



ISSN:1984-2295

Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: www.ufpe.br/rbgfe



Efeito do uso da terra e relevo na distribuição espacial e vertical de carbono do solo em uma bacia hidrográfica agrícola¹

Viviane Capoane², Danilo Rheinheimer dos Santos³, Tatiana Mora Kuplich⁴

²Bolsista no Programa de Capacitação Institucional do CNPq junto ao Centro Regional Sul de Pesquisas Espaciais – CRS/INPE. capoane@gmail.com (autora correspondente). ³Professor Titular do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria. danielonesaf@gmail.com. ⁴Tecnologista Sênior no CRS/INPE. tatiana.kuplich@inpe.br

Artigo recebido em 25/08/2016 e aceito em 03/12/2016

RESUMO

Neste trabalho foram investigadas as relações entre o uso da terra e relevo com os teores de carbono orgânico total (COT) do solo a fim de entender os padrões de distribuição espacial e vertical de C em uma bacia hidrográfica agrícola da região central do estado do Rio Grande do Sul. Amostras de solo foram coletadas em 57 pontos, em cinco camadas: 0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60 cm, totalizando 285 amostras. A grade de amostragem foi distribuída em diferentes classes de uso da terra (mata, área úmida, lavoura, campo antrópico) e de declividades (0-3, 3-8, 8-20%). O teor do COT foi estimado pelo método de digestão úmida. Os resultados mostraram que as áreas antropizadas apresentaram os menores teores de COT dentre os usos avaliados. Nas lavouras os menores teores de COT foram encontrados na meia encosta com declive entre 8-20% e as maiores em vertentes côncavas convergentes na posição inferior da encosta, a média entre os pontos de amostragem na camada 0-5 cm foi de $15,1 \pm 0,58 \text{ g kg}^{-1}$. As áreas de campo apresentaram os menores teores de COT dentre os usos avaliados ($\bar{x} 12 \pm 2,61 \text{ g kg}^{-1}$). Já os maiores teores foram obtidos em área úmida ($\bar{x} 43,1 \pm 4,53 \text{ g kg}^{-1}$), comprovando o grande potencial desses locais no sequestro de carbono. Os resultados obtidos sugerem que os processos de erosão, redistribuição e deposição de COT são grandemente influenciados pelo uso da terra e pelas formas do relevo e, essas informações podem ser utilizadas para avaliar a dinâmica do carbono do solo na paisagem.

Palavras-chave: Erosão hídrica, Agricultura, Distribuição, Deposição.

Effect of land use and landform on soil spatial and vertical carbon distribution in an agricultural watershed

ABSTRACT

In this work was investigate the relationship between land use and relief to the levels of total organic carbon (TOC) in order to understand its spatial and vertical distribution patterns in an agricultural watershed from the central region of Rio Grande do Sul State. Soil samples were collected at 57 points in five layers: 0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60 cm, totalizing 285 samples. A sampling grid was distributed in different land use classes (forest, wetland, tillage, field) and slope (0-3, 3-8, 8-20%). The TOC content was estimated by wet digestion method. The results indicated that the anthropic areas of watershed had the lowest TOC among all of evaluated land uses. On tillage smaller TOC were found in middle hillside slope between 8-20% and higher in converging concave sections at the bottom of the hillside position and the average of the sampling points in the layer 0-5 cm was $15.1 \pm 0.58 \text{ g kg}^{-1}$. The areas of field had the lowest TOC among the evaluated uses ($\bar{x} 12 \pm 2.61 \text{ g kg}^{-1}$). In contrary, the highest ($\bar{x} 43.1 \pm 4.53 \text{ g kg}^{-1}$) TOC contents were recorded in wetland, demonstrating the great potential of these locations in carbon sequestration. The result suggests that erosion, redistribution and deposition of TOC are greatly influenced by land use and relief forms. These findings can be useful tool to evaluate the soil carbon dynamics in the landscape.

Keywords: Water erosion, Agriculture, Distribution, Deposition.

Introdução

Os seres humanos têm alterado drasticamente o ciclo global de carbono (C), principalmente através da queima de combustíveis

fósseis, desmatamento, cultivo de pastagens, drenagem de áreas úmidas e mudanças no uso da terra (Amundson, 2001). Essas alterações

¹ Trabalho extraído da Tese da primeira autora, financiado pela CAPES e CNPq.

provocaram o aumento da concentração de gás carbônico (CO₂) na atmosfera ao longo do século passado e, a realidade da mudança climática despertou o interesse de pesquisadores quanto ao potencial dos ecossistemas agrícolas em sequestrar carbono (Gregorich et al., 1998; Stallard, 1998; Harden et al., 1999; Schlesinger, 2000; Lal, 2001; 2003; 2004; Freibauer et al., 2004; Janzen, 2004; Wang et al., 2010). Isto porque, a pedosfera constitui o terceiro maior reservatório de C, depois dos oceanos (38 x 10³ Pg C) e rochas (5 x 10³ Pg C) (Lal et al., 2001; Jacinthe et al., 2001). A estimativa do teor de carbono armazenado na pedosfera varia entre 2300 e 3300 Pg de C e uma massa de 1500-1760 Pg corresponde a forma de carbono orgânico do solo (COS) (Post et al., 1982; Eswaran et al., 1993; Batjes, 1996).

O carbono orgânico é um componente muito dinâmico do ecossistema terrestre apresentando trocas com a atmosfera, biosfera e oceanos (Keeling et al., 1996). No solo ele contribui para a formação e estabilidade dos agregados, que por sua vez, fornecem um ambiente para a proteção física das frações lábeis contra a degradação microbiana. Os principais mecanismos que causam a perda de COS são aqueles que emitem CO₂ para atmosfera durante o processo de decomposição da matéria orgânica, da queima da biomassa e também, os responsáveis pela erosão do solo e o seu transporte (Jacinthe e Lal, 2001).

A erosão hídrica é um dos principais contribuintes para a redistribuição do carbono sobre as paisagens terrestres e exportação para os sistemas aquáticos (Jacinthe et al., 2002). Este componente importante do ciclo geoquímico global também é reconhecido como um dos principais mecanismos de degradação do solo e a consequente redução desse recurso. Quando a erosão do solo torna-se acelerada, afeta negativamente a infiltração e a capacidade de retenção de água, teor de nutrientes, matéria orgânica e da biodiversidade do solo, comprometendo além do meio ambiente, a segurança alimentar e o crescimento econômico (IGBP, 1998). Estima-se que 75 Pg ano⁻¹ de solo estão sujeitos à erosão hídrica (Lal, 2003), o que resulta no deslocamento de 0,5-2 Pg ano⁻¹ de carbono do solo (McCarty et al., 2009).

Dentre as fases envolvidas na erosão hídrica, o desprendimento expõe o COS que está fisicamente protegido dentro de agregados e sítios de argila. Posteriormente, as partículas de solo mais finas e COS associados, que são dois dos principais agentes de ligação dos agregados do solo, são preferencialmente transportadas e depositadas nas porções mais baixas e planas do terreno (Gregorich et al., 1998; Lal, 2001; Starr et

al., 2000). Após o desprendimento e transporte, acredita-se que a deposição proteja o COS da decomposição, pois trabalhos mostram que os estoques de C radiometricamente velhos (datações) são maiores em solos profundos de planícies agrícolas e de bacias sedimentares (Stallard, 1998; Harden et al., 1999).

A maior parte do solo erodido (> 70%) permanece em áreas adjacentes aos locais de erosão, armazenados em uma variedade de bacias deposicionais, incluindo as zonas úmidas, turfeiras, estuários, deltas fluviais, pequenas depressões e reservatórios (Stallard, 1998; Lal, 2001). O aumento da umidade e redução da aeração nas áreas deposicionais, em comparação às encostas erodidas, pode retardar a decomposição do carbono orgânico (Stallard, 1998; Smith et al., 2001; McCarty e Ritchie, 2002), aumentando o potencial de sequestro de C. Outra parte é transferida para os ecossistemas aquáticos e, em bacias hidrográficas podem alterar significativamente a qualidade e a quantidade de carbono na água de rios (Raymond e Bauer, 2001).

Diante do exposto, compreender os padrões e processos envolvidos na redistribuição do carbono orgânico através de paisagens agrícolas é fundamental para compreender o potencial de sequestro de C nesses sistemas. Contudo, a maioria dos pesquisadores têm se concentrado em áreas experimentais no nível de parcelas, utilizando grades de amostragem para estudar a relação entre redistribuição de sedimento e COS (Vandenbygaert, 2001; Hao et al., 2001; Pennock e Frick, 2001; Zhang et al., 2013) ou, comparando o efeito de diferentes práticas de manejo do solo como plantio direto e preparo convencional por um período de tempo sobre os teores de nutrientes e carbono (Salvo et al., 2010; Tiecher et al., 2012).

