

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
CENTRO DE CIÊNCIAS MATEMÁTICAS E DA NATUREZA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

ANA CAMILA DA SILVA

SIMULAÇÃO DA DESCARGA FLUVIAL EM RESPOSTA A MUDANÇAS DE
USO E COBERTURA DA TERRA: BACIA DO RIO BONFIM, PETRÓPOLIS (RJ)

RIO DE JANEIRO
2013

Ana Camila da Silva

SIMULAÇÃO DA DESCARGA FLUVIAL EM RESPOSTA A MUDANÇAS DE
USO E COBERTURA DA TERRA: BACIA DO RIO BONFIM, PETRÓPOLIS (RJ)

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, Departamento de Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como requisito necessário para obtenção do título de Mestre em Geografia.

Orientador:
Nelson Ferreira Fernandes

Rio de Janeiro
2013

Ficha Catalográfica

Silva, Ana Camila

Simulação da descarga fluvial em resposta a mudanças de uso e cobertura da terra: bacia do rio Bonfim, Petrópolis (RJ)/ Ana Camila da Silva. – 2013.117f.

Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Rio de Janeiro, 2013.

Orientador: Nelson Ferreira Fernandes

1. Uso e Cobertura da Terra.
2. Modelagem Hidrológica.
3. Descarga Fluvial

Ana Camila da Silva

SIMULAÇÃO DA DESCARGA FLUVIAL EM RESPOSTA A MUDANÇAS DE
USO E COBERTURA DA TERRA: BACIA DO RIO BONFIM, PETRÓPOLIS (RJ)

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Geografia, Departamento de Geografia,
Instituto de Geociências, Universidade
Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como
requisito necessário para obtenção do
título de Mestre em Geografia.

Aprovada em 22 de março de 2013.



Nelson Ferreira Fernandes, Doutor, UFRJ

Sílvio Barge Bhering, Doutor, EMBRAPA



Irani dos Santos, Doutor, UFPR



Mariza Ramalho Franklin, Doutora, CNEN

Maria Naíse de Oliveira Peixoto, Doutora, UFRJ

O que verdadeiramente somos é aquilo que o impossível cria em nós.

(Clarice Lispector)

Agradecimentos

A minha família, pai, irmã e em especial minha mãe que mesmo de longe, me conforta pelo telefone nas horas de desespero e pula de alegrias com minhas conquistas. A minha vózinha, segunda mãe! Ao meu noivo, André, por acompanhar de perto com paciência, carinho e compreensão, principalmente nas horas críticas.

Ao Nelson, meu orientador, que acreditou, investiu e confiou esta pesquisa em minhas mãos.

A Mariana da CPRM que foi sempre solícita aos meus pedidos. À CPRM pelos dados fornecidos.

Ao Projeto EIBEX pelo investimento realizado através da compra dos instrumentos, possibilitando gerar dados fundamentais em minha pesquisa.

À CAPES e FAPERJ, pela bolsa de mestrado dando suporte financeiro nessa jornada de 24 meses.

Aos moradores do Bonfim que abriram as portas de suas propriedades, permitindo a realização da pesquisa.

Aos amigos do Nemphe que me receberam de braços abertos e por todos os momentos divertidos de nossa convivência (Pat, Lú, João, Bia, Marcelo e muitos outros). Obrigada Sarah Lawall por sentar comigo e discutir linha por linha desse trabalho e Cristiane Brasão, pelo apoio aos números e bibliografias! Aos meus amigos de Juiz de Fora, que me recebiam com alegria e compreendiam que minha ausência faz parte dos sacrifícios para realização deste sonho!

Ao professor Ricardo Zaidan que sempre acreditou e me acolheu por longo tempo na UFJF e aos demais professores dessa instituição que me introduziram na carreira científica.

Ao Programa de Pós-Graduação em Geografia por manter a credibilidade e competência engrandecendo nossa formação “strictu-sensu” e aos demais Professores do Programa de Pós-Graduação em Geografia da UFRJ pela contribuição nos debates e discussões que engrandeceram meu universo geográfico.

Ao professor Manoel Fernandes e Paulo Menezes pelas dicas, ajudas e por terem me recebido tão bem em todas as vezes que pedi socorro.

Aos meus sogros e amigos Sheila e Marcelo por terem me acolhido em suas casas, me dando força e incentivo nos primeiros difíceis meses dessa jornada. Aos amigos cariocas que ganhei de presente nessa etapa da vida e que pretendo carregá-los sempre comigo.

Aos membros da banca, Professor Irani dos Santos e Maria Naíse, além dos pesquisadores Mariza Franklin e Sílvio Bhering pelas críticas pertinentes que possibilitaram melhor direcionamento da pesquisa.

RESUMO

SILVA, Ana Camila. Simulação da descarga fluvial em resposta a mudanças de uso e cobertura da terra: bacia do rio Bonfim, Petrópolis (RJ). Rio de Janeiro, 2014. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Departamento de Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, 2014.

As intervenções do homem na superfície da terra ou em sua vegetação alteram o ciclo hidrológico, traduzindo em mudanças no regime de captura de águas em bacias hidrográficas, o que afeta diretamente as respostas da vazão. Dessa forma a quantificação dos impactos hidrológicos quanto às alterações provocadas pelo homem no uso e cobertura da terra ainda é uma atividade importante para o estudo da hidrologia. A substituição da cobertura florestal, dentre outros, implica na variação no volume de água escoada superficialmente, alterando a resposta fluviométrica. Na região serrana do Rio de Janeiro, as bacias vêm sofrendo intensa substituição de suas florestas por atividades de agricultura, pastagem e pela grande expansão urbana. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi simular a vazão da bacia do Bonfim, no estado do Rio de Janeiro, para que se possa analisar o comportamento da produção de água às mudanças de uso e cobertura através de simulações de cenários preditivos. Nesta bacia, a vazão foi simulada através do modelo hidrológico SWAT, com intuito de estimar as respostas hidrológicas quanto às alterações de uso e cobertura. Além disso, seis cenários foram simulados para analisar as interferências que as atividades humanas podem provocar na bacia: Substituição de 100% de agricultura para floresta, 100% de pastagem para floresta; 100% de área urbana para floresta (FI1), Substituição de 100% de floresta para agricultura, 100% de pastagem para agricultura (Agr1), Substituição de 100% de floresta, 100% de pastagem e 100% de agricultura por área urbana (Urb1); Substituição de 100% de agricultura e pastagem para floresta (FI-PARNASO); Substituição de 44% de floresta para agricultura (Agr-PARNASO) e Substituição de 44% de floresta para área urbana (Urb-PARNASO). O modelo hidrológico SWAT representou satisfatoriamente o comportamento hidrológico da bacia do Bonfim com valores de NS 0,75 e 0,6 para as estações fluviométricas calibradas Tarzan e João Christ, respectivamente e valores de 6,8% para Tarzan e -17,8% em João Christ, para o percentual de tendência PBIAS. Uma das estações de monitoramento da vazão, Casinho, não obteve NS satisfatório, com resultado de 0,3, mas para PBIAS obteve um bom percentual de tendência com resultado de 12,25%. Com base nos resultados encontrados na simulação dos cenários propostos, podemos afirmar que mudanças no tipo de uso e cobertura na bacia do Bonfim interferiram na resposta fluvial. No entanto, estas interferências foram observadas, de forma mais significativa nos cenários FI1 e Urb1. Os cenários Agr1, FI-PARNASO, Agr-PARNASO e Urb-PARNASO apresentaram comportamentos semelhantes, com aumento de 2% na vazão média para Agr1 e 1% nos demais cenários. Os cenários FI-PARNASO, Agr-PARNASO e Urb-PARNASO tiveram como característica preservarem 56% da classe florestas, assumindo que, mesmo com substituições de 44% de floresta para agricultura ou área urbana, a bacia do Bonfim ainda teria 25% de toda sua área coberta por áreas florestadas. Estes cenários registraram menor variação nas vazões simuladas, 1%, concluindo que a presença de floresta teve papel importante na manutenção dos níveis médios da vazão na bacia do Bonfim. Desta forma foi possível concluir a importância do Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO) na manutenção dos níveis de vazão.

ABSTRACT

SILVA, Ana Camila. Simulação da descarga fluvial em resposta a mudanças de uso e cobertura da terra: bacia do rio Bonfim, Petrópolis (RJ). Rio de Janeiro, 2014. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Departamento de Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, 2014.

The interventions of man on the earth's surface or in its vegetation alter the hydrologic cycle, resulting in changes in the scheme of capturing water in watersheds, which directly affects the streamflow. The quantification of hydrological impacts on land use and land cover changes is still an important activity for the study of hydrology. The replacement of natural forests, among others, implies the change in volume of surface runoff, altering the response of fluvimetric levels. In the mountainous region of Rio de Janeiro, the watersheds have suffered intense replacement of its forests by agricultural activities, pasture and expansion of the urban area. In this context, the aim of this study was to simulate the flow of Bonfim watershed, in the state of Rio de Janeiro, to analyze the behavior of water production to changes in land use and land cover through predictive scenarios. In this watershed, the flow was simulated using the SWAT hydrologic model, in order to estimate the hydrological responses on changes in land use and land cover. Furthermore, the use of six predictive scenarios were applied to analyze the interference that human activities can cause, which include: Replacing 100% of agriculture to forest, 100% of pasture to forest and 100% of urban forest area (scenario Fl1) Replacement of 100% of forest and 100% of pasture to agriculture (scenario Agr1); Replacement of 100% of forest, 100% pasture and 100% agriculture for urbanization (scenario Urb1); Replacing 100% agriculture and pasture to forest (Fl-PARNASO); Replacement of 44% of forest to agriculture (Agr-PARNASO) and replacing 44% of forest to urban area (Urb-PARNASO). SWAT represented satisfactorily the hydrological behavior of Bonfim watershed with NS 0.75 and 0.6 for two flow stations, Tarzan and John Christ, respectively, and 6.8% and -17.8% for PBIAS values to the same stations. One of the flow stations, Casinho, shows no satisfactory NS, with 0.3 as result, but for PBIAS 12.25% got a good percentage. Based on the simulation results, land use and land cover changes the flow response of the watershed. However, these interferences were observed, most significantly in the scenarios Fl1 and Urb1. The Agr1, Fl-PARNASO, Agr-PARNASO and Urb-PARNASO scenarios showed similar behavior, with a 2% increase in average flow for Agr1 and 1% in the other ones. The Fl-PARNASO, Agr-PARNASO and Urb-PARNASO scenarios were 56% of the forest preserved assuming that, even with substitutions of 44% of forest to agriculture or urban area the Bonfim watershed would still have 25% of all its area covered by forest. These scenarios reported less variation in the simulated flow, 1%, concluding that forest land played an important role in maintaining the average levels of flow. It's possible to confirm the importance of National Park (PARNASO) to control the stream flow response.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 01	Água acumulada na superfície do solo em pequenas depressões. Fonte: DUNNE E LEOPOLD, 1978.	06
Figura 02	Curva de infiltração de solo argiloso e arenoso. Adaptado de REICHARDT (1987).	07
Figura 03	Hidrograma que representa o comportamento típico da vazão de uma bacia após a ocorrência de precipitações até voltar ao nível do instante que precede a precipitação (TUCCI, 2001).	09
Figura 04	Aumento do pico da vazão no canal em resposta mudanças na cobertura, modificado de Newson (1996).	10
Figura 05	Diagrama esquemático da interação teoria, monitoramento e modelagem, adaptado de Grayson e Bloschl (2000).	15
Figura 06	Representação esquemática do ciclo hidrológico, modificado de Neitsch <i>et al.</i> (2005).	23
Figura 07	Fluxuograma do modelo SWAT, adaptado de King <i>et al.</i> (1996).	24
Figura 08	Relação de chuva para escoamento no método de CN (NEITSCH <i>et al.</i> , 2009).	26
Figura 09	Localização da Bacia Hidrográfica do Bonfim, região serrana, Rio de Janeiro.	35
Figura 10	Delimitações do PARNASO com destaque para a área da bacia que contempla o vale do Bonfim excluída do novo limite proposto (ICMBIO, 2008).	37
Figura 11	Floresta em contato abrupto com rocha. Foto: LAWAL, 2009.	38
Figura 12	Afloramento Rochoso com vegetação rupestre, alto Bonfim. Foto; SILVA, A.C, 2012.	39
Figura 13	Atividade agrícola da bacia do Bonfim. Foto: PEIXOTO, M. N. O., 2012	40
Figura 14	Média mensal de chuvas na bacia do Bonfim no período 2007-2010.	42
Figura 15	Paredão abrupto no médio curso do rio Bonfim. Foto: SILVA, A. C., 2012.	43
Figura 16	Presença de calhaus e matacões ao longo do rio Bonfim. Foto: SILVA, T. M, 2012.	44
Figura 17	Fluxograma metodológico.	47
Figura 18	Modelo Digital de Elevação da bacia do Bonfim.	49
Figura 19	Mapa de declividade da bacia do Bonfim.	50
Figura 20	Mapa de uso e cobertura da bacia do Bonfim.	51
Figura 21	Mapa de Solos da bacia do Bonfim.	54
Figura 22	Localização espacial das estações de monitoramento pluvio e fluviométricas na bacia do Bonfim.	58

Figura 23	Chuva-Vazão de jan-dez/2008 das estações de monitoramento Tarzan, Casinho e João Christ.	59
Figura 24	Base de dados requerido pelo SWAT. Modificado de Uzeika (2009).	61
Figura 25	Divisão da bacia, canais principais e estações fluviométricas.	62
Figura 26	Combinação dos dados cartográficos para gerar as URH's (Unidades de resposta hidrológica).	63
Figura 27	Distribuição espacial das sub-bacias e respectivas estações que serão calibradas.	68
Figura 28	Ranking de parâmetros na análise de sensibilidade na bacia do Bonfim.	72
Figura 29	Limites da nova delimitação proposta para o Parque Nacional da Serra dos Órgãos sobre o mapa de uso e cobertura utilizado como base para elaboração dos cenários.	74
Figura 30	Cenário FI1.	75
Figura 31	Cenário Agr1.	76
Figura 32	Cenário Urb1.	76
Figura 33	Cenário FI-PARNASO.	78
Figura 34	Agr-PARNASO.	78
Figura 35	Urb-PARNASO.	79
Figura 36	Comparação entre a série diária da vazão observada X vazão simulada pelo SWAT em função da precipitação na sub-bacia 8 (estação Tarzan).	81
Figura 37	Comparação entre a série diária da vazão observada X vazão simulada pelo SWAT em função da precipitação na sub-bacia 13 (estação Casinho).	82
Figura 38	Comparação entre a série diária da vazão observada X vazão simulada pelo SWAT em função da precipitação na sub-bacia 18 (estação João Christ)	83
Figura 39	Dispersão entre os valores de vazão diária medidas e estimadas pelo SWAT com calibração de parâmetros – sub-bacia da estação Tarzan.	84
Figura 40	Dispersão entre os valores de vazão diária medidas e estimadas pelo SWAT com calibração de parâmetros – sub-bacia da estação Casinho.	85
Figura 41	Dispersão entre os valores de vazão diária medidas e estimadas pelo SWAT com calibração de parâmetros – sub-bacia da estação João Christ.	85
Figura 42	Vazão Simulada diária da Bacia do Bonfim.	87

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 01	Distribuição espacial (km ²) e (%) das classes de uso e cobertura da bacia do Bonfim.	51
Tabela 02	Classe de solos e sua distribuição na bacia.	53
Tabela 03	Dados granulométricos provenientes do estudo de detalhamento das classes de solos e de suas unidades de mapeamento para o Parque Nacional da Serra dos Órgãos, realizado por Martins et al. (2007).	55
Tabela 04	Parâmetros dos solos.	55
Tabela 05	Parâmetros climáticos calculados pelo gerador climático a partir dos dados da estação meteorológica Parque Petrópolis.	57
Tabela 06	Relação de parâmetros calibráveis na simulação da vazão.	64
Tabela 07	Área de contribuição e elevações das sub-bacias na bacia do Bonfim.	69
Tabela 08	Intervalo de valores dos índices estatísticos e sua classificação quanto o desempenho do modelo para simulações diárias.	71
Tabela 09	Descrição dos cenários de mudanças no uso e cobertura da terra propostos para o Bonfim.	74
Tabela 10	Intervalos, valores iniciais e valores adotados para calibração dos parâmetros.	80
Tabela 11	Índices estatísticos comparativos da calibração de série estimada de vazão realizada pelo SWAT 2009, em relação aos dados medidos no monitoramento das sub-bacias do Bonfim.	84
Tabela 12	Mudanças nos usos e coberturas da terra baseado no mapa de uso e cobertura de 2006 da bacia do Bonfim.	88
Tabela 13	Vazão total na bacia do Bonfim para o ano de 2008.	89

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	FATORES CONDICIONANTES NA DESCARGA FLUVIAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS	5
2.1	INFILTRAÇÃO E PROCESSOS DE ESCOAMENTO: RELAÇÕES COM A VARIAÇÃO DA VAZÃO	5
2.2	O USO E A COBERTURA DA TERRA COMO FATOR CONDICIONANTE NA VARIAÇÃO DA VAZÃO	9
2.3	MODELOS HIDROLÓGICOS: A INTEGRAÇÃO COM SIG'S E A RELEVÂNCIA DO MODELO DIGITAL DE ELEVAÇÃO (MDE)	14
2.4	O MODELO SWAT (SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL): DESENVOLVIMENTO, APLICAÇÕES E SIMULAÇÃO DA VAZÃO	18
2.4.1	Simulações dos Processos Hidrológicos: Fase de Vertente	22
2.4.2	Escoamento Superficial	24
2.4.3	Armazenamento no Dossel	29
2.4.4	Evapotranspiração	29
2.4.5	Taxa de Escoamento de Pico	30
2.4.6	Escoamento Lateral	31
2.4.7	Percolação	31
2.4.8	Águas subterrâneas	32
2.5	SIMULAÇÕES DOS PROCESSOS HIDROLÓGICOS: FASE DO CANAL FLUVIAL DAS SUB-BACIAS	34
3	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO BONFIM	35
3.1	LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA	35
3.2	COBERTURA E USO DA TERRA	38
3.3	CARACTERIZAÇÃO DOS FATORES AMBIENTAIS: CLIMA, GEOLOGIA, GEOMORFOLOGIA E SOLOS	41
3.3.1	Clima	41
3.3.2	Geologia	42
3.3.3	Geomorfologia	42
3.3.4	Solos	44
4	MATERIAIS E MÉTODOS	46
4.1	ESTRUTURAÇÃO DA BASE DE DADOS	48
4.1.1	Modelo Digital de Elevação (MDE)	48

4.1.2	Uso e Cobertura da Terra	50
4.1.3	Solos	52
4.1.4	Dados Meteorológicos e de Vazão	56
4.2	PROCESSOS PARA MODELAGEM NO SWAT	60
4.2.1	Subdivisão da Bacia Hidrográfica	61
4.2.2	Unidades de resposta hidrológica (URH's)	62
4.2.3	Análise de sensibilidade de parâmetros	63
4.2.4	Calibração dos resultados	67
4.2.5	Critério utilizado para calibração da bacia do Bonfim	67
4.2.6	Análise de desempenho do modelo	69
4.2.7	Análise de Sensibilidade	71
4.3	SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS	74
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	80
5.1	CALIBRAÇÃO	80
5.2	SIMULAÇÃO DA VAZÃO NA BACIA DO BONFIM	86
5.3	SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS	88
5.3.1	Distribuição espacial do uso e cobertura da terra nos cenários propostos	88
5.3.2	Análise das mudanças dos usos e coberturas na resposta fluvial da bacia do Bonfim	89
6	CONCLUSÕES	93
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	95
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96

1 INTRODUÇÃO

A cobertura vegetal das bacias hidrográficas vem sendo alterada pelo homem para receber atividades direcionadas a suprir as demandas socioeconômicas. No entanto, as intervenções do homem na superfície da terra ou em sua vegetação alteram o ciclo hidrológico, traduzindo-se em mudanças no regime de captura de águas em bacias hidrográficas, o que afeta diretamente as respostas da vazão (GREGORY e WALLING, 1973; DUNNE e LEOPOLD, 1978). Dessa forma a quantificação dos impactos hidrológicos quanto às alterações provocadas pelo homem no uso e cobertura da terra ainda é uma atividade importante para o estudo da hidrologia (EISENBIES et al., 2007; WEI et al., 2008; SEIBERT e MCDONNELL, 2010).

Para Santos (2001), as distribuições espaciais e temporais dos recursos hídricos de uma bacia vêm se tornando heterogêneas devido à ação antrópica intensa e sem um planejamento adequado, prejudicando assim os sistemas naturais e a própria sociedade. Nesse contexto, por que a mensuração do fluxo de água do canal seria relevante para a análise do comportamento hidrológico de uma bacia?

Entre os processos hidrológicos presentes na bacia, a vazão compreende o valor de maior importância de seu “*output*” (GREGORY e WALLING, 1973). O montante total e/ou sazonal dos níveis de vazão representa a quantidade de água diretamente disponível para o consumo, irrigação ou para utilização em processos industriais (DUNNE e LEOPOLD, 1978), sendo estas atividades exercidas na bacia as responsáveis pela quantidade de água requerida de um rio (COOKE e DOORNKAMP, 1974).

O papel hidrológico da bacia hidrográfica resume-se em transformar uma entrada de volume concentrada (precipitação) em uma saída de água escoada pelo exutório de forma distribuída no tempo (TUCCI, 2001). Nesse processo, a cobertura vegetal e o uso da terra têm contribuição direta no balanço hídrico e conseqüentemente na vazão, exercendo um importante papel na distribuição da água que chega à bacia hidrográfica.

Tradicionalmente, a mudança súbita dos fluxos nos canais vem sendo amplamente estudada nos trabalhos em hidrologia superficial, representados pelas hidrógrafas ou hidrogramas (GURNELL e GREGORY, 1981; CUO *et al.*, 2008; CEBECAUER e HOYERKA, 2008). Diversos são os relatos sobre interferências nos

picos e nos níveis de vazão em resposta à retirada de florestas, como àqueles encontrados em Hornbeck et al. (1997); Lavabre et al. (1993); Hibbert (1967); Bosch e Hewlett (1982); Andréassian (2004). Outros estudos analisam as ingerências na produção de água com base na substituição de florestas por agricultura e/ou pastagem (BRUIJNZEEL, 2004; ATAROFF E RADA, 2000) e ainda, os efeitos da urbanização sobre a vazão (TUCCI; 1997; SHI et al., 2007).

Para quantificação dos níveis de vazão, técnicas como a de bacias pareadas são comumente aplicadas. Embora tenham ajudado a responder várias questões quanto ao manejo de florestas (BOSCH e HEWLETT, 1982; ANDRÉASSIAN, 2004; BRUIJNZEEL, 2004), só são possíveis em bacias de primeira ordem (com áreas tipicamente menores que 1km²) em que as condições de precipitação, solos, geologia, topografia e vegetação podem ser uniformes (SEIBERT e MACDONNELL, 2010). Em bacias com maiores áreas de captação, as condições geomorfológicas variam no tempo e no espaço, e as mudanças no uso e cobertura são mais graduais, sendo impossível encontrar um controle adequado para vazão (SIRIWARDENA et al., 2006; SEIBERT e MACDONNELL, 2010).

Os estudos dos processos hidrológicos em bacias hidrográficas através de monitoramentos são dispendiosos (tanto no tempo quanto no custo) e na maioria das vezes impossíveis de serem conduzidos em longo prazo (MACHADO, 2002). Por esse motivo, a modelagem tem sido cada vez mais empregada na investigação destes processos, inclusive para prever os impactos que as mudanças nos tipos de uso e cobertura interferem na disponibilidade e qualidade das águas superficiais.

Dentre os modelos hidrológicos, àqueles espacialmente distribuídos permitem a avaliação das mudanças nas propriedades do sistema de drenagem, consentindo que a parametrização de solos, vegetação e clima possam ser analisadas em detalhe (CHORLEY e HAGGETT, 1975). Com essas características, estes modelos são capazes de simular a distribuição espacial das mudanças no balanço hídrico. Consequentemente, eles preveem a resposta das alterações de cobertura e uso na produção de água em bacias hidrográficas (WANG et al., 2008; MA et al., 2010; ALIBUYOG et al., 2009; CHU et al., 2010).

Vários são os modelos empregados para estes fins (SHE, IDHM, CREAMS, GLEAMS) dentre eles, o modelo *Soil and Water Assessment Tool – SWAT* (ARNOLD et al., 1998), o qual foi escolhido por permitir melhor discretização da heterogeneidade da paisagem. Este modelo tem sido amplamente aplicado em todas as partes do mundo,

principalmente para análises das respostas hidrológicas quanto às alterações climáticas e de uso e cobertura (WU E JOHNSTONE, 2007; GUO et al., 2008; SCHILLING *et al.*, 2008; WANG *et al.*, 2008; MA *et al.*, 2009; MA *et al.*, 2010; CHU *et al.*, 2010).

As utilizações de cenários preditivos, nas simulações de processos hidrológicos, são comumente aplicadas para analisar ou projetar as interferências que as atividades humanas provocam nas bacias hidrográficas. Sendo esta utilização uma das atribuições do modelo escolhido neste trabalho.

Muitos pesquisadores utilizam a simulação de cenários no comportamento hidrológico empregando como método a comparação entre mapas evolutivos da cobertura e uso da terra (MILLER et al., 2002; LIU et al., 2008 a,b; HERNANDEZ et al., 2000; MA et al., 2009; SHILLING et al. 2008). Existem ainda aqueles que aplicam cenários com intuito de estimar quantitativamente a produção de escoamento a partir da substituição da cobertura vegetal para áreas agrícolas (ALIBUYOG et al., 2009; FOHRER et al., 2005; SHILLING et al., 2008) e ainda, aqueles que incluem a expansão da área urbana (MA et al., 2010; WANG et al., 2008).

As pesquisas que envolvem modelagem hidrológica no Brasil, com a utilização do modelo SWAT, priorizam a simulação da produção e do transporte de sedimentos, dentre elas encontra-se Machado (2002); Minoti (2006); Baldissera (2005); Marchioro (2008); Hidemi (2008); Uzeika (2009); Carvalho Neto et al. (2011). Este propósito vai ao encontro de muitos trabalhos voltados às pesquisas de interesses no controle da erosão, e que afetam a produtividade agrícola (LAWALL, 2010).

Trabalhos com modelagem em ambientes serranos e encostas declivosas especialmente para a compreensão da vazão nos canais e seu comportamento com alterações no uso e cobertura são muito pouco explorados. Pesquisas relacionadas à estimativa da vazão são de grande valia, já que a velocidade e o volume de águas no canal fluvial são condicionados pela geomorfologia e cobertura do terreno.

As bacias serranas do Rio de Janeiro vêm sofrendo intensa substituição de suas florestas por atividades de agricultura, pastagem e pela grande expansão urbana. Nestas circunstâncias, a bacia hidrográfica do Bonfim representa o processo ocorrido e reúne os distintos tipos de uso e cobertura predominantes na região.

Desta forma, o objetivo deste trabalho é simular a vazão da bacia do Bonfim, no estado do Rio de Janeiro, para que se possa analisar o comportamento da produção de água em resposta às mudanças de uso e cobertura nas simulações de cenários preditivos. Como objetivos específicos:

- i. Simular a vazão diária da bacia em situação de uso e cobertura vigente;
- ii. Simular cenários com mudanças no uso e cobertura da bacia;
- iii. Simular a vazão diária com mudanças no uso e cobertura.

O trabalho inicia-se com a seguinte hipótese: as mudanças nos tipos de uso e cobertura alteram os níveis de vazão da bacia. Sendo assim, tem-se o intuito de responder as seguintes questões:

- Qual o impacto das mudanças do uso e cobertura na resposta fluvial da bacia?
- Qual o papel do Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO) na manutenção dos níveis de vazão?

Com os resultados obtidos espera-se entender melhor a relevância das alterações da cobertura da terra na dinâmica hidrológica em ambiente serrano e, também, subsidiar projetos de manejo e conservação de solo e água sustentáveis.

2 FATORES CONDICIONANTES NA DESCARGA FLUVIAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

2.1 INFILTRAÇÃO E PROCESSOS DE ESCOAMENTO: RELAÇÕES COM A VARIACÃO DA VAZÃO

A bacia hidrográfica como sistema físico tem como papel hidrológico transformar uma entrada de volume concentrada (precipitação) em uma saída de água (escoamento) de forma distribuída no tempo (TUCCI, 2001). Existem quatro caminhos pelos quais a água precipitada em uma bacia hidrográfica percorre até atingir um canal de descarga, sendo estes: precipitação direta em um canal de drenagem, escoamento superficial, escoamento subsuperficial e fluxo proveniente de águas subterrâneas (HORNBERGER, 1998).

A contribuição da precipitação direta em um canal é usualmente pequena devido à área em percentual ocupada por um canal de drenagem perene em bacias hidrográficas (HORNBERGER, 1998 e MANNING, 1992). Com exceção do volume de precipitação que atinge diretamente o fluxo dos canais, todos os processos pelos quais a água percorre até atingir o exutório estão intimamente relacionados com a infiltração, ou seja, a capacidade da água de atravessar a superfície do solo (REICHARDT, 1987; DUNNE e LEOPOLD, 1978; MANNING, 1992; BRANDÃO et. al., 2003).

A infiltração é responsável pela disponibilidade da água para plantas e animais, contribuição na recarga de aquíferos, manutenção dos fluxos de canais de drenagem em períodos de estiagem e na evolução da paisagem geomorfológica (DUNNE E LEOPOLD, 1978; REICHARDT, 1987; MANNING, 1992; LAWALL, 2010). O entendimento deste processo é de grande importância prática, pois a sua redução implica no acréscimo do escoamento superficial, podendo acarretar processos indesejáveis como erosão, inundação e também alteração dos níveis do canal.

O escoamento superficial hortoniano está diretamente relacionado com a capacidade de infiltração, considerada como o limite máximo de absorção de água pelo solo (DUNNE e LEOPOLD, 1978; HEWLETT, 1982) de forma que se a taxa de precipitação for menor que a capacidade de infiltração, toda água que atingir a superfície infiltrará. Se a precipitação for maior que a taxa de infiltração, mas no instante inicial do evento o solo estiver mais seco, parte da água precipitada infiltrará. Se a precipitação por sua vez superar a capacidade de infiltração inicial, então, a água acumulará na superfície do solo preenchendo pequenas depressões, ficando armazenada

até evaporar ou ainda escoar pela superfície da encosta (Figura 1) (DUNNE E LEOPOLD, 1978; HORNBERGER, 1998; LAWALL, 2010).

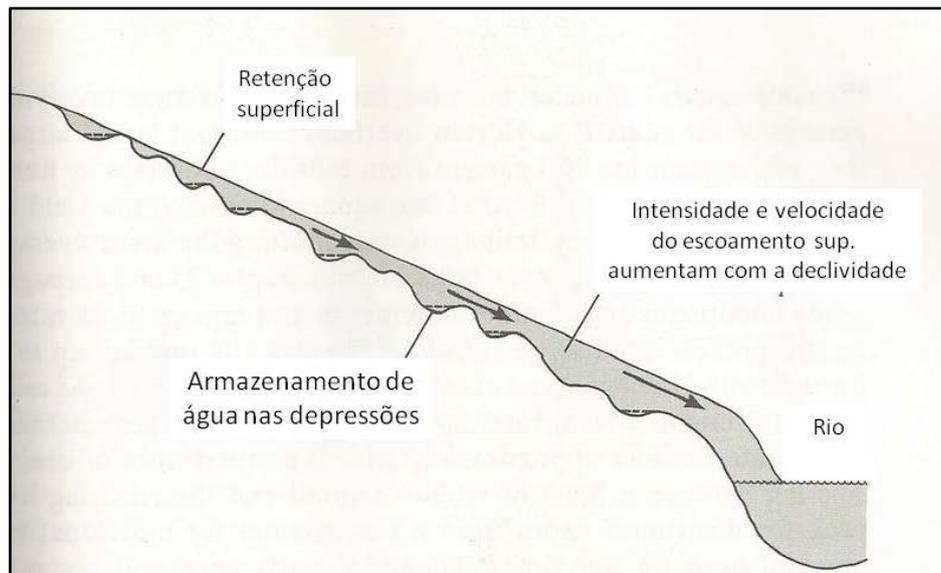


Figura 1: Água acumulada na superfície do solo em pequenas depressões. Fonte: DUNNE E LEOPOLD, 1978.

O processo de escoamento controla o quanto de água atinge e flui pelo canal de drenagem da bacia em um período específico de tempo. E isto está diretamente relacionado às interações dos componentes hidrológicos, que sujeitam o fluxo de água desde sua origem até o leito do rio (TUCCI, 2001; BEVEN, 2001). O controle da geração do fluxo hortoniano está na natureza das variáveis-controle, sendo estas: as características da precipitação, propriedades físicas dos solos, características topográficas e de uso e cobertura do solo, fatores estes que influenciam diretamente a velocidade e a magnitude das respostas hídricas das bacias hidrográficas (DUNNE E LEOPOLD, 1978; HEWLETT, 1982; COELHO-NETTO, 1995).

Em relação à cobertura da terra, a vegetação protege o solo do impacto direto da gota da chuva e dispersa a água que atinge a superfície, influenciando nas demais variáveis-controle. Em solos florestados, a taxa de infiltração pode variar de 15 a 25 vezes maior que em áreas agrícolas, não gerando escoamento por excedente a infiltração como verificado por Rocha e Kurts (2001). Os autores detectam que em ambientes florestados a infiltração média foi de 150 mm/hora, enquanto em lavouras mecanizadas ou pastagem, 6 mm/hora. A prática de técnicas de manejo adequado a solos agrícolas ou de pastagem pode aumentar a entrada de água com a formação de macroporos que auxiliam o fluxo preferencial (BACHMAIR et al, 2009), sendo eficiente no controle de

produção de escoamento. A influência dos tipos de uso e cobertura para os processos hidrológicos serão abordados de forma mais detalhada no capítulo 3.1.1.

Quanto aos tipos de solos e suas propriedades físicas, as características texturais e estruturais influenciam expressivamente a movimentação da água, uma vez que determinam a quantidade de macroporos presentes em seu perfil. Solos de textura grossa (arenosos), por exemplo, possuem maior quantidade de macroporos que os de textura fina (argilosos) e conseqüentemente, apresentam maiores condutividade hidráulica e taxa de infiltração. De maneira geral, o aumento ou redução do tamanho dos poros interconectados que transmitem água no solo afetam a infiltração (MANNING, 1992; BRANDÃO *et al.*, 2003). Exemplo pode ser encontrado em REICHARDT (1987), quando o mesmo elabora a curva de infiltração de dois solos com frações granulométricas distintas, um arenoso e outro argiloso (Figura 2), registrando que os solos arenosos em relação aos solos argilosos atingem rapidamente a taxa básica de infiltração tornando-se constante através do K_{01} e com boa drenagem ao longo do gráfico. Chuvas intensas comumente reduzem a permeabilidade da superfície do solo e reduzem as taxas de infiltração, principalmente quando o solo está desprovido de alguma cobertura vegetal, já que o impacto direto das gotas da chuva podem compactar a superfície.

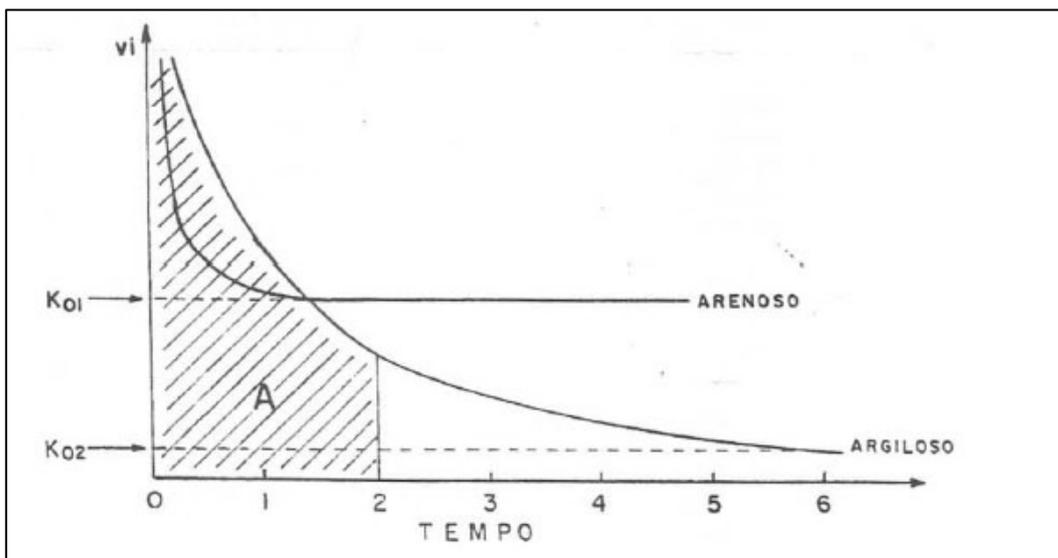


Figura 2: Curva de infiltração de solo argiloso e arenoso. Adaptado de REICHARDT (1987).

