

CONTRIBUIÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA DAS ESTRADAS RURAIS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS COM PEQUENAS E MÉDIAS PROPRIEDADES

HYDROSEDIMENTOLOGICAL CONTRIBUTION OF RURAL ROADS IN RIVER BASINS WITH SMALL AND MEDIUM PROPERTIES

Alex Sandro Baucke 

Bolsista do Programa de Bolsas Universitárias de Santa Catarina (UNIEDU), Universidade Regional de Blumenau (FURB) – Blumenau (SC), Brasil.

Adilson Pinheiro 

Professor e pesquisador da FURB – Blumenau (SC), Brasil.

Vander Kaufmann 

Professor e pesquisador da FURB – Blumenau (SC), Brasil.

Endereço para correspondência:

Alex Sandro Baucke –
Rua São Paulo, 3.250 – Itoupava
Seca – CEP: 89030-350 –
Blumenau (SC), Brasil –
E-mail: alex.baucke@gmail.com

Recebido em: 19/08/2019

Aceito em: 04/12/2019

RESUMO

Os estudos hidrossedimentológicos abordam as contribuições da agricultura, do meio urbano e das demais ocupações da terra, entretanto as estradas rurais inseridas nas bacias hidrográficas dificilmente são observadas como contribuição específica ou potencialmente contributiva. Desse modo, os objetivos deste estudo foram simular diferentes cenários e características para as estradas rurais e, assim, avaliar o fluxo de águas e sedimentos em bacias com agricultura familiar localizadas no sul do Brasil. Para isso, utilizou-se o modelo hidrológico *soil and water assessment tool* (SWAT). Na etapa de calibração da vazão para a bacia do Ribeirão Concórdia, obtiveram-se o coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) de 0,76 e, para a validação, o coeficiente de 0,78. Na bacia do Rio Camboriú, a calibração alcançou COE de 0,67. Na calibração e validação sedimentológica na bacia do Ribeirão Concórdia, obteve-se COE de 0,82 e de 0,68, respectivamente. Na bacia do Rio Camboriú, a calibração sedimentológica atingiu coeficiente de 0,59. Quando comparada com o cenário sem as estradas, a inserção de estradas rurais como uso específico da terra (cenário calibrado) resultou em aumento de 6,3% na vazão e de 8,8% nos sedimentos transportados na bacia do Ribeirão Concórdia. Na bacia do Rio Camboriú, houve diferenças inferiores a 0,4%. Portanto, mesmo apresentando uma pequena área dentro da bacia, as estradas rurais podem interferir na vazão e no volume de sedimentos transportados.

Palavras-chave: modelo hidrológico; estradas rurais; modelo *soil and water assessment tool*; uso e ocupação da terra.

ABSTRACT

Hydrosedimentological studies address the contributions of agriculture, urban environment, and other land occupations. However, rural roads within the watersheds are hardly seen as a specific or potential contribution. Thus, the aim of this study is to simulate different scenarios and characteristics for rural roads and assess its the flow of water and sediments in family farming basins located in the southern brazil. For this, the soil and water assessment tools (swat) hydrological simulation model was applied. In the flow calibration stage for the Concórdia stream basin, a nash-sutcliffe coefficient (COE) of 0.76 was obtained, and for validation, a coefficient of 0.78. While in the Camboriú river basin, the COE reached 0.67. For sedimentological calibration and validation, the Concórdia creek basin obtained an COE of 0.82 and 0.68, respectively. While in the Camboriú river basin, sedimentological calibration reached a coefficient of 0.59. When compared to the scenario without the roads, the insertion of rural roads as specific land use resulted in a 6.3% increase in flow rate and 8.8% in sediments transported in the Concórdia creek basin. For the Camboriú river basin, the differences were below 0.4%. Therefore, even with a small area within the basin, rural roads may interfere with the flow and volume of transported sediment.

Keywords: hydrological model; rural roads; swat model; land use.

INTRODUÇÃO

A erosão pode ser considerada um importante problema ambiental e de saúde pública, além de ser a principal causa da degradação das terras agrícolas (GALHARTE; VILLELA; CRESTANA, 2014). A cada ano, segundo o relatório da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (2015), aproximadamente de 20 a 30 Gt de solo é perdido em consequência da erosão hídrica. Esses solos erodidos podem impactar em diversos aspectos econômicos, como inundações, custos de tratamento de água, geração de energia elétrica, reparação de propriedade pública, desastres e aumento dos custos dos alimentos (TELLES *et al.*, 2013; TIECHER *et al.*, 2014).

O conhecimento das fontes geradoras de sedimentos e a compreensão dos seus mecanismos de movimentação permitem desenvolver ações para minimização de problemas relacionados a essa temática, além de auxiliar na eficiência da aplicação de recursos (TIECHER *et al.*, 2016). Nesse sentido, os usos de modelos hidrológicos integrados a sistemas de informações geográficas possibilitam o desenvolvimento de ferramentas para simplificar os fenômenos naturais (BLAINSKI; ACOSTA; NOGUEIRA, 2017).

Entre os modelos disponíveis, destaca-se o modelo hidrológico *soil and water assessment tool* (SWAT). Ele atua de maneira integrada a um *software* de geoprocessamento e, assim, permite a elaboração e a simulação de cenários climatológicos e de usos da terra. Desse modo, o modelo vem sendo utilizado nas esferas públicas, privadas e acadêmicas em questões relacionadas a bacias hidrográficas. De 1999 a março de 2013, Bressiani *et al.* (2015) relataram que foram publicados 102 estudos utilizando o *software* SWAT tendo como base áreas de pesquisas em território brasileiro.

Santa Catarina possui aproximadamente 60 mil km de estradas já implementadas, sendo 88,5% não pavimentadas (BRASIL, 2015). Em suas áreas rurais, a ocupação é representada principalmente por pequenos e médios produtores rurais com intensa fragmentação do uso da terra, caracterizando-se sobretudo pela agricultura familiar. Segundo a Lei nº 11.326/06 (BRASIL, 2006), é considerado como agricultor familiar ou empreendedor familiar aquele que não detém área maior que

quatro módulos fiscais e que usa predominantemente mão de obra da própria família.

Tendo em vista que a maioria das estradas rurais quando construídas não é planejada, a baixa frequência de manutenção das vias, somada às ligações diretas entre elas e a rede fluvial, caracteriza as estradas rurais como passíveis de alta contribuição sedimentológica aos corpos hídricos (TIECHER *et al.*, 2014). Desse modo, como os sedimentos que adentram nos corpos hídricos possuem características de repositório terminal de contaminantes orgânicos e inorgânicos (CERVI; POLETO, 2018), confere-se às estradas rurais importante papel ambiental na manutenção e no bem-estar de uma longa cadeia de seres vivos.

A contribuição hidrossedimentológica das estradas rurais é pouco observada pela comunidade científica. Além disso, identifica-se que essas estradas possuem uma grande variação na representatividade da sua contribuição (AL-CHOKHACHY *et al.*, 2016), o que pode ser influenciado por sua vida útil bastante limitada, fornecendo diferentes respostas em curtos períodos de tempo. Segundo Saha e Ksaibati (2017), a vida útil das estradas rurais fica em torno de 250 dias.

No estudo de Ramos-Scharrón e Figueroa-Sánchez (2017), avaliaram-se os impactos das fazendas de café e das estradas de acesso aos cultivos no escoamento e na produção de sedimentos em nível local e de bacia hidrográfica. Constatou-se que as estradas não pavimentadas dentro da área de cultivo, embora ocupassem 8% da área total, eram responsáveis por quase 60% do sedimento desagregado e transportado durante o ano. Tiecher *et al.* (2014), ao buscarem por meio de traçadores as fontes de sedimentos em suspensão em uma bacia hidrográfica rural, perceberam que a principal fonte de sedimentos em períodos chuvosos de baixa e média intensidade são as estradas rurais, representando quase 70% da produção da totalidade. Galoski *et al.* (2019) observaram que as estradas abandonadas e o reflorestamento de *Pinus taeda* eram as fontes mais importantes de sedimentos nos vertedouros dentro da sua área de estudo.

Farias *et al.* (2019) identificaram que as estradas não pavimentadas que têm tráfego contínuo são sujeitas a um desprendimento de sedimento três vezes

maior. Além disso, a produção de sedimentos dessas áreas em conjunto com os aterros variava de 0,30 a 0,92 ton/ha/ano, enquanto, no estudo realizado por Stolf *et al.* (2018), as estradas rurais tinham produção específica de 26,9 ton/ha/ano. Por fim, Gudino-Elizondo *et al.* (2019) constataram que a simples pavimentação das estradas inseridas nas áreas de alta contribuição sedimentológica, em uma bacia no noroeste do

México, resultaria na diminuição de 30% da produção média de sedimentos. Entretanto, durante as produções de pico, esse valor poderia aumentar de 2 a 21%.

Nesse sentido, este trabalho teve como objetivos simular diferentes cenários e características para as estradas rurais da bacia do Ribeirão Concórdia e para a bacia do Rio Camboriú e, assim, analisar os efeitos na vazão e na produção de sedimentos.

MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia deste estudo compreendeu a utilização do modelo hidrológico SWAT, integrado ao SIG ArcGis 10.3 com a ferramenta de extensão ArcSWAT 2012.10.19, visando simular as condições de inserção e não inserção das estradas rurais no mapa de uso da terra, nas bacias do Ribeirão Concórdia e do Rio Cam-

boriú. Além disso, dividiram-se as estradas rurais em três cenários com características distintas — cenário de alta contribuição (CAC), cenário calibrado (CC) e cenário de baixa contribuição (CBC) —, para, assim, avaliar as mudanças nos níveis de sedimento e na vazão na bacia (Figura 1).

Área de estudo

A bacia do Ribeirão Concórdia localiza-se no município de Lontras, pertencente à vertente atlântica do estado de Santa Catarina, Brasil (Figura 2). Ela é composta de uma área de drenagem de 30,7 km². As precipitações médias anuais ficam em torno de 1.600 a 1.800 mm,

sem uma estação seca definida, com temperatura média anual entre 17 e 19,1°C, clima que, de acordo com a classificação de Thornthwaite, é definido como mesotérmico úmido. Já de acordo com Köppen, o clima é considerado subtropical úmido (Cfa).

