



How thinning in a seasonally dry tropical forest contributes towards root biomass, carbon stock and aggregate size in a Vertisol

Raleamento em floresta tropical seca pode aumentar a biomassa radicular, estoque de carbono e tamanho de agregados em Vertissolo

Eunice Maia de Andrade^{1*}; Deodato do Nascimento Aquino²; Mirian Cristina Gomes Costa³; Carlos Levi Anastacio dos Santos³; Aldênia Mendes Mascena de Almeida⁴

Abstract: Forest management activities influence fine root development, total soil carbon (TSC) and size of aggregates. A field experiment was carried out in Vertisols of two adjacent catchments in a seasonally dry tropical forest (SDTF) to investigate the thinning on fine-root biomass, stock of the total soil carbon and aggregate size. The catchments are located in the State of Ceará, Brazil. The control catchment of 2.1 ha has been under regenerating vegetation for 35 years (RC₃₅), while the second catchment (1.1 ha) was subjected to thinning (TC₅) in December of 2008. The analysed variables were: fine-root biomass in the 0-10, 10-20 and 20-30 cm soil layers, TSC and mean weight diameter of the soil aggregates in the 0-20, 20-40 e 40-60 cm layers. The data were submitted to Pearson correlation analysis and compared by paired t-test ($P < 0.05$). The 0-10 cm layer of the TC₅ management stored double the average amount of fine-roots found in the RC₃₅. Under the TC₅ management, stocks of soil TSC increased by 237 and 151% in the 20-40 and 40-60 cm layers, respectively, when compared with RC₃₅. Aggregates 2.15 times greater than those found under RC₃₅ management were obtained in the topsoil (0-20 cm) under the TC₅ management. The implementation of thinning in a Vertisol of a SDTF emerges as an alternative management to be considered in projects for sustainability in the semi-arid region, contributing to an improvement in soil structure as well as an increase in the stocks of total carbon.

Key words: Fine-roots. Semi-arid region. Soil structure. Caatinga - groundcover.

Resumo: As atividades de manejo florestal influenciam o desenvolvimento das raízes finas, o carbono total do solo (CTS) e tamanho dos agregados do solo. Para investigar a alteração do raleamento de uma floresta tropical sazonalmente seca (FTSS) na biomassa de raízes fina, no estoque do CTS e tamanho de agregados em um Vertissolo, realizou-se um experimento em duas microbacias localizadas no estado do Ceará, Brasil. A primeira microbacia (2,1 ha) é representativa da FTSS em regeneração a 35 anos (RC₃₅). A segunda microbacia (1,1 ha) foi submetida ao raleamento (TC₅) em dezembro de 2008. Foram realizadas as seguintes análises: biomassa de raízes fina nas camadas (0-10, 10-20 e 20-30 cm), CTS e diâmetro médio ponderado dos agregados do solo (DMP) nas camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm. Os dados foram submetidos a análise de agrupamento e correlação de Pearson e comparados pelo teste t ($P < 0,05$). A camada de 0-10 cm TC₅ armazenou o dobro do quantitativo médio de raízes finas encontradas na RC₃₅. Os estoques de CTS na TC₅ aumentaram em 237 e 151% nas camadas de 20-40 e 40-60 cm, respectivamente, quando comparados com a área conservada. Na camada superficial (0-20 cm) da TC₅ foram encontrados agregados com tamanho 2,15 vezes maiores que os encontrados na RC₃₅. A implementação de raleamento em Vertissolo do bioma Caatinga emerge como uma alternativa de manejo a ser considerado em projetos de sustentabilidade no semiárido brasileiro podendo contribuir para melhoria da estrutura do solo e aumento do estoque de carbono no mesmo.

Palavras-chave: Raízes finas. Região semiárida. Estrutura do solo. Caatinga - cobertura rasteira.

*Corresponding author

Submitted for publication on 21/06/2021, approved on 28/06/2021 and published on 05/07/2021

¹Bolsista CNPq-PQ 1B, Department of Soil and Water Conservation, Federal University of the Semi-Arid Region. Rua Francisco Mota, 572, CEP:59625-900, Mossoró, RN, Brazil. E-mail: eandrade.ufc@gmail.com

²Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. Av. Américo Barreira, 4700, Bela Vista, CEP: 60.442-800. E-mail: deoagro@hotmail.com

³Department of Soil Science, Federal University of Ceará, Campus do Pici, CEP. 60455-970, Fortaleza, Ceará, Brazil. E-mails: mirian.costa@ufc.br; carloslevi@hotmail.com

⁴Federal University of Ceará, Campus do Pici, CEP. 60455-970. E-mail: ald_m_m@hotmail.com

INTRODUCTION

The dryland domain covers around 41.5% of the land surface of the Earth (HUANG *et al.*, 2016). The seasonally dry tropical forests (SDTF) is part of dryland domain and they are found on all continents and have an area of 105.10^4 km². The two largest extensions of SDTF are in South America, one in the Northeast of Brazil and the other covering the southwest of Bolivia, Paraguay and the north of Argentina (MILES *et al.*, 2006).

The Brazilian SDTF, known as the Caatinga Phytogeographical Domain (CPD), is the major tropical semi-arid ecoregion in South America. It comprises an area of approximately 912,000 km² and is home to a population of 27 million, being classified as the most populous semi-arid region in the world (MORO *et al.*, 2016). In semi-arid regions, large areas of SDTF have already been degraded, altered, or converted into other types of land use. The process of altering plant cover began with agriculture (ALENIUS *et al.*, 2017; MENEZES *et al.*, 2021) and livestock (STUHLER; ORROCK *et al.*, 2016), with thinning being the most common form of alteration, for either the production of food for the herd or the production of biomass (HUONG *et al.*, 2016; TARUN *et al.*, 2019).

The manipulation of the woody vegetation in the SDTF by thinning contributes to a greater production of the herbaceous strata (CAUSARANO *et al.*, 2008) and, consequently, to a larger input of organic matter to soil (AMORIM *et al.*, 2013), greater water retention (AQUINO *et al.*, 2017) and reduction in soil losses by erosion in semi-arid regions (RODRIGUES *et al.*, 2013). However, there are a few studies that correlate the influence of thinning with root biomass (ANDRADE *et al.*, 2020; ASSEFA *et al.*, 2017), carbon stock (ASAYE; ZEWDIE, 2013) and aggregate size distribution (SMITH *et al.*, 2015) in the soils of SDTF in semi-arid regions. The size distribution of aggregates is one of the essential indices to understand the structural quality of the soils (CIRIC *et al.*, 2012), with particular emphasis on the potential for carbon stock (LAL, 2018). Physical protection of the TSC in soil aggregates has been mentioned in the literature (BRAVO-GARZA *et al.*, 2009; SIX; PAUSTIAN, 2014; LAL, 2015), but little data is available for tropical semi-arid soils (MENEZES *et al.*, 2021), and specifically for soils of high-activity clay, such as Vertisols.

INTRODUÇÃO

O domínio das terras secas cobre cerca de 41,5% da superfície terrestre (HUANG *et al.*, 2016). As florestas tropicais sazonalmente secas (FTSS) fazem parte do domínio das terras secas e são encontradas em todos os continentes e possuem área de 105,104 km². As duas maiores extensões de FTSS estão na América do Sul, uma no Nordeste do Brasil e a outra cobrindo o Sudoeste da Bolívia, Paraguai e Norte da Argentina (MILES *et al.*, 2006).

A FTSS brasileira, conhecida como Domínio Fitogeográfico da Caatinga (DFC), é a principal ecorregião semiárida tropical da América do Sul. Possui área de aproximadamente 912.000 km² e abriga uma população de 27 milhões de pessoas, sendo classificada como a região semiárida mais populosa do mundo (MORO *et al.*, 2016). Nas regiões semiáridas, grandes áreas de FTSS já foram degradadas, alteradas ou convertidas em outros tipos de uso da terra. O processo de alteração da cobertura vegetal, em geral, começa com agricultura (ALENIUS *et al.*, 2017; MENEZES *et al.*, 2021) e pecuária (STUHLER; ORROCK *et al.*, 2016), sendo o raleamento a forma de alteração mais comum, tanto para a produção de alimentos para o rebanho como para produção de biomassa (HUONG *et al.*, 2016; TARUN *et al.*, 2019).

A manipulação da vegetação lenhosa na FTSS por raleamento contribui para maior produção dos estratos herbáceos (CAUSARANO *et al.*, 2008) e, conseqüentemente, para maior aporte de matéria orgânica ao solo (AMORIM *et al.*, 2013), maior retenção de água (AQUINO *et al.*, 2017) e redução da perda de solo por erosão em regiões semiáridas (ANDRADE *et al.*, 2020; RODRIGUES *et al.*, 2013). No entanto, existem estudos que correlacionam positivamente o raleamento com biomassa da raiz (ASSEFA *et al.*, 2017), estoque de carbono (ASAYE; ZEWDIE, 2013), distribuição e tamanho de agregados (SMITH *et al.*, 2015) das áreas de FTSS em regiões semiáridas. A distribuição granulométrica dos agregados é um dos índices essenciais para compreender a qualidade estrutural dos solos (CIRIC *et al.*, 2012), com destaque para o potencial de estoque de carbono (LAL, 2018). A proteção física do carbono total do solo (CTS) em agregados tem sido mencionada na literatura (BRAVO-GARZA *et al.*, 2009; SIX; PAUSTIAN, 2014; LAL, 2015), mas poucos dados estão disponíveis para solos semiáridos tropicais (MENEZES *et al.*, 2021), e especificamente para solos de argila de alta atividade, como Vertissolos.

Vertisols are an important group of soils in tropical semi-arid regions (DEBELE; DERESSA, 2016) with an annual average rainfall of 500 to 1,000 mm (PATHAK *et al.*, 2013). Vertisols occupy approximately 335 million hectares in the world, which corresponds to 2.4% of all soils. Of these 335 million hectares, 150 million have agricultural potential (FAO, 2014). Therefore, it is required to understand the interrelationship between factors that control the formation and resistance of the soil structure, and consequently the stability of the carbon in Vertisols of the semi-arid region submitted to thinning. In fact, it is necessary to develop a global action plan to prevent future desertification and mitigate the current global desertification problems.

We hypothesize that fine-root biomass, stock of TSC and aggregates size in the Vertisol of a fragment of seasonally dry tropical forest subjected to thinning will be higher than in a SDTF under regeneration for a 35-year period of ecological succession. Given the above, this study aims to investigate the thinning on fine-root biomass and total soil carbon stock, as well as their relationship to aggregate size, in a Vertisol of a SDTF subjected to two different managements.

MATERIAL AND METHODS

Study area

The study was carried out in two catchments in a seasonally tropical dry forest in the county of Iguatu, Ceará State, Brazil (Figure 1). The two adjacent catchments have different land uses: one is a seasonally dry tropical forest under regeneration for 35 years (RC₃₅) and the other has been subject to thinning (TC₅) in December of 2008. Both have an ephemeral second-order stream in areas of 2.1 ha and 1.1 ha, and average slopes of 10.6 and 8.7% (gentle slope) to RC₃₅ and TC₅ respectively.

