



Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: www.ufpe.br/rbgfe



Efeito das Atividades Antrópicas na Geoquímica do Solo em Topossequências do Planalto do Rio Grande do Sul, Brasil

Viviane Capoane¹, Tales Tiecher², Robert A. Burrow³, Mohsin Zafar⁴, Danilo Rheinheimer dos Santos⁵

¹Professora na Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul. capoane@gmail.com (autora correspondente). ²Professor Adjunto no Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. tales.t@hotmail.com. ³Professor Associado no Departamento de Química da Universidade Federal de Santa Maria. rburrow@ewald.base.ufsm.br. ⁴Professor na University of Poonch Rawalakot, Azad Jammu and Kashmir, Pakistan. mohsinses@gmail.com ⁵Professor Titular no Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria. danielonesf@gmail.com

Artigo recebido em 31/05/2018 e aceito em 14/12/2018

RESUMO

A gestão agrícola e ambiental eficaz depende da compreensão da variação do conteúdo total dos elementos químicos no solo. Neste trabalho (i) foram determinados os teores totais de elementos químicos em solos de duas topossequências localizadas no planalto do Rio Grande do Sul e, (ii) foi avaliada a influência dos usos antrópicos e relevo na geoquímica do solo. As amostras foram coletadas em nove pontos de amostragem e em cinco camadas de solo, num total de 45 amostras. A concentração elementar (flúor a urânio) foi determinada utilizando um espectrômetro de fluorescência de raios-X por dispersão de comprimento de onda, em pastilhas de solo previamente peneiradas em malha de 53 µm e prensadas. Foram estabelecidas as concentrações basais de 35 elementos químicos para os solos do planalto do Rio Grande do Sul, cujo material de origem são arenitos da formação Tupanciretã. O teor total de elementos químicos variou com a posição na encosta (ambiente de perda e deposição de material); com a intensidade da influência antrópica (adição de fertilizante, manejo do solo e drenagem da área úmida) e; com a condição hidromórfica do solo ao longo das topossequências.

Palavras-chave: Fluorescência de Raios-X, Contaminação, Zona Úmida.

Effect of Anthropic Activities on Soil Geochemistry in Toposequences of the Rio Grande do Sul Plateau, Brazil

ABSTRACT

Efficient agricultural and environmental management depends upon the good understanding of the variation in the total contents in soil chemical elements. In this study (i) determine the total contents of chemical elements in soils of two toposequence located in the Rio Grande do Sul plateau and, (ii) the influence of anthropic uses and relief in soil geochemistry. Soil samples were collected at nine sampling points and five soil layers for a total of 45 samples. The elemental concentrations (fluorine to uranium) was determined using a wavelength dispersive X-ray fluorescence spectrometer with pressed soil pellets, pre-sieved in 53 µm and pressed. The basal concentrations of 35 chemical elements were established for the soils of the Rio Grande do Sul plateau, whose material of origin are fluvial sandstones of the Tupanciretã Formation. The chemical element levels varied according to the position in the slope (environment of loss and deposition of material); the intensity of the anthropic influence (addition of fertilizer, soil management and drainage of the wet area); and the hydromorphic condition of the soil along the toposequences.

Keywords: X-ray Fluorescence, Contamination, Wetlands.

Introdução

A intensificação do uso da terra e as mudanças nos métodos agrícolas aliado às novas tecnologias industriais permitiram aumentar a produção de alimentos e cultivar terras anteriormente consideradas impróprias (Johannsen e Armitage,

2010). Porém, estes métodos embora muito eficientes na produção de grãos têm ocasionado impactos profundos no meio ambiente. Os efeitos da agricultura intensiva em sistemas terrestres e aquáticos são bem documentados e amplamente reconhecidos como indesejáveis (Lal et al., 1989; Horowitz,

1991; Schilling e Wolter, 2001; Hart et al., 2004; Hunt et al., 2006; Obour et al., 2016; Bednářová et al., 2016; Capoane et al., 2016ab; Tiecher et al., 2017; Zafar et al., 2017; Zhang et al., 2017, dentre outros). Por isso, é extremamente importante proteger os recursos solo e água para suprir a demanda de alimentos de uma população em contínuo crescimento.

No solo, grande parte da variação na concentração de elementos químicos é explicada pelo intemperismo do material de origem a partir do qual o solo se formou (Rawlins et al., 2012), pois estes elementos são constituintes naturais da crosta terrestre. Para Jenny (1941) e Helmke (2000), além do material de origem, a variação nas propriedades dos solos estão intrinsecamente ligadas aos fatores clima, topografia, organismos, fluxos de matéria e energia ao longo do tempo e, aos processos pedogenéticos de adição, remoção, translocação e transformação que ocorrem no perfil do solo. No que tange aos organismos, os seres humanos através da gestão (ou falta dela) dos recursos naturais, influenciam significativamente a variação das propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos e, conseqüentemente, das águas (Yemefack et al., 2005; Giller et al., 2006; Wei et al., 2008; Saglam e Dengiz, 2012).

Em solos agrícolas o enriquecimento por metais, semi-metais e ametais é decorrente da adição de agroquímicos e, em menor intensidade pela deposição atmosférica, o que coloca em perigo sua função (Marijia e Davor, 2003), aumentando o risco de acúmulo desses elementos químicos nos solos e na cadeia alimentar (Oliver, 1997; Ewa et al., 1999; Covelli et al., 2001), o que representa uma ameaça ambiental e para a saúde dos seres vivos a longo prazo, pois influencia a disponibilidade de uma série de elementos essenciais e potencialmente tóxicos, que estão envolvidos na sua absorção (Rawlins et al., 2012).

Conforme Kabata-Pendias e Mukherjee, (2007), o reconhecimento de padrões espaciais e o conhecimento da composição química do solo pode auxiliar na avaliação de sua qualidade bem como da qualidade do ambiente, pois isso constitui-se em uma base útil para avaliar as propriedades funcionais inerentes do solo. Dentre essas propriedades estão, por exemplo, a quantidade e intensidade de nutrientes, pH e capacidade de tamponamento, capacidade de troca de cátions e ânions, estabilidade de agregados, proteção do carbono no solo e a dispersão e resistência à erosão (Capoane et al., 2016).

Diante do acima exposto, conhecer as concentrações naturais de elementos no solo e compreender distribuição espacial de metais, semi-metais e ametais em ambientes agrícolas pode ajudar a determinar se, e até que ponto, o solo pode ter sido

contaminado por atividades antropogênicas (Nedleman, 1980; Williams et al., 1987; Kabata-Pendias, 1995; McLaughlin et al., 1999), podendo assim ser utilizado no monitoramento da qualidade do ambiente (Krishna e Govil, 2005).

Neste trabalho os objetivos foram (i) determinar os teores totais de elementos químicos em solos de topossequências localizadas no planalto do Rio Grande do Sul e, (ii) avaliar a influência dos usos antrópicos e posição na encosta na geoquímica do solo.

Metodologia

Área de estudo

Este trabalho foi desenvolvido em uma bacia hidrográfica (BH80) localizada na região central do Estado do Rio Grande do Sul (RS), Brasil (Figura 1). As topossequências foram selecionadas por serem representativas da geomorfologia do planalto do RS, mais especificamente, dos solos derivados da Formação Tupanciretã, bem como das atividades agropecuárias desenvolvidas nessa região do Estado, onde a vegetação do Bioma Mata Atlântica foi em quase sua totalidade suprimida, restando apenas fragmentos florestais, sendo as áreas convertidas para atividades agropecuárias; as zonas úmidas foram em grande parte drenadas e incorporadas na produção de grãos e; as áreas de campo nativo remanescentes encontram-se próximas aos cursos d'água e são utilizadas para pastejo do gado durante todo o ano.

O material de origem predominante na BH80 são arenitos de origem fluvial pertencentes a Formação (Fm.) Tupanciretã (Menegotto et al., 1968). Conforme estes autores, nesta Fm. predominam conglomerados, arenitos e intercalações de delgadas camadas de argila. Estratigraficamente a Fm. Tupanciretã encontra-se acima da Formação Serra Geral, a qual é reunida em três grandes grupos: basaltos, andesitos e basaltos vítreos. As efusivas ácidas normalmente encontradas são agrupadas em quatro grandes tipos petrográficos: basaltos pórfiros, dacitos e riódacitos felsíticos, riólitos felsíticos e fenobasaltos vítreos (Frasca e Sartori, 1998). A classe predominante na BH80 é o Argissolo Vermelho no topo de coxilhas, o Argissolo Bruno no terço médio e inferior das encostas e Gleissolos nas baixadas (Capoane et al., 2016). O relevo é constituído por colinas suavemente onduladas e, as classes predominantes são: relevo ondulado (declividade 8-20%) com 42,7% da área da BH80 e suave ondulado (declividade 3-8%) com 40,9% (Capoane et al., 2016c).

O clima da região é o subtropical medianamente úmido com variação longitudinal das temperaturas. A temperatura média anual varia entre 17–20°C; a temperatura média do mês mais frio oscila

entre 11–14°C; a temperatura média do mês mais quente varia entre 23–26°C e; a precipitação fica entre 1500–1700 mm (Rossato, 2011). A rede de drenagem é formada por vários pequenos cursos d'água. As nascentes têm comportamento intermitente, sujeitas a influência de períodos de estiagem e frequentemente ficam secas. As águas do assentamento drenam para a bacia hidrográfica do Alto

Jacuí, que desemboca no Rio Guaíba, em Porto Alegre (Capoane e Rheinheimer, 2012).

Os remanescentes florestais do Bioma Mata Atlântica, estão no domínio da Estepe - Campos Sulinos (Brasil, 2006). Predomina na bacia hidrográfica a agricultura de base familiar e a economia local apoiada no cultivo da soja e na pecuária leiteira (Capoane e Rheinheimer, 2012).

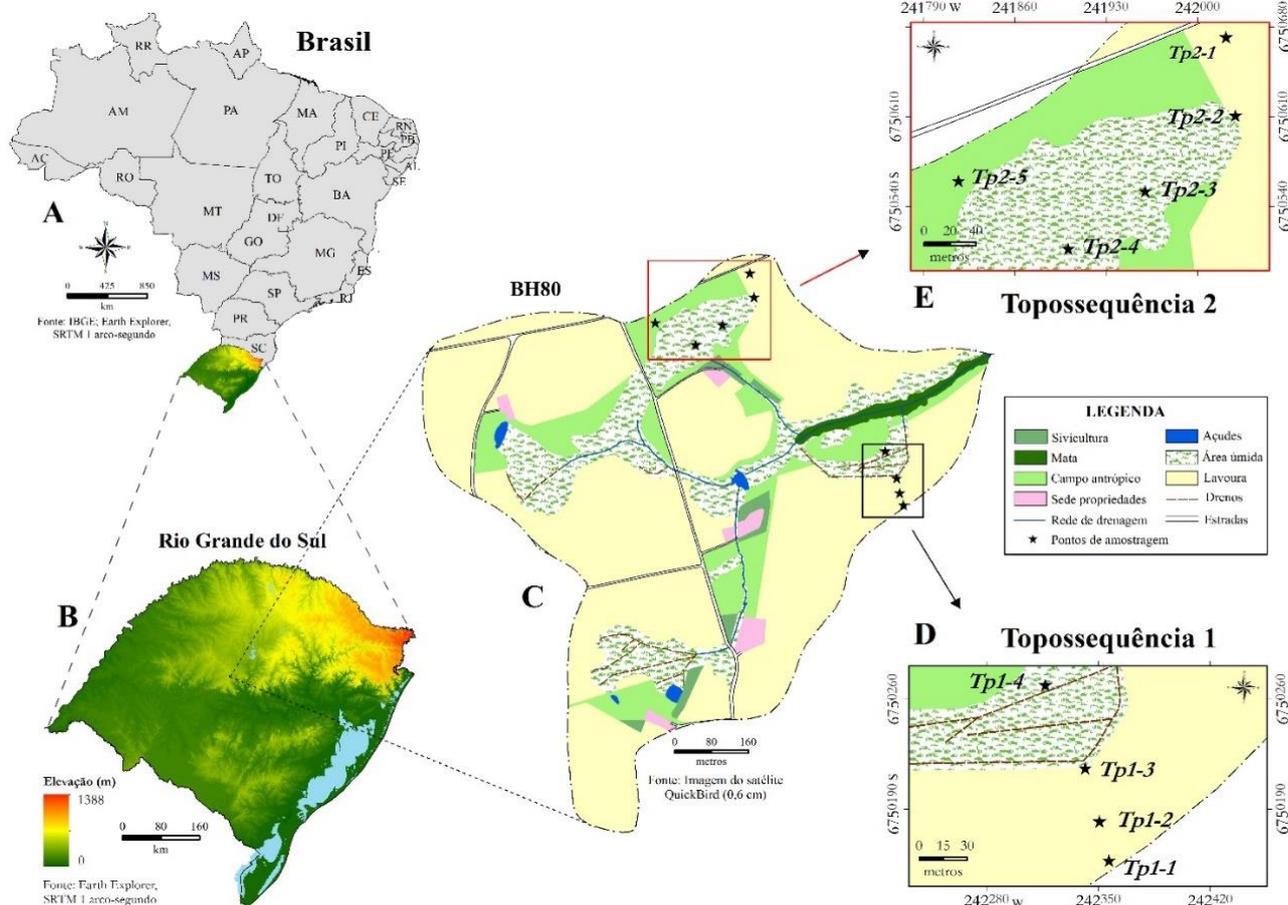


Figura 1. A) Estados Brasileiros com destaque para o Rio Grande do Sul; B) localização da bacia hidrográfica BH80 no Estado do RS; C) bacia hidrográfica onde estão inseridas as topossequências; D) pontos de coleta de solo na topossequência 1; E) e topossequência 2.

