

AVALIAÇÃO ESPACIAL DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS E ESTRATÉGIAS PARA REDUÇÃO DOS PROCESSOS EROSIVOS EM BACIA HIDROGRÁFICA NO NORDESTE DO BRASIL

Yenê Medeiros PAZ

Jadson Freire da SILVA

Romildo Morant de HOLANDA

Josiclêda Domiciano GALVÍNIO

RESUMO

Diante da importância em realizar estudos de impactos socioambientais e observando as escassas pesquisas que retratam a sedimentologia no Nordeste brasileiro, objetivou-se estimar a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Goiana, em Pernambuco, discutindo estratégias para minimização de processos erosivos. Utilizou-se, para estimativa de produção mensal, o modelo SWAT - *Soil and Water Assessment Tool*, com seu procedimento de otimização de parâmetros SWAT CUP - *Calibration and Uncertainty Procedures*, e o modelo LOADEST, que permitiram analisar a produção espacial de sedimentos no nível mensal e estabelecer diretrizes para redução de processos erosivos. As informações de calibração e validação abrangeram o período de 1999 a 2011, levando em conta bases de dados climáticos, altimétricos e de uso e ocupação do solo. A produção de sedimentos na bacia hidrográfica variou de 0,06 a 8,68 t.ha⁻¹.ano⁻¹, estando as áreas com valores mais elevados situadas na região leste, próximas à costa e ao exutório da bacia. Nessas áreas da bacia também ocorre a maior média de precipitação anual, o que aponta para a precipitação e para o escoamento superficial como fatores de maior influência na erosão do solo e produção de sedimentos. O ano de 2005 apresentou a maior produção anual de sedimentos, totalizando 614.390,30 t para toda a bacia hidrográfica. Nesse mesmo ano, o modelo produziu as maiores médias de vazão mensal, evidenciando que a estimativa do modelo para geração de sedimento é influenciada fortemente pela vazão. As estimativas apontadas podem contribuir para melhoria nas práticas conservacionistas da região e mitigação de impactos ambientais. A preservação de áreas florestais, a sensibilização ambiental, o pagamento por serviços ambientais (PSA) e os sistemas agroflorestais (SAFs) podem ser alternativas para a gestão dos recursos naturais.

Palavras-chave: Sedimentos; Processos erosivos; Modelagem hidrológica; Nordeste do Brasil.

ABSTRACT

SPATIAL ASSESSMENT OF SEDIMENT PRODUCTION AND STRATEGIES FOR REDUCING EROSION PROCESSES IN A WATERSHED IN NORTHEASTERN BRAZIL. Due to the importance of studies on environmental impacts and the absence of research on sedimentology in the northeastern Brazil, this research aims to estimate the sediment production in the Goiana River basin (Brazil). The SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model, in combination with the corresponding procedure of parameter optimization SWAT CUP (*Calibration*

and *Uncertainty Procedures*), and the LOADEST model were used to estimate the spatial sediment monthly production and to establish guidelines for the reduction of erosive processes. The information of calibration and validation included the 1999–2011 time span, taking into account climatic, altimetric, and land and soil use datasets. The sediment production in the watershed varied from 0.06 to 8.68 t.ha⁻¹. year⁻¹, with the areas having higher values located in the eastern region, near the coast and the basin outflow. In these areas of the basin, the highest average annual precipitation occurs, which indicates precipitation and runoff as the most influential factors in soil erosion and sediment production. The year 2005 showed the highest annual sediment production, totalizing 614,390.30 t for the entire watershed. In the same year, the model produced the highest average monthly flow rates, showing that the flow rate strongly influences the model estimate for the generation of sediment. The estimates pointed out can contribute to improvement in conservation practices in the region and the mitigation of environmental impacts. The preservation of forest areas, environmental awareness, payment for environmental services (PES), and agroforestry systems can be alternatives for the management of natural resources.

Keywords: Sediments; Erosive processes; Hydrological modeling; Northeastern Brazil.

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento agrícola no Brasil e a necessidade do uso cada vez maior de terras agricultáveis exige elevada eficiência no processo de produção. Todavia, muitas vezes, não há o planejamento adequado dessas áreas, acarretando, assim, um uso intenso do solo, sem preocupações com práticas conservacionistas. Técnicas de preparo de solo inadequadas para ambientes com suscetibilidade à erosão podem ocasionar diferentes problemas ambientais para essas áreas e para os recursos hídricos, como perdas de solo, carreamento de sedimentos para corpos hídricos e contaminação a partir dos defensivos agrícolas utilizados (VANZELA *et al.* 2010, AVANZI *et al.* 2013). Atrelado a essa vertente, é importante mencionar que mudanças no uso e ocupação do solo também têm forte influência no aporte de sedimentos e que a vegetação natural pode minimizar esses impactos, visto que atenua a ação das chuvas no solo.

A erosão hídrica é um dos principais fatores de degradação dos solos, sendo esta a razão de perda da camada superficial do solo em diversas regiões do Brasil (HERNANI *et al.* 2002, BESKOW *et al.* 2009). A remoção dos horizontes superficiais acarreta a perda da capacidade produtiva. Na medida em que atingem a rede de drenagem da bacia hidrográfica, podem contaminar as águas superficiais a partir do transporte de sedimentos, nu-

trientes e agroquímicos (SOUTO & CRESTANA 2000). Segundo HERNANI *et al.* (2002), a perda anual de solo no Brasil foi estimada em 822,7 milhões de toneladas em áreas de cultivo agrícola e pastagem, produzindo 247 milhões de toneladas de sedimentos.

A erosão na superfície é responsável pelo desprendimento das partículas do solo e de rochas, promovendo, assim, a produção de sedimentos. Esses sedimentos transportam matéria orgânica, defensivos agrícolas, possuindo composição física e química variável dependendo do material a partir do qual foi originado. A produção de sedimentos dá-se por diferentes fatores como intensidade e quantidade de chuva, tipo de solo, uso e cobertura do solo, topografia, entre outros, conforme detalha IKEDA *et al.* (2009) e ZHANG *et al.* (2010). Essa produção refere-se ao processo de erosão, transporte, deposição e ressuspensão dos sedimentos, como detalha CARDOSO & COELHO FILHO (2017), oportunamente exportados da bacia hidrográfica durante um certo período temporal (CHANDRA *et al.* 2014).

Diversos estudos têm sido produzidos, analisando-se tais fatores, como o de CASALÍ (2010), TANG *et al.* (2011), YAN *et al.* (2013) e GALHARTE *et al.* (2014), permitindo verificar que a produção desses sedimentos pode acarretar problemas físicos, químicos e biológicos nos recursos hídricos, notadamente o assoreamento dos rios,

carreamento de poluentes e patógenos (MINELLA *et al.* 2011). Sob outro ponto de vista, percebe-se a importância que os sedimentos exercem sobre o ambiente fluvial, provendo nutrientes para os organismos e microrganismos, embora também possam depositar contaminantes (REIS *et al.* 2010).

Frente a esse quadro, estudos para quantificação de perda de solo e produção de sedimentos no nível de bacias hidrográficas têm sido desenvolvidos em todo o mundo. SILVA *et al.* (2011a) avaliaram a influência de diferentes manejos florestais adotados no plantio de eucalipto sobre perdas de solo e água por erosão hídrica e atestaram a eficiência do uso de práticas conservacionistas. BURCHER & BENFIELD (2006) sugeriram que o escoamento superficial acarreta a entrada de sedimentos nos rios, havendo contrastes entre bacias hidrográficas agrícolas e bacias urbanas. Ademais, para mensuração de perdas de solo e produção de sedimentos nos corpos de água, verificam-se estudos utilizando diferentes modelos, como relatado por PANDEY *et al.* (2016). Os autores realizaram uma revisão de 50 modelos aplicados à erosão do solo e à produção de sedimentos, bem como sua aplicabilidade em diversas partes do mundo, e apontaram para a existência de diferentes fatores que implicam a escolha adequada de um modelo, face a características da bacia hidrográfica e disponibilidade de dados.

Dessa maneira, é importante avaliar os trabalhos que vêm sendo desenvolvidos na esfera nacional a fim de se encontrar a solução mais apropriada. O LOADEST (*Load Estimator*) (RUNKEL *et al.* 2004) pode ser mencionado como exemplo, tratando-se de um código computacional escrito na linguagem FORTRAN, utilizado para estimativa de cargas em cursos de água a partir do cálculo de regressão utilizando dados de vazão e outras variáveis adicionais (DALBY 2006; DORNBLASER & STRIEGL 2009; LEWIS & LAMOUREUX 2010; AULENBACH 2013; MAMO & JAIN 2013; PARK & ENGEL 2014, 2016; PARK *et al.* 2015). Ainda acerca dos *softwares* para análises ambientais, SOUTO & CRESTANA (2000) verificaram a possibilidade da seleção de alternativas tecnológicas associadas ao emprego de Sistema de Informações Geográficas (SIG) para reduzir impactos no solo ao identificar áreas potenciais de erosão sob diferentes manejos e períodos do ano.

O procedimento de análise mediante o suporte de SIG, aliado ao uso de modelos de previsão, tem sido bastante aplicado por permitir a espacialização e melhor visualização das informações.

De acordo com AVANZI *et al.* (2013) e MELLO *et al.* (2016), a equação universal de perda do solo (USLE), proposta por WISCHMEIER & SMITH (1978), propõe uma modelagem simplificada para previsão da erosão e vem sendo amplamente utilizada, como verificado nos trabalhos de PANDEY *et al.* (2007), BESKOW *et al.* (2009), NEVES *et al.* (2011), ALI & HAGOS (2016), SANTOS *et al.* (2017), SINGH & PANDA (2017) e PHAM *et al.* (2018). Complementarmente, alguns estudos levam em conta variações do modelo USLE, como pode ser encontrado em BAGARELLO *et al.* (2017) e em KINNEL (2016), que abordam os modelos USLE-M e USLE-MM, respectivamente. A equação revisada de perda de solo (RUSLE), conforme apresentada em RENARD *et al.* (1997), também tem sido aplicada em trabalhos como os de AMORIM *et al.* (2010), CÂNDIDO *et al.* (2014) e DURÃES *et al.* (2016), entre outros.

Outra equação derivada do USLE foi desenvolvida por WILLIAMS (1975) e denominada MUSLE, com a implementação de uma modificação quanto ao cálculo do fator de erosividade da chuva. SADEGHI *et al.* (2014) comentaram que o MUSLE foi empregado em diversos estudos e para diversas finalidades ao redor do mundo (ZHANG *et al.* 2009, LÓPEZ-TARAZÓN *et al.* 2012).

Os modelos de erosão do tipo USLE e RUSLE podem ser comparados com modelos, que, em princípio, apresentam uma base teórica mais abrangente (AMORIM *et al.* 2010). O SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) (ARNOLD *et al.* 1998) insere-se nessa nova categoria de modelos, onde sua aplicabilidade em estudos acerca do aporte de sedimentos tem sido atestada em trabalhos no mundo todo, como, por exemplo, em MAMO & JAIN (2013) na Etiópia, em KIM *et al.* (2016) na Coreia do Sul e em SALAH & ABIDA (2016) na Tunísia.

Segundo a FAO (2022), o SWAT é um modelo direcionado a diferentes escalas espaciais de bacias hidrográficas, com possibilidade de operação nas escalas mensal e diária. Em especial, a execução no nível diário possibilita a identificação de características mais detalhadas sobre o comportamento hidrológico da região de estudo. Por meio de um adequado conjunto de informações de entrada, o modelo consegue caracterizar condições hidrometeorológicas, evapotranspiração, escoamento superficial, mecanismo de infiltração, percolação, perdas de transmissão, escoamento subterrâneo, armazenamento de lagoas e reserva-

tórios, produção de sedimentos, crescimento e irrigação de culturas, sendo utilizado, por exemplo, para quantificar o impacto das práticas de gestão territorial em bacias hidrográficas.

No Brasil, SILVA *et al.* (2011b) utilizaram o SWAT para quantificar as perdas de solo na bacia hidrográfica do rio Colônia, na Bahia, simulando cenários teóricos de preservação permanente de mata. LELIS & CALIJURI (2010) também utilizaram o modelo para identificar zonas de maior sensibilidade à erosão na bacia hidrográfica do Ribeirão São Bartolomeu, localizada na zona da Mata de Minas Gerais. Embora haja produção crescente de uso do modelo SWAT no Brasil (ANDRADE *et al.* 2013, BRESSIANI *et al.* 2015a, ALMEIDA *et al.* 2018, ALMEIDA *et al.* 2020), ainda se nota a disponibilidade relativamente reduzida de manuscritos para o território brasileiro.

De relevante interesse econômico no estado de Pernambuco, devido ao potencial agrícola e industrial, a bacia hidrográfica do rio Goiana é uma das mais importantes do nordeste brasileiro. Os diversos usos do solo na bacia, como monocultura da cana-de-açúcar, policultura, pecuária, ocupação urbana e industrial, aquicultura e áreas de vegetação arbórea e arbustiva (CONDEPE/FIDEM 2005), podem ser apontados como as grandes justificativas de seu crescimento econômico. Por outro lado, a utilização por longos anos do território e o seu respectivo manejo trouxeram drásticas consequências ao solo local, o que está a requerer especial atenção para que se estabeleçam diretrizes para a adequada gestão dos recursos hídricos e ambientais e correspondente tomada de decisão quanto à implantação de práticas conservacionistas do solo.

Nesse sentido, a pesquisa sobre produção de sedimentos desenvolvida a partir dos modelos previamente descritos oferece subsídios para a gestão hídrica e territorial. A espacialização do conjunto dessas áreas de interesse permite que as atividades antrópicas da bacia hidrográfica e os correspondentes efeitos sejam relacionados, propiciando discussões e contribuições para adoção e melhoria no que concerne a práticas conservacionistas da região. Busca-se mitigar impactos ambientais e estabelecer condições integradas de desenvolvimento sustentável e harmônico sob o ponto de vista do meio ambiente e socioeconômico.

Ampara-se a presente investigação em ARAÚJO *et al.* (2016), onde os autores comentam sobre a necessidade de realizar estudos de impactos socioambientais em decorrência das atividades industriais modernas e tradicionais operantes du-

rante uma certa escala temporal em uma determinada região. Face a uma limitação de estudos que enfoquem pesquisas em sedimentologia, sobretudo no nordeste do Brasil, objetivou-se, neste trabalho, estimar a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Goiana, em Pernambuco, propondo e discutindo estratégias para minimização de processos erosivos.

2 ESTUDO DE CASO

2.1 Área de investigação

A bacia hidrográfica do rio Goiana está localizada em Pernambuco, no nordeste brasileiro, entre 07°22'20" e 07°54'47" de latitude sul e entre 34° 49'06" e 35°41'43" de longitude oeste, com área de 2.847,53 km². Em termos de divisões municipais, a bacia engloba 26 municípios das zonas do Litoral, Mata Norte, Agreste e Região Metropolitana do Recife, que se encontram totalmente ou parcialmente nela inseridos (Figura 1).

Esta bacia hidrográfica corresponde a uma área de interesse econômico no estado de Pernambuco devido à elevada atividade agrícola e industrial, em que podem ser pontuados alguns usos do solo na bacia, como monocultura da cana-de-açúcar, policultura, pecuária, ocupação urbana e industrial, aquicultura e áreas de vegetação arbórea e arbustiva (CONDEPE/FIDEM 2005).

O bioma original da bacia hidrográfica é a Mata Atlântica, contudo, atualmente, encontra-se significativamente reduzido devido a mudanças no uso do solo, como atividades agrícolas, industriais e ocupação urbana. A principal causa do seu processo de degradação deu-se devido à intensificação da agricultura com o plantio da cana-de-açúcar no período colonial (LIMA 1998).