Apesar do longo histórico de pesquisas, há poucos trabalhos na escala de bacia hidrográfica e, quando há, estão mais focados nas perdas de C por escoamento superficial durante eventos (Chaplot et al., 2005; Polyakov e Lal, 2008). Neste sentido, o objetivo do presente trabalho foi analisar as inter-relações de uso da terra e o relevo com os teores de carbono orgânico total e estoque de carbono em uma bacia hidrográfica agrícola do planalto do Rio Grande do Sul, determinando os padrões de distribuição espacial e vertical de C do solo.

Material e métodos

Área de estudo

A bacia hidrográfica (BH) estudada está inserida em um assentamento de reforma agrária localizado na região central do Estado do Rio Grande do Sul (RS), no Município de Júlio de Castilhos, possuindo 80,2 ha (Figura 1).

A rede de drenagem do assentamento apresenta um padrão dendrítico e as águas drenam para a bacia hidrográfica do Alto Jacuí. Conforme Rossato (2011), o clima da região é o subtropical medianamente úmido com variação longitudinal das temperaturas (média anual entre 17-20°C). A temperatura média do mês mais frio oscila entre 11-14°C e a temperatura média do mês mais quente varia de 23 a 26°C, a precipitação fica entre 1500-1700 mm ao ano em 90-110 dias de chuva. A geologia da área é composta pela Formação Tupanciretã, um conjunto litológico bastante

heterogêneo em que predominam conglomerados, arenitos e intercalações de delgadas camadas de argila (Menegotto et al., 1968). Esta Formação ocorre nas partes mais elevadas da topografia, compondo elevações em estágio adiantado de dissecação. Sua espessura média é de 60 metros atingindo no máximo cerca de 80 metros e sua origem é continental fluvial, pertencente ao terciário inferior, estando estratigraficamente acima da Formação Serra Geral.

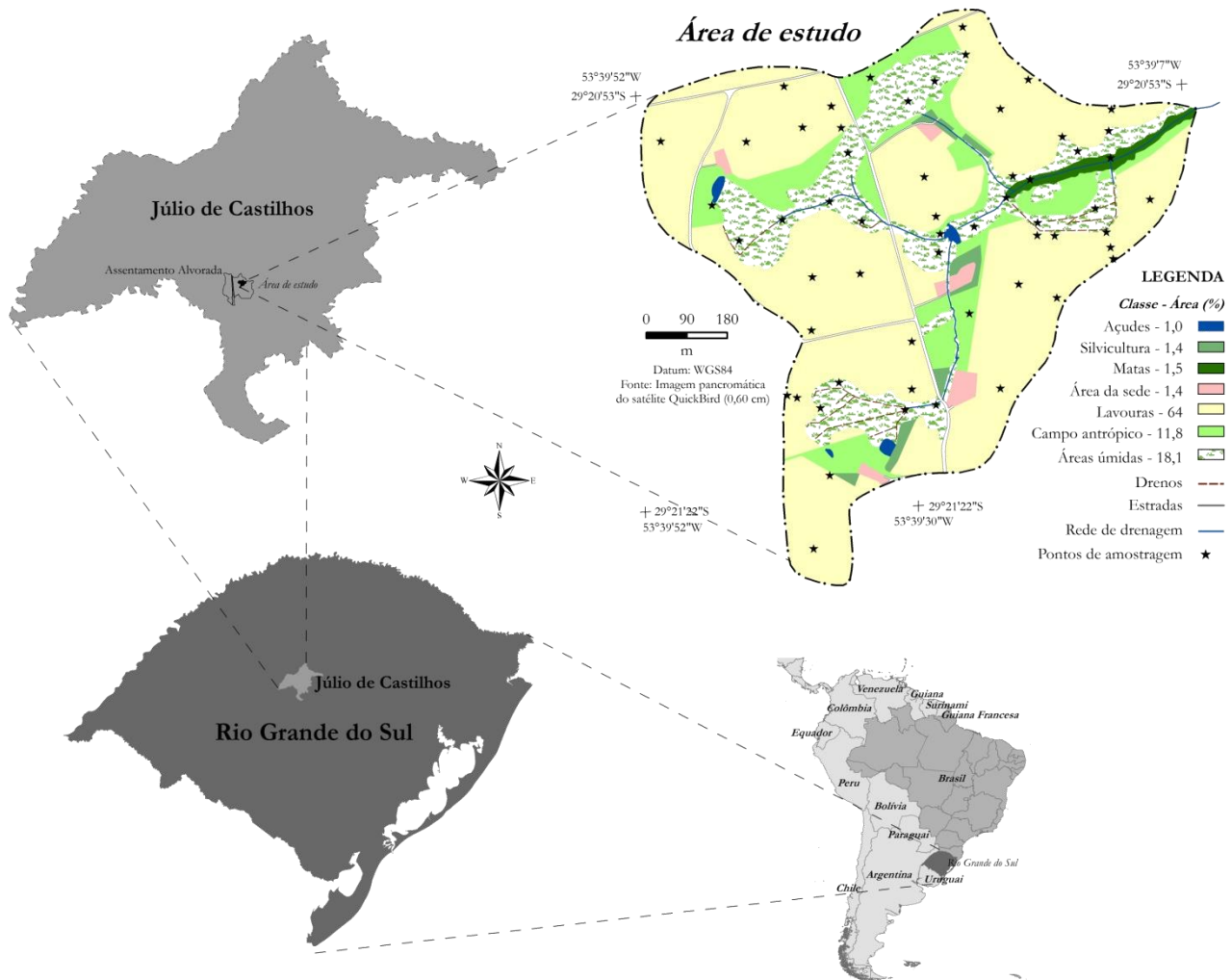


Figura 1. Localização da área de estudo e uso da terra com os pontos de amostragem de solo na bacia hidrográfica, Júlio de Castilhos, Rio Grande do Sul.

As características do relevo estão grandemente relacionadas à litologia do local, de modo geral, constituído por colinas suave onduladas. As altitudes variam de 431 a 485 m (Figura 2a) e a classe de declividade predominante é a de 8 a 20%, relevo ondulado, correspondendo a 42,9% da área da BH, seguido da classe 3 a 8% relevo suave ondulado com 41,1% da área; relevo plano 0-3% com 12,5% e, relevo forte ondulado,

20-45%, que corresponde a 3,6% da área da bacia hidrográfica (Figura 2b). As classes de solo encontradas na BH são Argissolo Vermelho localizado no topo de coxilhas, Argissolo Bruno no terço inferior das encostas e Gleissolo nas baixadas.

O uso da terra sofreu drástica mudança após a implantação do assentamento Alvorada no ano de 1996. Até então, o uso consistia em campo

nativo com criação de gado de corte de forma extensiva e, pequenas lavouras para alimentação do gado. Após a implantação do assentamento, mais de 90% das áreas de campo nativo foram convertidas para agricultura. Os remanescentes de campo encontram-se próximos a cursos d'água e atualmente encontram-se bastante degradados

(Capoane e Rheinheimer, 2012). A unidade fitofisionômica que a área de estudo abrange é a de campo com barba-de-bode (Hasenack et al., 2010). Na BH estudada estão inseridas sete propriedades e a economia local baseia-se, principalmente, no cultivo da soja e na bovinocultura leiteira (Capoane e Rheinheimer, 2012).

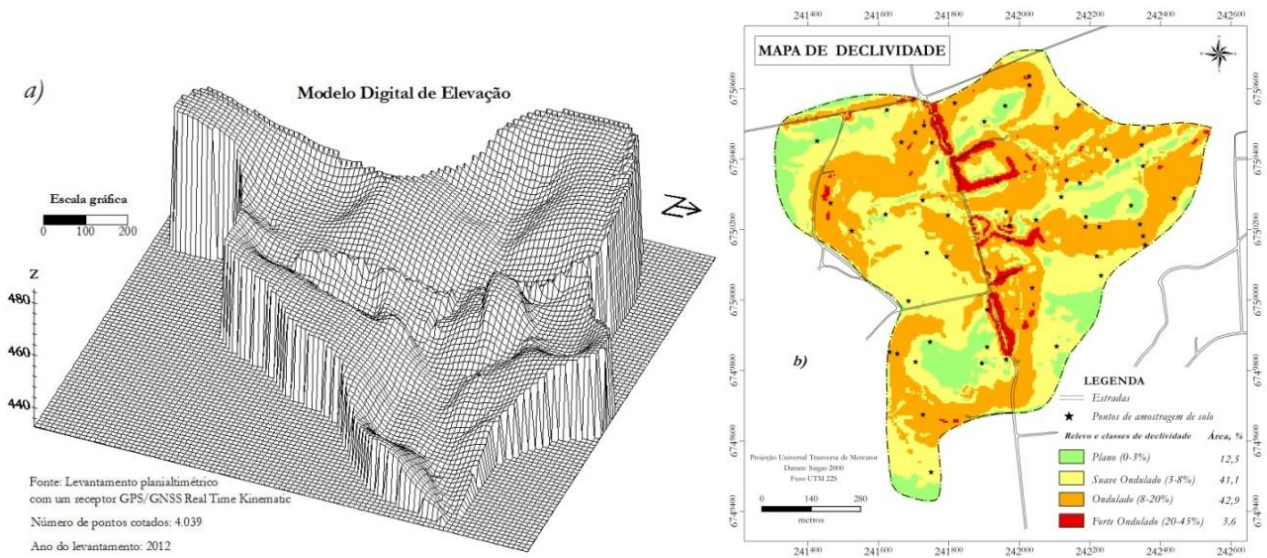


Figura 2. a) Modelo digital de elevação; b) Classes de declividade da bacia hidrográfica estudada.