Caracterização das topossequências

Na topossequência 1 (Tp1) foram definidos quatro pontos de amostragem de solo e na topossequências 2 (Tp2), cinco pontos. Na Tp1 a amplitude entre os pontos amostrados é de aproximadamente 11 metros e o comprimento de rampa entre o Tp1-1 e o Tp1-4 é de 120 metros.

Os usos da terra nos pontos amostrados são: lavoura (Tp1-1, Tp1-2 e Tp1-3) e área úmida drenada em pousio (Tp1-4). Entre os pontos de coleta Tp1-3 e Tp1-4 há três drenos canalizados (Figura 2).

Na Tp2 a amplitude entre os pontos é de aproximadamente 11 metros e a distância entre o ponto da meia encosta (Tp2-1) até a baixada (Tp2-3) é de 100 metros. Nessa topossequência foram

coletadas amostras de solo em dois pontos na área úmida não drenada e dois em lavouras. Também, optou-se por incluir um perfil de amostragem na meia encosta (Tp2-5), na vertente oposta (Figura 3), pois o mesmo está inserido em área de campo nativo (fitofisionomia de Estepe) e servirá de comparativo, uma vez que indicará o comportamento dos elementos químicos no perfil do solo quando não há revolvimento e adição de fertilizantes e corretivos de acidez.

Os usos da terra nos pontos amostrados nesta topossequência são: lavoura (Tp2-1 e Tp2-2), área úmida não drenada (Tp2-3 e Tp2-4) e campo nativo (Tp2-5). Tanto a área de campo nativo quanto a úmida são utilizadas para o pastejo do gado durante todo o ano.

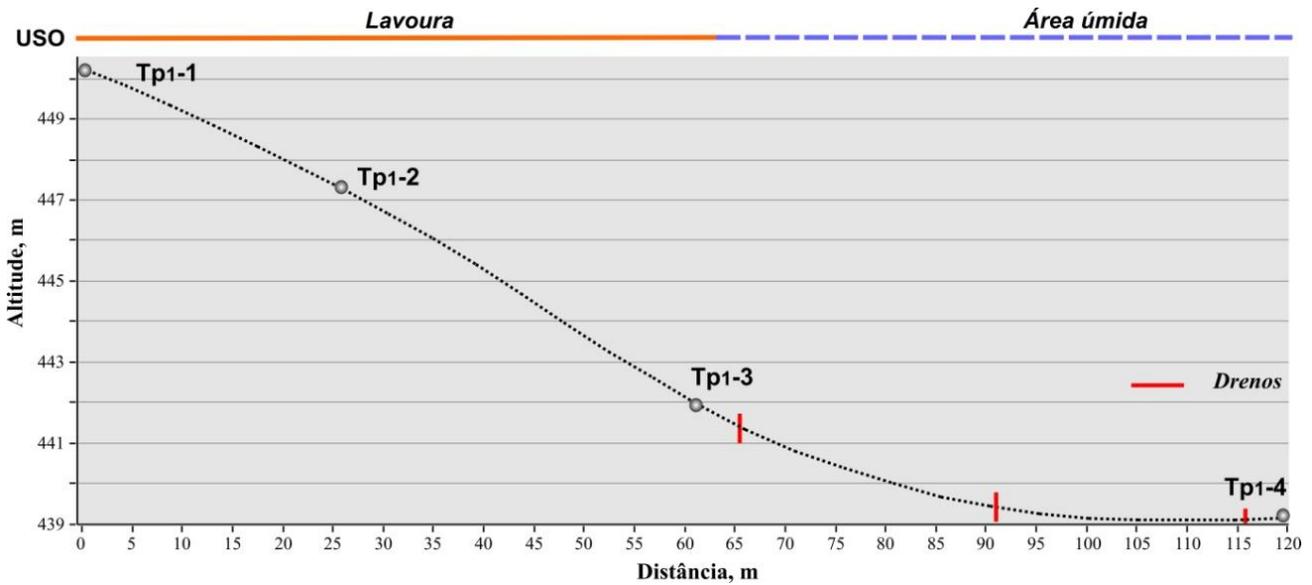


Figura 2. Perfil topográfico com a localização dos pontos de amostragem ao longo da topossequência 1, gerado a partir de um Modelo Digital de Elevação de 60 cm de resolução espacial.

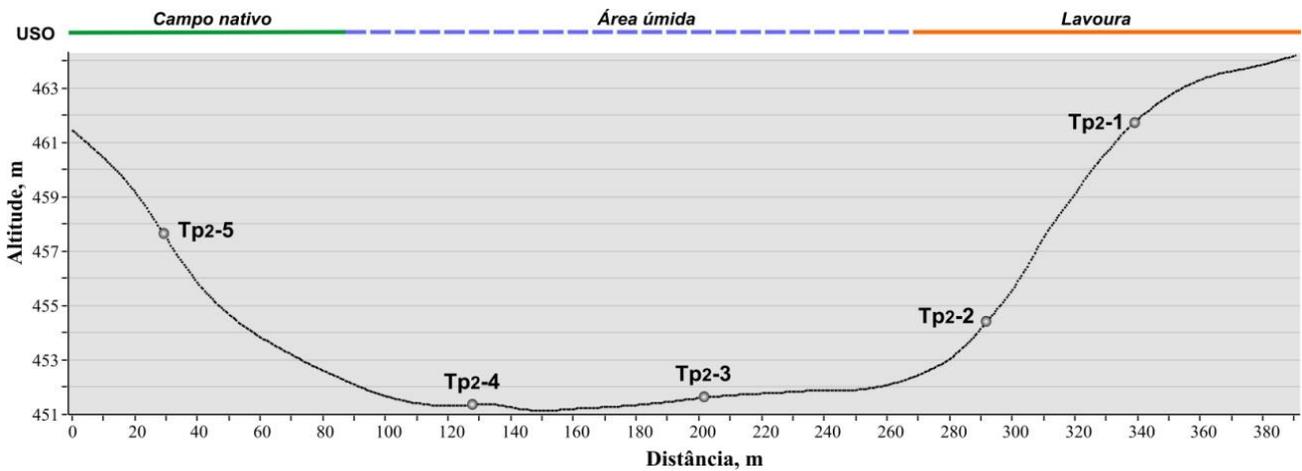


Figura 3. Perfil topográfico com a localização dos pontos de amostragem ao longo da topossequência 2, gerado a partir de um Modelo Digital de Elevação de 60 cm de resolução espacial.

Coleta de solo e determinação dos teores totais de elementos químicos

As amostras de solo foram coletadas no período de inverno em nove perfis de amostragem, quatro na Tp1 e cinco na Tp2 (Figuras 2 e 3). Em cada perfil foram coletadas amostras de solo em cinco camadas: 0–5 (a), 5–10 (b), 10–20 (c), 20–40 (d), 40–60 (e) cm, totalizando 45 amostras de solo. Para as coletas em ambiente aeróbio foram abertas trincheiras com pá de corte e, em ambiente anaeróbio (áreas úmidas) foram extraídos monólitos.

Em laboratório, as amostras foram secas em estufa de circulação forçada de ar à $\pm 50^{\circ}\text{C}$, peneiradas em malha de $53\ \mu\text{m}$ e moídas em moinho de batelada.

As medições dos teores totais de elementos químicos nas amostras foram realizadas no Laboratório de Materiais Inorgânicos do Departamento de Química da Universidade Federal de Santa

Maria, RS, utilizando um espectrômetro sequencial de fluorescência de raios-X por comprimento de onda, modelo Bruker S8 Tiger, com os métodos *Geoquant*® e *Quantexpress*.

O método *Geoquant*® determina o teor de 27 elementos até sub-ppm na amostra original sendo eles: U, Th, Pb, Ce, La, Ba, Cs, Sb, Sn, Mo, Nb, Zr, Y, Sr, Rb, As, Ga, Zn, Cu, Ni, Co, Cr, V, Sc, Fe_2O_3 , TiO_2 e MnO. O método *Quantexpress* determina o teor de elementos químicos de F a U. Para a medição *Quantexpress* foi utilizada a opção *Best Detection* sob vácuo, que realiza três varreduras cobrindo 56-0.5 keV com seleção automática de filtro, colimador, e cristal (LIF200, LiF220 ou PET), ao longo de 17 minutos.

O protocolo de preparo das amostras foi o seguinte: 9 g das amostras de solo foram misturados com 2,7 g de celulose ultrapura (Polysius Por-life Mahlhilfe®). Uma vez obtida uma mistura

homogênea, 10 g foram retiradas e transferidas para uma forma de alumínio de 40 mm de diâmetro e procedeu-se a prensagem por dois minutos a 15 toneladas. As pastilhas individuais foram fixadas em suportes com mola de aço inoxidável com janelas de 32 mm de diâmetro e colocadas no aparelho equipado com um tubo de raios-X de 4 kW com radiação Rh K α , seletor automático de filtro, colímetro, e cristais, com trocador robótico de amostra.

A análise dos espectros e quantificação dos teores totais de elementos químicos foi realizada manualmente no programa SPECTRAPLus com o método de calibração *Elemental* ou *Oxides*. A rotina SPECTRAPLus foi realizada na matriz e a correção de interferência interelemento, com seleção automática de linha.

Análise dos Dados

Primeiramente, os resultados obtidos foram separados de acordo com o uso da terra e condição hidromórfica por perfil de solo e, submetidos a análise estatística univariada. Em seguida, os teores (g kg⁻¹ e mg kg⁻¹) dos elementos químicos foram tratados com base em log₁₀ buscando-se a linearização, e submetidos a análise de componentes principais (ACPs) a fim de reduzir o conjunto inicial de dados. A análise, padronização e plotagem dos dados foi realizada com base na interpretação matemática e critérios definidos pelo programa Statistica 8.0. Os elementos químicos que mais contribuíram para a variância total foram apresentados em tabelas, considerando o uso da terra e as camadas avaliadas.

Mapas temáticos

O mapa de uso e cobertura da terra foi confeccionado no programa ArcGIS 10, utilizando uma imagem pancromática do satélite Quick Bird, com resolução espacial de 60 cm. A imagem foi adquirida na Empresa ENGESAT Imagens de Satélites S/C Ltda. Após a vetorização dos polígonos com as diferentes classes de uso da terra em escritório, foi feita a atualização em campo.

O mapa de declividade e perfis topográficos foram elaborados a partir de modelos digitais de elevação (MDE) gerados com 4.039 pontos cotados, obtidos em um levantamento planialtimétrico utilizando um receptor GPS/GNSS Real Time Kinematic (RTK) no ano de 2012. Para geração do mapa de declividade, a resolução de pixel escolhida para interpolação e geração do MDE foi a de cinco metros e, as classes foram separadas de acordo com

os critérios da Embrapa (2018): 0-3% relevo plano, entre 3-8% relevo suave ondulado, 8-20% ondulado, 20-45% relevo forte ondulado, entre 45-75% relevo montanhoso e > 75% relevo escarpado. Para confecção dos perfis topográficos o MDE foi gerado com resolução espacial de 60 cm, a mesma da imagem de satélite, a fim de possibilitar a digitalização dos drenos e plotar a classe de uso no perfil topográfico.

Resultados

Nas topossequências 1 e 2, pelo método *Geoquant*, com exceção do Mo, todos os elementos foram quantificados. Pelo método *Quantexpress*, na topossequência 1 foram quantificados os elementos químicos Si, Al, K, Na, Ca, Mg, P, S, Br, Pd, Ru e Cl e, na topossequência 2 o Si, Al, K, Na, Ca, Mg, P, S, Br, Pd, Ru, Ag e Cl. Como o Ru, Pd, Ag e Cl foram quantificados em menos de 20% das amostras de solo, optou-se por retirar esses elementos da análise estatística. Assim, dos 39 elementos químicos identificados no presente trabalho, 35 foram submetidos a análise estatística.

Na topossequência 1 os pontos Tp1-1, Tp1-2 e Tp1-3, que correspondem a 15 amostras de solo (três perfis e cinco camadas de solo), encontram-se em lavouras, ambiente aeróbio. O Tp1-4 que corresponde a cinco amostras de solo, encontra-se em área úmida drenada, em ambiente anaeróbio (Figuras 1 e 2).

