



UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: PRODUÇÃO VEGETAL



ALDAIR DE SOUZA MEDEIROS

TESE DE DOUTORADO

**FATORES DE MUDANÇA NOS ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO DEVIDO AO
USO DA TERRA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Rio Largo - AL
2019

ALDAIR DE SOUZA MEDEIROS

**FATORES DE MUDANÇA NOS ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO DEVIDO AO
USO DA TERRA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese apresentada à coordenação do Programa de Pós-Graduação em Agronomia: Produção Vegetal, CECA/UFAL, como requisito para obtenção do título de Doutor em Agronomia.

Orientador: Prof. Dr. Stoécio Malta Ferreira Maia

Rio Largo - AL
2019

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Setorial do Centro de Ciências Agrárias
Bibliotecário: Erisson Rodrigues de Santana

M488f Medeiros, Aldair de Souza

Fatores de mudança nos estoques de carbono no solo devido ao uso da terra no semiárido brasileiro. Rio Largo - AL – 2019.

114 f.; il; 33 cm

TESE (Tese de Doutorado em agronomia – Produção vegetal) - Universidade Federal de Alagoas, Centro de Ciências Agrárias. Rio Largo, 2019.

Orientador: Prof. Dr. Stoécio Malta Ferreira Maia

1. Caatinga. 2. Carbono do solo. 3. Emissão de carbono. 4. Sistemas agrícolas. I. Título.

CDU: 630: 574

TERMO DE APROVAÇÃO

ALDAIR DE SOUZA MEDEIROS
(Matrícula 15140051)

"FATORES DE MUDANÇA NOS ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO DEVIDO AO
USO DA TERRA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO"

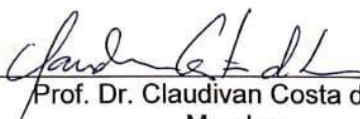
Tese apresentada e avaliada pela banca examinadora em vinte e seis de fevereiro de 2019, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Agronomia, área de concentração em Produção Vegetal do Programa de Pós-graduação em Agronomia (Produção Vegetal) da Unidade Acadêmica Centro de Ciências Agrárias da UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS.



Prof. Dr. Stoécio Malta Ferreira Maia
Presidente



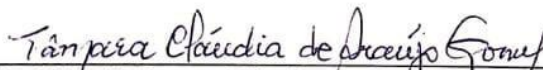
Prof. Dr. Gilson Moura Filho
Membro



Prof. Dr. Claudivan Costa de Lima
Membro



Prof. Dr. Joventino Fernandes Moreira
Membro



Prof.ª Dr.ª Tâmara Cláudia de Araújo Gomes
Membro

Rio Largo - AL
Fevereiro-2019

Aos meus avós, Manoel Sérvulo de Medeiros, Severino Ferreira de Souza e Rita Beliza da
Conceição (*In memorian*);
Ao meu primo Francisco Ferreira Filho (Ferreira) (*In memorian*);
Ao meu grande e inesquecível amigo Wellington Suassuna de Lima (Chôta) (*In memorian*).

Apesar da ausência física dessas pessoas tão importantes em minha vida, sei de toda a
torcida, apoio, incentivo e ajuda deles para a realização dos meus sonhos.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pela superação de todas as dificuldades ao longo dessa árdua caminhada, e por me permitir vivenciar momentos tão importantes como este.

Aos meus pais, Manoel Sérvulo de Medeiros Filho e Estêva Rita de Souza Medeiros pelos ensinamentos, incentivos, ajuda e apoio incondicional. Amo muito vocês.

A minha irmã Aldenisa Medeiros e a minha namorada Eliane Ferreira pelo carinho, apoio, paciência, compreensão e incentivo.

A minha vizinha Cândida Eugênia, aos tios, tias, primos, primas e a todos os meus familiares pelo apoio.

A Amanda Campos pela amizade, ajuda, apoio e incentivo ao longo de todos esses anos.

Aos meus grandes amigos Ivomberg Dourado Magalhães (Baiano) e Sebastião de Oliveira Maia Júnior (Tião), pela acolhida no início do doutorado, amizade, ensinamentos, incentivos e por todo o apoio. Muito obrigado meus irmãos.

Aos amigos e colegas de laboratório Giordano Bruno, Renato Américo e Anderson Victor pela ajuda, apoio e amizade durante todos esses anos, muito obrigado.

Ao amigo e colega de laboratório Thiago Cândido dos Santos, pela valiosa contribuição na elaboração dos mapas, obrigado.

Ao orientador, Stoécio Malta Ferreira Maia pelos ensinamentos, paciência, incentivo, oportunidades e amizade construída, obrigado.

Ao professor Anderson Rodrigo da Silva do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás (IFGO), pela imensa contribuição na elaboração da meta-análise.

A Universidade Federal de Alagoas (UFAL) e ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Produção Vegetal (PPGA) pela oportunidade concedida.

Aos professores do PPGA, pelos valorosos ensinamentos, disponibilidade e apoio durante o curso. Especialmente, quero agradecer a professora Vilma Marques Ferreira, por toda ajuda, principalmente na fase inicial do doutorado, muito obrigado professora.

A pesquisadora Tâmara Cláudia de Araújo Gomes e ao analista André Felipe Câmara Amaral pela ajuda, ensinamentos e paciência durante as análises realizadas na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA).

Aos professores Gilson Moura Filho, Claudivan Costa de Lima, Joventino Fernandes Moreira e a pesquisadora Tâmara Cláudia de Araújo Gomes pelas valiosas contribuições na melhoria da escrita deste trabalho.

A todos os colegas do Laboratório de Análises Ambientais do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Alagoas (IFAL), Campus Marechal Deodoro: Fernandinha, Victor, Deni Rafaela, Thamirys, Rafaela, Itairan e Antônio, ao monitor do laboratório Ironaldo pelo bom relacionamento e ajuda durante as análises. Muito obrigado galera.

Aos colegas de curso do PPGA, pela amizade construída ao longo de todos esses anos.

Aos meus amigos e amigas, Rener Ferraz, Rennan Pereira, Salatiel Cavalcante, Antônio Suassuna, Anderson Bruno, Thiago Pimenta, Jailma Ribeiro, Mariana Pereira e Patrícia Costa por toda a amizade, apoio, e ajuda sempre que precisei.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro (CNPq - 446286/2015-0) para a realização deste trabalho.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos de pós-graduação.

Ao IFAL, Campus Marechal Deodoro e a EMBRAPA, Tabuleiros Costeiros pelo suporte durante as análises.

Ao pessoal do setor de transporte do IFAL pelos bons momentos e auxílio durante as viagens de campo, especialmente aos motoristas Antônio e Edilmo (*In memoriam*), obrigado.

Aos proprietários das fazendas onde coletamos as amostras de solos e ao pessoal que nos auxiliaram nas coletas.

Aos que nos ajudaram durante as amostragens de solos em campo, incluindo a Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural (EMATER) do estado de Alagoas e as Secretarias de Agricultura dos municípios de Santana do Ipanema - AL, Batalha - AL, Santa Luzia - PB e Senhor do Bonfim - BA.

A todos os servidores e funcionários do Centro de Ciências Agrárias da UFAL pelo convívio.

A todos os funcionários e servidores do IFAL, Campus Marechal Deodoro pelos bons momentos e convivência durante todos esses anos.

Enfim, a todos que contribuíram de forma direta ou indiretamente para a conclusão de mais essa etapa em minha vida, meus sinceros agradecimentos.

MUITO OBRIGADO!

“Pedras no caminho?
Guardo todas, um dia vou construir um castelo...”

Fernando Pessoa

ESTRUTURA DA TESE

Este trabalho de Tese é composto por quatro capítulos, que estão apresentados da seguinte forma: Capítulo I - corresponde a uma contextualização da pesquisa, ou seja, uma abordagem geral sobre o tema de interesse principal deste estudo, o qual é composto por uma introdução geral e uma revisão de literatura. Capítulo II - refere-se à avaliação dos impactos causados pelos sistemas agrícolas (culturas anuais, perenes e pastagens) sobre os estoques de carbono orgânico do solo (COS) no semiárido brasileiro, avaliados por meio de uma meta-análise, sendo intitulado “As práticas de manejo e o clima limitam a manutenção dos estoques de carbono nos solos agrícolas do semiárido brasileiro”. Capítulo III - consiste nas alterações dos estoques de COS promovidas pelos sistemas de cultivos convencionais sob culturas anuais e perenes na região semiárida do Brasil, medidas pela derivação de fatores de mudança nos estoques de COS devido ao uso da terra, o qual é intitulado “Perdas de carbono do solo em sistemas agrícolas convencionais devido a mudança no uso da terra na região semiárida brasileira”. Capítulo IV - avalia a dinâmica temporal e em profundidade dos estoques de COS promovidas pelos sistemas de pastagens no semiárido brasileiro, sendo analisados pelos fatores de manejo específicos para esta região do Brasil, intitulado “Dinâmica do carbono orgânico do solo em pastagens no semiárido brasileiro”.

RESUMO

O aumento das concentrações de gases do efeito estufa (GEE) na atmosfera, sua relação com o aquecimento global, e conseqüentemente, com as mudanças climáticas, tem sido amplamente estudado pela comunidade científica. Os estudos indicam que a mudança no uso da terra, representa uma peça-chave no processo de sequestro de carbono (C) ou emissão de GEE, devido ao solo ser o maior reservatório de C da superfície terrestre. Desse modo, é importante quantificar as emissões de GEE ou o potencial de sequestro de C dos sistemas agrícolas. Assim sendo, os objetivos com esta pesquisa foram avaliar os impactos promovidos pela conversão da vegetação nativa para sistemas agrícolas (pastagem, culturas anuais e perenes) sobre os estoques de C do solo no semiárido brasileiro, por meio de uma meta-análise e derivação dos fatores de mudança nos estoques de C do solo específicos para a região semiárida do Brasil. Para alcançar esses objetivos, este estudo contempla uma amostragem de solo e uma revisão de literatura com dados de C do solo nos principais sistemas agrícolas do semiárido brasileiro. Sucintamente, com a meta-análise, estimou-se que os sistemas agrícolas em áreas ocupadas anteriormente por vegetação nativa (Caatinga) no semiárido brasileiro, promove reduções nos estoques de C, apresentando valor médio da razão resposta de 0,83. As perdas médias variaram entre 4 e 35% dependendo do tempo, tipo de uso da terra, camada e mineralogia dos solos. Os fatores de mudança nos estoques de C indicam que os sistemas convencionais com culturas anuais reduzem os estoques de C do solo em 17, 13 e 4% nas camadas de 0-30, 0-50 e 0-100 cm de solo, respectivamente, após 20 anos de conversão. No entanto, as perdas de C aumentam com o período de cultivo, uma vez que os fatores derivados para 40 anos mostraram uma diminuição de 26, 22 e 13% para as camadas 0-30, 0-50 e 0-100 cm, respectivamente, em relação aos estoques de C do solo da vegetação nativa. Nos sistemas convencionais com culturas perenes, as perdas foram de 29% na camada de 0-30 cm após 20 anos de uso da terra, tendo os estoques de C da vegetação nativa como referência. Para as pastagens, os fatores de manejo mostram reduções nos estoques de C entre 12 e 27% dependendo do tempo de uso e camada do solo. Além disso, sugerem que as perdas ocorrem nos primeiros cinco anos após a conversão da vegetação nativa; entretanto, há uma tendência de recuperação dos estoques de C com o tempo, alcançando 4% após 30 anos de uso com pastagem.

Palavras-chave: Caatinga. Carbono do solo. Emissão de Carbono. Sistemas agrícolas.

ABSTRACT

The increase in concentrations of greenhouse gases (GHG) in the atmosphere, its relation with global warming, and consequently with climate change, has been widely studied by the scientific community. The studies indicate that the land use change is a key element in the carbon (C) sequestration or GHG emission, due to the soil being the largest C reservoir of the terrestrial surface. Thus, it is important to quantify GHG emissions or the C sequestration potential of agricultural systems. In this sense, the objectives of this research were to evaluate the impacts promoted by the conversion of native vegetation to agricultural systems (pasture, annual and perennial crops) on soil C stocks in the Brazilian semi-arid region, through a meta-analysis and derivation of the specific SOC stock change factors in the semi-arid region of Brazil. To achieve these objectives, this study includes soil sampling and a literature review with soil C data in the main agricultural systems of the Brazilian semi-arid region. Briefly, with the meta-analysis, it was estimated that the agricultural systems in areas previously occupied by native vegetation (Caatinga) in the Brazilian semi-arid, promotes reductions in C stocks, with an average response rate of 0.83. The average losses varied between 4% and 35% depending on the time, type of land use, soil depth and mineralogy. The change factors in C stocks indicate that conventional systems with annual crops reduce soil C stocks by 17%, 13% and 4% in the 0-30, 0-50 and 0-100 cm soil layers, respectively, after 20 years of conversion. However, losses of soil C increase with the crop period, since the derived factors for 40 years showed a decrease of 26%, 22% and 13% for the layers 0-30, 0-50 and 0-100 cm, respectively, in relation to the soil C stocks of native vegetation. In conventional systems with perennial crops, the losses were 29% in the 0-30 cm layer after 20 years of land use in relation to the C stocks of the native vegetation soil. For pastures, management factors show reductions in C stocks between 12% and 27% depending on the time of use and the soil layer. In addition, they suggest that losses occur in the first five years after conversion of native vegetation; however, there is a tendency to recover C stocks over time, reaching 4% after 30 years of pasture use.

Keywords: Caatinga. Soil carbon. Carbon emission. Agricultural systems.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO I

Figura 1. Localização do semiárido brasileiro.....4

CAPÍTULO II

Figura 1. Distribuição dos estudos dentro da região semiárida do Brasil utilizados para a meta-análise 32

Figura 2. Efeito dos diferentes tipos de uso da terra (A), tempo de mudança no uso da terra (B), profundidade de amostragem (C) e mineralogia dos solos, conforme classificação do IPCC (D) sobre a razão de resposta entre o estoque de carbono do solo sob sistema agrícola e vegetação nativa. Os valores representam a média do tamanho do efeito (razão) com intervalos bootstrap de 95% de confiança. O número de observações em cada categoria é apresentado entre parênteses. A linha tracejada representa a razão média ao longo de todos os estudos..... 35

CAPÍTULO III

Figura 1. Localização dos estudos utilizados para derivar os fatores de mudanças nos estoques de carbono do solo no semiárido brasileiro.56

Figura 2. Fatores de mudança nos estoques de COS devido ao uso da terra derivados para os 5, 10, 15, 20, 30 e 40 anos de sistemas convencionais com culturas anuais nas camadas de 0-30, 0-50 e 0-100 cm de solo na região semiárida do Brasil. As barras representam 2 desvios padrões dos valores médios 59

Figura 3. Fatores de mudança nos estoques de COS derivados para sistemas convencionais cultivados com culturas perenes após 5, 10, 15 e 20 anos de uso da terra para a camada de 0-30 cm de solo no semiárido brasileiro. As barras representam 2 desvios padrões dos valores médios 60

Figura 4. Variável resposta entre os estoques de carbono do solo encontrados em sistemas convencionais (culturas anuais e perenes) e vegetação nativa, agrupados por tempo de uso da terra (≤ 20 e > 20 anos) e camadas de solo (0-30, 0-50 e 0-100 cm) na região semiárida brasileira 61

CAPÍTULO IV

Figura 1. Localização dos estudos utilizados para derivar os fatores de manejos para pastagens no semiárido brasileiro..... 82

Figura 2. Fatores de mudança nos estoques de COS para pastagens manejadas (Fp) derivados para 5, 10, 15, 20 e 30 anos após a conversão da vegetação nativa para pastagem, nas camadas 0-30, 0-50 e 0-100 cm de solo na região semiárida do Brasil. Desvio padrão entre parênteses. A linha tracejada representa a condição inicial do COS, o que significa que não há mudança nos estoques de COS nas pastagens em relação à vegetação nativa...87

Figura 3. Variável resposta entre os estoques de COS encontrados nos sistemas de pastagens e vegetação nativa agrupados por tempo de uso da terra (≤ 20 e > 20 anos) e camadas de solo ($\leq 0-30$ e > 30 cm) na região semiárida do Brasil 88

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO II

Tabela 1. Dados da amostragem de solo e estudos da literatura sobre as mudanças nos estoques de COS após a conversão de vegetação nativa de Caatinga para sistemas agrícolas na região semiárida do Brasil.....25

Tabela 2. Valores da média, limite inferior e superior da razão de resposta entre os estoques de C do solo dos diferentes sistemas agrícolas e vegetação nativa na região semiárida do Brasil..... 33

CAPÍTULO III

Tabela 1. Locais de amostragem de solo e estudos da literatura, utilizados para avaliar os efeitos de sistemas de cultivos convencionais sobre os estoques de COS no semiárido brasileiro 51

Tabela 2. Variável resposta média dos estoques de COS para cada tipo de solo sob cultivo convencional no semiárido brasileiro. 63

Tabela 3. Alterações nos estoques de COS calculados pelo método baseado no IPCC para os períodos de 40 e 20 anos de uso da terra sob sistemas convencionais com culturas anuais e perenes, respectivamente 63

CAPÍTULO IV

Tabela 1. Locais da amostragem de solo e estudos da literatura utilizados para avaliar os efeitos do manejo das pastagens sobre os estoques de carbono orgânico do solo na região semiárida do Brasil 85

SUMÁRIO

RESUMO.....	xi
ABSTRACT	xii
CAPÍTULO I.....	1
CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA	1
1 INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 Geral	3
2.2 Específicos.....	3
3 REVISÃO DE LITERATURA	3
3.1 Região semiárida do Brasil.....	3
3.2 Estoque de carbono no solo do semiárido brasileiro.	5
3.3 Compartimentos da matéria orgânica do solo e emissão de CO ₂	7
3.4 Emissões de gases do efeito estufa: consequências sobre o carbono do solo.....	9
3.5 Fatores de mudanças nos estoques de carbono do solo devido ao uso da terra.....	11
REFERÊNCIAS	13
CAPÍTULO II.....	19
RESUMO.....	19
ABSTRACT	20
1 INTRODUÇÃO.....	20
2 MATERIAL E MÉTODOS	22
2.1 Caracterização da área de estudo.....	22
2.2 Amostragem de solo e análises	23
2.3 Revisão de literatura e construção do conjunto de dados.....	24
2.4 Meta-análise	32
3 RESULTADOS	33
4. DISCUSSÃO	35
5 CONCLUSÃO	40
REFERÊNCIAS	40
CAPÍTULO III	46
RESUMO.....	46

ABSTRACT	46
1 INTRODUÇÃO	47
2 MATERIAL E MÉTODOS	49
2.1 Caracterização da área de estudo.....	49
2.2 Amostragem do solo, análises e revisão de literatura.....	49
2.3 Descrição dos fatores de mudança nos estoques de COS e análise estatística	57
2.4 Taxas de mudança nos estoques de COS	58
3 RESULTADOS	59
3.1 Fatores de mudança nos estoques de COS.....	59
3.2 Taxas de mudança nos estoques de COS	63
4 DISCUSSÃO	64
5 CONCLUSÃO	70
REFERÊNCIAS	71
CAPÍTULO IV	78
RESUMO.....	78
ABSTRACT	78
1 INTRODUÇÃO	79
2 MATERIAL E MÉTODOS	80
2.1 Descrição da área de estudo.	80
2.2 Amostragem de solo e análises	81
2.3 Revisão de literatura.....	82
2.4 Descrição dos fatores de manejo para sistemas de pastagens e análise estatística... ..	83
3 RESULTADOS	84
4 DISCUSSÃO	89
5 CONCLUSÃO	93
REFERÊNCIAS	94

CAPÍTULO I

CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA

1 INTRODUÇÃO GERAL

O semiárido brasileiro é caracterizado pelas altas temperaturas, períodos de chuvas curtos e irregulares, além da baixa produção de biomassa vegetal (ALTHOFF et al., 2018). Somando-se a estas condições climáticas não muito favoráveis, observa-se nesta região brasileira a adoção de sistemas agrícolas totalmente extrativistas. A agricultura é desenvolvida por meio do desmatamento indiscriminado, queimadas e períodos de pousio inadequados (MAIA et al., 2007; GIONGO et al., 2011; SAMPAIO; COSTA, 2011). Na pecuária o que prevalece é o superpastoreio (SOUSA et al., 2012; SCHULZ et al., 2016). Existe ainda uma extração indiscriminada de lenha e madeira para suprir a demanda familiar e industrial (cerâmicas e padarias), a qual contribui para a redução da vegetação nativa de Caatinga dessa região (MOURA et al., 2016; ALTHOFF et al., 2018).

Além dos aspectos limitantes no que se refere ao clima e solos, o semiárido brasileiro atualmente está sob o fenômeno do aquecimento global. De acordo com o relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2013), a temperatura global aumentou 0,89 °C entre os anos de 1901 e 2012, porém, considerando especificamente o período de 1951 a 2012, esse aumento foi de aproximadamente 0,72 °C. Como consequência, os dados de modelos de simulação apresentados pelo IPCC (2013) demonstram que a tendência para as regiões semiáridas do planeta é de aumento dos períodos de estiagem, diminuição da precipitação pluvial e aumento da temperatura do ar.

Neste contexto de vulnerabilidade, um dos componentes de maior relevância é o carbono orgânico do solo (COS), visto que se trata do principal constituinte da matéria orgânica do solo (MOS), a qual interfere e interage com praticamente todos os processos e atributos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no solo, influenciando, por exemplo, a retenção de água, disponibilidade e ciclagem de nutrientes, formação de agregados e complexação de metais pesados (LAL, 2004; MAIA et al., 2013). Mais especificamente, dentre os compartimentos globais de C, o solo é o maior reservatório do ecossistema terrestre (PAUSTIAN et al., 2016). Sendo assim, dependendo do sistema de cultivo e manejo adotado, os solos podem atuar como fontes de CO₂ para atmosfera ou drenos (LAL, 2008; PAUSTIAN et al., 2016). Existe, portanto, interesse crescente na identificação dos sistemas de manejo de culturas e pastagens que promovam o aumento do estoque de COS (FREITAS et al. 2000).

Um baixo teor COS estocado no solo pode estar diretamente relacionado a uma alta taxa de emissão de CO₂ para a atmosfera (ALTHOFF et al., 2016).

Na região semiárida do Brasil os estudos que avaliam o impacto dos diferentes sistemas agrícolas sobre os estoques de COS e qualidade da MOS são escassos (BERNARDI et al., 2007; MAIA et al., 2007; GIONGO et al., 2011; FRACETTO et al., 2012; MOREIRA, 2013; CARDOSO et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2015; GONZAGA, 2017; SANTANA et al., 2019), quando comparado a outras regiões brasileiras, como a Amazônia e o Cerrado. No entanto, a partir das informações disponíveis pode-se indicar que há uma redução substancial no C do solo devido a mudança no uso da terra na região semiárida. Assim sendo, aumentar a quantidade e qualidade das informações sobre o C do solo nessa região, poderá contribuir para a construção de modelos de projeção sobre os impactos das mudanças climáticas, além de possibilitar o refinamento dos dados sobre C do solo que são necessários para a elaboração do inventário nacional de emissões e remoções de gases do efeito estufa (GEE).

Em relação ao inventário nacional de emissões e remoções de GEE, o mesmo utiliza como base para a estimativa de emissões de CO₂ do solo devido ao uso e mudança no uso da terra, a metodologia proposta pelo IPCC (IPCC, 2003, 2006). De acordo com esta metodologia, as estimativas das emissões de CO₂ do solo devido à mudança no uso da terra se baseiam em três parâmetros: (i) os dados de atividade (*activity data*), que correspondem aos dados dos sistemas de manejos em diferentes períodos, (ii) os valores dos estoques de C referência (Cref), que são os estoques de COS nas áreas de vegetação nativa (sem interferência antrópica), e (iii) os fatores de mudança nos estoques de C, que representam a mudança relativa nos estoques de C do solo devido a uma determinada mudança no uso da terra.

As diretrizes do IPCC (IPCC, 2006) fornecem valores padrões que são dados médios globais de Cref e fatores de mudança nos estoques de COS, os quais podem ser utilizados por países que não dispõem de dados próprios. O uso desses fatores fornecidos pelo IPCC permite que qualquer país faça seu inventário de GEE. No entanto, o próprio IPCC (IPCC, 2003, 2006) incentiva que cada país desenvolva seus próprios fatores de mudança nos estoques de COS, visto que podem existir diferenças significativas entre os fatores padrões do IPCC e os específicos de cada país.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar os impactos promovidos pela conversão da vegetação nativa para sistemas agrícolas (pastagem, culturas anuais e perenes) sobre os estoques de carbono do solo no semiárido brasileiro, por meio de uma meta-análise e derivação dos fatores de mudanças nos estoques de carbono do solo específicos para a região semiárida do Brasil.

2.2 Específicos

Analisar a mudança nos estoques de carbono do solo dos principais sistemas agrícolas do semiárido brasileiro após a conversão da vegetação nativa, por meio de uma meta-análise.

Derivar fatores de mudança nos estoques de carbono do solo devido ao uso da terra pelos principais sistemas agrícolas do semiárido brasileiro de forma consistente com o método do IPCC para C do solo (IPCC, 2003, 2006), o qual é baseado no efeito integrado do manejo na camada de 0-30 cm do solo após 20 anos da mudança no uso da terra ou sistema de manejo.

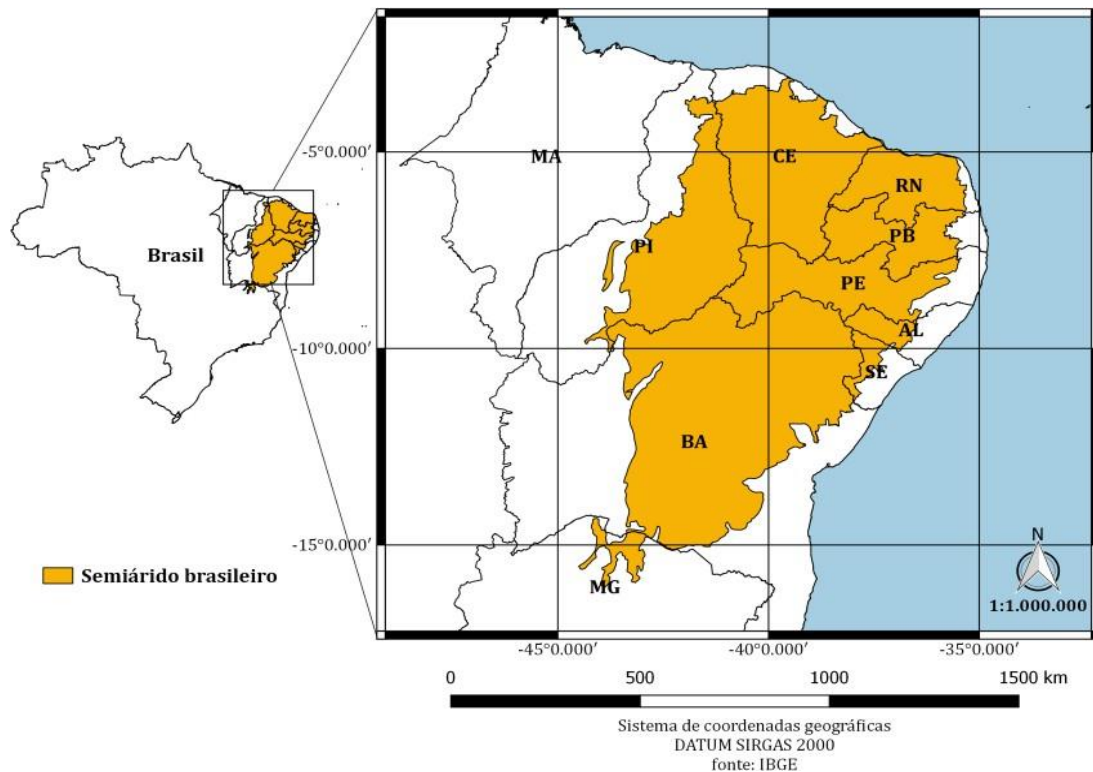
Avaliar a dinâmica temporal e em profundidade dos estoques de C do solo por meio da derivação de fatores de mudança nos estoques de C do solo para diferentes camadas (0-30 cm, 0-50 e 0-100 cm) e intervalos de tempo (5, 10, 15, 20, 30 e 40 anos).

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Região semiárida do Brasil

No Brasil, a região semiárida engloba de forma contínua parte dos estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe, e norte de Minas Gerais (Figura 1), na qual compreende uma área total de aproximadamente um milhão de km² (ALTHOFF et al., 2018), o que representa 12% do território nacional (MEDEIROS et al., 2012). O Nordeste brasileiro possui 56,4% do seu território inserido na porção semiárida, sendo ocupada por mais de 22 milhões de habitantes, o que corresponde a 40,2% da população nordestina (MEDEIROS et al., 2012). Com relação a densidade demográfica, considerando apenas os estados brasileiros inseridos na porção semiárida, os estados de Alagoas, Paraíba e Pernambuco possuem as maiores densidades demográficas, sendo 71,59, 42,99 e 42,56 hab km⁻², respectivamente. Já os estados do Piauí (7 hab km⁻²) e Minas Gerais (12,02 hab km⁻²) apresentaram as menores densidades demográficas (MEDEIROS et al., 2012).

Figura 1. Localização do semiárido brasileiro.



O semiárido brasileiro apresenta evapotranspiração elevada, em alguns casos, supera em até três vezes a precipitação pluvial anual da região, resultando em déficit de umidade do solo durante maior parte do ano (CARDOSO et al., 2015). Esse fator contribui para que a região semiárida seja considerada um ecossistema frágil, em que uma extensa área já se encontra degradada ou em processo de degradação, influenciando na perda da fertilidade, seja devido a erosão do solo, ou pelo aumento da taxa de decomposição da MOS, o que consequentemente, leva a redução significativa da sua produção agrícola (MAIA et al., 2007; ALTHOFF et al., 2016).

Na região semiárida brasileira prevalece o bioma Caatinga (MOURA et al., 2016), com formações vegetais secas, distribuídas em uma paisagem cálida e espinhosa de porte médio ou baixo e caducifólias (CONCEIÇÃO, 2010). É o único bioma exclusivamente brasileiro, ou seja, grande parte do seu patrimônio biológico não pode ser encontrado em nenhum outro país (MAIA et al., 2007). Porém, um dos maiores desafios a ser intensificado é a consolidação de um manejo agrícola sustentável nessa região, pois, mesmo a Caatinga possuindo grande diversidade biológica, é o bioma brasileiro menos estudado, e consequentemente, o menos

protegido (FERRAZ et al., 2014). Desta forma, preconiza-se que aproximadamente 90% dos ecossistemas naturais desse bioma encontram-se sob ação antrópica (ALTHOFF et al., 2018). Portanto, a região semiárida brasileira necessita de práticas de manejo conservacionistas tanto da vegetação quanto do solo.

As intensificações das ações antrópicas, sobretudo, sobre o solo e a vegetação, têm aumentado os impactos negativos em grandes extensões do território mundial, no qual o modelo de agricultura convencional prevalece, principalmente, em ecossistemas frágeis (ALTHOFF et al., 2016). Dentre as formas de uso da terra no semiárido brasileiro, os sistemas agrícolas que predominam na região são a agricultura e a pecuária de sequeiro, na maioria das vezes formadas por agricultores familiares em pequenas fazendas. Esses agricultores cultivam lavouras de subsistência e manejam pastagens nativas. Para tanto, utilizam o manejo de corte e queima da vegetação nativa e preparo convencional do solo por meio de arados (FRAGA; SALCEDO, 2004; SAMPAIO; COSTA, 2011) e, em geral, não utilizam adubação orgânica, inorgânica ou verde, e rotação de culturas. As áreas agrícolas vêm sendo utilizadas até que ocorra a redução na produtividade, o que é um importante indicativo de degradação (NUNES et al., 2006). A medida que estas áreas recuperam sua fertilidade, voltam a ser utilizadas. Entretanto, esse período de pousio pode não ser suficiente para a recuperação das propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos (TIESSEN et al., 1992; CORRÊA et al., 2009). Na pecuária o sobrepastoreio é a principal forma de degradação ambiental (SCHULZ et al., 2016).