Para Santos (2009), e concordando com as considerações de Dunne e Leopold, L. B (1978), a bacia hidrográfica é o recorte espacial primordial dos estudos hidrológicos. Sua delimitação é feita a partir de atributos topográficos do relevo, sendo ela constituída de vertentes e canais fluviais, o que remete a uma forte interação entre

hidrologia e geomorfologia. Assim, a topografia da bacia exerce uma grande influência no movimento da água superficial.

Em um terreno mais acidentado com declividades mais acentuadas e conseqüentemente solos mais rasos, espera-se que a água seja armazenada em menor quantidade e rapidamente escoe para as áreas mais baixas. Em terrenos com declividades mais suaves e áreas planas com maior capacidade de armazenamento, a água deve se acumular mais, contribuindo para a manutenção de uma vazão mínima mais elevada. Estas afirmações têm como base a relação entre topografia e produção de escoamento, que tem sido amplamente investigada por Beven e Kirkby (1979), que através de observações em campo notaram a acumulação do fluxo de água nos fundos de vale e em áreas planas presentes no terreno. Por conseguinte, a elaboração da ideia de índice topográfico tem sido um importante atributo e mostra a influência da topografia na geração do escoamento (BEVEN e KIRKBY, 1979; O'LOUGHLIN, 1981).

No hidrograma (Figura 3), é possível observar o comportamento típico de uma bacia após a ocorrência de uma sequência de precipitações. Após o início da chuva existe um intervalo de tempo em que o nível de escoamento começa a elevar-se. Este tempo retardado de resposta deve-se às perdas iniciais por interceptação vegetal e depressões do solo, além do próprio retardo da resposta da bacia, devido ao tempo de deslocamento da água na mesma. O hidrograma atinge o máximo de acordo com a distribuição da precipitação e apresenta um ponto de inflexão caracterizado pelo fim do escoamento superficial e a predominância do fluxo de retorno. Os níveis de vazão tendem a voltar ao nível do instante que precede a precipitação com a drenagem dos fluxos superficiais e subterrâneos.

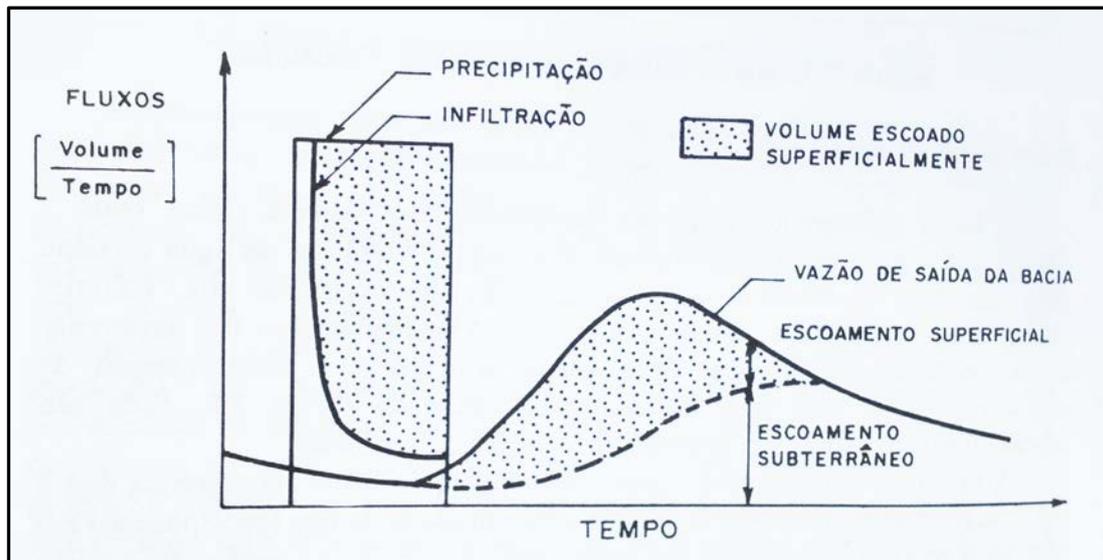


Figura 3: Hidrograma que representa o comportamento típico da vazão de uma bacia após a ocorrência de precipitações até voltar ao nível do instante que precede a precipitação (TUCCI, 2001).

As séries temporais de vazão traduzem o comportamento hidrológico de uma bacia frente às influências naturais e antrópicas, sendo fundamental à tomada de decisões. A integração da quantificação de processos hidrológicos ao planejamento de ocupação da bacia se torna uma maneira eficaz de compatibilizar a crescente demanda dos recursos hídricos e a necessidade de tornar seu uso sustentável.

2.2 O USO E A COBERTURA DA TERRA COMO FATOR CONDICIONANTE NA VARIAÇÃO DA VAZÃO

De acordo com as afirmações de Dunne e Leopold (1978), Hornberger *et al* (1998) e Manning (1992), as atividades que os seres humanos exercem no meio devem ser compreendidas para que seja possível prever os efeitos das alterações dos tipos de uso e cobertura na hidrologia dos solos. Embora as propriedades físicas do solo sejam importantes e exercerem uma forte influência na natureza das respostas hidrológicas (DUNN e MACKEY, 1995), as alterações da superfície de uma bacia influenciam o balanço de energia e hídrico através dos processos de transpiração, interceptação e evaporação desempenhados pelas plantas na superfície terrestre (MAO e CHERKAUER, 2009).

A parcela inicial da precipitação é retida na vegetação, quanto maior a superfície foliar, maior a área de retenção da água durante a precipitação. Estudos que quantificam

o volume de água retido por interceptação em áreas de florestas no norte e centro de Taiwan demonstram que, para eventos de precipitação intensa, variam de 5 a 20% do total de chuva por evento. Para eventos leves de precipitação, a interceptação chega a atingir 50% ou mais do total de mm de chuva (CHENG et al., 2002). Em observações anuais, LU e TANG (1995) registraram 11,3% ou 307 mm de interceptação do total anual de 2708 mm de chuva e HSIA et al. (1987) registraram 11,6% ou 347 mm em 2984 mm de chuva. Dessa forma, o tipo e a presença de cobertura vegetal interferem diretamente no volume de água que atinge o solo, disponível para a infiltração.

A contribuição da interceptação para a resposta hidrológica se traduz em capacidade de redução da variação de vazão ao longo do ano, retardando e reduzindo o pico das cheias (TUCCI e CLARKE, 1997). Em escala de bacias hidrográficas, as alterações nos tipos de uso e cobertura modificam a resposta da vazão dos canais de drenagem de acordo com o volume de água infiltrado e escoado superficialmente.

Na ilustração abaixo, Newson (1996) representa a alteração nos picos de vazão em dois gráficos, um sem alterações de uso, somente com fluxo extra pelo aumento normal da vazão sazonal e outro, com picos acentuados e de rápida resposta após mudanças na cobertura (Figura 4)

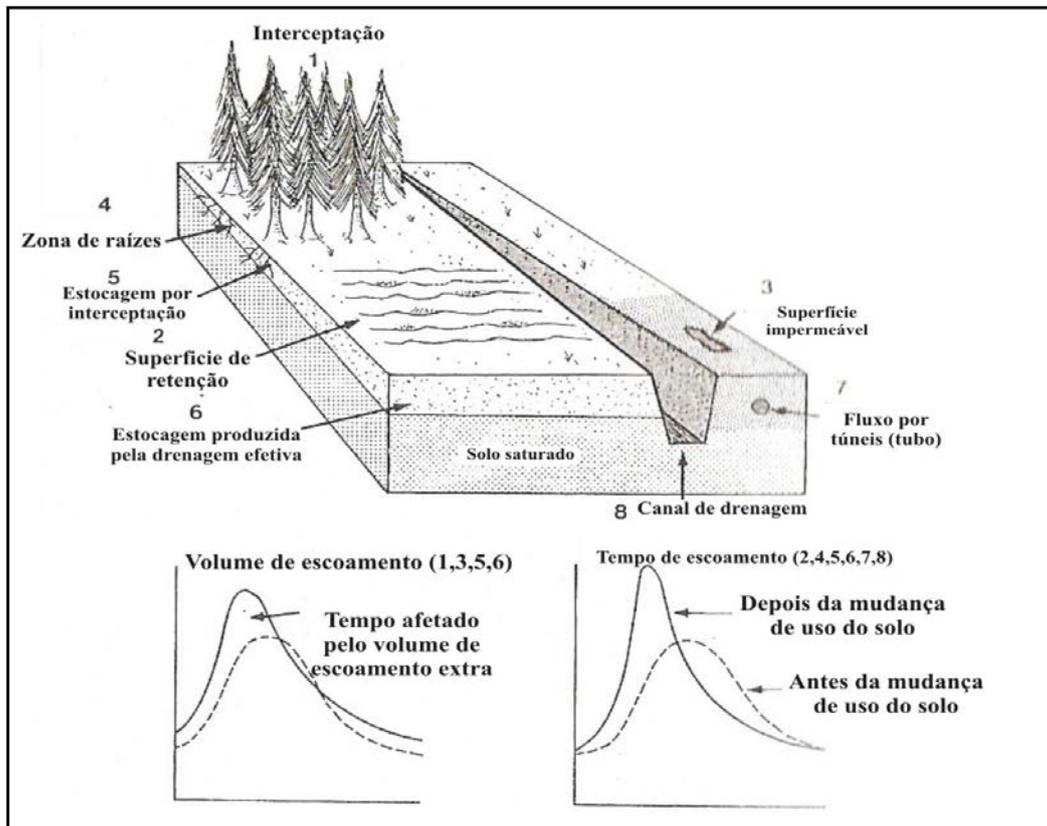


Figura 4: Aumento do pico da vazão no canal em resposta mudanças na cobertura, modificado de NEWSON (1996).

Bruijnzeel (2004) observa que o aumento da população humana, de forma acelerada em algumas partes do mundo, associado ao aumento do padrão de vida, a demanda *per capita* por água e a pressão sobre florestas remanescentes tem crescido constantemente. Nesse sentido, a quantificação destes processos e de suas interferências na disponibilidade e qualidade hídrica de bacias hidrográficas ainda é uma importante atividade.

Historicamente, os questionamentos a respeito dos impactos nos níveis de vazão quanto à substituição de florestas para outros usos ou coberturas, se basearam quase que exclusivamente na utilização da técnica de comparação de bacias pareadas, possíveis de serem aplicadas em áreas próximas ou menores que 1 km² (SEIBERT e MACDONNELL, 2010). Diversas são as contribuições relacionados às alterações de florestas em microbacias com o uso dessa técnica como as de Hibbert (1967), que avaliou os estudos de 39 bacias experimentais pelo mundo, relacionando os efeitos das alterações das florestas com os rendimentos hídricos, definindo três generalizações: de que a redução das florestas aumenta a vazão média; que o estabelecimento de cobertura florestal em áreas de vegetação esparsa diminui a vazão média; e que a mudança nas respostas hidrológicas são bem variadas e na maioria das vezes, imprevisíveis.

Utilizando a mesma técnica, Bosch e Hewlett (1982) atualizaram o estudo anterior utilizando 94 bacias, adicionando dados de 55 bacias experimentais. Os autores analisaram a alteração das vazões médias em bacias experimentais pareadas, e isoladas, e puderam confirmar as duas primeiras conclusões de Hibbert (1967). Avaliaram também que não é possível detectar influência na vazão média quando o desmatamento é menor que 20%; e que a retirada de coníferas e eucaliptos causa um aumento de cerca de 40 mm na vazão anual, enquanto a retirada da vegetação rasteira produz um aumento de 10 a 25 mm na vazão média para cada 10% de alteração na cobertura.

E por fim, as contribuições de Bruijnzeel (2004) atualizou o estudo de Bosch e Hewlett (1982), concluindo que a retirada da floresta natural resulta em considerável aumento inicial da vazão média em função da precipitação. Observou também que a vazão média, após o crescimento da nova vegetação, pode ficar acima das condições de pré-desmatamento no caso de culturas anuais e vegetações rasteiras. E ainda, reduzir a vazão para eucaliptos.

No entanto, para estudos em bacias com escalas maiores, os resultados dos níveis de vazão podem ficar comprometidos devido às variações na distribuição da

precipitação e das características físicas da bacia (SEIBERT e MACDONNELL, 2010). Bowling et al. (2000) analisaram essa questão ao comparar duas bacias pareadas e constataram que 25% da precipitação dos eventos assistidos ocorreu apenas em uma das bacias estudadas.

Para Seibert e Macdonnell (2010), a detecção de mudanças por modelagem nos níveis de vazão pode ser uma forma de lidar com as alterações hidrológicas em bacias que, ao contrário das bacias pareadas, seja difícil manter o controle adequado. Nesse sentido, a Hidrologia tem caminhado junto à evolução tecnológica na busca de novos métodos (tanto em modelagem quanto em técnicas de campo), buscando sempre abordagens que englobem redução de tempo, custos e erros, e confiabilidade dos dados (SIDLE, 2006; SANTOS, 2009).

Chu et al. (2010) aplicou o modelo hidrológico DHSVM para analisar o impacto de mudanças no uso e cobertura na resposta hidrológicas de uma bacia hidrográfica no norte de Taiwan. Os cenários simulados representavam alterações na cobertura de florestas e gramíneas para crescimento da área urbanizada e agricultura ao longo de 26 anos. Os resultados mostraram que desde o primeiro cenário simulado, para o ano de 1999, até o último cenário, para o ano de 2025, as reduções progressivas anuais da cobertura de florestas para o aumento da área urbana indicaram maior impacto nos picos de vazão máxima e no regime da vazão média, além de influenciaram na umidade do solo e nos níveis da água subterrânea para toda a bacia.

Ma et al., (2010) também analisaram a sensibilidade dos processos hidrológicos quanto a mudanças no uso e cobertura de bacias no Himalaia, apresentando resultados semelhantes aos de Chu et al. (2010). Registraram que: a diminuição dos níveis de vazão nos cenários de reflorestamento são consequência da redução do escoamento superficial e o aumento da evapotranspiração; a redução da vazão em áreas agrícolas (comparado ao cenário sem alterações nos usos e coberturas) relaciona-se à diminuição do escoamento superficial e aumento da evapotranspiração e o aumento dos níveis de vazão na expansão urbana, com o aumento acentuado do escoamento superficial.

Cheng et al. (2002), por sua vez, em estudo realizado em uma bacia hidrográfica montanhosa em Taiwan, registraram aumento significativo nos picos de vazão e escoamento superficial com a retirada de florestas. Wang et al. (2008), para as alterações de usos e cobertura na bacia Zamu River no noroeste da China, também registraram aumento na vazão média em cenário com predomínio de agricultura (ao comparar com um cenário com predominância de floresta). E ainda, Guo et al. (2008)

ao avaliarem as mudanças de uso e cobertura na bacia do rio Xinjiang, na região montanhosa no sudoeste da China, também encontraram resultados que se assemelham aos resultados dos autores supracitados.

Estudos quanto à resposta da vazão para alterações de uso e cobertura de bacias hidrográficas aplicadas no Brasil podem ser verificadas em Caram (2010) e Colischonn e Tucci (2001). Caram (2010) avaliou o efeito das mudanças de uso e cobertura do solo para os anos de 1972 a 2008, na resposta hidrológica da bacia do rio Piracicaba. As principais mudanças de uso e cobertura dos solos simulados através do Modelo Hidrológico de Grandes Bacias (MGB) foram aumento de áreas urbanas e redução de pastagem para aumento da agricultura de cana-de-açúcar. Resultados mostraram um aumento da vazão média em 17,2 m³/s para o cenário com 100% de agricultura e redução da vazão média em 3,9 m³/s para o cenário de conversão de agricultura para pastagem.

Colischonn e Tucci (2001) utilizaram o mesmo modelo hidrológico, MBD, utilizado por Caram (2010) para simular alterações no uso e cobertura da terra na bacia do rio Taquari-Antas (26.000 km²), RS, ocupada principalmente por 38% de floresta, 31% de campo, 31% de culturas anuais e menos de 1% de áreas urbanas. A bacia foi simulada em seis situações (sendo uma delas a atual): 100% da área coberta por florestas; 90% de floresta e 10% de pastagem; 90% de floresta e 10% de culturas anuais; 100% culturas anuais; 100% pastagem. Os resultados encontrados pelos autores para o cenário atual foi de 653 m³/s. Ao comparar a vazão simulada nos cenários com o uso e cobertura atual encontraram: para 100% da área coberta por florestas, redução de 8,11% na vazão média; para 90% de floresta e 10% de pastagem, redução de 7,04% na vazão média; para 90% de floresta e 10% de culturas anuais, redução de 6,9% na vazão média; para 100% de culturas anuais, aumento de 4% na vazão média; por fim, para 100% de pastagem, aumento de 5,05% na vazão média. Concluindo que nos cenários com aumento de cobertura florestada houve redução nos níveis médios da vazão ao comparar com o simulado para a bacia com uso e cobertura vigente. Nos cenários com remoção da cobertura total de floresta e substituição para culturas anuais e pastagem, houve aumento de 4% e 5% na vazão média anual, respectivamente.

Pesquisas que visam analisar a resposta da vazão em resposta a mudanças de uso e cobertura da terra em regiões serranas no Brasil ainda são escassas. No entanto, pesquisas para avaliar as influências na dinâmica dos solos a partir das modificações no tipo de uso e cobertura foram realizadas na Bacia do Bonfim por Lawall (2010),

concluindo que: a hidrologia das unidades estudadas apresentou comportamentos de maior drenagem e baixa retenção de água em solos florestados; baixa drenagem e alta retenção em área de pastagem; as áreas agrícolas apresentaram tanto características de retenção como drenagem da água. Com base em processos, pôde concluir que a floresta pela baixa retenção não contribui de forma expressiva para manutenção do fluxo do canal, ao contrário, a pastagem, pela retenção da água, pela movimentação lenta e pela capilaridade pode ser mais efetiva para manutenção de fluxos nos canais no período de estiagem. No entanto, o escoamento superficial também é presente nessa área podendo contribuir para a erosão laminar dos solos em superfície. Vale ressaltar que os efeitos da topografia não foram considerados nas análises dos processos. Como relatado anteriormente, assim como o uso e a cobertura, a topografia da bacia exerce uma grande influência no movimento de água na superfície (DUNNE e LEOPOLD, 1978; SANTOS, 2009).

Inúmeros estudos contemplam os tipos de uso como relevantes na modificação dos processos hidrológicos, estando intimamente ligados aos fatores climatológicos, geomorfológicos, vegetacionais e de práticas de uso. Quanto maior o número de pesquisas que se propõem a comparar o comportamento da hidrologia dos solos, e as influências que os tipos de uso podem causar nesses processos, maior a contribuição para o desenvolvimento de práticas de manejo e medidas sustentáveis.

2.3 MODELOS HIDROLÓGICOS: A INTEGRAÇÃO COM SIG'S E A RELEVÂNCIA DO MODELO DIGITAL DE ELEVAÇÃO (MDE)

Os modelos de simulações possuem dois objetivos principais, sendo eles: explorar as implicações ao fazer certas suposições sobre a natureza dos sistemas naturais e prever o comportamento em um sistema real sob um conjunto de condições que ocorram naturalmente (BEVEN, 2001).

Para Beven (2001), a maior razão para o uso de modelos hidrológicos deve-se as limitações nas técnicas de medição, embora o campo da Hidrologia caminhe junto à evolução tecnológica na busca de novos métodos (modelos e técnicas de campo), que englobem a redução de tempo, custos e erros melhorando a acurácia dos dados (SIDLE, 2006). Em um mundo ideal, a sucessão teoria-monitoramento-modelagem se daria em perfeita harmonia. No entanto, e de forma frequente, os processos hidrológicos em

bacias não são devidamente identificados até que seja feita alguma tentativa de modelagem. Assim a modelagem passa a permitir um melhor entendimento dos processos e a demandar novas medições, gerando uma cadeia de aproximações sucessivas como ilustrada por Grayson e Bloschl (2000) na figura 5.

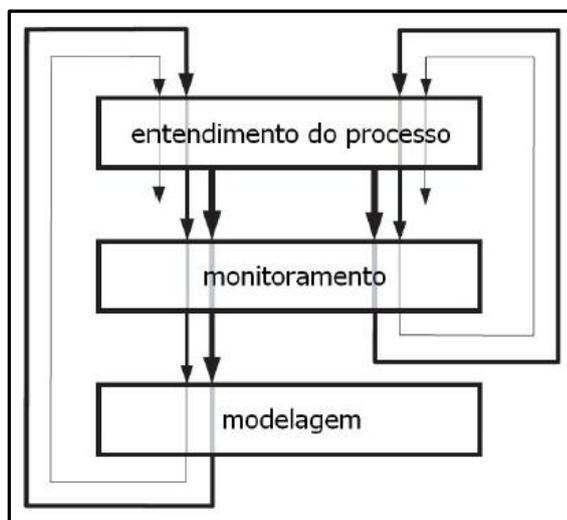


Figura 5: Diagrama esquemático da interação teoria, monitoramento e modelagem, adaptado de GRAYSON E BLOSCHL (2000).

Desde o desenvolvimento do modelo hidrológico de Stanford (CRAWFORD e LINSLEY, 1966) uma série de modelos operacionais, agregados ou conceituais como o SSARR (ROCKWOOD *et al.*, 1972); o modelo de reservatório (SUGAWARA *et al.*, 1976); HEC-1 (Hydrologic Engineering Center, 1981); HYMO (WILLIAMS e HANN, 1978) e RORB (LAURENSEN e MEIN, 1983) entre outros, tem sido desenvolvidos baseando-se em processos descritos por diferentes equações de leis de hidráulica simplificadas ou expressas por equações algébricas empíricas.

Alguns modelos conceituais mais recentes têm incorporado a redistribuição, o reabastecimento e o esgotamento da umidade do solo com intuito de estimar a variação dinâmica em áreas de contribuição direta para o escoamento. Como exemplo de modelos que incorporaram essas variáveis temos ARNO (TODINI, 1996; ZHAO, 1984; MOORE e CLARKE, 1981) e o modelo TOPMODEL que inclui ainda o uso de índice topográfico (BEVEN e KIRKBY, 1979; BEVEN *et al.*, 1984).

No final da década de 70, Raudkivi (1979) afirmava que o principal problema da hidrologia aplicada era a determinação das vazões de um rio, a qual sofre influência, entre outros, das precipitações, temperatura, vento e parâmetros da bacia hidrográfica. Para o autor, os processos que ligam as chuvas as vazões são em sua essência determinísticos, comandados por leis físicas que são, em parte, conhecidas. Porém as

condições de contorno complexas, como da fisiografia, fazem com que soluções baseadas na aplicação direta das leis físicas sejam praticamente impossíveis.

Já no início dos anos 80 alguns trabalhos começaram a se desenvolver visando modelagens em fontes não pontuais. O modelo CREAMS (KNISEL, 1980) foi desenvolvido para simular os impactos do manejo da terra nos recursos hídricos, produção de sedimentos, nutrientes e pesticidas. Vários modelos em escala de campo evoluíram a partir do CREAMS para simular a carga de pesticidas em águas subterrâneas (LEONARD *et al.*, 1987) e para simular o impacto da erosão em ambientes agrícolas (EPIC) (WILLIAMS *et al.*, 1984). Nesse contexto, destacamos o modelo SHE (ABBOTT *et al.*, 1986a, 1986b) que, embora já incorpore a característica de utilizar parâmetros que possuam interpretações físicas do sistema, suas simulações utilizam equações baseadas em um sistema físico de pequena escala e de características homogêneas (BEVEN *et al.*, 1987).

No final da década de 80, de acordo com Beven *et al.* (1984), tudo que era necessário para prever a descarga de uma bacia era uma função de perda e de propagação, e um modelo simples seria capaz de satisfazer essas condições. No entanto, discordando do otimismo de alguns autores como Abbott *et al.* (1986a), o autor chama atenção para o perigo ao aceitar que os modelos desenvolvidos e que incorporavam parâmetros de significância física e com a habilidade de calibração descreveriam como o sistema hidrológico operava. Afirma ainda que, as dificuldades acerca da modelagem hidrológica surgem devido às não linearidades inerentes a estas funções, especialmente nas funções de perda, como resultado das incertezas sobre as condições antecedentes e ainda das complexidades espaciais como as características topográficas, de solos, vegetação e variações climatológicas de uma bacia hidrográfica (BEVEN *et al.*, 1984).

A partir destas comprovações, diversos esforços contribuíram para evoluir a capacidade dos modelos em simular a dinâmica hidrológica e qualidade da água em bacias hidrográficas complexas com diferentes tipos de solos, uso e manejo em escala de bacias (YOUNG *et al.*, 1987; BEASLEY *et al.*, 1980; ARNOLD *et al.*, 1998).

O desafio então era desenvolver um modelo em escala de bacias computacionalmente eficiente, que permita um detalhamento espacial considerável, com entrada de dados previamente disponível, de tempo-contínuo. Com essas características e com o intuito de estimar os impactos que as mudanças de uso e manejo na dinâmica dos recursos hídricos é que modelo hidrológico *Soil and Water Assessment Tool* - SWAT (ARNOLD *et al.*, 1998) SWAT foi proposto.

Paralelamente aos desafios para melhorar a análise de processos e torná-los espacialmente eficientes, a integração dos modelos hidrológicos com Sistemas de Informações Geográficas (SIG) tem fornecido aos usuários uma série de vantagens quanto às análises em bacias hidrográficas, contribuindo para ampliar os conhecimentos dos processos hidrológicos. Modelos como ANSWERS - Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation (BEASLEY *et al.*, 1980), CREAMS (KNISEL, 1980), EPIC (WILLIAMS *et al.*, 1984) e mais recentemente o SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (ARNOLD *et al.*, 1998) incorporaram a ferramenta do SIG através de outros programas específicos que permitem esta integração, tais como o GRASS – Geographical Resources Analysis Support System, o ERDAS – Earth Resources Analysis Support Systems e o ARC/INFO.

A integração do SIG com modelos hidrológicos e sua aplicação em bacias hidrográficas permite a realização de um grande número de operações como dimensionamento da bacia, calibração, simulação de processos e cenários e a comparação de resultados com outros modelos.

No processo de captura e manipulação de dados aplicados a bacias hidrográficas, um dos principais elementos na modelagem hidrológica é a topografia. Como a topografia é o principal fator determinante nos processos de transporte de materiais, os modelos que tratam da distribuição espacial da água requerem dados baseados em suas características (MOORE e CLARKE, 1981; RENNÓ, 2003). Nas últimas décadas, com o desenvolvimento de técnicas automáticas, para determinar as propriedades da drenagem em bacias hidrográficas, a representação cartográfica usual do terreno foi sendo substituída gradualmente por Modelos Digitais de Elevação (MDE), definido por BURROUGH (1986) como qualquer representação digital de uma variação contínua do relevo no espaço.

A escolha do melhor modelo depende diretamente da intenção de uso, do tipo de terreno que se queira representar e da disponibilidade dos dados de entrada. Alguns trabalhos como Gomes (2006); Fernandes e Menezes (2005) testaram o melhor modelo para a confecção de MDE, entretanto, não há nenhum consenso definitivo sobre este assunto.

Gomes (2006) aplicou os métodos baseados em grades regulares *Kriging* e *Inverso Quadrado da Distância* do software *Surfer*; o módulo *Intercon* do software *IDRIS*, o método *Krigagem Multi-Direcional* desenvolvido por Guimarães (2000), o módulo *TOPOGRID* do software *ArcInfo* e o método de interpolação de grade irregular

triangular *Delauney* do *software ArcView* com intuito de comparar o melhor desempenho para elaboração do MDE em áreas de relevo acidentado. Como resultado, o teste apontou que o melhor desempenho foi o método do TOPOGRID. Da mesma forma, Fernandes e Menezes (2005) testaram os mesmos interpoladores com intuito de avaliar o melhor modelo de grade e de algoritmo para a construção de um MDE, também em áreas de relevo acidentado, onde as diferenças de observações em superfície real e planimétrica são mais significativas. Como resultado, foi constatado que o método de Delaunay com restrições e o TOPOGRID, foram os que mostraram melhor desempenho, apresentando erros de até 5m.

2.4 O MODELO SWAT (SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL): DESENVOLVIMENTO, APLICAÇÕES E SIMULAÇÃO DA VAZÃO

O desenvolvimento do modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), no início dos anos 90 pelo Dr. Jeff Arnold, é uma continuação das experiências de modelagem da USDA Agricultural Research Service (ARS) que se estendem por cerca de 30 anos (NEITCH *et al.*, 2005).

Desde sua criação, o modelo tem sofrido contínuas revisões e expansões de sua capacidade operacional. Tem como principal objetivo auxiliar no manejo de recursos hídricos em bacias hidrográficas com variação de solos, uso e cobertura por longos períodos de tempo. Para tal, é um modelo matemático de base física, que requer informações específicas sobre clima, propriedades físicas e químicas do solo, topografia, vegetação e práticas de manejo ocorrentes na bacia; possui um banco de dados próprio; é de domínio público; computacionalmente eficiente, podendo simular estratégias de manejo para grandes bacias sem investimentos excessivos de tempo e dinheiro (NEITSCH *et al.*, 2005). Embora o modelo opere em um intervalo de tempo diário e sub-diário, e seja capaz de simular cenários por longos períodos de tempo, seu objetivo não é simular eventos isolados.

O SWAT incorpora nove componentes para simulação de processos na fase de encostas, sendo estes: clima, hidrologia, cobertura da terra/crescimento da planta, erosão/sedimentação, crescimento da planta, nutrientes, pesticidas e manejo da terra. Para processos no canal o modelo considera ainda: sedimentos, nutrientes e pesticidas nos canais.

É considerado semidistribuído, o que possibilita identificar fisicamente áreas com diferentes comportamentos hidrológicos. Tem sido bastante disseminado e conta com aplicações em vários objetivos em todo o mundo.

Para estudos relacionados especificamente a mudanças de uso e cobertura e suas influências nas propriedades hídricas, Guo et al. (2008) utilizou o modelo para analisar as consequências das mudanças na cobertura e no uso da terra na resposta do fluxo de água nos canais na bacia hidrográfica de Xinjiang em uma área montanhosa no sudeste da China. Seis cenários foram simulados para comparar o percentual de variação nos níveis de descarga: áreas agrícolas em florestas, terras agrícolas com declividade superior a 25° em florestas, áreas agrícolas em solo exposto, florestas para gramíneas, florestas para solo exposto e todas as classes para solo exposto. Os resultados da análise de desempenho do modelo foram bons com valores de COE acima de 0,8 tanto para calibração quanto para validação, demonstrando que os resultados da interferência das alterações dos tipos de uso e cobertura na alteração da intensidade do fluxo de água nos canais são persistentes e podem ser usados em programas de manejo da terra, vegetação e recursos hídricos como recomendam os autores.

Ma et al. (2009) aplicou o modelo para simular cenários com alterações nos tipos de uso e cobertura da terra e para variabilidade climática na interpretação da resposta hidrológica na bacia de Kejie, região montanhosa no sudoeste da China. Dois cenários de cobertura foram assumidos, expansão de florestas e pradarias; dois cenários com expansões de usos também foram simulados sendo estes: áreas urbanas e terras agrícolas. Com valores bons na análise de eficiência do modelo (COE=0,75) permitindo seu uso na simulação de cenários preditivos.

Schiling *et al.* (2008) utilizaram o modelo SWAT para avaliar os futuros impactos que as mudanças do uso e cobertura na plantação extensiva de milho (*Corn Belts*) podem causar no balanço hídrico sazonal e anual na bacia do rio Raccoon, centro-oeste do estado de Iowa, EUA, chegando a resultados de que as mudanças de uso e cobertura afetarão o balanço hídrico da bacia e refletirão em mudanças drásticas na trajetória das mudanças no uso e cobertura.

No Brasil, algumas aplicações como em Machado (2002); Marchioro (2008), Uzeika (2009) e Hidemi (2008) utilizaram o SWAT para simular o comportamento hidrossedimentológico de bacias hidrográficas mostrando-se satisfatórios quanto à simulação e comparação dos resultados simulados aos medidos, contando com as

interferências quanto à incorporação das formas de relevo para produção de sedimentos (parâmetro que o modelo não utiliza como “*input*”).

Quanto à utilização do modelo na simulação de cenários ambientais preditivos, Machado (2002) utilizou o SWAT na simulação de dois cenários alternativos de uso da terra na bacia do rio Marins, São Paulo. No primeiro considerou uma faixa de 30m de mata ciliar em toda a extensão de cursos d’água e de 50m ao redor das nascentes, de acordo com o Código Florestal.

Com o mesmo propósito, Marchioro (2008), aplicou o Código Florestal Brasileiro para analisar a produção de sedimentos na bacia de Santa Maria, no noroeste fluminense, com COE satisfatório de 0,71 na simulação da vazão representando bem as características físicas da área quanto ao comportamento hidrológico, no entanto obteve um ajuste ruim com COE de -6,11 para concentração de sólidos.

Souza (2011), Baldissera (2005) e Fukunaga (2012) utilizaram o modelo para testar sua aplicabilidade na simulação de vazões mínimas na bacia do altíssimo Rio Negro, ao norte do estado de Santa Catarina e ao sul do estado do Paraná, para a vazão do Rio Cuiabá, Mato Grosso, e para estimar vazões nas bacias hidrográficas do córrego Jaqueira e do Rio Itapemirim no sul do Estado do Espírito Santo, respectivamente.

Na avaliação do comportamento das vazões simuladas, Souza (2011) notou que ao estimar estas vazões, o modelo SWAT considera as variáveis adequadamente na sua estrutura, mostrando que o modelo pode representar a física de bacias hidrográficas de forma coerente. No entanto, a distribuição espacial dos resultados da simulação, embora guardem estreita relação com as variáveis físicas, apresentaram erros significativos. Baldissera (2005) quanto à avaliação estatística do desempenho do modelo, observou que não apresentaram resultados favoráveis para todos os pontos fluviométricos comparados e nem pra todos os cenários testados, não havendo padronização nos testes aplicados e resultados obtidos. E que tanto para Souza (2011) quanto para Baldissera (2005) os resultados pouco satisfatórios estão diretamente ligados à escassez de dados físicos e monitorados para ajustes na calibração, recomendando investir no detalhamento de características físicas o quanto possível e na aplicação do modelo em outras bacias hidrográficas para verificar se os erros nas simulações das vazões mínimas são atribuídos às limitações do modelo.

Por sua vez, Fukunaga (2012) obteve resultados satisfatórios na simulação da vazão para a sub-bacia do Rio Itapemirim e insatisfatórios para a bacia do córrego Jaqueira, atribuindo a estes, a insuficiência na série temporal dos dados de vazão para

calibração e a má qualidade desses dados, contendo falhas que atingiam mais de 1 mês de perda de dados contínuos.

Poucos foram aqueles que como Lino *et al.* (2009), utilizaram o modelo SWAT visando compreender a influência das mudanças de uso e cobertura na resposta de processos hidrológicos em bacias hidrográficas. Lino *et al.* (2009) analisaram a resposta do escoamento superficial na bacia hidrográfica do Rio Preto, de aproximadamente 1000 km², no planalto norte catarinense, simulando quatro cenários com alterações no uso e cobertura da terra. Os resultados obtidos permitiram concluir que para a análise do escoamento superficial na bacia hidrográfica do Rio Preto (SC) pode-se inferir que o modelo SWAT ajustou de forma adequada à simulação da vazão para diferentes cenários de uso, uma vez que os parâmetros estatísticos avaliados foram bons. O cenário de Agricultura em toda a bacia hidrográfica apresentou maior escoamento superficial, enquanto o menor foi obtido pelo uso de mata nativa. O modelo SWAT permitiu a identificação do melhor cenário de uso do solo para escoamento superficial na bacia do Rio Preto. Entretanto, os autores sugerem que novos estudos sejam realizados com dados de entrada no modelo, referentes ao solo, uso do solo e ao modelo digital de elevação, com maior escala de detalhamento, para melhor compreensão da dinâmica hidrológica.

No Brasil, trabalhos com intuito de avaliar as mudanças que alterações nos usos e coberturas podem causar na resposta hidrológica de bacias em regiões serranas ainda são inexistentes.

Para avaliação dos processos hidrológicos simulados pelo SWAT, a bacia hidrográfica em estudo é dividida em sub-bacias, conectadas pelos fluxos superficiais (NEITSCH *et al.*, 2002). Cada sub-bacia contém pelo menos um canal tributário, um canal principal e uma ou múltiplas Unidades de Resposta Hidrológica (URH's). As URH's são porções da sub-bacia representando combinações únicas da topografia, tipo de uso e cobertura e solos.

O uso de URH's se torna particularmente benéfico quando diferentes áreas da bacia são dominadas por usos e tipos de solos diferentes, influenciando nas propriedades físicas e no ciclo hidrológico (ARNOLD *et al.*, 1998; MACHADO, 2002; NEITSCH *et al.*, 2005). Os processos hidrológicos são calculados com base nas URH's e por sub-bacias. A produção de água total da bacia é igual ao somatório dos valores obtidos por sub-bacias ou para a unidade da bacia hidrográfica. Este procedimento

aumenta a precisão das previsões e fornece uma melhor descrição física do balanço de água na bacia.

Os métodos incorporados pelo modelo para o cálculo dos processos hidrológicos em fase de vertente e canal fundamentais para discussão dos objetivos propostos nesse trabalho serão discutidos de forma mais detalhada nos capítulos 2.5 e 2.6.