2.2 Dados hidrossedimentológicos

Dados de concentração diária de sedimentos (mg L⁻¹) foram obtidos a partir da plataforma Hidroweb da Agência Nacional das Águas (ANA) (hidroweb.ana.gov.br). A estação fluviométrica utilizada corresponde ao Engenho Itapissirica, localizada na latitude de -7,61306 (sul) e longitude de -35,06472 (oeste). As informações utilizadas correspondem ao período de 1999 a 2011, porém há somente cerca de 2 (duas) a 3 (três) medições diárias por ano, não havendo monitoramento contínuo na seção. Existem 5 (cinco) postos fluviométricos na bacia hidrográfica do rio Goiana, contudo

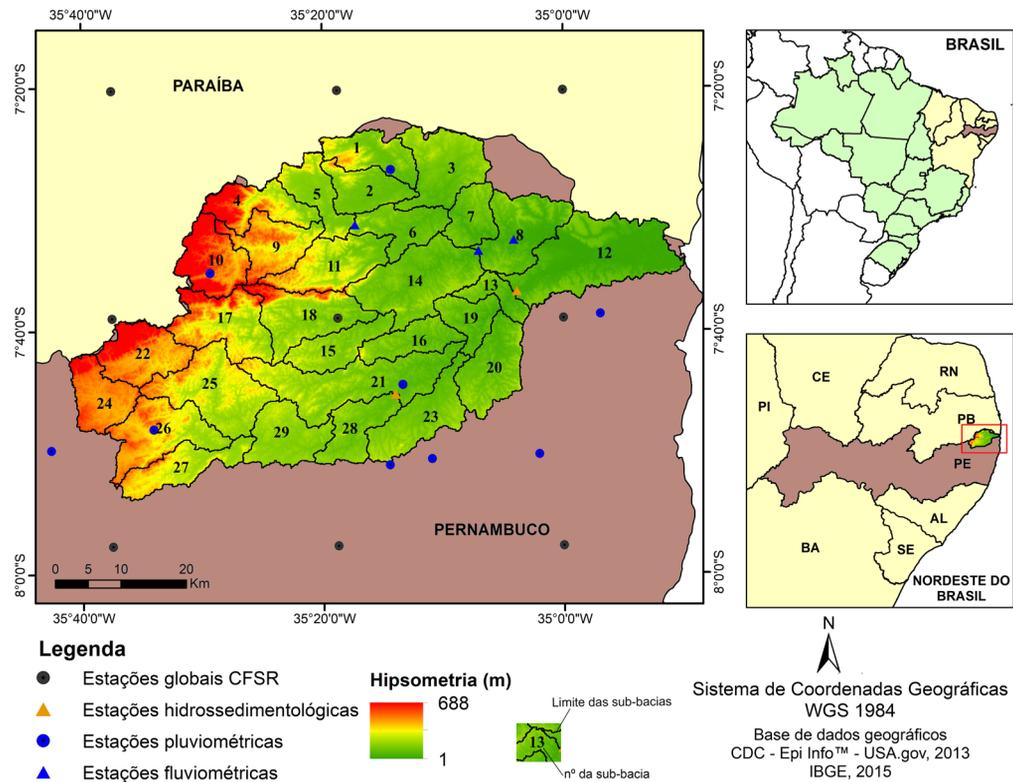


FIGURA 1 – Localização da bacia do rio Goiana (Pernambuco) no nordeste brasileiro.

FIGURE 1 – Location of the Goiana river basin (Pernambuco) in northeastern Brazil.

apenas o posto Engenho Itapissirica possui dados de concentração de sedimentos para o período trabalhado.

Para o mesmo período de dados de concentração de sedimentos, realizou-se o levantamento de dados diários de vazão (1999-2011); essas variáveis foram correlacionadas no presente estudo.

Antes de apresentar a metodologia do trabalho, no que diz respeito à propriedade estatística de estacionariedade de séries temporais de vazão empregadas no presente estudo, cabe fazer referência ao estudo do Serviço Geológico do Brasil (CPRM 2015), que contemplou trabalho de regionalização de vazões de bacias hidrográficas do nordeste do Brasil.

Nesse estudo, coletaram-se dados das quatro (4) estações fluviométricas (Nazaré da Mata, Engenho Itapissirica, Engenho Retiro e Caricé) instaladas na bacia do rio Goiana, onde testes t-Student e F-Fisher foram aplicados para diagnóstico sobre a estacionariedade das correspondentes séries de vazão média anual no nível de significância de 5%. Nota-se que o estudo não pôde contar com a análise da estação Caricé por

ausência de informações. Adicionalmente, houve algumas discordâncias quanto à análise de estacionariedade das séries de vazões das três estações fluviométricas pesquisadas, a saber: Nazaré da Mata - aceita a estacionariedade da série anual no nível de 5% de significância em teste bicaudal, recomendando-se a rejeição do período de 1992 a 2002, devido às chuvas intensas como justificativa de interferência no comportamento da série nesse período; Engenho Itapissirica - rejeitada a estacionariedade da série anual no nível de 5% de significância, sem justificativa adicional com base física; Engenho Retiro - aceita a estacionariedade da série anual no nível de 5% de significância em teste bicaudal, com indicação de rejeição no período entre 1992 e 2002, devido à inclusão de barramentos e ausência de informações.

Apesar dos problemas apontados quanto à análise estatística das séries de vazão de estações fluviométricas na área de estudo, assumiu-se, no presente trabalho, que a bacia tem comportamento estacionário. Assim, cabe alertar ao leitor que incertezas deste trabalho sobre a análise de produção de sedimentos podem também ser atribu-

idas em maior ou menor grau aos dados observados de vazão, que são afetados em termos de qualidade, uma vez que há escassez de dados, falhas nas séries temporais, além da distribuição espacial precária de informações. As medições de vazão são realizadas indiretamente e sofrem influência das variáveis hidrometeorológicas e hidroclimáticas, com alterações no regime de escoamento. Ademais, trechos da rede de drenagem podem sofrer alterações devido a processos erosivos, culminando com uma mudança da seção fluviométrica de controle, requerendo atualização periódica da correspondente curva-chave para adequada transformação da leitura de nível de água em vazão.

3 METODOLOGIA

A figura 2 ilustra, de forma condensada, o fluxograma da pesquisa conduzida. Inicialmente, informações sobre coleta de dados, emprego de *software* para apoio e equações são expostas com vistas a estimar a produção mensal de sedimentos.

Na sequência, apresenta-se a modelagem feita a partir do modelo LOADEST. Posteriormente, sistematiza-se o modelo SWAT - *Soil and Water Assessment Tool*, aplicado com enfoque na extração de sedimentos e correspondente processo de espacialização, com ênfase em estratégias para redução dos processos erosivos.

3.1 Estimativa de produção mensal de sedimentos

Como não há monitoramento do aporte de sedimentos na bacia por órgãos ambientais, foram utilizados dados de vazão ($m^3 s^{-1}$) e concentração de sedimentos ($mg L^{-1}$) para estimativas de produção mensal de sedimentos utilizando-se o LOADEST (<https://water.usgs.gov/software/loadest/download>

ad/) (RUNKEL et al. 2004). Não houve levantamentos de campo para extração de informações sobre sedimentos.

Utilizaram-se os dados diários hidrossedimentológicos (vazão e sedimentos) correspondentes ao período de 1999 a 2011. Para minimização de erros referentes às estimativas, a série diária de vazão foi analisada cuidadosamente, eliminando inconsistências. Medições com um mesmo resultado em mais de cinco dias consecutivos foram suprimidas a fim de reduzir o erro na análise de saída.

Na configuração do LOADEST, estabeleceu-se que a calibração e a estimativa do aporte de sedimentos fossem baseadas no método estatístico do desvio mínimo absoluto (*Least Absolute Deviation* - LAD) com intervalo de confiança de 95% (RUNKEL et al. 2004). O LOADEST possui vários modelos pré-definidos, que especificam a equação de regressão, podendo ser selecionado pelo usuário ou automaticamente. Nas configurações do *software*, optou-se pela escolha automática para seleção da equação mais adequada dentre as nove opções disponibilizadas pela plataforma de modelagem para processamento dos parâmetros, conforme registrado na tabela 1. Adotou-se o modelo que melhor se ajustasse a esse método. Dessa maneira, a equação de regressão que apresentou o resultado mais adequado para carga total e concentração de sedimentos é descrita pela equação 1 da tabela 1:

$$Ln = a0 + a1 \ln Q \quad (1)$$

em que $\ln Q$ pode ser representado por $\ln(Q)$ - centro de $\ln(Q)$, sendo que $a0$ e $a1$ são coeficientes do modelo. Para estimar a carga de sedimentos, os coeficientes foram $a0=5,0852$ e $a1=1,3838$.

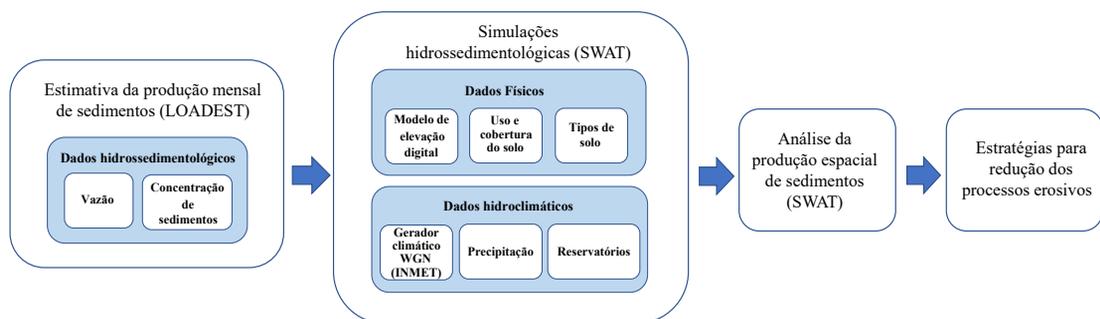


FIGURA 2 – Fluxograma geral do trabalho.

FIGURE 2 – General workflow.

TABELA 1 – Modelos de regressão para seleção automática pelo LOADEST.
TABLE 1 – Regression models for automatic selection by LOADEST.

Nº	Modelo de regressão
1	$a_0 + a_1 \ln Q$
2	$a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \ln Q^2$
3	$a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \text{dtime}$
4	$a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \sin(2\pi \text{dtime}) + a_3 \cos(2\pi \text{dtime})$
5	$a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \ln Q^2 + a_3 \text{dtime}$
6	$a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \ln Q^2 + a_3 \sin(2\pi \text{dtime}) + a_4 \cos(2\pi \text{dtime})$
7	$a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \sin(2\pi \text{dtime}) + a_3 \cos(2\pi \text{dtime}) + a_4 \text{dtime}$
8	$a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \ln Q^2 + a_3 \sin(2\pi \text{dtime}) + a_4 \cos(2\pi \text{dtime}) + a_5 \text{dtime}$
9	$a_0 + a_1 \ln Q + a_2 \ln Q^2 + a_3 \sin(2\pi \text{dtime}) + a_4 \cos(2\pi \text{dtime}) + a_5 \text{dtime} + a_6 \text{dtime}^2$

onde: Q é a vazão; *time* é a variável associada à dimensão do tempo da série de dados utilizada, enquanto a₁, a₂, a₃, a₄ e a₅ são os coeficientes de ajuste.

Os dados de saída são automaticamente avaliados pelo programa, consistindo em uma comparação entre os valores observados e estimados. A avaliação é baseada em algumas métricas estatísticas, notadamente tendência percentual (PBIAS), índice de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) e proporção parcial de carga (PCR), descritos pelas equações 2, 3 e 4, calculadas diretamente pelo LOADEST, segundo as expressões:

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)}{\sum_{i=1}^n O_i} \times 100\% \quad (2)$$

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (3)$$

$$PCR = \frac{PBIAS + 100}{100} \quad (4)$$

em que O_i representam os valores observados, e P_i , os valores estimados pelo modelo.

Os valores obtidos para carga de sedimentos no que tange às métricas foram -10,415 para PBIAS, 0,773 para NSE e 0,896 PCR. Com esse procedimento, verifica-se que os dados são estatisticamente satisfatórios para a variável carga de sedimentos, podendo ser utilizados. Os resultados obtidos indicaram a carga de sedimento ($t \cdot dia^{-1}$) para o período analisado. Para obtenção da carga mensal ($t \cdot mês^{-1}$), o valor obtido foi multiplicado por 30 dias.

3.2 Modelo SWAT - Soil and Water Assessment Tool

O SWAT foi desenvolvido com o objetivo de prever o impacto das mudanças do uso e cobertura do solo e manejo do solo sobre a água, produção

de sedimentos e nutrientes em bacias hidrográficas (ARNOLD *et al.* 1998, NEITSCH *et al.* 2011). O modelo pode simular vazão, fluxo de base, erosão do solo, produção de sedimentos e nutrientes. De acordo com ARNOLD *et al.* (2010), para a abordagem e análise dos resultados, a bacia é dividida em sub-bacias, que também são segmentadas em unidades de resposta hidrológica (HRU). Essas HRUs consistem em unidades homogêneas com mesmo tipo de solo, declividade e uso do solo (ARNOLD *et al.* 2012).

O modelo é baseado no balanço hídrico, conforme expressão dada por:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{\text{day}} - Q_{\text{surf}} - E_a - W_{\text{seep}} - Q_{\text{gw}}) \quad (5)$$

em que SW_t corresponde ao conteúdo final de água no solo (mm), SW_0 refere-se ao conteúdo inicial de água no solo no dia i (mm), t é o tempo em dias, R_{day} é o quantitativo de precipitação no dia i (mm), Q_{surf} é a quantidade de escoamento superficial no dia i (mm), E_a é a evapotranspiração no dia i (mm), W_{seep} é a percolação no dia i (mm), e Q_{gw} é o quantitativo do fluxo de retorno no dia i (mm).

O escoamento superficial é calculado com base na equação da curva-número (CN), proposta pela *United States Department of Agriculture* (USDA), segundo a expressão:

$$Q = \frac{(R - 0,2 \text{ s})^2}{R + 0,8 \text{ s}} \quad (6)$$

sendo Q referente ao escoamento superficial diário (mm), R é a precipitação diária (mm), e s é um parâmetro de retenção de água acumulada. Para distintos valores da curva-número (CN), baseados nas características de cada solo, o parâmetro s é obtido por:

$$s = 254 \left(\frac{100}{CN} - 1 \right) \quad (7)$$

A produção de sedimentos na bacia hidrográfica é calculada através da equação modificada de perda de solo (MUSLE). Segundo NEITSCH *et al.* (2011), a equação MUSLE utiliza o escoamento superficial para realizar o cálculo da produção de sedimentos (Equação 8), segundo a equação:

$$SED = 11,8 (Q \times qp)^{0,56} K C P L S \quad (8)$$

sendo Q o volume de escoamento superficial (m³), qp é a vazão de pico (m³ s⁻¹), K refere-se ao fator de erodibilidade média dos solos (t.h.MJ⁻¹.mm⁻¹), C é o fator de manejo do solo (adimensional), P é o fator de práticas conservacionistas e controle de erosão (adimensional), e LS é o fator de comprimento da rampa e declividade das vertentes.

Após a contabilização da degradação e deposição, segundo NEITSCH *et al.* (2011), o quantitativo final de sedimento é calculado pela expressão:

$$Sed_{ch} = sed_{ch,i} - sed_{dep} + sed_{deg} \quad (9)$$

sendo Sed_{ch} a quantidade de sedimento suspenso (t), sed_{ch,i} é a quantidade de sedimento suspenso no início do período (t), sed_{dep} é a quantidade de sedimento depositado (t), e sed_{deg} refere-se ao quantitativo de sedimento reinserido (t).

O quantitativo de sedimento transportado para fora da área analisada pode ser calculado por:

$$Sed_{out} = sed_{ch} \frac{V_{out}}{V_{ch}} \quad (10)$$

onde Sed_{out} refere-se ao quantitativo de sedimento transportado para fora da área(t), V_{out} é o volume de saída de água no tempo analisado (m³ s⁻¹) e V_{ch} é o volume de água no segmento (m³).

Para realização de simulações hidrossedimentológicas, o modelo SWAT requer inserção das características da bacia hidrográfica estudada, tais como os tipos de solo, uso e cobertura, declividade da bacia e dados climáticos para estimativas do balanço hidrológico (precipitação, temperatura máxima e mínima do ar, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa do ar). Mesmo havendo a menção sobre a falta de informações hidrossedimentológicas, existem dados importantes para composição das simulações no modelo, sendo esses oriundos do imageamento de satélite e disponibilizados por instituições governamentais. A inserção dos dados de entrada no SWAT foi realizada em PAZ *et al.* (2018), tendo sido conduzida a calibração e a validação com base em dados de vazão. Informações empregadas na análise estão dispostas, de forma resumida, na tabela 2.