Diante deste cenário, Oyama e Nobre (2003) avaliaram os impactos das mudanças climáticas sobre a estabilidade dos biomas predominantes no Brasil, e indicaram que o bioma Caatinga está entre os mais vulneráveis no cenário de aumento das temperaturas globais. A vulnerabilidade deste bioma aos efeitos das mudanças climáticas, portanto, representa um forte fator de pressão para o processo de desertificação. Desse modo, a soma da fragilidade do semiárido com o fato deste ecossistema ser a região semiárida mais populosa do mundo, resulta em um cenário crítico para o desenvolvimento agrícola (MAIA et al., 2007; ALTHOFF et al., 2018). Sendo assim, é fundamental que o foco da maior parte dos estudos dentro do semiárido brasileiro seja conhecer os efeitos dos sistemas agrícolas sobre o armazenamento do COS.

3.2 Estoque de carbono no solo do semiárido brasileiro

Preconiza-se que os estoques de C em solos tropicais representam em média 32% do C terrestre (LAL, 2004). No entanto, o armazenamento de C no solo pode ser alterado por

diversos fatores, como por exemplo, a densidade e textura do solo, relevo, temperatura do ar, altitude, precipitação pluvial, aporte de resíduos orgânicos e práticas de manejo (OGLE et al., 2005). Para o semiárido brasileiro, estima-se que o estoque de C no solo é de 8,9 Pg (SAMPAIO; COSTA, 2011). Entretanto, é de fundamental importância que ocorram mais pesquisas nos solos desta região para confirmar de maneira consistente a capacidade dos mesmos em estocar C.

O estoque de C de um solo é representado pelo equilíbrio dinâmico que ocorre entre as taxas de adição por meio do aporte de resíduos orgânicos, e perdas de C devido as mudanças nas taxas de decomposição, mineralização da MOS ou por erosão do solo nos sistemas agrícolas (CARDOSO et al., 2015; PAUSTIAN et al., 2016; LAL, 2018). Nas áreas de vegetação nativa, os conteúdos de C encontram-se estáveis, devido à perda de C no solo pela mineralização da MOS ser compensada pelo aporte de biomassa vegetal (galhos e folhas) que ocorre naturalmente na superfície do solo (CERRI et al., 2017). As substâncias químicas decorrentes da decomposição dessa biomassa pelos microrganismos, são incorporadas ao solo pela água da chuva, onde, esse processo restabelece os estoques de C do solo (CERRI et al., 2017). Com a retirada da vegetação nativa para a implantação dos sistemas agrícolas, devido ao revolvimento do solo, o equilíbrio da entrada e saída de C é quebrado, ocorrendo a exposição do material orgânico protegido dentro dos agregados, o que favorece a ação dos microrganismos (GIONGO et al., 2011). Dessa forma, pode-se alterar a qualidade e quantidade da MOS, e conseqüentemente, reduzir os estoques de C no solo (MEDEIROS et al., 2018). Nesse sentido, Cerri et al. (2009) afirmam que os estoques de COS são influenciados pelos sistemas agrícolas, podendo permanecer igual, aumentar ou perder C em relação a vegetação nativa e, justificam esses efeitos, as alterações no aporte de resíduos orgânicos e mudanças na taxa de decomposição da MOS.

Neste contexto, vários estudos avaliando as alterações nos estoques de COS no semiárido brasileiro sob diferentes usos da terra têm sido realizados (FRAGA; SALCEDO, 2004; BERNARDI et al., 2007; CORRÊA et al., 2009; LIMA et al., 2011; FRACETTO et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2015; GONZAGA et al., 2017; SANTANA et al., 2019), na grande maioria dos casos, os resultados mostram decréscimos substanciais nos estoques de C quando sistemas agrícolas intensivos são adotados. Porém, a magnitude das perdas de C varia bastante dependendo do tipo de cultura e manejo adotado. Nesse sentido, Maia et al. (2007) avaliaram os estoques de C do solo em sistemas agroflorestais e convencional em relação a vegetação nativa no semiárido do Ceará e encontraram reduções nos estoques de C variando de 6,7 a 39,8% para a camada 0-40 cm de profundidade do solo. Da mesma forma, Conceição

(2010) avaliou o cultivo de mamona e milho em sistemas irrigados e de sequeiro no semiárido da Bahia e observou reduções significativas que oscilaram de 50,4 a 82,5% nos estoques de C do solo, mesmo em cultivos irrigados, quando comparado à vegetação nativa (Caatinga) na camada de 0-60 cm de profundidade.

Similarmente, Giongo et al. (2011) no semiárido de Pernambuco, observaram que o sistema cultivado com manga reduziu o estoque de C do solo em 55,3%, e na área de pastagem com capim buffel a perda foi de 37,9% em relação ao estoque de C na vegetação nativa considerando a camada 0-20 cm de profundidade. Outrossim, Fracetto et al. (2012) estudaram os impactos do cultivo convencional de mamona no semiárido da Bahia por vários anos consecutivos sobre os estoques de C do solo, e constataram perdas de C na camada 0-30 cm de 54,5, 56,0 e 56,8% para os 10, 20 e 50 anos de cultivo, respectivamente, tendo a vegetação nativa como referência.

Esses resultados estão próximos aos valores das perdas médias globais de 42 e 31% (GUO; GIFFORD, 2002; OGLE et al., 2005; IPCC, 2006) para a camada de 0-30 cm de solo após o período de 20 anos da mudança no uso da terra. Diante do exposto, fica evidente que, em geral, a conversão da vegetação nativa para sistemas de cultivos convencionais em regiões semiáridas, promovem reduções nos estoques de COS devido, entre outros aspectos, ao decréscimo no aporte de resíduos orgânicos ao solo e aumento na taxa de decomposição da MOS (XAVIER et al., 2006; MAIA et al., 2007; SAMPAIO; COSTA, 2011).

3.3 Matéria orgânica do solo e emissão de CO₂

A MOS consiste em milhares de compostos orgânicos e, cada um deles apresenta características intrínsecas (LISBOA, 2008). Esses compostos são divididos em dois compartimentos, o primeiro - corresponde a parte lábil da MOS, ou seja, a parte facilmente decomposta pela ação dos agentes oxidantes; e o segundo - um compartimento mais recalcitrante, o qual apresenta maior resistência a decomposição (XAVIER et al., 2006).

Uma importante função da MOS corresponde a ligação com os agregados do solo, fundamental para a estabilização dos mesmos. Essa relação também favorece a MOS, pois os agregados protegem as moléculas orgânicas do ataque de microrganismos ou condições que sejam favoráveis à sua decomposição (LISBOA, 2008). A proteção da MOS também ocorre quimicamente, por meio de associações com partículas de silte, argila e/ou complexadas com óxidos de Fe ou Al (BAYER et al., 2006; XAVIER et al., 2006; CARDOSO et al., 2015), resultando na manutenção do C no solo (OGLE et al., 2004).

Para a produção vegetal, a MOS é uma importante fonte de nutrientes. Sua ciclagem está associada à quantidade e qualidade dos resíduos orgânicos depositados no solo, uma vez que a ação dos microrganismos decompõe esse material e o incorpora ao solo pela água da chuva (MAIA et al., 2007; CERRI et al., 2017). No entanto, quando o solo é submetido a sistemas de cultivos intensivos, o conteúdo de MOS é facilmente degradado, devido ao revolvimento do solo. Com isso, os macroagregados são redistribuídos em microagregados, o que possibilita a decomposição do material orgânico que estava protegido da ação dos microrganismos, favorecendo, portanto a sua mineralização (CARVALHO et al., 2009; SIQUEIRA NETO et al., 2009; LOSS et al., 2014; SÁ et al., 2014). Além disso, a fragmentação dos agregados pode desencadear perdas por erosão hídrica, afetando qualitativa e quantitativamente a MOS, o que afeta, a troca de cátions e complexação de elementos (BAYER et al., 2006), reduzindo os estoques de COS, e conseqüentemente, favorecendo a emissão de CO₂ para a atmosfera (MELLO et al., 2014; PAUSTIAN et al., 2016).

Neste contexto, tem-se aumentado o interesse por parte dos pesquisadores em avaliar os impactos causados pelas mudanças no uso da terra sobre o conteúdo de MOS. Vários estudos mostram os impactos negativos da conversão de vegetação nativa para sistemas agrícolas intensivos em regiões tropicais (CONANT et al., 2001; GUO; GIFFORD, 2002; LAL, 2004; OGLE et al., 2005; CARVALHO et al., 2009; SIQUEIRA NETO et al., 2010; GIONGO et al., 2011; FRACETTO et al., 2012; MAIA et al., 2010, 2013; SÁ et al., 2014; CARDOSO et al., 2015), os relacionando com o aumento nas emissões de GEE nesses sistemas. Por outro lado, resultados dos estudos avaliando sistemas agrícolas menos intensivos, como por exemplo, plantio direto, cultivo reduzido e sistemas integrados (lavoura-pecuária, lavoura-pecuária-floresta) possibilitaram acréscimos consideráveis no conteúdo de MOS e manutenção do C no solo, o que pode contribuir, conseqüentemente, para mitigar as emissões de GEE (BAYER et al., 2004, 2006; MAIA et al., 2007, 2010, 2013; MELLO et al., 2014; SÁ et al., 2014; PAUSTIAN et al., 2016; CERRI et al., 2017). A depender do tipo de sistema agrícola e práticas de manejo adotadas durante o cultivo, os solos podem atuar como fonte ou dreno para o CO₂ atmosférico (IPCC, 2006; MAIA et al., 2009; LAL, 2018).

A dinâmica da MOS é gerida principalmente pelo aporte de diversos materiais orgânicos ao solo, pela contínua ação dos fatores físicos, químicos, biológicos e também do uso da terra sobre esses materiais orgânicos (OGLE et al., 2005). A estabilização da MOS representa a redução de perdas por oxidação, mineralização, erosão ou lixiviação, o que influencia significativamente a dinâmica da MOS (XAVIER et al., 2006).

Neste cenário de perdas, aumentar a quantidade e qualidade das informações disponíveis sobre os estoques de C do solo e dinâmica da MOS se faz necessário, sobretudo, no semiárido brasileiro, devido sua reconhecida fragilidade e possível ação danosa atribuída ao aquecimento global. Essas informações são importantes para: i) ampliar e melhorar o entendimento sobre a dinâmica da MOS em sistemas manejados e vegetação nativa, com o intuito de adaptar ou desenvolver sistemas de uso da terra mais adequados as condições da região semiárida do Brasil; ii) contribuir com modelos de projeção sobre os impactos das mudanças climáticas; iii) ampliar o conhecimento científico sobre os estoques de C do solo no semiárido brasileiro.

3.4 Emissões de gases do efeito estufa: consequências sobre o carbono do solo

Globalmente, os impactos ambientais aumentaram significativamente ao longo dos últimos anos, impulsionados pelo aumento da população mundial. Com isso, as principais formas de emissões de GEE para a atmosfera são: queima de combustíveis fósseis, mudança no uso da terra pelo desmatamento ou atividades agropecuárias, processos industriais e incineração dos lixões (LAL, 2004, 2008). Nas últimas décadas, as emissões globais anuais de CO₂ de caráter antrópico na atmosfera aumentaram significativamente de 6,3 Gt de CO₂ em 1994 (SOMMER; BOLSSIO, 2014) para 36,8 Gt de CO₂ em 2016 (JACKSON et al., 2017). As emissões de metano (CH₄) e de óxido nitroso (N₂O) também vem crescendo ao longo do tempo, os quais aumentaram cerca de 150 e 16%, respectivamente, desde 2007 (SATO, 2017).

Este acréscimo antropogênico dos GEE na atmosfera resultou no aumento da temperatura média da superfície terrestre de 0,89 °C desde o final do século XIX, com uma taxa de aquecimento de 0,17 °C por década (LAL, 2004; MAIA et al., 2010). Essa taxa de aumento da temperatura excedeu a taxa crítica de 0,10 °C por década, impossibilitando a adaptação dos ecossistemas (LAL, 2004).

Sabe-se, no entanto, que os impactos negativos causados pelo aquecimento global têm afetado de forma direta e indiretamente a qualidade de vida da população mundial. Esse fenômeno vem provocando aumento significativo das mudanças climáticas, com eventos climáticos extremos, como por exemplo, alterações dos períodos regulares das chuvas, elevação dos níveis dos oceanos. Não menos preocupante, o aumento na degradação de florestas e principalmente, a influência na redução da qualidade dos solos, resultando no declínio da produtividade agrícola (BERNARDI et al., 2007; LAL, 2004; GIONGO et al., 2011).

Neste sentido, diversos pesquisadores buscam formas de mitigar as emissões de GEE, e o solo tem sido apontado como uma alternativa em potencial para drenar o CO₂ atmosférico (OGLE et al., 2005; MAIA et al., 2013; ALTHOFF et al., 2018). Desta forma, práticas de manejo que diminuam o impacto causado pelos sistemas agropecuários no solo devem ser adotadas, como por exemplo, reduzir a intensidade de cultivo, prolongar o período de pousio, aumentar o aporte de resíduos orgânicos ao solo e diminuir o estresse hídrico das plantas por meio do uso da irrigação (OGLE et al., 2004; MAIA et al., 2010). Essas práticas podem aumentar a produção de biomassa e potencializar o sequestro de C no solo e, conseqüentemente, compensar, em parte, a emissão de GEE, possibilitando que este atue como um dreno para o CO₂ atmosférico (LAPOLA et al., 2014; PAUSTIAN et al., 2016). O solo é o maior reservatório de C da superfície terrestre (aproximadamente 1500 Pg para os 100 cm), o que representa cerca de três vezes mais C do que o estocado na vegetação (470 Pg) e aproximadamente duas vezes mais do que na atmosfera (830 Pg) (CERRI; CERRI, 2007; LAL, 2018).

No entanto, o armazenamento de C no solo varia bastante entre as regiões. Nas regiões áridas e semiáridas com clima quente e seco, essa concentração é relativamente baixa, quando comparadas a regiões temperadas, de clima úmido, onde essa concentração é bastante alta (LAL, 2004). O aumento dos estoques de COS está relacionado com o aumento da produtividade agrícola, redução da sedimentação dos reservatórios e cursos d'água, além da diminuição dos riscos do aquecimento global, pela mitigação dos GEE. O armazenamento de C no solo corre em decorrência do processo de fotossíntese, o qual fixa CO₂ atmosférico, e ao longo do tempo, converte-o em MOS. A liberação do CO₂ contido na MOS para a atmosfera, ocorre pela ação decompositora dos microrganismos (MAIA et al., 2009; ALTHOFF et al., 2016).

No Brasil, devido à grande importância econômica do setor agropecuário, as principais fontes de emissão de gases no país, são as práticas agrícolas e as mudanças de uso da terra, os quais correspondem a aproximadamente 74% da emissão de CO₂ (SEEG, 2018). Assim, o setor agropecuário contribui significativamente para que o Brasil ocupe a quinta posição na classificação global dos países emissores de GEE (CERRI; CERRI, 2007; CARVALHO et al., 2010; SIQUEIRA NETO et al., 2010; CERRI et al., 2017). No entanto, se faz necessário a adoção de sistemas agrícolas sustentáveis e a constante atualização dos dados de emissões ou remoções de GEE no país.

3.5 Fatores de mudanças nos estoques de carbono do solo devido ao uso da terra

O IPCC propõe estimar as mudanças nos estoques de COS por meio da derivação dos fatores de mudança nos estoques de C do solo devido ao uso da terra ou manejo, os quais são desenvolvidos para a camada de 0-30 cm de profundidade e para o período de 20 anos de uso da terra (IPCC, 2006). Contudo, é possível ajustar esses fatores para outras profundidades e períodos de tempo. Os fatores de mudança nos estoques de C são valores numéricos que representam a mudança no COS pelas atividades agropecuárias, onde valor igual, maior ou menor que 1, respectivamente, significam que não houve mudança, ocorreram ganhos ou perdas nos estoques de COS do sistema agrícola em relação ao estoque de COS da sua referência.

Os fatores de mudança nos estoques de COS são usados na elaboração dos inventários nacionais de emissões e remoções de GEE. No caso dos países que não dispõem de dados próprios, o IPCC fornece fatores padrões para a elaboração dos referidos inventários (IPCC, 2006). No entanto, as avaliações das mudanças nos estoques de COS de cada país são importantes, pois, possibilitam quantificar as emissões ou remoções de C, permitindo determinar o percentual desta fonte nas emissões globais de GEE (MAIA et al., 2013). Além disso, avalia o potencial de cada região e tipo de solo em sequestrar ou emitir C, o qual fornece resultados importantes quanto aos efeitos dos sistemas agropecuários sobre o C do solo (MAIA et al., 2009).

As informações geradas durante os estudos das mudanças nos estoques de COS, podem auxiliar nas políticas públicas para a adoção de práticas agrícolas com uso sustentável do solo, voltadas para aumentar o armazenamento de C no solo, e conseqüentemente, reduzir a degradação ambiental (MAIA et al., 2013). Atualmente no Brasil, o setor de uso e mudança no uso da terra do inventário nacional já adota valores de carbono referência (Cref) baseado em informações específicas do país, mas o mesmo não ocorre para os fatores de mudança nos estoques de COS (MAIA et al., 2010).

Neste sentido, Maia et al. (2009) derivaram fatores de mudança nos estoques de COS devido ao uso da terra para pastagens manejadas nos biomas brasileiros Cerrado e Amazônia. Os fatores derivados foram $0,91 \pm 0,14$ para pastagens degradadas, $0,99 \pm 0,08$ e $1,24 \pm 0,07$ para pastagens tradicionais cultivadas em Latossolos e em outros solos, respectivamente, e um fator de $1,19 \pm 0,07$ para pastagens melhoradas em Latossolos, todos para a camada de 0-30 cm de solo após 20 anos da mudança de uso da terra.

Para estes mesmos biomas brasileiros, Maia et al. (2010) derivaram uma série de fatores para diferentes usos da terra: fatores de $1,08 \pm 0,06$ para sistema de plantio direto no Cerrado,

1,01 ± 0,17 para plantio direto no Cerradão (tipo de vegetação predominante em algumas regiões do Cerrado) e floresta Amazônica, 0,94 ± 0,04 para cultivo convencional com culturas anuais (principalmente soja e milho) e 0,98 ± 0,14 para sistemas convencionais sob culturas perenes.

Utilizando a mesma metodologia, Maia et al. (2013) atualizaram os fatores de mudança nos estoques de COS para emissão de C do solo nos biomas Cerrado e Amazônia, e observaram, por exemplo, que a conversão de vegetação nativa para cultivo convencional leva a uma redução de 8% no estoque de C na camada de 0-30 cm no decorrer de 20 anos, enquanto que o fator padrão do IPCC (para condição de clima equivalente) indica uma redução de 48%. Já a conversão de cultivo convencional para plantio direto, de acordo com os fatores do IPCC reduz os estoques de C em aproximadamente 28%, enquanto que com os fatores específicos para o Cerrado e Amazônia brasileira, mostraram que esta conversão promove um acúmulo de 6,7% nos estoques de COS (MAIA et al., 2013), na mesma profundidade e tempo de uso da terra. A derivação de fatores específicos permitiu ainda ampliar a quantidade de situações avaliadas, foi possível, por exemplo, derivar fatores considerando a textura, classe do solo e diferentes biomas (MAIA et al., 2009, 2013).

Similarmente, Mello et al. (2014) analisaram a conversão de vegetação nativa de Cerrado para cultivo de cana-de-açúcar em diferentes camadas para o período de 20 anos de uso da terra, e derivaram fatores de mudança nos estoques de COS de 0,74 ± 0,03, 0,80 ± 0,03 e 0,93 ± 0,04 para as camadas 0-30, 0-50 e 0-100 cm de profundidade, respectivamente. Já os fatores derivados da conversão de cana-de-açúcar para sistemas de pastagens nas mesmas profundidades, foram de 0,90 ± 0,03, 0,91 ± 0,03 e 0,93 ± 0,03, e para a condição de sistemas agrícolas sob culturas anuais, foram de 1,16 ± 0,06, 1,17 ± 0,06 e 1,17 ± 0,06.

Quanto aos fatores globais de mudança no uso da terra, Ogle et al. (2004) derivaram fatores de 1,0 para sistemas sob pastagens nominais, que são pastagens não degradadas e manejadas de forma sustentável, porém, sem uso de melhorias no manejo; fatores de 0,95 ± 0,06 e 0,97 ± 0,05 para pastagens degradadas, devido a perdas de produtividade, principalmente, pela erosão do solo, e fatores de 1,14 ± 0,06 e 1,17 ± 0,05 para pastagens melhoradas, ou seja, pastagens manejadas de forma sustentável, e que receberam pelo menos uma melhoria, por exemplo, variedades de forragens melhoradas, fertilização, irrigação, isto tudo para regiões temperadas e tropicais, todos esses fatores para a camada de 0-30 cm após o período de 20 anos de mudança no uso da terra. De forma semelhante, Ogle et al. (2005) derivaram fatores para sistemas agrícolas com longo período de cultivo em regiões tropicais

de $0,58 \pm 0,12$ e $0,69 \pm 0,13$ para climas úmidos e secos, respectivamente, para a camada de 0-30 cm e após 20 anos de uso da terra.

Já os fatores padrões de mudança nos estoques de COS devido ao uso da terra fornecidos pelo IPCC (2006) são 0,58 e 0,48, respectivamente, para áreas cultivadas em regiões tropicas secas e úmidas. E para sistemas com culturas perenes o IPCC adota fator 1,0. Para pastagens nominais, degradadas e melhoradas esses fatores são 1,0, 0,70 e 1,17, respectivamente, todos para a camada de 0-30 cm após o período de 20 anos da mudança no uso do solo.

REFERÊNCIAS

ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; CARVALHO, A. L.; PINTO, A. S.; SANTIAGO, G. A. C. F.; OMETTO, J. P. H. B.; VON RANDOW, C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Climate change impacts on the sustainability of the firewood harvest and vegetation and soil carbon stocks in a tropical dry forest in Santa Teresinha municipality, Northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.360, p.367-375, 2016.

ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; PINTO, A. S.; PAREYN, F. G. C.; CARVALHO, A. L.; MARTINS, J. C. R.; CARVALHO, E. X.; SILVA, A. S. A.; DUTRA, E. D.; SAMPAIO, E. V. S. B. Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.254, p.26-34, 2018.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, n.7, p.677-683, 2004.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, v.86, n.2, p.237-245, 2006.

BERNARDI, A. C. C.; MACHADO, P. L. O. A.; MADARI, B. E.; TAVARES, S. R. L.; CAMPOS, D. V. B.; CRISÓSTOMO, L. A. Carbon and nitrogen stocks of an Arenosol under irrigated fruit orchards in Semiarid Brazil. **Scientia Agricola**, v.64, n.2, p.169-175, 2007.

CARDOSO, J. A. F.; LIMA, A. M. N.; CUNHA, T. J. F.; RODRIGUES, M. S.; HERNANI, L. C.; AMARAL, A. J.; OLIVEIRA NETO, M. B. Organic matter fractions in a Quartzipsamment under cultivation of irrigated mango in the lower São Francisco valley region, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.39, n.4, p.1068-1078, 2015.

CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R.; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n.34, p.277-289, 2010.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PÍCCOLO, M. C.; GODINHO, V. P.; CERRI, C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil & Tillage Research**, v.103, n.2, p.342-349, 2009.

CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Agricultura e aquecimento global. **Boletim informativo SBCS**, v.23, p.40-44, 2007.

CERRI, C. C.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, v.66, n.6, p.831-843, 2009.

CERRI, C. C.; MOREIRA, C. S., ALVES, P. A.; TOLEDO, F. H. R. B.; CASTIGIONI, B. A.; RODRIGUES, G. A. A.; CERRI, D. G. P.; CERRI, C. E. P.; TEIXEIRA, A. A.; CANDIANO, C. A. C.; REIS, M. R.; D'ALESSANDRO, S. C.; TURELLO, L. Estoques de carbono e nitrogênio no solo devido a mudança da terra em áreas de cultivo de café em Minas Gerais. **Coffee Science**, v.12, n.1, p.30-41, 2017.

CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. **Ecological Applications**, v.11, n.2, p.343-355, 2001.

CONCEIÇÃO, A. M. S. B. **Estoque de carbono e qualidade do solo em Cambissolo do semiárido baiano**. 2010. 70p. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias – Ciência do Solo) - Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, BA, Brasil, 2010.

CORRÊA, R. M.; FREIRE, M. B. G. S.; FERREIRA, R. L. C.; FREIRE, F. J.; PESSOA, L. G. M.; MIRANDA, M. A.; MELO, D. V. M. Atributos químicos de solos sob diferentes usos em perímetro irrigado no semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, n.2, p.305-314, 2009.

FERRAZ, J. S. F.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; MEUNIER, I. M. J.; SANTOS, M. V. F. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da vegetação em duas áreas de caatinga, no município de floresta, Pernambuco. **Revista Árvore**, v.38, n.6, p.1055-1064, 2014.

FRACETTO, F. J. C.; FRACETTO, G. G. M.; CERRI, C. C.; FEIGL, B. J.; SIQUEIRA NETO, M. Estoques de carbono e nitrogênio no solo cultivado com mamona na Caatinga. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, n.5, p.1545-1552, 2012.

FRAGA, V. S.; SALCEDO, I. H. Declines of organic nutrient pools in Tropical semi-arid soils under Subsistence farming. **Soil Science Society of America Journal**, v.68, p.215-224, 2004.

FREITAS, P. L.; BLANCANEUX, P.; GAVINELLI, E.; LARRÉ-LARROUY, M.; FELLER, C. Nível e natureza do estoque orgânico de Latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, n.1, p.157-170, 2000.

GIONGO, V.; CUNHA, T. J. F.; MENDES, A. S. M.; GAVA, C. A. T. Carbono no sistema solo-planta no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.06, p.1233-1253, 2011.

GONZAGA, G. B. M. **Dinâmica da matéria orgânica do solo, estoques de carbono e susceptibilidade ao aumento da temperatura no semiárido de Alagoas**. 2017. 151p. Tese (Doutorado em Agronomia – Produção Vegetal) - Universidade Federal de Alagoas, Rio Largo, AL, Brasil, 2017.

GUO, L. B.; GIFFORD, R. M. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Global Change Biology**, v.8, p.345-360, 2002.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Good practice guidance for land use, land-use change and forestry**. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme (Eds Penman J., Gytarsky M., Hiraishi T., Krug T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., Wagner F).

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Agriculture, Forestry and Other Land Use**. In: Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., (Ed.). Hayama: Intergovernmental Panel on Climate Change/IGES, 2006. v.4.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **The Physical Science Basis**. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 2216 p, 2013.

JACKSON, R. B.; LE QUÉRÉ, C.; ANDREW, R. M.; CANADELL, J. G.; PETERS, G. P.; ROY, J.; WU, L. Warning signs for stabilizing global CO₂ emissions. **Environmental Research Letters**, v.12, p.1-5, 2017.

LAL, R. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global Change Biology**, v.24, p.1-17, 2018.

LAL, R. Sequestration of atmospheric CO₂ in global carbon pools. **Energy & Environmental Science**, v.1, p.86-100, 2008.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**. v.123, p.1-22, 2004.

LAPOLA, D. M.; MARTINELLI, L. A.; PERES, C. A.; OMETTO, J. P. H. B.; FERREIRA, M. E.; NOBRE, C. A.; AGUIAR, A. P. D.; BUSTAMANTE, M. M. C.; CARDOSO, M. F.;

COSTA, M. H.; JOLY, C. A.; LEITE, C. C.; MOUTINHO, P.; SAMPAIO, G.; STRASSBURG, B. B. N.; VIEIRA, I. C. G. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, v.4, p.27-35, 2014.

LIMA, S. S.; LEITE, L. F. C.; OLIVEIRA, F. C.; COSTA, D. B. Atributos químicos e estoques de carbono e nitrogênio em Argissolo Vermelho-Amarelo sob sistemas agroflorestais e agricultura de corte e queima no norte do Piauí. **Revista Árvore**, v.35, n.1, p.51-60, 2011.

LISBOA, C. C. **Vulnerabilidade da matéria orgânica do solo ao aumento de temperatura**. 2008. 95p. Tese (Doutorado em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP, Brasil, 2008.

LOSS, A.; COSTA, E. M.; PEREIRA, M. G.; BEUTLER, S. J. Agregação, matéria orgânica leve e carbono mineralizável em agregados do solo. **Revista de la Facultad de Agronomía**, v.113, n.1, p.1-8, 2014.

MAIA, S. M. F.; CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; LAL, R.; BERNOUX, M.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. C. Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in Amazon and Cerrado biomes. **Soil & Tillage Research**, v.133, p.75-84, 2013.

MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. **Soil & Tillage Research**, v.106, n.2, p.177-184, 2010.

MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**, v.149, n.1-2, p.84-91, 2009.

MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO FILHO, J. A. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. **Agroforestry System**, v.71, p.127-138, 2007.

MEDEIROS, A. S.; SILVA, T. S.; SILVA, A. V. L.; BARROS, D. R. S.; MAIA, S. M. F. Organic carbon, nitrogen and the stability of soil aggregates in areas converted from sugar cane to eucalyptus in the state of Alagoas. **Revista Árvore**, v.42, n.4, p.1-10, 2018.

MEDEIROS, S. S.; CAVALCANTE, A. M. B.; MARIN, A. M. P.; TINOCO, L. B. M.; SALCEDO, I. H.; PINTO, T. F. **Sinopse do Censo Demográfico para o Semiárido Brasileiro**. Campina Grande: INSA, 103p, 2012.

MELLO, F. F.C.; CERRI, C. E. P.; DAVIES, C. A.; HOLBROOK, N. M.; PAUSTIAN, K.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V.; Bernoux, M.; Cerri, C. C. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. **Nature Climate Change**, v.4, p.605-609, 2014.

MOREIRA, M. M. **Estoque de carbono e nitrogênio em áreas de vegetação nativa e antropizada no município de Irecê**. Cruz das Almas, 63p. Dissertação (Mestrado em Solos e Qualidade de Ecossistemas) - Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, BA, Brasil, 2013.

MOURA, P. M.; ALTHOFF, T. D.; OLIVEIRA, R. A.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Carbon and nutrient fluxes through litterfall at four succession stages of Caatinga dry forest in Northeastern Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.105, n.1, p.25-38, 2016.

OGLE, S. M.; BREIDT, F. J.; PAUSTIAN, K. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. **Biogeochemistry**, v.72, n.1, p.87-121, 2005.

OGLE, S. M.; CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K. Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Environmental Management**, v.33, n.4, p.474-484, 2004.

OLIVEIRA, S. P.; LACERDA, N. B.; BLUM, S. C.; ESCOBAR, M. E. O.; OLIVEIRA, T. S. Organic carbon and nitrogen stocks in soils of Northeastern Brazil converted to irrigated agriculture. **Land Degradation & Development**, v.26, p.9-21, 2015.

OYAMA, M. D.; NOBRE, C. A. A new climate-vegetation equilibrium state for Tropical South America. **Geophysical Research Letter**, v.30, n.23, p.21-99, 2003.

PAUSTIAN, K.; LEHMANN, J.; OGLE, S. M.; REAY, D.; ROBERTSON, G. P.; SMITH, P. Climate-smart soils. **Nature Climate Change**, v.532, p.49-57, 2016.

SÁ, J. C. M.; TIVET, F.; LAL, R.; BRIEDIS, C.; HARTMAN, D. C.; SANTOS, J. Z.; SANTOS, J. B.; Long-term tillage systems impacts on soil C dynamics, soil resilience and agronomic productivity of a Brazilian Oxisol. **Soil & Tillage Research**, v.136, p.38-50, 2014.

SAMPAIO, E. V. S. B.; COSTA, T. L. Estoques e fluxos de carbono no semiárido nordestino: estimativas preliminares. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.6 p.1275-1291, 2011.

SANTANA, M. S.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GIONGO, V.; MENEZES, R. S. C.; JESUS, K. N.; ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; NASCIMENTO, D. M.; PAREYN, F. G. C.; CUNHA, T. J. F.; SAMPAIO, R. M. B.; PRIMO, D. C. Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. **Geoderma Regional**, v.15, p.e00205, 2019.

SATO, J. H. Emissão de óxido nitroso em sistemas de lavoura contínua e integrada com pecuária no Cerrado e sua relação com frações da matéria orgânica do solo. 2017. 139p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil, 2017.