The climate is BSh' type (hot semiarid), according to Köppen climate classification, with average temperature always above 18°C in the coldest month. Although average annual rainfall in the region is 996 mm (ANTUNES; ANDRADE, 2020), the annual potential evapotranspiration is 2113 mm, with a Thornthwaite's aridity index of 0.48, classifying the climate as semi-arid (GUERREIRO *et al.*, 2021).

With relation to the history of land occupation, before the 1980s, the areas of both experimental catchments were used for the cultivation of rainfed crops, specifically maize (*Zea mays* L.), cowpea (*Vigna unguiculata* (L) Walp) and cotton (*Gossypium hirsutum* L.) and have been maintained in various stages of recovery and succession since that time.

A classe de solo dos Vertissolos é importante em regiões tropicais semiáridas (DEBELE; DERESSA, 2016) com precipitação média anual de 500 a 1.000 mm (PATHAK *et al.*, 2013). Os Vertissolos ocupam aproximadamente 335 milhões de hectares no mundo, o que corresponde a 2,4% de todos os solos. Destes 335 milhões de hectares, 150 milhões têm potencial agrícola (FAO, 2014). Portanto, é necessário compreender a inter-relação entre os fatores que controlam a formação e a resistência da estrutura do solo e, conseqüentemente, a estabilidade do carbono em Vertissolos do semiárido submetidos a raleamentos. Na verdade, é necessário desenvolver um plano de ação global para prevenir a desertificação futura e mitigar os atuais problemas globais de desertificação.

A hipótese é que a biomassa de raízes finas, estoque de CTS e tamanho de agregados no Vertissolo de um fragmento de floresta tropical seca submetido ao raleamento será maior do que em um FTSS em regeneração por um período de 35 anos de sucessão ecológica. Diante do exposto, objetivou-se investigar o efeito do raleamento na biomassa de raízes finas e no estoque de carbono total do solo, bem como sua relação com a distribuição e tamanho do agregado, em Vertissolo de uma FTSS submetido a dois manejos distintos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em duas microbacias hidrográficas de uma floresta tropical sazonalmente seca localizada no município de Iguatu, estado do Ceará, Brasil (Figura 1). As duas microbacias hidrográficas adjacentes têm diferentes usos do solo: uma é floresta tropical sazonalmente seca em regeneração por 35 anos (RC₃₅) e a outra foi sujeita ao raleamento (TC₅) em dezembro de 2008. A área de drenagem é 2,1 ha e 1,1 ha, cursos efêmeros de segunda ordem e declives médios de 10,6 e 8,7% (declive suave) para RC₃₅ e TC₅, respectivamente.

O clima é do tipo BSh' (semiárido quente), segundo a classificação climática de Köppen, com temperatura média sempre acima de 18 °C no mês mais frio. Embora, a precipitação média anual na região seja de 996 mm (ANTUNES; ANDRADE, 2020), a evapotranspiração potencial anual é 2113 mm, com índice de aridez de Thornthwaite de 0,48, classificando o clima como semiárido (GUERREIRO *et al.*, 2021).

Em relação à história de ocupação do solo, antes da década de 1980, as áreas das duas microbacias experimentais eram utilizadas para o cultivo de lavouras de sequeiro, especificamente milho (*Zea mays* L.), feijão-caupi (*Vigna unguiculata* (L) Walp) e algodão (*Gossypium hirsutum* L.).

The RC_{35} represents natural vegetation under regeneration for about 35 years (Figure 2A), which is predominantly shaded by the tree crowns, and the underbrush showed little development. The TC_5 catchment was submitted to thinning in December of 2008 (Figure 2B).

Thinning consisted of removing those plants with stem diameter of less than 0.10 m at breast height, and branches were left in place. The TC_5 treatment resulted in retention of 60% canopy cover, allowing more sunlight penetration and development of more dense underbrush (Figure 2B).

A RC_{35} representa a vegetação natural em regeneração há cerca de 35 anos (Figura 2A), que é predominantemente sombreado pelas copas das árvores, e a vegetação rasteira mostrou pouco desenvolvimento. A microbacia do TC_5 foi submetida a raleamento em dezembro de 2008 (Figura 2B).

O raleamento consistiu na retirada das plantas com diâmetro do caule inferior a 10 cm na altura do peito, e os ramos foram mantidos no local. O tratamento TC_5 resultou na retenção de 60% da cobertura do dossel, permitindo maior penetração da luz solar e desenvolvimento de vegetação rasteira mais densa (Figura 2B).

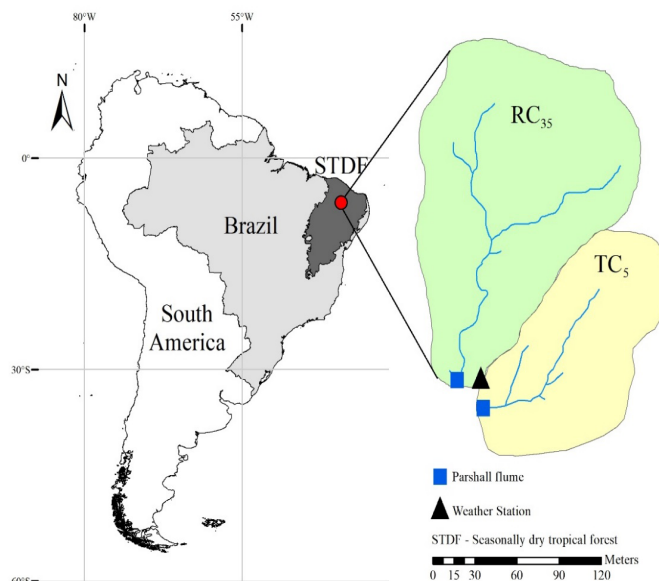


Figure 1 - Location of the experimental catchments, management of RC_{35} and TC_5 .

Figure 1 - Localização das áreas experimentais, regeneração RC_{35} e TC_5 .



Figure 2 - (A) Open groundcover of Caatinga under regeneration for 35 years (RC_{35}). (B) Dense groundcover of Caatinga submitted to thinning five years ago (TC_5).

Photos by the author.

Figure 2 - (A) Cobertura do solo da Caatinga sob regeneração por 35 anos (RC_{35}). (B) Cobertura do solo da Caatinga submetida ao c por 5 anos (TC_5).

Fotos do Autor.

Vegetation structure

The vegetation in both catchments is typically made up of hyperxerophilic (steppe-like savannah), deciduous, with a large variety of thorny species in secondary ecological succession. The predominant species in both catchments are: *Croton sonderianus*, *Mimosa caesalpiniiifolia*, *Aspidosperma pyriformium*, which represent 62.4% and 59.2% of the total relative density for RC₃₅ (Table 1) and TC₅ (Table 2), respectively. Plant density is distributed over 17 and 14 species, respectively, in RC₃₅ and TC₅. The low number of species points to a stage of regeneration (PEREIRA JUNIOR *et al.*, 2016; MORO *et al.*, 2016).

In 2013, the average height of all plants in each catchment was 5.2 m and 4.9 m for RC₃₅ and TC₅, respectively; although height of adult individuals goes from 7 to 15 m (PEREIRA JUNIOR *et al.*, 2016). The vegetation structure of both catchments (Tables 1 and 2) point out that cover vegetation can be considered homogeneous in relation to relative density (RD); mean diameter at breast height (MDBH) and mean canopy height (MCH), before thinning (2008) and after thinning (2013).

Estrutura da vegetação

A vegetação nas microbacias é tipicamente formada por hiperxerófila (savana estepária), caducifólia, com grande variedade de espécies espinhosas em sucessão ecológica secundária. As espécies predominantes são: *Croton sonderianus*, *Mimosa caesalpiniiifolia*, *Aspidosperma pyriformium*, que representam 62,4 e 59,2% da densidade relativa total para RC₃₅ (Tabela 1) e TC₅ (Tabela 2), respectivamente. A densidade de plantas está distribuída em 17 e 14 espécies, no RC₃₅ e TC₅, respectivamente. O baixo número de espécies aponta para um estágio de regeneração (PEREIRA JUNIOR *et al.*, 2016; MORO *et al.*, 2016).

Em 2013, a altura média das plantas em cada microbacia era de 5,2 e 4,9 m para RC₃₅ e TC₅, respectivamente. A altura dos indivíduos adultos variou de 7 a 15 m (PEREIRA JUNIOR *et al.*, 2016). A estrutura da vegetação das microbacias (Tabelas 1 e 2) apontam que a vegetação de cobertura pode ser considerada homogênea em relação à densidade relativa (RD); diâmetro médio à altura do peito (MDBH) e altura média do dossel (MCH), antes do raleamento (2008) e após o raleamento (2013).

Table 1 - Vegetation structure in caatinga under regeneration for 35 years (RC₃₅)

Table 1 - Estrutura da vegetação em área de caatinga sob regeneração por 35 anos (RC₃₅)

Species	2008		2009				2013			
	NS	RD	NS	RD	MDBH	MCH	NS	RD	MDBH	MCH
<i>Croton blanchetianus</i>	1067	32.2	1050	31.0	8.2	4.4	1348	35.6	4.3	5.0
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i>	533	16.1	525	15.5	11.5	5.0	570	15.0	6.6	5.3
<i>Aspidosperma pyriformium</i>	517	15.6	500	14.8	6.7	4.9	430	11.3	5.8	4.2
<i>Combretum leprosum</i>	267	8.1	275	8.1	7.2	4.0	349	9.2	4.7	5.6
<i>Piptadenia stipulacea</i>	207	6.2	200	5.9	6.2	5.0	186	4.9	6.2	6.0
<i>Bauhinia cheilantha</i>	200	6.0	213	6.3	11.6	4.9	375	9.9	5.8	5.0
<i>Jatropha mollissima</i>	133	4.0	150	4.4	5.7	3.1	132	3.5	4.0	4.4
<i>Ximena americana</i>	120	3.6	100	3.0	4.2	3.0	106	2.8	4.7	2.7
<i>Commiphora leptophloeos</i>	97	2.9	88	2.6	14.2	5.4	77	2.0	13.8	5.5
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	67	2.0	38	1.1	27.1	8.0	58	1.5	10.3	7.0
<i>Libidibia ferrea</i>	33	1.0	175	5.2	6.3	3.8	17	0.4	5.7	4.3
<i>Amburana cearensis</i>	23	0.7	25	0.7	17.4	5.0	41	1.1	11.0	5.0
<i>Anadenanthera colubrina</i>	20	0.6	25	0.7	19.9	9.5	33	0.9	13.8	8.7
<i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.Hil.) A. Robyns	13	0.4	13	0.4	8.6	3.0	14	0.4	8.0	3.5
<i>Mimosa tenuiflora</i>	7	0.2	7	0.2	6.0	4.1	6	0.2	6.3	4.2
<i>Capparis cynophallophora</i>	-	-	-	-	-	-	48	1.3	5.5	4.0
Total	3310	100	3382	100			3790	100		
Median					10.7	4.9			7.2	5.2

NS – Number of species; RD (%) – Relative density; MDBH (cm) – Mean diameter at breast height; MCH (m) – Mean canopy height. 2008 – One year before thinning; 2009 – Year thinning was carried out; 2013 – Five years after thinning.

