

EFFECTS OF LAND USE CONVERSION ON SOIL AGGREGATE STABILITY AND ORGANIC CARBON IN DIFFERENT SOILS

EFFECTOS DEL CAMBIO DE USO DEL SUELO EN LA ESTABILIDAD DE AGREGADOS Y CARBONO ORGÁNICO EN DIFERENTES SUELOS

Vladimir Čirić, Maja Manojlović, Milivoj Belić, Ljiljana Nešić, Srđan Šeremešić

University of Novi Sad, Faculty of Agriculture, Trg D. Obradovića 8, 21000 Novi Sad, Serbia.
(vciric@polj.uns.ac.rs).

ABSTRACT

Aggregate stability is an important factor of the soil functioning. Greater aggregate stability leads to greater soil organic carbon (SOC) preservation, while SOC acts as a key cementing agent in aggregation processes. The objective of this study was to investigate the effects of native vegetation conversion in soil aggregate stability and SOC concentration. The investigation was conducted in the Vojvodina Province, Serbia, in July 2009. Undisturbed soil samples were taken from Haplic Chernozem, Haplic Fluvisol and Gleyic Vertisol, at a depth ranging from 0 to 20 cm. A completely randomized experimental design was used with three replicates. Each soil type was considered under treatments 1) cropland >100 years, 2) native meadow and 3) native deciduous forest. The means were compared by the Tukey test ($p \leq 0.05$). The sampling distance between different land use areas was less than 200 m. Wet sieving was performed in order to obtain four size classes of stable aggregates (8000-2000, 2000-250, 250-53 and $<53 \mu\text{m}$). The soil organic carbon concentration in aggregate classes was determined by the dichromate wet oxidation method. The conversion of native vegetation to cropland caused the MWD reduction of 78 % in Haplic Chernozem, 55 % in Haplic Fluvisol and 50 % in Gleyic Vertisol, and the largest decrease was recorded in the content of aggregates 2000-8000 μm . The reduction of the SOC concentration in sand-free aggregates occurred mainly in the aggregates 53-2000 μm amounting to 48 % in Gleyic Vertisol and 52 % in Haplic Chernozem, whereas in Haplic Fluvisol was 52 % in the aggregates 8000-2000. The silt and clay fraction ($<53 \mu\text{m}$) showed the highest level of SOC preservation. Due to the high concentration of SOC and clay, Gleyic Vertisol showed lower susceptibility to aggregate stability deterioration and greater ability for SOC preservation than Haplic Chernozem

RESUMEN

La estabilidad de los agregados es un factor importante en el funcionamiento del suelo. La mayor estabilidad de los agregados conduce a una mayor conservación del carbono orgánico del suelo (COS), mientras que COS actúa como un agente de cementación clave en los procesos de agregación. El objetivo de este estudio fue investigar los efectos de la conversión de la vegetación nativa en la estabilidad de los agregados del suelo y la concentración de COS. La investigación se realizó en la provincia de Vojvodina, Serbia, en julio del 2009. Muestras inalteradas de suelo de los tipos Chernozem Háptico, Fluvisol Háptico y Vertisol Gléyico se tomaron a una profundidad de 0 a 20 cm. El diseño experimental fue completamente al azar, con tres repeticiones. Cada tipo de suelo fue considerado con los tratamientos: 1) tierras de cultivo > 100 años, 2) pradera nativa y 3) bosque caducifolio nativo. Las medias se compararon con la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$). La distancia de muestreo entre las diferentes áreas de uso del suelo fue menor a 200 m. Se realizó un tamizado en húmedo para obtener cuatro clases de tamaño de agregados estables (8000-2000, 2000-250, 250-53 y $<53 \mu\text{m}$). La concentración de carbono orgánico del suelo en clases de agregados se determinó por el método de oxidación en húmedo de dicromato. La conversión de vegetación nativa a tierras de cultivo causó la reducción de 78 % de MWD en Chernozem Háptico, 55 % en Fluvisol Háptico, 50 % en Vertisol Gléyico, y el mayor descenso se registró en el contenido de agregados de 2000 a 8000 μm . La reducción de la concentración de COS en agregados sin arena fue principalmente en los agregados de 53 a 2000 μm , que fue 48 % en Vertisol Gléyico y 52 % en Chernozem Háptico, mientras que en Fluvisol Háptico fue 52 % en los agregados 8000-2000 μm . La fracción de limo y arcilla ($<53 \mu\text{m}$) mostró el mayor nivel de conservación de COS. Debido a la concentración alta de COS y arcilla, el Vertisol Gléyico mostró menor susceptibilidad al deterioro de estabilidad de agregados y mayor capacidad para la conservación de COS

* Author for correspondence ♦ Autor responsable.
Received: October, 2012. Approved: August, 2013.
Published as ARTICLE in *Agrociencia* 47: 539-552. 2013.

and Haplic Fluvisol. This study also indicated the necessity for sand-free correction in coarse-textured soils.

Key words: aggregate stability, soil organic carbon, land use change, soil type, soil structure.

INTRODUCTION

Soil structure is a major physical property of soil which significantly affects soil fertility, plant nutrition and the environment in general. It is typically expressed via aggregate stability and related indices such as the mean weight diameter (MWD) and the geometric mean diameter (GMD). Soils with unstable aggregates have high susceptibility to water, wind erosion and nutrient leaching. Generally, land use change such as the conversion of natural ecosystems to croplands leads to a rapid deterioration of aggregate stability. Such changes have occurred in European soils long time ago (Janssens *et al.*, 2003).

Primary aggregation mechanisms differ between soil types (Bronick and Lal, 2005) and, therefore, the effects of land use change on the degree of aggregation increase/decrease should be analyzed separately for different soil types. According to the conceptual model for soil aggregation, microaggregates join together and form macroaggregates (Tisdall and Oades, 1982). The cementing agents which take part in aggregation processes are soil organic carbon (SOC), biota, ionic bridging, clay and carbonates (Bronick and Lal, 2005). The aggregate hierarchy is subjected to change when SOC is not the main cementing and stabilizing agent in the soil (Fernández-Ugalde *et al.*, 2010). When SOC content is low, the stability of macroaggregates is controlled by CaCO_3 , while the stability of microaggregates is correlated with clay (Boix-Fayos *et al.*, 2001). Levy and Mamedov (2002) also indicate the correlation between aggregate stability and clay content, but not with SOC.

There are four main mechanisms involved in the aggregate disruption: slaking caused by the compression of entrapped air during wetting; by differential swelling; by raindrop impact; and physico-chemical dispersion due to osmotic stress (Le Bissonnais, 1996). Undisturbed natural ecosystems (forests, meadows, pastures) have favorable soil structure and high SOC concentration, in contrast to croplands which are mixed and turned during soil cultivation.

que Chernozem Háplico y Fluvisol Háplico. Este estudio también indicó la necesidad de la corrección para agregados libres de arena en suelos de textura gruesa.

Palabras clave: estabilidad de agregados, carbono orgánico del suelo, cambio de uso del suelo, tipo de suelo, estructura del suelo.

INTRODUCCIÓN

La estructura del suelo es una propiedad física principal del suelo que afecta significativamente su fertilidad, nutrición de las plantas y el ambiente en general. Se expresa vía estabilidad de los agregados e índices relacionados, como diámetro de peso medio (MWD) y diámetro geométrico medio (GMD). Los suelos con agregados inestables tienen alta susceptibilidad al agua, erosión eólica y lixiviación de nutrientes. En general, el cambio de uso del suelo, como la conversión de ecosistemas naturales a tierras de cultivo causa un deterioro rápido de la estabilidad de los agregados. Estos cambios ocurrieron hace mucho tiempo en suelos europeos (Janssens *et al.*, 2003).

