



PERDAS DE SOLOS E PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM BACIA HIDROGRÁFICA: UMA ABORDAGEM DISTRIBUÍDA

*Jamil Alexandre Ayach Anache¹, Cláudia Gonçalves Vianna Bacchi² &
Teodorico Alves Sobrinho²*

RESUMO --- A estimativa da quantidade de sedimentos que é transportada aos cursos de água de determinada bacia hidrográfica pode ser calculada a partir de modelo baseado na relação de aporte de sedimentos (SDR), definida como a fração entre o aporte de sedimentos no exutório da bacia hidrográfica e a erosão total ocorrida dentro da área de drenagem. O modelo para o cálculo do SDR requer como variável de entrada alguns dados fisiográficos da bacia hidrográfica como a direção e comprimento de fluxo da drenagem. Sendo assim, a partir de abordagens distribuídas da predição da erosão da bacia com o modelo da Equação Universal de Perdas de Solos Revisada (RUSLE) e do cálculo da relação aporte de sedimentos (SDR), foi possível determinar a distribuição espacial da quantidade de sedimentos na sub-bacia hidrográfica do Córrego Guariroba. Estes dados, integrados em Sistema de Informações Geográficas (SIG), possibilitam a identificação de áreas com altos índices de erosão e produção de sedimentos no contexto da bacia hidrográfica, amparando as tomadas de decisão envolvendo o uso e o manejo do solo.

ABSTRACT --- The estimative of the sediment yield of a watershed can be calculated using a model based on the sediment delivery ratio (SDR), which is defined as the fraction between the sediment yield and the total soil loss of the drainage area. The model to calculate the SDR uses some physical data of the river basin as the flow length and direction. Thus, using a distributed approach of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and the SDR, it was possible to show the spatial distribution of the sediment yield in the Guariroba stream subwatershed. These data were processed using Geographic Information System (GIS) and helps in the identification of the areas with high levels of soil erosion and sediment production in the context of the study area, creating subsidies to the decision making involving the land use and management.

Palavras-chave: Relação de Aporte de Sedimentos, predição da erosão, modelagem distribuída.

¹ Doutorando em Engenharia Hidráulica e Saneamento. SHS – EESC – USP. Av. Trabalhador Sancarlene, 400, São Carlos - SP. Email: jamil.anache@usp.br

² Professores Doutores. FAENG – UFMS. Cidade universitária, s/n., Campo Grande – MS. Email: claudia.bacchi@ufms.br, teodorico.alves@ufms.br.

INTRODUÇÃO

O controle efetivo da produção de sedimentos em bacia hidrográfica é componente crítico na gestão dos recursos naturais. Dados espaciais da distribuição da produção de sedimentos são úteis na identificação da sua origem, pois auxilia na elaboração de estratégias de controle da erosão, no planejamento conservacionista e na produção sustentável. A modelagem do aporte de sedimentos é considerada como abordagem eficaz na obtenção de informações espaciais para auxiliar nas tomadas de decisão relacionadas à gestão ambiental (Lu et al., 2006).

De acordo com Chaves (2010), a obtenção de variáveis fisiográficas é relativamente fácil. Essas variáveis são utilizadas na estimativa da relação de aporte de sedimentos para bacias hidrográficas, mais conhecida como SDR (acrônimo de Sediment Delivery Ratio).

É possível que o fluxo de sedimentos modelado a partir de equações SDR em associação com modelos de erosão seja próximo a realidade. Porém, para que os valores não sejam superestimados, a estimativa da erosão na bacia deve ser realizada com muito critério. Para tanto, a ferramenta deve ser implementada de forma condizente com o uso e ocupação do solo e as práticas conservacionistas (Ricker et al., 2008).

A magnitude do SDR para bacias hidrográficas pode ser influenciada por diversos fatores geomorfológicos e ambientais, como a natureza, extensão e localização das fontes de sedimentos, características de relevo e declividade, padrões de drenagem e canais, cobertura vegetal, uso do solo e textura do solo. Além disso, o cálculo do SDR é motivado pelo fato de que a estimativa confiável para a relação de aporte de sedimentos proporcionaria um método viável e menos oneroso de se calcular a produção de sedimentos em determinada bacia hidrográfica a partir de dados simulados de perda de solos, estimados a partir de procedimentos estabelecidos pela literatura (Walling, 1983).

Neste estudo, o uso de sistema de informações geográficas (SIG) é fundamental, uma vez que diversos parâmetros necessários para os modelos a serem aplicados são facilmente determinados por esta ferramenta. Além disso, de acordo com Zhou e Wu (2008), a vantagem do uso do SIG está na quantificação do impacto de cada fator envolvido nos modelos no resultado final e os temas envolvidos podem ser facilmente modificados e atualizados. .