NS – Número de espécies; RD (%) – Densidade Relativa; MDBH (cm) – Diâmetro Médio do Caule a Altura do Peito; MCH (m) – Altura Média da Copa. 2008 – 1 ano antes do raleamento; 2009 – ano em que se deu o raleamento; 2013 – cinco anos após o raleamento.

Table 2 - Vegetation structure in caatinga thinned (TC₅)**Table 2** - Estrutura da vegetação em área de Caatinga raleada (TC₅)

Species	2008		2009				2013			
	NS	RD	NS	RD	MDBH	MCH	NS	RD	MDBH	MCH
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	767	20.9	572	26.1	15.2	4.7	574	27.2	12.7	4.8
<i>Croton blanchetianus</i>	733	20.0	250	11.4	4.5	2.8	166	7.9	4.1	4.3
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i>	667	18.2	486	22.1	8.5	3.1	500	23.7	7.4	4.7
<i>Jatropha mollissima</i>	260	7.1	209	9.5	3.7	1.8	160	7.6	4.5	2.6
<i>Capparis cynophallophora</i>	200	5.5	29	1.3	7.4	4.4	40	1.9	7.2	3.9
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	167	4.6	172	7.8	16.6	6.1	186	8.8	18.2	9.0
<i>Ximena americana</i>	167	4.6	143	6.5	7.4	2.5	156	7.4	9.3	4.4
<i>Mimosa tenuiflora</i>	167	4.6	100	4.6	7.7	4.3	80	3.8	9.4	5.2
<i>Commiphora leptophloeos</i>	167	4.6	43	2.0	10.8	4.0	46	2.2	11.8	4.3
<i>Piptadenia stipulacea</i>	133	3.6	29	1.3	8.7	4.2	32	1.5	9.0	5.4
<i>Combretum leprosum</i>	100	2.7	86	3.9	7.0	3.5	86	4.1	6.2	4.5
<i>Anadenanthera colubrina</i>	67	1.8	43	2.0	46.1	8.0	36	1.7	63.3	6.9
<i>Libidibia ferrea</i>	33	0.9	20	0.9	6.5	3.2	32	1.5	7.9	3.7
<i>Amburana cearensis</i>	33	0.9	14	0.7	9.3	4.0	20	0.9	14.4	5.2
Total	3660	100	2195	100			2114	100		
Median					11.4	4.0			13.2	4.9

NS – Number of species; RD (%) – Relative density; MDBH (cm) – Mean diameter at breast height; MCH (m) – Mean canopy height. 2008 - One year before thinning; 2009 – Year thinning was carried out; 2013 – Five years after thinning.

NS – Número de espécies; RD (%) – Densidade Relativa; MDBH (cm) – Diâmetro Médio do Caule a Altura do Peito; MCH (m) – Altura Média da Copa. 2008 – 1 ano antes do raleamento; 2009 – ano em que se deu o raleamento; 2013 – cinco anos após o raleamento.

Physical and Chemical Soil Analysis

To estimate the physical and chemical soil attributes, and the mean weight diameter (MWD), a campaign for the collection of disturbed and soil clods samples followed in February of 2013. Samples were taken from the 0-20, 20-40 and 40-60 cm layers in 10 previously selected sample units, giving a total of 30 samples for each management (Table 3).

The soil of both areas was classified according to the methodology presented by Santos *et al.*, (2018) as a Vertisol. Soils are 2 to 3 m deep and develop cracks when dry and are sticky and seal when wet. The predominance of 2:1 expansive mineral clay of the montmorillonite group in both catchments was confirmed by X-ray diffraction (XRD) and X-ray fluorescence (XRF) techniques. The soils have a high cation exchange capacity (CEC), high base saturation (BS) and high levels of calcium and magnesium.

Bulk density (BD) was determined by the volumetric ring method (BLACK *et al.*, 1965). Soil water content (SWC) was measured by the gravimetric method.

Atributos químicos e físicos

A coleta das amostras deformadas e indeformadas ocorreu em fevereiro de 2013. As amostras foram retiradas das camadas 0-20; 20-40 e 40-60 cm em 10 unidades amostrais previamente selecionadas, totalizando 30 amostras para cada área. Na Tabela 3 são apresentadas as características químicas e propriedades físicas das áreas estudadas.

O solo em ambas as áreas foi classificado de acordo com a metodologia apresentada por Santos *et al.*, (2018) como Carbonático Vértico típico. São solos profundos (2-3 m) e desenvolvem fendas quando secos e são pegajosos e selam quando molhados. A predominância de argila mineral expansiva 2: 1 do grupo montmorilonita em ambas as microbacias foi confirmada por técnicas de difração de raios X (XRD) e fluorescência de raios X (XRF). Os solos apresentam alta capacidade de troca catiônica (CEC), alta saturação por bases (BS) e altos níveis de cálcio e magnésio.

A densidade aparente (DA) foi determinada pelo método do anel volumétrico (BLACK *et al.*, 1965). O teor de água do solo (U) foi medido pelo método gravimétrico.

Table 3 - Mean of soil attributes for regenerating caatinga (RC₃₅) and thinned caatinga (TC₅) in 2013*Table 3* - Atributos químicos e físicos das áreas estudadas. Caatinga regenerada (RC₃₅) e Caatinga raleada (TC₅) in 2013

Soil attributes	Soil layers					
	0-20 cm		20-40 cm		40-60 cm	
	RC ₃₅	TC ₅	RC ₃₅	TC ₅	RC ₃₅	TC ₅
pH	6.9	6.7	6.7	6.8	6.9	6.9
BD (g cm ⁻³)	1.3	1.4	1.3	1.4	1.5	1.6
Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	3.6	3.4	3.7	4.2	3.8	4.5
Mg ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	1.5	2.6	2.2	1.0	1.5	2.8
Na ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0.8	0.9	0.8	1.5	1.4	2.4
K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0.3	0.4	0.4	0.4	0.3	0.4
H+Al ³⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0.1	0.2	0.0	0.2	0.0	0.1
CEC (cmol _c dm ⁻³)	3.87	3.81	4.04	4.51	4.12	5.07
P (mg kg ⁻¹)	11.6	45.8	6.7	57.0	60.0	49.2
SOM (g kg ⁻¹)	18.3	38.4	7.0	8.6	6.7	5.9
SWC (%)	16.3	18.6	13.2	17.8	11.1	15.6
Sand (%)	18.4	12.4	17.8	15.9	5.2	10.5
Silt (%)	33.8	38.2	37.3	32.6	32.9	39.4
Clay (%)	47.8	49.4	44.9	51.5	61.9	50.1
Soil texture	Clay	Clay	Clay	Clay	Clay	Clay

BD – Bulk density; CEC – Cation Exchange Capacity; SOM – Soil Organic Matter; SWC – Soil Water Content.

BD – Densidade aparente (DA); CEC – Capacidade de troca catiônica (CTC); OM – Matéria orgânica (MO); SWC – Teor de Água no Solo (U).

Quantification of the clay fraction was by the sieve-pipette method, the sand fraction by sifting, and the silt fraction by the difference between the total sample of fine soil dried in a hothouse and the sum of sand and clay (GEE; OR, 1965). The sodium hydroxide 1 mol L⁻¹ (NaOH) was used for chemical dispersion of the particles. Soil pH, potential acidity (H+Al), CaCO₃ content, P and components of the Sorption Complex were determined by standard methods (U.S. Salinity Laboratory Staff, 1954). From this data, the cation exchange capacity (CEC) was calculated.

Collection of fine-roots biomass

To determine fine-root biomass, a methodology adapted from (PARK; YANAI, 2007) was followed, defining as fine-roots those with a diameter of <2 mm. To sample the roots, a hollow cylindrical aluminium probe with an internal diameter of 4.5 cm (160 cm³) was used. Ten samples of soil and fine-roots were taken from the 0-10, 10-20 and 20-30 cm layers in June and November of 2013, as representing the rainy and dry seasons, respectively, totalizing 60 samples (3 × 2 × 10) in each catchment.

A quantificação da fração argila foi feita pelo método de pipeta-peneira, a fração areia por peneiramento e a fração silte pela diferença entre a amostra total de solo fino seco em estufa e a soma de areia e argila (GEE; OR, 1965). O reagente hidróxido de sódio 1 mol L⁻¹ (NaOH) foi usado para dispersão química das partículas. O pH do solo, acidez potencial (H + Al). O teor de CaCO₃, P e complexo sortivo foram determinados por métodos padrão (U.S. Salinity Laboratory Staff, 1954). A partir desses dados, foi calculada a capacidade de troca catiônica (CTC).

Amostragem da biomassa de raízes finas

Para determinar a biomassa de raízes finas, foi seguida metodologia adaptada de Park e Yanai (2007), definindo como raízes finas aquelas com diâmetro menor que 2 mm. Para a amostragem, foi utilizada sonda oca cilíndrica de alumínio com diâmetro interno de 4,5 cm (160 cm³). Dez amostras de solo e raízes finas foram coletadas nas camadas de 0-10; 10-20 e 20-30 cm em junho e novembro de 2013, representando as estações chuvosa e seca. Respectivamente, totalizando 60 amostras (3 × 2 × 10) em cada microbacia.

The collection of fine-roots was continued down to a depth of 30 cm, due to penetration of the probe being hampered at greater depths by a sedimentary layer of rolled pebbles. The soil samples and fine-roots were washed in running water to separate the roots and dried at 65 °C in a forced-ventilation oven to constant weight.

Total soil carbon (TSC) and mean weight diameter (MWD) of the aggregates

To quantify the total soil carbon content, samples were collected every two months from April 2013 to March 2014, covering six (Apr/13, Jun/13, Aug/13, Oct/13, Dec/13, Feb/14) sampling campaigns. Samples were collected from five randomly-distributed points in each catchment at the following layers: 0-20, 20-40 and 40-60 cm.

The soil samples from each depth were homogenised to obtain one composite sample per layer in the two managements, giving a total of 18 samples (6 months x 3 layers) for each catchment. TSC for the period under study was determined with the aid of a TOC-V, coupled to an SSM-5000A Solid Sample Module. The stock of TSC in the soil was calculated following the equation proposed by Veldkamp (1994).

The wet method was used for analysing the size distribution of the water-stable aggregates (KEMPER; ROSENAU, 1994), relating the aggregates to those that did not disintegrate with sieving. To estimate the mean weight diameter (MWD), the amount of aggregate on each sieve was expressed for four classes of diameter: 4.76 to 2.00, 2.00 to 1.00, 1.00 to 0.50 and 0.50 to 0.25 mm. The MWD was calculated according to the equation below:

$$\sum_{i=1}^N X'i.Wi \quad (1)$$

Where *MWD* is the sum of products of the mean diameter (*i*) of each size fraction and *Wi* is the proportion of the total sample weight occurring in the size fraction *i*.