2.4.1 Simulações dos Processos Hidrológicos: Fase de Vertente

A dinâmica hidrológica utilizada pelo SWAT (Figura 06) para simular a produção de águas superficiais se baseia na seguinte equação do balanço hídrico:

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

SW_t é o conteúdo final de água no solo (mm); SW_0 é conteúdo inicial de água no solo em um dia (mm); t = tempo em dias; R_{day} é a quantidade de precipitação em um dia (mm); Q_{surf} é a quantidade de escoamento superficial em um dia (mm); E_a é a quantidade de evapotranspiração em um dia (mm); W_{seep} é a quantidade de água na zona não saturada proveniente do perfil do solo em um dia (mm) e Q_{gw} é o escoamento de base em um dia (mm).

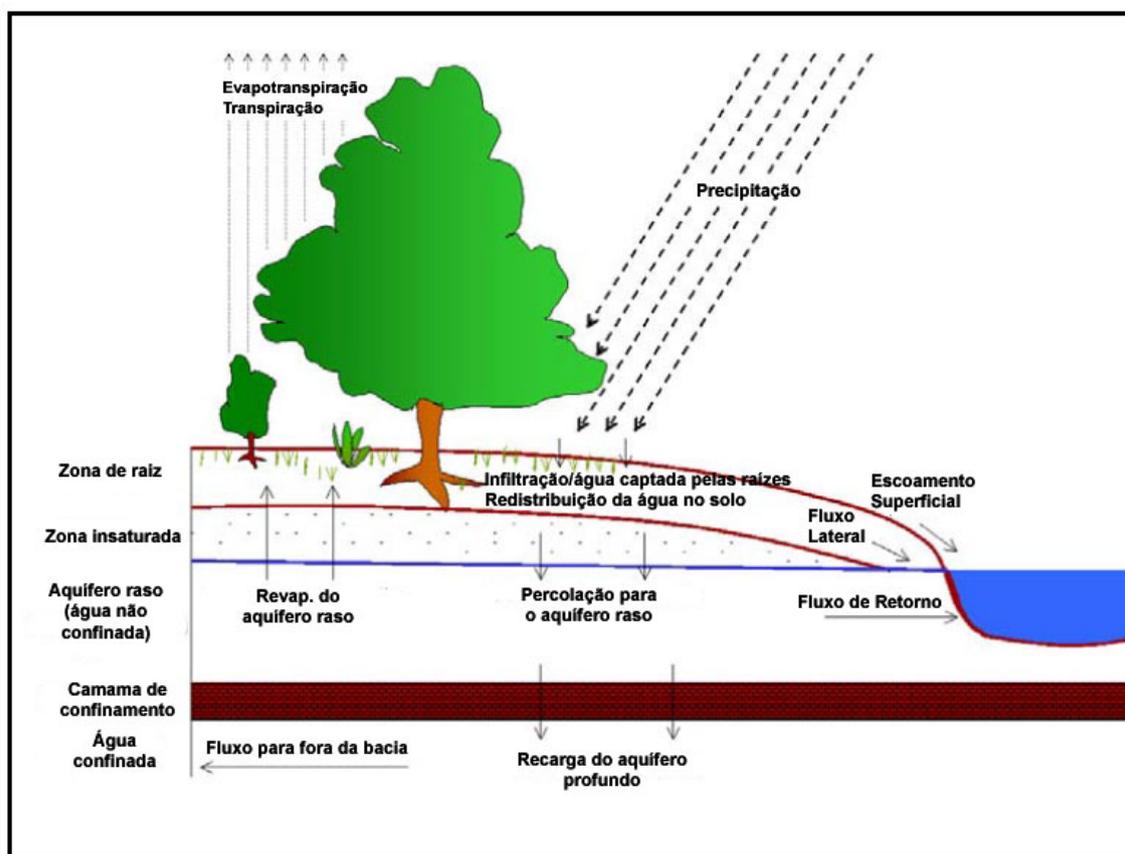


Figura 6: Representação esquemática do ciclo hidrológico, modificado de Neitsch *et al.* (2005).

A quantidade de água no perfil do solo é determinada em função dessas cinco variáveis (Equação 1), sendo os dados de precipitação fornecidos pelo usuário e provenientes de monitoramentos meteorológicos.

Para o cálculo do escoamento superficial no modelo, é possível utilizar o método de Curva Número (CN) (SCS, 1972) ou o método de Infiltração de Green & Ampt. Para o cálculo de evapotranspiração potencial, tem-se disponível os métodos de Hargreaves (HARGREAVES *et al.*, 1985), Priestley-Taylor e Penman-Monteith, podendo ser utilizados de acordo com os dados meteorológicos disponíveis.

Para o cálculo da quantidade de água que se move no solo de uma camada para outra (percolação), considera-se o volume de água drenável na camada do solo e o tempo necessário para atingir o aquífero raso. Finalmente, para o cálculo do fluxo de retorno, que corresponde à quantidade de água do aquífero raso que entra no canal, é utilizada a equação de HOOGHOUTD (NEITSCH *et al.*, 2009). Esse método considera a condutividade hidráulica do aquífero raso, distância entre o divisor de água de cada sub-bacia e o canal principal e a profundidade do lençol freático.

O diagrama abaixo (Figura 7) representa sinteticamente os processos do modelo SWAT, relacionados à simulação de vazões.

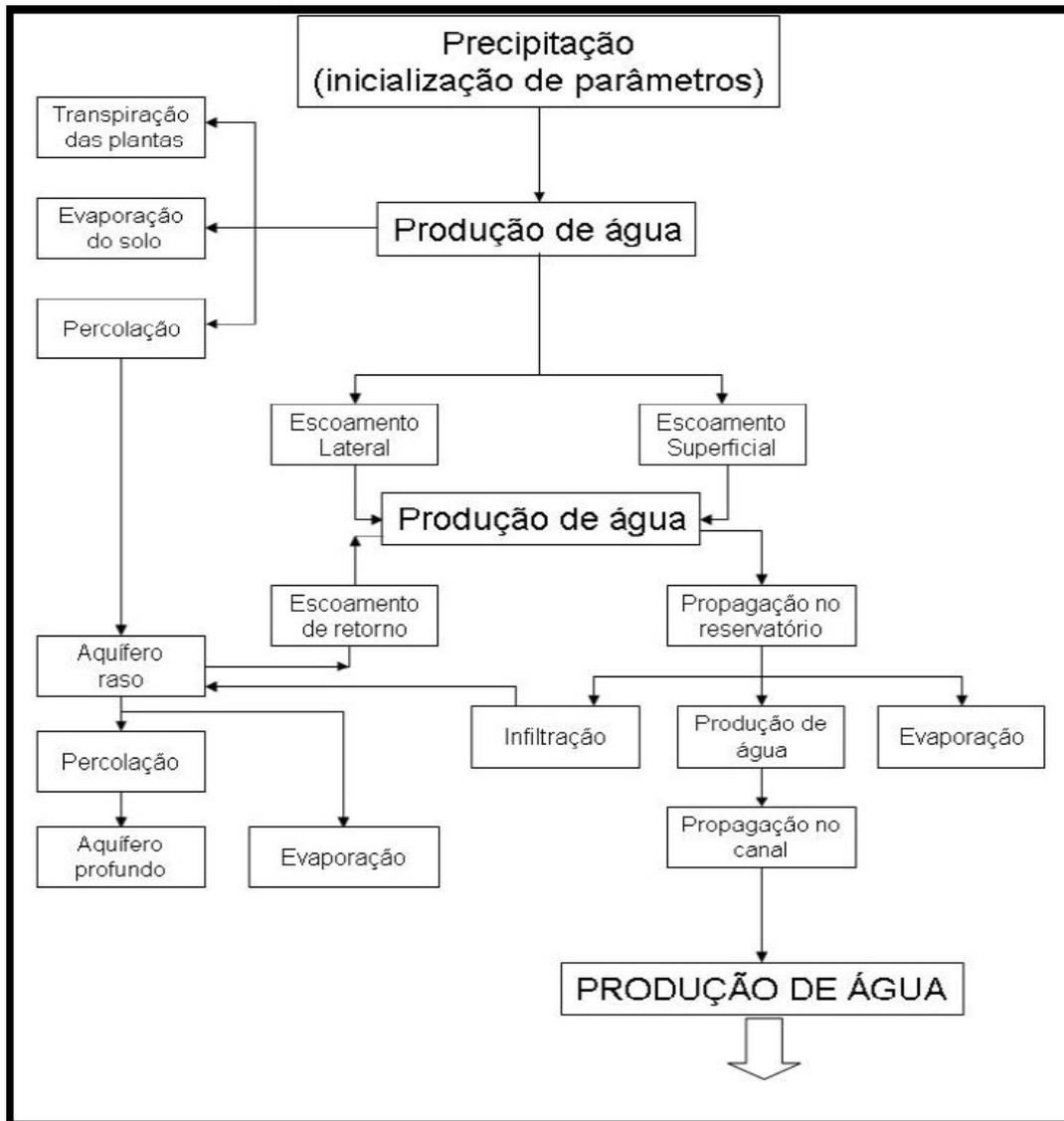


Figura 7: Fluxograma do modelo SWAT, adaptado de King *et al.* (1996).

2.4.2 Escoamento Superficial

Para estimar o escoamento superficial, o modelo SWAT disponibiliza o método de Curva Número (CN) do Serviço de Conservação do Solo (SCS, 1972) ou o método de Infiltração de Green & Ampt. Nesse trabalho, o método de Curva Número foi escolhido para o cálculo do escoamento superficial tendo como base os estudos de Kannan *et al.* (2007). Kannan *et al.* (2007) investiga a performance do modelo em diferentes combinações dos métodos de produção de escoamento e evapotranspiração

fornecidos pelo SWAT, e conclui que em todas as simulações, o método CN apresentou melhor performance na reprodução dos dados de escoamento observados. A escolha do método inclui também o fato de ser o mais utilizado nos projetos de simulação hidrológica com o SWAT.

O método de Curva Número é um modelo de base empírica, com mais de 20 anos de pesquisa envolvendo as relações entre precipitação e vazão, sendo utilizada em todo o mundo devido sua simplicidade e aplicabilidade com exigência de poucos fatores hidrológicos como tipo de solo, uso e cobertura e práticas de manejo. O reduzido número de parâmetros e à relação entre os mesmos e as características físicas da bacia é o motivo por ter sido incorporada em diversos modelos hidrológicos como CREAMS (KNISEL, 1980), GLEAMS (LEONARD et al., 1987), EPIC (WILLIAMS et al., 1984), SWIM (KRYSAKOVA et al., 2000), SWAT (ARNOLD et al., 1998) entre outros. O método CN é representado pela seguinte equação:

$$Q_{\text{sup}} = \frac{(R_{\text{dia}} - I_a)}{R_{\text{dia}} - I_a + S} \quad (2)$$

Sendo:

Q_{sup} : Escoamento superficial acumulado (mm); R_{dia} : chuva em um dia; I_a : é a perda inicial (armazenamento no terreno, a interceptação pelo dossel e a infiltração no solo antes de iniciar o escoamento superficial em mm); S: retenção de água no solo.

A retenção de água no solo é definida como uma função de CN, variando espacialmente, em função dos diferentes tipos de solo, uso, manejo e declividade e com o tempo, em função das alterações de umidade do solo, como demonstrada pela equação:

$$S = 25,4 \left(\frac{100}{CN} - 10 \right) \quad (3)$$

Em que CN é a curva número diária.

Como I_a é comumente aproximada ao valor de 0,2, a equação (2) pode ser reescrita tornando-se:

$$Q_{\text{sup}} = \frac{(R_{\text{dia}} - 0.2S)}{R_{\text{dia}} - 0.8S} \quad (4)$$

De forma que o escoamento ocorrerá apenas quando $R_{\text{dia}} > I_a$, logo, quando a chuva for maior que a perda de água inicial por interceptação, infiltração ou armazenamento no terreno.

A escala de CN não é linear, variando entre os valores de 1 a 100. Os extremos correspondem respectivamente a uma cobertura permeável até uma cobertura impermeável. A representação gráfica para a equação pode ser observada na figura 8.

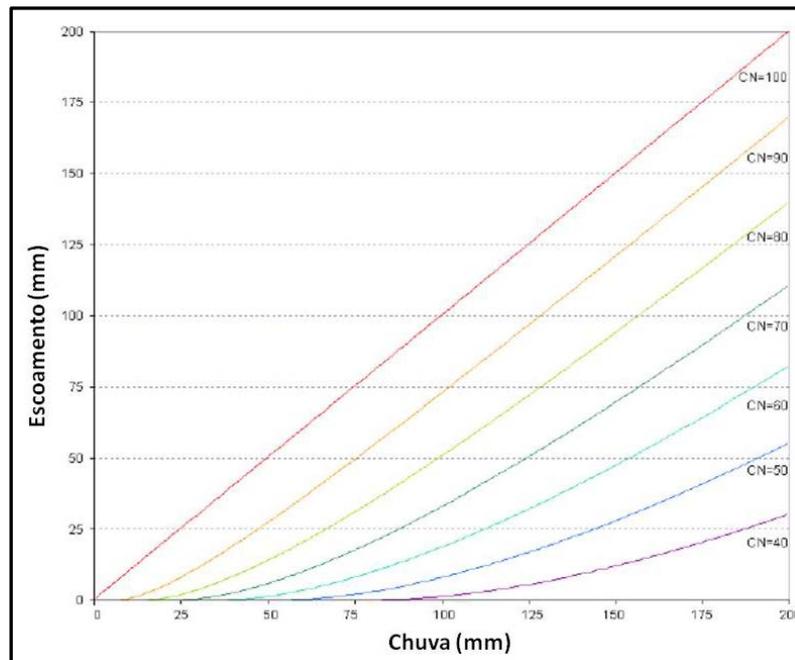


Figura 8: Relação de chuva para escoamento no método de CN (NEITSCH et al., 2009).

O método da CN é uma função da permeabilidade do solo, dos tipos de uso e cobertura e das condições de umidade antecedente (NEITSCH et al., 2009). Para condições de umidade antecedente as CN's são divididas em três grupos, CN_1 para condição I de umidade: situação em que os solos estão secos; CN_2 para condição II de umidade: situação média de umidade de solo, no qual apresentam umidade de capacidade de campo e CN_3 , para condição III de umidade: situação em que os solos estão saturados.

Valores típicos de CN em condição de umidade antecedente II para vários tipos de uso e cobertura do solo podem ser encontrados em Neitsch et al. (2009), sendo os mesmos previamente disponibilizados na base de dados do modelo.

O modelo inicia suas simulações incorporando a condição de umidade antecedente CN_2 , podendo ainda ser ajustados (a critério do usuário) para diferentes declividades de acordo com a equação de WILLIAMS (NEITSCH et al., 2009).

$$CN_{2s} = \frac{(CN_3 - CN_2)}{3} \cdot [1 - 2 \cdot \exp(-13,86 \cdot slp)] + CN_2 \quad (5)$$

Sendo CN_{2s} condição de umidade antecedente II para curva número ajustada à declividade; CN_3 condição de umidade antecedente III para curva número para declividade de 5% (SWAT); CN_2 condição de umidade antecedente II para curva número para declividade de 5% (SWAT *default*); slp é a declividade média da sub-bacia.

Para permeabilidade dos solos o modelo utiliza a classificação das características de infiltração dos solos de acordo com U.S Natural Resource Conservation Service (NEITSCH et al., 2009). Os solos são classificados em A, B, C ou D, sendo que a infiltração é decrescente do grupo A para o D.

No entanto, Lombardi Neto et al. (1989) e Sartori et al. (2005) consideram que esta classificação não contempla todas as características dos solos brasileiros. Propuseram então uma classificação para as condições brasileiras, com base nas características de cada tipo de solo e sua resistência à erosão, a saber:

Grupo Hidrológico A

- Solos muito profundos (prof. > 200cm) ou profundos (100 a 200 cm); com alta taxa de infiltração e com alto grau de resistência à erosão; solos com textura média; solos de textura argilosa ou muito argilosa desde que a estrutura apresente alta macroporosidade no perfil; solos bem ou excessivamente drenados; Razão textural = <1,2; Índice K = 1,25.
- Grandes grupos de solos: Latossolo amarelo, Latossolo vermelho amarelo, vermelho (ambos de textura argilosa ou muito argilosa e com alta

microporosidade); Latossolo amarelo e vermelho amarelo (ambos de textura média, mas com horizonte superficial não arenoso)

Grupo Hidrológico B:

- Solos profundos (100 a 200 cm); solos com moderada taxa de infiltração e também moderada resistência e tolerância à erosão; solos de textura arenosa ao longo do perfil ou textura média com horizonte superficial arenoso; solos de textura argilosa ou muito argilosa, desde que a estrutura apresente boa macroporosidade no perfil; Razão textural = 1,2 a 1,5; Índice K = 1,1.
- Grandes grupos de solos: Latossolo amarelo e vermelho amarelo (ambos de textura média, mas com horizonte superficial de textura arenosa); Latossolo bruno, Nitossolo vermelho, Neossolo quartzarênico, Argissolo vermelho ou vermelho amarelo (de textura arenosa/média, média/argilosa, argilosa/argilosa ou argilosa/ muito argilosa que não apresentam mudança textural abrupta)

Grupo Hidrológico C:

- Solos profundos (100 a 200 cm.) ou pouco profundos (50 a 100 cm.); solos com baixa taxa de infiltração e baixa resistência e tolerância à erosão; Razão textural = >1,5; Índice K = 0,9.
- Grandes grupos de solos: Argissolo pouco profundo (não apresentando mudança textural abrupta) ou Argissolo vermelho, Argissolo vermelho amarelo e Argissolo amarelo (profundos e apresentando mudança textural abrupta); Cambissolo (textura média) e Cambissolo háplico ou húmico (com características físicas semelhantes aos Latossolos); Espodossolo ferrocárbico; Neossolo flúvico.

Grupo Hidrológico D:

- Solos rasos (prof. < 50cm.); solos com taxa de infiltração muito baixa, apresentando pouquíssima resistência e tolerância à erosão; solos orgânicos; Razão textural = muito variável; Índice K = 0,75.
- Grandes grupos de solos: Neossolo litólico; Organossolo; Gleissolo; Chernossolo; Planossolo; Vertissolo; Alissolo; Luvissolo; Plintossolo; Solos de mangue; Afloramentos de rocha; demais Cambissolos (que não se enquadram no grupo C); Argissolo vermelho amarelo e Argissolo amarelo (ambos pouco profundos e associados à mudança textural abrupta).

2.4.3 Armazenamento no Dossel

A quantidade de água armazenada no dossel é uma função da densidade da cobertura do extrato vegetal e da morfologia da espécie da planta definidos pelo índice de área foliar (IAF) e pode alterar de forma significativa a estimativa da evapotranspiração, infiltração e escoamento superficial (NEITSCH et al., 2005; NEITSCH et al., 2009).

No momento em que é calculado o escoamento superficial, o método de CN incorpora a interceptação pelo dossel na variável I_a (perdas iniciais). Essa variável também inclui armazenamento de água na superfície e infiltração, estimado como 20% do valor do parâmetro de retenção para um dia (NEITSCH et al., 2005).

2.4.4 Evapotranspiração

A evapotranspiração compreende todos os processos de transformação da água da superfície da terra para vapor (evaporação, transpiração e sublimação) e é um dos principais meios de saída de água da bacia.

A evapotranspiração potencial foi um conceito inserido por Thornthwaite na classificação climática, sendo o total de água transferida para a atmosfera por evaporação e transpiração de uma superfície extensa e coberta de vegetação e bem suprida de água (NEITSCH et al., 2009).

Existem vários métodos de determinação da evapotranspiração, destes, três são disponibilizados pelo SWAT: Penman-Monteith, o método de Priestley-Taylor e o método de Hargreaves (NEITSCH et al., 2009). O método utilizado para o cálculo da evapotranspiração nesse trabalho foi o de Penman-Monteith. Atribui-se a escolha desse método por requerer variáveis como radiação solar, temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento, disponíveis para realização desse trabalho.

$$\lambda E = \frac{\Delta(H_{net} - G) + \rho_{ar} \cdot c_p \frac{[e_z^o - e_z]}{r_a}}{\Delta + \gamma \left(1 + \frac{r_c}{r_a}\right)} \quad (6)$$

Sendo: λE o fluxo de densidade do calor latente ($\text{MJ.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$); E é a altura da taxa de evaporação (mm.d^{-1}); Δ : é a declividade da curva de saturação da pressão de vapor com a temperatura; H_{net} é a radiação líquida ($\text{MJ.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$); G é a densidade de fluxo de calor do chão ($\text{MJ.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$); ρ_{ar} é a densidade do ar (kg.m^{-3}); c_p é o calor específico a pressão constante ($\text{MJ.kg}^{-1}.\text{°C}^{-1}$); e_z^o é a pressão de saturação do vapor no ar na altitude z (kPa), e_z é a pressão de vapor da água no ar na altitude z (kPa); γ é a constante psicrométrica (kPa.°C^{-1}); r_c é a resistência de interceptação vegetal (s.m^{-1}) e r_a é a resistência aerodinâmica (s.m^{-1}).

2.4.5 Taxa de Escoamento de Pico

A taxa de escoamento de pico é o fluxo máximo de escoamento provocado por um evento de chuva, sendo calculado no SWAT pelo método racional modificado.

$$q_{peak} = \frac{a_{tc} \cdot Q_{surf} \cdot Area}{3,6 \cdot t_{conc}} \quad (7)$$

Onde a_{tc} é a fração do escoamento diário que ocorre durante o tempo de concentração, Q_{surf} é o escoamento superficial (mm), e t_{conc} é o tempo de concentração para a sub-bacia (h).

O método racional é baseado no pressuposto de que se uma intensidade de chuva i se inicia no tempo $t = 0$ e continua por tempo indeterminado, a vazão irá aumentar junto ao tempo de concentração $t = t_{con}$, quando toda área da bacia está contribuindo para o fluxo no exutório (NEITSCH *et al*, 2005). Já o método racional modificado relaciona a vazão de pico com a precipitação diária que atinge o solo.

2.4.6 Escoamento Lateral

O escoamento lateral é significativo em solos com uma camada superficial com alta condutividade hidráulica seguido de uma camada permeável ou impermeável.

O modelo SWAT incorpora um modelo de armazenamento cinemático para o escoamento sub-superficial (NEITSCH et al., 2009). Este modelo de armazenamento cinemático é baseado na equação do balanço de massa (balanço de massa líquida) onde o segmento em declive é utilizado como volume de controle:

$$Q_{lat} = 0,024 \cdot \left(\frac{2 \cdot SW_{ly,excess} \cdot K_{sat} \cdot SLP}{\phi_d \cdot L_{hill}} \right) \quad (8)$$

Q_{lat} : é a quantidade de água que escoia sub-superficialmente (mm); $SW_{ly,excess}$: é o volume drenável de água na camada de solo (mm); K_{sat} : é a condutividade hidráulica saturada (mm.h^{-1}); slp : declividade média da sub-bacia (m.m^{-1}); ϕ_d : é a porosidade drenável da camada de solo (mm.mm^{-1}) e L_{hill} é o comprimento do declive (m).

2.4.7 Percolação

A percolação é calculada para cada camada de solo no perfil usando o mecanismo de propagação de armazenamento, associado a um modelo de fluxo para os horizontes e fendas no solo (ARNOLD et al., 1998; NEITSCH et al., 2002; MARCHIORO, 2008). Ocorrerá somente quando o conteúdo de água em um horizonte do solo em um dia for maior que conteúdo de água em um horizonte de solo na capacidade de campo.

O volume de água disponível para percolação em cada horizonte de solo é calculado pela equação:

$$SW_{ly,excess} = SW_{ly} - FC_{ly} \quad (9)$$

Onde: $SW_{ly,excess}$: conteúdo drenado de água no horizonte do solo em um dia (mm);
 SW_{ly} : conteúdo de água em um horizonte do solo em um dia (mm); FC_{ly} : conteúdo de
 água em um horizonte de solo na capacidade de campo (mm)

2.4.8 Águas subterrâneas

O modelo SWAT simula dois aquíferos para cada sub-bacia, o aquífero raso (que contribui para o fluxo no canal principal ou dentro da bacia) e o aquífero confinado (a água que entra nesse aquífero é assumido pelo modelo como contribuição de fora da bacia) (ARNOLD *et al.*, 1998; NEITSCH *et al.*, 2009).

O balanço hídrico do aquífero raso é definido por:

$$aq_{sh,i} = aq_{sh,i-1} + w_{rchr} - Q_{gw} - w_{revap} - w_{deep} - w_{pump,sw} \quad (10)$$

Onde $aq_{sh,i}$ é a quantidade de água armazenada no aquífero raso no dia i (mm); $aq_{sh,i-1}$ é a quantidade de água armazenada no aquífero raso no dia $i-1$ (mm); w_{rchr} é a recarga no aquífero no dia i (mm); Q_{gw} é o escoamento subterrâneo ou de base para o canal principal no dia i (mm); w_{revap} é o escoamento que retorna ao perfil do solo (mm); w_{deep} é a percolação da água do aquífero raso para o profundo (mm) e $w_{pump,sw}$ é a água retirada do aquífero raso (mm).

A recarga do aquífero através da percolação não é instantânea, podendo ocorrer em um ou mais dias, calculada pela equação 11:

$$w_{rchr,i} = (1 - e^{-1/\delta_{gw}}) \cdot w_{seep} + e^{-1/\delta_{gw}} \cdot w_{rchr,i-1} \quad (11)$$

Onde $w_{rchr,i}$ é a recarga do aquífero no dia i (mm); δ_{gw} é o tempo de resposta do aquífero (dias); w_{seep} é a quantidade de água que drena do solo (mm) e $w_{rchr,i-1}$ é a recarga do aquífero no dia $i-1$.

A água que drena do solo no dia i é calculada pela equação:

$$W_{seep} = W_{perc,ly=n} + W_{crk,btm} \quad (12)$$

Onde w_{seep} é a quantidade de água no topo do perfil do solo (mm); $w_{perc,ly=n}$ é a água que percola da camada mais baixa, n, do perfil de solo no dia i , em (mm) e $w_{crk,btm}$ é a quantidade de água após a camada mais baixa do perfil de solo devido ao desvio de fluxo (mm).

O aquífero raso contribui para o fluxo de base do canal principal, sendo este fluxo calculado pelo modelo pela equação:

$$Q_{gw} = \frac{8000 \cdot K_{sat}}{L_{gw}^2} \cdot h_{wtbl} \quad (13)$$

Sendo, Q_{gw} o escoamento de base (mm); K_{sat} a condutividade hidráulica do aquífero (mm/dia); L_{gw} é o comprimento do dreno (m) e h_{wtbl} é a cota piezométrica (m).

O SWAT simula o movimento da água na interface entre as zonas saturada e não-saturada com a formação de franjas capilares que fluem em sentido ascendente e é função da demanda de água pela evapotranspiração, este processo é denominado “*revap*” (NEITSCH *et al*, 2009). A quantidade máxima de água que pode ser removida do aquífero por “*revap*” em um dia qualquer é calculada pela equação:

$$W_{revap, mx} = \beta_{rev} \cdot E_0 \quad (14)$$

Onde $W_{revap, mx}$ é a quantidade máxima de água que é retirada do aquífero (mm); β_{rev} é o coeficiente de “*revap*” e E_0 é a evapotranspiração potencial (mm).

2.5 SIMULAÇÕES DOS PROCESSOS HIDROLÓGICOS: FASE DO CANAL FLUVIAL DAS SUB-BACIAS

Para simulação do volume e da velocidade da água no canal, o SWAT utiliza a equação de Manning, o tempo de propagação é computado pela divisão do comprimento do canal pela velocidade (NEITSCH *et al.*, 2009).

Para tal, são necessários o comprimento, a profundidade, largura e o número de canais, declividade lateral dos canais, declividade e número de planícies de inundação e o número total de canais.

A vazão é calculada pelas equações:

$$q_{ch} = \frac{A_{ch} \cdot R_{ch}^{2/3} \cdot slp_{ch}^{1/2}}{n} \quad (15)$$

$$v_c = \frac{R_{ch}^{2/3} \cdot slp_{ch}^{1/2}}{n} \quad (16)$$

Em que: q_{ch} , vazão em cada segmento do canal (m³/s); A_{ch} , área da seção transversal do canal (m²); R_{ch} , raio hidráulico para uma dada profundidade (m); slp_{ch} , declividade ao longo do canal (m/m); n , coeficiente de Manning para o canal; v_c é a velocidade do fluxo (m/s).

As perdas de água por evaporação são estimadas com base na equação:

$$E_{ch} = coef_{ev} \cdot E_o \cdot L_{ch} W fr_{\Delta t} \quad (17)$$

Sendo $coef_{ev}$, coeficiente de evaporação; E_o , evaporação potencial (mm); L_{ch} , comprimento do canal (km ou m); W , largura da lâmina de água no canal (m) e $fr_{\Delta t}$, tempo que a água flui pelo canal.

3 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO BONFIM

3.1 LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA

Com 30,3 km², a bacia hidrográfica do Bonfim integra uma das sub-bacias do Piabanha e localiza-se na Região Serrana do Estado do Rio de Janeiro, nos limites do bairro Corrêas, no município de Petrópolis (Figura 9).

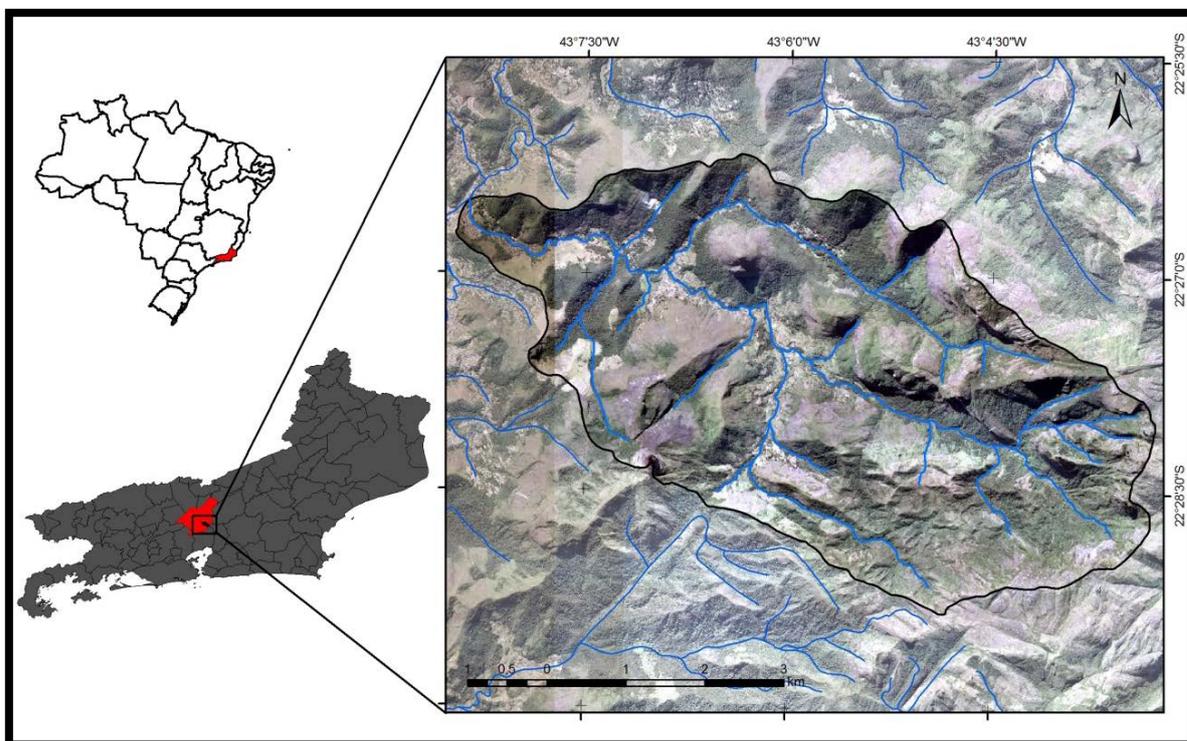


Figura 9: Localização da Bacia Hidrográfica do Bonfim, Região Serrana, Rio de Janeiro.

Parte da bacia está situada nos limites do Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO) (Figura 10), Unidade de Conservação (UC) criada em 1939 com intuito de preservar as nascentes e a Mata Atlântica da região serrana. A Unidade de Conservação foi criada através do Decreto-Lei nº 1822, totalmente em terras particulares e sem definição de seus limites reais. Este decreto estabelecia somente que as terras do PARNASO estariam entre os municípios de Teresópolis, Petrópolis e Magé (Guapimirim se emancipou posteriormente de Magé) (ICMBIO, 2008, LAWALL, 2010). Somente em 1984, através do Decreto nº 90.023 que as terras foram delimitadas, gerando um lapso de tempo de 45 anos. Neste tempo, as terras foram ocupadas por famílias de agricultores, deflagrando assim os conflitos fundiários persistentes na história do Parque.

Seis setores fundiários foram classificados por Rocha (2002), utilizando principalmente as divisas dos municípios que, normalmente, passam pelas vertentes da serra e que, na maioria das vezes, também se constituem nas divisas das propriedades.

Dentre os setores, o Bonfim possui intensos conflitos fundiários com o Parnaso pela posse das terras de antigos agricultores que defendem suas posições. Os mesmos alegam que o uso e ocupação das terras do Bonfim são anteriores a delimitação dos limites do PARNASO, o que seria uma incongruência a inclusão dessa comunidade em uma Unidade de Preservação Integral (LAWALL, 2010).

Em 1989 foi criada a Associação de Produtores Rurais do Bonfim que, hoje, junto à Comissão de Defesa dos Direitos Humanos (CDDH) e da EMATER-RJ, representa os interesses da comunidade junto ao PARNASO.

Uma nova proposta de limite foi formulada para o Parque, estando em vias de aprovação. Na Figura 10 é possível observar os limites da bacia do Bonfim, o limite atual do PARNASO e o novo limite proposto, que exclui parte do vale do Bonfim (no qual se concentram as atividades agrícolas estabelecidas na bacia). A pesquisa desenvolvida nesse trabalho utilizou a nova proposta de limite do PARNASO como referência para simulação de cenários com alterações no uso e cobertura vigente na bacia.

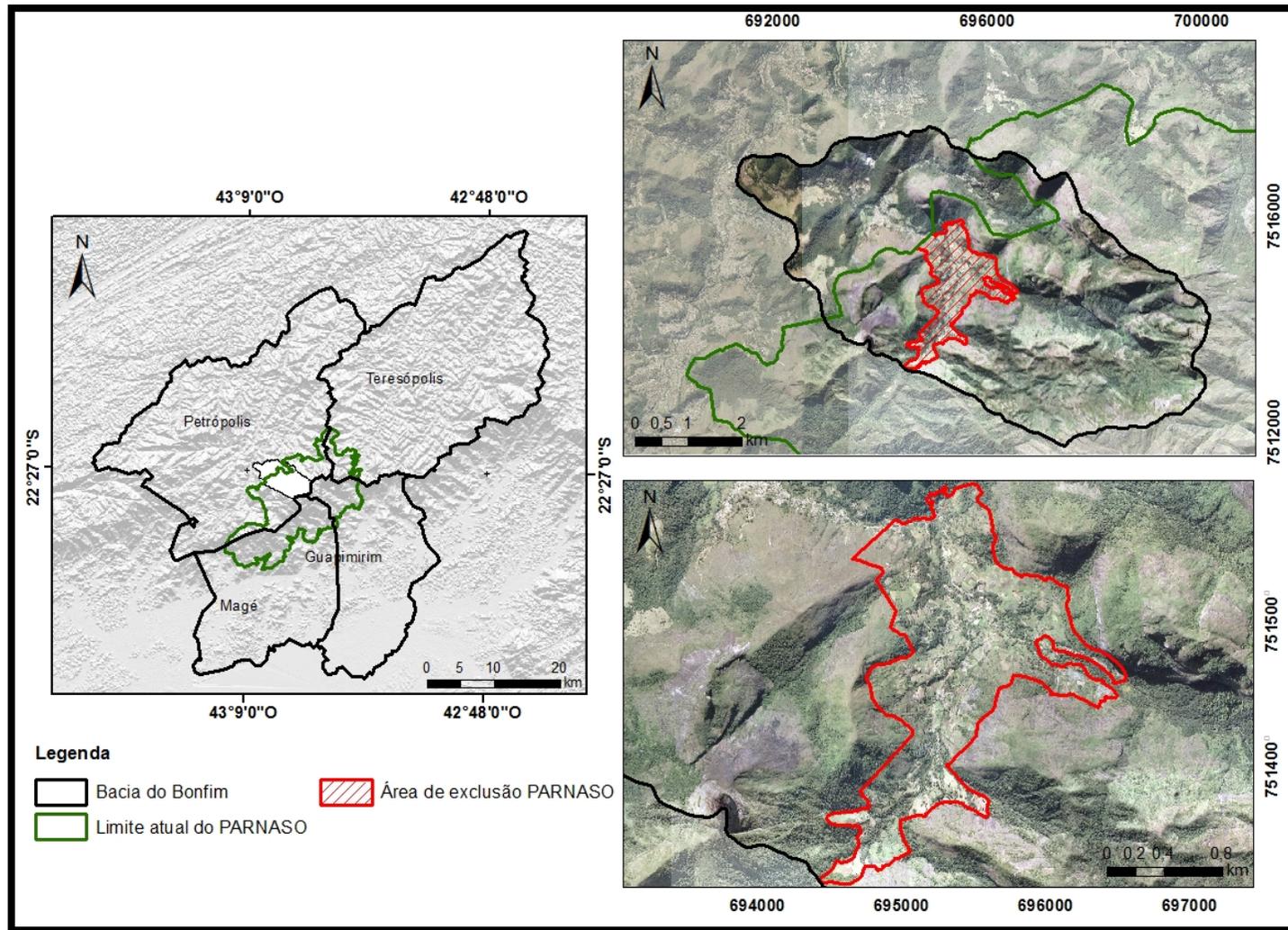


Figura 10: Delimitações do PARNASO com destaque para a área da bacia que contempla o vale do Bonfim excluída do novo limite proposto (ICMBIO, 2008).

