total y la porosidad en equilibrio a -6 kPa; los poros de drenaje lento (PDL, 10-50 µm) se calcularon como la diferencia entre el contenido de agua a -6 y -33 kPa, en tanto los poros de agua útil (PAU, 0,2-10 µm) se calcularon como la diferencia entre la retención de agua a -33 y -1.500 kPa.

La estabilidad de los microagregados se determinó mediante el método de la razón de dispersión (RD), que mide el porcentaje de agregados de entre 1 y 2 mm que se dispersan bajo la acción de agua destilada, en una metodología basada en el método del hidrómetro de Bouyoucos, descrito en detalle por Seguel et al. (2003); como el método se basa en la dispersión de agregados, el menor valor denota la mayor estabilidad. Para la estabilidad de los macroagregados se utilizó el método del tamizaje en seco y en húmedo (Hartge y Horn, 2009), el cual permite calcular la variación del diámetro medio ponderado (VDMP) de los agregados. La metodología consiste en pasar la muestra de suelo no disturbada y seca al aire por tamices de tamaños decrecientes (19; 9,5; 6,35; 4,75; 3,35 y 2 mm), para posteriormente tamizarlas sumergidas en agua en el mismo set de tamices. Con las curvas de fracciones acumuladas en seco y saturado se determinó el índice VDMP (Hartge y Horn, 2009), en que el menor valor denota la mayor estabilidad. Dado que post preparación de suelo no se encontraron macroagregados naturales, esta prueba solo se realizó en la segunda fecha de medición.

Para la determinación del rendimiento, una vez alcanzada la madurez fisiológica (febrero de 2015), se tomó el área equivalente a un metro lineal de una hilera de cada unidad experimental (n = 4 por tratamiento sembrado con trigo, esto es, T0 y T1), superficie que se extrapoló a un metro cuadrado para inferir sobre componentes como la materia seca, el peso de granos, el número de granos/espiga, número de espigas/planta y finalmente la producción por hectárea. En una primera instancia se extrajo la biomasa aérea, cortándola a ras de superficie; a partir de ella, se separaron las espigas de las plantas y se contabilizaron. Los tallos de trigo

se llevaron a estufa a 60 °C de temperatura durante 48 h hasta obtener masa constante. Se realizó un pesaje antes y después del secado para obtener los valores de materia fresca aérea y materia seca aérea. Con respecto al peso y número de granos por metro lineal, estos fueron obtenidos desgranando las espigas manualmente, separando las brácteas de las espiguillas y dejando únicamente el grano maduro. Este último fue contabilizado y posteriormente pesado.

Análisis estadístico

Si bien el diseño en campo fue en bloques completos al azar, siendo la pendiente el factor de bloqueo, el análisis estadístico se realizó bajo un modelo de Split-split plot (parcelas subdivididas) con bloques completos al azar con 3 factores de estudio, considerando la dependencia espacial en profundidad de la unidad experimental, de manera de evaluar la interacción de los diferentes factores: manejo (Sin enmienda, aplicación de ácido húmico, suelo nativo), profundidad (0-10 y 30-40 cm) y tiempo de evaluación (uno y seis meses después de la aplicación). En este sentido, el hecho de que no se puedan aleatorizar los niveles de un factor (profundidad) genera una dependencia espacial que debe ser contemplada. La unidad experimental consistió en parcelas de 20 m² de superficie, es decir, de 10 m de largo (en el sentido de la pendiente) por 2 m de ancho. Se analizó si existían diferencias estadísticamente significativas para todas las variables evaluadas bajo el marco teórico de Modelos Lineales Mixtos (MLM). En el caso de existir diferencias significativas entre los tratamientos, se utilizó la prueba de comparaciones múltiples LSD de Fisher mediante el software estadístico InfoStat versión 2013 (Di Rienzo *et al.*, 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización inicial del suelo

De la caracterización inicial se determinó que el suelo posee una clase textural Franca a Franca limosa, lo que coincide con lo indicado por CIREN (2002) para la Serie de suelo Correltúe. Los contenidos de arcilla presentaron los rangos con mayor variabilidad en superficie (10-25%), siendo menores al 7% entre 30 y 40 cm; por su parte la arena fluctuó en rangos del 30 al 50% en ambas profundidades, y el limo alcanzó niveles de entre el 44 y 50% en superficie, aumentando en profundidad hasta un 62%.

La densidad real presentó valores superficiales de 2,60 Mg m⁻³ para los tratamientos con trigo y de 2,37 Mg m⁻³ para el bosque nativo, en tanto en profundidad estos valores se incrementaron a niveles de 2,51 (bosque nativo) a 2,73 Mg m⁻³ (cultivo de trigo). Estos valores se encuentran dentro de rangos esperables para

suelos volcánicos con influencia de minerales de Fe (Schaetzl y Anderson, 2005), aunque el menor valor del bosque en superficie denota la influencia de la hojarasca orgánica (Nissen *et al.*, 2005).

Porosidad y densidad aparente

Respecto a las propiedades de suelo que dependen de los tratamientos, la Figura 2 presenta, a modo de ejemplo, la curva característica de los suelos en la primera fecha de medición, a partir de la cual se puede derivar la distribución de tamaños de poros. Destaca la abundante presencia de poros gruesos, denotados por la pendiente de la curva en el rango de tensiones asociadas a los macroporos (Hartge y Horn, 2009), siendo el tratamiento T0 (siembra de trigo sin enmienda) el que presenta la menor pendiente para ambas profundidades. En este sentido, el tratamiento T1 (siembra de trigo con enmienda) presenta una recuperación estructural post labranza que permite una rápida reestructuración, con el desarrollo de macroporos a bajas tensiones. En este sentido, Dec *et al.* (2017) destacan la alta resiliencia de los suelos derivados de ceniza volcánica, aunque esta será mayor mientras mayor sea el contenido de materia orgánica del suelo.

Por su parte, el Cuadro 1 presenta los resultados del análisis estadístico, destacando la alta significancia de la distribución del tamaño de poros en función de los tratamientos; sin embargo, los poros gruesos de drenaje rápido (PDR) presentaron interacción tratamiento*mes de muestreo. Por su parte, los poros de drenaje lento (PDL) presentaron una triple interacción (tratamiento*profundidad*mes de muestreo) y el agua disponible (AW) junto con la densidad aparente (Da) presentaron interacción tratamiento*profundidad. Los resultados de dichas comparaciones se presentan en la Figura 3.

La densidad aparente (Da) es una propiedad dinámica del suelo, susceptible a la acción antrópica o a las raíces de las plantas cuando penetran en éste (Reynolds *et al.*, 2009). A pesar que la Da depende, entre otros, de la estructura, el contenido de agua, la mineralogía y la clase textural del suelo, existen valores típicos esperables, que para suelos de origen volcánico y utilizando el método del cilindro, se estiman menores a 0,9 Mg m⁻³, siendo un rango adecuado valores entre 0,3 y 0,95 Mg m⁻³ según Sandoval *et al.* (2012).

Altos contenidos de materia orgánica favorecen niveles de densidad aparente bajos, como es esperable en el sitio bajo bosque nativo. Al respecto, Fuentes *et al.* (2011) reportan niveles de materia orgánica superficial, en bosques nativos de la zona sur de Chile, que duplican a los niveles encontrados en profundidad; a su vez indican que al cabo de 100 años de actividad agrícola estos niveles disminuyen a menos de la mitad, lo que explica la pérdida de estabilidad estructural, con

incrementos de la Da. Por otra parte, el descenso de la Da en profundidad es característico de los suelos derivados de ceniza volcánica y depende exclusivamente de la mineralogía y la pedogénesis de estos suelos (CI-REN, 2002; Seguel y Horn, 2006). Al respecto, destaca el efecto del ácido húmico en profundidad, cuya Da fue similar a la del sitio de bosque nativo, siendo significativamente menores incluso que los valores superficiales y manteniéndose el sitio control con altos niveles de Da en todo el perfil. Kolodziej *et al.* (2016) destacan la

capacidad del lignito a base de leonardita de disminuir la densidad aparente al ser aplicado en altas dosis, no existiendo en la literatura reportes de efectos significativos en dosis bajas. En este sentido, la interacción del ácido húmico con la materia orgánica nativa del suelo pudo potenciar la respuesta al promover una activación microbiológica que favoreció la regeneración estructural en profundidad (Moreno *et al.*, 2017).

Respecto a la distribución del tamaño de poros, derivados de la curva característica, se observa en la Figu-

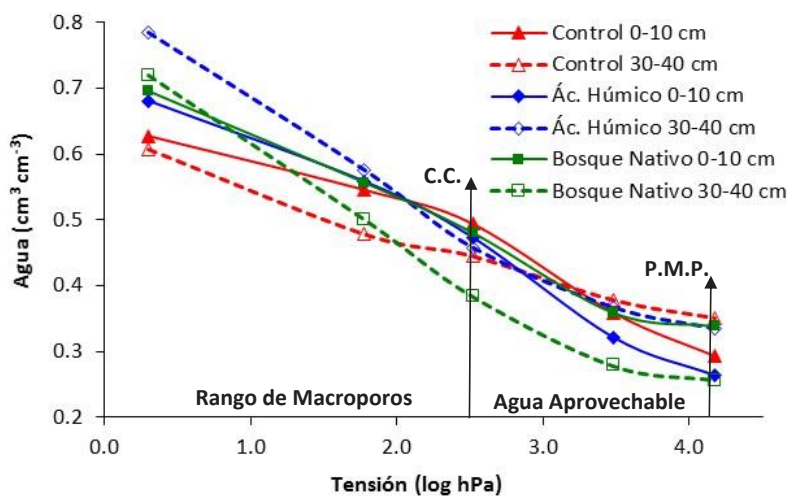


Figura 2. Curvas características de los tratamientos en la primera fecha de evaluación. Se detalla la tensión de agua que delimita los macroporos y los poros de agua aprovechable, donde C.C. es la capacidad de campo (330 hPa de tensión) y P.M.P. es el punto de marchitez permanente (15,430 hPa de tensión).

Figure 2. Water retention curves of treatments in the first-date sampling. The water tension that delimits the macropores and available water is detailed, where C.C. is the field capacity (330 hPa of water tension) and P.M.P. is the permanent wilting point (15,430 hPa of water tension).

Cuadro 1. Significancia estadística de los factores de estudio y diseño factorial (p-valor) derivado para las propiedades físicas de suelo mediante MLM.

Table 1. Statistical significance of the factors studied and factorial designs (p-value) derived on soil physical properties, by MLM.

Fuente de variación	PDR	PDL	AW	Da	RD	VDMP
Tratamiento	0,0674	0,0000	0,0368	0,0000	0,0151	0,0030
Profundidad	0,0013	0,0003	0,3080	0,0000	0,1358	0,2324
Mes	0,0001	0,0006	0,0012	0,7553	0,1387	
Tratamiento x Profundidad	0,9218	0,0001	0,0180	0,0006	0,0002	0,1667
Tratamiento x Mes	0,0409	0,4932	0,1019	0,6325	0,0011	
Profundidad x Mes	0,1095	0,1283	0,0000	0,1681	0,0085	
Tratamiento x Profundidad x Mes	0,4879	0,0065	0,1861	0,4324	0,2908	

PDR: Poros de drenaje rápido; PDL: Poros de drenaje lento; AW: Agua aprovechable; Da: Densidad aparente; RD: Razón de Dispersión; VDMP: Variación del diámetro medio ponderado.

ra 3 que los poros de drenaje rápido (PDR) presentaron diferencias estadísticas significativas entre tratamientos en la medición de agosto, con mayor porosidad gruesa en los tratamientos de bosque nativo y ácido húmico, los cuales superaron en aproximadamente un 62% al tratamiento control, situación que no se presentó a la cosecha (enero), donde el control aumentó su macroporosidad, posiblemente como consecuencia del crecimiento de raíces en profundidad que vino a revertir el efecto de las cargas mecánicas asociadas a la preparación del suelo (Usowicz y Lipiec, 2009).

A nivel de propiedades físicas, el suelo debe asegurar el adecuado suministro de aire y agua para los cul-

tivos (Letey, 1985), requiriéndose un mínimo de un 8% de PDR para mantener un adecuado intercambio de gases hacia el sistema radical (Horn y Fleige, 2009). En este sentido, al cabo de un mes de realizada la labranza, el tratamiento control (T0) se encontraba con el límite de poros gruesos para asegurar un correcto desarrollo del cultivo, en tanto el tratamiento con ácido húmico y el sitio nativo presentaban valores adecuados y similares entre sí. Sin embargo, al transcurrir la temporada, los ciclos de humectación y secado favorecieron la recuperación estructural del suelo (Seguel y Horn, 2006), al punto que el tratamiento T0 incrementó los macroporos y desaparecieron las diferencias entre los trata-

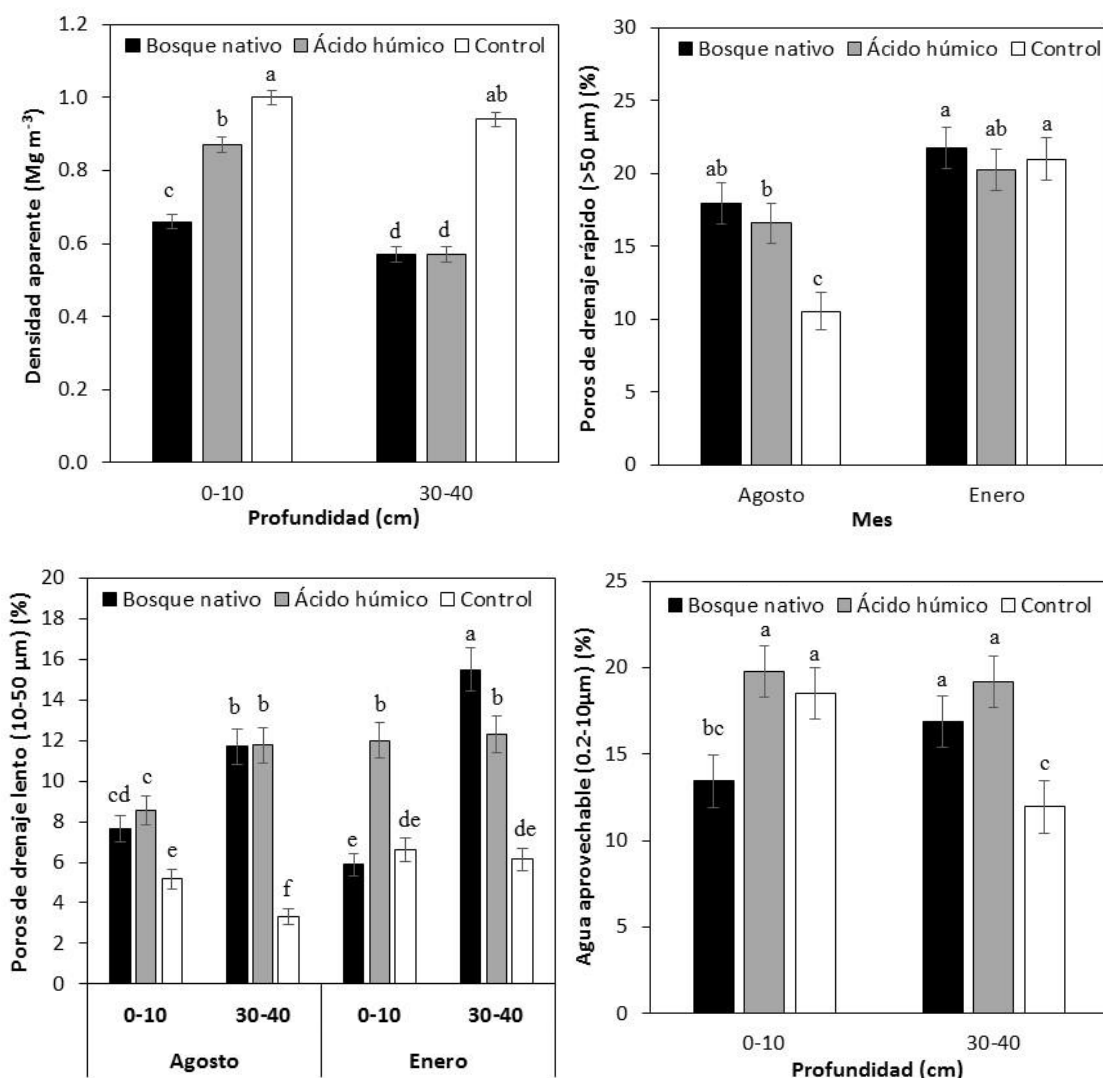


Figura 3. Densidad aparente (Mg m^{-3}) y distribución de tamaño de poros (%) según tratamientos a diferentes profundidades y/o mes de muestreo. Barras con diferente letra son significativamente diferentes con $p \leq 0,05$ para las comparaciones múltiples del test LSD de Fisher. Las líneas verticales representan el error estándar.

Figure 3. Bulk density (Mg m^{-3}) and pore size distribution (%) according to treatments at different depths or/and month. Bars with different letters are significantly different at $p \leq 0.05$ by Fisher's LSD test for multiple comparisons. Vertical lines represent standard error.

mientos. Este fenómeno ya ha sido descrito para suelos de origen volcánico bajo diversas condiciones de uso y manejo (Dörner *et al.*, 2009b; Dec *et al.*, 2017), lo que es indicador de su alta capacidad de resiliencia.

En cuanto a los poros de drenaje lento (PDL), en todas las situaciones la aplicación de ácido húmico mejoró la condición porosa del suelo, equiparándolo a valores similares al bosque nativo y superando en más de un 50% los valores del control. Los PDL juegan un rol dual para los requerimientos de las plantas, ya que contribuyen a drenar el exceso de agua del suelo, favoreciendo la aireación hacia el sistema de raíces, pero a una tasa menor que los PDR, por lo que se constituyen en un aporte de agua muy fácilmente disponible para la etapa inicial de evapotranspiración de los cultivos posterior a una lluvia o un riego (Reynolds *et al.*, 2009). En este sentido, el control presentó valores de PDL bajos y estables, tanto espacial como temporalmente, a diferencia del bosque nativo y el tratamiento con ácido húmico, que presentaron un dinamismo temporal dependiente de la profundidad del suelo.

Con respecto al agua aprovechable (AW), los resultados variaron según la profundidad de muestreo, con menores valores del bosque nativo en superficie y un 30% mayor contenido de AW en el tratamiento con ácido húmico con respecto al control entre los 30-40 cm de profundidad. Este parámetro da una idea de la capacidad de estanque de agua del suelo, primordial en la agricultura de secano, ya que implica una mayor disponibilidad de agua durante los meses secos.

Al respecto, considerando los datos de la Figura 1 y la capacidad de almacenamiento de agua aprovechable del suelo, se realizó un balance hídrico, del que se dedujo que el control presenta déficit hídrico a partir de finales del mes de noviembre. Para el caso del tratamiento con aplicación de ácido húmico, este estrés se retrasa hasta mediados de diciembre, lo que genera una mejor condición para el cultivo al momento del llenado de granos. La mayor capacidad de retención de agua aprovechable con aplicaciones de ácido húmico ya había sido descrita previamente (Kolodziej *et al.*, 2016), por lo que su utilización puede ser una herramienta eficaz para aumentar la producción de biomasa y los rendimientos en sistemas de secano de la zona cordillerana de la costa de Chile, los cuales poseen restricciones naturales y un alto riesgo de degradación (Brunel-Saldías *et al.*, 2016).

Estabilidad de agregados

Los resultados de las pruebas de estabilidad de agregados arrojaron significancia para el factor tratamiento, en el caso de los macroagregados (evaluados sólo a cosecha) e interacciones tratamiento*mes y tratamiento*profundidad para el caso de los microagregados (Cuadro 1). El Cuadro 2 presenta los resulta-

Cuadro 2. Estabilidad de macro-agregados (VDMP, promedio $\pm$ DS) en función de los tratamientos y la profundidad para la segunda fecha de muestreo. Letras diferentes denotan diferencias significativas ($p = 0,003$).

Table 2. Macro-aggregate stability (VDMP, average $\pm$ SD) according to treatments and depths during the second sampling date. Different letters denote significant differences ($p = 0.003$).

Tratamiento	VDMP (mm)		
	Profundidad (cm)		Media
	0-10	30-40	
Control (T0)	1,09 $\pm$ 0,36	2,50 $\pm$ 0,57	1,80 $\pm$ 0,342 a
Acido húmico (T1)	1,02 $\pm$ 0,30	0,81 $\pm$ 0,47	0,92 $\pm$ 0,316 a
Bosque nativo (T2)	0,01 $\pm$ 0,00	0,00 $\pm$ 0,01	0,00 $\pm$ 0,003 b

dos para la prueba de estabilidad de macroagregados, en tanto la Figura 4 presenta los resultados de microagregados. En ambos casos, valores menores denotan mayor estabilidad de agregados.