Amostragem de solo

A coleta das amostras de solo foi realizada nos meses de julho e agosto de 2013 em 57 pontos da bacia hidrográfica (Figura 1). A distribuição dos pontos deu-se utilizando uma malha irregular nos 80,2 ha. Os pontos de amostragem foram dispostos em ambiente aeróbico e anaeróbico e, em diferentes classes de usos da terra (lavouras, campo nativo antropizado, área úmida e mata) e de declividades (0-3, 3-8 e 8-20%).

Nas lavouras os pontos foram alocados em diferentes curvaturas, tanto em áreas propensas a perda de solo, quanto à deposição. O sistema de manejo predominante nesses locais é o sistema plantio direto com interação lavoura-pecuária. Na classe campo nativo antropizado os pontos também foram alocados considerando a posição na paisagem. A vegetação predominante nessa classe é gramínea. Na classe mata, devido a pequena área (1,5 ha), buscou-se pelos locais menos antropizados, pois a mesma encontra-se em área onde há tráfego de animais durante todo o ano. Nas áreas úmidas, optou-se pelos locais onde o lençol freático não estava acima da superfície do solo.

Nos pontos amostrados em ambiente aeróbico foram abertas trincheiras com pá de corte. Já nos pontos de amostragem em ambiente anaeróbico (áreas úmidas) foi utilizado um coletor

de monólito de aço inoxidável, em função da constante saturação hídrica e impossibilidade de abertura de trincheiras. Em cada ponto foram coletadas amostras de solo em cinco camadas 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm, perfazendo um total de 285 amostras de solo. Após a coleta, as amostras foram colocadas em sacos plásticos, acondicionadas em caixas e transportadas até o laboratório, onde foram secas em estufa de circulação forçada de ar à $\pm 50^{\circ}\text{C}$, peneiradas em malha de 2 mm e armazenadas em potes plásticos até o momento das análises.

Análises laboratoriais

O teor de carbono orgânico total (COT) das amostras de solo foi estimado pelo método de oxidação úmida com dicromato de potássio e ácido sulfúrico (Walkley e Black, 1934). O estoque de carbono foi calculado conforme metodologia proposta por Fernandes e Fernandes (2008), para solos sob diferentes condições de manejo, corrigindo os estoques de carbono para uma mesma massa de solo. A densidade do solo foi determinada pelo método do anel volumétrico conforme Embrapa (1997).

Análise dos dados e mapas temáticos

Os teores de carbono orgânico total e estoque de carbono nas diferentes classes de uso da terra e declividade foram submetidos à análise estatística descritiva univariada e exploratória para verificar a normalidade dos dados.

A interpolação dos dados dos 57 pontos de amostragem nas cinco camadas de solo para estimar valores em locais não medidos foi realizada utilizando o método da krigagem no *software* Surfer 8. Os variogramas foram ajustados de forma interativa utilizando o modelo exponencial e foi removida a tendência quadrática.

Resultados

Os 57 pontos de amostragem de solo foram separados por classes de uso da terra, cuja distribuição se deu para lavoura - 33 pontos amostrados, área úmida - 19 pontos amostrados, campo nativo antropizado - 3 pontos amostrados e mata - 2 pontos amostrados, que corresponderam a 64, 18,1, 11,8 e 1,5% da área da BH, respectivamente. A distribuição dos pontos de coleta de solo, classes de uso da terra e, as

proporções de área em cada classe podem ser visualizadas na Figura 1.

Nas amostras de solo coletadas nas lavouras os teores de COT variaram de 10,6 a 22,7 g kg⁻¹ com média de 15,1±0,58 g kg⁻¹, decaindo gradativamente em profundidade (Tabela 1). A camada 10-20 foi a que apresentou a maior amplitude total (AT) e coeficiente de variação (CV), o que foi atribuído a compactação do solo identificado nessa camada.

Nos pontos de amostragem de solo nas áreas úmidas os teores de COT na camada superficial variaram de 12,5 a 97,5 g kg⁻¹ com média de 43,1±4,53 g kg⁻¹. Essa classe de uso foi a que apresentou os maiores teores de COT e estoque de C em todas as camadas avaliadas. Também, foi a que apresentou o maior desvio padrão (DP) e coeficiente de variação, tanto para o COT quanto para o estoque de C, o que foi atribuído ao grau de antropização entre as áreas úmidas da BH, como a utilização com agricultura e pecuária e, principalmente, a abertura de canais para drenagem das mesmas (Tabela 1).

Tabela 1. Estatística descritiva univariada dos parâmetros carbono orgânico total e estoque de carbono de acordo com a classe de uso da terra na bacia hidrográfica, Júlio de Castilhos, Rio Grande do Sul.

Parâmetro	Área, ha	Nº pontos	Prof. cm	Mín	Máx	*AT	Mediana	Média	**DP	***CV
			 Carbono Orgânico Total (g kg ⁻¹)						
Lavoura	64,0	33	0-5	10,6	22,3	11,7	14,8	15,1 ± 0,58	3,4	22,2
			5-10	3,4	16,5	13,1	10,4	10,3 ± 0,46	2,6	25,6
			10-20	2,6	22,3	19,7	9,2	9,3 ± 0,58	3,3	36,0
			20-40	4,4	11,6	7,2	8,4	8,3 ± 0,35	2,0	24,3
			40-60	2,0	11,3	9,3	8,4	7,7 ± 0,43	2,5	31,8
Área úmida	18,1	19	0-5	12,5	97,5	85,0	38,5	42,1 ± 4,53	19,7	45,7
			5-10	11,8	60,2	58,2	29,9	29,1 ± 2,62	11,4	39,2
			10-20	10,6	55,7	45,1	19,5	21,2 ± 2,26	9,8	46,4
			20-40	8,9	32,8	23,9	12,5	13,8 ± 1,21	5,3	38,1
			40-60	4,2	30,0	25,8	9,0	10,1 ± 1,34	5,8	57,8
Campo	11,8	3	0-5	7,2	16,1	8,9	12,8	12,0 ± 2,61	4,5	37,6
			5-10	6,3	13,4	7,1	9,3	9,7 ± 2,06	3,6	36,9
			10-20	5,0	11,9	6,9	7,5	8,2 ± 2,02	3,5	42,8
			20-40	3,5	9,3	5,9	6,9	6,6 ± 1,70	3,0	45,0
			40-60	3,5	6,9	3,4	6,6	5,7 ± 1,07	1,9	32,8
Mata	1,5	2	0-5	28,3	37,6	9,4	33,0	33,0 ± 4,70	6,6	20,1
			5-10	15,5	18,6	3,2	17,1	17,1 ± 1,58	2,2	13,1
			10-20	8,5	10,9	2,4	9,7	9,7 ± 1,19	1,7	17,5
			20-40	14,4	15,0	0,6	14,7	14,7 ± 0,30	0,4	2,8
			40-60	9,7	11,7	2,0	10,7	10,7 ± 1,02	1,4	13,4
..... Estoque de Carbono (Mg ha ⁻¹)										
Lavoura	64,0	33		46,5	120,1	73,6	93,4	90,8 ± 3,53	20,3	22,4
Área úmida	18,1	19	0-60	94,5	264,8	170,3	152,8	155,0 ± 9,78	42,6	27,5
Campo	11,8	3		43,2	97,0	53,8	74,6	71,6 ± 15,60	27,0	37,7
Mata	1,5	2		118,1	131,1	12,9	124,6	124,6 ± 6,47	9,2	7,3

*Erro Padrão; *AT: Amplitude Total; **DP: Desvio Padrão; ***CV: Coeficiente de Variação.

Nos pontos de coleta em área de campo antrópico os teores de COT na camada superficial variaram de 7,2 a 16,1 g kg⁻¹ com média de 12,0±2,61 g kg⁻¹. Os valores médios de COT obtidos em todas as camadas e o estoque de C foram os menores dentre as classes de uso da terra avaliadas. Os maiores coeficientes de variação foram obtidos nas camadas 10-20 e 20-40 cm (Tabela 1).

Nas amostras da mata, a camada 0-5 cm apresentou mais COT (\bar{x} 33,0±4,70 g kg⁻¹) que a camada 5-10 cm (\bar{x} 17,1±1,58 g kg⁻¹) e, a camada 10-20 cm apresentou a menor média 9,7±1,19 g kg⁻¹. As camadas 20-40 e 40-60 cm apresentaram teores médios de COT de 14,7±0,30 e 10,7±1,02 g kg⁻¹, respectivamente (Tabela 1). A média do COT foi superior ao dos pontos de amostragem nas lavouras e campo antrópico em todas as camadas

avaliadas. Ressalta-se que nessa classe foram amostrados somente dois pontos, e os mesmos diferem quanto ao grau de hidromorfia, um deles em declividade entre 0-3%, que apresentou os maiores valores, e o outro em declividade entre 3-8%.