A partir da modelagem da produção de sedimentos, na sub-bacia hidrográfica do Córrego Guariroba, foram gerados dados espaciais que servirão de suporte à gestão dos recursos hídricos, uma vez que, de acordo com a Política Nacional de Recursos Hídricos (Brasil, 1997), é necessária a integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental e a articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo, além de outras diretrizes gerais de implementação da

referida lei. Deste modo, são objetivos deste trabalho calcular as perdas de solos através de modelo preditivo de erosão do solo e estimar a produção de sedimentos de forma distribuída em bacia hidrográfica.

MÉTODOS E MATERIAIS

Área de estudo

A área de estudo consistiu na sub-bacia hidrográfica do Córrego Guariroba, composta por 7 unidades de resposta hidrológica (HRUs), está localizada entre os paralelos 20° 28' e 20° 43' de latitude sul e os meridianos 54° 29' e 54° 11' de longitude oeste, ocupa a área de 362 km² e contém quatro principais cursos d'água tributários de 3^a ordem: Saltinho (HRU 1), Cabeceira do Guariroba (HRU 2), Tocos (HRU 3) e Cabeceira do Rondinha (HRU 4); dois afluentes de 4^a ordem: Guariroba (HRU 5) e Rondinha (HRU 6); e o curso d'água principal de 5^a ordem: Foz do Guariroba (HRU 7), aonde está localizado o reservatório para captação de água de abastecimento público da cidade de Campo Grande/MS (Figura 1).

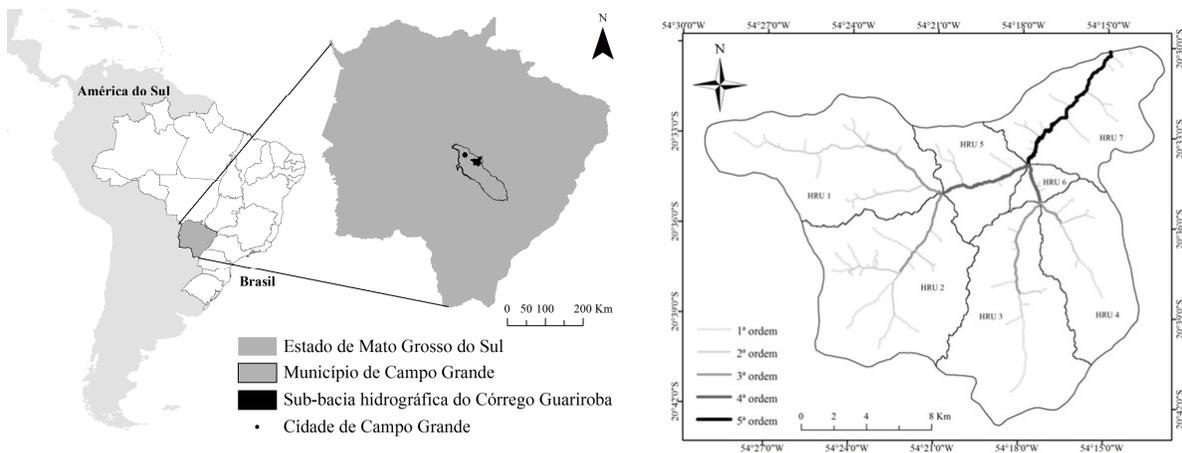


Figura 1 – Localização da sub-bacia hidrográfica do Córrego Guariroba e subdivisões em unidades de resposta hidrológica (HRU).

Estimativa da perda de solos (A)

A estimativa da perda de solo por erosão hídrica foi calculada utilizando a Equação Universal de Perdas de Solos Revisada (Equação 1), conhecida popularmente como RUSLE (acrônimo de Revised Universal Soil Loss Equation), criada originalmente por Wischmeier e Smith (1978) e aperfeiçoada por Renard et al. (1997), sendo um modelo de erosão elaborado para aferir a média de perda de solo considerando padrões de chuva, classes de solo, uso e ocupação do solo e topografia (Equação 1).

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (1)$$

Onde: R: fator erosividade da chuva e do escoamento superficial (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹); K: fator erodibilidade do solo (t ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹); LS: fator topográfico (adimensional); C: fator de uso e manejo do solo (adimensional); P: fator de práticas conservacionistas (adimensional).

Fator erosividade da chuva e do escoamento superficial (R)

A erosividade da chuva e do escoamento superficial foi calculada baseada na energia cinética E (MJ ha⁻¹) e na intensidade máxima de precipitação em 30 minutos (I30), expressa em mm h⁻¹. O fator R foi avaliado para eventos chuvosos que excedam 12,7 mm ou o mínimo de 6,35 mm em 15 minutos. Apesar de a metodologia original da RUSLE prever séries de dados de chuva com maiores períodos observados para estimar a média anual do fator R, o referido fator foi calculado para os eventos erosivos observados entre os anos de 2011 e 2013, conforme já realizado por Jebari et al. (2012) em sua aplicação da RUSLE em escala de bacia hidrográfica, que não possuía dados históricos como é o caso do presente trabalho. A Equação 2 que calcula a energia cinética unitária (e_r) é baseada na intensidade do evento erosivo (i_r).