Los mecanismos de agregación primaria difieren entre tipos de suelo (Bronick y Lal, 2005) y, por tanto, los efectos de cambio de uso del suelo sobre el grado de aumento/disminución de la agregación se debe analizar separadamente para diferentes tipos de suelo. De acuerdo con el modelo conceptual para agregación del suelo, los microagregados se unen y forman macroagregados (Tisdall y Oades, 1982). Los agentes cementantes que participan en procesos de agregación son carbono orgánico del suelo (COS), biota, puentes iónicos, arcilla y carbonatos (Bronick y Lal, 2005). La jerarquía de agregado está sujeta a cambio cuando COS no es el agente principal de cementación y estabilización en el suelo (Fernández-Ugalde *et al.*, 2010). Cuando el contenido de COS es bajo, la estabilidad de macroagregados es controlada por CaCO_3 , mientras que la estabilidad de microagregados se correlaciona con la arcilla (Boix-Fayos *et al.*, 2001). Levy y Mamedov (2002) también señalan la correlación entre estabilidad de agregados y contenido de arcilla, pero no con COS.

Hay cuatro mecanismos principales en la desorganización de agregados: reducción causada por la compresión del aire atrapado durante la humectación; por hinchazón diferencial; por impacto de las gotas de lluvia; y dispersión fisicoquímica debido al

The SOC level is closely associated with soil structure. Aggregates physically protect SOC while SOC is a binding agent in the aggregation process. The SOC is an extremely valuable natural resource (Lal, 2004) and its content in the soils worldwide is 1500 Pg (1 Pg=10¹⁵ g) in the 0-100 cm layer. The soil type shows a significant relationship with SOC, reflecting the effects of parent material (Wang *et al.*, 2008), soil genesis and soil-forming processes (melanization, vertization or fluvial sedimentation). The SOC tends to be lost when grasslands, forests or other native ecosystems are converted to cropland (Smith, 2008). Additionally, Manojlović *et al.* (2011) report a lower SOC concentration in grassland than in forest and cropland soils due to the SOC concentration in the thin surface layer of grassland soils formed on rocky substrate. Most agricultural soils have lost 30 to 75 % of their SOC pool, or 30 to 40 t C ha⁻¹ (Lal *et al.*, 2007).

Aggregate stability and SOC concentration and preservation depend, to a large extent, on soil texture. The effect of SOC on structural stability is more pronounced in soils containing low clay levels (Wuddivira and Camps-Roach, 2007). Such soils also have a low SOC concentration in the microaggregate fraction since most of the sand occurs in this fraction. Therefore, it is best to calculate SOC concentration on the basis of sand-free aggregates.

The objective of this study was to understand the behaviour of different soil types during the native vegetation conversion. The hypothesis was that aggregate stability and SOC changes due to cultivation are different in various soil types and occur mostly in macroaggregates.

MATERIALS AND METHODS

The study was carried out in the Vojvodina Province, Serbia, in the southernmost part of the Pannonian Basin (46° 11' - 46° 37' N, 18° 51' - 21° 33' E). The Vojvodina Province is the warmest and driest part of the Pannonian Basin with 11.0 °C means annual temperature, average of 88 frosty days (24 % per year), 602 mm mean annual precipitation and 76 % mean annual relative humidity. Most common relief units are river plains (-70 m altitude), loess terraces (70-90 m altitude) and loess and sand plateaus (90-120-200 m altitude). Vojvodina has 2 150 600 ha which is characterized by intensive agriculture fostering the conventional tillage system with corn, wheat and soybean as the most common crop rotation. The investigated cropland has been under the conventional tillage for

estrés osmótico (Le Bissonnais, 1996). Los ecosistemas naturales no perturbados (bosques, praderas, pastos) tienen una estructura de suelo favorable y concentración alta de COS, en contraste con las tierras de cultivo que se mezclan y voltean durante el cultivo del suelo.

El nivel de COS está muy asociado con la estructura del suelo. Los agregados protegen físicamente a COS mientras éste es un agente adhesivo en el proceso de agregación. El COS es un recurso natural muy valioso (Lal, 2004) y su contenido en los suelos en el mundo es 1500 Pg (1 Pg=10¹⁵ g) en la capa de 0 a 100 cm. El tipo de suelo muestra una relación significativa con el COS, reflejando los efectos de la roca madre (Wang *et al.*, 2008), génesis del suelo y procesos formadores del suelo (melanización, vertización o sedimentación fluvial). El COS tiende a perderse cuando pastizales, bosques u otros ecosistemas nativos se convierten en tierras de cultivo (Smith, 2008). Además, Manojlović *et al.* (2011) señalan una concentración menor de COS en pastizales que en bosques y suelos de cultivo debido a la concentración de COS en la capa superficial delgada de suelos de pastizales formados sobre sustrato rocoso. La mayoría de los suelos agrícolas ha perdido 30 a 75 % de su COS o 30 a 40 t C ha⁻¹ (Lal *et al.*, 2007).

La estabilidad de los agregados y la concentración de COS dependen, en gran medida, de la textura del suelo. El efecto de COS en la estabilidad estructural es más pronunciado en suelos que contienen niveles bajos de arcilla (Wuddivira y Camps-Roach, 2007). Estos suelos también tienen una concentración baja de COS en la fracción de microagregados ya que la mayor parte de la arena aparece en esta fracción. Por tanto, es mejor calcular la concentración de COS sobre la base de agregados sin arena.

El objetivo de este estudio fue conocer el comportamiento de diferentes tipos de suelo durante la conversión de la vegetación nativa. La hipótesis fue que la estabilidad de los agregados y los cambios de COS debido al cultivo son diferentes en distintos tipos de suelo y ocurren principalmente en los macroagregados.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la provincia de Vojvodina, Serbia, en la parte sur de la cuenca de Panonia (46° 11' - 46° 37' N, 18° 51' - 21° 33' E). La provincia de Vojvodina es la más cálida y seca

more than 100 years. Meadows consist mainly of a combination of mesophytes (*Dactylis glomerata*, *Bromus mollis*, *Festuca pratensis*, *Cirsium arvense*) and grasses (*Poa* sp., *Stipa* sp., *Festuca* sp., *Cynodon* sp., *Panicum* sp.). *Fagus* sp., *Quercus* sp., *Populus* sp. and *Salix* sp. predominate in the areas under deciduous forests. Cropland (1 650 000 ha or 77 %) constitutes the largest part of the agricultural land (1 790 000 ha or 83 %) in the Vojvodina Province. Meadows and grasslands account for a much smaller area. Forests cover 140 717 ha or 6 % of the agricultural land.

The objects of study were the following soil types which differ in texture: Haplic Chernozem (medium-textured), Haplic Fluvisol (coarse-textured) and Gleyic Vertisol (fine-textured). A completely randomized experimental design was used and with three treatments for each soil type: 1) cropland >100 years, 2) native meadow and 3) native deciduous forest. The sampling distance between the different treatments was not larger than 200 m in order to ensure soil comparability in each location. The treatment means were compared using Tukey test ($p \leq 0.05$). The calculations and statistical analyses were carried out with Statistica 10.0, StatSoft, Inc.

The undisturbed soil samples were taken from the surface horizon (0-20 cm), with three replicates approximately 10 m apart. The air-dried samples were used for the analysis of aggregate stability. The method of Elliot (1986) was adapted for aggregate separation. Briefly, 100 g of air-dried soil was capillary wetted on a 2000 μm sieve and suspended for 2 min in deionised water at room temperature. The 8000-2000 μm fraction was obtained by moving the sieve 3 cm up and down with 30 repetitions during 2 min, breaking the surface of the water with each stroke. The aggregates were collected and backwashed in an aluminium pan. The soil and the water which passed through the sieve were poured into a smaller-sized sieve. Sieving was repeated with reduced vertical movements, 20 times for 250 μm and 10 times for the 53 μm sieve. The obtained stable aggregates were dried at 50 °C and weighed. Therefore, four size classes of stable aggregates were obtained (8000-2000, 2000-250, 250-53 and <53 μm).

