

Simulação do Transporte de Sedimentos, Nitrogênio e Fósforo na Bacia do Ribeirão Concórdia, SC

Emerson Lubitz^{*}, Adilson Pinheiro^{*}, Vander Kaufmann^{*}
elubitz@terra.com.br; pinheiro@furb.br; ambitec.amb@gmails.com

Recebido: 28/11/10 - revisado: 25/07/12 - aceito: 13/12/12

RESUMO

O modelo hidrológico SWAT, de base física, considera os parâmetros distribuídos espacialmente e é auxiliado por uma interface gráfica de software GIS, podendo ser utilizado como ferramenta de apoio à gestão de recursos hídricos. Neste trabalho, foi avaliada a aplicação deste modelo à bacia do ribeirão Concórdia, com área de 30,74 km², localizada em Lontras, SC. A avaliação foi feita através da comparação entre séries observadas e simuladas de vazão e de concentrações de sedimentos e nutrientes (nitrito, nitrato, fósforo total e ortofosfato), na seção fluviométrica de controle. Foram realizadas análises manuais de sensibilidade de parâmetros na simulação dos quatro módulos. O período de simulação está compreendido entre 2006 e 2009. O principal índice utilizado na avaliação de desempenho do modelo foi o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (COE). Os resultados demonstraram que foi possível obter um bom ajuste para as simulações na escala de tempo mensal para vazão (COE igual a 0,88) e sedimentos (COE igual a 0,84). Entretanto, as simulações diárias revelaram que limitações nos dados de entrada e na parametrização afetaram profundamente a eficiência do modelo. Os valores médios simulados de vazão e sedimentos ficaram muito próximos aos valores médios medidos e, para os nutrientes, os valores simulados ficaram dentro da faixa de abrangência dos valores medidos.

Palavras-Chave: simulação hidrológica, modelo SWAT, qualidade das águas.

INTRODUÇÃO

A modelagem hidrológica é uma importante ferramenta de suporte à decisão na gestão dos recursos hídricos, pois, através dela, é possível a avaliação de cenários futuros de uso do solo na bacia. Além disso, a utilização de modelos hidrológicos de base física tem proporcionado um melhor conhecimento dos processos que envolvem a água em uma bacia hidrográfica (MORAES *et al.*, 2003) e possibilita a busca por melhores práticas de uso e conservação do solo, visando à manutenção dos sistemas aquáticos (AZEVEDO *et al.*, 1998).

Vários modelos de base física têm surgido nos últimos anos e vêm ocupando cada vez mais espaço entre as aplicações hidrológicas. Destacam-se os modelos SWAT (NEITSCH *et al.*, 2005), TOPOG (O'LOUGHLIN, 1986) e MIKE SHE (DHI, 1998).

O modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assessment Tool), escolhido para este trabalho, permite simular o escoamento da água, a produção de sedimentos e o transporte de nutrientes e pesti-

das em bacias hidrográficas com vocação agrícola. Também é capaz de simular os efeitos que mudanças no uso do solo, ao longo do tempo, podem causar sobre os aspectos quantitativos e qualitativos dos recursos hídricos em uma bacia.

No Brasil, o modelo SWAT tem sido utilizado no estudo de diversas bacias, com áreas de drenagem variando entre 0,08 e 3000 km², visando à realização de simulações de processos hidrológicos quantitativos (BALTOKOSKI *et al.* 2010) e qualitativos associados aos processos sedimentológicos (LELIS e CALIJURI, 2010, MACHADO *et al.*, 2003), transporte de nutrientes como o nitrogênio (NEVES *et al.*, 2006) e o fósforo (BALTOKOSKI *et al.* 2010, NEVES *et al.*, 2006), e de pesticidas (ARMAS, 2006). Uma revisão da aplicação do modelo SWAT no Brasil é apresentada por Garbossa *et al.* (2011).

Na bacia do ribeirão Concórdia, localizada no município de Lontras, SC, e pertencente ao bioma da Mata Atlântica, foram implantados vários dispositivos para coleta de dados meteorológicos e hidrológicos, bem como foram realizados outros levantamentos específicos. A base de dados gerada possibilitou a realização de um estudo abrangente envolvendo a aplicação do modelo hidrológico SWAT através da simulação dos processos hidrológi-

*Fundação Universidade Regional de Blumenau – FURB

cos, produção e transporte de sedimentos, além de transformações e transporte dos nutrientes nitrogênio e fósforo.

A avaliação desta aplicação é o principal objetivo do presente trabalho. São, ainda, apresentadas e discutidas as análises de sensibilidade dos parâmetros.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo e levantamento de dados

A bacia do ribeirão Concórdia é uma das bacias monitoradas pelo Projeto de Recuperação Ambiental e de Apoio ao Pequeno Produtor Rural (PRAPEM/MICROBACIAS), desenvolvido pela Secretaria de Estado da Agricultura e Desenvolvimento Rural de Santa Catarina. Faz parte também do projeto “Rede de Pesquisa em Bacias Representativas e Experimentais no Bioma da Mata Atlântica, na Região Sul do Brasil”, financiado pelo MCT-FINEP-CNPq. Possui uma área de 30,74 km².

A bacia do ribeirão Concórdia tem uso e ocupação do solo essencialmente rural, com agricultura familiar. As propriedades são pequenas e médias, estando bem distribuídas ao longo da bacia. A vegetação original da área pertence à Floresta Ombrófila Densa. Atualmente, o uso e ocupação do solo é composto de cerca de 58,3% de cobertura florestal (nativa e implantada), 19,9% de pastagens e 21,8% de agricultura (milho, fumo e hortaliças). Os solos predominantes na bacia são Cambissolos (66,17%), Argissolos (32,91%) e Gleissolos (0,92%).

A Figura 1 apresenta a localização e os dispositivos experimentais instalados na bacia. As vazões são medidas em três estações fluviométricas, sendo duas com sensores de nível do tipo bóia, da marca Thalimedes da OTT, e um de pressão, marca Global Water, modelo WL-15. A precipitação é medida em três pluviógrafos Davis®, com datalogger registrador Novus®, que registra os dados a cada 5 min. Ressalta-se que uma estação pluviométrica foi instalada recentemente e, portanto, não foi utilizada neste trabalho.

Nas estações fluviométricas, foram coletadas amostras de sedimentos em amostradores de nível ascendente (ANA) e de nível descendente (AND). Esses amostradores foram descritos por Paranhos et al. (2002). Eles amostram a água na superfície do escoamento, acompanhando a evolução na subida e na descida do nível na seção fluviométrica, de modo a representar a evolução da concentração de espécies físicas, químicas ou biológicas durante a passa-

gem de uma onda de cheia. Na estação fluviométrica 1, as concentrações de sedimentos também foram determinadas com o uso do turbidímetro Analite MCV-CEP 9530-G, com resolução de 0 a 3000 NTU. O sensor de turbidez do turbidímetro foi calibrado com concentrações de sedimentos coletados na seção fluviométrica. Os sedimentos foram coletados com um amostrador de fundo.

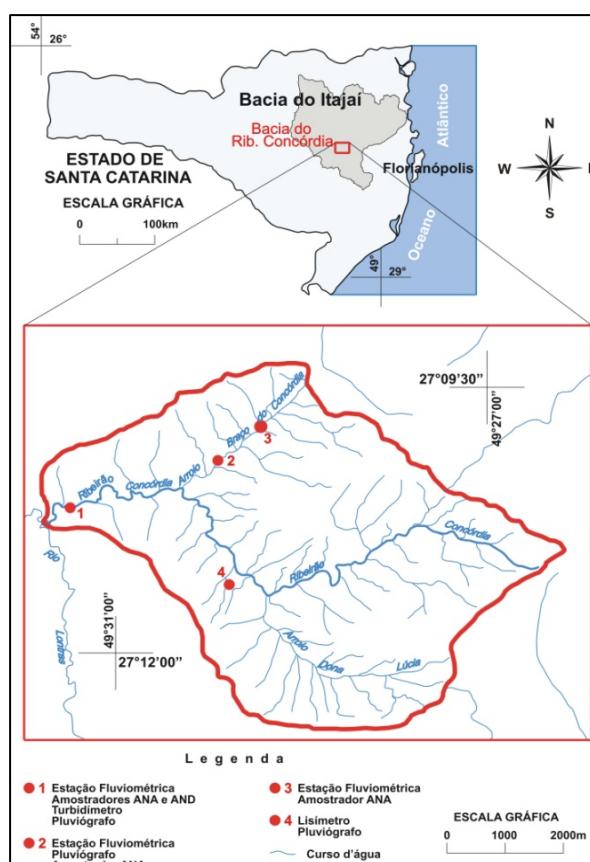


Figura 1 - Área de estudo

Para os parâmetros de qualidade de água (nitrito, nitrato, ortofosfato e fósforo total), foram utilizados dados de coletas mensais realizadas pela EPAGRI (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina), complementados pelos dados apresentados por Kaufmann *et al.* (2009), que analisaram o aporte de nutrientes em 12 eventos de cheia entre abril e novembro de 2008.