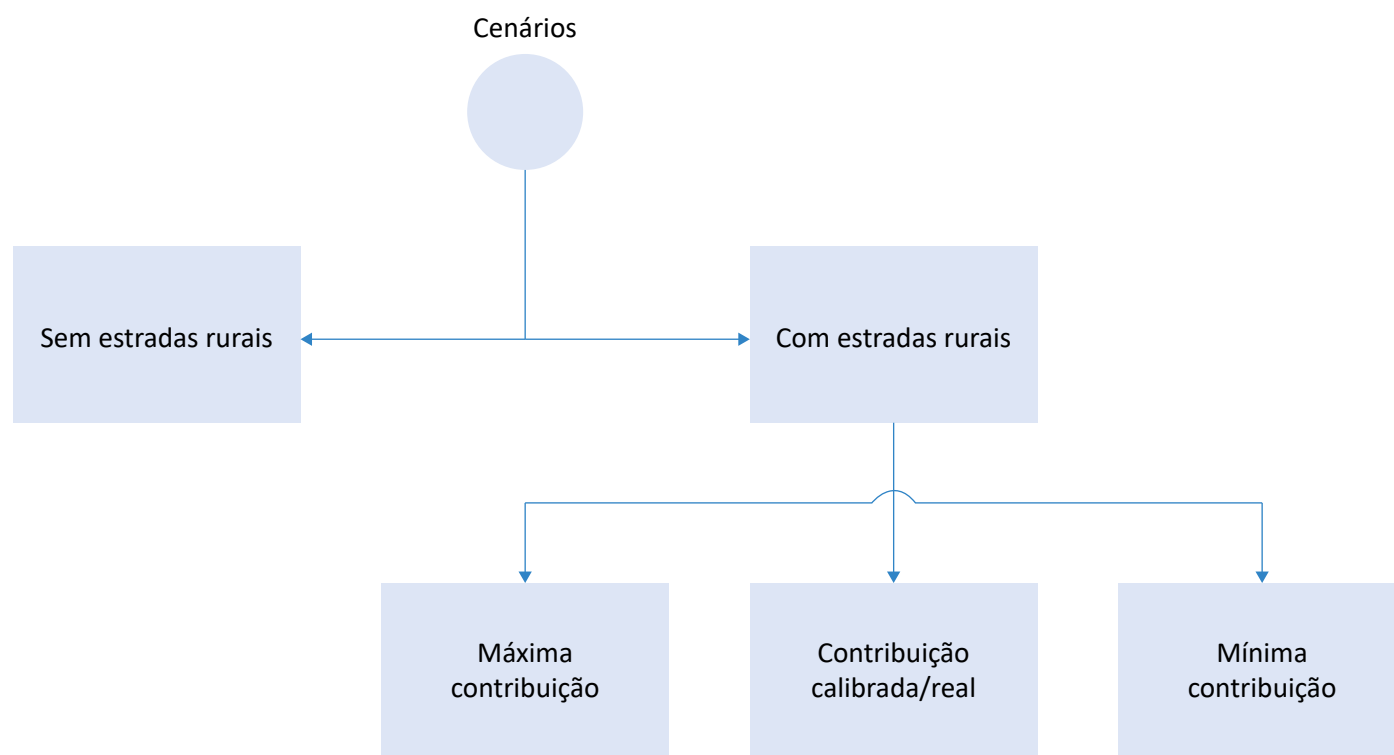


Figura 1 – Organograma de cenários.

Por sua vez, a bacia do Rio Camboriú está localizada no litoral de Santa Catarina, sendo inserida no âmbito estadual na região hidrográfica RH7 — Vale do Itajaí (SANTA CATARINA, 2018). Possui 199 km² e fica localizada entre os municípios de Camboriú e Balneário Camboriú (BLAINSKI *et al.*, 2017).

O presente estudo englobou parcialmente a bacia, resultando em 140 km² e calibração para uma área de 52,58 km², representando a sub-bacia do Canoas (Figura 3). A sua classificação climática é considerada Cfa e sem estação seca definida. Tem temperatura média anual de 19,5°C e precipitação de 1.600 mm, com

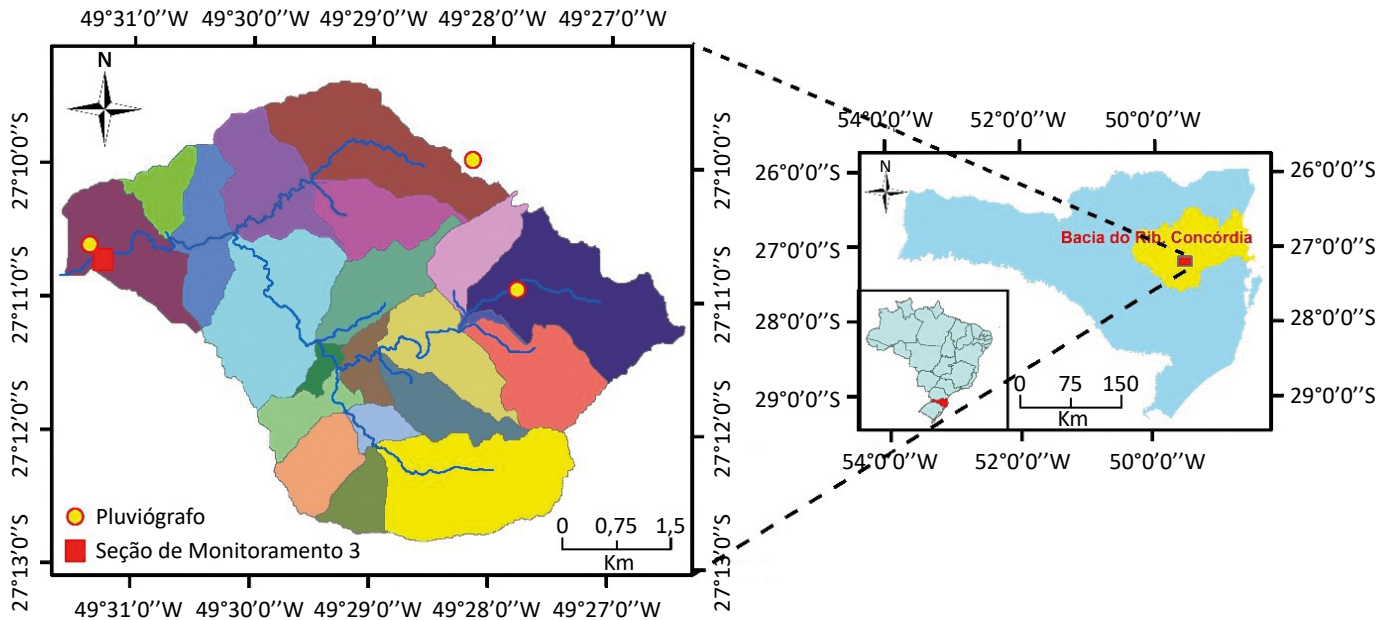


Figura 2 – Localização da bacia do Ribeirão Concórdia.

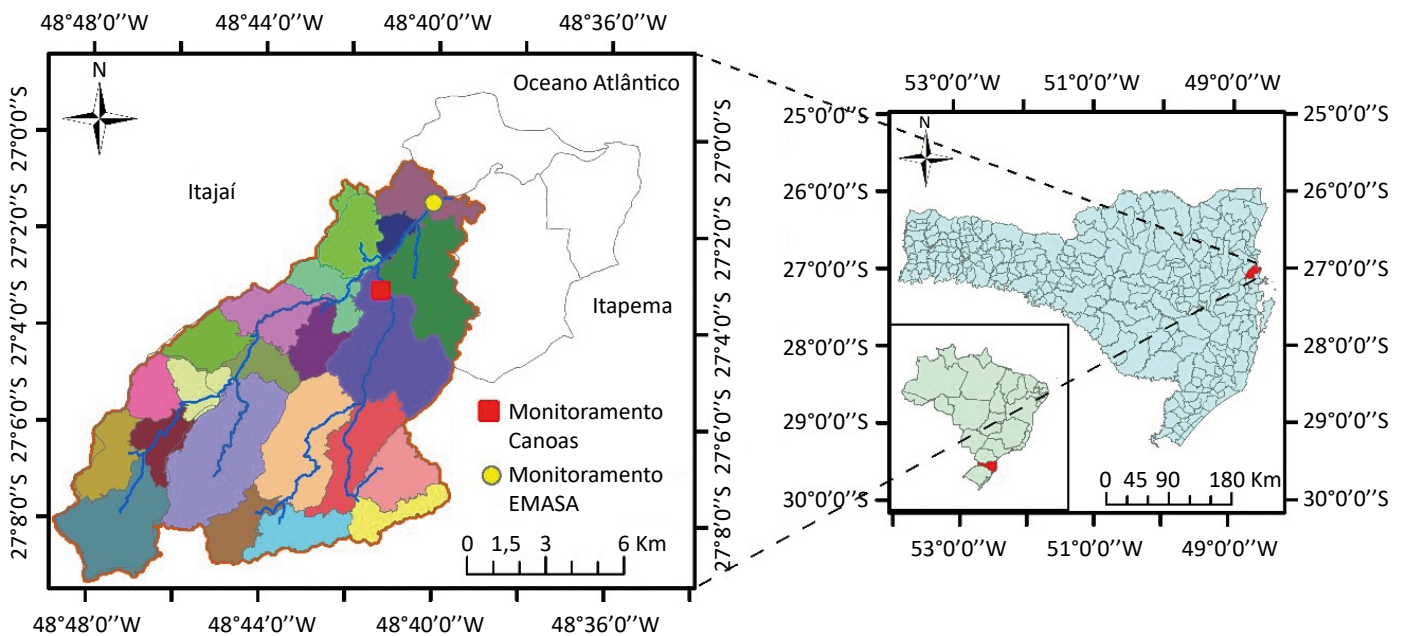


Figura 3 – Localização da Bacia do Rio Camboriú.

os meses mais chuvosos em dezembro, janeiro e fevereiro (EPAGRI, 1999).

Na bacia do Ribeirão Concórdia, empregou-se a seção de monitoramento 3 para as medições fluviométricas, climatológicas e sedimentológicas. Além disso, utilizaram-se os três pluviômetros instalados na bacia. Enquanto isso, na bacia do Rio Camboriú, a observação fluviométrica e sedimentológica fez uso da seção de monitoramento Canoas, e, para as informações climatológicas e pluviométricas, recorreu-se à Estação Experimental de Itajaí (latitude 26°54'00" e longitude de 48°39'00").