$$e_r = 0,29[1 - 0,72\exp(-0,05 \times i_r)] \quad (2)$$

Na área de estudo, os dados foram coletados através de pluviógrafos de balsa, que por sua vez foram analisados e os eventos de precipitação foram separados para serem analisados e classificados entre erosivos e não erosivos. Deste modo, os eventos erosivos observados foram caracterizados quanto à altura de precipitação, duração, intensidade e intensidade máxima em 30 minutos (I30). Posteriormente, a energia cinética (E) foi calculada (Equação 3) para os eventos erosivos observados e a média anual do produto entre a energia cinética e a intensidade máxima em 30 minutos compõe o índice de erosividade (R) dado pela Equação 4.

$$E = \sum_{i=1}^j (e_r \times \Delta V_r) \quad (3)$$

$$R = \frac{\sum_{i=1}^j (EI_{30})_i}{N} \quad (4)$$

Onde: ΔV_r é a altura de chuva do incremento no qual i_r é constante (h) e EI30 é a energia cinética para o evento i, j é o número total de eventos erosivos e N é o período em anos de monitoramento.

Fator erodibilidade do solo (K)

O fator erodibilidade representa a suscetibilidade do solo a erosão em condições de parcela padrão. Na ausência de valores determinados experimentalmente, é possível estimar com dados de

amostras de solo coletados na área de estudo, uma vez que o fator está intimamente relacionado com características físicas do solo como textura e matéria orgânica. Pode ser calculado a partir da Equação 5 (Sharpley e Williams, 1990), aplicada com sucesso em trabalhos como de Xu et al. (2013) pois explicita, no cálculo da erodibilidade dos solos, as diferenças de suas características, que são fortemente relacionadas com o fator K.

$$K = \left[0,2 + 0,3 \exp(-0,0256 \text{ SAN} (1 - \frac{\text{SIL}}{100})) \right] \times \left[\frac{\text{SIL}}{\text{CLA} + \text{SIL}} \right]^{0,3} \times \left[1,0 - \frac{0,25 \text{ C}}{\text{C} + \exp(3,72 - 2,95 \text{ C})} \right] \times \left[1,0 - \frac{0,70 \text{ SN1}}{\text{SN1} + \exp(-5,41 + 22,9 \text{ SN1})} \right] \times 0,1317 \quad (5)$$

Onde: SAN é a porcentagem de areia; SIL é a porcentagem de silte; CLA é a porcentagem de argila; C é o teor de carbono orgânico; SN1 é 1,0 menos o teor de areia dividido por 100.

As amostras de solo dos horizontes superficiais foram coletadas em 9 pontos distribuídos na área de estudo, sendo 2 pontos na classe LVd (Latosolo Vermelho distrófico), 2 pontos na classe RQg (Neossolo Quartzarênico hidromórfico) e 5 pontos na classe RQo (Neossolo Quartzarênico órtico). As análises texturais foram realizadas através do método da pipeta após dispersão química (NaOH, 1 mol.L⁻¹) e física (agitador mecânico, 14000 rpm). Os teores de matéria orgânica foram determinados por queima a 440°C (A.B.N.T., 1996).

Fator topográfico (LS)

A partir da digitalização de carta topográfica 1:100.000 (D.S.G., 1979), foi gerado modelo digital de elevação (MDE) com resolução espacial de 30 metros, que foi utilizado como dado de entrada na obtenção do fator topográfico (LS) através do programa LS tool desenvolvido por Zhang et al. (2013). Sendo assim, o cálculo do fator LS foi baseado nas expressões teóricas desenvolvidas por Mccool et al. (1989) que são utilizadas na RUSLE (Renard et al., 1997):

$$LS = L \times S \quad (6)$$

$$L = (\lambda / 22,13)^m \quad (7)$$

$$m = \beta / (1 + \beta) \quad (8)$$

$$\beta = (\sin \theta) / [3 \times (\sin \theta)^{0,8} + 0,56] \quad (9)$$

$$S = 10,8 \times \sin \theta + 0,03 \quad \theta < 9\% \quad (10)$$

$$S = 16,8 \times \sin \theta - 0,5 \quad \theta \geq 9\% \quad (11)$$

Onde: λ é o comprimento do declive; m é a variável expoente do comprimento do declive; β é o fator que varia com a declividade; θ é o ângulo do declive.

Fator uso e manejo do solo (C)

O fator uso e manejo do solo foi calculado a partir da Equação 12 (Lin et al., 2002), que foi desenvolvida para fins científicos (Lim et al., 2005), objetivando a modelagem da perda de solos para a predição da produção de sedimentos em escala de bacia, como demonstrado por Chou (2009).

$$C = \left(\frac{1-NDVI}{2} \right)^{1+NDVI} \quad (12)$$

Onde: NDVI é o índice de vegetação por diferença normalizada.

Para a determinação do NDVI, utilizou-se imagem de satélite Landsat 5 (órbita/ponto 224/074) do dia 27/06/2011 (I.N.P.E., 2013). A imagem foi georreferenciada na projeção transversa de mercator (UTM, fuso 21, SAD 69).