La estabilidad de macro agregados no presentó diferencias entre la aplicación de ácido húmico y el control, aunque en profundidad (30-40 cm) T1 mostró una tendencia a ser más estable (menor VDMP) que T0. Cabe destacar que el valor alcanzado por el sitio de bosque nativo confiere al suelo una extraordinaria estabilidad de sus agregados, lo que responde a la alta actividad biológica esperable en sitios no intervenidos (Lupwayi *et al.*, 2001; Seguel *et al.*, 2015).

En general, los valores de VDMP obtenidos en este estudio distan bastante de los valores típicos mostrados por suelos de la zona centro norte del país. Según Mendoza (2014), en un estudio que incluyó cuatro series de suelo de textura contrastante, el VDMP en suelos de la zona centro del país fluctúa entre 5,79 y 7,93 mm para suelos arados, y entre 0,7 a 3,73 mm en suelos sin intervención, valores que fácilmente doblan los obtenidos en este estudio y que reflejan la excelente condición estructural de estos suelos (Fuentes *et al.*, 2011). La estabilidad de macroagregados depende fuertemente de los residuos frescos que se aportan al suelo (Brunel-Saldías *et al.*, 2016), lo que en este caso constituiría un indicador de calidad cercano al óptimo para el sector bajo cultivo, indistintamente si recibió o no el aporte de ácido húmico.

Con respecto a los microagregados del suelo (Figura 4), la relación de dispersión muestra diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos en función de la profundidad y la fecha de muestreo, destacando el tratamiento con ácido húmico con la menor estabilidad en superficie y para la primera medición, aunque las diferencias desaparecen en profundidad y con el transcurso de la temporada, lo que no coincide

con los resultados de Imbufe *et al.* (2005), quienes indican una mayor estabilidad de agregados con aplicaciones de ácido húmico. De acuerdo a Brunel-Saldías *et al.* (2016), la RD se correlaciona mejor con factores de estructuración como la arcilla y los óxidos de hierro, más que con el contenido de materia orgánica, por lo que el ácido húmico tendría la facultad de separar los clúster de arcillas (Piccolo, 2002) como parte de su acción para incrementar el agua aprovechable del suelo, lo que en este caso se pudo manifestar como una menor estabilidad según la prueba de laboratorio. Aun así, todos los valores fueron muy estables y dentro de los rangos esperables según Fuentes *et al.* (2013).

Componentes de rendimiento

El Cuadro 3 presenta los componentes de rendimiento para los tratamientos cultivados con trigo (Con-

trol y Ácido húmico), evaluados en un metro lineal por repetición y llevados a unidad de superficie en función de la distancia entre hileras.

No existieron diferencias estadísticamente significativas en la producción de trigo por efecto de la aplicación de ácido húmico, pero se observa que existe una tendencia a aumentar el rendimiento en un 24% con respecto al control, lo que destaca la acción de la enmienda como una alternativa concreta para alcanzar el potencial productivo de los cultivos, más aun considerando el costo de la aplicación (CLP \$ 150.000 ha⁻¹ al año 2019). Aun así, los resultados de ambos tratamientos fueron mayores a lo esperado en base al área agroecológica de la Región de la Araucanía, los cuales según ODEPA (2015) alcanzan los 53,2 qq ha⁻¹ en promedio.

Destaca la menor variabilidad en el rendimiento del tratamiento con ácido húmico, el cual alcanzó valores de error estándar de 10,2 y 4,6 qq ha⁻¹ para el control y

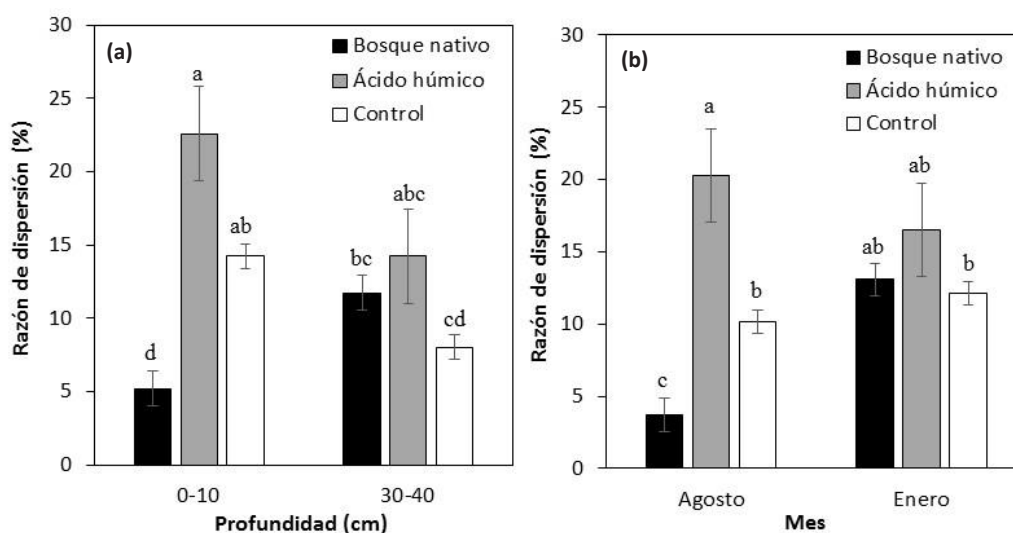


Figura 4. Estabilidad de micro-agregados (RD, promedio $\pm$ DS) de los tratamientos en función de la profundidad (a) y fecha de muestreo (b). Letras diferentes denotan diferencias significativas.

Figure 4. Micro-aggregate stability (RD, average $\pm$ S D) of treatments according to depths (a) and date of sampling (b). Different letters denote significant differences.

Cuadro 3. Componentes de rendimiento y rendimiento de grano y rastrojo de los tratamientos con cultivo de trigo. Valores promedio $\pm$ EE.

Table 3. Components of yield and yield of grain and stubble of treatments cultivated with wheat. Average $\pm$ EE.

Tratamiento	Espigas (# m ⁻²)	Granos (# m ⁻²)	Granos por espiga	Masa de 1000 granos (g)	Rendimiento (qq ha ⁻¹)	Masa de rastrojo (kg ha ⁻¹)
Control	103 $\pm$ 9,3	2.923 $\pm$ 211 b	29 $\pm$ 1,7 b	47,3 $\pm$ 1,1	92,3 $\pm$ 10,2	108,3 $\pm$ 9,4 b
Ácido húmico	108 $\pm$ 2,8	3.697 $\pm$ 211 a	34 $\pm$ 0,7 a	46,4 $\pm$ 1,1	114,5 $\pm$ 4,6	162,3 $\pm$ 9,4 a
Significancia (p-valor)	0,5961	0,0809	0,0572	0,6158	0,1405	0,0265

Letras diferentes en una columna indican diferencias estadísticas significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) mediante comparación con MLM.

el tratamiento con enmienda, respectivamente; es decir, este último logra un cultivo mucho más homogéneo, con un coeficiente de variación (CV) de 8%, versus el CV de 22% en el control. La mayor homogeneidad del tratamiento con ácido húmico podría relacionarse a una mayor estabilidad de los rendimientos en el tiempo, tal como plantea Pan *et al.* (2009), quienes señalan que los manejos del suelo con enmiendas orgánicas producen como efecto secundario una mayor estabilidad temporal, generando menores efectos negativos a causa de estreses ambientales o malos manejos agrícolas.

La mejor condición física en el tratamiento con ácido húmico, con un equilibrio en las fracciones de agua y aire, generó 50% más de biomasa en relación al control, con las consecuencias en la captura de C y la protección del suelo frente a la erosión (Jordan *et al.*, 2010). A su vez, favoreció la fecundación y el posterior llenado de granos, con 34 granos por espiga, versus 29 granos por espiga en el control, lo que resultó en una mayor densidad de granos m⁻², sin diferencias en el número de macollos ni en la masa de 1.000 granos.

Resultados de mayor rendimiento de cultivos con aplicaciones de ácido húmico al suelo han sido reportados por otros autores (Al-Karawi y Al-Rawi, 2016; Moreno *et al.*, 2017) como consecuencia de un mayor desarrollo de raíces (Zandonadi *et al.*, 2007; Marqués *et al.*, 2008) y por efectos sobre la absorción de nutrientes (Khalid *et al.*, 2013), con efectos directos sobre los componentes de rendimiento. El presente estudio complementa los resultados previos, confirmando que la aplicación de ácido húmico se proyecta como una herramienta práctica para aumentar la sustentabilidad de los cultivos de secano, al asegurar una mayor disponibilidad hídrica que permite sustentar un mayor número de granos por espiga.

CONCLUSIONES

El uso de una enmienda a base de ácido húmico en un Haplohumult de la zona sur de Chile cultivado con trigo, generó beneficios directos a las propiedades físicas del suelo, con disminución de la densidad aparente e incrementos tanto de la porosidad gruesa como de la retención de agua aprovechable por el cultivo. Este efecto se vio hasta una profundidad de 40 cm y persistió al cabo de 6 meses de realizada la aplicación. El mejor equilibrio agua-aire promovido en el suelo por efecto del ácido húmico favoreció el llenado de granos por espiga, sin afectar el peso del grano, lo que se tradujo en una mayor producción de biomasa y en una tendencia a presentar un 24% de mayor rendimiento respecto al control sin enmienda.

REFERENCIAS

Al-Karawi, H., Al-Rawi, W., 2016. Effect of foliar application of organic extract and humic acid application on straw-

berry production. Iraqi Journal of Agricultural Sciences, 47 (3), 749–756.

- Baldotto, L., Baldotto, M., Giro, V., Canellas, L., Olivares, F., Bressan-Smith, R., 2009. Desempenho do abacaxizeiro 'Vitória' em resposta aplicação de ácidos húmicos durante a aclimação. Revista Brasileira de Ciência do Solo. 33, 979–990.
- Blum, W., Schad, P., Nortcliff, S., 2018. Essentials of Soil Science. Borntraeger Science Publishers. Stuttgart, Germany.
- Brunel-Saldías, N., Martínez, I., Seguel, O., Ovalle, C., Acevedo, C., 2016. Structural characterization of a compacted alfisol under different tillage systems. Journal of Soil Science and Plant Nutrition 16 (3), 689–701. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162016005000050>.
- Canellas, L., Zandonadi, D., Olivares, F., Façanha, A., 2006. Efeitos fisiológicos de substâncias húmicas-o estímulo às H⁺-ATPases. Revista Brasileira de Ciência do Solo 7, 175–200.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales), 2002. Estudio Agrológico IX Región. Descripciones de suelos, materiales y símbolos. Publicación N° 122, Santiago, Chile.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales), 2010. Determinación de la erosión actual y potencial de los suelos de Chile. Santiago, Chile.
- Dec, D., Zúñiga, F., Thiers, O., Paulino, L., Valle, S., Villagra, V., Tadich, I., Horn, R., Dörner, J., 2017. Water and temperature dynamics of Aquands under different uses in southern Chile. Journal of Soil Science and Plant Nutrition 17 (1), 141–154. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162017005000011>.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzale, L., Tablada, M., Robledo, C.W., 2013. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat. Córdoba, Argentina. Universidad Nacional de Córdoba.
- Dörner, J., Dec, D., Peng, X., Horn, R., 2009a. Efecto del cambio de uso en la estabilidad de la estructura y función de los poros de un andisol (typic hapludand) del sur de Chile. Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal 9 (3), 190–209. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-27912009000300003>.
- Dörner, J., Dec, D., Peng, X., Horn, R., 2009b. Change of shrinkage behavior of an Andisol in southern Chile: Effects of land use and wetting/drying cycles. Soil & Tillage Research 106, 45–53. <https://dx.doi.org/10.1016/j.still.2009.09.013>.
- Dörner, J., Dec, D., Feest, E., Vásquez, N., Díaz, M., 2012. Dynamics of soil structure and pore functions of a volcanic ash soil under tillage. Soil & Tillage Research 125, 52–60. <https://dx.doi.org/10.1016/j.still.2012.05.019>.
- Fuentes, I., Seguel, O., Casanova, M., 2011. Degradación física de suelos de la zona central versus suelos volcánicos del sur de Chile. Simposio Nacional de la Ciencia del Suelo. Boletín Técnico N° 24. Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. Santiago, Chile, pp. 75–81.
- Fuentes, I., Seguel, O., Casanova, M., 2013. Elasto-plastic behaviour of soil aggregates and the soil matrix as a function of physical properties in three soils of Central Chile, in: Krümmelbein, J., Horn, R., Pagliai, M. (Eds.), Soil Degradation, Catena Verlag, Advances in GeoEcology 42, Reiskirchen, Germany, pp. 72–88.

- Hartge, K., Horn, R., 2009. Die physikalische Untersuchung von Böden. E. 4 Auflage. Stuttgart, Germany.
- Havlin, J., Beaton, J.D., Tisdale, S.L., Nelson, W.L., 2013. Soil fertility and fertilizers. An introduction to nutrient management. Prentice Hall. New Jersey, USA.
- Horn, R., Fleige, H., 2009. Risk assessment of subsoil compaction for arable soils in Northwest Germany at farm scale. Soil & Tillage Research 102, 201–208. <https://dx.doi.org/10.1016/j.still.2008.07.015>.
- Imbue, A., Patti, A., Borrow, D., Surapaneni, A., Jackson, W., Milner, A., 2005. Effects of potassium humate on aggregate stability of two soils from Victoria, Australia. Geoderma 125 (3-4), 321–330. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.09.006>.
- Jano, P., 2003. Separation methods in the chemistry of humic substances. Journal of Chromatography A 983 (1-2), 1–18. [https://dx.doi.org/10.1016/S0021-9673\(02\)01687-4](https://dx.doi.org/10.1016/S0021-9673(02)01687-4).
- Jordan, A., Zavala, L., Gil, J., 2010. Effects of mulching on soil physical properties and runoff under semi-arid conditions in southern Spain. Catena 81 (1), 77–85. <https://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2010.01.007>.
- Khalid, S., Qureshi, K., Hafiz, I., Khan, K., Qureshi, U., 2013. Effect of organic amendments on vegetative growth, fruit and yield quality of strawberry. Pakistan Journal of Agricultural Research 26 (2), 104–112.
- Kolodziej, B., Bryk, M., Słowiska-Jurkiewicz, A., Otremba, K., Gilewska, M., 2016. Soil physical properties of agriculturally reclaimed area after lignite mine: A case study from central Poland. Soil & Tillage Research 163, 54–63. <https://dx.doi.org/10.1016/j.still.2016.05.001>.
- Letey, J., 1985. Relationship between soil physical properties and crop production. Advances in Soil Science 1, 277–294.
- Lupwayi, N., Arshad, M., Rice, W., Clayton, G., 2001. Bacterial diversity in water-stable aggregates of soil under conventional and zero tillage management. Applied Soil Ecology 16 (3), 251–261. [https://dx.doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00123-2](https://dx.doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00123-2).
- Luzio, W., Casanova, M., Seguel, O., 2010. Suelos de Chile. Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Marqués, J., Canellas, L., Silva, L., Olivares, F., 2008. Promoção de enraizamento de microtoletes de cana-de-açúcar pelo uso conjunto de substâncias húmicas e bactérias diazotróficas endofíticas. Revista Brasileira de Ciência do Solo 32, 1121–1128.
- Mendoza, C., 2014. Validación de tres índices de deterioro estructural en base a las propiedades mecánicas del suelo. Memoria de Tesis, Ingeniero Agrónomo Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 38 p.
- Moreno, J., Ondoño, S., Torres, I., Bastida, F., 2017. Compost, leonardite, and zeolite impacts on soil microbial community under barley crops. Journal of Soil Science and Plant Nutrition 17 (1), 214–230. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162017005000017>.
- Nissen, J., Quiroz, C., Seguel, O., Mac Donald, R., Ellies, A., 2005. Variación del potencial mátrico durante el movimiento de agua en Andisoles. Agro Sur 33 (1), 36–47. <https://dx.doi.org/10.4206/agrosur.2005.v33n1-05>.
- ODEPA (Oficina de Estudios y Políticas Agrarias), 2015. Cultivos anuales: superficie, producción y rendimientos. <http://www.odepa.cl/wp-content/uploads/2014/08/cultivosAnualesHistorico2.xls>
- Pan, G., Zhou, P., Li, Z., Pete, S., Li, L., Qiu, D., 2009. Combined inorganic/organic fertilization enhances N efficiency and increases rice productivity through organic carbon accumulation in a rice paddy from the Tai Lake region, China. Agriculture, Ecosystems & Environment 131 (3-4), 274–280. <https://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.01.020>.
- Piccolo, A., 2002. The supramolecular structure of humic substances: A novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. Advances in Agronomy 75, 57–134. [https://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(02\)75003-7](https://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(02)75003-7).
- Reynolds, W., Drury, C., Tan, C., Fox, C., Yang, X., 2009. Use of indicators and pore volume-function characteristics for quantify soil physical quality. Geoderma 152 (3-4), 252–263. <https://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.06.009>.
- Rodda, M., Canellas, L., Façanha, A., Zandonadi, D., Almeida, D., Guerra, J., 2006. Estímulo no crescimento e na hidrólise de ATP em raízes de alface tratadas com humatos de vermicomposto. I - efeito da concentração. Revista Brasileira de Ciência do Solo 30 (4), 649–656.
- Sandoval, M., Dörner, J., Seguel, O., Cuevas, J., Rivera, D., 2012. Métodos de Análisis Físicos de Suelos. Departamento de Suelos y Recursos Naturales Universidad de Concepción. Publicación N° 5, Chillán, Chile.
- Schaetzl, R., Anderson, S., 2005. Soil genesis and geomorphology. Cambridge University Press. Cambridge, U.K.
- Seguel, O., García de Cortázar, V., Casanova, M., 2003. Variación en el tiempo de las propiedades físicas de un suelo con adición de enmiendas orgánicas. Agricultura Técnica (Chile) 63 (3), 287–297. <https://dx.doi.org/10.4067/S0365-28072003000300008>.
- Seguel, O., Horn, R., 2006. Structure properties and pore dynamics in aggregate beds due to wetting-drying cycles. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 169, 221–232. <https://dx.doi.org/10.1002/jpln.200521854>.
- Seguel, O., Marín, R., 2011. Mejoramiento de propiedades físicas del suelo mediante ácido húmico y rastrojo de trigo. Red Agrícola 46, 12–13.
- Seguel, O., Farías, E., Luzio, W., Casanova, M., Pino, I., Parada, A.M., Videla, X., Nario, A., 2015. Physical properties of soil after change of use from native forest to vineyard. Agro Sur 43 (2), 23–39. <https://dx.doi.org/10.4206/agrosur.2015.v43n2-05>.
- Seguel, O., Baginsky, C., Contreras, A., Covarrubias, J.I., Poble, L., 2013. Physical properties of a fine textured haplo-cambid after three years of organic matter amendments management. Journal of Soil Science and Plant Nutrition 13 (3), 690–705. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162013005000055>.
- Stevenson, F., 1994. Humus chemistry: genesis, composition, reactions, 2nd ed., John Wiley & Sons, Inc., Nueva York, USA.
- Uribe, J., Cabrera, R., De la Fuente, A., Paneque, M., 2012. Atlas Bioclimático de Chile. Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Usovich, B., Lipiec, J., 2009. Spatial distribution of soil penetration resistance as affected by soil compactation: the fractal approach. Ecological Complexity 6 (3), 263–271.

- <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.05.005>.
- Vidal, I., Etchevers, J., Fischer, A., 2002. Dinámica del nitrógeno bajo diferentes rotaciones, sistemas de labranza y manejo de residuos en el cultivo. Agricultura Técnica (Chile) 62 (1), 121-132. <https://dx.doi.org/10.4067/S0365-28072002000100012>.
- Wilson, M., Valenzuela, O., 1998. Evaluación del sistema radial del cultivo de trigo mediante dos métodos de medición. Revista Científica Agropecuaria 2, 29-35.
- Zandonadi, D., Canellas, L., Façanha, A., 2007. Indolacetic and humic acids induce lateral root development through a concerted plasmalemma and tonoplast H⁺ pumps activation. Planta 225 (6), 1583-1595. <https://dx.doi.org/10.1007/s00425-006-0454-2>.



Efectos de una enmienda orgánica sobre las propiedades fisicoquímicas de un Andisol, en Túquerres, Nariño, Colombia

Effects of an organic amendment on the physicochemical properties of an Andisol, in Túquerres, Nariño, Colombia

Lagos, J.^{a*}, Huertas, J.^{a, b*}

^a Facultad de Ingeniería, Programa de Ingeniería Ambiental, Universidad Mariana. Pasto, Nariño, Colombia.