Statistical analysis

To identify whether or not the soil attributes for each layer had similarities between both catchments, before and after thinning, hierarchical cluster analysis was applied considering each layer as a case. Pairwise comparisons (paired t-test) were used to investigate differences in surface and subsoil variables between management types using SPSS 16.

A coleta de raízes ocorreu até 30 cm de profundidades, devido à penetração da sonda ser dificultada em profundidades maiores por uma camada sedimentar de seixos rolados. As amostras de solo e raízes finas foram lavadas em água corrente para separação das raízes e secas a 65 °C em estufa de ventilação forçada até peso constante.

Carbono total do solo (CTS), Diâmetro médio ponderado (DMP) dos agregados

Para quantificar o teor de carbono total do solo, foram coletadas amostras bimestrais de abril de 2013 a março de 2014, abrangendo seis campanhas de amostragem, nos meses de abril, junho, agosto, outubro e dezembro de 2013 e fevereiro de 2014. As amostras foram coletadas em cinco pontos distribuídos aleatoriamente em cada microbacia nas seguintes camadas: 0-20; 20-40 e 40-60 cm.

As amostras de solo de cada profundidade foram homogeneizadas para obtenção de uma amostra composta por camada, totalizando 18 amostras (6 meses x 3 camadas) por microbacia. O CTS, para o período em estudo, foi determinado com o auxílio de um analisador de carbono total orgânico (TOC-V) acoplado a um Módulo de Amostra de Sólidos SSM-5000A. O estoque de CTS foi calculado seguindo a equação proposta por Veldkamp (1994), que considera o conteúdo total de carbono, a densidade aparente média e a espessura da camada amostrada.

O método úmido foi utilizado para analisar a distribuição granulométrica dos agregados estáveis em água (KEMPER; ROSENAU, 1994), relacionando os agregados com aqueles que não se desintegraram com a peneiração. Para expressar a estabilidade dos agregados empregou-se para de cada camada, os agregados foram expressos em quatro classes de diâmetro (4,76 a 2,00; 2,00 a 1,00; 1,00 a 0,50 e 0,50 a 0,25 mm). O DMP foi calculado de acordo com a equação abaixo:

Onde PMA é a soma dos produtos do diâmetro médio (*X'i*) de cada fração de tamanho; e *Wi* é a proporção do peso total da amostra que ocorre na fração de tamanho *i*.

Análises estatística

Para identificar se os atributos do solo de cada camada apresentavam semelhanças entre as microbacias, antes e após o raleamento, foi aplicada análise de agrupamento hierárquica considerando cada camada como um caso. Comparações pareadas (teste t pareado) foram usadas para investigar diferenças nas variáveis de superfície e subsolo entre os tipos de manejo usando o SPSS 16.

Data were transformed as necessary. Mean differences were considered significant when $P \leq 0.05$ to paired t-test. Pearson rank correlations were generated for all pairs of physical and chemical variables for all layers. Differences were considered as significant when $P \leq 0.05$.

RESULTS

Soil attributes collected before vegetation thinning generated two groups (Figure 3A). The first group was composed by the deeper layers (20-40 cm and 40-60 cm) and the second one by the surface layers (0-20 cm) from both catchments. These results point toward a high degree of similarity (96%) in the soil attributes of both catchments, on a layer by layer basis, for before thinning, expressing a higher dissimilarity for deeper layers.

With only five years since thinning (Figure 3B), the soil attributes formed three homogeneous groups, expressing a higher similarity between the layers inside each catchment than between the catchments themselves.

Os dados foram transformados conforme necessário. As diferenças médias foram consideradas significativas quando $P \leq 0,05$ para o teste t pareado. As correlações de classificação de Pearson foram geradas para todos os pares de variáveis físicas e químicas dentro das camadas. As diferenças foram consideradas significativas quando $P \leq 0,05$.

RESULTADOS

Os atributos do solo coletados antes do raleamento da vegetação foram separados em dois grupos (Figura 3A). O primeiro, composto pelas camadas mais profundas (20-40 e 40-60 cm) e o segundo pelas camadas superficiais (0-20 cm) de ambas as microbacias. Esses resultados demonstram um alto grau de similaridade (96%) nos atributos do solo entre as microbacias, camada a camada, antes do raleamento, expressando maior dissimilaridade para as camadas mais profundas.

Cinco anos após o raleamento (Figura 3B), os atributos do solo formaram três grupos homogêneos, expressando maior similaridade entre as camadas dentro de cada microbacia do que entre as microbacias.

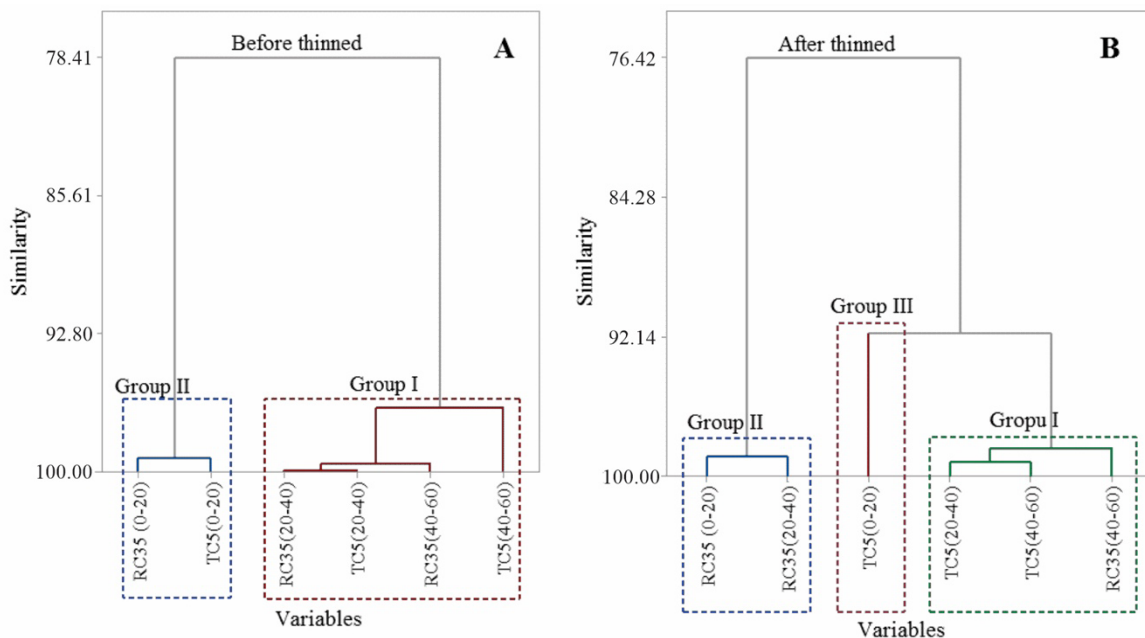


Figure 3 - Similarity groups of soil layers attributes between catchments. (A) soil attributes collected before vegetation thinning. (B) soil attributes collected in 2013, five years after vegetation thinning.

Figure 3 - Grupos de similaridade de atributos de camadas de solo entre microbacias hidrográficas. (A) atributos do solo coletados antes do raleamento da vegetação. (B) atributos do solo coletados em 2013, cinco anos após o raleamento da vegetação.

The TC₅ layer (0-20 cm) expressed a significant dissimilarity with respect to the other layers. This dissimilarity was due to the increase in the percentage of organic material and reduction of phosphorus concentrations (Table 3) due to the application of thinning. As regards the physical and chemical properties of the soil, both managements had soils of similar characteristics. The pH tends towards neutral, ranging between 6.7 and 6.9, and the texture is clay for all layers (Table 2). The apparent density of the soil showed little variation, the highest values being recorded in the 40-60 cm layer of RC₃₅, with values of 1.50 g cm⁻³.

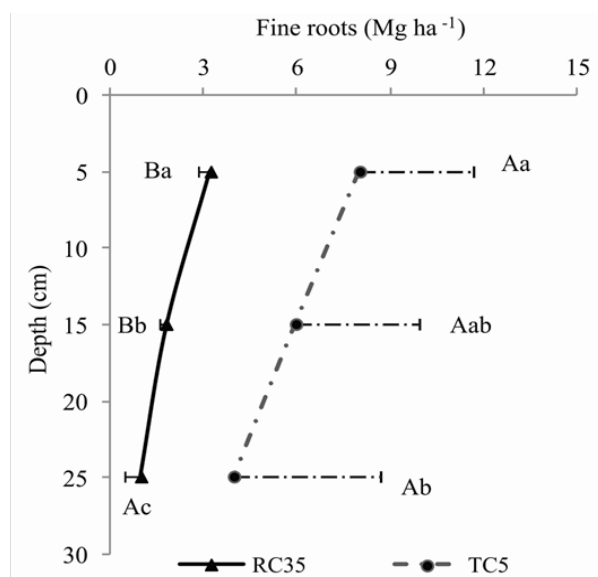
Fine-root biomass

There were significant differences in the stock of thin root biomass between both managements (RC₃₅ and TC₅) (Figure 4). The largest amounts of fine-root dry biomass in the under regeneration area (RC₃₅) were recorded in the 0-10 cm layer, approximately 3.2 Mg ha⁻¹, being statistically different ($P \leq 0.05$) to the other layers. However, in absolute values during this period, this layer stored less than half the amount of fine-roots found in the area of thinned vegetation (TC₅), about 8 Mg ha⁻¹ (Figure 4).

A camada TC₅ (0-20 cm) expressou dissimilaridade significativa em relação às outras camadas. Essa dissimilaridade deveu-se ao aumento do percentual de matéria orgânica e redução das concentrações de fósforo (Tabela 3), devido à aplicação do raleamento. Quanto às propriedades físicas e químicas do solo, ambos os manejos apresentaram solos com características semelhantes. O pH tende a ser neutro, variando entre 6,7 e 6,9, e a textura é argilosa para todas as camadas (Tabela 3). A densidade aparente do solo apresentou pouca variação, sendo os maiores valores registrados na camada de 40-60 cm do RC₃₅, com valores de 1,50 g cm⁻³.

Biomassa de raízes finas

Houve diferenças significativas no estoque de biomassa de raízes finas entre os dois manejos (RC₃₅ e TC₅) (Figura 4). As maiores quantidades de biomassa seca de raízes finas na área em regeneração (RC₃₅) foram registradas em 0-10 cm, aproximadamente 3,2 Mg ha⁻¹, sendo estatisticamente diferente ($P \leq 0,05$) das demais camadas. Porém, em valores absolutos nesse período, essa camada armazenou menos da metade do número de raízes finas encontradas na área de vegetação raleada (TC₅), cerca de 8 Mg ha⁻¹ (Figura 4).



The same lowercase letters for depth and uppercase letters between managements do not differ statistically by t-test ($P > 0.05$).

Figure 4 - Mean of fine-root dry biomass production (Mg ha⁻¹) and standard errors present in the soil layers for each management. Means are generated from 60 samples for each management (20 samples per layers).