SCHULZ, K.; VOIGT, K.; BEUSCH, C.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; KOWARIK, I.; WALZ, A.; CIERJACKS, A. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.367, p.62-70, 2016.

SEEG - SISTEMA DE ESTIMATIVA DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA. EMISSÕES DE GEE NO BRASIL e suas implicações para políticas públicas e a contribuição brasileira para o Acordo de Paris (1970-2016). São Paulo: Observatório do clima, 2018. Disponível em: <http://seeg.eco.br/wp-content/uploads/2018/08/Relatorios-SEEG-2018-Sintese-FINAL-v1.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2019.

SIQUEIRA NETO, M.; SCOPEL, E.; CORBEELS, M.; CARDOSO, A. N., DOUZET, J. M.; FELLER, C.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Soil carbon stocks under no-tillage mulch-based cropping systems in the Brazilian Cerrado: An on-farm synchronic assessment. **Soil & Tillage Research**, v.110, n.1, p.187-195, 2010.

SIQUEIRA NETO, M.; VENZKE FILHO, S. P.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Rotação de culturas no sistema plantio direto em Tibagi (PR). I - Sequestro de carbono no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, n.4, p.1013-1022, 2009.

SOMMER, R.; BOSSIO, D. Dynamics and climate change mitigation potential of soil organic carbon sequestration. **Journal of Environmental Management**, v.144, p.83-87, 2014.

SOUSA, F. P.; FERREIRA, T. O.; MENDONÇA, E. S.; ROMERO, R. E.; OLIVEIRA, J. G. B. Carbon and nitrogen in degraded Brazilian semi-arid soils undergoing desertification. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.148, p.11- 21, 2012.

TIESSEN, H.; SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Nutrient and soil organic matter dynamics under shifting cultivation in semi-arid northeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.38, p.139-151, 1992.

XAVIER, F. A. S.; MAIA, S. M. F.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S. Biomassa microbiana e matéria orgânica leve em solos sob sistemas agrícolas orgânico e convencional na Chapada da Ibiapaba - CE. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, n.2, p.247-258, 2006.

CAPÍTULO II

AS PRÁTICAS DE MANEJO E O CLIMA LIMITAM A MANUTENÇÃO DOS ESTOQUES DE CARBONO NOS SOLOS AGRÍCOLAS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

RESUMO

A conversão da vegetação nativa para sistemas agrícolas tem um importante impacto sobre os estoques de carbono orgânico do solo (COS) nas regiões tropicais, e a manutenção, aumento ou redução dos mesmos dependem de vários fatores, como clima, tempo de cultivo, tipo de solos, profundidade de amostragem e manejo. Sendo assim, o objetivo com este estudo foi estimar por meio de uma meta-análise, as mudanças nos estoques de COS devido a conversão da vegetação nativa para sistemas agrícolas da região semiárida do Brasil, utilizando dados de carbono do solo sob diferentes usos da terra, período de cultivo, profundidade da camada e mineralogia dos solos específicos dessa região. Para obtenção de informações sobre estoques de COS, foi realizada uma amostragem de solo e uma revisão de literatura sobre dados de carbono do solo em sistemas agrícolas no semiárido brasileiro. Constituindo-se então, um conjunto de dados com 210 com culturas anuais, 79 sob pastagem e 58 em culturas perenes totalizando 347 dados, os quais foram procedentes de 24 municípios de seis estados da região semiárida do Brasil. Os resultados deste estudo mostram que o manejo das pastagens e o cultivo convencional com culturas anuais e perenes em áreas ocupadas anteriormente por vegetação nativa de Caatinga no semiárido brasileiro, promove reduções nos estoques de COS, com perdas variando entre 4 e 35%, em função do tempo, tipo de uso da terra, camada e mineralogia dos solos. Além disso, os resultados também indicam que a perda de COS no semiárido brasileiro está intimamente relacionada ao clima, solo e principalmente, as práticas de manejo dos sistemas agrícolas.

Palavras-chave: Agricultura. Caatinga. Matéria orgânica do solo. Pecuária.

ABSTRACT

The conversion of native vegetation to agricultural systems has an important impact on soil organic carbon (SOC) stocks in tropical regions, and their maintenance, increase or reduction depends on several factors, such as climate, cultivation time, soils, sampling depth and handling. Therefore, the objective of this study was to estimate, through a meta-analysis, the changes in SOC inventories due to the conversion of native vegetation to agricultural systems of the semi-arid region of Brazil, using soil carbon data under different land uses, cultivation period, layer depth and mineralogy of the specific soils of this region. To obtain information on SOC inventories, a soil sampling and a literature review on soil carbon data were carried out in agricultural systems in the Brazilian semi-arid region. A dataset with 210 with annual crops, 79 under pasture and 58 in perennial crops totaling 347 data were obtained, which were obtained from 24 municipalities of six states in the semi-arid region of Brazil. The results of this study show that pasture management and conventional cultivation with annual and perennial crops in areas formerly occupied by native Caatinga vegetation in the Brazilian semi-arid region promotes reductions in SOC stocks, with losses varying between 4 and 35% of the time, type of land use, depth and mineralogy of the soils. In addition, the results also indicate that the loss of SOC in the Brazilian semi-arid region is closely related to the climate, soil and mainly, the management practices of the agricultural systems.

Keywords: Agriculture. Caatinga. Soil organic matter. Livestock.

1 INTRODUÇÃO

O solo é um importante componente no ciclo biogeoquímico do carbono (C) (WIESMEIER et al., 2019), visto que armazena entre 1.500 e 2.400 Pg C, o que é equivalente a três vezes o C da atmosfera, e 240 vezes o total das atuais emissões anuais de CO₂ pela queima de combustíveis fósseis (PAUSTIAN et al., 2016). Sendo assim, as mudanças no uso da terra, em particular a conversão de ecossistemas nativos para sistemas agrícolas, influenciam o ciclo global do C (BALESDENT et al., 2018; RAMÍREZ et al., 2019; SANTOS et al., 2019). Portanto, o solo exerce uma função chave no processo de mitigação ou emissão de gases do efeito estufa (GEE) para a atmosfera, pois dependendo dos fatores climáticos e biogeoquímicos, das práticas de manejo, do aporte de resíduos orgânicos e da taxa de decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) (CONANT et al., 2011), o solo pode atuar como fonte ou dreno para o CO₂ atmosférico (CHENU et al., 2018; LAL, 2018).

Nesse sentido, a introdução de variedades melhoradas com maior aporte de resíduos orgânicos ao solo, rotação de culturas, irrigação, fertilização e manutenção dos resíduos vegetais no solo durante o período de pousio podem mitigar as emissões de GEE e aumentar os estoques de C do solo (GUO; GIFFORD, 2002; LAL, 2004; OGLE et al., 2005; MAIA et al., 2013; PAUSTIAN et al., 2016; CHEN et al., 2017; CHATTERJEE et al., 2018; LAL, 2018). Por outro lado, as práticas de manejo incorretas nos sistemas agrícolas aumentam substancialmente a emissão de CO₂ para a atmosfera, devido às mudanças no aporte de resíduos orgânicos e na taxa de decomposição da MOS (ABDALLA et al., 2018; FUJISAKI et al., 2018).

Nesse cenário de emissão de GEE, estudos avaliando as práticas de manejo adotadas atualmente nos principais sistemas agrícolas (pastagens, culturas anuais e perenes) sobre os estoques de carbono orgânico do solo (COS) da região semiárida do Brasil (MAIA et al., 2007; FRACETTO et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2015; GONZAGA, 2017; SANTANA et al., 2019), sinalizam que esses sistemas são importantes fontes de CO₂ para a atmosfera. Alguns fatores governam a perda de COS no semiárido brasileiro, como por exemplo, os sistemas agrícolas são implantados a partir do corte e queima da vegetação nativa de Caatinga, preparo convencional do solo por meio de arados, na grande maioria dos casos, os cultivos ocorrem por quatro ou cinco anos consecutivos (exceto as culturas perenes), e o período de pousio geralmente não ultrapassam oito anos, o que é insuficiente para a recuperação das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (TIESSEN et al., 1992; NUNES et al., 2006; GIONGO et al., 2011; SAMPAIO; COSTA, 2011; SANTANA et al., 2019). Além disso, as condições edafoclimáticas do semiárido brasileiro limitam a produção de biomassa vegetal, o que também contribui para a redução dos estoques de COS nessa região do Brasil (MAIA et al., 2007; ALTHOFF et al., 2018).

Em relação aos sistemas agrícolas na região semiárida brasileira, a pecuária é considerada a principal atividade, ocupando todas as áreas disponíveis, ou seja, pastagens nativas e implantadas, áreas agrícolas após as colheitas, áreas de pousio e em muitos casos, as áreas de vegetação nativa também são usadas para pastejo (SALCEDO; SAMPAIO, 2008; GIONGO et al., 2011). A agricultura de sequeiro com características itinerantes predomina no semiárido brasileiro, geralmente, formada por agricultores familiares que cultivam lavouras de ciclos curtos (3-6 meses), em paralelo com uma pecuária extensiva (SAMPALIO; COSTA, 2011). As áreas com culturas perenes ocupam uma proporção pequena no semiárido, praticamente correspondem à fruticultura irrigada, restrita aos poucos perímetros irrigados da região (CARDOSO et al., 2015).

No entanto, as magnitudes de perdas ou ganhos de C no solo estão associadas a fatores como clima, precipitação, tipo de cultura, tempo de cultivo, camada, mineralogia e tipo de solo, práticas de manejo, quantidade e qualidade do aporte de material orgânico ao solo (CONANT et al., 2011; CHEN et al., 2018; LAL, 2018; ABDALLA et al., 2018; FUJISAKI et al., 2018). Nesse sentido, levando em consideração a dimensão territorial da região semiárida brasileira, que é de aproximadamente um milhão de km² (ALTHOFF et al., 2018), a qual existem heterogeneidades nos fatores citados anteriormente, espera-se que as quantidades de C nos solos dessa região apresentem diferenças significativas. Dessa forma, o objetivo com este estudo foi estimar por meio de uma meta-análise, as mudanças nos estoques de COS devido a conversão da vegetação nativa para sistemas agrícolas da região semiárida do Brasil, utilizando dados de COS sob diferentes usos da terra, período de cultivo, profundidade da camada e mineralogia dos solos específicos dessa região.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

A região semiárida brasileira está inserida em uma área de aproximadamente um milhão de km² (ALTHOFF et al., 2018), estando concentrada na região Nordeste e norte do estado de Minas Gerais (Figura 1), correspondendo a 12% do território nacional (LAPOLA et al., 2014). O clima da região semiárida é classificado como semiárido quente e seco, a temperatura média anual varia de 23 a 27 °C, com umidade relativa do ar de 50% (ALTHOFF et al., 2018).

Nessa região a precipitação pluvial oscila entre 250 e 1000 mm, sendo que aproximadamente 54% do semiárido brasileiro tem precipitação anual média na faixa de 500-750 mm, enquanto que 29% variam entre 750-1000 mm, e apenas 17% da região possuem precipitações médias anuais entre 250 e 500 mm (SALCEDO; SAMPAIO, 2008). Além disso, a elevada evapotranspiração (2.000 mm ano⁻¹) e alta variabilidade temporal e espacial das chuvas, geralmente restrita entre 2 e 4 meses ao ano (MAIA et al., 2007), promove um balanço hídrico negativo durante 7 a 11 meses por ano no semiárido brasileiro (SALCEDO; SAMPAIO, 2008).

Em relação ao solo, as classes que predominam na região semiárida brasileira são Latossolo (21%), Neossolo Litólico (19%), Argissolo (15%), Luvisolo (13%), Planossolo (11%), Neossolo Quartzarênico (9%), Neossolo Regolítico (4%) e Cambissolo (4%), as quais representam 96% dessa região (CUNHA et al., 2010).

2.2 Amostragem de solo e análises

Este estudo contempla uma amostragem de solo e uma revisão de literatura, para obtenção em ambos os casos, de dados de COS em sistemas agrícolas no semiárido brasileiro (Tabela 1). A amostragem de solos ocorreu em sete municípios localizados no semiárido dos estados de Alagoas, Bahia e Paraíba. Foram selecionadas áreas sob sistemas de cultivos convencionais com culturas anuais (feijão e milho), intercaladas com pastagens após as colheitas; e áreas de pasto nativo e plantado (*Digitaria decumbens*), sem o uso de irrigação e adubação.

Em cada município foram selecionadas aleatoriamente 14 fazendas para amostragem de solo em pares de observações, comparando estoques de COS entre áreas cultivadas com sistemas agrícolas e vegetação nativa. Dois critérios foram utilizados no processo de seleção das fazendas: (i) o proprietário ou administrador precisava ter conhecimento das práticas de uso e manejo da terra, adotadas na fazenda desde a conversão da vegetação nativa, e (ii) os sistemas agropecuários deveriam ser próximos da vegetação nativa, com relevo, tipo e textura de solos semelhantes. De forma geral, nas áreas agrícolas culturas eram cultivadas individualmente (sem rotação ou consorciação) e escolhidas em função de aspectos como a disponibilidade de sementes, preço de mercado, etc. As áreas eram geralmente cultivadas por quatro ou cinco anos consecutivos, e permanecendo posteriormente em pousio no máximo por oito anos.

Amostras de solos foram coletadas em três pontos para cada local, as quais foram selecionadas aleatoriamente, porém, sempre localizadas na mesma posição do relevo e visando obter a melhor distribuição espacial dentro de cada área escolhida, ou seja, vegetação nativa e áreas agrícolas. Amostras de solo foram coletadas até 100 cm de profundidade ou até que alguma camada limitante fosse encontrada nos solos, como pode ser observado na Tabela 1, e nas camadas de 0-10, 10-20, 20-30, 30-50, 50-80 e 80-100 cm. Estas amostras foram secas ao ar e peneiradas com uma malha de 2 mm para remover pedras e fragmentos de galhos e raízes antes das análises. O carbono total foi medido por combustão a seco em um analisador elementar (NCHS) modelo Flash 2000 (Thermo Scientific). A densidade do solo (DS) foi medida pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 1997) para cada camada de solo. O estoque de COS foi calculado pela multiplicação da concentração de C (g g^{-1}) por DS (kg cm^{-3}) e espessura da camada (cm). Um resumo de todos os dados usados nesta análise encontra-se na Tabela 1.

2.3 Revisão de literatura e construção do conjunto de dados

Foi realizada uma revisão de literatura utilizando as principais bases de dados disponíveis (Scientific Electronic Library Online (SciELO), ScienceDirect, Portal de Periódicos CAPES, Google Acadêmico, e a Biblioteca Brasileira de Dissertações e Teses), relativos aos estoques de COS em sistemas agrícolas na região semiárida do Brasil (Figura 1). A busca foi realizada adotando as seguintes combinações de palavras-chave: “carbono do solo no semiárido brasileiro; C do solo em sistemas agrícolas no semiárido; C do solo em pastagens da região semiárida brasileira; culturas anuais e perenes no semiárido do Brasil”.

Alguns critérios específicos foram considerados para a seleção dos dados de artigos utilizados nesta pesquisa como: (i) adoção do desmatamento e queima da vegetação nativa; (ii) comparação entre valores de COS dos sistemas agrícolas e a vegetação nativa, e (iii) valores dos estoques de COS ou informações que permitissem o cálculo dessa variável (densidade do solo, conteúdo de COS, profundidade da camada e tempo de conversão). Os estudos que não relataram todas essas informações foram descartados. Para incluir a mineralogia do solo, foi utilizada a classificação proposta pelo IPCC (2006): (i) solos com alta atividade de argila (*HAC*); (ii) solos com baixa atividade de argila (*LAC*), e (iii) solos com conteúdo >70% de areia e <8% de argila (solos *Sandy*). Na sequência, os dados quantitativos obtidos pela amostragem de solo e da revisão de literatura foram reunidos em um único conjunto de dados.

Do total de 347 dados, 210 são relativos a culturas anuais, 79 de pastagem e 58 de culturas perenes, os quais estão distribuídos em 24 municípios de seis estados da região semiárida do Brasil (Tabela 1). A distribuição geográfica dos dados dentro do semiárido brasileiro foi a seguinte: Ceará (24,6%), Bahia (21,2%), Pernambuco (20,1%), Paraíba (18,4%), Alagoas (13,4%) e Piauí (2,3%) conforme pode ser observado na Figura 1.

Tabela 1. Dados da amostragem de solo e estudos da literatura sobre as mudanças nos estoques de COS após a conversão de vegetação nativa de Caatinga para sistemas agrícolas na região semiárida do Brasil.

Continua...

Estudo	Localização	Tempo de cultivo (anos)	Camada (cm)	Tipo de solo	IPCC solo	Anuais	Perenes	Pastagem	Estoque de carbono (Mg ha ⁻¹)	
									Sistema Agrícola	Vegetação nativa
Dados coletados										
(Novos dados)	Santana do Ipanema - AL	>40	30-50	Planossolo	HAC	x			53,40	103,39
		0-5	30-50	Neossolo Litólico	HAC	x			107,35	97,44
		21-40	30-50			x			60,93	
(Novos dados)	Batalha - AL	6-20	50-100	Luvissolo	HAC	x			100,16	90,87
(Novos dados)	Traipu - AL	6-20	50-100	Planossolo	HAC			x	93,50	123,98
		6-20	50-100					x	109,37	
		0-5	30-50	Neossolo Litólico	HAC			x	85,85	90,79
(Novos dados)	América Dourada - BA	0-5	50-100	Cambissolo	HAC	x			181,07	160,61
		6-20	50-100			x			196,12	
		6-20	50-100			x			173,33	
		21-40	50-100			x			159,21	
		21-40	50-100			x			144,70	

Tabela 1. Continuação...

		21-40	50-100			x		132,28	
		21-40	<30			x		83,73	82,93
		>40	<30			x		93,63	
(Novos dados)	Senhor do Bonfim - BA	6-20	30-50	Planossolo		x		49,06	76,45
		6-20	30-50			x		55,48	
		6-20	50-100			x		114,95	105,19
		6-20	30-50			x		87,78	84,48
(Novos dados)	Catolé do Rocha - PB	6-20	50-100	Argissolo	LAC	x		96,30	104,99
		6-20	50-100			x		90,51	
		>40	50-100			x		96,90	99,59
		6-20	50-100				x	108,48	
		21-40	50-100			x		129,85	131,16
		21-40	50-100				x	128,92	
(Novos dados)	Santa Luzia - PB	6-20	30-50	Luvissolo	HAC	x		54,16	100,66
		21-40	30-50			x		76,07	
		>40	30-50			x		50,53	

Tabela 1. Continuação...

		6-20	50-100			x		48,85	80,73
		21-40	50-100			x		69,60	
Estudos da literatura									
GONZAGA (2017)	Delmiro Gouveia - AL	0-5	<30	Neossolo Quartzarênico	<i>Sandy</i>	x		31,07	33,19
		6-20	<30			x		24,66	
	Inhapí - AL	21-40	<30	Argissolo	<i>LAC</i>	x		44,89	42,61
	Pariconha - AL	0-5	<30	Neossolo Regolítico	<i>HAC</i>	x		35,35	40,41
		6-20	<30				x	34,77	
MOREIRA (2013)	Irecê - BA	21-40	30-50	Cambissolo	<i>HAC</i>		x	50,21	54,06
FRACETTO et al. (2012)	Irecê - BA	6-20	<30	Latossolo	<i>LAC</i>		x	40,01	88,03
		21-40	<30				x	38,68	
		>40	<30				x	38,02	
MAIA et al. (2007)	Sobral - CE	0-5	30-50	Luvissolo	<i>HAC</i>	x		73,25	73,62
		0-5	30-50			x		49,06	
		0-5	30-50			x		68,62	
		0-5	30-50			x		58,26	

Tabela 1. Continuação...

		0-5	30-50			x	44,30	47,15
NOGUEIRA (2009)	Sobral - CE	6-20	<30	Luvissolo	HAC	x	14,03	17,82
		6-20	<30			x	24,74	27,40
		6-20	<30			x	16,79	
		6-20	<30			x	19,90	
		6-20	<30			x	22,97	
NUNES et al. (2006)	Sobral - CE	0-5	<30	Luvissolo	HAC	x	74,34	57,34
		0-5	<30			x	66,78	
		0-5	<30			x	61,57	
		0-5	<30			x	48,90	
		0-5	<30			x	60,90	
		0-5	<30			x	56,74	
		0-5	<30			x	54,53	
SILVA (2008)	Sobral - CE	6-20	<30	Luvissolo	HAC	x	21,24	26,75
		6-20	<30			x	20,70	
		6-20	<30			x	18,35	

Tabela 1. Continuação...

OLIVEIRA et al. (2015)	Limoeiro do Norte - CE	21-40	30-50	Cambissolo	<i>HAC</i>	x		63,47	58,24			
		6-20	30-50					x	78,27	59,80		
		21-40	30-50						x	61,29		
		21-40	30-50							x	76,36	82,68
BERNARDI et al. (2007)	Paraipaba - CE	0-5	30-50	Neossolo Quartzarênico	<i>Sandy</i>	x		24,23	27,57			
		0-5	30-50						x	20,89		
		6-20	30-50							x	25,20	
		6-20	30-50							x	22,63	
		6-20	30-50							x	23,76	
		6-20	30-50							x	24,17	
		6-20	30-50							x	26,35	
SOUSA et al. (2012)	Irauçuba - CE	6-20	<30	Planossolo	<i>HAC</i>			x	8,08	10,86		
		6-20	<30						x	6,91		
		6-20	<30							x	6,65	
		6-20	<30							x	3,52	
		6-20	<30								x	7,89

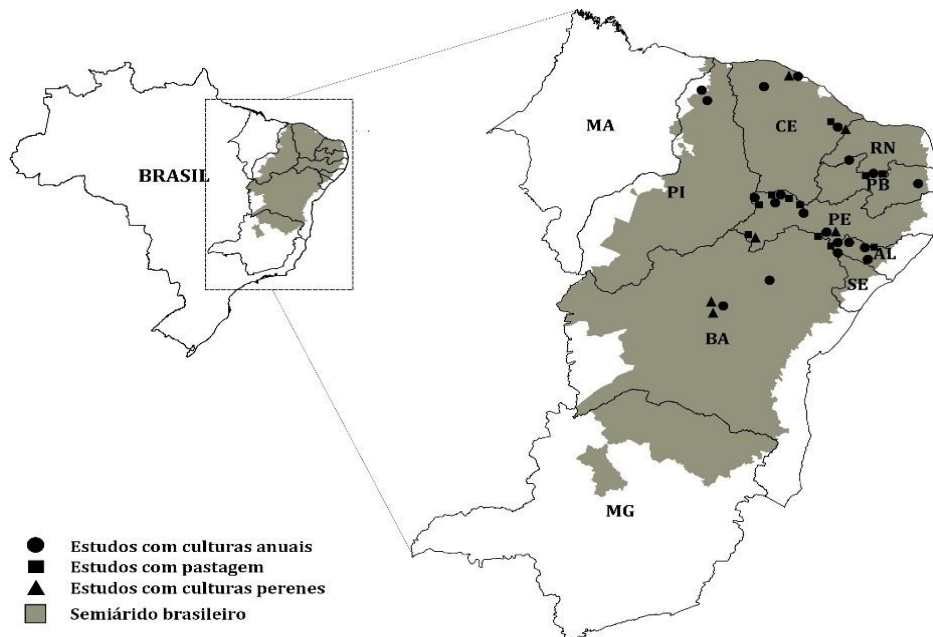
Tabela 1. Continuação...

		6-20	<30			x	4,49	
		6-20	<30			x	6,67	
		6-20	<30			x	4,38	
		6-20	<30			x	10,41	10,32
		6-20	<30			x	6,42	
		6-20	<30			x	5,71	
		6-20	<30			x	4,01	
FRAGA e SALCEDO (2004)	Juarez Távora - PB	6-20	<30	Neossolo Quartzarênico	<i>Sandy</i>	x	96,60	118,00
		6-20	<30			x	63,00	
SOUZA (2012)	Várzea - PB	6-20	<30	Luvissolo	<i>HAC</i>	x	12,76	26,99
LIMA et al. (2011)	Esperantina - PI	0-5	<30	Argissolo	<i>LAC</i>	x	22,68	34,16
		6-20	<30			x	43,30	
		6-20	<30			x	48,54	
		0-5	<30			x	22,50	
		0-5	<30			x	15,96	35,59
		6-20	<30			x	40,70	

Tabela 1. Conclusão

		6-20	<30			x		39,53	
CORRÊA et al. (2009)	Petrolândia - PE	21-40	<30	Neossolo Quartzarênico	<i>Sandy</i>	x		20,78	23,18
		21-40	30				x	17,34	
		6-20	<30				x	17,89	
GIONGO et al. (2011)	Petrolina - PE	6-20	<30	Argissolo	<i>LAC</i>		x	25,54	58,65
		6-20	<30				x	40,33	
CARDOSO et al. (2015)	Petrolina - PE	6-20	<30	Neossolo Quartzarênico	<i>Sandy</i>		x	16,50	11,72
GALVÃO (2014)	Petrolina - PE	6-20	50-100	Neossolo Quartzarênico	<i>Sandy</i>		x	18,49	15,87
SANTANA et al. (2019)	Araripina - PE	21-40	50-100	Neossolo Litólico	<i>HAC</i>	x		22,30	54,50
		21-40	50-100				x	51,40	
	Bodocó - PE	6-20	50-100	Argissolo	<i>LAC</i>	x		89,50	98,40
		6-20	50-100				x	74,60	
	Exú - PE	6-20	50-100	Latossolo	<i>LAC</i>	x		57,20	72,10
		6-20	50-100				x	68,10	
	Salgueiro - PE	6-20	50-100	Planossolo	<i>HAC</i>	x		15,20	37,70
		21-40	50-100				x	27,10	

Figura 1. Distribuição dos estudos dentro da região semiárida do Brasil utilizados para a meta-análise.



2.4 Meta-análise

Os dados foram analisados usando o ambiente R de computação estatística (www.R-project.org). Estes dados foram agrupados em: (i) profundidade, (ii) tempo de conversão da vegetação nativa, (iii) mineralogia do solo e (iv) tipo de uso da terra, sendo realizada a meta-análise, na sequência para determinar o efeito médio dos grupos. O logaritmo natural da razão de resposta foi utilizado como métrica do efeito na meta-análise por garantir maior aproximação da distribuição normal da métrica e aumento do poder estatístico. A variável resposta para os sistemas agrícolas (SA) foi uma taxa média dos estoques de COS sob condição de manejo modificado sobre o estoque médio de COS da vegetação nativa (VN) de Caatinga (ou seja, estoque de COS sob SA/estoque de COS sob VN) conforme procedimento proposto por Dlamini et al. (2016).

O efeito foi considerado significativo a 5% quando o intervalo de confiança construído via *bootstrap* não-paramétrico não sobrepôs o valor 1,0 após retransformação para a escala original da razão de resposta. Os intervalos de confiança foram apresentados em *forest plots*. Para facilitar a interpretação, a razão de resposta foi transformada em porcentagem, a qual representa o percentual médio de mudança dos estoques de COS dos sistemas agrícolas em relação a sua área de referência (VN).

3 RESULTADOS

Os resultados obtidos com a meta-análise mostraram que a conversão da vegetação nativa de Caatinga para sistemas agrícolas, promove a redução de C do solo da região semiárida do Brasil. O valor médio da razão de resposta foi de 0,83, e intervalo *bootstrap* com 95% de confiança variando de 0,65 a 0,96. Isso indica que o estoque de C da vegetação nativa, considerando o conjunto de dados ($n = 347$), é superior ($p < 0,05$) aos estoques de COS dos diferentes sistemas agrícolas (Tabela 2).

Tabela 2. Valores da média, limite inferior e superior da razão de resposta entre os estoques de C do solo dos diferentes sistemas agrícolas e vegetação nativa na região semiárida do Brasil.

Grupos de observações	Média ¹	Limite inferior	Limite superior
Tipos de uso da terra			
Anuais	0,85	0,81	0,89
Pastagem	0,82	0,75	0,89
Perenes	0,77	0,66	0,88
Tempo de mudança no uso da terra (anos)			
0-5	0,90	0,83	0,98
6-20	0,81	0,78	0,86
21-40	0,85	0,79	0,91
>40	0,65	0,54	0,79
Profundidade de amostragem (cm)			
<30	0,79	0,76	0,83
30-50	0,89	0,86	0,96
50-100	0,96	0,86	1,05
Mineralogia dos solos (IPCC)			
<i>Sandy</i>	0,92	0,82	1,01
<i>HAC</i>	0,83	0,80	0,87
<i>LAC</i>	0,78	0,72	0,85

¹Intervalo *bootstrap* com 95% de confiança. *HAC* - solos com alta atividade de argila, *LAC* - solos com baixa atividade de argila e *Sandy* - solos com conteúdo >70% de areia e <8% de argila.

Dentro das observações, verificou-se que a adoção de cultivos perenes no semiárido brasileiro promoveram as maiores reduções de COS (23%). Contudo, esse resultado deve ser avaliado cuidadosamente, visto que o número de estudos com culturas perenes é pequeno (oito estudos). Além disso, o conjunto de dados engloba culturas perenes irrigadas e de sequeiro, especificamente a mamona (*Ricinus communis* L.). Desse modo, os dados de COS em áreas de sequeiro, podem ter superestimado a perda de COS para esse tipo de uso da terra

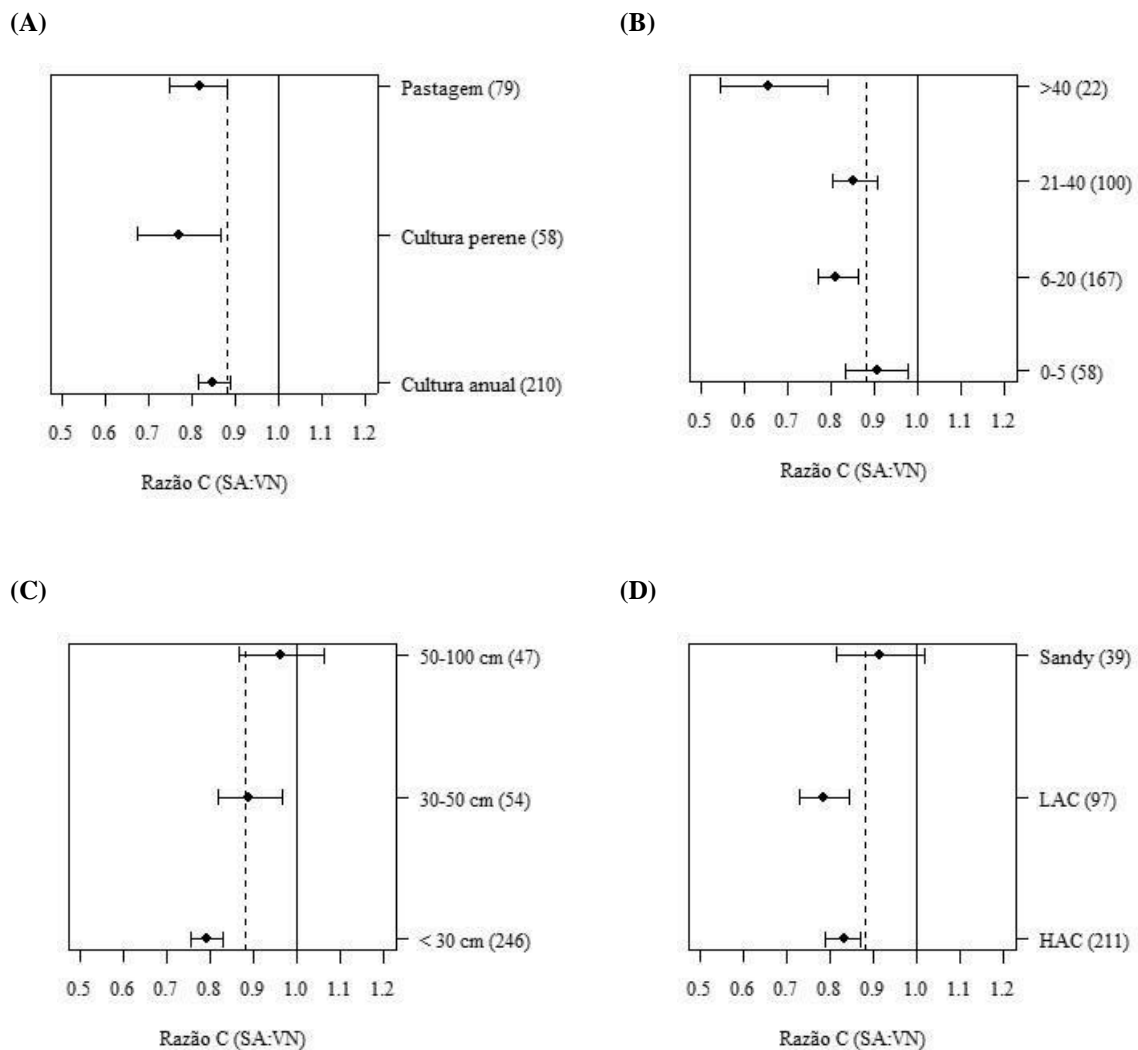
no semiárido. As conversões de vegetação nativa para culturas anuais e pastagens no semiárido do Brasil, que foram as duas mudanças no uso da terra melhor representada no conjunto de dados, apresentaram as menores perdas nos estoques de COS, sendo 15 e 18%, respectivamente (Figura 2A).

