

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL

PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NA MICROBACIA DO
CÓRREGO SECO EM TABAPUÃ - SP

Poliana Mara Reis Freire
Engenheira Ambiental

2020

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL

PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NA MICROBACIA DO
CÓRREGO SECO EM TABAPUÃ – SP

Poliana Mara Reis Freire

Orientador: Prof. Dr. Marcílio Vieira Martins Filho

Coorientadora: Profa. Dra. Teresa Cristina Tarlé Pissarra

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Campus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Agronomia - (Ciência do Solo).

2020

F866p Freire, Poliana Mara Reis
Produção de sedimentos na microbacia do Córrego Seco em
Tabapuã - SP / Poliana Mara Reis Freire. -- Jaboticabal, 2020
78 f. : il., tabs., mapas + 1 CD-ROM

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista
(Unesp), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias,
Jaboticabal

Orientador: Marcílio Vieira Martins Filho
Coorientadora: Teresa Cristina Tarlé Pissarra

1. Erosão do solo. 2. SDR. 3. RUSLE. 4. SWAT. 5.
Sub-bacias. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Dados fornecidos pelo
autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Jaboticabal



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NA MICROBACIA DO CÓRREGO SECO EM TABAPUÃ - SP

AUTORA: POLIANA MARA REIS FREIRE

ORIENTADOR: MARCÍLIO VIEIRA MARTINS FILHO

COORIENTADORA: TERESA CRISTINA TARLE PISSARRA

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em AGRONOMIA (CIÊNCIA DO SOLO), pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. MARCÍLIO VIEIRA MARTINS FILHO
Departamento de Solos e Adubos / FCAV / UNESP - Jaboticabal

Pós-doutoranda ANGÉLICA SANTOS RABELO DE SOUZA BAHIA
Departamento de Solos e Adubos / FCAV / UNESP - Jaboticabal

Dr. DIOGO MAZZA BARBIERI
Athenas Consultoria Agrícola e Laboratório / Jaboticabal/SP

Jaboticabal, 28 de fevereiro de 2020

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

POLIANA MARA REIS FREIRE, nascida em Alpinópolis/Minas Gerais no dia 05/11/1990. Possui graduação em Engenharia Ambiental, especialização em Engenharia de Segurança do Trabalho, pela Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG - Unidade Passos). Atualmente é mestranda no Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Ciência do Solo), pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV/UNESP - Campus de Jaboticabal), bolsista CAPES e integrante do Grupo de Pesquisa CSME (Caracterização do Solo para Fins de Manejo Específico) e Grupo POLUS (Política de Uso do Solo).

Eis aqui a serva do senhor. Faça-se em mim segundo a tua palavra (Lc 1,38). Tenhamos a coragem de Maria ao dizer “Sim” ao Senhor. Ela, mesmo não sabendo o que o futuro lhe reservava, sabia que Deus iria agir e isso lhe bastava. Deixe o pai entrar em sua vida e guiar os seus passos. Saiba que Ele tem uma missão para você. Acredite e confie, viva com Fé e esperança.

Deus é mais!

DEDICATÓRIA

Dedico aos meus pais Maria Luzia e Odair, de todos os amores que recebi durante a vida, o amor de vocês será sempre o mais especial. Não existe outro que consiga ser incondicional, e demonstrar ao mesmo tempo um interesse tão grande e genuíno na minha felicidade, graças ao apoio, compreensão e união de vocês consegui vencer mais esta etapa, vocês são a luz da minha vida. Amo vocês.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela minha vida, minha saúde, fé e cura. Agradeço a Deus e a Nossa Senhora Aparecida por terem iluminado meu caminho durante o desenvolvimento deste mestrado, me dando sabedoria, atenção e pensamentos positivos para que tudo desse certo. Agradeço também pela oportunidade de viver, evoluir, crescer e adquirir preciosos conhecimentos que levarei por toda vida.

Aos meus pais Odair e Maria Luzia, por sempre me apoiarem nos meus objetivos e sonhos, obrigada por tudo de maravilhoso que fizeram e fazem por mim, ao longo de nossas vidas passamos por momentos difíceis, mas graças ao nosso Divino Pai Eterno e Nossa Senhora Aparecida conseguimos vencer. Mais uma etapa abençoada da minha vida está terminando com grandes vitórias, experiências e aprendizados vividos durante esses dois anos graças a vocês, muito obrigada!

Agradeço meus irmãos Pedro Augusto e Paulo Henrique e minha cunhada Danielly por todo companheirismo, irmãos que sempre me apoiaram, ajudaram e torceram por mim, muito obrigada.

Agradeço também a toda a minha família Reis e Freire.

Aos meus queridos; orientador Prof. Dr. Márcilio Vieira e a minha coorientadora Prof^a. Dr^a. Teresa Cristina, deixo aqui os meus sinceros agradecimentos, pelo suporte e oportunidade concedida, pela dedicação, atenção e compreensão, e por todos os preciosos conhecimentos compartilhados e especialmente pelo crescimento profissional e pessoal que esta convivência me proporcionou, tudo isso foi imprescindível para a realização deste trabalho. Foi um prazer ter vocês ao meu lado, muito obrigada.

Agradeço os meus orientadores de iniciação científica que tanto contribuíram para a minha formação, Prof. Dr. Eduardo Goulart Collares, Prof. Msc. Rômulo Amaral Faustino Magri e Prof. Msc Michael Silveira Reis, sem os quais não teria chegado até aqui, muito obrigada.

Agradeço aos meus amigos, Ana Claudia Pereira, Ana Paula Pereira, Monique Neves e Wagner Matheus, pelo carinho e atenção e por sempre estarem dispostos a me ajudar de alguma forma, obrigada por tudo.

Expresso também meus agradecimentos a todos os professores da FCAV/UNESP, com muito preparo e competência conseguiram passar grandiosos

conhecimentos e informações da Ciência do Solo, em especial Prof. Dr. Marcílio Vieira, Prof^a. Dr^a. Teresa Cristina, Prof. Dr. José Marques Júnior, Prof. Dr. Diego Siqueira e Prof. Dr. Glauco Rolim, muito obrigada.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

A toda equipe dos grupos de pesquisa CSME e POLUS, sempre com muita competência, vivemos grandes momentos de aprendizados e conhecimentos, e agradeço em especial a Gabriela Almeida, Ana Paula Aranha, Sabrina Nascimento, Mariana Simedo, Conceição Lopes, Mayara Germana e Renata Cristina, por toda ajuda, companheirismo e amizade, sem os quais a realização deste trabalho não seria possível, muito obrigada.

Agradeço também as minhas queridas amigas que Jaboticabal me presenteou, especialmente: Thayane Leonel, Beatriz Dominiquini, Lara Lopes e Thaís Peagno.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1. Erosão hídrica.....	3
2.2. Importância socioeconômica da perda de solo por erosão.....	5
2.3. Bacia hidrográfica como unidade básica de estudos hidrológicos.....	7
2.4. Modelagem hidrológica.....	9
2.5. Soil and Water Assessment Tools (SWAT)	11
2.6. Modelagem matemática da erosão hídrica do solo	13
2.7. Cana-de-açúcar	16
2.8. Importância da palha de cana-de-açúcar na conservação do solo	17
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	21
3.1. Descrição da Área de Estudo	21
3.2. Modelo SWAT.....	22
3.2.1. Estrutura do banco de dados de entrada do modelo SWAT	23
3.2.1.1. Dados Meteorológicos	23
3.2.1.2. Modelo Digital de Elevação (MDE)	23
3.2.1.3. Mapa de Uso e Ocupação do Solo	23
3.2.1.4. Identificação do solo	24
3.2.2. Atributos do Solo.....	24
3.2.3. Simulação inicial	26
3.3. Consistência de dados.....	29
3.3.1. Modelagem da produção de sedimentos	30
3.3.2. Análise Geostatística	33
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
4.1. Perdas de solo por erosão (A) e produção de sedimento (SY).....	34

4.2. Produção de sedimentos	40
5. CONCLUSÕES	45
6. AGRADECIMENTOS	45
7. REFERÊNCIAS.....	46
APÊNDICE	60
APÊNDICE 1A.....	61

PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NA MICROBACIA DO CÓRREGO SECO EM TABAPUÃ – SP

RESUMO – O aporte de sedimentos oriundos de áreas agrícolas tem efeitos adversos nos corpos d'água, como córregos e rios numa bacia hidrográfica. Em geral, os processos erosivos no solo são a principal fonte de produção destes sedimentos. Neste estudo foi dada atenção para estimar e mapear a distribuição espacial da produção de sedimentos, utilizando a taxa de transferência de sedimentos (SDR) e a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) na microbacia do Córrego Seco (BBV). Especificamente, objetivou-se identificar áreas de produção de sedimentos e prioritárias para a conservação do solo em dois cenários no cultivo de cana-de-açúcar. Na BBV 165 pontos amostrais, georreferenciados, espaçados de 50 em 50 m, permitiram estabelecer a distribuição espacial dos fatores erosividade da chuva (R), (K) erodibilidade do solo (K), fator comprimento e inclinação do declive (LS), manejo e cobertura do solo (C), e (P) práticas conservacionistas (P), em dois cenários de cobertura do solo por resíduos de cana-de-açúcar: Cenário 1, 50% de cobertura; Cenário 2, 90% de cobertura. Para cada ponto dentro das Unidades de Resposta Hidrológica (HRU's) estabelecidas com o SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) a erosão (A) e a SDR foi estimada. Com a associação RUSLE/SDR a produção de sedimentos (SY) foi estimada ponto a ponto. Métodos geoestatísticos (Análise Semivariográfica e Interpolação por Krigagem ordinária) permitiram avaliar a distribuição espacial de A e SY para os dois Cenários testados. A produção total anual de sedimento na BBV é de 178,0 t no Cenário 1 e de 115,9 t no Cenário 2, valores altos de SY ($>2,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e moderados ($1,2 \text{ a } 2,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) correspondem a 10,7% e 85,3% do total da produção de sedimentos na área da BBV. Estes valores mais críticos são devidos ao solo mais susceptível à erosão (Argissolos), maiores valores de LS e alta erosividade local. Além desses fatores a densidade de drenagem alta nas HRU, correspondentes as áreas com SY moderada e alta no Cenário 1 e SY moderada no Cenário 2, predispõem o terreno à erosão. As áreas mais críticas ocorrem na região noroeste da BBV, onde as HRU apresentam fatores que determinaram os níveis de SY estimados. O método de estimar a produção de sedimento (SY) integrado a SDR e RUSLE pode ser repetido em outras sub-bacias da Bacia do Rio São Domingos. As estimativas de produção de sedimentos, obtidas neste estudo, e a sua espacialização demonstraram um papel fundamental das práticas de manejo no cultivo de cana-de-açúcar. Elas permitem identificar fontes não-pontuais de poluição e de produção de sedimentos identificando áreas de manejo, as quais deverão receber práticas de manejo específicas para fins de conservação do solo e da água.

Palavras-chave: Erosão do solo, SDR, RUSLE, SWAT, Sub-bacias

SEDIMENT PRODUCTION FROM THE CÓRREGO SECO WATERSHED IN TABAPUÃ – SP

ABSTRACT - Sediment input from agricultural areas has adverse effects on water bodies such as streams and rivers in a river basin. In general, soil erosion processes are the main source of production of these sediments. In this study attention was given to estimate and map the spatial distribution of sediment production, using the Sediment Transfer Rate (SDR) and the Universal Equation of Revised Soil Loss (RUSLE) in the Córrego Seco watershed (BBV). Specifically, the objective was to identify sediment production areas and priorities for soil conservation in two scenarios in sugarcane cultivation. In the BBV 165 sampling points, georeferenced, spaced 50 m apart, allowed establishing the spatial distribution of rain erosivity factors (R), (K) soil erodibility (K), slope length and steepness factor (LS), soil management and cover (C), and (P) conservation practices (P), in two scenarios of soil cover by sugarcane residues: Scenario 1, 50% cover; Scenario 2, 90% cover. For each point within the Hydrologic Response Units (HRU's) established with the SWAT (Soil and Water Assessment Tool) erosion (A) and SDR was estimated. With the RUSLE/SDR association the sediment production (SY) was estimated point by point. Geostatistical methods (Semivariographic Analysis and Interpolation by Ordinary Krigagem) allowed to evaluate the spatial distribution of A and SY for the two Scenarios tested. The total annual sediment production in BBV is 178.0 t in Scenario 1 and 115.9 t in Scenario 2, high values of SY (>2.4 t ha⁻¹ year⁻¹) and moderate (1.2 to 2.4 t ha⁻¹ year⁻¹) correspond to 10.7% and 85.3% of the total sediment production in BBV area. These more critical values are due to the soil more susceptible to erosion (Ultisol), higher LS values and high local erosivity. In addition to these factors the high drainage density in the HRU, corresponding to the areas with moderate SY and high SY in Scenario 1 and moderate SY in Scenario 2, predispose the land to erosion. The most critical areas occur in the northwestern region of BBV, where the HRU have factors that determined the estimated SY levels. The method of estimating sediment production (SY) integrated with SDR and RUSLE can be repeated in other sub-watersheds of the São Domingos River Basin. Sediment production estimates, obtained in this study, and their spatialization demonstrated a fundamental role of management practices in sugarcane cultivation. They allow the identification of diffuse sources of pollution and sediment production by identifying management areas, which should receive specific management practices for soil and water conservation purposes.

Keywords: Soil erosion, SDR, RUSLE, SWAT, sub-watersheds

1. INTRODUÇÃO

A água, o componente dinâmico do ciclo hidrosedimentológico, atua nos processos de intemperismo e erosão do substrato rochoso e pedológico, transportando e depositando sedimentos através do escoamento superficial e dos fluxos em sulcos (Zanin, 2018). O fluxo decorrente em um ciclo hidrológico é a resposta de processos atmosféricos e topográficos integrados, de grande importância no planejamento, desenvolvimento, gerenciamento de recursos hídricos e previsão de diferentes variáveis do ciclo hidrológico (Pradhan et al., 2020).

Em um mundo de alterações do clima e do uso da terra, os solos férteis são um dos recursos fundamentais para sustentar as necessidades humanas. A maioria dos solos do mundo podem ser classificadas em condições adequadas, ruins ou muito precárias, como destacado pela Organização das Nações Unidas, no Status dos Recursos Solo do Mundo (*Food and Agriculture Organization*, 2015), no qual a erosão do solo foi identificada como uma das principais ameaças ao solo (Alewell et al., 2019).

A erosão do solo contribui negativamente para com a produção agrícola, qualidade da fonte de água para consumo, saúde do ecossistema em ambientes terrestres e aquáticos e valor estético das paisagens (Fayas et al., 2019). Assim, a modelagem da erosão do solo torna-se uma importante ferramenta no desenvolvimento de avaliações confiáveis de predições de perdas de solo (Martins Filho et al., 2004), o que é fundamental para o planejamento de medidas de controle do referido fenômeno. O uso de modelos, baseados nas teorias atuais do mecanismo de erosão, requer a obtenção de informações fundamentais sobre as relações entre erosão e sistemas de manejo das culturas (Martins Filho et al., 2004).

De acordo com Belayneh et al. (2019), a estimativa da erosão do solo é fundamental para tornar evidente o planejamento de conservação como prioridade, o que o faz mais eficaz quando há recursos disponíveis limitados. A degradação do solo está entre as ameaças mais cruciais na estabilidade dos ecossistemas, visibilidade social e política, deste modo a modelagem e o mapeamento em pequenas e grandes escalas de erosão do solo tornam-se essenciais (Alewell et al., 2019). Modelos de erosão do solo foram desenvolvidos para aumentar o conhecimento, a mitigação e o

grau de resiliência em relação à proteção e à restauração dos recursos do solo (Tanyaş et al., 2015).

A Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) (Renard et al., 1997) integrada à um sistema de informação geográfica (GIS) está entre os modelos mais amplamente aplicados para avaliação da erosão em bacias hidrográficas. Modelos de erosão do solo baseados em SIG são meios importantes para avaliação da erosão e priorização para iniciar possíveis medidas de gestão do solo (Bewket e Teferi, 2009; Silva et al., 2012; Khadse et al., 2015; Ganasri e Ramesh, 2016; Markose e Jayappa, 2016).

Técnicas sustentáveis de uso da terra na agricultura são essenciais para controlar os impactos, a degradação e assegurar a produtividade do solo a longo prazo (Bogunovic et al., 2018). pois a sustentabilidade/manutenção dos agroecossistemas está altamente relacionada à conservação bem-sucedida do solo. Nas últimas décadas, projetos de conservação do solo e desenvolvimento em bacias hidrográficas foram implementados para melhorar o setor agrícola e o uso sustentável dos recursos naturais (Hassangavyar et al., 2020).

O controle da erosão do solo exige a compreensão da taxa de perda de solo e da sua variação espacial (Belayneh et al., 2019). A avaliação espacial de erosão do solo é essencial para a adequação de práticas agrícolas e monitoramento das perdas de solo (Barbosa et al., 2019). Uma quantificação da erosão do solo é chave para inferir a extensão e magnitude do problema e identificar sítios mais vulneráveis (Belayneh et al., 2019).

No presente estudo foi dada atenção para estimar e mapear a distribuição espacial da produção de sedimentos, utilizando a taxa de transferência de sedimentos (SDR) e a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) na microbacia do Córrego Seco. Especificamente, objetivou-se identificar áreas de produção de sedimentos e prioritárias para a conservação do solo, em dois cenários de cobertura do solo por resíduos vegetais de cana-de-açúcar.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Erosão hídrica

A erosão do solo é uma preocupação ambiental e econômica global para o gerenciamento da terra. As tentativas de avaliar a erosão do solo pela água envolvem estudos em parcelas, o monitoramento, a modelagem e o uso de traçadores (Parsons, 2019). É urgentemente necessário desenvolver abordagens para estimar taxas de erosão do solo que sejam consistentes com o conhecimento atual dos processos de erosão.

Deste modo, a erosão hídrica é responsável por elevadas perdas de solos em áreas de produção agrícola, pois a ação conjunta dos impactos das gotas de chuva e do escoamento superficial transporta as partículas de solo em suspensão, nutrientes, matéria orgânica e defensivos agrícolas (Bocute et al., 2019). Assim, esse evento reduz a disponibilidade de solos férteis e a qualidade da água, promovendo a degradação ambiental das terras cultivadas e comprometendo a sustentabilidade do sistema (Scharrón e Sánchez, 2017).

A erosão hídrica é um fenômeno físico que inclui as fases de desintegração do solo, transporte e deposição, promovidos pela ação de agentes naturais, como o impacto de gotas das chuvas e escoamento superficial (Dechen et al., 2015).

Meyer et al. (1975) propuseram separar o processo de erosão hídrica em entressulcos e em sulcos. A erosão em entressulcos é aquela na qual o agente erosivo responsável pela desagregação é a precipitação pluvial e o transporte ocorre por uma ação combinada do efeito salpicamento (*rain splash*) e do escoamento difuso (Oliveira et al., 2012). A fonte de sedimentos, no processo de entressulcos, segundo Oliveira et al. (2012), é formada, principalmente, por materiais da superfície do solo.

De acordo com Martins Filho (1999), a erosão em sulcos ocorre em locais onde um fluxo concentrado de água flui em canais efêmeros, os quais podem ter por origem processos erosivos anteriores, as feições da topografia, a rugosidade do solo e as marcas ou traços de equipamentos de cultivo. Assim, a erosão nas áreas entre os sulcos é designada entressulcos. São bastante usuais, na área de conservação do

solo, avaliações da erosão global, que é resultante da ação conjunta dos processos erosivos em entressulcos e em sulcos (Izidorio et al., 2005). A separação do processo de erosão em sulcos e entressulcos pode ajudar a identificar fontes potenciais de sedimentos, o que é essencial para a modelagem da distribuição de insumos agrícolas nas áreas de produção, especialmente daqueles que são fortemente adsorvidos pelas partículas do solo (Martins Filho et al., 2009).

Conforme Armstrong et al. (2011), a erosão em entressulcos é o início da erosão hídrica, em que as gotas de chuva causam um impacto, maior em solos com a superfície descoberta, que é o principal mecanismo na desagregação do solo, devido à energia cinética sobre a massa do solo na forma de força de compressão e cisalhamento, sendo capaz de desintegrar uma grande quantidade de partículas da massa de solo original e tem o fluxo laminar (superficial disperso) como agente principal no transporte deste material. A energia cinética da gota de chuva é o principal agente no processo de erosão em entressulcos, porém, aliado a isso, a declividade também tem um importante papel na desagregação e transporte de partículas do solo (Nascimento, 2019).

Na erosão em entressulcos há uma seletividade no transporte de partículas finas do sedimento produzido, predominantemente em suspensão, em decorrência da incapacidade do escoamento superficial transportar partículas mais grosseiras, pela deposição deste sedimento devido ao seu peso (Shi et al., 2012).

Segundo Amorim et al. (2001), o processo de erosão entressulcos é extremamente afetado devido às condições da superfície do solo, caracterizado pela inexistência ou presença de cobertura vegetal, rugosidade e declividade da superfície do solo. A erosão em entressulcos pode ser considerada um dos tipos de erosão mais prejudicial quanto a prejuízos agrícolas, devido a remoção da camada mais superficial do solo, em que se encontram a matéria orgânica, nutrientes e os insumos agrícolas, diminuindo em consequência a produtividade das culturas (Cantalice et al., 2017).

A erosão em sulcos ocorre quando as forças de cisalhamento do escoamento superam as forças coesivas do solo, momento em que ocorre a tensão crítica de cisalhamento (Foster, 1982). Portanto, as incisões no solo que dão origem aos sulcos têm início quando a tensão de cisalhamento do escoamento supera as condições de

resistência ao início de movimento, características da camada superficial do solo (Cantalice, 2001).