Figura 4 - Produção de biomassa seca média de raízes finas (Mg ha⁻¹) em função da profundidade do solo, para cada manejo. Médias são geradas a partir de 60 amostras para cada gerenciamento (20 amostras por camadas).

The thin root biomass did not change significantly ($P > 0.05$) between 0-10 and 10-20 cm layers, presenting significant reduction only at layer 20-30 cm (Figure 4).

Unlike the RC_{35} management, where high data spatial homogeneity is found, evidenced by the lower standard errors of the mean, under the TC_5 management there is high data variability in deviation for all the sampled layers (Figure 4).

Total soil carbon (TSC) and mean weight diameter (MWD) of the aggregates

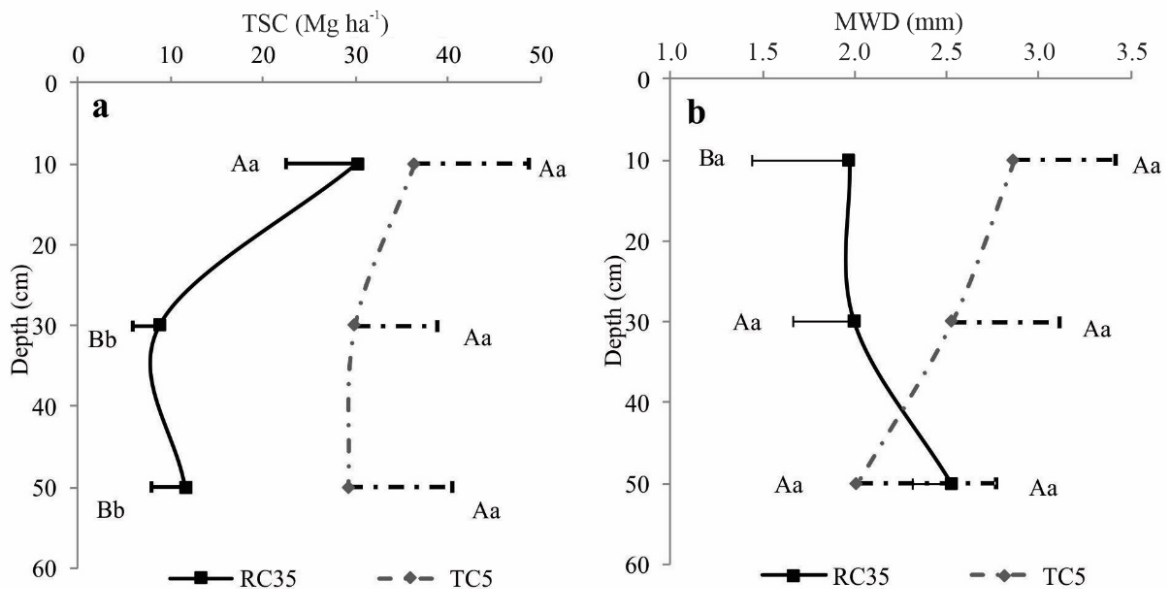
The smallest difference in TSC between managements was observed in the 0-20 cm layer, however for the remaining layers (20-40 and 40-60 cm), the TC_5 management exceeded significantly ($P \leq 0.05$) RC_{35} by 237% and 151% respectively with relation to stocks of TSC (Figure 5A).

A biomassa das raízes finas não se alterou significativamente ($P > 0,05$) entre as camadas 0-10 e 10-20 cm, apresentando redução significativa apenas na camada 20-30 cm (Figura 4).

Ao contrário da gestão RC_{35} , onde se encontra elevada homogeneidade espacial dos dados, evidenciada pelos menores erros padrão da média, na gestão TC_5 existe elevada variabilidade dos dados em desvio para todas as camadas amostradas (Figura 4).

Carbono total do solo (CTS) e diâmetro médio ponderado (DMP) dos agregados

A menor diferença no CTS entre os manejos foi observada na camada de 0-20 cm, no entanto, para as demais camadas (20-40 e 40-60 cm), o manejo TC_5 excedeu significativamente ($P \leq 0,05$) RC_{35} em 237 e 151%, respectivamente em relação aos estoques de CTS (Figura 5A).



The same lowercase letters for depth and uppercase letters between managements do not differ statistically by t-test ($P > 0.05$).

Figure 5 - (A) Stock of total soil carbon mean ($Mg\ ha^{-1}$)* and (B) standard errors for each layers in each managements.

*Means are generated from 6 composite soil samples per layers for each management. *Mean weight diameter of the aggregates (mm) for each layer in each management. **Means are generated from 10 previously selected sample units per layers for each management, giving a total of 30 samples per management.

Figura 5 - (A) Estoque do carbono total médio do solo ($Mg\ ha^{-1}$)* e (B) diâmetro médio dos dos agregados (mm)** em função da profundidade do solo, para cada manejo.

*As médias são geradas a partir de 6 amostras compostas de solo por camadas. **As médias são geradas a partir de 10 unidades amostrais previamente selecionadas por camadas, totalizando 30 amostras por manejo.

The levels of TSC under the TC₅ management were of the order of 36.4 Mg ha⁻¹, 29.9 Mg ha⁻¹ and 29.1 Mg ha⁻¹ for the 0-20, 20-40 and 40-60 cm layers, respectively. The TSC in all layers for TC₅ were statistically ($P \leq 0.05$) superior to those under RC₃₅ (Figure 5). The surface layer (0-20 cm) under RC₃₅ differed statistically ($P \leq 0.05$) from layers 20-40 and 40-60 cm. The value for TSC in surface layers was on average 30.2 Mg ha⁻¹, being 70.8% and 61.5% higher than seen in the 20-40 and 40-60 cm layers respectively.

Therefore, only in the first layer of soil (0-20 cm) there was any significant difference ($P \leq 0.05$) between the RC₃₅ and TC₅ managements regarding the MWD (Figure 5B) of the aggregates, which were higher in TC₅ (2.0-4.75 mm) when compared with RC₃₅ ($P=0.013$). This behavior can also be observed when all classes of aggregate size distribution are separately analysed (Figure 6A, 6B and 6C).

With respect to the soil aggregate, the content of particles > 2 mm decreased gradually with depth (Figure 6), while those < 2 mm increased and those < 5 mm decreased gradually in both managements. In the surface layer (Figure 6A), the area under the TC₅ management contains aggregates with statistically ($P \leq 0.005$) larger MWD than under RC₃₅. There is a significant predominance ($P \leq 0.05$) of macroaggregates with a size of between 2.0 and 4.76 mm (71.9 g) in the 0-20 cm layer of TC₅ compared to RC₃₅ (Figure 6A). Despite lack of statistically significant differences in the mean of aggregate class size in the deeper layers (20-40 and 40-60 cm), there was a notable trend of increase in macroaggregates in the 20-40 cm layers (Figure 6B) in the TC₅ management compared with RC₃₅. On other hand, the deepest layer presented the opposite behavior: the amount of aggregates >2 mm was bigger in RC₃₅; while the highest values for sizes < 2 mm were found in TC₅.

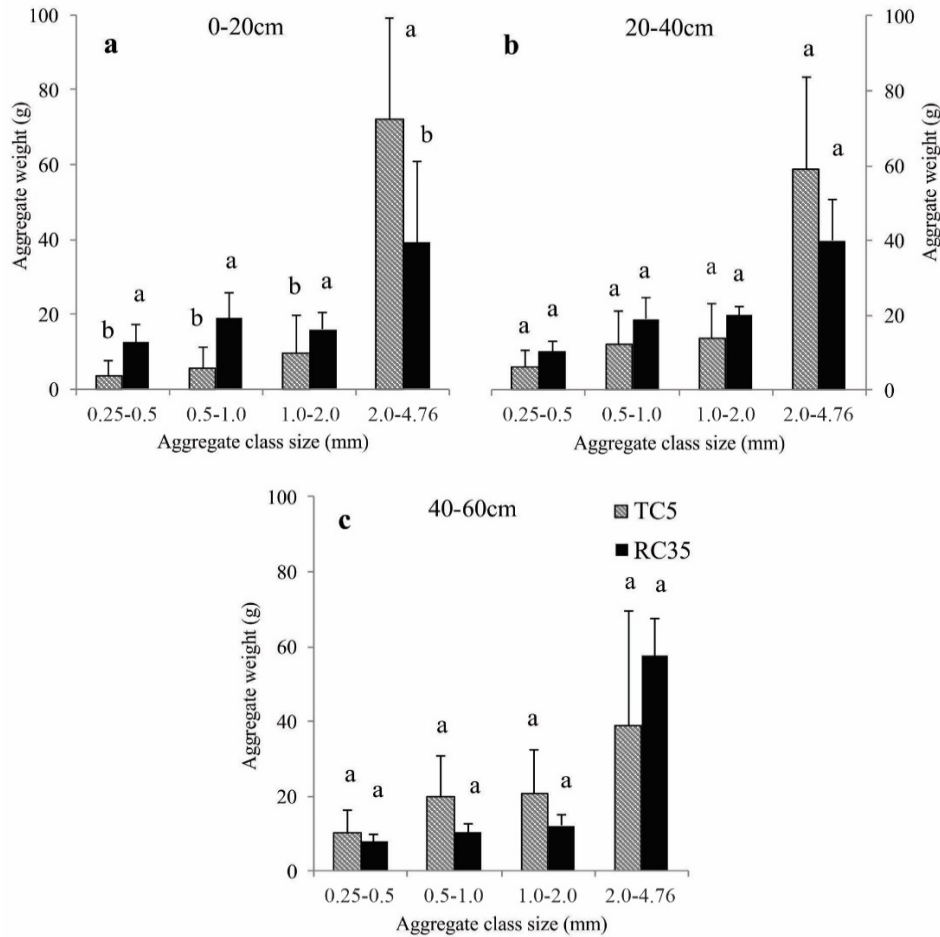
The disruption of less stable macroaggregates from the surface layer (0-20 cm) of the RC₃₅ management by wet sieving, resulted in the predominance of classes with an aggregate size of less than 2 mm (0.25-0.5, 0.5-1.0 and 1.0-2.0 mm); aggregates therefore, which are more susceptible to disintegration by the action of water (Figure 6A). However, it is important to note that there is a reversal of this behaviour at greater depths (40-60 cm) (Figure 6B, 6C).

Os níveis de CTS sob o manejo TC₅ foram da ordem de 36,4; 29,9 e 29,1 Mg ha⁻¹ para 0-20; 20-40 e 40-60 cm, respectivamente. Os CTS em todas as camadas do TC₅ foram estatisticamente ($P \leq 0,05$) superiores aos do RC₃₅ (Figura 5A). O CTS na camada superficial (0-20 cm), do RC₃₅, diferiu estatisticamente ($P \leq 0,05$) das demais camadas. O valor médio do CTS nas camadas superficiais foi de 30,2 Mg ha⁻¹, sendo 70,8 e 61,5% maior que o observado nas camadas de 20-40 e 40-60 cm, respectivamente.