Utilizaram-se as informações altimétricas oriundas do produto de radar SRTM disponíveis no portal da EMBRAPA, devido à ausência de falhas no local de estudo, evitando tratamentos estatísticos. Para os dados de solo, utilizou-se a base oriunda do Zoneamento Agroecológico de Pernambuco (ZAPE). O mapa de uso e cobertura de solo deri-

TABELA 2 – Informações e resolução espacial dos dados de entrada do modelo SWAT.

TABLE 2 – Information and spatial resolution of SWAT model input data.

Dados de entrada	Descrição	Resolução	Fonte
Mapa de declividade	Mapa de elevação digital (DEM)	90 m	Monitoramento por radar SRTM - Embrapa
Mapa de Solos	Classificação dos solos para o estado de Pernambuco	1:100.000	Embrapa Solos – ZAPE
Mapa de uso e cobertura do solo	Classificação do uso e cobertura - ano base 2002	1:250.000	Ministério do Meio Ambiente (MMA) – Probio.
Dados climáticos	Temperatura máxima e mínima do ar, umidade, radiação solar e velocidade do vento	Espacialmente distribuídos dentro do estado de Pernambuco e no entorno da bacia.	Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet), Agência Nacional das Águas (ANA) e Agência Pernambucana de Águas e Clima (Apac) e Gerador Climático (WGN)
Precipitação	Informações sobre precipitação observados e de reanálise	Espacialmente distribuídos dentro do estado de Pernambuco e no entorno da bacia.	Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet) e <i>Global Weather Data for SWAT</i>
Dados dos reservatórios	Capacidade (Volume) do reservatório	Espacialmente distribuídos dentro do estado de Pernambuco e no entorno da bacia	Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC)
Dados fluviométricos	Informações sobre vazão	Espacialmente distribuídos dentro do estado de Pernambuco e no entorno da bacia	Sistema de Informações Hidrológicas (HIDROWEB) da Agência Nacional das Águas (ANA)

vado do projeto do Ministério do Meio Ambiente (MMA) – Probio foi escolhido devido à sua qualidade e acreditação governamental, considerando-se o período de análise do estudo e o histórico do uso da bacia pela monocultura permanente. Cabe ressaltar que, mesmo havendo a tangibilidade de executar pesquisas com dados institucionais, existe, para análises atuais, a possibilidade de trabalhar a variação da cobertura e uso do solo ao longo do tempo por intermédio de dados de satélite. A tabela 3 ilustra os percentuais de distribuição de uso e cobertura do solo, tipos de solos e declividades na bacia.

As informações climáticas foram extraídas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC) e Gerador Climático (WGN), no que tange às temperaturas máxima e mínima do ar, umidade do ar, radiação solar e velocidade do vento.

A série de dados de precipitação foi analisada a partir do aplicativo de análises de dados climáticos – ClimAp Versão 1.1 (SALVADOR 2014). Os dados são mais consistentes a partir da década de 1990. Dessa forma, para a simulação hidrológica, foi utilizado o período com menor incidência de falhas (1999-2009). Os dados de reanálise de precipitação foram obtidos através do *Global Weather Data for SWAT* (<http://globalweather.tamu.edu/>), banco de dados disponibilizado pela Universidade Texas A&M, a fim de comparar os resultados com as estações locais descritas anteriormente, visto que alguns trabalhos demonstraram a aplicabilidade desses dados (DILE e SRINIVASAN 2014, FUKA *et al.* 2014, BRESSIANI *et al.* 2015b).

As informações sobre dados fluviométricos, sobretudo de vazão, foram coletadas do Sistema de Informações Hidrológicas (HIDROWEB) da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), enquanto os dados sobre os reservatórios existentes na bacia foram coletados da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC), estando espacialmente distribuídos dentro do estado de Pernambuco e no entorno da bacia. Ressalta-se que a análise de sensibilidade, calibração e validação da vazão líquida foram executadas com resultados satisfatórios face à literatura disponível (PAZ 2018, PAZ *et al.* 2018)

Para uma análise da produção mensal de sedimentos, utilizou-se o modelo com dados hidrometeorológicos mensais observados (PAZ *et al.* 2018), oriundo do algoritmo *SWAT Calibration and Uncertainty Procedures* (SWAT-CUP) para análise de sensibilidade dos parâmetros e calibração, dividindo a bacia hidrográfica em cinco zonas distintas de calibração. O período utilizado para calibração foi de 1999 a 2009, utilizando-se dados mensais de vazão observada, enquanto a performance do modelo foi analisada segundo múltiplos critérios de NSE, PBIAS, RSR (Equação 11) e R² (Equação 12) (MORIASI *et al.* 2007).

Segundo GOLMOHAMMADI *et al.* (2014), o coeficiente de eficiência de Nash–Sutcliffe (NSE) (Equação 3) indica uma correspondência perfeita entre os valores observados e previstos quando NSE = 1, enquanto valores inferiores a 0,0 indicam que o valor médio observado é melhor que o valor simulado, o que indica um desempenho inaceitável. A porcentagem de viés, conhecida como PBIAS (Equação 2), mede a tendência média dos dados simulados de serem maiores ou menores do que suas contrapartes

TABELA 3 – Distribuição dos solos, uso e cobertura do solo e declividade da bacia após reclassificação no SWAT.
TABLE 3 – Distribution of soils, land use and cover, and slope of the basin after reclassification in SWAT.

<i>Uso e cobertura do solo</i>	<i>Percentual</i>	<i>Tipos de solos</i>	<i>Percentual</i>	<i>Declividade (%)</i>	<i>Percentual</i>
Floresta perenifólia	2,91	Argissolo amarelo	10,70	0-3	11,90
Agricultura	55,26	Argissolo vermelho- amarelo	19,08	3-8	33,38
Pastagem	36,50	Luvissolo	19,60	8-20	43,82
Floresta decídua	3,24	Neossolo Litólico	2,67	20-45	10,90
Áreas úmidas	2,10	Argissolo vermelho	42,69		
		Latossolo Amarelo	1,17		
		Água	0,26		
		Espodossolo	0,36		
		Neossolo Quartzarenico	0,56		
		Gleissolo	2,91		

observadas (GUPTA *et al.* 1999), onde o valor ótimo de PBIAS é 0,0, com valores de magnitude baixa indicando uma simulação precisa do modelo (valores positivos indicam viés de subestimação, e valores negativos indicam viés de superestimação).

Por fim, a razão de desvio padrão das observações RMSE (RSR) (Equação 11) é calculada como a razão entre o RMSE e o desvio padrão dos dados medidos, no qual o RSR varia do valor ótimo em 0, escalando intervalos inferiores de acordo com o aumento do valor positivo, indicando que, quanto menor o valor do RSR, menor o RMSE e melhor o desempenho da simulação do modelo (GOLMOHAMMADI *et al.* 2014). O coeficiente de determinação, também conhecido como R² (Equação 12), varia entre 0 e 1 e descreve a proporção da variância explicada da variável dependente em função dos dados medidos das variáveis independentes, sendo que valores mais altos indicam menor erro padrão da estimativa. Normalmente, valores acima de 0,8 são satisfatórios, 0,6 a 0,8, bons, e valores maiores do que 0,5 são considerados aceitáveis (SANTHI *et al.* 2001)

Observa-se, nas pesquisas sobre o tema, a utilização tanto do RSR quanto do R² (coeficiente de determinação) para demonstração de desempenho do modelo, uma vez que ambos explicam as variâncias e auxiliam na qualidade e calibração dos resultados. Nesta pesquisa, utilizaram-se ambos, contudo são levantadas, ao longo da discussão, pesquisas que utilizam apenas uma métrica (RSR ou R²) como fator de análise.

$$RSR = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}} \quad (11)$$

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(P_i - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P})^2}} \quad 0 \leq R^2 \leq 1 \quad (12)$$

em que O_i representam os valores observados, enquanto P_i , os valores estimados pelo modelo.

Assim, verificou-se a existência de resultados satisfatórios para a sub-bacia onde foi realizada a análise, considerando os dados observados e estimados de produção de sedimentos (NSE = 0,80; PBIAS = -21.53; RSR = 0,44), tendo como referência de desempenho do modelo as recomendações de MORIASI *et al.* (2007) (Tabela 4).

TABELA 4 – Desempenho do modelo para produção de sedimentos a partir de estatísticas recomendadas por MORIASI *et al.* (2007) para dados mensais de saída.

TABLE 4 – Model performance for sediment yield from statistics recommended by MORIASI *et al.* (2007) for monthly output data.

Performance	NSE	PBIAS	RSR
Muito boa	1 – 0,75	PBIAS < ±15	0,0 – 0,50
Boa	0,75 – 0,65	±15 ≤ PBIAS < ± 30	0,50 – 0,60
Satisfatória	0,65 – 0,50	±30 ≤ PBIAS < ± 55	0,60 – 0,70
Insatisfatória	≤ 0,50	PBIAS ≥ ± 55	> 0,70

Nesse sentido, a validação dos dados produzidos pelo modelo SWAT constituiu-se em uma etapa fundamental para discussão das estimativas de sedimentos. Como mencionado anteriormente, observou-se a ausência no monitoramento do aporte de sedimento na bacia por órgãos ambientais, e, por esse motivo, utilizaram-se informações de vazão (m³ s⁻¹) e concentração de sedimentos (mg L⁻¹) para estimativas de produção mensal de sedimentos através do LOADEST, seguindo as recomendações de RUNKEL *et al.* (2004).

Sabe-se que esse procedimento poderia gerar erros referentes às estimativas. Em função dessa motivação, escolheram-se algumas alternativas, tais como o método estatístico do desvio mínimo absoluto, a automatização e a recomendação do *software* na escolha da equação de estimativa do sedimento, além do tratamento minucioso da série de dados visando a redução e mitigação do viés estatístico. Dessa forma, a validação deu-se comparando os resultados da simulação SWAT com as estimativas de produção de sedimento mensais obtidas através da regressão do LOADEST. Vale ressaltar que os resultados analisados estão enquadrados como satisfatórios (Tabela 4).

Conhecendo-se a escassez de dados observados de concentração de sedimentos disponíveis, impossibilitando a obtenção de uma média mensal, foi efetuada a validação entre dados diários simulados e observados para o período da calibração da vazão (1999-2009). Registra-se que o ano de 2011 não foi analisado em sua totalidade devido a inconsistências nos dados observados de vazão e sedimentos, segundo o atendimento aos critérios estatísticos estabelecidos por MORIASI *et al.* (2007).

3.3 Análise da produção espacial de sedimentos e estratégias para redução dos processos erosivos

Sabe-se que no SWAT, inicialmente, é realizada a modelagem hidrológica com simulação de vazão. No caso deste trabalho, a etapa de modelagem hi-

drológica, incluindo simulações de vazão, análise de sensibilidade, calibração e validação do modelo foram executadas e apresentadas para a região em questão por PAZ *et al.* (2018).

Dessa forma, realizou-se a avaliação da produção de sedimentos em cada sub-bacia mediante a análise da produção média anual de sedimentos para o período de 1999 a 2009. Após a estimativa anual espacializada para toda a bacia hidrográfica, observaram-se as áreas de maior produção e os fatores de maior influência. Os fatores foram avaliados em relação à equação MUSLE, observando-se o escoamento superficial, classificação dos solos e sua erodibilidade, uso e cobertura do solo, altitude e declividade do terreno. Escolheu-se a avaliação dos dados pela equação MUSLE no SWAT devido às equações consolidadas do modelo, facilidade de implementação e aplicação em diversos estudos sobre o tema no Brasil e no mundo.

A estimativa de sedimentos por sub-bacia pode caracterizar áreas mais susceptíveis à produção de sedimentos. Sabe-se da influência de diversos fatores contribuintes para os processos erosivos e para a produção de sedimentos, contudo eles não podem ser modificados, pois são referentes a tipos de solo, declividade do terreno e comprimento da rampa, além do escoamento superficial. Dessa forma, o manejo do solo e as práticas conservacionistas são os fatores que podem ser avaliados para uma melhoria da qualidade ambiental em relação a erosão. Nesse sentido, as estratégias de contenção da produção de sedimentos foram elencadas e discutidas a partir do uso e cobertura atual da bacia hidrográfica de ma-

neira a impedir que as atividades socioeconômicas existentes sejam comprometidas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise da concentração de sedimentos

Apesar do modelo utilizado neste trabalho ter alcançado estatísticas satisfatórias (NSE = 0,80; PBIAS = -21,53; RSR = 0,44) (MORIASI *et al.* 2007) (Tabela 4), para a maior parte da bacia hidrográfica do rio Goiana durante a realização da calibração da vazão, com exceção de apenas uma sub-bacia em uma zona com escassez de dados de precipitação e com deficiência hídrica (PAZ *et al.* 2018), verificou-se a necessidade de validação para um período distinto, ou utilização de outros tipos de dados para testagem adequada. Frente aos desafios encontrados, tais como a baixa disponibilidade de dados de concentração de sedimentos em suspensão (CSS), atrelado ao fato de se ter um modelo que apenas tinha sido calibrado para dados mensais de vazão, os resultados da concentração de sedimentos observados na escala diária e as estimativas a partir do SWAT foram avaliados com cautela. Cabe observar que, no Brasil, a disponibilidade de dados contínuos e extensos para estações hidrometeorológicas ainda constitui um grande desafio para pesquisas acadêmicas.

Observando-se o mesmo período de dados de calibração para a vazão, a análise entre as concentrações diárias de sedimentos observadas e simuladas resultou em um NSE de 0,26, PBIAS de -18,78 e RSR de 0,86 (Figura 3). Apesar dos múltiplos cri-

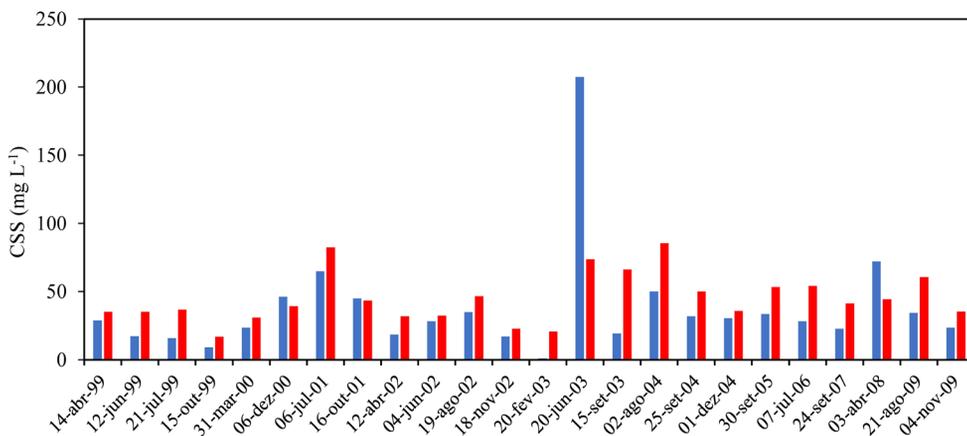


FIGURA 3 – Comparativo entre as concentrações diárias de sedimentos observadas e simuladas pelo SWAT para o período de calibração da vazão (1999 a 2009).

FIGURE 3 – Comparison between observed and SWAT-simulated daily sediment concentrations for the flow calibration period (1999 to 2009).

térios de análise indicarem que a simulação não representa adequadamente os dados observados (PBIAS bom, RSR e NSE com valores fora da faixa de aceitabilidade), compreende-se que a calibração realizada somente levou em conta a vazão em uma escala de tempo mensal. Além disso, a quantidade disponível de dados para avaliação é mínima, e não existem dados que representem variações sazonais anuais. Ainda assim, dados diários simulados em outros trabalhos também apresentam estatísticas semelhantes, como em SANTOS (2015), que, para uma bacia hidrográfica pertencente também ao estado de Pernambuco, obteve um NSE de 0,35, PBIAS de 29,54 e R^2 igual a 0,60 (PBIAS bom, RSR e R^2 fora da faixa de aceitabilidade).