O tempo de uso da terra foi outro aspecto que promoveu um pronunciado efeito negativo sobre os estoques de COS da região semiárida brasileira. Especificamente, para os períodos maiores que 40 anos de uso da terra as reduções nos estoques de COS foram de 35%. Entre 6 e 40 anos de conversão, os estoques de COS decresceram entre 15 e 19%. Já para as áreas com menos tempo de uso da terra (0-5 anos), foram encontradas as menores perdas (10%) nos estoques de COS (Figura 2B).

Em relação as profundidades de amostragem, as camadas mais superficiais do solo (<30 cm) apresentaram as maiores reduções médias (21%) nos estoques de COS. Para as camadas entre 30-50 cm, as reduções de COS foram de 11%. Enquanto que, para as maiores profundidades de amostragem (50-100 cm), foram encontradas perdas médias de apenas 4% nos estoques de COS (Figura 2C).

Considerando a mineralogia dos solos, os solos agrupados como *Sandy* apresentam as menores perdas (8%) nos estoques de COS, enquanto que os solos *HAC* e os *LAC* reduziram em média os estoques de COS em 17 e 22%, respectivamente (Figura 2D). Entretanto, os resultados para os solos *Sandy*, devem ser analisados com cautela, visto que o conjunto de dados para esses solos apresentam 81,1% dos dados sob agricultura irrigada (culturas perenes), enquanto que, os solos agrupados como *LAC* e *HAC* representam apenas 6,1 e 6,6% dos dados nesse tipo de uso da terra, respectivamente. Isso significa que, as práticas de manejo nesses solos são diferentes dos demais, como por exemplo, o uso de irrigação, fertilização, variedades melhoradas e plantas com maior sistema radicular, o que teoricamente implica em menores perdas de COS.

Figura 2. Efeito dos diferentes tipos de uso da terra (A), tempo de mudança no uso da terra (B), profundidade de amostragem (C) e mineralogia dos solos (D) conforme classificação do IPCC (2006) sobre a razão de resposta entre o estoque de carbono do solo sob sistema agrícola e vegetação nativa. Os valores representam a média do tamanho do efeito (razão) com intervalos *bootstrap* de 95% de confiança. O número de observações em cada categoria é apresentado entre parênteses. A linha tracejada representa a razão média ao longo de todos os estudos.



4. DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo denotam que as perdas de C do solo oscilaram entre 4 e 35% dependendo de fatores como profundidade, mineralogia dos solos, tempo e tipo de uso da terra (Figura 2), o que está de acordo com os resultados de outros estudos em regiões tropicais, como Conant et al. (2001), Guo e Gifford (2002), Ogle et al. (2004, 2005), Maia et

al. (2009, 2010, 2013), Mello et al. (2014) e Deng et al. (2016). A redução dos estoques de COS ocorre devido ao desequilíbrio entre as taxas de aporte dos resíduos orgânicos e perdas de C no solo pela decomposição da MOS, distúrbio ou erosão do solo nos sistemas agrícolas (PAUSTIAN et al., 2016; CERRI et al., 2017).

De uma forma geral, é reportado na literatura que os sistemas cultivados com culturas perenes apresentam os mesmos conteúdos de COS (IPCC, 2006) e em alguns casos maior estoque de COS em relação a vegetação nativa (CARDOSO et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2015), visto que nessas áreas ocorrem menos distúrbio do solo, os sistemas radiculares são profundos, em geral, o uso da irrigação e adubação ocorrem frequentemente, resultando em maior aporte de resíduos vegetais ao solo (CARDOSO et al., 2015). No entanto, para esse estudo, foi observado que a maior perda de C do solo (23%) ocorre em cultivos com culturas perenes em relação as áreas sob culturas anuais e pastagens (Figura 2A). Porém, as maiores perdas observadas nesses sistemas podem estar sendo superestimadas pelos dados de C do solo sob culturas perenes em regime de sequeiro, uma vez que o manejo nessas áreas apresenta algumas diferenças. Contudo, Leite et al. (2010) e Giongo et al. (2011) encontraram em áreas de culturas perenes irrigadas no semiárido brasileiro, reduções nos estoques de COS na ordem de 45%. Similarmente, Bernardi et al. (2007) observaram perdas de C do solo com culturas perenes irrigadas variando de 5 a 23% também no semiárido brasileiro. Esses autores atribuem as perdas elevadas de C do solo a um conjunto de fatores, tais como altas temperaturas, intensidade de insolação e clima semiárido, associados com a constante disponibilidade de água pela irrigação. Sendo assim, a soma desses fatores promove a maior entropia nas áreas irrigadas, favorecendo o estado de mínima energia e máxima desordem, devido ao aumento da taxa de decomposição da MOS, o que conseqüentemente, promove a redução dos estoques de COS (BERNARDI et al., 2007; LEITE et al., 2010; GIONGO et al., 2011).

As pastagens avaliadas neste estudo foram classificadas como moderadamente degradadas, que são pastos com baixa produtividade e cultivadas sem o uso de irrigação, adubação ou consórcio com leguminosas (IPCC, 2006). No semiárido brasileiro, as reduções de 18% nos estoques de COS em áreas de pastos moderadamente degradados, foram relativamente menores do que as perdas de 24% encontradas por Barros et al. (2015) para pastos desta região e consideravelmente maiores do que as perdas constatadas por Ogle et al. (2004) e Maia et al. (2009), na ordem de 3 a 9% para pastagens degradadas em regiões tropicais. Essa maior perda de COS deve estar relacionada a forma de implantação das pastagens, a qual inclui o desmatamento e queima da vegetação nativa, eliminando quase a

totalidade do C da parte aérea da vegetação e serapilheira; a quebra da estrutura do solo devido ao preparo convencional utilizando arados; a carência de tecnologias voltadas para a conservação do COS, como por exemplo, implantação de gramíneas com maior produção de biomassa, adubação orgânica ou inorgânica e irrigação. Outro importante aspecto está relacionado ao superpastoreio, pois, o mesmo impacta negativamente o C do solo (BARROS et al., 2015; SCHULZ et al., 2016), visto que as superlotações de animais nas áreas de pastagens no semiárido, resultam no consumo de quase toda biomassa acima do solo, devido a carência de forragens nessa região; desse modo, o aporte de resíduos vegetais é significativamente reduzido (SAMPAIO; COSTA, 2011; SANTANA et al., 2019). Além disso, a pressão do pisoteio promovido pelos animais compactam as camadas superficiais e aumenta a densidade do solo, reduzindo a infiltração de água e aeração do solo, o que limita o desenvolvimento do sistema radicular das gramíneas, e conseqüentemente, reduz os estoques de COS, uma vez que as raízes das plantas, a constante rizodeposição e a distribuição mais uniforme dos exsudatos radiculares no solo são as principais fontes de COS em pastagens (BERNAL et al., 2016; ZHANG et al., 2018; SEGNINI et al., 2019).

Para as culturas anuais, as perdas de 15% do COS encontradas na região semiárida do Brasil corroboram com a faixa de perdas descritas na literatura, cujos valores observados variam de 6 a 42% após a conversão da vegetação nativa para cultivos anuais em regiões tropicais (GUO; GIFFORD, 2002; OGLE et al., 2005; MAIA et al., 2010, 2013; MELLO et al., 2014). Essas perdas estão relacionadas a queima da vegetação nativa e serapilheira anterior a implantação dos cultivos, ao uso dos implementos agrícolas no preparo do solo, ausência de adubações, rotação de culturas, consorciação e aporte de resíduos vegetais (MAIA et al., 2013; PAUSTIAN et al., 2016; LAL, 2018). No semiárido, também são adotadas outras práticas que afetam significativamente o C do solo, como, o pastejo de animais após as colheitas, o que contribui para eliminar os resíduos vegetais remanescentes dos cultivos. Além disso, o período de pousio adotado, possivelmente tem sido insuficiente para que o solo recupere suas propriedades físicas, químicas e biológicas (GIONGO et al., 2011; SAMPAIO; COSTA, 2011; SANTANA et al., 2019).

Foi observado também que a perda de C do solo, decorrente da conversão de vegetação nativa para sistemas agrícolas no semiárido brasileiro, já ocorre nos primeiros anos de implantação, com perdas de 10% no COS verificadas nas áreas com menor tempo de uso da terra (0-5 anos). Nas áreas com mais de 40 anos de conversão a perda média de C do solo foi de 35% (Figura 2B), denotando uma redução progressiva nos estoques de COS ao longo do tempo. As menores perdas de C em áreas com períodos até 5 anos de uso comparativamente

as áreas com mais tempo de conversão, pode estar relacionada a recalcitrância dos resíduos orgânicos remanescentes da vegetação nativa armazenados nestes solos (MAIA et al., 2007).

A perda de COS está intimamente relacionada ao clima e manejo dos sistemas agrícolas. No semiárido brasileiro, por exemplo, a capacidade de suporte da biomassa é substancialmente menor que regiões tropicais úmidas ou temperadas, devido ao menor aporte de resíduos vegetais em solos do semiárido (GIONGO et al., 2011). Nessa região, o principal motivo para a perda progressiva do COS ao longo do tempo decorre do manejo das áreas agricultadas, as quais são geralmente, cultivadas por agricultores familiares. Esses agricultores, em geral, ainda adotam o preparo convencional do solo e o pastejo nas áreas agrícolas após as colheitas. Não adotam técnicas como adubação verde, rotação de culturas, consorciação, uso de adubação orgânica e manutenção dos resíduos vegetais no solo durante o período de pousio (GIONGO et al., 2011), que possivelmente elevaria os estoques de COS. Além disso, o período de pousio é inadequado, sendo no máximo oito anos, após o uso intensivo da mesma área de produção por um período de quatro ou cinco anos (SAMPAIO; COSTA, 2011), portanto, muito menor do que os 10-15 anos de pousio recomendados por alguns autores, como sendo período mínimo para o solo recuperar suas propriedades físicas, químicas e biológicas (TIESSEN et al., 1992; NUNES et al., 2006; GIONGO et al., 2011; SANTANA et al., 2019). Acredita-se, portanto, que a combinação desses fatores tem resultado em perdas progressivas do COS ao longo do tempo no semiárido brasileiro.

Em relação a dinâmica do C do solo em profundidade, foi observado que as perdas de COS diminuem com a profundidade, a qual foi evidenciada na camada de 50-100 cm, apresentando perda média nos estoques de COS de apenas 4%, enquanto que, as perdas mais pronunciadas foram observadas na camada de 0-30 cm, com perdas médias de 21% (Figura 2C). Essa tendência já era esperada, visto que os maiores impactos da mudança no uso da terra ocorrem nas camadas superficiais. Em cultivo convencional no qual se adota o preparo do solo a base de grade e arados, verifica-se alterações na estrutura e agregação do solo, expondo a MOS às ações dos microrganismos, favorecendo a sua decomposição (SINGH et al., 2017). Além disso, ocorrem mudanças drásticas na temperatura das camadas superficiais, umidade e aeração do solo (SÁ et al., 2014; LAL, 2018), resultando em cenários que possibilitam perdas significativas do COS. O resultado para as camadas até 30 cm está convergente com a perda média de 26% encontrada por Mello et al. (2014) após a conversão da vegetação nativa de Cerrado para cultivo de cana-de-açúcar. Os autores atribuíram essa maior perda ao uso intensivo do solo.

Quanto a mineralogia dos solos, observa-se que os resultados deste estudo divergem do apresentado na literatura, na qual usualmente reporta-se que as maiores perdas de COS ocorrem em solos *Sandy*. Esse efeito ocorre devido à menor proteção física da MOS pelos agregados do solo, ou química, pela baixa associação dos grupos funcionais da MOS com os coloides do solo (BAYER et al., 2006; CARDOSO et al., 2015). Entretanto, neste estudo nos solos com mais de 70% de areia e menos de 8% do teor de argila, os quais são classificados como *Sandy* (IPCC, 2006), foi encontrada a menor perda de C do solo (8%). Porém, esse resultado para os solos *Sandy* pode estar sendo subestimado, pois 81,1% do conjunto de dados para esses solos correspondem a áreas cultivadas com culturas perenes irrigadas, e nesses sistemas de cultivo há uma agricultura mais tecnificada, com uso de insumos frequentes. Desse modo, considerando que a dinâmica do C em sistemas agrícolas também é influenciada pela adição de fertilizantes e materiais orgânicos, que influem positivamente nas taxas de decomposição e mineralização da MOS (BERNARDI et al., 2007; CARDOSO et al., 2015), esses fatores podem justificar as menores perdas de COS nesses solos. É necessário, no entanto, mais estudos que avaliem as perdas de C em solos arenosos (*Sandy*), com o intuito de confirmar ou não se esta tendência de menores perdas nos estoques de COS ocorre apenas em áreas de culturas perenes irrigadas na região semiárida do Brasil.

Conforme a classificação do IPCC (2006), os solos *HAC* correspondem a solos com minerais de argila de alta atividade, com intemperismo leve a moderado, e predomínio de argilas silicatadas 2:1. Já os solos *LAC*, são solos com argila de baixa atividade, altamente intemperizados, que predomina os minerais de argilas 1:1, óxidos de Fe e Al. Essas características proporcionam aos solos, maior proteção física da MOS, pela facilidade na formação de agregados do solo, e química, em virtude da formação de complexos argilo-orgânicos, o que dificulta a degradação do material orgânico pelos microrganismos, e conseqüentemente, reduz as perdas do COS (BAYER et al., 2006; CARDOSO et al., 2015). Portanto, esperava-se que nos solos *HAC* e *LAC* ocorressem as menores perdas de COS, devido sua maior estabilidade física e química em relação aos solos *Sandy*. No entanto, nessa pesquisa foi observado comportamento contrário, ou seja, maiores perdas de COS nos solos *HAC* e *LAC* em relação aos *Sandy*. Com relação as perdas de C entre os solos *HAC* e *LAC*, observa-se que a diferença é pequena (5%), e considerando o desvio padrão, torna-se insignificante. Esse comportamento pode ser atribuído ao preparo convencional do solo e manejo dos mesmos, visto que 81% do conjunto de dados foram formados por solos *HAC* e *LAC* em áreas de culturas anuais e pastagem, como já explicado anteriormente são sistemas que não recebem um manejo sustentável do solo no semiárido (GIONGO et al., 2011;

SAMPAIO; COSTA, 2011), evidenciando o efeito negativo do preparo e manejo convencional do solo na aceleração da taxa de decomposição da MOS, e consequentemente na perda de COS (MAIA et al., 2007; CARDOSO et al., 2015; PAUSTIAN et al., 2016; CERRI et al., 2017; LAL, 2018).

5 CONCLUSÃO

O manejo de pastagens e o cultivo convencional de culturas anuais e perenes em áreas ocupadas anteriormente por vegetação nativa de Caatinga no semiárido brasileiro, promove reduções nos estoques de COS. As magnitudes destas perdas variam entre 4 e 35% em função do tempo, tipo de uso da terra, camada e mineralogia dos solos. Esses resultados estão de acordo com as perdas de COS em sistemas convencionas observadas em outras regiões tropicais. Além disso, os resultados também indicam que a perda de COS no semiárido brasileiro está intimamente relacionada ao clima, solo e principalmente, as práticas de manejo dos sistemas agrícolas. Sendo assim, para mitigar as reduções progressivas dos estoques de COS da região semiárida brasileira, recomenda-se mudanças no manejo dos sistemas agrícolas, sobretudo, nas áreas de agricultura familiar, com adoção de um manejo mais sustentável nos solos dessa região.

REFERÊNCIAS

- ABDALLA, K.; MUTEMA, M.; CHIVENGE, P.; EVERSON, C.; CHAPLOT, V. Grassland degradation significantly enhances soil CO₂ emission. **Catena**, v.167, p.284-292, 2018.
- ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; PINTO, A. S.; PAREYN, F. G. C.; CARVALHO, A. L.; MARTINS, J. C. R.; CARVALHO, E. X.; SILVA, A. S. A.; DUTRA, E. D.; SAMPAIO, E. V. S. B. Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.254, p.26-34, 2018.
- BALESDENT, J.; BASILE-DOELSCH, I.; CHADOEUF, J.; CORNU, S.; DERRIEN, D.; FEKIACOVA, Z.; HATTÉ, C. Atmosphere–soil carbon transfer as a function of soil depth. **Nature Climate Change**, v.559, p.599-612, 2018.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, v.86, n.2, p.237-245, 2006.

- BERNAL, B.; MCKINLEY, D. C.; HUNGATE, B. A.; WHITE, P. M.; MOZDZER, T. J.; MEGONIGAL, J. P. Limits to soil carbon stability; Deep, ancient soil carbon decomposition stimulated by new labile organic inputs. **Soil Biology & Biochemistry**, v.98, p.85-94, 2016.
- BERNARDI, A. C. C.; MACHADO, P. L. O. A.; MADARI, B. E.; TAVARES, S. R. L.; CAMPOS, D. V. B.; CRISÓSTOMO, L. A. Carbon and nitrogen stocks of an Arenosol under irrigated fruit orchards in Semi-arid Brazil. **Scientia Agricola**, v.64, n.2, p.169-175, 2007.
- CARDOSO, J. A. F.; LIMA, A. M. N.; CUNHA, T. J. F.; RODRIGUES, M. S.; HERNANI, L. C.; AMARAL, A. J.; OLIVEIRA NETO, M. B. Organic matter fractions in a Quartzipsamment under cultivation of irrigated mango in the lower São Francisco valley region, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.39, n.4, p.1068-1078, 2015.
- CERRI, C. C.; MOREIRA, C. S.; ALVES, P. A.; TOLEDO, F. H. R. B.; CASTIGIONI, B. A.; RODRIGUES, G. A. A.; CERRI, D. G. P.; CERRI, C. E. P.; TEIXEIRA, A. A.; CANDIANO, C. A. C.; REIS, M. R.; D'ALESSANDRO, S. C.; TURELLO, L. Estoques de carbono e nitrogênio no solo devido a mudança da terra em áreas de cultivo de café em Minas Gerais. **Coffee Science**, v.12, n.1, p.30-41, 2017.
- CHATTERJEE, N.; NAIR, P. K. R.; CHAKRABORTY, S.; NAIR, V. D. Changes in soil carbon stocks across the Forest-Agroforest-Agriculture/Pasture continuum in various agroecological regions: A meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.266, p.55-67, 2018.
- CHEN, L.; JING, X.; FLYNN, D. F. B.; SHI, Y.; KÜHN, P.; SCHOLTEN, T.; HE, J.-S. Changes of carbon stocks in alpine grassland soils from 2002 to 2011 on the Tibetan Plateau and their climatic causes. **Geoderma**, v.288, p.166-174, 2017.
- CHENU, C.; ANGERS, D. A.; BARRÉ, P.; DERRIEN, D.; ARROUAYS, D.; BALESSENT, J. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. **Soil & Tillage Research**, Artigo Impresso, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011>
- CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. **Ecological Applications**, v.11, p.343-355, 2001.
- CONANT, R. T.; RYAN, M. G.; AGREN, G.; BIRGE, H. E.; DAVIDSON, E. A.; ELIASSON, P. E.; EVANS, S. E.; FREY, S. D.; GIARDINA, C. P.; HOPKINS, F. M.; HYVÖNEN, R.; KIRSCHBAUM, M. U. F.; LAVALLEE, J. M.; FELD, J. L.; PARTON, W. J.; STEINWEG, J. M.; WALLENSTEIN, M. D.; WETTERSTEDT, J. A. M.; BRADFORD, M. A. Temperature and soil organic matter decomposition rates – synthesis of current knowledge and a way forward. **Global Change Biology**, v.17, p.3392-3404, 2011.
- CUNHA, T. J. F.; PETRERE, V. G.; SILVA, D. J.; MENDES, A. M. S.; MELO, R. F.; OLIVEIRA NETO, M. B.; SILVA, M. S. L.; ALVAREZ, I. A. Principais solos do semiárido tropical brasileiro: caracterização, potencialidades, limitações, fertilidade e manejo. In: SÁ, I.

B., SILVA, P. C. G. **Seminário brasileiro: pesquisa, desenvolvimento e inovação.** Petrolina, PE: Embrapa Semiárido, p. 49-87, 2010.

DLAMINI, P.; CHIVENGE, P.; CHAPLOT, V. Overgrazing decreases soil organic carbon stocks the most under dry climates and low soil pH: A meta-analysis shows. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.221, p.258-269, 2016.

DENG, L.; ZHU, G.-Y.; TANG, Z.-S.; SHANGGUAN, Z.-P. Global patterns of the effects of land-use changes on soil carbon stocks. **Global Ecology and Conservation**, v.5, p.127-138, 2016.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de Métodos de Análise de Solo.** Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro, RJ, pp. 212. 1997.

FRACETTO, F. J. C.; FRACETTO, G. G. M.; CERRI, C. C.; FEIGL, B. J.; SIQUEIRA NETO, M. Estoques de carbono e nitrogênio no solo cultivado com mamona na Caatinga. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, n.5, p.1545-1552, 2012.

FUJISAKI, K.; CHEVALLIER, T.; CHAPUIS-LARDY, L.; ALBRECHT, A.; RAZAFIMBELO, T.; MASSE, D.; NDOUR, Y. B.; CHOTTE, J.-L. Soil carbon stock changes in tropical croplands are mainly driven by carbon inputs: A synthesis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.259, p.147-158, 2018.

GIONGO, V.; CUNHA, T. J. F.; MENDES, A. S. M.; GAVA, C. A. T. Carbono no sistema solo-planta no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.06, p.1233-1253, 2011.

GONZAGA, G. B. M. **Dinâmica da matéria orgânica do solo, estoques de carbono e susceptibilidade ao aumento da temperatura no semiárido de Alagoas.** 2017. 151p. Tese (Doutorado em Agronomia – Produção Vegetal) - Universidade Federal de Alagoas, Rio Largo, AL, Brasil, 2017.

GUO, L. B.; GIFFORD, R. M. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Global Change Biology**, v.8, p.345-360, 2002.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Agriculture, Forestry and Other Land Use.** In: Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., (Ed.). Hayama: Intergovernmental Panel on Climate Change/IGES, 2006. v.4. 2006.

LAL, R. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global Change Biology**, v.24, p.1-17, 2018.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**. v.123, p.1-22, 2004.

LAPOLA, D.M.; MARTINELLI, L.A.; PERES, C.A.; OMETTO, J.P.H.B.; FERREIRA, M.E.; NOBRE, C.A.; AGUIAR, A.P.D.; BUSTAMANTE, M.M.C.; CARDOSO, M.F.; COSTA, M.H.; JOLY, C.A.; LEITE, C.C.; MOUTINHO, P.; SAMPAIO, G.; STRASSBURG, B.B.N.; VIEIRA, I.C.G. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, v.4, p.27-35, 2014.

LEITE, L. F. C.; OLIVEIRA, F. C.; ARAÚJO, A. S. F.; GALVÃO, S. R. S.; LEMOS, J. O.; SILVA, E. F.L. Soil organic carbon and biological indicators in an Acrisol under tillage systems and organic management in north-eastern Brazil. **Australian Journal of Soil Research**, v.48, p.258-265, 2010.

LIMA, S.S.; LEITE, L.F.C.; OLIVEIRA, F.C.; COSTA, D.B. Atributos químicos e estoques de carbono e nitrogênio em Argissolo Vermelho-Amarelo sob sistemas agroflorestais e agricultura de corte e queima no norte do Piauí. **Revista Árvore**, v.35, n.1, p.51-60, 2011.

MAIA, S. M. F.; CARVALHO, J. L. N.; CERRI, CARLOS E. P.; LAL, R.; BERNOUX, M.; GALDOS, M. V.; CERRI, CARLOS C. Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in Amazon and Cerrado biomes. **Soil & Tillage Research**, v.133, p.75-84, 2013.

MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. **Soil & Tillage Research**, v.106, n.2, p.177-184, 2010.

MAIA, S. M. F.; OGLE, S.M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**, v.149, n.1-2, p.84-91, 2009.

MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO FILHO, J. A. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. **Agroforestry System**, v.71, p.127-138, 2007.

MELLO, F. F. C.; CERRI, C. E. P.; DAVIES, C. A.; HOLBROOK, N. M.; PAUSTIAN, K.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V.; BERNOUX, M.; CERRI, C. C. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. **Nature Climate Change**, v.4, p.605-609, 2014.

NOGUEIRA, R. S. **Distribuição espacial de carbono, nutrientes e solo em Luvisolos sob sistemas agrícolas tradicionais e agroflorestais no município de Sobral - CE**. 2009. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, Brasil, 2009.

NUNES, L. A. P. L.; ARAÚJO FILHO, J. A.; MENEZES, R. I. Q. Impacto da queima e do pousio sobre a qualidade de um solo sob Caatinga no semiárido nordestino. **Caatinga**, v.19, n.2, p.200-208, 2006.

OGLE, S. M.; BREIDT, F. J.; PAUSTIAN, K. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. **Biogeochemistry**, v.72, n.1, p.87-121, 2005.

OGLE, S. M.; CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K. Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Environmental Management**, v.33, n.4, p.474-484, 2004.

OLIVEIRA, S. P.; LACERDA, N. B.; BLUM, S. C.; ESCOBAR, M. E. O.; OLIVEIRA, T. S. Organic carbon and nitrogen stocks in soils of Northeastern Brazil converted to irrigated agriculture. **Land Degradation & Development**, v.26, p.9-21, 2015.

PAUSTIAN, K.; LEHMANN, J.; OGLE, S. M.; REAY, D.; ROBERTSON, G. P.; SMITH, P. Climate-smart soils. **Nature Climate Change**, v.532, p.49-57, 2016.

RAMÍREZ, P. B.; CALDERÓN, F. J.; FONTE, S. J.; BONILLA, C. A. Environmental controls and long-term changes on carbon stocks under agricultural lands. **Soil & Tillage Research**, v.186, p.310-321, 2019.

SÁ, J. C. M.; TIVET, F.; LAL, R.; BRIEDIS, C.; HARTMAN, D. C.; SANTOS, J. Z.; SANTOS, J. B. Long-term tillage systems impacts on soil C dynamics, soil resilience and agronomic productivity of a Brazilian Oxisol. **Soil & Tillage Research**, v.136, p.38-50, 2014.

SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. 2008. Matéria orgânica do solo no Bioma Caatinga. p. 419-441. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. eds. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Metrópole, Porto Alegre, RS, Brasil.

SAMPAIO, E. V. S. B.; COSTA, T. L. Estoques e fluxos de carbono no semiárido nordestino: Estimativas preliminares. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.6, p.1275-1291, 2011.

SANTANA, M. S.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GIONGO, V.; MENEZES, R. S. C.; JESUS, K. N.; ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; NASCIMENTO, D. M.; PAREYN, F. G. C.; CUNHA, T. J. F.; SAMPAIO, R. M. B.; PRIMO, D. C. Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. **Geoderma Regional**, v.15, p.e00205, 2019.

SANTOS, C. A.; REZENDE, C. P.; PINHEIRO, É. F. M.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEYD, R. M. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. **Geoderma**, v.337, p.394-401, 2019.

SCHULZ, K.; VOIGT, K.; BEUSCH, C.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; KOWARIK, I.; WALZ, A.; CIERJACKS, A. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.367, p.62-70, 2016.

SEGNINI, A.; XAVIER, A. A. P.; OTAVIANI-JUNIOR, P. L.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEDROSO, A. F.; PRAES, M. F. F. M.; RODRIGUES, P. H. M.; MILORI, D. M. B. P. Soil carbon stock and humification in pastures under different levels of intensification in Brazil. **Scientia Agricola**, v.76, p.33-40, 2019.

SILVA, G. L. **Qualidade física de um Luvissole cultivado com sistemas agroflorestais e convencional no semiárido cearense**. 2008. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, Brasil, 2008.

SINGH, A. K.; KUSHWAHA, M.; RAI, A.; SINGH, N. Changes in soil microbial response across year following a wildfire in tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v.391, p.458-468, 2017.

SOUSA, F. P.; FERREIRA, T. O.; MENDONÇA, E. S.; ROMERO, R. E.; OLIVEIRA, J. G. B. Carbon and nitrogen in degraded Brazilian semi-arid soils undergoing desertification. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.148, p.11- 21, 2012.

TIESSEN, H.; SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Nutrient and soil organic matter dynamics under shifting cultivation in semi-arid northeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.38, p.139-151, 1992.

WIESMEIER, M.; URBANSKI, L.; HOBLEY, E.; LANG, B.; VON LÜTZOW, M.; MARIN-SPIOTTA, E.; VAN WESEMAEL, B.; RABOT, E.; LIEß, M.; GARCIA-FRANCO, N.; WOLLSCHLÄGER, U.; VOGEL, H.-J.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. **Geoderma**, v.333, p.149-162, 2019.

ZHANG, M.; LI, X.; WANG, H.; HUANG, Q. Comprehensive analysis of grazing intensity impacts soil organic carbon: A case study in typical steppe of Inner Mongolia, China. **Applied Soil Ecology**, v.129, p.1-12, 2018.

CAPÍTULO III

PERDAS DE CARBONO DO SOLO EM SISTEMAS DE CULTIVOS CONVENCIONAIS DEVIDO A MUDANÇA NO USO DA TERRA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

RESUMO

Os sistemas de cultivos convencionais reduzem os estoques de carbono orgânico do solo (COS) em regiões tropicais, predispondo esses solos a emitir CO₂ para a atmosfera. No entanto, estudos conduzidos em várias partes do mundo mostram que a magnitude das perdas depende das práticas de manejo adotadas. A quantificação dessas mudanças no COS, portanto, constitui um grande desafio. Neste sentido, os objetivos com este estudo foram derivar fatores de mudança nos estoques de COS específicos para sistemas agrícolas convencionais (culturas anuais e perenes) e avaliar os impactos causados por estes sistemas ao longo do tempo e perfil do solo sobre o COS na região semiárida do Brasil. Um total de 82 observações foram usadas neste estudo, sendo 66 referentes a culturas anuais e 16 sob perenes. O conjunto de dados foi analisado por meio de um modelo linear misto. Sistemas convencionais com culturas anuais reduzem os estoques de COS em 17, 13 e 4% nas camadas de 0-30 cm, 0-50 cm e 0-100 cm de solo, respectivamente, e para o período de 20 anos de mudança no uso da terra. As perdas de COS aumentaram com o período de cultivo, uma vez que os fatores de mudança nos estoques de C do solo derivados para 40 anos mostraram uma diminuição de 26, 22 e 13% para as camadas 0-30, 0-50 e 0-100 cm, respectivamente, quando comparado com os estoques de COS da área de referência. Enquanto que, nos sistemas convencionais com cultivos perenes, as perdas foram de 29% na camada de 0-30 cm, para período de 20 anos de conversão.

Palavras-chave: Caatinga. Emissão de CO₂. Uso da terra. Sequestro de carbono.