Para as características hidráulicas e físicas do solo, na bacia do Ribeirão Concórdia foi verificado o estudo realizado por Teixeira (2008). Enquanto isso, para a bacia do Rio Camboriú, viu-se o estudo feito pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI, 2016).

Identificadas na sua vegetação original como floresta ombrófila densa, as duas bacias possuem atualmente as florestas nativas ou em estágio avançado de desenvolvimento ocupando a maior parte de sua área, com cerca de 45% para a bacia de Lontras e 66% para a de Camboriú. No Ribeirão Concórdia, destacam-se as pastagens, com 18%, agricultura, com 9%, floresta em estágio inicial ou secundária, com 7%, residencial de baixa densidade, com 6%, estradas rurais, com 5%, *pinus*, com 4%, eucaliptos, com 4%, açudes/lagoas, com 2%,

Aplicação do SWAT

O modelo hidrológico SWAT é baseado fisicamente, utilizado em escala de bacia e de forma contínua e é passível de longos períodos de projeção (GASSMAN *et al.*, 2007). Além disso, ele permite uma ampla gama de modificações que proporcionam uma simulação mais eficiente para os processos e regiões específicas de interesse do pesquisador (ARNOLD; WILLIAMS, 1987).

O modelo tem rotinas de cálculos fundamentadas na divisão da bacia em várias sub-bacias, e estas novamente se dividem em unidades de resposta hidrológica (HRUs). Essas HRUs são definidas pela sobreposição de informações pedológicas, topográficas e de cobertura vegetal e calculam individualmente todos os índices. Neitsch *et al.* (2011) separam as simulações em duas divisões. A primeira representa a fase do terreno do ciclo hidrológico, ou seja, verifica a afluência de água, sedimento, nutriente e descarga de pesticidas no leito principal de cada sub-bacia. A segunda etapa envolve a mo-

e cultivo de grãos, com 0,5%. Para o Rio Camboriú, tem-se pastagens, com 17%, cultivo de arroz, com 7%, reflorestamento, com 4%, residencial de alta densidade, com 4%, estradas rurais, com 1%, agricultura, com 1%, e açudes/lagoas, com 0,3%.

Essas bacias hidrográficas possuem pequenas e médias propriedades, em que a paisagem é intensamente fragmentada (PINHEIRO *et al.*, 2008), resultando em ambiente relativamente homogêneo.

O mapa digital do terreno (MDT) e o da rede hidrográfica, juntamente com os *rasters* de uso e tipo da terra, foram obtidos de Perazzoli (2012) e Piazza (2019). Para a rotina de cálculos, o relevo da bacia foi dividido em cinco classes de declividade com base no MDT. Para a bacia do Ribeirão Concórdia, ele dividiu-se em 0 a 10%, 10 a 20%, 20 a 30%, 30 a 40% e maiores que 40%. Para a bacia do Rio Camboriú, dividiu-se em 0 a 8%, 8 a 20%, 20 a 35 %, 35 a 50% e acima de 50%.

Foram identificados cinco tipos de solo para as duas bacias. Para Lontras, classificaram-se tais tipos em argissolo, cobrindo 31% da bacia hidrográfica, cambissolo alumínico, com 46%, cambissolo háplico, com 16%, cambissolo húmico alumínico, com 6%, e gleissolo, com 2%. Em Camboriú, eles foram classificados em cambissolo, cobrindo 49%, argissolo, com 23%, gleissolo, com 12%, neossolo, com 11%, e espodossolo, com 4%.

vimentação de água, sedimentos, nutrientes e outros por toda a bacia hidrográfica até o exutório. A equação geral do balanço hídrico (Equação 1) é basicamente a controladora dos fenômenos simulados pelo SWAT.

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

Em que:

SW_t = conteúdo final de água no solo (mm);

SW₀ = conteúdo inicial de água no solo no dia *i* (mm);

t = tempo (dias);

R_{day} = precipitação no dia *i* (mm);

Q_{surf} = escoamento no dia *i* (mm);

E_a = evapotranspiração no dia *i* (mm);

W_{seep} = quantidade de água que entra na zona vadosa percolada através do perfil (mm);

Q_{gw} = quantidade de água que retorna ao curso de água no dia i por causa do escoamento subsuperficial (mm).

A erosão na bacia hidrográfica (Equação 2) tem como base a equação universal de perda de solo modificada (MUSLE) (WILLIAMS, 1975), a qual se fundamenta no método desenvolvido por Wischmeier e Smith (1978), a equação universal de perda do solo (USLE).

$$sed = 11,8 * (Q_{surf} * q_{peak} * area_{hru})^{0,56} * K * C * P * LS * CFRG \quad (2)$$

Em que:

sed = produção de sedimentos (ton/dia);

Q_{surf} = volume do escoamento superficial (mm/ha);

q_{peak} = índice máximo de escoamento (m^3/s);

$area_{hru}$ = área de HRU (ha);

K = fator de erodibilidade do solo USLE;

C = fator de cobertura e gestão USLE;

P = fator de prática de apoio USLE;

LS = fator topográfico USLE;

CFRG = fator de fragmento bruto.

O escoamento superficial foi obtido pelo método da curva número do Soil Conservation Service (SCS) (NEITSCH *et al.*, 2011), enquanto a vazão de pico foi calculada pelo método racional. Para a evapotranspiração potencial, o método de Samani (2000) (Equação 3) foi utilizado na Bacia do Ribeirão Concórdia e o de Hargreaves-Samani (1985) (Equação 4) na bacia do Rio Camboriú.

$$Et = \frac{0,0135 * K * Ra}{((T_{max} - T_{min}) * (T_{med} + 17,8))^{-1/2}} \quad (3)$$

Calibração e validação

Na calibração foi empregada a modificação manual por tentativa, realizando diversas simulações até obter-se a calibração escolhida para o modelo. Além disso, para maior complementação de informações, foi utilizado o SWAT-CUP, a fim de analisar a sensibilidade dos parâmetros aplicados para as bacias.

Para a execução do processo de calibração do modelo, utilizaram-se dados de vazão medidos na seção de

$$Et = 0,0023 * (T_{max} - T_{min})^{0,5} * (T_{med} + 17,8) * Ra \quad (4)$$

Em que:

Et = evapotranspiração de referência (mm/dia);

K = o coeficiente para regiões continentais (0,162);

Ra = a radiação solar no topo da atmosfera (mm/dia);

Tmax = temperatura máxima (°C);

Tmed = temperatura média (°C);

Tmin = temperatura mínima (°C).

Visando obter características do uso de terra mais condizentes com a realidade, atribuíram-se às estradas rurais as curvas números 72, 82, 87, 89 para os tipos da terra A, B, C e D, respectivamente (TUCCI, 1993). Outros valores específicos foram utilizados com base nos estudos de Liu *et al.* (2017) e Connell, Painter e Beffa (2001). Na Tabela 1, encontram-se os coeficientes adotados para o CC, que é a realidade, e para os hipotéticos CAC e CBC.

Foram propostos diferentes cenários para verificar a influência das estradas rurais nas bacias do Ribeirão Concórdia e do Rio Camboriú. O primeiro deles englobou a simulação com um mapa de uso da terra sem as estradas rurais como uso específico (CSE). Os outros três cenários continham as estradas rurais como uso específico da terra, mas com características e coeficientes diferenciados. Essas características tiveram o intuito de dar aos cenários proximidade maior com a realidade (CC), com a pior qualidade possível de manutenção e situação das estradas (CAC) e, ainda, com as estradas não pavimentadas nas melhores condições possíveis (CBC). Ressalta-se que são situações hipotéticas, mas é uma oportunidade para discutir como a qualidade dessas vias de transporte interfere nos sedimentos e no escoamento.

monitoramento 3, localizada próximo à foz da bacia do Ribeirão Concórdia, de janeiro de 2011 até dezembro de 2013. Para o processo de validação, observaram-se os dados medidos de janeiro de 2014 a dezembro de 2015. Assim, em posse desses dados, foram aplicados o coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) e o *percent bias* (PBIAS), para verificar a confiabilidade das simulações, comparando-se os dados medidos e os simulados. Para a bacia do Rio Camboriú, recorreram-se aos dados de

vazão registrados na seção de monitoramento Canoas para executar a calibração. Esse processo compreendeu o período de janeiro de 2014 a outubro de 2015.

A calibração e a validação sedimentológica foram executadas com base nos dados da concentração de sedimentos em suspensão obtidos por uma curva-cha-ve em relação à turbidez. Com isso, foram aplicados o COE e o PBIAS. Para a bacia do Ribeirão Concórdia, utilizou-se para calibração o ano de 2012, enquanto a validação englobou os meses de janeiro a outubro de 2013. Para a bacia em Camboriú, somente se executou a calibração, e esta compreendeu o período de abril de 2014 a outubro de 2015.

O COE (Equação 5) tem a finalidade de avaliar a eficiência de um modelo em simular variáveis predeterminadas. Seu índice varia entre $-\infty$ e 1, sendo o valor 1 o ajuste perfeito correspondente à relação entre os dados observados e simulados. O PBIAS (Equação 6) avalia a tendência geral em subestimar ou superestimar os

dados simulados com base nos dados medidos. Caso o valor seja negativo, tem significância de superestimação, ao passo que valores positivos indicam subestimação (FERNANDES, 2015).

$$COE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Em - Es)^2}{\sum_{i=1}^n (Em - E)^2} \quad (5)$$

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (Em - Es) * 100}{\sum_{i=1}^n Em} \quad (6)$$

Em que:

Em = o evento observado;

Es = o evento simulado pelo modelo;

E = a média do evento observado no período simulado;

n = o número de eventos;

l = o tempo.

Tabela 1 – Índices adotados para as estradas.