Dentre as variáveis analisadas na Tp1, o S não apresentou variação entre os ambientes com média de 0,4 g kg⁻¹. Os elementos K, Na, Rb, Sr, Ba e Sb apresentaram incremento significativo nas concentrações no ambiente anaeróbio e os demais elementos apresentaram queda nas concentrações, sendo que o decaimento variou de acordo com o potencial de oxidação de cada elemento químico. Os elementos de origem antropogênica como Ca, S, P, Ni, apresentaram os maiores coeficientes de variação (CV) no ambiente aeróbio, o que foi atribuído ao sistema de manejo predominante que é o plantio direto, logo, os maiores teores de elementos químicos de origem antropogênica estão na camada superficial do solo. Na área úmida drenada, os maiores CVs foram para os elementos Br, Co e Sb isso porque, embora esses elementos tenham sido detectados em todas as camadas de solo avaliadas, o mesmo não ocorreu com a quantificação. Na Tabela 1 é apresentada a estatística descritiva univariada das 35 variáveis quantificadas nas 20 amostras de solo da topossequência 1.

Tabela 1. Estatística descritiva univariada dos 35 elementos químicos quantificados nas 20 amostras de solo (quatro perfis e cinco camadas de solo), da topossequência 1.

Elem.	Unid.	Mínimo		Máximo		Mediana		Média		Desvio Padrão		Coef. de variação	
		L (n15)	AU (n5)	L	AU	L	AU	L	AU	L	AU	L	AU
Si		298,4	353,9	371,7	379,3	323,4	370,2	327,3±5,54	367,5±4,86	21,5	10,9	6,6	3,0
Fe ₂ O ₃		32,3	10,6	61,2	12,7	45,7	11,3	45,5±2,17	11,4±0,35	8,4	0,8	18,4	6,8
Al		34,9	34,0	87,3	37,2	58,6	34,1	60±3,68	35,3±0,76	14,2	1,7	23,7	4,8
TiO ₂		18,0	14,1	21,6	15,5	20,0	14,3	19,9±0,24	14,5±0,26	0,9	0,6	4,7	4,0
MnO		0,5	0,2	2,3	0,4	0,8	0,3	1±0,15	0,3±0,04	0,6	0,1	56,9	29,9
Ca	g kg ⁻¹	0,3	0,9	6,4	1,8	0,9	1,0	1,6±0,44	1,2±0,16	1,7	0,4	104,5	30,8
Mg		1,0	1,1	2,7	1,3	1,8	1,2	1,8±0,12	1,2±0,03	0,5	0,1	25,0	5,9
K		3,0	8,1	4,2	9,2	3,4	8,2	3,4±0,07	8,4±0,21	0,3	0,5	8,1	5,5
Na		0,2	1,2	0,6	1,4	0,3	1,3	0,3±0,03	1,3±0,04	0,1	0,1	35,2	6,5
P		0,3	0,4	1,3	0,8	0,6	0,5	0,7±0,07	0,6±0,07	0,3	0,2	41,8	28,3
S		0,2	0,3	0,9	0,7	0,4	0,4	0,4±0,05	0,4±0,07	0,2	0,2	42,8	38,0
Rb		24	33	37	51	28	35	28,9±0,95	39,2±3,32	3,7	7,4	12,7	19,0
Cs		11	11	25	16	17	14	17,1±0,93	13,8±0,86	3,6	1,9	20,9	13,9
Sr		25	35	30	38	27	35	26,8±0,43	36±0,63	1,7	1,4	6,2	3,9
Ba		150	300	303	330	167	310	187,2±10,27	310,8±5,16	39,8	11,5	21,2	3,7
Cr		15	11	25	17	20	15	19,9±0,74	14±1,1	2,9	2,4	14,3	17,5
Co		5	0	9	2	7	2	7,1±0,25	1,4±0,4	1,0	0,9	13,6	63,9
Ni		12	6	33	8	17	7	18,6±1,45	7,2±0,37	5,6	0,8	30,3	11,6
Cu		21	8	39	11	27	9	28,1±1,15	9,4±0,51	4,4	1,1	15,8	12,1
Zn		34	24	69	29	54	26	54,2±2,38	26,2±0,86	9,2	1,9	17,0	7,3
Zr		569	436	765	501	621	455	633,2±14,98	459,2±11,19	58,0	25,0	9,2	5,4
V		90	64	150	72	121	67	120,7±4,4	68±1,38	17,0	3,1	14,1	4,5
Nb	mg kg ⁻¹	27	23	36	28	31	24	31,5±0,6	24,6±0,93	2,3	2,1	7,4	8,4
Pb		25	17	34	26	29	20	28,9±0,65	21,2±1,66	2,5	3,7	8,8	17,5
Ga		9	7	21	8	13	8	14±0,83	7,6±0,24	3,2	0,5	22,9	7,2
Sn		3	3	10	9	7	5	6,6±0,54	6±1,1	2,1	2,4	31,8	40,8
As		18	13	26	17	23	14	22,4±0,61	14,4±0,75	2,4	1,7	10,5	11,6
Sb		0	2	4	5	2	3	1,9±0,31	3,2±0,58	1,2	1,3	63,6	40,7
Br		0	0	71	42	33	0	33,3±3,95	8,4±8,4	15,3	18,8	45,9	223,6
Th		4	2	10	4	8	2	7,5±0,41	2,6±0,4	1,6	0,9	21,2	34,4
U		3	3	5	4	4	3	4±0,14	3,4±0,24	0,5	0,5	13,4	16,1
La		30	32	50	38	37	36	37±1,43	35,6±1,03	5,5	2,3	14,9	6,5
Ce		92	49	185	65	116	54	122,8±7,2	55,4±2,84	27,9	6,3	22,7	11,5
Sc		10	7	24	9	16	8	15,7±0,87	8±0,32	3,4	0,7	21,4	8,8
Y		28	24	39	30	37	27,0	34,9±0,82	27±1	3,2	2,2	9,1	8,3

Elem.: elemento; Unid.: unidade; L: lavoura; Au: área úmida; n: número de amostras; ± erro padrão.

Na topossequência 2, além da separação dos perfis de amostragem de acordo com o uso da terra e ambiente de hidromorfia, optou-se pela separação do Tp2–5, pois o mesmo encontra-se na vertente oposta e o uso é campo nativo. Este ponto reflete o comportamento dos elementos químicos no perfil quando não há a adição de fertilizantes, agroquímicos nem revolvimento do solo. Os pontos Tp2–1, Tp2–2 correspondem a 10 amostras de solo e encontram-se em lavouras, ambiente aeróbio. Os pontos Tp2–3 e Tp2–4 correspondem a 10 amostras de solo e encontram-se em área úmida não drenada, ambiente anaeróbio. O ponto Tp2–5 corresponde a cinco amostras de solo e encontra-se em área de campo nativo, ambiente aeróbio (Tabela 2).

Nas lavouras os teores dos elementos químicos de origem antropogênica como Ca, Mg, K, P, S, Ba, Rb, Sr, Cr, Ni, Cu, Zn, Nb, Pb, Sn e As, foram maiores na camada 0–5 cm, refletindo o sistema de manejo do solo que revolve somente a camada superficial. No perfil amostrado em campo nativo, com exceção do Si, Zr, Nb e Y, os demais elementos apresentaram teores inferiores aos encontrados nas lavouras. Na área úmida não drenada, os elementos químicos de origem antropogênica apresentaram teores superiores aos encontrados no campo nativo e os maiores teores foram obtidos nas camadas superficiais (0–5 e 5–10 cm), indicando a capacidade de filtro de poluentes desses locais.

(Figura 4ab). Para a CP2, os elementos que mais contribuíram para a diferenciação das amostras foram o P, Ca e S, apresentando uma contribuição média de $16,7 \pm 0,1\%$ (Tabela 3). De modo geral, fica claro que quanto mais intensos os processos antrópicos sobre o solo, maior é a distância vertical entre as camadas (Figura 4a). Isso ocorre porque esses elementos são indicativos da influência

antrópica, uma vez que, todos são oriundos da aplicação de fertilizantes como superfosfato simples (fonte de S e P) e calcário (fonte de Ca). Isso gera acúmulo de P, Ca e S na superfície do solo, e por isso as camadas superficiais dos perfis estão localizadas na porção superior do gráfico (Figura 4a), correlacionando-se assim com as variáveis P, Ca e S (Figura 4b).

Tabela 3. Contribuição e correlação das variáveis para cada componente principal gerada para as topossequências Tp1 e Tp2.

Elemento	Topossequência 1				Topossequência 2			
	CP1		CP2		CP1		CP2	
	Contribuição		Correlação		Contribuição		Correlação	
TiO ₂	3,89	0,07	-0,90	-0,06	3,76	1,67	-0,86	0,29
Fe ₂ O ₃	4,65	0,12	-0,98	0,08	4,72	0,20	-0,97	0,10
MnO	1,87	3,05	-0,62	0,41	2,38	0,63	-0,69	0,18
Al	3,71	0,26	-0,88	0,12	3,87	1,43	-0,88	-0,27
Si	2,95	2,97	0,78	-0,40	2,77	4,86	0,74	0,49
Ca	0,04	16,66	0,09	0,96	0,15	12,18	-0,17	-0,78
Mg	2,05	7,00	-0,65	0,62	2,81	3,99	-0,74	-0,44
K	4,32	0,03	0,95	0,04	2,15	0,94	-0,65	-0,22
Na	4,48	0,53	0,96	0,17	1,46	0,01	0,54	-0,02
P	0,03	16,52	-0,08	0,95	1,22	2,68	0,49	-0,36
S	0,02	16,95	0,06	0,96	0,93	6,32	0,43	-0,56
Rb	0,61	0,14	0,35	-0,09	4,91	0,00	-0,99	0,01
Cs	1,98	0,39	-0,64	0,15	4,13	0,83	-0,90	-0,20
Sr	2,87	2,75	0,77	0,39	1,19	0,18	-0,49	-0,09
Ba	3,44	2,57	0,84	0,38	0,14	15,21	-0,17	-0,87
Cr	2,85	0,56	-0,77	0,18	2,36	3,21	-0,68	-0,40
Co	3,87	0,53	-0,89	0,17	4,57	0,17	-0,95	0,09
Ni	4,24	0,27	-0,94	0,12	4,27	0,16	-0,92	0,09
Cu	4,21	0,74	-0,93	0,20	2,65	0,58	-0,72	-0,17
Zn	4,10	2,08	-0,92	0,34	4,35	0,65	-0,93	-0,18
Zr	3,12	1,47	-0,80	-0,28	0,08	14,25	-0,13	0,84
V	4,48	0,01	-0,96	-0,02	4,61	0,03	-0,95	-0,04
Nb	3,32	2,11	-0,83	-0,34	1,45	9,85	-0,53	0,70
Pb	2,97	0,34	-0,78	0,14	4,35	0,43	-0,93	0,15
Ga	4,08	0,00	-0,92	0,00	4,03	1,56	-0,89	-0,28
Sn	0,53	0,00	-0,33	0,00	2,21	0,00	-0,66	0,00
As	4,35	0,00	-0,95	-0,01	4,52	0,00	-0,95	0,00
Sb	1,20	0,85	0,50	0,22	2,46	3,83	0,70	-0,44
Br	2,72	3,55	-0,75	0,44	1,82	0,05	-0,60	-0,05
Th	4,33	1,14	-0,95	-0,25	3,78	1,25	-0,86	0,25
U	1,24	2,21	-0,51	-0,35	3,05	3,46	-0,78	0,41
La	0,03	8,50	-0,08	-0,68	1,85	1,69	-0,60	-0,29
Ce	4,44	0,35	-0,96	-0,14	4,22	0,18	-0,91	-0,09
Sc	4,24	0,00	-0,94	-0,01	4,10	1,27	-0,90	-0,25
Y	2,73	5,28	-0,75	-0,54	2,71	6,26	-0,73	0,56

Valores em negrito apresentam contribuição superior a 80% do valor máximo de contribuição individual para cada componente principal.

Na topossequência 2, juntas, as duas primeiras CPs apresentadas na Figura 5, explicaram 70,67% da variação total da composição geoquímica das amostras de solo. A primeira CP (CP1) explicou 56,51% e a segunda CP (CP2) explicou 14,16% da variância total dos dados. Os demais escores foram dispostos em mais 22 componentes,

que foram responsáveis por 29,33% da variância total.