Dados diários de temperatura máxima e mínima, umidade relativa do ar e velocidade do vento foram obtidos da estação meteorológica da EPAGRI (latitude 27°25'07", longitude 49°38'46", altitude 475 m), localizada no município de Ituporanga, SC, distante cerca de 30 Km da bacia do ri-

beirão Concórdia. Dados diários de radiação solar foram obtidos segundo a metodologia indicada por Tucci e Beltrame (2002). Para o cálculo dos parâmetros relacionados às séries históricas de clima, requeridos pelo modelo, foram utilizados dados para o período compreendido entre os anos de 2001 e 2008.

Dados referentes à caracterização física e hidrológica dos solos foram obtidos a partir dos estudos de Teixeira (2008), que analisou o solo em 20 locais da bacia, coletando amostras em três faixas de profundidade (0 a 20, 40 a 60 e 80 a 100 cm), em um total de 60 amostras. Deste estudo, foram utilizados os valores resultantes para massa específica aparente, teores de argila, silte e areia, condutividade hidráulica saturada e carbono orgânico. Teixeira (2008) também concluiu que, em relação ao grupo hidrológico, os solos da bacia do ribeirão Concórdia podem ser enquadrados no grupo C. Outro parâmetro necessário, o albedo foi estimado através da cor do solo, determinada por comparação visual utilizando-se a carta de Munsell.

Os dados gráficos utilizados na modelagem são os seguintes: Modelo Numérico do Terreno (MNT) e rede hidrográfica, ambos obtidos através da restituição de cartas topográficas do IBGE na escala 1:50.000 e de fotos aéreas na escala 1:25.000; mapa de uso e ocupação do solo na bacia, elaborado através de classificação supervisionada de uma imagem do satélite SPOT5, com resolução espacial de 10 m em quatro bandas espectrais e 2,5 m no modo pancromático; mapa fisiográfico, em substituição ao mapa de tipos de solo, pois julgou-se ser este mais adequado e representativo para a bacia em questão. Todas as imagens *raster* foram geradas com resolução espacial de 10 m.

Modelo SWAT

O modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assessment Tool) é um modelo de base física, parâmetros distribuídos e avaliação contínua criado no início dos anos 90 para uso do Departamento de Agricultura norte-americano USDA Agricultural Research Service (ARS). Segundo Neitsch *et al.* (2005), SWAT foi desenvolvido para prever o impacto de práticas de manejo do solo sobre a água, sedimentos, nutrientes e produtos químicos agrícolas em grandes e complexas bacias, através de longos períodos de tempo. Não tem como objetivo simular eventos isolados. Diferentes versões têm sido apresentadas ao longo do tempo. Neste trabalho foi utilizada a versão SWAT 2005 (NEITSCH *et al.*, 2005).

O modelo SWAT trabalha com a divisão da bacia em sub-bacias, divididas ainda em uma determinada quantidade de unidades de resposta hidrológica (HRU's). As HRU's são subdivisões de cada sub-bacia que possuem uma única combinação de uso do solo, tipo de solo e classe de rampa, e onde os parâmetros são tratados de maneira concentrada, ou seja, são utilizados valores médios. As respostas de cada HRU são somadas para encontrar-se a carga total da sub-bacia.

Os dados de entrada são inseridos com o auxílio de uma interface gráfica de software GIS (ArcView ou MapWindow), e são organizados em planos de informação cartográficos e dados tabulares. Os dados gráficos que devem alimentar o modelo correspondem a mapas de uso do solo, mapas pedológicos, hidrografia e o modelo numérico do terreno (MNT). Para cada sub-bacia, os dados de entrada são divididos nas seguintes categorias: clima (dados diários de temperatura, radiação solar, velocidade do vento, umidade relativa e precipitação), HRU's, lagos e pântanos, águas profundas e canal principal.

Embora uma análise da sensibilidade espacial do modelo fosse recomendada, para possibilitar a verificação das respostas para diversos níveis de discretização, neste trabalho foi adotado o limiar sugerido pelo SWAT para a criação das sub-bacias, sendo incluídos sete *outlets* coincidentes com as localizações da estação fluviométrica e dos pontos de coleta para análises de qualidade da água. O número de sub-bacias criadas (28) foi considerado suficiente e bem representativo, com pequenas variações de suas dimensões, de modo a não comprometer a eficiência computacional do modelo. Na definição das HRU's, optou-se por utilizar a sensibilidade máxima, ou seja, o maior número possível de HRU's foi gerado. Desse modo, foram criadas 1655 HRU's.

O modelo SWAT divide a simulação hidrológica em duas fases distintas: fase terrestre e fase canal. Os processos modelados na fase terrestre são divididos em sete módulos: clima, hidrologia, cobertura vegetal/crescimento de plantas, erosão, nutrientes, pesticidas e práticas de manejo. O módulo pesticidas não foi tratado neste trabalho.

Em relação ao clima, o modelo requer dados diários de precipitação, temperaturas máxima e mínima do ar, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa, que são fornecidos ao nível de sub-bacia.

Para determinação do escoamento superficial, o SWAT pode utilizar dois métodos: uma modificação do método Curva Número (CN) ou o método de Green & Ampt. Como este último necessita de

dados subdiários de precipitação, e não foi possível a obtenção destes dados em toda a série considerada, o método CN (USDA-SCS, 1972) foi o escolhido. Foi utilizado ainda um recurso incluído no modelo a partir da versão 2005, que é a opção da variação do parâmetro de retenção, utilizado no método, como função da evaporação das plantas, tornando o CN mais dependente do clima antecedente, pois o uso de CN calculado em função da quantidade de água no perfil do solo acaba gerando muito escoamento superficial em solos rasos.

O modelo calcula a evaporação de solos e plantas separadamente. A evaporação potencial da água do solo e a transpiração das plantas são funções da evapotranspiração potencial e do índice de área foliar. O modelo oferece três métodos para o cálculo da evapotranspiração potencial. Foi adotado o método de Penman-Monteith (MONTEITH, 1965). Na determinação da evapotranspiração real, inicialmente é removida toda a água que está armazenada no dossel. A partir daí, a demanda evaporativa remanescente é dividida entre a vegetação e o solo.

Com relação à infiltração, utilizando-se o método CN, o modelo admite que a quantidade de água que infiltra é a diferença entre a precipitação e o escoamento superficial. Do total da água que infiltra, parte evapora ou é destinada ao metabolismo das plantas, enquanto outra porção escoa lateralmente até alcançar o curso de água. A água pode ainda percolar até uma camada profunda e recarregar os aquíferos.

O modelo SWAT considera dois sistemas de águas subterrâneas, denominados aquífero raso e aquífero profundo. O aquífero raso contribui com escoamento para o canal. A água que escoa ao aquífero profundo é eliminada do sistema. A água que alcança o aquífero raso pode ainda retornar à zona não saturada por capilaridade ou através de plantas com raízes profundas.

Para simular o crescimento vegetal de todos os tipos de plantas, o modelo SWAT utiliza uma versão simplificada do modelo EPIC (Environmental Policy Integrated Climate Model), desenvolvido por Williams (1995). A biomassa potencial é calculada pelo método desenvolvido por Monteith, como função do índice de área foliar (LAI). Para a determinação dos valores de LAI, foram utilizados os resultados dos estudos de Xavier e Vettorazzi (2003), mesmo sabendo-se que este índice pode ser subestimado em áreas de florestas. Para os valores requeridos de peso seco de biomassa, os valores foram ajustados.

A produção de sedimentos gerados pelo escoamento superficial é estimada para cada HRU através da Equação Universal de Perda de Solo Modificada – MUSLE (Williams, 1975). O SWAT também quantifica os sedimentos gerados através do fluxo lateral subsuperficial e do escoamento de base. A carga é calculada para cada HRU, em função da concentração de sedimentos nos escoamentos lateral e de base.

O modelo SWAT simula os processos onde estão envolvidos o movimento e as transformações de dois importantes nutrientes: nitrogênio e fósforo. As quantidades de nitrogênio e fósforo são calculadas para cada HRU. A demanda de N e P pelas plantas é considerada como sendo a diferença entre a concentração atual do nutriente na planta e a concentração ótima. O nitrogênio ainda pode ser removido do solo por lixiviação, volatilização, desnitrificação e erosão. O fósforo, além da demanda das plantas, pode ser removido apenas por erosão. O aporte de nitrogênio ao solo pode ocorrer pela chuva, fixação por bactérias ou fertilização, e a adição de fósforo, apenas por fertilização.