Fator práticas conservacionistas (P)

A avaliação da existência de práticas conservacionistas consiste em levantamentos em campo que são caros e dispendiosos. Além disso, existem propriedades inseridas na área de estudos que não são acessíveis. Logo, foi adotado o valor de 1,00 para o fator P em toda a bacia hidrográfica. Assim, o modelo a ser aplicado irá avaliar somente a influencia do uso e manejo do solo na perda de solos e na produção de sedimentos, omitindo a influencia das práticas conservacionistas. Foram coletadas amostras compostas de sedimentos acumulados nas ruas da área de estudo, durante o mês de junho de 2009. As amostras foram o resultado da composição de várias sub-amostras de sedimento seco coletadas em uma área de aproximadamente 200 m² para cada ponto escolhido (diminuindo assim a influência de fontes pontuais de poluição e tornando as amostras mais representativas), conforme se apresenta na Figura 2 e seguindo uma metodologia similar às utilizadas por Poletto *et al.* (2009); Banerjee, (2003) e Charlesworth *et al.*(2003). Foram coletados para cada ponto aproximadamente 500 g de sedimento seco.

Estimativa da produção de sedimentos (SY)

O conceito da relação aporte de sedimentos é definida comumente como a relação entre a produção de sedimentos e a perda de solos (Equação 13).

$$SDR = \frac{SY}{A} \quad (13)$$

Onde SY é a produção de sedimentos (t ano-1) e A é a perda total de solo (t ha-1 ano-1) e;

$$SY_i = \sum A_i \times SDR_i \times (D^2 \times 10^{-4}) \quad (14)$$

Onde SY_i é a produção de sedimentos pela célula i (t ano⁻¹), SDR_i é a relação de aporte de sedimentos para a célula i (adimensional) e; D é a resolução espacial do MDE (m) a ser utilizado na modelagem do SDR_i e;

$$SDR_i = \frac{FL_{up}}{FL_{up} + FL_{down}} \quad (15)$$

Onde FL_{up} é o comprimento do fluxo a montante da célula i (m) e FL_{down} (m) é o comprimento de fluxo a jusante da célula i .

O somatório dos comprimentos FL_{up} e FL_{down} caracteriza o comprimento total da drenagem que passa pela célula i . Cada amostra coletada foi submetida a peneiramento (peneiras sem partes metálicas), utilizando malhas ou aberturas de 45, 63, 90, 150 e 209 μ m, conforme a metodologia empregada por Banerjee (2003) e Charlesworth *et al.* (2003) e que mostra a separação das frações granulométricas mais importantes para estudos de qualidade de sedimentos urbanos. Para este estudo foram escolhidas as concentrações da fração menor a 63 μ m.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Estimativa da perda de solos (A)

A perda de solo média calculada para a sub-bacia hidrográfica em estudo para o período modelado (07/2011-12/2013), foi de 67,12±84,43 t ha⁻¹ ano⁻¹. Observa-se maior erosão do solo nas áreas de maior declividade do terreno e com vegetação menos robusta ($A > 50$ t ha⁻¹ ano⁻¹), que totaliza 43% da área da bacia hidrográfica e evidencia a necessidade da adoção de práticas conservacionistas nestas áreas. Nas áreas com perda de solo entre 0 e 1 ton/ha.ano observa-se a presença de vegetação densa, como matas de galeria e cerrado. Assim, o fator C evidencia a heterogeneidade da cobertura do solo e o fator LS exerce maior influencia no mapa de perda de solos (Figura 2).

Fator erosividade da chuva e do escoamento superficial (R)

Os 109 eventos chuvosos considerados erosivos durante o período de monitoramento (07/2011-12/2013) somaram a altura aproximada de 3157 mm, sendo a precipitação total registrada pelos pluviógrafos de 3541 mm. Isto representou 35% em número e 89% em volume do total de eventos de precipitação ocorridos durante o período observado na área de drenagem estudada, sendo valores próximos aos encontrados por Bazzano *et al.* (2007), que estudou a erosividade das chuvas em condições similares.

O índice de erosividade da chuva e do escoamento superficial observado durante o período de monitoramento para a sub-bacia hidrográfica do Córrego Guariroba foi de 8932 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ (Figura 2), sendo equivalentes aos valores de referência para a região do estudo (Mello et al., 2013; Oliveira et al., 2013), apesar da curta série de dados utilizada para os cálculos.

Fator erodibilidade do solo (K)

Na modelagem da erosão deve-se considerar a erodibilidade dos horizontes superficiais. A partir da equação de Sharpley e Williams (1990) temos as respostas para a erodibilidade dos solos para cada ordem taxonômica: 0,028±0,001 t ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹ (LVd) e 0,039±0,002 t ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹ (RQg e RQo) (Figura 3).

Fator topográfico (LS)

O fator LS, que corresponde ao produto do fator comprimento de rampa (L) com o fator declividade (S), tem sua distribuição no espaço caracterizada na Figura 3. O fator topográfico na sub-bacia hidrográfica do Córrego Guariroba variou entre 0,01 e 8,63, sendo que a média encontrada para a área de estudo foi de 0,73±0,87, considerada baixa, pois está abaixo da unidade. Entretanto, o relevo que favorece a ocorrência de processos erosivos é evidenciado nas encostas, onde o fator LS apresenta valores maiores que a unidade pelo aumento da declividade e do comprimento de rampa.