Percebe-se, acerca dos dados de concentração de sedimentos (Figura 3), uma variação em relação a determinados períodos do ano. A pesquisa de BASSO *et al.* (2011) em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, obteve resultado semelhante, e os autores explicaram que a precipitação influencia na concentração de sólidos dissolvidos totais, bem como no que concerne a sólidos em suspensão, sobretudo em bacias hidrográficas urbanizadas, havendo um aporte expressivo de sedimentos. Apesar da bacia hidrográfica do rio Goiana não ser fortemente urbanizada, havendo uma concentração superior de áreas agrícolas e de pastagem, verificou-se que os meses de maior pluviosidade contribuíram para alguns dos picos do gráfico (Figura 3).

Em relação a informações de precipitação, o trimestre mais chuvoso do ano para a localidade corresponde aos meses de maio, junho e julho, re-

gistrando precipitação mensal, nesse período, entre 260 e 390 mm (Figura 4). Consta-se que alguns dos picos tiveram representação nos dados observados e simulados (Figura 3), como em julho de 2001 e em agosto de 2002. Em junho de 2003, apesar da simulação ter um pico, este foi bem inferior ao dado observado, apresentando uma diferença de 133,71 mg L⁻¹. Por outro lado, como poucos dados estão disponíveis, não se pode avaliar a variação dessas concentrações diárias durante períodos chuvosos e secos.

Esses valores observados e simulados diários foram todos inferiores ao limite estabelecido para águas doces pela Resolução N. 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente do Brasil (CONAMA 2005), de 500 mg L⁻¹. Sabe-se que esse valor não é o único parâmetro para avaliação da qualidade das águas, mas constitui-se em um importante indicativo de como as águas de determinada região podem estar comprometidas por outras substâncias que também são transportadas junto aos sedimentos. Logo, como o monitoramento diário regular de sedimentos nos cursos hídricos não é realizado, estimativas através de modelagem hidrossedimentológica têm se mostrado como uma importante alternativa para auxiliar na análise dos corpos hídricos, bem como na escala das bacias hidrográficas.

Na revisão detalhada de MORIASI *et al.* (2007), observaram-se alguns trabalhos cujas estatísticas de avaliação para estudos com sedimentos em uma escala diária foram inferiores aos trabalhos com vazão, todavia GASSMAN *et al.* (2007)

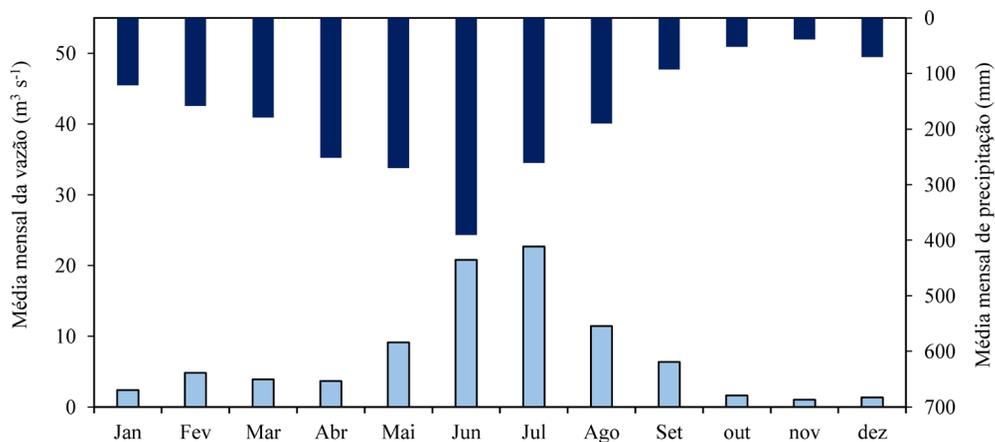


FIGURA 4 – Média mensal de precipitação e vazão para o período analisado de 1999 a 2011 na estação Engenho Itapissirica.

FIGURE 4 – Average monthly precipitation and flow for the analyzed period from 1999 to 2011 at the Engenho Itapissirica station.

compilaram resultados melhores na sua revisão, tanto para sólidos suspensos como produção de sedimentos. Trabalhos relacionados a essa temática continuam sendo desenvolvidos, com diferentes resultados dependendo da região e da qualidade dos dados. BETRIE *et al.* (2011) obtiveram resultados satisfatórios (calibração com NSE = 0,88, RSR = 0,35 e PBIAS = -0,05% e validação com NES = 0,83, RSR = 0,61 e PBIAS = -11%) para a bacia hidrográfica do Nilo Azul, com nascente na Etiópia, alcançando resultados superiores ao valor de NSE igual a 0,83 para dados diários. BRIAK *et al.* (2016), em uma bacia hidrográfica no norte do Marrocos, alcançaram uma performance considerada boa para sedimentos durante as etapas de calibração e validação com valores de NSE e PBIAS de 0,69 e 7,12 e 0,70 e 15,51, respectivamente, para dados mensais. VIGIAK *et al.* (2015) descrevem que a calibração de sedimentos em suspensão permitiu boas simulações de produção de sedimentos; para prever concentrações de sedimentos, realizaram adaptações no modelo SWAT, combinando e associando o modelo MUSLE a um limiar de 0,01 km². Os autores alcançaram variações de $\pm 15 \text{ mg L}^{-1}$ para os períodos de calibração e de validação. No presente trabalho, verificou-se uma média de $\pm 21,23 \text{ mg L}^{-1}$, havendo, na maior parte dos resultados, uma superestimativa do SWAT, portanto não sendo indicado o uso de simulações diárias para sedimentos.

Para estimativa diária de sedimentos, JAIN *et al.* (2012), na região do Himalaia, encontraram R² de 0,33 e 0,26 para calibração e validação diária, respectivamente, enquanto, para dados mensais, os valores foram 0,38 e 0,47. Esses valores podem ser considerados insatisfatórios, mas verifica-se uma melhora na qualidade das respostas para análises mensais. UZEIKA *et al.* (2012) trabalharam em uma bacia hidrográfica rural experimental no sudeste brasileiro, sem realização do processo de calibração, e o modelo conseguiu adequadamente reproduzir vazão e escoamento superficial, contudo somente em escalas mensal e anual, havendo dificuldade para a escala diária.

É importante também mencionar que, apesar de MORIASI *et al.* (2007) não classificarem estatísticas para estimativas diárias, a avaliação da performance do modelo em relação a sedimentos possui intervalo maior de valores de PBIAS, que não são permitidos para vazão, devido às dificuldades de alcançar índices melhores em estimativas de sedimentos.

Devido à escassez dos dados de concentração de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Goiana e

em função da possibilidade da estimativa da produção de sedimentos através de uma regressão junto a dados observados de vazão, observou-se a relação entre os dados observados de vazão e concentração de sedimentos e seu coeficiente de determinação (Figura 5). GOKBULAK *et al.* (2008) realizaram uma análise da correlação entre esses parâmetros em uma bacia hidrográfica experimental na Turquia por um período de 18 anos de monitoramento, encontrando regressões lineares satisfatórias entre vazão e alguns parâmetros de qualidade de água, o que embasa esse método para outros ambientes.

O coeficiente de determinação R² indicou um bom resultado entre a concentração de sedimentos e a vazão (Figura 5). Conhecendo-se a relação satisfatória existente entre as duas variáveis verificou-se a possibilidade da estimativa da produção de sedimentos utilizando-se o LOADEST. Contudo sabe-se que, além da vazão, existem outros fatores influenciadores, como a energia do escoamento superficial e a energia para seu transporte como descrevem MINELLA *et al.* (2011).

Além disso, é importante mencionar que a diferença entre a vazão e a concentração de sólidos em suspensão (CSS) também pode ocorrer devido ao fenômeno da histerese. A histerese retrata retardo nas respostas entre dois distintos fenômenos, havendo um diferencial entre as curvas de crescimento e decrescimento de uma variável de interesse, o que é ratificado na pesquisa de CARDOSO & COELHO FILHO (2017), que encontraram uma baixa correlação, com um coeficiente de determinação R² de 0,34. Nessas análises, quando se assume uma escala de tempo mensal, reduzem-se os erros nas esti-

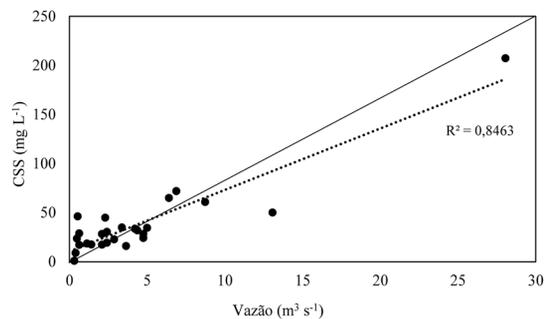


FIGURA 5 – Relação entre a concentração de sedimentos (CSS) e vazão para dados observados na estação Engenho Itapissirica para o período de 1999 a 2011.

FIGURA 5 – Relationship between sediment concentration (SSC) and flow rate for observed data at the Engenho Itapissirica station for the period 1999 to 2011.

mativas decorrentes desses distintos fatores, pois, segundo VESTANA (2009), nos eventos pluviométricos, percebe-se um aumento da CSS com o início da chuva ainda sem modificação na vazão. Posteriormente, tem-se uma elevação da vazão e decréscimo da CSS, para, então, constatar-se um novo aumento da CSS, enquanto a vazão atinge seu pico. A possibilidade de uma redução de ambos os parâmetros, podendo surgir novos picos de CSS de menor intensidade, também existe (VESTANA 2009).

Nota-se ainda a análise entre a variabilidade da vazão e da concentração de sedimentos suspensos apontada no trabalho de SANKARAN & REDDY (2016) para se obter uma melhoria nos esforços de modelagem de processos sedimentológicos. Para tal, em um trabalho realizado na Índia, os autores aplicaram o método da correlação intrínseca dependente do tempo, encontrando uma associação positiva. Associações negativas foram encontradas por ADARSH & REDDY (2016) para uma estação da Índia, onde as intervenções humanas influenciavam na variabilidade da vazão, bem como na concentração de sedimentos. Reforça-se que é relevante manter e incluir pontos adicionais para estabelecer uma melhor relação entre a concentração de sedimentos (CSS) e a vazão para dados observados, uma vez que, observando a figura 4, o R^2 do modelo pode estar sendo influenciado pelo único ponto de CSS de 210 mg L^{-1} e com vazão de $17 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ constatado no trabalho de pesquisa.

4.2 Produção espacial de sedimentos

A produção mensal estimada indireta de sedimentos através da regressão com o LOADEST foi comparada aos resultados do modelo SWAT (Figura 6). Em relação aos processos para as estimativas e simulação da produção de sedimentos, os modelos SWAT e LOADEST têm bases processuais distintas. O LOADEST é de base predominantemente empírica, não considerando de forma explícita os processos físicos que ocorrem na bacia hidrográfica, enquanto pelo SWAT propõe-se a ter base predominante de natureza física, em que as equações utilizadas buscam representar as características naturais e espaciais da bacia.

A avaliação das respostas do modelo SWAT foi feita para os dois distintos períodos de análise, calibração (1999-2009) e validação (2010-2011). Assume-se, em princípio, que a fase de calibração pode fornecer resultados melhores, visto que, nessa fase, os parâmetros sofrem ajustes baseados nos dados de vazão observada e parâmetros relacionados ao solo, manejo de culturas e de vegetação e escoamento de base, que também influenciam na produção de sedimentos.

Para o período de calibração (1999-2009), o modelo foi satisfatório pela classificação de MORIASI *et al.* (2007), alcançando-se um NSE de 0,59, PBIAS de -17,93 e RSR de 0,64, enquanto, no período posterior de validação (2010-2011), as estatísticas foram de 0,72, -48,48 e 0,52, respectivamente (Figura 6). Identificaram-se performances similares

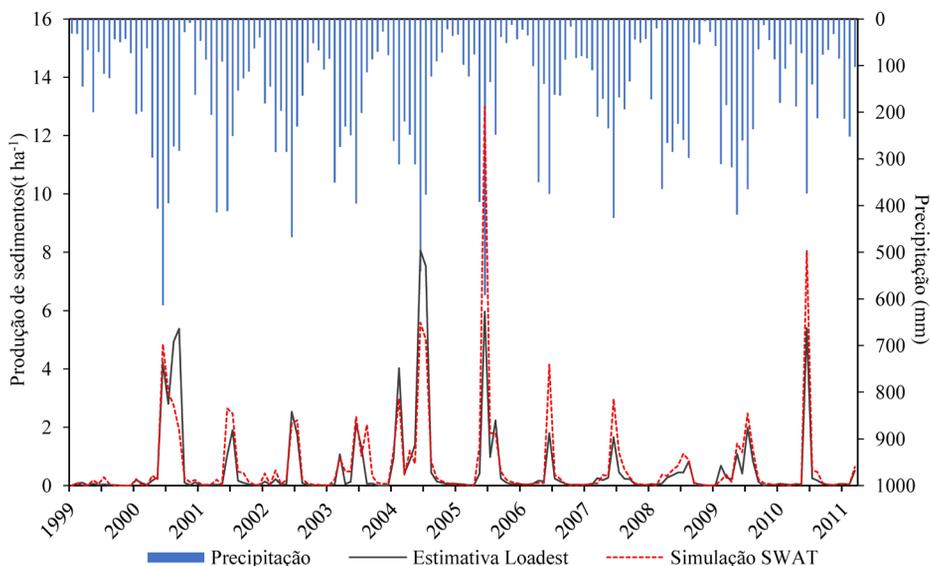


FIGURA 6 – Sedimentograma para a bacia hidrográfica do rio Goiana (Pernambuco) para o período de 1999 a 2011.
FIGURA 6 – Sedimentogram for the Goiana river basin (Pernambuco) for the period 1999 to 2011.

para ambos os períodos, de acordo com as estatísticas analisadas. Porém, é importante salientar que, apesar dos resultados considerados satisfatórios, conforme VESTANA (2009), a modelagem hidrossedimentológica não elimina a necessidade de um monitoramento automático periódico desses processos *in situ*.

AYELE *et al.* (2017) utilizaram o SWAT para estimativa de produção de sedimentos na Etiópia e encontraram um NSE, PBIAS e RSR de 0,73, 7,8 e 0,52 para calibração e 0,79, 6,4 e 0,45 para validação, onde os autores apontam que a qualidade e escassez dos dados podem interferir nas estatísticas alcançadas. Essas limitações também podem ser apontadas como razões para as estatísticas encontradas neste trabalho, compreendendo-se que existem incertezas nos dados estimados e simulados. YESUF *et al.* (2015) encontraram estatísticas NSE, PBIAS e RSR inferiores para os períodos de calibração (0,55, -14,6, 0,67) e de validação (0,53, 0,8, 0,69), havendo superestimativas no período da calibração e subestimativas na validação da produção de sedimentos, porém ambos considerados satisfatórios. ASRES & AWULACHEW (2010) alcançaram um NSE e R^2 de 0,74 e 0,85, respectivamente, na calibração e 0,62 e 0,79 na validação.

Além dos multicritérios avaliados a partir do sedimentograma (Figura 6), percebe-se um comportamento similar entre os dados estimados e simulados, havendo uma boa aderência nos períodos de maior e menor produção. Graficamente, verifica-se que os dados simulados estão relativamente sendo superestimados, informação também obtida através do PBIAS negativo, que indica valores superestimados em ambos os períodos analisados. Entretanto, constata-se que as principais diferenças entre os dados estimados

e simulados estão nos picos, períodos que também correspondem a um maior volume de precipitação.

Discussões acerca da predição nos períodos de cheia, que são ocasionados por um aumento da precipitação, foram apontadas por BLAINSKI *et al.* (2017a), em que os autores comentam sobre a dificuldade de simulação de vazão, bem como de sólidos transportados. Essa dificuldade pode ser retratada por meio da figura 6, onde, no mês de junho de 2005, verificou-se um quantitativo superior do total pluviométrico. Em especial, o mês de junho de 2005 provocou uma simulação distinta da produção de sedimentos, configurando-se muito superior a todo o período analisado. Vale ressaltar que essa única estimativa influenciou na piora das estatísticas de avaliação do modelo.

