

## Nota Técnica

# Simulação temporal e espacial do aporte de sedimentos em bacia agrícola no município de Fernandópolis (SP)

*A temporal and spatial simulation of the sediment input in an agricultural basin in the municipality of Fernandópolis, São Paulo, Brazil*

Elaine Cristina Siqueira<sup>1</sup>, Luiz Sergio Vanzela<sup>2</sup>

## RESUMO

A caracterização do aporte de sedimentos em bacias hidrográficas representa uma importante ferramenta para subsidiar projetos de conservação do solo e de manejo de bacias hidrográficas. Assim, neste trabalho realizou-se uma análise temporal e espacial do aporte de sedimentos em bacia hidrográfica agrícola afluente do Ribeirão Santa Rita, situada em Fernandópolis, São Paulo, por meio de simulação com o uso de geoprocessamento. Para isto, realizou-se a simulação do aporte de sedimentos pelo método da equação universal de perda de solo modificada para bacias, no período de outubro de 2012 a setembro de 2013. Verificou-se um aporte total de sedimentos de 433,87 t no período avaliado, resultando em uma perda média de solo de 3,635 t·ha<sup>-1</sup>·ano<sup>-1</sup>. O período de maior aporte de sedimentos foi de dezembro de 2012 a março de 2013, quando foram produzidos 65,1% do total de sedimentos do período avaliado. No mês mais crítico, fevereiro de 2013, cerca de 15% da área total da bacia apresentou aportes de sedimentos variando de 2 a 15 t·ha<sup>-1</sup>·ano<sup>-1</sup>. A cultura da cana-de-açúcar foi a que mais contribuiu com os aportes de sedimentos, sendo responsável por 92% do total e com média de 6,343 t·ha<sup>-1</sup>·ano<sup>-1</sup>.

**Palavras-chave:** declividade; poluição difusa; recursos hídricos; uso e ocupação do solo.

## ABSTRACT

The characterization of sediment input in watersheds is an important tool for projects that support soil conservation and watershed management. A spatial and temporal analysis of the sediment input in an agricultural watershed tributary of Santa Rita River was performed by means of a geoprocessing simulation in the municipality of Fernandópolis, São Paulo, Brazil. In order to accomplish this, there was a simulation of sediment delivery using the Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE) method for basins, from October 2012 to September 2013. There was a total of 433.87 t of sediments contributed in the period evaluated, resulting in an average soil loss of 3.635 t·ha<sup>-1</sup>·yr<sup>-1</sup>. The period with the greatest amount of sediment input was from December 2012 to March 2013. 65.1% of all the sediments were produced at that time. In the most critical month of sediment input, February 2013, about 15% of the total basin area showed sediment contributions ranging from 2 to 15 t·ha<sup>-1</sup>·yr<sup>-1</sup>. Sugarcane contributed the most sediment, accounting for 92% of the total, and an average of 6.343 t·ha<sup>-1</sup>·yr<sup>-1</sup>.

**Keywords:** slope; diffuse pollution; water resources; land use and occupation.

## INTRODUÇÃO

As ocupações agrícolas das bacias hidrográficas nas últimas décadas têm provocado inúmeros problemas relacionados com a degradação das matas ciliares e a precária conservação do solo, com consequências sobre a redução da disponibilidade e qualidade hídrica (TUNDISI; TUNDISI, 2010). Entre os principais fatores que causam a degradação hídrica destaca-se a produção excessiva de sedimentos, que está associada aos processos de deslocamento,

transporte, deposição e compactação, obedecendo ao sentido natural do terreno (CARVALHO, 2008, p. 73), o que normalmente é potencializado em locais com modificação constante do uso e ocupação do solo (SCAPIN, 2005).

A cobertura vegetal do solo permite dissipar a energia cinética do impacto direto das gotas da chuva sobre a superfície, diminuindo a desagregação inicial das partículas de solo e, conseqüentemente, a concentração de sedimentos na enxurrada. Além disso, a cobertura do solo representa um obstáculo mecânico ao livre escoamento superficial da

<sup>1</sup>Especialização em Docência do Ensino Médio, Técnico e Superior, em Engenharia de Segurança do Trabalho, em Administração e Controle da Qualidade Ambiental e em Técnico em Açúcar e Alcool. Professora da Microlins, na Fundação Educacional de Fernandópolis e na Escola Técnica Estadual de Fernandópolis - Fernandópolis (SP), Brasil.

<sup>2</sup>Doutor em Agronomia pela Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Professor Titular do curso de Graduação em Agronomia na Universidade Camilo Castelo Branco e do curso de Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária na Fundação Educacional de Fernandópolis. Coordenador do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ciências Ambientais da Universidade Camilo Castelo Branco - Fernandópolis (SP), Brasil.

**Endereço para correspondência:** Luiz Sergio Vanzela - Avenida Rosalvo Aderaldo, 1729 - Santo Afonso - 15600-000 - Fernandópolis (SP), Brasil - E-mail: lsvanzela@yahoo.com.br

**Recebido em:** 25/08/16 - **Aceito em:** 01/12/16 - **Reg. ABES:** 154987

água, ocasionando diminuição da velocidade e da capacidade de desagregação e transporte de sedimentos (SILVA *et al.*, 2005). Efeitos como esse já foram constatados por Donadio, Galbiatti e Paula (2005), que, avaliando a influência da vegetação natural remanescente e de atividades agrícolas na qualidade da água em quatro nascentes, concluíram que os períodos de amostragem, assim como as características do solo e seus diferentes usos, influenciam na qualidade da água das sub-bacias.

Assim, o manejo racional das bacias hidrográficas deve permitir minimizar o transporte difuso de sedimentos, pois, além de serem constituídos de minerais e matéria orgânica, podem possuir nutrientes e defensivos, os quais degradam a qualidade hídrica e de seu entorno (MILLER *et al.*, 2013).

A caracterização do transporte de sedimentos em bacias hidrográficas é de extrema importância para os planos de manejo de bacias hidrográficas (OYARZÚN *et al.*, 2011), permitindo avaliar os impactos das ações humanas e a proposta de soluções (MANGO *et al.*, 2011). Entre as formas de se avaliar o potencial de sedimentos originados dos processos erosivos pode-se destacar o aporte de sedimentos, que se refere ao potencial total de perda de solo de uma bacia hidrográfica (SILVA; SCHULZ; CAMARGO, 2003).

O aporte de sedimentos pode ser determinado por vários métodos, dos quais se destaca o da equação universal de perda de solo modificada

para bacias hidrográficas (*Modified Universal Soil Loss Equation – MUSLE*), pelo qual é estimado a partir de variáveis relacionadas ao tipo, à declividade e ao uso e ocupação do solo, além do escoamento superficial e vazão de cheia (CHAVES; PIAU, 2008). Assim, considerando que dentro de uma bacia hidrográfica essas variáveis se integram e possuem grande variabilidade espacial, com o uso de geoprocessamento é possível mapear os locais de origem dos aportes de sedimentos acima dos toleráveis, permitindo a implantação de propostas de mitigação dos processos erosivos.

Desse modo, este trabalho teve como objetivo avaliar a variabilidade temporal e espacial do aporte de sedimentos em bacia agrícola situada no município de Fernandópolis, Noroeste Paulista, por meio de simulação com o uso de geoprocessamento.