Os pontos de amostragem de solo também foram agrupados conforme a classe de declividade, cujas classes são: 0-3% relevo plano, entre 3-8% relevo suave ondulado, 8-20% ondulado (Embrapa, 2006). A classe de relevo plano corresponde a 12,7% da área da BH e foram amostrados 15 pontos; a classe de relevo suave ondulado corresponde a 40,9% da área e foram amostrados 23 pontos e; a classe de relevo ondulado corresponde a 42,7% da área da bacia hidrográfica com 19 pontos de amostragem de solo (Figura 2b e Tabela 2).

Tabela 2. Estatística descritiva univariada dos parâmetros carbono orgânico total e estoque de carbono conforme o gradiente de inclinação na bacia hidrográfica, Júlio de Castilhos, Rio Grande do Sul.

*Relevo/ Declividade	Área %	Nº pts	Prof. cm	Mín	Máx	*AT	Mediana	Média	**DP	***CV
			 Carbono Orgânico Total (g kg ⁻¹)						
Plano 0-3%	12,7	15	0-5	15,3	97,5	82,2	38,5	43,1 ± 5,69 [§]	22,0	51,1
			5-10	11,3	60,2	48,9	29,4	28,5 ± 3,27	12,7	44,4
			10-20	8,5	55,7	47,3	19,5	21,3 ± 2,96	11,5	53,9
			20-40	9,6	17,3	7,7	12,8	13,2 ± 0,59	2,3	17,3
			40-60	6,7	12,8	6,1	9,0	9,4 ± 0,46	1,8	18,8
Suave Ondulado 3-8%	40,9	23	0-5	10,7	55,1	44,5	20,1	22,1 ± 2,36	11,3	51,4
			5-10	3,4	35,3	31,9	12,7	15,0 ± 1,76	8,4	56,4
			10-20	2,6	22,7	20,1	10,6	11,4 ± 1,00	4,8	42,2
			20-40	4,6	32,8	28,2	9,0	10,5 ± 1,14	5,5	51,8
			40-60	3,3	19,2	15,8	8,6	8,5 ± 0,67	3,2	38,0
Ondulado 8-20%	42,7	19	0-5	7,2	22,3	15,1	13,8	14,0 ± 0,78	3,4	24,2
			5-10	6,3	13,4	7,1	9,5	9,8 ± 0,47	2,1	21,0
			10-20	5,0	11,9	6,9	8,3	8,4 ± 0,42	1,8	21,5
			20-40	3,5	10,7	7,2	7,9	7,5 ± 0,50	2,2	29,0
			40-60	2,0	10,8	8,8	6,9	6,8 ± 0,58	2,5	37,4
..... Estoque de Carbono (Mg ha ⁻¹)										
Plano	12,7	15		96,6	264,8	168,2	152,8	155,9 ± 10,72	41,5	26,6
Suave Ondulado	40,9	23	0-60	46,5	214,2	167,7	102,5	108,4 ± 7,02	33,7	31,1
Ondulado	42,7	19		43,2	119,0	75,8	85,3	82,8 ± 4,89	21,3	25,7

*Embrapa (2006); *Erro Padrão; *AT: Amplitude Total; **DP: Desvio Padrão; ***CV: Coeficiente de Variação.

A separação dos pontos de acordo com as classes de declividade (Tabela 2) mostra a grande influência do relevo na distribuição do carbono orgânico total e no estoque de C do solo. As áreas planas (0-3%) apresentaram os maiores teores de COT em todas as camadas de solo avaliadas, caracterizando ambientes de deposição ou, de menor energia de escoamento como no topo de coxilhas. Na camada superficial os teores variaram de 15,3 a 97,5 g kg⁻¹ e, as três primeiras camadas (0-5, 5-10 e 10-20 cm) apresentaram as maiores médias 43,1; 28,5; 21,3 g kg⁻¹, respectivamente. Essa classe foi a que apresentou o maior erro padrão e desvio padrão (Tabela 2). A classe de relevo suave ondulado apresentou teores de COT e estoque de C intermediários (Tabela 2). As áreas com relevo ondulado, que representam a maior área da bacia hidrográfica (42,7%), apresentaram os menores teores de carbono, caracterizando

ambientes de perda de solo. Combinando os dados dos pontos amostrados nas três declividades (plana, suave ondulada e ondulado) e comparando ambiente de erosão e deposição, percebe-se que a concentração média COT nos locais de deposição foi significativamente superior às concentrações de COT nos locais de erosão (Tabela 2).

A análise estatística descritiva para as 285 amostras de solo (57 pontos em 5 camadas) das variáveis COT e estoque de C, mostrou a grande variabilidade nos teores de carbono no solo da bacia hidrográfica (Tabela 3). Os coeficientes de assimetria e curtose também demonstram afastamento dos dados em torno da média (valores distantes de zero caracterizam distribuições como não normais) ficando os dados acima dos valores críticos para normalidade. O teste de Kolmogorov-Smirnov ($p > 0,05$) também evidencia que os dados não apresentam distribuição normal.

Tabela 3. Estatística descritiva dos parâmetros carbono orgânico total e estoque de carbono para as 285 amostras de solo coletadas na bacia hidrográfica.

Prof. cm	Mín	Máx	*AT	Mediana	Média	*DP	**CV	Assimetria	Curtose	***K-S
Carbono Orgânico Total (g kg⁻¹)										
0-5	7,2	97,5	90,3	17,2	25,1 ± 2,33	17,6	70,0	2,0	4,5	0,25
5-10	3,4	60,2	56,8	12,2	16,8 ± 1,48	11,2	66,2	1,7	2,9	0,25
10-20	2,6	55,7	53,1	10,4	12,9 ± 1,10	8,3	64,3	2,8	11,8	0,23
20-40	3,5	32,8	29,3	9,6	10,3 ± 0,58	4,4	43,0	2,5	11,3	0,13
40-60	2,0	19,2	17,2	8,6	8,2 ± 0,38	2,8	34,7	0,6	3,1	0,09
Estoque de Carbono (Mg ha⁻¹)										
0-60	43,2	264,8	221,6	102,5	112,3 ± 5,7	42,8	38,1	1,2	2,1	0,14

*AT: Amplitude Total; *DP: Desvio Padrão; **CV: Coeficiente de Variação; ***K-S: Kolmogorov-Smirnov.

De acordo com Paz-Gonzalez et al. (2001), quando é satisfeita a normalidade dos dados, a estimativa de valores em locais não medidos utilizando o método da krigagem na interpolação tem sua eficiência aumentada, apresentando melhores resultados em relação a outros métodos. Contudo, a normalidade da distribuição dos dados não é exigência da geoestatística. No presente trabalho, os valores de COT e estoque de C obtidos seguem outras distribuições que não a normal ou gaussiana, estando relacionada aos efeitos dos diferentes usos do solo, posição na paisagem e manejo adotado pelos agricultores. Os pontos amostrados em área úmida foram os principais responsáveis pela distribuição não normal dos dados na bacia hidrográfica.

Com o método da krigagem ordinária e utilização do modelo exponencial para o ajuste do variograma, foi possível estimar os teores de COT e estoque de C em locais não amostrados, dando origem aos mapas com a distribuição espacial nas cinco camadas de solo (Figura 3). De acordo com os mapas gerados, as zonas com alta concentração de COT (cores escuras) estão nas áreas úmidas ribeirinhas, locais que concentram os fluxos do escoamento e onde está ocorrendo deposição de parte do material erodido das encostas. Já os menores teores de COT (cores claras) encontram-se nos interflúvios e lavouras onde o manejo inadequado não permite o acúmulo de biomassa. A camada 0-5 cm apresentou os maiores teores de carbono, decaindo significativamente em profundidade (Figura 3).