^b Grupo de Investigación Ambiental GIA. Pasto, Nariño, Colombia.



ARTICLE INFO

Keywords:

Soil quality
Composting
Cuyinaza
Degradation
Livestock use

Original Research Article,
Sustainable Management of
Volcanic Ash Soils

*Corresponding author:

Johanna Lagos Riascos

E-mail address:

jolagos@umariana.edu.co;

jlhuertas@umariana.edu.co

ABSTRACT

The municipality of Túquerres (Nariño, Colombia) has been traditionally characterised by having the livestock and agricultural sectors as the cornerstone of its economy, however, livestock exploitation and mainly the production of cattle has caused alterations in the physicochemical properties of the soil, intensifying the degradation of this resource. This study aimed to evaluate the effect of an organic amendment on the physicochemical properties of land for livestock use. To do this, a randomised block design with four treatments and three repetitions was used in an experimental area of 135 m². In each subplot, different doses of organic amendment obtained from the composting of guinea pig (*Cavia porcellus*) manure (1, 1.5 and 2 kg m⁻²) were incorporated into the soil. Properties such as B_d, porosity, texture, humidity, MO, CIC, pH and CE were determined. The results showed differences ($p \leq 0.05$) between some of the treatments with respect to control (T0), especially T2 (1.5 kg m⁻²) which had positive effects on parameters such as MO, CIC and pH due to a superior mineralization process when compared to other treatments, showing a high potential to improve soils with MO deficiency. On the other hand, T3 (2 kg m⁻²) presented the best effects on Da, porosity and moisture, mainly due to the interaction between the sampling time (210 days) and the amount of organic amendment incorporated in the soil.

RESUMEN

Tradicionalmente, el municipio de Túquerres (Nariño, Colombia), se ha caracterizado por el predominio del sector pecuario y agrícola como base de su economía, sin embargo, la explotación pecuaria, principalmente, la producción de ganado vacuno ha causado alteraciones en las propiedades fisicoquímicas del suelo, intensificando la degradación de este recurso. Por esta razón, el objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de una enmienda orgánica sobre las propiedades fisicoquímicas de un suelo de uso pecuario. Para ello, se llevó a cabo la implementación de un diseño de bloques al azar, con cuatro tratamientos y tres repeticiones, en donde el área experimental fue de 135 m². En cada subparcela, se incorporó al suelo diferentes dosis de enmienda orgánica obtenida a partir del compostaje del estiércol del cuy (*Cavia porcellus*) (1, 1,5 y 2 kg m⁻²). A partir de ello, se determinaron propiedades como Da, porosidad, textura, humedad, MO, CIC, pH y CE. Los resultados muestran diferencias ($p \leq 0,05$) entre algunos de los tratamientos respecto al control (T0), principalmente, el T2 (1,5 kg m⁻²), el cual, sobresalió por sus efectos positivos sobre los parámetros como MO, CIC y pH evidenciándose un proceso de mineralización superior a los demás tratamientos y con ello, un alto potencial para aplicarse a suelos con déficit de MO. Así mismo, el T3 (2 kg m⁻²), presentó los mejores efectos sobre la Da, porosidad y humedad, relacionado especialmente, con la interacción existente entre el tiempo de muestreo (210 días) y la cantidad de enmienda orgánica incorporada en el suelo.

Palabras clave: calidad del suelo, compostaje, cuyinaza, degradación, uso pecuario.

INTRODUCCIÓN

En Colombia, los sistemas de producción agropecuarios, se basan en la explotación indiscriminada de los recursos naturales, a través de la implementación de monocultivos y de ganadería intensiva, ocasionando

un sobreuso y manejo inadecuado del suelo, una degradación y abandono de la tierra. Al respecto, CORPONA-RIÑO (2002: pág. 5), afirma que "el departamento de Nariño se ha caracterizado por la explotación ganadera, con la implementación de sistemas de pastoreo, con predominio de pasto Kikuyo (*Pennisetum longistylum*

(Hochst.)", lo cual, ha ido ocasionando a través del tiempo, efectos negativos como la compactación y la erosión, modificando y alterando algunas propiedades fisicoquímicas del suelo, que conllevan a la degradación ambiental debido al pisoteo que realizan los animales sobre su capa superficial (Aguirre *et al.*, 2010).

En Colombia el 9,1% del territorio tiene vocación agrícola, el 9,0% es de vocación ganadera, mientras un 19,0% tiene vocación agroforestal, y el 62,5% restante es de vocación forestal, de conservación y recuperación, por ello, se estima que se presenta una sobre utilización de tierras en 37,2%, donde, alrededor del 80,0% de la zona andina está siendo afectada por la erosión y compactación, de modo que, uno de los mayores causantes del fenómeno es el uso del suelo por actividades agropecuarias, con tecnologías inadecuadas y sin considerar la aptitud de uso, donde, el proceso de degradación de suelos en la región, avanza cerca de 2000 ha anuales (IGAC, 2004; CORPONARIÑO, 2007; CORPONARIÑO, 2012).

En Nariño, principalmente el municipio de Túquerres tradicionalmente se ha dedicado a la producción ganadera como base de su economía, por lo cual se ha intensificado la problemática sobre este recurso, puesto que, su uso y manejo inadecuado ha conllevado a una afectación en la estabilidad estructural y por ende una modificación de la relación existente entre agua – suelo – aire (Castillo *et al.*, 2008). En relación a lo anterior, es de vital importancia considerar algunas alternativas de remediación de suelos que permitan obtener un comportamiento positivo en sus propiedades, para disminuir los problemas de degradación ocasionados por el pisoteo de animales.

Es por esto, que a nivel regional se han realizado algunas investigaciones referentes a la incorporación de enmiendas orgánicas en el suelo, como es el caso de Montes *et al.* (2015), quienes encontraron que la aplicación de gallinaza, presentó efectos positivos en relación a algunas propiedades químicas como la MO, puesto que obtuvieron un valor del 11%, el cual fue considerado alto.

Adicionalmente, Flores y Méndez (2009), evidenciaron que la incorporación de un compost elaborado a base de estiércol, aumentó el contenido de MO partiendo de una condición inicial de 1,9% hasta un valor final de 4,7% considerado como un nivel medio, que posiblemente contribuye al mejoramiento de sus características físicas como estructura, facilitando la formación de agregados más estables, la retención de humedad, y el intercambio de nutrientes para obtener un mejor rendimiento en el crecimiento de las plantas. Lo anterior debido posiblemente al efecto positivo que presenta la enmienda orgánica sobre las fracciones húmicas (humus joven (lábil) y humus estable (húmina, ácidos húmicos y fúlvicos)) de la materia orgánica, dado que, durante su proceso de descomposición una

cierta parte del carbono es asimilado por los microorganismos y otra es convertido en humus, el cual, representa del 60% al 90% de la MO del suelo y permite llevar a cabo una acción inmediata en la estructura del suelo y por ende en la actividad microbiana (Gallardo, 1980; Intagri, 2001; Meléndez, 2003; Julca *et al.*, 2006).

De igual forma, en la investigación de Tarapues (2016), sobre la aplicación de diferentes dosis de compost a base de residuos sólidos (estiércol de cuy y vísceras) de la cadena productiva del cuy sobre un suelo en la zona altoandina, fue posible evidenciar que, la MO tuvo una variación positiva después de la incorporación de este compost, puesto que, su valor en la etapa inicial fue de 4,5% y aumentó a 7,4%, lo cual, significa que se encuentra en un nivel medio.

En consideración a ello, en la presente investigación se evaluó el efecto de la incorporación de la cuyinaza sobre las propiedades fisicoquímicas de un Andisol bajo pradera en el municipio de Túquerres, Nariño.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización

La vereda la Jardinera se encuentra ubicada en el corregimiento de Tutachag, al sur-occidente del municipio de Túquerres, departamento de Nariño. Se sitúa a una altura de 2980 m. s. n. m., su temperatura fluctúa entre los 5 y 15 °C, por lo cual presenta un clima frío húmedo según la clasificación climática de Caldas – Lang, y la precipitación total anual es de 1001,4 mm (Eslava *et al.*, 1986; Bolaños, 2002). El estudio se desarrolló en un suelo de uso pecuario donde predomina el pasto kikuyo (*P. longistylum*), en una finca ubicada en las coordenadas: Latitud 1°4'27.85"N y Longitud 77°37'27.42"O. El suelo es de orden Andisol, derivado de cenizas volcánicas depositadas sobre tobas de ceniza, lapilli o sobre andesitas, su clasificación taxonómica corresponde Pachic Melanudands, es considerado de alta fertilidad, muy profundo, bien drenado, presenta una textura franco arenosa (55,5% de arena, 11,7% de arcilla, 32,8% de limo), un pH moderadamente ácido y alta MO (IGAC, 2004; Romero, 2012).

Recolección de muestras de suelo

Se empleó un método de muestreo en zigzag, el cual, permitió obtener mayor representatividad, puesto que, garantizó una mayor cobertura del área a muestrear, donde se tomó una muestra de suelo compuesta (3 repeticiones) de cada uno de los tratamientos a lo largo y ancho en la parcela de uso pecuario a una profundidad de 20 cm, para llevar a cabo su análisis fisicoquímico (IGAC, 1996; Ramírez, 2005); el procedimiento se repitió a los 120 días (muestreo 1) y a los 210 días (muestreo 2) después de la aplicación de la cuyinaza (López

et al., 2001).

Análisis en laboratorio

Dichas muestras fueron analizadas en la sección de laboratorios de la sede Alvernia de la Universidad Mariana, las cuales fueron secadas a temperatura ambiente (17 °C), con el fin de evaluar las características físicas y químicas del suelo de uso pecuario al inicio y final del ciclo. En el Cuadro 1, se mencionan las metodologías utilizadas para la determinación cuantitativa de cada una de los parámetros físicos y químicos del suelo.

Diseño experimental

Se empleó un diseño de bloques completos al azar (BCA) con cuatro tratamientos y tres repeticiones. Para ello, se utilizó tres bloques al azar, cada uno de ellos tuvo un área de 30 m² (15 m x 2 m), la distancia entre bloques fue de 1,5 m y de 1 m entre tratamiento, para un total de 135 m² (15 m x 9 m). Dentro de cada bloque se dispuso los 4 tratamientos, los cuales tuvieron un área de 6 m² (3 m x 2 m). Así mismo, se manipuló compostaje de estiércol de cuy (*Cavia porcellus*), el cual se lo mantuvo húmedo durante 3 semanas a temperatura ambiente, con un volteo del material tres veces por semana según lo recomendado por Valdiviezo *et al.* (2012). Las dosis utilizadas fueron: el tratamiento testigo de 0 kg m⁻²; el tratamiento 1 de 1 kg m⁻²; el tratamiento 2 de 1,5 kg m⁻² y el tratamiento 3 de 2 kg m⁻², a partir de lo cual se obtuvo 12 unidades experimentales. Cabe resaltar, que estas dosis son las recomendadas para suelos en estado de degradación, erosionados o muy pobres y no debe de excederse de estas dosis al

año (entre 1 y 2 kg por m² año⁻¹), puesto que el uso de estas, en forma excesiva puede impactar negativamente el suelo (SAG, 2014).

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de varianza, esto con el fin de observar el efecto del factor A (tiempo de muestreo) y el factor B (dosis incorporada de la enmienda orgánica) y su interacción sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo y cuando se presentaron diferencias estadísticamente significativas, se procedió a efectuar la prueba de comparación de medias de Duncan, la cual, presenta una mayor facilidad para encontrar diferencias entre las medias en comparación al Test de Tukey. Dicho análisis estadístico se ejecutó con el programa InfoStat Statistical Package (Pulido y Salazar, 2008; Di Rienzo *et al.*, 2009).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evaluación de los efectos de la aplicación de diferentes dosis de cuyinaza sobre las propiedades químicas de un suelo de uso pecuario.

Materia orgánica y capacidad de intercambio

En la Figura 1, es posible visualizar que en todos los tratamientos donde se aplicaron dosis de cuyinaza (T1, T2 y T3) se eleva el contenido de MO, encontrándose que el mayor incremento se registró en el T2-M1 (10,36%) y T2-M2 (10,54%), los cuales se encuentran en un nivel de contenido alto (>10%) (Jaramillo, 2002), que a su vez presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) respecto al T0-M1 (8,88%) y

Cuadro 1. Parámetros fisicoquímicos del suelo evaluados.

Table 1. Physicochemical parameters of the soil evaluated.

PARÁMETROS	MÉTODO
pH	Potenciómetro, relación suelo-agua 1:1-NTC 5264
Materia orgánica	Walkley-Black (Colorímetro) NTC 5403
Densidad aparente	Cilindro graduado
Densidad de partículas	Picnómetro
Textura	Bouyoucos
Contenido de humedad	Gravimétrico secado a 105 °C peso constante
Porosidad Total	Calculada a partir de la densidad de partículas y densidad aparente
Conductividad eléctrica	Conductivímetro
Capacidad de intercambio catiónico	Acetato de amonio 1N pH 7,0-Titulométrico

Fuente: Sadzawka *et al.* (2006).

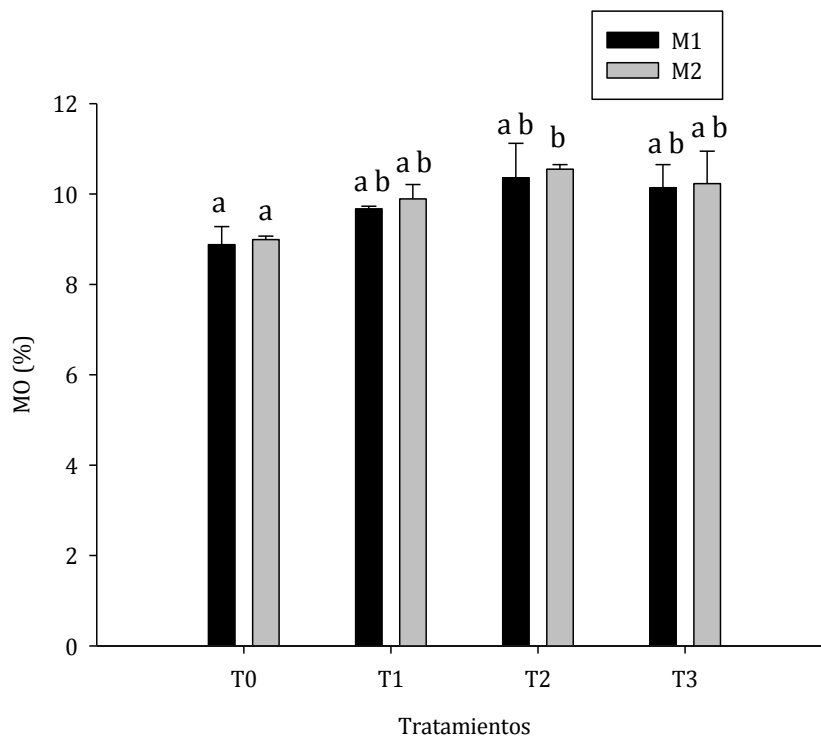


Figura 1. Contenido de materia orgánica en los diferentes tratamientos. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($p \leq 0,05$). Barras indican $\pm$ error estándar (T0, T1, T2 y T3 para M1 y M2; $n = 3$).

Figure 1. Organic matter content in the different treatments. Different letters indicate statistically significant differences between treatments ($p \leq 0.05$). Bars indicate $\pm$ standard error (T0, T1, T2 y T3 for M1 and M2; $n = 3$).

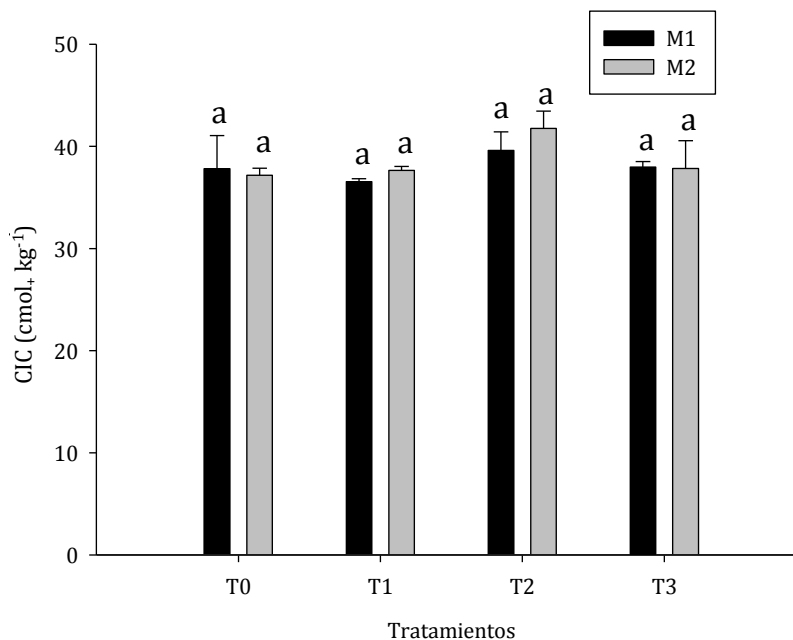


Figura 2. Capacidad de Intercambio Catiónico en los diferentes tratamientos. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($p \leq 0,05$). Barras indican $\pm$ error estándar (T0, T1, T2 y T3 para M1 y M2; $n = 3$).

Figure 2. Cationic Exchange Capacity in the different treatments. Different letters indicate statistically significant differences between treatments ($p \leq 0.05$). Bars indicate $\pm$ standard error (T0, T1, T2 y T3 for M1 and M2; $n = 3$).

T0-M2 (8,99%). Lo que influyó de una manera positiva sobre la CIC ($41,77 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$) (Figura 2), motivo por el cual existió una alta correlación entre estas dos variables ($r = 0,98$) (Restrepo, 1996), puesto que, la adición de abonos orgánicos al suelo afecta positivamente la MO y otros elementos, presentando un aumento en su mineralización y por ende en la capacidad para intercambiar cationes (Kapland y Estes, 1985; Castellanos, 1986; López *et al.*, 2001; Ccapa, 2014).

Este comportamiento se debe a que, el T2 ostentó una dosis que generó efectos positivos en la MO, la cual fue fácilmente atacable por los microorganismos (Pascual y Venegas, 2014), debido a que, posee materiales carbonados que contienen azúcares, almidón, celulosa y grandes cantidades de nutrientes (1,40% de N; 1,20% de P_2O_5 ; 3,37% de K_2O ; 3,70% de CaO; 1,56% de MgO), que son vitales para la obtención de energía, para su crecimiento y multiplicación (Dommergues y Mangenot, 1970; Mollinedo, 2006; Tarapues, 2016). Lo anterior, se relaciona con Sadeghian (2008), quien indica que esta cantidad de abono orgánico aplicado al suelo ($1,5 \text{ kg m}^{-2}$), se utiliza con el fin de corregir la acidez, permitiendo llevar a cabo un mejoramiento de la capacidad buffer del suelo (Wong *et al.*, 1998; Naramabuye y Haynes, 2006) y remediar otro tipo de problemas como una alta Da ($1,46 \text{ g cm}^{-3}$) y baja retención de humedad (1%, 2% y 3%) en suelos compactados (Llique y Guerrero, 2014), así mismo, mejora las condiciones fisicoquímicas y biológicas, dado que, las enmiendas orgánicas son una principal fuente de nitrógeno y carbono que al ser mineralizada por parte de los microorganismos, como ocurrió en este tratamiento, ostentan mejores cambios en relación con otras propiedades (CIC, pH y MO) (Salamanca y Sadeghian, 2005; Smith y Smith, 2007).

Lo anterior, se relaciona con lo planteado por de Montes *et al.* (2015), quienes encontraron que durante el proceso de descomposición de una enmienda orgánica (gallinaza), los ácidos húmicos y fúlvicos, suministraron una fuente de carbono, energía y nutrientes (Ca, Mg, K) necesarios para favorecer la disponibilidad y absorción por parte de las plantas (Restrepo, 1996; Romero, 2013; Soto *et al.*, 2014); los cuales presentaron efectos positivos sobre la MO, la CIC, la actividad de los microorganismos, la estructura (formación de agregados), la porosidad, la Da, la humedad y la aireación (Moreno *et al.*, 2014; Orozco *et al.*, 2016). Adicionalmente, Flores y Méndez (2009), descubrieron que la incorporación de un compost, aumentó el contenido de MO desde 1,88% hasta 4,74%, considerado como un nivel medio, que posiblemente contribuyó al mejoramiento de sus características físicas (Jaramillo, 2002).