## METODOLOGIA

Este trabalho foi conduzido em uma bacia agrícola localizada no município de Fernandópolis, São Paulo, com área total de 1,309 km<sup>2</sup> e afluente do Ribeirão Santa Rita, localizada entre as coordenadas 20°17'30" e 20°18'15" sul e 50°15'58" e 50°16'51" de longitude oeste (Figura 1).



**Figura 1** - Mapa de localização da bacia hidrográfica em estudo.

A metodologia empregada para a simulação do aporte de sedimentos com o uso de geoprocessamento foi a MUSLE, utilizando a Equação 1.

$$Y = 89,6 \cdot (Q \cdot q_p)^{0,56} \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \tag{1}$$

Em que,

- Y é o aporte de sedimentos em determinado intervalo de tempo (t);
- Q é o volume de escoamento superficial em determinado intervalo de tempo (m<sup>3</sup>);
- q<sub>p</sub> é a vazão de máxima (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>);
- K é o fator de erodibilidade do solo (MJ mm ha<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>);
- LS é o fator de comprimento e grau do declive (adimensional);
- C é o fator de uso e manejo do solo (adimensional); e
- P é o fator de práticas conservacionistas (adimensional).

O material base para a obtenção de todos os coeficientes e variáveis de entrada do modelo foram os dados climáticos do município de

Fernandópolis (CIIAGRO, 2014), o software PLÚVIO 2.1 (SILVA *et al.*, 1999), o mapa de solos (OLIVEIRA *et al.*, 1999), o mapa de declividades, o mapa da bacia hidrográfica e o mapa de uso e ocupação do solo (Figura 2).

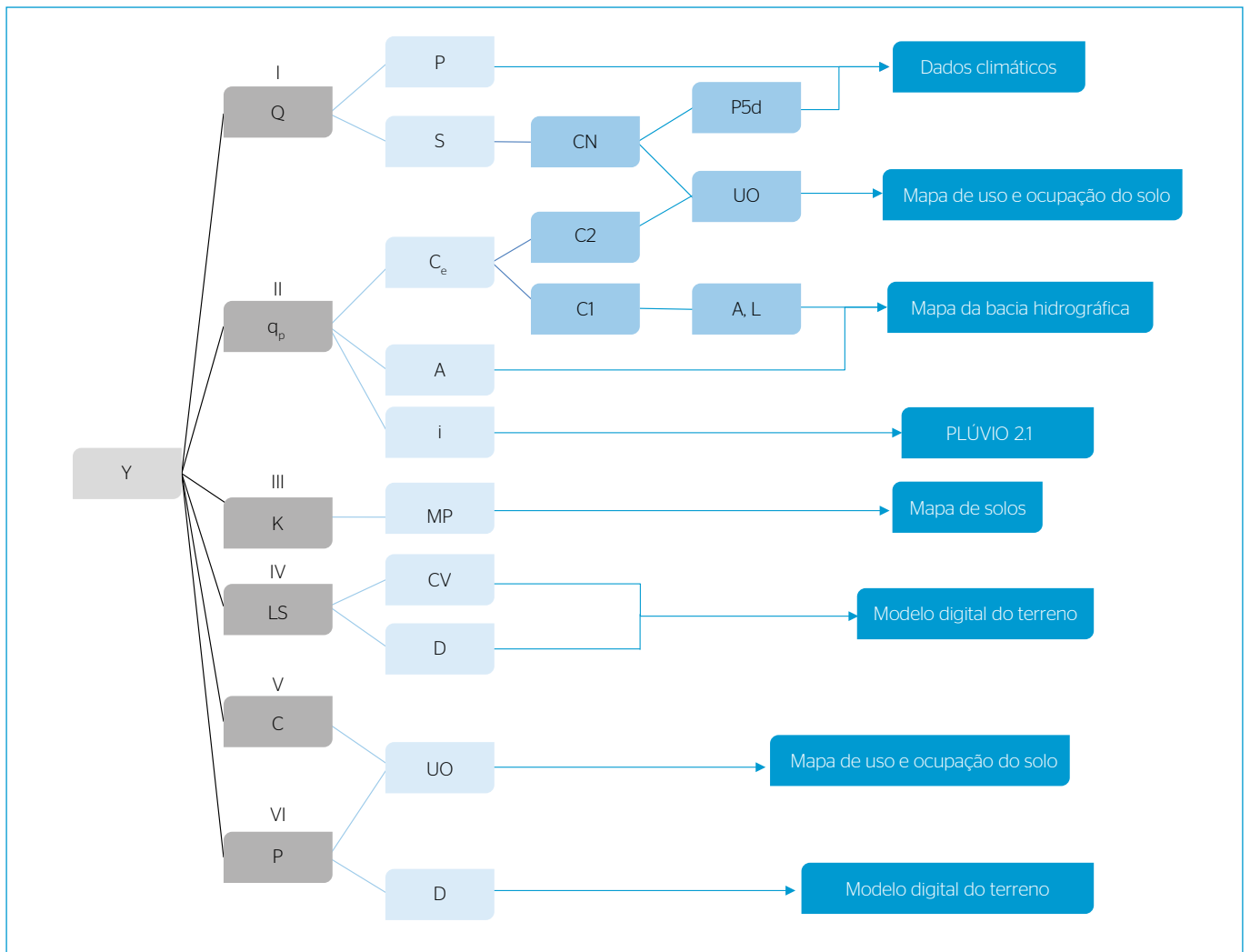
Os cálculos dos aportes de sedimentos foram realizados individualmente para as unidades hidrológicas (uh) com área equivalente aos pixels de resolução geométrica de 2,5 m, ou seja, com área de 6,25 m<sup>2</sup>. Essas uh são constituídas da combinação de tipo, declividade, uso e ocupação do solo.

O cálculo do volume de escoamento superficial (etapa I do fluxo-grama da Figura 2) foi realizado pela Equação 2.

$$Q = Q' \cdot AP \cdot 10^{-3} \tag{2}$$

Em que:

- Q é o volume de escoamento superficial do pixel (m<sup>3</sup>);
- Q' é o escoamento superficial (mm); e
- AP é a área do pixel (m<sup>2</sup>).



**Figura 2** - Fluxograma da metodologia empregada para a obtenção dos dados de entrada na determinação dos aportes de sedimentos (Y), em 6 etapas (I, II, III, IV, V e VI).

O escoamento superficial foi determinado de acordo com o método do *Soil Conservation Service* (PRUSKI; BRANDÃO; SILVA, 2003), a partir da Equação 3.

$$Q' = \frac{(P - 0,2 \cdot S)^2}{(P + 0,8 \cdot S)} \quad (3)$$

Em que:

$Q'$  é o escoamento superficial (mm);

$P$  é a precipitação acumulada em determinado intervalo de tempo (mm); e

$S$  é a capacidade máxima de armazenamento do solo (mm).

A Equação 3 é válida para a situação de  $P > 0,2S$ . Para as situações em que  $P \leq 0,2S$ , o valor de  $Q$  foi igual a 0. Os valores de  $P$  foram obtidos a partir dos dados disponíveis no banco de dados do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas da estação automática de Fernandópolis, localizada a 500 m da bacia estudada. Já o valor de  $S$  foi determinado pela Equação 4.