3.2 COBERTURA E USO DA TERRA

Originalmente, a bacia do Bonfim está classificada sob domínio da Floresta Tropical Pluvial Atlântica. Suas formações florestais são de modo geral matas secundárias em estágios inicial e médios de sucessão originadas do replantio pós-ciclo intensivo de produção agrícola e em contato abrupto com afloramentos rochosos (Figura 11), representando a classe dominante e sendo bem distribuídas ao longo da bacia. Segundo Lawall (2010), o replantio foi realizado em ação conjunta da comunidade rural com o parque, fazendo parte das ações preservacionistas e manutenção de recursos, como a água, que além de abastecer todo o vale, é utilizada para abastecimento dos bairros de Corrêas e Nogueira, no distrito de Cascatinha em Petrópolis.

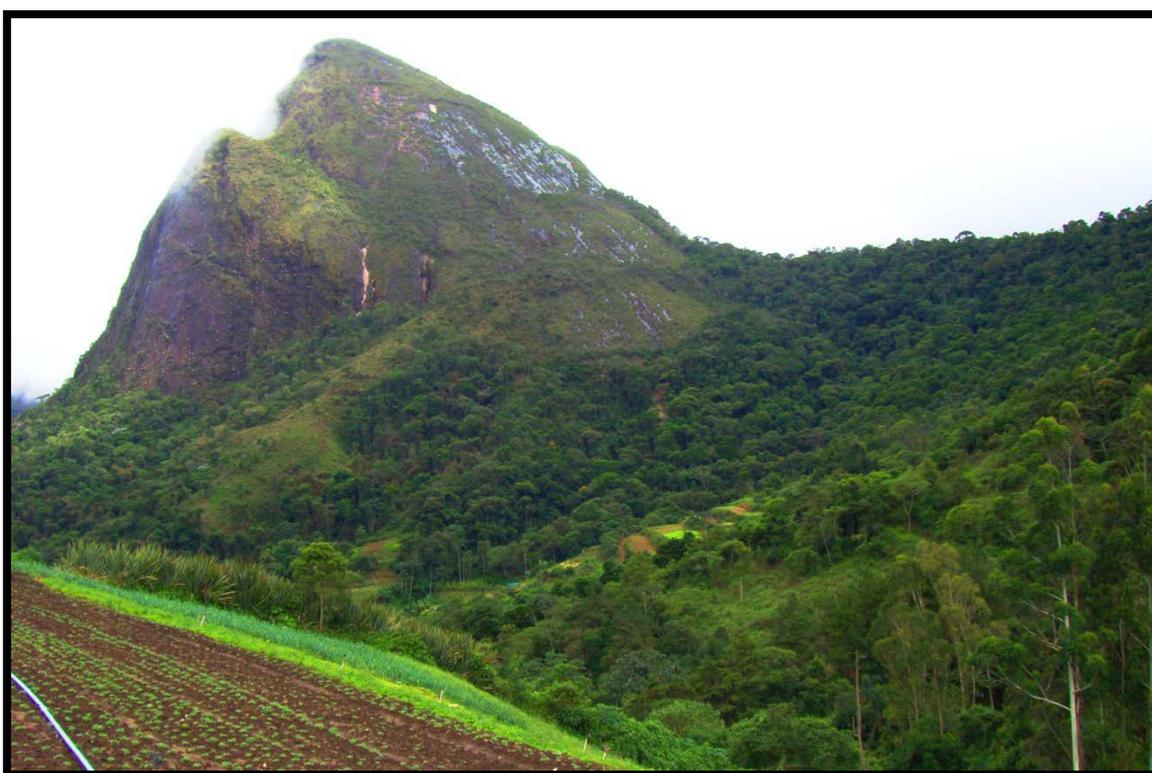


Figura 11: Floresta em contato abrupto com rocha. Foto: LAWAL, 2009.

No alto curso, podemos destacar a predominância dos afloramentos rochosos e da vegetação rupestre (Figura 12) além de receber outra atividade bastante presente na bacia, o turismo de aventura e o ecoturismo. Estes serviços são oferecidos por pousadas e um campo de aventuras. Ainda nessa porção da bacia localiza-se uma das sedes do Parque Nacional da Serra dos Órgãos (sede Petrópolis).



Figura 12: Afloramento Rochoso com vegetação rupestre, alto Bonfim. Foto; SILVA, A.C, 2012.

No médio curso, há uma concentração da atividade agrícola, iniciando nos vales, limitada por áreas de baixadas e se expandindo ao longo de algumas colinas de topos convexos (Figura 13). A bacia do Bonfim recebe como principal atividade econômica a produção de hortaliças e algumas parcelas com plantas ornamentais. O manejo dessas atividades é feito sob rotação de culturas com descanso curto do solo, de em média 2 meses, após os ciclos de plantio e colheitas. A adubagem é orgânica com o uso de esterco de animais, restos de colheitas anteriores e conta com o uso de fertilizantes químicos para otimizar a produtividade, além de agrotóxicos para evitar pragas. O preparo da terra é feito com arados mecânicos e a irrigação por aspersão, técnica comumente usada em terrenos com níveis mais elevados que a fonte de água, encostas muito inclinadas e terrenos irregulares (LAWALL, 2010).



Figura 13: Atividade agrícola da bacia do Bonfim. Foto: PEIXOTO, M. N. O., 2012

O baixo curso é caracterizado por ocupação urbana, normalmente sob a forma de condomínios e casas de veraneio, próximo à foz do rio Bonfim, e também pela presença de moradias proveniente de uma expansão urbana irregular que se estendem até os limites das áreas agrícolas (LAWALL, 2010). Intercaladas às áreas urbanas é possível encontrar áreas de gramíneas normalmente caracterizadas por clareiras e sítios ou casas de veraneio com vastos terrenos e áreas pouco contruídas. Nos limites da bacia próximo à foz ainda se encontram propriedades de pequenos produtores.

3.3 CARACTERIZAÇÃO DOS FATORES AMBIENTAIS: CLIMA, GEOLOGIA, GEOMORFOLOGIA E SOLOS

3.3.1 Clima

Segundo a classificação de Köppen, o clima da Região Serrana pode ser classificado como do tipo Cfb, Clima mesotérmico com temperatura média variando entre 13° a 23°C, com verões brandos e temperatura amenizada pela altitude (LAWALL, 2010; ICMBio, 2008)

De acordo com a classificação de tipos climáticos de Thornthwaite, a região serrana apresenta clima superúmido, com pouco ou nenhum déficit de água, e mesotérmico, com calor bem distribuído o ano todo (ICMBIO, 2008).

A elevada pluviosidade da região relaciona-se além da localização da bacia em região tropical e proximidade da superfície oceânica, às intervenções dos mecanismos dinâmicos de massas de ar polares e oceânicas e linhas de instabilidade, e fatores estáticos orográficos proporcionados pela orientação SO/NE da Serra do Mar (ICMBIO, 2008).

O comportamento climático da bacia hidrográfica do Bonfim é fortemente influenciado pela orografia, conferindo-lhe estações definidas e altos índices pluviométricos, principalmente nos meses de novembro a janeiro como podemos observar na Figura 14. Os meses de maio a agosto são marcados por baixíssimos índices pluviométricos, como pode ser observado no gráfico da média mensal de chuvas na bacia do Bonfim no período 2007- 2010. Estes dados são baseados numa estação pluviométrica localizada no terço médio da bacia.

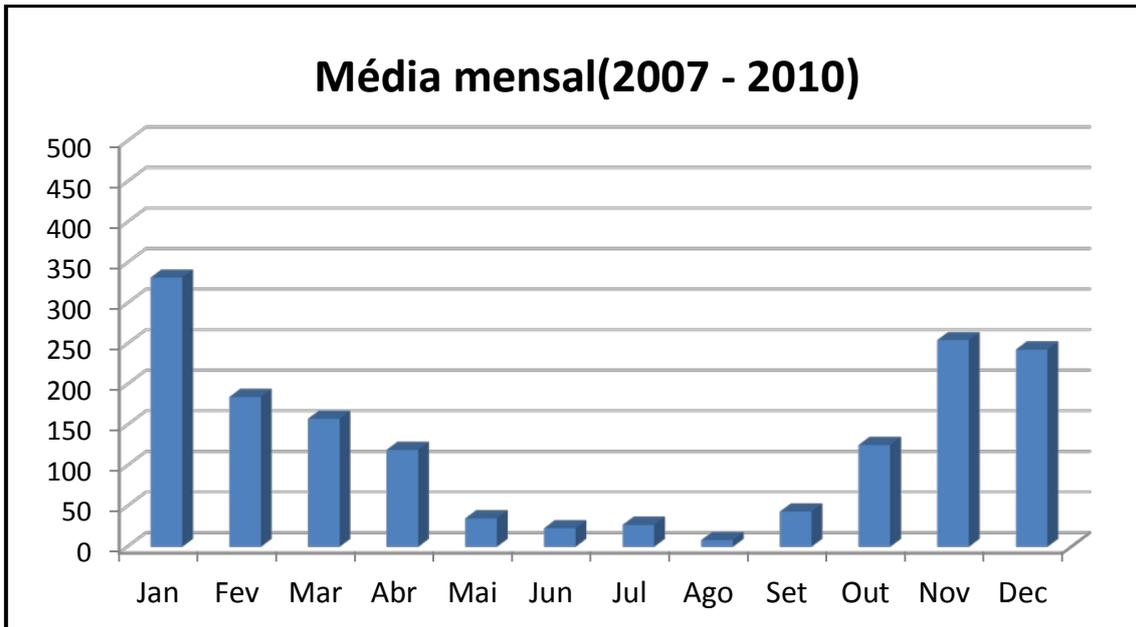


Figura 14: Média mensal de chuvas na bacia do Bonfim no período 2007-2010.

3.3.2 Geologia

Na Região Serrana, as litologias pré-cambrianas e eopaleozóicas estão individualizadas em unidades de mapeamento. Entre estas unidades, as que predominam no Bonfim são Batólito Serra dos Órgãos, representado por biotita granitos a granodioritos gnáissicos, leocognitos gnáissicos e em menor expressão, os granitos pós colisionais (representado pelos granitos Andorinha) (ICMBIO, 2008).

Estas descrições estão baseadas no Mapa Geológico do Parque Nacional da Serra dos Órgãos descrita no Projeto Carta Geológica do Estado do Rio de Janeiro (DRM/RJ) na escala de 1:50.000. A Bacia do Bonfim insere-se na folha Itaipava (SF-23-Z-B-I-4 – IBGE, 1986) e conta com um sistema de falhas e fraturas atuando na formação de fluxos preferenciais na bacia (LAWALL, 2010; ICMBIO, 2008).

3.3.3 Geomorfologia

A região do Bonfim está situada na Unidade Serra dos Órgãos (*RADAMBRASIL*, 1983). O reverso deste conjunto topográfico é definido por seu aspecto morfoestrutural, caracterizado por lineações de vales estruturais de cristas serranas, maciços graníticos, morros com desníveis altimétricos acentuados e alvéolos intermontanos. Essas feições

refletem áreas de dobramentos remobilizados sob a forma de blocos justapostos. A drenagem da Serra dos Órgãos se desenvolve sob o controle lito-estrutural, apresentando padrões paralelos e sub-paralelos (*RADAMBRASIL*, 1983).

Os aspectos geomorfológicos da bacia hidrográfica do Bonfim são típicos de regiões serranas, com colinas, zonas montanhosas e, vertentes extremamente escarpadas com paredões abruptos (Figura 15); vales estruturais encaixados obedecendo ao controle lito-estrutural, seguindo planos de falhas e fraturas; áreas deposicionais fluviais pouco expressivas, restringindo-se basicamente às proximidades da foz e as áreas de baixas declividades junto aos vales fluviais onde se estabeleceu a agricultura e a ocupação urbana. É notória a presença de calhaus e matacões na bacia, nos leitos fluviais e encostas onde a mata já foi removida (Figura 16).

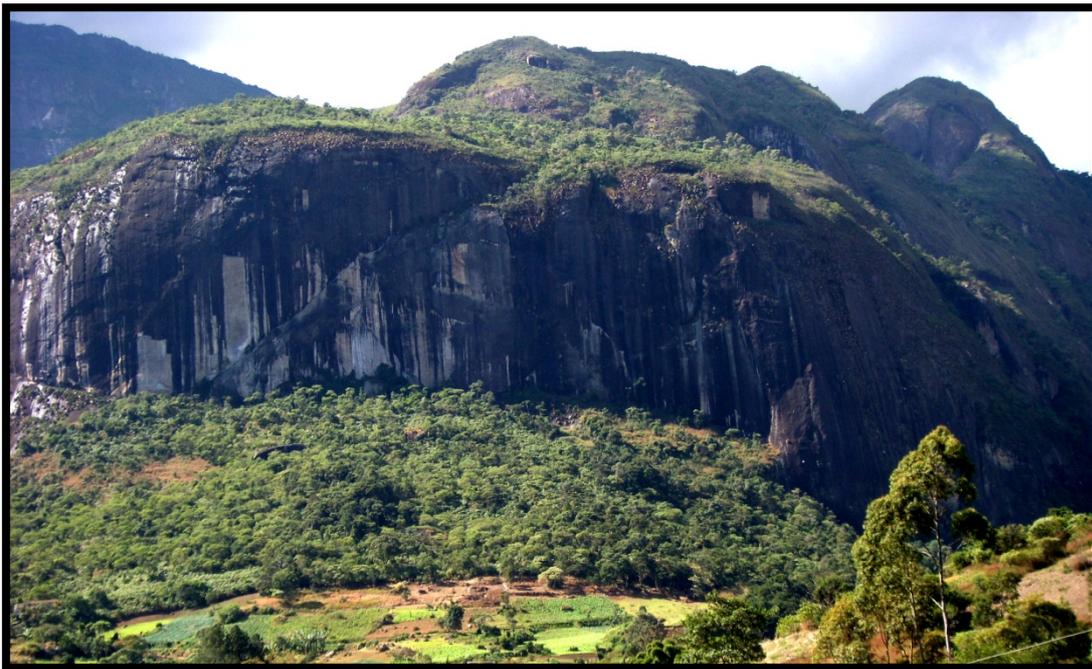


Figura 15: Paredão abrupto no médio curso do rio Bonfim. Foto: SILVA, A. C., 2012.

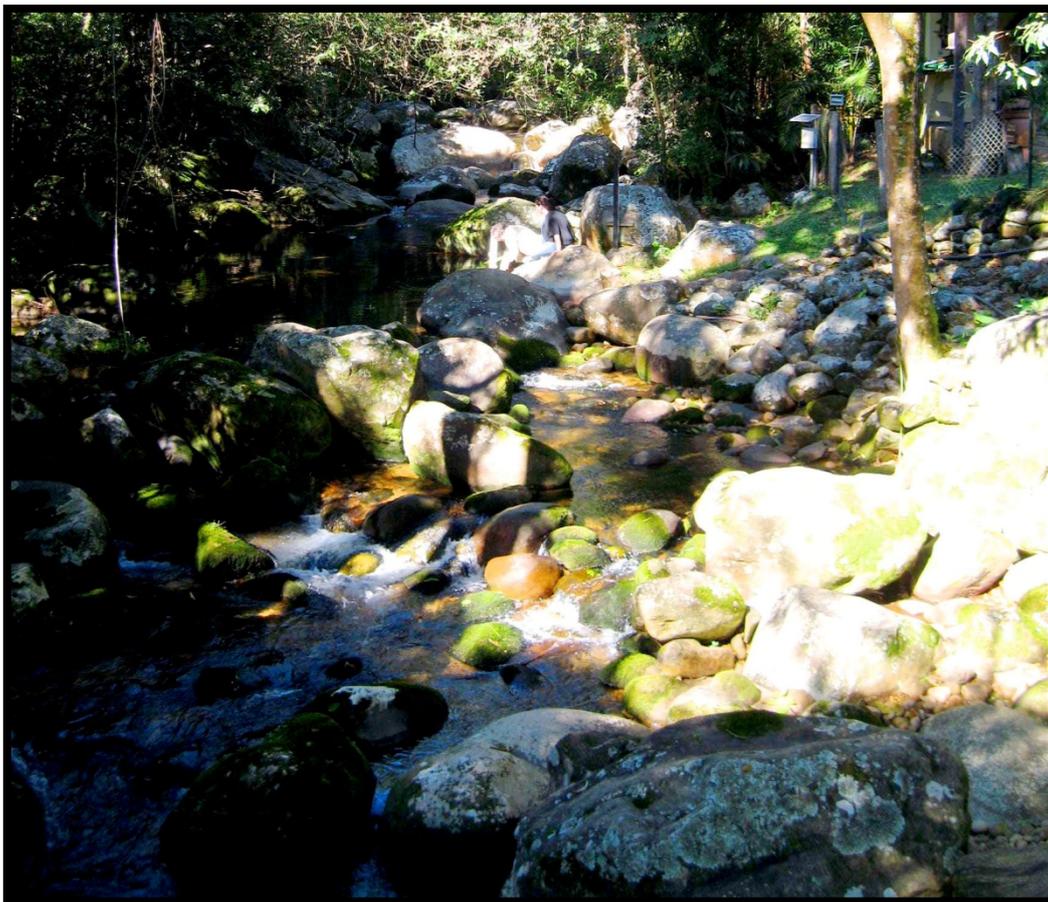


Figura 16: Presença de calhaus e matacões ao longo do rio Bonfim. Foto: SILVA, T. M, 2012.

3.3.4 Solos

Não há na bacia do Bonfim um mapeamento de solos em escala de detalhe, o que facilitaria os estudos hidrológicos propostos no trabalho. Martins et al (2007), através de pesquisa de campo com coletas e análises físico-químicas na trilha da Travessia Petrópolis-Teresópolis, acrescido aos fatores geoambientais da área do Parque. Martins et al (2007) elaboraram um mapa esquemático de solos do PARNASO em escala de 1: 100.000, sendo constituído pelas unidades de mapeamento Afloramentos Rochosos (RA1); Neossolo Litólico distro-úmbrico (RLdh1, RLdh2); Cambissolo Háptico distrófico (CXbd1, CXbd2, CXbd3) e Latossolo Amarelo distrófico (LAd1). Seguindo estas delimitações, o vale do Bonfim estaria representado por Afloramentos Rochosos, Cambissolos e Neossolo Litólico.

Os autores detalharam os contextos das unidades de mapeamento dos solos ao longo da Travessia Petrópolis-Teresópolis. A unidade Afloramentos Rochosos foi observada com maior expressão na ruptura brusca de relevo nos limites dos planaltos,

entre a vertente continental e a vertente oceânica, associada à escarpa de falha NE-SW. A ocorrência contínua de afloramentos rochosos nesta porção deve-se às maiores declividades e amplitudes altimétricas. A unidade de mapeamento mais expressiva de Cambissolo Háplico distrófico (Cxbd1) está relacionada à vertente continental e rochas de estrutura gnáissica, em relevo suave ondulado a ondulado nos planaltos dissecados multiconvexos (MARTINS et al., 2007).

Estas classes também são apontadas por GOULART (1999) em sua dissertação, o qual apresenta uma estimativa da área das classes na bacia sendo 33% correspondendo aos Neossolos Litólicos, 23% aos Cambissolos e apenas 10% para Latossolos. O restante da área estaria representado por Afloramentos Rochosos e em menor parte, aluviões.

Embora estes estudos tenham abordado questões relativas aos solos da bacia do Bonfim, seus resultados não estão vinculados a análises mais específicas das propriedades dos solos e da descrição dos perfis. Embora relevantes, os resultados apresentados por Martins et al. (2007) não contemplam toda a área da bacia. Mesmo assim, as classes citadas vão de acordo com o mapa de solos do Estado do Rio de Janeiro utilizado como referência neste trabalho e originado do projeto de estudos multitemáticos do meio físico realizados através do Programa Informações para Gestão Territorial – GATE, da Diretoria de Hidrologia e Gestão Territorial do Serviço Geológico do Brasil – CPRM em parceria com a EMBRAPA – Solos na escala de 1:500.000 e que caracteriza a área com as associação Cambissolo + Latossolo Vermelho-Escuro e Afloramento Rochoso + Neossolos litólicos.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O fluxograma metodológico (Figura 17) ilustra sinteticamente os processos para simular as vazões diárias e mensais da bacia em situação de uso e cobertura vigente e simulação de cenários com alterações no uso e cobertura no modelo SWAT.

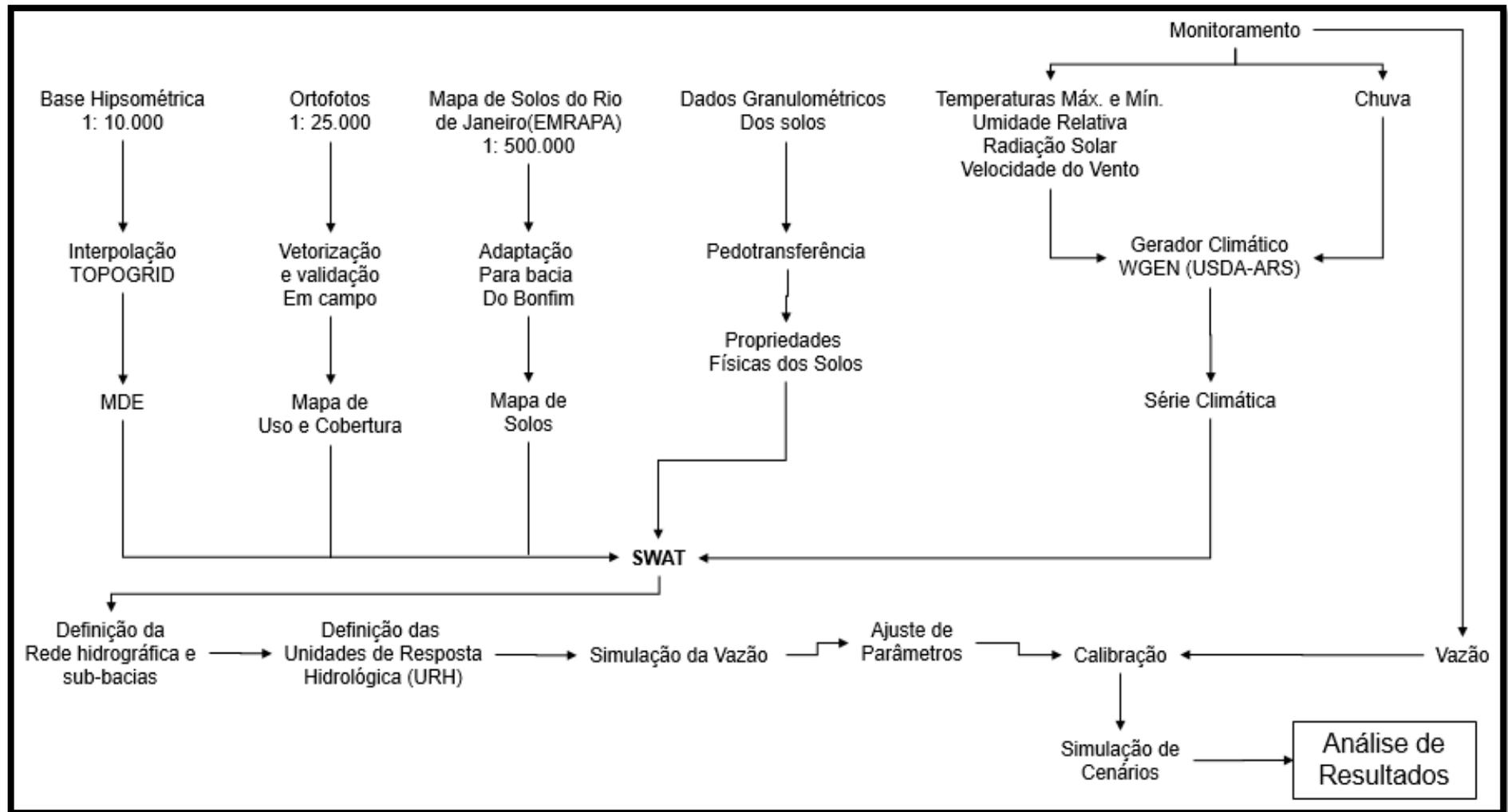


Figura 17: Fluxograma metodológico.

4.1 ESTRUTURAÇÃO DA BASE DE DADOS

4.1.1 Modelo Digital de Elevação (MDE)

O modelo digital de elevação (Figura 18) utilizou a base hipsométrica das folhas I-4-SO-D-194-D; I-4-SO-F-194-F; I-4-SE-C-195-c; I-4-SE-E-195-E; I-4-SE-F-195-F, na escala de 1:10.000 e com resolução espacial de 2m. O aerolevanteamento foi executada pela empresa de aerofotogrametria PROSPEC, para a Prefeitura Municipal de Petrópolis - PMP, com ano do voo de 1994 e reambulação em 1995.

Adicionalmente, foi aplicado o interpolador TOPOGRID desenvolvido por Hutchinson (1989) com interface para o ArcGIS, criado para obter uma melhor representação da característica anisotrópica (ou direcional) do relevo. Esse algoritmo permite a imposição das linhas de drenagem que garantem a integridade do declive do terreno na direção do escoamento superficial. O interpolador TOPOGRID estima uma *grid* (grade) regular de uma superfície plana discretizada através de dados de elevação irregularmente espaçados, de linhas de contorno e de linha de fluxo. A escolha desse método justifica-se também pela estrutura “*raster*” ser a leitura padrão do modelo hidrológico utilizado, e mantendo a estrutura do MDE em conformidade com a leitura do modelo é possível evitar a propagação de erros.

O MDE da Bacia do Bonfim apresenta altitudes com variação de 675 m na foz do rio Bonfim a 2.260 m nos divisores, próximo a sua nascente, e com uma elevação média de 1324,47 m na bacia.

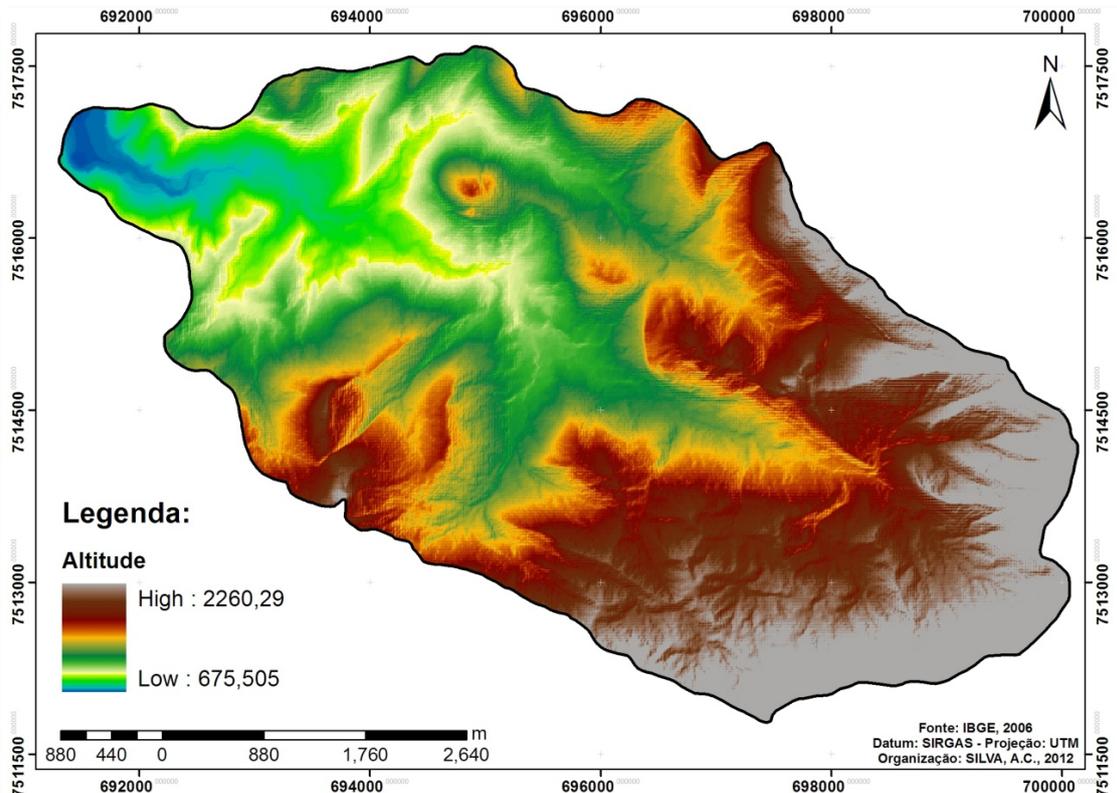


Figura 18: Modelo Digital de Elevação da bacia do Bonfim.

Á partir do MDE foi possível elaborar o mapa de declividade (Figura 19), no qual, podemos observar de maneira mais detalhada, que a bacia é em grande parte representada por zona montanhosa e escarpada, principalmente ao longo de seus divisores. As áreas deposicionais fluviais restringem-se às proximidades da foz e áreas de baixas declividades junto aos vales fluviais.

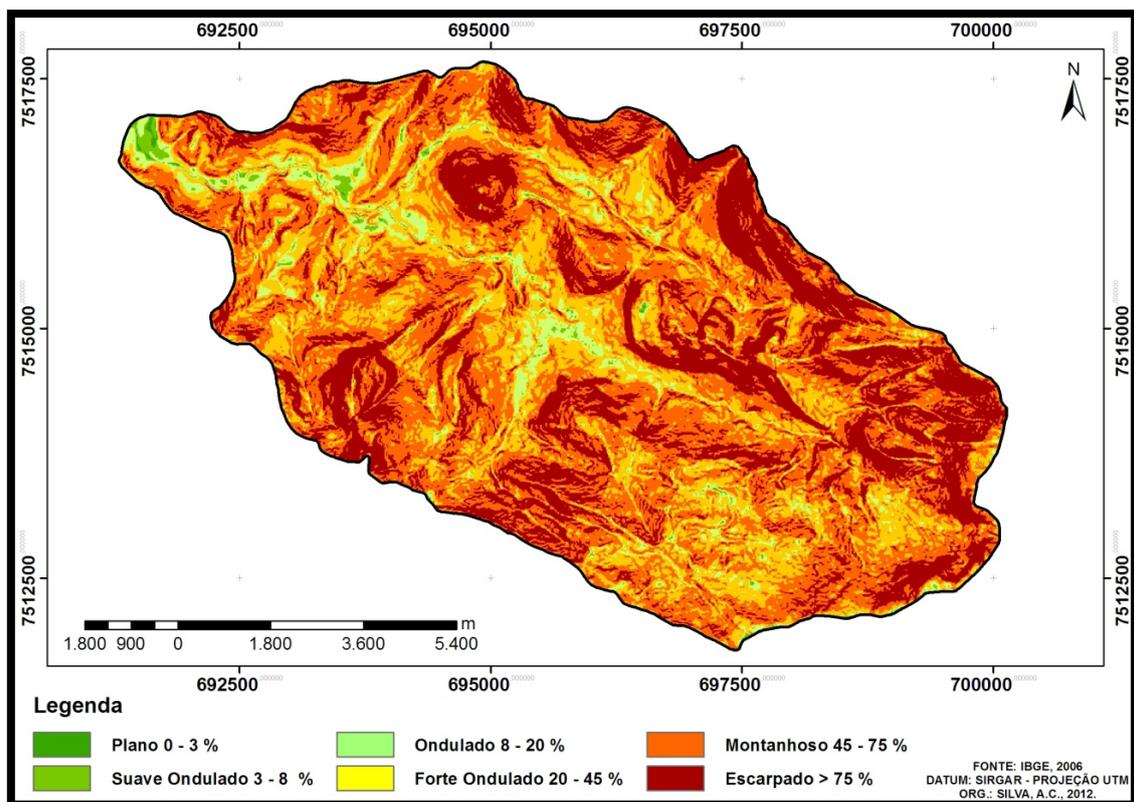


Figura 19: Mapa de declividade da bacia do Bonfim.

4.1.2 Uso e Cobertura da Terra

Com a investigação visual e verificação em campo, o mapa de uso e cobertura da bacia do Bonfim na escala de 1:25.000 (Figura 20) foi gerado a partir da vetorização das ortofotos 27154se e 27154so na escala de 1:25.000 da série de aerolevantamentos de 2005/2006 pelo IBGE em parceria com a Secretaria do Meio Ambiente do Estado Rio de Janeiro. Foram identificadas 6 classes sendo elas: Afloramento Rochoso (AR), Agricultura (Agr), Floresta (Fl), Pastagem (Pa), Vegetação Rupestre (Rup) e Área Urbanizada (Aurb). A verificação em campo permitiu concluir que não houve mudanças significativas na distribuição espacial das classes, no entanto, com as visitas periódicas às estações de monitoramento é possível observar o avanço das áreas agrícolas no topo de algumas colinas.

Na Tabela 1 verifica-se o valor da área de cada uma das 6 classes representadas no mapa.

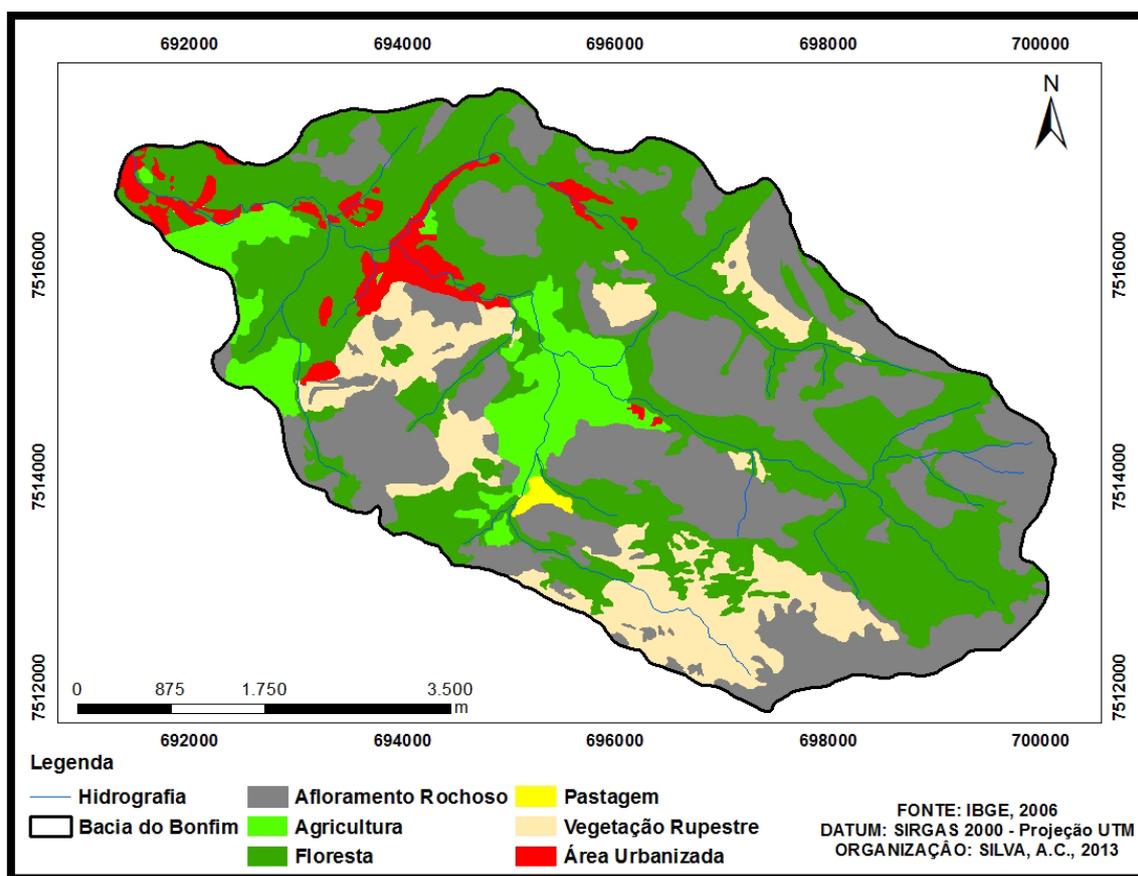


Figura 20: Mapa de uso e cobertura da bacia do Bonfim.

Tabela 1: Distribuição espacial (km²) e (%) das classes de uso e cobertura da bacia do Bonfim.