Parâmetro	CC	CAC	CBC
FIMP	0,38	1	0,01
FCIMP	0,30	1	0,01
CURBDEN	0,00	0,00	0,00
URBCOEF	0,18	0,01	1
DIRTMAX	170	10	2000
THALF	3,90	0,1	100
TNCONC	480	480	480
TPCONC	212	212	212
TNO3CONC	6,30	6,30	6,30
OV_N	0,03	0,01	0,4

CC: cenário calibrado; CAC: cenário de alta contribuição; CBC: cenário de baixa contribuição; FIMP: fração total de área impermeável urbana; FCIMP: fração diretamente conectada à área impermeável urbana; CURBDEN: densidade de comprimento de meio-fio em terreno urbano (km/ha); URBCOEF: coeficiente de lavagem para remoção de constituintes de área impermeável (mm-1); DIRTMAX: quantidade máxima de sólidos para construir em área impermeável (kg/km); THALF: número de dias para 50% de aumento em áreas impermeáveis = $\frac{1}{2}$ DIRTMAX (dias); TNCONC: concentração total de N em sólidos suspensos de áreas impermeáveis (mg N/kg sedimento); TPCONC: concentração total de P em sólidos suspensos de áreas impermeáveis (mg P/kg sedimento); TNO3CONC: concentração total de nitrato em sólidos suspensos de áreas impermeáveis (mg NO₃-N/kg sedimento).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Calibração e validação

Inicialmente, buscou-se a simulação da vazão na bacia sem qualquer calibração, mas constatou-se que o modelo superestimava as vazões tanto para os máximos como no período de baixa vazão. Para essa simulação na bacia do Ribeirão Concórdia, o COE foi de apenas 0,06 e o coeficiente PBIAS ficou em 68%. Para a bacia do Rio Camboriú, o COE ficou em 0,54 e o PBIAS em 3%.

Após várias simulações e modificados diversos parâmetros, tendo como base outros trabalhos já executados e em andamento nas bacias (LUBITZ, 2009; PERAZZOLI; PINHEIRO; KAUFMANN, 2013; BLAINSKI; ACOSTA;

NOGUEIRA, 2017; EPAGRI, 2016), chegou-se a um cenário considerado bastante satisfatório. Nas Tabelas 2 e 3, é possível verificar os parâmetros modificados, seu valor inicial e o valor adotado após a calibração.

Para a análise de sensibilidade dos coeficientes modificados nas simulações (Figuras 4A e 4B), o parâmetro que demonstrou ser mais sensível para a bacia do Ribeirão Concórdia foi o GWQMN, que representa o valor limite de água no aquífero raso para a ocorrência de fluxo de base (mm). Para a bacia do Rio Camboriú, foi o CANMX, que é a quantidade máxima de água interceptada pela vegetação (mm).

Tabela 2 – Parâmetros modificados para a bacia do Ribeirão Concórdia.

Parâmetros Alterados	Índice Inicial	Índice Final
ESCO	0,95	0,55
EPCO	1	0
EVLAJ	3	5
SURLAG	4	2,5
DEP_IMP	0	450
GW_DELAY	31	80
GWQMN	1.000	3.275
GW_REVAP	0,02	0,1
REVAPMN	750	54
OV_N	0,14	0,3
LAT_TIME	0	2
LAT_SED	0	10
SLSOIL	0	22
CANMX	0	59

ESCO: fator de compensação da evaporação do solo; EPCO: fator de compensação de absorção das plantas; EVLAI: índice de área foliar no qual nenhuma evaporação da superfície de água ocorre; SURLAG: coeficiente de retardo do escoamento superficial (dias); DEP_IMP: profundidade da camada impermeável de solo (mm); GW_DELAY: retardo do escoamento subterrâneo (dias); GWQMN: nível limite de água no aquífero raso para a ocorrência de fluxo de base; GW_REVAP: coeficiente de retorno da água subterrânea; REVAPMN: nível de água limite do aquífero para ocorrência de evaporação ou percolação (mm H₂O); OV_N: coeficiente de Manning para o escoamento superficial; LAT_TIME: tempo de duração do escoamento lateral (dias); LAT_SED: concentração de sedimentos no escoamento superficial e lateral (mg/L); SLSOIL: comprimento da rampa para escoamento lateral subsuperficial (m); CANMX: capacidade máxima de armazenamento de copa (mm H₂O).

Tabela 3 – Parâmetros ajustados na bacia do Rio Camboriú.

Parâmetros Alterados	Índice Inicial	Índice Final
GW_DELAY	31	10
GWQMIN	1.000	600
ALPHA_BF	0,048	0,5
REVAPMN	750	500
ESCO	0,95	0,945
EPCO	1	0,5
SURLAG	4	2
EVLAI	3	5
LAT_TIME	0	30
CANMX	0	2
SLSOIL	0	15
ADJ_PKR	1	0.5
LAT_SED	0	30

GW_DELAY: retardo do escoamento subterrâneo (dias); GWQMIN: nível limite de água no aquífero raso para a ocorrência de fluxo de base; ALPHA_BF: fator de escoamento de base (dias); REVAPMN: nível de água limite do aquífero para ocorrência de evaporação ou percolação (mm H₂O); ESCO: fator de compensação da evoporação do solo; EPCO: fator de compensação de absorção das plantas; SURLAG: coeficiente de retardo do escoamento superficial (dias); EVLAI: índice de área foliar no qual nenhuma evaporação da superfície de água ocorre; LAT_TIME: tempo de duração do escoamento lateral (dias); CANMX: capacidade máxima de armazenamento de copa (mm H₂O); SLSOIL: comprimento da rampa para escoamento lateral subsuperficial (m); ADJ_PKR: fator de ajuste da taxa de pico para transporte de sedimentos nos canais tributários; LAT_SED: concentração de sedimentos no escoamento superficial e lateral (mg/L).

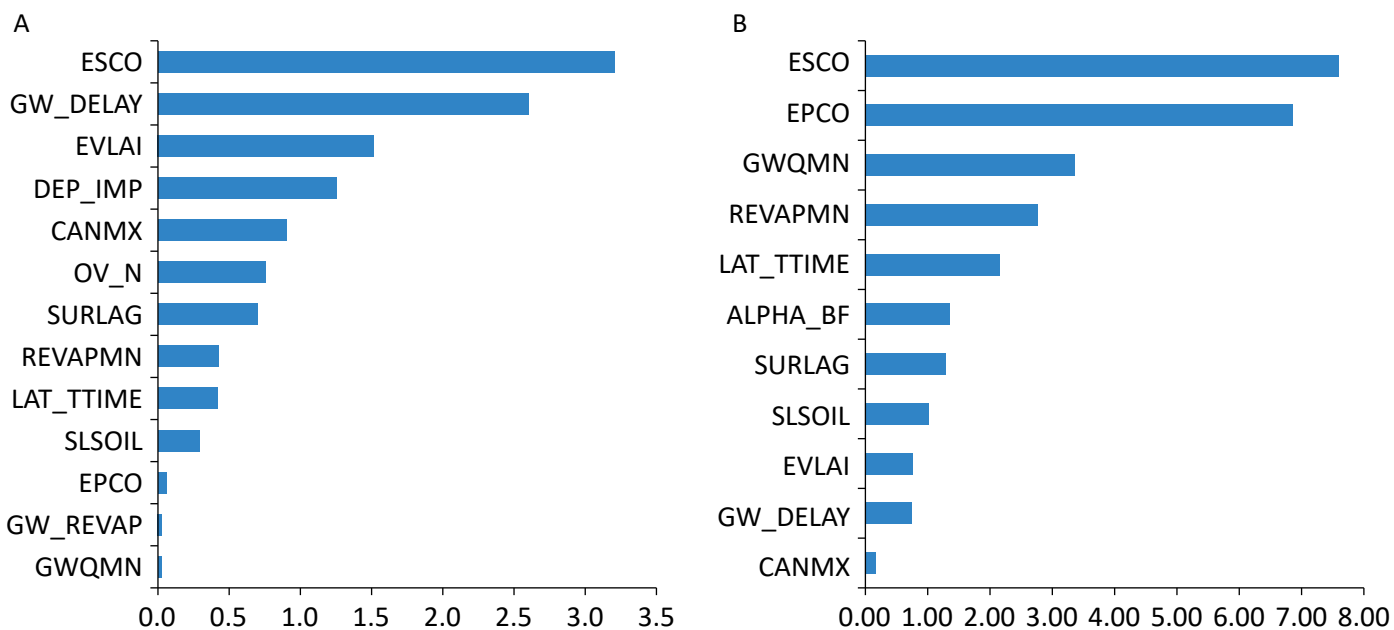


Figura 4 – Análise de sensibilidade na (A) bacia do Ribeirão Concórdia e (B) bacia do Rio Camboriú.

A análise dos hidrogramas simulados e medidos é uma etapa de suma importância para o modelo. As Figuras 5A e 5B apresentam os hidrogramas de calibração e validação para a bacia do Ribeirão Concórdia, que correspondem, respectivamente, ao período de 2011 a 2013 e 2014/2015. A Figura 5C representa a calibração realizada na bacia do Rio Camboriú.

O COE para a calibração do modelo na bacia do Ribeirão Concórdia foi de 0,76 (Figura 5A), e para a Bacia do Rio Camboriú, de 0,67 (Figura 5C), valores que, segundo Moriasi *et al.* (2007), são considerados muito bom e bom, respectivamente. Os coeficientes PBIAS de 0,28% para a bacia em Lontras e -9% para a bacia em Camboriú são tidos pelos autores como muito bons.

Para a validação do modelo, mesmo apresentando vazão de pico simulada menor que a observada em alguns

dias na bacia do Ribeirão Concórdia, os resultados para COE e o PBIAS foram aceitáveis. O COE atingiu o valor de 0,78, enquanto o PBIAS alcançou 6,3% (Figura 5B). Assim, com base nas funções objetivo utilizadas, concluiu-se que o modelo é capaz de simular com bastante eficiência o fluxo hidrológico nas bacias do Ribeirão Concórdia e do Rio Camboriú.

Para a calibração sedimentológica da bacia do Ribeirão Concórdia (Figura 6A), o COE e o PBIAS ficaram em 0,82 e 24,9%, respectivamente, classificados como muito bom e bom. Para a validação (Figura 6B), o COE atingiu 0,68 e o PBIAS 18,4%, o que, de acordo com Moriasi *et al.* (2007), é considerado bom.