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (4)$$

Em que:

$S$  é a capacidade máxima de armazenamento do solo (mm); e

$CN$  é o número da curva corrigido com a umidade antecedente do solo.

O número da curva foi corrigido com a umidade antecedente do solo, a partir das equações:

1.  $CN = 0,0077 CN_{II}^2 + 0,1694 CN_{II} + 2,1658$  ( $r^2 = 0,9978$ ), para precipitação acumulada dos últimos 5 dias (P5d) inferior a 35,0 mm;
2.  $CN = CN_{II}$ , para precipitação acumulada dos últimos 5 dias (P5d) entre 35,0 e 52,5 mm;
3.  $CN = -0,0067 CN_{II}^2 + 1,596 CN_{II} + 6,9307$  ( $r^2 = 0,9000$ ), para precipitação acumulada dos últimos 5 dias (P5d) superior a 52,5 mm.

Os valores de  $CN_{II}$  adotados para os diferentes usos e ocupações do solo das uh estão apresentados na Tabela 1.

O cálculo da vazão máxima proporcionada pelas uh (etapa II do fluxograma da Figura 2) foi determinado pela Equação 5.

$$q_p = \frac{q_p' \cdot AP}{A} \quad (5)$$

Em que:

$q_p$  é a vazão máxima da uh ( $m^3 s^{-1}$ );

$q_p'$  é a vazão máxima da bacia hidrográfica ( $m^3 s^{-1}$ );

$AP$  é a área do pixel ( $m^2$ ); e

$A$  é a área de drenagem da bacia hidrográfica ( $m^2$ ).

O cálculo da vazão máxima da bacia hidrográfica ( $q_p'$ ) foi determinado pelo método racional (DAEE, 2005), a partir da Equação 6.

$$q_p' = 0,1667 \cdot C \cdot i \cdot A \quad (6)$$

Em que:

$q_p'$  é a vazão máxima ( $m^3 s^{-1}$ );

$C$  é o coeficiente de escoamento superficial;

$i$  é a intensidade máxima de chuva ( $mm h^{-1}$ ); e

$A$  é a área de drenagem da bacia (ha).

O coeficiente de escoamento superficial ( $C_e$ ) da bacia foi determinado pela Equação 7.

$$C_e = \left( \frac{2}{1+F} \right) \cdot \left( \frac{C2}{C1} \right) \quad (7)$$

Em que:

$C_e$  é o coeficiente de escoamento superficial da bacia;

$F$  é o fator de forma da bacia;

$C1$  é o coeficiente de forma da bacia; e

$C2$  é o coeficiente volumétrico de escoamento;

O fator de forma ( $F$ ) foi determinado pela Equação 8.

$$F = \frac{L}{2 \cdot \left( \frac{A}{\pi} \right)^{0,5}} \quad (8)$$

Em que:

$F$  é o fator de forma da bacia;

$A$  é a área de drenagem da bacia hidrográfica ( $km^2$ ); e

$L$  é o comprimento do talvegue principal (km).

O coeficiente de forma ( $C1$ ) foi determinado pela Equação 9.

$$C1 = \frac{4}{2+F} \quad (9)$$

O coeficiente volumétrico de escoamento ( $C2$ ) foi determinado pela Equação 10.

$$C2 = \frac{\sum C_i \cdot A_i}{A} \quad (10)$$

**Tabela 1** - Valores de número da curva ( $CN_{II}$ ) adotados para os diferentes usos e ocupações nas unidades hidrológicas.

Descrição	$CN_{II}$
Pastagem	79
Área construída	92
Várzeas	79
Matas	52
Culturas perenes	76
Cana-de-açúcar	76
Estradas pavimentadas	98

Em que:

C2 é o coeficiente volumétrico de escoamento;

C<sub>i</sub> é o coeficiente volumétrico de escoamento do uso e ocupação “i”;

Ai é a área total do uso e ocupação “i” (km<sup>2</sup>); e

A é a área de drenagem da bacia hidrográfica (km<sup>2</sup>).

O coeficiente volumétrico de escoamento (C<sub>i</sub>) foi atribuído para cada uso e ocupação do solo conforme a Tabela 2.

A intensidade máxima de chuva (i) foi determinada utilizando-se o método da equação de intensidade, duração e frequência de chuvas, com o auxílio do software PLÚVIO 2.1 (SILVA *et al.*, 1999). A equação para a localização da bacia hidrográfica estudada foi a Equação 11.

$$i = \frac{1732,921 \cdot T^{0,118}}{(24,990 + tc)^{0,814}} \quad (11)$$

Em que:

i é a intensidade máxima de chuva (mm h<sup>-1</sup>);

**Tabela 2** - Valores adotados de coeficiente volumétrico de escoamento (C<sub>i</sub>) para cada uso e ocupação do solo na bacia.

Descrição	C <sub>i</sub>
Pastagem	0,25
Área construída	0,70
Várzeas	0,25
Matas	0,20
Culturas perenes	0,30
Cana-de-açúcar	0,35
Estradas pavimentadas	0,70

T é o período de retorno (anos), considerado 10 anos; e

tc é o tempo de concentração (min).

O valor do fator de erodibilidade do solo (K) (etapa III do fluxograma da Figura 2), adotado para toda a bacia hidrográfica, considerando que se trata de argissolos, conforme o mapa pedológico do estado de São Paulo (OLIVEIRA *et al.*, 1999), foi de 0,04 MJ mm ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.

O fator de grau e comprimento do declive (LS) (etapa IV do fluxograma da Figura 2) foi obtido para as unidades hidrológicas, segundo Bertoni e Lombardi Neto (1999), utilizando a Equação 12.

$$LS = 0,00984 \cdot CV^{0,63} \cdot D^{1,18} \quad (12)$$

Em que:

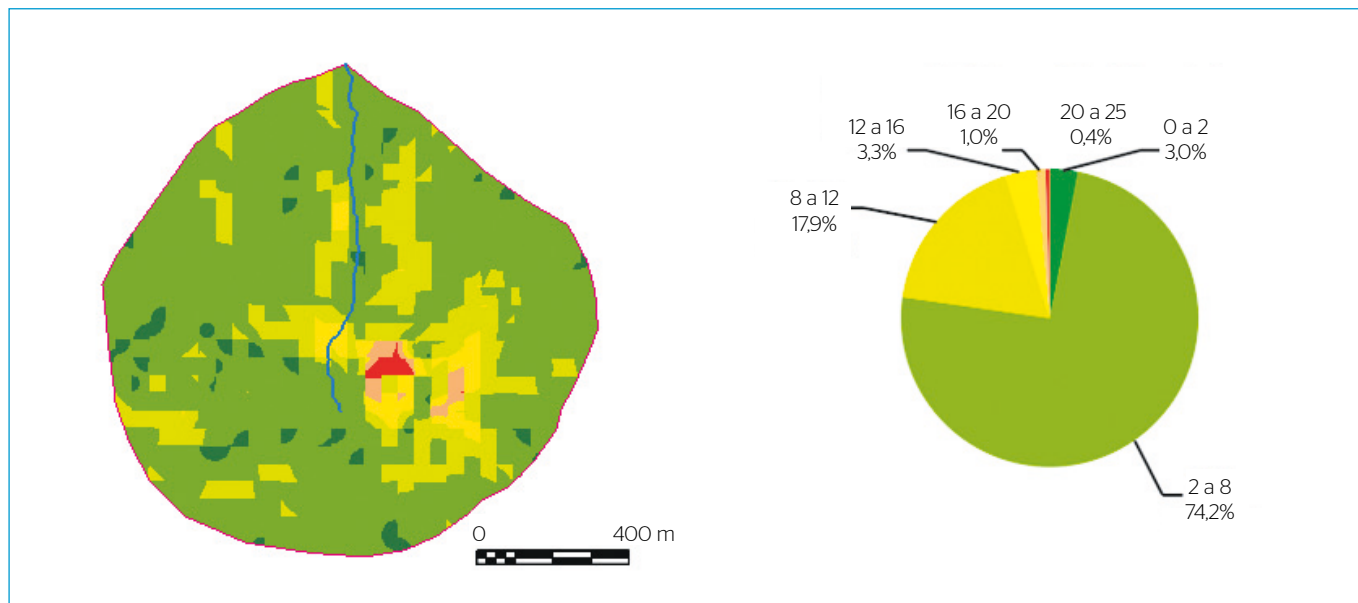
LS é o fator de comprimento e grau do declive (m);