With these weights, the MWD diameter was calculated with the following equation (Hillel, 2004):

$$dMWD = \sum_{i=1}^n x_i w_i \quad (1)$$

where w_i is the weight percentage of each aggregate size class with respect to the total sample and x_i is the mean diameter of each aggregate size class (μm).

GMD (μm) was calculated according to Hillel (2004):

$$dGMD = \exp \left[\sum_{i=1}^n \frac{(w_i \log(x_i))}{w_i} \right] \quad (2)$$

de la cuenca de Panonia, con 11.0 °C de temperatura promedio anual, promedio de 88 días con heladas (24 % anual), 602 mm de precipitación media anual y 76 % de humedad relativa media anual. Las unidades de relieve más comunes son llanuras de río (- 70 m de altura), terrazas de loess (70-90 m de altura) y mesetas de loess y arena (90 - 120 a 200 m de altitud). Vojvodina tiene 2 150 600 ha caracterizada por agricultura intensiva que promueve el sistema de labranza convencional, con maíz, trigo y soja como la rotación de cultivos más común. Las tierras de cultivo estudiadas han estado bajo labranza convencional por más de 100 años. Las praderas tienen principalmente una combinación de mesófitas (*Dactylis glomerata*, *Bromus mollis*, *Festuca pratensis*, *Cirsium arvense*) y pastos (*Poa* sp., *Stipa* sp., *Festuca* sp., *Cynodon* sp., *Panicum* sp.). *Fagus* sp., *Quercus* sp., *Populus* sp. y *Salix* sp. predominan en las áreas de bosques caducifolios. Las tierras de cultivo (1 650 000 ha, o 77 %) constituyen la mayor parte de las tierras agrícolas (1 790 000 ha, o 83 %) en la provincia de Vojvodina. Las praderas y pastizales representan un área menor. Los bosques cubren 140 717 ha, o 6 % de la tierra agrícola.

Los objetos de estudio fueron los siguientes tipos de suelo, que difieren en textura: Chernozem Háplico (textura media), Fluvisol Háplico (textura gruesa) y Vertisol Gléyico (textura fina). El diseño experimental fue completamente al azar con tres tratamientos para cada tipo de suelo: 1) tierras de cultivo > 100 años, 2) pradera nativa, y 3) bosque caducifolio nativo. La distancia de muestreo entre los diferentes tratamientos no fue mayor a 200 m para garantizar la comparabilidad de los suelos en cada ubicación. Las medias de los tratamientos se compararon con la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$). Los cálculos y análisis estadísticos se realizaron con Statistica 10.0, StatSoft, Inc.

Las muestras de suelo inalteradas se tomaron del horizonte superficial (0-20 cm), con tres repeticiones a aproximadamente 10 m de distancia. Las muestras secadas al aire se usaron para análisis de estabilidad de los agregados. El método de Elliot (1986) fue adaptado para la separación de agregados. Brevemente, 100 g de suelo secado al aire fue humedecido capilarmente en un tamiz de 2000 μm y suspendido 2 min en agua desionizada a temperatura ambiente. La fracción de 8000-2000 μm se obtuvo moviendo el tamiz 3 cm arriba y abajo, con 30 repeticiones por 2 min, rompiendo la superficie del agua con cada golpe. Los agregados se recogieron y se lavaron en un recipiente de aluminio. El suelo y el agua que pasaron a través del tamiz se vertieron en un tamiz más pequeño. El tamizado se repitió con movimientos verticales menores, 20 veces para el tamiz de 250 μm y 10 veces para el de 53 μm . Los agregados estables obtenidos se secaron a 50 °C y se pesaron. Por tanto, se obtuvieron agregados estables de cuatro tamaños (8000-2000, 2000-250, 250 a 53 y <53 μm).

Con estos pesos se calculó el diámetro MWD con la siguiente ecuación (Hillel, 2004):

where w_i is the weight percentage of each aggregate size class with respect to the total sample and x_i is the mean diameter of each aggregate size class (μm).

The sand concentration of the aggregates $>53 \mu\text{m}$ was measured by sieving and the pipette method (sodium pyrophosphate was used as a dispersing agent). The SOC concentration in whole and sand-free aggregates was measured by the dichromate wet oxidation method (Rowell, 1997). The SOC in sand-free aggregates was calculated as follows:

$$\text{SOC in sand free aggregates (g kg}^{-1}\text{)} = \frac{\text{SOC (g kg}^{-1}\text{)} \times 100}{1000 - \text{sand (g kg}^{-1}\text{)}} \quad (3)$$

where SOC is the soil organic carbon concentration of aggregate size class (g kg^{-1}), and sand is the sand concentration of aggregate size class (g kg^{-1}).

RESULTS AND DISCUSSION

The presence of stable macroaggregates is a prerequisite for favorable structure. The results showed a different distribution of stable aggregates among the tested soil types (Figure 1). Haplic Fluvisol had a more uniform distribution of stable aggregates than Haplic Chernozem and Gleyic Vertisol. Microaggregates ($53\text{-}250 \mu\text{m}$) tended to have an increased average concentration in Haplic Fluvisol as a result of high total sand concentration determined in this soil. Conversely, the content of macroaggregates ($250\text{-}8000\text{-}\mu\text{m}$) reached 84 and 88 % in Haplic Chernozem under meadow and forest, and it was even higher in Gleyic Vertisol under meadow (89 %) and forest (96 %). The soil structure in Haplic Chernozem was favourable due to the enriched high-quality humus, high base saturation and bioturbation (Altermann *et al.*, 2005). These results do not agree with those presented by Tobiašová (2011) who found a more favorable soil structure in Haplic Fluvisol in comparison with Haplic Chernozem. Gleyic Vertisol was the most favorable soil structure due to vertization processes and a very high concentration of binding agents such as SOC and clay. The SOC decreases the wettability and increases the cohesion of aggregates, thus increasing aggregate stability (Chenu *et al.*, 2000).

The distribution of stable aggregates was strongly affected by the conversion of native vegetation to

$$dMWD = \sum_{i=1}^n x_i w_i \quad (1)$$

donde w_i es el porcentaje en peso de cada clase de tamaño de los agregados con respecto a la muestra total, y x_i es el diámetro medio de cada clase de tamaño de los agregados (μm).

GMD (μm) se calculó de acuerdo con Hillel (2004):

$$dGMD = \exp \left[\sum_{i=1}^n \frac{(w_i \log(x_i))}{w_i} \right] \quad (2)$$

donde w_i es el porcentaje de peso de cada tamaño de los agregados con respecto a la muestra total y x_i es el diámetro medio de cada tamaño de los agregados (μm).