ABSTRACT

Conventional cropping systems reduce soil organic carbon (SOC) stocks in tropical regions, predisposing these soils to emit CO₂ into the atmosphere. However, studies conducted in

various parts of the world show that the magnitude of the losses depends on the management practices adopted. Quantification of these changes in SOC is therefore a major challenge. In this sense, the objectives of this study were to derive specific SOC stock change factors to conventional agricultural systems (annual and perennial crops) and to evaluate the impacts caused by these systems over time and the soil profile on the SOC in the semi-arid region of Brazil. A total of 82 observations were used in this study, being 66 referring to annual crops and 16 under perennials. The data set was analyzed by means of a mixed linear model. Conventional systems with annual crops reduce SOC stocks by 17, 13 and 4% in the 0-30 cm, 0-50 cm and 0-100 cm soil layers, respectively, and for the 20-year period of change in use from the earth. SOC losses increased with the growing period, since the change factors in the soil C stocks derived for 40 years showed a decrease of 26, 22 and 13% for the layers 0-30, 0-50 and 0-100 cm, respectively, when compared to SOC stocks of the reference area. Whereas, in conventional systems with perennial crops, losses were 29% in the 0-30 cm layer, for a period of 20 years of conversion.

Keywords: Caatinga. Emission CO₂. Land-use. Carbon sequestration.

1 INTRODUÇÃO

A região semiárida brasileira compreende uma área de aproximadamente um milhão de km², concentrada na região Nordeste e norte do estado de Minas Gerais, correspondendo a 12% do território nacional (MEDEIROS et al., 2012; ALTHOFF et al., 2018). Em termos populacionais, é a região semiárida mais populosa do mundo, com cerca de 22 milhões de habitantes (GIONGO et al., 2011; ALTHOFF et al., 2018). Essa região apresenta pequenos períodos de chuvas, alta evapotranspiração e temperatura, o que limita a produção de biomassa vegetal (MAIA et al., 2007; GIONGO et al., 2011).

Estima-se que apenas 54% da vegetação nativa do semiárido brasileiro encontram-se preservada (LAPOLA et al., 2014; ALTHOFF et al., 2018), e aproximadamente 33,3 milhões de hectares (34% da região) são utilizados atualmente para fins agropecuários (BRASIL, 2015). O sistema agrícola que prevalece nessa região é a agricultura de sequeiro, formada por agricultores familiares, geralmente em pequenas fazendas, os quais cultivam lavouras de subsistência, com queima da vegetação nativa e preparo convencional do solo, paralelamente a uma pecuária extensiva (FRAGA; SALCEDO, 2004; SAMPAIO; COSTA, 2011).

A conversão de ecossistemas nativos em sistemas agrícolas, especialmente, os sistemas convencionais que predominam no semiárido brasileiro, destroem a estrutura do solo,

fragmentando os macroagregados e redistribuindo-os em microagregados (SÁ et al., 2014). Isso expõe à fração lábil da matéria orgânica do solo (MOS), antes protegida da ação dos microrganismos, o que conseqüentemente, promove sua decomposição (CARVALHO et al., 2009; SIQUEIRA NETO et al., 2010; MAIA et al., 2013). Além disso, o pastejo pós-colheita reduz significativamente o aporte de resíduos vegetais ao solo, o que reflete sobre a MOS quantitativa e qualitativamente (SIQUEIRA NETO et al., 2009), o que leva a redução dos estoques de carbono orgânico do solo (COS), e conseqüente a liberação de gases do efeito estufa (GEE) para a atmosfera (MELLO et al., 2014; CERRI et al., 2017).

Diversos estudos mostraram o efeito negativo dos sistemas convencionais em nível local sobre o estoque global de COS em regiões tropicais (GUO; GIFFORD, 2002; LAL, 2004; OGLE et al., 2005; BAYER et al., 2006; SIQUEIRA NETO et al., 2009; MAIA et al., 2010; FRACETTO et al., 2012; MAIA et al., 2013; MELLO et al., 2014; SÁ et al., 2014; OLIVEIRA et al., 2015). O desafio, portanto, consiste em extrapolar os resultados obtidos localmente, para escalas regionais ou nacionais, e com isso determinar o papel dos solos tropicais, como emissor ou dreno de GEE. Neste contexto, o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) propõe estimar as perdas ou ganhos de C do solo em inventários nacionais usando os fatores de mudança nos estoques de COS, os quais são desenvolvidos para a camada 0-30 cm de solo e para o período de 20 anos de uso da terra (IPCC, 2006). Desse modo, Ogle et al. (2005) derivaram fatores de mudança nos estoques de COS para cultivo convencional de 0,58 e 0,69 para regiões tropicais úmidas e secas, respectivamente, o que significa que estas conversões reduzem o C do solo em 42 e 31%. Da mesma forma, Maia et al. (2013), derivaram fatores de mudança nos estoques de COS para cultivos convencionais nos biomas brasileiros Cerrado e Amazônia e obtiveram um fator de 0,92 para solos com teor de argila de 60%. Usando a mesma metodologia, Mello et al. (2014), avaliaram a adoção do cultivo de cana-de-açúcar e observaram que a conversão da vegetação nativa de Cerrado após 20 anos resultou em fatores de mudança nos estoques de COS de 0,74, 0,80 e 0,93 para as camadas 0-30 cm, 0-50 cm e 0-100 cm de profundidade, respectivamente.

Portanto, os fatores de mudança nos estoques de COS por levar em consideração os efeitos de diferentes covariáveis como: clima, sistemas de manejo, tempo, tipo e profundidade do solo, são essenciais para refinar os inventários nacionais e regionais. Além disso, esses fatores podem ser úteis na atualização das diretrizes do IPCC e contribuir para as iniciativas, tais como a 4 por 1000 (MINASNY et al., 2017; SOUSSANA et al., 2017). Esta iniciativa propõe uma ação global para aumentar o conteúdo de C do solo por uma taxa de 0,4% ao ano em solos agrícolas globais (LAL, 2016; PAUSTIAN et al., 2016), a qual pode ser alcançada

após a adoção de melhores práticas de manejo, como a manutenção de resíduos agrícolas no solo após as colheitas, sistemas agroflorestais, pastagens melhoradas e recuperação de solos degradados (CHAMBERS et al., 2016).

No Brasil, considerando que o inventário nacional ainda utiliza os fatores de mudança nos estoques de COS padrão do IPCC, e mediante a grande área cultivada na região semiárida, é essencial melhorar a compreensão da dinâmica do carbono do solo sob condições semiáridas brasileiras. Portanto, os objetivos com este estudo foram derivar fatores de mudança nos estoques de COS específicos para sistemas agrícolas convencionais (culturas anuais e perenes) e avaliar os impactos causados por estes sistemas ao longo do tempo e perfil do solo sobre o COS na região semiárida do Brasil.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

O semiárido brasileiro possui clima semiárido quente e seco, com temperatura média anual variando de 23 a 27 °C, e umidade relativa do ar de 50% (ALTHOFF et al., 2018). A precipitação pluvial oscila entre 250 e 1000 mm, sendo que aproximadamente 54% dessa região tem precipitação anual média na faixa de 500-750 mm, enquanto que 29% variam entre 750-1000 mm, e apenas 17% da região semiárida possuem precipitações médias anuais de 250 a 500 mm (SALCEDO; SAMPAIO, 2008). Além disso, a elevada evapotranspiração (2.000 mm ano⁻¹) e alta variabilidade temporal e espacial das chuvas, geralmente restrita entre 2 e 4 meses ao ano (MAIA et al., 2007), promove um balanço hídrico negativo durante 7 a 11 meses por ano no semiárido brasileiro (SALCEDO; SAMPAIO, 2008).

Quanto aos solos, as classes que predominam na região semiárida brasileira são Latossolo (21%), Neossolo Litólico (19%), Argissolo (15%), Luvisolo (13%), Planossolo (11%), Neossolo Quartzarênico (9%), Neossolo Regolítico (4%) e Cambissolo (4%), as quais representam 96% dessa região (CUNHA et al., 2010).

2.2 Amostragem do solo, análises e revisão de literatura

A proposta deste estudo foi derivar os fatores de mudança nos estoques de SOC específicos para mudança de uso da terra (culturas anuais e perenes) no semiárido brasileiro, e foi baseado na combinação de novos dados de carbono do solo com dados de 16 estudos disponíveis na literatura (Tabela 1).

As amostras de solos foram coletadas em seis municípios localizados no semiárido dos estados de Alagoas, Bahia e Paraíba (Tabela 1). Foram selecionadas áreas de agricultura

familiar, com sistemas agrícolas convencionais, caracterizados por culturas anuais, sem irrigação ou adubação e intercaladas com pastagens após as colheitas. Dentro de cada município, foram selecionadas aleatoriamente 12 fazendas para uma coleta de solo em pares de observações, comparando estoques de COS entre áreas de sistemas convencionais e vegetação nativa. Dois critérios foram utilizados no processo de seleção das fazendas: (i) o proprietário ou administrador precisava ter conhecimento sobre as práticas de uso e manejo da terra adotadas na fazenda desde a conversão da vegetação nativa; e (ii) as áreas agrícolas deveriam estar próximas as áreas de vegetação nativa, com relevo, classe e textura de solo similares.

As amostragens de solos ocorreram em áreas que predominavam as culturas de milho e feijão, intercaladas na maioria dos casos, com pastejo de animais (bovinos, ovinos e caprinos) após as colheitas. Em geral, estas culturas foram cultivadas individualmente, sem rotação ou consorciação, cujos semeio foram definidos em função da disponibilidade de sementes, preço de mercado, etc. Estas áreas eram geralmente cultivadas por quatro ou cinco anos, permanecendo posteriormente em pousio no máximo por oito anos.

Amostras de solo foram coletadas em três pontos para cada local, as quais foram selecionadas aleatoriamente, porém, sempre localizadas na mesma posição do relevo e visando obter a melhor distribuição espacial dentro de cada área escolhida, ou seja, vegetação nativa e áreas agrícolas. Amostras de solo foram coletadas até 100 cm de profundidade ou até que alguma camada limitante fosse encontrada nos solos, como pode ser observado na Tabela 1, e nas camadas de 0-10, 10-20, 20-30, 30-50, 50-80 e 80-100 cm. Estas amostras foram secas ao ar e peneiradas com uma malha de 2 mm para remover pedras e fragmentos de galhos e raízes antes da análise. O carbono total foi medido por combustão a seco em um analisador elementar (NCHS) modelo Flash 2000 (Thermo Scientific). Em cada camada de solo amostrada foi determinada a densidade do solo (DS), medida pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 1997) e foi calculado o estoque de COS pela multiplicação da concentração de C (g g^{-1}) por DS (kg cm^{-3}) e espessura da camada (cm). Para calcular o estoque total de COS, adotou-se o método de massa equivalente do solo (MES), seguindo o procedimento proposto por Sisti et al. (2004). O solo sob vegetação nativa foi utilizado como referência para o método da MES. Um resumo de todos os dados usados nesta análise encontra-se na Tabela 1.

Tabela 1. Locais de amostragem de solo e estudos da literatura, utilizados para avaliar os efeitos de sistemas de cultivos convencionais sobre os estoques de COS no semiárido brasileiro.

Continua...

Estudo	Localização	Tempo de conversão (anos)	Camada (cm)	Tipo de solo	Anuais	Perenes	Estoque de carbono (Mg ha ⁻¹)	
							Sistema Agrícola	Vegetação nativa
Dados coletados								
(Novos dados)	Santana do Ipanema - AL	47	50	Planossolo	x		53,51	103,39
		2	50	Neossolo Litólico	x		110,78	97,44
		38	50		x		57,83	
(Novos dados)	Batalha - AL	11	70	Luvissolo	x		97,10	90,87
(Novos dados)	América Dourada - BA	5	100	Cambissolo	x		177,99	160,61
		15	100		x		193,05	
		20	100		x		171,59	
		30	100		x		153,76	
		35	100		x		144,69	
		40	100		x		130,66	
		33	30		x		80,20	82,93
		46	30		x		89,13	
(Novos dados)	Senhor do Bonfim - BA	10	50	Planossolo	x		48,33	76,45
		15	50		x		54,93	

Tabela 1 - Continuação...

		8	70		x	112,93	105,19
		18	50		x	89,02	84,48
(Novos dados)	Catolé do Rocha - PB	12	90	Argissolo	x	103,32	104,99
		15	90		x	93,21	
		50	70		x	98,53	99,59
		40	90		x	129,85	131,16
(Novos dados)	Santa Luzia - PB	19	50	Luvissolo	x	48,95	100,66
		38	50		x	74,02	
		90	50		x	51,97	
		20	70		x	50,76	80,73
		30	70		x	68,52	
Estudos da literatura							
GONZAGA (2017)	Delmiro Gouveia - AL	4	30	Neossolo Quartzarênico	x	31,05	33,19
		15	30		x	23,61	
	Inhapí - AL	30	30	Argissolo	x	44,92	42,61
	Pariconha - AL	4	30	Neossolo Regolítico	x	35,59	40,41
MOREIRA (2013)	Irecê - BA	27	40	Cambissolo		x	50,21
FRACETTO et al. (2012)	Irecê - BA	10	30	Latossolo		x	40,01

Tabela 1 – Continuação...

		20	30			x	38,68	
		50	30			x	38,02	
MAIA et al. (2007)	Sobral - CE	5	40	Luvissole	x		62,35	73,62
		5	40		x		87,32	
		5	40		x		73,36	
		5	40		x		92,90	
		5	40		x		58,04	47,15
NOGUEIRA (2009)	Sobral - CE	10	5	Luvissole	x		14,03	17,82
		10	5		x		24,74	27,40
		10	5		x		16,79	
		10	5		x		19,90	
		10	5		x		22,97	
NUNES et al. (2006)	Sobral - CE	1	20		x		71,98	57,34
		2	20	Luvissole	x		64,66	
		1	20		x		57,34	
		2	20		x		39,77	
		3	20		x		51,24	
		4	20		x		47,09	

Tabela 1 – Continuação...

		5	20		x		50,02	
SILVA (2008)	Sobral - CE	8	5	Luvissole	x		20,82	26,75
		8	5		x		19,91	
		8	5		x		17,33	
OLIVEIRA et al. (2015)	Limoeiro do Norte - CE	25	50	Cambissolo	x		63,47	58,24
		15	50			x	78,27	59,80
		25	50			x	61,29	
BERNARDI et al. (2007)	Paraipaba - CE	2	40	Neossolo Quartzarênico	x		24,23	27,57
		2	40			x	20,89	
		6	40			x	25,20	
		6	40			x	22,63	
		6	40			x	23,76	
		6	40			x	24,17	
		6	40			x	26,35	
FRAGA e SALCEDO (2004)	Juarez Távora - PB	14	7.5	Neossolo Quartzarênico	x		96,60	118,00
		16	7.5		x		63,00	
LIMA et al. (2011)	Esperantina - PI	3	10	Argissolo	x		25,65	34,16
		6	10		x		42,60	

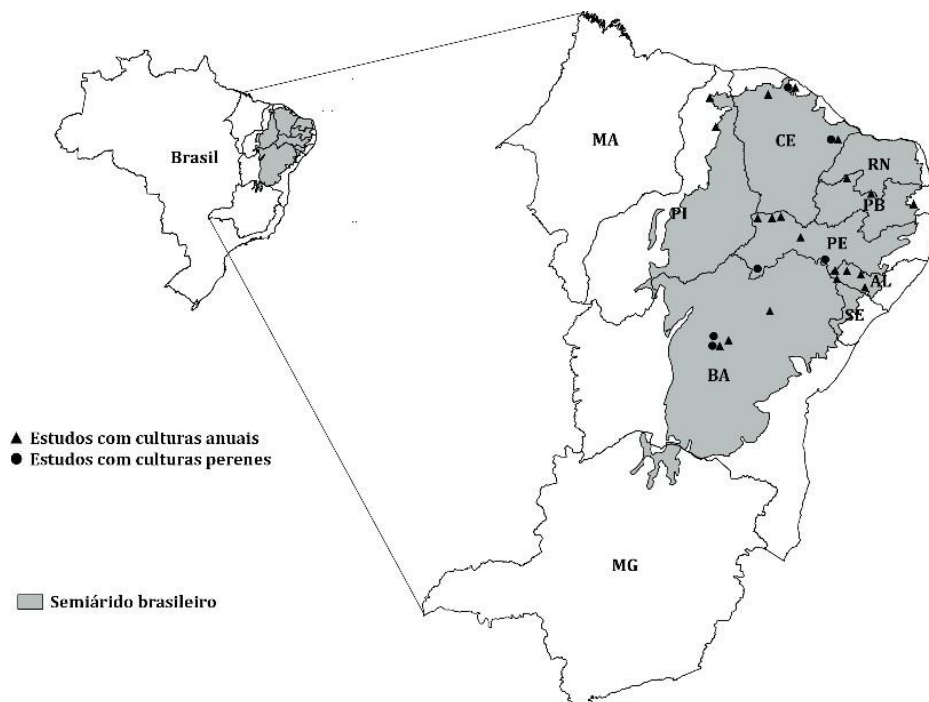
Tabela 1 – Conclusão...

		10	10		x		45,31	
		2	10		x		19,66	
		3	10		x		18,08	35,59
		6	10		x		40,00	
		10	10		x		35,14	
		2	10		x		13,79	
CORRÊA et al. (2009)	Petrolândia - PE	31	30	Neossolo Quartzarênico	x		20,34	23,18
		31	30			x	17,24	
GIONGO et al. (2011)	Petrolina - PE	13	20	Argissolo		x	25,54	58,65
CARDOSO et al. (2015)	Petrolina - PE	20	10	Neossolo Quartzarênico		x	16,80	11,72
GALVÃO (2014)	Petrolina - PE	20	60	Neossolo Quartzarênico		x	18,49	15,87
SANTANA et al. (2019)	Araripina - PE	28	60	Neossolo Litólico	x		22,30	54,50
	Bodocó - PE	15	100	Argissolo	x		89,50	98,40
	Exú - PE	20	100	Latossolo	x		57,20	72,10
	Salgueiro - PE	15	60	Planossolo	x		15,20	37,70

Para a realização da revisão de literatura foi utilizado as principais bases de dados disponíveis (Scientific Electronic Library Online (SciELO), ScienceDirect, Portal de Periódicos CAPES, Google Acadêmico, e a Biblioteca Brasileira de Dissertações e Teses). Os dados obtidos serviram de base para avaliar os impactos dos sistemas de cultivos convencionais (culturas anuais e perenes) sobre as mudanças nos estoques de COS na região semiárida do Brasil (Figura 1). Todos os estudos selecionados continham dados de estoque de COS ou informações que subsidiaram o cálculo dessa variável (densidade do solo, teor de COS e profundidade da camada amostrada) e o tempo decorrido desde a conversão da vegetação nativa para sistema de cultivo convencional. Além disso, os dados da literatura também foram ajustados pela metodologia da MES (SISTI et al., 2004).

Um total de 16 estudos (Tabela 1) foram utilizados nesta pesquisa e, em todos esses estudos, a mudança no uso da terra no semiárido brasileiro ocorreu por meio do desmatamento, seguido pela queima da vegetação nativa e preparo convencional do solo. Um total de 82 pares de comparações foram utilizados neste estudo, sendo 66 referentes a culturas anuais e 16 sob perenes.

Figura 1. Localização dos estudos utilizados para derivar os fatores de mudança nos estoques de carbono do solo no semiárido brasileiro.



2.3 Descrição dos fatores de mudança nos estoques de COS e análise estatística

Para derivar os fatores de mudança nos estoques de COS devido ao uso da terra, o conjunto de dados (dados coletados e revisão da literatura) foi analisado por meio de um modelo linear misto (*mixed-effect*). Esse tipo de análise de regressão inclui efeitos fixos e aleatórios usados para descrever a relação entre uma variável resposta e esses efeitos, sejam fixos ou aleatórios (PINHEIRO; BATES, 2000). A variável resposta para os sistemas de cultivos convencionais (CC) corresponde a taxa média do COS armazenado sob condições de manejo modificado pela média do COS armazenado sob vegetação nativa (VN) (isto é, estoque de COS sob CC/estoque de COS sob VN).

As variáveis de efeitos fixos foram usadas para explicar a influência do tipo de solo, mineralogia, profundidade de amostragem e tempo de mudança no uso da terra. Para incluir a mineralogia do solo, foi utilizada a classificação proposta pelo IPCC (2006): i) solos com alta atividade de argila (*HAC*), ii) solos com baixa atividade de argila (*LAC*) e iii) solos com conteúdo >70% de areia e <8% de argila (solos *Sandy*).

Variáveis de efeitos aleatórios foram usadas para explicar as dependências em múltiplas medições dentro do mesmo estudo (isto é, modelos de regressão linear padrão consideram que cada observação seja independente). Especificamente, os municípios e as fazendas foram incluídos como variáveis aleatórias. A variável local é comum para todas as observações da mesma fazenda (para diferentes incrementos de profundidade e tempos de amostragem), mas independente entre fazendas distintas e, portanto, captura as correlações entre as medidas da mesma fazenda. Da mesma forma, a variável município é comum a todas as observações do mesmo município, captando correlações entre observações da área do mesmo município (PINHEIRO; BATES, 2000; OGLE et al., 2004, 2005; MAIA et al., 2010, 2013).

A inclusão de estudos com diferentes profundidades no conjunto de dados foi de acordo com o procedimento proposto por Ogle et al. (2004). Foram formados dois regressores (X_1 e X_2) a partir dos valores superior e inferior do incremento de uma camada de solo baseado em uma função quadrática (considerando-se que os impactos são maiores na superfície e diminuem com a profundidade do solo). A taxa média do estoque COS para um único incremento foi uma integral da profundidade superior para a inferior da função quadrática, dividida pela espessura da camada. A função quadrática foi integrada usando as equações (1) e (2).

$$X_1 = \frac{L^2 - U^2}{2 \times L - U} \quad (1)$$

$$X_2 = \frac{L^3 - U^3}{3 \times L - U} \quad (2)$$

Em que, L (cm) representa a profundidade inferior e U (cm) a profundidade superior. Essa abordagem possibilita realizar medições em várias profundidades e desenvolver modelos a partir dos dados sem perder informações da agregação, de incrementos ou interpolação para um conjunto padrão de profundidades.

Essas análises possibilitaram derivar os fatores de mudança nos estoques de COS na região semiárida do Brasil de maneira consistente com o método do IPCC para C do solo (IPCC, 2006), o qual se baseia no efeito integrado do manejo para a camada 0-30 cm de profundidade após 20 anos de mudança no uso da terra ou sistema de manejo (IPCC, 2006). Também foram derivados fatores para as camadas 0-50 e 0-100 cm, e para os períodos de 5, 10, 15, 30 e 40 anos de uso da terra para culturas anuais e, 5, 10 e 15 anos para culturas perenes. A incerteza foi estimada por meio da predição do desvio padrão do valor de cada fator de mudança nos estoques de COS.

2.4 Taxas de mudança nos estoques de COS

As taxas de mudança do COS promovidas pelos sistemas convencionais foram calculadas usando a metodologia baseada no IPCC (MAIA et al., 2013), que consiste em calcular a taxa de mudança de C do solo após ajustadas aos fatores de mudança nos estoques de COS. Sendo assim, foi feito ajuste da taxa de mudança de C do solo para cada profundidade e tempo de uso da terra, aplicando-se o seu respectivo fator.

Neste estudo, foram utilizados os fatores de mudança nos estoques de COS de 40 anos para culturas anuais e de 20 anos para culturas perenes. As taxas de mudança de C do solo baseada no IPCC foram calculadas usando a equação (3):

$$\text{Baseado no IPCC} = \frac{((C_{REF} \times FE) - C_{REF})}{T_{FE}} \quad (3)$$

Em que, C_{REF} representa o estoque de C na área de referência (vegetação nativa), FE é o fator de emissão de CO_2 após a mudança nos estoques de COS, e T_{FE} é o período de tempo (anos) do fator utilizado, que neste estudo correspondem a 40 e 20 anos para culturas anuais e perenes, respectivamente.

3 RESULTADOS

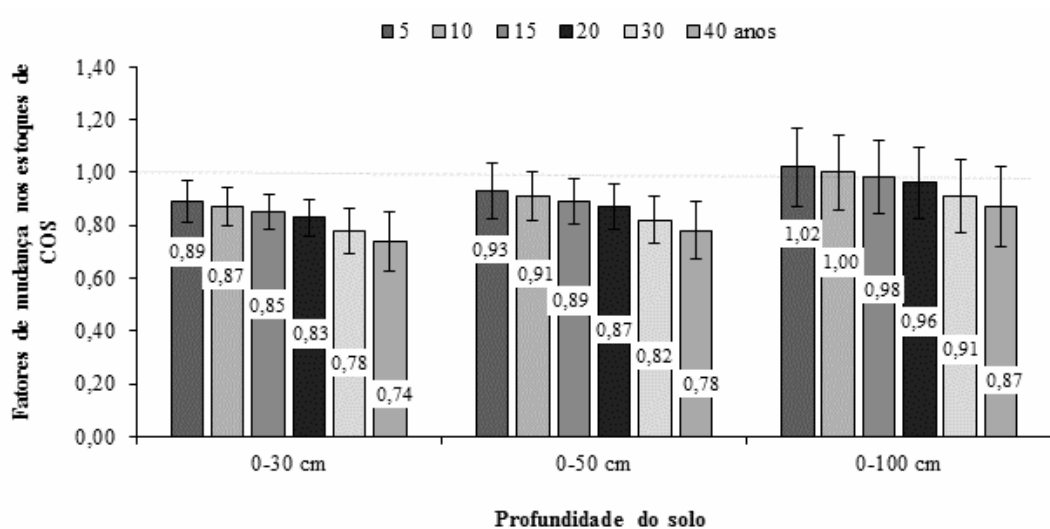
3.1 Fatores de mudança nos estoques de COS

Os fatores de mudança nos estoques de COS foram derivados para a conversão da vegetação nativa em sistemas convencionais com culturas anuais após 5, 10, 15, 20, 30 e 40 anos nas camadas 0-30, 0-50 e 0-100 cm de solo (Figura 2). Na camada de 0-30 cm, os fatores derivados foram $0,89 \pm 0,08$, $0,87 \pm 0,07$, $0,85 \pm 0,07$, $0,83 \pm 0,07$, $0,78 \pm 0,09$ e $0,74 \pm 0,11$, o que representa reduções nos estoques de COS de 11, 13, 15, 17, 22 e 26%, respectivamente, em relação aos estoques de COS da vegetação nativa.

Para a camada 0-50 cm, fatores de $0,93 \pm 0,10$, $0,91 \pm 0,09$, $0,89 \pm 0,09$, $0,87 \pm 0,08$, $0,82 \pm 0,09$ e $0,78 \pm 0,11$ foram derivados para os períodos de 5, 10, 15, 20, 30 e 40 anos, respectivamente (Figura 2). Esses dados mostram que houve perdas nos estoques de COS de 7, 9, 11, 13, 18 e 22% quando houve a conversão da vegetação nativa para sistemas convencionais no semiárido brasileiro.

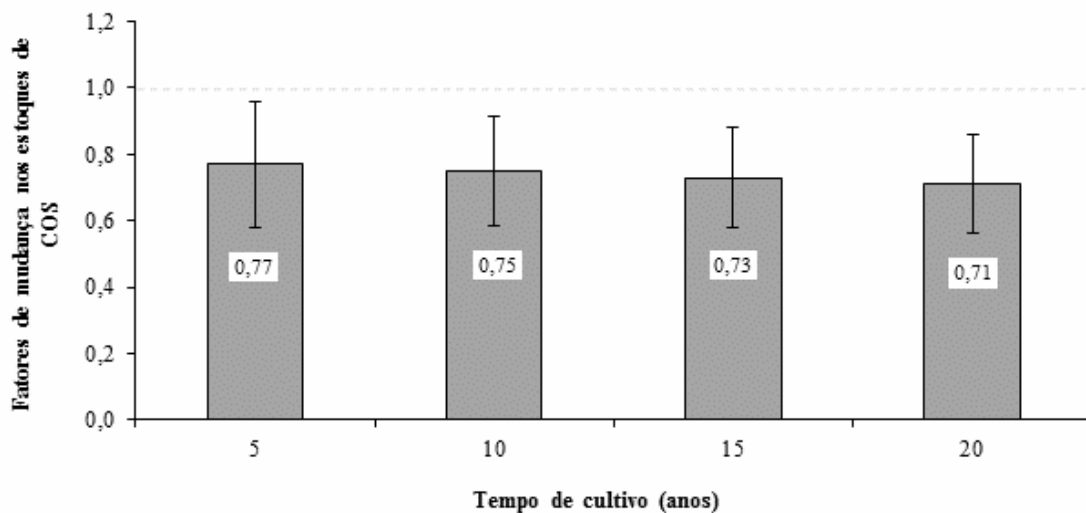
Considerando a camada 0-100 cm, os fatores derivados foram $1,02 \pm 0,15$, $1,00 \pm 0,14$, $0,98 \pm 0,14$, $0,96 \pm 0,14$, $0,91 \pm 0,14$ e $0,87 \pm 0,15$ para os mesmos períodos de mudança no uso da terra (Figura 2). Ou seja, as reduções nos estoques de COS dos sistemas de cultivos convencionais de 2, 4, 9 e 13% para 15, 20, 30 e 40 anos foram encontradas em contraste com os estoques de COS da vegetação nativa.

Figura 2. Fatores de mudança nos estoques de COS devido ao uso da terra derivados para 5, 10, 15, 20, 30 e 40 anos de sistemas convencionais com culturas anuais nas camadas de 0-30, 0-50 e 0-100 cm de solo na região semiárida do Brasil. As barras representam 2 desvios padrões dos valores médios.



Avaliando a conversão da vegetação nativa para sistemas de cultivos convencionais com culturas perenes, os fatores de mudança nos estoques de COS de $0,77 \pm 0,19$, $0,75 \pm 0,16$, $0,73 \pm 0,15$ e $0,71 \pm 0,15$ foram derivados para os 5, 10, 15 e 20 anos de uso da terra, respectivamente, na camada de 0-30 cm de profundidade (Figura 3).

Figura 3. Fatores de mudança nos estoques de COS derivados para sistemas convencionais cultivados com culturas perenes após 5, 10, 15 e 20 anos de uso da terra para a camada de 0-30 cm de solo no semiárido brasileiro. As barras representam 2 desvios padrões dos valores médios.