As práticas de manejo previstas no modelo são aplicadas a cada HRU. Algumas operações relacionadas ao manejo que podem ser modeladas pelo SWAT são: cultivo, plantio, pastoreio, aplicação de fertilizantes e pesticidas, irrigação e épocas de colheita.

A simulação hidrológica na fase canal abrange os fenômenos envolvidos na propagação do escoamento e comportamento dos sedimentos e nutrientes recebidos da fase terrestre, ao longo do curso de água até a seção fluviométrica de controle. As perdas de água ao longo do canal podem ocorrer por evaporação, transmissão através do leito, ou pela remoção de água para uso humano ou agrícola. As entradas no sistema ocorrem devido à precipitação direta sobre o curso d'água e por lançamentos pontuais. Para a bacia do ribeirão Concórdia, foram consideradas desprezíveis as contribuições por lançamentos pontuais e a remoção para qualquer uso. Quanto aos sedimentos, dois processos são simulados: deposição e remoção. A máxima quantidade de sedimentos que pode ser transportada varia em função da velocidade de pico do canal e dos fatores de erodibilidade e de cobertura vegetal do leito. Quando a concentração de sedimentos no canal, no início do passo de tempo, é maior que a quantidade máxima de sedimentos calculada, ocorre deposição. Em relação aos nutrientes, estes podem ser encontrados na forma dissolvida, sendo transportados ao longo do curso d'água, ou adsorvidos ao sedimento,

Tabela 1 - Produção de nitrogênio e fósforo proveniente de dejetos humanos e animais na bacia do ribeirão Concórdia.

| TIPO | QTDADE ⁽¹⁾ | DEJETOS (kg dia ⁻¹) | | N | P | | |
|--------------|-----------------------|---------------------------------|---------|------|------------------|----------------------|----------------------|
| | | unit. ⁽²⁾ | total | | % ⁽²⁾ | Kg dia ⁻¹ | Kg dia ⁻¹ |
| HUMANOS | 600 | | | | | 4,80 ⁽³⁾ | 1,50 ⁽³⁾ |
| AVES | 31.350 | 0,15 | 4.702 | 2,40 | | 112,86 | 1,70 |
| SUÍNOS | 2.520 | 2,35 | 5.922 | 0,60 | | 35,53 | 0,25 |
| BOVINOS | 9.000 | 12,00 | 108.000 | 0,60 | | 648,00 | 0,15 |
| EQUINOS | 700 | 10,00 | 7.000 | 0,70 | | 49,00 | 0,25 |
| OVINOS | 220 | 0,70 | 154 | 0,96 | | 1,48 | 0,35 |
| TOTAL | | | | | | 851,67 | 276,28 |

(1) Conforme EPAGRI (2005); (2) Conforme Oliveira (1993); (3) 8 g hab⁻¹ d⁻¹ de nitrogênio e 2,5 g hab⁻¹ d⁻¹ de fósforo, segundo Sperling (2005).

podendo ser depositados no leito do canal. As transformações dos nutrientes são regidas por uma cinética adaptada do modelo QUAL2E (Brown e Barnwell, 1987).

Devido à indisponibilidade de medições diárias de concentrações, não foi possível fazer uma avaliação completa da eficiência do modelo na simulação do aporte de nutrientes aos cursos de água. Apesar desta limitação, procurou-se aplicar a mesma metodologia usada na avaliação de escoamento e sedimentos, comparando-se as concentrações pontuais medidas com as concentrações médias diárias simuladas.

Foi necessário incluir nas operações de manejo as fontes de nitrogênio e fósforo não caracterizadas inicialmente. Em relação à fertilização, segundo as orientações técnicas empregadas na região, para as culturas de milho e fumo, foram adicionadas duas aplicações anuais de nitrogênio mineral com uma carga de 40 kg ha⁻¹, e uma aplicação de fósforo mineral com uma carga de 20 kg ha⁻¹. Para as áreas identificadas como agricultura geral, foram atribuídas a frequência e as cargas de aplicação comumente utilizadas em plantações de hortaliças, que recebem bimestralmente aproximadamente 18,5 kg ha⁻¹ de nitrogênio mineral e 65 kg ha⁻¹ de fósforo mineral.

A aplicação de fertilizantes orgânicos sobre as culturas de milho, fumo e agricultura geral, embora existente, não foi informada por falta de dados. A quantidade de nitrogênio e fósforo proveniente de dejetos humanos e animais para a bacia do ribeirão Concórdia é indicada na Tabela 1.

Como o despejo dos dejetos provenientes de atividades domésticas, de aves e de suínos é distribuído por diversas propriedades ao longo da bacia e

sua precisa localização e quantificação é, por demais, trabalhosa, o aporte de nitrogênio e fósforo proveniente destas fontes não foi considerado. Os dejetos de bovinos foram incluídos nas operações de manejo como sendo fertilização contínua sobre as áreas de pastagem. As parcelas referentes aos rebanhos de equinos e ovinos foram desprezadas.

Sensibilidade dos Parâmetros

O modelo SWAT apresenta uma ferramenta de análise automática de sensibilidade dos parâmetros. A análise é feita combinando-se os métodos *One-factor-At-a-Time* – OAT e *Latin Hypercube* – LH (van GRIENSVEN, 2007). A análise automática tem como vantagens a agilidade e a necessidade de um conhecimento básico dos parâmetros, mas o operador inexperiente pode acabar deixando de observar algumas peculiaridades.

Neste trabalho, optou-se por se fazer, prioritariamente, uma análise de sensibilidade manual. A análise automática foi feita no final do processo para comparação dos resultados. Foram executadas as seguintes etapas para a análise da sensibilidade dos parâmetros: a) identificação dos parâmetros mais sensíveis através de pesquisa bibliográfica e do próprio manuseio do modelo; b) simulação inicial, alterando-se apenas parâmetros ajustados para a realidade específica da bacia do ribeirão Concórdia; c) comparação dos hidrogramas medidos e simulados, mensais e diários; d) verificação da eficiência do modelo com as modificações efetuadas; e) identificação dos parâmetros que melhor se enquadrariam aos ajustes necessários; f) teste dos parâmetros, utilizando-se 3 novos valores, determinados de acordo com a sensibilidade do operador e no sentido de

corrigir as respostas; e, g) utilização da ferramenta de análise automática de sensibilidade dos parâmetros, para comparação dos resultados.

Calibração

Na modelagem de processos hidrológicos quali-quantitativos, Tucci (1998) recomenda que se faça a calibração dos parâmetros com uma série de dados e que se utilize outra série para a validação. No entanto, devido a limitações na obtenção de séries longas de precipitação e vazão para a bacia do ribeirão Concórdia, optou-se por não executar a etapa de validação.

A calibração foi feita comparando-se os valores de escoamento simulados com dois períodos de seis meses de dados observados, de 01/04/2006 a 30/09/2006 e de 16/11/2008 a 15/05/2009. Para sedimentos, a calibração foi feita utilizando-se dois períodos de dois meses, de 16/11/2008 a 15/01/2009 e de 22/03/2009 a 21/05/2009. No caso dos nutrientes, foram utilizados dados de concentração obtidos a partir de coletas mensais feitas ao longo de três anos, admitindo os valores encontrados como sendo iguais à concentração média do dia em que foi feita a coleta.

Para verificação dos ajustes entre os valores medidos e simulados são recomendados vários métodos, como variação entre os volumes medidos e simulados, erro padrão, coeficiente de Nash-Sutcliffe e erro padrão do inverso da vazão (COLLISCHONN e TUCCI, 2003). Neste trabalho foram utilizados quatro métodos estatísticos: o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (COE), o desvio padrão (Dv), erro médio (EM) e o coeficiente de massa residual (CMR). O COE é o método mais utilizado para avaliação da eficiência de modelos hidrológicos, e é dado pela seguinte expressão:

$$COE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^n (E_{ob} - E_{cal})^2}{\sum_t^n (E_{ob} - E_m)^2} \quad (1)$$

onde E_{ob} é o evento observado, E_{cal} é o evento calculado, e E_m é a média do evento observado no período. O COE pode variar até o valor máximo de 1, que representa a eficiência máxima. Segundo Santhi *et al.* (2001), valores menores que ou muito próximos a zero indicam uma previsão “pobre ou inaceitável”, embora não existam padrões específicos para avaliar o modelo usando este índice.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Produção de Escoamento

A simulação inicial dos escoamentos diários resultou em um coeficiente de eficiência (COE) de -1,34, e Dv entre -6.194,12 e 100%. Os valores simulados ficaram 1,66 vezes superiores aos medidos (CMR igual a -0,66), e o erro médio (EM) foi de 0,189 m³/s, que corresponde a 39,5% da vazão média do período (0,478 m³/s). Na comparação das vazões médias mensais, COE ficou em 0,50, Dv entre -282,17 e 4,28%, CMR de -0,55 e EM de 0,178 m³/s.