Excluindo-se esse evento extremo do ano de 2005 da série de dados, obtém-se valores melhores em todos os critérios, como NSE de 0,77, PBIAS de -9,99 e RSR de 0,48, sendo estatísticas consideradas muito boas. Esse fato mostra que é importante a análise de eventos extremos, pois apesar de não ocorrerem periodicamente, eles provocam efeitos na bacia hidrográfica, como aumento da produção de sedimentos, podendo elevar significativamente a concentração de sólidos suspensos nos corpos hídricos. Ambos os resultados indicam que a simulação foi satisfatória e pode ser utilizada para estimativas em outros períodos.

A média da produção anual de sedimentos da bacia hidrográfica do rio Goiana é de 0,94 t.ha⁻¹.ano⁻¹, e as áreas de maior produção de sedimentos (Figura 7), quando espacializadas, mostram que estão próximas à foz da bacia, que deságua no

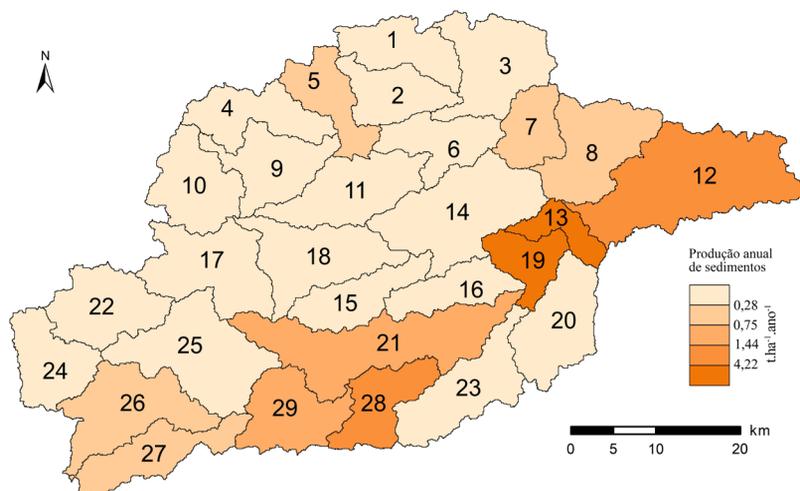


FIGURA 7 – Produção anual média espacial de sedimentos nas sub-bacias para o período de 1999 a 2009.

FIGURE 7 – Spatially averaged annual sediment production in the sub-basins for the period 1999 to 2009.

oceano Atlântico. Em contraponto, percebem-se áreas com valores nitidamente superiores à média anual da bacia, como é caso da área mais a noroeste, sendo que valores inferiores e similares são mostrados para as outras diversas sub-bacias, variando entre 0,06 t.ha⁻¹.ano⁻¹ e 0,75 t.ha⁻¹.ano⁻¹.

Mais especificadamente, segundo a figura 7, as áreas com maior produção média anual de sedimentos correspondem às sub-bacias 12 (4,23 t.ha⁻¹.ano⁻¹), 13 (8,68 t.ha⁻¹.ano⁻¹) e 19 (6,25 t.ha⁻¹.ano⁻¹), sendo resultados coerentes, devido aos sedimentos terem relação com o comportamento dos corpos hídricos, que confluem no exutório principal. A análise ratifica as discussões de FFOLLIOTT *et al.* (2013), quando se observa que a produção de sedimentos é maior na região de menor altitude da bacia hidrográfica, pois o movimento da água e sedimentos vão da região de maior elevação até uma área inferior, havendo liberação de energia.

Para os anos avaliados, verifica-se que os anos de 2005, 2004 e 2000 apresentaram a maior produção de sedimentos (Tabela 5), correspondendo a 614.390,3 t, 473.037,22 t e 447.193,19 t, respectivamente. Já os anos com menor produção de sedimentos foram 1999, 2006 e 2007, com uma produção total de 28.269,13 t, 136.147,97 t e 150.107,92 t, respectivamente.

TABELA 5 – Produção média e total de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Goiana (Pernambuco) para o período de 1999 a 2009.

TABLE 5 – Average and total sediment production in the Goiana river basin (Pernambuco) for the period from 1999 to 2009.

Ano	Produção média de sedimentos (t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Produção total de sedimentos (t)
1999	0,10	28.269,13
2000	1,56	447.193,19
2001	0,79	227.576,04
2002	0,94	270.734,90
2003	0,74	211.268,82
2004	1,65	473.037,22
2005	2,14	614.390,30
2006	0,47	136.147,97
2007	0,52	150.107,92
2008	0,77	221.419,81
2009	0,65	185.163,04

Observando-se a variação da vazão simulada da sub-bacia 13, que possui a maior média anual de produção de sedimentos, constata-se que para os anos de maior produção de sedimentos, a mé-

dia mensal da vazão foi de 17,37 m³ s⁻¹, 18,58 m³ s⁻¹ e 11,54 m³ s⁻¹, respectivamente, para os anos de 2005, 2004 e 2000. Ainda que o ano de 2005 não tenha apresentado a maior média, este teve a maior vazão mensal registrada alcançando o valor de 113,1 m³ s⁻¹, enquanto a vazão máxima do ano de 2004 foi de 52,25 m³ s⁻¹. Para os anos de menor produção de sedimentos, a vazão média simulada foi de 1,55 m³ s⁻¹, 4,18 m³ s⁻¹ e 5,72 m³ s⁻¹, respectivamente, para os anos de 1999, 2006 e 2007, cujas simulações apresentaram valores máximos de vazão de 5,22 m³ s⁻¹, 27 m³ s⁻¹ e 24,51 m³ s⁻¹.

A produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Goiana apresentou valores inferiores aos simulados pelo SWAT por SANTOS (2015) na bacia hidrográfica do rio Tapacurá, localizada entre o Agreste e a Zona da Mata do estado de Pernambuco. Para o autor, a variação encontrada foi de 1,44 a 66,62 t.ha⁻¹.ano⁻¹, com média anual de 17,73 t.ha⁻¹.ano⁻¹ para o período de 1995 a 2012. Na bacia, há um predomínio do solo tipo argissolo (68,85%) e uso do solo com pecuária e policultura (69,57%).

Já para a bacia hidrográfica do rio Pirapama, localizada no litoral pernambucano, que é uma das fontes de abastecimento da Região Metropolitana do Recife, SILVA & SANTOS (2008), utilizando o modelo Kinos, encontraram, para o período de 1990 a 2001, uma produção de sedimentos variando entre 27,34 e 276,44 t.ha⁻¹.ano⁻¹. Apesar da utilização de um modelo diferente, observa-se uma produção de sedimentos muito acima da simulada no presente estudo; os valores distintos podem ser referentes às características físicas da bacia hidrográfica, bem como às condições climáticas do período analisado. SILVA & SANTOS (2008) ainda caracterizam a bacia estudada como degradada ambientalmente, com incidência de desmatamento florestal e com extensas áreas de plantio da cana-de-açúcar. Os fatores mencionados influenciam na produção de sedimentos, porém também é importante que se observe as diferenças inerentes aos modelos utilizados.

Resultados com SWAT foram aferidos na bacia hidrográfica do reservatório Epitácio Pessoa, localizada no semiárido da Paraíba, onde SILVA *et al.* (2017) obtiveram uma produção média de sedimentos de 0,03 t.ha⁻¹.ano⁻¹. Nessa bacia, a vegetação arbustiva constitui o uso predominante com 35,81%, seguido de pastagem com 27,60%. No trabalho de LELIS (2011), em uma bacia hidrográfica na Zona da Mata de Minas Gerais, com uso do solo predominante de pastagem (38,6%), mata se-

cundária alta (27,3%) e área urbana (18,7%), entre outros, a produção de sedimentos apontou para um intervalo entre 0 e 100 t.ha⁻¹.ano⁻¹; contudo a maior parte da bacia possuía uma produção em torno de 0 a 1 t.ha⁻¹.ano⁻¹, o que está de acordo com os resultados alcançados neste trabalho.

Em estudos de outras localidades no mundo, AYELE *et al.* (2017), na Etiópia, analisaram a parte superior da bacia hidrográfica do rio Nilo e encontraram uma variação de 0,01 a 3,55 t.ha⁻¹.ano⁻¹. Esses trabalhos indicaram que mais de 85% do sedimento produzido era proveniente de áreas com baixa declividade (0-8%), sendo a produção de sedimentos mais sensível ao tipo e uso do solo. ASRES & AWULACHEW (2010), na bacia hidrográfica Gumera, também na bacia do Nilo Azul na Etiópia, obtiveram um intervalo entre 0 a 22 t.ha⁻¹.ano⁻¹, com média anual de 16,2 t.ha⁻¹.ano⁻¹. Os autores ainda indicam que a maior parte das áreas baixas e úmidas possuem produção de sedimentos na faixa de 0 a 10 t.ha⁻¹.ano⁻¹. Dessa maneira, observa-se que áreas de uma mesma região podem produzir resultados diferentes, como observado em estudos no nordeste brasileiro, que apresentaram variação nos intervalos de produção de sedimentos.

Com relação ao uso e cobertura do solo, para LELIS (2011), as produções médias de sedimento para pastagem foram de 0,288 t.ha⁻¹.ano⁻¹ e para mata de 0,019 t.ha⁻¹.ano⁻¹. GALHARTE *et al.* (2014), estudando a microbacia do Ribeirão das Guabiobas no estado de São Paulo, com culturas representativas do estado, como cana-de-açúcar e laranja, além de pastagem e silvicultura de eucalipto, obtiveram para dois cenários distintos gerados para o ano de 2025, valores médios de produção de sedimento de 0,0049 e 0,024 t.ha⁻¹.ano⁻¹. BLAINSKI *et al.* (2017b) realizaram uma análise da perda de solo na bacia hidrográfica do rio Camboriú no estado de Santa Catarina, e verificaram que os maiores valores coincidiam com áreas de uso de rizicultura e pastagens, com justificativa atribuída a modificações no escoamento superficial e manejo do solo.

De posse da espacialização da produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Goiana, pode-se utilizá-la como um indicador de impactos antrópicos (CARDOSO & COELHO FILHO 2017), visto que diversos problemas são provocados pela ação humana, como mudanças no uso e cobertura do solo e agricultura sem uso de técnicas conservacionistas. Mas é necessário primeiramente analisar as características físicas da bacia hidrográ-

fica para avaliar quais fatores contribuem para os processos erosivos.

Alguns fatores influenciam na variação espacial da produção de sedimentos, como o escoamento superficial, declividade do terreno e comprimento da rampa, cobertura do solo, tipo do solo e práticas conservacionistas, conforme a equação do procedimento MUSLE (Equação 8), ilustrados na figura 8.

Analisando as áreas onde a produção de sedimentos é mais expressiva (Tabela 6), detecta-se que essas sub-bacias, em relação ao uso do solo, têm predomínio de atividades de agricultura e pastagem (Figura 8D). Os resultados estão alinhados a outros trabalhos que apontam para uma maior produção em áreas agrícolas, como BURCHER & BENFIELD (2006), que constataram que a produção de sedimentos diferiu significativamente entre as categorias de bacias urbanas e agrícolas no estudo, verificando-se uma CSS média de 0,20±0,10 g L⁻¹ e 1,43±0,0 g L⁻¹, respectivamente. Todavia ressalta-se que a bacia hidrográfica do rio Goiana é predominantemente agrícola, tendo uma área de 91,76% coberta por agricultura e pastagem; sendo assim, outros fatores também interferem na produção de sedimentos.

VISCHI FILHO *et al.* (2016) esclareceram que, em áreas agrícolas, a inexistência ou a adoção de práticas incoerentes de conservação do solo também agravam os processos erosivos. Os autores ainda concluíram que as práticas conservacionistas permitiram a melhoria da cobertura vegetal e da qualidade de água, além do rendimento das culturas agrícolas.

A cultura predominante na bacia hidrográfica do rio Goiana é a cana-de-açúcar. Segundo CORRÊA *et al.* (2016), observa-se que há uma variação nas perdas de solo de acordo com o desenvolvimento dessa cultura, havendo um decréscimo dessas com seu desenvolvimento. Assim, como artifício para moderar a produção de sedimentos nessa cultura, SOUZA *et al.* (2012) trabalharam com a cobertura do solo por palha da cana-de-açúcar entre 75% e 100%, tendo obtido bons resultados.

Em relação às áreas de cobertura de pastagem, SPERANDIO *et al.* (2012) encontraram perdas de solo superiores a 55% quando comparadas com áreas sob regeneração florestal. Os autores evidenciaram uma tendência maior de arraste de solo e relacionaram esse transporte com os processos de erosão hídrica.

Com relação aos tipos de solo (Figura 8C), a análise de erodibilidade tem importância na avaliação de susceptibilidade a processos erosivos.

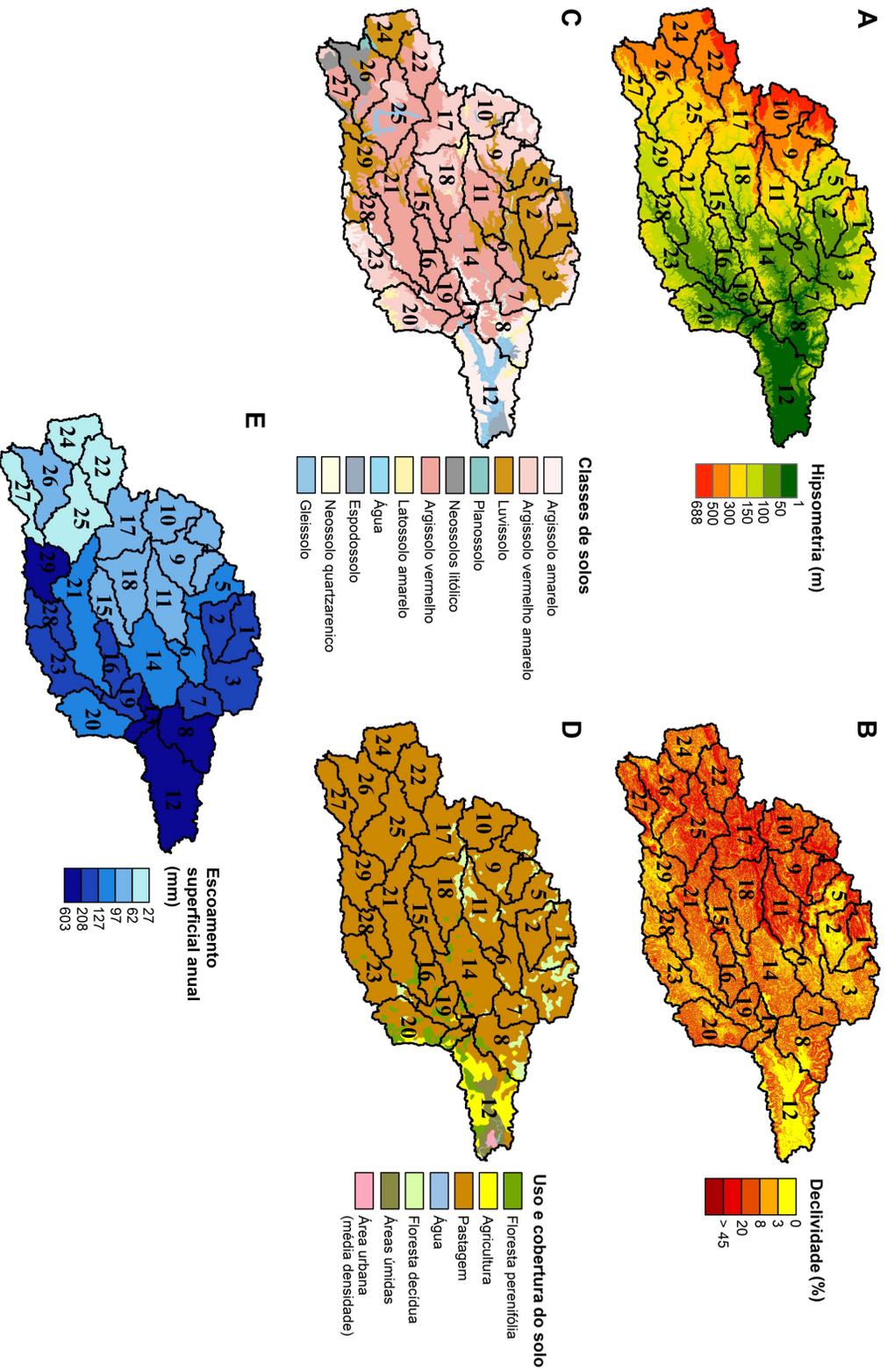


FIGURA 8 – Fatores contribuintes para a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Goiana (Pernambuco): A – hipsometria; B – declividade; C – pedologia; D – uso e cobertura do solo; E – escoamento superficial anual.