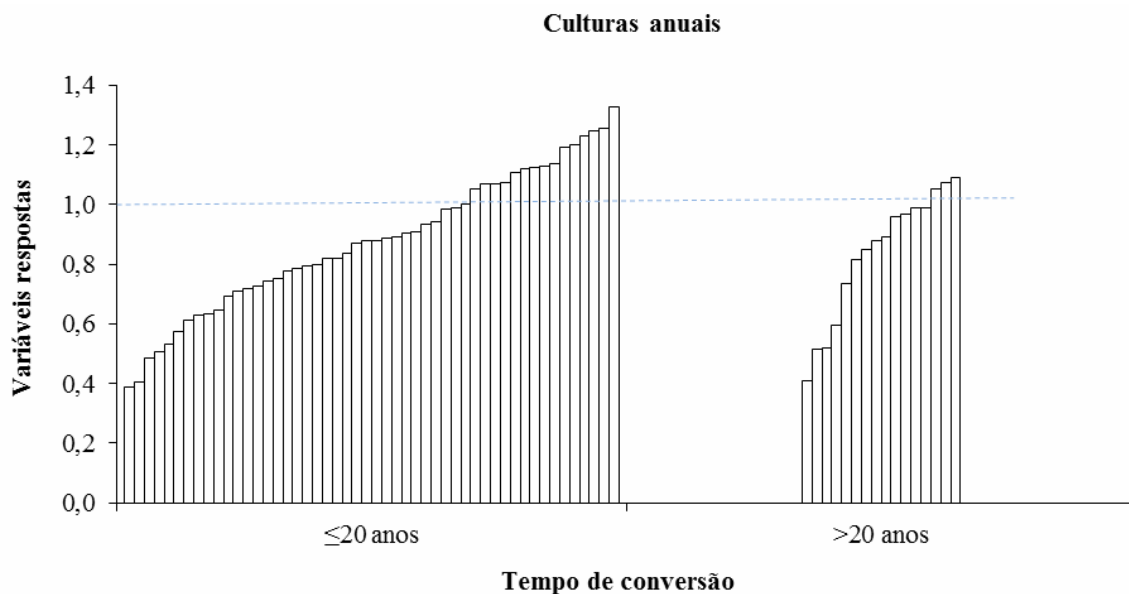


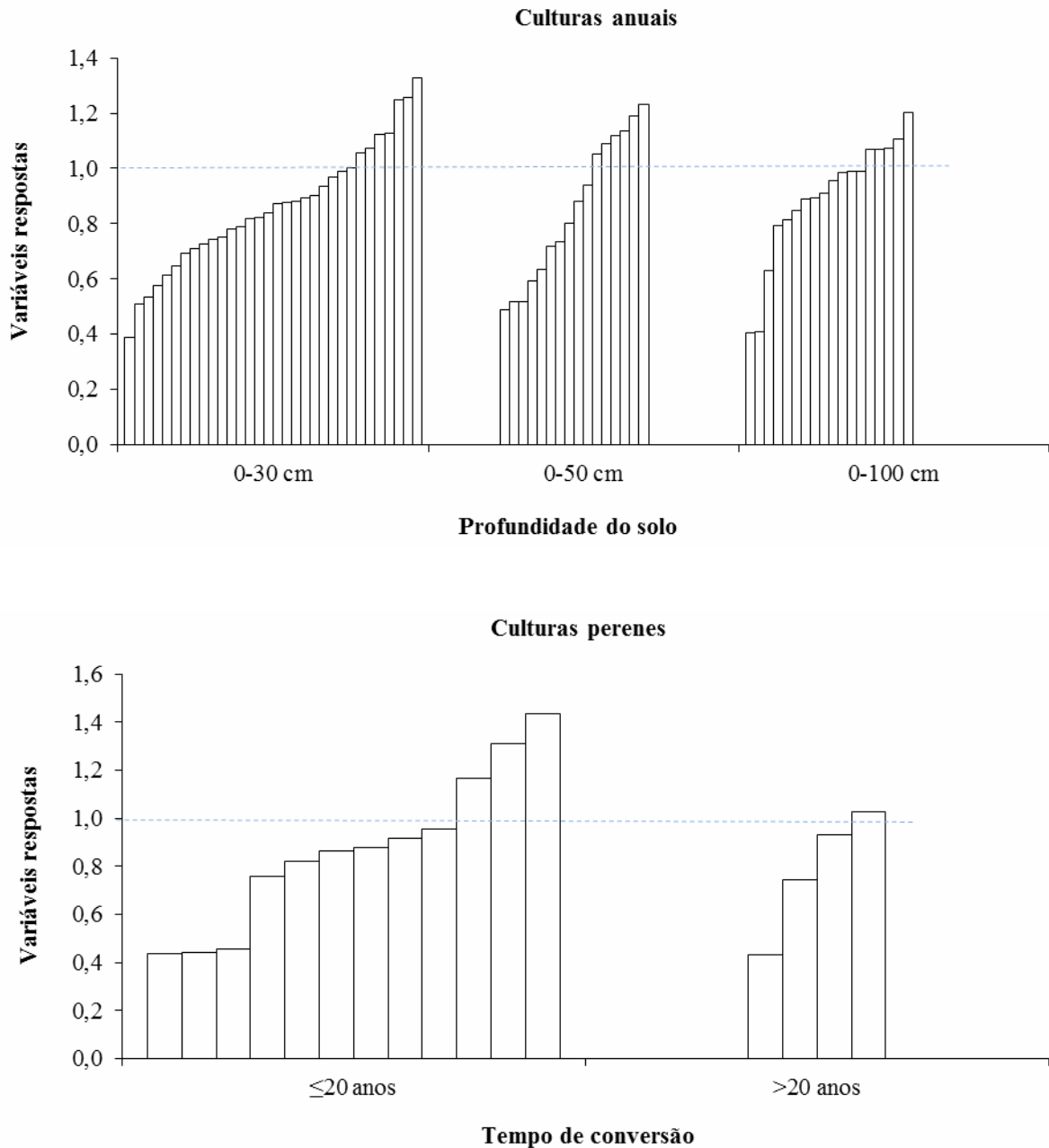
A Figura 4 apresenta os resultados das variáveis respostas, que representam a proporção média do estoque de COS sob sistemas convencionais/taxa média do estoque de COS sob vegetação nativa para cada par de comparação. O conjunto de dados foi agrupado considerando o período de uso da terra (≤ 20 e > 20 anos) e camadas de solo (0-30, 0-50 e 0-100 cm). Uma variável resposta com valor igual, menor ou maior que 1, mostra que não houve mudança, ocorreram perdas ou ganhos nos estoques de COS do sistema convencional em relação à vegetação nativa, respectivamente. Nos sistemas sob culturas anuais, as áreas de uso da terra com mais de 20 anos apresentaram variáveis respostas < 1 em 81% do conjunto de dados, com uma perda média do COS de 16,7%. Nas áreas ≤ 20 anos, os estoques de COS foram reduzidos em 11,9% e as variáveis respostas < 1 foram observadas em 68% do conjunto de dados. Em relação à profundidade do solo, observou-se que as maiores perdas de COS (14,2%) ocorrem nas camadas superficiais do solo, uma vez que as variáveis resposta < 1

foram encontradas em 75% do conjunto de dados na camada de 0-30 cm. No entanto, nas camadas mais profundas, as perdas de C do solo também foram altas, visto que para as camadas de 0-50 e 0-100 cm, as perdas médias foram de 13,2 e 10,9%, respectivamente, e as variáveis respostas com valores menores que 1 foram na ordem de 62% e 72% dos dados.

Em culturas perenes, variáveis respostas <1 foram encontradas em 75% em ambos os conjuntos de dados (≤ 20 e > 20 anos de uso da terra), e a redução média nos estoques de COS foi de 13,1 e 21,8% para os períodos ≤ 20 e > 20 anos de uso da terra, respectivamente. Entretanto, vale salientar que o número de estudos com período maior que 20 anos de uso da terra com culturas perenes no semiárido brasileiro é reduzido, o que dificulta a abrangência dessa observação.

Figura 4. Variáveis respostas consistindo na relação entre os estoques de carbono do solo encontradas em sistemas convencionais (culturas anuais e perenes) em relação a vegetação nativa, agrupados por tempo de uso da terra (≤ 20 e > 20 anos) e camadas de solo (0-30, 0-50 e 0-100 cm) na região semiárida brasileira.





Apesar do modelo usado para derivar os fatores de mudança nos estoques de COS não conseguir detectar diferenças significativas para as perdas de COS entre as classes de solos, isto não significa que essas diferenças não existam. O conjunto de dados do presente estudo é composto por oito classes de solos, as quais representam 96% do semiárido brasileiro (Tabela 2). As maiores perdas de COS foram encontradas nos Planossolos (30%) e Neossolos Litólicos (29%). Nos Neossolos Quartzarênicos e Latossolos as perdas médias de COS foram iguais (21%). No entanto, os resultados para Latossolos devem ser analisados cuidadosamente, visto que para essa classe de solo há apenas um estudo. Entre as classes Luvisolo, Neossolo Regolítico e Argissolo a perda média nos estoques de COS variou entre

12 e 13%. Diferente das demais classes, o Cambissolo foi o único entre os tipos de solos que apresentou aumento médio de 2% nos estoques de COS.

Tabela 2. Variável resposta média dos estoques de COS para cada tipo de solo sob cultivo convencional no semiárido brasileiro.

Tipo de solo	Variável resposta
Planossolo (10,5%) ¹	0,70 ± 0,26 (6) ²
Neossolo Litólico (19,2%)	0,71 ± 0,38 (3)
Neossolo Quartzarênico (9,3%)	0,79 ± 0,15 (6)
Latossolo (21,0%)	0,79 ± 0,00 (1)
Luvissolo (13,3%)	0,87 ± 0,22 (26)
Neossolo Regolítico (4,4%)	0,88 ± 0,00 (1)
Argissolo (14,7%)	0,88 ± 0,25 (14)
Cambissolo (3,6%)	1,02 ± 0,12 (9)

¹Percentual da classe do solo. ²Número de pares de comparação em cada classe de solo.

3.2 Taxas de mudança nos estoques de COS

A Tabela 3 apresenta os resultados das taxas de mudança nos estoques de COS e, independentemente da profundidade do solo, os dados mostram uma redução nos estoques de C do solo nos sistemas sob culturas anuais e perenes. De acordo com a metodologia baseada no IPCC (MAIA et al., 2013), sistemas convencionais com culturas anuais no semiárido brasileiro reduzem os estoques de COS, em média 0,31, 0,50 e 0,46 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ nas camadas 0-30, 0-50 e 0-100 cm de solo, respectivamente. Da mesma forma, os sistemas convencionais com culturas perenes reduzem os estoques de C do solo por uma taxa média de 0,86 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ na camada de 0-30 cm de profundidade (Tabela 3).

Tabela 3. Alterações nos estoques de COS calculados pelo método baseado no IPCC para mudança no uso da terra em sistemas convencionais com culturas anuais e perenes, para períodos de 40 e 20 anos, respectivamente.

Culturas	Camada do solo (cm)	Baseado no IPCC (Mg ha⁻¹ ano⁻¹)
Anuais	0-30	-0,31 ± 0,16
	0-50	-0,50 ± 0,08
	0-100	-0,46 ± 0,11
Perenes	0-30	-0,86 ± 0,53

4 DISCUSSÃO

Os resultados demonstram que os sistemas convencionais com culturas anuais promovem uma redução progressiva nos estoques do COS ao longo do tempo, independentemente da camada de solo. Isso fica evidenciado nesse estudo, ao observar que após 20 anos de uso da terra, que é o período atualmente adotado pelo IPCC como padrão para a estabilização do C após mudanças no uso da terra, manejo ou insumo, foram encontradas perdas de 17, 13 e 4% de C do solo para as profundidades de 0-30, 0-50 e 0-100 cm de solo, respectivamente. No entanto, para as condições semiáridas brasileiras, as reduções nos estoques de COS continuam por um período mais longo, pois foi observado que aos 40 anos de mudança no uso da terra, as perdas de C foram de 26, 22 e 13% para as profundidades 0-30, 0-50 e 0-100 cm, respectivamente. A não estabilização da mudança nos estoques de COS aos 20 anos de uso da terra no semiárido brasileiro, pode ser confirmada pelos dados de culturas anuais com período de conversão entre 20 e 90 anos, que representam 28,8% do conjunto de dados e apresentou uma perda média nos estoques de C de 16,7% quando comparada à vegetação nativa (Tabela 1).

Essa contínua redução do COS na região semiárida do Brasil é provavelmente uma consequência da combinação do manejo do solo com as condições climáticas da região. Os sistemas agrícolas no semiárido brasileiro, na grande maioria dos casos, são cultivados por agricultores familiares, com baixo poder aquisitivo e sem acesso adequado a técnicas mais sustentáveis de uso do solo, como adubação verde, rotação de culturas, consorciação, uso de adubação orgânica e manutenção dos resíduos vegetais no solo durante o período de pousio (PAUSTIAN et al., 2016); e que ainda adotam o preparo convencional do solo por meio de arados. Além disso, é prática comum permitir o pastoreio nas áreas agrícolas após as colheitas, o que resulta na remoção da maioria dos resíduos das culturas (SANTANA et al., 2019). Vale salientar ainda que, o período de pousio é inadequado, geralmente não excedem oito anos, após quatro ou cinco anos de uso consecutivo do solo (SAMPAIO; COSTA, 2011), sendo muito menor do que os 10-15 anos de pousio recomendados por alguns autores, como sendo período mínimo para o solo recuperar suas propriedades físicas, químicas e biológicas (TIESSEN et al., 1992; NUNES et al., 2006; GIONGO et al., 2011; ARAÚJO FILHO, 2013). Portanto, os resultados deste estudo sugerem que a combinação desses aspectos contribui para que as perdas de C do solo continuem por períodos superiores a 20 anos no semiárido.

A redução dos estoques de COS em sistemas agrícolas convencionais é algo já observado em outras regiões do Brasil. Por exemplo, Maia et al. (2013) avaliaram as mudanças nos estoques de COS dos biomas brasileiros Amazônia e Cerrado, e encontraram

uma redução de 8% nos estoques de COS em solos com menos de 60% do teor de argila em sistemas convencionais. Mello et al. (2014) avaliaram as mudanças nos estoques de COS resultantes da conversão da vegetação nativa de Cerrado para cultivo de cana-de-açúcar, e encontraram reduções de 26, 20 e 7% para as profundidades de 0-30, 0-50 e 0-100 cm, respectivamente. Da mesma forma, Villarino et al. (2017, 2018) observaram que a conversão da vegetação nativa em sistemas agrícolas na região semiárida da Argentina resulta em perdas de COS entre 9 e 25%.

Globalmente, estudos mostram que as perdas de COS devido à conversão da vegetação nativa para sistemas agrícolas em regiões tropicais variam entre 30 e 42% (GUO; GIFFORD, 2002; MURPHY et al., 2002; OGLE et al., 2005; WEI et al., 2014), e essa variação está relacionada a diferenças climáticas (temperatura e precipitação), manejo dos sistemas agrícolas (culturas, pousio, entrada de resíduos orgânicos, adubação, preparo do solo, tempo de uso da terra) e solo (profundidade, textura, mineralogia, umidade e tipo de solo), que influenciam os processos que governam a dinâmica da MOS (OGLE et al., 2005; CONANT et al., 2011; FUJISAKI et al., 2018).

Por exemplo, o estudo de Wei et al. (2014) apresentou perdas em SOC de 41% após a conversão da vegetação nativa para sistemas agrícolas em regiões tropicais. No entanto, este estudo não abordou explicitamente a temperatura média anual e os dados de precipitação para essas regiões. Da mesma forma, Ogle et al. (2005) estimaram uma redução média de SOC de 31% em regiões tropicais com temperaturas médias anuais ≥ 20 °C e precipitação média anual < 1000 mm. Portanto, a diferença entre os resultados dos estudos com dados globais e os dados semiáridos brasileiros está associada aos aspectos mencionados acima (clima, manejo e solos), mas também, e principalmente, pela ausência de dados sobre dinâmica do COS na região semiárida do Brasil em meta-análises globais.

Avaliando especificamente os resultados para a camada 0-30 cm e o período de 20 anos de uso da terra sob culturas anuais, foi observado que na região semiárida brasileira, a perda nos estoques de COS (17%) é maior que a encontrada para as regiões do Cerrado (6%) e Amazônia (8%) (MAIA et al., 2010, 2013). Nas condições semiáridas brasileiras, os dados indicam que há uma continuação da redução do COS ao longo do tempo. Essa diferença entre os biomas Caatinga e Cerrado pode estar relacionada a três aspectos: solo, clima e dinâmica no uso da terra.

Os Latossolos e Argissolos são as classes de solos predominantes nas regiões do Cerrado e Amazônia (MAIA et al., 2013). Essas classes de solos, principalmente os Latossolos, são caracterizados pela presença de óxidos de Fe e Al, que influenciam fortemente

na estabilização da MOS, conferindo proteção física e química da matéria orgânica (BAYER et al., 2006). No semiárido brasileiro, esse efeito é menos pronunciado, visto que é a região brasileira com maior variabilidade de classes de solos (ARAÚJO FILHO, 2013; SANTANA et al., 2019). Além disso, 54% da região semiárida brasileira apresenta baixa precipitação pluvial (entre 500 e 750 mm), que é irregularmente distribuída, com frequentes períodos de seca (SALCEDO; SAMPAIO, 2008), e principalmente, a remoção dos resíduos das culturas pelo pastejo após as colheitas. Assim, o aporte de biomassa no solo nessa região é significativamente menor do que nos biomas Amazônia e Cerrado.

Finalmente, nas regiões do Cerrado e da Amazônia, mesmo em sistemas agrícolas convencionais, ocorre o uso frequente de técnicas como adubação, calagem e rotação de culturas (CARVALHO et al., 2009; MAIA et al., 2010; SIQUEIRA NETO et al., 2010; FIGUEIREDO et al., 2018). Por outro lado, no semiárido brasileiro como já mencionado anteriormente, os agricultores adotam práticas convencionais com baixa adoção de tecnologias, e principalmente, o pastoreio nas áreas agrícolas após as colheitas, o que limita ainda mais a contribuição da MOS para esses sistemas (FRAGA; SALCEDO, 2004).

Considerando a dinâmica temporal do carbono do solo, além das condições climáticas que podem favorecer a decomposição da MOS (JOBÁGY; JACKSON, 2000, MAIA et al., 2007, LIM et al., 2018) e o cultivo contínuo do solo, o baixo aporte de resíduos orgânicos ao solo é a principal razão para a perda de COS por períodos maiores que 20 anos. Sob a vegetação nativa (Caatinga), o aporte médio de biomassa varia de 4,0 a 7,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (SAMPALIO; COSTA, 2011; ARAÚJO FILHO, 2013), enquanto o aporte em sistemas convencionais com culturas anuais, principalmente, milho e feijão, é de aproximadamente 2,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (MARTINS et al., 2013). No entanto, a maioria dos resíduos das culturas nas áreas agrícolas do semiárido brasileiro é consumida pelos animais durante o pastejo após as colheitas (FRAGA; SALCEDO, 2004; SAMPAIO; COSTA, 2011; SANTANA et al., 2019). Sendo assim, o aporte de resíduos orgânicos ocorre principalmente por meio dos sistemas radiculares das plantas. Esse baixo aporte somado as condições climáticas desfavoráveis, pode alterar a dinâmica biogeoquímica do C entre os compartimentos da MOS e, conseqüentemente, intensificar estas perdas (BAKER et al., 2007).

Em relação à dinâmica do C nas camadas do solo, observou-se que as perdas nos estoques de COS diminuem com a profundidade, principalmente quando se considera a camada de 0-100 cm. Desse modo, as maiores perdas ocorrem nas camadas superficiais devido a maior exposição dessas camadas com o preparo do solo, aos fatores climáticos, às ações dos microrganismos e as mudanças no aporte de matéria orgânica (SINGH et al., 2017).

Esses resultados podem contribuir para melhorar o entendimento da dinâmica do COS nas camadas mais profundas do solo, incluindo a recente discussão sobre o potencial dos sistemas conservacionistas em sequestrar carbono. Alguns autores (LUO et al., 2010; POWLSON et al., 2014; VANDENBYGAART, 2016) relataram que quando o solo é amostrado em uma profundidade de pelo menos 30-40 cm, não mostra nenhum aumento geral nos estoques de COS sob plantio direto, por exemplo (BAKER et al., 2007; POWLSON et al., 2014).

Em relação à diferença com os trabalhos de meta-análise global (GUO; GIFFORD, 2002; MURTY et al., 2002; OGLE et al., 2005; WEI et al., 2014), nossos resultados, assim como outros estudos regionais (MAIA et al., 2010, 2013; MELLO et al., 2014; ASSEFA et al., 2017; VILLARINO et al., 2017, 2018), destacam a necessidade de melhorar o entendimento sobre as mudanças dos estoques de COS, já que as diferenças são substanciais e as análises mais gerais tendem a superestimar as perdas nos estoques de COS.

Os resultados dos fatores para culturas perenes divergem das diretrizes do IPCC (2006). Estas diretrizes preconizam que cultivos sob culturas perenes não promovem alterações nos estoques de C do solo, visto que às práticas de manejo são menos agressivas, com reduzidos distúrbio ao solo, plantas com sistemas radiculares profundos. Em geral, nessas culturas ocorrem à fertilização orgânica e/ou inorgânica, além do uso da irrigação, resultando em maior aporte de COS (CARDOSO et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2015). Os fatores encontrados neste estudo, também divergem do encontrado por Maia et al. (2010) na região amazônica do Brasil para 20 anos de uso da terra, o qual obteve fator de 0.98 ± 0.14 .

Durante a implantação das culturas perenes, ocorre a necessidade de preparar o solo, no qual faz-se um revolvimento mais aprofundado para favorecer o crescimento do sistema radicular dessas plantas. Com isso, intensifica-se a exposição do material orgânico armazenado nas camadas mais profundas do solo à ação dos microrganismos, o que leva a decomposição da MOS, e conseqüentemente, a redução dos estoques de COS (CARDOSO et al., 2015). Esta redução pode ser compensada pela decomposição de folhas e galhos na camada superficial, que são incorporados ao solo pela ação da água, contribuindo para o reestabelecimento do COS (PAUSTIAN et al., 2016; CERRI et al., 2017). No entanto, isto não foi verificado no cultivo com culturas perenes no semiárido brasileiro, o que provavelmente está relacionado a combinação entre menor aporte de biomassa, condições de solo e clima mais favoráveis a decomposição da MOS, visto que se trata de uma região com elevada temperatura e déficit hídrico (GIONGO et al., 2011). Se faz necessário, portanto, realizar estudos em áreas com maior tempo de uso (>20 anos) para confirmar se realmente

não está havendo a recuperação nos estoques de COS em culturas perenes na região semiárida brasileira.

Os resultados para as diferentes classes de solos evidenciam que os solos da região semiárida do Brasil respondem de maneira diferente as práticas de manejos, com destaque para a maior redução nos estoques de C nos Planossolos, e o aumento dos estoques nos Cambissolos. Em relação aos Planossolos alguns aspectos parecem governar tal redução, como por exemplo, às suas características físicas, visto que esses solos possuem um horizonte B plânico de textura muito argilosa e alta densidade aparente do solo, resultando na drenagem deficiente e alta suscetibilidade à erosão (PARAHYBA et al., 2010; EMBRAPA, 2013). Em relação às propriedades químicas, os Planossolos apresentam baixos níveis naturais de COS e óxidos de Fe (PARAHYBA et al., 2010; ROSA et al., 2011), caráter solódico ou sódico, em virtude da sua elevada saturação por bases e sorção de sódio (CUNHA et al., 2010), devido sua ocorrência em topografia plana, má drenagem e clima semiárido, o que limita estes solos quanto ao uso agrícola. Desse modo, a formação dos agregados neste solo é dificultada, diminuindo a proteção física e química da MOS e resultando na perda acentuada de COS. Assim, esses fatores associados ao uso agrícola intensivo (caso da região semiárida do Brasil), justificam as maiores perdas de COS encontradas nessa classe de solo.

Quanto aos Neossolos Litólicos, esses solos apresentam baixa fertilidade natural, com grande suscetibilidade à erosão pela sua ocorrência em áreas acidentadas e por se tratar de solos rasos ou muito rasos, geralmente, rochosos e pedregosos. Por essa razão, apresentam limitadas alternativas de usos (CUNHA et al., 2010). O uso agrícola intensivo e o baixo aporte de resíduos orgânicos nestes solos são provavelmente, os principais responsáveis pelas elevadas reduções nos estoques de COS dos Neossolos Litólicos no semiárido brasileiro.

Para os Latossolos e Neossolos Regolíticos, os resultados devem ser analisados com cautela, tendo em vista o pequeno conjunto de dados disponível. No entanto, vale salientar que no caso dos Latossolos, apesar de representarem 21% da região semiárida do Brasil, o pouco número de estudos com essa classe de solo é devido a maior utilização dos mesmos na agricultura irrigada, visto que apresentam boas condições físicas, são profundos e ocorrem em áreas planas, favorecendo a mecanização e o desenvolvimento de diversas culturas agrícolas (CUNHA et al., 2010; GIONGO et al., 2011), dessa forma, esse uso da terra não é o foco desse estudo.

Quanto aos Neossolos Quartzarênicos, a elevada perda de COS (21%) nesses solos está intimamente relacionada à baixa proteção física e química da MOS, devido aos baixos teores de argila, as quais possuem papel essencial na formação de agregados do solo, e

consequentemente, na proteção do C (ROSA et al., 2011). Cunha et al. (2010) relatam que os cultivos de culturas anuais de sequeiro em Neossolos Quartzarênicos podem degradar rapidamente esses solos no semiárido brasileiro.

As menores perdas de COS desse estudo foram encontradas nos Argissolos (12%) e Luvisolos (13%). Essas classes de solos juntas cobrem cerca de 28% da região semiárida brasileira, variando de pouco profundos a profundos. Embora ocorram em relevos planos, facilitando o uso de equipamentos agrícolas, ambas classes de solos apresentam alta susceptibilidade a erosão (CUNHA et al., 2010). Portanto, as práticas de manejo adotadas atualmente no semiárido, as quais praticamente eliminam os resíduos vegetais no solo durante o pousio, associadas com o alto risco de erosão desses solos, provavelmente são os principais aspectos responsáveis pelas perdas de COS nos Argissolos e Luvisolos na região semiárida brasileira.

Por outro lado, nos Cambissolos foram encontrados um leve aumento (2%) nos estoques de COS. Alguns fatores contribuem para o aumento de C, visto que fisicamente, esses solos apresentam grande variabilidade, em função da natureza do material de origem, do qual são derivados. Em geral, estes solos são profundos, com boa drenagem, ocorrem em relevo pouco movimentado, apresentam teor uniforme de argila com atividade alta e baixa ao longo do perfil do solo. Apresentam ainda altos teores de óxidos de Fe, o qual resulta em elevadas taxas de humificação da MOS (CUNHA; RIBEIRO, 1998; BAYER et al., 2006) devido sua íntima relação com os argilominerais (JACQUIN et al., 1980), influenciando diretamente na estabilidade estrutural desses solos, e consequentemente, nos aumentos de COS.

Em relação as taxas de mudança nos estoques de COS, os resultados demonstram que o manejo atualmente adotado nos sistemas convencionais sob culturas anuais e perenes no semiárido brasileiro não permitem a manutenção do C no solo ao longo do tempo (LEITE et al., 2010; GIONGO et al., 2011; SAMPAIO; COSTA, 2011; GONZAGA, 2017). As diferenças nas taxas considerando a profundidade do solo são devidas aos fatores de mudança nos estoques de COS e aos estoques do C de cada camada (carbono referência). Como exemplo, nas camadas de 0-30 e 0-50 cm, embora os fatores de mudança nos estoques de COS sejam similares (0,74 e 0,78), as taxas de mudança de COS são substancialmente diferentes devido ao maior estoque de COS na camada de 0-50 cm. Na camada de 0-100 cm, apesar do maior estoque de carbono referência, o fator derivado (0,87) representa menor perda de COS, o que reflete em menor taxa de mudança no estoque de COS quando comparado com a camada 0-50 cm.

Os resultados deste estudo são semelhantes às taxas de mudança nos estoques de COS de 0,56 e 0,77 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para culturas anuais e 1,15 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para culturas perenes encontradas por Gonzaga (2017) e Leite et al. (2010) na região semiárida do Brasil. No entanto, são superiores às taxas de 0,25 e 0,04 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para os 20 e 30 anos de uso da terra, respectivamente, encontrados por Maia et al. (2013) na conversão de vegetação nativa para plantio convencional nas regiões do Cerrado e Amazônia brasileira. O método da taxa baseada no IPCC (MAIA et al., 2013) utilizado neste estudo, leva em consideração os fatores de mudança nos estoques de COS, que correspondem a coeficientes estatisticamente ajustados para avaliar os efeitos das mudanças de COS devido ao uso da terra para diferentes camadas do solo e períodos de conversão. Assim, essa metodologia representa uma alternativa para os estudos de C do solo que considera não apenas o aspecto temporal que afeta o COS, mas também a avaliação de outras covariáveis, como clima, tipo de solo, textura, culturas e profundidade do solo.

5 CONCLUSÃO

Os resultados mostraram uma substancial diferença nos estoques de COS entre os tipos de solos do semiárido brasileiro, especialmente a maior redução de C nos Planossolos, e a tendência de aumento nos Cambissolos após a conversão de vegetação nativa para sistemas convencionais. De forma geral, no semiárido brasileiro, os sistemas agrícolas convencionais com culturas anuais reduzem os estoques de C do solo entre 13 e 26%, dependendo do tempo de uso da terra e da profundidade do solo. Enquanto que, nos sistemas cultivados com culturas perenes as reduções nos estoques de COS variam entre 23 e 29%. Esses resultados são maiores que os obtidos para outras regiões do Brasil. Além disso, isto indica que na região semiárida brasileira, as perdas de carbono no solo continuam ocorrendo por períodos superiores a 20 anos, e um novo equilíbrio dinâmico não ocorre antes dos 40 anos de uso. Este estudo também mostrou que existem diferenças substanciais entre os fatores de emissão de COS específicos e os padrões do IPCC ou outros estudos globais de meta-análise, o que demonstra a importância deste tipo de estudo para melhorar a compreensão dos efeitos do uso da terra sobre os estoques de COS. Isso pode contribuir para refinar as estimativas nacionais de GEE, e ao mesmo tempo pode viabilizar a atualização das diretrizes do IPCC. Além disso, é essencial que políticas públicas sejam implementadas para incentivar a adoção de boas práticas de manejo na região semiárida brasileira, que permitam a manutenção da qualidade do solo e contribuam para a mitigação do aquecimento global e iniciativas como a 4 por 1000.

REFERÊNCIAS

ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; CARVALHO, A. L.; PINTO, A. S.; SANTIAGO, G. A. C. F.; OMETTO, J. P. H. B.; VON RANDOW, C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Climate change impacts on the sustainability of the firewood harvest and vegetation and soil carbon stocks in a tropical dry forest in Santa Teresinha Municipality, Northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.360, p.367-375, 2016.

ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; PINTO, A. S.; PAREYN, F. G. C.; CARVALHO, A. L.; MARTINS, J. C. R.; CARVALHO, E. X.; SILVA, A. S. A.; DUTRA, E. D.; SAMPAIO, E. V. S. B. Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.254, p.26-34, 2018.

ARAÚJO FILHO, J. A. **Caracterização física do Semiárido Nordeste**. In: MANEJO PASTORIL SUSTENTÁVEL DA CAATINGA. 2013. Projeto Dom Helder Câmara, Recife, PE, 2013.

ASSEFA, D.; REWALD, B.; SANDÉN, H.; ROSINGER, C.; ABIYU, A.; YITAFERU, B.; GODBOLD, D. L. Deforestation and land use strongly effect soil organic carbon and nitrogen stock in Northwest Ethiopia. **Catena**, v.153, p.89-99, 2017.

BAKER, J. M.; OCHSNER, T. E.; VENTEREA, R. T.; GRIFFIS, T. J. Tillage and soil carbon sequestration-what do we really know? **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.118, p.1-5, 2007.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, v.86, n.2, p.237-245, 2006.

BERNARDI, A. C. C.; MACHADO, P. L. O. A.; MADARI, B. E.; TAVARES, S. R. L.; CAMPOS, D. V. B.; CRISÓSTOMO, L. A. Carbon and nitrogen stocks of an Arenosol under irrigated fruit orchards in Semi-arid Brazil. **Scientia Agricola**, v.64, n.2, p.169-175, 2007.

BRASIL - Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa. Relatório de Referência “**Emissões no Setor Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas**”. Brasília: MCTI, 2015. pp. 343. 2015.

CARDOSO, J. A. F.; LIMA, A. M. N.; CUNHA, T. J. F.; RODRIGUES, M. S.; HERNANI, L. C.; AMARAL, A. J.; OLIVEIRA NETO, M. B. Organic matter fractions in a Quartzipsamment under cultivation of irrigated mango in the lower São Francisco valley region, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.39, n.4, p.1068-1078, 2015.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PÍCCOLO, M. C.; GODINHO, V. P.; CERRI, C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil & Tillage Research**, v.103, n.2, p.342-349, 2009.

CERRI, C. C.; MOREIRA, C. S.; ALVES, P. A.; TOLEDO, F. H. R. B.; CASTIGIONI, B. A.; RODRIGUES, G. A. A.; CERRI, D. G. P.; CERRI, C. E. P.; TEIXEIRA, A. A.; CANDIANO, C. A. C.; REIS, M. R.; D'ALESSANDRO, S. C.; TURELLO, L. Estoques de carbono e nitrogênio no solo devido a mudança da terra em áreas de cultivo de café em Minas Gerais. **Coffee Science**, v.12, n.1, p.30-41, 2017.

CHAMBERS, A.; LAL, R.; PAUSTIAN, K. Soil carbon sequestration potential of US croplands and grasslands: Implementing the 4 per Thousand Initiative. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.71, n.13, p.68A-74A, 2016.

CONANT, R. T.; RYAN, M. G.; AGREN, G.; BIRGE, H. E.; DAVIDSON, E. A.; ELIASSON, P. E.; EVANS, S. E.; FREY, S. D.; GIARDINA, C. P.; HOPKINS, F. M.; HYVÖNEN, R.; KIRSCHBAUM, M. U. F.; LAVALLEE, J. M.; FELD, J. L.; PARTON, W. J.; STEINWEG, J. M.; WALLENSTEIN, M. D.; WETTERSTEDT, J. A. M.; BRADFORD, M. A. Temperature and soil organic matter decomposition rates – synthesis of current knowledge and a way forward. **Global Change Biology**, v.17, p.3392-3404, 2011.