De acordo com Bezerra et al. (2010), a erosão em sulcos é formada pela concentração do escoamento superficial nas depressões da superfície do terreno, evoluindo para a formação de canais ou ravinas, ocasionando o aumento da degradação dos solos pela erosão hídrica.

A erodibilidade em sulcos (K_r) de um solo é caracterizada pela susceptibilidade à desagregação pelo escoamento superficial concentrado (Schäfer et al., 2001). A erosão em sulcos insere-se na paisagem e diante disso tem um significado geomorfológico, por serem os sulcos condutores da água e do sedimento transportado, e estabelecerem um sistema inicial de drenagem, não estando, desta forma, somente relacionados ao uso agrícola (Bryan, 1987).

A erosão nos sulcos, como estágio inicial da erosão em um canal, é responsável por mais de 80% do total de sedimentos erodidos em terrenos agrícolas inclinados em vários locais do mundo (Quin et al., 2019). deste modo, a erosão em sulcos consiste na segunda fase evolutiva do processo físico da erosão hídrica do solo, que é determinada pela mudança da forma do escoamento de difuso para fluxo concentrado em pequenas depressões da superfície do solo, chamadas de sulcos de erosão (Cantalice, 2001; Bezerra et al., 2010).

Pesquisas de campo sob chuvas naturais, conduzidas por Bruno et al. (2008), determinaram a proporção de erosão em sulcos e em entressulcos na perda total de solo. Os autores verificaram que a erosão em sulcos aumenta a eficiência total do transporte de sedimentos, visto que o fluxo no sulco é capaz de transportar partículas erodidas entre os mesmos e sedimentos que são eventualmente destacados no perímetro úmido do sulco.

2.2. Importância socioeconômica da perda de solo por erosão

As atividades antrópicas e a mudança relacionada ao uso da terra são a principal causa da erosão acelerada do solo, que tem implicações substanciais no

ciclo de nutrientes e carbono, produtividade da terra e, por sua vez, nas condições socioeconômicas mundiais (Borrelli et al., 2017). Para pesquisadores como Borrelli et al. (2017), o solo saudável é a base da agricultura e um recurso essencial para garantir as necessidades humanas no século XXI, como alimentos, rações, fibras, água limpa e ar limpo (Borrelli et al., 2017).

Além das perdas físicas, químicas e biológicas, a erosão do solo causa perdas econômicas que podem ser expressas em termos dos custos incorridos pelos agricultores e pela sociedade, para reparar os danos decorrentes desse processo, tal que no Brasil, apenas no estado do Paraná, estas perdas chegaram a cerca de 242 milhões de dólares por ano (Telles et al., 2011).

Em estudo realizado por Sartori et al. (2019), estimou-se que a erosão do solo pela água incidia em um custo anual global de US \$ 8 bilhões do PIB global, com um impacto simultâneo na segurança alimentar no sentido de reduzir a produção agroalimentar global em 33,7 milhões de toneladas, com aumentos nos preços mundiais de 0,4% a 3,5%.

Algumas iniciativas foram lançadas nos últimos anos para melhorar as condições sociais, econômicas e ambientais do mundo. A Organização das Nações Unidas (ONU, 2015) para o Desenvolvimento Sustentável 2030, estabeleceu 17 metas, destas especificamente, o objetivo 15 (vida na terra) determina que “até 2030, os governos precisam proteger, restaurar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerenciar florestas de forma sustentável, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e a perda de biodiversidade” (Miluska e Gutierrez, 2020). O cumprimento destas ações poderá influenciar de forma direta ou indireta o controle da erosão do solo.

Em um mundo com oito bilhões de pessoas que enfrentam ameaças críticas das mudanças climáticas, escassez de água e esgotamento da fertilidade do solo, a economia agrícola enfrenta o desafio de manter a segurança alimentar, respeitando os limites ambientais e ecológicos (Altieri e Nicholls, 2017). Conforme Poesen (2018), um elemento-chave para garantir um sistema sustentável de produção de alimentos está ligado ao manejo eficaz do solo, o que reduz as taxas de erosão.

Práticas que introduzem substâncias poluentes, como metais pesados, pesticidas, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP), estão ocasionando ainda

mais a degradação do solo (Hou et al., 2020). Globalmente, estima-se que 24 bilhões de toneladas de solo sejam perdidas por fatores como erosão a cada ano (UNCCD, 2017) e que 30% dos solos do mundo estão atualmente em um estado degradado (FAO, 2011).

Com o objetivo de ajudar a combater a degradação do solo, segundo Hou et al. (2020), a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação declarou 2015-2024 como a Década Internacional dos Solos. O intuito principal desta declaração foi o de conscientizar a população sobre a proteção do solo, no qual a maioria das pessoas em situação de pobreza vive em áreas rurais, onde a produção agrícola é uma fonte essencial de renda, e que nessas áreas a saúde do solo é um fator decisivo para os níveis de produtividade e renda (Hou et al., 2020).

É evidentemente e de extrema importância a necessidade de reconhecer que a degradação dos solos conduz a um claro custo econômico, segundo Kopittke et al. (2019), com a perda de serviços, devendo tais princípios serem explicitamente serem claramente considerados nas estruturas econômicas e nos processos de tomada de decisão em todos os níveis de governança. Deste modo, o conceito de vínculo água-comida-energia deve ser difundido formando o nexo água-solo-comida-energia (Kopittke et al., 2019).

2.3. Bacia hidrográfica como unidade básica de estudos hidrológicos

A adoção de bacia hidrográfica como unidade de gestão ambiental e planejamento com regulamentação na Lei Estadual Paulista nº 7.663/91 (São Paulo, 1991), que estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos, e na Lei Federal nº 9.433/97 (Brasil, 1997) que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, estabelece que a bacia hidrográfica é uma unidade físico-territorial para o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos. Como unidade de planejamento as bacias hidrográficas, permitem o estudo dos elementos da natureza e da sociedade (água, relevo, solo, fauna e flora, urbanização, agropecuária, dentre outros) de forma

integrada (Soares, 2015). Assim, é de grande importância para gestores e pesquisadores a compreensão do conceito e de suas subdivisões.

A bacia hidrográfica consiste de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem, formada por cursos de água que convergem até resultar em um leito único no seu exutório (Tucci, 1997). De acordo com Antunes (2015), as bacias hidrográficas são unidades fisiográficas delimitadas por divisores topográficos e freáticos, dado que seus limites separam a precipitação incidente para dentro da unidade e toda drenagem da mesma sai por uma única foz.

A adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento é de aceitação internacional, não apenas porque ela representa uma unidade física bem caracterizada, tanto do ponto de vista de inserção como da funcionalidade de seus elementos, mas em virtude de toda área de terra, por menor que seja, se integra a uma bacia (Pissarra, 1998).

Segundo Hartwig (2009), devido as bacias hidrográficas comumente apresentarem grandes áreas, surge sua subdivisão em microbacia hidrográfica que pode ser considerada, do conceito hidrológico, como a menor unidade de paisagem capaz de integrar todos os componentes relacionados com o meio ambiente.

Estudos em microbacias hidrográficas permitem a integração dos fatores, condicionantes a qualidade e a quantidade dos recursos naturais, com os seus reais condicionantes físicos e antrópicos, apesar de, apresentar uma grande complexidade em função das interações existentes, notadamente os fatores físicos (Ferreira, 2004).

O trabalho em microbacias hidrográficas é uma maneira de gerar tecnologias regionalizadas, propagar as práticas de manejo de solo e culturas, conservar os recursos naturais e contribuir para o desenvolvimento municipal e regional, dessa forma, possibilita propor soluções para melhorar os sistemas de produção adotados pelo agricultor, tanto quanto introduzir alternativas tecnológicas edafoclimáticas e socioeconomicamente viável ou que tenham potencial para região (Moro, 2005).

O comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica é decorrente de diversos fatores biofísicos que interagem de forma distinta no tempo e no espaço (Djebou, 2017). Entretanto, o entendimento da funcionalidade de uma bacia hidrográfica é necessário para a elaboração de um planejamento realista quanto ao uso dos recursos hídricos. O risco de erosão do solo em bacias hidrográficas com alta

conectividade hidrológica da superfície, aumentará caso estratégias eficazes de gerenciamento de sedimentos não forem consideradas no futuro (Sherriff et al., 2018).

De acordo com Ingram et al. (2012), existe uma demanda urgente de sustentar ou melhorar as funções das bacias hidrográficas para fortalecer ações no suporte da humanidade atendendo às necessidades do ecossistema simultaneamente, uma vez que, as bacias hidrográficas fornecem bens econômicos e serviços ecológicos que afetam os meios de subsistência das pessoas. Para beneficiar a economia, a comunidade e o meio ambiente de forma simultânea, é preciso realizar o desenvolvimento sustentável de uma bacia hidrográfica (Yu et al., 2019).

Conforme Gajbhiye et al. (2014), a bacia hidrográfica é uma unidade de gerenciamento essencial para iniciativas de conservação do solo e água. A análise geomorfométrica das bacias hidrográficas fornece informações quantitativas fundamentais sobre a hidrologia dos riachos, e possíveis mudanças na paisagem, que podem ser usadas para tomada de decisão sobre conservação do solo, para determinar áreas propícias à degradação do solo (Hassangavyar et al., 2020).

2.4. Modelagem hidrológica

Estudos hidrológicos em bacias hidrográficas tem sido amplamente realizado a partir do entendimento dos processos que influenciam no movimento da água e sedimentos. Os modelos em escala de bacias hidrográficas tornaram-se ferramentas importantes para avaliar a eficácia das estratégias de remediação em nível regional e agrícola para a restauração ecológica (Khare et al., 2020).

A modelagem de bacias hidrográficas é o processo de construção de modelos de simulação computacional, os quais auxiliam os usuários a entender os processos nas bacias hidrográficas como hidrologia, erosão do solo e ciclagem de nutrientes, e têm sido amplamente utilizados em aplicações como na previsão de enchentes e na avaliação do gerenciamento de bacias hidrográficas (Zhu et al., 2019).

Os processos de desagregação, transporte e deposição das partículas do solo, os quais são características do fenômeno de erosão, podem ser previstos por modelos

matemáticos, estes modelos reúnem uma série de informações como topografia, precipitação, vegetação e uso do solo (Brady e Weil, 2013). Martins Filho et al. (2004) abordaram que a modelagem tem se mostrado como importante ferramenta para prever a perda do solo por erosão, tendo em vista uma melhor confiabilidade dos dados de entrada no modelo utilizado. O uso de modelos com simulação computacional, apresenta grande potencial como ferramenta de apoio no planejamento de uso da terra, e têm sido utilizados para prever as perdas de solo e água em bacias hidrográficas por diversos pesquisadores (Moro, 2005; Machado et al., 2003; Dantas et al., 2014; Batista et al., 2017; Steinmetz et al., 2018; Colman et al., 2018; Mendes Júnior et al., 2018; Magalhães et al., 2018; Lobo e Bonilla, 2019; Sakuno et al., 2020).

Segundo Merritt et al. (2003) existem vários modelos de erosão na literatura, que podem ser subdivididos em três categorias: conceituais, físicos e empíricos. Muitos modelos hidrológicos têm sido desenvolvidos desde bases conceituais simples até mais complexas, como por exemplo o SWAT (Soil and Water Assessment Tool). Esses modelos simulam os processos hidrológicos de forma distributiva na bacia hidrográfica, permitindo estimar, com confiabilidade, a produção de água e sedimentos (Colombo et al., 2016).

Os métodos de modelagem de erosão estimam as taxas de perda de solo e, quando associados aos Sistemas de Informações Geográficas (SIG), permitem a visualização da distribuição espacial das áreas mais suscetíveis à erosão, fornecendo informações que contribuem para a melhoria da produtividade agrícola e prevenção e mitigação de riscos ambientais (Couto Júnior et al., 2019).

No caso específico da análise de bacias hidrográficas, têm sido oferecidos modelos preditivos, como por exemplo, a USLE (Equação Universal de Perda de Solo), MUSLE (Modificação da Equação Universal de Perda de Solo), RUSLE (Equação Universal de Perda de Solo Revisada), SWAT (Ferramenta de Avaliação de Solo e Água) e WEPP (Projeto de Previsão de Erosão da Água). Esses modelos, além de estimar a perda de solo, permitem simular cenários e indicar as classes de capacidade do uso agrícola em determinada bacia hidrográfica (Pinto e Garcia, 2011).

2.5. Soil and Water Assessment Tools (SWAT)

Dentre os modelos hidrológicos, o modelo SWAT se destaca por ser um modelo completo. O SWAT é um modelo matemático semidistributivo, segundo Pinto (2011), o qual permite que vários processos físicos sejam simulados na bacia, com o intuito de analisar os impactos causados pelas ações antrópicas e por processos naturais. O modelo possibilita avaliar alterações no uso e ocupação do solo nas bacias sobre o escoamento superficial e subterrâneo, a produção e transporte de sedimentos e nutrientes e a qualidade de água (Pinto, 2011).

O modelo hidrossedimentológico SWAT, foi desenvolvido *pelo Agricultural Research Service (ARS) do United States Department of Agriculture (USDA)*, na década de 90 pelo Dr. Jeff G. Arnold (Arnold et al., 1998; Neitsch et al., 2011). A ferramenta SWAT é um modelo hidrológico de domínio público, que trabalha em escala de bacias hidrográficas. No seu desenvolvimento foram incorporadas várias características contidas em modelos anteriores, tendo como objetivo prever o efeito das ações de uso e manejo do solo sobre os recursos hídricos, produção de sedimentos, produção de nutrientes e pesticidas, para ser aplicado em pequenas e grandes bacias (Neitsch et al., 2011). A modelagem com o SWAT pode ser efetuada em intervalos de tempo diários, mensais e anuais (Arnold et al., 1998 e Neitsch et al., 2002).

Ao invés de incorporar equações de regressão para descrever a relação entre as variáveis de entrada e saída, o modelo SWAT requer informações específicas sobre o clima, propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de gestão do solo que ocorrem em uma bacia hidrográfica (Neitsch et al., 2005). Com tais informações, os processos físicos são associados à movimentação hídrica, movimentação sedimentar, desenvolvimento das culturas, ciclo de nutrientes, etc (Neitsch et al., 2011).

Para a modelagem hidrológica o SWAT considera que uma bacia hidrográfica pode ser dividida em diversas sub-bacias e microbacias, as quais são formadas por combinações homogêneas da declividade, tipo e uso do solo representados em

mapas, os quais são sobrepostos gerando um mapa de unidade de resposta hidrológica - Hydrologic Response Unit (HRU) (Arnold et al., 2012b).

Conforme Neitsch et al. (2011), com o uso da HRU ocorre o aumento da precisão na previsão dos processos, a partir da formação das sub-bacias. O processamento do modelo SWAT é feito primeiramente pelos cálculos dos fluxos de cada HRU. Subdividir a bacia em áreas incluindo combinações únicas permite ao modelo refletir diferenças na evapotranspiração, além de outras circunstâncias hidrológicas para diferentes usos e solos, com o escoamento sendo calculado para cada HRU e propagado para obter o escoamento total para a sub-bacia (Pinto, 2011). Para Arnold et al. (2012a), a discretização hierárquica por sub-bacias indica que a saída de uma sub-bacia se interliga em uma outra, assegurando a relação espacial entre elas. A maioria das equações que o SWAT utiliza são executadas considerando cada HRU (Neitsch et al., 2011).

O uso de sub-bacias em uma simulação é particularmente benéfico, quando as diferentes áreas da bacia hidrográfica são dominadas com usos dos terrenos ou solos com propriedades diferentes, o suficiente para impactar a hidrologia (Neitsch et al., 2011). A morfometria é diversa entre as sub-bacias denominadas pelo SWAT, principalmente na área e no comprimento da rede de drenagem, isto é, ocorre um comportamento hidrológico diversificado, o que foi observado por Pissarra et al. (2004).

O modelo SWAT foi utilizado em vários regimes agroclimáticos para diferentes aplicações hidrológicas (Parajuli et al., 2008; Shen, et al., 2009; Himanshu, et al., 2019) simulando os aspectos físicos e processos espaciais de erosão do solo. Para o escoamento superficial e transporte de sedimentos (Shen et al., 2009; Wu e Chen, 2012; Vigiak et al., 2015; Brighenti et al., 2019) e nutrientes (Uribe et al., 2018) as simulações com o SWAT proporcionaram desempenho satisfatório.

2.6. Modelagem matemática da erosão hídrica do solo

A avaliação precisa da perda de solo causada pelas chuvas é essencial para o gerenciamento de recursos naturais e agrícolas (Chen e Oguchi, 2017). A erosão do solo afeta diretamente o meio ambiente e a sustentabilidade humana.

A Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) ou (*Universal Soil Loss Equation* - USLE), desenvolvida por cientistas do “*Agricultural Research Service*” (ARS) nos Estados Unidos, é um dos modelos mais utilizados no mundo para estimar a perda média anual de solo em encostas por erosão hídrica. A USLE é um modelo empírico que prevê a taxa média anual de erosão (A) a longo prazo, em uma determinada área, com base no padrão de precipitação, tipo de solo, topografia, sistema de cultivo e práticas de manejo (Wischmeier e Smith, 1978). Os mencionados fatores de erosão podem ser estimados e especializados a partir do uso de geotecnologias.

A Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE) é outra alternativa de modelo, que pode ser utilizado na estimativa do aporte de sedimentos na escala de bacias hidrográficas e por eventos individuais (Williams, 1975). A MUSLE é um modelo empírico que substituiu o fator erosividade da chuva (R) (usual na USLE) por um fator de escoamento (*runoff*), que estima o aporte de sedimentos vindos de pequenas e/ou médias bacias (Williams, 1975). Deste modo, a MUSLE permite estimar o aporte de sedimento no exutório de uma determinada bacia para um dado evento. Isto é uma vantagem em relação a USLE, a qual estima apenas a erosão bruta (A).

A MUSLE foi incorporada no modelo SWAT para estimar a erosão do solo. Para uso confiável da MUSLE é necessário calibrar e validar suas variáveis para as condições locais (Chaves, 1991), principalmente as relativas ao fator escoamento utilizado no computo do aporte de sedimentos. Esta calibração exige um histórico de informações sobre o aporte de sedimentos medido em bacias hidrográficas monitoradas. Tais informações, por vezes, são escassas ou inexistem.

Uma outra possibilidade para estimar a erosão (A) é a Equação Universal de Perda de Solo Revisada - RUSLE (Renard et al., 1997). Ela permite o uso de dados

de precisão variável (Bircher et al., 2019), a qual é um dos modelos empíricos mais intensivamente usados para estimar a perda de solo por erosão.

O uso da RUSLE foi favorecido enormemente com os avanços das tecnologias geoespaciais, como o Sistema de Informação Geográfica (SIG) e sensoriamento remoto (Phinzi e Ngetar 2019). A RUSLE estima as taxas médias anuais de perda de solo a longo prazo, usando chuva, solo, topografia e cobertura e manejo da terra como fatores de entrada (Yang, 2020). Com o seu aprimoramento e modificação, o modelo também adquiriu a capacidade de ser usado para previsão de erosão por curtos períodos ou eventos (Yang et al., 2019).

Modelos como USLE e RUSLE, como já mencionado, predizem somente a perda média anual de solo a longo prazo (A). Eles não consideram, segundo Thomas et al. (2018), o transporte e a deposição dos sedimentos erodidos, o que limita a capacidade destes modelos de calcular a produção de sedimentos (SY). A fim de resolver essa adversidade, um algoritmo de taxa de entrega de sedimentos (SDR) por partes foi acoplado ao modelo RUSLE. Com isto a RUSLE se habilita para realizar previsões dinâmicas de rendimento de sedimentos na escala de bacia hidrográfica (Wu et al., 2020).

Para se obter a produção de sedimentos que é transferida para o corpo d'água, o valor da erosão bruta (A) obtido com a USLE ou RUSLE, deve ser multiplicado pelo fator SDR (*Sediment Delivery Ratio*) que representando a “taxa de transferência de sedimentos” (Julien, 1996). O (SDR) estima a taxa de transferência de sedimentos que passa pelo exutório da bacia hidrográfica. Ele pode ser estimado usando algumas características da bacia, especificamente: a distância que percorre o fluxo entre a área fonte e a saída da bacia; forma da encosta; porcentagem da cobertura vegetal no caminho percorrido pelo fluxo entre a área fonte à saída da bacia; textura do material (Silva et al., 2009).

Deste modo, com base na área da bacia, utilizando-se algoritmo capaz de realizar estimativas com equações empíricas do fator SDR, é possível obter a porcentagem da erosão bruta que irá passar pela seção de controle da bacia. Logo, a diferença entre a erosão bruta e o que passou pelo exutório corresponde ao material erodido que ficou depositado na bacia.

Diversas pesquisas (Millward e Mersey ,1999; Shi et al., 2004; Terranova et al., 2009; Prasannakumar et al., 2012; Ganasri e Ramesh, 2016; Ostovari et al., 2017) aplicaram uma metodologia abrangente, que integra o modelo RUSLE e as técnicas do Sistema de Informações Geográficas (SIG) e sensoriamento remoto (SR). Mapas de distribuição espacial da erosão, gerados por estes métodos, indicaram que eles são efetivos na elaboração de estratégias para o planejamento e gerenciamento do solo, além de propiciarem a obtenção de informações importantes de maneira mais rápida.

Um exemplo, no uso integrado das tecnologias (SIG, RUSLE e SR), foram os resultados obtidos por Ostovari et al. (2017) no Irã. Os autores obtiveram a distribuição espacial das classes de perdas de solo na área de estudo nos seguintes percentuais: 73,64% muito baixa; 14,79% baixa; 10,19% média e 1,25% severo. Com isto eles identificaram que as áreas com erosão severa ocorriam no nordeste da área de estudo, que necessitam de práticas de conservação do solo adequadas. Tang et al. (2015) já haviam concluído que a integração GIS e RUSLE foi uma forma viável de estimar o solo erosão e, ainda, a sua distribuição espacial na escala de uma bacia, mesmo existindo algumas limitações na determinação dos fatores da RUSLE devido à heterogeneidade espacial na bacia hidrográfica. Logo, pode-se afirmar que o uso integrado de tecnologias fornece uma ferramenta robusta para uso no planejamento da conservação do solo e da água.