CV é o comprimento da vertente (m); e

D é a declividade (%).

O comprimento da vertente (CV) foi considerado como o do escoamento, obtido a partir do modelo digital do terreno (MDT) do satélite ASTER (NASA, 2010) utilizando a ferramenta *flowlength* do software ArcGIS 10.1. A declividade foi determinada a partir do mapa de declividades gerado do mesmo MDT, utilizando a ferramenta *slope* do software ArcGIS 10.1 (Figura 3).

O fator de uso e manejo do solo (C) (etapa V do fluxograma da Figura 2) foi atribuído para as uh, de acordo com o uso e ocupação do solo (Figura 4), seguindo as recomendações de Silva, Schulz e Camargo (2003), conforme a Tabela 3.



**Figura 3** - Mapa de declividades da bacia.



O mapa de uso e ocupação do solo foi elaborado por digitalização manual e interpretação visual das classes, utilizando a imagem do Google Earth (GOOGLE INC., 2013), com data de passagem de 12 de setembro de 2011 e resolução geométrica de 1 m.

O fator de práticas conservacionistas (P) (etapa VI do fluxograma da Figura 2) foi atribuído para as uh, de acordo com o tipo de prática de conservação do solo adotada e a declividade do terreno, seguindo as recomendações de Silva, Schulz e Camargo (2003), conforme a Tabela 4.

Depois de calculados os aportes de sedimentos para as uh, determinaram-se os totais para toda bacia em todos os períodos avaliados, pela soma dos aportes de todas as uh da bacia. Ao todo foram simulados os aportes de sedimentos do período de 27 de outubro de 2012 a 30 de setembro de 2013 em intervalos aproximados de 30 dias. Em seguida, quando necessário, os dados foram convertidos de toneladas por ano (t.ano<sup>-1</sup>) para toneladas por hectare por ano (t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>). A classificação do risco de erosão seguiu as utilizadas por Lagrotti (2000), sendo: <1 (muito baixo), 1 a 2 (baixo), 2 a 5 (moderado), 5 a 10 (alto) e >10 (muito alto).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

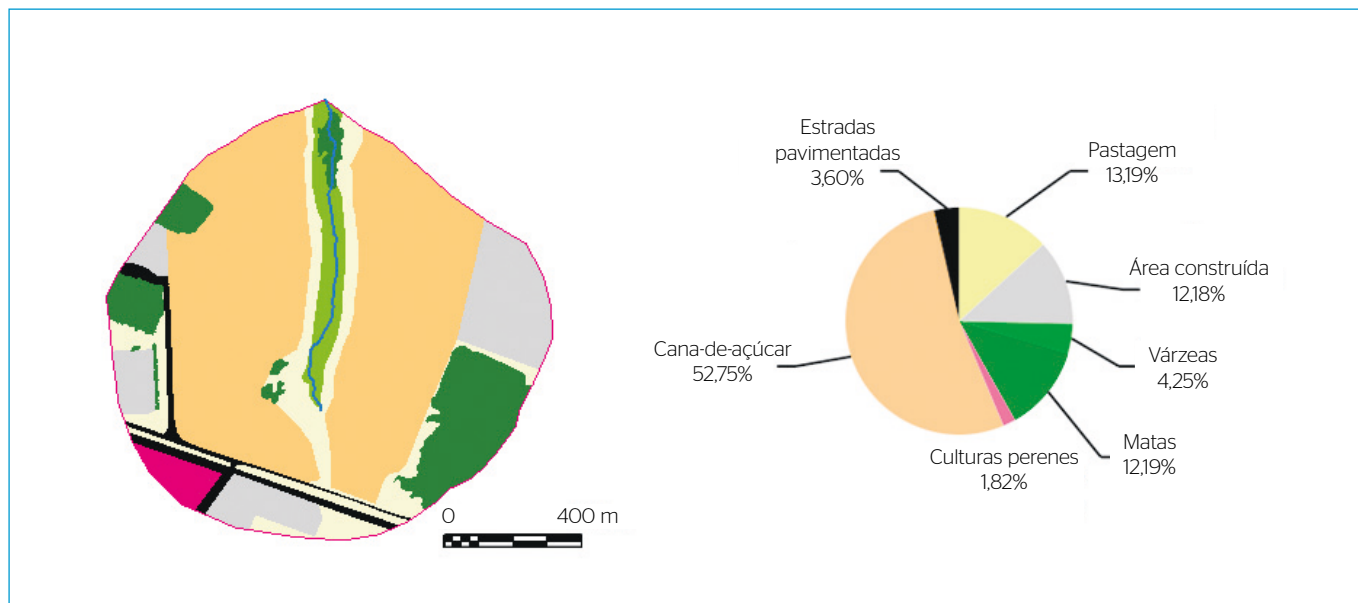
O aporte de sedimentos total da bacia hidrográfica no ano estudado foi de 433,87 t, o que correspondeu a 3,635 t ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, sendo considerado um valor dentro de moderado risco de erosão (entre 2 e 5 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>). Esses resultados são semelhantes aos obtidos por Cambazoglu e Gogus (2004), que, ao utilizarem a MUSLE modificada para prever a produção de sedimentos em diferentes bacias na região do Mar Negro na Turquia, obtiveram valores variando de 1,35 a 3,67 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.