O fato de o escoamento simulado ter ficado bem acima do observado pode indicar que a evapotranspiração foi subestimada, que o armazenamento de água no solo é na realidade maior, ou que o modelo não simulou possíveis perdas para o aquífero profundo. Na análise dos dados de saída do modelo para o período de 01/2006 a 05/2009, observou-se que a evapotranspiração correspondeu a 62,2% (3085 mm) do total precipitado (4959 mm). O escoamento superficial gerado foi de 6,1% (303 mm), e a quantidade que percolou (1,5% - 72 mm) foi praticamente idêntica ao fluxo de retorno (1,4% - 68 mm).

Uma melhor resposta do modelo poderia ser alcançada, então, com a redução do volume de escoamento total, o aumento do escoamento de base e recessão da curva e o retardamento do escoamento. A partir desta constatação, foram identificados os parâmetros que mais contribuem para os ajustes necessários. Na Tabela 2 são apresentados os efeitos positivos e negativos de cada parâmetro considerado na geração do escoamento fluvial.

Uma análise manual da sensibilidade do modelo aos parâmetros foi, então, conduzida, fazendo-se variar seu valor individualmente em três simulações para cada um. Foi constatado que o modelo SWAT é sensível aos parâmetros que alteram a evapotranspiração *CANMX*, *SLOPE* e *SOL_K*; a percolação de água no solo *SOL_K*, *SLOPE* e *SLSUBBSN*; o escoamento superficial: *CN2*, *SOL_AWC* e *ESCO*; o escoamento de base: *SLOPE*, *SOL_K* e *SLSUBBSN*; e o escoamento no canal: *CAN_MX*, *SOL_K* e *SLOPE*.

A calibração manual foi feita após a escolha dos quatro parâmetros que se mostraram mais sensíveis na análise prévia (*CANMX*, *SOL_K*, *CN2* e *SLOPE*). Após o melhor ajuste ter sido encontrado, testou-se a evolução das respostas alterando-se os parâmetros *ALPHA_BF*, *SURLAG* e *ICN*, o que trouxe uma pequena melhora aos resultados. A evolução dos resultados obtidos para as simulações de esco-

mento é detalhada na tabela 3. A comparação entre vazões medidas e simuladas é apresentada nas Figuras 2 e 3.

Tabela 2 - Efeito de alguns parâmetros sobre (1) redução do volume de escoamento total, (2) aumento do escoamento de base e recessão do hidrograma, e (3) retardo do escoamento

| Parâmetro | Significado | Efeito | | |
|-----------------|---|--------|---|---|
| | | 1 | 2 | 3 |
| ALPHA_BF | Constante de recessão do fluxo de retorno | | + | |
| CANMX | Armazenamento máximo no dossel | + | | |
| CN2 | Curva número inicial para a condição II da umidade do solo | - | - | |
| ESCO | Fator de compensação de evaporação do solo | - | | |
| GWQMN | Profundidade limite de água no aquífero raso requerida para o escoamento de retorno ocorrer | | - | |
| GW_REVAP | Coeficiente que controla a taxa de transferência de água do aquífero raso para a zona de raízes | | - | |
| LAT_TTIME | Tempo do escoamento lateral | | | + |
| RCHRG_DP | Fração de percolação da zona de raízes que recarrega o aquífero profundo | + | - | |
| REVAPMN | Profundidade limite de água no aquífero raso para ocorrer revap | | + | |
| SLOPE (HRU_SLP) | Rampa média adotada para todas as HRU's em uma sub-bacia | - | - | |
| SLSUBBASIN | Comprimento de rampa médio para a sub-bacia, adotado como sendo o mesmo valor utilizado para o comprimento de rampa do escoamento lateral | + | + | |
| SOL_AWC | Capacidade de água disponível na camada de solo | + | | |
| SOL_K | Condutividade hidráulica saturada | - | - | |
| SURLAG | Coeficiente de atraso do escoamento superficial | | | - |

Tabela 3 - Valores dos parâmetros após a calibração manual, respostas hídricas do modelo para o período de 2001 a 2008 e avaliação da comparação entre os dados medidos e simulados de vazão.

| PARÂMETROS AJUSTADOS | Parâmetro | Valores ⁽¹⁾ |
|----------------------|------------------------------|-----------------------------|
| | CAN_MX (mm) | 0,0 a 9,6 (1,93Si) |
| RESPOSTAS HÍDRICAS | SOL_K (mm/h) | 45,8 a 121,6 (0,3Si) |
| | CN2 | 53,3 a 79,1 (0,86Si) |
| | SLOPE (m/m) | Variável (0,3Si) |
| | ALPHA_BF | 0,20 (4,17Si) |
| | SURLAG | 1 (0,25Si) |
| | ICN | 1 (Si=0) |
| | ET (%) | 74,2 |
| | SW (mm) | 1778 |
| | PERC (%) | 10,7 |
| | SURQ (%) | 3,3 |
| AVALIAÇÃO | GW_Q (%) | 9,8 |
| | WYLD (%) | 25,7 |
| | FLOW_OUT (m ³ /s) | 0,099 |
| | COE | 0,88 |
| | MÊS | Dv (%) -101,17 a 47,37 |
| | | CMR -0,01 |
| | | EM (m ³ /s) 0,00 |
| | DIA | COE 0,32 |
| | | Dv (%) -1449,69 a 100 |
| | | CMR -0,06 |
| | | EM (m ³ /s) 0,02 |

(1) Si = Simulação inicial

Os dois períodos escolhidos para a calibração do modelo apresentam distribuição pluviométrica bem distinta. O primeiro período (01/04/06 a 30/09/06) apresenta precipitação total de 350 mm, bem abaixo da média histórica do mesmo período, 666 mm (calculada com dados de 2001 a 2008). No segundo período (16/11/08 a 15/05/2009), o total precipitado foi de 888 mm, 33% acima da média. O SWAT respondeu de maneira diferenciada a cada um. No período seco, o escoamento de base ficou abaixo do observado e o escoamento total também foi subestimado. A vazão média diária simulada foi de 0,054 m³/s, apenas 68% da vazão média medida, que é igual a 0,079 m³/s. Apesar disso, os picos de vazão foram simulados de maneira bem satisfatória. No período mais chuvoso, o modelo superestimou tanto o escoamento de base quanto o total. A simulação gerou uma vazão média diária de 0,560 m³/s, contra os 0,501 m³/s observados. As maiores vazões de pico medidas não foram reproduzidas pelo modelo, enquanto que as de menor grandeza foram, em sua maioria, superadas.

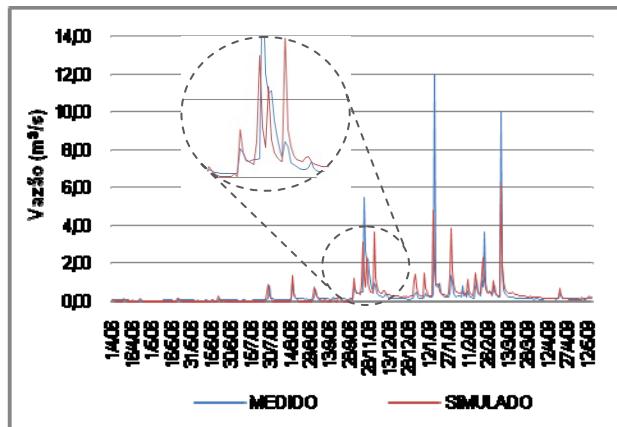


Figura 2 - Comparação entre as vazões médias diárias medidas e simuladas.

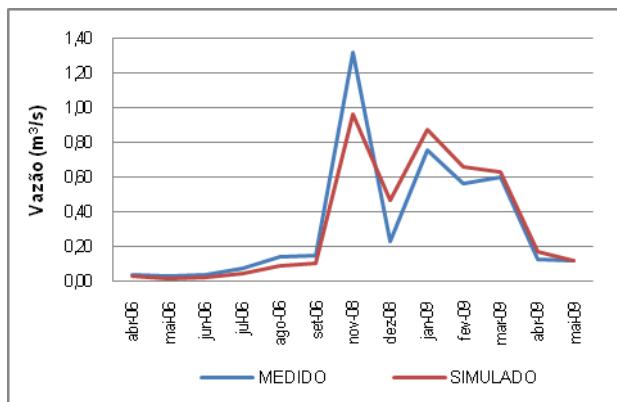


Figura 3 - Comparação entre as vazões médias mensais medidas e simuladas.