La concentración de arena de los agregados $> 53 \mu\text{m}$ se midió por tamizado y el método de pipeta (pifosfato de sodio se usó como agente dispersante). La concentración de COS en los agregados enteros y sin arena se midió por el método de oxidación en húmedo de dicromato (Rowell, 1997). El COS en los agregados sin arena se calculó así:

$$\text{SOC en agregados sin arena (g kg}^{-1}\text{)} = \frac{\text{SOC (g kg}^{-1}\text{)} \times 100}{1000 - \text{arena (g kg}^{-1}\text{)}} \quad (3)$$

donde COS es la concentración de carbono orgánico de la clase de tamaño de los agregados (g kg^{-1}), y arena es la concentración de arena de la clase de tamaño de agregados (g kg^{-1}).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La presencia de macroagregados estables es un prerequisite para la estructura favorable. Los resultados mostraron una distribución diferente de agregados estables entre los tipos de suelo estudiados (Figura 1). Fluvisol Háplico tuvo una distribución más uniforme de agregados estables que Chernozem Háplico y Vertisol Gléyico. Los microagregados ($53\text{-}250 \mu\text{m}$) tendieron a tener un aumento de la concentración media en el Fluvisol Háplico debido a la alta concentración de arena total detectada en este suelo. Por el contrario, el contenido de macroagregados ($250\text{-}8000\text{-}\mu\text{m}$) alcanzó 84 y 88 % en Chernozem Háplico en pradera y bosque, y fue aún mayor en Vertisol Gléyico en pradera (89 %) y bosque (96 %). La estructura del suelo en Chernozem Háplico fue favorable debido al humus enriquecido de alta calidad, alta saturación

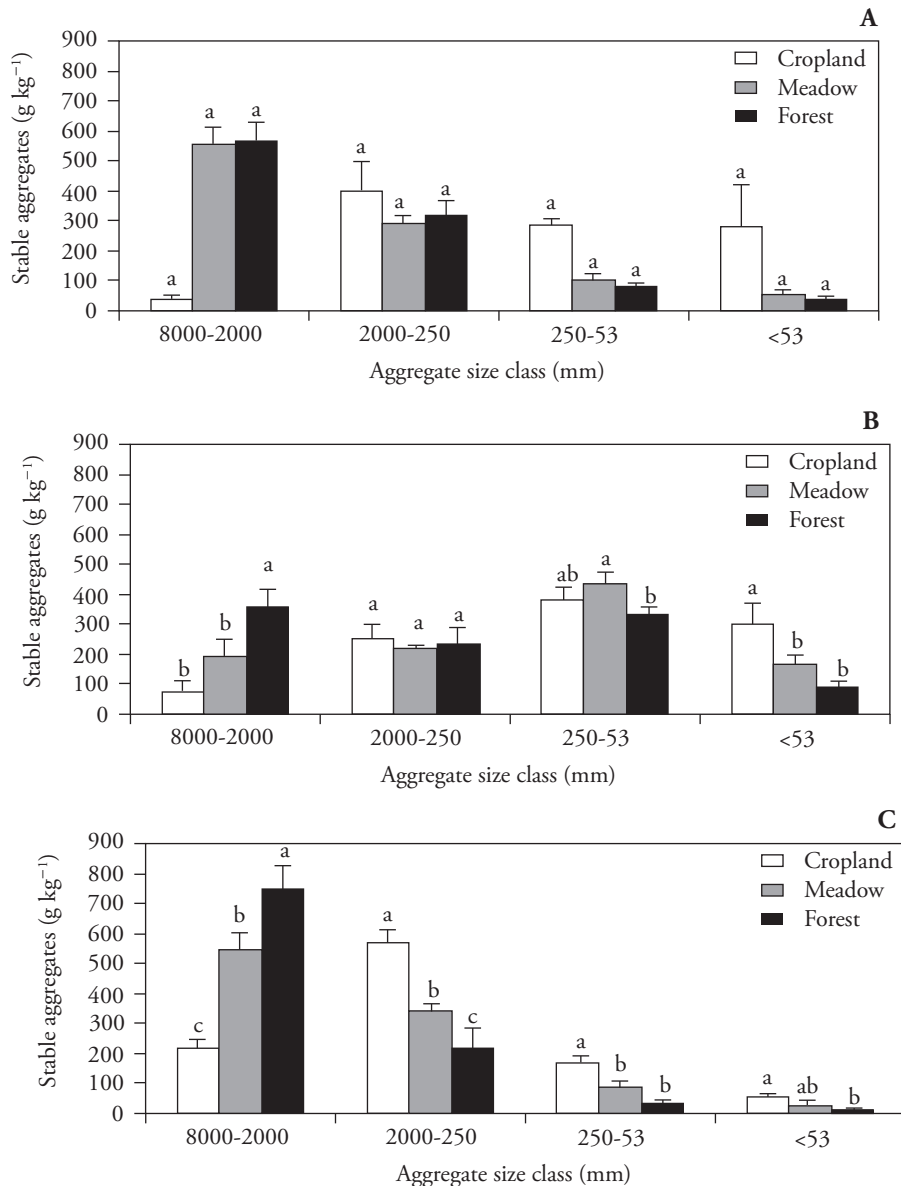


Figure 1. Distribution of stable aggregates in A) Haplic Chernozem, B) Haplic Fluvisol and C) Gleyic Vertisol under forest, meadow and cropland. Columns with a different lowercase letter within aggregate-size class and soil type are significantly different ($p \leq 0.05$).

Figura 1. Distribución de agregados estables en A) Chernozem Háplico, B) Fluvisol Háplico y C) Vertisol Gléyico en bosque, pradera y tierras de cultivo. Las columnas con una letra minúscula diferente dentro de la clase de tamaño de agregado y tipo de suelo son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

cropland followed by long-term cultivation. As much as 93 % of large macroaggregates were lost in Haplic Chernozem, 72 % in Haplic Fluvisol and 66 % in Gleyic Vertisol. Long-term application of conventional tillage practices caused the breakdown of large macroaggregates and exposure of organic

de base y bioturbación (Altermann *et al.*, 2005). Estos resultados no concuerdan con los presentados por Tobiašová (2011), quien encontró una estructura de suelo más favorable en Fluvisol Háplico comparado con Chernozem Háplico. El Vertisol Gléyico fue la estructura de suelo más favorable debido a los

matter to oxidation processes leading to both aggregate stability decline and SOC loss (Tisdall and Oades, 1982; Elliot, 1986; Kay, 1990). The results are similar to those reported by Balashov and Buchkina (2011), who found that long-term agricultural management decreased the content of water-stable aggregates in Haplic Chernozem. The conversion of natural forest on Haplic Fluvisol to meadow and cropland decreased the $>250 \mu\text{m}$ aggregate fraction by 9-16 % and 29-47 % (Gajić *et al.*, 2010). In Haplic Chernozem, the reduction of large macroaggregates due to cropping resulted in a significant increase of microaggregates, and silt and clay fractions ($<53 \mu\text{m}$). The content of small macroaggregates (2000-250 μm) was increased in Gleyic Vertisol converted to cropland. Silt and clay fractions were increased in Haplic Fluvisol converted to cropland. Based on the increase of different aggregate size classes in different soils (following the native vegetation conversion), the susceptibility of soils to land use change can be assessed. Gleyic Vertisol showed the highest resistance to long-term tillage because it retained a high content of macroaggregates for a long time after land use change. This could be associated with high concentrations of SOC compounds and clay in the studied soil. Haplic Chernozem and in particular Haplic Fluvisol showed a lower resistance to the destructive action of the applied management practices, which resulted in the formation of a large amount of $<250 \mu\text{m}$ aggregates in croplands. These results are similar to those reported by DeGryze *et al.* (2004) of a higher proportion of 53-250 μm aggregates in the cultivated soil compared with the native vegetation. An increase in aggregates $<0.84 \text{ mm}$ is considered as a negative process which makes the soil susceptible to wind erosion (Chepil, 1953).

The values of MWD and GMD (Figure 2) decreased in all the analyzed soil types in the following order: forest > meadow > cropland. The recorded GMD values had a similar distribution pattern and were highly correlated with MWD ($r=0.99$). All of the three soil types had significantly higher MWD and GMD values under forest and meadow than under cropland. Abrishamkesh *et al.* (2011) observed significantly greater MWD and GMD values in forest soils than in a long-term cultivated tea garden. High values of MWD in natural soils are associated with the absence of tillage and the presence of hydrophobic substances which coat the aggregates,

procesos de vertización y una muy alta concentración de agentes de unión, como COS y arcilla. El COS disminuye la humectabilidad y aumenta la cohesión de agregados, aumentando así su estabilidad (Chenu *et al.*, 2000).