De igual manera, la mineralización de la enmienda orgánica depende, primeramente de su relación C/N, del tiempo de incorporación de dicha enmienda y de ciertos factores como la composición de los organis-

mos del suelo, la textura (franco arenosa), el pH (6,5), la calidad y contenido de MO incorporada ($1,5 \text{ kg m}^{-2}$), la accesibilidad al sustrato y el ambiente físico (condiciones de aireación y humedad (6,82%), los cuales poseen una influencia directa sobre el desarrollo y la actividad de los microorganismos (Jhonstom, 1991; Jenkinson, 1992; Strahm y Harrison, 2008; Sadeghian, 2008; Cardona *et al.*, 2017) y sobre los parámetros evaluados, presentando cambios más significativos en el T2. Respecto a ello, Castellanos *et al.* (1996), señalaron que existen cambios en las propiedades (MO, pH, Da, porosidad), que son ocasionadas por los aportes orgánicos, de las cuales el 70% se mineraliza rápidamente en uno o dos años y el resto se transforma en humus, se incorpora al suelo y produce un efecto benéfico en la estructura a partir del primer año de aplicación.

Por otra parte, el T3 en el M1 (10,14%) y en el M2 (10,23%), presentaron valores inferiores al T2, a pesar de contener mayor dosis de enmienda orgánica (2 kg m^{-2}), debido a que, posiblemente ostentó una baja mineralización por influencia de los compuestos lignocelulosicos (pasto kikuyo y aserrín), que se encontraban en mayor proporción en relación a los demás tratamientos, puesto que, la descomposición microbiana de la lignina, es mucho más lenta debido a que este compuesto posee una estructura compleja a nivel estructural, que la protegen de una manera eficaz del ataque interno de enzimas, lo que convierte a la lignina en una fuente de energía de baja calidad (menor contenido de N y C), y que solo es degradada por un grupo de hongos, que la desintegran muy lentamente (Smith y Smith, 2007).

Lo anteriormente mencionado, se relaciona con el estudio realizado por Mollinedo (2006), el cual incorporó a un suelo una cantidad de 4 kg m^{-2} de compost de estiércol de cuy, donde, fue posible apreciar que esta dosis no modificó significativamente las propiedades químicas como el contenido de materia orgánica en el T4 (18,3%) respecto al control (15,3%). Debido a la influencia de los complejos lignocelulosicos y en menor medida a los bajos contenidos de nutrientes (N, P, K) de la fuente, los cuales originaron una menor velocidad de descomposición por parte de los microorganismos y por ende permitieron su acumulación en la capa superficial del suelo.

Así mismo, este proceso posiblemente puede ser afectado por ciertos factores climáticos como la temperatura de la zona de estudio (13°C) y humedad, dado que, esta condición permite que exista una mayor acumulación de la enmienda orgánica en la capa superficial del suelo y por ende una disminución de la tasa de descomposición, debido a que, las bajas temperaturas reducen o inhiben la actividad microbiana así como también lo hacen las condiciones de baja humedad (Smith y Smith, 2007).

En cuanto al T1 al ostentar una menor cantidad de

enmienda orgánica (1 kg m^{-2}), al presentar una baja concentración de residuos (pasto Kikuyo y aserrín) y una relación C/N de 12,85 (Barreros, 2017), su proceso de mineralización fue más rápido durante las primeras semanas, dado que, los microorganismos posiblemente presentaron mayor accesibilidad a este sustrato, es decir que, al contener menor lignina, los microorganismos la descomponen en mayor proporción y actúan sobre otros compuestos carbonados (Rodríguez y Matus, 1989; Levi *et al.*, 1990; FAO, 2002; Meléndez, 2003; Abril *et al.*, 2014). Permitiendo llevar a cabo un agotamiento de la enmienda orgánica y por ende un decaimiento de la población microbiana (Fuentes y Gonzáles, 2007). Por lo cual, no generó cambios significativos en las propiedades. Lo anterior es corroborado por Tarapues (2016), quien encontró que los microorganismos descomponen carbohidratos, proteínas y monosacáridos existentes en el compostaje elaborado a base de los residuos sólidos de la cadena productiva del cuy, el cual, presentó efectos positivos sobre el contenido de MO.

pH

Por otra parte, se presentó un incremento del pH ($p < 0,05$) en el M1 (Figura 3), en cada uno de los tratamientos T1 (6), T2 (6,13), T3 (6,16), en comparación al T0 (5,72). Esto debido posiblemente a que la dosis de la enmienda orgánica presentó un efecto positivo

sobre este parámetro, principalmente en la capacidad buffer del suelo, dado que, en el estudio realizado por Naramabuye y Haynes (2006), corroboraron que los abonos orgánicos permitieron llevar a cabo una disminución de la acidez del suelo y por ende un aumento en el pH (Babou *et al.*, 2007). Lo anterior, se atribuye al proceso de descomposición microbiana de los estiércoles de animales, que contienen muchos compuestos orgánicos como los ácidos carboxílicos, asociados con el material húmico, donde los aniones presentes en estos se descarboxilan, dado que, pueden consumir protones y a su vez controlar las características de amortiguación y en gran medida, la capacidad para neutralizar la acidez cuando se añaden al suelo (Wong *et al.*, 1998; Naramabuye y Haynes, 2006).

Por otra parte, al llevarse a cabo el proceso mineralización de la enmienda orgánica, esta aportó al suelo cationes básicos (Ca^{+2} , Mg^{+2} y K^{+}) (Tarapues, 2016), que permitieron mejorar los niveles de fertilidad del suelo. Lo anterior, es corroborado por Del Pino *et al.* (2008), quienes encontraron que los suelos incorporados con abonos orgánicos (estiércol de aves), aportaron bases cambiables ($100,3 \text{ g kg}^{-1}$ de Ca; $9,7 \text{ g kg}^{-1}$ de Mg; $11,3 \text{ g kg}^{-1}$ de K y 3 g kg^{-1} de Na) (Tester, 1990; Lungu *et al.*, 1993; Jiménez *et al.*, 2004), que promueve un ambiente favorable (suelo con pH neutro) al desarrollo de los microorganismos como bacterias (nitrosomonas y nitrobacter), hongos, algas, actinomicetos y detritívoros (Curtin *et al.*, 1998; Smith y Smith, 2007; Calvo *et al.*,

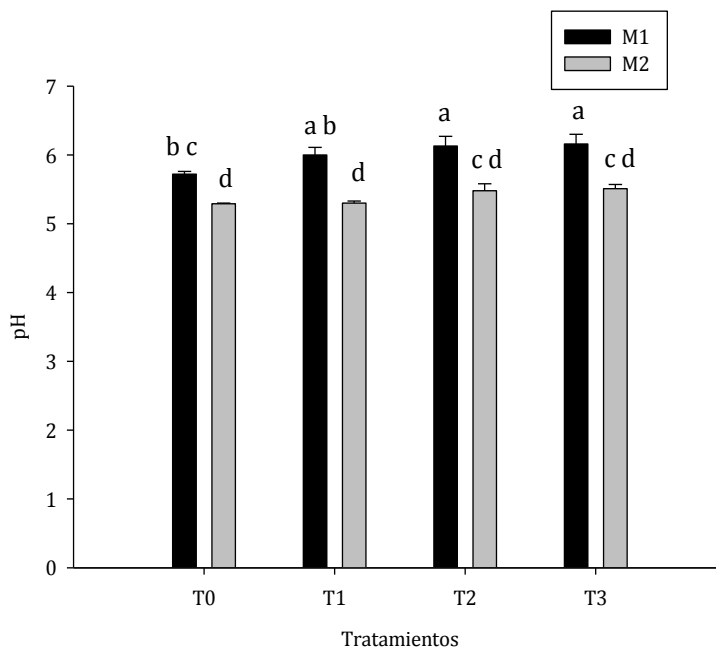


Figura 3. pH en los diferentes tratamientos. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($p \leq 0,05$). Barras indican $\pm$ error estándar (T0, T1, T2 y T3 para M1 y M2; $n = 3$).

Figure 3. pH in the different treatments. Different letters indicate statistically significant differences between treatments ($p \leq 0.05$). Bars indicate $\pm$ standard error (T0, T1, T2 y T3 for M1 and M2; $n = 3$).

2008), dado que, en el estudio realizado por Ramos y Zúñiga (2008), encontraron que el pH a medida que se acercaba a la neutralidad, influye positivamente en la actividad de la microbiota. Los cuales, posiblemente se pueden adaptar también en ambientes ácidos (Calvo *et al.*, 2008; Delgado, 2019).

Por el contrario, en el M2 (210 días), los valores de pH en el T1 (5,3), T2 (5,48) y T3 (5,51), disminuyeron respecto al M1 (120 días) ($p \leq 0,05$) e incrementaron en relación al T0 (5,29), lo cual indica que no presentaron diferencias significativas respecto al T0 ($p > 0,05$). Esta variación se debe principalmente al efecto que presentó tanto el tiempo de muestreo como la dosis aplicada de enmienda orgánica al suelo, puesto que, al llevarse a cabo el proceso de mineralización hasta el segundo muestreo, en la primera etapa los microorganismos autótrofos transforman los componentes de N orgánico en amonio (NH_4^+) (amonificación) y en la segunda etapa, ciertos microorganismos (Nitrosomas) oxidan al amonio para convertirlo en nitritos (NO_2^-) y posteriormente los nitritos transformarlos a nitratos (NO_3^-) (Nitrobacter) (nitrificación), produciendo una liberación de iones (H^+) y por lo tanto una concentración de estos en la solución del suelo, lo que permite un desplazamiento de los demás cationes como el Ca^{+2} , de los sitios de intercambio y por ende una acidificación y reducción del pH (Cabrera, 2007; Smith y Smith, 2007; Huang y Chen, 2009; Cardona *et al.*, 2017). Lo anterior concuerda con Del Pino *et al.* (2008), quienes encon-

traron que el tratamiento aplicado con compost (cama de pollo), presentó un pH de 5,74, superior al testigo (M1), y 5,36 (M2). Lo cual permite inferir que, las bases que posiblemente presentó la enmienda orgánica son desplazadas por los iones (H^+) y captadas por las raíces del pasto Kikuyo.

Conductividad eléctrica

En lo que se refiere a la CE, es posible inferir que en el M1, en cada uno de los tratamientos sus valores aumentaron respecto al M2 ($p \leq 0,05$) (Figura 4).

Lo anterior se debe al efecto del tiempo de muestreo, puesto que, al llevar a cabo el proceso de mineralización de la enmienda orgánica durante el M1 (120 días), los microorganismos transformaron los compuestos orgánicos a inorgánicos, por lo cual, posiblemente liberó altas cantidades de cationes (Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2}) asociados con aniones (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- y HCO_3^-), lo que ocasionó un incremento en la concentración de las sales solubles (minerales) en la solución del suelo (Hernández *et al.*, 2009). Razón por la cual, el T3-M1 aumentó su valor ($237,43 \mu\text{S cm}^{-1}$) respecto al T3-M2 ($137,23 \mu\text{S cm}^{-1}$). Sin embargo esta CE se considera baja, dado que, se encuentra por debajo del valor establecido por Jones (1997) ($500 \mu\text{S cm}^{-1}$), lo cual quiere decir que, es una cantidad no tóxica para las plantas. En referencia a lo anterior, Trejo *et al.* (2013), encontraron que la aplicación de purines (bovino), incrementó la CE

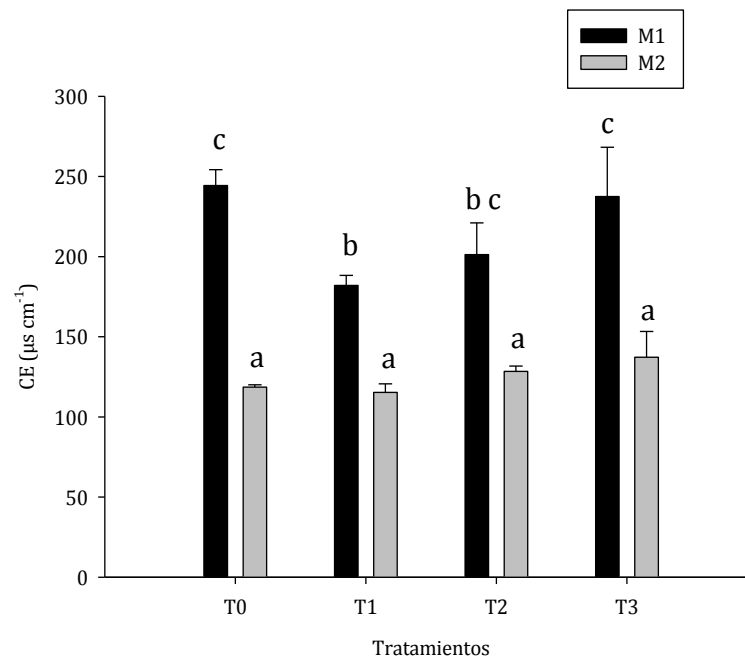


Figura 4. Conductividad eléctrica en los diferentes tratamientos. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($p \leq 0,05$). Barras indican $\pm$ error estándar (T0, T1, T2 y T3 para M1 y M2; $n = 3$).

Figure 4. Electrical conductivity in the different treatments. Different letters indicate statistically significant differences between treatments ($p \leq 0.05$). Bars indicate $\pm$ standard error (T0, T1, T2 y T3 for M1 and M2; $n = 3$).

(8000 $\mu\text{S cm}^{-1}$) en el tratamiento con mayor dosis, dado que, contiene altas concentraciones de sales solubles, principalmente cloruro de sodio, que puede incrementar la salinidad del suelo (Lehrsch y Kincaid, 2007). Cabe resaltar que, por cada tonelada de estiércol aplicado al suelo, éste recibe una cantidad de 15 a 50 kg de sales (Castellanos, 1986), que por lo general puede variar su concentración dependiendo de la calidad del estiércol (desechos orgánicos sólidos) (Tarapues, 2016). Por el contrario, Flores y Méndez (2009), encontraron que la incorporación de un compost, disminuyó el valor de CE pasando de 8200 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (muy salino), hasta 1390 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (no salino), lo que permite inferir que, el T1, T2 y T3 en el M2, al incorporarse con una enmienda orgánica y al ubicarse en un suelo ácido, disminuyó el valor de CE (Jiménez *et al.*, 2004).

Efecto de la cuyinaza sobre las propiedades físicas en los diferentes tratamientos

Contenido de humedad gravimétrica

En la Figura 5, es posible visualizar que el mayor incremento en el porcentaje de humedad gravimétrica de agua en el suelo después de la aplicación de la enmienda orgánica, se encontró en el T3-M2 (6,87%) y el menor contenido se presentó en el T3-M1 (5,19%) ($p \leq 0,05$). Lo anterior, permite inferir que el tiempo de muestreo fue el factor que provocó un efecto positivo

sobre este parámetro, dado que, durante el segundo muestreo (210 días) posiblemente existió una mayor mineralización de la enmienda orgánica, por lo cual, los materiales orgánicos (aserrín y residuos de pasto kikuyo) y la formación de humus, probablemente influyeron en la retención de humedad, sobre todo en época de lluvias (Salazar *et al.*, 2003; Huang, 2004).

Lo anterior concuerda con el estudio realizado por Orozco *et al.* (2016), los cuales, descubrieron que la aplicación de abonos orgánicos, influyeron en el contenido de MO y por lo tanto en la capacidad de almacenamiento del agua, obteniendo un valor de 5,31% (M1) y 5,86% (M2). Esto, debido a el enlace mutuo que existe entre las partículas del suelo (minerales de arcilla como el alofán), por acción de diferentes materiales cementantes relevantes en suelos de origen volcánico como humus, coloides inorgánicos y óxidos (Al, Fe) (complejos órgano-minerales) (Liebig *et al.*, 2004; Lizcano *et al.*, 2006), los cuales, permitieron establecer una mayor superficie de contacto y como resultado de ello, una mayor estabilidad de dichas partículas, una mayor actividad coloidal, un mayor desarrollo de los microorganismos, debido a la deposición de polisacáridos y la formación de materiales húmicos degradados que influyen fuertemente en la estabilidad estructural y permiten que la microfauna que los producen tengan más alimento para ejercer su actividad metabólica de manera continua (Baver *et al.*, 1972; Carter *et al.*, 1986;

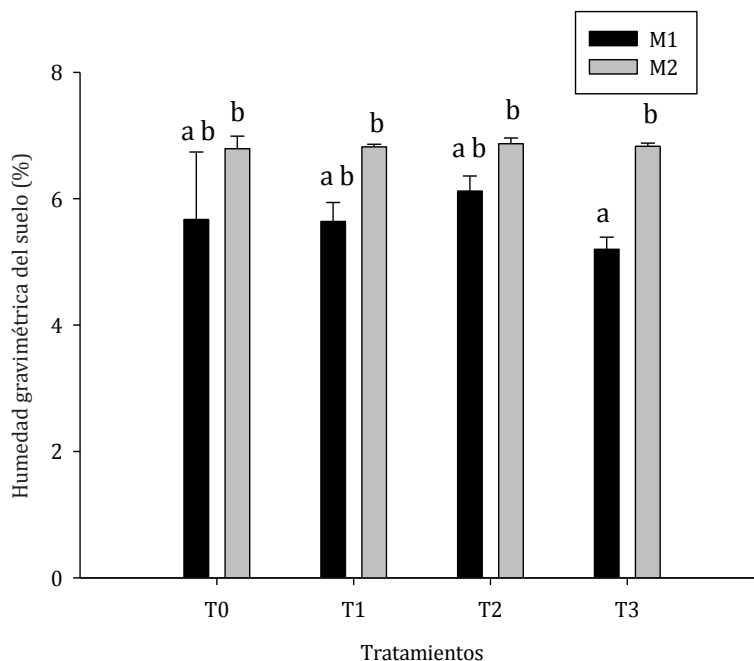


Figura 5. Contenido de humedad en los diferentes tratamientos. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($p \leq 0,05$). Barras indican $\pm$ error estándar (T0, T1, T2 y T3 para M1 y M2; $n = 3$).

Figure 5. Moisture content in the different treatments. Different letters indicate statistically significant differences between treatments ($p \leq 0.05$). Bars indicate $\pm$ standard error (T0, T1, T2 y T3 for M1 and M2; $n = 3$).

Calderón, 1996; Gravito, 1998; Brady y Weil, 1999; López *et al.*, 2001; Aslantas *et al.*, 2007; Ibáñez, 2016), para incrementar la tasa de descomposición del sustrato (Arguello, 1991). Lo anterior, se relaciona con el estudio realizado por Ramos y Zúñiga (2008), los cuales encontraron que, las bacterias ascienden en porcentajes de humedad de 5 a 18%, dado que, favoreció la actividad de los microorganismos en un suelo agrícola y su capacidad para almacenar y retener agua para el crecimiento de las plantas (Cole, 1993; Huang, 2004).

Cabe destacar que, del total de las aportaciones orgánicas, solo el 70% se mineraliza rápidamente, mientras que a largo plazo el resto se transforma en humus, el cual, es incorporado al suelo (Castellanos *et al.*, 1996), y permite retener entre 4 y 6 veces más agua que su propio peso (Salcedo *et al.*, 2007), debido a la producción de una superficie acolchada que reduce las pérdidas directas de humedad por evaporación (Castellanos, 1982; López *et al.*, 2000). Es por ello que, existen suelos Vertisoles y Andisoles, que presentan una buena capacidad de retención de humedad (13%), la cual es determinada con el potencial matricial, que permite que exista una fuerza de atracción entre la fase sólida del suelo y la líquida (Bustamante, 1986), que a su vez se relaciona con una mayor interacción entre los materiales orgánicos y la matriz arcillosa (alofan o imogolita), que promueve una mejor estructura (Hillel, 1998; Bonilla y Cancino, 2001; Yariv y Michaelian, 2002).

Por otra parte, el T3-M1, a pesar de contener una mayor dosis de enmienda orgánica, mostró una menor humedad en relación a los demás tratamientos, lo anterior, posiblemente se encuentre relacionado con el lento proceso de mineralización de la enmienda llevado a cabo en los 120 días (Yariv y Michaelian, 2002; Lado *et al.*, 2004) y la capacidad hidrofóbica (repelencia del agua) que presenta la superficie del suelo, puesto que, los materiales orgánicos provenientes de la enmienda probablemente liberaron y acumularon compuestos hidrofóbicos, los cuales, originaron un recubrimiento sobre las partículas minerales y generaron una menor adhesión del agua hacia los sólidos (Bachmann, 1998; Doerr, 2000; Bachmann y Van der Ploeg, 2002; Ellerbrock *et al.*, 2005; Cuevas, 2006; Hallett, 2008), permitiendo que exista una reducción de la infiltración, una baja humectación y por ende, un incremento de la escorrentía y la susceptibilidad a la erosión (Hallet y Young, 1999; Cuevas, 2006; Schaumann *et al.*, 2007).