Fator uso e manejo do solo (C) e práticas conservacionistas (P)

O fator C tem a sua distribuição espacial caracterizada na Figura 2, com valores entre 0,97 e 0,01, sendo a média de 0,26±0,08. Observa-se que os maiores valores para o referido fator encontram-se nas áreas de solo exposto e de pastagem, enquanto que os valores menores aparecem em áreas com vegetação mais densa (mata, cerrado, reflorestamento, entre outros). O fator P foi considerado como sendo 1,00 para toda a área de estudo, uma vez que o levantamento do referido fator é caro e dispendioso.

Estimativa da produção de sedimentos (SY)

Os resultados da modelagem para a área de estudo estão resumidos na Figura 3, que indicam a distribuição espacial da relação de aporte de sedimentos (SDR), obtido a partir do MDE, e a produção de sedimentos (SY) na área de drenagem. A média anual aproximada da produção de sedimentos no período monitorado (07/2011-12/2013) foi de 5,8×10⁵ ton ano⁻¹ para a área de drenagem que possui 362 km².

Observa-se que a maior parte da bacia hidrográfica (69%) contribui com menos de 1 ton.ano^{-1} de sedimentos para os corpos de água e as áreas de maior contribuição encontram-se na região central da área de drenagem e em algumas cabeceiras da rede de drenagem. Estas áreas possuem declividade acentuada e estão mais próximas aos corpos aquosos, conforme também encontraram Chou (2009) e Lin *et al.* (2002) em estudos semelhantes.

Além disso, foi possível evidenciar na sub-bacia hidrográfica do Córrego Guariroba qual HRU produz mais sedimentos (Figura 4) e assim possibilitar tomadas de decisão para eleger as áreas prioritárias na adoção de práticas conservacionistas (Silva *et al.*, 2012). Sendo assim, observa-se que a HRU 3 é a que possui maior contribuição no aporte total de sedimentos da bacia (24%) e a HRU 5 é que contribui em menor quantidade (4%).

Entretanto, para quantificação da produção de sedimentos através de modelos é necessário realizar anteriormente avaliação estatística utilizando dados observados e assim calibrar o modelo de erosão e produção de sedimentos para a área de estudo (Shi *et al.*, 2012; Vigiak *et al.*, 2012). Além disso, Ebisemiju (1990) sugere que para a avaliação de modelos que calculam produção de sedimentos devem haver dados observados de longos períodos de observação.

Logo, quando não existe a possibilidade de calibrar e ajustar o modelo preditivo de erosão e produção de sedimentos, ainda é possível utiliza-lo para avaliações qualitativas dessas variáveis. Bhattarai e Dutta (2006) obtiveram resultados modelados incompatíveis com as observações realizadas na bacia hidrográfica estudada, uma vez que alguns fatores que compõem a RUSLE foram estimados. No entanto, neste trabalho é possível identificar as fontes de sedimento na área de estudo, como evidenciaram as Figuras 4 e 5.