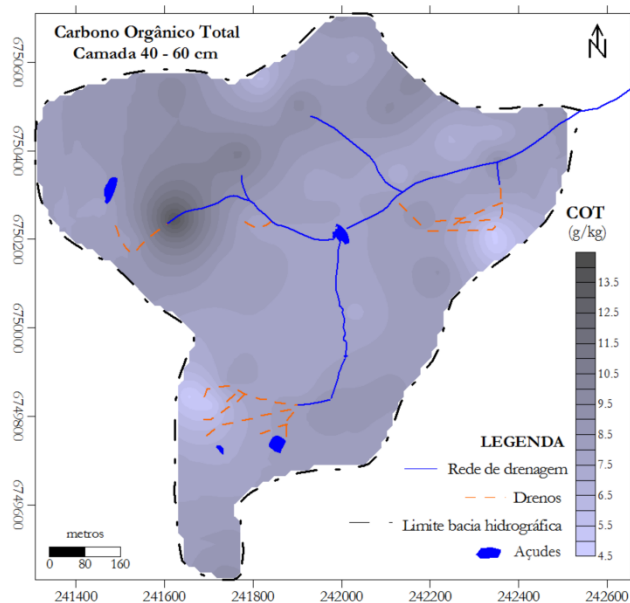
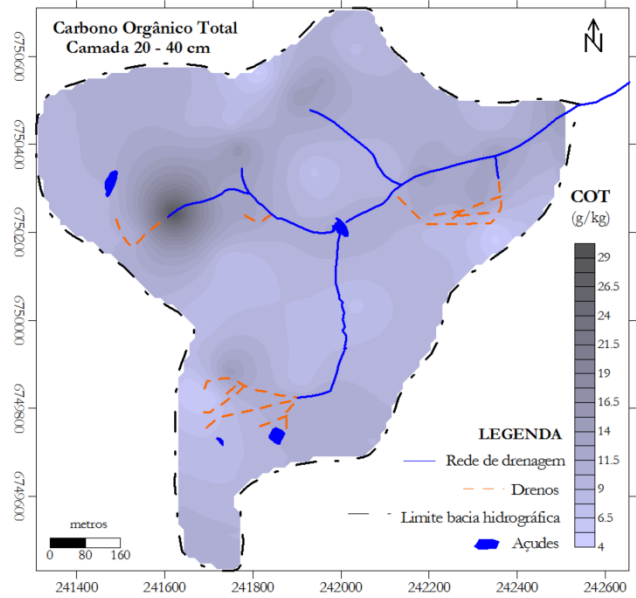
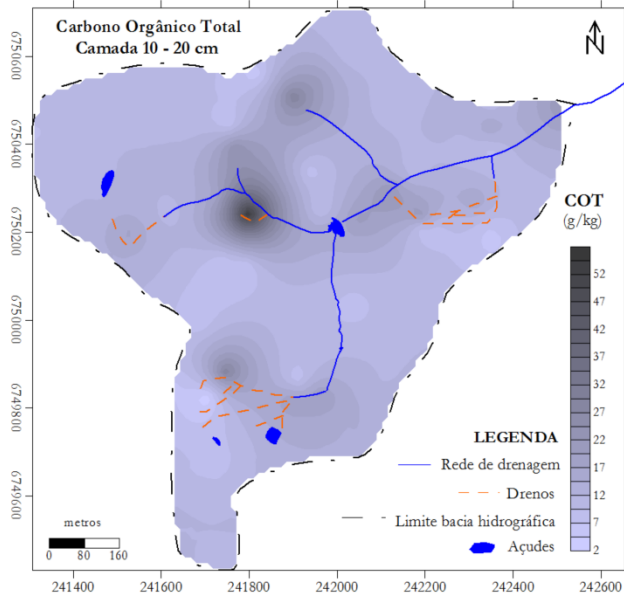
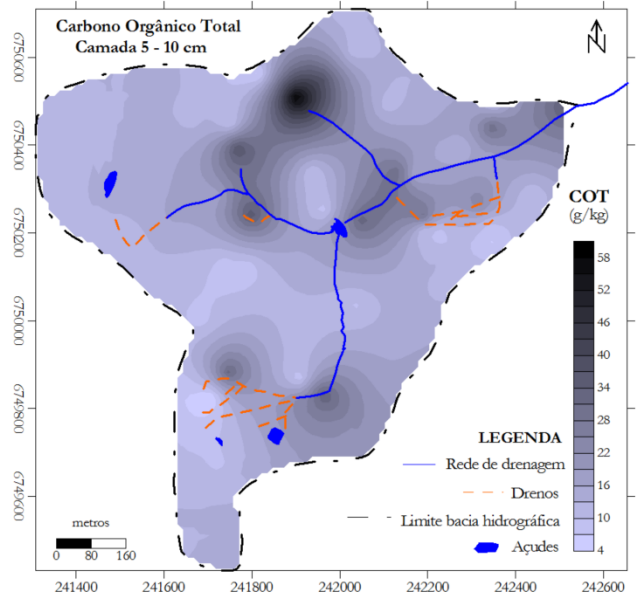
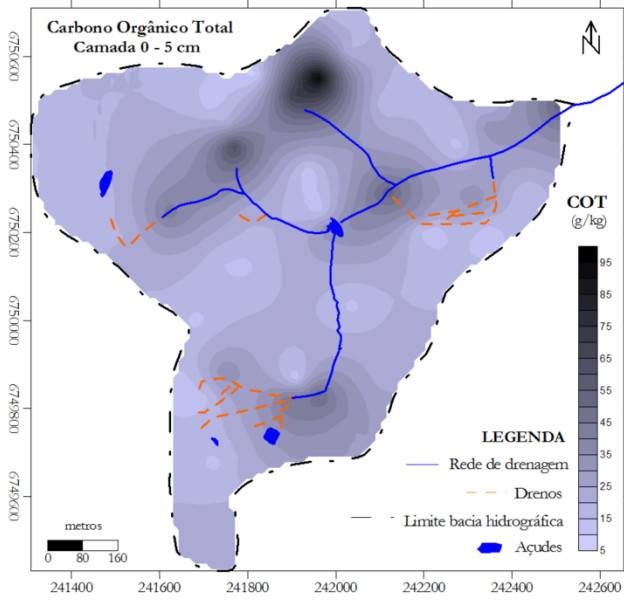


Figura 3. Distribuição espacial do carbono orgânico total do solo nas cinco camadas avaliadas.

O estoque de carbono na camada 0-60 cm foi muito superior nas áreas úmidas ribeirinhas do que nas demais áreas da BH (Figura 4). Nas áreas com zonas úmidas drenadas e canalizadas foram encontradas concentrações menores, com exceção

da área úmida drenada localizada na porção sudoeste da BH. Nesse local a feição do terreno permite que haja deposição de material antes da chegada ao dreno canalizado.

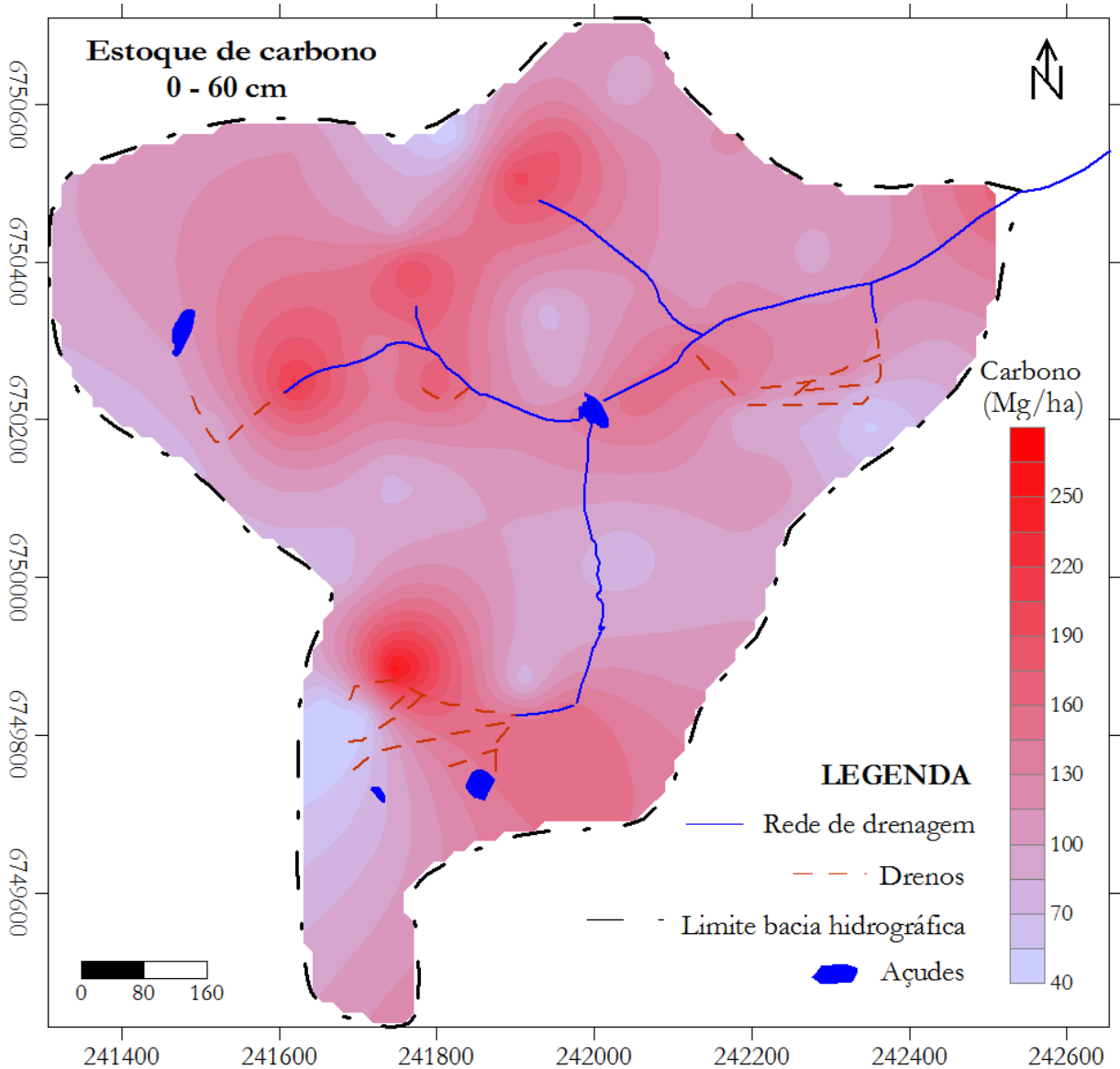


Figura 4. Distribuição espacial do estoque de carbono ($Mg\ ha^{-1}$) da camada 0-60 cm na bacia hidrográfica.