Com relação ao arranjo estrutural do solo, somente a primeira camada (0-20 cm) apresentou diferença significativa ($P \leq 0.05$) do DMP entre os manejos RC₃₅ e TC₅ (Figura 5B). A área submetida ao RC₃₅ contém agregados significativamente maiores (2.0-3.75 mm) quando comparada com RC₃₅. Apesar de ter havido decréscimo do DMP na RC₃₅ e acréscimo na e TC₅ com a profundidade, não ocorreu diferença significativa entre os manejos (Figura 5B) nas duas camadas mais profundas. Esse comportamento pode ser visto em detalhe quando os agregados são distribuídos em diferentes classes de tamanho (Figura 6A, 6B e 6C).

A ocorrência de agregados com diâmetro maior que 2 mm diminuiu com a profundidade (Figura 6), enquanto aqueles menores que 2 mm aumentaram e os menores que 5 mm diminuíram, gradativamente, em ambos os manejos. Apesar da falta de diferenças estatisticamente significativas na média do tamanho da classe de agregados nas camadas mais profundas (20-40 e 40-60 cm), houve tendência de aumento nos macroagregados na camada 20-40 cm (Figura 6B) em TC₅ em comparação com RC₃₅. Por outro lado, a camada mais profunda apresentou comportamento oposto, a quantidade de agregados maior que 2 mm foi maior no RC₃₅; enquanto os maiores valores para tamanhos menores que 2 mm foram encontrados no TC₅.

O rompimento de macroagregados menos estáveis da camada superficial (0-20 cm) do manejo RC₃₅ por peneiramento úmido, resultou no predomínio de classes com tamanho de agregado inferior a 2 mm (0,25-0,50; 0,50-1,00 e 1,00-2,00 mm); logo, agregados mais suscetíveis à desintegração pela ação da água (Figura 6A). No entanto, é importante observar que há uma reversão desse comportamento em profundidades maiores (40-60 cm) (Figura 6B, 6C).



The same letters for similar class size do not differ statistically by t-test ($P > 0.05$).

Figure 6 - Mean of aggregate class size and standard errors for each layer in each management (A) 0-20 cm; (B) 20-40 cm; (C) 40-60 cm layer for the RC₃₅ and TC₅ managements.

Means are generated from 10 previously selected sample units per layers for each management, giving a total of 30 samples per management.

Figura 6 - Peso médio de agregado em função da classe de agregado dentro da camada (A) 0-20 cm; (B) 20-40 cm e (C) 40-60 cm para os manejos RC₃₅ e TC₅.

As médias são geradas a partir de 10 unidades amostrais previamente selecionadas por camadas, totalizando 30 amostras por manejo.

According to the Pearson correlation coefficients (Table 4) MDW shows a positive and significant correlations with P ($r = 0.65$, $P \leq 0.001$) and clay ($r = 0.620$, $P \leq 0.001$). For both RC₃₅ and TC₅, therefore, there is a predominance of clay in all soil layers (Table 4).

There was no significant correlation ($P > 0.05$) between the MWD and the TSC. However, TSC was positively correlated with Ca²⁺ content ($r = 0.421$, $P \leq 0.01$). Concentrations of sand, exchangeable bases (Na⁺ and K⁺), CEC and pH were negatively correlated ($r > |0.31|$, $P \leq 0.01$) with MWD (Table 4).

De acordo com os coeficientes de correlação de Pearson (Tabela 4), o DMP mostra correlações positivas e significativas com o teor de P ($r = 0,65$; $P \leq 0,001$) e argila ($r = 0,620$; $P \leq 0,001$), para RC₃₅ e TC₅. Portanto, há predominância de argila em todas as camadas do solo (Tabela 4).

Não houve correlação significativa ($P > 0,05$) entre o DMP e o CTS. No entanto, o CTS foi positivamente correlacionado com o conteúdo de Ca ($r = 0,421$; $P \leq 0,01$). As concentrações de areia, bases trocáveis (Na e K), CTC e pH foram negativamente correlacionadas ($r > |0,3|$; $P \leq 0,01$) com DMP (Tabela 4).

Table 4 - Pearson correlation coefficient for physical and chemical variables in the soil profile of the RC₃₅ and TC₅ managements**Table 4** - Coeficiente de correlação de Pearson para atributos físicos e químicos do solo das áreas RC₃₅ e TC₅

	Density	Sand	Silt	Clay	MWD	P	Ca2+	Na+	K+	CEC	pH
TSC							0.42**				
Density	1	-0.62**		0.64**		0.82**		0.46**		0.54**	
Sand		1		-0.73**	-0.63**	-0.73**	0.36*				
Silt			1	-0.65**					0.47**		
Clay				1	0.62**	0.65**	-0.37*		-0.53**		
MWD					1	0.65**		-0.43**	-0.43**	-0.31*	-0.51**
P						1				0.42**	
Ca2+							1	0.68**	0.65**	0.73**	
Na+								1	0.81**	0.96**	0.47**
K+									1	0.82**	
CEC										1	0.36*
pH											1

** Values significant at a level of 1%; * Values significant at a level of 5%. TSC = total soil carbon. MWD= mean weight diameter. P= phosphorus. Ca= calcium. Na= sodium. K= potassium. CEC= cation exchange capacity.

** Valores significativos ao nível de 1%; * Valores significativos ao nível de 5%. TSC = carbono total do solo (CTS). DMP = diâmetro médio ponderado (DMP). P = Fósforo. Ca = cálcio. Na = sódio. K = potássio. CEC = capacidade de troca catiônica (CTC).

DISCUSSION

Fine-root biomass

The high data variation represented by high standard errors for fine-roots in the area under TC₅ management (Figure 4) is explained as a result of the suppression of tree and shrub vegetation. Such manipulation of the vegetation causes heterogeneous spaces to occur in the plant cover of the area, sometimes with shrub and tree vegetation predominating, and sometimes the herbaceous stratum. This process defines greater heterogeneity for fine-roots amount (ASAYE; ZEWDIE, 2013), which is expressed by sampling variability in the above management due to greater presence of herbaceous vegetation (HUONG *et al.*, 2016).

Thinning transfers biomass production from the trees and shrubs to the herbaceous stratum, with an increase in shoot and root dry biomass from grasses and herbaceous dicots (STUHLER; ORROCK, 2016).

The amount of fine-roots from the sum of the three layers (0-10; 10-20 and 20-30 cm) of the area under TC₅ (Figure 4), approximately 17.92 Mg ha⁻¹, was far greater than that found by Menezes *et al.*, (2021) in a soil of unthinned native caatinga, with values of 9.0 Mg ha⁻¹.

DISCUSSÃO

Biomassa de raízes finas

A alta variação de dados, representado por erros padrão elevados para raízes finas na área do TC₅ (Figura 4), é explicada pela supressão da vegetação arbórea e arbustiva. Esse manejo da vegetação faz com que ocorram espaços heterogêneos na cobertura vegetal da área, ora com predominância de vegetação arbustiva e arbórea, ora a camada herbácea. Esse processo define maior heterogeneidade para a quantidade de raízes finas (ASAYE; ZEWDIE, 2013), que se expressa pela variabilidade amostral no manejo acima devido à maior presença de vegetação herbácea (HUONG *et al.*, 2016).

O raleamento transfere a produção de biomassa das árvores e arbustos para a camada herbácea, com aumento da biomassa seca da parte aérea e das raízes de gramíneas e dicotiledôneas (STUHLER; ORROCK, 2016).

A quantidade de raízes finas das três camadas (0-10; 10-20 e 20-30 cm) da área sob TC₅ (Figura 4), aproximadamente 17,92 Mg ha⁻¹, foi superior a encontrada por Menezes *et al.* (2021), em solo de caatinga nativa sem raleamento em Caruaru, no estado de Pernambuco, com valores de 9,0 Mg ha⁻¹.

The larger amounts of fine-root and their rhizospheres in the TC₅ area results in a larger population of micro- and macroorganisms that contribute to increase of the TSC, aggregation (LAL, 2018) and soil water content (AQUINO *et al.*, 2017). Aggregated soil particles minimize sealing of the pores since they increase soil porosity (PATHAK *et al.*, 2013). Besides, aggregation and interconnected pores increase water flow in soil. This can result in increased infiltration and reduced surface runoff (CAUSARANO *et al.*, 2008; SMITH *et al.*, 2015).

The herbaceous groundcover and litter derived from the herbaceous groundcover (Figure 2B) play an important role in protecting the soil surface by offering a physical barrier to water flow (RODRIGUES *et al.*, 2013; ANDRADE *et al.*, 2020) which increases the probability of infiltration.

Total soil carbon (TSC) and mean weight diameter (MWD) of the aggregates

With the exception of the surface layer (0-20 cm), where the mean values for TSC were statistically similar, it was found that under the TC₅ management a greater stock of TSC occurred than under the RC₃₅ (Figure 4A). The higher TSC concentration in the TC₅ surface layer comes from the herbaceous fine-roots (AQUINO *et al.*, 2017), since the soil bulk density and almost all others soil properties are similar (Table 2) for both managements. This greater stock relates to the region presenting a water deficit in the soil for eight to nine months of the year, which results in the death of the herbaceous layer, with rupture of the roots and a later increase in organic residues from the necromass of fine-roots throughout the profile (SMITH *et al.*, 2015; LAL *et al.*, 2018).

Roots and their exudates are one of main sources of organic matter input in the soil profile (AMORIM *et al.*, 2014). As the RC₃₅ management indicates, one of the factors that has contributed to the reduction in total carbon stocks in the deeper layers (Figure 5A), is a reduction in the concentration of fine roots (Figure 4). The reduction of fine-root quantity with depth is due to: i) the increase of bulk density in deeper layers (Table 3) which makes root penetration difficult; ii) Fine-root concentration in depths shallower than 20 cm being over 74% (ASSEFA *et al.*, 2017; TARUN *et al.*, 2019).

Further analysing Figure 5A and 5B, it is found that both the stock of total carbon and the mean weight diameter of the aggregates throughout the profile of soil in the area under TC₅ displayed a positive relationship with the fine-root biomass (Figure 4). The highest values for fine-roots in the area of TC₅ are directly related to the floristic diversity (ASAYE; ZEWDIE, 2013).

As maiores quantidades de raízes finas e suas rizosferas na área TC₅ resultam em maior população de micro e macroorganismos que contribuem para o aumento do CTS, agregação (LAL, 2018) e teor de água no solo (AQUINO *et al.*, 2017; ANDRADE *et al.*, 2020). Partículas de solo agregadas minimizam a vedação dos poros, pois aumentam a porosidade do solo (PATHAK *et al.*, 2013). Além disso, a agregação e os poros interconectados aumentam o fluxo no solo. Isso pode resultar em aumento da infiltração e redução do escoamento superficial (CAUSARANO *et al.*, 2008; SMITH *et al.*, 2015).

A cobertura vegetal herbácea e a serapilheira derivada da cobertura vegetal herbácea (Figura 2B) desempenham papel importante na proteção da superfície do solo, oferecendo barreira física ao fluxo de água (RODRIGUES *et al.*, 2013; GUERREIRO *et al.*, 2020), o que aumenta a probabilidade de infiltração.