Na CP1 o TiO₂, Fe₂O₃, Al, Rb, Cs, Co, Ni, Zn, V, Pb, Ga, As, Th, Ce, Sc, apresentaram contribuição média de $4,3 \pm 0,1\%$ e juntos explicaram 67,24% da variação dessa CP (Tabela 3). Para a CP2, os elementos que mais contribuíram para a

diferenciação das amostras foram o Ca, Ba e o Zr, apresentando uma contribuição média de $13,9 \pm 0,9\%$ (Tabela 3) e juntos explicaram 41,63% da variação dessa CP (Tabela 3). Si, Mg, P, S, Cr, Nb, Sb, U, Y também apresentaram contribuição significativa com a CP2 (contribuição de 44,45%). Assim como para a Tp1, na Tp2 o agrupamento ocorreu mais em função dos locais de coleta

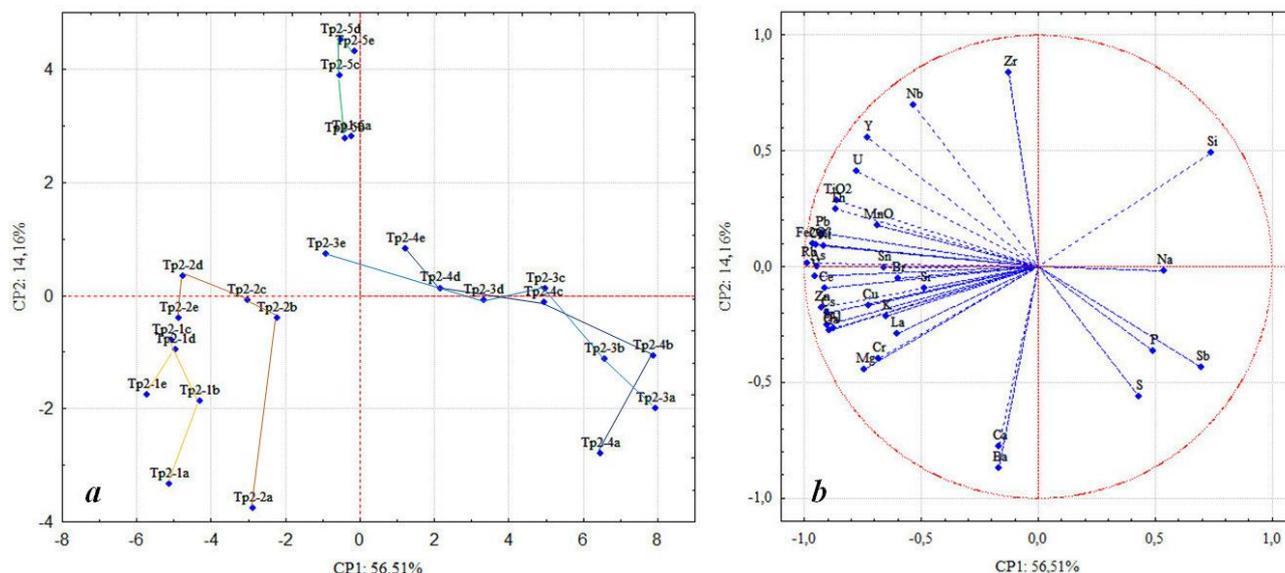


Figura 5. Distribuição dos pontos de amostragem (a) e, círculo de correlação das 35 variáveis analisadas nas 25 amostras solo na topossequência 2 (b).

Nas Tabelas 4 e 5 são apresentados os teores totais dos 35 elementos químicos quantificados nas topossequências, que poderão ser utilizados como comparativo para os diferentes ambientes avaliados (uso da terra, posição da encosta e condição de hidromorfia). A discussão dos valores encontrados restringiu-se aos elementos químicos que mais contribuíram para a variância total dos dados na análise de componentes principais.

Na topossequência 1 os elementos químicos que mais contribuíram para a variância total dos dados na análise de componentes principais foram: TiO_2 , Fe_2O_3 , Al, K, Na, Ca, P, S, Ba, Co, Ni, Cu, Zn, Zr, V, Nb, Ga, As, Th, Ce, Sc. Na topossequência 2: TiO_2 , Fe_2O_3 , Al, Ca, Ba, Rb, Cs, Co, Ni, Zn, Zr, V, Pb, Ga, As, Th, Ce, Sc).

Os teores de TiO_2 nos pontos de amostragem de solo em ambiente aeróbico foram similares nas duas topossequências (Tabelas 4 e 5) com média de $19,9 \pm 0,1 \text{ g kg}^{-1}$. O mesmo ocorreu para o ambiente anaeróbico com média de $15,9 \pm 0,5 \text{ g kg}^{-1}$. A pequena variação nas concentrações de TiO_2 nos perfis de solo das lavouras, área úmida e campo nativo, decorre de sua baixa mobilidade em quase todas as condições ambientais (Brookins 1988), o que resulta em baixa disponibilidade para as plantas. No solo o titânio está presente principalmente

(lavoura, área úmida e campo nativo) (Figura 5a) e, os elementos de origem antropogênica como Ca, Ba, S, P e Mg apresentam maiores teores em superfície (Figura 5b) e correlacionaram-se com os pontos de amostragem nas lavouras (Figura 5a). No perfil de amostragem em campo nativo os elementos Zr e Nb foram principais responsáveis pela diferenciação com os demais ambientes avaliados.

na forma de minerais que são insolúveis em água como TiO_2 ou $FeTiO_3$ (Dumon e Ernst, 1988).

Os teores de Fe_2O_3 nos pontos amostrados em ambiente aeróbico das duas topossequências diminuíram na camada superficial conforme o gradiente da encosta e, aumentaram em profundidade (Tabelas 4 e 5) seguindo o gradiente textural do solo. Na Tp2, o teor médio obtido nos perfis de ambiente aeróbico (Tp2-1, Tp2-2 e Tp2-5) foram maiores ($67,1 \pm 3 \text{ g kg}^{-1}$) que os obtidos na Tp1 (Tp1-1, Tp1-2 e Tp1-3) com média de $45,5 \pm 2,2 \text{ g kg}^{-1}$. Nos pontos amostrados em área úmida (Tp1-4, Tp2-3 e Tp2-4) os teores obtidos foram similares com média de $17,8 \pm 3 \text{ g kg}^{-1}$. Esses pontos apresentaram decréscimo significativo em relação aos perfis amostrados em ambiente aeróbico. Isso decorre da maior umidade e tempo de residência da água que faz com que o Fe^{3+} reduza a Fe^{2+} que é uma forma solúvel de ferro (Kabata-Pendias, 2010), possibilitando que o saia do sistema. A perda de ferro foi mais acentuada na área úmida drenada (Tp1-4) até os 40 cm, a partir dessa profundidade, houve um leve aumento nas concentrações, indicando que essa profundidade é pouco afetada pela oscilação do lençol freático. Na área úmida não drenada (Tp2-3 e Tp2-4), a perda de ferro ocorreu até os 20 cm, a partir dessa profundidade os teores de Fe_2O_3 do solo apresentaram acréscimo. Isso

indica que em profundidades o efeito da saturação do solo é menor. No ponto de amostragem em área de campo nativo (Tp2–5) as concentrações de ferro foram menores que as encontradas nas lavouras, e os valores não apresentaram variação em profundidade. Os teores de Fe encontrados nos solos das

lavouras são justificados em parte pelo material de origem e, pela adubação, pois esse elemento é considerado um micronutriente essencial para o desenvolvimento das plantas (Dechen et al., 1991).

Tabela 4. Teores totais de elementos químicos quantificados na topossequência 1.

Ponto Posição Prof.	Unidade	Tp1-1					Tp1-2					Tp1-3					Tp1-4				
		Topo - lavoura					Meia encosta - lavoura					Base encosta - lavoura					Baixada - área úmida drenada				
		a	b	c	d	e	a	b	c	d	e	a	b	c	d	e	a	b	c	d	e
Si	g kg ⁻¹	311,0	304,0	301,9	307,6	298,4	320,6	326,0	323,4	336,2	347,8	320,4	342,3	344,1	353,5	371,7	353,9	358,6	370,2	375,3	379,3
Al		67,2	74,5	79,0	73,5	87,3	56,1	59,9	63,9	58,6	52,8	48,1	49,6	48,8	45,8	34,9	34,0	34,0	34,1	37,2	37,1
Fe ₂ O ₃		48,5	53,5	56,6	53,4	61,2	42,6	46,5	49,3	45,7	44,2	35,8	38,2	38,1	36,7	32,3	12,7	11,3	10,6	11,1	11,5
TiO ₂		19,1	19,3	20,1	20,2	20,0	19,8	20,3	21,2	21,1	21,6	18,0	19,1	19,3	19,2	20,0	14,1	14,1	14,3	14,6	15,5
MnO		0,8	0,6	0,6	0,5	0,5	1,0	0,8	0,8	0,8	0,7	2,3	2,0	1,7	1,1	0,6	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2
Ca		3,9	1,8	0,8	0,6	0,6	3,6	1,3	0,9	0,6	0,4	6,4	2,0	1,0	0,5	0,3	1,8	1,2	1,0	0,9	1,0
Mg		2,5	2,1	2,0	1,9	2,1	2,2	1,8	1,8	1,6	1,4	2,7	1,7	1,4	1,3	1,0	1,3	1,2	1,1	1,2	1,2
K		3,4	3,4	3,3	3,2	3,4	3,4	3,2	3,3	3,0	3,1	4,2	3,6	3,4	3,3	3,5	8,1	8,1	8,2	8,5	9,2
Na		0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,6	0,4	0,3	0,3	0,3	1,2	1,2	1,3	1,3	1,4
P		0,9	0,7	0,5	0,5	0,5	1,1	0,6	0,7	0,5	0,4	1,3	1,0	0,6	0,5	0,3	0,8	0,7	0,5	0,5	0,4
S		0,6	0,5	0,5	0,3	0,3	0,6	0,4	0,4	0,3	0,2	0,9	0,6	0,5	0,3	0,2	0,7	0,5	0,4	0,3	0,3
Rb		31	32	34	32	37	28	29	29	28	28	25	26	25	26	24	35	33	35	42	51
Cs		19	19	20	18	25	17	15	17	19	20	17	15	12	13	11	13	15	11	16	14
Sr		29	27	25	25	26	30	27	27	27	27	29	28	25	25	25	37	35	35	35	38
Ba		194	163	162	164	200	209	150	167	166	156	303	234	191	191	158	330	304	310	300	310
Cr		21	19	20	18	25	24	22	22	22	20	19	17	15	18	16	15	12	15	11	17
Co		7	7	8	7	7	6	6	7	7	7	8	9	7	8	5	2	2	0	2	1
Ni		20	18	20	25	26	15	15	33	15	15	16	17	19	13	12	8	7	7	6	8
Cu		28	30	30	32	34	25	25	27	27	28	39	25	25	25	21	11	10	9	9	8
Zn		60	58	62	60	68	55	53	54	51	48	69	51	46	44	34	29	24	25	26	27
Zr		595	577	580	621	569	634	655	666	681	722	571	610	596	656	765	445	436	455	459	501
V		130	135	142	136	150	118	124	131	121	118	105	106	106	99	90	67	64	67	70	72
Nb		29	30	30	32	31	30	31	33	34	36	27	31	31	32	35	23	23	24	25	28
Pb		28	29	34	32	33	26	29	29	27	27	29	30	28	27	25	20	17	19	24	26
Ga		15	17	18	17	21	13	14	15	13	13	11	12	11	11	9	7	7	8	8	8
Sn		7	7	10	9	10	6	8	7	6	7	6	5	4	4	3	3	5	5	8	9
As		24	25	24	24	26	22	24	24	23	22	19	21	20	20	18	14	13	13	17	15
Sb		0	3	2	1	1	2	1	2	4	1	4	3	1	1	2	2	4	3	5	2
Br		34	35	38	33	42	25	26	34	31	23	52	29	71	27	0	42	0	0	0	0
Th		7	8	9	10	9	7	8	8	9	9	4	6	6	7	6	2	2	2	4	3
U		4	4	4	4	4	4	4	4	4	5	3	5	3	4	4	3	3	4	4	3
La		31	30	38	37	44	31	41	35	50	37	33	32	38	42	36	32	36	37	38	35
Ce		116	116	137	153	185	100	119	143	147	147	93	94	100	100	92	54	51	49	58	65
Se		17	19	18	18	24	14	15	16	16	16	13	13	13	13	10	8	7	8	9	8
Y		32	34	37	37	38	31	33	37	37	39	28	33	33	37	38	24	26	27	28	30

Prof.: Profundidade; a: 0–5; b: 5–10; c: 10–20; d: 20–40; e: 40–60 cm.

Nos pontos de amostragem de solo nas lavouras, os teores de Al foram mais elevados na Tp2 (média de 108±2,9 g kg⁻¹) e, assim como para o Fe₂O₃, os teores obtidos foram superiores aos encontrados em campo nativo (média de 63,9±3 g kg⁻¹) e, aos encontrados nas lavouras da Tp1 (60±3,7 g kg⁻¹). Com base nos resultados de ferro e alumínio, a hipótese é que a BH80 encontra-se em área de transição entre a Formação Tupanciretã e a Formação Serra Geral.