Caso contrario ocurrió en el estudio realizado por Carrasco (2017), el cual, encontró que la adición de una enmienda orgánica (caprinaza) mostró una mejora en la repelencia del suelo, como consecuencia del incremento de la MO, puesto que, presenta un efecto positivo a largo plazo sobre la estabilidad estructural, la cual, le otorga un aumento de la hidrofobicidad al agregado, lo que limita su humedecimiento rápido y previene la ruptura por escape de aire y por humectación (Chenu

et al., 2000; Abiven *et al.*, 2009).

Densidad aparente y porosidad

En la Figura 6, es posible observar que el menor valor de D_a se presentó en el T3-M2 ($0,67 \text{ g cm}^{-3}$), por consiguiente, en la Figura 7, fue este tratamiento el que ostentó una mayor porosidad (70,41%). En cuanto a la mayor D_a , esta correspondió al T3-M1 ($0,73 \text{ g cm}^{-3}$), presentando la menor porosidad de esta investigación con un valor de 65,47%. Cabe destacar que, la densidad en el T1-M1 ($0,71 \text{ g cm}^{-3}$) y M2 ($0,73 \text{ g cm}^{-3}$); T2-M1 ($0,69 \text{ g cm}^{-3}$) y M2 ($0,71 \text{ g cm}^{-3}$); T3-M1 ($0,74 \text{ g cm}^{-3}$) y porosidad en el T1-M1 (67,19%) y M2 (67,17%); T2-M1 (68,36%) y M2 (66,71%); T3-M1 (65,47%) no presentaron diferencias estadísticas respecto a la D_a del T0-M1 ($0,72 \text{ g cm}^{-3}$) y M2 ($0,69 \text{ g cm}^{-3}$) y a la porosidad del T0-M1 (66,49%) y M2 (67,71%) respectivamente ($p > 0,05$). A excepción del T3-M2, donde la variación de la D_a ($0,67 \text{ g cm}^{-3}$) y porosidad (70,41%) estadísticamente mostraron efectos positivos en este tratamiento a través de la interacción existente entre el tiempo de muestreo (210 días) y la dosis de la enmienda orgánica incorporada al suelo (2 kg m^{-2}), razón por la cual, fue significativamente superior al T0 (M1 y M2) y al T3-M1 ($p < 0,05$).

Este comportamiento se debe principalmente al proceso de mineralización llevado a cabo durante el transcurso de este tiempo, dado que, posiblemente permitió un mayor aporte de polisacáridos, como resultado de la descomposición de los materiales orgánicos, los cuales actúan como verdaderos materiales cementantes que favorecen eficientemente la unión de partículas (arcillas), permitiendo mejorar la estabilidad de los agregados (Havlin *et al.*, 1999; Casas, 2007).

Respecto a ello, Carrasco (2017), encontró que la adición de una enmienda orgánica (caprinaza), aumentó el contenido de MO, y por ende mejoró a largo plazo las características físicas del suelo (porosidad y D_a), repercutiendo de una manera positiva en el aumento en la estabilidad de los microagregados y en la funcionalidad del sistema poroso. Razón por la cual, los resultados son más evidentes a nivel de macroagregados, debido a que requieren de un mayor tiempo de residencia de la enmienda para lograr efectos significativos (Six *et al.*, 2004). Lo anterior concuerda con el presente estudio, dado que, el T3-M2 requirió mayor tiempo de descomposición de la enmienda para presentar un efecto positivo en la D_a y porosidad (Abiven *et al.*, 2009).

De igual manera, la incorporación de una enmienda orgánica en grandes volúmenes posiblemente provoca en el largo plazo una disminución de la D_a y consecuentemente el aumento en la porosidad (Seguel *et al.*, 2013), permitiendo mejorar la estabilidad estructural, la aireación e infiltración del agua (Bruce *et al.*, 1992; Le Bissonnais y Arrouays, 1997), y por ende el conte-

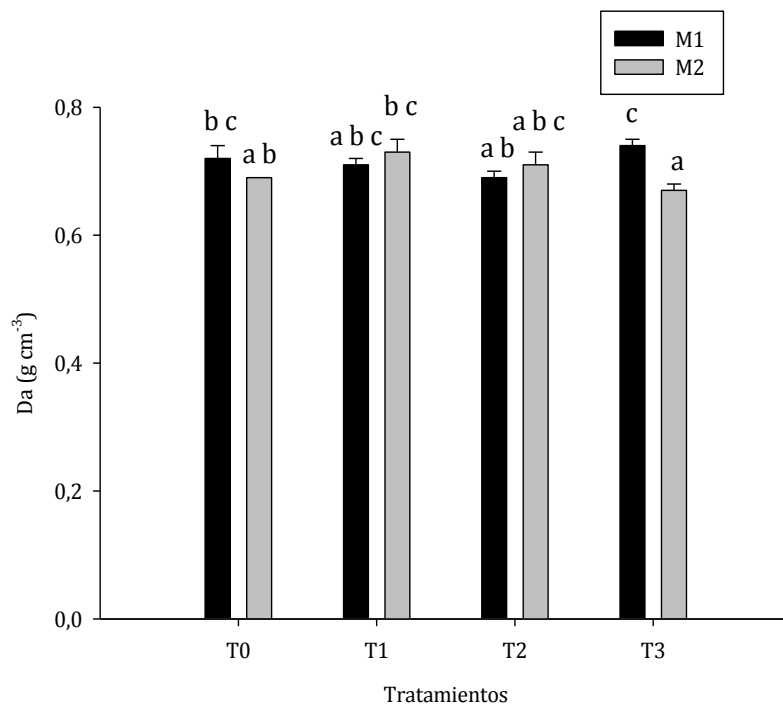


Figura 6. Densidad aparente en los diferentes tratamientos. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($p \leq 0,05$). Barras indican $\pm$ error estándar (T0, T1, T2 y T3 para M1 y M2; $n = 3$).

Figure 6. Bulk density in the different treatments. Different letters indicate statistically significant differences between treatments ($p \leq 0.05$). Bars indicate $\pm$ standard error (T0, T1, T2 y T3 for M1 and M2; $n = 3$).

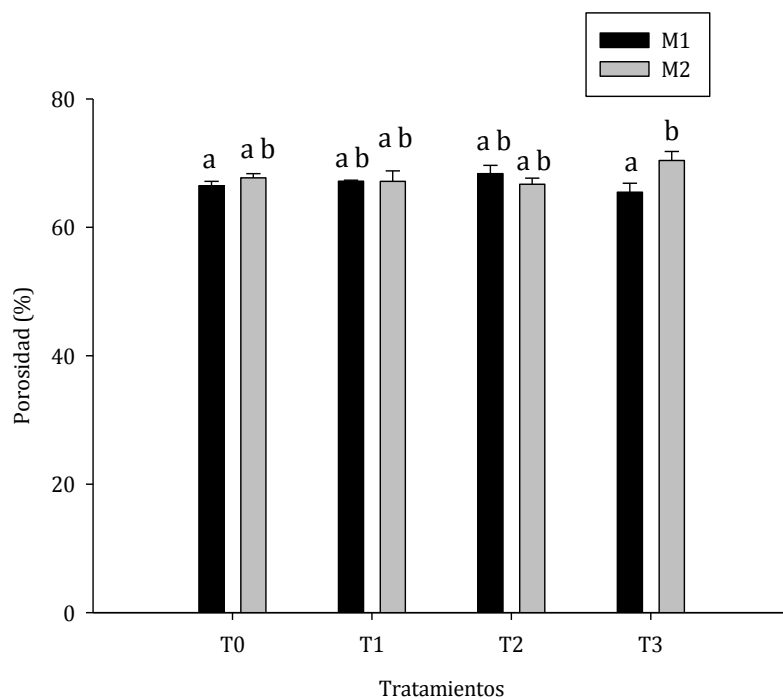


Figura 7. Porosidad total en los diferentes tratamientos. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($p \leq 0,05$). Barras indican $\pm$ error estándar (T0, T1, T2 y T3 para M1 y M2; $n = 3$).

Figure 7. Total porosity in the different treatments. Different letters indicate statistically significant differences between treatments ($p \leq 0.05$). Bars indicate $\pm$ standard error (T0, T1, T2 y T3 for M1 and M2; $n = 3$).

nido de agua para las plantas (Kehr, 1983; Novoa *et al.*, 1991; Hudson, 1994; Kay *et al.*, 1997).

Contrario a lo anterior, en la investigación realizada por Sarasty *et al.* (2017), encontraron que la incorporación de una enmienda orgánica (bovinaza) a largo plazo (1 año) presentó efectos negativos en el suelo, dado que, a través del tiempo ha conllevado a un deterioro en la estabilidad estructural, una disminución en la porosidad y por ende ha permitido ser más susceptible a procesos degradativos como la erosión (Malagón, 1998; Murray *et al.*, 2014).

Por otra parte, la disminución de la porosidad y el incremento de la Da en el T3-M1, se encuentran influenciados por el tiempo de muestreo y la cantidad de enmienda orgánica incorporada (dosis), en vista que, se aplicó una mayor cantidad de residuos como aserrín y pasto kikuyo, los cuales no se descompusieron en su totalidad en el primer muestreo (120 días) y por lo tanto permanecieron intactos, llevando a cabo una acumulación de estos materiales en la superficie del suelo (García *et al.*, 2012).

Por el contrario, en el estudio realizado por Cairo y Álvarez (2017), quienes encontraron que la incorporación de una enmienda orgánica (bovinaza), la cual fue descompuesta durante un periodo de un año, presentó un efecto positivo sobre la formación y estabilidad de los agregados (mejor estructura, mayor porosidad y disminución de la Da) en un periodo de corto tiempo (cuatro meses), que se determinó en la calidad de las sustancias húmicas formadas y en la contribución de la porosidad fina por parte de los materiales orgánicos (Kay y Angers, 2000; Cairo *et al.*, 2012; Seguel *et al.*, 2013). Razón por la cual, los residuos frescos cuya descomposición se lleva a cabo a los 40 y 180 días, generan polisacáridos que poseen un efecto mayor sobre las propiedades fisicoquímicas en el largo plazo (Bohn *et al.*, 1993; Larney y Angers, 2012).

En relación a las porosidades en el T0-M1 y en el T0-M2, fueron consideradas como excelentes (Jaramillo, 2002), puesto que, posiblemente influyó la gran concentración de raicillas y tallos gruesos del pasto kikuyo, que al descomponerse permitieron obtener una buena red de canales (Vicuña, 1985), que influyeron positivamente en el incremento de la porosidad y en la disminución de la Da, la cual presenta una relación inversamente proporcional al contenido de MO (Shaxson y Barber, 2005).

Por otra parte, Mollinedo (2006), descubrió que la aplicación de enmiendas, no modificaron las propiedades físicas (Da, porosidad y humedad) de un suelo aluvial reciente, puesto que, la Da en los tratamientos mantuvo valores comprendidos entre 1,57 g cm⁻³ y 1,47 g cm⁻³. Lo anterior, se relaciona con la presente investigación, dado que, la Da en el T1-M1 (0,71 g cm⁻³), T2-M1 (0,69 g cm⁻³) como en el T1-M2 (0,73 g cm⁻³), y T2-M2 (0,71 g cm⁻³), no presentaron diferencias ($p >$

0,05), en un periodo de corto tiempo (4 meses), por lo cual, este suelo al ser derivado de cenizas volcánicas, y al estar sometido al pisoteo de ganado vacuno, tiende a recuperar sus funciones a través del tiempo (Ivelic-Sáez *et al.*, 2015).

En otro orden de ideas, es de vital importancia tener en cuenta la interacción entre el tiempo de muestreo y la dosis de aplicación de las enmiendas orgánicas, principalmente en las propiedades físicas (Da y porosidad), puesto que, si se excede de estas dosis (entre 1 y 2 kg m⁻²) al año, según el SAG (2014), puede impactar negativamente el suelo y disminuir su calidad. En vista que, su acumulación en la superficie, posiblemente puede afectar la porosidad, disminuyendo el porcentaje de macroporos por taponamiento, provocando una menor tasa de difusión del oxígeno, afectando la estructura (estabilidad de los agregados) y la capacidad de retención de agua (degradación física) (García *et al.*, 2012; Alcaraz, 2018). De modo que, las causas principales de las complicaciones tanto en las propiedades físicas como en las químicas son las inadecuadas prácticas de labranza y de aplicación de enmiendas orgánicas en el suelo que se realizan por varios años, así como también, el proceso de compostaje y la calidad de la enmienda orgánica incorporada.

CONCLUSIONES

Se resalta el efecto positivo que presenta la cuyinaza, principalmente el tratamiento 2 con una dosis de 1,5 kg m⁻², que elevó el contenido de MO en el suelo. Así mismo, el tratamiento 3 en el M2 (210 días), que sobresalió con sus mejores resultados sobre las propiedades físicas como Da, porosidad y humedad con una dosis de 2 kg m⁻².

La incorporación a largo plazo de una enmienda orgánica (2 kg m⁻²), ostenta cambios más significativos en las propiedades químicas (>MO, pH, >CIC), y en las propiedades físicas (<Da, >porosidad y humedad), las cuales son responsables de mejorar la estructura y la calidad del suelo.

REFERENCIAS

- Abiven, S., Menasseri, S., Chenu, C., 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability-A literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 41 (1), 1-12. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0038071708003234>.
- Abril, A., Noe, L., Filippini, M., 2014. Manejo de enmiendas para restaurar la materia orgánica del suelo en Oasis de regadío de Mendoza, Argentina. *Investigaciones agropecuarias* 40 (1), 83-91. <https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/544>.
- Aguirre, D., Navia, J., Ordoñez, Y., 2010. Evaluación de algunas propiedades físicas en suelos con diferentes usos en sistemas productivos del Altiplano de Pasto, Departam-

- mento de Nariño. XII congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo. Universidad de Nariño, pp. 1-13. <https://bit.ly/2Y3gJZk>.
- Alcaraz, R., 2018. Materia orgánica. Consecuencias de su acumulación. <https://www.tiloom.com/materia-organica-ii-consecuencias-de-su-acumulacion/> (acceso, 05.10.19).
- Arguello, H., 1991. La descomposición de la materia orgánica y su relación con algunos factores climáticos y micro climáticos. Agronomía Colombiana 8 (2), 384-388. <http://www.bdigital.unal.edu.co/24027/1/21129-71663-1-PB.pdf>.
- Aslantas, R., Cakmakci, R., Sahin, F., 2007. Effect of plant growth promoting rhizobacteria on young apple tree growth and fruit yield under orchard conditions. Scientia Horticulturae 111, 371-377. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304423806005012>.
- Babou, O., Shiow, T., Zeng, Y., 2007. Relationship between compost pH buffer capacity and P content on P availability in a virgin Ultisol. Soil Science 172, 56-68. https://journals.lww.com/soilsci/Abstract/2007/01000/RELATIONSHIP_BETWEEN_COMPOST_PH_BUFFER_CAPACITY.7.aspx.
- Bachmann, J., 1998. Messung und simulation der anisothermen feuchtebewegung in benetzungsgehemmten mineralböden. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 161, 147-155. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/jpln.1998.3581610210>.
- Bachmann, J., Van der Ploeg, R., 2002. A review on recent developments in soil water retention theory: interfacial tension and temperature effects. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 165 (4), 468-478. [https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/1522-2624\(200208\)165:4%3C468::AID-JPLN468%3E3.0.CO;2-G](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/1522-2624(200208)165:4%3C468::AID-JPLN468%3E3.0.CO;2-G).
- Barreros, E., 2017. Efecto de la relación carbono/nitrógeno en el tiempo de descomposición del abono de cuy (*Cavia porcellus*), enriquecido. Tesis de pregrado, Universidad Técnica de Ambato. 79 p.
- Baver, L.D., Garden, W., Garden, R., 1972. Soil Physics. 4th ed. John Wiley and Sons, Inc., New York.
- Bohn, H.L., Mcneal, B.L., O'connor, G.A., Orozco, M.S., 1993. Química del suelo. Editorial Limusa, Grupo Noriega Editores, Balderas, México.
- Bolaños, G., 2002. Revisión y ajuste ordinario Plan Básico de Ordenamiento Territorial. (2002-2015). Diagnostico general, municipio de Túquerres, departamento de Nariño. <https://vdocuments.mx/diagnostico-rural-tuquerres.html> (acceso, 10.10.2019).
- Bonilla, C., Cancino, J., 2001. Estimación del contenido de humedad del suelo mediante el empleo de funciones de pedotransferencia. Agricultura Técnica 61 (3), 326-338. https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0365-28072001000300008.
- Brady, N.C., Weil, R.R., 1999. The nature and properties of soils. 12th ed., Prentice Hall, New York.
- Bruce, R.R., Langdale, G.W., West, L.T., Miller, W.P., 1992. Soil surface modification by biomass inputs affecting rainfall infiltration. Soil Science Society of American Journal 56, 1614-1620. <https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj/abstracts/56/5/SS0560051614>.
- Bustamante, H., 1986. Potencial del agua del suelo. Revista Facultad Nacional de Agronomía 39(2), 1-12. <http://www.bdigital.unal.edu.co/29716/1/28345-101390-1-PB.pdf>.
- Cabrera, M., 2007. Mineralización y nitrificación: Procesos claves en el ciclo del nitrógeno. Simposio Fertilidad, 1-18. [http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0f085ed5f091b1b852579000057902e/0a4bde5a32364e1d032579050074666e/\\$FILE/Cabrera-%20Simposio%202007.pdf](http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0f085ed5f091b1b852579000057902e/0a4bde5a32364e1d032579050074666e/$FILE/Cabrera-%20Simposio%202007.pdf).
- Cairo, P., Álvarez, U., 2017. Efecto del estiércol en el suelo y en el cultivo de la soya (*Glycine max* (L.) Merr). Pastos y Forrajes. 40 (1), 37-42. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0864-03942017000100005.
- Cairo, P., Dávila, A., Colás, A., Reyes, A., Díaz, B., 2012. Uso alternativo de mejoradores de suelo, con énfasis en la materia orgánica y evaluación de indicadores de sostenibilidad (calidad de suelo). Informe Final de Proyecto Ramal del MINAGRI. Código, 68.
- Calderón, F., 1996. Estabilidad estructural del suelo. <http://www.drcalderonlabs.com/Labnews/LabnewsPDF/Labnews2.pdf> (acceso, 04.11.2109).
- Calvo, P., Meneses, L., Zuñiga, D., 2008. Estudio de las poblaciones microbianas de la rizósfera del cultivo de papa (*Solanum tuberosum*) en zonas Altoandinas. Ecología Aplicada 7 (1,2), 141-148. <http://www.scielo.org.pe/pdf/ecol/v7n1-2/a17v7n1-2.pdf>.
- Cardona, W., Gutiérrez, J., Monsalve, O., 2017. Factores que intervienen en el proceso de mineralización del nitrógeno cuando son aplicadas enmiendas orgánicas al suelo. Una revisión. Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas 11 (1), 1-10. <http://dx.doi.org/10.17584/rcch.2017v11i1.5663>.
- Carrasco, C., 2017. Evaluación de las propiedades físicas e hidráulicas de suelo en líneas de piedras con aplicación de estiércol de caprino. Tesis de pregrado Ingeniero Agrónomo, Universidad de Chile. 35 p.
- Carter, D.L., Mortland, M.M., Kemper, W.D., 1986. Specific surface area, in: Klute, A. (Ed.), Methods of Soil Analysis: Part 1, Physical and Mineralogical Methods, 2nd ed. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, WI. pp. 413-423.
- Casas, R., 2007. Principales efectos de la intensificación y expansión de la agricultura sobre la salud de los suelos. http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/27741/Documento_completo.pdf?sequence=1&isAllowed=y (acceso, 07.11.2019).
- Castellanos, R., 1986. Evaluación del estiércol de bovino y gallinaza como fuente de fósforo en el cultivo de alfalfa. Agricultura Técnica en México 12, 247-258. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=6313752&pid=S2007-0934201300050000600002&lng=es.
- Castellanos, R., Etchevers, J., Aguilar, A., Salinas, R., 1996. Efecto de largo plazo de la aplicación de estiércol de ganado lechero sobre el rendimiento de forrajes y las propiedades de un suelo en una región irrigada del norte de México. Terra Latinoamericana 14, 151-158.
- Castellanos, R., 1982. La importancia de las condiciones físicas del suelo y su mejoramiento mediante la aplica-