La distribución de agregados estables fue afectada fuertemente por la conversión de la vegetación nativa a tierras de cultivo seguido de cultivos de largo plazo. Hasta 93 % de macroagregados grandes se perdieron en Chernozem Háplico, 72 % en Fluvisol Háplico y 66 % en Vertisol Gléyico. La aplicación de largo plazo de prácticas de labranza convencional causó la ruptura de grandes macroagregados y la exposición de materia orgánica a procesos de oxidación que condujeron a una estabilidad menor de los agregados y pérdida de COS (Tisdall y Oades, 1982; Elliot, 1986; Kay, 1990). Los resultados son similares a los reportados por Balashov y Buchkina (2011), quienes encontraron que el manejo agrícola de largo plazo redujo el contenido de agregados estables al agua en Chernozem Háplico. La conversión de bosques naturales de Fluvisol Háplico a praderas y tierras de cultivo disminuyó la fracción de $>250 \mu\text{m}$ en 9 y 16 % y 29-47 % (Gajić *et al.*, 2010). En Chernozem Háplico, la reducción de grandes macroagregados debido a los cultivos causó un aumento significativo de microagregados, y de fracciones de limo y arcilla ($<53 \mu\text{m}$). El contenido de pequeños macroagregados (2000-250 μm) aumentó en Vertisol Gléyico convertido en tierra de cultivo. Las fracciones de limo y arcilla aumentaron en Fluvisol Háplico con el paso a tierras agrícolas. Con base en el aumento de las diferentes clases de tamaño de agregados en distintos suelos (tras la conversión de la vegetación nativa), se puede evaluar la susceptibilidad de los suelos al cambio de uso del suelo. El Vertisol Gléyico mostró la resistencia mayor a la labranza de largo plazo, porque retuvo un contenido alto de macroagregados por mucho tiempo después del cambio de uso del suelo. Esto se podría relacionar con concentraciones altas de compuestos COS y arcilla en el suelo estudiado. El Chernozem Háplico y, en particular, el Fluvisol Háplico mostraron una resistencia menor a la acción destructiva de las prácticas de manejo aplicadas, lo que resultó en la formación de una gran cantidad de $<250 \mu\text{m}$ de agregados en las tierras de cultivo. Estos resultados son similares a los reportados por DeGryze *et al.* (2004) de la presencia de una mayor proporción de 53 a 250 μm de agregados en el suelo cultivado

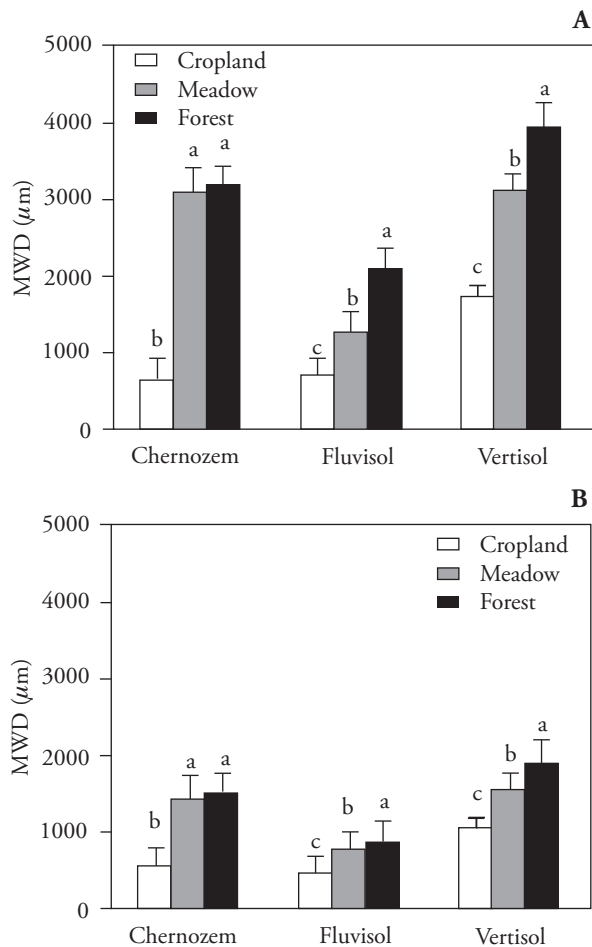


Figure 2. Mean weight diameter (A; MWD) and geometric mean diameter (B; GMD) in Haplic Chernozem, Haplic Fluvisol and Gleyic Vertisol under cropland, meadow and forest. Columns with a different lowercase letter within soil type are significantly different ($p \leq 0.05$).

Figura 2. Diámetro medio ponderado (A; MWD) y diámetro medio geométrico (B; GMD) en Chernozem Háptico, Fluvisol Háptico y Vertisol Gléyico en tierras de cultivo, praderas y bosques. Las columnas con una letra minúscula diferente en el tipo de suelo son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

slowing the entry of water into soil micropores and preventing the deterioration of soil aggregates (Blair *et al.*, 2006). In this study, the reduction of MWD induced by long-term cultivation was 78 % in Haplic Chernozem, 55 % in Haplic Fluvisol and 50 % in Gleyic Vertisol, while GMD was decreased by 61 % in Haplic Chernozem, 41 % in Haplic Fluvisol and 37 % in Gleyic Vertisol. The most significant decrease in structure indices was noted in Haplic Chernozem

comparado con la vegetación nativa. Un aumento en los agregados <0.84 mm se considera como un proceso negativo, para que el suelo sea susceptible a la erosión eólica (Chepil, 1953).

Los valores de MWD y GMD (Figura 2) disminuyeron en todos los tipos de suelo analizados en el siguiente orden: bosque > pradera > tierras de cultivo. Los valores GMD registrados tuvieron un patrón de distribución similar y una correlación alta con MWD ($r=0.99$). Los tres tipos de suelo tuvieron valores de MWD y GMD significativamente mayores en bosque y pradera que en tierras de cultivo. Abrishamkesh *et al.* (2011) observaron valores de MWD y GMD significativamente mayores en suelos forestales que en un jardín cultivado con te durante largo tiempo. Los valores altos de MWD en los suelos naturales están asociados con ausencia de labranza y presencia de sustancias hidrófobas que recubren los agregados, retardando la entrada de agua en los microporos del suelo y evita el deterioro de los agregados del suelo (Blair *et al.*, 2006). En este estudio, la reducción de MWD inducida por el cultivo a largo plazo fue 78 % en Chernozem Háptico, 55 % en Fluvisol Háptico y 50% en Vertisol Gléyico, mientras GMD se redujo 61 % en Chernozem Háptico, 41% en Fluvisol Háptico y 37 % en Vertisol Gléyico. La disminución más significativa en los índices de la estructura se observó en el Chernozem Háptico ubicado en la estación experimental. Por tanto, este tipo de suelo estuvo expuesto a prácticas de cultivo anuales más intensas en comparación con Fluvisol Háptico y Vertisol Gléyico.

Los tres tipos de suelo analizados difirieron en la concentración de COS (Cuadro 1). El Fluvisol Háptico mostró una baja concentración media de COS, debido a un contenido alto de arena y una deficiencia del complejo órgano-mineral en este suelo joven. Su horizonte de humus es reciente y en etapas iniciales de desarrollo con la pedogénesis frecuentemente interrumpida por inundaciones. El Chernozem Háptico tuvo concentraciones medias más altas de COS que Fluvisol Háptico, debido probablemente a las diferencias de génesis y textura entre los dos suelos. El Chernozem Háptico se forma bajo vegetación de estepa-bosque caracterizada por la melanización del suelo, que conduce a la formación del horizonte superficial mólico y a un aumento en la acumulación de COS (Bockheim y Gennadiyev, 2000). El Vertisol gléyico estuvo bajo la fuerte influencia de aguas

located at the experimental station. Therefore, this soil type was exposed to more intensive annual cultural practices in comparison with Haplic Fluvisol and Gleyic Vertisol.