Pode-se notar também que, mesmo com os ajustes feitos na calibração, o modelo ainda adiantou as respostas em alguns registros, o que foi fundamental para a limitação da eficiência da simulação de vazões diárias.

Outro fator que pode ter prejudicado as respostas foi o uso de apenas um arquivo de entrada de precipitação, com dados de duas estações pluviométricas, sendo que a estação que forneceu a maior quantidade de dados está localizada próxima ao exutório da bacia. De fato, ao se comparar os registros de precipitação e vazão observados, é possível encontrar alguns pontos onde a relação chuva versus vazão apresenta certa discrepância. Tanto a variabilidade espacial quanto os volumes totais de precipitação foram comprometidos com a limitação de dados disponíveis. Uma boa distribuição espacial das estações pluviométricas na bacia poderia ter contribuído na melhoria da performance do modelo.

Neste estudo, a falta de medições pluviométricas próximas às nascentes dos principais cursos de águas da bacia afetaram sensivelmente a qualidade dos resultados obtidos.

Quanto à parametrização, é possível afirmar que o modelo apresentou-se sensível a um grupo significativo de parâmetros (Tabelas 2 e 3). Este fato, aliado a uma técnica de calibração apropriada, possibilitou a obtenção de bons resultados, principalmente em passo de tempo mais longo. Entretanto, a necessidade de se alterarem parâmetros, calculados e medidos através de observações, em uma faixa de variação muito grande, pode acabar descharacterizando a base física do modelo. Um exemplo desta situação ocorreu com os valores de condutividade hidráulica saturada, que tiveram de ser ajustados a 30% daqueles obtidos através de ensaios de caracterização do solo.

Sedimentos

A simulação inicial (calibração final da produção de escoamento) mostrou que o modelo não apresentou uma boa resposta, gerando uma quantidade muito inferior de sedimentos em relação ao medido em campo (CMR igual a 0,93). Na comparação dos dados de carga diária de sedimentos, obteve-se um coeficiente de eficiência de -0,03. Para os valores mensais, o COE resultante foi de -0,49. A pequena quantidade simulada de sedimentos no exutório da bacia pode ser consequência de uma baixa produção na fase terrestre, que é determinada pela aplicação da MUSLE, ou de um desequilíbrio nos processos de transporte e deposição ao longo dos cursos de água. Então, três caminhos podem ser tomados para um melhor ajuste: aumento da produção de sedimentos na fase terrestre; aumento da degradação ao longo dos canais ou diminuição da deposição. Na Tabela 4 são apresentados os efeitos positivos e negativos de cada parâmetro considerado na produção de sedimentos.

A análise de sensibilidade do modelo mostrou que os parâmetros *ADJ_PKR*, *USLE_C*, *CH_EROD* e *CH_COV*, quando modificados até seus limites máximos, apresentam pouca ou nenhuma influência. O modelo respondeu de forma contrária ao esperado em relação ao parâmetro *SPEXP*. Assim como *SPCON*, ele é um parâmetro proporcional à concentração máxima de sedimentos que pode ser transportada pela água e, consequentemente, um incremento no seu valor deveria causar diminuição do material depositado e um maior volume de sólidos em suspensão.

Tabela 4 - Efeito dos parâmetros sobre (1) aumento da produção de sedimentos na fase terrestre, (2) aumento do transporte ao longo dos canais e (3) diminuição da deposição

| Parâmetro | Significado | Efeito | | |
|-----------|--|--------|---|---|
| | | 1 | 2 | 3 |
| ADJ_PKR | Fator de ajuste da taxa de pico para o aporte de sedimentos na sub-bacia | + | | |
| LAT_SED | Concentração de sedimentos no escoamento lateral e subterrâneo | + | | |
| FILTERW | Largura da faixa de retenção na borda do campo agrícola | - | | |
| USLE_K | Fator K de erodibilidade do solo da USLE | + | | |
| USLE_P | Fator P de práticas de suporte da USLE | + | | |
| USLE_C | Valor mínimo do fator C de cobertura vegetal da USLE | + | | |
| SPCON | Parâmetro linear para o cálculo da quantidade máxima de sedimentos que pode estar reentrando durante o transporte de sedimentos nos canais | | + | + |
| SPEXP | Parâmetro exponencial para o cálculo da reentrada de sedimentos no aporte ao canal | | + | + |
| PRF | Fator de ajuste da taxa de pico para o aporte de sedimentos no canal principal | | + | + |
| CH_EROD | Fator de erodibilidade do canal | | + | |
| CH_COV | Fator de cobertura vegetal do canal | | + | |

A maior sensibilidade do modelo foi encontrada ao alterar-se o parâmetro *SPCON*. O modelo apresentou alguma sensibilidade ainda com a variação dos valores de *PRF* e *LAT_SED*. Isto indica que os esforços para a calibração devem se concentrar no controle dos processos de degradação e deposição, e que possíveis falhas na simulação da produção de sedimentos provenientes do escoamento de base podem ser corrigidas.

Na calibração dos dados mensais, foi possível obter um COE igual a 0,90, mas houve piora na comparação dos dados diários. O melhor ajuste foi obtido quando o COE para a calibração mensal

(Figura 4) alcançou o valor de 0,84 e o COE da calibração de dados diários (Figura 5) permaneceu próximo ao valor da simulação inicial, em -0,01. O coeficiente de massa residual resultante foi de 0,05. Na Tabela 5 estão indicados os resultados finais da calibração para a produção de sedimentos.

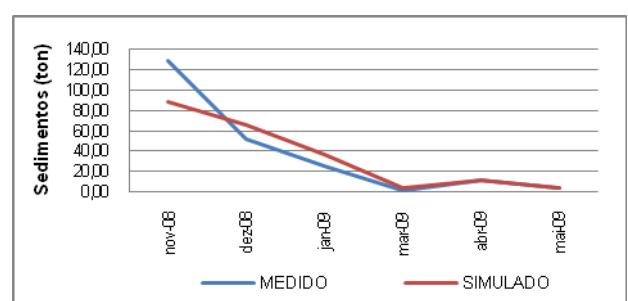


Figura 4 - Comparação entre a produção mensal de sedimentos medida e simulada.

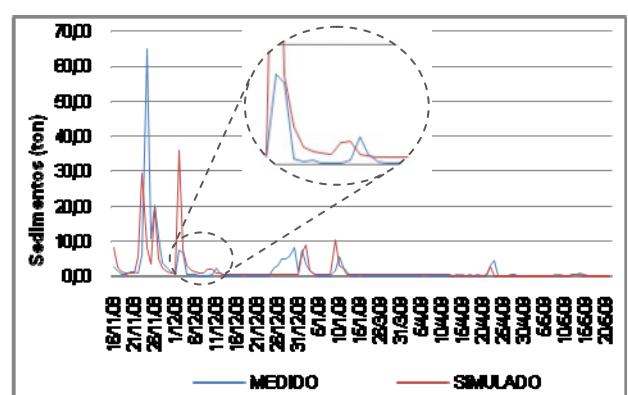


Figura 5 - Comparação entre a produção diária de sedimentos medida e simulada.

O curto período disponível para calibração e comparação dos dados foi o grande limitador dessa análise. O resultado do coeficiente de eficiência para a análise de dados mensais indica que o modelo apresentou um bom ajuste, mas é necessário lembrar que foram utilizados apenas dados representando seis meses ao longo de 2008 e 2009. O desvio padrão apresentou uma variação bem significativa, entre -290,55 e 31,13%, mas sem comprometer a eficiência total, já que o mês com maior desvio (março de 2009) é pouco representativo em relação aos valores totais.

Tabela 5 - Valores dos parâmetros, carga de sedimentos resultante e avaliação da comparação entre os dados medidos e simulados de sedimentos.

| Parâmetros | | Valores⁽¹⁾ |
|--|----------------|---|
| PARÂMETROS AJUSTADOS | SPCON | 0,0009 (9,0Si) |
| | PRF | 1,5 (1,5Si) |
| | LAT_SED (mg/L) | 25 (Si=0) |
| Carga total de sedimentos no canal (ton) | | 211,18 (14,1Si) |
| AVALIAÇÃO | MÊS | COE 0,84 Dv -290,55 a 31,13 CMR 0,05 EM -1,87 |
| | DIA | COE -0,01 Dv -993,11 a 94,66 CMR 0,05 EM -0,09 |

(1) Si = Simulação inicial

Na comparação dos valores diários, observa-se que foi possível quantificar com precisão razoável a quantidade de sedimentos transportados até o exutório da bacia em períodos onde predominou o escoamento de base. Para os dias com precipitação, o modelo apresentou respostas irregulares. Por vezes houve aderência na estimativa e em outras, os valores foram sub ou superestimados. Pode-se observar, também, um adiantamento nas respostas do modelo, que é reflexo do mesmo problema ocorrido na simulação de vazões.