Para a bacia do Rio Camboriú, os resultados da calibração sedimentológica foram um pouco mais baixos (Figura 6C). O COE ficou em 0,59, ao passo que o PBIAS

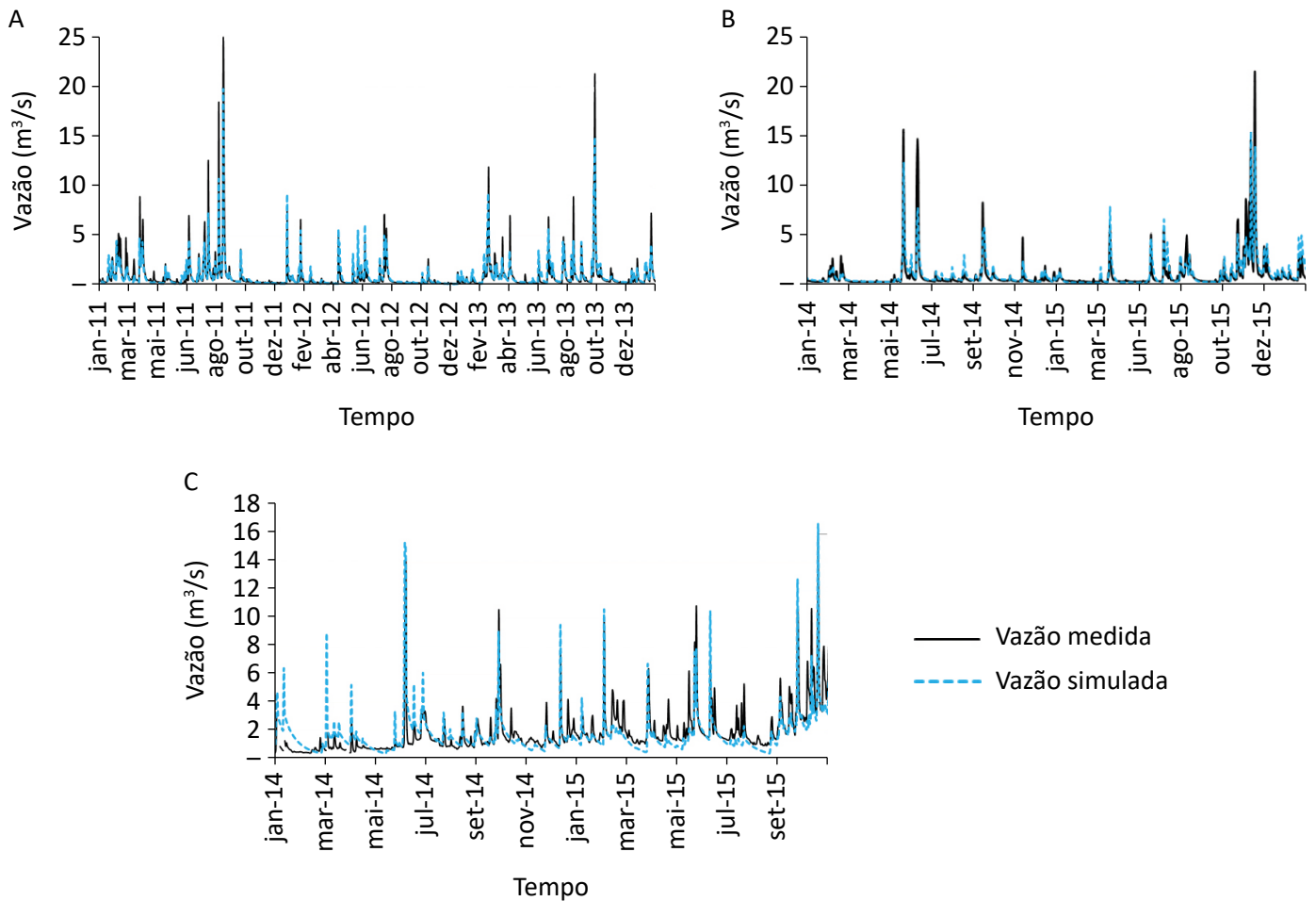


Figura 5 – (A) Calibração e (B) validação da bacia do Ribeirão Concórdia e (C) calibração da bacia do Rio Camboriú.

atingiu valor de -28,4%. Conforme Moriasi *et al.* (2007), o valor do COE é considerado satisfatório, enquanto o PBIAS é avaliado como bom.

É perceptível nos hidrogramas e sedimentogramas que o modelo apresenta dificuldade para a simulação nos picos de cheia. Outros autores também já relataram esse problema, e, entre as justificativas, des-

Análise dos cenários

Para a realização das análises nos cenários propostos, observaram-se mensalmente os dados de vazão, precipitação e sedimentos. Visando à simplificação do processo e também à verificação da influência das precipitações, separaram-se as análises em três faixas de precipitação: para a bacia do Ribeirão Concórdia, de

taca-se a de ser ocasionada pelo aspecto limitante da simplificação da distribuição das chuvas (BLAINSKI; ACOSTA; NOGUEIRA, 2017). Outro ponto limitante foi a pequena quantidade observada de dados de sedimentos. Um período mais amplo permitiria um ajuste mais preciso à calibração e, conseqüentemente, à validação.

0 a 30 mm, 30 a 60 mm e acima de 60 mm (Tabela 4); e para a bacia do Rio Camboriú, de 0 a 15 mm, 15 a 60 mm e acima de 60 mm (Tabela 5).

Para a faixa de precipitação até 30 mm na bacia do Ribeirão Concórdia, o modelo apresentou em 94% dos

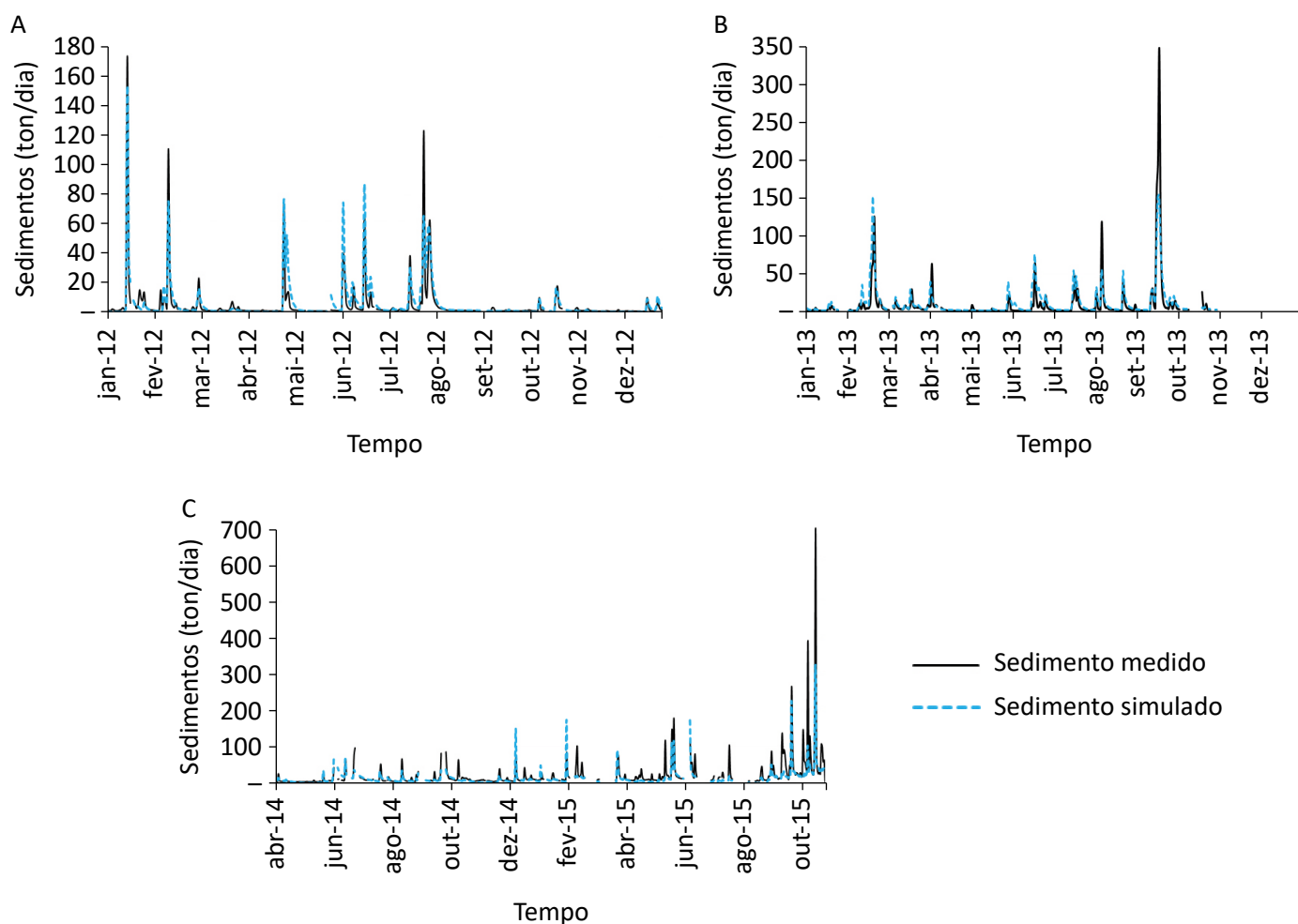


Figura 6 – (A) Calibração e (B) validação da bacia do Ribeirão Concórdia e (C) calibração sedimentológica da bacia do Rio Camboriú.

dias o cenário sem estradas rurais (CSE) com vazão maior que o CC. Mas, de modo geral, somando-se todas as contribuições do período de simulação, a inserção das estradas rurais (CC) como uso específico da terra resultou em aumento de 5% na vazão. Os demais cenários não apresentaram diferenças significativas quando comparados ao cenário CC. Na análise

sedimentológica, analisando somente a média, o cenário que mais contribuiu com a produção de sedimentos foi a calibração para baixa contribuição, ou seja, CBC. Comparando-se a inserção das estradas rurais (CC) com a sua não inserção como elemento de paisagem (CSE), houve produção de sedimentos média 7,1% maior.

Tabela 4 – Comparação dos diferentes cenários para a bacia do Ribeirão Concórdia.