CORRÊA, R. M.; FREIRE, M. B. G. S.; FERREIRA, R. L. C.; FREIRE, F. J.; PESSOA, L. G. M.; MIRANDA, M. A.; MELO, D. V. M. Atributos químicos de solos sob diferentes usos em perímetro irrigado no semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, n.2, p.305-314, 2009.

CUNHA, T. J. F.; PETRERE, V. G.; SILVA, D. J.; MENDES, A. M. S.; MELO, R. F.; OLIVEIRA NETO, M. B.; SILVA, M. S. L.; ALVAREZ, I. A. Principais solos do semiárido tropical brasileiro: caracterização, potencialidades, limitações, fertilidade e manejo. In: SÁ, I. B., SILVA, P. C. G. **Seminário brasileiro: pesquisa, desenvolvimento e inovação**. Petrolina, PE: Embrapa Semiárido, p. 49-87, 2010.

CUNHA, T. J. F.; RIBEIRO, L. P. Qualidade e relações pedogenéticas da matéria orgânica de alguns solos da região de Irecê (BA). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22, n.4, p.693-704, 1998.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro, RJ, pp. 212. 1997.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Rio de Janeiro, RJ, pp. 353. 2013.

FIGUEIREDO, C. C., OLIVEIRA, A. D., SANTOS, I. L., FERREIRA, E. A. B., MALAQUIAS, J. V., SÁ, M. A. C., CARVALHO, A. M., SANTOS JÚNIOR, J. D. G. Relationships between soil organic matter pools and nitrous oxide emissions of

agroecosystems in the Brazilian Cerrado. **Science of The Total Environment**, v.618, p.1572-1582, 2018.

FRACETTO, F. J. C.; FRACETTO, G. G. M.; CERRI, C. C.; FEIGL, B. J.; SIQUEIRA NETO, M. Estoques de carbono e nitrogênio no solo cultivado com mamona na Caatinga. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, n.5, p.1545-1552, 2012.

FRAGA, V. S.; SALCEDO, I. H. Declines of organic nutrient pools in Tropical semi-arid soils under Subsistence farming. **Soil Science Society of America Journal**, v.68, p.215-224, 2004.

FUJISAKI, K.; CHEVALLIER, T.; CHAPUIS-LARDY, L.; ALBRECHT, A.; RAZAFIMBELO, T.; MASSE, D.; NDOUR, Y.B.; CHOTTE, J.-L. Soil carbon stock changes in tropical croplands are mainly driven by carbon inputs: A synthesis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.259, p.147-158, 2018.

GALVÃO, K. S.; CUNHA, T. J. F.; AMARAL, A. J.; HERNANI, L. C.; OLIVEIRA NETO, M. B.; GIONGO, V.; MENDES, A. M. S.; MELO, A. S. Estoques de carbono e nitrogênio em Neossolo Quartzarênico sob cultivo de mangueira irrigada e vegetação de Caatinga. In: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA EMBRAPA SEMIÁRIDO, 2014, Petrolina. **Anais...** Brasil, 2014.

GIONGO, V.; CUNHA, T. J. F.; MENDES, A. S. M.; GAVA, C. A. T. Carbono no sistema solo-planta no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.06, p.1233-1253, 2011.

GONZAGA, G. B. M. **Dinâmica da matéria orgânica do solo, estoques de carbono e susceptibilidade ao aumento da temperatura no semiárido de Alagoas**. 2017. Tese (Doutorado em Agronomia – Produção Vegetal) - Universidade Federal de Alagoas, Rio Largo, AL, Brasil, 2017.

GUO, L. B.; GIFFORD, R. M. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Global Change Biology**, v.8, p.345-360, 2002.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Agriculture, Forestry and Other Land Use**. In: Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., (Ed.). Hayama: Intergovernmental Panel on Climate Change/IGES, 2006. v.4. 2006.

JACQUIN, F.; HAIDOUTI, C.; MULLER, J. C. Dynamique de la matière organique de sols carbonates cultivés. **Science Sol**, v.1, p.27-36, 1980.

JOBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. **Ecological Applications**, v.10, n.2, p.423-436, 2000.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**. v.123, p.1-22, 2004.

LAL, R. Beyond COP21: Potential and challenges of the “4 per Thousand” initiative. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.71, n.1, p.20-25, 2016.

LAPOLA, D.M.; MARTINELLI, L.A.; PERES, C.A.; OMETTO, J.P.H.B.; FERREIRA, M.E.; NOBRE, C.A.; AGUIAR, A.P.D.; BUSTAMANTE, M.M.C.; CARDOSO, M.F.; COSTA, M.H.; JOLY, C.A.; LEITE, C.C.; MOUTINHO, P.; SAMPAIO, G.; STRASSBURG, B.B.N.; VIEIRA, I.C.G. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, v.4, p.27-35, 2014.

LEITE, L. F. C.; OLIVEIRA, F. C.; ARAÚJO, A. S. F.; GALVÃO, S. R. S.; LEMOS, J. O.; SILVA, E. F.L. Soil organic carbon and biological indicators in an Acrisol under tillage systems and organic management in north-eastern Brazil. **Australian Journal of Soil Research**, v.48, p.258-265, 2010.

LIM, S.-S.; BAAH-ACHEAMFOUR, M.; CHOI, W.-J.; ARSHAD, M. A.; FATEMI, F.; BANERJEE, S.; CARLYLE, C. N.; BORK, E. W.; PARK, H.-J.; CHANG, S. X. Soil organic carbon stocks in three Canadian agroforestry systems: From surface organic to deeper mineral soils. **Forest Ecology and Management**, v.417, p.103-109, 2018.

LIMA, S.S.; LEITE, L.F.C.; OLIVEIRA, F.C.; COSTA, D.B. Atributos químicos e estoques de carbono e nitrogênio em Argissolo Vermelho-Amarelo sob sistemas agroflorestais e agricultura de corte e queima no norte do Piauí. **Revista Árvore**, v.35, n.1, p.51-60, 2011.

LUO, Z., WANG, E., SUN, O. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.139, p.224-231, 2010.

MAIA, S. M. F.; CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; LAL, R.; BERNOUX, M.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. C. Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in Amazon and Cerrado biomes. **Soil & Tillage Research**, v.133, p.75-84, 2013.

MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. **Soil & Tillage Research**, v.106, n.2, p.177-184, 2010.

MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO FILHO, J. A. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. **Agroforestry Systems**, v.71, n.2, p.127-138, 2007.

MARTINS, J. C. R.; MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; SANTOS, A. F.; NAGAI, M. A. Produtividade de biomassa em sistemas agroflorestais e tradicionais no Cariri

Paraibano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.6, p.581-587, 2013.

MEDEIROS, S. S.; CAVALCANTE, A. M. B.; MARIN, A. M. P.; TINOCO, L. B. M.; SALCEDO, I. H.; PINTO, T. F. **Sinopse do Censo Demográfico para o Semiárido Brasileiro**. Campina Grande: INSA, 103 p., 2012.

MELLO, F. F. C.; CERRI, C. E. P.; DAVIES, C. A.; HOLBROOK, N. M.; PAUSTIAN, K.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V.; BERNOUX, M.; CERRI, C. C. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. **Nature Climate Change**, v.4, p.605-609, 2014.

MINASNY, B.; MALONE, B. P.; MCBRATNEY, A. B.; ANGERS, D. A.; ARROUAYS, D.; CHAMBERS, A.; CHAPLOT, V.; CHEN, Z.-S.; CHENG, K.; DAS, B. S.; FIELD, D. J.; GIMONA, A.; HEDLEY, C. B.; HONG, S. Y.; MANDAL, B.; MARCHANT, B. P.; MARTIN, M.; MCCONKEY, B. G.; MULDER, V. L.; O'ROURKE, S.; RICHER-DE-FORGES, A. C.; ODEH, I.; PADARIAN, J.; PAUSTIAN, K.; PAN, G.; POGGIO, L.; SAVIN, I.; STOLBOVOY, V.; STOCKMANN, U.; SULAEMAN, Y.; TSUI, C.-C.; VÅGEN, T.-G.; VANWESEMAEL, B.; WINOWIECKI, L. Soil carbon 4 per mille. **Geoderma**, v.292, p.59-86, 2017.

MOREIRA, M. M. **Estoque de carbono e nitrogênio em áreas de vegetação nativa e antropizada no município de Irecê**. 2013. Dissertação (Mestrado em Solos e Qualidade de Ecossistemas) - Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, BA, Brasil, 2013.

MURTY, D.; KIRSCHBAUM, M. U. F.; MCMURTRIE, R. E.; MCGILVRAY, H. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. **Global Change Biology**, v.8, p.105-123, 2002.

NOGUEIRA, R. S. **Distribuição espacial de carbono, nutrientes e solo em Luvisolos sob sistemas agrícolas tradicionais e agroflorestais no município de Sobral - CE**. 2009. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, Brasil, 2009.

NUNES, L. A. P. L.; ARAÚJO FILHO, J. A.; MENEZES, R. I. Q. Impacto da queima e do pousio sobre a qualidade de um solo sob Caatinga no semiárido nordestino. **Caatinga**, v.19, n.2, p.200-208, 2006.

OGLE, S. M.; BREIDT, F. J.; PAUSTIAN, K. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. **Biogeochemistry**, v.72, n.1, p.87-121, 2005.

OGLE, S. M.; CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K. Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Environmental Management**, v.33, n.4, p.474-484, 2004.

- OLIVEIRA, S. P.; LACERDA, N. B.; BLUM, S. C.; ESCOBAR, M. E. O.; OLIVEIRA, T. S. Organic carbon and nitrogen stocks in soils of Northeastern Brazil converted to irrigated agriculture. **Land Degradation & Development**, v.26, p.9-21, 2015.
- PARAHYBA, R. B. V.; SANTOS, M. C.; ROLIM NETO, F. C.; JACOMINE, P. K. T. Pedogênese de Planossolos em topossequência do Agreste pernambucano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, n.6, p.1991-2000, 2010.
- PAUSTIAN, K.; LEHMANN, J.; OGLE, S. M.; REAY, D.; ROBERTSON, G. P.; SMITH, P. Climate-smart soils. **Nature Climate Change**, v.532, p.49-57, 2016.
- PINHEIRO, J. C.; BATES, D. M. **Mixed-Effects Models in S and S-Plus**. Springer, New York, NY, pp. 528, 2000.
- POWLSON, D. S.; STIRLING, C. M.; JAT, M. L.; GERARD, B. G.; PALM, C. A.; SANCHEZ, P. A.; CASSMAN, K. G. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. **Nature Climate Change**, v.4, p.678-683, 2014.
- ROSA, C. M.; CASTILHOS, R. M. V.; PAULETTO, E. A.; PILLON, C. N.; LEAL, O. A. Conteúdo de carbono orgânico em Planossolo Háplico sob sistemas de manejo do arroz irrigado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.1769-1776, 2011.
- SÁ, J. C. M.; TIVET, F.; LAL, R.; BRIEDIS, C.; HARTMAN, D. C.; SANTOS, J. Z.; SANTOS, J. B. Long-term tillage systems impacts on soil C dynamics, soil resilience and agronomic productivity of a Brazilian Oxisol. **Soil & Tillage Research**, v.136, p.38-50, 2014.
- SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Matéria orgânica do solo no Bioma Caatinga. pp. 419-441. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. eds. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Metrópole, Porto Alegre, RS, Brasil, 2008.
- SAMPAIO, E. V. S. B.; COSTA, T. L. Estoques e fluxos de carbono no semiárido nordestino: Estimativas preliminares. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.6, p.1275-1291, 2011.
- SANTANA, M. S.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GIONGO, V.; MENEZES, R. S. C.; JESUS, K. N.; ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; NASCIMENTO, D. M.; PAREYN, F. G. C.; CUNHA, T. J. F.; SAMPAIO, R. M. B.; PRIMO, D. C. Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. **Geoderma Regional**, v.15, p.e00205, 2019.
- SILVA, G. L. **Qualidade física de um Luvisolo cultivado com sistemas agroflorestais e convencional no semiárido cearense**. 2008. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, Brasil, 2008.

SINGH, A. K.; KUSHWAHA, M.; RAI, A.; SINGH, N. Changes in soil microbial response across year following a wildfire in tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v.391, p.458-468, 2017.

SIQUEIRA NETO, M.; SCOPEL, E.; CORBEELS, M.; CARDOSO, A. N.; DOUZET, J. M.; FELLER, C.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Soil carbon stocks under no-tillage mulch-based cropping systems in the Brazilian Cerrado: An on-farm synchronic assessment. **Soil & Tillage Research**, v.110, n.1, p.187-195, 2010.

SIQUEIRA NETO, M.; VENZKE FILHO, S. P.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Rotação de culturas no sistema plantio direto em Tibagi (PR). I - Sequestro de carbono no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, n.4, p.1013-1022, 2009.

SISTI, C. P. J.; SANTOS, H. P.; KOHHANN, R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, M. B. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, v.76, p.39-58, 2004.

SOUSSANA, J. F.; LUTFALLA, S.; EHRHARDT, F.; ROSENSTOCK, T.; LAMANNA, C.; HAVLÍK, P.; RICHARDS, M.; WOLLENBERG, E. L.; CHOTTE, J. L.; TORQUEBIAU, E.; CIAIS, P.; SMITH, P.; LAL, R. Matching policy and science: Rationale for the '4 per 1000 - soils for food security and climate' initiative. **Soil & Tillage Research**, impresso, doi: 10.1016/j.still.2017.12.002, 2017.

TIESSEN, H.; SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Nutrient and soil organic matter dynamics under shifting cultivation in semi-arid northeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.38, p.139-151, 1992.

VANDENBYGAART, A. J. The myth that no-till can mitigate global climate change. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.216, p.98-99, 2016.

VILLARINO, S. H.; STUDDERT, G. A.; BALDASSINI, P.; CENDOYA, M. G.; CIUFFOLI, L.; MASTRÁNGELO, M.; PIÑEIRO, G. Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina. **Science of the Total Environment**, v.575, p.1056-1065, 2017.

VILLARINO, S. H.; STUDDERT, G. A.; LATERRA, P. Greenhouse gas inventories: Deriving soil organic carbon change factors and assessing soil depth relevance in Argentinean Semiarid Chaco. **Catena**, v.169, p.164-174, 2018.

WEI, X.; SHAO, M.; GALE, W.; LI, L. Global pattern of soil carbon losses due to the conversion of forests to agricultural land. **Scientific Reports**, v.4, p.1-6, 2014.

CAPÍTULO IV

DINÂMICA DO CARBONO ORGÂNICO DO SOLO EM PASTAGENS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

RESUMO

Estudos avaliando o manejo de pastagens degradadas em regiões tropicais tem mostrado uma importante fonte de CO₂ para a atmosfera, devido principalmente, à ausência de técnicas que potencializem o aporte de carbono (C) aos solos desses sistemas. Nesse sentido, esse estudo propõe a derivação de fatores de mudança nos estoques de carbono orgânico do solo (COS) para pastagens manejadas específicos para a região semiárida do Brasil. Com isso, espera-se contribuir para melhorar a compreensão da dinâmica do COS, ao mesmo tempo, podem ser utilizados para aprimorar os inventários nacionais de emissão de gases do efeito estufa (GEE), e subsidiar a atualização dos fatores padrões usados pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC). Este estudo obteve seus dados a partir de amostragens de solos e também de revisão de literatura, totalizando 27 pares de comparações, os quais foram analisados por meio de um modelo linear misto. Os resultados demonstraram que o uso do solo com pastagens no semiárido do Brasil reduz os estoques de COS entre 12 e 27% dependendo do tempo de uso e camada do solo. Em termos gerais, estas perdas são mais intensas do que os observados em outras regiões do país. Observou-se ainda que as perdas ocorrem nos primeiros cinco anos após a conversão da vegetação nativa. No entanto, os resultados indicaram também que há uma tendência de recuperação dos estoques de C com o tempo, a qual alcançou 4% após 30 anos de uso com pastagem.

Palavras-chave: Caatinga. Matéria orgânica do solo. Fatores de manejo. Pastos degradados.

ABSTRACT

Studies evaluating the management of degraded pastures in tropical regions have shown an important source of CO₂ for the atmosphere, mainly due to the absence of techniques that potentiate the carbon (C) contribution to the soils of these systems. In this sense, this study proposes the derivation of change factors in the soil organic carbon (SOC) stocks for managed

pastures specific to the semi-arid region of Brazil. With this, it is hoped to contribute to improve the understanding of the dynamics of the SOC, at the same time, can be used to improve national inventories of greenhouse gases (GHG), and subsidize the updating of the standard factors used by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). This study obtained its data from soil samplings as well as literature review, totaling 27 pairs of comparison, which were analyzed by means of a mixed linear model. The results showed that land use with pastures in the Brazilian semi-arid region reduces SOC stocks between 12% and 27% depending on the time of use and the soil layer. In general terms, these losses are more intense than those observed in other regions of the country. It was also observed that the losses occur in the first five years after the conversion of the native vegetation. However, the results also indicated that there is a trend of recovery of C stocks over time, which reached 4% after 30 years of pasture use.

Keywords: Caatinga. Soil organic matter. Management factors. Degraded pastures.

1 INTRODUÇÃO

O Brasil possui um rebanho bovino com cerca de 172 milhões de cabeças, ocupando uma área de aproximadamente 150 milhões de hectares com pastagem (IBGE, 2017), entretanto, grande parte dessa área encontra-se em algum estado de degradação (SOUSA et al., 2012). A degradação de pastos é um problema global, visto que mais de 20% das pastagens mundiais encontram-se com algum grau de degradação, sendo que esse processo é três vezes mais pronunciado em regiões áridas do planeta (DIAS-FILHO, 2017). Nestas regiões, as principais causas de degradação estão relacionadas ao manejo inadequado, principalmente, a queima da vegetação nativa, baixa produção de biomassa e o superpastoreio que excede a capacidade de recuperação do solo (FAO, 2017). No Brasil, a ausência de adubações periódicas, incidência de pragas e doenças, além do aumento progressivo de plantas invasoras, são outras causas de degradação dos pastos (DIAS-FILHO, 2017).

No semiárido brasileiro, estima-se que apenas 54% da região encontra-se preservada (LAPOLA et al., 2014; ALTHOFF et al., 2016), e aproximadamente 23,1 milhões de hectares são utilizados com pastagens (LAPIG, 2018), representando 26% dessa região e 15% da área de pastagem do Brasil (BRASIL, 2015; RIBEIRO et al., 2016). As pastagens no semiárido brasileiro são caracterizadas pelo baixo nível tecnológico, como por exemplo, o desmatamento e a queima da vegetação nativa, uso de plantas forrageiras nativas, ausência de irrigação, adubação ou consórcio com leguminosas. Na maioria dos casos, o que prevalece é a

pecuária extensiva, tendo o superpastoreio como a principal forma de degradação destes solos (SOUSA et al., 2012; BARROS et al., 2015; RIBEIRO et al., 2016; SCHULZ et al., 2016).

Além dos aspectos de manejo, as condições edafoclimáticas da região limitam a produção de biomassa vegetal, o que, entre outros fatores, dificulta a manutenção dos estoques de carbono orgânico do solo (COS) no semiárido (OLIVEIRA et al., 2015).

Para este cenário de mudanças nos estoques de COS em pastagens, Ogle et al. (2004) usando uma meta-análise com um conjunto de dados globais, estimaram perda de 3% em pastagens degradadas e aumento de 17% no C do solo em pastagens melhoradas para regiões tropicais. Similarmente, Maia et al. (2009) encontraram reduções de 9% em pastagens degradadas e aumento de 19% em pastagens melhoradas nas regiões da Amazônia e Cerrado do Brasil. Já no semiárido brasileiro, os poucos estudos sobre COS em pastagens manejadas, mostram perdas de C do solo que variam entre 6% (SANTANA et al., 2019) e 67% (SOUSA et al., 2012), dependendo principalmente do manejo adotado.

Neste sentido, o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) propõe o uso dos fatores de mudanças nos estoques de COS devido ao manejo das pastagens, para avaliar as emissões de CO₂ do solo devido ao uso da terra em inventários nacionais de emissões e remoções de gases do efeito estufa (GEE) (IPCC, 2006). No Brasil, mesmo com a grande área de pastagens na região semiárida e a importância da pecuária nas emissões de GEE, o país ainda não possui fatores de manejos específicos para a região semiárida. Sendo assim, objetivou-se com este estudo realizar a derivação dos fatores de mudanças nos estoques de COS devido ao manejo das pastagens específicos para a região semiárida do Brasil, a partir dos quais, podem contribuir para melhorar a compreensão da dinâmica do COS, que podem ser utilizados para aprimorar os inventários nacionais de emissão de GEE, bem como a atualização dos fatores padrões usados pelo IPCC.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição da área de estudo

A região semiárida brasileira está inserida em uma área de aproximadamente um milhão de km² (ALTHOFF et al., 2018), concentrada na região Nordeste e norte do estado de Minas Gerais (Figura 1), correspondendo a 12% do território nacional (LAPOLA et al., 2014). O clima da região semiárida é classificado como semiárido quente e seco, a temperatura média anual varia de 23 a 27 °C, com umidade relativa do ar de 50% (ALTHOFF et al., 2018).

Nessa região a precipitação pluvial oscila entre 250 e 1000 mm, sendo que aproximadamente 54% do semiárido brasileiro tem precipitação anual média na faixa de 500-

750 mm, enquanto que 29% variam entre 750-1000 mm, e apenas 17% da região possuem precipitações médias anuais entre 250 e 500 mm (SALCEDO; SAMPAIO, 2008). Além disso, a elevada evapotranspiração ($2.000 \text{ mm ano}^{-1}$) e alta variabilidade temporal e espacial das chuvas, geralmente restrita entre 2 e 4 meses ao ano (MAIA et al., 2007), promove um balanço hídrico negativo durante 7 a 11 meses por ano no semiárido brasileiro (SALCEDO; SAMPAIO, 2008).

Em relação ao solo, as classes que predominam na região semiárida brasileira são Latossolo (21%), Neossolo Litólico (19%), Argissolo (15%), Luvisolo (13%), Planossolo (11%), Neossolo Quartzarênico (9%), Neossolo Regolítico (4%) e Cambissolo (4%), as quais representam 96% dessa região (CUNHA et al., 2010).

2.2 Amostragem de solo e análises

Este estudo contempla uma amostragem de solo e também uma revisão de literatura para estimativa dos estoques de COS em pastagens no semiárido brasileiro (Tabela 1). As amostragens ocorreram em áreas de pastagens nativas e plantadas (*Digitaria decumbens*) em dois municípios localizados no semiárido dos estados de Alagoas e da Paraíba (Tabela 1). Dentro de cada município foram selecionadas aleatoriamente duas fazendas, para uma coleta de solo em pares de observações, que permitiu a comparação dos estoques de COS entre áreas de pastagem e vegetação nativa. Dois critérios foram utilizados no processo de seleção das fazendas: (i) o proprietário ou administrador precisava ter conhecimento das práticas de uso e manejo da terra, adotadas na fazenda desde a conversão da vegetação nativa, e (ii) as áreas de pastagens deveriam ser próximas da vegetação nativa, com relevo, tipo e textura de solos semelhantes. Todas as áreas de pastagens amostradas foram implantadas por meio do desmatamento e queima da vegetação nativa, preparo convencional do solo utilizando grades e arados, sem irrigação, adubação ou consórcio com outras culturas agrícolas.

Amostras de solos foram coletadas em três pontos para cada local selecionado, até 90 cm de profundidade ou até que alguma camada limitante fosse encontrada nos solos, como pode ser observado na Tabela 1, e nas camadas de 0-10, 10-20, 20-30, 30-50, 50-70 e 70-90 cm. Estas amostras foram secas ao ar e peneiradas com uma malha de 2 mm para remover pedras e fragmentos de galhos e raízes antes das análises. O carbono total foi medido por combustão a seco em um analisador elementar (NCHS) modelo Flash 2000 (Thermo Scientific). A densidade do solo (DS) foi medida pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 1997) para cada camada de solo. Para cada camada de solo, foi calculado o estoque de COS pela multiplicação da concentração de C (g g^{-1}) por DS (kg cm^{-3}) e espessura

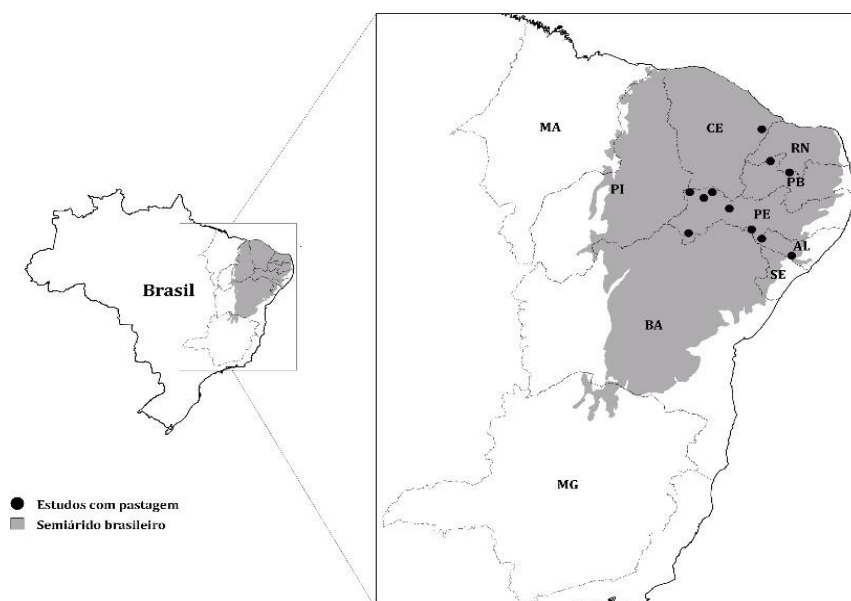
da camada (cm). Para calcular o estoque total de COS, adotou-se o método de massa equivalente do solo (MES), seguindo o procedimento proposto por Sisti et al. (2004). O solo sob vegetação nativa foi utilizado como referência para o método da MES. Um resumo de todos os dados usados nesta análise encontra-se na Tabela 1.

2.3 Revisão de literatura

Além da amostragem de solo, foi realizada neste estudo uma revisão de literatura utilizando as principais bases de dados disponíveis (Scientific Electronic Library Online (SciELO), ScienceDirect, Portal de Periódicos CAPES, Google Acadêmico, e a Biblioteca Brasileira de Dissertações e Teses) para avaliar os impactos das pastagens manejadas sobre os estoques de COS na região semiárida do Brasil (Figura 1). Todos os estudos selecionados continham dados de estoque de COS ou com informações que permitiram o cálculo dessa variável (densidade do solo, teor de COS e profundidade da camada amostrada) e o tempo decorrido desde a conversão da vegetação nativa para pastagem. Os dados da literatura também foram ajustados pela metodologia da MES (SISTI et al., 2004).

Um total de sete estudos (Tabela 1) foram utilizados nesta pesquisa, e em todos esses estudos, a mudança no uso da terra no semiárido brasileiro ocorreu por meio do desmatamento e queima da vegetação nativa e do preparo convencional do solo com o uso de arados.

Figura 1. Localização dos estudos utilizados para derivar os fatores de manejos para pastagens no semiárido brasileiro.



2.4 Descrição dos fatores de manejo para sistemas de pastagens e análise estatística

Para derivar os fatores de mudança nos estoques de COS para pastagens manejadas, o conjunto de dados (dados coletados e revisão da literatura) foi analisado por meio de um modelo linear misto (mixed-effect), que é um tipo de análise de regressão que inclui efeitos fixos e aleatórios usados para descrever uma relação entre uma variável resposta e esses efeitos (fixos e aleatórios) (PINHEIRO; BATES, 2000). A variável resposta para os sistemas de pastagens manejadas (Ps) corresponde a taxa média do COS armazenado sob condições de manejo modificado pela média do COS armazenado sob vegetação nativa (VN) (isto é, estoque de COS sob Ps/estoque de COS sob VN).

As variáveis de efeitos fixos foram usadas para explicar a influência do tipo de solo, mineralogia, profundidade de amostragem e tempo de mudança no uso da terra. Para incluir a mineralogia do solo, foi utilizada a classificação proposta pelo IPCC (2006): i) solos com alta atividade de argila (*HAC*), ii) solos com baixa atividade de argila (*LAC*) e iii) solos com conteúdo >70% de areia e <8% de argila (solos *Sandy*).

Variáveis de efeitos aleatórios foram usadas para explicar as dependências em múltiplas medições dentro do mesmo estudo (isto é, modelos de regressão linear padrão assumem que cada observação é independente). Especificamente, os municípios e as fazendas foram incluídos como variáveis aleatórias. A variável local é comum para todas as observações da mesma fazenda (para diferentes incrementos de profundidade e tempos de amostragem), mas independente entre fazendas distintas e, portanto, captura as correlações entre as medidas da mesma fazenda. Da mesma forma, a variável município é comum a todas as observações da área do mesmo município, captando correlações entre observações do mesmo município (PINHEIRO; BATES, 2000; OGLE et al., 2004, 2005; MAIA et al., 2010, 2013).

A inclusão de estudos com diferentes profundidades no conjunto de dados foi de acordo com o procedimento proposto por Ogle et al. (2004). Foram formados dois regressores (X_1 e X_2) a partir dos valores superior e inferior do incremento de uma camada de solo baseado em uma função quadrática (assumindo que os impactos são maiores na superfície e diminuem com a profundidade no perfil). A taxa média do estoque de COS para um único incremento foi uma integral da profundidade superior para a inferior da função quadrática dividida pela espessura da camada. A função quadrática foi integrada usando as equações (1) e (2).

$$X_1 = \frac{L^2 - U^2}{2 \times L - U} \quad (1)$$

$$X_2 = \frac{L^3 - U^3}{3 \times L - U} \quad (2)$$

Em que, L (cm) representa a profundidade inferior e U (cm) a profundidade superior. Essa abordagem possibilita realizar medições em várias profundidades e desenvolver modelos a partir dos dados sem perder informações da agregação de incrementos ou interpolação para um conjunto padrão de profundidades.

Essas análises possibilitaram derivar os fatores de manejo para pastagens na região semiárida do Brasil de maneira consistente com o método do IPCC para C do solo (IPCC, 2006), que é baseado no efeito integrado do manejo para a camada 0-30 cm de profundidade após 20 anos da mudança no uso da terra ou sistema de manejo (IPCC, 2006). No entanto, também foram derivados fatores de manejo para as camadas 0-50 e 0-100 cm, e para os períodos de 5, 10, 15 e 30 anos da mudança no uso da terra para pastagem. A incerteza foi estimada por meio da predição do desvio padrão do valor de cada fator de manejo.

3 RESULTADOS

Foram utilizados os dados coletados e mais os obtidos a partir de sete estudos da literatura relativos aos estoques de COS em pastagens (Tabela 1), em camadas de até 100 cm de profundidade, provenientes de quatro estados e 12 municípios da região semiárida do Nordeste brasileiro (Figura 1), totalizando 27 pares de comparação.

Tabela 1. Locais da amostragem de solo e estudos da literatura utilizados para avaliar os efeitos do manejo das pastagens sobre os estoques de carbono orgânico do solo na região semiárida do Brasil.

Continua...