FIGURE 8 – Contributing factors for sediment production in the Goiana river watershed (Pernambuco): A – hipsometry; B – slope; C – pedology; D – land use and cover; E – annual runoff.

TABELA 6 – Distribuição de solos, cobertura e declividade das sub-bacias de maior produção de sedimentos.
 TABLE 6 – Soil distribution, land cover, and slope of the sub-basins with the highest sediment production.

<i>Uso e cobertura do solo</i>	<i>Área (%)</i>	<i>Tipos de solo</i>	<i>Área (%)</i>	<i>Declividade (%)</i>	<i>Área (%)</i>
<i>Sub-bacia 12</i>					
FRSE	14,32	E	4,76	0-3	54,17
AGRL	44,32	G	28,16	3-8	25,73
SUGC	12,80	PA	61,25	8-20	19,19
WETL	27,56	PV	1,51		
		WATR	3,41		
<i>Sub-bacia 13</i>					
FRSE	28,35	PA	37,34	0-3	9,97
SUGC	41,85	PV	62,86	3-8	40,06
PAST	30,01			8-20	50,18
<i>Sub-bacia 19</i>					
FRSE	17,53	PA	13,50	0-3	3,95
SUGC	48,15	PV	86,70	3-8	40,43
PAST	34,52			8-20	55,83

FRSE: floresta perenifolia; AGRL: agricultura; SUGC: cana-de-açúcar; WATR: corpos hídricos; PV: argissolo vermelho; PA: argissolo amarelo; LA: latossolo amarelo; G: gleissolos; E: espodossolos.

Sendo as sub-bacias 13 e 19 as que apresentaram valores mais elevados de produção de sedimentos, constituídas apenas pelo argissolo vermelho e argissolo amarelo, verifica-se que esses tipos de solo têm uma susceptibilidade considerada alta em alguns trabalhos (DEMARCHI & ZIMBACK 2014 e LIMA *et al.* 2016).

Não obstante, é significativo mencionar que, apesar dos argissolos terem essa susceptibilidade ambiental, essa característica também pode ser fortemente influenciada pelo manejo do solo, bem como por suas características químicas (LIMA *et al.* 2016). Com relação aos tipos de solos encontrados nessas sub-bacias, VALE JÚNIOR *et al.* (2009) classificou, em ordem decrescente de erodibilidade, os neossolos, argissolos, gleissolos, latossolos e plintossolos.

A declividade dessas sub-bacias (Figura 8B) pode ser considerada um fator significativo para a produção de sedimentos, visto que predominam nessas sub-bacias declividades superiores a 3%, com significativa representatividade entre 8 e 20% (Tabela 6). Segundo OLIVEIRA *et al.* (2012), a declividade acentuada tem relação com alguns parâmetros, por exemplo, infiltração de água, umidade do solo, tempo de concentração, entre outras. Quanto mais elevada a declividade, maior o poder de transporte de sedimentos. CEMIN *et al.* (2013) afirmam que a declividade, além do comprimento da rampa, são fatores que influenciam na

velocidade de escoamento superficial, potencializando os processos erosivos.

As declividades acentuadas, associadas a terras com atividades agrícolas e solos com erodibilidade elevada, são fatores que provocam uma produção de sedimentos significativa. Dessa maneira, terrenos com maior declividade devem ser alvo de práticas de conservação do solo.

Além da declividade, a altitude do terreno (Figura 8A) também influencia na produção de sedimentos, como mencionado pela FFOLLIOTT *et al.* (2013), sendo a água movimentada da maior para a menor altitude. Foi constatado, no trabalho de DURÃES & MELLO (2016), através da aplicação da RUSLE combinada a um SIG, que as áreas mais críticas à erosão estavam localizadas nas altitudes maiores numa bacia hidrográfica em Minas Gerais. MACHADO & VETTORAZZI (2003) identificaram maior erosão e transporte de sedimentos na parte alta da bacia, enquanto, na parte baixa, os processos erosivos eram menores, ainda que nelas ocorressem depósitos de sedimentos. Além disso, os autores também apontaram para um incremento na produção de sedimentos na parte baixa devido ao uso do solo nessas áreas. No presente estudo, observou-se que a produção de sedimentos foi superior em áreas de altitude mais baixa e que outros fatores tiveram maior influência nas áreas consideradas mais críticas.

Um fator importante para a análise da produção de sedimentos na bacia hidrográfica refere-se à

questão meteorológica. Percebe-se que as áreas com maior precipitação têm um escoamento superficial significativo (Figura 8E). Esse fator foi considerado por MACHADO & VETTORAZZI (2003), que observaram que a variação temporal da produção de sedimentos dependia do escoamento superficial.

Ao se analisar o escoamento médio anual na bacia, verificou-se que, as áreas ao norte e a oeste da bacia, correspondem aos menores valores de produção de sedimentos. Essa situação ocorre pelo fato dessas regiões apresentarem um índice pluviométrico inferior, uma vez que a precipitação junto aos demais fatores, como uso e cobertura, topografia e condições geográficas, são críticos na determinação do escoamento superficial e na produção de sedimentos (ZHANG *et al.* 2010). Os maiores valores de escoamento superficial foram registrados nas sub-bacias 8, 12, 13 e 29, sendo que as sub-bacias 12 e 13 são as que têm os valores superiores de produção de sedimentos.

Por outro lado, sabe-se que o escoamento superficial, apesar de sua correlação alta com a precipitação, também tem relação com a cobertura e o tipo de solo. Áreas com maior escoamento superficial (Figura 8E) correspondem àquelas com valores superiores de produção de sedimentos em várias sub-bacias. Além da declividade e uso e cobertura do solo, o escoamento superficial contribuiu para que as sub-bacias 12, 13 e 19 obtivessem valores mais elevados.

4.3 Estratégias para redução dos processos erosivos

FFOLIOTT *et al.* (2013) apontaram que a melhor maneira para a redução de sedimentos nos cursos de água é o controle da erosão do solo na bacia hidrográfica contribuinte. A bacia do rio Goiana é predominantemente agrícola, dominada por culturas de cana-de-açúcar, coco, banana e pastagem. Em menor escala, identificam-se ainda plantações de batata doce, feijão, fava, mandioca, milho e tomate. O processo de construção histórica do nordeste brasileiro enfatizou as monoculturas, sobretudo a da cana-de-açúcar, sendo mantenedora e geradora de processos erosivos no solo.

AYELE *et al.* (2017) verificaram que os processos erosivos são agravados quando se encontra solo fértil para distintos usos agrícolas com elevada suscetibilidade a erosão. Esse fato ocorre quando o solo é dotado de fertilidade para o desenvolvimento da vegetação, porém apresenta estrutura física deficiente e, com o manejo inadequado do solo, contribui para uma elevação dos processos erosivos. Para cada tipo de cultura, é necessário um manejo

adequado para atingir um certo grau de desenvolvimento e de produtividade. Contudo, em alinhamento a essas questões, deve-se simultaneamente buscar práticas que contribuam para impactos mínimos no solo e nos recursos hídricos da região.

O manejo descrito no trabalho de NUNES *et al.* (1999) para o preparo do solo, onde se recomenda o cultivo mínimo ou aração com tração animal, pode resultar em reduções da perda de solo e produção de sedimentos, minimizando seus impactos ambientais. Além disso, SILVA *et al.* (2011a) comentam que a adoção de práticas conservacionistas contribui para redução de perdas de água e de solo, o que é corroborado pelos resultados satisfatórios alcançados por RUSTOMJI *et al.* (2008), que estimaram uma redução na faixa de 64 a 89% da produção anual de sedimentos referente a práticas de manejo. ALBUQUERQUE *et al.* (2002) também obtiveram resultados satisfatórios ao realizar o manejo do solo e adotar práticas conservacionistas, alcançando uma redução da perda de água em 99% e de solo em 74% ao utilizarem tratamentos com cobertura morta em relação a áreas desmatadas, enquanto, para o cultivo em nível, reduziram as perdas em 53,4% e 20% para solo e água, respectivamente.

A modelagem via SWAT permite a inserção das práticas de manejo para diferentes tipos de culturas, permitindo uma maior acurácia nos resultados e análise do impacto das respostas ambientais. Por outro lado, é importante perceber que, em alguns casos, as práticas conservacionistas não solucionarão os problemas ambientais, necessitando-se uma avaliação completa e, por vezes, requerendo o suporte de estudos realizados em regiões com clima e topografias similares. Um exemplo desse cuidado advém dos resultados encontrados por YUAN *et al.* (2015), que, estudando a variação de diferentes cenários quanto ao uso e cobertura do solo, apontaram que o cultivo agrícola deveria ser evitado em encostas onde se verifica uma inclinação superior a 10 graus para reduzir processos erosivos.

Além da discussão de práticas de conservação do solo para áreas agrícolas, é extremamente necessário que se discuta sobre a gestão e a preservação de áreas florestais, visto que a bacia hidrográfica do rio Goiana possui apenas 7,84% de áreas de remanescente florestal, entre perenifólia e decídua. As áreas florestais desempenham um papel fundamental na infiltração da água no solo e redução da velocidade de escoamento superficial, como corroborado pela pesquisa desenvolvida por PINTO *et al.* (2013), que constatou que a área florestal, comparativamente a áreas com pastagens, contribui para resultados su-

periores de qualidade de água, reduzindo sólidos suspensos em água, devido à proteção exercida pela floresta junto aos corpos hídricos.

Essas estratégias de conservação constituem-se em uma importante ferramenta para redução dos processos erosivos, pois é de conhecimento comum que, apesar das características intrínsecas de cada tipo de solo não serem modificadas, atribuições físicas e químicas podem ser melhoradas a partir das práticas conservacionistas. Minimizam-se perdas de solo e nutrientes por controle do escoamento superficial e contribui-se para uma maior agregação dos solos e maior infiltração da água no solo.

Dessa maneira, para que se tenham áreas menos susceptíveis à erosão, é fundamental a realização de um planejamento integrado na bacia hidrográfica, estimulando-se algumas diretrizes: práticas conservacionistas; delimitação de áreas de preservação ambiental e reservas particulares de patrimônio ambiental; restauração de áreas degradadas, monitorando-se as atividades agrícolas e industriais; fiscalização e controle do desmatamento; estímulo ao desenvolvimento de ações de educação ambiental para conservação ambiental, demandando articulação no nível regional da bacia hidrográfica e local, abrangendo cada município envolvido.

A sensibilização ambiental da sociedade é um aspecto chave para a adoção de práticas conservacionistas. O pagamento por serviços ambientais (PSA) é outro mecanismo de mercado que viabiliza ações de conservação, que opera na forma de compensação para os conservacionistas e funciona como estímulo para a adoção dessas práticas, visando a sustentabilidade das atividades econômicas e rurais.

Em relação aos recursos hídricos, JARDIM & BURSZTYN (2015) indicam que, devido aos impactos provocados pelas atividades rurais, os proprietários desses locais deveriam preservar os corpos hídricos a partir da conservação de áreas ripárias ou áreas ribeirinhas, sendo estimulados por meio de benefícios econômicos adquiridos e fomentos fiscais. A precificação pela conservação ambiental, como descrita por FAVARO & ROSSIN (2014), pode ser estabelecida por métodos de valoração ambiental ou mediante acordo entre as partes.

Em meio aos conflitos travados entre a conservação do solo e da água e a viabilidade da produção agrícola, como ocorre na bacia hidrográfica do rio Goiana, alguns trabalhos, como o de VASCONCELLOS & BELTRÃO (2018), descrevem os sistemas agroflorestais (SAFs) como forma de respostas alternativas a esses interesses. CORDEIRO *et al.* (2018) explicam que, através

desses sistemas, é possível reduzir os impactos ambientais e proporcionar o desenvolvimento econômico. A resultante desse processo é o incremento nas interações ecológicas e a obtenção de equilíbrio superior dos ecossistemas, permitindo estudar os tipos adequados de espécies para aumento da produtividade sem prejudicar os serviços ambientais, conforme descrito por LAUDARES *et al.* (2017).

A estimativa dos sedimentos em bacias hidrográficas, atrelado a estudos de vazão e outras componentes do ciclo hidrológico, constitui-se em um diagnóstico no qual são avaliados fatores naturais e antrópicos, para que, então, sejam discutidas ações e metas, organismos responsáveis e prazos.

Assim, o presente estudo reforça que a coleta contínua de dados é fundamental para o planejamento ambiental de bacias hidrográficas. Visto que, atualmente, apenas uma estação na bacia do rio Goiana dispõe de dados de sedimentos para a série utilizada de vazões, recomenda-se a inserção de outros pontos de coleta, que devem levar em consideração as características da bacia, como altimetria, tipo de solo, uso e cobertura e pluviosidade das sub-regiões. Recomendam-se pontos ao norte (5, 2, 1, 3), ao sul (29, 28, 21, 15, 16), no centro da bacia (18, 11, 15, 14) e na sua foz (8, 12, 13), regiões configuradas e dispostas nas figuras 1 e 8. Dessa maneira, estudos posteriores fornecerão um maior suporte nas avaliações de impacto das mudanças de uso e cobertura do solo e no que concerne ao desenvolvimento de planejamento ambiental e econômico. As ações devem ser articuladas a políticas públicas e ao planejamento e gestão de bacias hidrográficas para o alcance de resultados satisfatórios.

5 CONCLUSÕES

O modelo SWAT foi considerado satisfatório (NSE = 0,80; PBIAS = -21.53; RSR = 0,44; $R^2 = 0,8463$) para simulação do aporte mensal de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Goiana, visto que não houve necessidade de realização de calibração, bem como a validação realizada entre dados observados e simulados foi satisfatória face aos valores das estatísticas empregadas no estudo. Contudo notou-se que a produção de sedimentos foi superestimada, havendo distanciamento entre resultados observados e simulados, principalmente nos picos. A dificuldade do modelo prever produção de sedimentos pode estar relacionada à escassez de dados e a possíveis inconsistências na medição, aspectos esses que ainda são grandes desafios quando se trata da coleta de informações hidrometeorológicas.

cas voltadas para dar suporte à análise da geração de sedimentos no Brasil.

A produção de sedimentos na bacia hidrográfica variou de 0,06 a 8,68 t.ha⁻¹.ano⁻¹, estando as áreas de valores mais elevados situadas na região leste, próximas à costa e ao exutório da bacia. Essa área também corresponde à maior média de precipitação anual da bacia, o que aponta para a precipitação e o escoamento superficial como fatores de maior influência na erosão do solo e na produção de sedimentos; todavia é importante destacar que outros fatores contribuem diretamente para essa produção superior de sedimentos em áreas como aquelas com argissolos e predominância de atividades agropastoris.

Ressalta-se que o ano de 2005 apresentou a maior produção anual de sedimentos, totalizando 614.390,30 t para toda a bacia hidrográfica. Verificou-se que, nesse ano, o modelo SWAT produziu as maiores médias de vazão mensal, mostrando que a estimativa do modelo é influenciada fortemente pela vazão.

Enfatiza-se que existem outros fatores que contribuem para a produção de sedimentos em bacias hidrográficas, como exemplificado pela bacia hidrográfica do rio Goiana (Pernambuco), que merecem atenção, tais como a hipsometria e a declividade do solo, a pedologia, o uso da terra e cobertura do solo e o escoamento superficial. Dependendo do uso específico da região, seja ela mais antropizada ou conservada enquanto ambiente natural, a produção de sedimentos apresentará resultados diferenciados, levantando a importância da análise desses parâmetros enquanto empregados na implementação de modelagem hidrossedimentológica.