VAZÃO				
Precipitação (mm)	0 a 30	30 a 60	Acima de 60	Média
CAC	-1,06%	Maior contribuição	Maior contribuição	Maior contribuição
CC	-1,11%	-4,42%	-3,13%	-1,10%
CBC	Maior contribuição	-7,32%	-5,58%	-1,03%
CSE	-6,03%	-12,71%	-11,03%	-6,93%
SEDIMENTOS				
CAC	-2,31%	Maior contribuição	-2,18%	Maior contribuição
CC	-1,47%	-4,94%	-6,95%	-1,60%
CBC	Maior contribuição	-8,59%	Maior contribuição	-0,84%
CSE	-9,42%	-18,62%	-7,29%	-10,31%

CAC: cenário de alta contribuição; CC: cenário calibrado; CBC: cenário de baixa contribuição; CSE: cenário sem estradas rurais.

Tabela 5 – Comparação dos diferentes cenários para a bacia do Rio Camboriú.

VAZÃO			
Precipitação (mm)	0 a 15	15 a 60	Média
CAC	-0,82%	Maior contribuição	Maior contribuição
CC	-0,27%	-1,51%	-0,02%
CBC	-0,27%	-1,53%	-0,03%
CSE	Maior contribuição	-2,40%	-0,07%
SEDIMENTOS			
CAC	-1,17%	Maior contribuição	Maior contribuição
CC	-0,31%	-1,98%	-0,30%
CBC	-0,31%	-1,91%	-0,27%
CSE	Maior contribuição	-3,35%	-0,67%

CAC: cenário de alta contribuição; CC: cenário calibrado; CBC: cenário de baixa contribuição; CSE: cenário sem estradas rurais.

Para a altura de precipitação de 30 a 60 mm, houve diferenciação da vazão mais acentuada entre os cenários. Em média, o CAC produziu a maior vazão na seção de monitoramento. Para os sedimentos, o CAC também se destacou com a maior contribuição em relação aos outros cenários, com 4,9% superior ao CC e 8,6% superior ao CBC. Ao se observar apenas as condições de inserção ou não de estradas rurais como uso específico da terra, teve-se aumento de 14,4% da produção de sedimentos na seção de monitoramento da bacia.

Com precipitações superiores a 60 mm na bacia do Ribeirão Concórdia, o CAC foi 3,1, 5,6 e 11% maior que o CC, CBC e CSE, respectivamente. Enquanto isso, para a produção de sedimentos, o CC apresentou valor médio 0,4% maior que o CSE, enquanto, em comparação ao CAC e CBC, foi 5,3 e 7,5% menor. Ressalta-se, porém, que houve apenas 11 dias inseridos nessas configurações de altura de chuvas, o que pode não demonstrar a realidade da bacia.

Na bacia do Rio Camboriú, a primeira faixa analisada foi de 0 a 15 mm, pois era visível nas análises mensais que, após esse índice, as relações mudavam. Quantitativamente, a não inserção das estradas rurais (CSE) como uso específico da terra representou aumento da vazão em 0,2% quando comparada com a sua inserção (CC). Em relação aos outros cenários, não houve diferença significativa. Além disso, em mais de 88% dos dias inseridos nessa altura de precipitação, os cenários calibrados previamente para contribuir menos possuíam os valores maiores em todas as comparações. Na observação da contribuição sedimentológica, o CSE foi o que apresentou a maior contribuição. A diferença no volume total de sedimentos transportados entre os cenários sempre foi inferior a 1,2%. Considerando-se apenas as condições de inserção (CC) ou não de estradas rurais (CSE), a sua inserção representou diminuição de 0,3% na produção de sedimentos.

Com o aumento das alturas de precipitação, a relação entre os cenários mudou completamente. Para a faixa de 15 a 60 mm, o cenário que apresentou a maior vazão média na seção de monitoramento foi o CAC. A contribuição desse cenário foi 1,5% superior ao CC e 1,5% superior ao CBC. Ao focar exclusivamente nas condições de inserção ou não das estradas rurais, houve aumento de 0,9% da vazão com a inserção das vias de rodagem. Na avaliação sedimentológica, o CAC

apresentou produção de sedimentos 2% maior que o CC e 1,9% superior ao CBC. Levando-se em conta apenas as condições de inserção (CC) das estradas rurais, houve aumento de 1,4% no volume de sedimentos que passa na seção de monitoramento, quando comparado com a sua não inserção (CSE).

As precipitações com altura superior a 60 mm alteraram um pouco a amplitude das diferenças entre os cenários. Porém, como houve somente três dias considerados nesse caso, tanto para a vazão quanto para os sedimentos, a sua discussão pode não ser representativa.

Os gráficos gerados evidenciaram influência variada das estradas rurais nas vazões das bacias. Enquanto, para a bacia do Ribeirão Concórdia, as diferenças entre os cenários se tornaram bastante claras para precipitações com altura superior a 30 mm, na bacia do Rio Camboriú não houve diferenciação expressiva. Além disso, destaca-se que, para a bacia em Camboriú, o CSE adquiriu o posto de maior contribuinte para baixas alturas pluviométricas (Figuras 7A e 7B). Todavia, um fato que se tornou coincidente entre as duas bacias é a maior velocidade de decaimento da curva de recessão para o CAC, após atingir picos de escoamento. De modo geral, a inserção das estradas rurais como uso específico da terra contribuiu no aumento de 5,9% da vazão na foz da bacia do Ribeirão Concórdia e de 0,02% para a bacia do Rio Camboriú.

Esses resultados corroboram o estudo de Pereira *et al.* (2016), que propuseram a modificação dos elementos da paisagem em três cenários distintos: aumento das áreas de preservação permanente, substituição percentual das pastagens por reflorestamento e substituição percentual das pastagens pela agricultura. Embora os autores utilizem diferentes elementos da paisagem, observou-se que o aumento das áreas de preservação e a substituição parcial das áreas de pastagens, que possuem elevada impermeabilidade e susceptibilidade ao escoamento superficial, diminuíram o escoamento superficial médio anual na bacia. Ou seja, áreas com elevadas taxas de impermeabilidade tendem a gerar escoamento superficial maior e, conseqüentemente, vazão mais elevada no exutório da bacia.

Ao se analisar os sedimentos transportados nas seções de monitoramento das bacias (Figuras 8A e 8B), verificou-se elevada variação entre os cenários e nas duas áreas de estudo. Com precipitações maiores, hou-

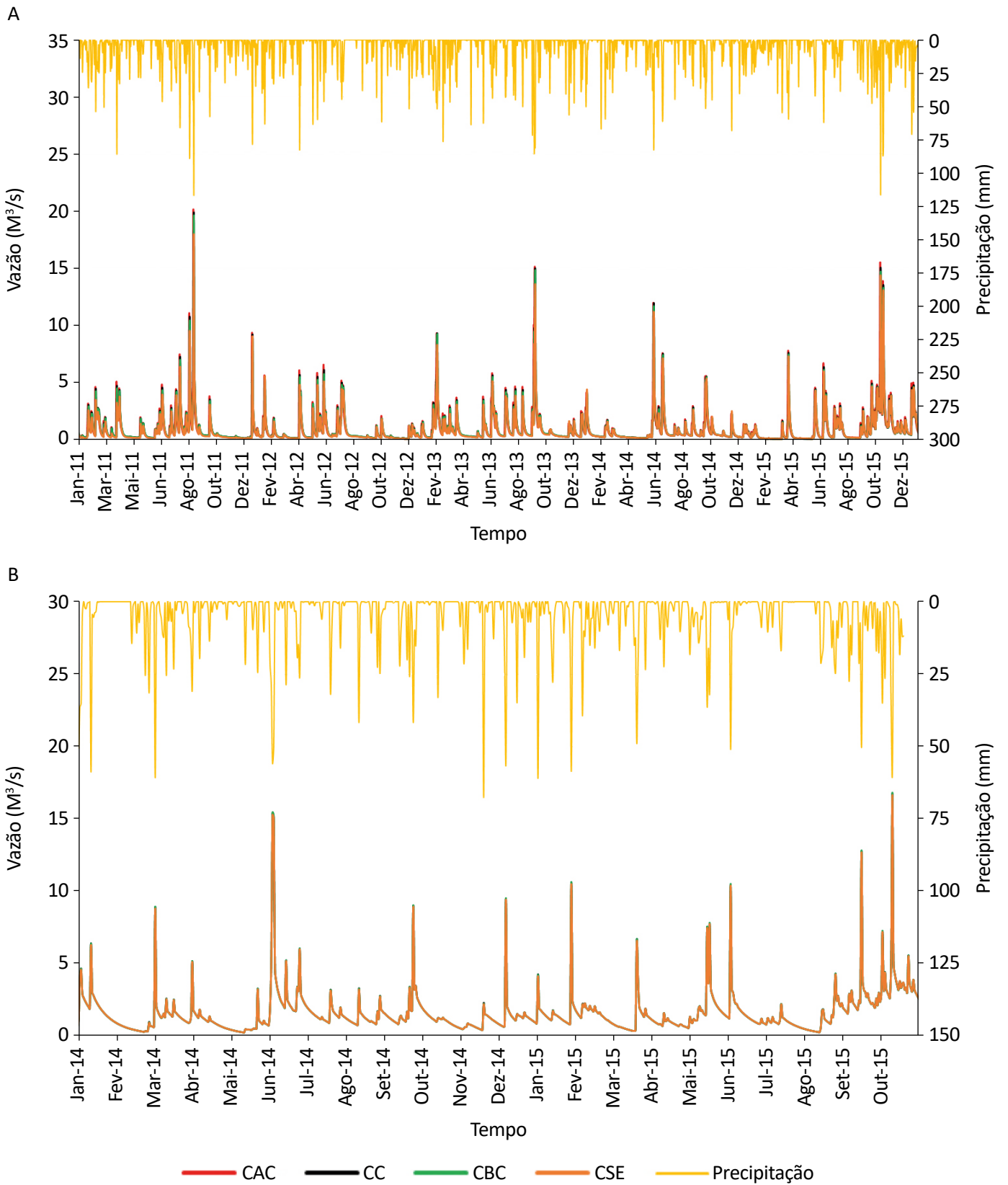


Figura 7 – Relação da vazão entre os diferentes cenários para a (A) bacia do Ribeirão Concórdia e (B) bacia do Rio Camboriú.