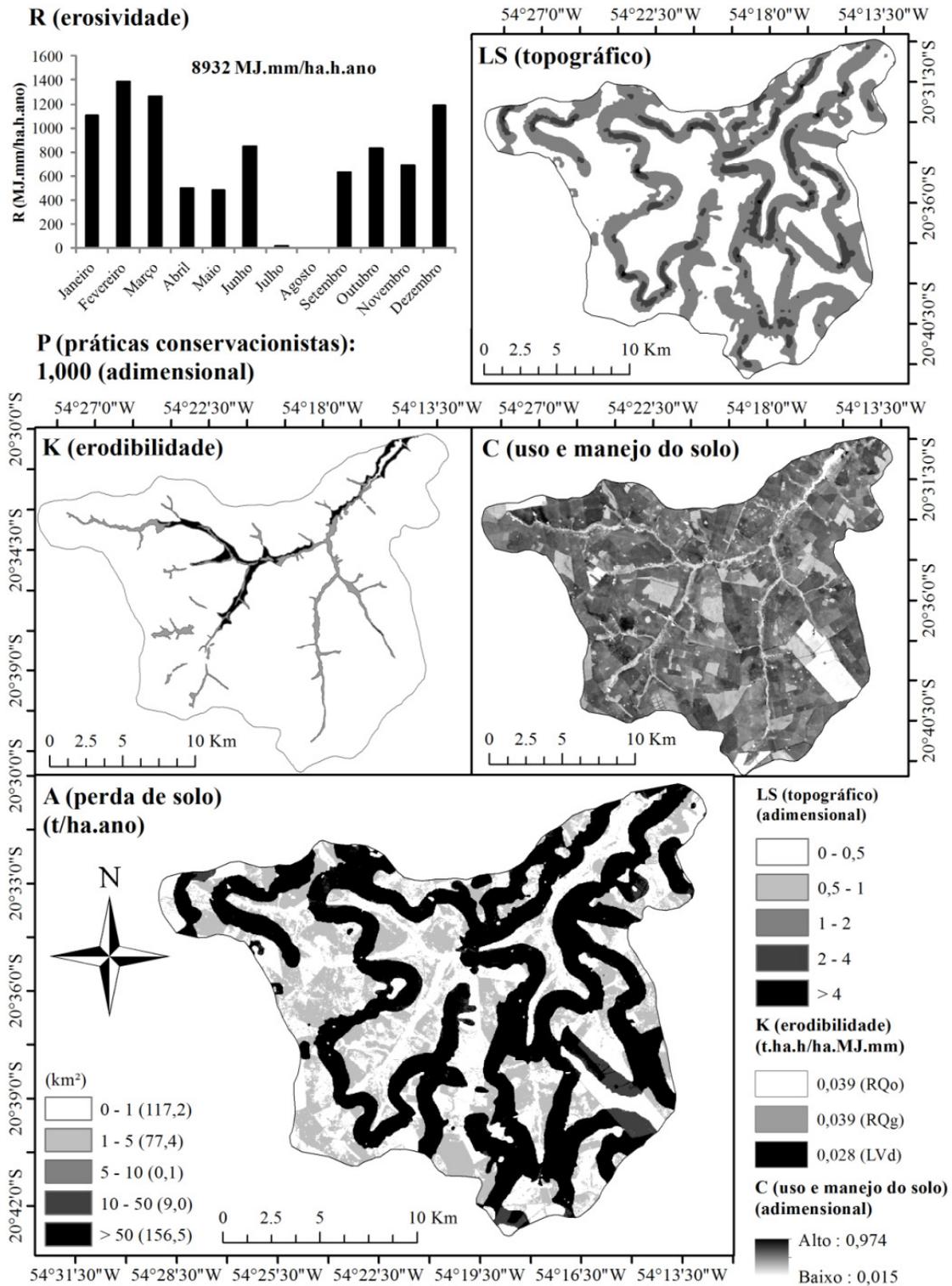


Figura 2. Fatores componentes do modelo RUSLE (R, K, LS, C, P) e o resultado da integração caracterizado no mapa A (perda de solos).