The three analyzed soil types differed in SOC concentration (Table 1). Haplic Fluvisol showed low average SOC concentration, due to of high sand content and organo-mineral complex deficiency in this young soil. Its humus horizon is recent and in initial stages of development with pedogenesis frequently interrupted by flooding. Haplic Chernozem had higher average SOC concentrations than Haplic Fluvisol, which probably resulted from genesis and texture differences between the two soils. Haplic Chernozem is formed under steppe-forest vegetation characterized by soil melanization which leads to the formation of mollic surface horizon and the increased accumulation of SOC (Bockheim and Gennadiyev, 2000). Gleyic Vertisol was under

subterráneas; por tanto, tuvo las más altas concentraciones promedio de COS debido a la formación de humus hidromorfo, el proceso de vertización y una textura pesada. En este estudio, la correlación significativa entre concentración de arcilla y COS ($r=0.91$) indicó efectos notables de la textura en el almacenamiento de COS en los suelos, resultados similares a los reportados por Paul *et al.* (2008). También se observaron diferencias similares en la concentración de COS en Fluvisol Háplico, Chernozem Háplico y Vertisol Gléyico en los agregados sin arena (Cuadro 2).

Las concentraciones promedio de COS en los agregados enteros y en agregados sin arena fueron significativamente más altas con vegetación nativa que bajo tierras de cultivo en los tres tipos de suelo, y fue 2-45 % inferior bajo tierras de cultivo que bajo pradera o bosque en Fluvisol Háplico. Los valores correspondientes para Chernozem Háplico y Vertisol

Table 1. Soil organic carbon (SOC) concentration in whole aggregates of Haplic Chernozem, Haplic Fluvisol and Gleyic Vertisol under cropland, meadow and forest.

Cuadro 1. Concentración de carbono orgánico del suelo (COS) en los agregados enteros de Chernozem Háplico, Fluvisol Háplico y Vertisol Gléyico en tierras de cultivo, praderas y bosques.

Soil type [†]	Aggregate size class (μm)	SOC (g kg^{-1} whole aggregates)			
		Cropland	Meadow	Forest	Average
CH	8000-2000	15.6 bB	27.7 aB	27.8 aB	23.7 A
	2000-250	16.6 bA	28.9 aA	31.0 aAB	25.5 A
	250-53	15.9 cAB	26.4 bC	33.9 aA	25.4 A
	<53	14.7 bC	16.6 aD	16.7 aC	16.0 B
	Average	15.7 b	24.9 a	27.4 a	22.7
FL	8000-2000	8.5 bB	8.4 bB	20.5 aA	12.5 A
	2000-250	10.3 bA	11.1 bA	20.0 aA	13.8 A
	250-53	5.9 bC	5.5 bC	11.2 aC	7.5 B
	<53	10.4 bA	11.5 bA	14.9 aB	12.3 A
	Average	8.8 b	9.1 b	16.7 a	11.6
VT	8000-2000	31.6 cA	64.6 aB	57.3 bC	51.2 A
	2000-250	31.4 cA	71.8 bA	76.7 aA	60.0 A
	250-53	29.5 cB	73.2 aA	67.7 bB	56.8 A
	<53	26.1 cC	42.6 bC	48.3 aD	39.0 B
	Average	29.7 b	63.1 a	62.5 a	51.7

[†] CH: Haplic Chernozem; FL: Haplic Fluvisol; VT: Gleyic Vertisol. Values with a different lowercase letter within aggregate-size class and soil type are significantly different ($p \leq 0.05$). Values with a different uppercase letter within land use and soil type are significantly different ($p \leq 0.05$). ♦ CH: Chernozem Háplico; Fluvisol Háplico; VT: Vertisol Gléyico. Los valores con una letra minúscula diferente dentro de la clase agregada de tamaño y tipo de suelo son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$). Los valores con una letra mayúscula diferente en uso del suelo y tipo de suelo son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

significant influence of ground water; therefore, had the highest average SOC concentrations due to the formation of hydromorphic humus, vertization process and heavy texture. In this study, a highly significant correlation between clay concentration and SOC ($r=0.91$) indicated significant effects of texture on SOC storage in soils, results similar to those reported by Paul *et al.* (2008). Similar differences between the SOC concentration of Haplic Fluvisol, Haplic Chernozem and Gleyic Vertisol were also observed in sand-free aggregates (Table 2).

The average SOC concentrations in whole aggregates and in sand-free aggregates were significantly higher under native vegetation than under cropland in the three soil types, and was 2-45 % lower under cropland than under meadow or forest in Haplic Fluvisol. The corresponding values for Haplic Chernozem and Gleyic Vertisol were lower by 37-43 % and 52-53 %. In prairie loess soil, Martens *et al.* (2003) found higher SOC concentrations under forest (46 %) and pasture (25 %), than under cropped soil. In this study, differences in SOC concentration were higher when calculated on sand-free basis. In Haplic Fluvisol there were slight differences in SOC concentration between cropland and meadow. When SOC concentration was calculated on a sand-free basis, Haplic Fluvisol under cropland showed significantly lower values than the meadow soil. This support the sand correction proposed by Six *et al.* (1998). When sand content in the soil is low ($<100 \text{ g kg}^{-1}$), sand particles are incorporated in soil aggregates (John *et al.*, 2005) and, consequently, sand-free correction is not necessary. Since the increased SOC concentration in Haplic Fluvisol was twice as high in the 53-250 μm sand-free aggregate fraction than in whole aggregates, the sand-free correction is recommended for the coarse-textured soils containing $>400 \text{ g kg}^{-1}$ sand at least.

In the studied land use systems, SOC concentrations were significantly higher in whole and sand-free aggregate size fractions $>53 \mu\text{m}$ than in the $<53 \mu\text{m}$ size fraction. The only exception were the whole aggregates in Haplic Fluvisol due to the high sand content of the soil. The low SOC concentration in the $<53 \mu\text{m}$ fraction might be due to the soil's high silt content, low adsorption capacity and ability to bind SOC. Highest average SOC concentrations were obtained in sand-free aggregates of the 2000-250 μm and 250-53 μm size fractions. Moreover, in Haplic Chernozem and Gleyic Vertisol, the above

Gléyico fueron inferiores en 37-43 % y 52-53 %. En suelo loess de pradera, Martens *et al.* (2003) encontraron concentraciones de COS más altas en bosque (46 %) y pastos (25 %), que en suelos cultivados. En este estudio, las diferencias en la concentración de COS fueron mayores cuando se calcularon con base a ausencia de arena. En Fluvisol Háplico hubo diferencias pequeñas en la concentración de COS entre tierras de cultivo y praderas. Al calcular la concentración de COS con base a ausencia de arena, el Fluvisol Háplico bajo cultivo mostró valores significativamente más bajos que el suelo de pradera. Esto apoya la corrección de arena propuesta por Six *et al.* (1998). Cuando el contenido de arena en el suelo es baja ($<100 \text{ g kg}^{-1}$), las partículas de arena se incorporan en los agregados del suelo (John *et al.*, 2005) y, en consecuencia, la corrección sin arena no es necesaria. Dado que el aumento de la concentración de COS en Fluvisol Háplico fue dos veces mayor en la fracción de agregados sin arena de 53 a 250 μm que en los agregados enteros, se recomienda la corrección libre de arena para suelos de textura gruesa que contienen $>400 \text{ g kg}^{-1}$ de arena por lo menos.