Destaca-se ainda, na análise dos dados diários, a verificação da ocorrência de altas concentrações de sedimentos medidas entre os dias 25 e 31 de dezembro de 2008, que foi um período com baixa pluviosidade medida nos pluviógrafos. Três aspectos podem ser considerados, como a ocorrência de um processo de geração de sedimentos independente (uma limpeza de lagoa, por exemplo), falha ou ausência de medição da pluviometria, ou erro na medição das concentrações de sedimentos em suspensão, feita pelo turbidímetro.

Quanto à parametrização, é importante ressaltar que foi possível aproximar os dados simulados aos dados medidos somente com a alteração dos parâmetros relacionados aos processos de degradação e deposição que ocorrem ao longo do canal, além do ajuste feito para promover o aporte de sedimentos proveniente do escoamento de base.

Nenhum parâmetro relativo aos processos erosivos na fase terrestre, regidos pela MUSLE, foi alterado, o que pode gerar incertezas.

Nutrientes

Nas simulações iniciais, as concentrações de nitrito ficaram, em média, bem acima das medidas (CMR igual a -1,02). Para o nitrato, ficaram bem abaixo (CMR igual a 0,48). As simulações demonstraram que, em períodos de estiagem, os pontos de descarga são a principal fonte de nitrogênio e fósforo aos cursos de água. Apesar de serem pontuais, elas ocorrem ao longo de toda a bacia, com pequenos lançamentos. No caso das atividades domésticas, as águas residuárias são tratadas em sistemas individuais simplificados, antes do seu lançamento aos cursos de água. Como são utilizados sistemas de tratamentos anaeróbios, estes despejos são ricos em nutrientes (CHERNICHARO, 1997).

Em períodos chuvosos, os comportamentos são distintos. A elevação nas concentrações do nitrito é dependente dos volumes diários de precipitação. Para o nitrato, em dias com precipitação muito elevada, o modelo responde com uma concentração muito baixa, que aumenta rapidamente, atingindo o pico no próximo dia ou nos seguintes, diminuindo lentamente em seguida, caso não ocorra nova chuva. Do contrário, as medições parecem revelar que, nos dias chuvosos, as concentrações aumentam e, nos dias subsequentes, sem precipitação, as concentrações retornam aos níveis encontrados em períodos secos. Este comportamento indica que a quantidade de nitrato que alcança os cursos de água pelo escoamento de superficial é muito elevada, e que a parcela proveniente do escoamento de base é muito baixa.

Assim, para melhorar as respostas, alguns caminhos podem ser buscados: diminuição da percolação e redução dos valores de concentração do nitrato nos aquíferos para redução das concentrações no escoamento de base; aumento da parcela de nitrato associada ao escoamento superficial; aumento das concentrações finais de nitrato no canal ou redução das concentrações finais de nitrito no canal. Na Tabela 6 são apresentados os efeitos positivos e negativos de cada parâmetro considerado na simulação dos compostos de nitrogênio.

Os parâmetros para os quais o modelo se mostrou ser mais sensíveis, tanto para o nitrato quanto para o nitrito foram *SOL_NO3*, *BC2*, *BC3* e *NPERCO*. É interessante notar que, para os dois compostos, *BC2* foi o parâmetro que influenciou a eficiência do modelo mais positivamente, enquanto que o aumento de *SOL_NO3* possibilitou uma melhoria considerável no coeficiente de massa residual de ambos, mas com piora significativa no coeficiente de eficiência do nitrato.

Tabela 6 - Efeito dos parâmetros sobre (1) diminuição da percolação e redução da concentração do nitrato nos aquíferos, (2) aumento da parcela de nitrato associada ao escoamento superficial, (3) aumento das concentrações finais de nitrato no canal e (4) redução das concentrações finais de nitrito no canal.

| Parâmetro | Significado | Efeito | | | |
|-------------|--|--------|---|---|---|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 |
| NPERCO | Coeficiente de percolação do nitrato | - | | | |
| SHALLST_N | Concentração inicial do nitrato no aquífero raso | - | | | |
| FRT_SURFACE | Fração de fertilizante aplicado aos primeiros 10 mm do solo | | + | | |
| BC1 | Taxa da oxidação biológica de amônia para nitrito no canal a 20°C | | | + | - |
| BC2 | Taxa da oxidação biológica de nitrito para nitrato no canal a 20°C | | | + | + |
| BC3 | Taxa da hidrólise de N orgânico para amônia no canal a 20°C | | | + | - |
| AI1 | Fração de biomassa algal que é nitrogênio | | | + | - |
| SOL_NO3 | Concentração inicial de NO ₃ na camada de solo | | | + | |

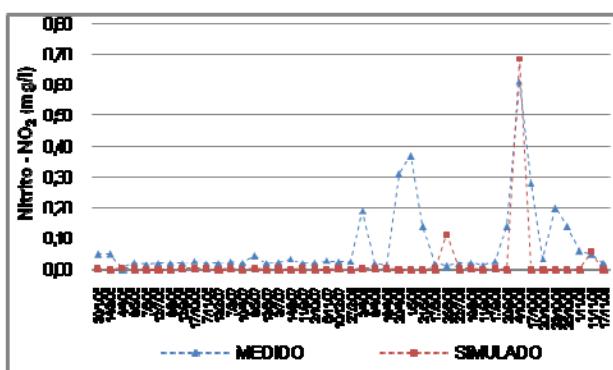


Figura 6 - Comparação entre as concentrações instantâneas medidas de NO₂ e as médias diárias simuladas.

A calibração foi feita em duas etapas, a primeira combinando-se valores arbitrados de NPERCO, FRT_SURFACE e SOL_NO3 na pretensão de melhorar a modelagem na fase terrestre da bacia, e a segunda combinando os parâmetros BC1, BC2 e BC3, que regulam o comportamento do nitrogênio

na fase canal. Os resultados são apresentados na Tabela 7, e a visualização gráfica da calibração nas Figuras 6 e 7.

Os valores de COE (0,20 para nitrito e -0,35 para nitrato) revelam um ajuste insatisfatório entre dados medidos e simulados. Os valores de desvio padrão ficaram muito altos, entre -1.018,39 e 100% no caso do nitrito e -620,28 a 100% para o nitrato. Entre as limitações envolvidas, além da não simulação das descargas pontuais de dejetos, pode-se destacar que os dados medidos são provenientes de coletas instantâneas, enquanto que as concentrações simuladas são médias diárias.

Tabela 7 - Valores dos parâmetros e avaliação da comparação entre os dados medidos e simulados de NO₂ e NO₃.

| | Parâmetros | Valores |
|----------------------|--------------------------|----------------|
| PARÂMETROS AJUSTADOS | NPERCO | 0,23 |
| | FRT_SURFACE | 0,40 |
| | SOL_NO3 (ppm) | Var. |
| | BC1 (dia ⁻¹) | 0,80 |
| | BC2 (dia ⁻¹) | 2,00 |
| | BC3 (dia ⁻¹) | 0,20 |
| AVALIAÇÃO | COE | 0,20 |
| | NO ₂ Dv | -1018,39 a 100 |
| | CMR | 0,73 |
| | EM | -0,019 |
| | COE | -0,35 |
| | NO ₃ Dv | -620,28 a 100 |
| | CMR | 0,40 |
| | EM | -0,095 |

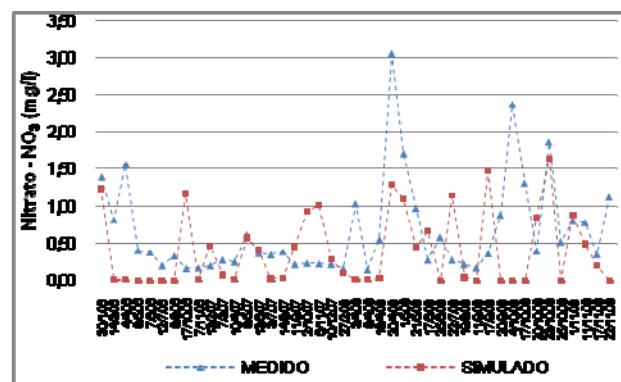


Figura 7 - Comparação entre as concentrações instantâneas medidas de NO₃ e as médias diárias simuladas.