	AR	Agr	Fl	Pa	Rup	Aurb
Bonfim área (2006) (km ²)	10	2,32	13,15	0,98	2,57	1,16
Bonfim área (2006) (%)	33,1	7,7	43,6	3,3	8,5	3,8

AR: Afloramento Rochoso; CT: Agricultura; Fl: Floresta; Pa: Pastagem; Rup: Vegetação rupestre; Aurb: Área urbana.

Com base na tabela acima podemos perceber que as duas classes predominantes são Florestas, cobrindo 43% da área da bacia e Afloramentos rochosos, 33%. Estas duas classes atingem aproximadamente 77% da área da bacia. Em seguida encontramos a Vegetação rupestre, Agricultura e Área urbana. Esses últimos são os usos mais representativos, recobrando em torno de 10% da área. Finalmente a Pastagem é a classe menos expressiva. Tanto florestas quanto afloramentos rochosos se encontram distribuídos por toda bacia, em contrapartida, a agricultura e a área urbana estão bem

compartimentadas desenvolvendo-se ao longo dos vales e à confluência com o rio Piabanha. A classe gramínea, pouco representativa, encontra-se anexada à área urbana, nas propriedades particulares ou em casas de veraneios, comuns no vale do Bonfim.

Assim como para os tipos de solo, também é necessário fornecer características específicas a cada classe tais como: característica de cultivo, produção de biomassa, índice de colheita, índice de área foliar, altura máxima da copa e máxima profundidade da raiz.

Por não haverem estudos direcionados a esse propósito optou-se por utilizar o *default* do modelo em seu próprio banco de dados, já que possui classes correspondentes às encontradas na bacia do Bonfim.

4.1.3 Solos

As classes de solos da bacia do Bonfim baseiam-se no mapa de solos do Estado do Rio de Janeiro originado do projeto de estudos multitemáticos do meio físico realizados através do Programa Informações para Gestão Territorial – GATE, da Diretoria de Hidrologia e Gestão Territorial do Serviço Geológico do Brasil – CPRM em parceria com a EMBRAPA–Solos na escala de 1:500.000. As unidades de mapeamento foram constituídas por associações, usualmente por duas ou três classes de solos e estão em conformidade com o nível do mapeamento executado (CPRM, 2000).

Para a área da bacia do Bonfim, a proposta de adaptação do mapa de solos surgiu diante a necessidade de melhorar o nível de caracterização das propriedades físico-hídricas da bacia e para que as simulações possam ser relacionadas de forma mais coerente com os processos hidrológicos da bacia.

Esse procedimento consistiu na vetorização manual de informações através da análise nas ortofotos *27154se* e *27154so* na escala de 1:25.000 da série de aerolevantamentos do Rio de Janeiro que gerou o mapa de uso e cobertura. Uma das classes identificadas na bacia foram os Afloramentos Rochosos, dessa forma, o polígono dos afloramentos foi extraído da associação Afloramento Rochoso + Neossolos litólicos na classificação do mapa de solos do Estado do Rio de Janeiro. Como resultado, duas novas classes, sendo estas: “Afloramento Rochoso” e “Neossolos litólicos”.

A outra classe presente na bacia do Bonfim corresponde à associação Cambissolo + Latossolo Vermelho-Escuro. Para fins de classificação e nomenclatura do mapa pedológico, apenas a classe Cambissolos foi considerada devido à inexistência de estudos mais detalhados capazes de identificar espacialmente às porções em que os Latossolos se encontram na bacia, não sendo possível representá-los separadamente. Por esses motivos a classe Cambissolos foi considerada predominante no médio e baixo curso do rio Bonfim, baseando-se ainda em suas características morfológicas (pouco evoluídos, de características bastante variáveis, mas em geral pouco profundos ou rasos) e espaciais (solos dominantes nas regiões serranas do estado do Rio de Janeiro) (CPRM, 2000) que corroboram com as características geomorfológicas da bacia em estudo.

Depois da adaptação do mapa de solos do Estado do Rio de Janeiro (Figura 21), foi possível distinguir 2 classes de solos simplificadas em toda a bacia do Bonfim (Tabela 2).

Tabela 2: Classe de solos e sua distribuição na bacia.

Classes	Área (%)	Área (km²)
Cambissolo	26,73	8,10
Neossolo	40,29	12,21
Afloramento		
Rochoso	33,1	10,03

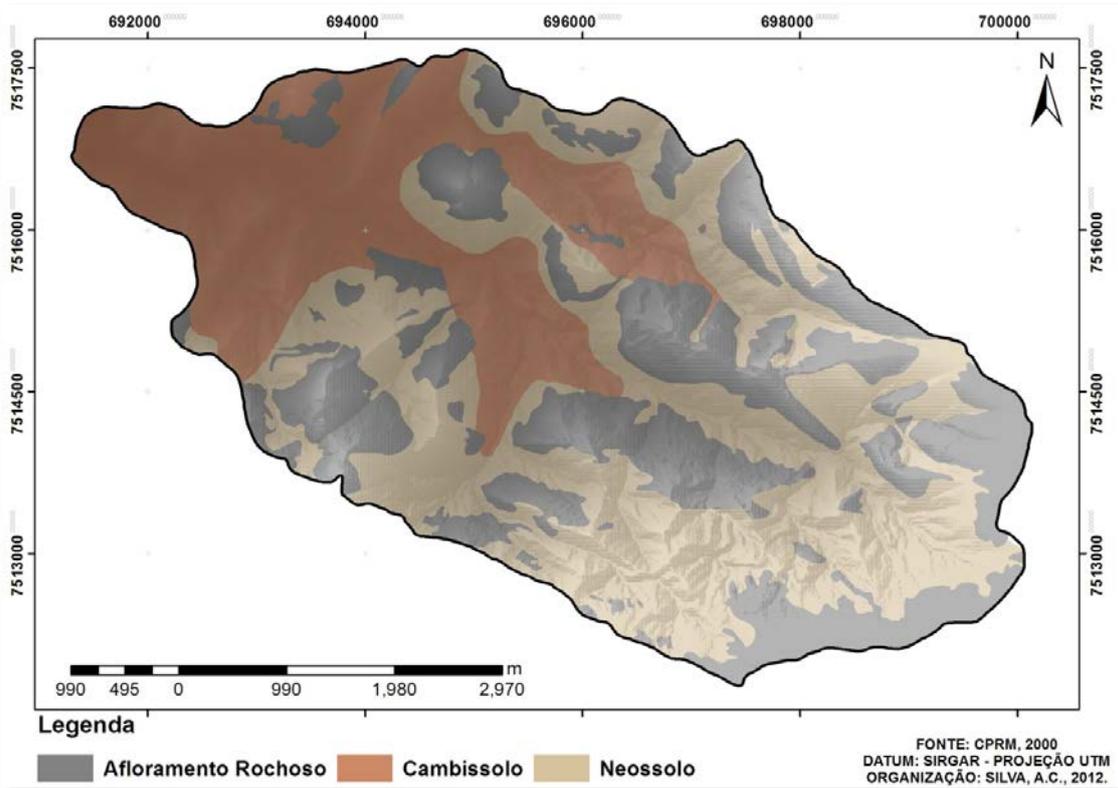


Figura 21: Mapa de Solos da bacia do Bonfim.

Observam-se duas regiões bem distintas na bacia que, em geral, é caracterizada por solos pouco desenvolvidos a intermediários.

Os Cambissolos ocupam 26,73% da área da bacia e estão localizados na abertura dos vales, onde é possível observar deposições fluviais, mesmo que não significativas. Essas áreas iniciam-se nos vales, limitado por áreas de baixadas, e se expandem ao longo de algumas colinas de topos convexos, onde que se concentram as atividades de uso da terra caracterizados pela agricultura e ocupação urbana, usos mais expressivos na bacia.

Os Neossolos, solos minerais pouco desenvolvidos e rasos, são a classe dominante com 40,29% da área da bacia, sendo caracterizados também por sua alta erodibilidade, devido a reduzida espessura em função da alta declividade local.

Além do mapa, o modelo requer um banco de dados com diversas informações a respeito das características físico-hídricas de cada classe de solo, como o número de camadas (NLAYERS), os grupos de saturação (HYDGRP), porosidade (ANION_EXCL), profundidade de cada horizonte (SOL_Z), densidade aparente (SOL_BD), água disponível no solo (SOL_AWC), condutividade hidráulica saturada

(SOL_K), albedo (SOL_ALB), carbono orgânico (SOL_CBN) e percentual de argila (CLAY), silte (SILT), areia (SAND) e cascalho (ROCK).

Por não haver estudos direcionados a este propósito na bacia do Bonfim, utilizou-se neste trabalho um Macrocomando no Excel com as funções de pedotransferência baseada no método de Saxton e Rawls (SAXTON and RAWLS, 2006) para o cálculo das características físico-hídricas. Utilizou-se como principal “input” os dados granulométricos (Tabela 3) provenientes do estudo de detalhamento das classes de solos e de suas unidades de mapeamento para o Parque Nacional da Serra dos Órgãos, realizado por Martins et al. (2007), através de pesquisas de campo com coletas e análises físico-químicas na trilha da Travessia Petrópolis-Teresópolis.

Tabela 3: Dados granulométricos provenientes do estudo de detalhamento das classes de solos e de suas unidades de mapeamento para o Parque Nacional da Serra dos Órgãos, realizado por Martins et al. (2007).

Cambissolo Prof. (cm)	Granulometria (%)		Neossolo Prof. (cm)	Granulometria (%)	
0-20	27	Areia	0-20	39	Areia
	08	Silte		12	Silte
	22	Argila		15	Argila
20-60+*	26	Areia	20-40	35	Areia
	07	Silte		10	Silte
	30	Argila		16	Argila

*Podendo chegar a 80 cm.

Os dados listados na Tabela 4 referem-se aos resultados da aplicação do método de Saxton and Rawls (2006) proposto nesse trabalho e que teve como base os dados granulométricos das classes de solos do PARNASO, realizado por Martins et al. (2007).

Tabela 4: Parâmetros dos solos.

Parâmetros	Cambissolos	Neossolos
NLAYERS	2	2
HYDGRP	C	D
ANION_EXCL	0,4	0,47
TEXTURE	L	LS
SOL_Z1	20	20

SOL_BD1	1,63	1,59
SOL_AWC1	0,15	0,07
SOL_K1	12,50	32,56
SOL_CBN1	0,4	1,4
CLAY1	22	15
SILT1	08	12
SAND1	27	39
ROCK1	0	0
SOL_ALB1	0,15	0,15
SOL_EC1	1	1
SOL_Z2	80	40
SOL_BD2	1,62	1,59
SOL_AWC2	0,11	0,07
SOL_K2	12,50	24,06
SOL_CBN2	0	0
CLAY2	30	16
SILT2	07	10
SAND2	26	35
ROCK2	0	0
SOL_ALB2	0,15	0,15
SOL_EC2	0	0

4.1.4 Dados Meteorológicos e de Vazão

Os dados meteorológicos do Bonfim utilizados nesse trabalho são de origem da estação meteorológica Parque Petrópolis instalada na bacia do Piabanha numa iniciativa do projeto EIBEX (Estudos integrados de Bacias Experimentais – Parametrização Hidrológica na Gestão de Recursos Hídricos das Bacias da Região Serrana do Rio de Janeiro), que teve sua aprovação em 2006, e desde então, vem sendo desenvolvido com o apoio do MCT/FINEP/CT-HIDRO e CPRM- Serviço Geológico do Brasil, tendo como instituição executora a COPPE-UFRJ e CPRM, além das instituições colaboradoras como, IGEO – UFRJ e CATO-UERJ (COPPETEC, 2007). Neste mesmo

projeto, a estação automática de chuva Açú foi instalada na bacia experimental do Bonfim em meados de outubro de 2006.

Para simulação da vazão no modelo SWAT foram utilizados os dados diários de chuva (dados extraídos da estação fluviométrica Açú), temperatura do ar, radiação solar, umidade relativa do ar e a velocidade do vento (dados extraídos da estação meteorológica Parque Petrópolis) para a série temporal 1/01/2007 a 31/12/2011. Com base nesses dados, os parâmetros climáticos foram calculados através do gerador climático do modelo (WGEN).

Na Tabela 5, estão relacionados os resultados da média mensal para todos os anos da série temporal, provenientes dos cálculos realizados pelo gerador climático.

Tabela 5: Parâmetros climáticos calculados pelo gerador climático a partir dos dados da estação meteorológica Parque Petrópolis.

Estação												
Pq.												
Petrópolis	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dec
tmpmx	28.83	30.41	29.16	27.48	24.45	23.24	23.88	25.59	26.62	26.90	26.93	28.65
tmpmn	18.34	17.96	17.98	16.23	12.64	10.67	11.21	10.94	13.22	15.92	16.96	18.26
tmpstmx	3.22	2.69	2.76	2.53	2.95	2.85	2.94	3.59	3.64	3.89	3.67	3.39
tmpstdmn	1.35	1.46	1.53	2.14	2.51	2.62	3.11	2.87	3.16	2.53	2.33	1.75
pcpmm	267.92	156.17	135.96	110.90	33.05	19.10	21.80	6.60	34.70	100.20	259.70	143.35
pcpstd	15.73	16.14	9.07	7.73	2.80	2.05	2.01	1.11	4.94	8.36	13.94	9.59
pcpskw	2.45	3.82	2.25	2.88	3.32	4.19	3.61	5.86	6.53	4.19	1.85	1.98
pr_w(1)	0.35	0.35	0.32	0.33	0.21	0.09	0.15	0.10	0.15	0.33	0.38	0.23
pr_w(2)	0.82	0.63	0.71	0.68	0.51	0.56	0.47	0.50	0.67	0.68	0.79	0.83
pcpd	17.33	11.17	14.00	14.80	9.40	6.40	6.80	4.00	6.60	12.00	20.00	14.40
rainhmx	41.75	44	17.25	18.25	4.75	5.25	6.5	2	13.5	20.5	25.75	26
solarav	24.84	19.28	25.86	30.77	41.35	43.09	39.13	26.83	30.06	32.07	33.28	33.87
dewpt	0.74	0.70	0.73	0.74	0.74	0.73	0.73	0.68	0.68	0.71	0.74	0.73
windav	1.11	1.06	0.93	0.84	0.85	0.88	0.96	1.12	1.36	1.31	1.17	1.08

Tmpmx: Temperatura máxima (°C); tmpmn: Temperatura mínima (°C); tmpstmx: Desvio da temperatura máxima (°C); tmpstdmn: Desvio da temperatura mínima (°C); pcpmm: Precipitação média (mm); pcpstd: Desvio da precipitação (mm); pcpskw: Coeficiente de assimetria para a precipitação máxima; pr_w(1): Probabilidade de dias de chuva seguidos de dias de seca (%); pr_w(2): Probabilidade de dias de chuva seguidos de dias de chuva (%); pcpd: Número de dias de precipitação (dias); rainhmx: Precipitação

máxima de 0,5 horas (mm); solarav: Valor diário da energia solar ($\text{MJ.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$); dewpt: Temperatura no ponto de orvalho ($^{\circ}\text{C}$); windav: Velocidade do vento (m/s).

O projeto contou ainda com a instalação de uma estação pluvio-fluviométrica (Casinho) e das estações fluviométricas (João Christ e Tarzan). Na Figura 22 podemos identificar a localização espacial das estações de monitoramento na bacia do Bonfim e a estação meteorológica Parque Petrópolis.

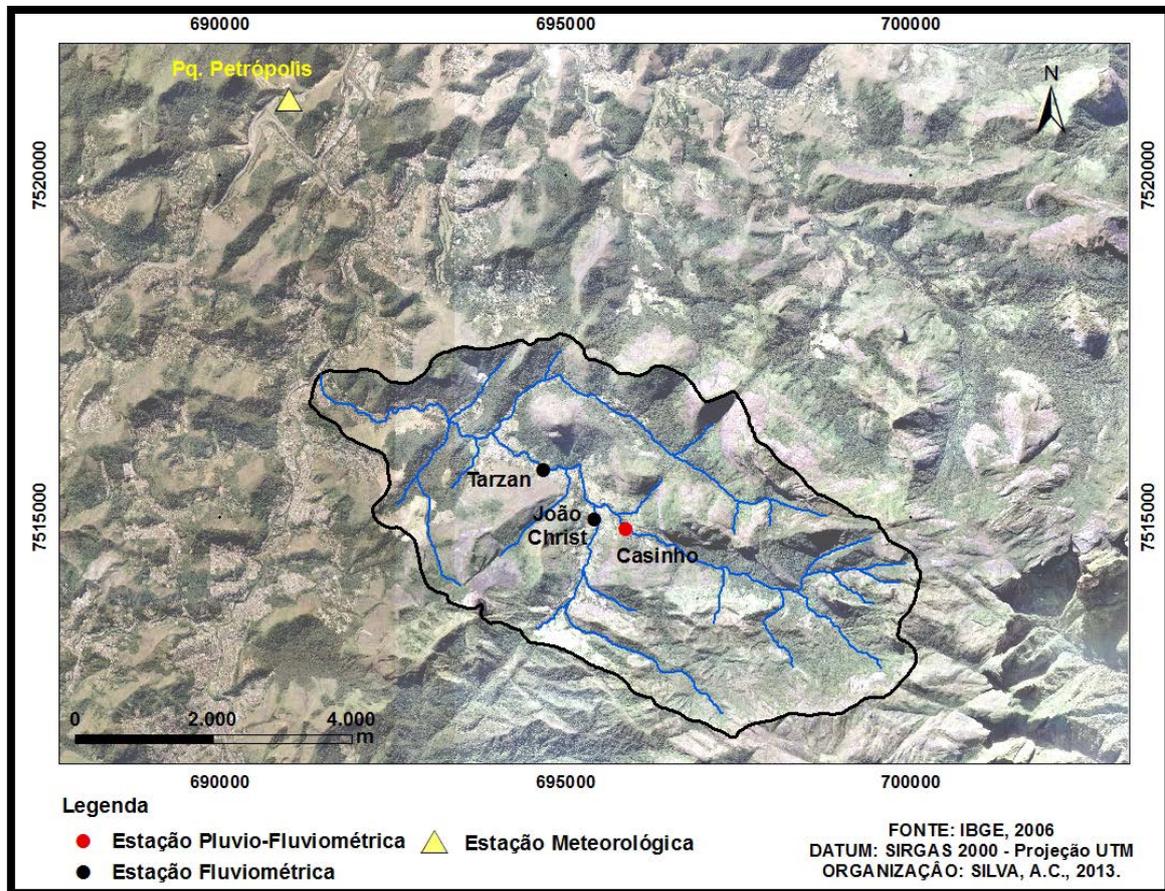


Figura 22: Localização espacial das estações de monitoramento pluvio e fluviométricas na bacia do Bonfim.

A série temporal dos dados de vazão registram algumas inconsistências como perda de dados em intervalos de até 1 mês, e série temporal contínua curta para os propósitos da modelagem, datando desde setembro de 2007 a agosto de 2009. Nesse trabalho serão usados os dados de 2008.

Na figura 23 estão os registros de eventos de vazão das estações João Christ, Poço Tarzan e Poço Casinho em relação aos eventos pluviométricos da estação Açú.

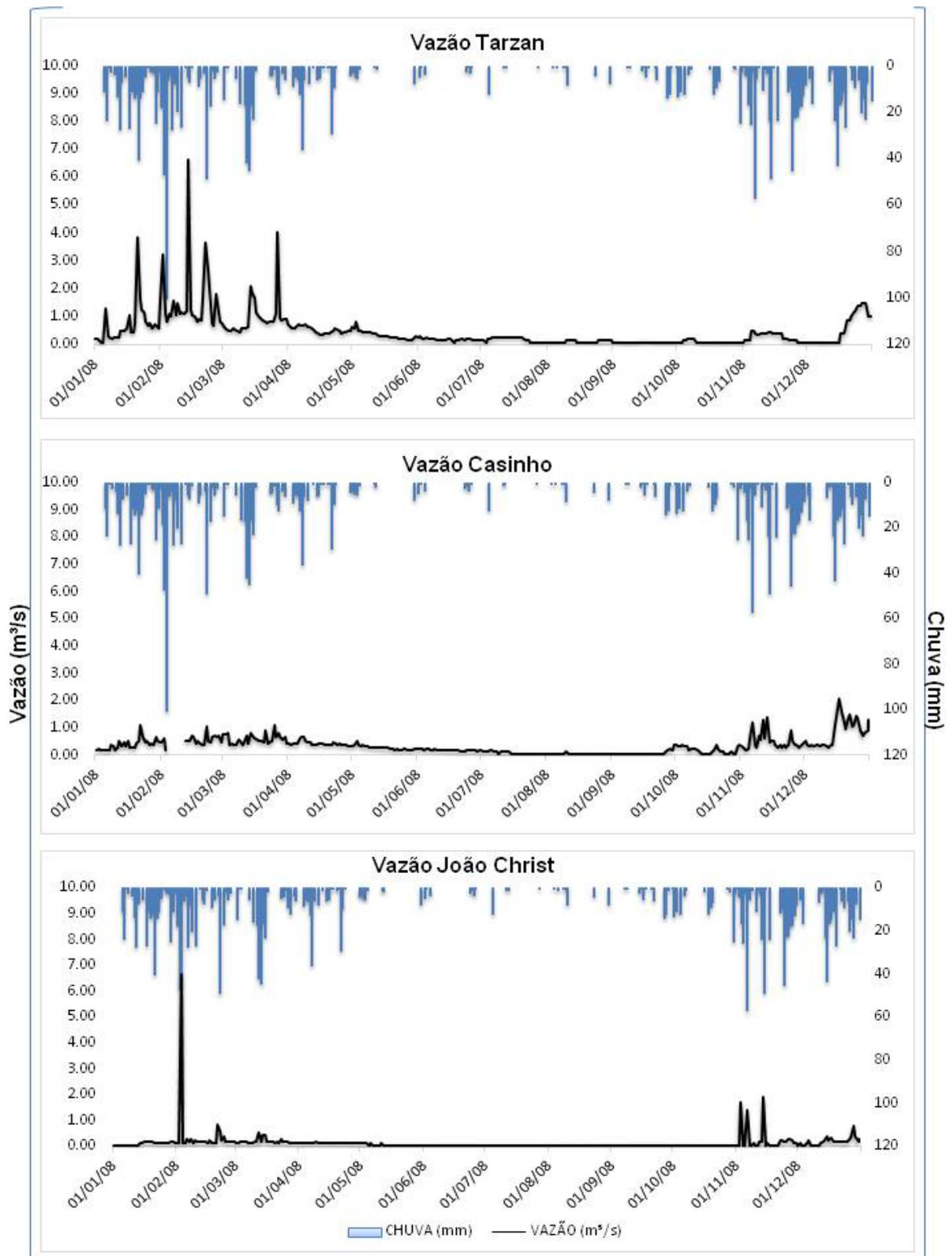


Figura 23: Chuva-Vazão de jan-dez/2008 das estações de monitoramento Tarzan, Casinho e João Christ.

4.2 PROCESSOS PARA MODELAGEM NO SWAT

Para o propósito da simulação da vazão por meio do modelo SWAT, são necessários parâmetros de entrada referentes às características físicas da bacia em estudo. Na definição destes parâmetros, buscou-se sempre que possível, utilizar dados pré-existentes a partir de trabalhos já desenvolvidos na bacia experimental do Bonfim.

A aplicação do modelo ocorreu sob as seguintes etapas: delimitação da bacia, sub-bacias e rede hidrográfica com base no MDE; entrada de base de dados cartográficos de solos e uso e cobertura; definição das Unidades de Respostas Hidrológicas (URH's); definição dos parâmetros físicos da bacia através de dados tabulados de solos e meteorológicos; simulação, análise de sensibilidade; calibração e enfim simulação das vazões da bacia do Rio Bonfim para os diferentes cenários de mudança de uso e cobertura propostos.

Em um primeiro momento, o funcionamento do modelo SWAT associa-se à etapa de geração dos planos de informações cartográficos – PI's, os quais: MDE, rede hidrográfica, mapa de solos, mapa de cobertura e uso da terra.

A partir do MDE e da rede hidrográfica, a bacia é fracionada em diversas sub-bacias controladas pelo usuário. Posteriormente, as (URHs) são criadas de acordo com a combinação do mapa de uso da terra, solos, declividade e manejo (caso seja indicado como dado de entrada). A Figura 24 ilustra as etapas e ordem de entrada de dados para que seja possível a modelagem no SWAT.

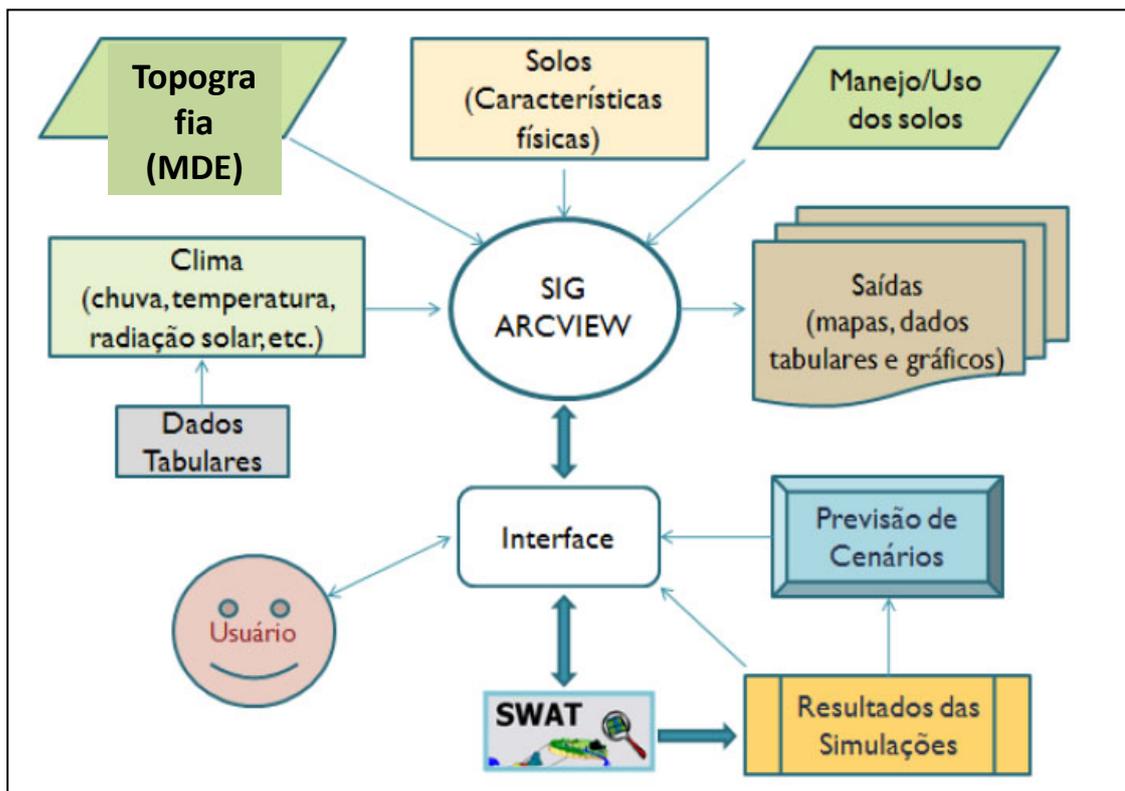


Figura 24: Base de dados requerido pelo SWAT. Modificado de Uzeika (2009).

4.2.1 Subdivisão da Bacia Hidrográfica

Para definição da ADM (área de drenagem mínima) foi adotada a medida de 42 ha para criação das sub-bacias. Este método foi utilizado para manter um comprometimento com a representação da drenagem, que melhor se adequaria a realidade, e também definir de forma mais homogênea as sub-bacias que compõem a bacia do Bonfim.

Com a ADM adotada e a inserção dos três pontos de confluência relacionados às estações de monitoramento, delimitou-se 23 sub-bacias com áreas aproximadamente equivalentes, ou seja, mantendo quando possível uma mesma resolução espacial em termos de unidade de simulação. A figura 25 mostra a divisão da bacia, a drenagem representativa do canal principal de cada sub-bacia e também os locais das estações de vazão, correspondentes as sub-bacias 8, 13 e 18. A sub-bacia 3 corresponde ao exutório da bacia do Bonfim.

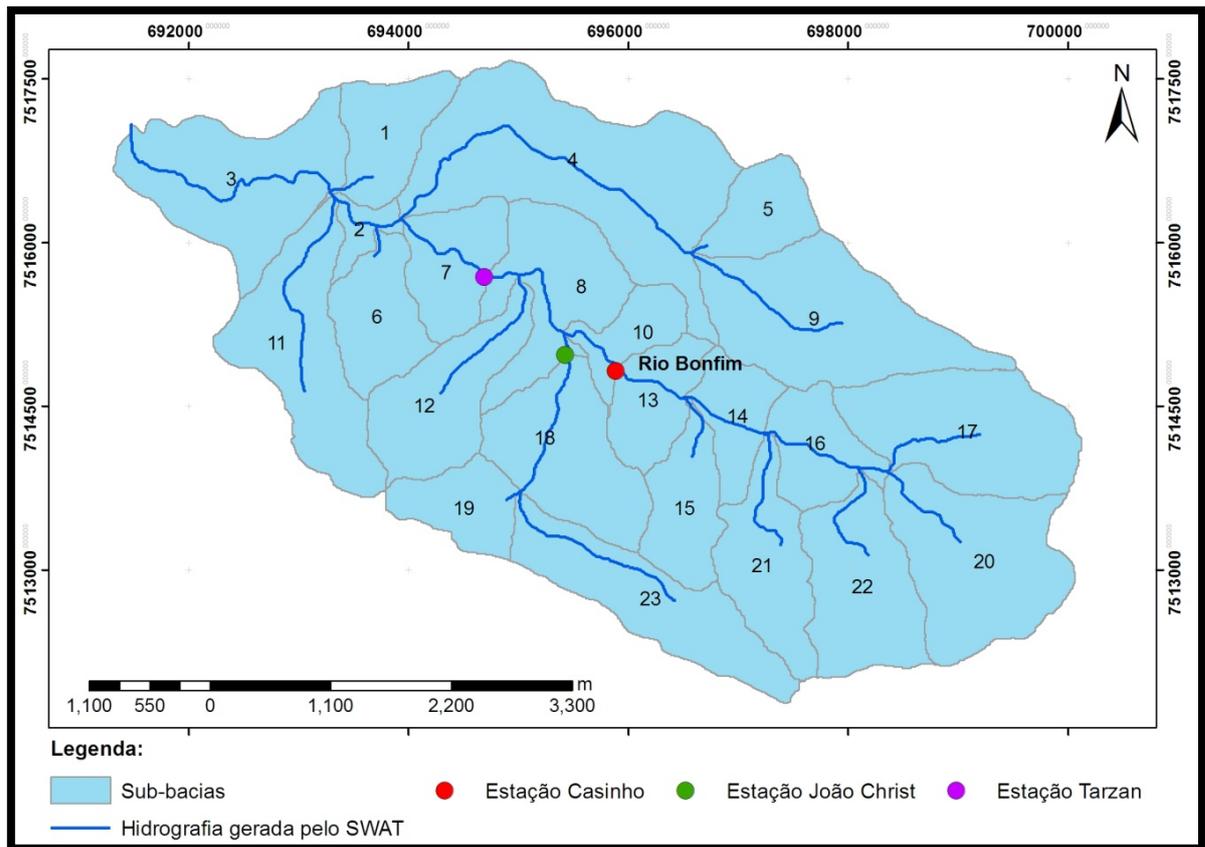


Figura 25: Divisão da bacia, canais principais e estações fluviométricas.

4.2.2 Unidades de resposta hidrológica (URH's)

Após a divisão em sub-bacias, o modelo realiza uma outra divisão, gerando URH's (Unidades de Respostas Hidrológicas). Estas unidades correspondem à combinação entre tipo de solo, uso e cobertura do solo e declividade da bacia como ilustrado sinteticamente na Figura 26. A URH é a menor unidade considerada pelo modelo para simulação dos processos hidrológicos. Durante a criação das URH's, o modelo permite realizar generalizações, desconsiderando pequenas áreas em sub-bacias recobertas por determinados tipos de solos, usos e coberturas ou declividade. Como um dos objetivos específicos desse trabalho é simular cenários com alterações nos usos e coberturas da terra, adotou-se a menor percentagem (1%) para essa estrutura de dados com intuito de evitar generalizações. Da mesma forma foi feito para solos e declividade. Sendo assim, todas as classes que tiverem ocorrência de pelo menos 1% da área da sub-bacia serão consideradas nas URH's.

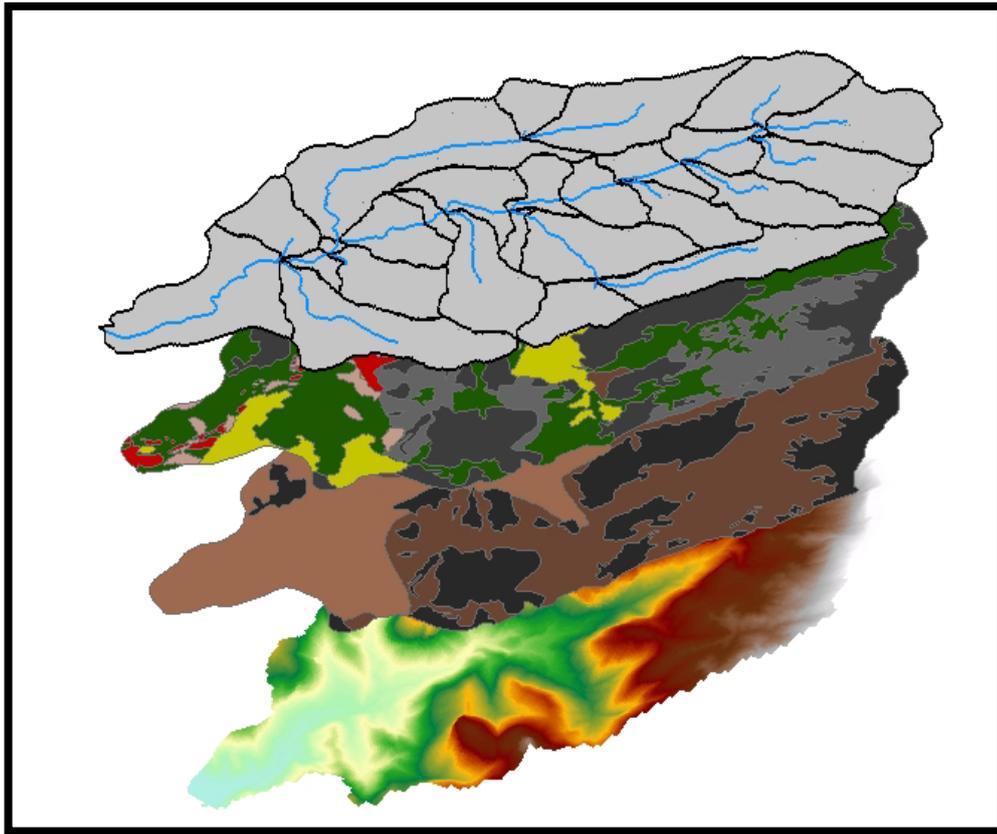


Figura 26: Combinação dos dados cartográficos para gerar as URH's (Unidades de resposta hidrológica).

4.2.3 Análise de sensibilidade de parâmetros

A análise de sensibilidade avalia quais e como os diferentes parâmetros influenciam na resposta final dos valores de vazão simulados (WHITE E CHAUBEY, 2005; CIBIN et al., 2010). A identificação destes parâmetros geralmente é usada para proceder com a calibração do modelo.

A calibração do modelo implica na modificação dos valores dos parâmetros com intuito de comparar os resultados de interesse previstos com os dados medidos até que uma função objetiva seja alcançada (WHITE e CHAUBEY, 2005).

Para simular as vazões de uma bacia hidrográfica, o modelo SWAT permite a calibração de 27 parâmetros. A Tabela 6 mostra os parâmetros calibráveis do modelo adaptado para regiões tropicais, ou seja, foram excluídos os parâmetros relacionados a precipitação de neve. As discussões sobre estes parâmetros foram realizadas com base em Neitsch *et al.* (2002), Cibin et al. (2010) e White e Chaubey (2005).

Tabela 6: Relação de parâmetros calibráveis na simulação da vazão.

Nº	Parâmetro	Definição	Unidade
1	Alpha_Bf	Constante de recessão do escoamento de base	dias
2	Biomix	Eficiência da atividade biológica	adimensional
3	Canmx	Interceptação máxima da vegetação	mm
4	Ch_Cov	Fator de cobertura do canal	adimensional
5	Ch_K2	Condutividade hidráulica na base do canal principal	mm/h
6	Ch_N2	Coefficiente de rugosidade do canal principal	m ^{-1/3} /s
7	Cn2	Curva Número	adimensional
8	Epc0	Fator de compensação para uso de água pelas plantas	adimensional
9	Esco	Coefficiente de compensação da evaporação no solo	adimensional
10	Gw_Delay	Tempo de recarga do aquífero	dias
11	Gw_Revap	Coefficiente que controla o fluxo de água da zona saturada para a não saturada	adimensional
12	Gwqmn	Profundidade do aquífero raso para escoamento de base	mm
13	Rchrg_Dp	Fração de percolação para o aquífero profundo	adimensional
14	Revapmn	Limite de água no aquífero raso para ocorrer percolação	mm
16	Slope	Declividade	m/m
17	Slsbbsn	Comprimento da vertente	m
18	Sol_Alb	Albedo do solo	adimensional
19	Sol_Awc	Capacidade de água disponível no horizonte do solo	mm/mm
20	Sol_K	Condutividade hidráulica saturada	mm/h
21	Sol_Z	Profundidade da superfície até a base do horizonte do solo	mm
22	Surlag	Atraso do escoamento superficial	dias

Cada conjunto de parâmetros atua em determinados processos hidrológicos e influenciam um determinado comportamento nos valores das vazões.