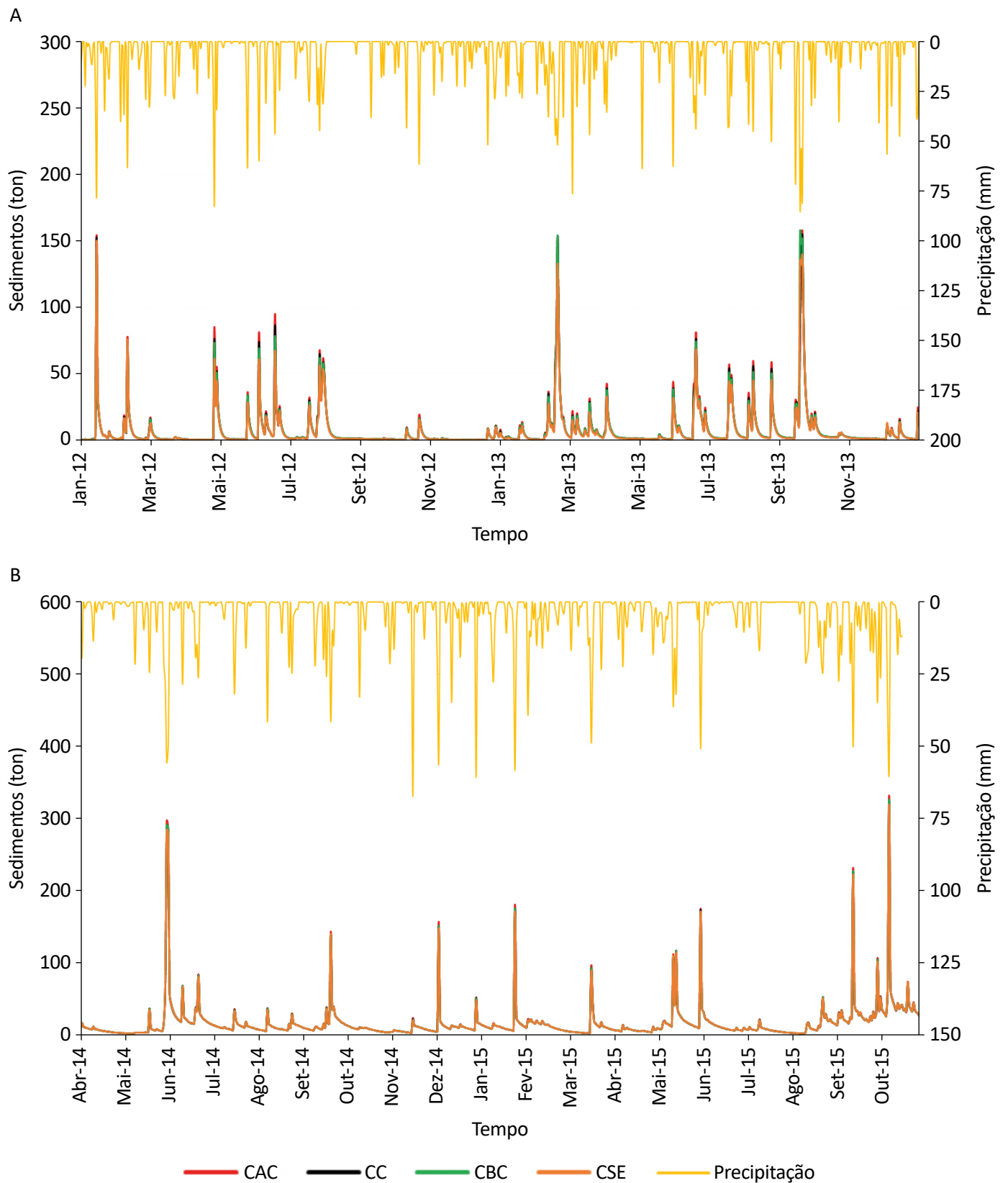


Figura 8 – Relação dos sedimentos entre os diferentes cenários para a (A) bacia do Ribeirão Concórdia e (B) bacia do Rio Camboriú.

ve consonância dos resultados obtidos com as condições de calibração. Quando o volume de sedimentos foi mais baixo, o modelo não conseguiu simular de modo adequado, visto que cenários calibrados para menor contribuição apresentaram valores mais elevados, o que coincidiu com alturas de precipitação mais baixas. Mas, ao verificar quantitativamente os dias de contribuição durante o período simulado, o CAC da bacia do Ribeirão Concórdia resultou em maior produção de sedimentos. Considerando-se apenas as condições de inserção e não inserção das estradas rurais como uso específico da terra, houve aumento de 8,8% de sedimentos transportados com a inserção das estradas. Para a bacia do Rio Camboriú, o cenário que mais contribuiu sedimentologicamente também foi o CAC. No tocante apenas às condições de inserção (CC) ou não (CSE) das estradas, com a sua presença houve acréscimo de 0,37%.

A dinâmica relativa à obtenção de diferentes respostas ante as mudanças inseridas nos elementos da paisagem também pode ser percebida na produção sedimentológica, como aponta o estudo de Rocha, Moraes e Maria (2019). Nele, os autores propuseram diferentes cenários para visualizar o comportamento sedimentológico em uma bacia de Limeira (SP). A substituição de elementos da paisagem por outros com características de menor desprendimento de solo conferiu à bacia produção de sedimentos inferior. Desse modo, a modificação das características das estradas rurais, embora represente mudanças bem mais sucintas, pode conferir produção de sedimentos diferenciada entre os cenários propostos.

Assim, de acordo com as simulações realizadas, verificou-se que, quanto maior a altura da precipitação, maior será a diferença entre os cenários com inserção das estradas rurais como uso específico da terra em comparação ao cenário sem a inserção. Além disso, foi evidenciado que, ao aumentar o volume de chuvas na bacia, se diminui a incidência de anormalidades entre os cenários, como, por exemplo, um cenário previamente calibrado para contri-

buir menos, gerar vazão ou produção de sedimentos maior na seção fluviométrica.

Portanto, por mais que ocupem uma área bastante reduzida na maioria das bacias hidrográficas, as suas características de alta impermeabilidade, de susceptibilidade à erosão por *splash* e ainda o fato de ser um canal de transporte que diminui o tempo de concentração da bacia proporcionam grande diferença tanto na vazão transportada no exutório da bacia quanto na quantidade de sedimentos.

Várias hipóteses podem ser levantadas para justificar as diferenças de resposta encontradas para as bacias perante os diferentes cenários simulados. As características de relevo são uma das principais causas dessas disparidades, pois, enquanto na bacia do Ribeirão Concórdia a declividade acima de 40% se encontrava próxima à ocupação de 20% da área, na bacia do Rio Camboriú em mais de 30% da área a declividade se encontrava acima de 50%.

Ainda, o comprimento de rampa e a declividade média podem impactar no desprendimento e no transporte de sedimentos (COUTINHO *et al.*, 2014). Defersha, Quraishi e Melesse (2011) observaram que a mudança de declividade média de 9 para 25% ocasionava o aumento da desagregação e transporte de sedimentos. Desse modo, visto que a área utilizada para a simulação na bacia do Rio Camboriú possui declividade média 9% maior que a da bacia do Ribeirão Concórdia, os níveis de produção de sedimentos podem ser influenciados por essa característica.

Outro ponto é o percentual de ocupação das estradas rurais. Na bacia em Camboriú esse percentual de ocupação é inferior a 1%. Para a bacia em Lontras, esse índice é maior que 5%. Logo, os valores encontrados para os diferentes cenários propostos e na comparação da sua influência nas duas bacias foram distintos. Essa influência do percentual de ocupação das estradas rurais nos níveis de produção de sedimentos pode ser vista no estudo de Paula (2010), que indicou que as maiores produções de sedimentos ocorriam nas áreas com densidade mais elevada de estradas.

CONCLUSÃO

A aplicação do SWAT para avaliação da influência das estradas na geração de vazão e na produção de sedimentos permitiu concluir:

- o modelo foi adequado para simular os cenários propostos, com COE e PBIAS considerados muito bom e bom, tanto para a calibração quanto para a validação;

- o modelo apresentou resultados mais coerentes para precipitações superiores a 30 mm para a bacia do Ribeirão Concórdia e 15 mm para a bacia do Rio Camboriú;
- ao somar todos os dias do período de simulação na bacia do Ribeirão Concórdia, a inserção das estradas rurais apresentou aumento de 5,9% na vazão e 8,8% nos sedimentos transportados quando comparada com o cenário sem as estradas como uso específico da terra. Para a bacia do Camboriú, as diferenças foram quase insignificantes;
- o CAC apresentou os maiores volumes transportados na bacia do Ribeirão Concórdia. Considerando-se a soma geral, a sua vazão foi 1,1% superior ao CC e 1% superior ao CBC. Para os sedimentos, foi 1,6% maior que o CC e 0,8% maior que o CBC. Na bacia do Rio Camboriú, as diferenças encontradas para a vazão entre o CAC e os outros foi sempre inferior a 0,07%. Entretanto, para os sedimentos, a comparação desse cenário com o CBC apresentou diferença de 0,27%, mas, comparando-se com o CC, manteve-se inferior a 0,30%;
- as diferenças de contribuição das estradas na geração de vazão e de produção e no transporte de sedimentos estão associadas ao relevo e ao percentual de área ocupada por essas infraestruturas de transporte na bacia hidrográfica.

AGRADECIMENTOS

O apoio financeiro para a realização deste trabalho foi concedido pela Secretaria do Estado da Educação do governo de Santa Catarina, mediante a concessão da bolsa do programa Bolsas Universitárias de Santa Catarina (UNIEDU)/Fundo de Apoio à Manutenção e ao Desen-

volvimento da Educação Superior (FUMDES) (Chamada Pública nº 650/SED/2017). Gostaríamos de agradecer ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (Processo 309980/2017-8), a concessão da bolsa de produtividade de pesquisa do segundo autor.