- ción de estiércoles. Seminarios Técnicos 7(8), Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias-Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Torreón, Coahuila, México, pp. 1–32. https://www.researchgate.net/publication/41208406_Fertilizacion_organica_y_practicas_de_conservacion_sobre_el_rendimiento_de_sorgo_de_temporal.
- Castillo, J.A., Navia, J.F., Menjivar, J.C., 2008. Estimación de la estabilidad estructural de dos suelos al sur de Colombia con diferentes tipos de manejo. *Acta Agronómica* 57 (1), 31–34.
- Ccapa, B., 2014. Criterios de estudio de suelos para zonas Altoandinas. Tesis de pregrado. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. 57 p.
- Chenu, C., Le Bissonnais, Y., Arrouays, D., 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal* 64 (4), 1479–1486. <https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssai/abstracts/64/4/1479>.
- Cole, M., 1993. Soil quality as a component of environmental quality. Environmental statistic, assessment, and forecasting. Lewis. Boca Raton.
- Corporación Autónoma Regional de Nariño (CORPONARIÑO), 2002. Plan de Gestión Ambiental Regional. 2002–2012. <https://www.corpamag.gov.co/index.php/es/planeacion/111-pgar-2002-2012> (acceso 09.08.19).
- Corporación Autónoma Regional de Nariño (CORPONARIÑO), 2007. Plan de acción trienal (PAT) 2007 - 2009. <https://bit.ly/2zmPdI4> (acceso 09.08.19).
- Corporación Autónoma Regional de Nariño (CORPONARIÑO), 2012. Plan de gestión ambiental regional. 2002 – 2012. <https://bit.ly/2GDJH7c> (acceso 09.08.19).
- Cuevas, J., 2006. Efecto de la materia orgánica y el manejo sobre la hidrofobicidad de suelos volcánicos. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal* 6 (2), 13–27. https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-27912006000200002
- Curtin, D., Campbell, C., Jalil, A., 1998. Effects of acidity on mineralization: pH dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 57–64. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0038071797000941>
- Del Pino, A., Repetto, C., Mori, C., Perdomo, C., 2008. Patrones de descomposición de estiércoles en el suelo. *Terra Latinoamericana* 26 (1), 43–52. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792008000100006.
- Delgado, M., 2019. Los microorganismos del suelo en la nutrición vegetal. https://www.oriusbiotech.com/escrito?nom=Los_microorganismos_del_suelo_en_la_nutrici%C3%B3n_vegetal (acceso 04.11.2019).
- Di Rienzo, J.A., 2009. InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>.
- Dommergues, Y., Manguet, F., 1970. *Écologie microbienne du sol*. Masson et Cie., édit. Paris.
- Ellerbrock, R., Gerke, H., Bachmann, J., Goebel M., 2005. Composition of organic matter fractions for explaining wettability of three forest soils. *Soil Science Society of America Journal* 69, 57–66. <https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssai/abstracts/69/1/0057>.
- Eslava, J., López, V., Olaya, G., 1986. Los climas de Colombia (Sistema Caldas Lang). *Atmósfera* 7, 41–77. http://documentacion.ideam.gov.co/cgibin/koha/opacdetail.pl?biblionumber=28884&shelfbrowse_itemnumber=30177.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2002. Los Fertilizantes y su uso. 4ta ed. Asociación Internacional de la Industria de los Fertilizantes. Asociación Internacional de la Industria de los Fertilizantes, Paris.
- Flores, M., Méndez, M., 2009. Propuesta para el manejo sustentable de suelo mediante el uso de tres abonos orgánicos elaborados con materias primas vegetales en la Playa de Ambuquí, provincia de Imbabura. Tesis de pregrado, Universidad Técnica del Norte. Ibarra. 90 p.
- Fuentes, W., Gonzáles, J., 2007. Estimación de la mineralización neta de nitrógeno del suelo en sistemas agroforestales y a pleno sol en el cultivo del café (*Coffea arabica* L.), en el Pacífico de Nicaragua, Departamento de Carazo. Tesis de pregrado, Universidad Nacional Agraria. 98 p.
- Gallardo, J.F., 1980. El Humus. *Investigación y Ciencia* 46, 8–16.
- García, Y., Ramírez, W., Sánchez, S., 2012. Indicadores de la calidad de los suelos: una nueva manera de evaluar este recurso. *Pastos y Forrajes*, 35 (2), 125–138. <http://scielo.sld.cu/pdf/pyf/v35n2/pyf01212.pdf>
- Gravito, F., 1998. El humus y la fertilidad de los suelos. *El Tiempo*. <https://bit.ly/2vp727M> (acceso 10.07.19).
- Hallet, P., Young, L., 1999. Changes to water repellency of soil aggregates caused by substrate induced microbial activity. *European Journal of Soil Science* 35 (40), 518–524. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1365-2389.1999.00214.x>.
- Hallett, P.D., 2008. A brief overview of the causes, impacts and amelioration of soil water repellency - An overview. *Soil and Water Resources* 3 (1), S21–S29. <https://www.agriculturejournals.cz/publicFiles/01654.pdf>.
- Havlin, J.L., Beaton, J.D., Tisdale, S.L., Nelson, W.L., 1999. *Soil fertility and fertilizers. An introduction to nutrient management*. 6th Ed. Prentice Hall, New York.
- Hernández, M., Leos, J., Preciado, P., Orona, I., García, J., García, J., Orozco, J., 2009. Aplicación de abonos orgánicos en la producción de maíz forrajero con riego por goteo. *Terra Latinoamericana* 27 (4), 329–336. <http://www.scielo.org.mx/pdf/tl/v27n4/v27n4a7.pdf>.
- Hillel, D., 1998. *Environmental soil physics*. Academic Press, San Diego.
- Huang, C., Chen, Z., 2009. Carbon and nitrogen mineralization of sewage sludge compost in soils with a different initial pH. *Soil Science and Plant Nutrition* 55, 715–724. <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1111/j.1747-0765.2009.00410.x>.
- Huang, P., 2004. Soil mineral – organic matter – microorganism interactions: fundamentals and impacts. *Advances in Agronomy* 82, 391–472. https://www.researchgate.net/publication/222522489_Soil_mineral-organic_matter-microbe_interactions_Impacts_on_biogeochemical_processes_and_biodiversity_in_soils.
- Hudson, B., 1994. Soil organic matter and available water capacity. *Journal of Soil and Water Conservation* 49, 189–194. <http://www.jsowonline.org/content/49/2/189>.

short.

- Ibáñez, J., 2016. Microorganismos y la Estabilidad de los Agregados del Suelo. <https://www.madrimasd.org/blogs/universo/2016/03/14/146893> (acceso, 04.11.2019).
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC), 2004. Estudio general de suelos y zonificación de tierras departamental de Nariño. <https://bit.ly/2P3bDsg> (acceso 10.07.19).
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC), 1996. Guía de muestreo. Bogotá, DC. <https://igac.gov.co/sites/igac.gov.co/files/guademuestreo.pdf#overlay-context=es/contenido/tramites-y-servicios/informacion-de-clases-agrologicas> (acceso 09.07.19).
- Instituto para la Innovación Tecnológica en Agricultura (Intagri), 2001. Importancia del humus en la fertilidad de los suelos. <https://www.intagri.com/articulos/suelos/importancia-de-humus-en-la-fertilidad-de-los-suelos> (acceso, 28.10.2019).
- Ivelic-Sáez, J., Zúñiga, F., Valle, S., López, I., Dec, D., Dörner, J., 2015. Functional resistance and resilience of the pore system of an andisol exposed to different strategies of pasture improvement under sheep grazing. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 15 (3), 1–17. https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-95162015000300010.
- Jaramillo, D., 2002. Introducción a ciencia del suelo. Universidad Nacional de Colombia, Medellín. <http://www.bdigital.unal.edu.co/2242/1/70060838.2002.pdf>
- Jenkinson, D., 1992. La Materia Orgánica del Suelo: Evolución. Wild A. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas. Mundi-Prensa, Madrid.
- Johnston, A.E., 1991. Soil fertility and soil organic matter, in: Wilson, W.S. (Ed.), *Advances in soil organic matter research: the impact on agriculture and the environment* Royal Society of Chemistry (RSC), Cambridge, pp. 299–314.
- Jiménez, L., Larreal, M., Noguera, N., 2004. Efectos del estiércol bovino sobre las propiedades químicas de un ultisol degradado en el área de la Machiques Colon, estado Zulia. Caracas, Venezuela. *Revista de la Facultad de Agronomía* 21 (4), 1–10. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-78182004000400001.
- Jones, J.B., 1997. *Hydroponics: A practical guide for the soilless grower*. St. Lucie Press. Boca Raton.
- Julca, A., Meneses, L., Blas, R., Bello, S., 2006. La materia orgánica, importancia y experiencia de su uso en la agricultura. *Idesia* 24 (1), 49–61. <https://scielo.conicyt.cl/pdf/idesia/v24n1/art09.pdf>
- Kapland, D., Estes, G., 1985. Organic matter relationship to soil nutrient status and aluminum toxicity in alfalfa. *Agronomy Journal* 77, 735–738. <https://pubag.nal.usda.gov/catalog/1474260>.
- Kay, B., Angers, D., 2000. Soil structure, in: Sumner, M. (Ed.), *Handbook of Soil Science*. CRC Press, Boca Ratón.
- Kay, B., Da Silva, A., Baldock, J., 1997. Sensitivity of soil structure to changes in organic C content: predictions using pedotransfer functions. *Canadian Journal of Soil Science* 77, 655–667. <https://www.nrcresearchpress.com/doi/10.4141/S96-094>
- Kehr, E., 1983. Efecto de diferentes enmiendas sobre la evolución de las propiedades físico-hídricas de un suelo arcilloso. Tesis Ingeniero Agrónomo. Universidad Austral, Facultad de Ciencias Agrarias, Valdivia, Chile. 67 p.
- Lado, M., Paz, A., Ben, M., 2004. Organic matter and aggregate size interactions in infiltration, soil formation, and soil loss. *Soil Science Society of American Journal* 68, 935–942.
- Larney, F., Angers, D., 2012. The role of organic amendments in soil reclamation: A review. *Canadian Journal of Soil Science* 92, 19–38. <https://www.nrcresearchpress.com/doi/full/10.4141/cjss2010-064>.
- Le Bissonnais, Y., Arrouays, D., 1997. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodability: II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. *European Journal of Soil Science* 48, 39–48. <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=GB9718593>.
- Lehrsch, G., Kincaid, D., 2007. Compost and manure effects on fertilized corn silage yield and nitrogen uptake under irrigation. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 38, 2131–2147. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00103620701548977>.
- Levi, R., Riffaldi, R., Saiozzi, A., 1990. Carbon mineralization in soil amended with different organic materials. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 31, 325–335. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0167880990902312>.
- Liebig, M., Tanaka, D., Wienhold, B., 2004. Tillage and cropping effects on soil quality indicators in northern Great Plains. *Soil & Tillage Research* 78, 131–141. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198704000364>.
- Lizcano, A., Herrera, M., Santamarina, J., 2006. Suelos derivados de cenizas volcánicas en Colombia. *Revista Internacional de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil* 6 (2), 167–198. https://egel.kaust.edu.sa/Documents/Papers/Lizcano_2006a.pdf.
- Llique, R., Guerrero, A., 2014. Influencia de la humedad de compactación en el comportamiento volumétrico de los suelos arcillosos. *Ciencia y Tecnología* 10 (4), 9–21. <http://dspace.unitru.edu.pe/handle/UNI-TRU/8212>
- López, J., Díaz, A., Martínez, E., Valdez, R., 2001. Abonos orgánicos y su efecto en propiedades físicas y químicas del suelo y rendimiento en maíz. *Terra Latinoamericana* 10 (4), 292–299. <https://www.chapingo.mx/terra/contenido/19/4/art293-299.pdf>
- López, J., Gutiérrez, G., Berumen, S., 2000. Labranza de conservación usando coberturas de abono orgánico en alfalfa. *Terra Latinoamericana* 18 (2), 161–171. <https://www.chapingo.mx/terra/contenido/18/2/art161-171.pdf>.
- Lungu, O., Temba, B., Lungu, C., 1993. Effects of lime and farmyard manure on soil acidity and maize growth on acid Alfisol from Zambia Tropical agriculture-london then trinidad 4, 309–314. <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=TT9600094>.
- Malagón, D., 1998. El Recurso Suelo en Colombia. *Inventario y Problemática*. Revista Académica Colombiana de la Ciencia de los Suelos 22 (82), 13–52. <https://biblat.unam.mx/es/revista/revista-de-la-academia-colombiana-de-ciencias-exactas-fisicas-y-naturales/articulo/el-recurso-suelo-en-colombia-inventario-y-problematica>.
- Meléndez, G., 2003. Residuos orgánicos y materia orgánica

- del suelo. <http://www.cia.ucr.ac.cr/pdf/Memorias/Memoria%20Taller%20Abonos%20Org%C3%A1nicos.pdf>.
- Mollinedo, D., 2006. Efecto de la fertilización nitrogenada y de la materia orgánica en el cultivo de Lechuga cv. Dark Green Boston y las propiedades del suelo en Nievería, Lima. Tesis de Pregrado, Universidad Nacional Agraria La Molina. Perú. 15 p.
- Montes, C., Muñoz, J., Muñoz, J., 2015. Evaluación de abonos orgánicos utilizando como indicadores plantas de lechuga y repollo en Popayán, Cauca. Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial 13 (1), 73–82. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1692-35612015000100009.
- Moreno, A., García, G., Gutiérrez, P., Cano, R., Martínez, C., Márquez, H., Rodríguez, D., 2014. Desarrollo del cultivo de melón (*Cucumis melo*) con vermicompost bajo condiciones de invernadero. Ecosistemas y Recursos 1 (2), 163–173. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-90282014000200007.
- Murray, R., Orozco, M., Hernández, A., Lemus, C., Nájera, O., 2014. El sistema agroforestal modifica el contenido de materia orgánica y las propiedades físicas del suelo. Avances en Investigación Agropecuaria 18 (1), 23–31. <http://www.ucol.mx/revaia/portal/pdf/2014/enero/2.pdf>.
- Naramabuye, F., Haynes, R., 2006. Effect of organic amendments on soil pH and Al solubility and use of laboratory indices to predict their liming effect. Soil Science, 171 (10), 754–763. https://www.researchgate.net/publication/43471526_Effect_of_organic_amendments_on_soil_pH_and_Al_solubility_and_use_of_laboratory_indices_to_predict_their_liming_effect.
- Novoa, R., Martínez, M., Letelier, E., 1991. Comparación de un sistema de fertilización mineral con uno de fertilización orgánica, en una rotación trigo-fréjol. Agricultura Técnica 51, 1–8. <http://www.chileanjar.cl/files/V5111A01.es.pdf>.
- Orozco, A., Valverde, M., Martínez, R., Chávez, C., Benavides, R., 2016. Propiedades físicas, químicas y biológicas de un suelo con manzano biofertilizado. Terra Latinoamericana 34 (4), 441–456. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792016000400441.
- Pascual, R., Venegas, S., 2014. La materia orgánica del suelo. Papel de los microorganismos. Ciencias Ambientales 2, 1–11. <https://www.ugr.es/~cjl/MO%20en%20suelos.pdf>.
- Pulido, H.G., Salazar, R.D., 2008. Análisis y diseño de experimentos, 2^{da} ed. Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingeniería Universidad de Guadalajara, México.
- Ramírez, F., 2005. El muestreo de suelos. http://www.mag.go.cr/biblioteca_virtual_ciencia/muestreo_suelos.pdf (acceso, 1.10.2019).
- Ramos, E., Zúñiga, D., 2008. Efecto de la humedad, temperatura y pH del suelo en la actividad microbiana a nivel de laboratorio. Ecología Aplicada 7 (1,2), 123–130. <http://www.scielo.org.pe/pdf/ecol/v7n1-2/a15v7n1-2.pdf>.
- Restrepo, J., 1996. Abonos orgánicos fermentados. Experiencias de agricultores en Centro América y Brasil. CEDECO-OIT. San José de Costa Rica.
- Rodríguez, J., Matus, F., 1989. Modelo simple para estimar el suministro de nitrógeno en el suelo. Ciencia e Investigación Agraria 16, 33–46. <http://www.rcia.uc.cl/index.php/rcia/article/view/1006/863>.
- Romero, F., 2013. Relación carbono nitrógeno en el proceso de lombricompostaje y su potencial nutrimental en jitomate. Tesis de magister, Institución de enseñanza e investigación en ciencias agrícolas, Texcoco (México). 160 p.
- Romero, J., 2012. El bosque Alto-Andino: una oportunidad para llevar al educando al aprendizaje significativo a las estrategias de conservación. Tesis de magister en Enseñanza de las Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C. 207 p.
- Sadeghian, K.S., 2008. Fertilidad del suelo y nutrición del café en Colombia. Guía práctica. Boletín Técnico No 32. CENIFAFÉ. Chinchiná, Caldas, Colombia.
- Sadzawka, A., Carrasco, M.A., Grez, R., Mora, M., Flores, H., Neaman, A., 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Revisión 2006. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Serie Actas INIA N° 34, Santiago, Chile.
- Salamanca, A., Sadeghian, S., 2005. La densidad aparente y su relación con otras propiedades en suelos de la zona Cafetera Colombiana. Cenicafe 56 (4), 381–397. <https://www.cenicafe.org/es/publications/arc056%2804%29381-397.pdf>.
- Salazar, E., Beltrán, A., Fortis, M., Leos, J., Cueto, J., Vázquez, C., 2003. Mineralización de nitrógeno y producción de avena forrajera con tres sistemas de labranza. Terra Latinoamericana 21 (4), 561–567. <https://www.redalyc.org/pdf/573/57321412.pdf>.
- Salcedo, E., Galvis, A., Hernández, T., Rodríguez, R., Zamora, F., Bugarin, R., Carrillo, R., 2007. La humedad aprovechable y su relación con la materia orgánica y superficie específica del suelo. Terra Latinoamericana 25 (4), 419–425. <https://www.redalyc.org/pdf/573/57315558010.pdf>.
- Sarasty, J., Ortega, J., Castillo, J., Chaves, G., 2017. Diagnóstico de problemas de manejo del suelo con abonos orgánicos utilizando un minisimulador de lluvia. Revista de Ciencias Agrícolas 34 (2), 46–61. <http://dx.doi.org/10.22267/rcia.173402.71>.
- Schaumann, G., Braun, B., Kirchner, D., Szwedzyk, U., Grohmann, E., 2007. Influence of biofilms on the water repellency of urban soil samples. Hydrological Processes 21 (17), 2276–2284. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/hyp.6746>.
- Seguel, O., García de Cortázar, V., Casanova, M., 2013. Variación en el tiempo de las propiedades físicas de un suelo con adición de enmiendas orgánicas. Agricultura Técnica 63 (2), 287–297. https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?pid=S0365-28072003000300008&script=sci_arttext.
- Servicio Agrícola y Ganadero de Chile (SAG), 2014. Agricultura Orgánica Nacional. Bases Técnicas y situación actual. División de protección de recursos naturales renovables. Ministerio de Agricultura de Chile.
- Shaxson, F., Barber, R., 2005. Optimización de la humedad del suelo para la producción vegetal, el significado de la porosidad del suelo. Boletín de suelo de la FAO 79. Roma.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Denef, H., 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil & Tillage Research 79 (1), 7–31. <https://www.sciencedirect>.