Discussão

Com a implantação do assentamento Alvorada, a conversão do campo nativo utilizado para criação extensiva de gado de corte, para atividades agrícolas que não utilizavam práticas de manejo conservacionistas, transformaram os processos fluviais e a dinâmica sedimentar com o favorecimento dos processos de degradação, e redistribuição/deposição e perda de solo e nutrientes para os sistemas aquáticos. Inicialmente o preparo do solo no assentamento era feito de

forma intensiva, com revolvimento por processos mecânicos com arações e gradagens (Capoane e Rheinheimer, 2012). Isso provocou uma diminuição drástica nos teores de matéria orgânica e estabilidade de agregados, aumentando a erosão em entressulcos e potencializando o carreamento de poluentes dissolvidos ou ligados aos colóides até as porções mais baixas do terreno e mananciais aquáticos. Nos últimos anos foi adotado o sistema plantio direto, porém o mesmo vem sendo conduzido de forma incorreta (Alvarez, 2014).

Segundo este autor, não há cobertura do solo suficiente para amenizar a energia cinética da chuva, não há obras físicas de contenção da enxurrada e as operações de semeadura são feitas no sentido do declive. Nos trabalhos de campo foi constatada a presença de erosão laminar forte e erosão em sulcos, o que impede a formação de compostos orgânicos de maior estabilidade. Além disso, observou-se a forte competição por área entre o cultivo da soja e alimentação do gado leiteiro.

Capoane (2011) e Alvarez (2014), em trabalho desenvolvido na bacia hidrográfica, observaram que no período de verão o cultivo predominante nas lavouras é a soja, isso força o agricultor a usar as áreas de preservação permanente e áreas úmidas como tentativa de manter o gado produzindo, entretanto, a quantidade e qualidade da forragem são muito aquém das necessidades dos animais e esta prática altera enormemente a dinâmica das zonas ripárias (Figura 5a) e áreas úmidas. Com isso, uma das funções físicas mais importantes de matas ripárias que é a sua capacidade para interceptar e tamponar a transferência de sedimentos e nutrientes associados

durante eventos de precipitação (Naiman e De'camps, 1997; Steiger e Gurnell, 2003), está severamente comprometida na bacia hidrográfica estudada. O mesmo acontece com as áreas úmidas ribeirinhas, que, conforme Greeson et al. (1978) e Castelle et al. (1994) prestam importantes serviços ecossistêmicos. Assim, sedimentos e poluentes transportados via escoamento superficial das áreas com agricultura e pecuária na BH podem atingir os corpos d'água e comprometer a qualidade da água de rios e lagos, como já constataram Richardson (1985); Fisher e Reddy (2001); Dunne et al. (2006); Dunne et al. (2007), dentre inúmeros outros autores.

Após a colheita da soja, as áreas de lavoura passam a ser utilizadas para o pastoreio do gado (Figura 5b). A biomassa dessa cultura é muito baixa e são raras as propriedades que têm plantas de cobertura no período de inverno. A baixa adição de matéria seca ao solo e o tráfego intenso de animais favorecem os processos de erosão do solo e a perda de material durante eventos pluviométricos.



Figura 5. a) Vegetação ripária antropizada devido ao tráfego de animais. b) Lavoura após a colheita da soja sendo utilizada para pastejo do gado.

Fotos: Capoane, V.

A utilização intensiva dos solos da BH e o manejo inadequado das atividades agropecuárias refletiram nos teores de COT e estoque de C do solo. Nas lavouras as concentrações obtidas são baixas, e os maiores teores foram encontrados nas zonas de deposição, vertentes côncavas convergentes, similarmente ao encontrado por Gregorich et al. (1998) que mostraram que a erosão pode concentrar carbono orgânico em áreas deposicionais. De Gryze et al. (2007) também observaram aumento na quantidade de macroagregados em áreas deposicionais. Estes agregados podem proteger fisicamente a matéria

orgânica dentro deles, diminuindo as perdas nestas zonas (Elliott, 1986).

Nas áreas de campo foram encontrados os menores teores de COT, conseqüentemente estoque de carbono. Conforme Dungait et al. (2012), em áreas de pastagens é esperado que se tenha maior concentração de carbono orgânico, atribuída aos resíduos animais. Contudo, devido ao pastejo intensivo do gado durante todo ano, as áreas de campo da bacia hidrográfica estão bastante degradadas.

As áreas úmidas apresentaram as maiores concentrações de COT e estoque de C, comprovando o grande potencial desses locais no

sequestro de carbono em sistemas agrícolas. Sua posição na paisagem, próximas a nascentes e cursos d'água, afeta profundamente a dinâmica da matéria orgânica do solo, principalmente devido à umidade, pois este ambiente possibilita que a velocidade de decomposição da matéria orgânica seja mais lenta (Sinsabaugh, 2010).

As áreas úmidas não drenadas têm lavouras nas áreas a montante, então a conversão de campo nativo para agricultura favoreceu a perda de solo e acúmulo nas posições mais baixas do terreno. Os valores mais baixos de COT na camada de 40-60 cm podem ser explicados pelo histórico de uso, com campo nativo na época da fazenda Alvorada onde a perda de material por erosão hídrica era baixa. Já nas áreas úmidas drenadas, próximas as nascentes, na época da fazenda existiam pequenas lavouras nos interflúvios e, certamente deve ter havido perda de solo e acúmulo de material erodido nas partes mais baixas do terreno, como constataram Capoane e Rheinheimer (2012). Após a abertura dos drenos a perda de carbono foi acelerada devido à intensificação da atividade microbiana pela aeração do solo. Já as camadas mais profundas não foram tão afetadas pela abertura dos drenos e apresentaram concentrações de COT maiores do que as áreas úmidas não

drenadas. Embora tenha havido essa diferença nas concentrações entre as áreas úmidas drenadas e não drenadas, os teores médios de COT e estoque de C encontrados nesses locais foram muito superiores às demais áreas da bacia hidrográfica.

Ainda que os pontos amostrados em área úmida tenham apresentado os maiores teores de carbono orgânico total e estoque de carbono, esses locais estão bastante degradados (Figura 6), portanto sua habilidade natural para sequestrar C e nutrientes oriundos das áreas agrícolas de montante, foi reduzida. Duas são as principais razões: (i) a implantação do assentamento aumentou drasticamente a pressão antrópica; (ii) a abertura de drenos resultou na oxidação do carbono orgânico do solo aumentando a emissão de CO₂ para a atmosfera. Além disso, conforme Almendinger et al. (2014), a incorporação de áreas úmidas para a agricultura não só reduz o *habitat* de animais selvagens, mas representa uma tripla ameaça para a poluição de sedimentos em águas receptoras, pois aumenta a área onde o solo se deteriora; diminui a área onde o sedimento é retido e; oferece mais água para rios, resultando na erosão dos canais.