Os mapas erosão bruta (A) e produção de sedimentos (SY) espacialmente distribuídos, assim como a delimitação de áreas com potencialidade variável de erosão do solo, são fundamentais na identificação das áreas de origem dos sedimentos, tal como dos ambientes deposicionais e, deste modo, esta abordagem será favorável para os gestores de bacias hidrográficas estabelecerem locais específicos e técnicas de conservação do solo (Thomas et al., 2018).

2.7. Cana-de-açúcar

O principal uso do solo, na área da microbacia do Córrego Seco, objeto de estudo do presente trabalho, em Tabapuã – SP, é com a cultura da cana-de-açúcar. Este fato é relevante na análise da produção de sedimentos por erosão hídrica na área da microbacia. Portanto, dentro deste contexto, abordar aspectos do desenvolvimento desta cultura torna-se relevante.

A cana-de-açúcar (*Saccharum ssp.*) é uma planta originária da Ásia Meridional e vem sendo, geralmente, cultivada em países tropicais e subtropicais, a qual se transformou em uma das principais culturas da economia brasileira, sendo cultivada desde a época da colonização, pois o Brasil possui regiões climáticas favoráveis para a sua produção (Carneiro et al., 2015). Ela se destaca como uma alternativa para a produção de etanol (biocombustível), açúcar (alimentos) e biomassa para aquecimento e energia (bioenergia) (Silva et al., 2020).

É uma cultura de importância social, econômica e ambiental relevante em diversos países em desenvolvimento, em que, quase 75% da produção global está concentrada no Brasil, Índia, China, Tailândia e Paquistão (FAO, 2019).

Dados da Conab (2019) apontam o Brasil como o maior produtor mundial de cana-de-açúcar (38%), colhendo na safra 2019/20 uma área estimada em 8.382,2 mil hectares, com produção média de 73.486 kg ha⁻¹. Nessa perspectiva, o estado de São Paulo é o maior produtor nacional, e deverá ter uma redução na área de 181,5 mil hectares e ser responsável pelo maior aumento na produção de açúcar, 1.866,8 mil toneladas (Dias, 2019). A cultura da cana-de-açúcar vem se desenvolvendo sobre o meio rural em Tabapuã (SP), segundo Pelisson (2017), devido à sua grande valorização no mercado e com a instalação de usinas na região.

O interesse global em biocombustíveis aumentou significativamente nos últimos anos, principalmente devido à preocupação com as mudanças climáticas. No Brasil, a área cultivada com cana-de-açúcar se expandiu, sem precedentes, para atender à crescente demanda por etanol no mercado doméstico e internacional (Machado, 2017). Embora a expansão do agronegócio tenha trazido muitos benefícios econômicos para o Brasil, há um custo ambiental a ser considerado para que o

crescimento econômico seja ambiental e socialmente sustentável (Merten e Minella, 2013).

Apesar do aumento da produtividade da cana, a mecanização da produção da cultura provocou modificações na estrutura do solo em diferentes escalas (Awe et al., 2020). Ainda que, a estrutura do solo não seja considerada uma propriedade diretamente relacionada à produção agrícola, a estrutura desempenha um papel significativo no fornecimento de água e ar às raízes, influenciando também no alongamento das raízes, na disponibilidade de nutrientes e na atividade da macrofauna (Veiga et al., 2009).

Durante os próximos anos, a área agrícola do Brasil se expandirá para atender à crescente demanda doméstica e mundial de alimentos e combustível. As escolhas atuais em relação ao uso da terra determinarão em que grau essa expansão terá efeitos adversos que incluem erosão do solo, assoreamento de reservatórios, problemas de qualidade da água, perda de biodiversidade e conflitos sociais (Merten e Minella, 2013). A adoção de estratégias que admitam o cultivo constante e intensivo de terras sem afetar a qualidade do solo seria fundamental para apoiar a segurança alimentar a longo prazo e a qualidade ambiental (Boafo et al., 2020). Este é um grande desafio a ser atingido no cultivo da cultura da cana-de-açúcar.

2.8. Importância da palha de cana-de-açúcar na conservação do solo

A prática convencional de queima na pré-colheita da cana-de-açúcar está sendo extinta no Brasil, segundo Vianna et al. (2020), resultando na manutenção da camada de resíduos da cultura na superfície do solo. Existe um interesse crescente da indústria sucroenergética brasileira em remover a palha da cana-de-açúcar do campo, para usar como matéria-prima visando aumentar a produção de bioenergia. Contudo, a remoção da palha da cana-de-açúcar pode ter consequências negativas para muitos serviços do ecossistema do solo e subsequente crescimento das plantas (Lisboa et al., 2018).

Deste modo, a remoção indiscriminada da palha pode causar danos reduzindo o carbono do solo, ciclagem de nutrientes, atividade biológica, resistência à compactação e controle de erosão (Satiro et al., 2017). De acordo com Lisboa et al. (2019), a remoção de resíduos de culturas pode ter impactos negativos nas funções críticas do solo.

Segundo Castioni et al. (2018), os resíduos das culturas têm um papel fundamental na manutenção das funções do solo e a remoção da palha de cana para produção de bioenergia pode intensificar os impactos divergentes da colheita mecanizada na qualidade do solo. Eles afirmaram, ainda, que é imprescindível monitorar as mudanças na qualidade do solo para sustentar estratégias de manejo, amenizando condições adversas para o crescimento e desenvolvimento pertinentes das plantas.

Como a qualidade do solo é afetada em diferentes magnitudes de acordo com o solo, o clima e as condições de manejo, as orientações para o manejo da remoção da palha devem ser específicas do local, levando em consideração fatores que afetam a qualidade do solo e o crescimento das plantas (Lisboa et al., 2019). O equilíbrio dos impactos e o valor econômico e energético da palha indicam que a quantidade de palha deixada sobre o solo, que possa ser considerada como ótima, depende das condições locais, práticas agrícolas, características da palha e uso final pretendido (Leal et al., 2013).

A palha de cana deixada no campo após sua colheita mecânica tornou-se matéria-prima muito preciosa para a produção de etanol e bioeletricidade de segunda geração (Aquino et al., 2018). Contudo, poucas informações estão disponíveis sobre a quantidade de palha necessária para ser deixada no campo, para que a produtividade agrícola não seja afetada e a alta sustentabilidade seja fornecida para o sistema de produção de bioenergia (Aquino et al., 2018; Vianna et al., 2020).

De acordo com Pimentel et al. (2019), a remoção da palha da cana-de-açúcar para produção de bioenergia deve ser realizada com atenção, pois altas taxas de remoção de palha modificam o processo de decomposição e limitam as entradas de C e nutrientes no solo. A remoção da palha tem a capacidade de alterar as características do solo que estão visceralmente ligadas ao ciclo C (estoques de C e CO₂) e reciclagem de nutrientes (Pimentel et al., 2019). Compreender os impactos da

remoção da palha na quantidade e qualidade do carbono orgânico do solo é fundamental para sustentar ou melhorar as funcionalidades do solo e produzir rendimentos economicamente viáveis da cana-de-açúcar (Bordonal et al., 2018).

É perceptível que existem decorrências agronômicas negativas da remoção da palha na ciclagem de nutrientes, controle da erosão do solo, biodiversidade do solo, armazenamento de água no solo, acúmulo de C no solo e controle de plantas daninhas (Carvalho et al., 2017).

Em Argissolo Vermelho-Amarelo, Martins Filho et al. (2009) observaram que a porcentagem de cobertura do solo por resíduos de cana-de-açúcar, igual a 50%, propiciou controle significativo da erosão de 69%, mas não reduziu a concentração de MO e nutrientes no sedimento erodido em níveis significativos. Já uma cobertura de 100% foi significativamente eficiente no controle da erosão (89%) e na redução das concentrações de MO (69%), P (88%), K (23%), Ca (74%) e Mg (75%) no sedimento. Já Silva et al. (2012) concluíram, em um Latossolo Vermelho distrófico, que a fim de minimizar as perdas por erosão em entressulcos, devem ser mantidos 75 % de cobertura com palha de cana-de-açúcar para o controle da perda de solo, 50 % de cobertura para reduzir a perda de água e 25 % de cobertura para diminuir a perda de matéria orgânica e nutrientes, o que possibilitaria otimizar o uso desse recurso tanto para a conservação do solo como para a produção de energia limpa em indústrias sucroalcooleiras.

A adoção das melhores práticas de gestão, segundo Cherubin et al. (2018), podem mitigar os impactos adversos da colheita de resíduos de culturas. Os autores disseram ainda que, a longo prazo as experiências em regiões estratégicas de produção são essenciais para compreender e monitorar o impacto dos sistemas agrícolas integrados e propor soluções personalizadas para uma agricultura sustentável na gestão de resíduos de culturas em cada região ou paisagem. Além disso, Cherubin et al. (2018), sugeriram que investimentos privados e públicos são necessários para uma melhor compreensão do potencial ambiental, implicações econômicas e sociais da utilização de resíduos de culturas para a produção de bioenergia.

Em função do exposto, o manejo adequado dos resíduos de cana-de-açúcar, no período de pós-colheita, é primordial para as ações de conservação do solo e da água em bacias hidrográficas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Descrição da Área de Estudo

A área de estudo compreende parte da microbacia do Córrego Seco, pertence a Bacia Hidrográfica do rio São Domingos que é definida como Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI-15). A microbacia apresenta área territorial de 14,2 km², e a área de estudo 41,6247 ha, a qual situa-se no Noroeste do estado de São Paulo, no município de Tabapuã, cujas coordenadas em UTM (Universal Transversa de Mercator) são: longitudes 694000 m E 703000 m E latitudes 7679200 m N e 7674800 m N, fuso 22 K, Meridiano Central 51° W Gr (Figura 1).

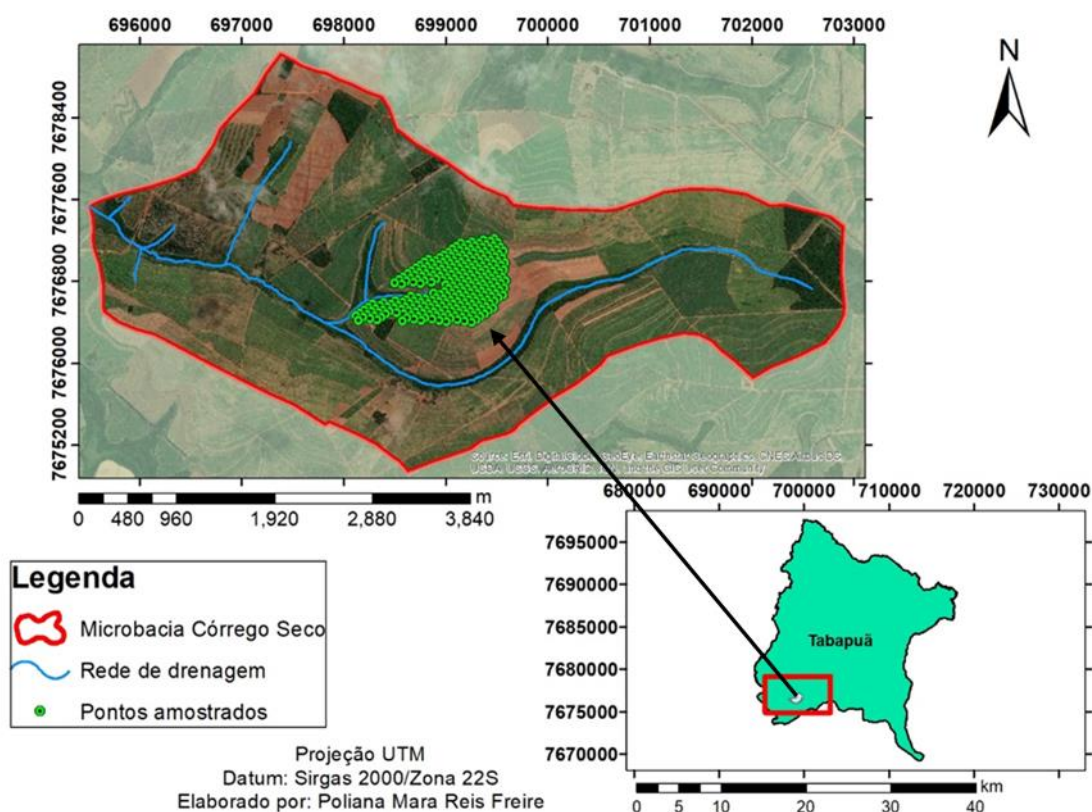


Figura 1. Localização da área de estudo

O relevo foi classificado como suave ondulado a ondulado (3 a 20%), de acordo com as classes da Embrapa (1999). A região está inserida na província geomórfica

do Planalto Ocidental Paulista tendo como material de origem as unidades geológicas pertencentes às rochas sedimentares do Grupo Bauru, Formação Adamantina. Esta formação se estende por vasta extensão no noroeste paulista e caracteriza-se pelos bancos de arenito de granulação fina a muito fina, sendo comum a ocorrência de seixos de argilito, cimento e nódulos carbonáticos. Os solos predominantes na microbacia do Córrego Seco, segundo o Mapa de Solos do estado de São Paulo (Rossi, 2017), são, Latossolos Vermelhos - LV21, Argissolos Vermelho-Amarelos - PVA4.

A vegetação natural da área é composta por vegetação em regeneração, também há áreas com atividades agrárias, floresta estacional semidecidual e bioma da mata atlântica. O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo mesotérmico com inverno seco (Cwa), com precipitação pluvial média anual de 1.353 mm, com chuvas concentradas no período de novembro a fevereiro. Na região, a economia se sustenta, fundamentalmente, pelas atividades agropecuárias, produção agrícola e comércio. A produção de cana-de-açúcar, para a indústria canavieira, tem contribuído expressivamente, com a economia local, devido à sua grande valorização no mercado. O município também se sobressai na produção agrícola, com participação do café e laranja.

3.2. Modelo SWAT

O modelo hidrológico *Soil and Water Assessment Tools* (SWAT) foi desenvolvido no Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), serviço de Pesquisas Agrícolas. Este modelo matemático permite que diferentes processos físicos sejam simulados, em escala de bacia hidrográfica, capaz de predizer o efeito de diferentes usos do solo (cenários) com relação a qualidade e quantidade de água, e na produção de sedimentos e agroquímicos (Neitsh et al., 2005). A aplicação do modelo SWAT foi determinada para compreender as Unidades de Resposta hidrológica (HRU's), de acordo com o solo, uso do solo, manejo e declividade.

3.2.1. Estrutura do banco de dados de entrada do modelo SWAT

3.2.1.1. Dados Meteorológicos

Os dados climáticos necessários para a simulação no SWAT foram obtidos pelo sistema *Global Weather Data for SWAT* (<https://swat.tamu.edu/>), que são Dados de Reanálise do Sistema de Previsão Climática (CFSR) que fornece dados históricos mundiais referentes há 36 anos (1979-2014). Utilizou-se informações diários e mensais relativos a: temperatura máxima, temperatura mínima, precipitação pluviométrica, velocidade do vento, radiação solar e umidade relativa do ar. Os valores das variáveis citadas foram inseridos manualmente e separadamente no banco de dados do modelo SWAT.

3.2.1.2. Modelo Digital de Elevação (MDE)

Para obter os dados de altitude, foi utilizado o documento base do Modelo Digital de Elevação, oriundo de imagens do sensor PALSAR (a bordo do satélite ALOS) ano 2011, com resolução espacial de 12,5 x 12,5 metros, e georreferenciadas no sistema de coordenadas Datum SIRGAS 2000, no sistema de projeção UTM na zona 22S (quadrante do fuso UTM 22K).

3.2.1.3. Mapa de Uso e Ocupação do Solo

O uso do solo detalhado foi vetorizado manualmente e classificado por técnicas de interpretação visual em imagens orbitais obtidas por satélites no aplicativo Google Earth. As imagens extraídas correspondem ao dia 08/05/2019. Logo após, estas

imagens foram importadas por técnicas de geoprocessamento no Sistema de informações geográficas – SIG, software ArcGIS 10.2, propriedade intelectual da ESRI. Para mais informações consultar: www.esri.com.

3.2.1.4. Identificação do solo

Os solos predominantes na área de estudo foram identificados com o uso do Mapa pedológico do estado de São Paulo, com base cartográfica do IBGE 1:50.000, ano 2017 (Rossi, 2017). As classes de solos dominantes na área foram identificadas como Argissolos Vermelho-Amarelos - PVA4 e Latossolos Vermelhos - LV21.

3.2.2. Atributos do Solo

Para o banco de dados de solos do modelo SWAT são exigidas informações de características físico hídricas de cada classe do solo, para poder realizar a simulação hidrológica. Os parâmetros da componente do solo e camada do solo no SWAT são apresentados nas (Tabelas 1 e 2). Além disso foram adicionadas características físicas dos solos da microbacia hidrográfica que são requeridos pelo SWAT. Como modelo dispõe de um banco de dados próprio, com informações apenas referentes aos solos dos Estados Unidos, foi necessário que os dados específicos da área de estudo fossem introduzidos manualmente no modelo. Algumas destas características foram fundamentadas no trabalho realizado no Brasil por Baldissera (2005) e no portal de Sistema de Informação de Solos Brasileiros da Embrapa.

Conforme U.S. *Natural Resource Conservation Service* (NRCS *Soil Survey Satff*, 1986), os solos são classificados em quatro grupos hidrológicos (A, B, C e D) em função dos valores de condutividade hidráulica (mm h^{-1}) de cada classe de solo nos seus distintos Horizontes. Os solos da área foram classificados como pertencentes ao grupo hidrológico B, os quais apresentam moderada taxa de

infiltração, condutividade hidráulica saturada entre 5 e 150 mm h⁻¹, são constituídos de sedimentos moderadamente grosseiros a moderadamente finos e moderadamente bem drenados e, por isso, têm moderada taxa de transmissão de água (Neitsch et.al., 2011).

Tabela 1. Características físicas das classes de solo na área de estudo.

Soil Component Parameters	Parâmetros Do Componente Do Solo	Solos Da Área De Estudo	
Classes	Significado De Cada Classe Do Modelo Swat:	LATOSSOLOS VERMELHOS LV21	ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS PVA4
SNAM - Soil name	Classificação do solo (nome dados a cada classe)	LATOSSOLO	ARGISSOLO
NLAYERS - Number of layers in the soil. Min1 Max 10	Número layers de informação (números de horizontes)	4.00	3.00
HYDGRP - Soil Hydrologic group	Grupo de mínima saturação hidráulica (A, B, C e D)	B	B
OL_ZMX (mm) - Maximum rooting depth of soil profile. Min 0 Max 3500	Profundidade máxima de solo que a raiz alcança (mm)	1500.00	1300.00
ANION_EXCL (fraction) - Fraction of porosity (void space) from which anions are excluded. Min 0.01 Max 1	Fração de porosidade do solo (fração)	0.38	0.32
SOL_CRK(M3/M3) - [OPTIONAL] Crack volume potential of soil. Min 0 Max 1	Potencial de volume de fissuras(rachadura) do solo	0.00	0.00
TEXTURE - [OPTIONAL]Texture of soil layer	Textura da camada do solo	Argilosa	Arenosa/Média

Tabela 2. Parâmetros da camada de solo.

SOIL LAYER PARAMETERS	PARÂMETROS DA CAMADA DE SOLO	LV2 1	PVA4	LV21	PVA4	LV21	PVA4	LV21
SOIL LAYER - Soil Layer	Camada de solo	1	1	2	2	3	3	4
SOL_Z(mm) - Depth from soil surface to bottom of layer. Min 0 Max 3500	Profundidade de cada horizonte (mm)	360	200	760	550	1210	1300	1500
SOL_BD(g/cm3) - Moist bulk density. Min 0.9 Max 2.5	Densidade do solo (g/cm)	1.5	1.7	1.7	1.7	1.7	1.7	1.6
SOL_AWC (mm/mm) - Available water capacity of the soil layer.Min 0 Max 1	Capacidade de água do solo (mm/mm)	0.3	0.4	0.3	0.4	0.4	0.7	0.4
SOL_K(mm/hr) - Saturated hydraulic conductivity. Min 0 Max 2000	Condutividade hidráulica saturada (mm/hr)	12.5	90	12.5	90	12.5	12.5	12.5
SOL_CBN(%wt.) Organic carbon content. Min 0.05 Max 10	Conteúdo de carbono orgânico do solo (%peso solo)	1.1	1.3	0.2	0.6	0.5	0.3	0.4
CLAY(%wt.) - Clay content. Min 0 Max 100	Porcentagem de argila no solo (%peso solo)	30.3	11.7	29.8	18.8	29.5	20.8	35.6
SILT(%wt.) - Silt content. Min 0 Max 100	Porcentagem de silte no solo (%peso solo)	16	18.1	14.3	17.2	13.8	18.3	15.9
SAND(%wt.) - Sand content. Min 0 Max 100	Porcentagem de areia no solo (%peso solo)	53.7	70.2	55.9	64	56.7	60.9	48.5
ROCK(%wt.) - Rock fragment content. Min 0 Max 100.	Porcentagem de cascalho no solo (% volume)	0	0	0	0	0	0	0
SOL_ALB (fraction) - Moist soil albedo. Min 0 Max 0.25.	Albedo do solo (fração)	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15
USLE_K - USLE equation soil erodibility(K) factor.Min 0 Max 0.65	Equação da USLE: fator de erodibilidade do solo (K). (0,013 t.m2.hr/m3.t.cm)	0.13	0.14	0.14	0.15	0.14	0.16	0.14
SOL_EC (ds/m) - Electrical conductivity. Min 0 Max 100	Condutividade elétrica	0	0	0	0	0	0	0
SOL_CAL% -Calcium carbonate content. Min 0 Max 65.	Teor de carbonato de cálcio	0.02	0.035	0.02	0.035	0.02	0.035	0.02
SOL_PH - Soil pH. Min 3 Max 10.	pH do solo	0	0	0	0	0	0	0

3.2.3. Simulação inicial

Neste trabalho, a aplicação do modelo SWAT foi somente para a delimitação das Unidades de Resposta Hidrológica (HRU's) de acordo com o uso do solo, classe de solo e declividade. Utilizando a interface do programa SWAT com o software ArcGIS, denominado ARCSWAT.