- [com/science/article/pii/S0167198704000881](https://doi.org/10.1016/j.agro.2019.04.001)
- Skopp, J.M., 2000. Physical properties of primary particles, in: Sumner, M. (Ed.), Handbook of Soil Science. CRC Press, Boca Ratón.
- Smith, T.M., Smith, R.L., 2007. Ecología, 6^{ta} ed. Pearson Educación. S.A. Madrid.
- Soto, G., Ramos, D., Terry, A., 2014. Generalidades de los abonos orgánicos: Importancia del Bocashi como alternativa nutricional para suelos y plantas. Cultivos Tropicales 35 (4), 52–59. http://scielo.sld.cu/scielo.php?pid=S0258-59362014000400007&script=sci_arttext&tlang=pt.
- Strahm, B., Harrison, R., 2008. Controls on the sorption, desorption and mineralization of low-molecular-weight organic acids in variable-change soils. Soil Science Society of American Journal 72 (6), 1653–1664. <https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj/abstracts/72/6/1653>
- Tarapues, A., 2016. Aprovechamiento de los residuos sólidos de la cadena productiva del cuy mediante compostaje, para su uso como bioabono en cultivos de forraje (alfalfa (*Medicago sativa*)) en la zona altoandina del departamento de Nariño. Tesis de postgrado en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente, Universidad de Manizales. 103 p.
- Tester, C., 1990. Organic amendments effects on physical and chemical properties of a sandy Soil. Soil Science Society of American Journal 54, 827–831. <https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj/abstracts/54/3/SS0540030827>
- Trejo, H., Salazar, E., López, J., Vázquez, C., 2013. Impacto del estiércol bovino en el suelo y producción de forraje de maíz. Ciencias Agrícolas 4 (5), 727–738. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-09342013000500006&script=sci_arttext
- Valdiviezo, W., Obregón, R., Bravo, M., 2012. Efecto del estiércol de cuy en el cultivo stevia (*Stevia rebaudiana*) bertoni en suelos degradados de Tingo María. Investigación y Amazonia 7 (2), 1–21. <http://revistas.unas.edu.pe/index.php/revia/article/viewFile/140/123>
- Vicuña, P., 1985. Pastos y forrajes de clima frío. SENA, Bogotá. <https://bit.ly/2ZEf8az> (acceso 04.06.19).
- Wong, M., Nortcliff, S., Swift, R., 1998. Method for determining the acid ameliorating capacity of plant residue compost, farmyard manure and peat applied to tropical soils. Communications in Soil Science and Plant Analysis 29, 2927–2937. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00103629809370166>.
- Yariv, S., Michaelian, K., 2002. Structure and surface acidity of clay minerals. Organo-clay complexes and interactions. Marcel Dekker, New York.



Evaluación de la erosión y selección de especies forestales para la rehabilitación de suelos degradados de origen volcánico de Ecuador

Evaluation of erosion and selection of forest species for the rehabilitation of degraded soils of volcanic origin in Ecuador

Martínez, I.^{a, b*}, Pantoja, G.^b, Cancán, E.^b, Limaico, D.^b, Vizcaíno, M.^b, Añazco, M.^b, Uribe, H.^c

^a Instituto de Investigaciones Agropecuarias, INIA Remehue. Ruta 5 Norte Km 8-Osorno, Chile.

^b Universidad Técnica del Norte, Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales. Ibarra, Ecuador.

^c Instituto de Investigaciones Agropecuarias, INIA Quilamapu, Av. Vicente 515, Chillán, Chile.



ARTICLE INFO

Keywords:

Erosion pins
Soil conservation
Vachellia macracantha

Original Research Article,
Special Issue: Sustainable
Management of Volcanic Ash Soils

*Corresponding author:

Ingrid Martínez

E-mail address:

ingrid.martinez@inia.cl

ABSTRACT

Human activities not only accelerate soil redistribution rates on hillslopes, but also alter patterns of erosion and deposition. The objectives to quantify the surface net erosion (Net erosion= Erosion - Sedimentation) and to assess the establishment of forestry species in soil conservation structures. The surface erosion was quantified with erosion pins located at the upper, middle and lower parts of four hillsides with a slope between 35% and 42%. The establishment of forestry species on contour ploughing considered two phases. During phase I, the following species were established on each hillside: *Schinus molle*, *Caesalpinia spinosa*, and *Vachellia macracantha*, while the fourth hillside (control) was not considered for forestry species. Results after four years showed that net erosion was 102 Mg ha⁻¹ in the middle hillside part, a 36% higher than the upper and lower parts. After 27 months, *V. macracantha* showed a survival of 85%, while in the other species was < 3%. During Phase II the species were replaced by *Moringa oleifera* and *Acacia melanoxylon*. After 9 months, the species showed a survival 30% and 10%, respectively, while *V. macracantha* recorded 58%. Erosion pins can be an inexpensive and a simple technique to quantify net erosion in areas with low coverage and strong slopes. It was concluded that erosion pins are a useful technique to quantify erosive processes over the time. *V. macracantha* showed a higher adaptation to the local conditions and greater tolerance to highly alkaline soils with low fertility.

RESUMEN

Las actividades antrópicas no sólo aceleran las tasas de redistribución del suelo en laderas, también alteran los patrones de erosión y deposición. Los objetivos fueron cuantificar la erosión superficial neta (Erosión neta= Erosión - Sedimentación) y evaluar el establecimiento de especies forestales en estructuras conservacionistas. La erosión superficial se cuantificó mediante redes de clavos de erosión en la parte alta, media y baja de cuatro laderas contiguas con un 35 y 42% de pendiente. El establecimiento de las especies forestales en curvas de nivel consideró dos fases. En la Fase I se estableció en cada ladera: *Schinus molle*, *Caesalpinia spinosa*, *Vachellia macracantha* y la cuarta ladera, como control, no consideró especie forestal. Los resultados de cuatro años indicaron una erosión neta de 102 Mg ha⁻¹ en la parte media de la ladera, siendo superior en un 36% a la registrada en la parte alta y baja. Después de 27 meses, *V. macracantha* presentó una sobrevivencia de un 85%, mientras que en las otras especies fue < 3%. En la Fase II se reemplazaron las especies por: *Moringa oleifera* y *Acacia melanoxylon*. Después de 9 meses, ambas especies presentaron una sobrevivencia de un 30% y 10%, respectivamente; en cambio para *V. macracantha* fue de un 58%. Los clavos de erosión son una herramienta económica y fácil para cuantificar la erosión en zonas de escasa cobertura y fuertes pendiente. *V. macracantha* demostró una mayor adaptación a las condiciones locales y mayor tolerancia a suelos fuertemente alcalinos y de baja fertilidad.

Palabras clave: Clavos de erosión, *Vachellia macracantha*, Estructuras conservacionistas.

INTRODUCCIÓN

Actualmente, la erosión es considerada como uno de los principales problemas ambientales a nivel mundial, además de estar directamente relacionada a la

pobreza debido a la baja productividad agrícola en suelos afectados por erosión (Bindraban *et al.*, 2012). Globalmente, sólo el 10% de la superficie agrícola está asociadas a programas de conservación de suelos (FAO, 2011). No obstante, la red global WOCAT (World Over-

view of Conservation Approaches and Technologies), ha desarrollado con éxito en 42 regiones del mundo tecnologías de conservación de agua y suelo. Producto de estas experiencias, se consideran como los principales tipos de degradación: la erosión hídrica (36%), la degradación del agua (31%), la degradación química del suelo (26%), la erosión eólica (10%), la degradación física del suelo (8%) y la degradación de la vegetación (7%). Sin embargo, de los casos evaluados sólo el 7% presentó un único tipo de degradación, mientras que el 41% de los casos presenta una combinación de más de un tipo de degradación (WOCAT, 2007).

Cuantificar la erosión superficial en laderas es una tarea compleja, mientras en la parte alta se produce simultáneamente erosión y sedimentación, en la parte baja ocurre mayor sedimentación; esto último indicaría que la cobertura vegetal puede regular la formación de cárcavas (Hancock y Lowry, 2015). Áreas con una cobertura superior a un 40% han demostrado una mayor fertilidad y menor degradación de suelos, mientras que una cobertura menor al 5% favorece la formación de cárcavas en zonas de fuerte pendiente (Jugie *et al.*, 2018; Deng *et al.*, 2015; Martínez *et al.*, 2010). Las cárcavas son la etapa de erosión hídrica más destructiva del suelo, en regiones semiáridas están relacionadas con las características físico-química del suelo, la intensidad de las precipitaciones, la topografía y la cobertura vegetal (Ollobarren *et al.*, 2016; Shrestha *et al.*, 2014; Valentin *et al.*, 2005). Existen diversas metodologías para monitorear las pérdidas de suelo y su redistribución en zonas de diversas condiciones edafoclimáticas. Entre ellas, se consideran los trazadores radioactivos (^7Be , ^{137}Cs), las parcelas de escurrimiento superficial y los clavos de erosión (Wang *et al.*, 2019; Jugie *et al.*, 2018; Kearney *et al.*, 2018). Los clavos de erosión, destacan por ser una alternativa económica y fácil de usar para cuantificar las tasas de erosión y sedimentación en forma anual y/o en eventos de lluvia únicos pero de elevada intensidad (Hancock y Lowry, 2015; Pizarro *et al.*, 2010; Kearney *et al.*, 2018; Sirvent *et al.*, 1997).

Los suelos de origen volcánico tienen diferentes propiedades morfológicas, físicas, químicas y mineralógicas comparadas con otros suelos, sin embargo, las condiciones ambientales específicas de cada lugar resultan en una combinación única de factores y procesos que gobiernan su formación (Zehetner *et al.*, 2003). La mayoría de los estudios en suelos de origen volcánico se ha desarrollado en climas semihúmedos y húmedos; sin embargo, hay pocos estudios desarrollados en climas semiáridos y áridos (Kiliç *et al.*, 2018). En Ecuador, el 30% de los suelos son derivados de cenizas volcánicas, ubicados en zonas planas a nivel del mar hasta los 5.000 m s. n. m. y en pendientes muy inclinadas a abruptas (Espinosa *et al.*, 2018). La región norte se caracteriza por la presencia de montañas que se elevan sobre los 2.000 m s. n. m., que son de naturaleza y ori-

gen volcánico (Espinosa *et al.*, 2018). En esta zona, se encuentra la cuenca del Chota ubicada en el límite de la Provincia Imbabura, que fue cubierta por sedimentos volcánicos contemporáneos (Winkler *et al.*, 2005) y su litología está conformada por brechas volcánicas de afinidad calco-alcalina (Tonneijck *et al.*, 2008).

En el país, la presión del uso de la tierra ha expandido los límites de la frontera agrícola a zonas de fuertes pendientes, lo que ha conducido a una severa erosión, principalmente en suelos derivados de cenizas volcánicas; como resultado, el 47,9% de la superficie nacional se encuentra erosionada (Espinosa *et al.*, 2018). Para evaluar el efecto de prácticas de reforestación para mitigar la erosión en una zona caracterizada por suelos de origen volcánico degradados y de escasa cobertura vegetal, se planteó un ensayo cuyos objetivos fueron: i) cuantificar la erosión superficial neta en la parte alta, media y baja de cuatro laderas contiguas, así como ii) evaluar el establecimiento de especies forestales.

MATERIAL Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El ensayo fue establecido en Enero 2014 al norte de Ecuador, ubicado en la cuenca del Chota, Provincia de Imbabura (0°27' N, 78°2' O; 2300 m s. n. m.), una cuenca interandina de la región altiplánica que alcanza los 4500 m s. n. m. (Figura 1). El sitio experimental abarca una superficie de 0,68 ha con una cobertura vegetal entre 10% a 25% (Martínez *et al.*, 2010), especialmente en el período seco, que se caracteriza por un fuerte riesgo a la erosión hídrica y eólica, con pendientes moderadas a fuertes que fluctúan entre 20% y 50% (Béliveau *et al.*, 2017). El suelo del sitio de estudio es de textura franca (48% arena, 44% limo y 8% arcilla), posee una densidad aparente de 1,4 g cm⁻³, pH fuertemente alcalino, con muy bajos niveles de carbono orgánico y nitrógeno (Cuadro 1). Esta zona se incluye en el ecosistema denominado "Bosques y arbustales xéricos interandinos montano bajos de los Andes del Norte" dominada por especies cactáceas con un crecimiento vigoroso durante la estación húmeda, el cual decrece durante la estación seca, con precipitaciones entre los 480 mm y temperaturas que oscilan entre los 20-25 °C (Portilla, 2018).

Evaluaciones

Erosión superficial neta

Se evaluó la erosión superficial neta en cuatro laderas contiguas, en la parte alta (A), media (M) y baja (B) (Figura 2). En cada ladera se establecieron tres redes de clavos de erosión (4 m ancho x 10 m largo), cada red constaba de 40 clavos. Un total de 480 clavos de 30 cm de longitud fueron establecidos y enterrados a 15 cm

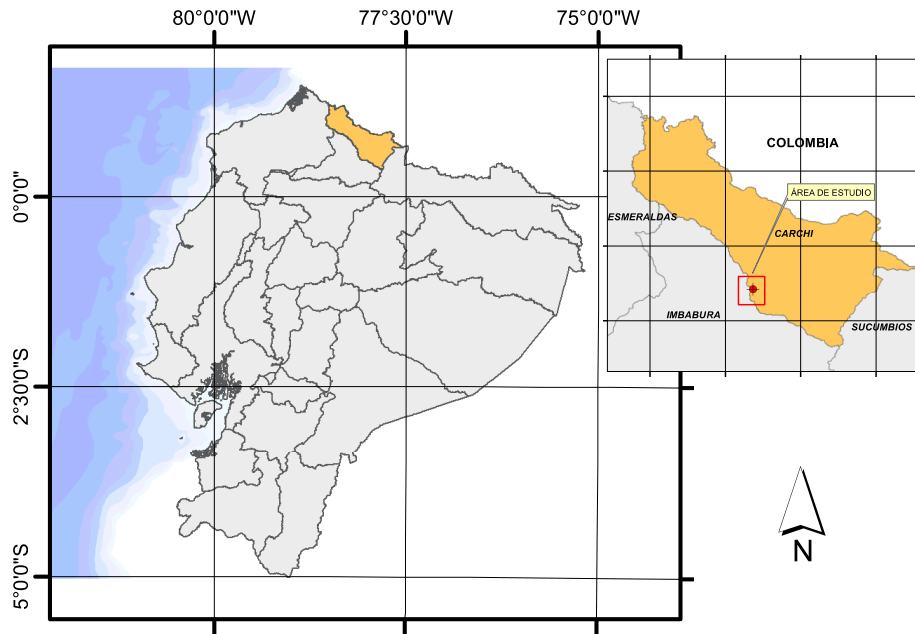


Figura 1. Mapa de Ecuador y ubicación del area de estudio.

Figure 1. Map of Ecuador and location of the study area.

Cuadro 1. Propiedades química de los suelos entre los 0-20 cm de profundidad en el sitio de estudio al comienzo del experimento (2014).

Table 1. Soil chemical properties at 0-20 cm depth of the study site beginning experiment (2014).

Propiedades químicas	Valor
pH H ₂ O	9,20
C.O. (g kg ⁻¹)	0,79
N-NH ₄ (mg kg ⁻¹)	4,10
P (mg kg ⁻¹)	13,00
K (cmol ₍₊₎ kg ⁻¹)	1,30
Ca (cmol ₍₊₎ kg ⁻¹)	20,10
Mg (cmol ₍₊₎ kg ⁻¹)	1,20
Zn (mg kg ⁻¹)	0,40
Cu (mg kg ⁻¹)	3,40
Fe (mg kg ⁻¹)	82,70
Mn (mg kg ⁻¹)	2,50
B (mg kg ⁻¹)	1,50

C.O.: carbono orgánico

de profundidad. En los clavos de erosión se cuantificó la erosión (pérdida de suelo) o sedimentación (acumulación de suelo), usando la metodología descrita por Pizarro *et al.* (2010) y Kearney *et al.* (2018):

$$X (\text{Mg ha}^{-1}) = Y \times D_a \times 10$$

donde X es el suelo erosionado o sedimentado (Mg ha⁻¹), Y es la altura media de suelo erosionado o sedimentado (mm) y D_a es la densidad aparente del suelo (Mg m⁻³). De esta fórmula se determinó la erosión y la sedimentación, para finalmente obtener la erosión neta (EN= Erosión - Sedimentación). Se realizaron evaluaciones en dos fases en el sitio de estudio. La Fase I, considera mediciones desde enero 2014 hasta enero 2015, con evaluaciones cada 60 días. La Fase II, considera mediciones desde junio 2016 hasta septiembre 2017, con evaluaciones más distanciadas con el fin de ver el efecto de la erosión neta a largo plazo. Los resultados fueron analizados mediante prueba t-student para determinar si existen diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

Sobrevivencia de los árboles

Las especies fueron seleccionadas de acuerdo a las características edafoclimáticas de la zona de estudio y fueron establecidas en curvas de nivel usando un nivel en A (Figura 2). En las especies forestales se evaluó la altura y el diámetro de tronco, sin embargo, sólo se presenta la variable de sobrevivencia ya que fue la más interesante. Debido al bajo porcentaje de sobrevivencia de las especies, el estudio contempla dos fases. En la Fase I se establecieron tres especies: *Schinus molle* L., *Caesalpinia spinosa* Kuntze y *Vachellia*

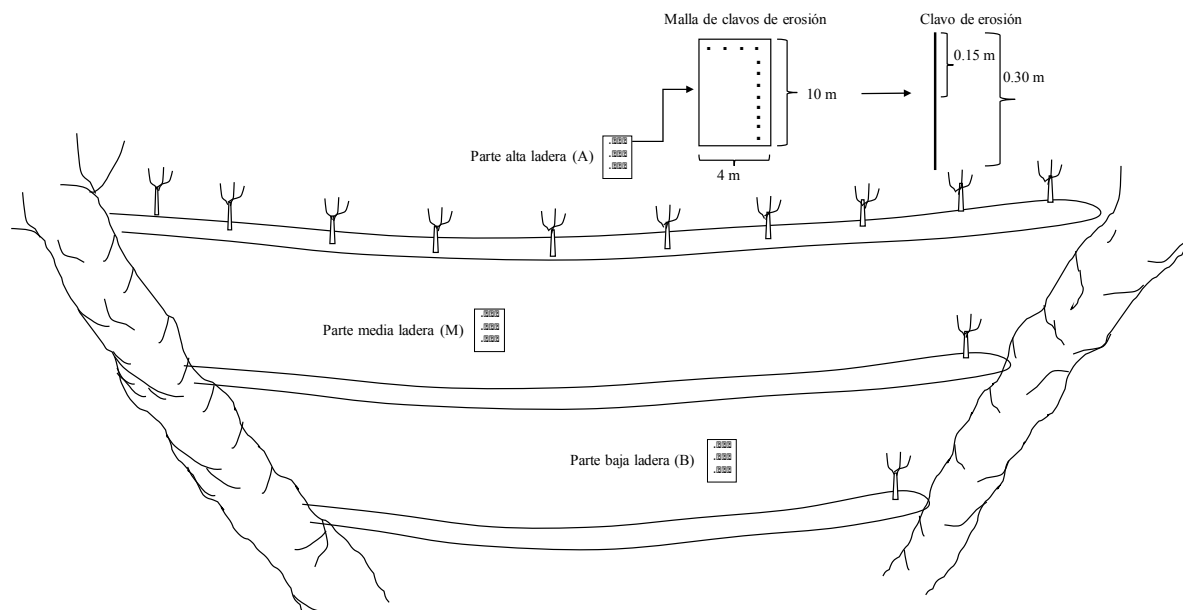


Figura 2. Ensayo experimental y distribución de los clavos de erosión en la ladera: (A) parte alta, (M) media y (B) baja de la pendiente.

Figure 2. Experimental site and the locations of erosion pins in the hillslope: (A) upper, (M) middle and (B) lower slope.

macracantha en 3 laderas contiguas y se consideró una cuarta ladera como un tratamiento testigo desprovista de especies forestales. En la plantación se aplicó a cada individuo 1 L de agua incluyendo 7 g de hidrogel hidratado (HidroKeeper®) como retenedor de agua y 1 kg de estiércol de bovino. Durante el primer año de establecimiento de las especies forestales, se evaluó la sobrevivencia cada 2 meses, y luego a los 27 meses. Al finalizar este periodo (Fase I), *S. molle* y *C. spinosa* no prosperaron, las que fueron reemplazadas en la Fase II por *Moringa oleifera* y *Acacia melanoxylon*. La Fase II tuvo una duración de nueve meses y las mediciones se realizaron cada 90 días. Los resultados fueron analizados estadísticamente mediante prueba t-student para determinar si existen diferencias significativas ($p \leq 0,05$), para ello se empleó el software estadístico InfoStat (versión 2015).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Erosión superficial neta

Las evaluaciones de los clavos de erosión durante cuatro años permitieron cuantificar la erosión neta del suelo y su redistribución en laderas. Durante este periodo se observaron variaciones, demostrando que de un año a otro se pueden producir importantes cambios entre la ganancia vs. pérdida de suelo. Asimismo, al medir la altura en los clavos de erosión, en algunos se observó erosión y luego sedimentación, tal como lo in-

dican Kearney *et al.* (2018). Al finalizar la Fase I se observó un aumento en la erosión neta durante el primer año de estudio, sin efecto significativo independiente de la ubicación de los clavos de erosión (Figura 3). Sin embargo, se observó una tendencia a una mayor pérdida de suelo en la parte baja de la ladera (34 Mg ha^{-1}) siendo superior a la observada en la parte alta y media (promedio 25 Mg ha^{-1}). Estos resultados fueron similares a los obtenidos por Vásquez y Tapia (2011), con valores de $45 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de erosión en pendientes de 18% a 40%. Kearney *et al.* (2018) encontraron valores de erosión de $75 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en suelos de baja cobertura, la que disminuyó significativamente en un 60% en sitios de densa cobertura $> 50\%$ (Martínez *et al.*, 2010).