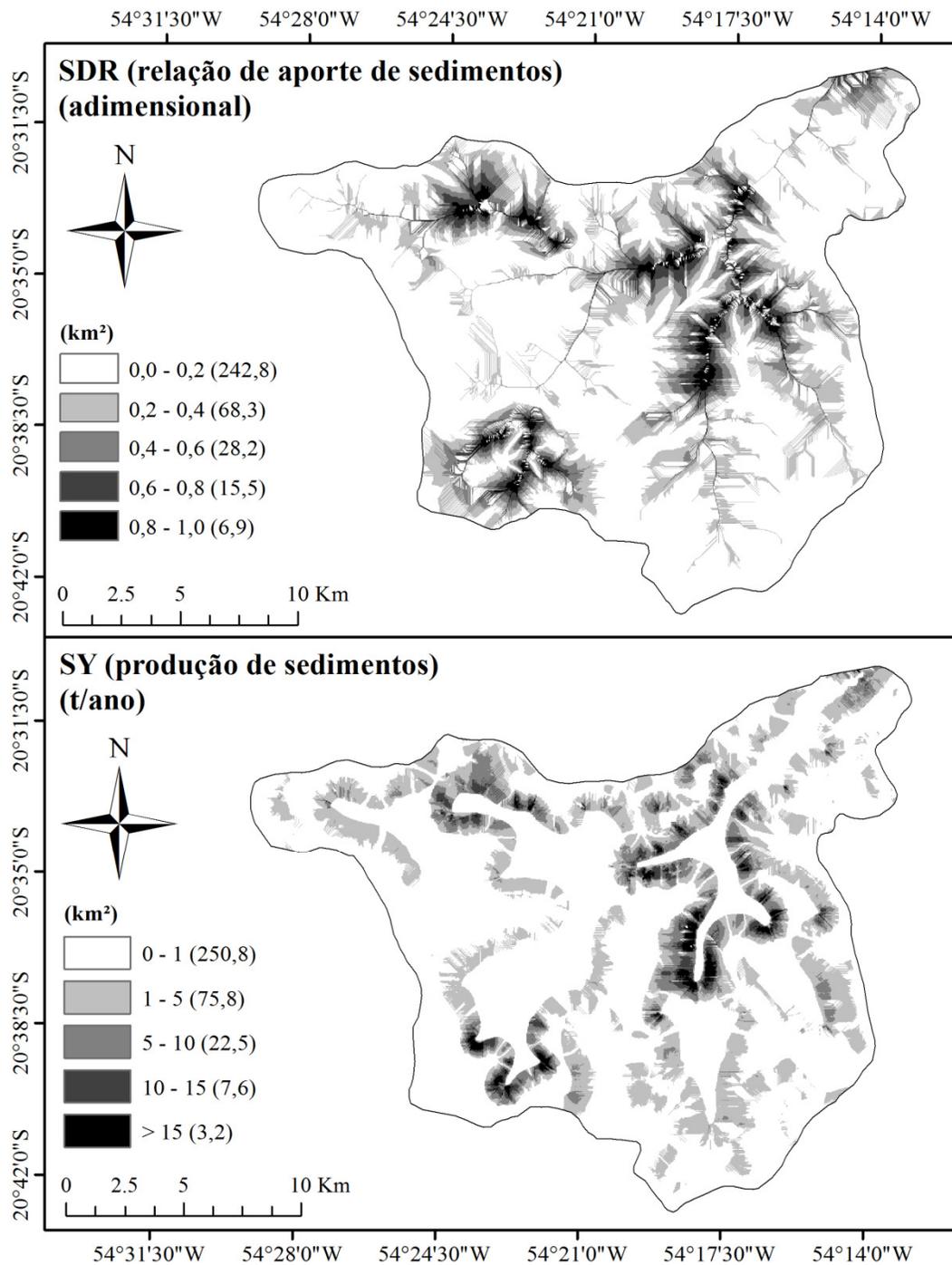


Figura 3. SDR (relação de aporte de sedimentos) expressa de forma distribuída e SY (produção de sedimentos) ao longo da área de estudo.

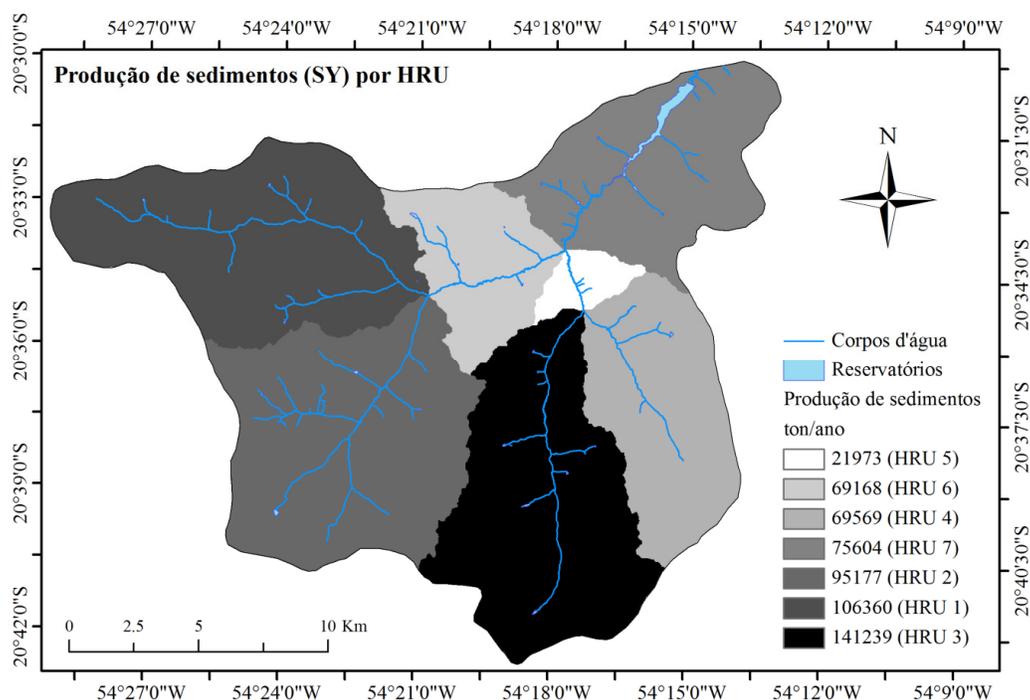


Figura 4. Produção de sedimentos nas HRUs da área de estudo.

CONCLUSÕES

A espacialização das perdas de solos e da produção de sedimentos na sub-bacia hidrográfica do Córrego Guariroba é de caráter qualitativo e serve como ferramenta de suporte a gestão inovadora dos recursos hídricos, auxiliando no planejamento ambiental, sendo importante fonte de dados em processos de tomada de decisão.

Por fim, em termos quantitativos, o sucesso na estimativa da produção de sedimentos e da perda de solos em bacia hidrográfica depende de ajustes dos modelos com dados de campo utilizando técnicas de análise estatística. Para isso, séries históricas de dados observados são necessárias, e em países como o Brasil, eles são escassos.

BIBLIOGRAFIA

BAZZANO, M. G. P.; ELTZ, L. F.; CASSOL, E. A. (2007) *Erosividade, coeficiente de chuva, padrões e período de retorno das chuvas de Quaraí, RS*. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 31, p. 1205-1217.

BHATTARAI, R.; DUTTA, D. (2006) *Estimation of Soil Erosion and Sediment Yield Using GIS at Catchment Scale*. Water Resources Management, v. 21, n. 10, p. 1635-1647. ISSN 0920-4741
1573-1650.

BRASIL (1997). LEI Nº 9.433, DE 8 DE JANEIRO DE 1997.