Carbono total do solo (CTS) e Diâmetro médio ponderado (DMP) dos agregados

Com exceção da camada superficial (0-20 cm), onde os valores médios do CTS foram estatisticamente semelhantes. Verificou-se que no TC₅ ocorreu um maior estoque de CTS do que em RC₃₅ (Figura 5A). A maior concentração de CTS na camada superficial TC₅ é decorrente das raízes finas herbáceas (AQUINO *et al.*, 2017), uma vez que a densidade do solo e quase todas as outras propriedades do solo são semelhantes (Tabela 3) para os manejos. Esse maior estoque refere-se à região apresentar déficit hídrico no solo de 8 a 9 meses no ano, o que resulta na morte da camada herbácea, com ruptura das raízes e posterior aumento de resíduos orgânicos da necromassa de raízes finas ao longo do perfil (SMITH *et al.*, 2015; LAL *et al.*, 2018).

As raízes e seus exsudatos são uma das principais fontes de entrada de matéria orgânica no perfil do solo (AMORIM *et al.*, 2014). Como indica o manejo do RC₃₅, um dos fatores que tem contribuído para a redução dos estoques de carbono total nas camadas mais profundas (Figura 5A), é a redução na concentração de raízes finas (Figura 4). A redução da quantidade de raízes finas com a profundidade deve-se: i) ao aumento da densidade aparente nas camadas mais profundas (Tabela 3), o que dificulta a penetração das raízes; ii) Concentração de raízes finas em profundidades menores que 20 cm sendo superior a 74% (ASSEFA *et al.*, 2017; TARUN *et al.*, 2019).

Analisando mais detalhadamente as Figuras 5A e 5B, verifica-se que tanto o estoque de carbono total quanto o diâmetro médio ponderado dos agregados ao longo do perfil do solo na área sob TC₅ exibiram relação positiva com a biomassa de raiz fina (Figura 4). Os maiores valores de raízes finas na área do TC₅ estão diretamente relacionados à diversidade florística (ASAYE; ZEWDIE, 2013).

Different root systems, a result of floristic variability, affect aggregation differently in relation to the different properties of the roots exudate and functions (ASSEFA *et al.*, 2017). Aggregation tends to increase with increases in density and root length, while microbial associations, glomalin and percentage ground cover significantly affect stabilisation of the soil aggregates (LAL, 2015; TARUN *et al.*, 2019).

The higher values for MWD found in the surface layer (0-20 cm) of the TC₅ area (Figure 5B), appear to be due to the amount of fine-roots (Figure 3), and the higher levels of P, OM (Table 3), and TSC (Figure 5A). A general trend of increase in aggregate size may be related to the increase in stability of aggregates in relation to P management (ORTAS; LAL, 2012). The fine-roots represent the most dynamic part of the root system and are believed to contribute significantly to nutrient turnover.

The greater availability of phosphorus and SOM in the first layers of TC₅ (Table 3) promotes development of the shoots and roots, and influences colonisation by arbuscular mycorrhizal fungi, which favour root morphology and aggregate stability (TARUN *et al.*, 2019).

The highest quantities of aggregates > 2 mm (Figure 6) occurred in the layers with highest phosphorus concentrations, whichever the management (Table 3). This is confirmed by the positive and significant correlation ($r = 0.65$, $P \leq 0.001$) between MWD and P (Table 4). The increase of soil aggregation size led to greater amount of P availability, especially organic P (LAL, 2018). Another point to be considered is that the increase of microaggregates (< 2 mm) with depth in CR5 appears to be strongly influenced by soil chemistry, particularly the sodium. Sodium concentrations increased with depth (Table 3), while the amount aggregates > 2 mm decreased (Figure 6). It is a rule that salts like sodium promote soil dispersion, broken soil structure and aggregate stability.

Soils with expansive clays affect aggregation, mainly due to the cracks during dry spells and sticky and seal under wet condition. The type of clay is more important than the amount in determining aggregation (CIRIC *et al.*, 2012; SMITH *et al.*, 2015).

Diferentes sistemas radiculares, resultado da variabilidade florística, afetam a agregação de forma diferente em relação às diferentes propriedades do exsudato e funções das raízes (ASSEFA *et al.*, 2017). A agregação tende a aumentar com o aumento da densidade e do comprimento da raiz, enquanto associações microbianas, glomalina e porcentagem de cobertura do solo afetam significativamente a estabilização dos agregados do solo (LAL, 2015; TARUN *et al.*, 2019).

Os maiores valores de DMP forma encontrados na camada superficial (0-20 cm) da área TC₅ (Figura 5B), parecem ser devido à quantidade de raízes finas (Figura 3), os teores mais elevados de P, MO (Tabela 3) e CTS (Figura 5A). A tendência de aumento do tamanho dos agregados pode estar relacionada ao aumento da estabilidade dos agregados em relação ao manejo de P (ORTAS; LAL, 2012). As raízes finas representam a parte mais dinâmica do sistema radicular e acredita-se que contribuam significativamente para a renovação de nutrientes.

A maior disponibilidade de fósforo e MOS nas primeiras camadas do TC₅ (Tabela 3) promove o desenvolvimento da parte aérea e das raízes e influencia a colonização por fungos micorrízicos arbusculares, que favorecem a morfologia das raízes e a estabilidade dos agregados (TARUN *et al.*, 2019).

As maiores quantidades de agregados maiores que 2 mm (Figura 6) ocorreram nas camadas com maiores concentrações de fósforo, qualquer que fosse o manejo (Tabela 3). Isso é confirmado pela correlação positiva e significativa ($r = 0,65$; $P \leq 0,001$) entre DMP e P (Tabela 4). O aumento do tamanho da agregação do solo leva à maior disponibilidade de P, principalmente P orgânico (LAL, 2018). Outro ponto a ser considerado é que o aumento de microagregados (<2 mm) com a profundidade no CR₅ parece ser fortemente influenciado pela química do solo, principalmente o sódio. As concentrações de sódio aumentaram com a profundidade (Tabela 3), enquanto a quantidade de agregados maior que 2 mm diminuiu (Figura 6). É uma regra que sais como o sódio promovem a dispersão do solo, quebra da estrutura do solo e estabilidade de agregados.

Os solos com argilas expansivas têm problemas de agregação, principalmente devido a ocorrência de fendas durante os períodos de seca e tornam-se pegajosos e selados em condições úmidas. O tipo de argila é mais importante do que a quantidade na determinação da agregação (CIRIC *et al.*, 2012; SMITH *et al.*, 2015).

Cycles of wetting and drying can disrupt aggregation in expansive clays (DEBELE; DERESSA, 2016) contributing to the breakup of macroaggregates and enhance the availability of carbon to action of microorganisms (SIX; PAUSTIAN, 2014). This process contributes to an increase in decomposition and a reduction in the stability of soil carbon (BRAVO-GARZA *et al.*, 2009).

The interaction between total carbon content and other soil properties, especially texture and calcium, is perhaps one reason for the greater difficulty in establishing the minimum organic matter content to affect aggregation. Total soil carbon (organic and inorganic) and calcium work together, possibly in flocculation and stabilising soil aggregates on macro and micro scales.

This process was established by Smith *et al.* (2017), when studying the effect of organic carbon on the stability of aggregates in Vertisol. Regarding this process, Six and Paustian (2014) stated that soils with less than 3.5% of organic matter contribute more effectively to the formation of unstable aggregates.

According to our results (Table 3), with the exception of layer 0-20 cm for TC_s, all studied layers have OM values lower than 2%. It can therefore be inferred that in the case under study there was little contribution from SOM to aggregate stability. According to Smith *et al.* (2017), soil inorganic carbon (SIC) increases aggregation in arid and semi-arid environments. Although the SIC has not been measured in this study, it is an important aggregation factor, due to the positive correlation ($P \leq 0.001$) between TSC and Ca²⁺ (Table 4), and the formation of secondary carbonates (Table 1) influenced by the presence of organic carbon and calcium.

Studies of Vertisols in the semi-arid region of northeastern Mexico showed recovery in soil aggregate stability and the formation of water-stable macroaggregates when cultivated areas were left fallow for seven years. However, no correlation was found for aggregate stability with increases in the total soil carbon (BRAVO-GARZA *et al.*, 2009). Despite the low contribution of total soil carbon to improving the soil structure, a slight increase in aggregation can still be observed with the rise in carbon content of the soil in the 0-20 cm layer of TC_s (Figure 5A, 5B and 6A).

Ciclos de umedecimento e secagem podem interromper a agregação em argilas expansivas (DEBELE; DERESSA, 2016) contribuindo para a quebra de macroagregados e a disponibilidade de carbono para a ação de microrganismos (SIX; PAUSTIAN, 2014). Esse processo contribui para o aumento da decomposição e redução da estabilidade do carbono no solo (BRAVO-GARZA *et al.*, 2009).

A correlação entre o conteúdo total de carbono e outras propriedades do solo, especialmente textura e teor de cálcio, pode explicar a maior dificuldade em estabelecer o conteúdo mínimo de matéria orgânica para afetar a agregação. O carbono total do solo (orgânico e inorgânico) e o cálcio atuam na flocculação e na estabilização dos agregados do solo em macroescala e microescala.

Esse processo foi estabelecido por Smith *et al.* (2017), ao estudar o efeito do carbono orgânico na estabilidade de agregados em Vertissolos. Sobre esse processo, Six e Paustian (2014) afirmam que solos com menos de 3,5% de matéria orgânica contribuem de forma mais eficaz para a formação de agregados instáveis.

De acordo com os resultados da Tabela 3, com exceção da camada 0-20 cm para TC_s, todas as camadas estudadas apresentam valores de MO inferiores a 2%. Portanto, pode-se inferir que no caso em estudo houve pouca contribuição da MOS para a estabilidade dos agregados. De acordo com Smith *et al.* (2017), o carbono inorgânico do solo (CIS) aumenta a agregação em ambientes áridos e semiáridos. Embora o CIS não tenha sido medido nesse estudo, é um fator de agregação importante, devido à correlação positiva ($P \leq 0,001$) entre CTC e teor de cálcio (Tabela 4).

Estudos de Vertissolos na região semiárida do Nordeste do México mostraram recuperação na estabilidade de agregados do solo e formação de macroagregados estáveis a água quando as áreas cultivadas foram deixadas em pousio por 7 anos. No entanto, nenhuma correlação foi encontrada para estabilidade de agregados e aumento no carbono total do solo (BRAVO-GARZA *et al.*, 2009). Apesar da baixa contribuição do carbono total do solo para melhorar a estrutura do solo, um ligeiro aumento na agregação ainda pode ser visto com o aumento no conteúdo de carbono do solo na camada de 0-20 cm de TC_s (Figuras 5A, 5B e 6A).