El segundo año se caracterizó por precipitaciones inferiores a la media anual del área de estudio (250 mm). Durante este periodo que no se realizaron mediciones, se observó que no hubo un aumento en la erosión neta al comenzar las mediciones de la Fase II. En climas semiáridos los procesos erosivos son atribuidos a eventos de lluvia intensos, que no ocurren todos los años (Martínez *et al.*, 2012). En la Fase II, los resultados indican un incremento continuo en la erosión neta, sin embargo, se observa una redistribución del suelo en la ladera, indicando una mayor erosión neta en la parte media con valores de 102 Mg ha^{-1} , siendo superior en un 36% a la parte alta y baja de la ladera (Figura 3). Como indican Arabameri *et al.* (2019) este aumento se podría asociar a un año más lluvioso (578 mm) y a la

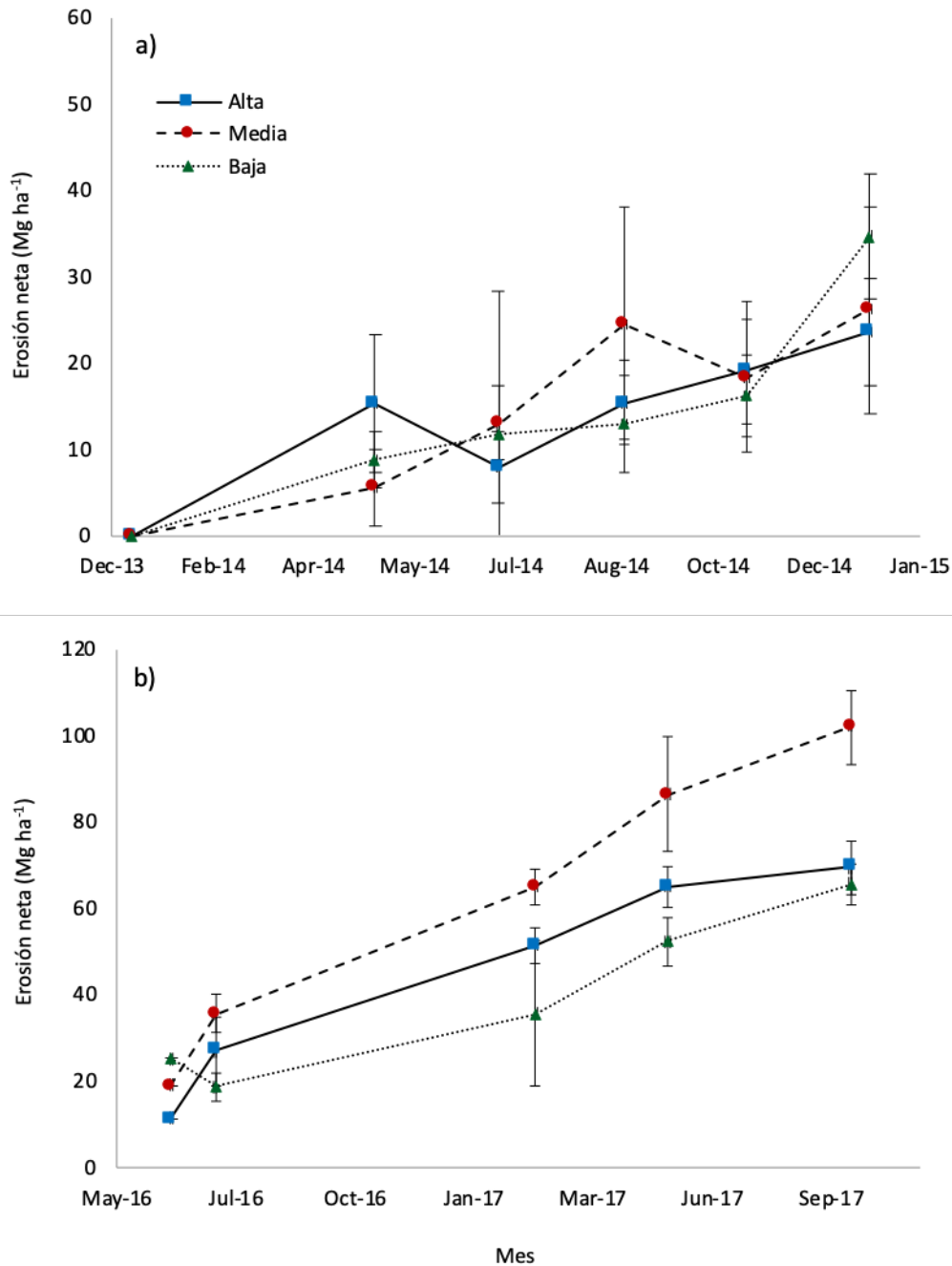


Figura 3. Evolución de la erosión neta en la parte alta, media y baja de la ladera. a) Fase I: enero 2014 a enero 2015 y b) Fase II: junio 2016 a septiembre 2017. Las barras de error indican la desviación estándar ($n=160$).

Figure 3. Evolution of net erosion in the upper, middle and lower part of the slope. a) Phase I: January 2014 to January 2015 and b) Phase II: June 2016 to September 2017. Error bars indicate standard deviation ($n=160$).

fuerte pendiente de la ladera. Aunque el incremento de la erosión neta podría ser atribuido a la intensidad de las precipitaciones, sin embargo, en esta zona la erosión eólica es un factor importante a considerar, aunque difícil estimar con los clavos de erosión qué tipo de degradación predominó en los resultados obtenidos (Barnes *et al.*, 2016).

Establecimiento de los árboles

La temperatura y la precipitación influyen en la heterogeneidad del paisaje, así como en el reciclaje de nutrientes como consecuencia de la relación directa entre la cobertura de los árboles y el microclima generado que podría contribuir a la fertilidad del suelo (Martínez

et al., 2010). La escasa cobertura de la zona de estudio se relaciona con los bajos niveles de fertilidad del suelo (Cuadro 1), que se caracteriza por altos niveles de pH, baja materia orgánica y un alto contenido de calcio intercambiable, condición similar a suelos volcánicos desarrollados zonas semiáridas de otras regiones (Kiliç et al., 2018). El aumento de la frecuencia de periodos secos disminuyó la disponibilidad hídrica, afectando el crecimiento y sobrevivencia de los árboles, siendo uno de los factores claves a entender en planes de refores-

tación (Zhu et al., 2018). En la Fase I de este estudio, los resultados indicaron que las especies forestales durante los 12 meses de establecido el ensayo presentaron una sobrevivencia del 47%, 64% y 98%, para *S. molle*, *C. spinosa* y *V. macracantha*, respectivamente (Figura 4). La altura de los árboles fue de 29,4 cm, 39,8 cm y 22,0 cm para *S. molle*, *C. spinosa* y *V. macracantha*, respectivamente. Sin embargo, a los 27 meses de establecido el ensayo (jul-16), la mortalidad aumentó y los resultados indicaron que *S. molle* y *C. spinosa* tuvieron una escasa

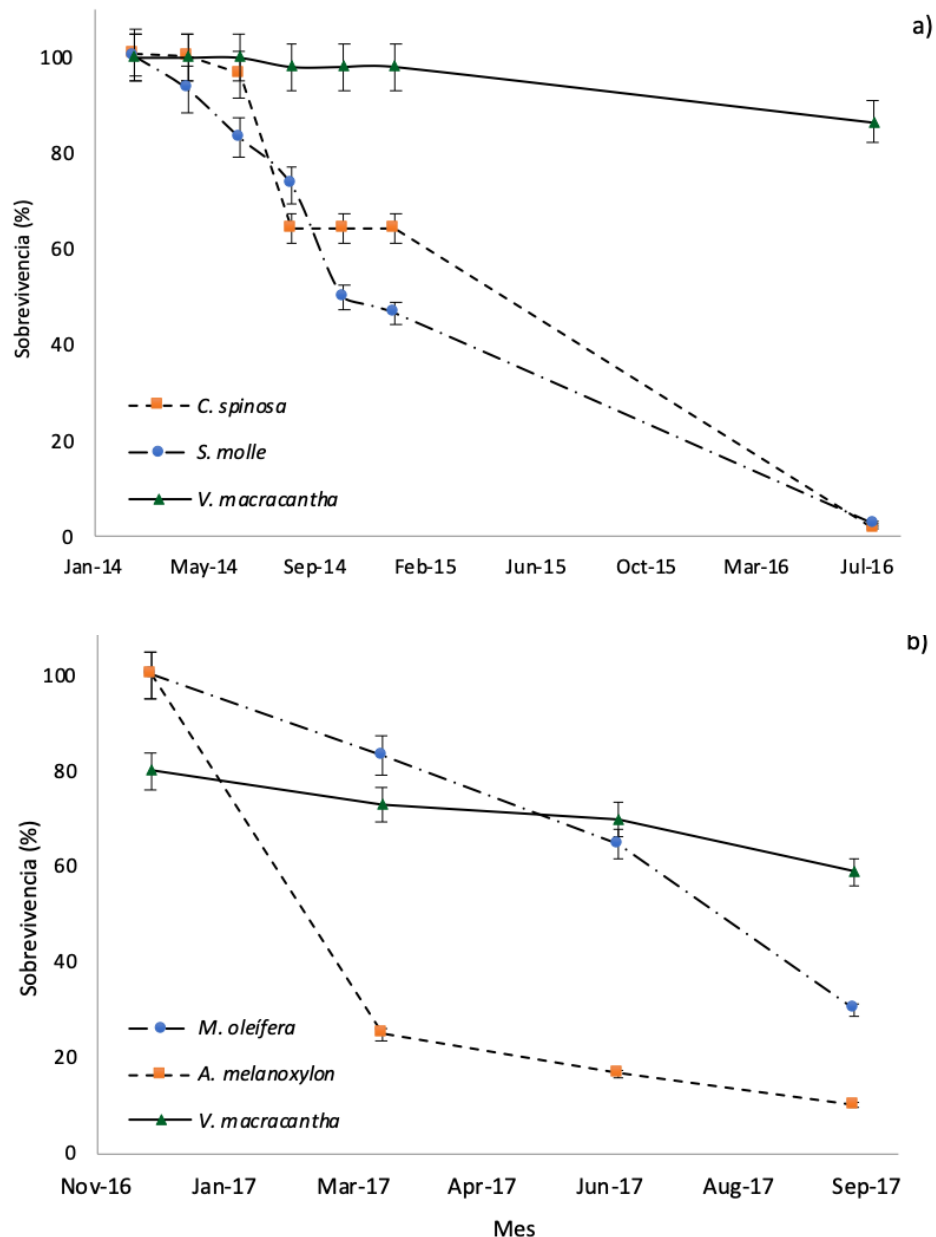


Figura 4. Sobrevivencia de las especies forestales establecidas. a) Fase I: marzo 2014 a julio 2016 y b) Fase II: diciembre 2016 a septiembre 2017. Letras distintas indican medias estadísticamente diferentes.

Figure 4. Plant survival of the forestry species established. a) Phase I: march 2014 to July 2015 and b) Phase II: december 2016 to september 2017. Different letters indicate statistically different means.

sobrevivencia, alcanzando valores de 3% y 2%, respectivamente. La baja sobrevivencia coincide con un año de escasas precipitaciones, demostrando que la baja adaptación de estas especies estuvo más relacionada a la falta de agua que a las condiciones del suelo. Sin embargo, *V. macracantha* alcanzó una sobrevivencia de un 87%, lo que demuestra la adaptación de esta especie a suelos con un alto nivel de degradación y zonas de bajas precipitaciones. Estos resultados concuerdan con el estudio de Isacás (2008), que en condiciones similares observó un 100% de sobrevivencia para *V. macracantha* a los 12 meses de plantación. La capacidad de fijación de nitrógeno de *V. macracantha* con un sistema radical que le permite obtener agua de las capas profundas del suelo, demuestra su capacidad de adaptación a diferentes condiciones ambientales, así como su potencial para reforestación (Cordero *et al.*, 2016). En la Fase II, las especies que no sobrevivieron (*S. molle* y *C. spinosa*) fueron reemplazadas por *M. oleifera* y *A. melanoxylon*. En esta Fase de 9 meses, los resultados indicaron una sobrevivencia de un 30% y 10%, para *M. oleifera* y *A. melanoxylon*, respectivamente. Aunque *V. macracantha*, aumentó su mortalidad, presentó una sobrevivencia de un 60%, demostrando que aunque se adapta a suelos de baja fertilidad y a zonas áridas, periodos prolongados de bajas precipitaciones puede afectar su sobrevivencia.

CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio pueden ser usados como guía para estimar el potencial de rehabilitación de la zona de estudio, extrapolando con cautela estos datos a condiciones ambientales similares. Debido a la escasa cobertura vegetal (< 25%) y fuerte pendiente, se registró al final del periodo una erosión neta de 102 Mg ha⁻¹ en la parte media de la ladera, siendo superior en un 36% a la registrada en la parte alta y baja. En las especies forestales, durante la Fase I después de 27 meses de establecimiento, las especies *S. molle* y *C. spinosa* presentaron una sobrevivencia inferior al 3%, mientras que para *V. macracantha* fue de un 85%. En la Fase II, *M. oleifera* y *A. melanoxylon* presentaron una sobrevivencia de un 30% y 10%, respectivamente, en cambio para *V. macracantha* fue de un 60%. *V. macracantha* demostró una mayor adaptación a las condiciones locales. Sin embargo, los resultados indicaron que esta especie, aunque presenta más tolerancia a suelos fuertemente alcalinos, de baja fertilidad y climas semiáridos, periodos prolongados de sequía afectan su sobrevivencia.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el Proyecto PROMETEO, Senescyt, Gobierno del Ecuador.

REFERENCIAS

- Arabameri, A., Pradhan, B., Rezaei, K., Conoscenti, C., 2019. Gully erosion susceptibility mapping using GIS-based multi-criteria decision analysis techniques. *Catena* 180, 282–297.
- Barnes, N., Luffman, I., Nandi, A., 2016. Gully erosion and freeze-thaw processes in clay-rich soils, northeast Tennessee, USA. *GeoResJ* 9, 67–76.
- Béliveau, A., Lucotte, M., Davidson, R., Paquet, S., Mertens, F., Passos, C., Romana, C., 2017. Reduction of soil erosion and mercury losses in agroforestry systems compared to forests and cultivated fields in the Brazilian Amazon. *Journal of Environmental Management* 203, 522–532.
- Bindraban, P., van der Velde, M., Ye, L., van den Berg, M., Matechera, S., Innocent, D., Tamene, L., Vala, K., Jongschaap, R., Hoogmoed, M., Hoogmoed, W., van Beek, C., van Lynden, G., 2012. Assessing the impact of soil degradation on food production. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4, 478–488.
- Cordero, I., Ruiz-Díez, B., Caba de la Peña, T., Balaguer, L., Lucas, M.M., Rincón, A., Pueyo, J.J., 2016. Rhizobial diversity, symbiotic effectiveness and structure of nodules of *Vachellia macracantha*. *Soil Biology & Biochemistry* 96, 39–54.
- Deng, Q., Qin, F., Zhang, B., Wang, H., Luo, M., Shu, C., Liu, H., Liu, G., 2015. Characterizing the morphology of gully cross-sections based on PCA: A case of Yuanmou Dry-Hot Valley. *Geomorphology* 228, 703–713.
- Espinosa, J., Moreno, J., Bernal, G., 2018. The Soils of Ecuador. Springer World Soils Book Series. Ed. Hartemink, A. Springer Nature, Cham, Switzerland.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2011. The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) - Managing systems at risk. The Food and Agriculture of the United Nations and Earthscan, London.
- Hancock, G.R., Lowry, J.B.C., 2015. Hillslope erosion measurement – a simple approach to a complex process. *Hydrological Processes* 29, 4809–4816.
- Isacás, F.A., 2008. Alternativas de protección de suelos en la microcuenca de Yahuarcocha mediante la plantación de las especies *Caesalpinia spinosa*, *Acacia macracantha*, *Schinus molle* en zanjas de infiltración (Tesis de pregrado inédita), Universidad Técnica del Norte. Ibarra, Ecuador. 177 p.
- Jugie, M., Gob, F., Vermoux, C., Brunstein, D., Tamisier, V., Le Coeur, C., Grancher, D., 2018. Characterizing and quantifying the discontinuous bank erosion of a small low energy river using Structure-from-Motion Photogrammetry and erosion pins. *Journal of Hydrology* 563, 418–434.
- Kearney, S.P., Fonte, S.J., García, E., Smukler, S.M., 2018. Improving the utility of erosion pins: absolute value of pin height change as an indicator of relative erosion. *Catena* 163, 427–432.
- Kiliç, K., Yalçın, H., Durak, A., Dogan, H.M., 2018. Andisols of Turkey: An example from the Cappadocian Volcanic Province. *Geoderma* 313, 112–125.
- Martínez, I., Zagal, E., Ovalle, C., Coûteaux, M.M., Stolpe, N., Valderrama, N., 2010. Litter decomposition of *Acacia caven* (Molina) Molinda and *Lolium multiflorum* Lam. in

- mediterranean climate ecosystems. *Chilean Journal of Agricultural Research* 70, 454–464.
- Martínez, I., Prat, C., Ovalle, C., del Pozo, A., Stolpe, N., Zagal, E., 2012. Subsoiling improves conservation tillage in cereal production of severely degraded Alfisols under Mediterranean climate. *Geoderma* 189-190, 10–17.
- Ollobarren, P., Capra, A., Gelsomino, A., La Spada, C., 2016. Effects of ephemeral gully erosion on soil degradation in a cultivated area in Sicily (Italy). *Catena* 145, 334–345.
- Pizarro, R., Morales, C., Vega, L., Valdés, R., Olivares, C., Balocchi, F., 2010. Evaluation of surface water erosion in arid and semi-arid zones of central Chile. *Aqua-LAC* 2, 1–11.
- Portilla, F., 2018. *Agroclimatología del Ecuador*. 1ra edición. Editorial Univertaria Abya-Yala, Quito, Ecuador.
- Shrestha, D.P., Suriyaprasit, M., Prachansri, S., 2014. Assessing soil erosion in inaccessible mountainous areas in the tropics: The use of land cover and topographic parameters in a case study in Thailand. *Catena* 121, 40–52.
- Sirvent, J., Desir, G., Gutierrez, M., Sancho, C., Benito, G., 1997. Erosion rates in badland areas recorded by collectors, erosion pins and profilometer techniques (Ebro Basin, NE-Spain). *Geomorphology* 18, 61–75.
- Tonneijck, F., Hageman, J.A., Sevink, J., Verstrate, J.M., 2008. Tephra stratification of volcanic ash soils in Northern Ecuador. *Geoderma* 144, 231–247.
- Valentin, C., Poesen, J., Li, Y., 2005. Gully erosion: impacts, factors and control. *Catena* 63, 132–153.
- Vásquez, A., Tapia, M., 2011. Cuantificación de la erosión hídrica superficial en las laderas semiáridas de la Sierra Peruana. *Revista INGENIERÍA UC (Venezuela)* 18 (3), 42–50.
- Wang, X., Xue, B., Yao, S., Yang, H., Gu, Z., Yang, B., Zhang, M., Zhu, Y., 2019. ^{137}Cs estimates of soil erosion rates in a small catchment on a channelized river floodplain in the lower reaches of Yangtze River, China. *Journal of Environmental Radioactivity* 208-209, 106008.
- Winkler, W., Villagómez, D., Spikings, R., Abegglen, P., Tobler, St., Egüez, A., 2005., The Chota basin and its significance for the interception and tectonic setting of the inter-Andean depression in Ecuador. *Journal of South American Earth Sciences* 19, 5–19.
- World Overview of Conservation Approaches and Technologies (WOCAT), 2007. Where the land is greener – case studies and analysis of soil and water conservation initiatives worldwide. Hanspeter Liniger and William Critchley, Tajikistan.
- Zehetner, F., Miller, W.P., West, L.T., 2003. Pedogenesis of Volcanic Ash Soils in Andean Ecuador. *Soil Science Society of America Journal* 67, 1797–1809.
- Zhu, S., He, P., Li, R., Fu, S., Lin, Y., Zhou, L., Cao, K., Ye, Q., 2018. Drought tolerance traits predict survival ratio of native tree species planted in a subtropical degraded hilly area in South China. *Forest Ecology and Management* 418, 41–46.