**Tabela 3 - Valores do fator C atribuídos para os usos e ocupações.**

Descrição	Fator C
Pastagem	0,070
Áreas construídas	0,000
Várzeas	0,010
Matas	0,001
Culturas perenes	0,200
Cana-de-açúcar	0,300
Estradas pavimentadas	0,000

**Tabela 4 - Valores de P atribuídos em função das práticas conservacionistas e declividade do terreno.**

Descrição	Declividade média (%)	Fator P
Pastagem (terraceamento)	1	0,12
	5	0,12
	10	0,12
Áreas construídas (morro abaixo)	1	0,45
	5	0,45
	10	0,45
Várzeas (cordões de vegetação permanente)	1	0,30
	5	0,25
	10	0,30
Matas (cordões de vegetação permanente)	14	0,35
	5	0,10
	10	0,12
Culturas perenes (terraceamento)	5	0,10
	10	0,12
Cana-de-açúcar (terraceamento)	1	0,12
	5	0,10
	10	0,12
	14	0,14
Estradas pavimentadas (morro abaixo)	1	0,45
	5	0,45
	10	0,45



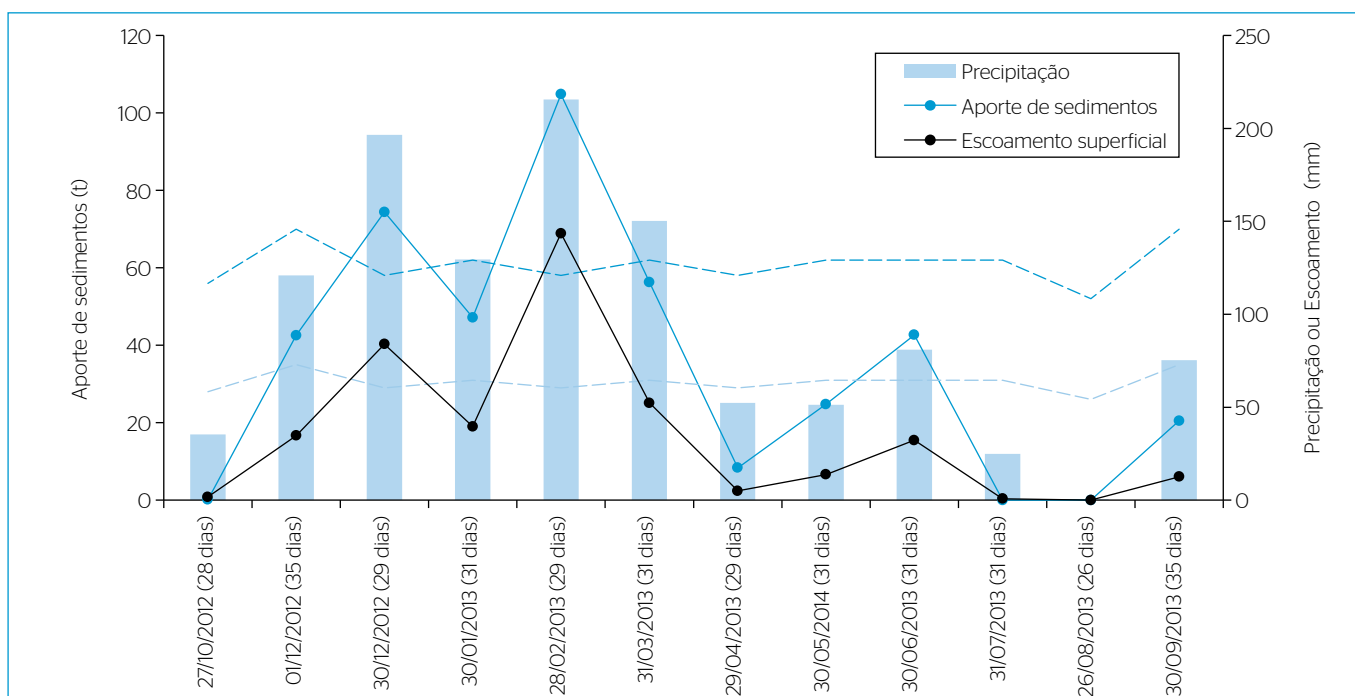
**Figura 4 - Mapa de uso e ocupação do solo.**

Entretanto, quando se analisam os totais mensais, pode-se observar que alguns valores ultrapassaram os limites de moderado risco de erosão (acima de 5 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>), atingindo alto índice de erosão, conforme observado na Figura 5.

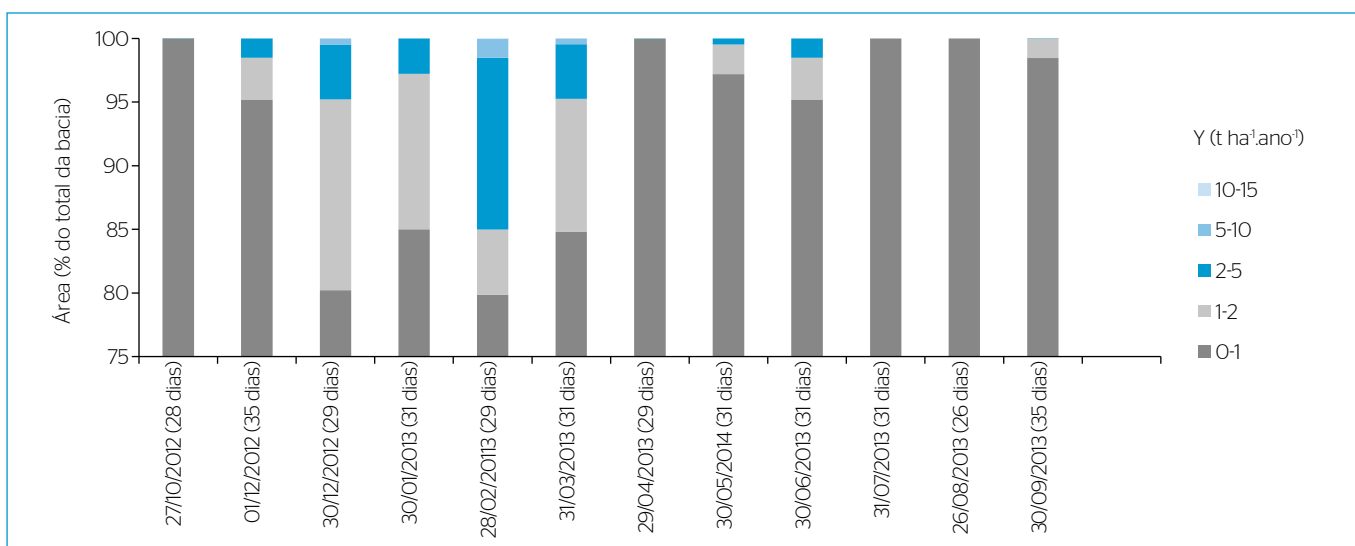
Resultados como os obtidos por diversos autores em diferentes bacias hidrográficas brasileiras, em condições diversas, mostraram valores médios variando de 2,0 a 50 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> (AVANZI *et al.*, 2013; SILVA *et al.*, 2008; SILVA *et al.*, 2011; VALLE JUNIOR *et al.*, 2010; TEN CATEN; MINELLA; MADRUGA, 2012). Entretanto, na maioria dos casos, o método empregado na simulação foi a MUSLE.

O período mais crítico no aporte de sedimentos para o ano avaliado foi entre dezembro e março, com valores oscilando entre 47,15 e 104,81 t (4,664 a 11,083 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>). O aporte total nesse período correspondeu a 65,1% do total do ano avaliado para a bacia, fato que pode ser explicado pela maior concentração do escoamento superficial, que nesse mesmo período correspondeu a 76,0% de um total de 420,1 mm no mesmo ano.