De acordo com as altitudes do Modelo Digital de Elevação (Figura 2), o ArcSWAT gerou a rede de drenagem e os divisores topográficos da área. Verifica-se na (Figura 2) que as altitudes das regiões variam de 489 m a 541 m e que grande parte da área está em região de relevo suave ondulado a ondulado.

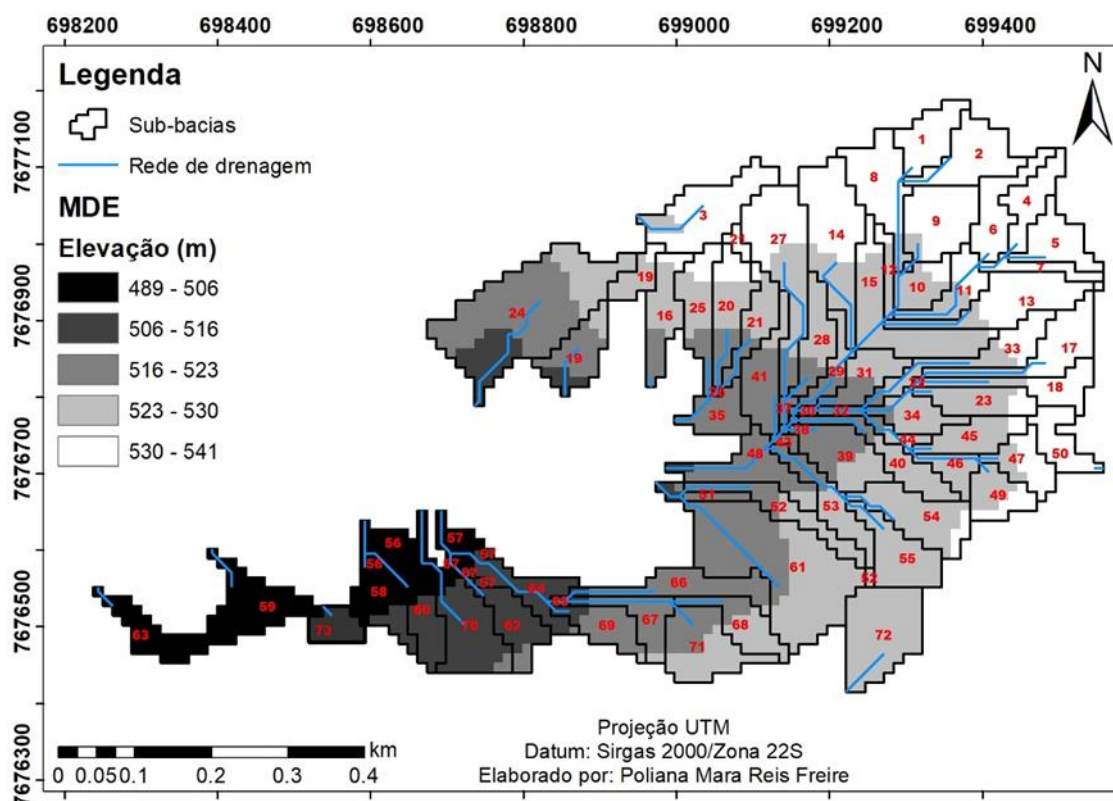


Figura 2. Modelo Digital de Elevação da concretização do modelo SWAT.

O modelo SWAT modelou a área de estudo, a qual foi regionalizada pela altitude, sendo dividida em 73 sub-bacias e 73 Unidades de Resposta Hidrológica (Hydrologic Response Units – HRU's) por delimitação automática (Figura 3). O conjunto das 73 sub-bacias foi denominado de BBV (bacia hidrográfica do córrego

Seco ou da Fazenda Boa Vista). Por sua vez, cada sub-bacia é parametrizada pelas HRU's, que compreendem uma única combinação de uso de solo, tipo de solo e declividade (Neitsch et al., 2011). Tendo como base o número de tributários, estas unidades territoriais propiciaram importante caracterizar o sistema de drenagem das águas superficiais na BBV. Isto foi utilizado na modelagem dos efeitos dos fatores topográficos de uso e conservação dos recursos naturais e dentre os processos de escoamento superficial das águas das chuvas.

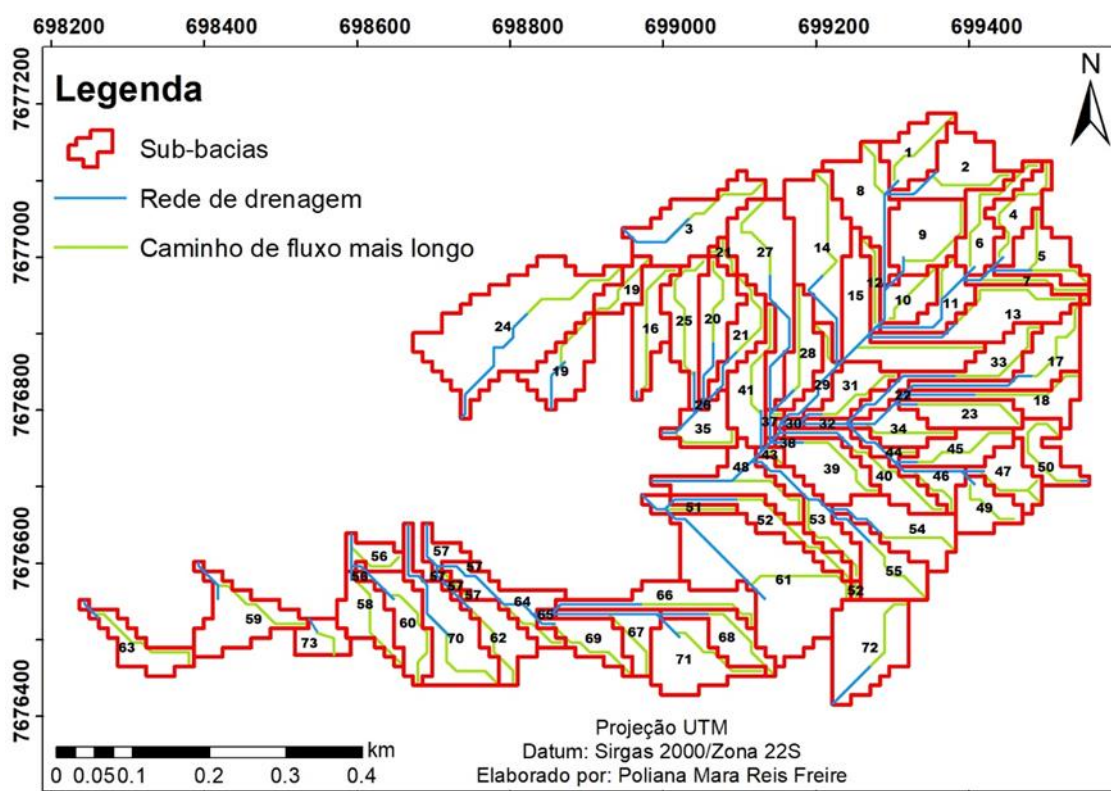


Figura 3. Características fisiográficas nas sub-bacias em Unidades de Resposta Hidrológica (HRU's).

O uso do solo na BBV, com área aproximada de 41,6247 (ha), é exclusivamente dominado pela cultura da cana-de-açúcar (Figura 4).

O SWAT também gerou um mapa pedológico com as classes de solos (Figura 5), a partir das informações das Tabela 1 e 2. As classes de solos geradas para a área da BBV, no modelo SWAT, com suas respectivas áreas são: Argissolos Vermelho-Amarelos - PVA4, ocupando 98% da área com 40.7938 (ha), e o Latossolos Vermelhos - LV21 com 0.8309 (ha).

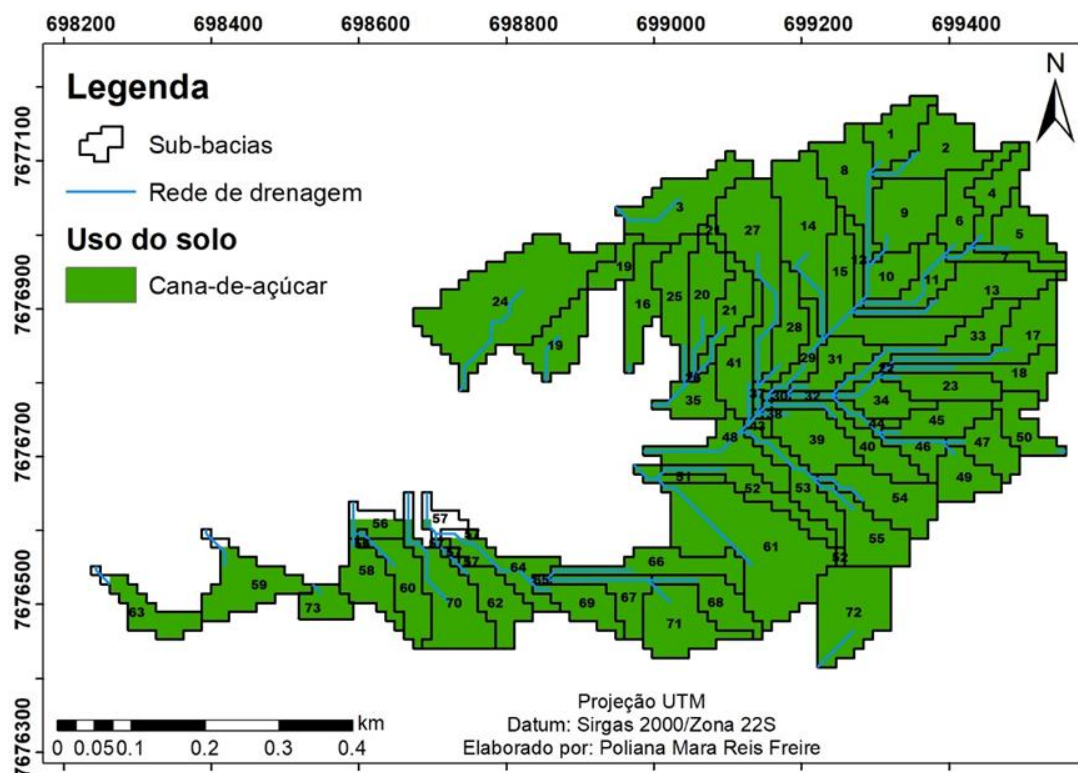


Figura 4. Classe de uso e ocupação do solo da área.

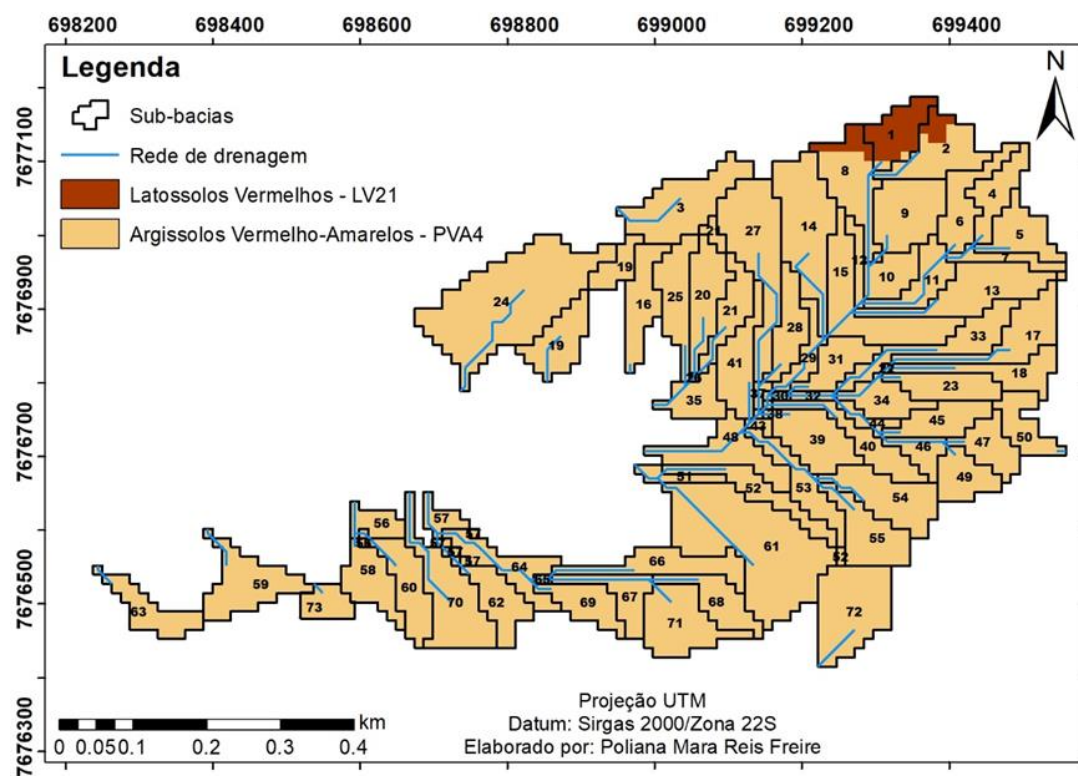


Figura 5. Classes de solos nos compartimentos do SWAT.

Com modelo SWAT obteve-se mapa com as classes de declividade (Figura 6). As classes de declividade adotadas foram as propostas pela Embrapa (1999), tal que, com 3-8% e 8-20% o relevo é classificado como suave ondulado e ondulado, respectivamente. A classe de declividade predominante na BBV foi de 3-8%, a qual ocorre em 64,93% na área.

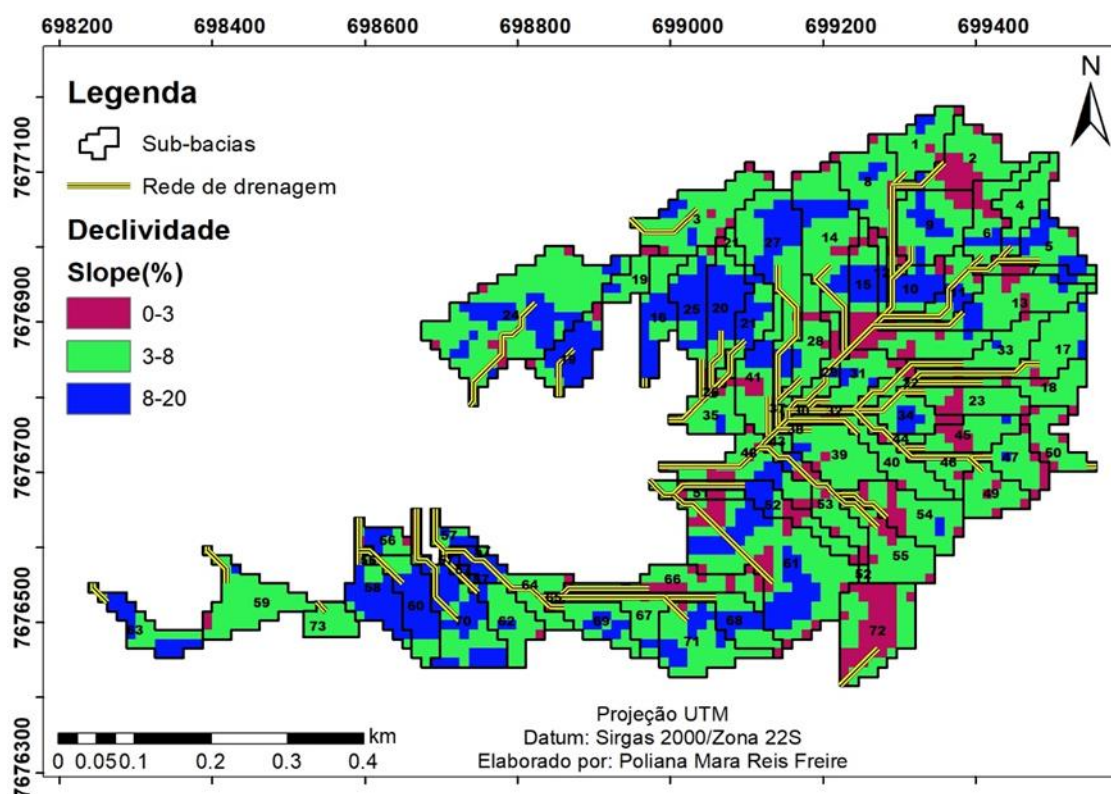


Figura 6. Mapa de Declividade nos compartimentos do modelo.

3.3. Consistência de dados

Foi realizado uma análise detalhada utilizando um banco de dados, com atributos dos solos, na área de estudo, obtido a partir de 165 pontos amostrais georreferenciados e regularmente espaçados em 50 m. Na simulação hidrológica o modelo SWAT gerou 73 sub-bacias, deste modo foi feito um levantamento para verificar quais dos 165 pontos estavam incorporados em cada sub-bacia, por exemplo: na sub-bacia de número 1 os pontos 79, 80, 98 e 99 estavam agregados na área, já

na sub-bacia 10 apenas o ponto 143, na sub 61 estavam inclusos os pontos 281, 282, 283, 304, 305, 306, 307, 325, 326, 327. Nos 165 pontos amostrais foram coletadas amostras de solo para a caracterização química e física.

Para caracterização química dos solos, o cálcio, o magnésio, o potássio e o fósforo foram extraídos pelo método da resina trocadora de íons (Raij et al., 2001). O carbono orgânico foi determinado seguindo metodologia da Embrapa (1997). O pH foi obtido potenciometricamente em solução de CaCl_2 0,01 M. A análise granulométrica do solo foi realizada pelo método da pipeta, utilizando uma solução de NaOH 0,1 N como dispersante químico e agitação com aparato de alta rotação (12.000) (Gee e Bauder, 1986). As frações granulométricas foram separadas com base na classificação proposta pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA).

Todo este procedimento permitiu identificar e caracterizar os atributos dos solos de cada HRU.

3.3.1. Modelagem da produção de sedimentos

A Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) foi aplicada para quantificar os riscos potenciais e reais de erosão do solo. Para estimar a quantidade de sedimentos a serem liberados da encosta da área de estudo localizada na microbacia hidrográfica, utilizou-se a taxa de entrega de sedimentos (SDR).

A metodologia determinada RUSLE/SDR foi usada, neste estudo, para estimar a erosão bruta (A) e a produção de sedimentos (SY) na BBV, como proposto por Renard et al. (1997):

$$A = R K L S C P \quad (1)$$

$$SY = A SDR \quad (2)$$

em que, A = perda de solo por erosão ($\text{t ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$); R = Fator de erosividade da chuva, $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{ano}^{-1}$; K = Fator de erodibilidade do solo, $\text{t ha h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$; L = Fator

comprimento de rampa, adimensional; S = Fator declividade de rampa, adimensional); C = Fator de uso e manejo do solo, adimensional; e P = Fator de práticas conservacionistas adotada, adimensional; SY = produção de sedimentos ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$); SDR = taxa de transferência de sedimentos, adimensional.

A erosividade média das chuvas (R) foi estimada, ponto a ponto, nos 165 pontos amostrais (Apêndice 1A), com o método proposto por Lombardi Neto et al. (2000). O valor médio estabelecido foi $7016\ MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}\ ano^{-1}$.

O fator erodibilidade (K) foi estimado utilizando equação proposta por Denardin (1990):

$$K = 0,00000748\ M + 0,004448059\ p - 0,06631175\ DMP + 0,01039567\ X32 \quad (3)$$

em que, M = novo silte (novo silte + nova areia); p = permeabilidade codificada segundo Wischmeier et al. (1971); DMP = diâmetro médio ponderado das partículas do solo inferiores a 2,00 mm, mm; X32 = nova areia (MO/100); Novo silte = silte + areia muito fina, %; Nova areia = areia muito grossa + areia grossa + areia média + areia fina, %.

O valor médio do fator K estimado foi de $0,028\ t\ ha^{-1}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}\ ha\ h$ (Apêndice 1A), o qual não diferiu significativamente, pelo teste t, daquele determinado por Amaral (2003) e igual a $0,023\ t\ ha^{-1}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}\ ha\ h$, para o mesmo Argissolo do presente trabalho.

Para determinar o fator LS, o L foi obtido como proposto por Wischmeier & Smith (1978):

$$L = (\lambda/22,13)^m \quad (4)$$

O fator S foi obtido como estabelecido por Renard et al. (1997):

$$S = 10,8\ \text{sen}\theta + 0,03 \quad (\text{declive} < 9\%) \quad (5)$$

$$S = 16,8 \operatorname{sen} \theta - 0,5 \quad (\text{declive} \geq 9\%) \quad (6)$$

em que, λ = comprimento de rampa (m); m = expoente variável com a declividade do terreno; θ = ângulo do declive em graus.

Definiu-se dois cenários de uso e ocupação do solo, com o intuito de se aplicar a metodologia descrita, RUSLE/SDR, com vista ao planejamento do uso e ocupação do solo. Neste sentido foram criados dois cenários para área de estudo. A análise consistiu em verificar a influência da presença de resíduos na superfície do solo sobre a produção de sedimentos. Os cenários consistiram de condições de campo testadas na BBV, por Martins Filho et al. (2009), no período pós-colheita mecanizada cana-de-açúcar: a) Cenário 1, 50% de cobertura; 2) 100% de cobertura da superfície do solo por resíduos de cana-de-açúcar.