CHAVES, H. M. L. (2010). Relações de Aporte de Sedimento e Implicações de sua Utilização no Pagamento por Serviço Ambiental em Bacias Hidrográficas. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 34.

CHOU, W.C. (2009). Modelling Watershed Scale Soil Loss Prediction and Sediment Yield Estimation. Water Resources Management, v. 24, n. 10, p. 2075-2090, 2009. ISSN 0920-4741
1573-1650.

D.S.G. (1979). *Carta Lagoa Rica – Folha SE. 21 -X-B- IV*. Região Centro-Oeste do Brasil: Diretoria do Serviço Geográfico - Ministério do Exército 1979.

EBISEMIJU, F. S. (1990). *Sediment delivery ratio prediction equations for short catchment slopes in a humid tropical environment*. Journal of Hydrology, v. 114, p. 191-208, 1990.

I.N.P.E. (2013). *Imagem LANDSAT 5 Thematic Mapper (TM), canais 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, órbita 224, ponto 74, de 27 junho 2011*. São José dos Campos, SP 2013.

JEBARI, S.; BERNDTSSON, R.; OLSSON, J.; BAHRI, A. (2012). *Soil erosion estimation based on rainfall disaggregation*. Journal of Hydrology, v. 436-437, p. 102-110, ISSN 00221694.

LIM, K. J.; SAGONG, M.; ENGEL, B. A.; TANG, Z.; CHOI, J.; KIM, K.-S. (2005). *GIS-based sediment assessment tool*. Catena, v. 64, n. 1, p. 61-80, ISSN 03418162.

LIN, C. Y.; LIN, W. T.; CHOU, W. C. (2002). *Soil erosion prediction and sediment yield estimation: the Taiwan experience*. Soil and Tillage Research, v. 68, p. 143-152.

LU, H.; MORAN, C. J.; PROSSER, I. P. (2006) *Modelling sediment delivery ratio over the Murray Darling Basin*. Environmental Modeling & Software, v. 21, p. 1297-1308.

MCCOOL, D. K.; BROWN, L. C.; MUTCHLER, C. K.; MEYER, L.; D.S.G. (1989). *Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation*. Transactions of the ASABE, v. 32.

MELLO, C. R.; VIOLA, M. R.; BESKOW, S.; NORTON, L. D. (2013). *Multivariate models for annual rainfall erosivity in Brazil*. Geoderma, v. 202-203, p. 88-102, ISSN 00167061.

OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, M. A. (2013). *Rainfall erosivity in Brazil: A review*. Catena, v. 100, p. 139-147, 2013. ISSN 03418162.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. (1997). *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. USDA Agriculture Handbook, p. 251 pp.

RICKER, M. C.; ODHIAMBO, B. K.; CHURCH, J. M. (2008). *Spatial analysis of soil erosion and sediment fluxes: a paired watershed study of two Rappahannock River tributaries, Stafford County, Virginia*. Environ Manage, v. 41, n. 5, p. 766-78, ISSN 0364-152X (Print)

0364-152X (Linking). Disponível em: < <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18320265> >.

SHARPLEY, A. N.; WILLIAMS, J. R. (1990). *EPIC - Erosion/Productivity Impact Calculator: 1. Model Documentation*. U.S. Department of Agriculture Technical Bulletin, v. 1768, p. 235 pp.

SHI, Z. H.; AI, L.; FANG, N. F.; ZHU, H. D. (2012). *Modeling the impacts of integrated small watershed management on soil erosion and sediment delivery: A case study in the Three Gorges Area, China*. Journal of Hydrology, v. 438–439, p. 12.

SILVA, R. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SANTOS, C. A. G. (2012). *Integration of GIS and remote sensing for estimation of soil loss and prioritization of critical sub-catchments: a case study of Tapacurá catchment*. Natural Hazards, v. 62, p. 17.

VIGIAK, O.; BORSELLI, L.; NEWHAM, L. T. H.; MCINNES, J.; ROBERTS, A. M. (2012) *Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio*. Geomorphology, v. 138, p. 74-88.

WALLING, D. E. (1983). *The Sediment Delivery Problem*. Journal of Hydrology, v. 65.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning*. USDA Agriculture Handbook, v. 537, p. 58.

XU, L.; XU, X.; MENG, X. (2013) *Risk assessment of soil erosion in different rainfall scenarios by RUSLE model coupled with Information Diffusion Model: A case study of Bohai Rim, China*. Catena, v. 100, p. 74-82, ISSN 03418162.

ZHANG, H.; YANG, Q.; LI, R.; LIU, Q.; MOORE, D.; HE, P.; RITSEMA, C. J.; GEISSEN, V. (2013). *Extension of a GIS procedure for calculating the RUSLE equation LS factor*. Computers & Geosciences, v. 52, p. 177-188, ISSN 00983004.

ZHOU, W.; WU, B. (2008). *Assessment of soil erosion and sediment delivery ratio using remote sensing and GIS: a case study of upstream Chaobaihe River catchment, north China*. International Journal of Sediment Research, v. 23, 2008.