Nesse sentido, requer-se maior enfoque no controle da erosão do solo em bacias hidrográficas, uma vez que a perda de solos pode variar de magnitude como resultado dos distintos usos do solo e correspondentes atividades nelas desenvolvidas. Para atingir tal meta, a gestão e a preservação de áreas florestais, a sensibilização ambiental da sociedade, o pagamento por serviços ambientais (PSA) e os sistemas agroflorestais (SAFs) são alternativas atuais que podem mitigar e auxiliar não somente na redução e controle da erosão do solo, mas também em boas práticas agrícolas, de conservação e preservação, arrecadação de impostos e educação como um todo.

Por fim, pressupõe-se que esse trabalho contribui para a gestão dos recursos naturais, pois, a partir dos resultados obtidos, é possível discutir acerca das atividades antrópicas da bacia hidrográfica e dos impactos ambientais relacionados. As es-

timativas apontadas podem contribuir para melhoria nas práticas conservacionistas da região e mitigação de impactos ambientais.

6 AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia de Pernambuco pelo apoio financeiro. Aos pareceristas da revista *Derbyana* pelas sugestões apresentadas que enriqueceram o trabalho.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADARSH, S.; REDDY, M.J. 2016. Multiscale characterization of streamflow and suspended sediment concentration data using Hilbert–Huang transform and time dependent intrinsic correlation analysis. *Modeling Earth Systems and Environment*, 2(4): 1-17. <https://doi.org/10.1007/s40808-016-0254-z>
- ALBUQUERQUE, A.W.; LOMBARDI NETO, F.; SRINIVASAN, V.S.; SANTOS, J.R. 2002. Manejo da cobertura do solo e de práticas conservacionistas nas perdas de solo e água em Sumé, PB. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 6(1): 136-141. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662002000100024>
- ALI, S.A.; HAGOS, H. 2016. Estimation of soil erosion using USLE and GIS in Awassa Catchment, Rift valley, Central Ethiopia. *Geoderma Regional*, 7(2): 159-166. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geodrs.2016.03.005>
- ALMEIDA, R.A.; PEREIRA, S.B.; PINTO, D.B.F. 2018. Calibration and validation of the SWAT hydrological model for the Mucuri river basin. *Engenharia Agrícola*, 38(1): 55-63. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n1p55-63/2018>
- ALMEIDA, R.A.; PEREIRA, S.B.; PINTO, F.B.; ROSA, R.Q. 2020. Applicability of the SWAT hydrological model in the Mucuri river basin. *Engenharia Agrícola*, 40: 631. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v40n5p631-644/2020>

- AMORIM, R.S.S.; SILVA, D.D.; PRUSKI, F.F.; MATOS, A.T. 2010. Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. *Revista Engenharia Agrícola*, 30(6): 1046-1049. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162010000600006>
- ANDRADE, M.A.; MELLO, C.R.; BESKOW, S. 2013. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 17(1): 69-76. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000100010>
- ARAÚJO, I.M.M.; NASCIMENTO, M.M.B.; OLIVEIRA, A.G.R.C. 2016. Recursos hídricos e saúde humana: impactos industriais e estratégias de manejo e proteção ambiental no município de Goiana/PE. *Revista Internacional Interdisciplinar INTERthesis*, 13: 163-181.
- ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R.S.; WILLIAMS, J.R. 2007. Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34: 73-89. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>
- ARNOLD, J.G.; ALLEN, P.M.; VOLK, M.; WILLIAMS, J.R.; BOSCH, D.D. 2010. Assessment of different representations of spatial variability on SWAT model performance. *Transactions of the ASABE*, 53(5): 1433-1443. <https://doi.org/10.13031/2013.34913>
- ARNOLD, J.G.; MORIASI, D.N.; GASSMAN, P.W.; ABBASPOUR, K.C.; WHITE, M.J.; SRINIVASAN, R. 2012. Swat: model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4): 1491-1508. <https://doi.org/10.13031/2013.42256>
- ASRES, M.T; AWULACHEW, S.B. 2010. SWAT based runoff and sediment yield modelling: a case study of the Gumera watershed in the Blue Nile basin. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 10: 191-199. <https://doi.org/10.2478/v10104-011-0020-9>
- AULENBACH, B.T. 2013. Improving regression-model-based streamwater constituent load estimates derived from serially correlated data. *Journal of Hydrology*, 503: 55-66. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.09.001>
- AVANZI, J.C.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; NORTON, L.D.; BESKOW, S.; MARTINS, S.G. 2013. Spatial distribution of water erosion risk in a watershed with eucalyptus and Atlantic Forest. *Ciência e Agrotecnologia*, 37(5): 427-434. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542013000500006>
- AYELE, G.T.; TESHALE, E.Z.; YU, B.; RUTHERFURD, I.D.; JEONG, J. 2017. Streamflow and Sediment Yield Prediction for Watershed Prioritization in the Upper Blue Nile River Basin, Ethiopia. *Water*, 9(10): 1-29. <https://doi.org/10.3390/w9100782>
- BAGARELLO, V.; STEFANO, C.D.; FERRO, V.; PAMPALONE, V. 2017. Predicting maximum annual values of event soil loss by USLE-type models. *Catena*, 155: 10-19. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.03.002>
- BASSO, L.A.; MOREIRA, L.G.R.; PIZZATO, F.A. 2011. A influência da precipitação na concentração e carga de sólidos em cursos d'água urbanos: o caso do arroio Dilúvio, Porto Alegre - RS. *Geosul*, 26(52): 145-163. <https://doi.org/10.5007/2177-5230.2011v26n52p145>
- BESKOW, S.; MELLO, C.R.; NORTON, D.L.; CURI, N.; VIOLA, M.R.; AVANZI, J. C. 2009. Soil erosion prediction in the Grande river basin, Brazil using distributed modeling. *Catena*, (79): 49-59. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.05.010>
- BETRIE, G.D.; MOHAMED, Y.A.; VAN GRIENSVEN, A.; SRINIVASAN, R. 2011. Sediment management modelling in the Blue Nile Basin using SWAT model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15: 807-818. <https://doi.org/10.5194/hess-15-807-2011>
- BLAINSKI, E.; ACOSTA, E.; NOGUEIRA, P.C.P. 2017a. Calibração e validação do

- modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte catarinense. *Revista Ambiente e Água*, 12: 226-237. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1951>
- BLAINSKI, E.; PORRAS, E.A.A.; GARBOSSA, L.H.P.; PINHEIRO, A. 2017b. Simulation of land use scenarios in the Camboriú River Basin using the SWAT model. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 22(33): 1-12. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.011716110>
- BRESSIANI, D.A.; GASSMAN, P.W.; FERNANDES, J.G.; GARBOSSA, L.H.P.; SRINIVASAN, R.; BONUMÁ, N.B.; MENDIONDO, M. 2015a. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering* 8(3): 9-35. <https://doi.org/10.3965/j.ijabe.20150803.1765>
- BRESSIANI, D.A.; SRINIVASAN, R.; JONES, C.A.; MENDIONDO, E.M. 2015b. Effects of spacial and temporal weather data resolutions on streamflow modeling a semi-arid basin, Northeast Brasil. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 8: 125-139.
- BRIAK, H.; MOUSSADEK, R.; ABOUMARIA, K.; MRABET, R. 2016. Assessing sediment yield in Kalaya gauged watershed (Northern Morocco) using GIS and SWAT model. *International Soil and Water Conservation Research*, 4(3): 177-185. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2016.08.002>
- BURCHER, C.L.; BENFIELD, E.F. 2006. Physical and biological responses of streams to suburbanization of historically agricultural watersheds. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(2): 356-369. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[356:PABROS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[356:PABROS]2.0.CO;2)
- CÂNDIDO, B.M.; SILVA, M.L.N.; CURTI, N.; BATISTA, P.V.G. 2014. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na bacia do rio Paraná, no leste do Mato Grosso do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 38: 1565-1575. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000500022>
- CARDOSO, A.T.; COELHO FILHO, J.A.P. 2017. Produção de sedimento em suspensão na bacia hidrográfica do Alto Guaporé, município de Pontes e Lacerda – MT. *Ambiência*, 13(1): 221-234. <https://doi.org/10.5935/ambiencia.2017.01.14>
- CASALÍ, J. 2010. Sediment production and water quality of watersheds with contrasting land use in Navarre (Spain). *Agricultural Water Management*, 97: 1683-1694. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.05.024>
- CEMIN, G.; PÉRICO, E.; SCHNEIDER, V.E.; FINOTTI, A.R. 2013. Determinação da perda de solos por erosão laminar na bacia hidrográfica do arroio Marrecas, RS, Brasil. *Scientia Plena*, 9(1): 1-9.
- CHANDRA, P.; PATEL, P.; POREY, P.; GUPTA, I. 2014. Estimation of sediment yield using SWAT model for Upper Tapi basin. *ISH Journal of Hydraulic Engineering*, 20(3): 291-300. <https://doi.org/10.1080/09715010.2014.902170>
- CONAMA. 2005. *Resolução n 357, de 17 de março de 2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, 18 de março de 2005.
- CONDEPE/FIDEM - AGÊNCIA ESTADUAL DE PLANEJAMENTO E PESQUISAS DE PERNAMBUCO. 2005. *Rio Goiana e GL 6*. Recife, 65 p.
- CORDEIRO, S.A.; DA SILVA, M.L.; DE OLIVEIRA NETO, S.N.; OLIVEIRA, T.M. 2018. Simulação da Variação do Espaçamento na Viabilidade Econômica de um Sistema Agroflorestal. *Floresta e Ambiente*, 25: e00034613. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.034613>
- CORRÊA, E.A.; MORAES, I.C.; PINTO, S. DOS A.F.; LUPINACCI, C.M. 2016. Perdas de Solo, Razão de Perdas de Solo e Fator Cobertura e Manejo da Cultura de Cana-de-Açúcar: Primeira Aproximação. *Revista do Departamento de Geografia*, 32: 72-87. <https://doi.org/10.11606/rdg.v32i0.116671>

- CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. 2015. *Regionalização de Vazões nas Bacias Hidrográficas Brasileiras: estudo da vazão de 95% de permanência da sub-bacia 39. Bacias dos rios Capibaribe, Ipojuca, Una, Goiana, Mundaú, Paraíba, Coruripe, Prataji, Sirinhaém, São Miguel, Camaragibe, Abiaí, Gramame e Manguaba*. Projeto Disponibilidade Hídrica do Brasil. Levantamento da Geodiversidade. CPRM – Serviço Geológico do Brasil, execução técnica e autoria de Keyla Almeida dos Santos. Recife, CPRM, 152 p. (Relatório SB39)
- DALBY, C. 2006. Use of regression and time-series methods to estimate a sediment budget for Nevada Creek Reservoir, Montana, USA. *In: AWRA, Adaptive Management of Water Resources. AWRA Summer Specialty Conference. Missoula, Montana, Proceedings*, 10 p.
- DEMARCHI, J.C.; ZIMBACK, C.R. 2014. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de solo na sub-bacia do Ribeirão das Perobas. *Energia na Agricultura*, 29(2): 102-114. <https://doi.org/10.17224/EnergAgric.2014v29n2p102-114>
- DILE, Y.T.; SRINIVASAN, R. 2014. Evaluation of CFSR Climate Data for Hydrologic Prediction in Data-Scarce Watersheds: An Application in the Blue Nile River Basin. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 50(5): 1226-1241. <https://doi.org/10.1111/jawr.121>
- DORNBLASER, M.; STRIEGL, R. 2009. Suspended sediment and carbonate transport in the Yukon River Basin, Alaska: Fluxes and potential future responses to climate change. *Water Resources Research*, 45(6): W06411. <https://doi.org/10.1029/2008WR007546>
- DURÃES, M.; FILHO, J.; OLIVEIRA, V. 2016. Water erosion vulnerability and sediment delivery rate in upper Iguazu river basin – Paraná. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 21(4): 728-741. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.011616029>
- DURÃES, M.F.; MELLO, C.R. 2016. Distribuição espacial da erosão potencial e atual do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí, MG. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21(4): 677-685. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016121182>
- FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. 2022. *SWAT for land Resources planning*. Disponível em: <https://www.fao.org/land-water/land/land-governance/land-resources-planning-toolbox/category/details/en/c/1111246/>. Acessado em jan. 2022.
- FFOLLIOTT, P.F.; BROOKS, K.N.; NEARY, D.G.; TAPIA, R.P.; CHEVESICH, P.G.. 2013. Soil Erosion and Sediment Production on Watershed Landscapes: Processes and Control. *Internacional Hydrologica Programme for Latin America and the Caribbean, UNESCO*, 70 p. (Documento Técnico del PHI-LAC, N° 32)
- FAVARO, A.K.M.I.; ROSSIN, A.C. 2014. Pagamento por serviços ambientais contribuindo para a saúde ambiental, uma análise em nível local. *Saúde e Sociedade*, 23: 216-226. <https://doi.org/10.1590/S0104-12902014000100017>
- FUKA, D.; WALTER, T.; MACALISTER, C.; DEGAETANO, A.; STEENHUIS, T.S.; EASTON, Z.M. 2014. Using the Climate Forecast System Reanalysis as weather input data for watershed models. *Hydrological Processes*, 28(22): 5613-5623. <https://doi.org/10.1002/hyp.10073>
- GALHARTE, C.A.; VILLELA, J.M.; CRESTANA, S. 2014. Estimativa da produção de sedimentos em função da mudança de uso e cobertura do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 18: 194-201. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000200010>
- GASSMAN, P.W.; REYES, M.R.; GREEN, C.H.; ARNOLD, J.G. 2007. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the ASABE*, 50(4): 1211-1250. <https://doi.org/10.13031/2013.23637>
- GÖKBULAK, F.; SERENGIL, Y.; ÖZHAN, S.; OZYUVACI, N.; BALCI, A.N. 2008. Relationship between streamflow and nutrient and sediment losses from an oak-

- beech forest watershed during an 18-year long monitoring study in Turkey. *European Journal of Forest Research*, 127: 203-212. <https://doi.org/10.1007/s10342-007-0195-1>
- GOLMOHAMMADI, G.; PRASHER, S.; MADANI, A.; RUDRA, R. 2014. Evaluating Three Hydrological Distributed Watershed Models: MIKE-SHE, APEX, SWAT. *Hydrology*, 1: 20-39. <https://doi.org/10.3390/hydrology1010020>
- GUPTA, H.V.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P.O. 1999. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. *Journal of Hydrologic Engineering*, 4:135-143. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(1999\)4:2\(135\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(1999)4:2(135))
- HERNANI, L.C.; FREITAS, P.L.; PRUSKI, F.F.; DE MARIA, I.C.; CASTRO FILHO, C.; LANDERS, J.C. 2002. *A erosão e seu impacto*. In: C.V. Manzatto, E. Freitas Júnior, J.R.R. Peres (eds.) *Uso agrícola dos solos brasileiros*. Rio de Janeiro, Embrapa, p. 47-60.
- IKEDA, S.; OSAWA, K.; AKAMATSU, Y. 2009. Sediment and nutrients transport in watershed and their impact on coastal environment. *Proceedings of the Japan Academy Series B Physical and Biological Sciences*, 85(9): 374-390. <https://dx.doi.org/10.2183%2Fpjab.85.374>
- JAIN, S.K.; TYAGI, J.V.; SINGH, V. 2012. Simulation of Runoff and Sediment Yield for a Himalayan Watershed Using SWAT Model. *Journal of Water Resources and Protection*, 2: 267-281. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2010.23031>
- JARDIM, M.H.; BURSZTYN, M.A. 2015. Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 20(3): 353-360. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000106299>
- KIM, Y.; KIM, M.J.; KANG, B. 2016. Projection of runoff and sediment yield under coordinated climate change and urbanization scenarios in Doam Dam watershed, Korea. *Journal of Water and Climate Change*, 8(2): 235-253. <https://doi.org/10.2166/wcc.2016.068>
- KINNELL, P.I.A. 2016. Comparison between the USLE, the USLE-M and replicate plots to model rainfall erosion on bare fallow areas. *Catena*, 145(9): 39-46. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.05.017>
- LAUDARES, S.S.A.; BORGES, L.A.C.; ÁVILA, P.A.; OLIVEIRA, A.L.; SILVA, K.G.; LAUDARES, D.C.A. 2017. Agroforestry as a sustainable alternative for environmental regularization of rural consolidated occupations. *CERNE*, 23(2): 161-174. <https://doi.org/10.1590/01047760201723022240>
- LELIS, T.P. 2011. *Modelagem do escoamento superficial e perda de solo na Bacia do Ribeirão São Bartolomeu, Zona da Mata de Minas Gerais, utilizando o simulador SWAT*. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Tese de Doutorado em Engenharia Civil, 164 p.
- LELIS, T.A.; CALIJURI, M.L. 2010. Modelagem hidrossedimentológica de bacia hidrográfica na região sudeste do Brasil, utilizando o SWAT. *Revista Ambiente & Água*, 5(2). <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.145>
- LEWIS, T.; LAMOUREUX, S.F. 2010. Twenty-first century discharge and sediment yield predictions in a small high Arctic watershed. *Global and Planetary Change*, 71: 27-41. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2009.12.006>
- LIMA, C.G.R.; CARVALHO, M.P.; SOUZA, A.; COSTA, N.R.; MONTANARI, R. 2016. Influência de atributos químicos na erodibilidade e tolerância de perda de solo na bacia hidrográfica do Baixo São José dos Dourados. *Geociências*, 35(1): 63-76.
- LIMA, M.L.F.C. 1998. *A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Estado de Pernambuco. Série Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica*. São Paulo, CNRBMA, Caderno n. 12.
- LÓPEZ-TARAZÓN, J.A.; BATALLA, R.J.; VERICAT, D.; FRANCKE, T. 2012. The sediment budget of a highly dynamic mesoscale catchment: The River.