En los sistemas de uso de la tierra estudiados, las concentraciones de COS fueron significativamente mayores en las fracciones de agregados enteros y en las de agregados sin arena $>53 \mu\text{m}$ que en la fracción $<53 \mu\text{m}$. La única excepción fueron los agregados enteros en Fluvisol Háplico debido al alto contenido de arena del suelo. La baja concentración de COS en la fracción $<53 \mu\text{m}$ se podría deber al alto contenido de sedimentos del suelo, la baja capacidad de adsorción y habilidad para enlazar COS. Las mayores concentraciones promedio de COS se obtuvieron en los agregados sin arena de las fracciones de 2000-250 μm y 250 a 53 μm . Además, en Chernozem Háplico y Vertisol Gléyico, las fracciones de los agregados sin arena mencionadas tuvieron las mayores pérdidas medias de COS después de la conversión de vegetación nativa (Cuadro 3). Pérdidas menores de COS se registraron en la fracción 2000-8000 μm de los agregados sin arena y la más baja en la fracción de limo y arcilla. El Fluvisol Háplico mostró una mayor pérdida de COS en la fracción 8000-2000 μm de agregados sin arena que en las fracciones 250-2000 μm y 53-250 μm . El aumento en la intensidad de cultivo induce a la pérdida de macroagregados ricos en COS y a la ganancia de microagregados con COS agotado, lo que causa su pérdida global (Six *et al.*, 2000). El COS es más estable en microagregados que en macroagregados (Puget *et al.*, 2000).

Table 2. Soil organic carbon (SOC) concentration in sand-free aggregates of Haplic Chernozem, Haplic Fluvisol and Gleyic Vertisol under cropland, meadow and forest.
Cuadro 2. Concentración de carbono orgánico del suelo (COS) en los agregados sin arena de Chernozem Háplico, Fluvisol Háplico y Vertisol Gléyico en tierras de cultivo, praderas y bosques.

Soil type [†]	Aggregate size class (µm)	SOC (g kg ⁻¹ sand-free aggregates)							
		Cropland		Meadow		Forest		Average	
CH	8000-2000	23.5	cB	50.5	aA	43.8	bB	39.3	A
	2000-250	24.4	bB	51.9	aA	49.9	aB	42.1	A
	250-53	26.0	bA	51.9	aA	61.1	aA	46.3	A
	<53	14.7	bC	16.6	aB	16.7	aC	16.0	B
	Average	22.2	b	42.7	a	42.9	a	35.9	
FL	8000-2000	17.2	cA	31.1	bA	41.6	aB	30.0	A
	2000-250	17.0	cA	26.4	bB	48.7	aA	30.7	A
	250-53	17.3	cA	31.7	bA	42.6	aB	30.5	A
	<53	10.4	bB	11.5	bC	14.9	aC	12.3	B
	Average	15.5	c	25.2	b	37.0	a	25.9	
VT	8000-2000	40.1	cA	83.4	aB	71.5	bC	65.0	A
	2000-250	38.6	cA	86.8	bB	91.9	aA	72.4	A
	250-53	39.6	bA	95.8	aA	86.9	aB	74.1	A
	<53	26.1	cB	42.6	bC	48.3	aD	39.0	B
	Average	36.1	b	77.2	a	74.7	a	62.6	

[†] CH: Haplic Chernozem; FL: Haplic Fluvisol; VT: Gleyic Vertisol. Values with a different lowercase letter within aggregate-size class and soil type are significantly different ($p \leq 0.05$). Values with a different uppercase letter within land use and soil type are significantly different ($p \leq 0.05$). ♦ CH: Chernozem Háplico; Fluvisol Háplico; VT: Vertisol Gléyico. Los valores con una letra minúscula diferente dentro de la clase agregada de tamaño y tipo de suelo son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$). Los valores con una letra mayúscula diferente en uso del suelo y tipo de suelo son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

size fractions of sand-free aggregates had highest average SOC losses after native vegetation conversion (Table 3). Lower SOC losses were recorded in the 2000-8000 µm fraction of sand-free aggregates and the lowest in the silt and clay fraction. Haplic Fluvisol showed a higher average SOC loss in the 8000-2000 µm fraction of sand-free aggregates than in the 250-2000 µm and 53-250 µm size fractions. Increased cultivation intensity induces the loss of SOC-rich macroaggregates and the gain of SOC-depleted microaggregates, resulting in an overall loss of SOC (Six *et al.*, 2000). The SOC is more stable in microaggregates than in macroaggregates (Puget *et al.*, 2000).

The reduction of the total SOC concentration in sand-free aggregates was 48 % in Gleyic Vertisol, 52 % in Haplic Chernozem and 52 % in Haplic Fluvisol. The slightest reduction of the SOC concentration in Gleyic Vertisol is probably a consequence of the high clay concentration in the soil. Moreover, the silt

La reducción en la concentración total de COS en agregados sin arena fue 48 % en Vertisol Gléyico, 52 % en Chernozem Háplico y 52 % en Fluvisol Háplico. La reducción más leve en la concentración de COS en Vertisol Gléyico es probablemente una consecuencia de la alta concentración de arcilla en el suelo. Además, la fracción de limo y arcilla mostró un potencial alto para la preservación de COS debido a que esta fracción mostró las pérdidas más bajas de COS en los tres tipos de suelo. Esto se podría deber al efecto estabilizador de la arcilla en COS. Los complejos órgano-minerales, como la arcilla y el limo, limitan el acceso microbiano al carbono intra-agregado (Bossuyt *et al.*, 2002).

CONCLUSIONES

La conversión de los suelos de pradera y bosque a tierras de cultivo lleva a un deterioro notable de la estabilidad de los agregados de Chernozem Háplico,

Table 3. Historical SOC loss from Haplic Chernozem, Haplic Fluvisol and Gleyic Vertisol under meadow and forest induced by long-term tillage.**Cuadro 3. Pérdida histórica de COS en Chernozem Háplico, Fluvisol Háplico y Vertisol Gléyico en pradera y bosque, inducida por la labranza de largo plazo.**

Soil type [†]	Aggregate size class (μm)	Historical SOC loss (g kg ⁻¹ whole aggregates)			Historical SOC loss (g kg ⁻¹ sand-free aggregates)		
		Meadow	Forest	Average	Meadow	Forest	Average
CH	8000-2000	-12.1	-12.2	-12.2	-27	-20.3	-23.7
	2000-250	-12.3	-14.4	-13.4	-27.5	-25.5	-26.5
	250-53	-10.5	-18.0	-14.3	-25.9	-35.1	-30.5
	<53	-1.9	-2.0	-2.0	-1.9	-2.0	-2.0
	Average	-9.2	-11.7	-10.5	-20.6	-20.7	-20.7
FL	8000-2000	-1.1	-11.0	-6.1	-9.4	-31.7	-20.6
	2000-250	-0.8	-9.7	-5.3	-13.9	-24.4	-19.2
	250-53	-0.4	-5.3	-2.5	-14.4	-25.3	-19.9
	<53	-1.1	-4.5	-2.8	-1.1	-4.5	-2.8
	Average	-0.9	-7.6	-4.2	-9.7	-21.5	-15.6
VT	8000-2000	-33	-25.7	-29.4	-43.3	-31.4	-37.4
	2000-250	-40.4	-45.3	-42.9	-48.2	-53.3	-50.8
	250-53	-43.7	-38.2	-41.0	-56.2	-47.3	-51.8
	<53	-16.5	-22.2	-19.4	-16.5	-22.2	-19.4
	Average	-33.4	-32.9	-33.2	-41.1	-38.6	-39.9

[†] CH: Haplic Chernozem; FL: Haplic Fluvisol; VT: Gleyic Vertisol ♦ CH: Chernozem Háplico; FL: Fluvisol Háplico; VT: Vertisol Gléyico.

and clay fraction showed a high potential for SOC preservation due to the fact that this fraction showed the lowest SOC losses in all the three soil types. This might be a result of the stabilizing effect of clay on SOC. Organo-mineral complexes such as clay and silt limit the microbial access to intra-aggregate carbon (Bossuyt *et al.*, 2002).