Na Tp1, houve diminuição na concentração de Al conforme o gradiente da encosta e, com exceção do ponto amostrado no topo da coxilha, os demais apresentaram decréscimo em profundidade (Tabela 4). Nos perfis amostrados em área úmida, em ambas topossequências, os teores de Al foram menores, média de 58,1±5,3 g kg⁻¹ (Tp1–4, Tp2–3 e Tp2–4), em relação aos pontos de amostragem em ambiente aeróbio, média de 76,7±4,6 g kg⁻¹ (Tp–1, Tp1–2, Tp1–3, Tp2–1, Tp2–2 e Tp2–5), mas a perda foi menor que a do Fe, isso porque,

conforme Lindsey (1989), em condições de Eh e pH de ambiente redutor o Fe é mais solúvel que o Al, que não é afetado pelas reações redox. Comparando os teores totais de Fe_2O_3 e Al nos dois ambientes avaliados (aeróbico e anaeróbico) e nos diferentes usos da terra (lavoura, campo nativo e área úmida), os teores de Al foram sempre superiores aos de ferro. Isto pode ser justificado pelo material de origem (arenito) que é mais rico em Al ($\text{Al}_2\text{O}_3=166,9 \text{ g kg}^{-1}$) do que Fe ($\text{Fe}_2\text{O}_3=51,1 \text{ g kg}^{-1}$) e, pelo fato de os óxidos de Al predominarem em solos que já perderam por lixiviação quase todos os seus constituintes.

Os teores de Ca nos pontos de amostragem de solo nas lavouras foram maiores na camada 0–5 cm em ambas topossequências (Tabelas 4 e 5), refletindo às práticas agrícolas realizadas pelos agricultores, como a calagem. Também, é possível verificar a forte influência do relevo e manejo do solo (plantio direto), pois houve incremento nas concentrações na camada superficial no sentido topo-base da encosta, o que ficou mais evidente na Tp1 (Tabela 4). No ponto de amostragem em área de campo nativo (Tp2–5) a concentração de Ca foi menor que as obtidas nos solos de lavouras (Tabela 5) e não diferiram em profundidade, o que decorre da não aplicação de insumos agrícolas. Nos pontos de amostragem em área úmida foram obtidas as menores concentrações desse elemento, sendo que as mesmas foram similares às encontradas em área de campo nativo, o que foi atribuído a condição hidromórfica.

Na área úmida da Tp1, a abertura de drenos influenciou grandemente as concentrações de Na, K e Ba (Tabela 4). Nos perfis de amostragem em ambiente aeróbico (Tp1–1, Tp1–2 e Tp1–3) o teor médio de K foi de $3,4\pm 0,1 \text{ g kg}^{-1}$; o de Na $0,29\pm 0,03 \text{ g kg}^{-1}$; o de Ba $187,2\pm 10,3 \text{ mg kg}^{-1}$. Em ambiente anaeróbico (Tp1–4) o teor médio de K no perfil foi de $8,4\pm 0,2 \text{ g kg}^{-1}$; o de Na $1,3\pm 0,04 \text{ g kg}^{-1}$ e; o de Ba $310\pm 5,2 \text{ mg kg}^{-1}$. Na Tp2 o menor teor de Ba foi obtido no perfil de campo nativo $134,8\pm 0,9 \text{ mg kg}^{-1}$, seguido da área úmida (média de $163\pm 4,5 \text{ mg kg}^{-1}$) e lavouras (média de $183,3\pm 57,1 \text{ mg kg}^{-1}$). Em ambiente redox, bactérias anaeróbicas aumentam a solubilidade do Ba, resultando em maiores concentrações de Ba dissolvido (Aenv, 2009), o que justifica os valores encontrados na área úmida. Creclius et al. (2007) estudando a solubilidade da baritina (BaSO_4) em diferentes condições ambientais, também verificaram que em condições de oxidação houve baixa liberação de Ba, enquanto que condições de redução resultaram em concentrações mais elevadas de Ba dissolvido.

Na Tp1, o manejo do solo, a posição na encosta e a drenagem da área úmida, influenciaram os

teores de P no solo. Nas lavouras, os maiores teores foram obtidos na camada superficial, decaindo em profundidade (Tabela 4) e houve um enriquecimento no sentido topo-base da encosta na camada 0–5 cm. A baixa mobilidade vertical de P no perfil do solo deve-se ao fato de que os solos da BH são ricos em óxidos de Al e Fe, que adsorvem fortemente o P, conseqüentemente, sua mobilidade em profundidade é reduzida. Nesta topossequência os teores de S tiveram comportamento semelhante ao do P (Tabela 4), tanto para o ambiente aeróbico quanto para o anaeróbico.

A concentração de alguns dos metais de origem antropogênica como o V, Cu, Zn, Ni, Pb e As (encontrados em herbicidas, pesticidas, fertilizantes, efluentes domésticos, dejetos animais, dentre outros), foi superior nas áreas agrícolas das duas topossequências (Tabelas 4 e 5) quando comparadas às concentrações no ponto de amostragem em área de campo nativo (Tp2–5). No ponto Tp2–5 as concentrações desses elementos químicos apresentaram pequena variação em profundidade, o que foi atribuído a não aplicação de insumos agrícolas. Nos pontos de amostragem em área úmida houve diminuição nas concentrações, sendo que a diminuição foi maior na área úmida drenada (Tp1–4). A diminuição nas concentrações nas áreas úmidas também está relacionada ao fato de que alguns cátions metálicos divalentes como o Cu, Co, Zn, Ni e Pb apresentam potencial de oxidação maior (Reddy e Delaune, 2008). Essas ligações controlam as concentrações de metais pesados e a biodisponibilidade dos mesmos na fase sortiva sedimento-água (Allen et al., 1993).

Em condições anaeróbicas do solo as concentrações de matéria orgânica são maiores em função da baixa decomposição da mesma, aumentando, assim, a complexação com cátions metálicos, ou seja, o maior teor de matéria orgânica na área úmida resulta em uma maior capacidade de troca de cátions. A drenagem do solo na zona úmida da Tp1, como constataram Capoane et al. (2017) em trabalho desenvolvido na BH80, favoreceu a decomposição da matéria orgânica e liberação de CO_2 com a conseqüentemente perda por lixiviação dos elementos químicos que estavam nela complexados. Na área úmida não drenada, Tp2, a elevada reatividade da matéria orgânica do solo permitiu que a mesma atuasse como agente mitigador do efeito tóxico de metais pesados. Entretanto, tal como acontece com o P, zonas úmidas são limitadas em sua capacidade de remoção em longo prazo para os metais pesados, mas ainda servem como filtros naturais valiosos na paisagem.

Tabela 5. Teores totais de elementos químicos quantificados na topossequência 2.

Ponto	Tp2-5					Tp2-1					Tp2-2					Tp2-3					Tp2-4				
Posição	Meia encosta - campo nativo					Meia encosta - lavoura					Base encosta - lavoura					Baixada - área úmida não drenada					Baixada - área úmida não drenada				
Prof.	Unidade																								
	a	b	c	d	e	a	b	c	d	e	a	b	c	d	e	a	b	c	d	e	a	b	c	d	e
Si	328,0	328,8	341,0	352,6	342,8	262,4	267,1	275,9	269,9	234,0	269,6	282,0	283,3	277,3	264,7	290,2	304,1	308,9	310,1	289,1	300,1	309,0	317,1	333,3	326,6
Al	69,3	71,4	64,5	57,2	57,0	106,8	109,0	111,7	116,2	118,0	93,1	96,8	99,9	109,3	119,6	55,9	58,3	68,1	78,3	94,5	53,0	51,9	68,1	81,5	86,1
Fe ₂ O ₃	53,4	54,8	53,6	52,2	52,8	72,6	70,7	75,7	77,2	85,5	62,3	66,7	68,6	78,3	82,2	12,6	13,5	15,6	19,5	57,8	15,6	14,9	16,5	20,4	23,4
TiO ₂	19,2	19,7	19,8	20,7	20,3	19,2	19,3	19,8	19,9	19,5	19,5	20,0	20,2	20,8	20,3	14,8	15,0	16,0	17,3	18,8	14,7	14,6	16,7	18,6	20,0
MnO	0,8	0,8	0,7	0,8	0,8	0,8	0,6	0,6	0,5	0,5	1,1	0,9	0,9	0,8	0,6	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2	0,2
Ca	0,5	0,4	0,3	0,3	0,3	6,3	3,9	2,1	0,7	0,5	5,1	2,2	1,2	0,6	0,4	1,0	0,9	0,6	0,7	0,6	1,6	0,9	0,6	0,6	0,6
Mg	1,6	1,6	1,5	1,3	1,3	3,7	2,9	2,6	2,2	2,2	2,6	2,1	1,9	1,9	2,0	1,3	1,3	1,4	1,7	2,1	1,4	1,2	1,5	1,8	2,0
K	3,3	3,2	2,9	2,9	3,0	3,8	3,7	3,6	3,4	3,2	3,7	3,4	3,3	3,3	3,5	2,7	2,4	2,5	2,8	3,3	3,4	2,9	3,1	3,3	3,3
Na	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,3	0,3	0,2	0,2	0,1	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2
P	0,8	0,8	0,6	0,5	0,5	1,2	0,8	0,7	0,5	0,4	0,8	0,7	0,5	0,5	0,3	2,0	1,1	0,8	0,7	0,6	1,0	0,7	0,7	0,6	0,5
S	0,6	0,5	0,5	0,3	0,3	0,6	0,5	0,5	0,5	0,4	0,9	0,6	0,6	0,5	0,4	0,9	0,8	0,5	0,4	0,2	1,6	1,1	0,7	0,5	0,3
Rb	25	25	25	24	24	40	36	38	36	41	29	28	29	35	37	11	13	15	19	23	14	11	16	20	22
Cs	15	12	17	14	10	22	20	22	24	23	21	18	18	19	23	9	10	12	11	13	11	6	11	12	12
Sr	24	24	25	26	25	29	26	27	25	25	30	26	24	24	22	21	22	23	24	26	25	21	23	26	28
Ba	135	134	138	134	133	196	166	165	173	195	239	176	167	177	179	155	148	143	155	165	193	165	166	170	174
Cr	19	22	19	18	19	29	23	27	31	36	25	27	26	26	27	21	22	23	24	28	18	15	21	23	25
Co	6	7	8	7	7	9	9	8	9	10	7	8	9	10	9	2	3	3	4	6	3	2	2	3	4
Ni	25	30	19	18	19	30	25	28	37	44	21	23	27	30	30	9	10	11	15	17	9	7	11	11	13
Cu	37	41	31	28	29	39	33	39	38	49	38	35	40	47	41	34	32	21	26	30	29	22	24	25	28
Zn	55	52	48	46	46	81	71	77	78	89	70	65	70	77	73	38	35	33	39	43	40	29	34	37	42
Zr	741	700	758	793	760	476	457	511	485	439	501	510	513	559	476	461	504	515	556	472	393	411	466	496	503
V	130	134	127	123	126	176	176	176	181	195	161	163	167	177	193	86	92	92	111	171	79	83	95	108	125
Nb	30	31	33	35	34	27	26	29	28	27	26	28	28	30	28	19	21	23	26	26	19	18	23	27	29
Pb	39	30	33	33	30	39	34	36	36	38	34	34	37	41	41	17	19	22	26	31	23	17	22	27	32
Ga	15	15	14	14	13	23	23	24	24	28	19	20	20	24	25	11	14	15	17	19	11	10	13	16	17
Sn	5	5	8	7	4	7	5	6	6	6	9	7	8	7	5	4	2	3	4	6	5	4	3	5	8
As	21	21	23	24	22	30	29	32	31	34	28	29	27	30	31	13	13	14	14	25	13	12	13	14	16
Sb	2	1	1	0	0	2	1	1	2	1	3	2	1	0	0	3	3	3	4	1	4	3	3	2	4
Br	22	27	29	28	29	35	40	55	57	65	48	49	49	51	55	0	0	0	0	0	63	50	0	0	0
Th	7	7	9	9	7	11	10	11	11	11	8	9	9	11	11	2	4	5	6	8	1	2	4	6	7
U	4	4	5	5	4	5	4	4	4	4	3	4	3	5	4	1	2	3	3	4	2	2	3	3	3
La	25	26	20	31	29	37	48	40	39	47	31	32	37	43	43	31	33	35	35	32	21	21	31	40	37
Ce	76	86	88	100	110	132	128	142	158	160	92	98	95	126	131	61	63	65	69	84	51	57	63	75	70
Sc	17	15	16	16	15	25	25	23	26	28	21	21	20	22	25	13	12	14	18	20	13	13	15	17	16
Y	30	31	34	37	37	30	30	34	35	34	28	29	30	33	33	19	21	24	26	26	19	18	24	29	30

Prof.: Profundidade; a: 0–5; b: 5–10; c: 10–20; d: 20–40; e: 40–60 cm.

Na Tp2, as concentrações de Cs apresentaram incremento em profundidade em ambiente aeróbio, média de 18,5±1,1 mg kg⁻¹ no perfil. Nas áreas úmidas as concentrações foram similares no perfil (média de 10,7±0,6 mg kg⁻¹) com decréscimo em relação as concentrações obtidas em ambiente aeróbio (Tabela 5).