- Geomorphology*, 138: 15-28. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.08.020>
- MACHADO, R.E.; VETTORAZZI, C.A. 2003. Simulação da produção de sedimentos para a Microbacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins (SP). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27: 73-741. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000400018>
- MAMO, K.H.M.; JAIN, M.K. 2013. Runoff and Sediment Modeling Using SWAT in Gumera Catchment, Ethiopia. *Open Journal of Modern Hydrology*, 3: 196-205. <https://doi.org/10.4236/ojmh.2013.34024>
- MELLO, C.R.; NORTON, L.D.; PINTO, L.C.; BESKOW, S.; CURI, N. 2016. Agricultural watershed modeling: a review for hydrology and soil erosion processes. *Ciência e Agrotecnologia*, 40: 7-25. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542016000100001>
- MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G.; MAGNAGO, P.F. 2011. Análise qualitativa e quantitativa da histerese entre vazão e concentração de sedimentos durante eventos hidrológicos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 15(12): 1306-1313. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662011001200013>
- MORIASI, D.N.; ARNOLD, J.G.; VAN LIEW, M.W.; BINGNER, R.L.; HARMEL, R.D.; VEITH, T.L. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3): 885-900. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>
- NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R.; KING, K.W. 2011. *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation: Version 2011*. U.S. Department of Agriculture - Agricultural Research Service, Grassland, Soil and Water Research Laboratory. Texas A&M University System, College Station, Texas (Technical Report N. 406).
- NEVES, S.M.A.S.; MOTINHO, M.C.; NEVES, R.J.; SOARES, E.R.C. 2011. Estimativa da perda de solo por erosão hídrica na bacia hidrográfica do rio Jauru/MT. *Sociedade e Natureza*, 23(3): 423-434. <https://doi.org/10.1590/S1982-45132011000300005>
- NÚÑEZ, J.E.V.; AMARAL, S.N.M.B.; PALMIERI F.; MESQUITA, A.A. 1999. Consequências de diferentes sistemas de preparo do solo sobre a contaminação do solo, sedimentos e água por metais pesados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 23: 981-990. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000400025>
- OLIVEIRA, A.H.; SILVA, M.A. da; SILVA, M.L.N.; AVANZI, J.C.; CURI, N.; LIMA, G.C.; PEREIRA, P.H. 2012. Caracterização ambiental e predição dos teores de matéria orgânica do solo na Sub-Bacia do Salto, Extrema, MG. *Semina: Ciências Agrárias*, 33(1): 143-154. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2012v33n1p143>
- PANDEY, A.; CHOWDARY, V.M.; MAL, B.C. 2007. Identification of critical erosion prone areas in the small agricultural watershed using USLE, GIS and remote sensing. *Water Resources Management*, 21: 729-746. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9061-z>
- PANDEY, A.; HIMANSHU, S.K.; MISHRA, S.; SINGH, V.P. 2016. Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. *Catena*, 147: 595-620. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.08.002>
- PARK, Y.S.; ENGEL, B.A. 2014. Use of Pollutant Load Regression Models with Various Sampling Frequencies for Annual Load Estimation. *Water*, 6: 1685-1697. <https://doi.org/10.3390/w6061685>
- PARK, Y.S.; ENGEL, B.A. 2016. Identifying the Correlation between Water Quality Data and LOADEST Model Behavior in Annual Sediment Load Estimations. *Water*, 8: 1-13. <https://doi.org/10.3390/w8090368>
- PARK, Y.S.; ENGEL, B.A.; FRANKENBERGER, J.; HWANG, H. 2015. A Web-Based Tool to Estimate Pollutant Loading Using LOADEST. *Water*, 7: 4858-4868. <https://doi.org/10.3390/w7094858>
- PAZ, Y.M. 2018. *Estimativas hidrossedimentológicas como ferramentas de planejamento e gestão ambiental em bacias hidrográficas*. Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Pernambuco, Reci-

- fe, Tese de Doutorado, 144 p. <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/31941>
- PAZ, Y.M.; GALVINCIO, J.D.; HOLANDA, R.M.; SRINIVASAN, R.; JONES, C.A. 2018. Análise de sensibilidade e calibração espacial do modelo SWAT aplicado em uma bacia do litoral pernambucano através de dados climáticos observados e de reanálise. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 11(1): 371-388.
- PHAM, T.G.; DEGENER, J.; KAPPAS, M. 2018. Integrated universal soil loss equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for soil erosion estimation in A Sap basin: Central Vietnam. *International Soil and Water Conservation Research*, 6(2): 99-110. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.01.001>
- PINTO, L.C.; MELLO, C.R.; AVILA, L.F. 2013. Water quality indicators in the Mantiqueira Range region, Minas Gerais state. *CERNE*, 19(4): 687-69. <https://doi.org/10.1590/S0104-77602013000400020>
- REIS, A.; PARKER, A.; ALENCOÃO, A. 2010. Avaliação da qualidade de sedimentos em rios de Montanha: Um caso de estudo no norte de Portugal. *Recursos Hídricos*. 31: 87-97.
- RENARD, K.G.; FOSTER, G.R.; WEESIES, G.A.; MCCOOL, D.K.; YODER, D.C. 1997. *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. Washington, DC, U.S. Department of Agriculture, 384 p.
- RUNKEL, R.L.; CRAWFORD, C.G.; COHN, T.A. 2004. *Load Estimator (LOADEST): A FORTRAN Program for Estimating Constituent Loads in Streams and Rivers*. U.S. Geological Survey Techniques and Methods, Book 4, Chapter A5. USGS, Colorado, 75 p.
- RUSTOMJI, P.; ZHANG, X.P.; HAIRSINE, P.B.; ZHANG, L.; ZHAO, J. 2008. River sediment load and concentration responses to changes in hydrology and catchment management in the Loess Plateau region of China. *Water Resources Research*, 45(7): W00A04. <https://doi.org/10.1029/2007WR006656>
- SADEGHI, S.; GHOLAMI, L.; DARVISHAN KHALEDI, A.; SAEIDI, P. 2014. A review of the application of the MUSLE model worldwide. *Hydrological Sciences Journal*, 59(2), 365-375. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.866239>
- SALAH, N.C.B.; ABIDA, H. 2016. Runoff and sediment yield modeling using SWAT model: case of Wadi Hatab basin, central Tunisia. *Arabian Journal of Geosciences*, 9, 579. <https://doi.org/10.1007/s12517-016-2607-3>
- SALVADOR, M.A. 2014. *Análise da variabilidade climática na nova fronteira agrícola do Brasil: Região do Matopiba*. Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Tese de Doutorado, 95 p.
- SANKARAN, A.; REDDY, M.J. 2016. Analysing the variability of streamflow and suspended sediment concentration using time dependent intrinsic correlation. *Procedia Technology*, 24: 54-61. <http://dx.doi.org/10.1016/j.protecy.2016.05.009>
- SANTHI, C.; ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R.; DUGAS, W.A.; SRINIVASAN, R.; HAUCK, L.M. 2001. Validation of the SWAT Model on a Large River Basin with Point and Nonpoint Sources. *Journal of the American Water Resources Association*, 37(5): 1169-1188. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb03630.x>
- SANTOS, J.C.N.D.; ANDRADE, E.M.D.; MEDEIROS, P.H.A.; PALÁCIO, H.A.D.Q.; NETO, J.R.D.A. 2017. Sediment delivery ratio in a small semi-arid watershed under conditions of low connectivity. *Revista Ciência Agronômica*, 48: 49-58. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20170006>
- SANTOS, J.Y.G. 2015. *Análise espaço-temporal de processos hidrossedimentológicos na Bacia do Rio Tapacurá (Pernambuco, Brasil)*. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Tese de Doutorado, 205 p.
- SILVA, A.M.; SILVA J.F.C.B.C.; HENRIQUES I.G.N.; DA SILVA R.M. 2017. Estimativa da produção de sedimentos na bacia do reservatório Epitácio Pessoa-PB. *Revista*

- OKARA: *Geografia em Debate*, 11(2): 225-236.
- SILVA, M.A.; SILVA, M.L.N.; CURTI, N.; AVANZI, J.C.; LEITE, F.P. 2011a. Sistemas de manejo em plantios florestais de eucalipto e perdas de solo e água na região do Vale do Rio Doce, MG. *Ciência Florestal*, 21(4): 765-776. <https://doi.org/10.5902/198050984520>
- SILVA, V.A.; MOREAU, M.S.; MOREAU, A.M.S.S.; REGO, N.A.C. 2011b. Uso da terra e perda de solo na Bacia Hidrográfica do Rio Colônia, Bahia. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 15(3): 310-315. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662011000300013>
- SILVA, R.M.; SANTOS, C.A.G. 2008. Estimativa da produção de sedimentos mediante uso de um modelo hidrossedimentológico acoplado a um SIG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 12(5): 520-526. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662008000500013>
- SINGH, S.; PANDA, R.K. 2017. Grid-cell based assessment of soil erosion potential for identification of critical erosion prone areas using USLE, GIS and remote sensing: A case study in the Kapgari watershed, India. *International Soil and Water Conservation Research*, 5(3): 202-211. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2017.05.006>
- SOUTO, A.R.; CRESTANA, S. 2000. Identificação das áreas potenciais de produção de sedimentos com o modelo AGNPS e técnicas de SIG em uma microbacia hidrográfica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 4(3):429-435. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662000000300020>
- SOUZA, G.B.; MARTINS FILHO, M.V.; MATIAS, S.S.R. 2012. Perdas de solo, matéria orgânica e nutrientes por erosão hídrica em uma vertente coberta com diferentes quantidades de palha de cana-de-açúcar em Guariba - SP. *Engenharia Agrícola*, 32:490-500. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162012000300008>
- SPERANDIO, H.V.; CECÍLIO, R.A.; CAMPANHARO, W.A.; CARO, C.F.D.; HOLLANDA, M.P. 2012. Avaliação da erosão hídrica pela alteração na superfície do solo em diferentes coberturas vegetais de uma sub-bacia hidrográfica no Município de Alegre, ES. *Semina: Ciências Agrárias*, 33(4): 1411-1418. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2012v33n4p1411>
- TANG, L.; YANG, D.; HU, H.; GAO, B. 2011. Detecting the effect of land-use change on streamflow, sediment and nutrient losses by distributed hydrological simulation. *Journal of Hydrology*, 409: 172-182. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.08.015>
- UZEIKA, T.; MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P.G.; MORO, M. 2012. Use of the swat model for hydro-sedimentologic simulation in a small rural watershed. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36(2): 557-565. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000200025>
- VALE JÚNIOR, J.; BARROS, L.; SOUSA, M.; UCHÔA, S. 2009. Erodibilidade e suscetibilidade à erosão dos solos de cerrado com plantio de Acacia mangium em Roraima. *Revista Agro@mbiente online*. 3:1-8. <http://dx.doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v3i1.253>
- VANZELA, L.S.; HERNANDEZ, F.B.T.; FRANCO, R.A.M. 2010. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14: 55-64. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010000100008>
- VASCONCELLOS, R.C.; BELTRAO, N.E.S. 2018. Avaliação de prestação de serviços ecossistêmicos em sistemas agroflorestais através de indicadores ambientais. *Interações (Campo Grande)*, 19: 209-220. <https://doi.org/10.20435/inter.v19i1.1494>
- VESTENA, L. R. 2009. Análise da dinâmica hidrossedimentológica em uma bacia hidrográfica no sul do Brasil. *Sociedade e Natureza (Online)*, 21(3): 413-424. <https://doi.org/10.1590/S1982-45132009000300014>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.095>

- VISCHIFILHO, O.J.; CORSATO, L.G.; QUIESSI, J.A.; KANNO, O.Y.; PENTEADO, R. B.; ARABORI, R.M.; LIMA, M.E. 2016. Diagnóstico e reabilitação agroambiental de trecho de bacia hidrográfica por sensoriamento remoto e turbidez da água. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 51(9):1099-1109. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900009>
- WILLIAMS, J.R., 1975. *Sediment-yield prediction with Universal Equation using runoff energy factor, present and prospective technology for predicting sediment yield and sources*. ARS-S-40. Brooksville, FL: US Department of Agriculture, Agricultural Research Service, 244-252.
- WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. 1978. *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Washington, DC, United States Department of Agriculture.
- YAN, B.; FANG, N.F.; ZHANG, P.C.; SHI, Z.H. 2013. Impacts of land use change on watershed streamflow and sediment yield: An assessment using hydrologic modelling and partial least squares regression. *Journal of Hydrology*, 484: 26-37. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.01.008>
- YESUF, H.M.; ASSEN, M.; ALAMIREW, T.; MELESSE, A.M. 2015. Modeling of sediment yield in Maybar gauged watershed using SWAT, northeast Ethiopia. *Catena*, 127: 191-205. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.12.032>
- YUAN, Z.; CHU, Y.; SHEN, Y. 2015. Simulation of surface runoff and sediment yield under different land-use in a Taihang Mountains watershed, North China. *Soil and Tillage Research*, 153:7-19. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.04.006>
- ZHANG, X.; WENHONG, C.; QINGCHAO, G.; SIHONG, W. 2010. Effects of landuse change on surface runoff and sediment yield at different watershed scales on the Loess Plateau. *International Journal of Sediment Research*, 25: 283-293. [https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(10\)60045-5](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(10)60045-5)
- ZHANG, Y.; DEGROOTE, J.; WOLTER, C.; SUGUMARAN, R. 2009. Integration of modified universal soil loss equation (MUSLE) into a GIS framework to assess soil erosion risk. *Land Degradation & Development*, 20(1): 84-91. <https://doi.org/10.1002/ldr.893>

Endereço dos autores:

Yenê Medeiros Paz – Algonquin College, 1385 Woodroffe Ave, Nepean, ON K2G 1V8, Canada. *E-mail:* yenemedeiros@hotmail.com

Jadson Freire da Silva – Centro Universitário Brasileiro, Av. Prof. Moraes Rego, 1235, Várzea, CEP 50670-901, Recife, PE, Brasil. *E-mail:* jadsonfreiresilva@gmail.com

Romildo Morant de Holanda – Departamento de Tecnologia Rural, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Rua Dom Manoel de Medeiros, S/N, Dois Irmãos, CEP 52171-900, Recife, PE, Brasil. *E-mail:* romildomorant@gmail.com

Josiclêda Domiciano Galvêncio – Departamento de Geografia, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego, 1235, Várzea, CEP 50670-901, Recife, PE, Brasil. *E-mail:* josicleda@gmail.com

Artigo recebido em 5 de novembro de 2021, aceito em 15 de abril de 2022.