CONCLUSIONS

The TC₅ management resulted in a greater accumulation of fine-root biomass and larger aggregates in the surface layer, in addition to a greater stock of TSC in the deeper layers of the soil, when compared to the RC₃₅ management, thereby accepting the experimental hypothesis;

The management of thinning in a Vertisol of a tropical dry forest - Caatinga biome - influences the physical attributes, improving soil structure and enabling the retention of carbon;

The type of permanent-charge clay, montmorillonite, possibly contributed to an increase in the formation and stabilisation of water-stable macroaggregates;

This study indicates that the implementation of thinning in a Vertisol of a seasonally tropical dry forest - Caatinga biome - emerges as an alternative management to be considered in projects for sustainability in the semi-arid region, contributing to an improvement in soil structure as well as an increase in the stocks of total carbon;

However, it is necessary to understand the dynamics of stocks of carbon in other ecoregions of tropical dry forest - Caatinga biome - covering larger areas of territory, other patches of soil, and over long periods of time.

ACKNOWLEDGEMENTS AND FUNDING

The authors wish to thank Brazilian National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) and Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) for their financial support of this research.

CONCLUSÕES

O manejo TC₅ resultou em maior acúmulo de biomassa de raízes finas e maiores agregados na camada superficial, além de um maior estoque de carbono total do solo nas camadas mais profundas;

O manejo do raleamento em Vertissolo de floresta tropical seca - bioma Caatinga - influencia nos atributos físicos, melhorando a estrutura do solo e possibilitando a retenção de carbono;

O tipo de argila de carga permanente, montmorilonita, possivelmente contribuiu para um aumento na formação e estabilização de macroagregados estáveis em água;

Este estudo indica que a implantação de raleamentos em Vertissolo de floresta seca sazonalmente tropical - bioma Caatinga - surge como alternativa de manejo a ser considerada em projetos de sustentabilidade no semiárido;

Recomenda-se entender a dinâmica dos estoques de carbono também em outras ecorregiões de floresta tropical seca - bioma Caatinga - cobrindo áreas maiores do território, outras manchas de solo e por longos períodos de tempo.

AGRADECIMENTOS E FINANCIAMENTO

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro a esta pesquisa.

CITED SCIENTIFIC LITERATURE

- ALENIUS, T.; MÖKKÖNEN, T.; HOLMQVIST, E.; OJALA, A. Neolithic land use in the northern Boreal zone: high-resolution multiproxy analyses from Lake Huhdasjärvi. south-eastern Finland. **Vegetation History and Archaeobotany**, v. 26, p. 468-486, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00334-017-0606-2>.
- AMORIM, L. B.; SALCEDO, I. H.; PAREYN, F. C.; ALVAREZ, I. A. Assessment of nutrient returns in a tropical dry forest after clear-cut without burning. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 100, p. 333-343, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-014-9646-5>.
- ANDRADE, E. M.; GUERREIRO, M. J. S.; PALÁCIO, H. A. Q.; CAMPOS, D. A. Ecohydrology in a Brazilian tropical dry forest: Thinned vegetation impact on hydrological functions and ecosystem services. **Journal of Hydrology: Regional Study**, v. 27, p. 100649, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100649>.
- ANTUNES, D. C.; ANDRADE, E. M. Seasonal trend of climate variables in an area of the Caatinga phytogeographic domain, **Revista Agro@ambiente On-line**, v. 15, p. 1-17, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v15i0.6833>
- AQUINO, D. N.; ANDRADE, E. M.; ALMEIDA CASTANHO, A. D.; PEREIRA JÚNIOR, L. R.; PALÁCIO, H. A. Q. Belowground Carbon and Nitrogen on a Thinned and Un-Thinned Seasonally Dry Tropical Forest. **American Journal of Plant Science**, v. 8, p. 2083–2100, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.4236/ajps.2017.89140>.
- ASAYE, Z.; ZEWDIE, S. Fine root dynamics and soil carbon accretion under thinned and un-thinned Cupressus lusitanica stands in. Southern Ethiopia. **Plant Soil**, v. 366, p. 261-271, 2013.
- ASSEFA, D.; BORIS, R.; HANS, S.; DOUGLAS, L.; GODBOLD. Root Dynamics in Afromontane Forest and Adjacent Land Uses in the Northwest Ethiopian Highlands, **Forests**, v. 8, n. 7, p. 249-269, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/f8070249>
- BLACK, C. A.; EVANS, D. D.; ENSMINGER, L. E.; WHITE, J. L.; CLARK, F. E. **Methods of soil analysis**. 2ed. Madison: American Society of Agronomy, 1965. 1569p.
- BRAVO-GARZA, M. R.; BRYANA, R. B.; VORONEY, P. Influence of wetting and drying cycles and maize residue addition on the formation of water stable aggregates in Vertisols. **Geoderma**, v. 151, p. 150-156, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.03.022>.
- CAUSARANO, H. J.; FRANZLUEBBERS, A. J.; SHAW, J. N.; REEVES, D. W.; RAPER, R. L. WOOD. C. W. Soil Organic Carbon Fractions and Aggregation in the Southern Piedmont and Coastal Plain. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, p. 221-230, 2008. DOI: <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2006.0274>.
- CIRIC, V.; MANOJLOVIC, M.; NESIC, L.; BELIC, M. Soil dry aggregate size distribution: effects of soil type and land use. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 12, p. 689-703, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162012005000025>.
- DEBELE, T.; DERESSA, H. Integrated Management of Vertisols for Crop Production in Ethiopia: A Integrated Management of Vertisols for Crop Production in Ethiopia: A Review. **Journal of Biology, Agriculture and Healthcare**, v. 6, n. 24, p. 26–36, 2016.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO. **World Reference Base for Soil Resources 2014: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps**. Rome: FAO, 191p, 2014. (World Soil Resources Reports 106)
- GEE, G.W.; OR, D. **Particle-size analysis**. In: Dane, J.H. and Topp, G.C., Eds., **Methods of Soil Analysis**, Part 4, Physical Methods, Book Series No. 5, 2ed. Madison: Soils Science Society of America, 2002, p. 255-293.
- GUERREIRO, M. S.; ANDRADE, E. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; BRASIL, J. B.; RIBEIRO FILHO, J. C. Enhancing Ecosystem Services to Minimize Impact of Climate Variability in A Dry Tropical Forest with Vertisols. **Hydrology**, v. 8, n. 46, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/hydrology 8010046>
- HUANG, J.; YU. H.; GUAN. X.; WANG. G.; GUO, R. Accelerated dryland expansion under climate change. **Nature Climate Change**, v. 6, p. 166-171, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/NCLIMATE2837>

- HUONG, V. D.; MENDHAM, D. S.; CLOSE, D. C. Growth and physiological responses to intensity and timing of thinning in short rotation tropical *Acacia* hybrid plantations in South Vietnam. **Forest Ecology Management**, v. 380, p. 232-241, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.036>.
- KEMPER, W. D.; ROSENAU, R. C. **Aggregate stability and size distribution**. In: Klute, A. Methods of soil analysis. 2ed. Madison. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Part 1. 1986, p. 425-442.
- LAL, R. Saving global land resources by enhancing eco-efficiency of agroecosystems. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 73, n. 4, p. 100A-106A, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.2489/jswc.73.4.100A>
- LAL, R. Sequestering carbon and increasing productivity by conservation agriculture. **Soil and Water Conservation**, v. 70, n. 3, p. 55-62, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.2489/jswc.70.3.55A>.
- MENEZES, R. S. C.; VENDAS, A. T.; PRIMO, D. C.; ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; JESUS, K. N.; PAREYN, F. G. C.; SANTANA, M. S.; SANTOS, U. J.; MARTINS, J. C. R.; ALTHOFF, T. D.; NASCIMENTO, D. M.; GOUVEIA, R. F.; FERNANDES, M. M.; LOUREIRO, D. C.; ARAÚJO FILHO, J. C.; GIONGO, V.; DUDA, G. P.; ALVES, B. J. R.; SAMPAIO, E. V. S. B. Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. **Geoderma**, v. 390, p. 114943, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114943>
- MILES, L.; NEWTON, A. C.; DEFRIES, R. S.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; KAPOV, V.; JAMES, E.; GORDON, F. E. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 491-505, 2006. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- MORO, M. F.; NIC LUGHADHA, E. ARAÚJO, F. S.; MARTINS, F. R. A. Phytogeographical Meta analysis of the Semiarid Caatinga Domain in Brazil. **Botanical Review**, v. 82, p. 91-14, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s12229-016-9164-z>
- ORTAS, I.; LAL, R. Long-Term Phosphorus Application Impacts on Aggregate-Associated Carbon and Nitrogen Sequestration in a Vertisol in the Mediterranean Turkey. **Soil Science**, v. 177, n. 4, p. 341-350, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1097/SS.0b013e318245d11>
- PALACIO, H. A. Q.; ANDRADE, E. M.; SANTOS, J. C. N.; NETO, J. R. A.; BRASIL, P. P. Emergy Evaluation of Semi-Arid Watersheds under Different Management Strategies. **Transactions of the ASABE**, v. 56, n. 6, p. 1357-1363, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.13031/trans.56.9951>
- PARK, B. B.; YANAI, R. D. Estimating root biomass in rocky soils using pits, cores, and Allometric Equations. **Soil Science Society of American Journal**, v. 71, p. 206-213, 2007. DOI: <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2005.0329>
- PATHAK, P.; SUDI, R.; WANI, K. L. Hydrological behavior of Alfisols and Vertisols in the semi-arid zone: Implications for soil and water management. **Agricultural Water Management**, v. 118, p. 12-21, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2012.11.012>
- PEREIRA JUNIOR, L. R.; ANDRADE DE, E. M.; DE QUEIROZ PALÁCIO, H. A.; RAYMER, P. C. L.; FILHO, J. C. R.; PEREIRA, F. J. S. Carbon stocks in a tropical dry forest in Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 47, n. 1, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.5935/1806-6690.20160004>
- RODRIGUES, J. O.; ANDRADE, E. M.; MENDONÇA, L. A. R.; ARAÚJO, J. C.; PALÁCIO, H. A. Q. Respostas hidrológicas em pequenas bacias na região semiárida em função do uso do solo. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental**, v. 1, p. 312-318, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662013000300010>
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K.T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAÚJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília: Embrapa, 2018. 353.
- SIX, J.; PAUSTIAN, K. aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 68, p. A4-A9, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.06.014>
- SMITH, R.; TONGWAY, D.; TIGHE, M.; REID, N. When does organic carbon induce aggregate stability in vertosols? **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 201, p. 92-100, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.12.002>

STUHLER, J. S.; ORROCK, J. L. Historical land use and present-day canopy thinning differentially affect the distribution and abundance of invasive and native ant species. **Biological Invasions**, v. 18, n. 7, p. 1813-1825, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-016-1122-5>

TARUN, K.; THAKUR, S. L.; SWAMY, A. B.; MAMMOHAN, J. R. D. Assessment of biomass and net primary productivity of a dry tropical forest using geospatial technology. **Journal of Forestry Research**, v. 30, n. 1, p. 157-170, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11676-018-0607-8>

U. S. Salinity Laboratory Staff. **Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils**. USDA Agriculture Handbook 60. (US Govt Printing Office: Washington. DC). 1954. 160p.

VELDKAMP, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p. 175-180, 1994. DOI: <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800010025x>