O Zr é um mineral de silicato de ocorrência natural, a maioria dos quais o ZrSiO₄ (Natarajan et al., 2012), constituindo principalmente fontes residuais (Kabata-Pendias, 2010). Nos perfis de solo amostrados nas lavouras, as concentrações de Zr foram maiores na Tp1 (Tabelas 4), média de 633,2±15 mg kg⁻¹, na Tp2 a média foi de 492,7±10,7 mg kg⁻¹. Nas áreas úmidas, as concentrações obtidas foram inferiores às encontradas nas

lavouras e similares entre as topossequências (Tabelas 4 e 5), média de 459,2±11,2 mg kg⁻¹ na Tp1 e 477,7±15,4 mg kg⁻¹ na Tp2. No ponto amostrado em área de campo nativo foram encontradas as maiores concentrações de Zr (Tabela 5), sendo que a camada 0–5 cm, que é a que sofre maior alteração em função do pisoteio do gado e fluxos superficiais, apresentou a menores concentrações. No perfil a média foi de 750,4±15,15 mg kg⁻¹. Esse elemento foi o principal responsável pela diferenciação com os demais usos da terra avaliados (lavouras e áreas úmidas) na análise de CP (Figura 5). Os maiores teores de Zr no perfil de amostragem em campo nativo devem-se a sua baixa mobilidade, principalmente devido à estabilidade do zircão, principal mineral hospedeiro e, a baixa solubilidade do

hidróxido de $Zr(OH)_4$ (Ayers et al., 2012). Conforme estes autores, dependendo do pH, Zr^{4+} , $Zr(OH)^{3+}$, $Zr(OH)_2^{2+}$, $Zr(OH)_3^+$, $Zr(OH)_4$, existem em solução, o que justifica os menores valores encontrados nas áreas úmidas. O Zr coloidal também é facilmente complexado pela matéria orgânica, macróplâncton e material silicioso (Smith e Carson, 1978).

Conforme Natarajan et al. (2012), muitas variedades de Zr contêm vestígios de Th e U, cerca de 100-1.000 ppm e podem exibir radioatividade de baixo nível natural. Assim, as concentrações de Th e U obtidas no presente trabalho podem estar associadas a presença do mineral $ZrSiO_4$. As concentrações de Th decaíram conforme o gradiente da encosta e, no ambiente aeróbio a média de Th no perfil foi de $8,4 \pm 0,4$ mg kg^{-1} , em ambiente anaeróbio a média foi de $3,9 \pm 0,55$ mg kg^{-1} .

Na Tp2, as concentrações de Rb foram maiores nas lavouras (Tp2-1 e Tp2-2), seguida do campo nativo (Tp2-5), e área úmida (Tp2-3 e Tp2-4), com média de $34,9 \pm 1,5$ mg kg^{-1} ; $24,9 \pm 0,2$ mg kg^{-1} ; $16,4 \pm 1,4$ mg kg^{-1} , respectivamente (Tabela 5). O Rb é um elemento metálico que não forma minerais próprios, mas está presente em vários minerais comuns, nos quais substitui o K. Comparado com K e Na, o Rb é relativamente raro, com uma abundância na crosta de apenas 78 mg kg^{-1} (Fyfe, 1999). O íon Rb^+ (raio iônico 152 pm) substitui o íon K^+ (138 pm) em micas, como muscovita e, em menor grau, no feldspato de K, como microclina e ortoclásio, bem como minerais raros, como lepidolite, carnalite e polucite, em que substitui o Cs. Em rochas ultramáficas os valores são de 0,2 mg kg^{-1} ; em rochas basálticas 30 mg kg^{-1} ; em granitos 110-170 mg kg^{-1} e; em sienitos 110 mg kg^{-1} (Mielke, 1979). Nas rochas sedimentares, como no presente estudo, o Rb está presente principalmente em minerais de feldspato de K, mica e argila. O teor médio de Rb em arenitos félsicos é > 60 mg kg^{-1} . Durante o intemperismo, os mecanismos de troca iônica e de adsorção diferencial tendem a concentrar Rb em relação ao K (Heier e Billings, 1970). No solo, o comportamento de Rb é controlado principalmente pela adsorção em minerais de argila e matéria orgânica (Foregs, 2006).

Os elementos das famílias 1 e 2 da tabela periódica são mais estáveis e tem menor potencial de oxirredução, logo, espera-se pequena variação nas concentrações desses elementos no solo, sendo que, quando houver, elas serão mais observadas em superfície em função do manejo do solo, relevo e condições de drenagem, o que pôde ser observado na topossequência 2. Contudo, a abertura dos canais de drenagem na Tp1 fez com que houvesse aumento nas concentrações de alguns dos elementos dessas famílias. Com exceção do Cs, Mg e Ca, as

concentrações de Na, K, Rb, Sr e Ba, em ambiente anaeróbio (Tp1-4) apresentaram concentrações muito superiores (média de $1,3 \pm 0,04$ mg kg^{-1} de Na; $8,4 \pm 10,2$ mg kg^{-1} de K; $39,2 \pm 3,3$ mg kg^{-1} de Rb; $36 \pm 0,6$ mg kg^{-1} de Sr; $310,8 \pm 5,1$ mg kg^{-1} de Ba) às encontrados em ambiente aeróbio (média de $0,3 \pm 0,03$ mg kg^{-1} de Na; $3,4 \pm 0,07$ mg kg^{-1} de K; $28,9 \pm 0,9$ mg kg^{-1} de Rb; $26,8 \pm 0,4$ mg kg^{-1} de Sr; $187,2 \pm 10,3$ mg kg^{-1} de Ba), indicando que está ocorrendo à salinização do solo.

Na Tp2, os teores Ga apresentaram incremento em profundidade em todos os ambientes avaliados (Tabela 5). Nos perfis de amostragem nas lavouras (Tp2-1 e Tp2-2) a média de Ga foi de $23 \pm 0,9$ mg kg^{-1} ; na área úmida (Tp2-3 e Tp2-4) a média no perfil foi de $14,3 \pm 0,9$ mg kg^{-1} ; e no campo nativo (Tp2-5) a média foi de $14,2 \pm 0,4$ mg kg^{-1} . No ambiente, o gálio geralmente se comporta como o alumínio mas, sob certas condições de pH e redox, os dois elementos podem ser separados. Nos solos, o conteúdo de Ga varia de 3 a 70 mg/kg (Kabata-Pendias e Pendias, 2001).

Os elementos terras raras Ce e Sc apresentaram incremento em profundidade em ambiente aeróbio (Tabelas 4 e 5), com média no perfil de $118,8 \pm 5$ mg kg^{-1} para o Ce e $18,3 \pm 0,9$ mg kg^{-1} para o Sc. Em ambiente anaeróbio, a média foi de $62,3 \pm 2,5$ mg kg^{-1} para o Ce e $12,7 \pm 1$ mg kg^{-1} para o Sc. Embora chamados de 'terras raras' eles não são incomuns no ambiente natural e ocorrem em uma série de minerais, mas geralmente em baixas concentrações no solo. São muito estáveis ligando-se fortemente às partículas do solo e não são prejudiciais para o ambiente. Por isso, os óxidos terras raras vêm sendo utilizados para rastrear o movimento de sedimentos em bacias hidrográficas agrícolas (Zhang et al., 2001; Zhu et al., 2011), no intuito de identificar áreas fonte de sedimentos.

Discussão

Para crescer e completar o ciclo de vida, as plantas precisam obter nutrientes do solo e, atualmente 17 elementos (N, P, K, Ca, S, Mg, C, O, H, Fe, B, Cl, Mn, Zn, Cu, Mo, Ni) são reconhecidos como essenciais para uma planta crescer e se reproduzir com sementes viáveis (Lasat, 2000). Destes, 13 são encontrados em minerais do solo (Turk et al., 2011). Outros elementos que ocorrem nos minerais do solo como o Na, Co, Si e Se, também demonstraram fornecer alguns benefícios às plantas (White e Brown, 2010). Assim, desde os primórdios da agricultura, as sociedades humanas têm influenciado a geoquímica dos solos no intuito de sustentar o rendimento das culturas (Redman, 1999; Kirch, 2005; Scragg, 2006).

A partir da década de 1960, a inserção do “pacote tecnológico” nas atividades agrícolas,

resultou em um aumento na produção de grãos, contudo isso não resultou em um aumento correspondente na reposição de nutrientes minerais aos solos. A agricultura que vem sendo praticada de forma intensiva desde a revolução verde, tem esgotado os solos em nutrientes minerais trazendo riscos à segurança alimentar, econômica e ambiental. Esses riscos estão diretamente ligados a erosão e indiretamente através da remoção de nutrientes na colheita. A taxa e a trajetória das mudanças na fertilidade do solo dependem das características físicas do local como: clima, material de origem, atributos físicos, químicos e biológicos do solo, relevo e cobertura vegetal e; antrópicos como: tipos de uso da terra e práticas de manejo adotadas pelos agricultores (Hartemink, 2003).

Em sistemas de cultivo intensivo, grandes quantidades de fertilizantes (inorgânicos e orgânicos) são regularmente adicionadas aos solos para fornecer nutrientes em níveis adequados para o crescimento das culturas, principalmente N, P e K. Os compostos utilizados para fornecer esses elementos, além de, na maioria das vezes, não considerarem as necessidades do solo e das culturas, também contêm vestígios de metais pesados, por exemplo, Cd, V, Pb, dentre outros, como impurezas, assim, após a aplicação continuada, pode aumentar significativamente o seu conteúdo no solo (Jones e Jarvis, 1981; Wuana e Okieimen, 2011).

Os solos são o principal sumidouro para elementos químicos lançados no meio ambiente por atividades antropogênicas e, ao contrário dos contaminantes orgânicos que são oxidados para óxido de carbono (IV) por ação microbiana, a maioria dos elementos químicos metálicos não sofre degradação microbiana ou química (Kirpichtchikova et al., 2006), e sua concentração total persiste por um longo período após sua introdução (Adriano, 2003). Além disso, a presença de metais tóxicos no solo pode inibir severamente a biodegradação de contaminantes orgânicos (Maslin e Maier, 2000).

A contaminação do solo por metais, semi-metais e ametais pode representar riscos e perigos para os seres humanos e para os ecossistemas através da ingestão direta ou contato com solo contaminado; pela cadeia alimentar (solo-planta-humanos ou solo-planta-animais-humanos); ingestão de água contaminada; redução da qualidade dos alimentos (segurança e comercialização) através da fitotoxicidade e; redução da produção agrícola que causa insegurança alimentar (McLaughlin et al., 2000ab; Ling et al., 2007).

No presente trabalho foi constatada a influência antrópica na geoquímica dos solos da BH80. Os resultados das análises mostram que nas lavouras as concentrações de elementos químicos

da camada 0–5 cm são reflexo do relevo – posição na encosta (ambiente de perda e deposição de material), Figura 6 e, da influência antrópica – adição de fertilizante e manejo do solo. No ponto de amostragem em área de campo nativo foram obtidas as menores concentrações de elementos químicos de origem antropogênica e as mesmas apresentaram pequena variação em profundidade, o que foi atribuído ao não revolvimento do solo e adição de fertilizantes e pesticidas. Nas áreas úmidas, as diferenças exorbitantes entre alguns elementos químicos foram atribuídas à drenagem do solo para a incorporação das áreas na produção de grãos. Na área úmida drenada, alguns metais e não metais como o P, apresentaram decréscimo significativo nas concentrações em relação aos pontos amostrados na área úmida não drenada, outros como o Na, K, Rb, Sr e Ba tiveram suas concentrações aumentadas, indicando a salinização do solo.

No que tange ao uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica estudada, ele é representativo da região do planalto do Rio Grande do Sul, com produção de soja no verão e de trigo no inverno, sob o sistema plantio direto mal manejado. No RS, a cultura da soja ocupava em 2016 uma área de 5.464.084 ha (IBGE, 2018), o que corresponde a 19,4% da área do Estado. Conforme Conceição (1984), a expansão do cultivo da soja no RS ocorreu entre 1950 e 1975, concentrando-se principalmente nas regiões Norte e Oeste, predominantemente no bioma Mata Atlântica. Em 2003, a soja também se tornou a principal cultura comercial do Bioma Pampa (Silveira et al., 2017), através da conversão dos campos naturais historicamente utilizados para pecuária extensiva, em agricultura (Kuplich et al., 2018). Como efeito indireto do aumento do uso da terra para o cultivo comercial durante o verão, a área cultivada do Pampa também aumentou no inverno, sendo o trigo a principal cultura plantada (Silveira et al., 2017). Na BH80, as áreas agrícolas são utilizadas predominantemente para o cultivo da soja no verão, perfazendo 64% da área da BH em 2016 (Capoane et al., 2016a). No inverno, ao contrário do que ocorre com a maioria das áreas utilizadas para o plantio da soja no RS, as áreas agrícolas da BH são utilizadas para o pastoreio do gado leiteiro. A integração lavoura-pecuária com manejo inadequado do solo, aliado ao sobrepastejo, degradam os solos física, química e biologicamente, aumentando o risco de erosão e à perda de nutrientes e água do sistema.