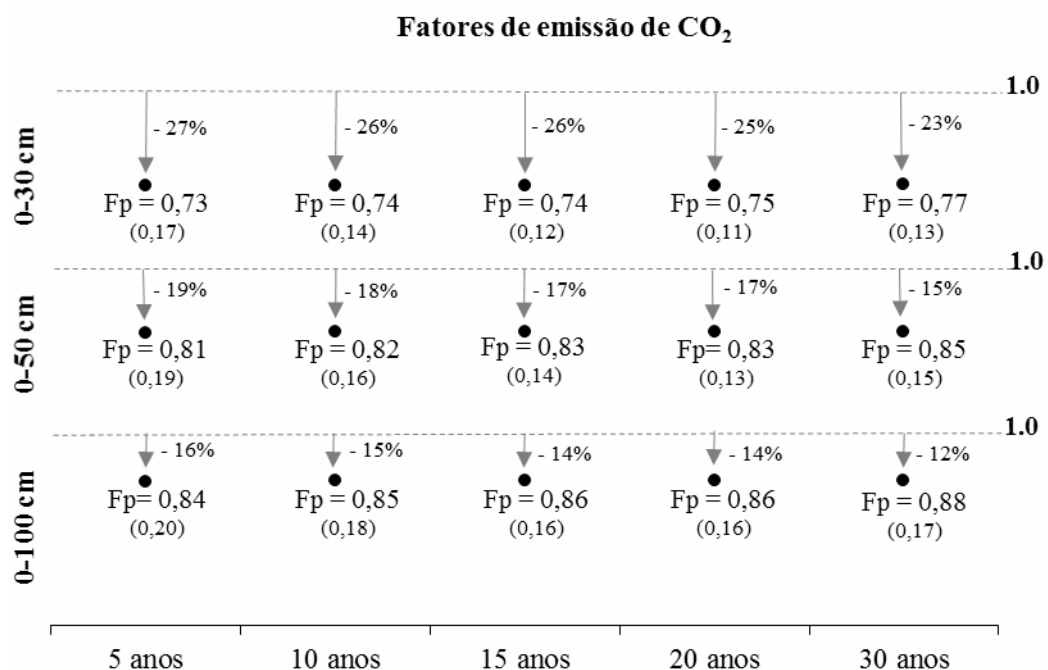
Estudos	Localização	Tempo de conversão (anos)	Camada (cm)	Tipo de solo	Estoque de carbono (Mg ha ⁻¹)	
					Pastagem	Vegetação Nativa
Dados coletados						
(Novos dados)	Traipu - AL	4	40	Neossolo Litólico	83,63	90,79
		10	90	Planossolo	92,62	123,98
		20	90		107,57	
(Novos dados)	Catolé do Rocha - PB	6	70	Argissolo	106,48	99,59
		30	90		126,87	131,16
Estudos da literatura						
Gonzaga (2017)	Pariconha - AL	10	30	Neossolo Regolítico	34,77	40,41
Santana et al. (2019)	Bodocó - PE	20	100	Argissolo	74,60	98,40
	Exú - PE	25	100	Latossolo	68,10	72,10
	Araripina - PE	30	60	Neossolo Litólico	51,40	54,50
	Salgueiro - PE	30	60	Planossolo	27,10	37,70
Corrêa et al. (2009)	Petrolândia - PE	31	30	Neossolo Quartzarênico	18,10	23,18
Giongo et al. (2011)	Petrolina - PE	34	20	Argissolo	40,33	58,65
Souza (2012)	Várzea - PB	10	20	Luvissolo	12,76	26,99
		10	20		29,50	49,77
Oliveira et al. (2015)	Limoeiro do Norte - CE	21	50	Cambissolo	76,36	82,68

Sousa et al. (2012)	Irauçuba - CE	20	5	Planossolo	8,08	10,86
Tabela 1. Conclusão...						
		20	5		6,91	
		20	5		6,65	
		20	5		3,52	
		20	5		7,89	
		20	5		4,49	
		20	5		6,67	
		20	5		4,38	
		20	5		10,41	10,32
		20	5		6,42	
		20	5		5,71	
		20	5		4,01	

No total foram derivados 15 fatores de manejo temporal (5 a 30 anos) e espacial (0-30, 0-50 e 0-100 cm de profundidade), para a conversão da vegetação nativa em pastagens (Figura 2). Na camada de 0-30 cm e para 20 anos de uso (padrão atualmente recomendado pelo IPCC) o fator de manejo derivado foi de $0,75 \pm 0,11$, o que significa uma redução de 25% no estoque de COS.

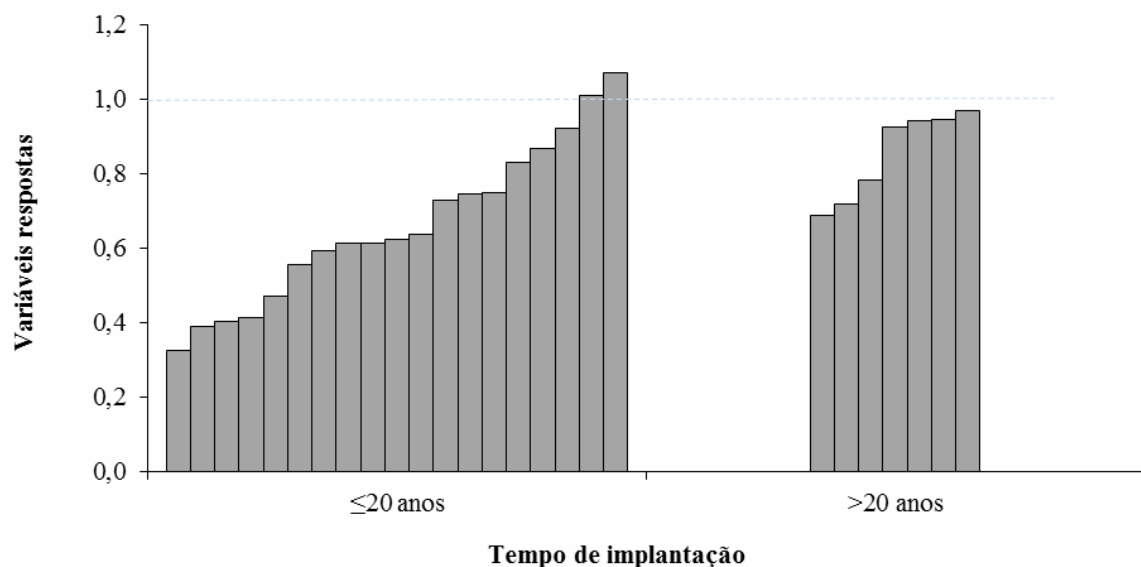
Para os demais períodos (5, 10, 15 e 30 anos) os fatores derivados foram $0,73 \pm 0,17$, $0,74 \pm 0,14$, $0,74 \pm 0,12$, e $0,77 \pm 0,13$, representando reduções nos estoques de C do solo de 27, 26, 26 e 23%, respectivamente, em relação aos estoques de COS da vegetação nativa. Para a camada 0-50 cm, foram derivados fatores de $0,81 \pm 0,19$, $0,82 \pm 0,16$, $0,83 \pm 0,14$, $0,83 \pm 0,13$ e $0,85 \pm 0,15$, o que significa perdas de 19, 18, 17, 17 e 15%, enquanto que, para a camada 0-100 cm, os fatores derivados foram $0,84 \pm 0,20$, $0,85 \pm 0,18$, $0,86 \pm 0,16$, $0,86 \pm 0,16$ e $0,88 \pm 0,17$ (Figura 2). Assim sendo, a conversão para pastagens no semiárido brasileiro reduziu os estoques de C do solo em 16, 15, 14, 14 e 12% quando considerado a camada até 100 cm de solo, respectivamente, para os períodos de 5, 10, 15, 20 e 30 anos, respectivamente.

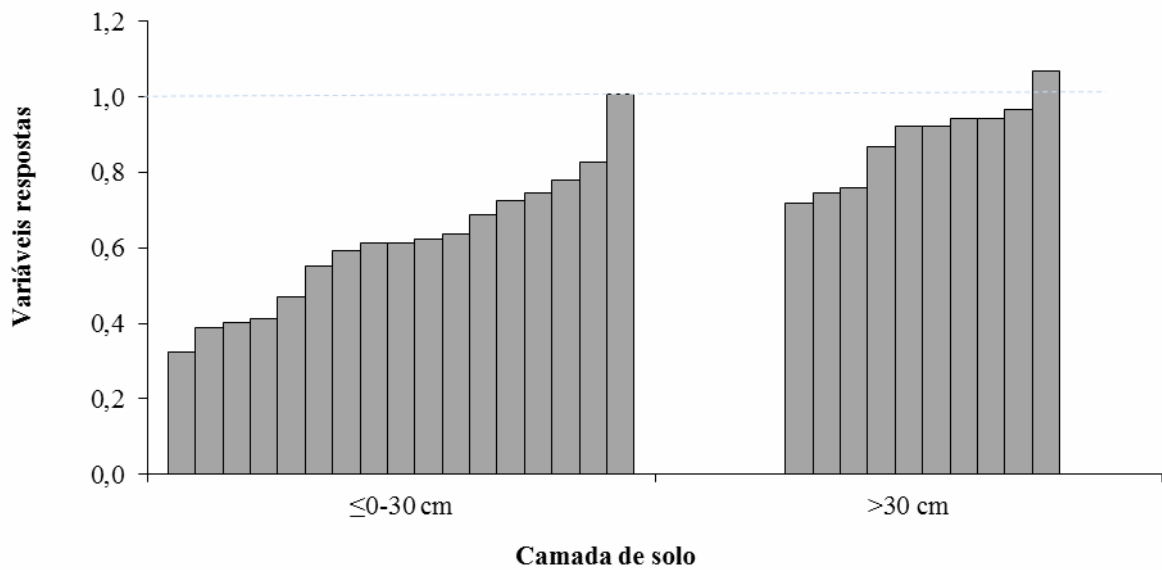
Figura 2. Fatores de mudança nos estoques de COS para pastagens manejadas (Fp) derivados para 5, 10, 15, 20 e 30 anos após a conversão da vegetação nativa para pastagem, nas camadas 0-30, 0-50 e 0-100 cm de solo na região semiárida do Brasil. Desvio padrão entre parênteses. A linha tracejada representa a condição inicial do COS, o que significa que não há mudança nos estoques de COS nas pastagens em relação à vegetação nativa.



A Figura 3 apresenta os resultados das variáveis respostas, que representam a proporção média do estoque de C do solo sob sistemas de pastagens/estoque COS sob vegetação nativa para cada par de comparação. O conjunto de dados foi agrupado considerando o período de uso da terra (≤ 20 e > 20 anos) e camadas de solo ($\leq 0-30$, > 30 cm). Uma variável resposta com valor igual, menor ou maior que 1, indica que não houve mudança, ocorreram perdas ou ganhos nos estoques de COS do sistema de pastagem em relação à vegetação nativa, respectivamente. As maiores perdas de COS (33%) nas áreas ≤ 20 anos de uso da terra, e as variáveis respostas < 1 foram encontradas em 90% do conjunto de dados. Nas áreas com mais de 20 anos sob pastagem, todos os dados apresentaram valores < 1 , no entanto, a perda média de COS foi de 15%, ou seja, substancialmente menor que o observado nos estudos de pastagem com menos de 20 anos. Em relação à profundidade do solo, foi observado que as maiores perdas de C (39%) ocorrem nas camadas superficiais do solo, e as variáveis respostas < 1 foram encontradas em 94% do conjunto de dados ≤ 30 cm de solo. No entanto, nas camadas mais profundas, as perdas de COS também são altas, visto que para as camadas > 30 cm a perda média de C foi de 11%, e as variáveis respostas com valores menores que 1 foram encontradas em 90% dos dados (Figura 3).

Figura 3. Variáveis respostas entre os estoques de COS encontrados nos sistemas de pastagens e vegetação nativa agrupados por tempo de uso da terra (≤ 20 e > 20 anos) e camadas de solo ($\leq 0-30$ e > 30 cm) na região semiárida do Brasil.





4 DISCUSSÃO

A conversão da vegetação nativa de Caatinga para pastagem na região semiárida do Brasil resulta em substancial perda de C do solo, a qual ocorre já nos primeiros cinco anos após a mudança no uso da terra, visto que os fatores de manejo demonstraram uma perda de 27% dos estoques de COS nesse período, em seguida evidenciou-se uma recuperação dos estoques de COS que aos 30 anos de uso com pastagem, atingindo 4% em relação as perdas observadas aos 5 anos (Figura 2). Adicionalmente, cabe destacar a grande perda média de COS (33%) em períodos ≤ 20 anos comparativamente ao período > 20 anos (15%), tendo a vegetação nativa como referência. Contudo, verificou-se que duas observações relativas ao manejo das pastagens por até 20 anos, apresentaram variáveis respostas acima de 1, indicando que mesmo em pastagens moderadamente degradadas nos primeiros anos de manejo pode ocorrer ganhos de COS em algumas situações.

Este comportamento está provavelmente relacionado a forma de implantação das pastagens e posterior manejo das mesmas, sendo predominantemente realizado o desmatamento e queima da vegetação nativa, a qual elimina totalmente a serapilheira (SAMPAIO; COSTA, 2011). Na sequência é feito o preparo do solo com o uso de arados, que consequentemente promove a quebra dos agregados, expondo a MOS que estava protegida da ação dos microrganismos (CARVALHO et al., 2009; BERTOLIN et al., 2016). Ou seja, grande parte do COS é perdido, e mesmo o estoques de C abaixo do solo da vegetação nativa, o qual varia entre 3,43 e 8,50 Mg ha⁻¹ dependendo da fisionomia da Caatinga (BRASIL,

2015) e o estabelecimento das gramíneas não são suficientes para compensar a perda de COS nos primeiros anos de manejo.

Já a recuperação dos estoques de COS com o tempo, deve estar associado à ausência do revolvimento do solo (CONANT et al., 2001; OLIVEIRA et al., 2015), ocorrência do aporte de resíduos orgânicos, maior desenvolvimento dos sistemas radiculares das gramíneas, possibilitando a rizodeposição, além de distribuição mais uniforme dos exsudatos radiculares no solo (OLIVEIRA et al., 2016; SEGNINI et al., 2019), onde se registra estoque médio de C abaixo do solo em pastos no semiárido brasileiro de aproximadamente 2 Mg ha⁻¹ (SAMPAIO; COSTA, 2011). Acredita-se que, o conjunto desses fatores pode ser responsável por promover a recuperação dos estoques de COS em pastagens no semiárido brasileiro ao longo do tempo. É necessário, no entanto, estudos que avaliem as pastagens por maiores períodos, com o intuito de confirmar esta tendência de recuperação nos estoques de C do solo na região semiárida do Brasil.

As pastagens avaliadas neste estudo são classificadas como moderadamente degradadas, as quais são caracterizadas por pastos com baixa produtividade e cultivadas sem adoção de irrigação, adubação ou consórcio com leguminosas (IPCC, 2006). Para esse tipo de pastagem, Maia et al. (2009) encontraram uma perda média do COS de 9% nas regiões Amazônia e Cerrado do Brasil, enquanto que Ogle et al. (2004) com um conjunto de dados globais, apontaram para perdas de apenas 3% nos estoques de COS em regiões tropicais secas, todos esses resultados para a camada 0-30 cm e período de 20 anos de implantação das pastagens. Vale ressaltar que os resultados de Ogle et al. (2004) são os utilizados nas diretrizes para estimativas nacionais de GEE do IPCC (IPCC, 2006). Dessa forma, avaliando especificamente os resultados obtidos na camada 0-30 cm após 20 anos de manejo das pastagens no semiárido brasileiro, a perda de 25% nos estoques de COS é consideravelmente maior do que foi encontrado por Ogle et al. (2004) e Maia et al. (2009). Portanto, os resultados encontrados nesse estudo mostram a importância de informações mais específicas sobre a mudança nos estoques de COS das pastagens em regiões semiáridas, visto que as diferenças encontradas são significativas e os resultados mais genéricos tenderam a subestimar as perdas de C do solo nessas regiões.

Quanto as maiores perdas de COS nas pastagens do semiárido brasileiro, alguns aspectos parecem governar este comportamento. As práticas de manejo inadequadas adotadas nas pastagens dessa região, por exemplo, assim como as condições pouco favoráveis de solo e, principalmente clima, acentuam estas perdas. No que se refere ao manejo, à implantação das pastagens no semiárido do Brasil, ocorre sempre a partir do desmatamento e queima da

vegetação nativa, seguido pelo revolvimento do solo, e manejo com baixo nível tecnológico, como a falta de introdução de espécies forrageiras mais produtivas, uso de irrigação e adubação orgânica ou inorgânica, e em geral, com taxas de lotação que excedem a capacidade de suporte das pastagens (SOUSA et al., 2012; SCHULZ et al., 2016). De acordo com Dias-Filho (2014), na região Nordeste do Brasil 74% da área de pastagem possui uma taxa de lotação (unidade animal/hectare) inferior a 0,4, o que segundo o autor é reflexo da degradação das pastagens. Conforme Sampaio e Costa (2011), nas áreas de pastagens no semiárido brasileiro, a prática de manejo que prevalece consiste em permitir que os animais consumam toda biomassa vegetal possível, devido a carência de forragens e a superlotação de animais, já a pouca biomassa remanescente, se decompõe durante a estação seca. Além disso, a produção de biomassa vegetal no semiárido é baixa, devido às condições edafoclimáticas da região (ALTHOFF et al., 2018), a qual se caracteriza pelas altas temperaturas, reduzida e irregular pluviosidade, e elevada evapotranspiração (GIONGO et al., 2011; BARROS et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2015).

Nesse sentido, Xie e Wittig (2004) relatam que o superpastoreio pode resultar na degradação do solo e perdas significativas de COS, sobretudo em regiões com baixa precipitação e alta evaporação, o que a longo prazo, compromete a sustentabilidade de pastagens em regiões semiáridas (FERNANDEZ et al., 2008; ABDALLA et al., 2018). Esse efeito ocorre porque o superpastoreio reduz significativamente o aporte de C pelas gramíneas, incluindo a serapilheira e as raízes (WANG et al., 2017), além disso, a pressão do pisoteio exercida pelos animais compactam as camadas superficiais do solo, aumentando sua densidade, o que implica na redução da infiltração de água e aeração do solo (XIE; WITTIG, 2004; BERNAL et al., 2016). Com isso, ocorre limitações no desenvolvimento do sistema radicular das plantas (WU et al., 2014; RIBEIRO et al., 2016; SCHULZ et al., 2016), o que conseqüentemente, reduz os estoques de COS pelas raízes, que associado com a redução dos lixiviados devido a compactação, compromete a regulação do ciclo de COS nas pastagens (ZHANG et al., 2018).

Esses resultados são preocupantes, visto que para a região semiárida do Brasil, cenários futuros indicam que até 2100, a temperatura dessa região poderá aumentar de 0,6 a 5 °C, e a redução da precipitação entre 10 e 20% (MARENGO et al., 2009; RIBEIRO et al., 2016). Assim sendo, poderá resultar em perdas substanciais e progressivas dos estoques de COS na região semiárida. Vale salientar ainda que, o semiárido brasileiro passou recentemente por seis anos consecutivos (2010-2016) com pluviosidade abaixo da média.

Os fatores de manejo também indicam que o impacto da conversão de vegetação nativa para pastagem no semiárido brasileiro, não se restringe as camadas mais superficiais dos solos, visto que na camada de 0-100 cm as perdas de COS variaram entre 12 e 16%. Uma variedade de processos físico-químicos confere alta estabilidade ao COS armazenado nas camadas profundas, o que impede sua mineralização pelos microrganismos (JOBÁGY; JACKSSON, 2000; SCHMIDT et al., 2011). Porém, o efeito das mudanças ambientais sobre a dinâmica do C do solo em profundidade tem sido pouco estudado, visto que a maioria das pesquisas sobre COS (OGLE et al., 2004; NUMATA et al., 2007; CORRÊA et al., 2009; MAIA et al., 2009; GIONGO et al., 2011; SOUSA et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2015; GONZAGA, 2017) se concentra até a camada 0-50 cm do solo, desse modo, a dinâmica do COS nas camadas mais profundas torna-se pouco compreendida (JOBÁGY; JACKSSON, 2000).

A perda de COS em profundidade no semiárido brasileiro provavelmente está relacionada com algumas práticas de manejo, como por exemplo, (i) menor aporte de biomassa das forragens (SAMPAIO; COSTA, 2011), uma vez que, o aporte de resíduos vegetais e a distribuição vertical das raízes ao longo do perfil afeta o armazenamento de COS em profundidade (JOBÁGY; JACKSSON, 2000); (ii) aumento da taxa de mineralização da MOS (CARVALHO et al., 2009), pois a decomposição dos resíduos orgânicos determinam a distribuição do C em profundidade (LIM et al., 2018), e o COS é fortemente associado a partículas de argila e minerais que atuam na estabilização e proteção da MOS (JOBÁGY; JACKSSON, 2000; SCHMIDT et al., 2011), (iii) redução do aporte de biomassa e compactação das camadas pelo superpastoreio (RIBEIRO et al., 2016), e (iv) a qualidade dos resíduos orgânicos, caracterizados pelo teor de lignina, pois conforme Jobbágy e Jacksson (2000) os resíduos orgânicos das pastagens apresentam menor teor de lignina em relação à vegetação nativa, sendo um importante fator para o controle das taxas de decomposição da MOS. Portanto, esses são os principais aspectos que regem as perdas de C nas camadas mais profundas do solo, quando ocorre a conversão da vegetação nativa para pastagens na região semiárida do Brasil.

5 CONCLUSÃO

Os resultados dos fatores de manejo demonstraram que o uso do solo com pastagens no semiárido do Brasil reduz os estoques de COS entre 12 e 27% dependendo do tempo de uso e camada do solo, o que em termos gerais, representa perdas substancialmente mais intensas do que o observado em outras regiões do país. Observou-se ainda que as perdas mais intensas

ocorrem nos primeiros cinco anos após a conversão da vegetação nativa. No entanto, os resultados indicaram também que há uma tendência de recuperação dos estoques de C com o tempo, a qual alcançou 4% após 30 anos de uso com pastagem. É necessário, portanto, a realização de estudos em áreas com maior tempo de uso com pastagens com o intuito de confirmar estes resultados. Para evitar a perda do C do solo recomenda-se a adoção de técnicas de manejo que potencializem o aporte de resíduos orgânicos em pastagens no semiárido brasileiro já nos primeiros anos de implantação, como por exemplo, plantas forrageiras mais produtivas, sistemas silvipastoris, irrigação, adubação verde e pastejo rotacionado.

REFERÊNCIAS

- ABDALLA, M.; HASTINGS, A.; CHADWICK, D. R.; JONES, D. L.; EVANS, C. D.; JONES, M. B.; REES, R. M.; SMITH, P. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.253, p.62-81, 2018.
- ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; PINTO, A. S.; PAREYN, F. G. C.; CARVALHO, A. L.; MARTINS, J. C. R.; CARVALHO, E. X.; SILVA, A. S. A.; DUTRA, E. D.; SAMPAIO, E. V. S. B. Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.254, p.26-34, 2018.
- BARROS, J. D. S.; CHAVES, L. H. G.; PEREIRA, W. E. Carbon and nitrogen stocks under different management systems in the Paraiban “Sertão”. **African Journal of Agricultural Research**, v.10, p.130-136, 2015.
- BERNAL, B.; MCKINLEY, D. C.; HUNGATE, B. A.; WHITE, P. M.; MOZDZER, T. J.; MEGONIGAL, J. P. Limits to soil carbon stability; Deep, ancient soil carbon decomposition stimulated by new labile organic inputs. **Soil Biology & Biochemistry**, v.98, p.85-94, 2016.
- BERTOLIN, F.; BONO, J. A. M.; MACEDO, M. C. M.; ARAÚJO, A. R.; PEREIRA, F. A. R. Use and management of pasture in the Cerrado biome: Impacts on aggregation of an oxisol. **African Journal of Agricultural Research**, v.11, p.2139-2145, 2016.
- BRASIL - Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa. Relatório de Referência “Emissões no Setor Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas”. Brasília: MCTI, 2015. pp. 343. 2015.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PÍCCOLO, M. C.; GODINHO, V. P.; CERRI, C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil & Tillage Research**, v.103, p.342-349, 2009.

CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. **Ecological Applications**, v.11, p.343-355, 2001.

CORRÊA, R. M.; FREIRE, M. B. G. S.; FERREIRA, R. L. C.; FREIRE, F. J.; PESSOA, L. G. M.; MIRANDA, M. A.; MELO, D. V. M. Atributos químicos de solos sob diferentes usos em perímetro irrigado no semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.305-314, 2009.

CUNHA, T. J. F.; PETRERE, V. G.; SILVA, D. J.; MENDES, A. M. S.; MELO, R. F.; OLIVEIRA NETO, M. B.; SILVA, M. S. L.; ALVAREZ, I. A. Principais solos do semiárido tropical brasileiro: caracterização, potencialidades, limitações, fertilidade e manejo. In: SÁ, I. B., SILVA, P. C. G. **Seminário brasileiro: pesquisa, desenvolvimento e inovação**. Petrolina, PE: Embrapa Semiárido, p. 49-87, 2010.

DIAS-FILHO, M. B. **Diagnóstico das pastagens no Brasil**. Belém, PA. 36p. Embrapa Amazônia Oriental, 2014. Documentos, 402. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/986147/1/doc402.pdf>

DIAS-FILHO, M. B. **Manejo profissional da pastagem: fundamento para uma pecuária empresarial**. Belém, PA. 33p. Embrapa Amazônia Oriental. Documentos, 431. 2017. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1069803/1/doc431.pdf>

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro, RJ, pp. 212. 1997.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **The state of food and agriculture**. 2017. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-I7658e.pdf>

FERNANDEZ, D. P.; NEFF, J. C.; REYNOLDS, R. L. Biogeochemical and ecological impacts of livestock grazing in semi-arid southeastern Utah, USA. **Journal of Arid Environments**, v.72, p.777-791, 2008.

GIONGO, V.; CUNHA, T.J.F.; MENDES, A.S.M.; GAVA, C.A.T. Carbono no sistema solo-planta no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.06, p.1233-1253, 2011.

GONZAGA, G. B. M. **Dinâmica da matéria orgânica do solo, estoques de carbono e susceptibilidade ao aumento da temperatura no semiárido de Alagoas**. 2017. Tese (Doutorado em Agronomia – Produção Vegetal) - Universidade Federal de Alagoas, Rio Largo, AL, Brasil, 2017.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 2017**. Resultados preliminares. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/3093/agro_2017_resultados_preliminares.pdf

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Agriculture, Forestry and Other Land Use**. In: Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., (Ed.). Hayama: Intergovernmental Panel on Climate Change/IGES, 2006. v.4. 2006.

JOBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. **Ecological Applications**, v.10, p.423-436, 2000.

LAPIG - Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento. 2018. Disponível em: www.lapig.iesa.ufg.br/lapig/.

LAPOLA, D. M.; MARTINELLI, L. A.; PERES, C. A.; OMETTO, J. P. H. B.; FERREIRA, M. E.; NOBRE, C. A.; AGUIAR, A. P. D.; BUSTAMANTE, M. M. C.; CARDOSO, M. F.; COSTA, M. H.; JOLY, C. A.; LEITE, C. C.; MOUTINHO, P.; SAMPAIO, G.; STRASSBURG, B. B. N.; VIEIRA, I. C. G. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, v.4, p.27-35, 2014.

LIM, S.-S.; BAAH-ACHEAMFOUR, M.; CHOI, W.-J.; ARSHAD, M. A.; FATEMI, F.; BANERJEE, S.; CARLYLE, C. N.; BORK, E. W.; PARK, H.-J.; CHANG, S. X. Soil organic carbon stocks in three Canadian agroforestry systems: From surface organic to deeper mineral soils. **Forest Ecology and Management**, v.417, p.103-109, 2018.

MAIA, S. M. F.; CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; LAL, R.; BERNOUX, M.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. C. Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in Amazon and Cerrado biomes. **Soil & Tillage Research**, v.133, p.75-84, 2013.

MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**, v.149, p.84-91, 2009.

MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO FILHO, J. A. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. **Agroforestry Systems**, v.71, p.127-138, 2007.

MARENGO, J. A.; JONES, R.; ALVES, L. M.; VALVERDE, M. C. Future change of temperature and precipitation extremes in South America as derived from the PRECIS regional climate modeling system. **International Journal of Climatology**, v.29, p.2241-2255, 2009.

NUMATA, I.; CHADWICK, O. A.; ROBERTS, D. A.; SCHIMEL, J. P.; SAMPAIO, F. F.; LEONIDAS, F. C.; SOARES, J. V. Temporal nutrient variation in soil and vegetation of post-forest pastures as a function of soil order, pasture age, and management, Rondônia, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.118, p.159-172, 2007.

OGLE, S. M.; CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K. Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Environmental Management**, v.33, p.474-484, 2004.

OLIVEIRA, S. P.; CÂNDIDO, M. J. D.; WEBER, O. B.; XAVIER, F. A. S.; ESCOBAR, M. E. O.; OLIVEIRA, T. S. Conversion of forest into irrigated pasture I. Changes in the chemical and biological properties of the soil. **Catena**, v.137, p.508-516, 2016.

OLIVEIRA, S. P.; LACERDA, N. B.; BLUM, S. C.; ESCOBAR, M. E. O.; OLIVEIRA, T. S. Organic carbon and nitrogen stocks in soils of Northeastern Brazil converted to irrigated agriculture. **Land Degradation & Development**, v.26, p.9-21, 2015.

PINHEIRO, J. C.; BATES, D. M. **Mixed-Effects Models in S and S-Plus**. Springer, New York, NY, pp. 528, 2000.

RIBEIRO, K.; SOUSA-NETO, E. R.; CARVALHO JUNIOR, J. A.; LIMA, J. R. S.; MENEZES, R. S. C.; DUARTE-NETO, P. J.; GUERRA, G. S.; OMETTO, J. P. H. B. Land cover changes and greenhouse gas emissions in two different soil covers in the Brazilian Caatinga. **Science of the Total Environment**, v.571, p.1048-1057, 2016.

SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Matéria orgânica do solo no Bioma Caatinga. pp. 419-441. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. eds. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Metrópole, Porto Alegre, RS, Brasil, 2008.

SAMPAIO, E. V. S. B.; COSTA, T. L. Estoques e fluxos de carbono no semiárido nordestino: Estimativas preliminares. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.6, p.1275-1291, 2011.

SANTANA, M. S.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GIONGO, V.; MENEZES, R. S. C.; JESUS, K. N.; ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; NASCIMENTO, D. M.; PAREYN, F. G. C.; CUNHA, T. J. F.; SAMPAIO, R. M. B.; PRIMO, D. C. Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. **Geoderma Regional**, v.15, p.e00205, 2019.

SCHMIDT, M. W. I.; TORN, M. S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I. A.; KLEBER, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; LEHMANN, J.; MANNING, D. A. C.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D. P.; WEINER, S.; TRUMBORE, S. E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature Climate Change**, v.478, p.49-56, 2011.

SCHULZ, K.; VOIGT, K.; BEUSCH, C.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; KOWARIK, I.; WALZ, A.; CIERJACKS, A. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.367, p.62-70, 2016.

SEGNINI, A.; XAVIER, A. A. P.; OTAVIANI-JUNIOR, P. L.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEDROSO, A. F.; PRAES, M. F. F. M.; RODRIGUES, P. H. M.; MILORI, D. M. B. P. Soil carbon stock and humification in pastures under different levels of intensification in Brazil. **Scientia Agricola**, v.76, p.33-40, 2019.

SISTI, C. P. J.; SANTOS, H. P.; KOHHANN, R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, M. B. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, v.76, p.39-58, 2004.

SOUSA, F. P.; FERREIRA, T. O.; MENDONÇA, E. S.; ROMERO, R. E.; OLIVEIRA, J. G. B. Carbon and nitrogen in degraded Brazilian semi-arid soils undergoing desertification. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.148, p.11- 21, 2012.

SOUZA, B. V. **Estoque de carbono em diferentes fisionomias de Caatinga do Seridó da Paraíba**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Campina Grande, Patos, PB, Brasil, 2012.

WANG, Y.; HEBERLING, G.; GORZEN, E.; MIEHE, G.; ELKE, S.; KARSTEN, W. Combined effects of livestock grazing and abiotic environment on vegetation and soils of grasslands across Tibet. **Applied Vegetation Science**, v.20, p.327-339, 2017.

WU, X.; LI, Z.; FU, B.; ZHOU, W.; LIU, H.; LIU, G. Restoration of ecosystem carbon and nitrogen storage and microbial biomass after grazing exclusion in semi-arid grasslands of Inner Mongolia. **Ecological Engineering**, v.73, p.395-403, 2014.

XIE, Y.; WITTIG, R. The impact of grazing intensity on soil characteristics of *Stipa grandis* and *Stipa bungeana* steppe in northern China (autonomous region of Ningxia). **Acta Oecologica**, v.25, p.197-204, 2004.

ZHANG, M.; LI, X.; WANG, H.; HUANG, Q. Comprehensive analysis of grazing intensity impacts soil organic carbon: A case study in typical steppe of Inner Mongolia, China. **Applied Soil Ecology**, v.129, p.1-12, 2018.