REFERÊNCIAS

- AL-CHOKHACHY, R.; BLACK, T.A.; THOMAS, C.; LUCE, C.H.; RIEMAN, B.; CISSEL, R.; CARLSON, A.; HENDRICKSON, S.; ARCHER, E.K.; KERSHNER, J.L. Linkages between unpaved forest roads and streambed sediment: why context matters in directing road restoration. *Restoration Ecology*, v. 24, n. 5, p. 589-598, 2016. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12365>
- ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R. Validation of SWRRB: Simulator for Water Resources in Rural Basins. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 113, n. 2, p. 243-256, 1987. [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9496\(1987\)113:2\(243\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-9496(1987)113:2(243))
- BLAINSKI, É.; ACOSTA, E.; NOGUEIRA, P.C. do P. Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte catarinense. *Ambiente e Água*, v. 12, n. 2, p. 226-237, 2017. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1951>
- BLAINSKI, É.; PORRAS, E.A.A.; GARBOSSA, L.H.P.; PINHEIRO, A. Simulation of land use scenarios in the Camboriú River Basin using the SWAT model. *RBRH*, Porto Alegre, v. 22, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011716110>
- BRASIL. Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. *SNV 2015*. 2015. Disponível em: <<http://www.dnit.gov.br/sistema-nacional-de-viacao/snv-2014-1>>. Acesso em: 18 set. 2017.
- _____. *Lei nº 11.326, de 24 de julho de 2006*. Estabelece as diretrizes para a formulação da Política Nacional da Agricultura Familiar e Empreendimentos Familiares Rurais. Brasília, 2006.
- BRESSIANI, D. de A.; GASSMAN, P.W.; FERNANDES, J.G.; GARBOSSA, L.H.P.; SRINIVASAN, R.; BONUMÁ, N.B.; MENDIONDO, E.M. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, São Carlos, v. 8, n. 3, p. 9-35, 2015.

- CERVI, E.C.; POLETO, C. Ecological risk assessment of freshwater sediments in Brazil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 48, p. 1-20, jun. 2018. <http://dx.doi.org/10.5327/z2176-947820180234>
- CONNELL, R.J.; PAINTER, D.; BEFFA, C. Two-Dimensional Flood Plain Flow II: Model Validation. *Journal of Hydrologic Engineering*, Christchurch, v. 6, n. 5, p. 1-2, 2001. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2001\)6:5\(406\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2001)6:5(406))
- COUTINHO, L.M.; CECÍLIO, A.; GARCIA, G.O.; XAVIER, A.C.; ZANETTI, S.S.; MOREIRA, M.C. Cálculo do fator LS da Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS) para a bacia do Rio da Prata, Castelo-ES. *Agro@ambiente On-line*, Boa Vista, v. 8, n. 1, p. 1-9, 2014. <http://dx.doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v8i1.1454>
- DEFERSHA, M.B.; QURASHI, S.; MELESSE, A. The effect of slope steepness and antecedent moisture content on interrill erosion, runoff and sediment size distribution in the highlands of Ethiopia. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 15, p. 2367-2375, 2011. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-15-2367-2011>
- EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA (EPAGRI). *Inventário das Terras em Bacias Hidrográficas*. Florianópolis: Epagri, 1999. 86 p.
- _____. *Sistema de monitoramento hidrológico e modelagem ambiental da bacia hidrográfica do rio Camboriú-SC*. Florianópolis: Epagri, 2016. 102 p.
- FARIAS, T.R.L.; MEDEIROS, P.H.A.; NAVARRO-HEVIA, J.; ARAÚJO, J.C. Unpaved rural roads as source areas of sediment in a watershed of the Brazilian semi-arid region. *International Journal of Sediment Research*, v. 34, n. 5, p. 475-485, out. 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijsrc.2019.03.002>
- FERNANDES, J.G. *Estimativa de vazão e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio São Francisco, utilizando o modelo Swat*. 186f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO); INTERGOVERNMENTAL TECHNICAL PANEL ON SOILS (ITPS). *Status of the World's Soil Resources (SWSR): Main Report*. Roma: FAO; ITPS, 2015. 645 p.
- GALHARTE, C.A.; VILLELA, J.M.; CRESTANA, S. Estimativa da produção de sedimentos em função da mudança de uso e cobertura do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 18, n. 2, p. 188-193, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662014000200010>
- GALOSKI, C.E.; MARTÍNEZ, A.E.J.; SCHULTZ, G.B.; SANTOS, I.; FROEHNER, S. Use of n-alkanes to trace erosion and main sources of sediments in a watershed in southern Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 682, p. 447-456, set. 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.209>
- GASSMAN, P.W.; REYES, M.R.; GREEN, C.H.; ARNOLD, J.G. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, v. 50, n. 4, p. 1211-1250, 2007.
- GUDINO-ELIZONDO, N.; BIGGS, T.W.; BINGNER, R.L.; LANGENDOEN, E.J.; KRETZSCHMAR, T.; TAGUAS, E.V.; TANIGUCHI-QUAN, K.T.; LIDEN, D.; YUAN, Y. Modelling Runoff and Sediment Loads in a Developing Coastal Watershed of the US-Mexico Border. *Water*, Irvine, v. 11, n. 5, p. 1024-1047, 2019. <http://dx.doi.org/10.3390/w11051024>
- HARGREAVES, G.H.; SAMANI, Z.A. Reference Crop Evapotranspiration from Temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, v. 1, n. 2, p. 96-99, 1985. <http://dx.doi.org/10.13031/2013.26773>
- LIU, J.; VEITH, T.L.; COLLICK, A.S.; KLEINMAN, P.J.A.; BEEGLE, D.B.; BRYANT, R.B. Seasonal Manure Application Timing and Storage Effects on Field- and Watershed-Level Phosphorus Losses: Supplemental materials. *Journal of Environment Quality*, v. 46, n. 6, p. 1403-1412, 2017. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2017.04.0150>
- LUBITZ, E. *Avaliação da aplicação do modelo hidrológico Swat à bacia do ribeirão Concórdia – Lontras, SC*. 124f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2009.

MORIASI, D.N.; ARNOLD, J.G.; VAN LIEW, M.W.; BINGNER, R.L.; HARMEL, R.D.; VEITH, T.L. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of the Asabe*, St. Joseph, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007. <http://dx.doi.org/10.13031/2013.23153>

NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; GRASSLAND, J.R.W. *Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation*. Texas: Texas Water Resources Institute, 2011. 647 p.

PAULA, E.V. de. *Análise da Produção de Sedimentos na Área de Drenagem da Baía de Antonina/PR: uma abordagem geopedológica*. 220f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

PERAZZOLI, M. *Avaliação das mudanças climáticas e do uso do solo nas vazões e nos sedimentos da bacia do ribeirão Concórdia, Lontras – SC*. 85f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2012.

PERAZZOLI, M.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Efeitos de cenários de uso do solo sobre o regime hídrico e produção de sedimentos na bacia do ribeirão Concórdia - SC. *Árvore*, Viçosa, v. 37, n. 5, p. 859-869, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622013000500008>

PEREIRA, D. dos R.; MARTINEZ, M.A.; SILVA, D.D.; PRUSKI, F.P. Hydrological simulation in a basin of typical tropical climate and soil using the SWAT Model Part II: Simulation of hydrological variables and soil use scenarios. *Journal of Hydrology*, v. 5, p. 149-163, mar. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.11.008>

PIAZZA, G.A. *Padrões hidroclimáticos e da qualidade da água de uma bacia hidrográfica com agricultura familiar no Bioma Mata Atlântica, sul do Brasil*. 88f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2019.

PINHEIRO, A.; SCHOEN, C.; SCHULTZ, J.; HEINZ, K.; PINHEIRO, I.; DESCHAMPS, F. Relação entre uso da terra da faixa ciliar e a qualidade das águas em uma bacia agrícola. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL DE AIDIS, 31., 2008, Santiago. *Anais...* v. 1. p. 1-7.

RAMOS-SCHARRÓN, C.E.; FIGUEROA-SÁNCHEZ, Y. Plot-, farm-, and watershed-scale effects of coffee cultivation in runoff and sediment production in western Puerto Rico. *Journal of Environmental Management*, Austin, v. 202, parte 1, p. 126-136, nov. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.020>

ROCHA, A.M.; MORAES, J.F.L.; MARIA, I.C. Simulação de Produção de Sedimentos em uma Bacia Hidrográfica caracterizada pela expansão da cana-de-açúcar. *Brazilian Journal of Development*, v. 5, n. 10, p. 21449-21466, 2019. <http://dx.doi.org/10.34117/bjdv5n10-299>

SAHA, P.; KSAIBATI, K. Developing an Optimization Model to Manage Unpaved Roads. *Journal of Advanced Transportation*, Laramie, v. 2017, p. 1-11, 2017. <http://dx.doi.org/10.1155/2017/9474838>

SAMANI, Z. Estimating solar radiation and evapotranspiration using minimum climatological data. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, Reston, v. 126, n. 4, p. 265-267, 2000. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2000\)126:4\(265\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2000)126:4(265))

SANTA CATARINA. *Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Camboriú e Bacias Contíguas*. Balneário Camboriú: Comitê Rio Camboriú, 2018. 68 p.

STOLF, M.A.; HUNG, M.N.W.B.; SCHULTZ, G.B.; SANTOS, I. Estimativa da produção de sedimentos em estradas não pavimentadas e transferência de sedimentos aos canais da bacia do rio Piraquara-PR. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA, 12., 2018, Crato. *Anais...* Crato: Universidade Regional do Cariri, 2018. p. 1-9.

TEIXEIRA, L.P. *Caracterização hidrológica dos solos da bacia experimental do ribeirão Concórdia - Lontras/SC*. 123f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2008.

TELLES, T.S.; DECHEN, S.C.F.; SOUZA, L.G.A.; GUIMARÃES, M.F. Valuation and assessment of soil erosion costs. *Scientia Agricola*, Londrina, v. 70, n. 3, p. 209-216, jun. 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-90162013000300010>

TIECHER, T.; CANER, L.; MINELLA, J.P.G.; BENDER, M.A.; SANTOS, D.R. Tracing sediment sources in a subtropical rural catchment of southern Brazil by using geochemical tracers and near-infrared spectroscopy. *Soil And Tillage Research*, Santa Maria, v. 155, p. 478-491, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.03.001>

TIECHER, T.; MINELLA, J.P.G.; MIGUEL, P.; ALVAREZ, J.W.R.; PELLEGRINI, A.; CAPOANE, V.; CIOTTI, L.H.; SCHAEFER, G.L.; SANTOS, D.R. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, Santa Maria, v. 38, n. 2, p. 639-649, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832014000200028>

TUCCI, C.E.M. *Hidrologia: Ciência e aplicação*. 2. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1993. 334 p.

WILLIAMS, J.E. Sediment-yield prediction with Universal Equation Using Runoff Energy factor. In: AGRICULTURAL RESEARCH SERVICE. *Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources*. 40. ed. Oxford. 1975. p. 244-253.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Washington, D.C.: USDA, 1978. 67 p.