Nos inúmeros trabalhos de campo realizados na bacia hidrográfica, constatou-se que os moradores não seguem os preceitos da agricultura conservacionista, cuja abordagem é baseada na mínima perturbação do solo, cobertura permanente do solo e rotação ou associação de culturas (FAO,

2001). Embora os agricultores digam que praticam o sistema plantio direto (SPD), observou-se solos sendo manejados através do sistema convencional de cultivo. Nas áreas onde o revolvimento do solo era mínimo, os outros dois pilares do SPD (manutenção da cobertura do solo e rotação de cultura), não foram observados. Considerando que o solo suporta e sustenta a vida no planeta, a adoção efetiva do SPD, juntamente com outras práticas de conservação do solo como as edáficas, vegetativas e mecânicas, são imprescindíveis para aumentar a produtividade e a estabilidade de produção; reduzir os custos de produção; melhorar a qualidade física, química e biológica do solo e; aumentar a capacidade de armazenamento de água no solo e a recarga de aquíferos.

Também foi observado conflitos no uso da terra ao longo de rios e nascentes (Figura 1). Conforme a Lei nº 12.651 de 2012, essas áreas deveriam ser de preservação permanente, porém estavam sendo utilizadas para produção de grãos ou para o pastejo do gado. A vegetação ciliar remanescente, que corresponde a somente 1,15% da área da BH80, também apresentava conflito no uso, uma vez que, o gado tem livre circulação. As condições de umidade das zonas ripárias facilitam a desestruturação do barranco (Robertson e Rowling, 2000) pelo tráfego dos animais, intensificando o solapamento de margens e assoreamento dos canais de drenagem.

Nas áreas utilizadas para pecuária, era evidente o processo acelerado de degradação com perda do vigor das forrageiras, presença de invasoras, pragas e doenças e, processo erosivo acelerado com inúmeras ravinas. Assim, nas áreas utilizadas para atividade pecuária, também é imprescindível a adoção de práticas conservacionistas como: ajuste da carga animal, correção da fertilidade do solo, descompactação do solo, limpeza e controle de espécies indesejáveis, introdução de leguminosas, controle de insetos e patógenos (Dias-Filho, 2011), dentre outras.

No que concerne as áreas úmidas da BH80 (Figuras 1 e 6), assim como as demais áreas agrícolas do RS, grande parte já foram drenadas e incorporadas na agricultura. Por serem sistemas sensíveis, as interrupções nos regimes hidrológicos nesses locais podem afetar significativamente seu tamanho, perfil e serviços ambientais.

Dentre os serviços ambientais, as zonas úmidas são responsáveis pela recarga de água subterrânea, devido ao fluxo lento e longo tempo de

residência da água. As zonas úmidas funcionam como zonas de amortecimento entre as zonas a montante e a jusante, atrasando o fluxo de água e alimentando outros ecossistemas em períodos secos. Uma grande parte da água armazenada não volta ao sistema do rio, sendo perdida por evaporação e infiltração. As zonas úmidas removem o CO₂ da atmosfera ao sequestrar carbono orgânico em solos saturados de água, e o fornecimento reduzido de O₂ inibe sua decomposição. Os solos orgânicos, por conseguinte, acumulam carbono, ao contrário de solos bem drenados, que liberam carbono para a atmosfera por oxidação microbiana (Armentano, 1980). A produtividade primária nesses locais é alta, e funções importantes, como a melhoria da qualidade da água e de *habitat* da vida selvagem, que estão associadas a esta produtividade, ocorrem em uma taxa rápida. Essas áreas continuamente armazenam, reciclam e exportam nutrientes, que são trazidos pelo escoamento das terras altas. Esses nutrientes dão suporte a uma abundante macro e micro vegetação, que converte matéria inorgânica em orgânica, produzindo uma importante fonte de alimento para a vida animal.

A drenagem de zonas úmidas para conversão em agricultura além de descaracterizá-las implica em severos impactos ambientais como a perda de suas funções hidrológicas (rebaixamento do lençol freático em toda a encosta), ecológicas (perda da diversidade de espécies) e, a de filtro biogeoquímico (transferência de poluentes para os sistemas aquáticos devido a diminuição da habilidade de ciclagem de nutrientes) (Brinson et al., 1981; Phillips, 1989; Mitsch e Gosselink, 1993; Bullock e Acreman, 2003; Aldous et al., 2005), como foi observado na Tp1. Além disso, a drenagem provoca a subsistência do solo pela liberação de CO₂ como resultado da decomposição microbiana de carbono orgânico armazenado na biomassa vegetal e nos solos.

Dado o potencial catastrófico da drenagem de zonas úmidas, como por exemplo a liberação de CO₂ para a atmosfera e transferência de poluentes para os sistemas aquáticos, proteger e/ou restaurar esses locais em bacias hidrográficas agrícolas é uma medida importante para a manutenção da biodiversidade, regulação hídrica, ciclagem de nutrientes, amenizando os impactos ambientais adversos dos poluentes das atividades agropecuárias na qualidade da água de rios, lagos e reservatórios.

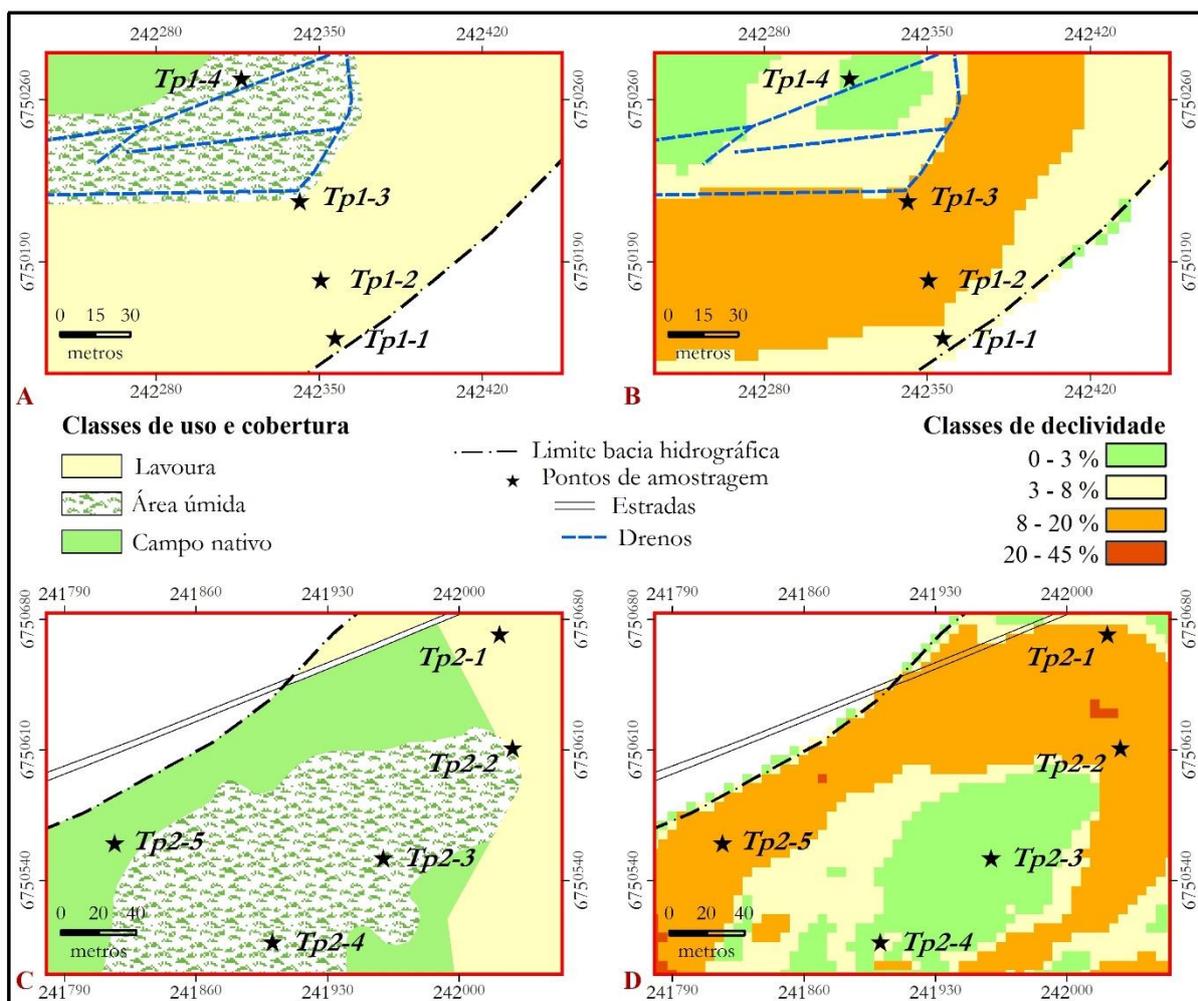


Figura 6. Classes de uso e cobertura da terra e de declividade na toposequência 1 (A e B) e toposequência 2 (C e D).

Conclusões

1. Foram estabelecidas as concentrações basais de 35 elementos químicos para os solos do planalto do Rio Grande do Sul, cujo material de origem são arenitos fluviais da formação Tupanciretã.

2. Os teores totais de elementos químicos variaram de acordo com o uso da terra; posição na encosta (ambiente de perda e deposição de material); intensidade da influência antrópica (adição de fertilizante, manejo do solo e drenagem da área úmida) e; com a condição hidromórfica do solo ao longo das toposequências.

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. no período de Doutorado. 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

- Adriano, D.C. 2003. Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. Springer, New York, NY, USA, 2nd ed.
- AENV. Alberta Environment. 2009. Alberta Tier 1 Soil and Groundwater Remediation Guidelines.
- Aldous, A., McCormick, P., Ferguson, C., Graham, S., Craft, C. 2005. Hydrologic regime Controls soil phosphorus fluxes in restoration and undisturbed wetlands. Restoration Ecology, [online]

13. Disponível: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00043.x>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Allen H. E., Fu, G., Deng, B. 1993. Analysis of Acid Volatile Sulfi de (AVS) and simultaneously extracted metals (SEM) for the estimation of potential toxicity in aquatic sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* [online] 12. Disponível: <https://doi.org/10.1002/etc.5620120812>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Armentano, T. 1980. Drainage of organic soils as a factor in the world carbon cycle. *Bioscience*, [online] 30. Disponível: <https://doi.org/10.2307/1308375>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Ayers, J.C, Zhang, L., Luo, L., Peters, T.J. 2012. Zircon solubility in alkaline aqueous fluids at upper crustal conditions. *Geochimica et Cosmochimica Acta* [online] 96. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.gca.2012.08.027>. Acesso: 23 jun. 2018.
- Bednářová, Z., Kalina, J., Hájek, O., Sánka, M., Komprdová, K. 2016. Spatial distribution and risk assessment of metals in agricultural soils. *Geoderma*, [online] 284. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.08.021>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Brasil. 2006. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006.
- Brinson, M. M., Lugo, A.E., Brown, S. 1981. Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands. *Annual Review of Ecological Systems* [online] 2. Disponível: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.12.110181.001011>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Brookins, D.G. 1988. Eh-pH diagrams for geochemistry, Springer-Verlag New York.
- Bullock, A., Acreman, M. 2003. The Role of Wetlands in the Hydrological Cycle. *Hydrology and Earth System Science* 7, 358–389.
- Capoane, V., Tiecher, T., Santos, D.R. 2017. Variação de atributos do solo ao longo de três toposequências no planalto do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Geografia Física* [online] 10. Disponível: <https://doi.org/10.26848/rbfg.v10.5.p1435-1454>. Acesso: 23 fev. 2018.
- Capoane, V., Krolow, I.R.C., Santos, D.R., Santos, L.C., Troian, A. 2016a. Distribuição espacial do fósforo disponível do solo em uma bacia hidrográfica agrícola e sua relação com os fatores ambientais uso da terra e declividade. *Revista Brasileira de Geomorfologia* [online] 17. Disponível: <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v17i4.976>. Acesso: 23 fev. 2018.
- Capoane, V., Santos, D.R., Kuplich, T.M. 2016b. Efeito do uso da terra e relevo na distribuição espacial e vertical de carbono do solo em uma bacia hidrográfica agrícola. *Revista Brasileira de Geografia Física* [online] 9. Disponível: <http://dx.doi.org/10.5935/1984-2295.20160112>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Capoane, V., Krolow, I.R.C., Santos, D.R., Santos, L.J.C., Troian, A. 2016c. Distribuição espacial do fósforo disponível do solo em uma bacia hidrográfica agrícola e sua relação com os fatores ambientais uso da terra e declividade. *Revista Brasileira de Geomorfologia* [online] 17. Disponível: <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v17i4.976>. Acesso: 26 jun. 2018.
- 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.
- Conceição, O.A. 1984. A expansão da soja no Rio Grande do Sul - 1950-75. Dissertação (Mestrado em Economia Rural). Porto Alegre, RS. Departamento de Geografia, PPGGEO-UFRGS.
- Covelli. S., Faganeli, J., Horvat, M., Brambati, A. 2001. Mercury contamination of coastal sediments as the result of long-term innabar mining activity (Gulf of Trieste, northern Adriatic Sea). *Applied Geochemistry* [online] 16. Disponível: [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(00\)00042-1](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00042-1). Acesso: 23 jan. 2018.
- Crecelius, E.J., Trefry, J., Mckinley, B., Lasorsa, D., Trocine, R. 2007. U. S. Dept. of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA, OC5 Study MMS.
- Dechen, A.R., Haag, H.P., Carmello, Q.A. 1991. Funções dos micronutrientes nas plantas. In: Ferreira, M.E.; Da Cruz, M.C.P. *Micronutrientes na agricultura*. Piracicaba: POTAFOS/CNPq.
- Dias-Filho, M.B. 2011. Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação. 4. ed. rev., atual. e ampl. Belém, PA.
- Dumon, J.C., Ernst, W.H.O. 1998. Titanium in plants. *Journal of Plant Physiology* 133, 203–209.
- EMBRAPA. Empresa brasileira de pesquisa agropecuária. 2018. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 5ª Ed. Brasília, DF: Embrapa.
- Ewa, I., Oladipo, M., Dim, L.A. 1999. Horizontal and vertical distribution of selected metals in the Kubani River, Nigeria as determined by neutron activation analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 30, 1081–1090.

- Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2001. Defining conservation agriculture. In: *The Economics of Conservation Agriculture*, FAO, Rome, Italy.
- Foregs. Euro GeoSurveys Geochemical Baseline Database, 2011. Rb – Rubidium. Disponível em: <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlases/text/Rb.pdf> Acesso: 26 jun. 2018.
- Frasca, M.H.B.O., Sartori, P.L.P. 1998. Minerais e rochas. In: Oliveira, A.M.S., Brito, S.N.A. (Eds.). *Geologia de engenharia*. São Paulo: Associação brasileira de geologia de engenharia.
- Giller, K.E., Rowe, E.C., De Ridder, N., Van Keulen, H. 2006. Resource use dynamics and interactions in the tropics: scaling up in space and time. *Agricultural Systems* [online] 88. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.agry.2005.06.016>. Acesso: 23 ago. 2018.
- Hart, M.R., Quin, B.F., Nguyen, M.L. 2004. Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: a review. *Journal of Environmental Quality* 33, 1954-1972.
- Hartemink A.E. 2003. *Soil fertility decline in the tropics with case studies on plantations*. CABI, Wallingford, U.K.
- Heier, K.S., Billings, G.K. 1970. Lithium, Rubidium, Césium. In: Wedepohl, K.H., Ed., *Handbook of geochemistry II*. Springer-Verlag, Berlin and Heidelberg.
- Helmke, P.A. 2000. The chemical composition of soils. In: Sumner, M.E. (Ed.), *Handbook of Soil Science*. CRC Press, Boca Raton, Flórida.
- Horowitz, A. 1991. *A primer on sediment-trace element chemistry*. 2 ed., Chelsea, Michigan, Lewis Publishers.
- Hunt, J.W., Anderson, B.S., Phillips, B.M., Tjeerdema, R.S., Richard, N., Connor, V., Worcester, K., Angelo, M., Bern, A., Fulfrost, B., Mulvaney, D. 2006. Spatial relationship between water quality and pesticide application rates in agricultural watershed. *Environmental Monitoring and Assessment* 121, 245–262.
- Jenny, H. 1941. *Factors of soil formation*. New York: McGraw-Hill.
- Johannsen, S., Armitage, P. 2010. Agricultural practice and the effects of agricultural land-use on water quality. *Freshwater Forum* 28, 45-49.
- Jones, L.H.P., Jarvis, S.C. 1981. The fate of heavy metals. In: *The chemistry of soil processes*. Green, D.J. Hayes, M.H.B. Eds., p. 593, John Wiley e Sons, New York, NY, USA.
- Kabata-Pendias, A. 2010. *Trace elements in soils and plants*. 4ª Ed. CRC Press. 2010. 548 p.
- Kabata-Pendias, A.; Mukherjee, A.B. 2007. *Trace elements from soil to human*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Kabata-Pendias, A. 1995. Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. In: *Heavy metals problems and solutions*. In: Salomons, W., Forstner, U., Mader, P. eds. Springer-Verlag: Berlin.
- Kirch P.V. 2005. Archaeology and global change: The holocene record. *Annual Review of Environment and Resources* 30, 409–440.
- Kirpichtchikova, T.A., Manceau, A., Spadini, L., Panfili, F., Marcus, M.A., Jacquet, T. 2006. Speciation and solubility of heavy metals in contaminated soil using X-ray microfluorescence, EXAFS spectroscopy, chemical extraction, and thermodynamic modeling. *Geochimica et Cosmochimica Acta* [online] 70. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.gca.2006.02.006>. Acesso: 23 ago. 2018.
- Krishna, A.K., Govil, P.K. 2005. Heavy metal distribution and contamination in soils of Thane-Belapur industrial development area, Mumbai. *Western India Environment Geology* 47, 1054–1061.
- Kuplich, T.M.; Capoane, V.; Costa, L.F.F. 2018. O avanço da soja no bioma Pampa. *Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul* 31, 83–100.
- Lal, R., Hall, G.G., Miller, F.P. 1989. Soil degradation: I. Basic processes. *Land degradation e development* 1, 51–69.
- Lasat, M.M. 2000. Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substances Research* [online] 2. Disponível: <https://doi.org/10.4148/1090-7025.1015>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Ling, W., Shen, Q., Gao, Y., Gu, X., Yang, Z. 2007. Use of bentonite to control the release of copper from contaminated soils. *Australian Journal of Soil Research* [online] 45. Disponível: <https://doi.org/10.1071/SR07079>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Lindsay, W.L., Vlek, P.L.G., Chien, S.H. 1989. Phosphate minerals. In: *Minerals in soil environment*, 2nd edn. Eds Dixon, J.B.; Weed, S.B. p. 1089–1130. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA.
- Mielke, J.E. 1979. Composition of the Earth's crust and distribution of the elements. In: Siegel, F.R. (Ed.) *Reviews of research on modern problems in geochemistry*. Paris: International Association of Geochemistry and Cosmochemistry, UNESCO.
- Marijia, R., Davor, R. 2003. Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area. *Environment Geology* [online] 43. Disponível:

- <https://doi.org/10.1007/s00254-002-0694-9>. Acesso: 23 ago. 2018.
- Maslin, P., Maier, R.M. 2000. Rhamnolipid-enhanced mineralization of phenanthrene in organic-metal co-contaminated soils. *Bioremediation Journal* [online] 4. Disponível: <https://doi.org/10.1080/10889860091114266>. Acesso: 23 ago. 2018.
- McLaughlin, M.J., Zarcinas, B.A., Stevens, D.P., Cook, N. 2000a. Soil testing for heavy metals. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* [online] 31. Disponível: <https://doi.org/10.1080/00103620009370531>. Acesso: 23 ago. 2018.
- McLaughlin, M.J., Hamon, R.E., McLaren, R.G., Speir, T.W., Rogers, S.L. 2000b. Review: a bioavailability-based rationale for controlling metal and metalloid contamination of agricultural land in Australia and New Zealand. *Australian Journal of Soil Research* [online] 38. Disponível: <https://doi.org/10.1071/SR99128>. Acesso: 23 ago. 2018.
- McLaughlin, M.J., Parker, D.R., Clarke, J.M. 1999. Metals and micronutrients—food safety issues. *Field Crops Research* [online] 60. Disponível: [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(98\)00137-3](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(98)00137-3). Acesso: 23 ago. 2018.
- Menegotto, E., Sartori, P.L.P., Maciel Filho, C.L., 1968. Nova sequência sedimentar sobre a Serra Geral no Rio Grande do Sul. *Publicação Especial do Instituto de Solos e Culturas, Seção Geologia e Mineralogia, Santa Maria* 1, 1-19.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G. 1993. *Wetlands*, 2 ed. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Natarajan, V., Al, N.K., Godbole, S.V. 2012. Determination of uranium and thorium in zircon by energy dispersive X-ray fluorescence technique. *Indian Journal of Chemical Technology* 19, 399–402.
- Naveed, M., Moldrup, P., Vogel, H-J., Lamandé, M., Jonge, L.W. 2014. Impact of long-term fertilization practice on soil structure evolution. *Geoderma* [online] 217–218. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.12.001>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Needleman, H.L. 1980. *Low level lead exposure: the clinical implications of current research*. New York: Raven Press.
- Obour, A.K., Philstahlman, P.W., Holman, J.D. 2016. Soil chemical properties as influenced by long-term glyphosate-resistant corn and soybean production in the central Great Plains, USA. *Geoderma* [online] 277. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.04.029>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Rawlins, B.G., Mcgrath, S.P., Scheib A.J., Breward, N., Cave, M., Lister, T.R., Ingham, M., Gowing, C., Carter, S. 2012. *The advanced soil geochemical atlas of England and Wales*. British Geological Survey, Keyworth.
- Reddy, K.R., Delaune R.D. 2008. *Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications*, CRC Press, Boca Raton, Flórida.
- Redman C.L. 1999. *Human impact on ancient environments*. University of Arizona Press.
- Robertson, A.I., Rowling, R.W. 2000. Effects of livestock on riparian zone vegetation in an Australian dryland river. *Regulated Rivers: Research & Management* [online] 16. Disponível: [https://doi.org/10.1002/1099-1646\(200009/10\)16:5<527:AID-RRR602>3.0.CO;2-W](https://doi.org/10.1002/1099-1646(200009/10)16:5<527:AID-RRR602>3.0.CO;2-W). Acesso: 23 jul. 2018.
- Rossato, M.S. 2011. *Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade, tendências e tipologia*. Tese (Doutorado em Geografia). Porto Alegre, UFRGS.
- Phillips, J. 1989. Fluvial Sediment Storage in Wetlands. *Water Resources Bulletin* [online] 25. Disponível: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1989.tb05402.x>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Saglam, M., Dengiz, O. 2012. Influence of selected land use types and soil texture interactions on some soil physical characteristics in an alluvial land. *International Journal of Plant Production* 3, 508–513.
- Schilling, K.E., Wolter, C.F. 2001. Contribution of base flow to nonpoint source pollution loads in an agricultural watershed. *Ground Water* [online] 39. Disponível: <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2001.tb00350.x>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Scragg, A. 2006. *Environmental Biotechnology*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Silveira, V.C.P., González, J.A., Fonseca, E.L. 2017. Land use changes after the period commodities rising price in the Rio Grande do Sul State, Brazil. *Ciência Rural* [online] 47. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20160647>. Acesso: 23 ago. 2018.
- Smith, I.C., Carson, B.L. 1978. *Trace metals in the environment: v.3—zirconium*. Ann Arbor: Ann Arbor Science Publishers Inc.
- Tiecher, T., Caner, L., Minella, J.P.G., Pellegrini, A., Capoane, V., Alvarez, J.W.R., Schaefer, G.L., Santos, D.R. 2017. Tracing sediment sources in two paired agricultural catchments with different riparian forest and wetland proportion in southern Brazil. *Geoderma (Amsterdam)* [online] 285. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.10.008>. Acesso: 23 ago. 2018.
- Turk, J.K., Chadwick, O.A., Graham, R.C. 2011. *Pedogenic Processes*. In: Huang, P.M.; Li, Y.;

- Sumner, M.E. Eds. Handbook of Soil Science. 2 ed. CRC Press, New York.
- Wei, J-B., Xiao, D.-N., Zeng, H., Fu, Y.-K. 2008. Spatial variability of soil properties in relation to land use and topography in a typical small watershed of the black soil region, northeastern China. *Environmental Geology* 53, 663–672.
- White, P.J., Brown, P.H. 2012. Plant nutrition for sustainable development and global health. *Annals of Botany* [online] 105. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcq085>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Williams, D.E., Vlamis, J., Pukite, A.H., Corey, J.E. 1987. Metal movement in sludge amended soils. A nine-year study. *Soil Science* 143, 124–131.
- Wuana, R.A., Okieimen, F.E. 2011. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *International Scholarly Research Notice Ecology* [online] 1-20. Disponível: <http://dx.doi.org/10.5402/2011/402647>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Yemefack, M., Rossiter, D.G., Njomgang, R. 2005. Multi-scale characterization of soil variability within an agricultural landscape mosaic system in southern Cameroon. *Geoderma* [online] 125, 117–143. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.07.007>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Zafar, M., Tiecher, T., Capoane, V., Troian, A., Santos, D.R. 2017. Characteristics, lability and distribution of phosphorus in suspended sediment from a subtropical catchment under diverse anthropic pressure in Southern Brazil. *Ecological Engineering* [online] 100. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.12.008>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Zhang, W., Vries, W., Thomas, B.W., Hao, X., Shi, X. 2017. Impacts of long-term nitrogen fertilization on acid buffering rates and mechanisms of a slightly calcareous clay soil. *Geoderma* [online] 305. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.021>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Zhang, X.C., Friedrich, J.M., Nearing, M.A., Norton, L.D. 2001. Potential use of rare earth oxides as tracers for soil erosion and aggregation studies. *Soil Science Society of America Journal* [online] 65. Disponível: <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.6551508x>. Acesso: 23 jul. 2018.
- Zhu, M., Tan, B.S., Dang, H., Zhang, Q. 2011. Rare earth elements tracing the soil erosion processes on slope surface under natural rainfall. *Journal of Environmental Radioactivity* [online] 102. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.07.007>. Acesso: 23 jul. 2018.