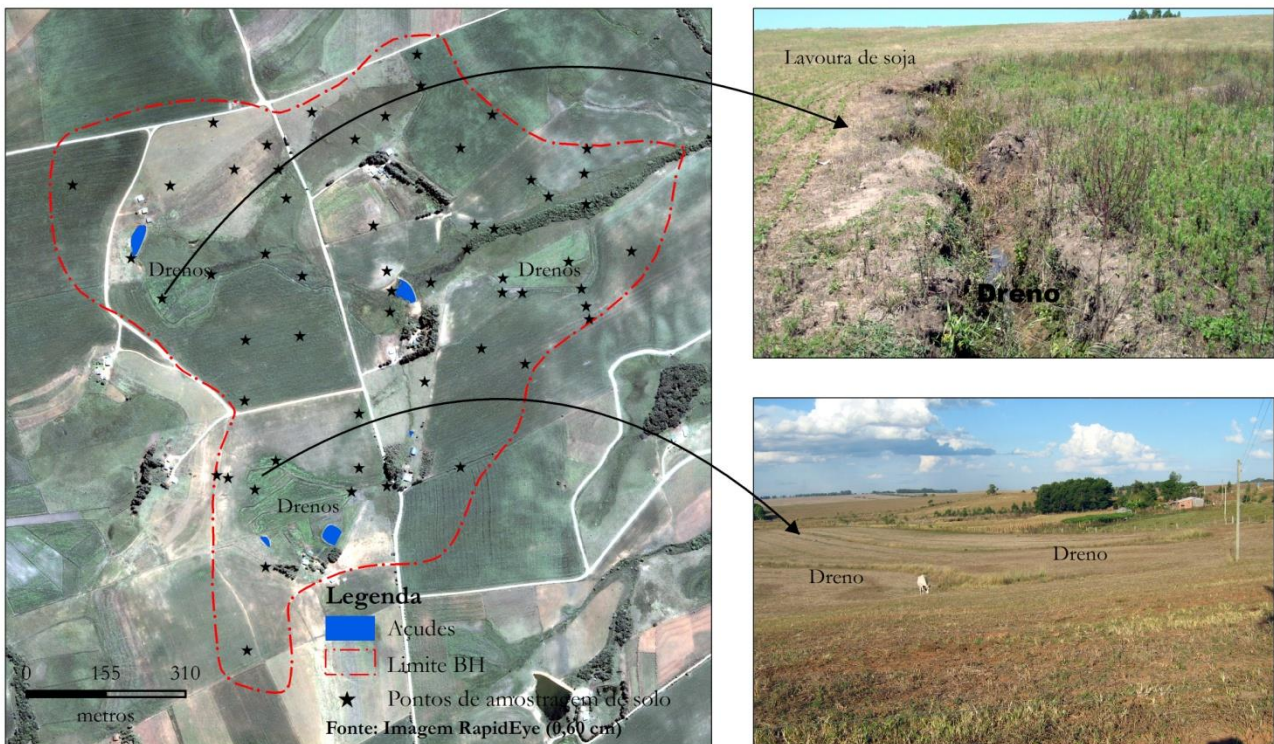


Figura 6. Imagens ilustrando áreas úmidas drenadas na bacia hidrográfica. Fotos: Capoane, V.

Em paisagens susceptíveis à erosão como é o caso da área estudada, o preparo do solo e a

abertura de drenos em áreas úmidas pode agravar as perdas de solo aumentando a erodibilidade e

estimulando a respiração microbiana, conseqüentemente carbono e nutrientes/poluentes adsorvidos ou complexados a matéria orgânica do solo serão perdidos. Por isso, proteger, restaurar e/ou reumidificar zonas úmidas em bacias hidrográficas agrícolas teria implicações significativas no sequestro de carbono minimizando as emissões de CO₂ para a atmosfera. Também, garantiria importantes serviços ecossistêmicos, como a manutenção da biodiversidade, regulação hídrica e ciclagem de nutrientes, amenizando os impactos ambientais adversos das atividades agropecuárias na qualidade da água de rios, lagos e reservatórios.

Conclusões

Os teores de carbono orgânico total foram maiores na camada superficial decaindo em profundidade em todas as classes de uso da terra e declividade avaliadas. Nas lavouras o menor teor de COT foi encontrado na meia encosta com declive entre 8-20% e as maiores em vertentes côncavas convergentes na posição inferior da encosta. As áreas de campo apresentaram os menores teores de COT, o que foi atribuído ao pastejo intensivo durante todo o ano. Já os maiores teores de carbono foram obtidos nas áreas úmidas, comprovando o grande potencial desses locais no sequestro de carbono.

Com base nos resultados deste estudo, foi constatado que os processos de redistribuição e deposição de carbono são grandemente influenciados pelo uso da terra e pelas formas do relevo. Essas informações contribuem para a compreensão da dinâmica de redistribuição do COT na paisagem, bem como para uma gestão mais eficaz de bacias hidrográficas agrícolas.

Agradecimentos

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela concessão de bolsa para a primeira autora. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelo recurso financeiro através do Edital MCT/CNPq/CT-AGRONEGÓCIO/CT-HIDRO. Aos bolsistas de Iniciação Científica do Laboratório de Química e Fertilidade do Solo da Universidade Federal de Santa Maria pelo apoio nos trabalhos de campo e laboratório.

Referências

Almendinger, J.E., Murphy, M.S., Ulrich, J.S. 2014. Use of the Soil and Water Assessment Tool to Scale Sediment Delivery from Field to Watershed in an Agricultural Landscape with Topographic Depressions. *Journal of Environmental Quality* [online] 43, 9-17.

Disponível:

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2011.0340>.

Acesso: 20 jan. 2016.

- Alvarez, J.W.R. 2014. Transferência de fósforo em pequenas bacias hidrográficas com predomínio de sistema plantio direto precário. Tese (Doutorado), Santa Maria, UFSM.
- Amundson, R. 2001. The carbon budget in soils. *The Annual Review of Earth and Planetary Sciences* [online] 29, 535-562. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.earth.29.1.535>. Acesso: 01 jan. 2016.
- Batjes, N.H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* [online] 47, 151-163. Disponível: http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12114_2. Acesso: 20 jun. 2015.
- Capoane, V., Rheinheimer, D.S. 2012. Análise qualitativa do uso e ocupação da terra no assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – Rio Grande do Sul. *Revista NERA* 15, 193-205.
- Capoane, V. 2011. Qualidade da água e sua relação com o uso da terra em duas pequenas bacias hidrográficas. Dissertação (Mestrado), Santa Maria, UFSM.
- Castelle, A.J., Johnson, A.W., Conolly, C. 1994. Wetland and stream buffer size requirements: a review. *Journal of Environmental Quality* [online] 23, 878-882. Disponível: <http://dx.doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300050004x>. Acesso: 25 jan 2016.
- Chaplot, V., Rumpel, C., Valentin, C. 2005. Water erosion impact on soil and carbon redistributions within uplands of South-East Asia. *Global Biogeochemistry Cycle* [online] 19, GB4004. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1029/2005GB002493>. Acesso: 01 jun. 2015.
- De Gryze, S., Bossuyt, H., Six, J., Van Meirvenne, M., Govers, G., Merckx, R. 2007. Controlling factors of aggregation at the landscape level in minimum and conventional tillage systems. *European Journal of Soil Science* [online] 58, 1017-1026. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00881.x>. Acesso: 01 jun. 2015.
- Dunne, E.J., Reddy, K.R., Clark, M.W. 2006. Phosphorus release and retention by soils of natural isolated wetlands. *International Journal of Environment and Pollution* [online] 28, 496-516. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1504/IJEP.2006.011225>. Acesso: 01 dez. 2015.
- Dunne, E.J., Smith, J., Perkins, D.B., Clark, M.W., Jawitz, J.W., Reddy, K.R., 2007. Phosphorus storages in historically isolated wetland ecosystems and surrounding pasture uplands.

- Ecological Engineering [online] 31, 16-28. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.05.004>. Acesso: 01 jun. 2016.
- Dungait, J.A., Cardenas, L.M., Blackwell, M.S., Wu, L., Withers, P.J., Chadwick, D.R., Bol, R., Murray, P.J., Macdonald, A.J., Whitmore, A.P., Goulding, K.W. 2012. Advances in the understanding of nutrient dynamics and management in UK agriculture. *Science of the Total Environment* [online] 434, 39-50. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.029>. Acesso: 01 jun. 2016.
- Elliott, E.T. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Science Society Journal* [online] 50, 627-633. Disponível: <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1986.0361599505000030017x>. Acesso: 01 jun. 2015.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. Manual de métodos de análises de solo. Centro Nacional de Levantamento e Conservação do Solo. Embrapa Solos. Rio de Janeiro.
- Eswaran, H., Vandenberg, E., Reich, P. 1993. Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of America Journal* [online] 57, 192-194. Disponível: <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1993.0361599505700010034x>. Acesso: 20 fev. 2015.
- Fernandes, F.A., Fernandes, A.H.B.M. 2008. Cálculo dos estoques de carbono do solo sob diferentes condições de manejo. Embrapa Pantanal. Comunicado Técnico, 69. Disponível: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/792567/calculo-dos-estoques-de-carbono-do-solo-sob-diferentes-condicoes-de-manejo>. Acesso: 10 jan. 2015.
- Fisher, M.M., Reddy, K.R. 2001. Phosphorus flux from wetland soils affected by longterm nutrient loading. *Journal of Environmental Quality* 30, 261-271.
- Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P., Verhagen, J. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* [online] 122, 1-23. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.021>. Acesso: 20 fev. 2015.
- Greenson, P.E, Clark, J.R., Clark, J.E. 1978. Wetland Functions and Values: The State of Our Understanding. American Water Resources Association, Middleburg, VA, USA. Disponível: https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/19198/serc_Whigham_and_Bayley_1978.pdf ?sequence=1&isAllowed=y. Acesso: 10 jan. 2016.
- Gregorich, E.G., Greer, K.J., Anderson, D.W., Liang, B.C. 1998. Carbon distribution and losses - erosion and deposition effects. *Soil & Tillage Research* [online] 47, 291-302. Disponível: [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987\(98\)00117-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(98)00117-2). Acesso: 20 fev. 2016.
- Harden, J.W., Sharpe, J.M., Parton, W.J., Ojima, D.S., Fries, T.L., Huntington, T.G., Dabney, S.M. 1999. Dynamic replacement and loss of soil carbon on eroding cropland. *Global Biogeochemical Cycles* [online] 13, 885-901. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1029/1999GB900061>. Acesso: 20 fev. 2016.
- Hao, X., Chang, C., Larney, F.J., Travis, G.R. 2001. Greenhouse gas emissions during cattle feedlot manure composting. *Journal of Environmental Quality* [online] 30, 376-386. Disponível: <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2001.302376x>. Acesso: 10 dez. 2015.
- Hasenack, H., Weber, E., Boldrini, I.I., Trevisan, R. 2010. Mapa de sistemas ecológicos da ecorregião das Savanas Uruguaias em escala 1:500.000 ou superior e relatório técnico descrevendo insumos utilizados e metodologia de elaboração do mapa de sistemas ecológicos. Porto Alegre: UFRGS. Disponível: http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo/index.php?option=com_content&view=article&id=137:s-avanasuruguaias&catid=14:download-non-visible. Acesso: 10 jul. 2016.
- IGBP Terrestrial Carbon Working Group. 1998. The terrestrial carbon cycle: implications for the Kyoto protocol. *Science* [online] 280, 1393-1394. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1126/science.280.5368.1393>. Acesso: 22 jan. 2015.
- Jacinthe, P.A., Lal, R., Kimble, J.M. 2002. Carbon dioxide evolution in runoff from simulated rainfall on long-term no till and plowed soils in southwestern Ohio. *Soil & Tillage Research* [online] 66, 23-33. Disponível: [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00010-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00010-7). Acesso: 22 jan. 2016.
- Jacinthe, P.A., Lal, R. 2001. A mass balance approach to assess carbon dioxide evolution during erosional events. *Land Degradation and Development* [online] 12, 329-339. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.454>. Acesso: 22 dez. 2015.
- Jacinthe, P.A., Lal, R., Kimble, J. 2001. Organic carbon storage and dynamics in croplands and terrestrial deposits as influenced by subsurface tile drainage. *Soil Science* 166, 322-335.