Os parâmetros relacionados às propriedades físicas dos solos variam na escala de perfil e possuem relação direta na quantidade de água que infiltra e que se transforma em escoamento superficial sendo eles:

- O Fator de compensação de evaporação do solo (ESCO), que leva em consideração o efeito de capilaridade do solo. Seu valor varia de 0 a 1, sendo que os valores diminuem à medida que é possível extrair mais água dos níveis mais baixos do solo;
- Fator de compensação de águas pelas plantas (EPCO), que representa o teor de umidade das camadas superficiais do perfil do solo. Quando este teor diminui, as plantas compensam com a retirada de água nas camadas mais profundas. O EPCO varia de 0,01 a 1, sendo que valores mais próximos a 1 indicam um maior uso de camadas mais profundas nessa compensação;
- Condutividade hidráulica no solo saturado (SOL_K) ou a taxa de fluxo da água no solo, sendo a medida que expressa a facilidade de movimento da água através do solo;
- Capacidade de água disponível no solo (SOL_AWC) que representa a quantidade de umidade disponível para as plantas nas camadas do solo, calculada pela subtração entre a quantidade de água na capacidade de campo e a fração de água no ponto de murcha permanente do solo;
- Albedo do solo úmido (SOL_ALB) que consiste na razão entre a quantidade de energia refletida por um corpo e a quantidade de radiação incidente, sendo importante no processo de evaporação. O valor atribuído ao albedo deve ser calculado quando o solo estiver próximo ou na capacidade de campo;
- BIOMIX (adimensional) - Eficiência do revolvimento biológico. O revolvimento biológico é a redistribuição das propriedades de um solo devido à atividade biológica. O SWAT considera que o revolvimento biológico pode ocorrer até uma profundidade de 300 mm, variando de acordo com o tipo de solo;
- Profundidade total do solo (SOL_Z)
- Valores adimensionais da Curva Número na condição II de umidade (CN2) que são utilizados para o cálculo do escoamento superficial e variam em função da permeabilidade do solo, uso da terra e condições antecedentes de umidade do solo, podendo ser atualizado por alterações no manejo da terra ou por variações do ciclo natural de colheita e crescimento de lavouras.

Os parâmetros relacionados às propriedades físico-hídricas dos aquíferos raso e profundo variam em escala de influenciam os fluxos de retorno e de base, conseqüentemente, a quantidade de água que retorna aos canais, sendo eles:

- Tempo de retardo do fluxo das águas subterrâneas (GW_DELAY) representa o tempo em que a água se move pelas camadas do solo até encontrar o aquífero raso e que

dependerá do nível piezométrico, das propriedades hidráulicas e das formações geológicas do subsolo;

- Água do aquífero profundo que retorna ao canal (GWQMIN) consiste no limite de profundidade necessário para que ocorra o fluxo de retorno das águas subterrâneas para o canal;
- Coeficiente de retorno de água do aquífero raso para a zona radicular (GW_REVAP) indica que nos períodos de estiagem, a franja capilar que separa a zona saturada da zona insaturada irá evaporar e, assim, na medida em que a água evapora, o aquífero reabastece a franja capilar. A água também poderá ser retirada de aquíferos por plantas com raízes profundas, principalmente quando a zona saturada estiver próxima da superfície;
- Constante de recessão do escoamento de base (ALPHA_BF) é um indicador direto da resposta do fluxo das águas subterrâneas em função da recarga da bacia, seus valores podem variar de 0 a 1, sendo os menores valores obtidos em locais onde as respostas às recargas são mais lentas;
- Limite da profundidade da água no aquífero raso para que ocorra a percolação para o aquífero profundo (REVAPMN) também integra o grupo de parâmetros relacionados aos fluxos da zona saturada.

Os parâmetros relacionados à propagação da água pelo canal até atingir o exutório da bacia são:

- Condutividade hidráulica efetiva do canal (CH_K2), taxa com que o rio perde água para o subsolo (para os rios que recebem água frequentemente do escoamento de base, a condutividade hidráulica será zero);
- Coeficiente de rugosidade de Manning para o canal (CH_N2) são valores que variam de acordo com os atributos físicos do canal principal (calculados por Chow (1959)). Estes valores podem ser encontrados em Neitsch et al. (2009), o qual possui uma lista com muitos valores do coeficiente de rugosidade.

Existem ainda parâmetros que interferem no volume de água interceptado como o Máximo armazenamento do dossel (CANMX), representando a quantidade de água interceptada na copa das árvores e Máximo índice de área foliar potencial (BLAI), usados para quantificar o desenvolvimento foliar durante a fase de crescimento da planta.

Parâmetros como Declividade média da sub-bacia (SLOPE), Comprimento médio da encosta em metros (SLSUBBSN) e Coeficiente de retardo do escoamento superficial

(SURLAG) interferem nos processos de escoamento, sendo eles, obtidos na fase de geoprocessamento do modelo e calculados a partir do modelo digital de elevação do terreno. Em grandes sub-bacias, com tempo de concentração maior que um dia, apenas parte do escoamento superficial irá atingir o tributário principal no dia em que ele for gerado. O modelo considera o armazenamento de parte do escoamento superficial, de forma a retardar a entrada de água oriunda do escoamento superficial no canal principal.

4.2.4 Calibração dos resultados

A calibração permite ao usuário editar o desempenho das variáveis de entrada no modelo (SAMMONS e NEITSCH, 2000). Segundo ARNOLD *et al.* (2000), o primeiro passo para a calibração é dividir os valores medidos em duas séries temporais, sendo uma usada para calibração e outra para validação, considerando ainda um período para aquecimento do modelo.

No entanto, devido a curta série temporal de dados disponíveis para utilização nesse trabalho, pretende-se priorizar a fase de calibração do modelo já que o objetivo é garantir a melhor confiabilidade possível das variáveis para simular a vazão em diferentes cenários com alterações de uso e cobertura.

A calibração do modelo implica na modificação de parâmetros e comparação dos valores de saída de interesse com os valores observados, até que uma função objetiva seja alcançada de forma a atribuir como satisfatória a simulação (JAMES e BURGESS, 1982; WHITE e CHAUBEY, 2005).

Se apenas uma estação de monitoramento é utilizada para calibrar uma bacia, as funções objetivas podem não considerar quão satisfatório é o comportamento de um modelo na predição de alguma variável em toda a área da bacia, em contrapartida, torna o processo de calibração mais fácil. Quanto maior o número de estações usadas para calibração, maiores as restrições no processo de calibração (WHITE e CHAUBEY, 2005).

4.2.5 Critério utilizado para calibração da bacia do Bonfim

Os dados de vazão utilizados para calibração do modelo referem-se aos dados fornecidos pelas três estações fluviométricas. As análises de sensibilidades serão aplicadas a

cada uma das estações, de modo a identificar quais parâmetros o modelo considera mais sensível para as características espaciais de sua sub-bacia de origem. Depois de calibrados, os valores ótimos dos parâmetros serão replicados, de forma que, o conjunto de valores de cada estação calibrada represente o conjunto de valores de sub-bacias que drenam para a sua respectiva estação e por serem geograficamente semelhantes.

Além do critério área de contribuição, a declividade, uso e cobertura e solos foram analisadas com intuito de traçar um parâmetro classificatório que permitisse replicar a calibração dos parâmetros de forma a atender o máximo as condições geomorfológicas e físicas da bacia.

As sub-bacias 18, 19 e 23 serão calibradas pelos valores dos parâmetros da sub-bacia 18 (estação João Christ); as sub-bacias dos intervalos 13 – 17 e 20 - 22 serão calibradas pelos valores da sub-bacia 13 (estação Casinho) e por fim as sub-bacias dos intervalos 1 – 12 serão calibradas pela sub-bacia 8 (estação Tarzan). A figura 27 representa espacialmente o conjunto de sub-bacias e por quais estações elas serão calibradas.

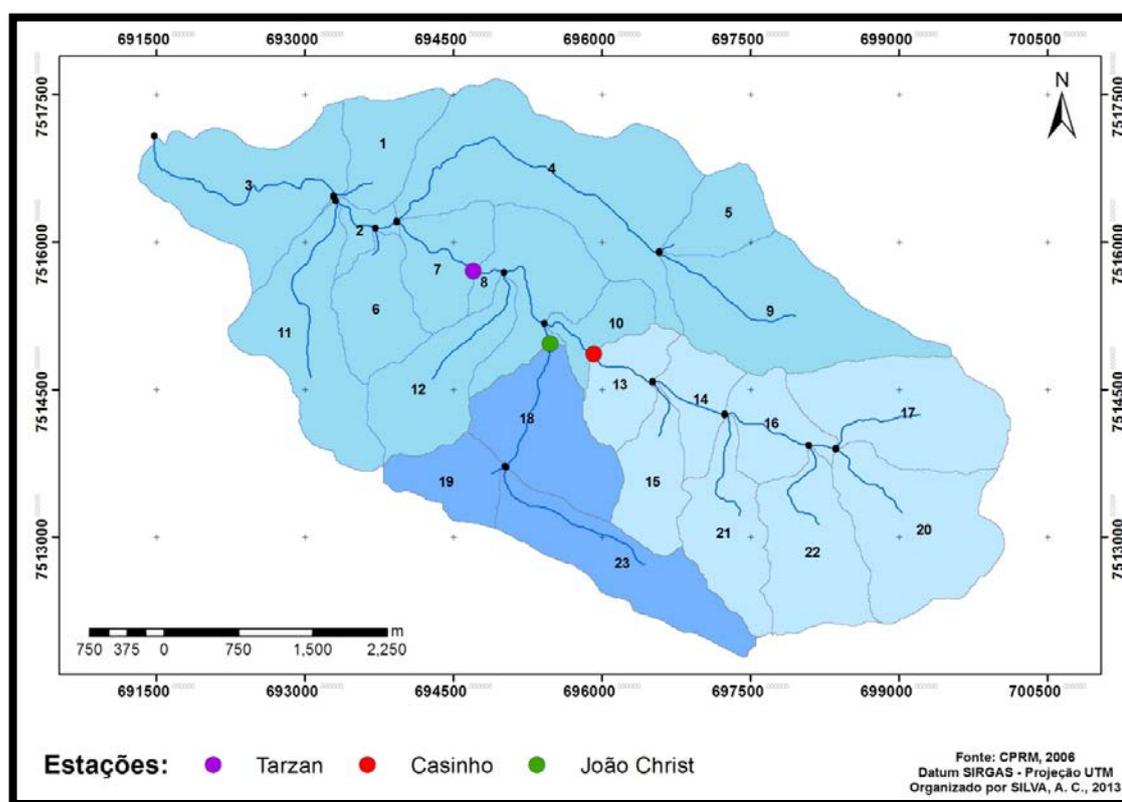


Figura 27: Distribuição espacial das sub-bacias e respectivas estações que serão calibradas.

O conjunto de sub-bacias na etapa de calibração foi delimitada respeitando em um primeiro momento, suas áreas de contribuição (figura 27). Como citado anteriormente, as sub-bacias 18, 19 e 23 convergem seus fluxos para o exutório da sub-bacia 18 e onde se encontra

estação João Christ, referência para calibração desse conjunto. As sub-bacias dos intervalos 13 – 17 e 20 – 22 convergem seus fluxos para o exutório da sub-bacia 13 e onde se encontra a estação de monitoramento Casinho, referência para calibração desse conjunto. No entanto, a intenção desse estudo é analisar as respostas fluviométricas na bacia do Bonfim, cujo exutório se encontra na sub-bacia 3. A estação de monitoramento mais próxima a esse ponto de confluência é a estação Tarzan localizada na sub-bacia 8. Com isso, justifica-se a utilização dos parâmetros da sub-bacia 8 para calibrar o conjunto de sub-bacias 1 – 12. Não obstante, cada conjunto de sub-bacias possuem características em comum quanto a declividade, o tipo de solo e uso e cobertura.

A tabela 7 mostra a área de contribuição de cada sub-bacia, suas elevações máximas e mínimas.

Tabela 7: Área de contribuição e elevações das sub-bacias na bacia do Bonfim.

Sub-bacias	Área (m²)	Elevação Min	Elevação Max
1	84.73	739	1223
2	25.49	739	957
3	204.33	675	1215
4	345.29	783	1596
5	67.41	1080	1909
6	91.07	768	1598
7	88.94	784	1366
8	139.51	839	1366
9	230.31	1081	2120
10	53.32	942	1371
11	184.59	741	1786
12	132.54	866	1779
13	76.05	997	1510
14	66.24	1062	1593
15	84.75	1061	1729
16	79.55	1154	1729
17	195.07	1352	2256
18	155.87	961	1667
19	70.4	1110	1786
20	201.54	1352	2241
21	118.27	1154	1999
22	149.53	1307	2109
23	160.6	1110	2009

4.2.6 Análise de desempenho do modelo

A aplicação de técnicas como análises gráficas e índices estatísticos são comumente utilizados em projetos de simulações hidrológicas para correlações entre dados estimados e dados observados. A análise do desempenho de um modelo com a utilização de poucos índices pode comprometer a confiabilidade das simulações (TEDESCHI, 2006). Desta forma, recomenda-se a utilização da combinação de técnicas gráficas e estatísticas quantitativas para avaliação do desempenho do modelo (ASCE, 1993; LEGATES E MCCABE, 1999; MORIASI et al. 2007). Para garantir uma adequada avaliação das simulações realizadas nesse trabalho, utilizou-se a combinação de dois índices estatísticos, o coeficiente de eficiência de Nash Sutcliffe (NS) e o percentual de tendência (PBIAS).

O coeficiente de eficiência Nash e Sutcliffe (NS) (Equação 27) determina a magnitude relativa da variância residual em comparação com a variação dos dados medidos (Moriasi, 2007). De acordo com Moriasi *et al.* (2007), valores de COE > 0,5 para NS para dados diários demonstra que o modelo é capaz de simular de forma adequada os valores observados.

O coeficiente NS é calculado pela equação 27.

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Em - Es)^2}{\sum_{i=1}^n (Em - E)^2} \quad (27)$$

Sendo Em valores observados, Es valores simulados, E é a média dos valores observados; e n , o número de eventos.

O PBIAS mede o percentual da tendência média dos dados simulados serem maiores ou menores que os dados observados. Os valores ótimos desse índice estatístico são aqueles cujo resultado é 0,0, sendo que, valores com baixa magnitude indicam acurácia da simulação pelo modelo. Valores positivos indicam a tendência de subestimar os resultados simulados pelo modelo utilizado, enquanto valores negativos indicam tendência a superestimar os valores simulados (GUPTA et al., 1999).

O percentual de tendência, PBIAS, é calculado pela equação 28.

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Em - Es) * 100}{\sum_{i=1}^n (Em)} \right] \quad (28)$$

Sendo Em valores observados, Es valores simulados e n , o número de eventos.

Para análises gráficas, foram construídos hidrogramas para vazões observadas e simuladas, além de gráficos de regressão linear simples.

A Tabela 8, lista o intervalo dos valores e sua avaliação de acordo com Moriasi et al. (2007) e Gupta et al. (1999).

Tabela 8: Intervalo de valores dos índices estatísticos e sua classificação quanto o desempenho do modelo para simulações diárias.

Avaliação de desempenho	NS	PBIAS (%)
Muito bom	0,75 a 1	<10
Bom	0,60 a 0,75	10 a 15
Satisfatório	0,50 a 0,60	15 a 25
Ruim	$-\infty$ a 0,50	>25

Embora os índices escolhidos sejam amplamente usados para avaliação de modelos hidrológicos, estas correlações estatísticas se mostram sensíveis aos valores extremos registrados pelo modelo nos picos de vazão (MORIASI et al. 2007).

4.2.7 Análise de Sensibilidade

As sensibilidades dos parâmetros podem variar consideravelmente entre bacias hidrográficas e períodos de simulação (CIBIN et al., 2010). Para proceder com o estágio da calibração é necessário, primeiramente, identificar quais os parâmetros foram detectados como mais sensíveis pelo modelo na bacia do Bonfim, e que devem então sofrer reajustes.

Para que a calibração respeite a variabilidade espacial dos elementos na bacia do Bonfim, foram realizadas análises de sensibilidade nas sub-bacias em que as estações de vazão estão localizadas. Não apresentando, no entanto, variabilidade na ordem de

sensibilidade dos parâmetros nas sub-bacias em que se localizam as três estações fluviométricas.

Na figura 28 podemos observar os parâmetros que apresentaram maior sensibilidade.

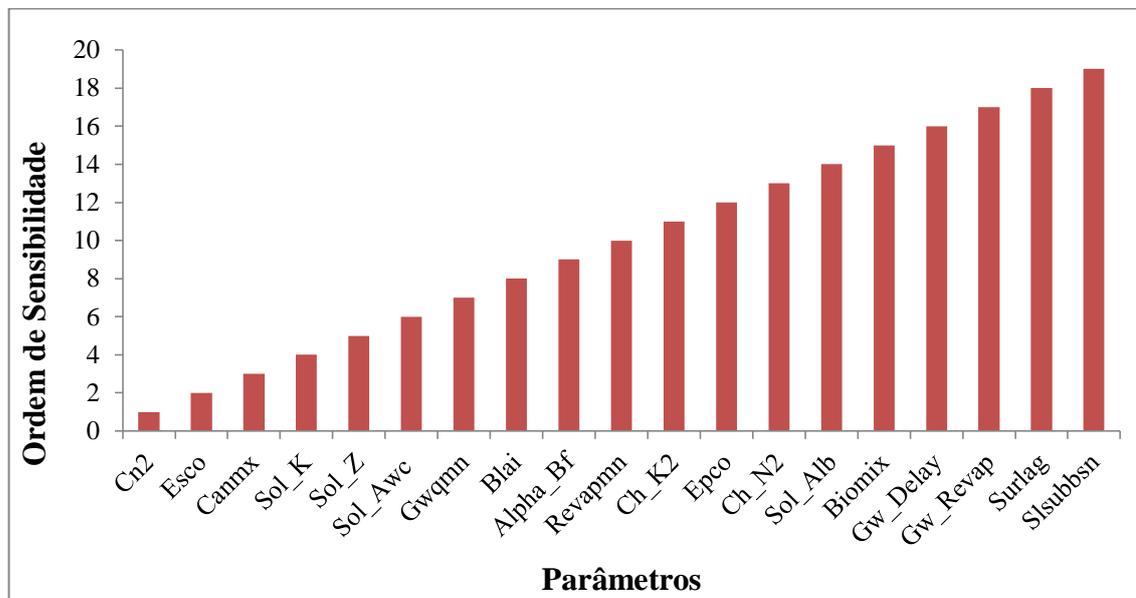


Figura 28: Ranking de parâmetros na análise de sensibilidade na bacia do Bonfim.

Quanto mais sensíveis forem os parâmetros, mais relevante se torna a necessidade de inseri-los no modelo quando possível ou atentar para o ajuste de seus valores na fase da calibração.

Os parâmetros Curva número com condição II de umidade (CN2), Fator de compensação de evaporação no solo (ESCO), Armazenamento máximo de água no dossel (CANMX), Condutividade hidráulica (SOL_K), Profundidade do solo (SOL_Z), Capacidade de água disponível no solo (SOL_AWC), Profundidade do aquífero raso responsável pelo fluxo de retorno (GWQMN), Índice máximo de área foliar (BLAI), Constante de recessão do escoamento de base (ALPHA_BF) e Limite de água no aquífero raso para ocorrer percolação (REVAPMN) foram considerados os dez mais sensíveis para a bacia do Bonfim.

De acordo com o manual técnico do SWAT (NEITSCH *et. al.*, 2005; NEITSCH *et. al.* 2009) e técnicas de calibração fornecidos na plataforma do programa, quando as vazões máximas simuladas estão superestimadas em relação às vazões máximas observadas, significa que o modelo está representando um sistema com pouco fluxo de base e muito escoamento superficial. Para solucionar este problema, torna-se necessário aumentar a infiltração e o fluxo de retorno através do ajuste de parâmetros relacionados aos processos de escoamento superficial e subsuperficial. Sendo assim, os parâmetros do solo foram os primeiros a serem

calibrados, com o intuito de reverter o comportamento do modelo de subestimar as vazões mínimas e superestimar as vazões máximas.

O ajuste da condutividade hidráulica (SOL_K) teve relação direta com a resposta da vazão, uma vez que traduz a facilidade do solo de transmitir água, de forma que aumentando os valores para Sol_K, a vazão respondeu com o mesmo comportamento. Assim como observado por Kannan et al. (2007), o fluxo de base aumentou na bacia do Bonfim quando a condutividade hidráulica foi aumentada em 30%, tendo como resposta diminuição do escoamento superficial e aumento das vazões mínimas. Esse mesmo comportamento foi encontrado por Kannan et al. (2007), Cibin et al. (2010) e Caram (2011), que além de ajustarem os valores de SOL_K, acrescentaram o parâmetro SOL_AWC como função do aumento dos fluxos de base, já que este parâmetro representa a quantidade de umidade disponível para as plantas nas camadas do solo. Na bacia do Bonfim, os ajustes para SOL_AWC foram de 40%. O aumento acima de 40% do valor inicial para capacidade de água disponível no solo teve comportamento inversamente proporcional ao fluxo de base observado na simulação da vazão nas sub-bacias calibradas. À medida que o parâmetro é ajustado com valores próximos a seus valores máximos, o modelo SWAT atribui características de saturação do solo, drenando a água para o perfil.

O grupo de parâmetros relacionados aos fluxos da zona saturada, GWQMN, REVAPMN e ALPHA_BF são de difícil determinação, sendo necessário estudos hidrogeológicos mais complexos para sua avaliação, os quais são inexistentes na área. No entanto, os valores ajustados não diferem, em ordem de grandeza, dos aplicados na literatura e em pesquisas que utilizaram o modelo SWAT na simulação de processos hidrológicos recentes no país.

4.3 SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS

Seis cenários com alterações no uso e cobertura foram propostos (Tabela 9) com intuito de avaliar a resposta hidrológica da bacia do Bonfim frente essas mudanças. As simulações dos cenários tomarão como base o mapa de uso e cobertura da terra vigente, considerando ou não o limite do Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO). A figura 29 ilustra os limites da nova delimitação proposta.

Tabela 9: Descrição dos cenários de mudanças no uso e cobertura da terra propostos para o Bonfim.

Cenários	Descrição
FI1	Substituição de 100% de agricultura para floresta, 100% de pastagem para floresta; 100% de área urbana para floresta.
Agr1	Substituição de 100% de floresta para agricultura, 100% de pastagem para agricultura.
Urb1	Substituição de 100% de floresta, 100% de pastagem e 100% de agricultura por área urbana.
FI-PARNASO	Substituição de 100% de agricultura e pastagem para floresta.
Agr-PARNASO	Substituição de 44% de floresta para agricultura.
Urb-PARNASO	Substituição de 44% de floresta para área urbana.

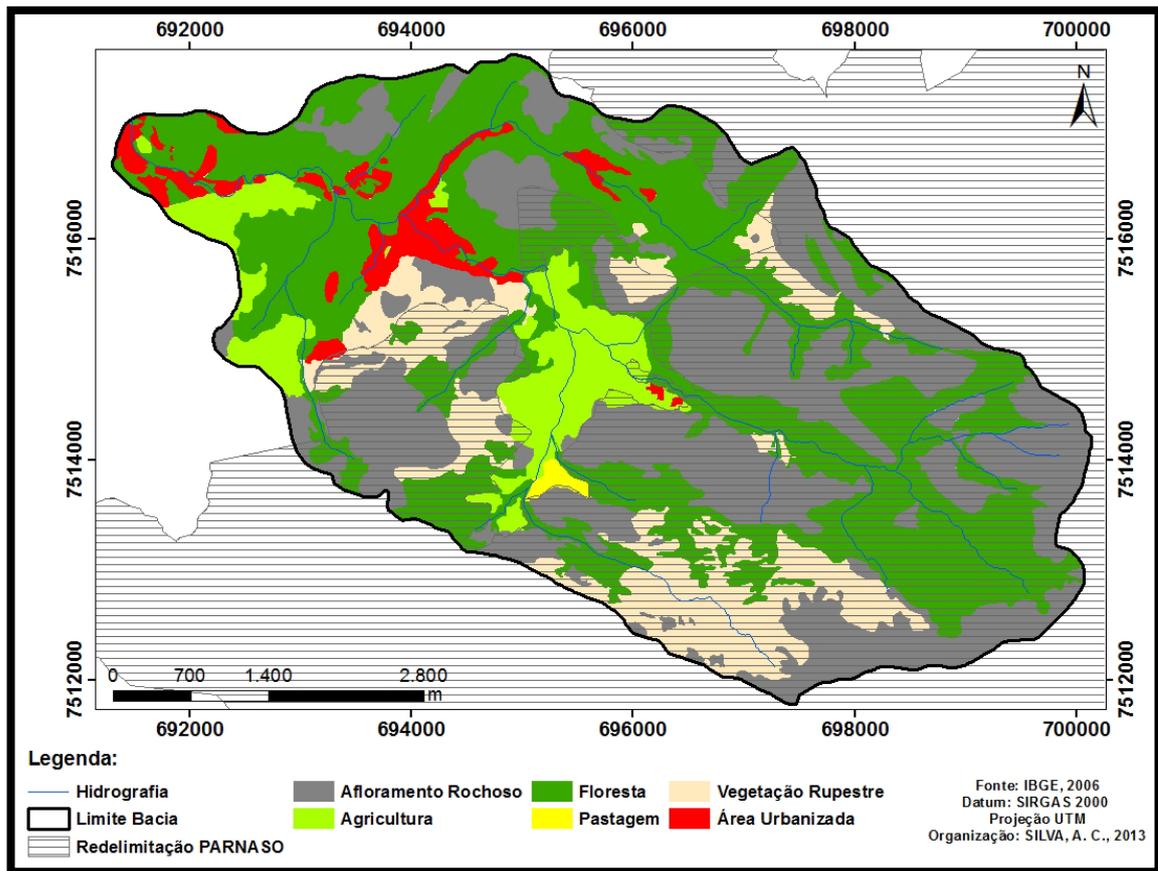


Figura 29: Limites da nova delimitação proposta para o Parque Nacional da Serra dos Órgãos sobre o mapa de uso e cobertura utilizado como base para elaboração dos cenários.

Os cenários Fl1 (Figura 30), Agr1 (Figura 31) e Urb1 (Figura 32), não possuem o comprometimento de representar mudanças futuras plausíveis na bacia, mas apenas fornecer dados para análise do quanto o uso e cobertura e suas mudanças interferem na resposta da vazão e na produção de escoamento superficial.

O cenário Fl1 relaciona-se com aquilo que poderia ser a realidade da bacia antes de ser ocupada, podendo ser caracterizado como cenário retroativo. Assim, a bacia teria sua área coberta por florestas do bioma Mata Atlântica, pertencente ao domínio Floresta Tropical Pluvial Atlântica, Afloramentos Rochosos e Vegetação rupestre. Os cenários futuros Agr1 e Urb1 caracterizam panoramas extremos na distribuição da bacia quanto a uso e cobertura da terra.

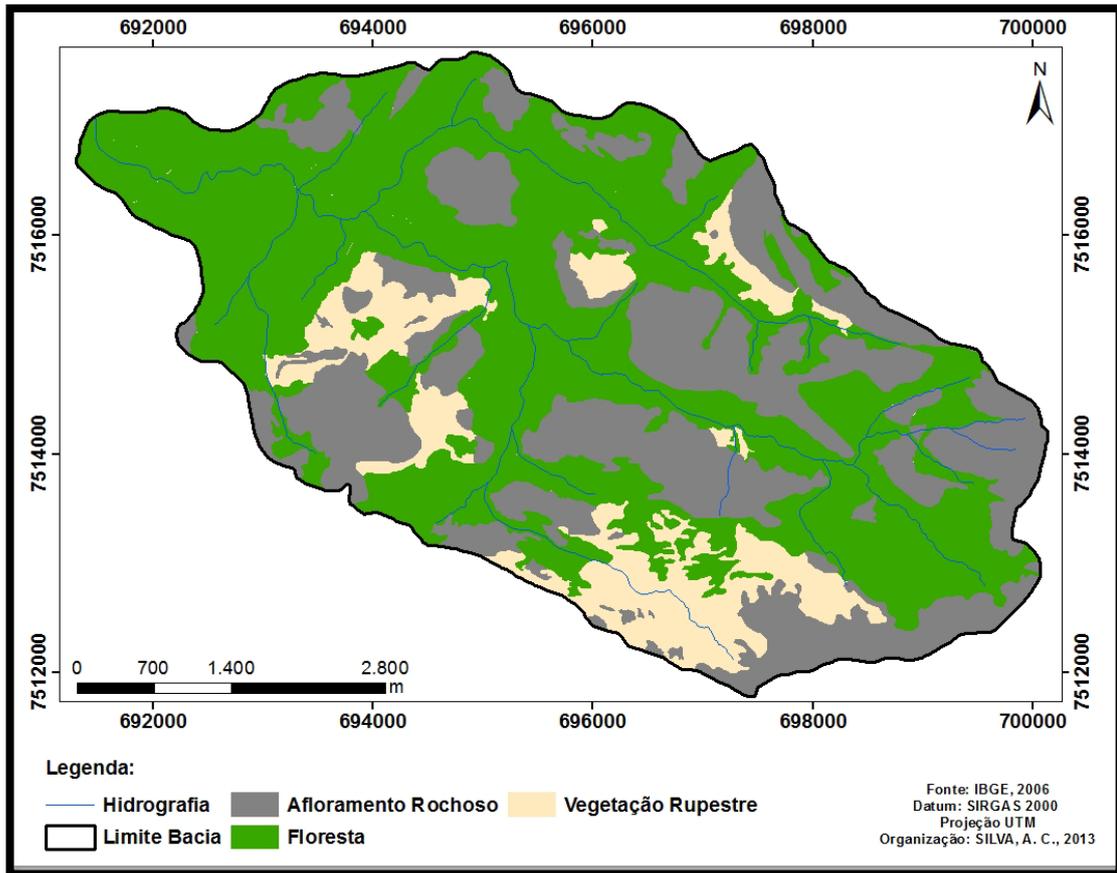


Figura 30: Cenário F11.

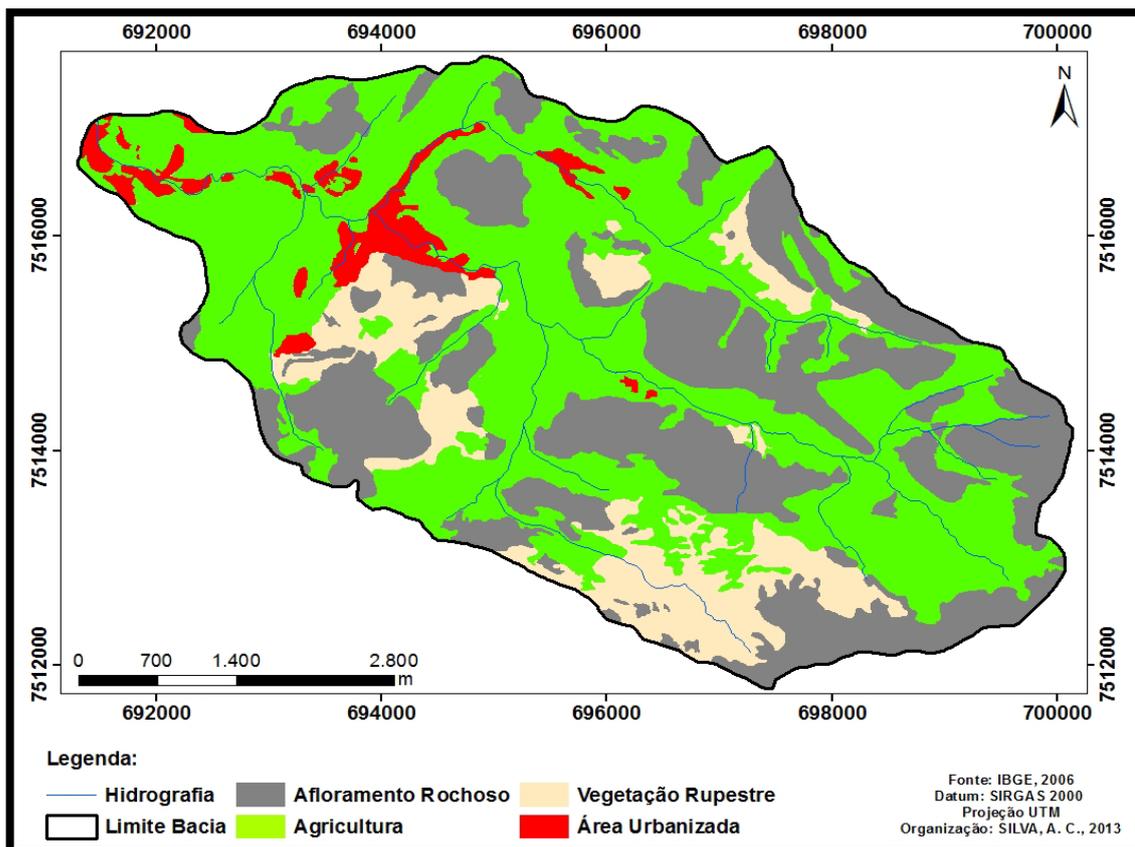


Figura 31: Cenário Agr1.

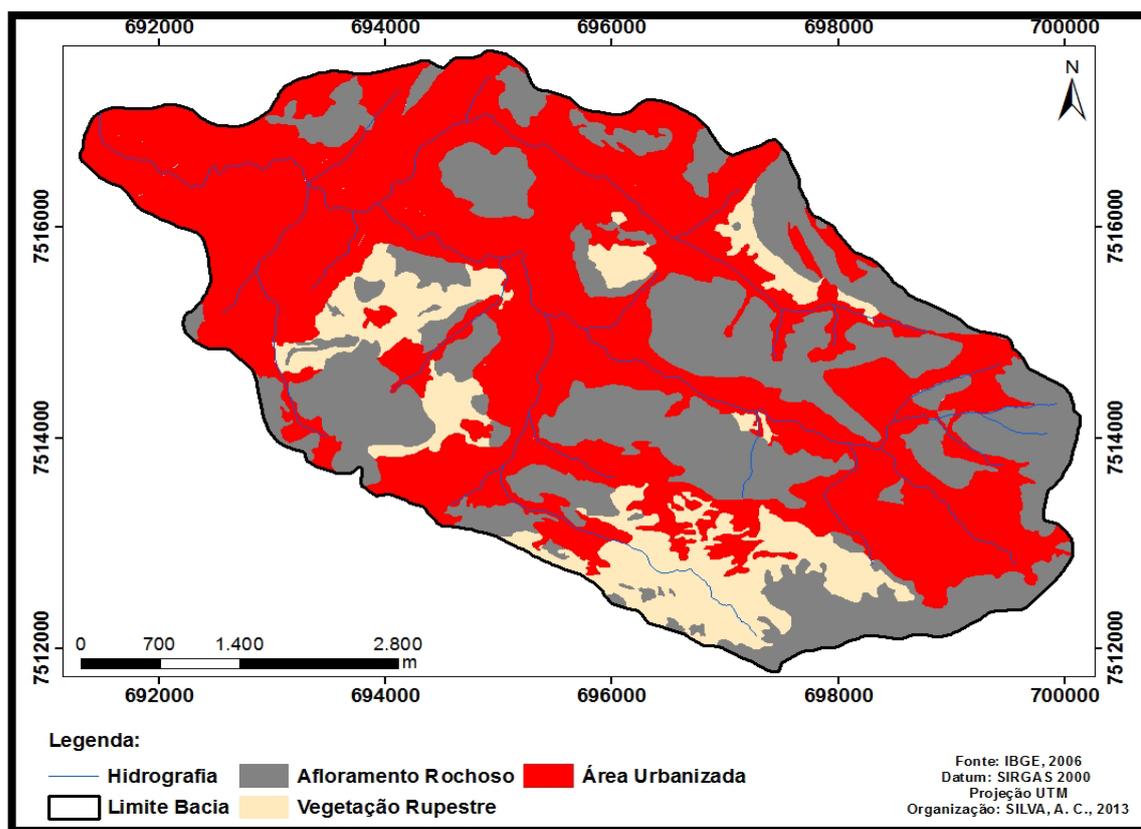


Figura 32: Cenário Urb1.

Os cenários Fl-PARNASO (Figura 33), Agr-PARNASO (Figura 34) e Urb-PARNASO (Figura 35), representam cenários futuros plausíveis para a bacia do Bonfim. São comuns ao respeitar a área correspondente ao novo limite proposto para o PARNASO. Estes cenários corresponderiam a uma proposta futura para as práticas de uso e ou cobertura já existente na bacia e não protegida por legislação federal.