Com base em trabalhos de Martins Filho et al. (2009) e Andrade et al. (2011) os valores do fator C adotados foram: a) 0,13 para a condição de 50% de cobertura; b) 0,06 para a condição de 90% de cobertura do solo por resíduos de cana-de-açúcar.

Para o fator P adotou-se valores propostos por Wischmeier e Smith (1978), em função da declividade do terreno. A tolerância de perdas de solo por erosão (T) foi estabelecida como sendo igual a $6,0 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, conforme Lombardi Neto e Bertoni (1975).

Para estimar a taxa de transferência de sedimentos (SDR) foram testadas as equações propostas por Vanoni (1975), Willians e Berndt (1972) e USDA/SCS (1979):

$$\text{SDR} = 0,42 \text{ BA}^{-0,125} \quad (7)$$

$$\text{SDR} = 0,627 \text{ S}^{0,403} \quad (8)$$

$$\text{SDR} = 0,51 \text{ BA}^{-0,11} \quad (9)$$

em que, BA é a área das sub-bacias (m^2) e S é a declividade do curso principal (%).

Os resultados da aplicação das Equações 7 a 9, nas 73 sub-bacias, foram confrontados com valor de SDR média obtida em parcelas experimentais ($11 \times 3,5 \text{ m}$)

por Martins Filho et al. (2009), pelo teste t ($p < 0,05$). Com este teste estabeleceu-se quais das Equações 7 a 9 poderia ser adotada para estimar a SDR na BBV.

Para estimar a produção de sedimentos foram utilizadas a Taxa de entrega de Sedimentos (SDR) e a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE).

3.3.2. Análise Geostatística

Com o objetivo de avaliar a distribuição espacial dos fatores de erosão, a erosão bruta (A), a taxa de transferência de sedimentos (SDR) e a produção de sedimentos (SY), na área da BBV, técnica geoestatística foi aplicada.

Para o desenvolvimento de mapas foi aplicada a técnica geoestatística da krigagem ordinária (KO) utilizando um grid pré-definido de 165 pontos espaçados de 50 em 50 m. A análise foi realizada seguindo a metodologia descrita em Vieira et al. (1983) e Robertson (1998), onde estes dividem a técnica em três etapas: 1) análise espacial para obter o semivariograma; 2) escolha de modelo para ajustar o semivariogramas; 3) realizar a interpolação dos dados para assim obter o valor dos locais não amostrados ao longo da coleta.

O semivariograma foi estabelecido através de uma representação gráfica da semivariância estimada através da seguinte expressão:

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (10)$$

em que, $\hat{\gamma}(h)$ é a semivariância estimada, e $N(h)$ é o número de pares de valores observados $Z(x_i)$, $Z(x_i + h)$, separados pela distância h .

Para as demais análises estatísticas utilizou-se o programa Statistica (StatSoft, 1994).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Perdas de solo por erosão (A) e produção de sedimento (SY)

Na BBV o fator de erosividade da chuva (R) variou de 5211 a 7969 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 3). O CV para R na BBV de 18,7% pode ser considerado como médio, segundo critério de Pimentel-Gomes (1985). Valores de erosividade das chuvas podem ser classificados, segundo Machado et al. (2014), em: a) Fraco, $R \leq 2452$; b) Moderado, $2452 < R \leq 4905$; c) Moderado a forte, $4905 < R \leq 7357$; d) Forte, $7357 < R \leq 9810$; e) Muito forte, $R > 9810$ MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. Na BBV os valores de R situam-se nas classes Moderado a forte e forte. As regiões sul e sudoeste da BBV tenderam a apresentar os menores valores do fator R (Figura 7). As demais regiões apresentaram valores de R superiores a 7300 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. Na estação experimental em Pindorama – SP, a qual é próxima a Tabapuã – SP, Sosa (1987) estabeleceu valor de R igual a 6143 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. Deste modo, o valor médio anual de R na BBV de 7016 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ é compatível com valores relatados em estudos anteriores no estado de São Paulo (Sosa, 1987; Colodro et al., 2002).

Tabela 3. Fatores de erosão na área da BBV.

Estatística	R	K	LS	P
Mínimo	5211	0.020	0.039	0.50
Máximo	7969	0.044	1.115	0.60
Média	7016	0.028	0.700	0.51
Desvio Padrão	1313	0.004	0.215	0.03
CV (%)	18.7	13.7	30.8	5.9

*CV – coeficiente de variação; R – erosividade; K – erodibilidade; LS – fator topográfico; P – práticas de controle da erosão.

O fator topográfico (LS) apresentou valores de 0,039 a 1,115, com valor médio de 0,7 e desvio padrão de 0,215. Este fator apresenta CV considerado como muito alto, segundo critério de Pimentel-Gomes (1985). Tal variação justifica-se, por uma outra na declividade do relevo suave ondulado a ondulado (3 a 20%).

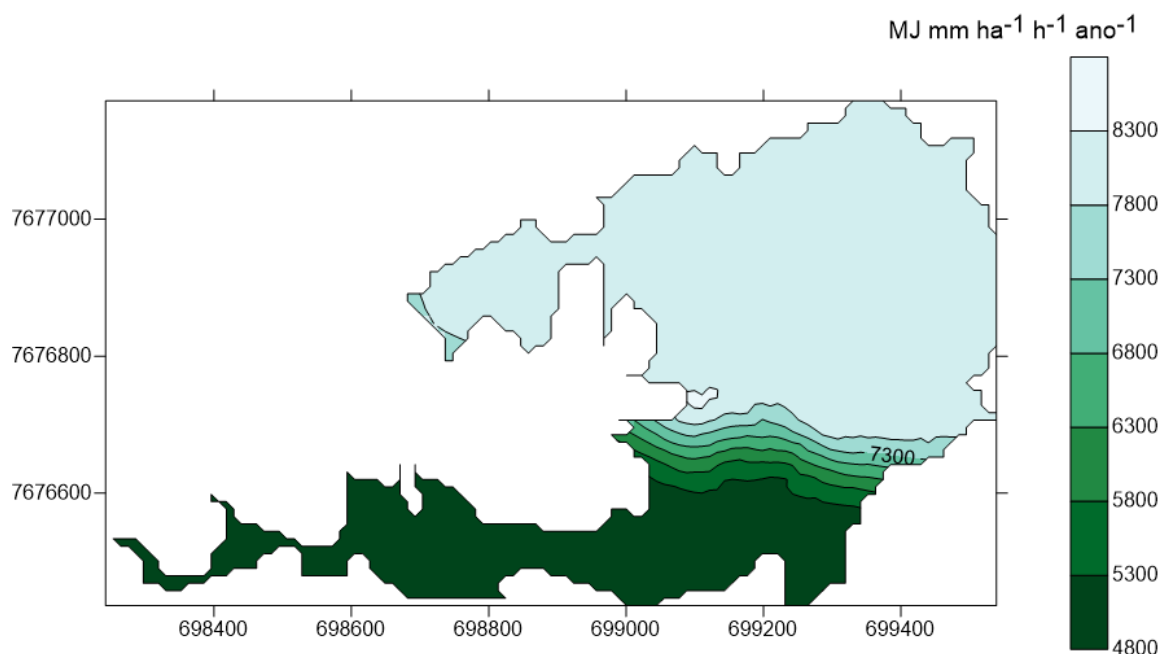


Figura 7. Distribuição da erosividade (Fator R) na área da BBV.

A erodibilidade do solo (Fator K) apresentou valores variando de 0,020 a 0,044 $t\ ha\ h\ ha^{-1}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$, com valor médio de 0,028 $t\ ha\ h\ ha^{-1}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$ e desvio padrão de 0,004 $t\ ha\ h\ ha^{-1}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$ (Tabela 3 e Figura 8). O CV para K na BBV de 13,7% pode ser considerado como médio, segundo critério de Pimentel-Gomes (1985). Os valores de K enquadram-se, segundo critérios de Mannigel et al. (2002), nas classes de médio (0,015 a 0,030 $t\ ha\ h\ ha^{-1}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$) a alto (0,030 a 0,045 $t\ ha\ h\ ha^{-1}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$). Os valores de K estão espacialmente distribuídos na BBV conforme apresentado na Figura 8. Pode-se verificar que a maior parte da BBV apresenta solo altamente suscetível à erosão.

O fator topográfico (LS) na BBV apresenta valores de 0,039 a 1,115, com média de 0,700 e desvio padrão de 0,215 (Tabela 3). Este fator apresenta CV considerado como muito alto, segundo critério de Pimentel-Gomes (1985). Este alto valor de CV já era esperado, uma vez que o fator topográfico é função da declividade, comprimento do declive e forma do relevo. A referência do LS é a unidade, quando o comprimento do declive é 22,13 m e a declividade do terreno é 9% (Wischmeier e Smith, 1978). Logo, os maiores valores de LS na BBV podem ser associados a uma maior suscetibilidade do terreno à erosão (Figura 9).

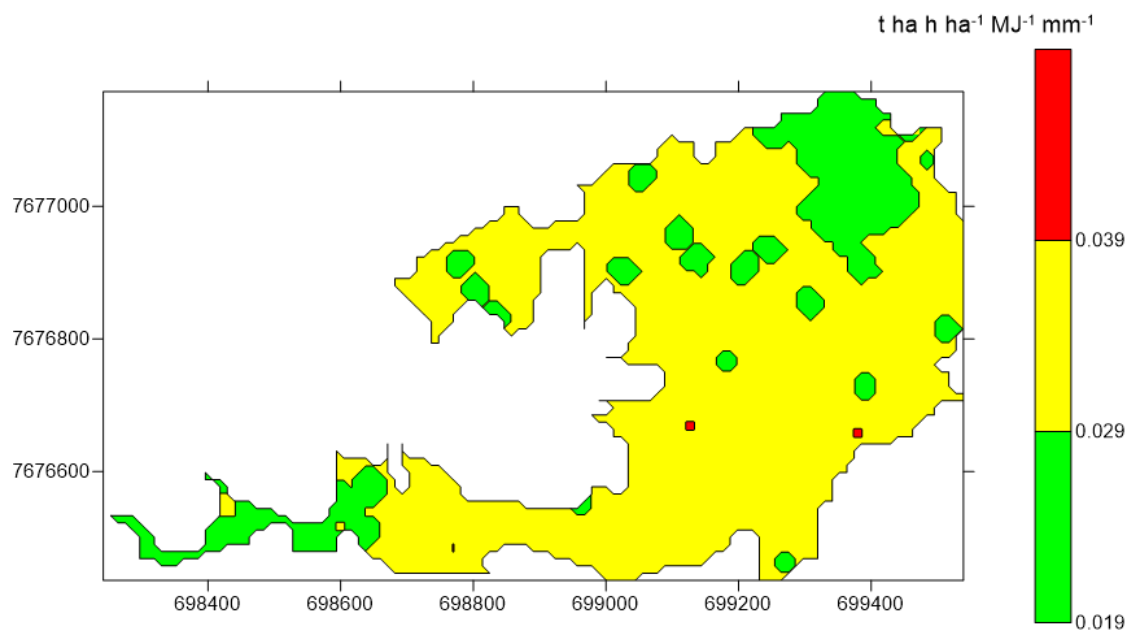


Figura 8. Distribuição espacial da erodibilidade do solo (Fator K) na BBV.

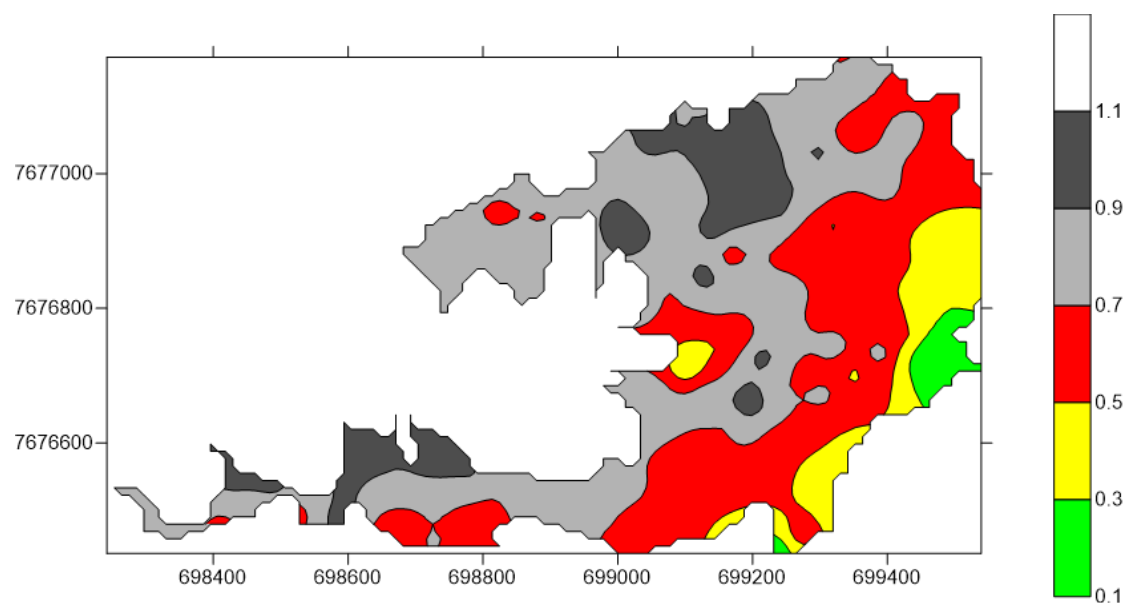


Figura 9. Distribuição espacial do fator topográfico (LS) na BBV.

Quanto ao fator C este foi estabelecido como igual a 0,13 (Cenário 1, com 50% de cobertura da superfície do solo) e 0,06 (Cenário 2, com 90% de cobertura da superfície do solo), com base em resultados de Andrade et al. (2011). Deste modo, quanto menor o valor do Fator C um maior controle da erosão é esperado na BBV.

O fator de práticas conservacionistas (P) na BBV variou de 0,50 a 0,60, com valor médio de 0,51, desvio padrão de 0,03 e CV baixo e igual a 5,9% (Tabela 3).

Estes valores são dependentes do tipo de medidas de conservação do solo adotadas na área, no caso cultivo em nível e presença de terraços espaçados com distância ou diferença na vertical (dV) de 2,5 m. Este espaçamento vertical é o padrão adotado em áreas de cultivo com cana-de-açúcar na região. Na ausência de medidas de conservação do solo o fator P assume valor igual 1,0 (Wischmeier e Smith, 1978).

Com a aplicação da RUSLE, em células amostrais com dV igual a 2,5% e declividade igual à dos pontos amostrais espaçados de 50 em 50 m (malha amostral), nas sub-bacias da BBV, obteve-se valores de erosão bruta: A_{50} no Cenário 1 e A_{90} no Cenário 2 (Figuras 10 e 11). Os valores de erosão bruta A_{50} e A_{100} de 0 a 6 t ha⁻¹ ano⁻¹ são toleráveis na SBB.

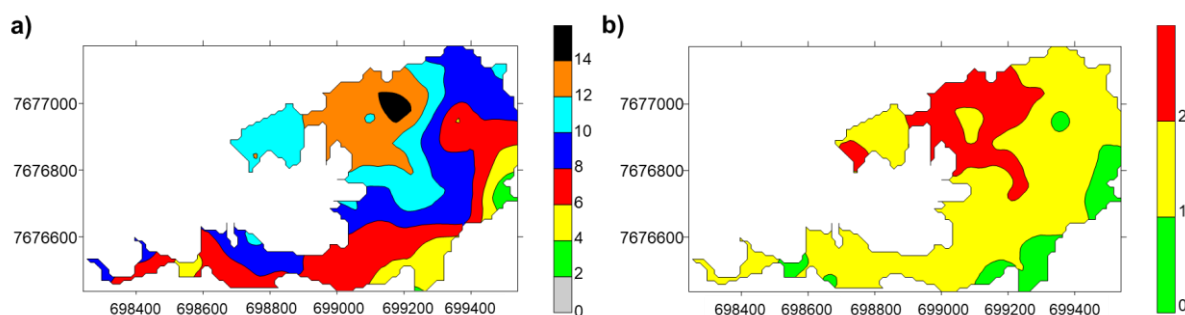


Figura 10. Erosão do solo na BBV no Cenário 1: a) Erosão bruta (A_{50}); b) risco de erosão (RE_{50}).

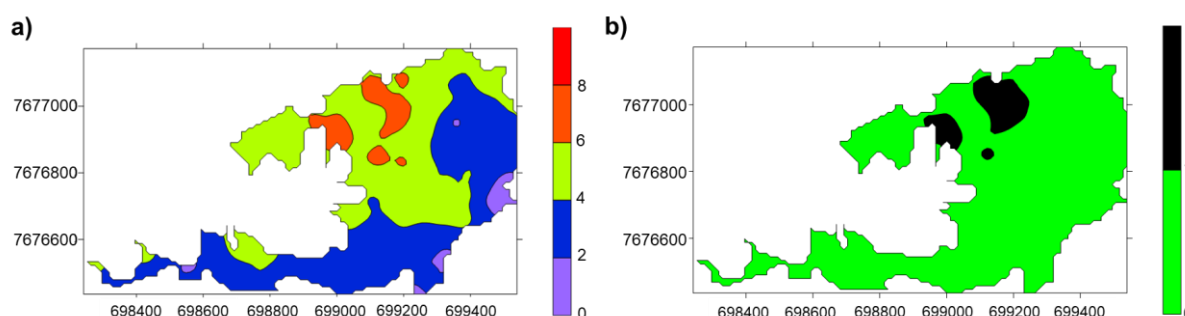


Figura 11. Erosão do solo na BBV no Cenário 2: a) Erosão bruta (A_{90}); b) risco de erosão (RE_{90}).

A erosão bruta (A_{50}), para o Cenário 1, com valor médio de 9,37 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Figura 10), é comparável com resultados apresentados na literatura por Andrade et al. (2011) de 8,14 a 9,95 t ha⁻¹ ano⁻¹. Os autores citados obtiveram, em condições

semelhantes à do Cenário 2 (A_{90}), erosão bruta de 3,67 a 4,38 t ha⁻¹ ano⁻¹. No presente trabalho a A_{90} foi em média de 4,32 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Figura 11).

Na Figura 10 valores de erosão bruta acima de 12 t ha⁻¹ ano⁻¹ ocorreram em sub-bacias com valores de R fortes ($7357 < R \leq 9810$ MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹), $LS > 1$ e com valores de K de médios a altos (0,026 a 0,032 t ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹). Inserem-se neste caso, por exemplo, as SBB 14, 27 e 41. Estes são os principais fatores de erosão determinando os níveis de erosão no Cenário 1.

O risco de erosão (RE) é apresentado na Tabela 4 e Figura 10b, com o qual pode-se caracterizar também a classe de severidade da erosão. No Cenário 1 o RE_{50} demonstra que 67,7% da área da BBV apresenta risco moderado de erosão ($6 < A_{50} \leq 12$ t há⁻¹ ano⁻¹), 28,3% risco alto ($12 < A_{50} \leq 24$ t há⁻¹ ano⁻¹) e 4% risco baixo ($A_{50} \leq 6$ t há⁻¹ ano⁻¹). Nesta condição, fica evidente a não eficiência das medidas de conservação do solo adotadas em 96% da BBV. Já no Cenário 2, devido ao manejo dos resíduos de cana-de-açúcar proporcionarem cobertura de 90% da superfície do solo, o risco de erosão (RE_{90}) é baixo ($A_{100} \leq 6$ t há⁻¹ ano⁻¹) em 96,5% da BBV. Apenas 3,5% da BBV apresenta RE_{100} moderado.

Tabela 4. Classes de risco (RE) e severidade da erosão (A) na SBB.

Classe	RE	A	Área RE_{50}	Área RE_{100}
		t há ⁻¹ ano ⁻¹	%	%
Baixo(a)	$RE \leq 1$	$A \leq 6$	4,0	96,5
Moderado(a)	$1 < RE \leq 2$	$6 < A \leq 12$	67,7	3,5
Alto(a)	$2 < RE \leq 4$	$12 < A \leq 24$	28,3	0,0
Muito Alto(a)	$4 < RE \leq 8$	$24 < A \leq 48$	0,0	0,0
Severo(a)	$8 < RE \leq 16$	$48 < A \leq 96$	0,0	0,0
Muito severo(a)	$RE > 16$	$A > 96$	0,0	0,0

Neste contexto, cumpre observar que a cobertura da superfície do solo com 50% de resíduos de cana-de-açúcar não é suficiente para permitir níveis de erosão dentro do tolerável ($T = 6$ t ha⁻¹ ano⁻¹; Lombardi Neto e Bertoni, 1975), mesmo com a adoção de práticas de conservação do solo. Já o percentual de cobertura de 90% indica alto nível de controle da erosão, quando associado a presença de terraços e

operações agrícolas em contorno. Trabalho como o de Trombeta e Caixeta Filho (2017), aponta a energia termelétrica, em especial a produzida por meio de biomassa de cana-de-açúcar, como uma alternativa sustentável ao abastecimento e à segurança energética do País, uma vez que é complementar e substituta primária da energia hidrelétrica. Uma das fontes de biomassa, neste contexto, é obtida com o recolhimento e enfardamento da palha de cana-de-açúcar no campo. Mediante aos resultados obtidos na BBV, em Tabapuã – SP que está inserida na região Centro-Sul do estado, cujas mesorregiões de Ribeirão Preto e São José do Rio Preto são as que apresentam maior capacidade de fornecimento de biomassa de cana-de-açúcar, vinculada diretamente à capacidade produtiva de tais regionais.