- Janzen, H.H. 2004. Carbon cycling in earth systems - a soil science perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment* [online] 104, 399-417. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.040>. Acesso: 20 jun. 2016.
- Keeling, R.F., Piper, S.C., Heimann, M. 1996. Global and hemispheric CO₂ sinks deduced from changes in atmospheric O₂ concentration. *Nature* [online] 381, 218-220. Disponível: <http://doi:10.1038/381218a0>. Acesso: 20 jun. 2016.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* [online] 304, 1623-1627. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1126/science.1097396>. Acesso: 20 jun. 2015.
- Lal, R. 2003. Soils and the global carbon budget. *Environment International* [online] 29, 437-50. Disponível: [http://dx.doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00192-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00192-7). Acesso: 22 jan. 2016.
- Lal, R. 2001. Fate of eroded soil organic carbon: emission or sequestration. In: Lal, R. (Org), *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect*. Soil Science Society of America, Special Publication, 57, pp. 173-182.
- Mccarty, G.W., Ritchie, J.C. 2002. Impact of soil movement on carbon sequestration in agricultural ecosystems. *Environmental Pollution* [online] 116, 423-430. Disponível: [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00219-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00219-6). Acesso: 22 dez. 2015.
- Mccarty, G., Pachepsky, Y., Ritchie, J. 2009. Impact of sedimentation on wetland carbon sequestration in an agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality* [online] 38, 804-813. Disponível: <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2008.0012>. Acesso: 22 jan. 2016.
- Menegotto, E., Sartori, P.L.P., Maciel Filho, C.L. 1986. Nova sequência sedimentar sobre a Serra Geral no Rio Grande do Sul. Publicação especial do Instituto de Solos e Culturas, Seção Geologia e Mineralogia 1, 1-19.
- Naiman, R.J., De'camps, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* [online] 28, 621-658. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>. Acesso: 22 jan. 2016.
- Paz-Gonzalez, A., Taboada Castro, M.T., Vieira, S.R. 2001. Geostatistical analysis of heavy metals in a one-hectare plot under natural vegetation in a serpentine area. *Canadian Journal of Soil Science* [online] 81, 469-479. Disponível: <http://dx.doi.org/10.4141/S00-095>. Acesso: 20 fev. 2016.
- Pennock, D.J., Frick, A.H. 2001. The role of field studies in landscape-scale applications of process models: an example of soil redistribution and soil organic carbon modeling using CENTURY. *Soil & Tillage Research* [online] 58, 183-192. Disponível: [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00167-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00167-7). Acesso: 20 dez. 2015.
- Polyakov, V.O., Lal, R. 2008. Soil organic matter and CO₂ emission as affected by water erosion on field runoff plots. *Geoderma* [online] 143, 216-222. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.11.005>. Acesso: 20 jul. 2015.
- Post, W.M., Emanuel, W.R., Zinke, P.J., Stangenberger, A.G. 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature* [online] 298, 156-159. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1038/298156a0>. Acesso: 20 jul. 2015.
- Raymond, P.A., Bauer, J.E. 2001. Riverine export of aged terrestrial organic matter to the North Atlantic Ocean. *Nature* [online] 409, 497-500. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1038/35054034>. Acesso: 20 fev. 2015.
- Richardson, C.J. 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science* [online] 228, 1424-1427. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1126/science.228.4706.1424>. Acesso: 20 fev. 2015.
- Rossato, M.S. 2011. Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade, tendências e tipologia. Tese (Doutorado), Porto Alegre, UFRGS.
- Salvo, L., Hernandez, J., Ernst, O. 2010. Distribution of soil organic carbon in different size fractions, under pasture and crop rotations with conventional tillage and no-till systems. *Soil & Tillage Research* [online] 109, 116-122. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2010.05.008>. Acesso: 05 fev. 2016.
- Schlesinger, W.H. 2000. Carbon sequestration in soils: some caution amidst optimism. *Agriculture, Ecosystems and Environment* [online] 82, 121-127. Disponível: [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00221-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00221-8). Acesso: 20 fev. 2016.
- Sinsabaugh, R.L. 2010. Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil. *Soil Biology and Biochemistry* [online] 42, 391-404. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.10.014>. Acesso: 20 fev. 2016.
- Smith, S.V., Renwick, W.H., Buddemeier, R.W., Crossland, C.J. 2001. Budgets of soil erosion

- and deposition for sediments and sedimentary organic carbon across the conterminous United States. *Global Biogeochemical Cycles* [online] 15, 697-707. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1029/2000GB001341>. Acesso: 20 fev. 2016.
- Stallard, R.F. 1998. Terrestrial sedimentation and the carbon cycle: Coupling weathering and erosion to carbon burial. *Global Biogeochemical Cycles* [online] 12, 231-257. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1029/98GB00741>. Acesso: 06 fev. 2016.
- Starr, G.C., Lal, R., Malone, R., Hothem, D., Owens, L., Kimble, J. 2000. Modeling soil carbon transported by water erosion processes. *Land Degradation and Development* [online] 11, 83-91. Disponível: [http://dx.doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-145X\(200001/02\)11:1<83::AID-LDR370>3.0.CO;2-W](http://dx.doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(200001/02)11:1<83::AID-LDR370>3.0.CO;2-W). Acesso: 20 dez. 2015.
- Steiger, J., Gurnell, A.M. 2003. Spatial hydrogeomorphological influences on sediment and nutrient deposition in riparian zones: observations from the Garonne River, France. *Geomorphology* [online] 49, 1-23. Disponível: [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-555X\(02\)00144-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-555X(02)00144-7). Acesso: 20 dez. 2015.
- Tiecher, T., Dos Santos, D.R., Calegari, A. 2012. Soil organic phosphorus forms under different soil management systems and winter crops, in a long term experiment. *Soil & Tillage Research* [online] 124, 57-67. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2012.05.001>. Acesso: 04 dez. 2015.
- Vandenbygaart, A.J. 2001. Erosion and deposition history derived by depth stratigraphy of ¹³⁷Cs and soil organic carbon. *Soil and Tillage Research* [online] 61, 187-192. Disponível: [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00203-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00203-3). Acesso: 04 dez. 2015.
- Wang, Z., Govers, G., Steegen, A., Clymans, W., Van Den Putte, A., Langhans, C., Merckx, R., Van Oost, K. 2010. Catchment-scale carbon redistribution and delivery by water erosion in an intensively cultivated area. *Geomorphology* [online] 124, 65-74. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.08.010>. Acesso: 10 jan. 2016.
- Walkley, A., Black, I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37, 29-38.
- Zhang, X., Li, Z., Tang, Z., Zeng, G., Huang, J., Guo, W., Chen, X., Hirsh, A. 2013. Effects of water erosion on the redistribution of soil organic carbon in the hilly red soil region of southern China. *Geomorphology* [online] 197, 137-144. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.05.004>. Acesso: 20 jun. 2016.