Os valores simulados de fósforo total e ortofosfato ficaram muito aquém dos medidos nos dois casos. Uma análise mais detalhada do comporta-

mento da simulação revela que, em períodos sem precipitação, há uma produção muito baixa de fósforo orgânico e as parcelas de fósforo total e ortofosfato (fósforo mineral) praticamente se equivalem. O mesmo não ficou evidenciado nas medições de campo onde, na maioria dos registros em dias sem precipitação, as concentrações de ortofosfato variaram entre 55 e 60% das observadas para o fósforo total. Estas diferenças podem ser provenientes da não simulação de aportes pontuais de fósforo.

Em dias com precipitação elevada, a simulação gera concentrações consideravelmente altas de fósforo orgânico, sendo que as de ortofosfato tendem a zero, mas com valores elevados no primeiro dia seco posterior à chuva. Do contrário, as concentrações de ortofosfato medidas ao longo de eventos críticos são maiores que as medidas em dias sem precipitação. Os valores altos de fósforo orgânico não tiveram influência sobre os resultados da simulação do fósforo total pelo fato de não haver disponibilidade de dados medidos deste constituinte em dias chuvosos.

Tabela 8 - Efeito dos parâmetros na (1) aumento (ou redução) da concentração de P em dias chuvosos, e (2) aumento das cargas de P mineral e orgânico

| Parâmetro | Significado | Efeito | |
|-----------|---|---------|---|
| | | 1 | 2 |
| PHOSKD | Coeficiente de particionamento do fósforo no solo | +/ - | |
| PPERCO | Coeficiente de percolação do fósforo | + | |
| SOL_LABP | Concentração inicial de fósforo solúvel na camada superficial do solo | | + |
| SOL_ORGP | Concentração inicial de fósforo orgânico na camada de solo | | + |
| AI2 | Fração de biomassa algal que é fósforo | | + |
| ERORGP | Taxa de enriquecimento de P no sedimento | +/ - | |
| P_UPDIS | Parâmetro para a distribuição, no perfil do solo, da absorção de P pelas plantas. | +/ - | |
| GWSOLP | Concentração de P solúvel na água subterrânea | | + |

A mesma constatação feita para nitrito e nitrato pode ser repetida aqui: as pequenas concentrações resultantes em períodos com baixa pluviosi-

dade podem ser decorrentes da não modelagem das descargas de dejetos humanos e de aves e suínos. Por outro lado, um melhor ajuste pode ser conseguido procurando-se alterar o comportamento dos resultados da simulação em dias chuvosos e aumentando as cargas de P mineral e orgânico.

Na Tabela 8 são apresentados os efeitos positivos e negativos de cada parâmetro considerado sobre a simulação do fósforo. Os resultados demonstraram pouca ou nenhuma sensibilidade em relação à alteração do comportamento da simulação em dias com precipitação elevada, e o único parâmetro que proporcionou um aumento significativo das concentrações de fósforo foi GWSOLP, que permite que se determine uma concentração constante de fósforo solúvel alcançando o canal através do escoamento de base. A calibração foi feita, inicialmente, alterando-se apenas este parâmetro.

Como resultado, o COE do fósforo total foi de -5,88 e o do ortofosfato foi de -0,15, indicando um péssimo ajuste entre valores observados e simulados. Os resultados foram piores para o fósforo total devido às limitações na simulação de P orgânico e pelo fato de as concentrações medidas possuírem um desvio padrão muito pequeno.

Na tentativa de incrementar os valores de P orgânico e melhorar o ajuste de P total, foram incluídos na modelagem dois pontos de descarga (*point source*) em locais centrais da bacia, simulando lançamentos diários de uma carga constante. Fez-se variar os valores destas cargas e do parâmetro GW-SOLP até que a soma das concentrações simuladas de P orgânico e P mineral se aproximasse das observadas. A correta proporção entre P orgânico e P mineral foi alcançada ajustando-se o parâmetro BC4, que controla a taxa de mineralização de P orgânico para P dissolvido.

Convém ressaltar que a carga diária de lançamento de P orgânico necessária para se alcançar concentrações próximas à diferença entre P total e ortofosfato medidos foi de apenas 1 kg dia⁻¹, que corresponde apenas a aproximadamente 1% da carga total atribuída a dejetos de aves e suínos na bacia (94,74 kg dia⁻¹).

Mesmo com este esforço, não houve melhoria substancial nos resultados de eficiência da modelagem de fósforo total. Isto se explica, em parte, pela incapacidade de se representar fidedignamente os lançamentos de cargas orgânicas, pois sua real distribuição ao longo da bacia não é conhecida e as descargas são variáveis ao longo do tempo. Os resultados das duas simulações são apresentados nas Figuras 8 e 9.

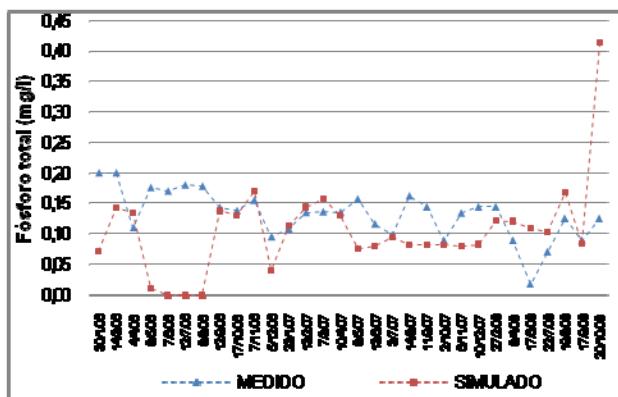


Figura 8 - Comparação entre as concentrações instantâneas de fósforo total medidas e as médias diárias simuladas.

Apesar do péssimo ajuste alcançado, os valores simulados ficaram dentro da faixa de abrangência dos valores medidos. Isto é mais nítido na modelagem do fósforo total, onde não foram utilizados registros em eventos de cheia. No caso do ortofosfato, duas medições feitas em eventos de cheia resultaram em concentrações muito elevadas ($1,54$ e $3,85$ mg L $^{-1}$) se comparadas com os valores médios medidos ao longo de todo o período de dados ($0,23$ mg L $^{-1}$), e o modelo não foi capaz de reproduzir estes picos. É interessante notar que, caso tenha havido algum erro nestas medições e estes registros fossem descartados, o valor de COE para o ortofosfato chegaria a $0,55$.

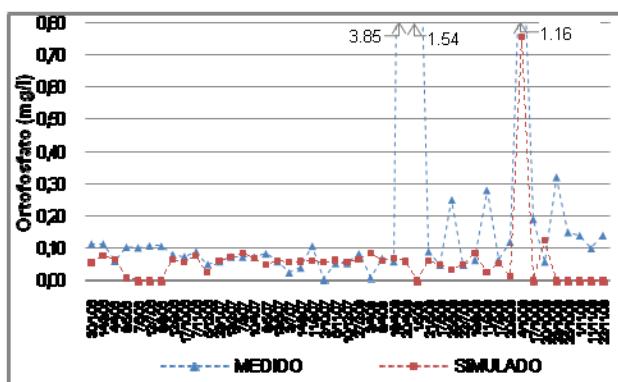


Figura 9 - Comparação entre as concentrações instantâneas de ortofosfato medidas e as médias diárias simuladas.

CONCLUSÕES

O modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assessment Tool), amplamente utilizado em

diversos estudos, foi aplicado à bacia do ribeirão Concórdia, em Lontras, SC. A aplicação foi realizada na simulação de séries de vazão, sedimentos e nutrientes. Os resultados obtidos podem ser julgados satisfatórios, dadas as limitações encontradas.

Os valores do coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe, principal índice de avaliação da eficiência do modelo, ficaram acima de $0,80$ na comparação dos dados mensais de escoamento e sedimentos, indicando um bom ajuste. A comparação dos dados diários produziu resultados ruins, o que em parte é explicado por limitações referentes aos dados de entrada (séries curtas, frequência diária ao invés de horária, registros inconsistentes). Outros problemas podem ter contribuído para a diminuição da precisão da modelagem, como a impossibilidade de se reproduzir a distribuição espacial das precipitações ou a obtenção de dados de uma estação meteorológica fora dos limites da bacia.

Na simulação de nutrientes, os coeficientes de eficiência calculados indicaram um ajuste insatisfatório, com valores menores que zero para nitrito, ortofosfato e fósforo total. Para o nitrito, o modelo ficou melhor calibrado (COE igual a $0,20$), mas ainda muito aquém de um ajuste adequado. A dificuldade em se obter resultados melhores originou-se nas simplificações que se fizeram necessárias, principalmente a impossibilidade em se simular a correta distribuição e quantificação da aplicação de fertilizantes orgânicos e dos despejos de cargas orgânicas oriundas de residências e de criadouros de aves e suínos. Além disso, os erros na calibração dos dados diários de vazão e sedimentos acumularam-se, com o agravante de que os nutrientes foram avaliados a partir da comparação entre concentrações instantâneas observadas ou médias determinadas para eventos específicos ao longo do dia, e as concentrações médias diárias simuladas. Apesar destas limitações, os valores simulados acabaram ficando na faixa de abrangência dos valores medidos.