Em relação ao uso da palha, segundo Trombeta e Caixeta Filho (2017), verifica-se reversão da tendência de ínfima exploração pelas usinas, reflexo da gradativa adequação do setor a Lei Estadual n. 11.241 de eliminação da prática de queima de cana-de-açúcar até 2017, reforçada, em algumas regiões, pela assinatura do Protocolo Agroambiental, que acelerou o prazo do fim da queima para 2014. Nesse sentido, a palha vem sendo alvo de estudos econômicos, agrônômicos e ambientais a fim de identificar sua real disponibilidade nos ambientes de produção e potencial uso como biomassa carburante ou matéria-prima para obtenção de etanol de segunda geração (Trombeta e Caixeta Filho, 2017). Logo, numa possível reversão desse quadro, estudos de conservação do solo são fundamentais para definir níveis de recolhimento de palha no campo, principalmente em solos erodíveis, como os Argissolos, os quais ocorrem na BBV e mesorregião de São José do Rio Preto.

A palha em contato direto com a superfície do solo aumenta a sinuosidade do fluxo superficial da água, reduzindo a velocidade e capacidade de desagregação e transporte dos sedimentos, ocasionando uma redução na erosão hídrica (Debarba, 1993; Castro et al., 2011). Isto fica evidente quando se compara os resultados expressos nas Figuras 10 e 11.

Dentre os vários fatores de risco à erosão do solo, o fator cobertura e manejo do solo (Fator C) é aquele que os fomentadores de políticas públicas e os agricultores podem modificar de maneira mais fácil e clara no campo, a fim de ajudar a reduzir as taxas de perdas de solo (Panagos et al., 2015).

4.2. Produção de sedimentos

As estimativas finais foram realizadas para estabelecer a produção de sedimentos na BBV utilizando a combinação RUSLE/SDR. O cálculo dos valores de SDR de cada SBB pelas Eq. 7, 8 e 9 são apresentados no Apêndice 1A e Figura 12.

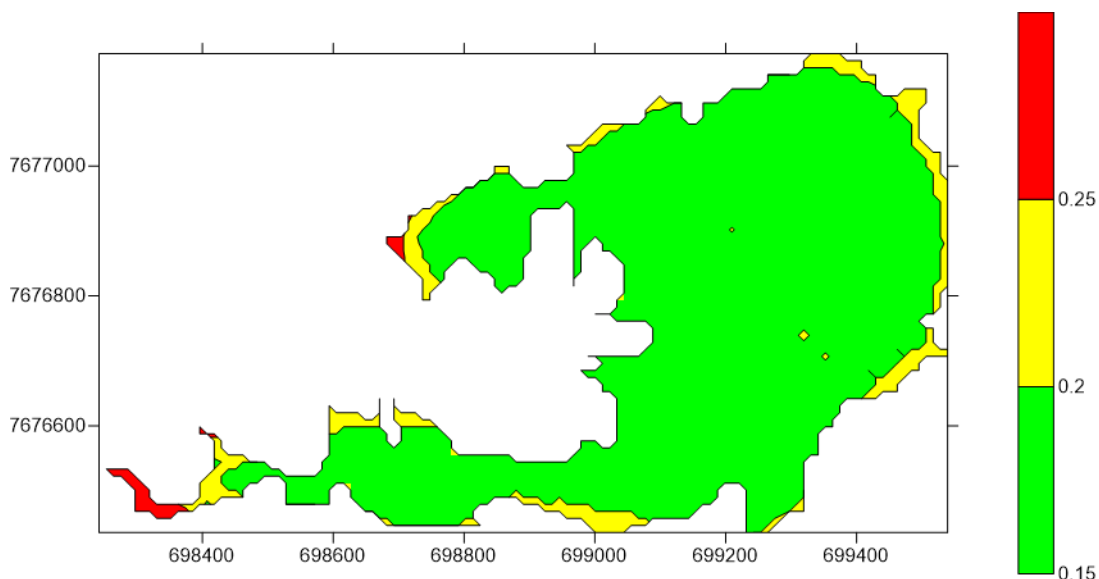


Figura 12. Razão de transferência de sedimento (SDR) na bacia hidrográfica.

Na BBV a média das SDR estimadas para as SBB ($SDR = 0,19$), com a eq. 9, não diferiu significativamente, pelo teste Tukey ($p < 0,50$), da SDR média obtida em parcelas experimentais ($11 \times 3,5$ m), por Martins Filho et al. (2009), com chuva artificial ($SDR_{ca} = 0,20$). Já as SDR obtidas com as Eq. 7 e 8 não demonstraram consistência para com os resultados de Martins Filho et al. (2009). No caso do uso da Eq. 7, a SDR média igual a 0,14, diferiu significativamente da SDR_{ca} . Com a Eq. 8 as SDR estimadas apresentaram valores superiores a 1, o que não é aceitável uma vez que a razão de transferência de sedimentos (SDR) varia de 0 a 1. Logo, a eq. 9 foi adotada como adequada para estimar valores de SDR para a BBV.

A razão de transferência de sedimentos (SDR) variou de 0,17 a 0,25 na BBV, com um valor médio de 0,19. É possível observar a distribuição espacial das SDR na BBV (Figuras 12 e 13). Isto implica que na Bacia BBV, o material erodido que passa pelo sistema de canais e contribui com a produção de sedimentos varia de 17 a 25%.

Considerou-se no presente trabalho classes de SDR, a semelhança do CV classificado por Pimentel-Gomes (1985): a) Baixa, $SDR < 0,10$; b) Moderada, $0,10 \leq SDR < 0,20$; c) Alta, $0,20 \leq SDR < 0,30$; d) Muito alta, $SDR > 0,30$.

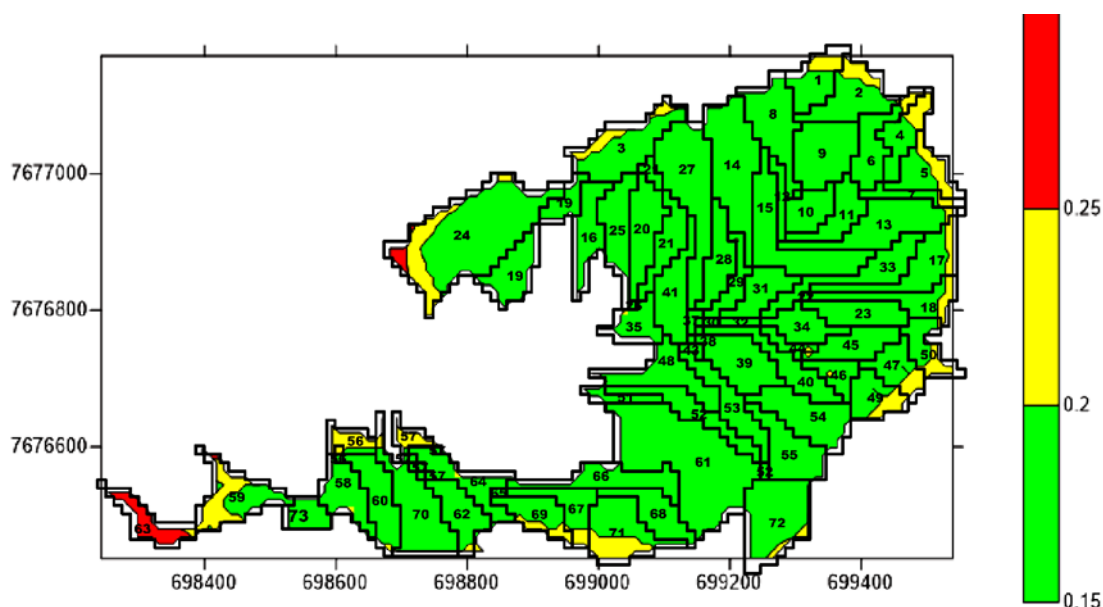


Figura 13. Razão de transferência de sedimento (SDR) na bacia hidrográfica com as RHU ou SBB sobrepostas.

Foi possível identificar que a SBB 63 apresenta $SDR > 0,25$ (Alta), ou seja, tal que em média 25% do sedimento erodido será redistribuído ao longo do caminho nesta unidade hidrológica. Altos valores de SDR podem derivar de significativa intervenção humana no processo de erosão. Isto foi o observado por Thomas et al. (2018), em área de assentamento e plantações de chá, quando considerou valor de SDR maior que 0,33 como alto. No presente trabalho, o uso atual é o com cultivo de cana-de-açúcar em dois Cenários de cobertura por resíduos: a) 50% de cobertura; b) 100% de cobertura. Nestes cenários os valores de SDR podem ser considerados como moderado em 97%, alto em 2,7% e muito alto em 0,3% da área da BBV (Figura 12).

A Figura 14 e Tabela 5 informam que, a produção total anual de sedimento na BBV é de 178,0 t no Cenário 1 e de 115,9 t no Cenário 2. Valores altos de SY ($>2,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e moderados ($1,2 \text{ a } 2,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) correspondem a 10,7% e 85,3% do total da produção de sedimentos na área da BBV. Estes valores mais críticos são

devidos ao solo mais susceptível à erosão (Argissolo), maiores valores de LS e alta erosividade local, como já discutido nesta seção. Além desses fatores, a densidade de drenagem das SBB, correspondentes às áreas com SY moderada e alta no Cenário 1 e SY moderada no Cenário 2, predispõe o terreno à erosão, como pode ser notado pela tendência dos fluxos superficiais (Figura 15).

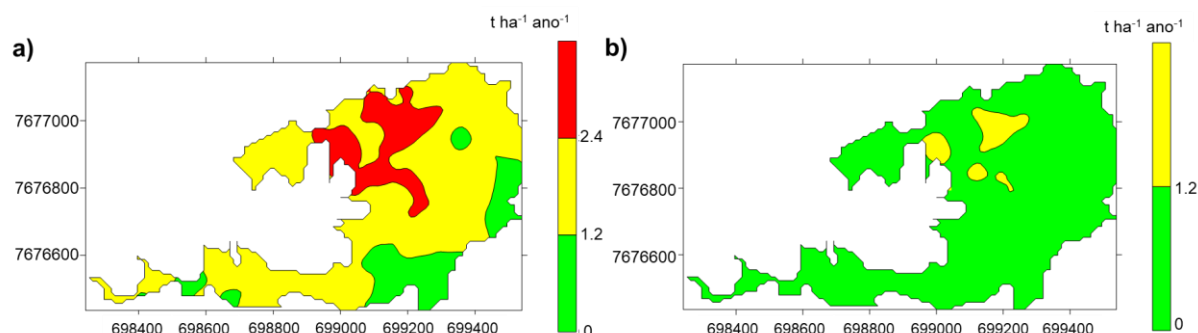


Figura 14. Produção de sedimento na bacia hidrográfica em função da cobertura da superfície do solo por resíduos de cana-de-açúcar: a) Cenário 1 - 50% de cobertura; b) Cenário 2 - 100% cobertura.

Tabela 5. Faixa de valores e classe de produção de sedimento (SY) na BBV.

Cenário	SY	SY média	Classe	% Área	Área	SY total	% SY total
	t ha ⁻¹ ano ⁻¹	t ha ⁻¹ ano ⁻¹		%	ha	t	%
1	0-1,2	1,2	Baixa	6,2	5,9	7,1	4,0
	1,2-2,4	1,8	Moderada	88,3	84,3	151,8	85,3
	>2,4	3,6	Alta	5,5	5,3	19,1	10,7
2	0-1,2	1,2	Baixa	97,7	93,4	112,0	4,0
	1,2-2,4	1,8	Moderada	2,3	2,1	3,9	85,3
	>2,4	3,6	Alta	0,0	0,0	0,0	10,7

*Cenários 1 e 2: 50% e 90% de cobertura da superfície do solo por resíduos de cana-de-açúcar, respectivamente.

As áreas mais críticas ocorrem na região noroeste da BBV (Figura 14), onde as SBB apresentam fatores que determinaram os níveis de SY estimados. A densidade de drenagem (Dd, Apêndice 1A) variou de 3 a 53 km km⁻², tal que 96,7% das sub-bacias (SBB) apresentam Dd classificada como alta (Dd > 4 km km⁻²). Apenas 3,3% das SBB apresentam Dd moderada (2,1 ≤ Dd ≤ 4 km km⁻²). Os pontos amostrais nas SBB com moderada e alta densidade de drenagem apresentam alta suscetibilidade à erosão, devido ao alto grau de dissecação da paisagem (Thomas et al., 2018). Na Figura 15 os vetores (setas) apontam os locais de maior concentração e o sentido preferencial do fluxo superficial nas SBB.

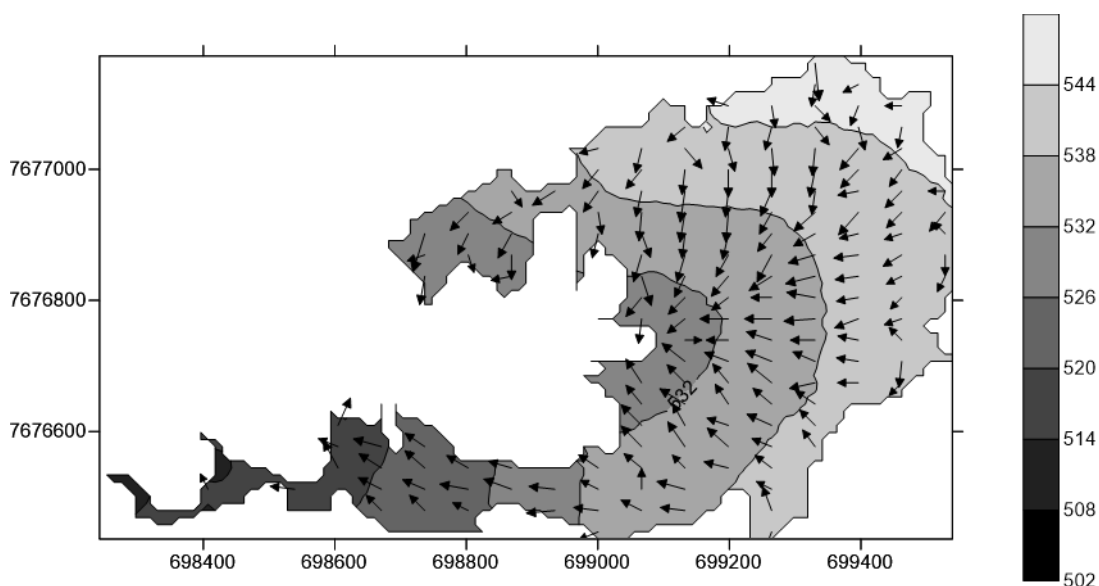


Figura 15. Variação altimétrica e vetores das rotas dos fluxos superficiais na área da BBV.

De acordo com Jardim (2017), as direções de fluxo são informações fundamentais para modelagem hidrológica, uma vez que elas permitem simular o caminho que a água e materiais transportados como sedimentos, contaminantes e nutrientes podem percorrer. As formas de uso e a cobertura do solo são essenciais na definição do coeficiente de escoamento superficial (Sampaio et al., 2016). O fluxo superficial tende a se concentrar e aumentar sua velocidade, consequentemente aumentando o seu potencial energético para erodir o solo. Portanto, iniciado pelos processos de geração de escoamento e erosão, o transporte de sedimentos é influenciado pela microtopografia das encostas nas bacias hidrográficas (Aksoy et al., 2020).

Conforme Rennó et al. (2008), a direção de fluxo determina as relações hidrológicas entre pontos diferentes dentro de uma bacia hidrográfica. Assim, a continuidade topológica para as direções de fluxo é, consequentemente, necessária para que uma drenagem funcional possa existir (Alves Sobrinho et al., 2010).

O fluxo acumulado também denominado área de captação, apresenta obtenção complexa, manual ou computacional, uma vez que reúne, além de características do comprimento de rampa (conexão com divisores de água a montante), também a curvatura horizontal (confluência e divergência das linhas de fluxo) (Valeriano, 2008).

De maneira geral, a bacia hidrográfica vem sendo utilizada como unidade fundamental por que suas características governam, no seu interior, todo o fluxo superficial de água (Pissarra et al, 2004).

O estabelecimento de níveis aconselháveis de manutenção de palha, no campo, deve ser fundamentado nos vários proveitos que essa matéria-prima proporciona ao setor de cana-de-açúcar, e nas compensações da remoção de palha que são evidentemente específicas do local (Carvalho et al., 2017). Para tanto, a avaliação e o monitoramento dos impactos dos sistemas agrícolas na qualidade do solo são imperiosos, para determinar as melhores práticas de gerenciamento e o uso sustentável da terra, no sentido de mitigar as mudanças climáticas, conservar a biodiversidade e alcançar a segurança alimentar e energética (Luz et al., 2019).

A cobertura do solo por resíduos das culturas, como os da cana-de-açúcar, reduz a erosão, como demonstraram Martins Filho et al. (2009), por dissipar a energia cinética das gotas de chuva na superfície, diminuir a velocidade do fluxo e aumentar a profundidade da lâmina de água na superfície do solo. Logo, a cobertura por resíduos é fundamental para a sua conservação solo e da água.

Deste modo, estudos relacionados com a remoção dos resíduos da cana-de-açúcar são de primordial importância, classificando a quantidade necessária de cobertura morta de palha que pode ser mantida sobre a superfície do solo, a qual pode ser útil para o sistema solo-planta, enquanto o excedente poderá ser usado para a produção de etanol ou bioeletricidade, com o intuito de estabelecer uma produção global sustentável de açúcar e energia (Aquino et al., 2018).

Em termos absolutos, os resultados deste trabalho mostram a necessidade de atenção antes de uma deliberação eficaz quanto ao recolhimento da palha de cana-de-açúcar, com o intuito de prevenir a diminuição da qualidade do solo a longo prazo.

5. CONCLUSÕES

O método de estimar a produção de sedimento (SY), integrado a taxa de transferência de sedimentos (SDR) e Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE), pode ser repetido em outras sub-bacias da microbacia do córrego Seco (BBV).

As estimativas de produção de sedimentos, obtidas neste estudo, e a sua espacialização demonstraram um papel fundamental das práticas de manejo no cultivo de cana-de-açúcar. Elas permitem identificar fontes não-pontuais de poluição e de produção de sedimentos identificando áreas de manejo, as quais deverão receber práticas de manejo específicas para fins de conservação do solo e da água.

Acuradas predições de SDR são importantes também no controle dos sedimentos para o uso sustentável dos recursos naturais e na proteção ambiental da BBV.

Fatores na bacia hidrográfica como unidades hidrológicas (SBB), uso e cobertura do solo, densidade de drenagem, erodibilidade do solo (K), erosividade (R) e relevo (LS) determinam a produção de sedimentos na BBV.

Altos valores de erosão e produção de sedimentos são computados em locais com maiores valores de R, LS e K na BBV. Tal fato, na ausência de adequada cobertura e práticas de conservação do solo, pode acarretar no assoreamento e na perda da qualidade da água no córrego Seco.

O recolhimento da palha da cana-de-açúcar para possível uso em termelétricas, em detrimento da proteção que esta oferece ao solo, precisa ser avaliado por estudos semelhantes ao apresentado para a BBV.

6. AGRADECIMENTOS

Pelo apoio da agência de pesquisa CAPES, e pela contribuição dos grupos de pesquisa CSME e POLUS para a realização deste trabalho.

7. REFERÊNCIAS

Aksoy H, Gedikli A, Yilmaz M, Eris E, Unal NE, Yoon J, Kavvas ML, Tayfur G (2020) Soil erosion model tested on experimental data of a laboratory flume with a pre-existing rill. **Journal of Hydrology** 581:124391.

Alewel C, Borrelli P, Meusburger K, Panagos P (2019) Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research** 7:203-225.

Altieri MA, Nicholls CI (2017) The adaptation and mitigation potential of traditional agriculture in a changing climate. **Climatic Change** 140:33-45.

Alves Sobrinho T, Oliveira PTS, Rodrigues DBB, Ayres FM (2010) Delimitação automática de bacias hidrográficas usando dados SRTM. **Engenharia Agrícola** 30:46-57.

Amaral NS (2003) **Variabilidade espacial da expectativa e risco de erosão num argissolo sob cultivo de cana-de-açúcar em Catanduva (SP)**. 74 f. Monografia (Graduação) – Unesp, Jaboticabal.

Amorim RSS, Silva DD, Pruski FF, Matos AT (2001) Influência da declividade do solo e da energia cinética de chuvas simuladas no processo de erosão entre sulcos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 5:124-130.

Andrade NSF, Martins Filho MV, Torres JLR, Pereira GT, Marques Junior J (2011) Impacto técnico e econômico das perdas de solo e nutrientes por erosão no cultivo da cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola** 31:539-550.

Antunes TA (2015) **Modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do Alto Canoas através do modelo SWAT**.130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Estado de Santa Catarina, Lages.

Aquino GS, Medina CC, Muhammad S, Santiago AD, Cunha ACB, Kussaba DAO, Carvalho JB, Moreira A (2018) Does straw mulch partial-removal from soil interfere in yield and industrial quality sugarcane? A long term study. **Industrial Crops and Products** 111:573-578.

Armstrong A, Quinton JN, Heng BCP, Chandler JH (2011) Variability of interrill erosion at low slopes. **Earth Surface Processes and Landforms** 31:97-106.

Arnold JG et al. (2012b) Swat: model use, calibration, and validation. **American Society of Agricultural and Biological Engineers** 55:1-18.

Arnold JG, Srinivasan R, Muttiah RS, Williams JR (1998) Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. **Journal of the American Water Resources Association** 34:73-89.

Arnold, JG, Kiniry JR, Srinivasan R, Williams JR, Haney EB, Neitsch SL (2012a) **Soil and Water Assessment Tool - Input/ Output Documentation**. Texas: Texas Water Resources Institute, 650p.

Awe GO, Reichert JM, Fontanela E (2020) Sugarcane production in the subtropics: Seasonal changes in soil properties and crop yield in no-tillage, inverting and minimum tillage. **Soil and Tillage Research** 196:104447.

Baldissera GC (2005) **Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá/MT**. 132 f. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Mato Grosso.