A Lei nº. 9.985, de 18 de julho de 2000, regulamenta o artigo 225 da Constituição Brasileira e institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, categorizando as unidades quanto à sua destinação e uso e estabelecendo normas e diretrizes para sua gestão. Desta forma, atividades que diferem da prevista por lei dos Parques Nacionais (a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico), se constituiriam em crime ambiental e constitucional.

Entende-se que respeitar os limites do Parque Nacional torna as simulações e o resultado dessa pesquisa capaz de contribuir cientificamente para o entendimento dos processos hidrológicos em regiões serranas e ainda para futuros planos de gestão das bacias hidrográficas como todo e especialmente a do Bonfim.

O cenário FI-PARNASO assume mudanças na cobertura da bacia, especificamente na expansão de florestas, representando o máximo de área florestada assumido atualmente como possível na área. Nesse contexto, toda área baseada no mapa de uso e cobertura de 2006 que representam áreas de pastagem e agricultura seriam substituídas por florestas, preservando as áreas urbanizadas.

O cenário Agr-PARNASO e Urb-PARNASO assumem mudanças quanto a expansão da Agricultura e da área urbanizada, respectivamente. No Agr-PARNASO, toda área representada por floresta e pastagem seriam substituídas por agricultura. Já no Urb-PARNASO, toda área referente à agricultura, floresta e pastagem seriam substituídas por área urbanizada.

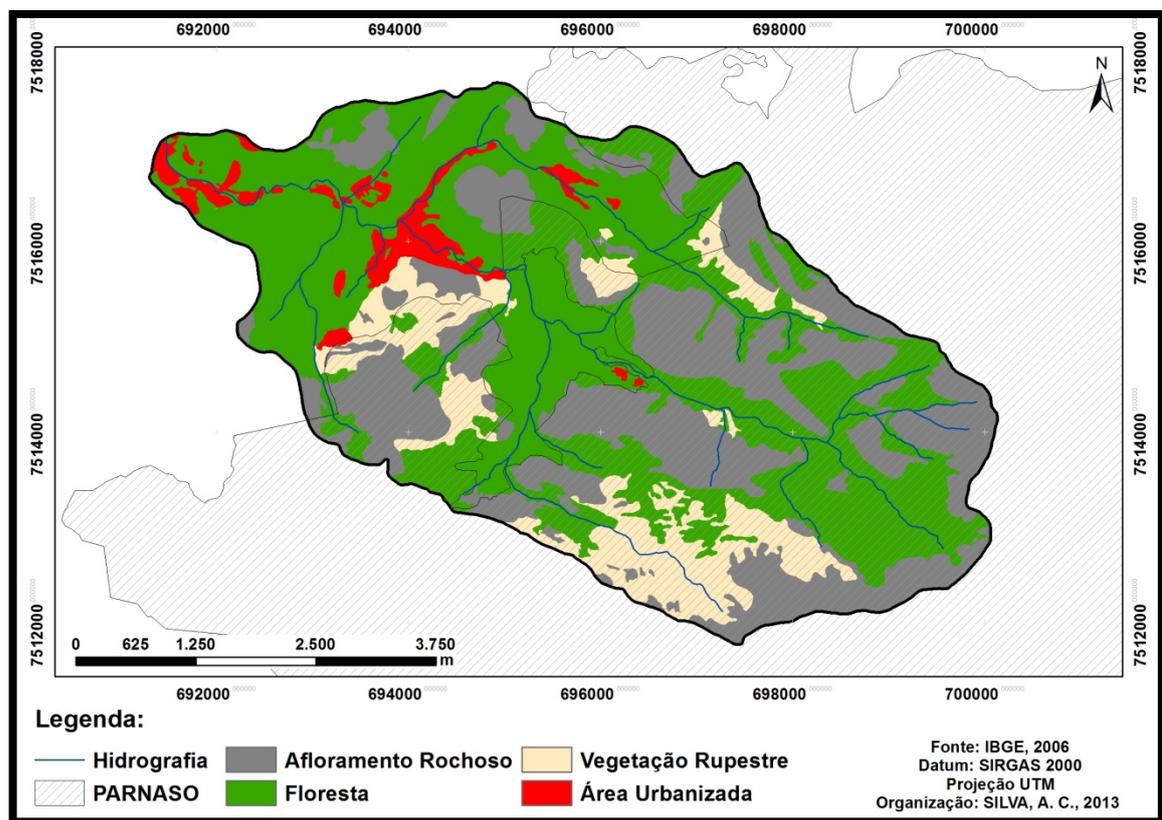


Figura 33: Cenário FI-PARNASO.

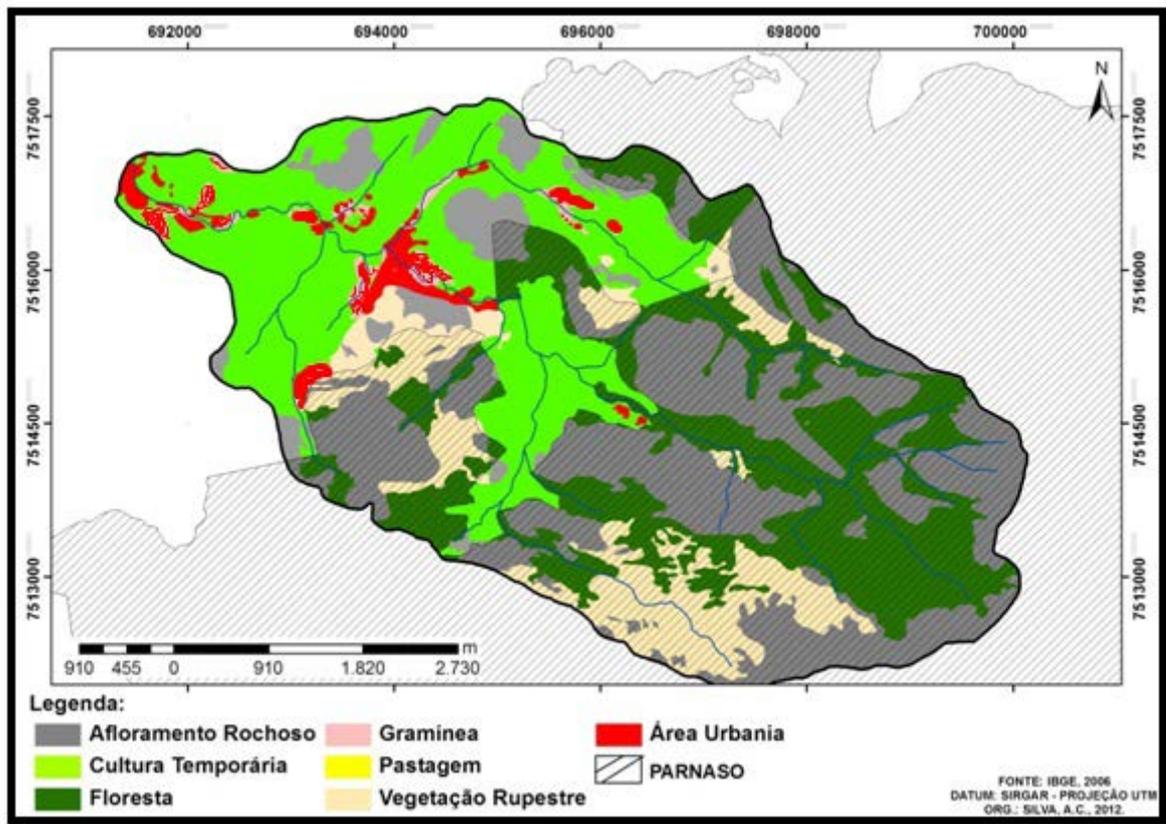


Figura 34: Agr-PARNASO.

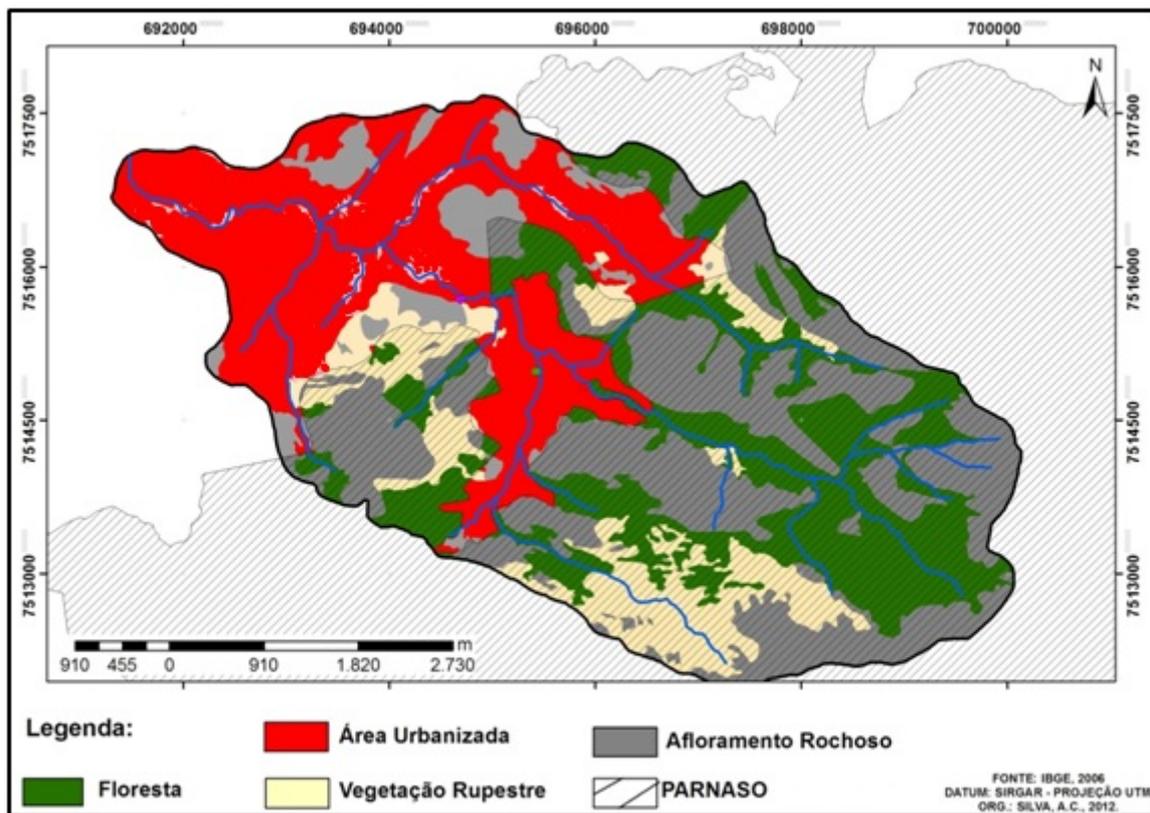


Figura 35: Urb-PARNASO.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 CALIBRAÇÃO

A calibração se deu de forma manual com os valores dos parâmetros sendo atribuídos ao conjunto de sub-bacias pré-definido. Os parâmetros foram escolhidos baseados na literatura e orientações contidas no manual do modelo SWAT 2000. Os parâmetros foram calibrados através da opção de substituir valor ou multiplicação, até chegar-se a uma simulação que melhor representasse o regime hidrológico da bacia. A substituição dos valores dos parâmetros significa que o valor atribuído torna-se o mesmo para todo o conjunto de bacia calibrado. A multiplicação mantém a proporcionalidade do parâmetro calibrado.

Os valores iniciais dos parâmetros testados e as faixas de variação dos valores estão apresentados na Tabela 10, bem como os valores adotados na calibração dos parâmetros.

Tabela 10: Intervalos, valores iniciais e valores adotados para calibração dos parâmetros.

Parâmetros	Valor Mínimo	Valor Máximo	Inicial	Ajustado
Cn2	20	90	77 a 89	0.7*
Gwqmn	0	5000	0	3000
Revapmn	0	500	1	300
Gw_revap	0.02	0.2	0	0,18
Sol_Awc	0	1	0,15 a 0,18	0.4
Esco	0.001	1	0	0,7 a 0,8
Alpha_Bf	0	1	0,048	0.01

*Parâmetros multiplicados; demais parâmetros, substituídos.

Nas Figuras 36, 37 e 38 estão representadas as vazões simuladas e observadas após calibração e na tabela 11 encontram-se os valores dos índices estatísticos aplicados para avaliação do desempenho do modelo.

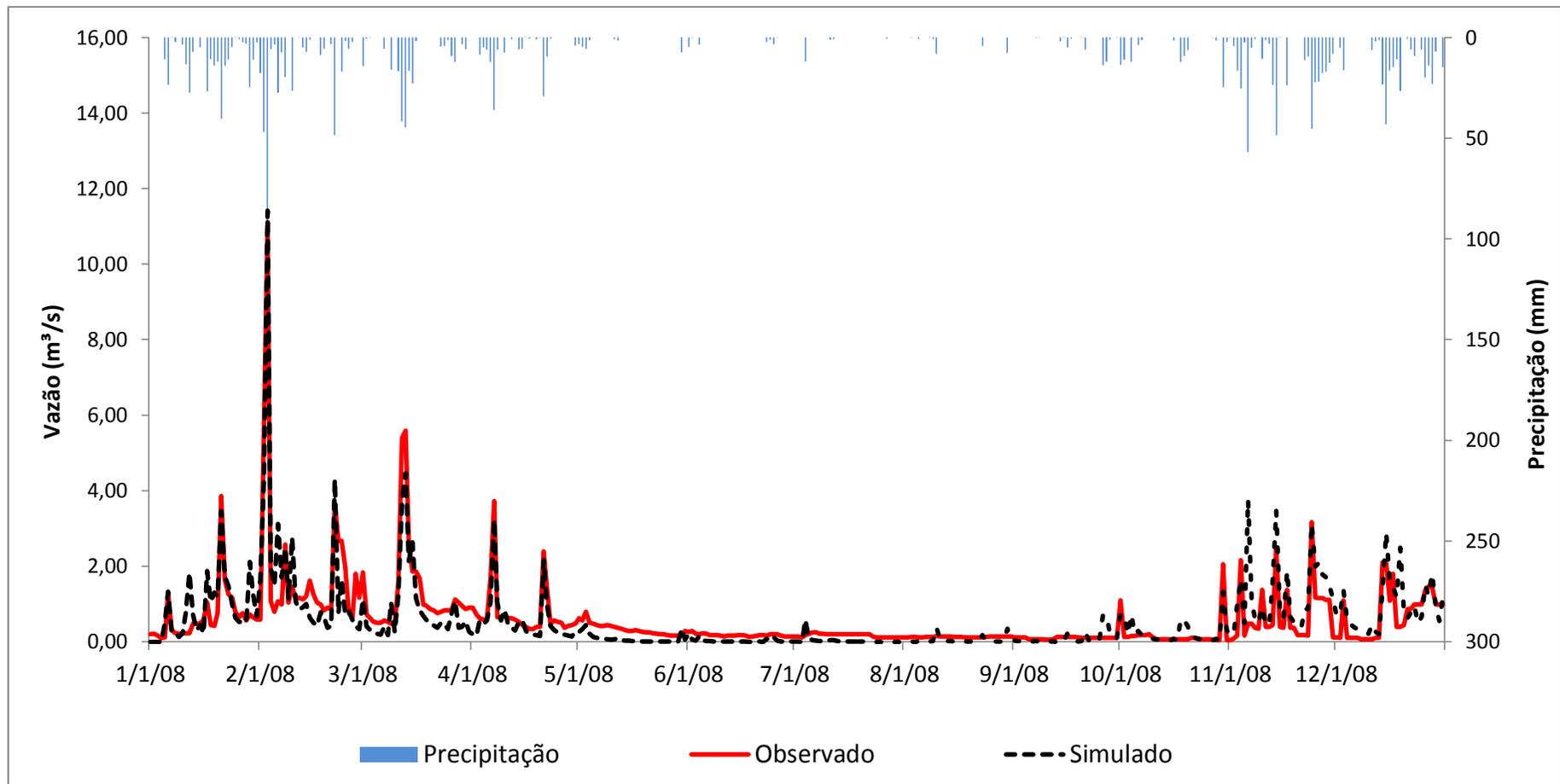


Figura 36: Comparação entre a série diária da vazão observada X vazão simulada pelo SWAT em função da precipitação na sub-bacia 8 (estação Tarzan).

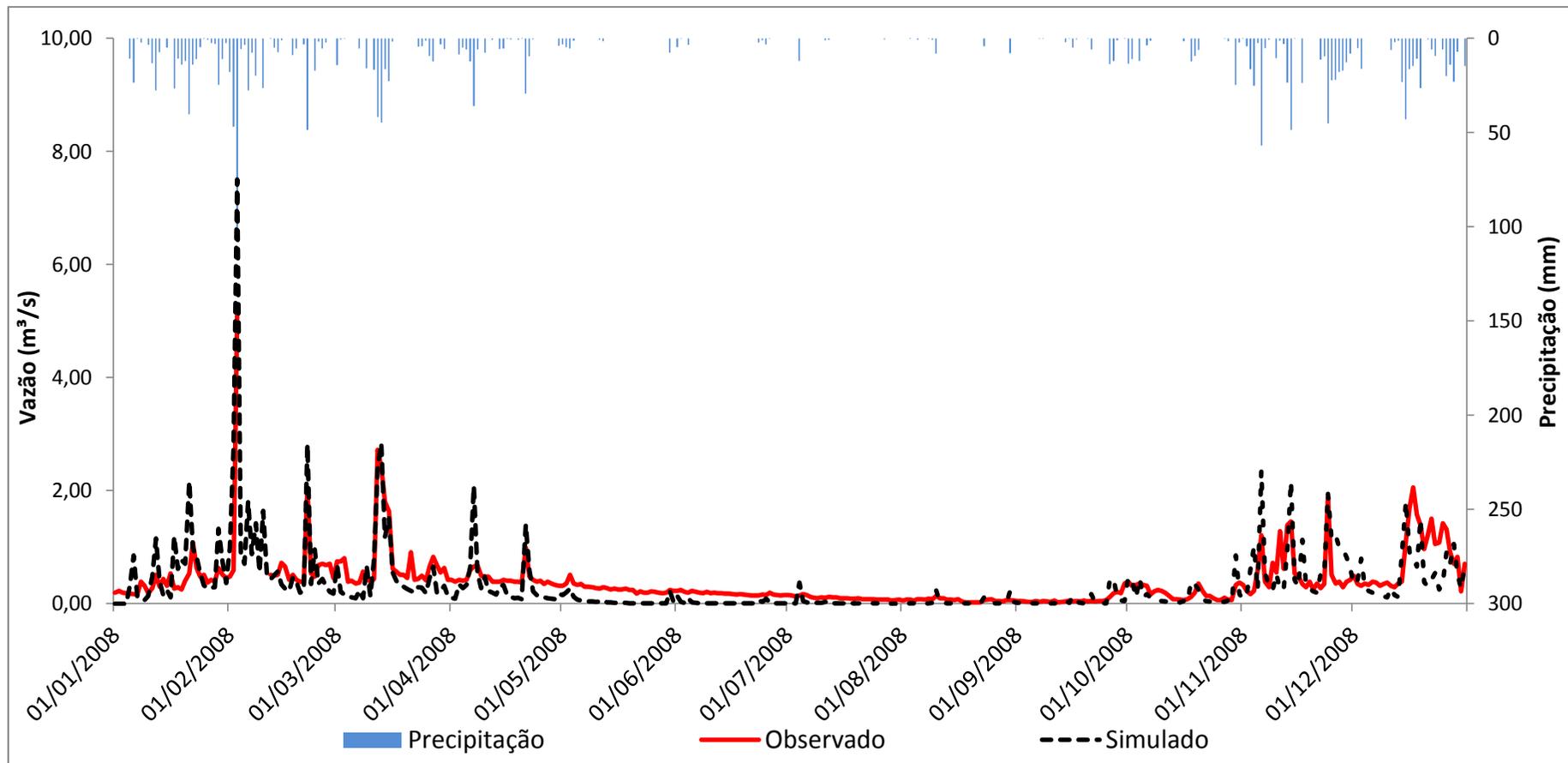


Figura 37: Comparação entre a série diária da vazão observada X vazão simulada pelo SWAT em função da precipitação na sub-bacia 13 (estação Casinho).

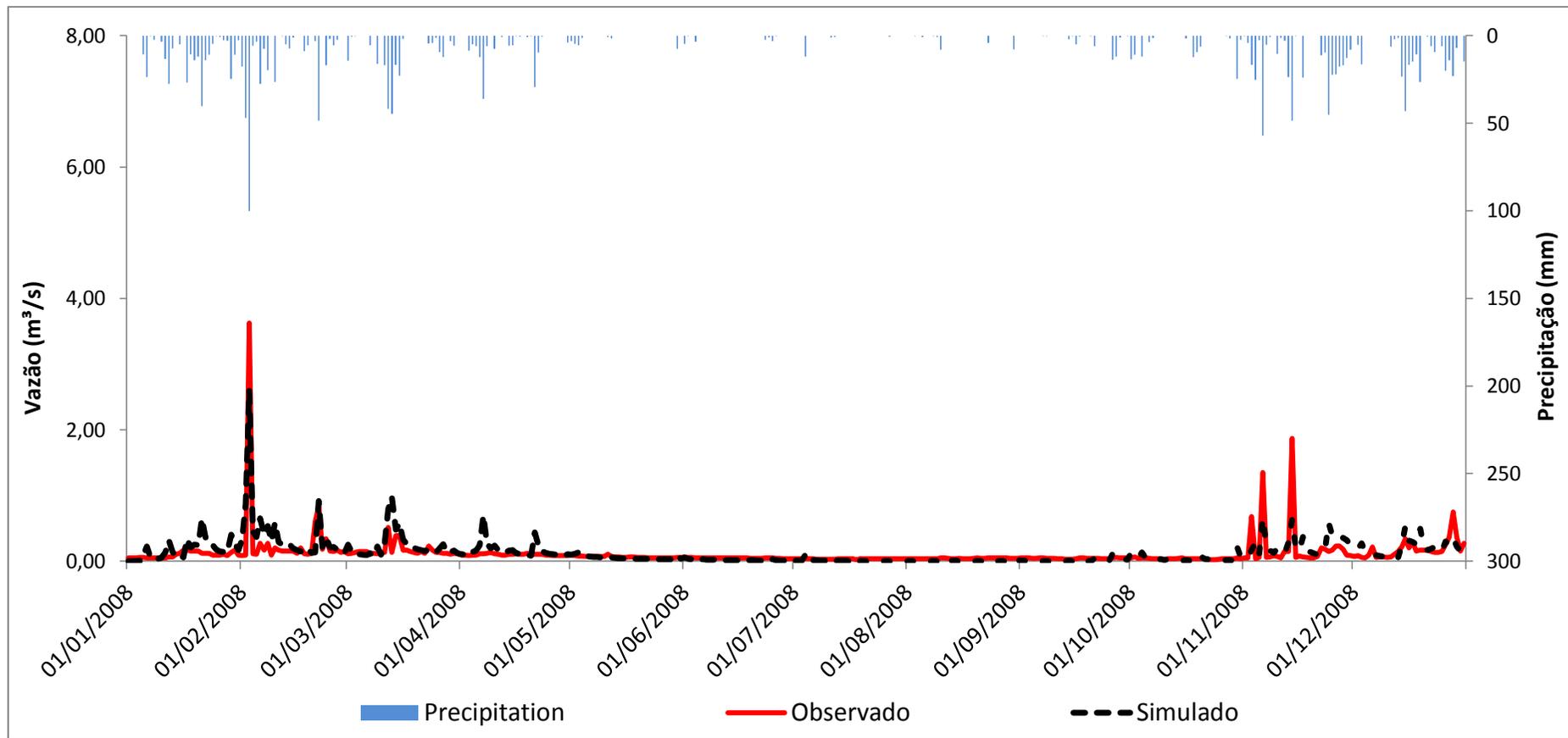


Figura 38: Comparação entre a série diária da vazão observada X vazão simulada pelo SWAT em função da precipitação na sub-bacia 18 (estação João Christ)

Tabela 11: Índices estatísticos comparativos da calibração de série estimada de vazão realizada pelo SWAT, em relação aos dados medidos no monitoramento das sub-bacias do Bonfim.

Índices Estatísticos	Valores
	Tarzan
NS	0,75
PBIAS	6,8
	Casinho
NS	0,3
PBIAS	12,25
	João Christ
NS	0,6
PBIAS	-17,8

Conforme mostram as figuras 36, 37 e 38, os hidrogramas das vazões simuladas representaram adequadamente o comportamento hidrológico na bacia, exceto o resultado da vazão simulada para a estação fluviométrica Casinho, onde se pode observar maior divergência na representação de picos e fluxo de base. Com COE superior a 0,6 em duas estações fluviométricas, é possível avaliar como boa a simulação da vazão pelo modelo SWAT.

As figuras 39, 40 e 41 representam a dispersão das vazões observadas e simuladas:

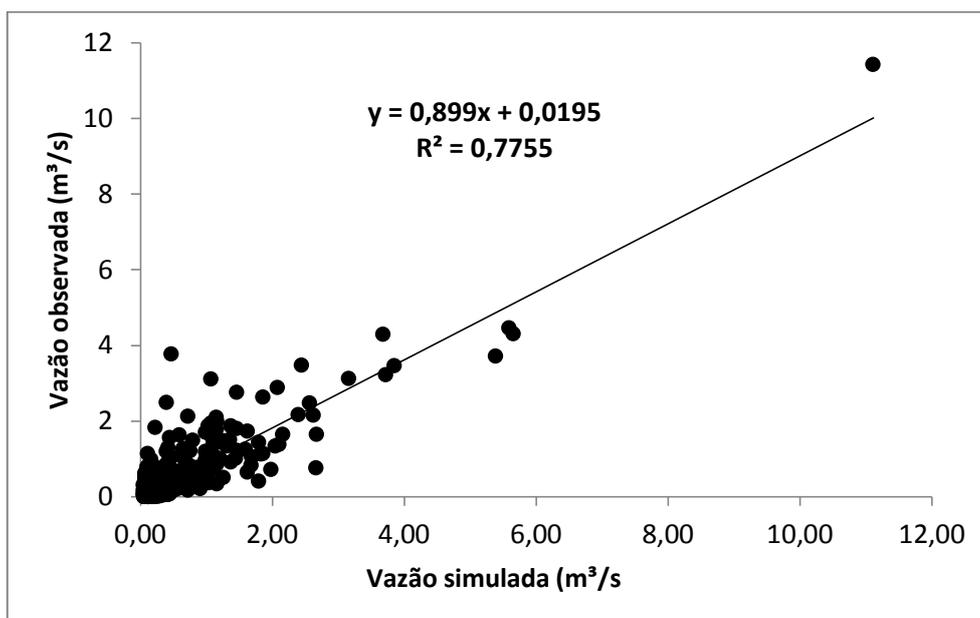


Figura 39: Dispersão entre os valores de vazão diária medidas e estimadas pelo SWAT com calibração de parâmetros – sub-bacia da estação Tarzan.

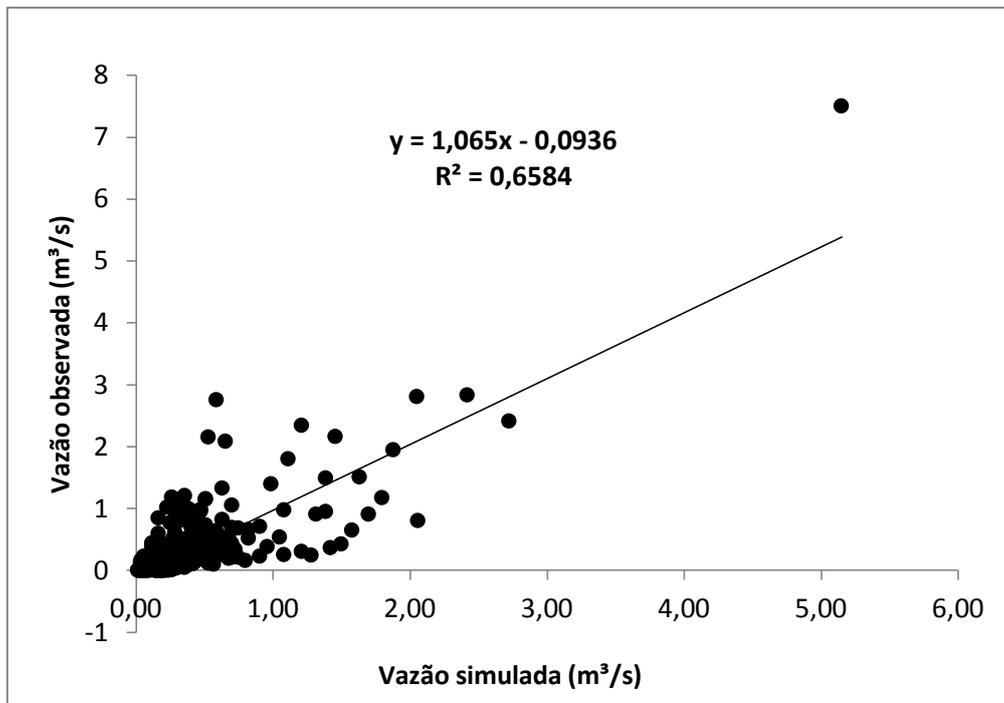


Figura 40: Dispersão entre os valores de vazão diária medidas e estimadas pelo SWAT com calibração de parâmetros – sub-bacia da estação Casinho.

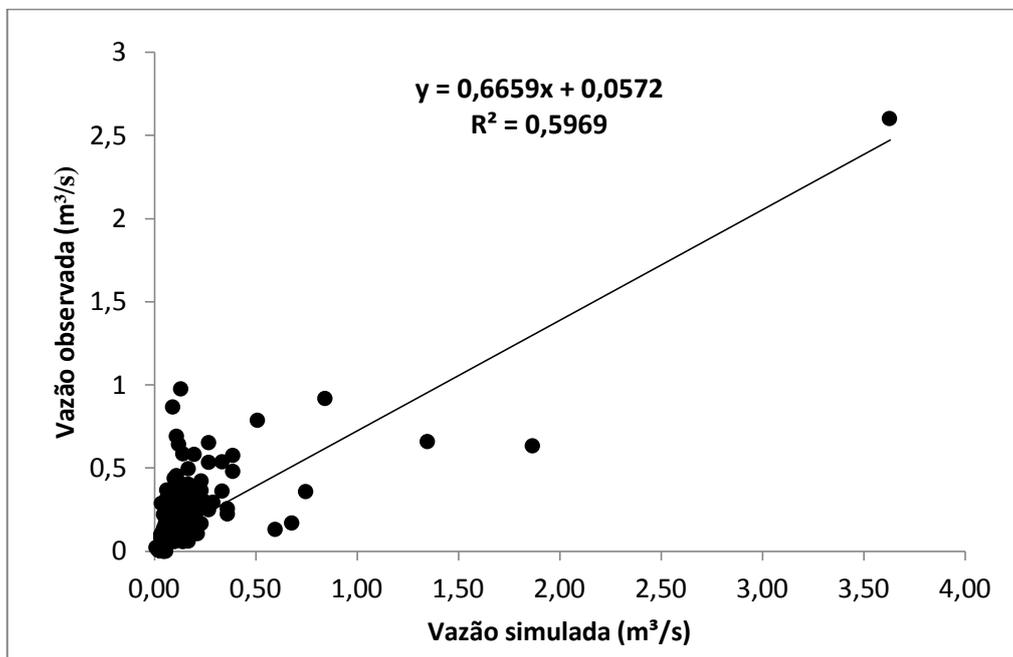


Figura 41: Dispersão entre os valores de vazão diária medidas e estimadas pelo SWAT com calibração de parâmetros – sub-bacia da estação João Christ.

Analisando as figuras dos gráficos de dispersão, verifica-se que a série de vazão simulada comparada a série de vazão observada nas três estações fluviométricas apresentaram erros nas vazões máximas e mínimas, com tendência a subestimar as

mínimas e superestimam os picos. O comportamento mais homogêneo foi observado na estação Tarzan, mesmo com a não representatividade de alguns picos de vazão. Na estação Casinho, os valores simulados subestimaram os observados quanto às vazões mínimas e superestimou quanto às máximas, comportamento semelhante pode ser observado na estação João Christ quanto às vazões mínimas. No entanto, as vazões máximas também foram subestimadas pelo modelo nessa estação.

Como a resposta da bacia para os grandes eventos de chuva foi rapidamente registrado pelo modelo, a diferença entre os picos não registrados na fase de calibração para os picos simulados pelo modelo, criaram uma disparidade na avaliação do desempenho do modelo.

5.2 SIMULAÇÃO DA VAZÃO NA BACIA DO BONFIM

Após a calibração dos parâmetros sensíveis, foi possível estimar a vazão da bacia do Bonfim, como proposto pelo trabalho. Embora não haja medição dos níveis de vazão no exutório da bacia em estudo, os bons resultados encontrados nos índices estatísticos para avaliação do modelo demonstraram que o SWAT representou bem o comportamento hidrológico na bacia do Bonfim. Sendo assim, as sub-bacias que possuem área de contribuição não contemplada pelas estações fluviométricas, foram calibradas com os valores dos parâmetros ilustrados na tabela 11. Por fim, a simulação da vazão da bacia do Bonfim está ilustrada pela figura 42.

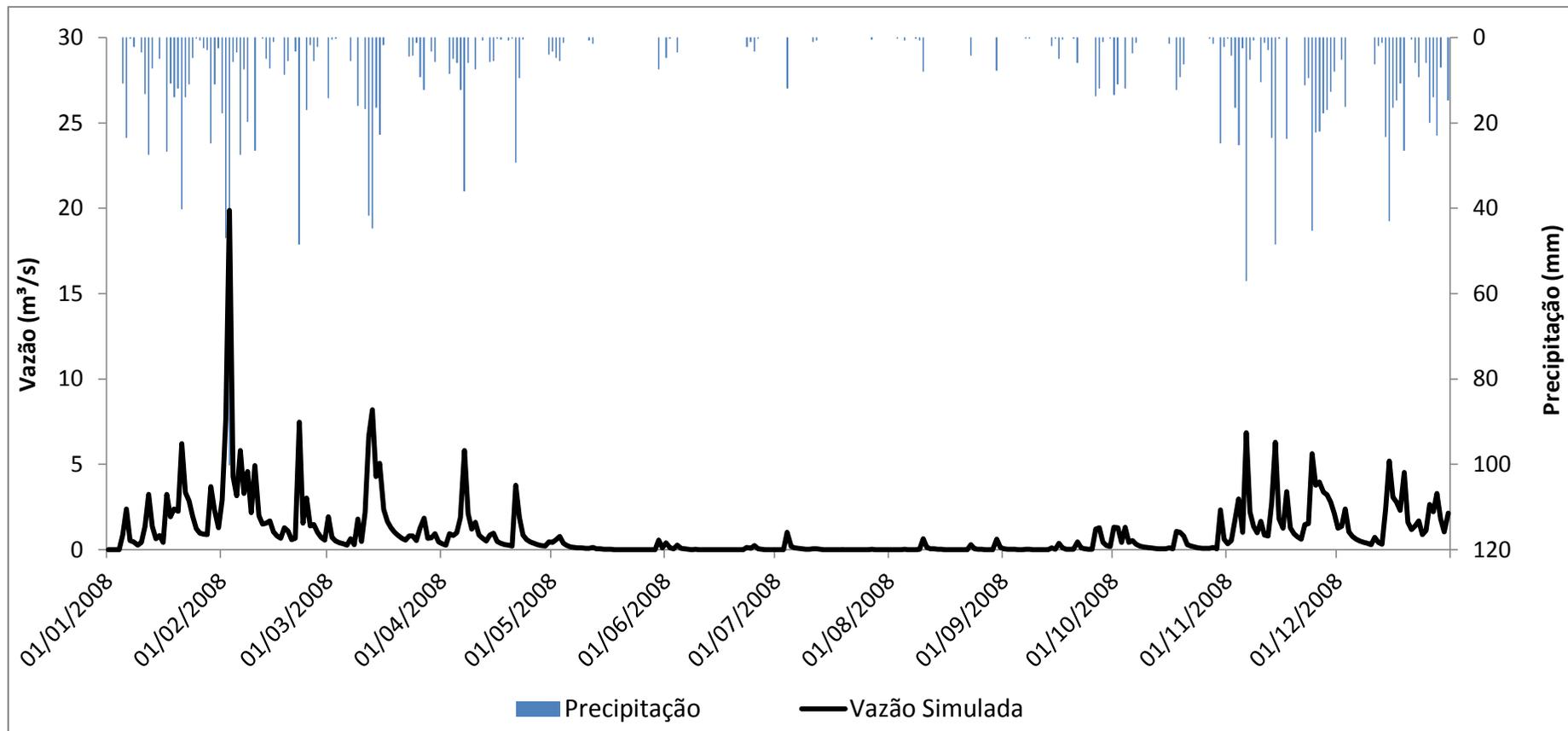


Figura 42: Vazão Simulada diária da Bacia do Bonfim.

5.3 SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS

Para estimar o comportamento da vazão em resposta às alterações nos usos e coberturas da terra, o modelo SWAT foi utilizado na simulação de seis cenários.

Os dados referentes à simulação da vazão diárias foram estimados e serão discutidos no formato de dados absolutos e relativos. As simulações dos cenários tomarão como base o mapa de uso e cobertura de 2006.