CONCLUSIONS

The conversion of meadow and forest soils to cropland leads to a noticeable deterioration in the aggregate stability of Haplic Chernozem, Haplic Fluvisol and Gleyic Vertisol, which mainly occurs in large macroaggregates. The reduction of SOC concentration in sand-free aggregates mostly occurred in the aggregates 53-2000 μm in Gleyic Vertisol and Haplic Chernozem, and in the aggregates 2000-8000 μm in Haplic Fluvisol. There was a higher level of aggregate stability and SOC preservation in Gleyic Vertisol in comparison with Haplic Chernozem and

Fluvisol Háplico y Vertisol Gléyico, que ocurre principalmente en los macroagregados grandes. La reducción de la concentración de COS en los agregados sin arena se produjo principalmente en los agregados de 53 a 2000 μm en el Vertisol Gléyico y Chernozem Háplico, y en los agregados 2000-8000 μm de Fluvisol Háplico. Hubo un mayor nivel de estabilidad de los agregados y preservación de COS en Vertisol Gléyico en comparación con Chernozem Háplico y Fluvisol Háplico. Las fracciones de limo y arcilla (<53 micras) fueron los mejores protectores de COS.

—Fin de la versión en Español—

-----*-----

Haplic Fluvisol. The silt and clay fractions (<53 μm) were the best protectors of SOC.

ACKNOWLEDGEMENTS

This paper was funded by the Ministry of Education and Science of R. Serbia (the project TR 31027). We would like to express our gratitude to Prof. Borivoj Pejić, Ph. D., for the support and valuable suggestions.

LITERATURE CITED

- Abrishamkesh, S., M. Gorji, and H. Asadi. 2011. Long-term effects of land use on soil aggregate stability. *Int. Agrophys.* 25: 103-108.
- Altermann, M., J. Rinklebe, I. Merbach, M. Körschens, U. Langer, and B. Hofmann. 2005. Chernozem-soil of the year 2005. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168: 725-740.
- Balashov, E., and N. Buchkina. 2011. Impact of short- and long-term agricultural use of chernozem on its quality indicators. *Int. Agrophys.* 25: 1-5.
- Blair, N., R. D. Faulkner, A. R. Till, M. Körschens, and E. Shultz. 2006. Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility. Part II: Bad Lauchstadt static and extreme FYM experiments. *Soil Tillage Res.* 91: 39-47.
- Bockheim, J. G., and A. N. Gennadiyev. 2000. The role of soil-forming processes in the definition of taxa in Soil Taxonomy and the World Soil Reference Base. *Geoderma* 95: 53-72.
- Boix-Fayos, C., A. Calvo-Cases, A. C. Imeson, and M. D. Soriano-Soto. 2001. Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. *Catena* 44: 47-67.
- Bossuyt, H., J. Six, and P. F. Hendrix. 2002. Aggregate-protected carbon in no-tillage and conventional tillage agroecosystems using carbon-14 labeled plant residue. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1965-1973.
- Bronick, C. J., and R. Lal. 2005. Soil structure and management: A review. *Geoderma* 124: 3-22.
- Chenu, C., Y. Le Bissonnais, and D. Arrouays. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1479-1486.
- Chepil, W. S. 1953. Field structure of cultivated soils with special reference to erodibility by wind. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 17: 185-190.
- DeGryze, S., J. Six, K. Paustian, S. J. Morris, E. A. Paul, and R. Merckx. 2004. Soil organic carbon pool changes following land-use conversions. *Global Change Biol.* 10: 1120-1132.
- Elliott, E. T. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 627-633.
- Fernández-Ugalde, O., I. Virto, M.J. Imaz, A. Enrique, and P. Bescansa. 2010. Relative contribution of naturally-occurring carbonates and soil organic carbon to soil aggregation dynamics. 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World. Brisbane, Australia. Published on DVD. pp: 194-197.
- Gajić, B., N. Đurović, and G. Dugalić. 2010. Composition and stability of soil aggregates in fluvisols under forest, meadows, and 100 years of conventional tillage. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 173: 502-509.
- Hillel, D. 2004. *Introduction to Environmental Soil Physics.* Elsevier, Amsterdam, Netherlands. 485 p.
- Janssens, I. A., A. Freibauer, P. Ciais, P. Smith, G. J. Nabuurs, G. Folberth, B. Schlamadinger, R. W. A. Hutjes, R. Ceulemans, E. D. Schulze, R. Valentini, and H. Dolman. 2003. Europe's terrestrial biosphere absorbs 7-12% of European anthropogenic CO₂ emissions. *Science* 300: 1538-1542.
- John, B., T. Yamashita, B. Ludwig, and H. Flessa. 2005. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma* 128: 63-79.
- Kay, B. D. 1990. Rates of change of soil structure under different cropping systems. *In: Advances in Soil Science* 12, Springer New York. pp: 1-52.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304: 1623-1627.
- Lal, R., R. F. Follett, B. Stewart, and J. Kimble. 2007. Soil carbon sequestration to mitigate climate change and advance food security. *Soil Sci.* 172: 943-956.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *Eur. J. Soil Sci.* 47: 425-437.
- Levy, G. J., and A. I. Mamedov. 2002. High-energy-moisture-characteristic aggregate stability as a predictor for seal formation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:1603-1609.
- Manojlović, M., R. Čabilovski, and B. Sitaula. 2011. Soil organic carbon in serbian mountain soils: Effects of land use and altitude. *Pol. J. Environ. Stud.* 20: 977-986.
- Martens, D. A., T. E. Reedy, and D. T. Lewis. 2003. Soil organic carbon content and composition of 130-year crop, pasture and forest land-use managements. *Global Change Biol.* 10: 65-78.
- Paul, S., H. Flessa, E. Veldkamp, and M. Lopez-Ulloa. 2008. Stabilization of recent soil carbon in the humid tropics following land use changes: evidence from aggregate fractionation and stable isotope analyses. *Biogeochemistry* 87: 247-263.
- Puget, P., C. Chenu, and J. Balesdent. 2000. Dynamics of soil organic matter associated with particle-size fractions of water-stable aggregates. *Eur. J. Soil Sci.* 51: 595-605.
- Rowell, D. L. 1997. *Bodenkunde—Untersuchungsmethoden und ihre Anwendung.* Springer, Berlin. 614 p.
- Six, J., E. T. Elliott, K. Paustian, and J. W. Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1367-1377.
- Six, J., K. Paustian, E. T. Elliott, and C. Combrink. 2000. Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 681-689.
- Smith, P. 2008. Land use change and soil organic carbon dynamics. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 81: 169-178.
- Tobiašová, E. 2011. The effect of organic matter on the structure of soils of different land uses. *Soil Tillage Res.* 114: 183-192.
- Tisdall, J.M., and J.M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33: 141-163.
- Wang, Z. M., B. Zhang, K. S. Song, D. W. Liu, F. Li, Z. X. Guo, and S. M. Zhang. 2008. Soil organic carbon under different landscape attributes in croplands of Northeast China. *Plant Soil Environ.* 54: 420-427.

Wuddivira, M. N., and G. Camps-Roach. 2007. Effects of organic matter and calcium on soil structural stability. *Eur. J. Soil Sci.* 58: 722–727.