Barbosa RS, Marques Júnior J, Barrón V, Martins Filho M, Siqueira DS, Peluco RG, Camargo LA, Silva LS (2019) Prediction and mapping of erodibility factors (USLE and WEPP) by magnetic susceptibility in basalt-derived soils in northeastern São Paulo state, Brazil. **Environmental Earth Sciences** 78:1-12.

Batista PVG, Silva MLN, Sivla BPC, Curi N, Bueno IT, Acerbi Júnior FW, Davies J, Quinton J (2017) Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin – Brazil. **Catena** 157:139-150.

Belayneh M, Yirgu T, Tsegaye D (2019) Potential soil erosion estimation and area prioritization for better conservation planning in Gumara watershed using RUSLE and GIS techniques. **Environmental Systems Research** Res 8:1-17.

Bewket W, Teferi E (2009) Avaliação do risco de erosão do solo e priorização para tratamento no nível da bacia hidrográfica: estudo de caso na bacia hidrográfica de Chemoga, bacia do Nilo Azul, Etiópia. **Land Degradation & Development** 20:609–622.

Bezerra SA, Cantalice JRB, Cunha Filho M, Souza WL (2010) Características hidráulicas da erosão em sulcos em um cambissolo do semiárido do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 34:1325-1332.

Bircher P, Liniger HP, Prasuhn V (2019) Comparing different multiple flow algorithms to calculate RUSLE factors of slope length (L) and slope steepness (S) in Switzerland. **Geomorphology** 346:1-18.

Boafo DK, Kraisornpornson B, Panphon S, Owusu BE, Amaniampong PN (2020) Effect of organic soil amendments on soil quality in oil palm production. **Applied Soil Ecology** 147:1-9.

Bocuti ED, Amorim RSS, Santos TG, Raimo LAL, Pereira, HG (2019) Erodibilidade entressulcos e sua relação com atributos de solos do Cerrado. **Rev. de Ciências Agrárias** 42:71-80.

Bogunovic I, Pereira P, Ivica K, Krunoslav S, Sraka M (2018) Tillage management impacts on soil compaction, erosion and crop yield in Stagnosols (Croatia). **Catena** 160:376-384.

Bordonal RO, Menandro LMS, Barbosa LC, Lal R, Milori DMBP, Kolln OT, Franco HCJ, Carvalho JLN (2018) Sugarcane yield and soil carbon response to straw removal in south-central Brazil. **Geoderma** 328:79-90.

Borrelli P, et al. (2017) An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nature Communications** 8: 1-13.

Brady NC, Weil RR (2013) Elementos da natureza e propriedades dos solos. Tradução técnica; Igo Fernando Lepsch. Bookman: Porto Alegre, 686 p.

Brasil. **LEI Nº 9.433, DE 8 DE JANEIRO DE 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433. Acesso em: 15 de julho 2019.

Brighenti TM, Bonumá NB, Grison F, Mota AA, Kobiyama M, Chaffe PLB (2019) Two calibration methods for modeling streamflow and suspended sediment with the SWAT model. **Ecological Engineering** 127:103-113.

Bruno C, Stefano C, Ferro V (2008) Field investigation on rilling in the experimental Sparacia area South Italy. **Earth Surface Processes and Landforms** 33: 263-279.

Bryan RB (1987) Processes and significance of rill development. **Catena** 8:1-15.

Cantalice JRB (2001) **Escoamento e erosão em sulcos e entressulcos em distintas condições de superfície do solo**. 156f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Cantalice JRB, Silveira FPM, Singh VP, Silva YJAB, Cavalcante DM, Gomes C (2017) Interrill erosion and roughness parameters of vegetation in rangelands. **Catena** 148:111-116.

Carneiro VA, Casaroli D, Santos FCV (2015) Cana de Açúcar: Uma Abordagem Climática Sugar Cane: a Climatic Approach. **Revista Mirante** 8:1-15.

Carvalho JLN, Nogueiro RC, Menandro LMS, Bordonal RO, Borges CD, Cantarella H, Franco HCJ (2017) Agronomic and environmental implications of sugarcane straw removal: a major review. **GCB Bioenergy** 9:1181–1195.

Castioni GA, Cherubin MR, Menandro LMS, Sanches GM, Bordonal RO, Barbosa LC, Franco HCJ, Carvalho JLN (2018) Soil physical quality response to sugarcane straw removal in Brazil: A multi-approach assessment. **Soil and Tillage Research** 184:301-309.

Castro NEA, Silva MLN, Freitas DAF, Carvalho GJ, Marques RM, Gontijo Neto GF (2011) Plantas de cobertura no controle da erosão hídrica sob chuvas naturais. **Bioscience Journal** 27:775-785.

Chaves HML (1991) Análise global de sensibilidade dos parâmetros da Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE). **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 15:345-350.

Chen H, Oguchi T, WUP (2017) Assessment for soil loss by using a scheme of alternative sub-models based on the RUSLE in a Karst Basin of Southwest China. **Journal of Integrative Agriculture**, 16:377-388.

Cherubin MR et al. (2018) Crop residue harvest for bioenergy production and its implications on soil functioning and plant growth: A review. **Scientia Agricola** 75:255-272.

Colman CB, Garcia KMP, Pereira RB, Shinma EA, Lima FE, Gomes AO, Oliveria TS (2018) Diferentes abordagens para estimar a produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica tropical. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos Brazilian Journal of Water Resources** 23:1-9.

Colodro G, Carvalho MP, Roque CG, Prado RM (2002) Erosividade da chuva: distribuição e correlação com a precipitação pluviométrica de Teodoro Sampaio (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 26:809-818.

Colombo TC, Corseuil CW, Back AJ, Mamedio FMP, Sehnem M, Bellettini A (2016) Estimativa de vazão de uma Bacia Hidrográfica do Sul de Santa Catarina com modelagem distribuída. In: V Simpósio de Integração Tecnológica do Sul Catarinense, **Resumos...** Araranguá: SICT-Sul, p.1-7.

Conab (2019) Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento de safra brasileira - cana-de-açúcar - v.6 - safra 2019/2020 n.1 - Primeiro Levantamento, Brasília: Conab.

Couto Júnior AP, Conceição FT, AM Fernandes AM, Spatti Junior EP, Lupinacci CM, Moruzzi RB (2019) Land use changes associated with the expansion of sugar cane crops and their influences on soil removal in a tropical watershed in São Paulo State (Brazil). **CATENA** 172:313-323.

Dantas JS, Martins Filho MV, Marques Júnior J, Resende JMA, Teixeira DB, Barbosa RS, Siqueira DS (2014) Coeficiente de erodibilidade em sulcos e entressulcos de Argissolos coesos estimado pela cor do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 49:700-707.

Debarba L (1993) **Sistemas de produção de milho adaptados à conservação do solo**. 150 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - UFSM, Santa Maria.

Dechen SCF, Telles TS, Guimaraes MF, Maria IC (2015) Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. **Bragantia** 74:224-233.

Denardin JE (1990) **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 113 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

Dias BAS (2019) **Mapeamento da cana-de-açúcar em Minas Gerais**.p.112 Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Uberlândia.

Djebou DCS (2017) Spectrum of climate change and streamflow alteration at a watershed scale. **Environmental Earth Sciences** 76:1-13.

Embrapa (1997) Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos.

Embrapa (1999) Classificação de Solos do Estado de São Paulo. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos.

FAO (2011) The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture: Managing Systems at Risk. Earthscan

FAO (2019) **Food and Agriculture Organization Corporate Statistical Database** [WWW Document]. FAOSTAT. URL <http://www.fao.org/faostat/en/#home> (accessed 19).

FAOSTAT (2015) Statistical Pocketbook, World Food and Agriculture Organization. FAO, Rome.

Fayas CM, Abeysingha NS, Nirmanee KGS, Samaratunga D, Mallawatantri A (2019) Soil loss estimation using rusle model to prioritize erosion control in KELANI river basin in Sri Lanka. **International Soil and Water Conservation Research** 7:130-137.

Ferreira L (2004) **Simulação hidrológica utilizando o modelo TOPMODEL em bacias rurais, estudo de caso na bacia do Ribeirão dos Martins-seção Monjolinho – SP**. 229 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas.

Foster G.R (1982) Modeling the erosion process. In: HANN, C.T.; JOHNSON, H.P. & BRAKENSIEK, D.L., eds. Hydrologic modeling of small watersheds. St. Joseph, American Society of Agricultural Engineering, p.297-380.

Gajbhiye S, Mishra SK, Pandey A (2014) Prioritizing erosion-prone area through morphometric analysis: an RS and GIS perspective. **Appl Water Sci** 4:51–61.

Ganasri BP, Ramesh H (2016) Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS - A case study of Nethravathi Basin. **Geoscience Frontiers**, 7:953-961.

Gee GW, Bauder JW (1986) ParticLV-size anaylis. In: KLUTER A, organizador. Methods soil Anal Part 1 Phys Mineral methods. Madison: American Society of Agronomy, Soil Science Society American pp 383–411.

Hartwig MP (2009) **Modelagem da geração de sedimentos, por meio da MEUPS, na microbacia do Ribeirão dos Marins, em Piracicaba, SP**. p. 127. Tese (Doutorado – Irrigação e Drenagem). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, USP, Piracicaba.

Hassangavyar MB, Samani AN, Rashidi S, Tiefenbacher JP (2020) Catchment-scale soil conservation: Using climate, vegetation, and topo-hydrological parameters to support decision making and implementation. **Science of The Total Environment** 712:1-12.

Himanshu SK, Pandey A, Yadav V, Gupta A (2019) Evaluation of best management practices for sediment and nutrient loss control using SWAT model. **Soil and Tillage Research** 192:42-58.

Hou D, Bolan NS, Tsang DC, Kirkham MB, O'Connor D (2020) Sustainable soil use and management: An interdisciplinary and systematic approach. **Science of The Total Environment** 729:1-12.

Ingram JC, DeClerck F, Rumbaitis del Rio C (Eds.) (2012) Integrating Ecology and Poverty Reduction: **Ecological Dimensions Springer**, New York, 428 p.

Izidorio R, Martins Filho MV, Marques Júnior J, Souza ZM, Pereira GT (2005) Perdas de nutrientes por erosão e sua distribuição espacial em área sob cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, 25:660-670.

Jardim AC (2017) **Direções de fluxo em modelos digitais de elevação: um método com foco na qualidade da estimativa e processamento de grande volume de dados**. 135f. Tese (Doutorado em Computação Aplicada) – INPE, São José dos Campos.

Julien PY (1996) Transforms for runoff and sediment transport. **Journal of Hydraulic Engineering** 1:114-122.

Khadse GK, Vijay R, Labhasetwar PK (2015) Prioritization of catchments based on soil erosion using remote sensing and GIS. **Environ Monit Assess** 187:1-11.

Khare YP, Naja GM, Paudel R, Martinez CJ (2020) A watershed scale assessment of phosphorus remediation strategies for achieving water quality restoration targets in the western Everglades. **Ecological Engineering** 143:1-14.

Kopittke PM, Menzies NW, Wang P, McKenna BA, Lombi E (2019) Soil and the intensification of agriculture for global food security. **Environment International** 132:1-8.

Leal MRLV, Galdos MV, Scarpore FV, Seabra JEA, Walter A, Oliveira C (2013) Sugarcane straw availability, quality, recovery and energy use: A literature review. **Biomass and Bioenergy** 53:11-19.

Lisboa IP et al. (2019) Applying Soil Management Assessment Framework (SMAF) on short-term sugarcane straw removal in Brazil. **Industrial Crops and Products** 129:175-184.

Lisboa IP, Cherubin MR, Lima RP, Cerri CC, Satiro LS, Wienhold BJ, Schmer MR, Jin VL, Cerri CEP (2018) Sugarcane straw removal effects on plant growth and stalk yield. **Industrial Crops and Products** 111:794-806.

Lobo GP, Bonilla CA (2019) Predicting soil loss and sediment characteristics at the plot and field scales: Model description and first verifications. **Catena** 172:113-124.

Lombardi Neto F, Bertoni J (1975) Tolerância de perdas de terras para solos do Estado de São Paulo. Campinas: Instituto Agrônômico, p.12 (Boletim Técnico, 28).

Lombardi Neto F, Pruski FF, Teixeira AF (2000) **Sistema para cálculo da erosividade da chuva para o Estado de São Paulo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1

Luz FB, Silva VR, Mallmann FJK, Pires CAB, Debiassi H, Franchini JC, Cherubin MR (2019) Monitoring soil quality changes in diversified agricultural cropping systems by the Soil Management Assessment Framework (SMAF) in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 281:100-110.

Machado CC, Garcia AR, Silva E, Fontes AM (2003) Comparação de taxas de erosão em estradas florestais estimadas pelo modelo WEPP (Water Erosion Prediction Project) modificado em relação a medições experimentais. **Revista Árvore** 27:295-300.

Machado DO, Alves-Sobrinho T, Ribeiro AS, ICN, Oliveira PTS (2014) Erosividade da chuva para o bioma Pantanal. **Engenharia Sanitária e Ambiental** 19:195-201.

Machado PG, Rampazo NAM, Picoli MCRI, Miranda CG, Duft DG, Jesus KRE (2017) Analysis of socioeconomic and environmental sensitivity of sugarcane cultivation using a Geographic Information System. **Land Use Policy** 69:64-74.

Magalhães AG, Montenegro AAA, Andrade CWL, Montenegro SMGL, Fontes Júnior RVP (2018) Hydrological modeling of an experimental basin in the semiarid region of the Brazilian State of Pernambuco. **Revista Ambiente & Água** 13:1-19.

Mannigel AR, Carvalho MP, Moreti D, Medeiros LR (2002) Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum Agronomy** 24:1335-1340.

Markose VJ, Jayappa KS (2016) Soil loss estimation and prioritization of sub-watersheds of Kali River basin, Karnataka, India, using RUSLE and GIS. **Environ Monit Assess** 188:1-18.

Martins Filho MV (1999) **Modelagem do processo de erosão entressulcos em latossolos de Jaboticabal - SP**. 140f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Lavras.

Martins Filho MV, Campos MP, Izidorio R, Cotrin FB, Serra EA, Amaral NS, Souza Z (2004) Modelos para estimativas do subfator cobertura-manejo relativo à erosão entressulcos. **Engenharia Agrícola** 24:603-611.

Martins Filho MV, Liccioti TT, Pereira GT, Marques Junior J, Sanchez RB (2009) Perdas de solo e nutrientes por erosão num Argissolo com resíduos vegetais de cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola** 29:8-18.

Mendes Júnior H, Tavares AS, Santos Júnior WR, Silva MLN, Santos BR, Mincato, RL (2018) Erosão da água em latossolos sob cultivo de café. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 42:0170093.

Merritt WS, Letcher RA, Jakeman AJ (2003) A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modeling and Software** 18:761-799.

Merten GH, Minella JPG (2013) The expansion of Brazilian agriculture: Soil erosion scenarios. **International Soil and Water Conservation Research** 1:37-48.

Meyer LD, Foster DR, Römken MJM (1975) Source of soil eroded by water from upland slopes. In: Sediment Yield Workshop. Oxford. Proceedings. Washington, USDA, p.177-189.

Millward AA, Mersey JE (1999) Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. **Catena** 38:109-129.

Miluska AR, Gutierrez R (2020) Assessing soil erosion risk at national scale in developing countries: The technical challenges, a proposed methodology, and a case history. **Science of The Total Environment** 703:135474.

Moro, M (2005) **A utilização da interface SWAT-SIG no estudo da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de cenários alternativos**. 100p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

Nascimento RJA (2019) **Erodibilidade em entressulcos, escoamento superficial e formação de crosta em solos representativos do estado da Paraíba**. 114f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) -Universidade Federal da Paraíba, Areia.

Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Srinivasan R, Williams JR (2002) **Soil and water assessment user's manual**. Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural Research Service e Blackland Research Center - Texas Agricultural Experiment Station, 412p.

Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Srinivasan R, Williams JR (2005) **Soil and Water Assessment Tool - Theoretical Documentation**. Texas: Agricultural Research Service, Texas Agricultural Experiment Station 476 p.

Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Williams JR (2011) **Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation**. Texas: Grassland, Soil and Water Research Laboratory-Agricultural Experiment Station. Texas: Water Resources Institute, n 406, 634p.

Oliveira FP, Buarque DC; Viero AC; Merten GH, Cassol EA, Minella JPG (2012) Fatores relacionados à suscetibilidade da erosão em entressulcos sob condições de uso e manejo do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 16:337-346.

ONU (2015) **Resolução adotada pela Assembléia Geral em 25 de setembro de 2015**. Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. Relatório Técnico Nações Unidas - Assembléia Geral EUA.

Ostovari Y, Ghorbani-Dashtaki S, Bahrani HA, Naderi M, Demattê JAM (2017) Soil loss estimation using RUSLE model, GIS and remote sensing techniques: A case study from the Dembecha Watershed, Northwestern Ethiopia. **Geoderma Regional** 11:28-36.

Panagos P, Borrelli P, Meusburger K, Alewell C, Lugato E, Montanarella L (2015) Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. **Land Use Policy** 48:38-50.

Parajuli PB, Mankin KR, Barnes PL (2008) Applicability of targeting vegetative filter strips to abate fecal bacteria and sediment yield using SWAT. **Agricultural Water Management** 95:1189–1200.

Parsons AJ (2019) How reliable are our methods for estimating soil erosion by water? **Science of the Total Environment** 676:215-221.

Pelisson GV (2017) A expansão da cana-de-açúcar pelo território do município de Tabapuã/SP. In: VIII Simpósio Internacional De Geografia Agrária E Ix Simpósio Nacional De Geografia Agrária. **Anais...Curitiba**. Reestruturação produtiva e processos migratórios no campo, p. 1-16.

Phinzi K, Ngetar NJ (2019) The assessment of water-borne erosion at catchment level using GIS-based RUSLE and remote sensing: A review. **International Soil and Water Conservation Research** 7:27-46.

Pimentel Gomes F (1885) Curso de Estatística Experimental. Piracicaba: 12. ed. Livraria Nobel, 467p.

Pimentel LG, Cherubin MR, Oliveira DMS, Cerri CEP, Cerri CC (2019) Decomposition of sugarcane straw: Basis for management decisions for bioenergy production. **Biomass and Bioenergy** 122:133-144.

Pinto DBF (2011) **Aplicação do modelo SWAT (Soil And Water Assessment Tool) na simulação hidrossedimentológica em bacia hidrográfica da serra da Mantiqueira, MG**. 225f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras.

Pinto SAF, Garcia GJ (2011) Experiências de aplicação de geotecnologias e modelos na análise de bacias hidrográficas. **Revista do Departamento de Geografia** 17:30-37.

Pissara TCT, Politano W, Ferraudo AS (2004) Avaliação de características morfométricas na relação solo-superfície da bacia hidrográfica do córrego Rico, Jaboticabal (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 28:297-305.

Pissarra TCT (1998) **Avaliação quantitativa das características geomórficas de microbacias hidrográficas de 1ª ordem de magnitude em quatro posições do sistema de drenagem**. 124 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Unesp, Jaboticabal.

Poesen J (2018) Soil erosion in the Anthropocene: research needs. **Earth Surface Processes and Landforms** 43:64-84.

Pradhan P, Tingsanchali T; Shrestha S (2020) Evaluation of Soil and Water Assessment Tool and Artificial Neural Network models for hydrologic simulation in different climatic regions of Asia. **Science of The Total Environment** 701:1-12.

Prasannakumar V, Vijith H, Abinod S, Geetha N (2012) Estimation of soil erosion risk within a small mountainous sub-watershed in Kerala, India, using Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and geo-information technology. **Geoscience Frontiers** 3:209-215.

Qin C, Zheng F, Wilson GV, Zhang XJ, Xu X (2019) Apportioning contributions of individual rill erosion processes and their interactions on loessial hillslopes. **Catena** 181:1-11.

Raij B van, Andrade JC, Cantarella H, Quaggio JÁ (2001) Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônômico.

Renard KG, Foster GR, Weesies GA, McCool DK, Yoder DC (1997) **Predicting soil erosion by water—a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service (USDA-ARS) Handbook No. 703. United States Government Printing Office, Washington, DC.

Rennó CD, Nobre AD, Cuartas LA, Soares JV, Hodnett MG, Tomasella J, Waterloo, MJ (2008) HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment** 112:3469-3481.

Robertson GP (1998) **GS+ geostatistics for the environmental sciences: GS+ user's guide**. Plainwell: Gamma Design Software, p.152.

Rossi, M (2017) Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado. São Paulo: Instituto Florestal, 118p.

Sakuno NRR, Guiçardi ACF, Spalevic V, Avanzi JC, Silva MLN, Mincatto RL(2020) Adaptação e aplicação do método do potencial de erosão em solos tropicais. **Revista Ciência Agronômica** 51:1-10.

Sampaio ACP, Cordeiro AMN, Bastos FH (2016) Susceptibilidade à erosão relacionada ao escoamento superficial na sub-bacia do Alto Mundaú, Ceará, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física** 9:125-143.

São Paulo. **Lei nº. 7.663 de 30 de dezembro de 1991**. Estabelece as normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos e do Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1991/compilacao-lei-7663-30.12.1991.html>. Acesso em:15 de julho de 2019.

Sartori M, Philippidis G, Ferrara E, Borrelli P, Lugato E, Montanarella L, Panagos P (2019) A linkage between the biophysical and the economic: Assessing the global market impacts of soil erosion. **Land Use Policy** 86:299-312.

Satiro LS, Cherubin MR, Safanelli JS, Lisboa IP, Rocha Junior PR, Cerri CEP, Cerri CC (2017) Sugarcane straw removal effects on Ultisols and Oxisols in south-central Brazil. **Geoderma Regional** 11:86-95.

Schäfer MJ, Reichert JM, Cassol EA, Eltz FLF, Reinert DJ (2001) Erosão em sulcos em diferentes preparos e estados de consolidação do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 25:419-430.

Scharrón CER, Sánchez YF (2017) Plot, farm, and watershed-scale effects of coffee cultivation in runoff and sediment production in western Puerto Rico. **Journal of Environmental Management** 202:126-136.