5.3.1 Distribuição espacial do uso e cobertura da terra nos cenários propostos

As modificações percentuais das áreas das classes de uso e cobertura em relação a área da bacia do Bonfim podem ser visualizadas na tabela abaixo (Tabela 12).

Tabela 12: Mudanças nos usos e coberturas da terra baseado no mapa de uso e cobertura de 2006 da bacia do Bonfim.

Mudanças nos Usos e Coberturas da Bacia do Bonfim (%)						
Cenários	AR	Agr	Fl	Pa	Rup	Aurb
Fl1	0,00	-7,7	14,8	-3,3	0,00	-3,8
Agr1	0,00	46,9	-43,6	-3,3	0,00	0
Urb1	0,00	-7,7	-43,6	-3,3	0,00	54,6
Fl-PARNASO	0,00	-7,7	11	-3,3	0,00	0
Agr-PARNASO	0,00	22,1	-18,8	-3,3	0,00	0
Urb-PARNASO	0,00	-7,7	-18,8	-3,3	0,00	28,8

Com base na tabela acima podemos concluir que a substituição de 100% da área florestada e 100% da área recoberta por pastagem, como proposto pelo cenário Agr1, representou a conversão de aproximadamente 47% da área da bacia para agricultura. A substituição de 100% da área florestada, 100% da área recoberta por pastagem e 100% de área agrícola, proposto no cenário Urb1, representou a conversão de 54,6% da área da bacia para área urbanizada. Os cenários Agr-PARNASO e Urb-PARNASO acrescem aproximadamente 19% de floresta convertida, respectivamente, para agricultura e área urbana. No Agr-PARNASO, a bacia do Bonfim recebe 22% de agricultura, soma da conversão de floresta e pastagem. No Urb-PARNASO, 28,8% de área urbana, fruto também da conversão de agricultura e pastagem para urbanização. Nestes dois últimos cenários, a bacia do Bonfim possui ainda predominância da cobertura por área florestada, tendo seus limites preservados pelo PARNASO.

A única diferença entre o cenário FI1 e FI-PARNASO, refere-se a presença ou não de área urbana.

5.3.2 Análise das mudanças dos usos e coberturas na resposta fluvial da bacia do Bonfim

Os efeitos das mudanças do uso e cobertura da terra na resposta da vazão na bacia do Bonfim estão ilustrados através da comparação da vazão média para o ano 2008, assim como a variação da resposta da vazão dos cenários em relação ao simulado para a bacia com uso e cobertura de 2006 (Tabela 13).

Tabela 13: Vazão total na bacia do Bonfim para o ano de 2008.

	Vazão média (m³/s)	Varição da vazão (%)
Uso e Cobertura 2006	1,00	-
FI1	0,96	-4
Agr1	1,02	2
Urb1	1,09	9
FI-PARNASO	1,01	1
Agr-PARNASO	1,01	1
Urb-PARNASO	1,01	1

Conforme os resultados apresentados na Tabela 12 houve um aumento nas vazões médias para os cenários Agr1, Urb1, FI-PARNASO, Agr-PARNASO e Urb-PARNASO na bacia do Bonfim, em relação ao simulado para uso e cobertura de 2006. Para a situação do cenário FI1, ocorreu o inverso, a resposta da vazão diminuiu. Ma et al. (2010), Cheng et al. (2012), Wang et al. (2008), Caram (2010) e Collischonn e Tucci (2001), ao simularem a vazão para alterações de uso e cobertura, apresentaram resultados semelhantes aos encontrados no Bonfim para alterações na resposta da vazão quanto ao comportamento dos cenários Agr1 e Urb1, caracterizados pela remoção da cobertura por florestas. Outros autores como Hibbert (1967), Bruijnzeel (2004) e Trancoso et al. (2007) também observaram aumento nos níveis médios da vazão com a retirada de florestas.

Considerando todos os cenários, a situação de substituição de 100% da área florestada, 100% da área recoberta por pastagem e 100% de área agrícola, cenário Urb1, correspondeu ao maior aumento da vazão em relação ao simulado para uso e cobertura de 2006. A vazão teve aumento de 0,09 m³/s, correspondendo um aumento de 9% na média anual. O comportamento da vazão neste cenário já era esperado. As diferenças entre as respostas da vazão em áreas de florestas para áreas urbanizadas estão diretamente relacionadas com a interceptação (ANDRÉASSIAN, 2004), traduzindo a capacidade de redução do contato da água direto com o solo (TUCCI e CLARKE, 1997). O tipo e a presença de cobertura vegetal interferem diretamente no volume de água que atinge o solo, disponível para a infiltração (LU e TANG, 1995; HSIA et al., 1987). A expansão de áreas urbanas em substituição de cobertura vegetal compromete a capacidade de infiltração da água pelo solo, aumentando o volume de água livre para escoar superficialmente e atingir o canal fluvial (DUNNE e LEOPOLD, 1978; TUCCI e CLARKE, 1997).

O cenário F11, configurando a substituição de 100% de agricultura, pastagem e área urbana para floresta, foi o responsável pelo decréscimo de 4% na vazão média para 2008 em relação ao simulado para a bacia do Bonfim para uso e cobertura em 2006.

O mesmo resultado foi encontrado em Colischonn e Tucci (2001) ao simularem cinco cenários com alteração de uso e cobertura na bacia do rio Taquari-Antas, RS. No cenário com 100% da área da bacia coberta por florestas, os autores registraram redução de 8,11% na vazão média, o dobro do encontrado para a mesma situação simulada na bacia do Bonfim. A resposta hidrológica nas duas bacias foram as mesmas para aumento do percentual de áreas florestadas. A diferença nos resultados encontrados em Colischonn e Tucci (2001) pode estar relacionada à área da bacia em estudo, 26.000 km² para a bacia do rio Taquari-Antas contra 30 km² da bacia do Bonfim. Ressaltando ainda que o cenário simulado pelos autores possui 100% de floresta na área da bacia, já no Bonfim, o cenário com predominância de florestas conta ainda com 33% de afloramentos rochosos e 8,5% de vegetação rupestre. Outros cenários simulados que propõe 90% de floresta e 10% de pastagem e 90% de floresta e 10% de culturas anuais, também registraram redução de 7,04% e 6,9% na vazão média, respectivamente. Concluindo que nos cenários com aumento de cobertura florestada houve redução nos níveis médios da vazão ao comparar com o simulado para a bacia com uso e cobertura vigente.

A diferença na resposta da vazão no cenário Fl1 pode estar associada ao fato de áreas florestadas tropicais maduras terem maior incidência da água da chuva (de 80 a 95%) a infiltrar no solo (BRUIJNZEEL, 1990), aumentando sua capacidade de armazenamento de água no solo, além de possuírem maior taxa de perda de água por evapotranspiração (GUO et al., 2008, BRUIJNZEEL, 1990). Associado ainda ao fato de que a parcela inicial da precipitação é retida na vegetação, quanto maior a superfície foliar, maior a área de retenção da água durante a precipitação (CHENG et al., 2002; TANG, 1995 e HSIA et al., 1982).

O Cenário Agr1 apresentou aumento de 2% na resposta média da vazão no ano de 2008 em relação ao simulado para 2006, com 100% de substituição de floresta e pastagem para agricultura. Caram (2010) encontrou o mesmo comportamento quando simulou cenário com 100% de cobertura agrícola, obtendo como resultado, incremento de 3% na vazão média anual. Collischonn (2001), para o mesmo cenário simulado, teve como resultado um incremento de 4% na vazão média anual se comparado ao cenário com nenhuma alteração no uso e cobertura da bacia estudada, o dobro do simulado para a bacia do Bonfim.

Resultados similares foram encontrados por Wang et al. (2008), para as simulações feitas nos usos e coberturas da bacia Zamu River no noroeste da China. Os autores registraram aumento na vazão média ao simularem cenário com substituição de 33,9% de florestas para áreas agrícolas, tendo como resultado, o aumento de 3,4% na vazão média anual. Na bacia do Bonfim, ao reduzir 43,6% de floresta para agricultura, 10% a mais do proposto pelos autores, obteve-se como resultado o aumento de 2% na vazão média anual.

Os cenários Fl-PARNASO, Agr-PARNASO e Urb-PARNASO, embora também tenham registrado aumento nas vazões médias para o ano de 2008, apresentaram os mesmos 0,01 m³/s (1%) a mais do que o simulado para o uso e cobertura de 2006. Agr-PARNASO e Urb-PARNASO possuem em comum a permanência da área de florestas preservada pelo PARNASO. Sendo assim, 56% da classe floresta mantiveram-se preservadas, assumindo que, mesmo com substituições de 44% de floresta para agricultura ou área urbana, a bacia do Bonfim ainda teria 25% de toda sua área coberta por floresta. O resultado evidencia que estes 25% de floresta preservada responderam pela manutenção dos níveis médios de vazão para o ano de 2008.

Nos dois cenários, Agr1 e Urb1, com substituição de 100% da cobertura florestal, representando então a conversão de aproximadamente 44% da área do Bonfim

para outras classes, àquele que a cobertura florestal foi substituída por área urbana apresentou maior variação percentual na resposta da vazão para o ano de 2008. Os mesmos são os únicos que, em relação ao percentual de mudanças no uso e cobertura, apresentam substituição da cobertura de florestas superiores a 20%. A relação entre percentual de alteração de uso e cobertura e alterações nos níveis da vazão vai ao encontro de Bosch e Hewlett (1982) que estabeleceram não ser possível detectar influência na vazão média de pequenas bacias hidrográficas quando o desmatamento é menor que 20%.

Em geral o comportamento fluviométrico da bacia, em resposta as mudanças de uso e cobertura da terra, apresentaram valores coerentes com os encontrados na bibliografia. As simulações de cenários auxiliaram na compreensão de como os processos hidrológicos analisados se comportariam, de acordo com a magnitude nas alterações nas coberturas da terra. No entanto, para que se possam estabelecer tendências nas alterações da vazão, torna-se fundamental a relação entre os componentes geomorfológicos da bacia como um todo.

6 CONCLUSÕES

De forma geral, o modelo hidrológico SWAT representou satisfatoriamente o comportamento hidrológico da bacia do Bonfim, sendo possível atender aos objetivos de simular a vazão diária da bacia em situação de uso e cobertura vigente, simular cenários com mudanças no uso e cobertura da bacia e simular a vazão diária com mudanças no uso e cobertura, como propostos pela pesquisa.

Com valores de NS 0,75 e 0,6 para as estações fluviométricas calibradas Tarzan e João Christ, respectivamente, o desempenho do modelo pode ser considerado de bom a muito bom ao simular a vazão na bacia. A afirmativa se repete para os valores do percentual de tendência PBIAS, com valores de 6,8% para Tarzan e -17,8% em João Christ. Embora a estação Casinho não tenha obtido NS satisfatório, com resultado de 0,3, em PBIAS obteve um bom percentual de tendência com resultado de 12,25%. Quanto ao comportamento da simulação da vazão, o modelo SWAT subestimou as simulações para vazões médias e mínimas e superestimou os eventos de pico. Estes comportamentos puderam ser analisados com base nos resultados encontrados para PBIAS, assim como na análise feita a partir dos hidrogramas e dos gráficos de regressão linear simples.

O trabalho iniciou-se com a seguinte hipótese: as mudanças nos tipos de uso e cobertura alteram os níveis de vazão da bacia do Bonfim. Com base nos resultados encontrados na simulação dos cenários propostos, podemos afirmar que mudanças no tipo de uso e cobertura na bacia do Bonfim interferiram na resposta fluvial. No entanto, estas interferências foram observadas, de forma mais significativa nos cenários Fl1 e Urb1. Os cenários Agr1, Fl-PARNASO, Agr-PARNASO e Urb-PARNASO apresentaram comportamentos semelhantes, com aumento de 2% na vazão média para Agr1 e 1% nos demais cenários.

Sendo assim, com a hipótese confirmada, é possível responder quais foram os impactos das mudanças do uso e cobertura na resposta fluvial da bacia. Nos cenários Fl1, registrou-se redução de 4% nos níveis médios da vazão para 2008, para Agr1 e Urb1, registrou-se aumento de 2% e 9% na vazão média, respectivamente. Os cenários Fl-PARNASO, Agr-PARNASO e Urb-PARNASO tiveram como característica preservarem 56% da classe florestas, assumindo que, mesmo com substituições de 44% de floresta para agricultura ou área urbana, a bacia do Bonfim ainda teria 25% de toda sua área coberta por áreas florestadas. Estes cenários registraram menor variação nas vazões simuladas, 1%,

concluindo que a presença de floresta teve papel importante na manutenção dos níveis médios da vazão na bacia do Bonfim.

Desta forma é possível analisar a importância do Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO) na manutenção dos níveis de vazão. A vazão simulada para todos os cenários propostos tiveram como resultado redução ou aumento nos níveis médios da vazão. No entanto, àqueles que respeitaram os limites do PARNASO, mantendo sua área coberta por florestas, tiveram apenas 1% da vazão média alterados. Conclui-se como fundamental a proposta do Parque Nacional quanto à manutenção dos níveis médios da vazão na bacia hidrográfica do rio Bonfim.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para o desempenho do modelo, a pesquisa correspondeu ao esperado. Dessa forma, a proposta de simulação de cenários para modificações no uso e cobertura da terra forneceram informações relevantes quanto o comportamento da resposta fluvial na bacia do Bonfim. Pode-se observar que a redução da área florestada influencia diretamente nos níveis de vazão e a manutenção do Parque Nacional e sua área de floresta é fundamental para manutenção dos níveis médios da vazão na bacia hidrográfica do rio Bonfim.

Em relação à sensibilidade dos parâmetros, àqueles que estão diretamente relacionados à movimentação de águas na zona saturada, nos fluxos de base e às características físicas dos solos, foram os que se mostraram mais sensíveis nas simulações na bacia.

Recomenda-se detalhar as análises das propriedades físicas dos solos, além de melhorar a resolução espacial no mapa de solos.

A utilização de uma série de dados de vazão de aproximadamente 2 anos, incluindo falhas nos dados (somando-se até 1 mês contínuo sem registros de vazões), e a não abrangência dos picos de vazão (frequentes nos períodos de chuvas) para o traçado da curva-chave, influenciaram na correlação entre os dados observados e os dados estimados pelo modelo hidrológico SWAT. Além de comprometer a etapa de validação do modelo.

O modelo teve dificuldades em simular os fluxos de base na bacia do Bonfim. Além da necessidade de melhorar a caracterização dos solos da bacia, recomenda-se utilizar uma das extensões do modelo SWAT para separar as simulações dos fluxos na zona saturada dos fluxos na zona insaturada, o que pode contribuir para melhorar o desempenho na fase de calibração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBOTT, M. B. B., J. C.; CUNGE, J. A.; O'CONNELL, P. E.; RASMUSSEN, J. An introduction to the European hydrological System-Systeme Hydrologique European "SHE" 1: History and Phylosophy of a phisically-based, distributed modeling system. Journal of Hydrology, v. 87, p. 45-59, 1986a.

ABBOTT, M. B. B., J. C.; CUNGE, J. A.; O'CONNELL, P. E.; RASMUSSEN, J. An introduction to the European Hydrological System-Systeme Hydrologique European "SHE" 1: History and Phylosophy of a phisically-based, distributed modeling system. Journal of Hydrology, v. 87, p. 61-77, 1986b.

ALIBUYOG, N. R. E., V. B.; REYES, R. S.; HEATWOLE, C.; DILLAHA, T. Predicting the effects of land use on runoff and sediment yield in selected sub-watersheds of the Manupali river using the ArcSWAT model. In: J. G. e. a. ARNOLD (Eds.). Soil and water assessment toll (SWAT): Global Applications. WASWC, 2009.

ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. Journal of Hydrology, v. 291, n. 1-2, p. 1-27, 2004.

ARNOLD, J. G., *et al.* Regional estimation of base flow and groundwater recharge in the Upper Mississippi river basin. Journal of Hydrology, v. 227, n. 1-4, p. 21-40, 2000.

ARNOLD, J. G., *et al.* Large area hydrologic modeling and assessment; Part I, Model development. Journal of the American Water Resources Association, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.

ASCE, Criteria for evaluation of watershed models. J. Irrigation Drainage Eng, v. 119, n. 3, p. 429-442, 1993.

ATAROFF, M. e RADA, F. Deforestation impact on water dynamics in a Venezuelan Andean cloud forest. Ambio, v. 29, n. 7, p. 440-444, 2000.

BACHMAIR, S. e. a. Controls of land use and soil structure on water movement: lessons for pollutant transfer through the unsaturated zone. Journal of Hydrology, v. 369, n. p. 241-252, 2009.

BALDISSERA, G. C. Aplicabilidade do Modelo de Simulação Hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá/MT. 2005. 148 f. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação de Física e Meio Ambiente, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2005.

BEASLEY, D. B. H., L. F.; MONKE, E. J. ANSWERS: A model for watershed planning. Transaction of the ASAE, v. 23, n. 4, p. 938-944, 1980.

BEVEN, K. Rainfall-Runoff Modeling: the primer. John Wiley & Sons, Ltd, 2001. 360p.

BEVEN, K. J. e KIRKBY, M. J. A Physically-Based Variable Contributing Area Model of Basin Hydrology. Hydro. Sci. Bull., v. 24, n. 1, p. 43-69, 1979.

- BEVEN, K. J., *et al.* Testing a physically-based flood forecasting (TOPMODEL) for three UK catchments. *Journal of Hydrology*, v. 69, n. p. 119-143, 1984.
- BOSCH, J. M. e HEWLETT, J. D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, v. 55, p. 3-23, 1982.
- BOWLING, L. C., STORCK, P. & LETTENMAIER, D. P. Hydrologic effects of logging in western Washington, United States. *Water Resour. Res.*, v. 36, n. 11, p. 3223–3240, 2000.
- BRANDÃO, V. S., *et al.* *Infiltração da Água no Solo*. Viçosa: UFV, 2003. 98p.
- BRUIJNZEEL, L. A. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 104, n. p. 185-228, 2004.
- BURROUGH, P. A. *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment*. Oxford: Clarendon Press, 1986, 220p.
- CARAM, R. O. Mudanças no uso e cobertura do solo e resposta hidrológica da bacia do rio Piracicaba. 2010. 140 f. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.
- CARVALHO NETO, J. G., *et al.* Aplicação do Modelo SWAT para Estudo de Cenários Hipotéticos na Bacia Hidrográfica do Riacho dos Namorados no Cariri Paraibano. *Revista Geográfica Acadêmica*, v. 5, n. 2, p. 30-40, 2011.
- CEBECAUER, T. e HOFIERKA, J. The consequences of land-cover changes on soil erosion distribution in Slovakia. *Geomorphology*, p. 187-198, 2008.
- CHENG, J. D., *et al.* Influences of forest on water flows from headwater watersheds in Taiwan. *Forest Ecology and Management*, v.165, n. p. 11-28, 2002.
- CHORLEY, R. e HAGGETT, P. *Modelos Físicos e de Informação em Geografia*. São Paulo: Livros Técnicos e Científicos, 1975. 270p.
- CHU, H. J., *et al.* Modeling the hydrologic effects of dynamic land-use change using a distributed hydrologic model and a spatial land-use allocation model. *Hydrological Processes*, v. n. 24, p. 2538-2554, 2010.
- CIBIN, R., *et al.* Sensitivity and identifiability of stream flow generation parameters of the SWAT model. *Hydrological Processes*, v. 24, n. p. 1133-1148, 2010.
- COELHO NETO, A. L. Hidrologia de encosta na interface com a geomorfologia. In: A. J. T. GUERRA e S. B. CUNHA (Eds.). *Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1995, p.93-148.
- COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Simulação hidrológica de grandes bacias. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 95-118, jan/mar 2001.
- COOKE, R. U. e DOORNKAMP, J. C. *Geomorphology in Environmental Management: An introduction*. Oxford: Oxford University Press, 1974. 413 p.

- CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Os Solos do Estado do Rio de Janeiro. Brasília, 2000.
- CRAWFORD, N. H. e LINSLEY, R. S. Digital Simulation in Hydrology: The Stanford Watershed model IV. Palo Alto, Califórnia: Stanford University, v. 39, 1966.
- CUO, L. et. al. The roles of roads and agricultural land use in altering hydrological processes in Nam Mae Rim watershed, northern Thailand. *Hydrological Processes*, v. 22, p. 4339-4354, 2008.
- DUNN, S. M. e MACKEY, R. Spatial variation in evapotranspiration and the influence of land use on catchment hydrology. *Journal of Hydrology*, v. 171, n. p. 49-73, 1995.
- DUNNE, T. e LEOPOLD, L. B. Water in environmental planning. New York: W. H. Freeman and Company, 1978, 818p.
- EISENBIES, M. H., AUST, W. M., BURGER, J.A. AND ADAMS, M.B. Forest operations, extremem flooding events, and considerations for hydrologic modeling in the Appalachians- A review. *Forest Ecology and Management* 242, p 77-98, 2007.
- FERNANDES, M. C. e MENEZES, P. M. L. Comparação entre métodos para geração de MDE para a obtenção de observações em superfície real na Maciço da Tijuca - RJ. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 57, n. 2, p. 2005.
- FOHRER, K. E., K.; HAVERKAMP, S.; FREDE, H. G. Applying the SWAT model as a decision support tool for land use concepts in peripheral regions in Germany. 10th International Soil Conservation Organization Meeting, Purdue University and USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, 1999.
- FUKUNAGA, D. C. Estimacão de vazão em bacias hidrográficas do sul do Espírito Santo usando o SWAT. 2012. 108 f. Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Espírito Santo, 2012.
- GASSMAN, P. W., *et al.* The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. Iowa: Center for Agricultural and Rural Development. Iowa State University, 100 p. (Working Paper, 07-WP 443), 2007.
- GOMES, R. A. T. Modelagem de previsão de movimentos de massa a partir da combinação de modelos de escorregamentos e corridas de massa. 2006. 180 f. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.
- GOULART, D. R. Diagnóstico da suscetibilidade à erosão dos solos da Bacia hidrográfica do Bonfim Correias, Petrópolis - RJ. 1999. 128 f. Tese de Doutorado. Programa de Pós Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1999.
- GRAYSON, R. e BLÖSCHL, G. Spatial modeling of catchment dynamics. In: GRAYSON R. and BLÖSCHL G. (Eds.). *Spatial patterns in catchment hydrology: observations and modeling*. Cambridge University Press, p. 51-81, 2000b.
- GREGORY, K. J. e WALLING, D. E. Drainage basin form and process. Halstead, 1973, 472p.

GUO, H., *et al.* Annual and seasonal stream flow responses to climate and land-cover changes in the Poyang Lake basin, China. *Journal of Hydrology*, n. 355, p. 106-122, 2008.

GUPTA, H. V., SOROOSHIAN, S., YAPO, P.O. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. *Journal of Hydrologic Eng.*, v. 4, n. 2, p. 135-143, 1999.

GURNELL, A. M. e GREGORY, K. J. The influence of vegetation on stream channel processes. In: T. P. BURT and D. E. WALLING (Eds.). *Catchment experiments in fluvial geomorphology*. England: Geo Books, 1981, p.515-536.

HARGREAVES, G. H., SAMANI, Z. A. Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, v. 1, p. 96-99, 1985.

HERNANDEZ, MILLER M., S. N., GOODRICH D. C., GOFF B. F., KEPNER W. G., EDMONDS C. M., JONES K. B. Modeling Runoff Response to Land Cover and Rainfall Spatial Variability in Semi-Arid Watersheds. *Environmental Monitoring and Assessment*, n. 64, p. 285-298, 2000.

HEWLETT, J. D. *Principles of Forest Hydrology*. Georgia: The University of Georgia Press, 1982, 192p.

HIBBERT, A. R. Forest treatment effects on water yields. In: *International Symposium on Forestry Hydrology, 1967*, Oxford. Oxford: Pergamon, 1967. P. 527-543.

HIDEMI, N. Análise da produção de água e sedimentos em microbacias experimentais com o modelo SWAT. 2008. 164 f. Tese de Mestrado. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

HORNBECK, J. W., *et al.* Summary of Water Yield Experiments at Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Can. J. Forest Res.*, v. 27, n. p. 2043-2052, 1997.

HORNBERGER, G. M., *et al.* *Elements of physical hydrology*. Baltimore: The Johns Hopkins Press, 1998, 312p.

HSIA, Y.J. Changes in storm hydrographs after clearcutting a small hardwood forested watershed in central Taiwan. *For. Ecol. Manage.*, v. 20, p. 117-134, 1987.

HUTCHINSON, M. F. A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. *Journal of Hydrology*, v. 106, n. 3-4, p. 211-232, 1989.

ICMBIO. INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. Brasília: p. 2008.

JAMES, L. D. e BURGESS, S. J. Selection, calibration and testing of Hydrologic Models. In: C. T. Haan *et al.* (Eds.). *Hydrologic Modeling of Small Watersheds*. Michigan: 1982.

KANNAN, N., *et al.* Sensitivity analysis and identification of the best evapotranspiration and runoff options for hydrological modeling in SWAT-2000. *Journal of Hydrology*, v. 332, n. 3-4, p. 456-466, 2007.

KING, K. W., *et al.* Soil and Water Assessment Tool - SWAT. USDA, Agricultural Research Service, 1996. 450p.

KNISEL, W. G. CREAMS: a field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. Washington: USDA Conservation, 1980. 89p (Research Report.).

KRUK, N. S. e VENDRAME, Í. F. Análise de Sensibilidade do Modelo Hidrológico Distribuído DHSVM aos Parâmetros de Vegetação. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 14, n. 1, p. 75-84, 2009.

LAURENSEN, E. M. e MEIN, R. G. RORB - Version 3: Runoff routing program. Monash, Australia: Monash University, v. User Manual - 2nd edition, p. 1983.

LAVABRE, J., *et al.* Changes in the hydrological response of a small Mediterranean basin a year after a wildfire. Journal of Hydrology, v. 142, n. p. 273-299, 1993.

LAWALL, S. Modificações na hidrologia dos solos em resposta as alterações de uso e cobertura na Bacia Hidrográfica do Bonfim, Região Serrana do Rio de Janeiro. 2010. 202f. Tese de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

LEGATES, D. R. e MCCABE, G. J. Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. Water Resources Research, v. 35, p. 233-241, 1999.

LEONARD, R. A. W. G., K e STILL, D. A. GLEAMS: Groundwater loading effects of agricultural management systems. Transaction of the ASAE, v. 30, p. 1403-1418, 1987.

LINO, J. *et al.* Análise da vazão da bacia hidrográfica do Rio Preto com o modelo SWAT. XVIII Simpósio Brasileiro de Recurso Hídrico, v. n. p. 2009.

LIU, Y., H. GUPTA, E. SPRINGER, AND T. WAGENER. Linking science with environmental decision making: Experiences from an integrated modeling approach to supporting sustainable water resources management. Environmental Modelling and Software, v. 23, n. 7, p.846–858, 2008a.

LIU, Y., M. MAHMOUD, H. HARTMANN, S. STEWART, T. WAGENER, D. SEMMENS, R. STEWART, H. GUPTA, D. DOMINGUEZ, D. HULSE, R. LETCHER, B. RASHLEIGH, C. SMITH, R. STREET, J. TICEHURST, M. TWERY, H. VAN DELDEN, AND D. WHITE. Formal Scenario Development for Environmental Impact Assessment Studies. In A. JAKEMAN, A. VOINOV, A. RIZZOLI, AND S. CHEN, eds., Environmental Modelling, Software and Decision Support: Developments in Integrated Environmental Assessment, Elsevier, Amsterdam, v. 3, p. 145–162. 2008b.

LOMBARDI NETO, F. B. J., R.; GALETI P. A.; BERTOLINI, D.; LEPSCH, I. F.; OLIVEIRA, J. B. Nova abordagem para cálculo de espaçamento entre terraços. Campinas: Fundação Cargill, 1989. 99-124 p.

LU, S. e TANG, K. Study of rainfall interception characteristics of natural hardwood forests in Central Taiwan. *Bulletin of Taiwan Forest Research Institute New Series*, v. 10, n. 4, p. 447-457, 1995.

MA, *et al.* Response of hydrological processes to land-cover and climate changes in Kejie watershed, south-west China. *Hydrological Processes*, v. n. 23, p. 1179-1191, 2009.

MA, *et al.* Sensitivity of stream flow from a Himalayan catchment to plausible changes in land cover and climate. *Hydrological Processes*, v. 24, n. 11, p. 1379-1390, 2010.

MACHADO, R. E. Simulação de Escoamento e de Produção de Sedimentos em uma Microbacia Hidrográfica Utilizando Técnicas de Modelagem e Geoprocessamento. 2002. 154 f. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

MANNING, J. C. *Applied Principles of Hydrology*. New York: Macmillan Publishing Company, 1992, 276p.

MAO, D. e CHERKAUER, K. A. Impacts of land-use change on hydrologic responses in the Great Lakes region. *Journal of Hydrology*, v. 374, n. p. 71-82, 2009.

MARCHIORO, E. Modelagem Hidrossedimentológica no Córrego Santa Maria: Subsídios à Aplicação de Práticas de Conservação de Água e Solo no Noroeste Fluminense. 2008. 197 f. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Geografia, UFRJ, Rio de Janeiro, 2008.

MARTINS, E. S. *et al.* Relação solo-relevo em vertentes assimétricas no Parque Nacional da Serra dos Órgãos. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 8, n. 1, p. 45-62, 2007.

MILLER, S.N., KEPNER W.G., MEHAFFEY M.H., HERNANDEZ M., MILLER R.C., GOODRICH D.C., DEVONHOLD K.K., HEGGEM D. T., MILLER W. P.. Integrating landscape assessment and hydrologic modeling for land cover change analysis. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 38, n. 4, p. 915-929, 2002.

MINOTI, R. T. Abordagens qualitativa e quantitativa de microbacias hidrográficas e áreas alagáveis de um compartimento do Médio Mogi-Superior/SP. 2006. 247 f. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

MOORE, R. J. e CLARKE, R. T. A Distribution Function Approach to Rainfall-Runoff Modeling. *Water Resources*, v. 17, n. 5, p. 1367-1382, 1981.

MORIASI, D. N., *et al.* Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transaction of the ASABE*, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.

NEITSCH, S. L., *et al.* Soil and water assessment tool: theoretical documentation - version 2005. Texas - USA: SERVICE, G.-S.A.W.R.L.-A.R., v. p. 525p, 2005.

NEITSCH, S. L., *et al.* Soil and Water Assessment Tool: input/output file documentation version 2009. Texas: Texas A&M University, v. p. 649, 2009.

NEITSCH, S. L., *et al.* Soil and water assessment tool: theoretical documentation - version 2000. Temple: v. p. 506, 2002.

NEWSON, M. Hydrology and the River Environment. Oxford: Oxford University Press, 236p., 1996.

O'LOUGHLIN, E. M. Saturation regions in catchments and their relations to soil and topographic properties. Journal of Hydrology, v. 53, n. 3-4, p. 229-246, 1981.

RADAMBRASIL. Levantamento de Recursos Naturais do Brasil, folhas SF.23/24, Rio de Janeiro/Vitória. 32, p. 775, 1983.

RAUDKIVI, A. J. Hidrology. Oxford: Ed., Pergamon Press, 471p., 1979.

RAWLS, W. J., *et al.* Estimating soil hydraulic properties from soil data. In: e. a. VAN GENUCHTEN (Eds.). Indirect methods for estimating the hydraulic properties of unsaturated soils. Riverside, CA: Univ. of California, 1992.

REICHARDT, K. Água em sistemas agrícolas. São Paulo: Manole, 1987.

RENNÓ, C. D. Construção de um sistema de análise e simulação hidrológica: aplicação a bacias hidrográficas

ROCHA, J. S. M. e KURTS, S. M. J. M. Manual de manejo integrado de bacias hidrográficas. UFSM/CCR, 2001. 120 p.

ROCHA, L. G. M. Os parques nacionais do Brasil e a questão fundiária o caso do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. 2002. 203 f. Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Niterói-RJ, 2002.

ROCKWOOD, D. M., *et al.* User Manual for COSSARR Model. North Pacific, Portland, Oregon: v. p. 1972.

SAMMONS, N. e NEITSCH, S. L. Until interface for SWAT2000 - User guide. SERVICE, G.U.A.R., 2000. 14p.

SANTOS, I. Monitoramento e modelagem de processos hidrogeomorfológicos: mecanismos de geração de escoamento e conectividade hidrológica. 2009. 167 f. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

SARTORI, A. L. N., F.; GENOVEZ, A. M. Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa de chuva excedente com o método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos, parte 1: classificação. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 10, n. 4, p. 5-18, 2005.

SAXTON, K. E. e RAWLS, W. J. Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. Soil Sci. Soc. Am. J., v. 70, n. p. 1569-1578, 2006.

SAXTON, K. E., *et al.* Estimating generalized soil water characteristics from texture. Transaction of the ASAE, v. 50, n. p. 1031-1035, 1986.

SCHILLING, K. E., *et al.* Impact of land use and land cover change on the water balance of a large agricultural watershed: Historical effects and future directions. *Water Resources Research*, v. 44, 2008.

SCS - Soils Conservation Service. Section 4: Hydrology *In National Engineering Handbook.*, 1972.

SEIBERT, J. e MCDONNELL J. J. Land-cover impacts on stream flow: a change-detection modeling approach that incorporates parameter uncertainty. *Hydrological Sciences Journal*, v. 55, n. 3, p. 316, 2010.

SHI, P.-J., *et al.* The effect of land use/cover change on surface runoff in Shenzhen region, China. *Catena*. 69, n. 1, p. 31-35, 2007.

SIDLE, R. C. Field observations and process understanding in hydrology: essential components in scaling. *Hydrological Processes* 2006. *Hydrological Processes*, v. 20, n. 6, p. 1439-1445, 2006.

SIRIWARDENA, L., *et al.* The impact of land use change on catchment hydrology in large catchments: the Comet River, Central Queensland, Australia. *Journal of Hydrology*, v. 326, n. 1-4, p. 199–214, 2006.

SOUZA, R. M. Estimativa de vazões mínimas na bacia do altíssimo rio Negro, região sul-brasileira, com aplicação do modelo SWAT. 2011. 124 f. Dissertação de Mestrado. Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

SUGAWARA, M., *et al.* Tank model and its application to bird creek, Wollom Brook, Bihin River, Sanaga River, and Nam Mune Tokio, Japan: v. 11, 1976.

TEDESCHI, L. O. Assessment of the adequacy of mathematical models. *Agricultural Systems*, v. 89, n. 2–3, p. 225-247, 2006.

TIM, U. S. e JOLLY, R. Evaluating Agricultural Nonpoint-Source Pollution Using Integrate Geographic Information Systems and Hydrology/Water Quality Model. *Journal in Environment Quality*, v. 23, p. 25-35, 1994.

TODINI, E. The ARNO Rainfall-Runoff Model. *Journal of Hydrology*, v. 175, n. p. 339-382, 1996.

TRANCOSO, R.; CARNEIRO FILHO, A.; TOMASELLA, J. Amazônia, desflorestamento e água. *Ciência Hoje*, Rio de Janeiro, v. 40, n. 239, p. 30-37, jul. 2007.

TUCCI, C. E. M. *Hidrologia: Ciência e Aplicação*. Porto Alegre: ABRH, 2001. 943 p.

TUCCI, C. E. M. e CLARCKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 2, n. 1, p. 135-152, 1997.

UZEIKA, T. Aplicabilidade do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na simulação da produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica rural. 2009. 144pf. Tese de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, UFRGS, Porto Alegre, 2009.

- WANG, S., KANG, S., ZHANG, L., LI, F. Modelling hydrological response to different land-use and climate change scenarios in the Zamu River basin of northwest China. *Hydrological Processes*, v. 22, p. 2502-2510, 2008.
- WEI, X., SUN, G., LIU, S., JIANG, H., ZHOU, G. & DAI, L. The forest–streamflow relationship in China: a 40-year retrospect. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 44(5), 1076–1085, 2008.
- WHITE, K. L. e CHAUBEY, I. Sensitivity analysis, calibration and validation for a multisite and multivariable SWAT model. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 41, n. 5, p. 1077-1089, 2005.
- WILLIAMS, J. R. e HANN, R. W. *Optimal Operation of Large Agricultural Watershed with Water Quality Constraints*. Texas A&M University, v. 96, p. 1978.
- WILLIAMS, J. R., *et al.* A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Transaction of the ASAE*, v. 27, n. 1, p. 129-144, 1984.
- WILSON, B. e WANG, B. Prediction of Surface Drainage Networks for GIS and water quality models, <http://www.bae.umn.edu/annrpt/research/water8.html>.
- WU, K. e JOHNSTON, C. A. Hydrologic response to climatic variability in a Great Lakes Watershed: A case study with the SWAT model. *Journal of Hydrology*, n. 337, p. 187-199, 2007.
- YOUNG, R. A. O., C. A.; BOSCH, D. D.; ANDERSON, W. R. *AGNPS, Agricultural Non-Point Source Polluting Model - A Watershed Analysis Tool*. USDA Conservation Research, v. Report 35, p. 1987.
- ZHAO, R. J. *Watershed Hydrological Modeling*. Water Resources and Electric Power Press, v. n. p. 1984.