Com relação à distribuição espaço-temporal do aporte de sedimentos, observou-se que no período mais crítico de aporte de sedimentos (28 de fevereiro de 2013), 15% da área total da bacia apresentaram aportes de sedimentos variando de 2 a 15 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> (Figura 6), sendo



**Figura 5** - Variação da precipitação (P), do aporte de sedimentos (Y), do escoamento superficial (Q), e dos limites de baixo (linha pontilhada verde) e moderado (linha pontilhada vermelha) risco de erosão nos intervalos considerados.



**Figura 6** - Distribuição espaço-temporal do aporte de sedimentos da bacia hidrográfica nas classes de risco de erosão da bacia agrícola do afluente do Ribeirão Santa Rita em Fernandópolis, São Paulo.

que 1,52% da bacia exibiu aportes variando de alto a muito alto risco de erosão (acima de  $5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ ).

O período de menor aporte de sedimentos foi de 1º de julho de 2013 a 26 de agosto de 2013, quando os aportes se mantiveram abaixo de  $1 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ , ou seja, com muito baixo risco de erosão. Na Figura 7 estão apresentadas as variabilidades espaciais dos aportes de sedimentos dentro das classes de risco de erosão nos períodos avaliados.

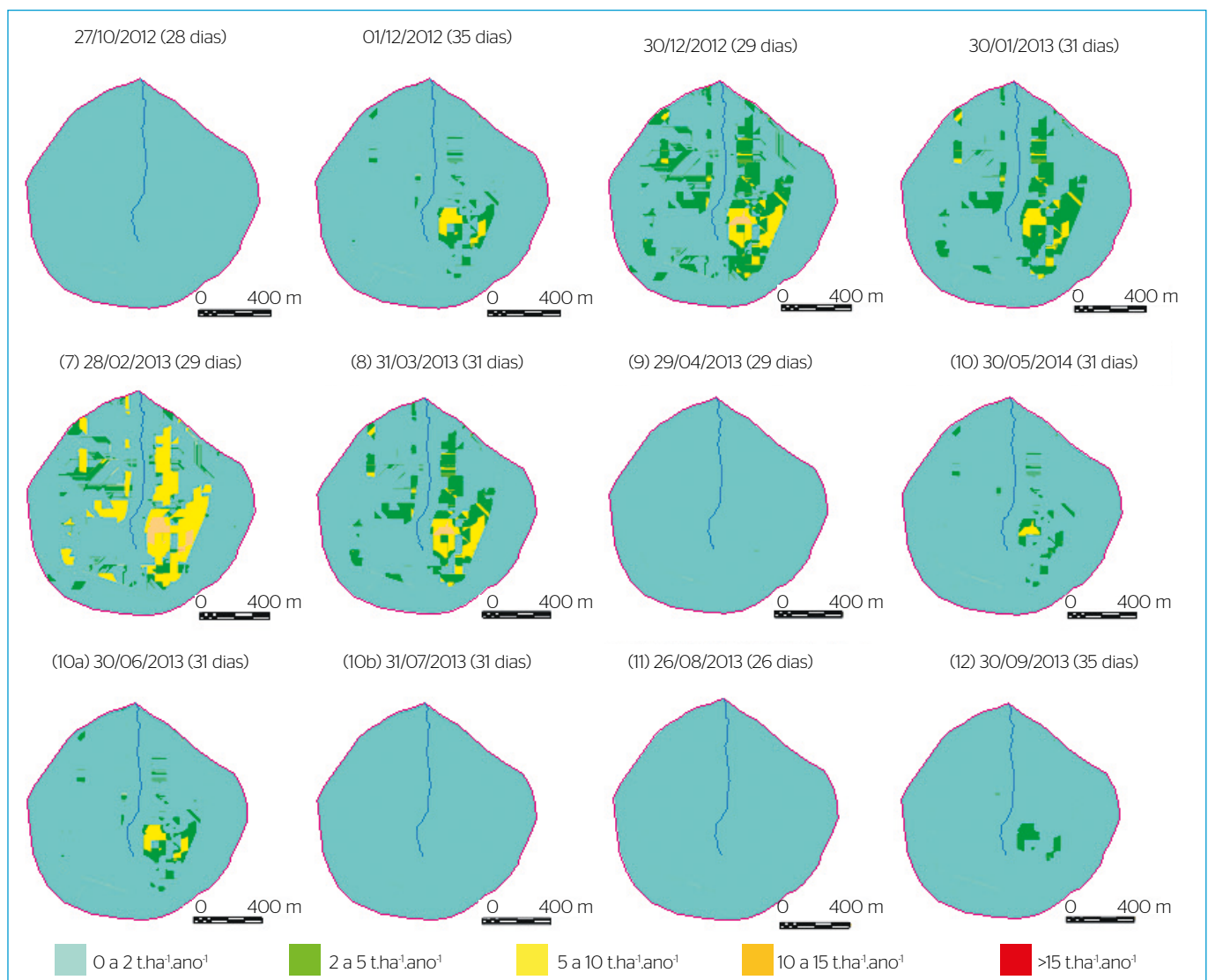
Observa-se que a área mais crítica, com maior concentração de altos aportes de sedimentos, localiza-se na região sudeste da bacia, onde o solo é explorado com cana-de-açúcar em declividades entre 20 e 50%. Observa-se que, do aporte total de sedimentos no período, 19,83% da área total (23,63 ha) contribuíram com aportes classificados como de alto a muito alto risco de erosão (acima de  $5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ ) (Figura 8).

Avanzi *et al.* (2013), que avaliaram as perdas de solo de uma bacia florestada pela MUSLE na região de planície da costa brasileira,

obtiveram risco variando de alto a extremo em 8,7% da área total da bacia. Comparando com os resultados obtidos neste trabalho, observa-se que a bacia afluente do Ribeirão Santa Rita apresentou maiores aportes de sedimentos, o que já era esperado, já que somente 12,19% da área são ocupadas por matas nativas.

A ocupação que proporcionou maior aporte de sedimentos foi o cultivo de cana-de-açúcar, que contribuiu com 92,12% do aporte total de sedimentos na bacia. Dos 62,8 ha de cana-de-açúcar que ocupam a bacia, 36,7% resultaram em aportes de sedimentos superiores a  $5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$  (Figura 9), produzindo uma média de  $6,343 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ .

Weill e Sparovek (2008), que estudaram o tempo de vida dos solos da microbacia do Ceveiro, em Piracicaba, São Paulo, observaram que nas áreas de cultura da cana-de-açúcar as taxas de perdas superam as de renovação do solo, com perda do horizonte superficial, em geral o mais fértil e rico em matéria orgânica. Essas áreas, em função do alto fluxo de maquinários e de pessoas, normalmente apresentam



**Figura 7** - Distribuição espacial do aporte de sedimentos da bacia hidrográfica nas classes de risco de erosão.

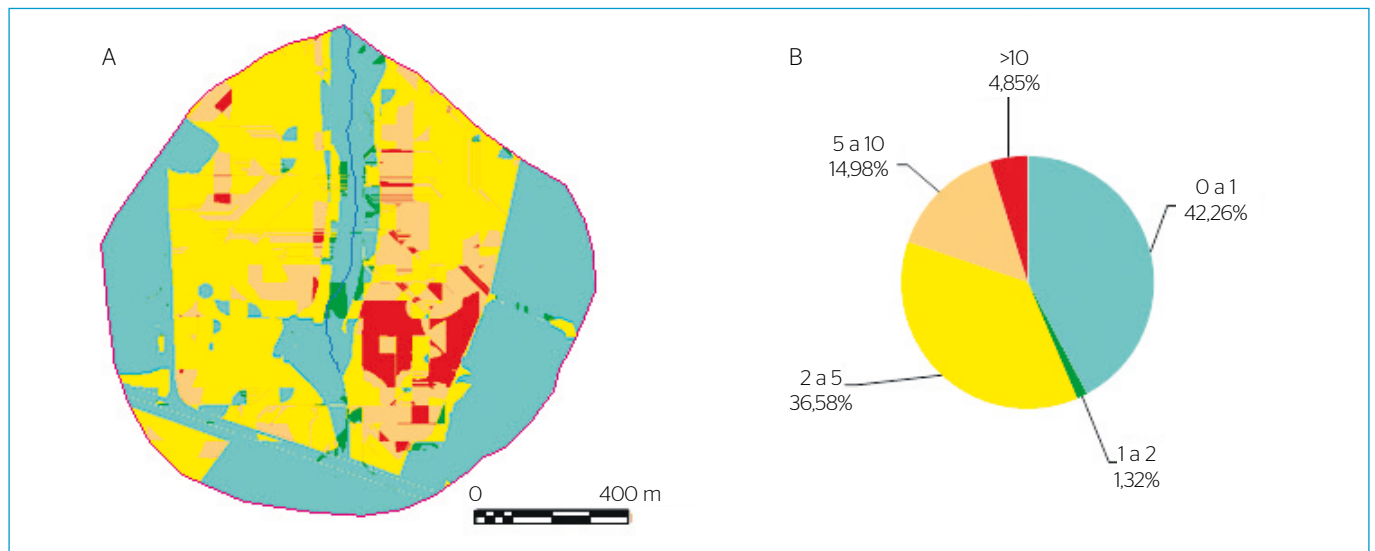


compactação excessiva do solo e degradação das propriedades físicas, favorecendo o potencial da ação hídrica como agente erosivo (FERNANDES *et al.*, 2013).

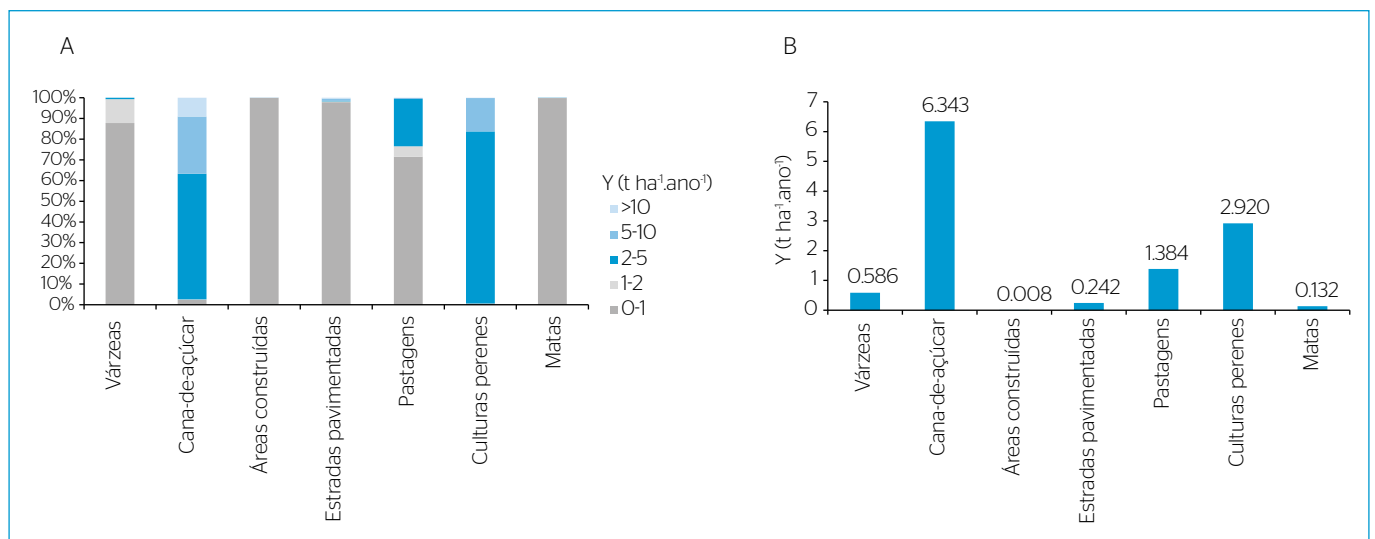
A segunda ocupação agrícola de maior aporte total de sedimentos no período foram as pastagens, que, ocupando uma área 13,2% da bacia, foram responsáveis por 5,02% do aporte total de sedimentos da bacia no período avaliado. O aporte médio de sedimentos foi de 1,384 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. Entretanto, mesmo as culturas perenes proporcionando 1,46% do total de aporte de sedimentos em 1,82% da área da bacia, apresentaram uma perda de solo 2,920 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, demonstrando seu significativo potencial de produção de sedimentos. Esses resultados são semelhantes aos obtidos por Silva *et al.* (2008), para sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Marcela no sul de Minas

Gerais, que obtiveram perdas máximas de solo de 0,945 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> para pastagem e 3,943 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> para eucalipto. Erdogan, Erpul e Bayramin (2007) também utilizaram a MUSLE para avaliar o risco de erosão na bacia hidrográfica de Kazan, na Turquia, os quais obtiveram até 1 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> em 96,3% das áreas de frutíferas e em 80% das áreas de pastagem.

De acordo com esses resultados, os aportes de sedimentos originados das áreas agricultadas na bacia afluente do Ribeirão Santa Rita estão bem acima das perdas de solo proporcionadas pelas matas nativas. Estas foram de 0,132 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, que estão de acordo com os resultados obtidos por Martins *et al.* (2003), em diferentes tipos de solo, que obtiveram valores variando de 0,06 a 0,13 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.



**Figura 8** - Distribuição espacial do aporte de sedimentos total do período na bacia hidrográfica (A) e os percentuais de área da bacia dentro de cada classe de risco de erosão (B).



**Figura 9** - Distribuição percentual da área de cada cultura dentro das classes de risco de erosão (A) e perda média de solo por cultura na bacia (B) no período avaliado.

## CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos, pode-se concluir que, no intervalo de tempo analisado, a bacia hidrográfica proporcionou 433,87 t de aporte total de sedimentos, resultando em uma perda média de solo de 3,635 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, sendo de moderado risco de erosão. O período de maior aporte de sedimentos foi de 30 de dezembro de 2012 a 31 de março de 2013, quando foram produzidos 65,1% do total de sedimentos do período avaliado.

No período mais crítico de aporte de sedimentos, em fevereiro de 2013, 15% da área total da bacia apresentaram aportes de sedimentos variando de 2 a 15 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, sendo que 1,5% da bacia exibiu aportes variando de alto a muito alto risco de erosão (acima de 5 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>). A área mais crítica é a região sudeste da bacia, onde o solo é ocupado por cana-de-açúcar em declividades variando de 20 a 50%. A cultura da cana-de-açúcar foi a que mais contribuiu com os aportes de sedimentos, sendo responsável por 92,1% do total e média de 6,343 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.