Shen ZY, Gong YW, Li YH, Xu QHL, Liu RM (2009) A comparison of WEPP and SWAT for modeling soil erosion of the Zhangjiachong Watershed in the Three Gorges Reservoir Area. **Agricultural Water Management** 96:1435-1442.

Sherriff SC, Rowanb JS, Fenton O, Jordan P, Ó hUallacháin D (2018) Sediment fingerprinting as a tool to identify temporal and spatial variability of sediment sources and transport pathways in agricultural catchments. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 267:188-200.

Shi ZH, Cai CF, Ding SW, Wang TW, Comida TL (2004) Soil conservation planning at the small watershed level using RUSLE with GIS: a case study in the Three Gorge Area of China. **Catena** 55:33-48.

Shi ZH, Fang NF, Wu FZ, Wang L, Yue BJ, Wu GL (2012) Soil erosion processes and sediment sorting associated with transport mechanisms on steep slopes. **Journal of Hydrology** 454–455:123–130.

Silva C, Pacheco R, Arcentales D, Santos F (2020) **Sustainability of sugarcane for energy purposes**. Sugarcane Biorefinery, Technology and Perspectives, p. 89-102.

Silva GRV, Souza ZM, Martins Filho MV, Barbosa RS, Souza GS (2012) Soil, water and nutrient losses by interrill erosion from green cane cultivation. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 36:963-970.

Silva RM, Paiva FML, Montenegro SMGL, Santos CAG (2009) Aplicação de equações de razão de transferência de sedimentos na bacia do Rio Gameleira com suporte de sistemas de informação geográfica. In: XVIII Simpósio Brasileiro De Recursos Hídricos. **Anais...** Campo Grande: ABRH.

Soares FB (2015) **Planejamento e zoneamento ambiental da bacia hidrográfica do manancial Balneário da Amizade nos municípios de Álvares Machado e Presidente Prudente - São Paulo/Brasil**. 230 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia.

Sosa DA (1987) **Erosividade da chuva: distribuição e correlação com a perda de solo de Pindorama, São Paulo, Brasil**. 105f. (Tese de Mestrado) - Universidade de São Paulo, Piracicaba.

STATSOFT. Statistica: Quick reference (1994). Tulsa: StatSoft. p.148.

Steinmetz AL, Cassalho F, Caldeira TL, Oliveira VA, Beskow S, Timm LC (2018) Avaliação da vulnerabilidade à perda de solo em bacias hidrográficas com escassez de dados no sul do Brasil. **Ciência e Agrotecnologia** 42:575-587.

Tang Q, Xu Y, Bennett SJ, Li Y (2015) Assessment of soil erosion using RUSLE and GIS: a case study of the Yangou watershed in the Loess Plateau, China. **Environmental Earth Sciences** 73:1715–1724.

Tanyaş H, Kolat C, bM. Süzen ML (2015) A new approach to estimate cover-management factor of RUSLE and validation of RUSLE model in the watershed of Kartalkaya Dam. **Journal of Hydrology** 528:584-598.

Telles TS, Guimarães MF, Dechen SCF (2011) The costs of soil erosion. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 35:287-298.

Terranova O, Antronico L, Coscarelli R, Iaquina P (2009) Soil erosion risk scenarios in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: An application model for Calabria (southern Italy). **Geomorphology** 112:228-245.

Thomas J, Joseph S, Thiruvkramji KP (2018) Assessment of soil erosion in a monsoon-dominated mountain river basin in India using RUSLE-SDR and AHP. **Hydrological Sciences Journal** 63:542-560.

Trombeta NC, Caixeta Filho JV (2017) Potencial e Disponibilidade de Biomassa de Cana-de-açúcar na Região Centro-Sul do Brasil: indicadores agroindustriais. **Revista de Economia e Sociologia Rural** 55:479-496.

Tucci CEM (1997) Hidrologia: ciência e aplicação. Porto Alegre: Editora da Universidade: ABHR, 943 p. (Coleção ABHR de recursos hídricos, v. 4).

U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE (1986) **Soil Conservation Service. Hydrology**. National Engineering handbooks. Washington: USDA, (Section 4).

U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Soil Conservation Service**. Hydrology. National Engineering handbooks. Washington: USDA, 1986 (Section 4).

UNCCD (2017) Global Land Outlook. Disponível em: <https://www.unccd.int/actions/global-land-outlook-glo>. Acesso em: 24 de jul. 2020.

Uribe N, Corzo G, Quintero M, Griensven Av, Solomatine D (2018) Impact of conservation tillage on nitrogen and phosphorus runoff losses in a potato crop system in Fuquene watershed, Colombia. **Agricultural Water Management** 209:62-72.

USDA-SCS (1979) **United States Department of Agriculture – Soil Conservation Service. National engineering handbook, Section 4**. Hydrology. Washington, DC: United States Government Printing Office.

Valeriano MM (2008) **Dados topográficos**. In: FLORENZANO, T.G. (Org.). Geomorfologia, conceitos e tecnologias atuais. São Paulo: Oficina de Textos, p.72-104.

Vanoni VA (1975) Sedimentation engineering. Reston: ASCE Manuals & Report on Eng., 405 p.

Veiga M, Reinert DJ, Reichert JM (2009) Estabilidade agregada afetada por sistemas de lavoura de curto e longo prazo e fontes de nutrientes de um hapludox no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 33:767-777.

Vianna MS, Nassif DSP, Carvalho KS, Marin FR (2020) Modelling the trash blanket effect on sugarcane growth and water use. **Computers and Electronics in Agriculture** 172:1-11.

Vieira SR, Hatfield JL, Nilsen DR, Biggar JW (1983) Geostatistical theory and application to variability of some agronomical properties. **Hilgardia** 51:1-75.

Vigiak O, Malagó A, Bouraoui F, Vanmaercke M, Poesen J (2015) Adapting SWAT hillslope erosion model to predict sediment concentrations and yields in large Basins. **Science of The Total Environment** 538:855-875.

Williams JR (1975) **Sediment yield prediction with universal equation using runoff energy factor**. In: Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources. USDA-ARS Handbook S-40, p.118-124.

Williams JR, Berndt HD (1972) Sediment yield computed with universal equation. **Journal of the Hydraulics Division** 98:2087– 2098.

Wischmeier WH, Johnson CB, Cross BV (1971) A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **Journal of Soil and Water Conservation** 25:183-189.

Wischmeier WH, Smith DD (1978) **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington, DC: Agriculture Handbook, 58p.

Wu L, Ele Y, Ma X (2020) Can soil conservation practices reshape the relationship between sediment yield and slope gradient? **Ecological Engineering** 142:1-12.

Wu Y, Chen J (2012) Modeling of soil erosion and sediment transport in the East River Basin in southern China. **Science of the Total Environment** 441:159–168.

Yang X (2020) State and trends of hillslope erosion across New South Wales, Australia. **Catena** 186:1-9.

Yu H, Kong B, He ZW, Wang G, Wang Q (2019) The potential of integrating landscape, geochemical and economical indices to analyze watershed ecological environment. **Journal of Hydrology** 583:1-10.

Zanin PR, Bonuma, NB, Corseuil CW (2018) Hydrosedimentological modeling with SWAT using multi-site calibration in nested basins with reservoirs. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** 23:1-26.

Zhu LJ, Liu J, Quin CZ, Zhu AX (2019) A modular and parallelized watershed modeling framework. **Environmental Modelling & Software** 122:1-16.

APÊNDICE

APÊNDICE 1A

Tabela 1A. Principais variáveis obtidas nos 165 pontos amostrais na BBV.

Pontos	Fator R	Fator K	Fator LS	Fator P	A ₅₀	A ₉₀	SDR	Dd
1	7965	0.03246	0.69437	0.50	11.67	5.39	0.20	5
2	7965	0.02826	0.68693	0.50	10.05	4.64	0.19	11
3	7965	0.02732	0.69683	0.50	9.86	4.55	0.20	5
4	7965	0.02537	0.67183	0.50	8.82	4.07	0.20	10
5	7965	0.02845	0.59475	0.50	8.76	4.04	0.20	10
6	7966	0.03043	0.50743	0.55	8.80	4.06	0.22	18
7	7965	0.02348	0.67942	0.50	8.26	3.81	0.20	5
8	7965	0.02362	0.67690	0.50	8.28	3.82	0.19	11
9	7965	0.02193	0.74915	0.50	8.51	3.93	0.20	5
10	7966	0.02298	0.65904	0.50	7.84	3.62	0.20	5
11	7966	0.02653	0.37531	0.60	6.19	2.86	0.19	23
12	7965	0.02419	0.74454	0.50	9.33	4.30	0.20	5
13	7965	0.02493	0.92818	0.50	11.98	5.53	0.20	5
14	7965	0.02265	0.54331	0.50	6.37	2.94	0.19	6
15	7966	0.02247	0.73758	0.50	8.58	3.96	0.19	6
16	7966	0.02442	0.74685	0.50	9.45	4.36	0.20	5
17	7966	0.02676	0.64078	0.50	8.88	4.10	0.19	13
18	7966	0.02684	0.35136	0.60	5.86	2.70	0.19	25
19	7966	0.03033	0.29180	0.60	5.50	2.54	0.19	23
20	7967	0.02400	0.31654	0.60	4.72	2.18	0.20	17
21	7965	0.02331	0.71867	0.50	8.67	4.00	0.19	15
22	7965	0.02740	0.74685	0.50	10.59	4.89	0.19	15
23	7966	0.02786	0.95731	0.50	13.81	6.37	0.19	6
24	7966	0.02523	0.04466	0.60	0.70	0.32	0.20	33
25	7966	0.02476	0.64078	0.50	8.21	3.79	0.19	13
26	7967	0.02539	0.69929	0.50	9.20	4.24	0.19	25
27	7966	0.03402	0.32706	0.60	6.91	3.19	0.19	23
28	7967	0.02860	0.03878	0.60	0.69	0.32	0.20	3
29	7967	0.02856	0.15505	0.60	2.75	1.27	0.20	3
30	7966	0.02829	1.01305	0.50	14.84	6.85	0.18	11
31	7966	0.02576	0.90855	0.50	12.12	5.59	0.18	11
32	7966	0.02911	0.85165	0.50	12.84	5.93	0.22	10
33	7966	0.02775	0.83560	0.50	12.01	5.54	0.19	15
34	7966	0.02747	0.47027	0.55	7.36	3.40	0.20	14
35	7967	0.02747	0.56652	0.50	8.06	3.72	0.19	25
36	7967	0.02859	0.61942	0.50	9.17	4.23	0.20	6
37	7967	0.02749	0.53446	0.50	7.61	3.51	0.20	6
38	7968	0.02861	0.11282	0.60	2.01	0.93	0.20	7
39	7966	0.02560	0.90125	0.50	11.95	5.51	0.18	11

Continua

Tabela 1A. Cont.

Pontos	Fator R	Fator K	Fator LS	Fator P	A50	A90	SDR	Dd
40	7966	0.02594	1.05672	0.55	15.62	7.21	0.18	11
41	7967	0.02422	0.89757	0.50	11.26	5.20	0.18	5
42	7967	0.02967	0.57224	0.50	8.79	4.06	0.19	13
43	7967	0.02325	0.61400	0.50	7.39	3.41	0.18	5
44	7967	0.03474	0.58356	0.50	10.50	4.85	0.20	6
45	7967	0.02761	0.58356	0.50	8.34	3.85	0.20	17
46	7968	0.02371	0.82536	0.50	10.14	4.68	0.20	6
47	7968	0.02679	0.45441	0.55	6.93	3.20	0.20	6
48	7966	0.02846	0.89201	0.50	13.15	6.07	0.18	11
49	7966	0.02993	0.98347	0.50	15.24	7.03	0.18	16
50	7966	0.02787	1.10090	0.55	17.47	8.06	0.18	16
51	7967	0.02614	1.08659	0.55	16.18	7.47	0.20	9
52	7968	0.02389	0.78063	0.50	9.66	4.46	0.21	38
53	7967	0.02894	0.66674	0.50	9.99	4.61	0.18	5
54	7967	0.02541	0.78501	0.50	10.33	4.77	0.20	8
55	7968	0.02548	0.61400	0.50	8.10	3.74	0.20	17
56	7968	0.02632	0.83560	0.50	11.39	5.26	0.23	53
57	7968	0.03124	0.42858	0.55	7.63	3.52	0.21	33
58	7968	0.03703	0.64604	0.50	12.39	5.72	0.19	10
59	7967	0.02426	0.98666	0.50	12.39	5.72	0.18	11
60	7967	0.03190	0.77842	0.50	12.86	5.93	0.20	15
61	7967	0.02317	0.65904	0.50	7.91	3.65	0.20	15
62	7967	0.02347	1.10473	0.55	14.77	6.82	0.20	9
63	7967	0.03180	0.59475	0.50	9.79	4.52	0.18	16
64	7967	0.03252	0.88451	0.50	14.89	6.87	0.20	9
65	7968	0.03071	0.87502	0.50	13.92	6.42	0.20	8
66	7968	0.02823	0.92818	0.50	13.57	6.26	0.20	18
67	7968	0.02793	0.61128	0.50	8.84	4.08	0.20	18
68	7968	0.02841	0.77177	0.50	11.36	5.24	0.19	10
69	5211	0.02906	0.37870	0.55	4.10	1.89	0.19	10
70	7967	0.02924	0.81706	0.50	12.37	5.71	0.18	11
71	7967	0.03110	0.72582	0.50	11.69	5.40	0.19	9
72	7967	0.02992	0.69190	0.50	10.72	4.95	0.20	15
73	7968	0.02780	1.05392	0.55	16.69	7.70	0.20	9
74	7968	0.02526	0.86344	0.50	11.30	5.21	0.20	9
75	7968	0.02438	0.51652	0.55	7.17	3.31	0.20	18
76	7968	0.02705	1.00078	0.50	14.02	6.47	0.19	6
77	7968	0.02753	0.71146	0.50	10.14	4.68	0.19	6
78	5212	0.02872	0.57508	0.50	5.60	2.58	0.19	11
79	5211	0.02881	0.32005	0.60	3.75	1.73	0.19	11
80	7967	0.02913	0.76055	0.50	11.47	5.30	0.19	8

Continua

Tabela 1A. Cont.

Pontos	Fator R	Fator K	Fator LS	Fator P	A50	A90	SDR	Dd
81	7967	0.02960	1.02058	0.50	15.64	7.22	0.19	9
82	7968	0.02363	1.08791	0.55	14.64	6.76	0.19	9
83	7968	0.03288	0.70662	0.50	12.03	5.55	0.19	13
84	7968	0.03400	0.68693	0.50	12.10	5.58	0.20	13
85	7969	0.019514	0.47968	0.55	34.96	16.13	0.25	28
86	5212	0.02679	1.11480	0.55	11.13	5.14	0.20	23
87	5212	0.02836	0.67690	0.50	6.50	3.00	0.20	23
88	5212	0.02524	0.41546	0.55	3.91	1.80	0.18	6
89	5211	0.02633	0.41546	0.55	4.08	1.88	0.18	6
90	7967	0.03843	0.71867	0.50	14.30	6.60	0.19	8
91	7968	0.03422	0.75373	0.50	13.36	6.17	0.20	13
92	7969	0.03032	0.58075	0.50	9.12	4.21	0.20	13
93	7969	0.03774	0.32356	0.60	7.59	3.50	0.19	20
94	7969	0.03934	0.90855	0.50	18.51	8.55	0.20	17
95	5213	0.02666	0.69683	0.50	6.29	2.91	0.17	7
96	5212	0.02921	0.69190	0.50	6.85	3.16	0.17	7
97	5212	0.03024	0.64078	0.50	6.56	3.03	0.17	7
98	5212	0.03447	0.51953	0.55	6.67	3.08	0.18	6
99	5212	0.02481	0.70904	0.50	5.96	2.75	0.18	6
100	7968	0.03020	0.72106	0.50	11.28	5.20	0.17	7
101	7968	0.03057	0.68942	0.50	10.91	5.04	0.17	7
102	7969	0.02861	0.69190	0.50	10.25	4.73	0.20	13
103	7969	0.02868	0.84767	0.50	12.59	5.81	0.20	17
104	5213	0.02709	0.84166	0.50	7.73	3.57	0.17	7
105	5213	0.02927	0.61400	0.50	6.09	2.81	0.17	7
106	5213	0.03131	0.68193	0.50	7.24	3.34	0.17	7
107	5213	0.02735	0.58356	0.50	5.41	2.50	0.17	7
108	5212	0.02893	0.11975	0.60	1.41	0.65	0.18	6
109	7968	0.02814	0.66929	0.50	9.75	4.50	0.17	7
110	7968	0.02892	0.80229	0.50	12.02	5.55	0.19	8
111	5214	0.03133	0.83762	0.50	8.90	4.11	0.17	7
112	5214	0.02903	0.85757	0.50	8.44	3.89	0.17	7
113	5213	0.02863	0.57224	0.50	5.55	2.56	0.19	19
114	7968	0.02462	0.74223	0.50	9.47	4.37	0.17	7
115	7968	0.02468	0.75829	0.50	9.69	4.47	0.17	7
116	7969	0.02351	0.80654	0.50	9.82	4.53	0.19	8
117	5214	0.03194	0.73524	0.50	7.96	3.67	0.19	19
118	5214	0.03185	0.66418	0.50	7.17	3.31	0.20	13
119	5214	0.02902	0.62212	0.50	6.12	2.82	0.19	5
120	7969	0.03114	0.76731	0.50	12.38	5.71	0.17	7
121	7969	0.03025	0.89014	0.50	13.95	6.44	0.17	7

Continua

Tabela 1A. Cont.

Pontos	Fator R	Fator K	Fator LS	Fator P	A50	A90	SDR	Dd
122	5215	0.02336	0.78937	0.50	6.25	2.88	0.19	19
123	5214	0.02613	0.78720	0.50	6.97	3.22	0.19	5
124	5214	0.03226	0.66161	0.50	7.23	3.34	0.19	5
125	5215	0.03104	0.73991	0.50	7.79	3.59	0.20	30
126	5216	0.03085	0.73289	0.50	7.67	3.54	0.20	26
127	5215	0.03072	0.86732	0.50	9.03	4.17	0.20	8
128	5216	0.03238	0.98666	0.50	10.83	5.00	0.22	25
129	5216	0.03388	0.92642	0.50	10.64	4.91	0.20	26
130	5216	0.03326	0.67690	0.50	7.63	3.52	0.20	13
131	5217	0.03364	0.95731	0.50	10.92	5.04	0.20	13
132	5217	0.02982	0.83356	0.50	8.43	3.89	0.18	18
133	5217	0.04374	0.60305	0.50	8.94	4.13	0.18	18
134	5216	0.03146	0.52553	0.55	6.17	2.85	0.20	13
135	5218	0.02648	0.93516	0.50	8.40	3.88	0.21	16
136	5218	0.02394	0.95731	0.50	7.77	3.59	0.19	12
137	5217	0.02642	0.68942	0.50	6.18	2.85	0.18	18
138	5217	0.03049	0.72818	0.50	7.53	3.48	0.18	18
139	5218	0.02153	0.94207	0.50	6.88	3.17	0.20	3
140	5218	0.02497	0.82947	0.50	7.03	3.24	0.20	3
141	5217	0.02578	0.53446	0.50	4.67	2.16	0.20	3
142	5219	0.02370	0.05372	0.60	0.52	0.24	0.19	4
143	5218	0.02272	1.07862	0.55	9.14	4.22	0.19	4
144	5219	0.02442	0.98824	0.50	8.19	3.78	0.19	7
145	5219	0.02349	0.56652	0.50	4.51	2.08	0.19	4
146	5220	0.02996	1.01001	0.50	10.27	4.74	0.19	7
147	5220	0.02476	0.63017	0.50	5.29	2.44	0.19	7
148	5222	0.03330	0.90308	0.50	10.21	4.71	0.20	7
149	7965	0.02552	0.59197	0.50	7.82	3.61	0.19	11
150	7965	0.02608	0.51953	0.55	7.72	3.56	0.20	5
151	7966	0.02308	0.56365	0.50	6.73	3.11	0.22	18
152	7966	0.02452	0.45760	0.55	6.39	2.95	0.19	13
153	7966	0.02998	0.60305	0.50	9.36	4.32	0.19	6
154	7967	0.02511	0.51047	0.55	7.30	3.37	0.18	5
155	5211	0.03774	0.64865	0.50	8.29	3.83	0.19	10
156	7967	0.02794	0.64865	0.50	9.39	4.33	0.19	13
157	5212	0.03065	0.63814	0.50	6.63	3.06	0.19	11
158	7968	0.03472	0.87311	0.50	15.70	7.25	0.20	9
159	7968	0.02905	0.85561	0.50	12.87	5.94	0.20	23
160	5212	0.01951	0.58637	0.50	3.88	1.79	0.20	17
161	7968	0.02587	0.72106	0.50	9.66	4.46	0.17	7
162	5214	0.03065	0.70174	0.50	7.29	3.36	0.17	7

Continua

Tabela 1A. Cont.

Pontos	Fator R	Fator K	Fator LS	Fator P	A50	A90	SDR	Dd
163	5215	0.02753	0.74454	0.50	6.95	3.21	0.20	30
164	5217	0.02785	0.94207	0.50	8.90	4.11	0.19	12
165	5220	0.02609	0.88827	0.50	7.86	3.63	0.19	7
Mín.	5211	0.020	0.039	0.5	0.5	0.24	0.17	3
Máx.	7969	0.044	1.115	0.6	35.0	16.13	0.25	53
Média	7016	0.028	0.700	0.5	9.3	4.28	0.19	12
D.Pad.	1313	0.004	0.215	0.0	3.9	1.80	0.01	8
CV (%)	18.7	13.7	30.8	5.9	42.0	42.0	6.5	63.3