Foi possível perceber que, para a obtenção de bons resultados na modelagem, é imprescindível a utilização de técnicas adequadas de calibração. O uso das ferramentas automáticas disponibilizadas para análise de sensibilidade e calibração pode trazer economia de esforço humano, mas também pode induzir a erros que seriam evitados com a identificação mais precisa dos caminhos que devem ser tomados na calibração e dos parâmetros mais significativos para representação dos processos envolvidos. Este trabalho procurou preencher uma lacuna existente na bibliografia atual sobre o assunto, já que a grande maioria dos estudos envolvendo

a aplicação de modelos hidrológicos não apresenta uma metodologia bem definida para a calibração.

É importante observar, também, que uma das características do modelo SWAT, de ser um modelo de base física, que procura simular todos os processos físicos que ocorrem em uma bacia através de formulação matemática e utilizando um conjunto de dados observados, pode ser desabonada caso a parametrização exija alterações além de uma faixa de variação considerada aceitável. Neste trabalho, por exemplo, para a calibração do escoamento, foi necessária a redução dos valores medidos de condutividade hidráulica saturada e dos valores calculados de declividade média de rampa para 30% dos valores originais.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos MCT/CNPq/MEC/CAPES/CT-AGRO/CT-IDRO/FAPS/EMBRAPA Nº 22/2010 - Redes Nacionais de Pesquisa em Agrobiodiversidade e Sustentabilidade Agropecuária – REPENSA, processo 562378/2010-3, e a CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

REFERÊNCIAS

ARMAS, Eduardo Dutra de. Biogeodinâmica de herbicidas utilizados em cana-de-açúcar (*Saccharum spp.*) na sub-bacia do rio Corumbataí. Piracicaba, 2006. 186 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas), Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2006.

AZEVEDO, L. G. T.; PORTO, R.L.L.; PORTO, M. F. A. Sistema de apoio a decisão para o gerenciamento integrado de quantidade e qualidade da água. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, RS, v. 3, n. 1, p. 21-52, 1998.

BALTOKOSKI, V.; TAVARES, M. H. F.; MACHADO, R. E.; OLIVEIRA, M. P. Calibração de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas sub-bacias dos Rios Conrado e Pinheiro - Pato Branco (PR). *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, v.34, n.1, p. 253-261, 2010.

BROWN, L. C.; BARNWELL Jr., T. O. The enhanced water quality models QUAL2E and

QUAL2E-UNCAS documentation and user manual. EPA document EPA/600/3-87/007. USEPA, Athens, E.U.A., 1987.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 1997. v. 5. 245 p.

COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Ajuste multiobjetivo de um modelo hidrológico. RBRH, v. 8, n. 3, p. 27-39, 2003.

DHI – DANISH HYDRAULIC INSTITUTE. MIKE SHE water movement – user guide and technical reference manual, edition 1.1, 1998.

EPAGRI. Projeto Microbacias2: relatório síntese – monitoramento socioeconômico. Dez. 2005. Disponível em: <<http://www.microbacias.sc.gov.br>>. Acesso em out. 2007.

GARBOSSA, L. H. P.; VASCONCELOS, L. R. C.; Lapa K. R.; BLAINSKI, E.; PINHEIRO, A. The use and results of the Soil and Water Assessment Tool in Brazil: A review from 1999 until 2010. In: 2011 International SWAT Conference & Workshops, 2011, Toledo Espanha. 2011 International SWAT Conference & Workshops, 2011. v. 1. p. 1-27.

KAUFMANN, V.; PINHEIRO, A.; SILVA, M.S.; CASTRO, N. M. R.; MARQUES, M.D. Aporte de nutrientes em eventos de cheia. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009, Campo Grande. XVI-II Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009.

LELIS, T. A.; CALIJURI, M. L. A. Modelagem hidrossedimentológica de bacia hidrográfica na região sudeste do Brasil, utilizando o SWAT. Ambi-Agua, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 158-174, 2010.

MACHADO, R. E.; VETORAZZI, C. A. and XAVIER, A. C.. Simulação de cenários alternativos de uso da terra em uma microbacia utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*. v.27, n.4, p. 727-733. 2003.

MONTEITH, J. L. Evaporation and the environment. In: The state and movement of water in living organisms. Symposia of the Society for Experimental Biology, 19., London, U. K., p. 205-234, 1965.

MORAES, J. M.; SCHULER, A. E.; GUANDIQUE, M. E. G.; MILDE, L. C. E.; GROOPPO, J. D. ; MARTINELLI, L. A. ; VICTORIA, R. L. Propriedades físicas

dos solos na parametrização de um modelo hidrológico. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 8, n. 1, p. 61-70, 2003.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R. Soil and water assessment tool theoretical documentation: Version 2005. Agricultural Research Service / Texas Agricultural Experiment Station, Texas, E.U.A., 2005, 494 p.

NEVES, F. F.; SILVA, F. G. B.; CRESTANA, S. Uso do modelo AVSWAT na avaliação do aporte de nitrogênio (N) e fósforo (P) aos mananciais de uma microbacia hidrográfica contendo atividade avícola. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 11, n. 4, p. 311-317, 2006.

OLIVEIRA, P. A. V. (coordenador). Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1993. 188p. (EMBRAPA-CNPSA. Documentos, 27)

O'LOUGHLIN, E.M. Prediction of surface saturation zones in natural catchments by topographic analysis. *Water Resour. Res.*, v.22, n.5, p.794-804, 1986.

PARANHOS, R. M.; SARTORI, A.; PAIVA, J. B. D. de. Amostrador de sedimentos em suspensão de nível descendente - Desenvolvimento e avaliação.. In Anais 5º. Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, São Paulo, p.139-146, 2002.

SANTHI, C; ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; DUGAS, W. A.; SRINIVASAN, R.; HAUCK, L. M. Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 37, n. 5, p. 1169-1188, oct. 2001.

SPERLING, M. Von. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3.ed, Belo Horizonte, DESA-UFGM, v.1, 2005, 452 p.

TEIXEIRA, L. P. Caracterização hidrológica dos solos da bacia experimental do ribeirão Concórdia. Blumenau, 2008. 124 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Fundação Universidade Regional de Blumenau, 2008.

TUCCI, C. E. M. Modelos hidrológicos. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 1998.

TUCCI, C.E.M.; BELTRAME, L.F.S. Evaporação e evapotranspiração, in Tucci, C.E.M. (org), Hidrologia ciência e aplicação, 3 ed., Porto Alegre, UFRGS/ABRH, p.253-287, 2002.

van GRIENSVEN, Ann. Sensitivity, auto-calibration, uncertainty and model evaluation in SWAT2005. 2007. Disponível em: <<http://swatuser.googlegroups.com/web/swat2005-unc-sens-calib.pdf>> Acesso em set. 2009.

WILLIAMS, J. R. The EPIC model. In: Computer models of watershed hydrology. Highlands Ranch, Co: Water Resources Publications, Cap. 25, p. 909-1000, 1995.

USDA SOIL CONSERVATION SERVICE. National Engineering Handbook Section 4 Hydrology, chapters 4-10, 1972.

XAVIER, A. C.; VETTORAZZI, C. A. Leaf area index of ground covers in a subtropical watershed. *Scientia Agrícola*, Piracicaba, v.60, p. 425-431, 2003.

WILLIAMS, J. R. Sediment Routing for Agricultural Watersheds. *Water Resources Bulletin*, v.11, n.5, p.965-974, 1975.

Simulation Of Sediment Transport, Nitrogen And Phosphorus In The Concordia River Basin, In The State Of Santa Catarina

ABSTRACT

The physically based SWAT hydrological model, with spatially distributed parameters, can be used as a tool to support water resources management. In this study, we evaluated the application of this model to the Concórdia River basin with an area of 30.74 km², located in Lontras, SC, Brazil. The evaluation was done by comparing simulated and observed series of flow, sediment and nutrient (nitrite, nitrate, orthophosphate and total phosphorus) concentrations, in a fluvimetric control section. Parameter sensitivity analysis was manually performed in the simulation of four modules. The simulation period was between 2006 and 2009. The index of Nash-Sutcliffe efficiency (COE) was used to evaluate model performance. The results showed that it was possible to obtain a good fit for the simulations on the monthly timescale for flow (COE equal to 0.88) and sediment (COE equal to 0.84). However, the simulations revealed that daily data and parameterization profoundly affected the model efficiency. The average values

of simulated flow and sediment were close to measured values, and for nutrients, simulated values were within the range of coverage of the results.

Key-words: hydrologic simulation, SWAT model, water quality