## REFERÊNCIAS

- AVANZI, J.C.; SILVA, M.L.N.; CURTI, N.; NORTON, L.D.; BESKOW, S.; MARTINS, S.G. (2013) Spatial distribution of water erosion risk in a watershed with eucalyptus and Atlantic Forest. *Ciências e Agrotecnologia*, Lavras, v. 37, n. 5, p. 427-434.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. (1999) *Conservação do solo*. 4. ed. São Paulo: Ícone. 355 p.
- CAMBAZOGLU, M.K.; GOGUS, M. (2004) Sediment yields of basins in the Western Black Sea Region of Turkey. *Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences*, Tübitak, v. 28, n. 6, p. 355-367.
- CARVALHO, N.O. (2008) *Hidrossedimentologia prática*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 73 p.
- CENTROINTEGRADODEINFORMAÇÕESAGROMETEOROLÓGICAS (CIIAGRO). *Dados climáticos da estação agrometeorológica de Fernandópolis-SP*. Campinas: IAC/CIIAGRO. Disponível em: <<http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline>>. Acesso em: 15 nov. 2014.
- CHAVES, H.M.L.; PIAU, L.P. (2008) Efeito da variabilidade da precipitação pluvial e do uso e manejo do solo sobre o escoamento superficial e o aporte de sedimento de uma bacia hidrográfica do Distrito Federal. *Revista Brasileira Ciências do Solo*, v. 32, n. 1, p. 333-343.
- DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (DAEE). (2005) *Guia prático para o projeto de pequenas obras hidráulicas*. São Paulo: DAEE. 116 p.
- DONADIO, N.M.M.; GALBIATTI, J.A.; PAULA, R.C. de. (2005) Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 115-125.
- ERDOGAN, E.H.; ERPUL, G.; BAYRAMIN, İ. (2007) Use of USLE/GIS methodology for predicting soil loss in a semiarid agricultural watershed. *Environmental Monitoring and Assessment*, Switzerland, v. 131, n. 1, p. 153-161.
- FERNANDES, R.P.; SILVA, R.W.C.; SALEMI, L.F.; ANDRADE, T.M.B.; MORAES, J.M. (2013) Geração de escoamento superficial em uma microbacia com cobertura de cana-de-açúcar e floresta ripária. *Ambiental & Água*, Taubaté, v. 8, n. 3, p. 178-190.
- GOOGLE INC. (2013) *Google Earth*. Mountain View: Google Inc.
- LAGROTTI, C.A.A. (2000) *Planejamento agroambiental do município de Santo Antônio do Jardim, SP: estudo de caso na microbacia hidrográfica do córrego do jardim*. 115 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- MANGO, L.M.; MELESSE, A.M.; McCLAIN, M.E.; GANN, D.; SETEGN, S.G. Land use and climate change impacts on the hydrology of the upper Mara River Basin, Kenya: results of a modeling study to support better resource management. *Hydrology and Earth System Sciences*, Munique, v. 15, n. 7, p. 2245-2258, 2011.
- MARTINS, S.G.; SILVA, M.L.N.; CURTI, N.; FERREIRA, M.M.; FONSECA, S.; MARQUES, J.J.G.S.M. (2003) Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na região de Aracruz (ES). *Revista Brasileira Ciências do Solo*, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 395-403.
- MILLER, J.R.; MACKIN, G.; LECHLER, P.; LORD, M.; LORENTZ, S. (2013) Influence of basin connectivity on sediment source, transport, and storage within the Mkabela Basin, South Africa. *Hydrology and Earth System Sciences*, Munique, v. 17, n. 2, p. 761-781.
- NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION (NASA). (2010) *ASTER Global Digital Elevation Map Announcement*. Pasadena: NASA. Disponível em: <<http://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp>>. Acesso em: ago. 2011.
- OLIVEIRA, J.B.; CAMARGO, M.N.; ROSSI, M.; CALDERANO FILHO, B. (1999) *Mapa pedológico do Estado de São Paulo: legenda expandida*. Campinas: Instituto Agrônomo/EMBRAPA Solos. 64 p.
- OYARZÚN, C.E.; GODOY, R.; STAELENS, J.; DONOSO, P.J.; VERHOEST, N.E.C. (2011) Seasonal and annual throughfall and stemflow in Andean temperate rainforests. *Hydrological Processes*, West Sussex, v. 25, n. 4, p. 623-633.
- PRUSKI, F.F.; BRANDÃO, V.S.; SILVA, D.D. (2003) *Escoamento superficial*. Viçosa: UFV. 88p.
- SCAPIN, J. (2005) *Caracterização do transporte de sedimentos em um pequeno rio urbano na cidade de Santa Maria - RS*. 115 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

- SILVA, A.M.; MELLO, C.R.; CURTI, N.; OLIVEIRA, P.M. (2008) Simulação da variabilidade espacial da erosão hídrica em uma sub-bacia hidrográfica de Latossolos no Sul de Minas Gerais. *Revista Brasileira Ciências do Solo*, Viçosa, v. 32, n. 5, p. 2125-2134.
- SILVA, A.M.; SCHULZ, H.E.; CAMARGO, P.B. (2003) *Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas*. São Carlos: Rima. 140 p.
- SILVA, D.D.; PRUSKI, F.F.; SCHAEFER, C.E.G.R.; AMORIM, R.S.S.; PAIVA, K.W.N. (2005) Efeito da cobertura nas perdas de solo em um argissolo vermelho-amarelo utilizando simulador de chuva. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 25, n. 2, p. 409-419.
- SILVA, D.D.; VALVERDE, A.D.L.; PRUSKI, F.F.; GONÇALVES, R.A.B. (1999) Estimativa e espacialização dos parâmetros da equação de intensidade-duração-frequência da precipitação para o Estado de São Paulo. *Engenharia na Agricultura*, Viçosa, v. 7, n. 2, p. 70-87.
- SILVA, V.A.; MOREAU, M.S.; MOREAU, A.M.S.; REGO, N.A.C. (2011) Uso da terra e perda de solo na bacia hidrográfica do Rio Colônia, Bahia. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental*, Campina Grande, v. 15, n. 3, p. 310-315.
- TEN CATEN, A.; MINELLA, J.P.G.; MADRUGA, P.R.A. (2012) Desintensificação do uso da terra e sua relação com a erosão do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 16, n. 9, p. 1006-1014.
- TUNDISI, J.D.; TUNDISI, T.M. (2010) Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos Recursos Hídricos. *Biota Neotropica*, São Paulo, v. 10, n. 4, p. 67-76.
- VALLE JUNIOR, R.F.; GALBIATTI, J.A.; MARTINS FILHO, M.V.; PISSARRA, T.C.T. (2010) Potencial de erosão da bacia do Rio Uberaba. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 30, n. 5, p. 897-908.
- WEILL, M.A.M.; SPAROVEK, G. (2008) Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP): II - Interpretação da tolerância de perda de solo utilizando o método do Índice de Tempo de Vida. *Revista Brasileira Ciências do Solo*, v. 32, n. 2, p. 815-824.