

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA EXPLOTAÇÃO DE
ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA BACIA DO RIBEIRÃO
RODEADOR POR MEIO DE SIMULAÇÃO INTEGRADA
ENTRE OS MODELOS SWAT E MODFLOW**

DAIANA LIRA DE ARAUJO

ORIENTADOR: SÉRGIO KOIDE

CO-ORIENTADOR: BRUNO ESTEVES TÁVORA

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E
RECURSOS HÍDRICOS**

PUBLICAÇÃO: PTARH. DM 213/2018

BRASÍLIA/DF: AGOSTO - 2018

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL

AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA EXPLOTAÇÃO DE ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS NA BACIA DO RIBEIRÃO RODEADOR POR
MEIO DE SIMULAÇÃO INTEGRADA ENTRE
OS MODELOS SWAT E MODFLOW

DAIANA LIRA DE ARAUJO

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE
TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU
DE MESTRE EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS
HÍDRICOS

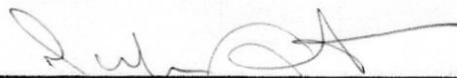
APROVADA POR:



Prof. Sérgio Koide, PhD (UnB)
(Orientador)



Prof. Ricardo Tezini Minoti, DSc (UnB)
(Examinador Interno)



Prof. Julian Cardoso Eleutério, DSc (UFMG)
(Examinador Externo)

BRASÍLIA/DF, 27 DE AGOSTO DE 2018

FICHA CATALOGRÁFICA

ARAUJO, DAIANA LIRA DE

Avaliação dos impactos da exploração de águas subterrâneas na bacia do Ribeirão Rodeador por meio de simulação integrada entre os modelos SWAT e MODFLOW [Distrito Federal] 2018. xxi, 165p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2018).

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Modelagem hidrológica integrada

2. Interação rio-aquífero

3. Cenário de exploração

4. Fluxo de base

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ARAUJO, D. L. (2018). Avaliação dos impactos da exploração de águas subterrâneas na bacia do Ribeirão Rodeador por meio de simulação integrada entre os modelos SWAT e MODFLOW. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH. DM 213/2018, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 186p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Daiana Lira de Araujo.

TÍTULO Avaliação dos impactos da exploração de águas subterrâneas na bacia do Ribeirão Rodeador por meio de simulação integrada entre os modelos SWAT e MODFLOW.

GRAU: Mestre

ANO: 2018

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Daiana Lira de Araujo

SHCES Quadra 105, Bloco F, Apartamento 206 – Cruzeiro Novo.

70650-156 Brasília – DF – Brasil.

*“... de tudo ficaram três coisas:
a certeza de que estamos começando,
a certeza de que é preciso continuar
e a certeza de que podemos ser interrompidos antes de terminar.
Façamos da interrupção um caminho novo,
da queda um passo de dança,
do medo uma escola,
do sonho uma ponte,
da procura um encontro,
e assim terá valido a pena existir”*

(Fernando Sabino)

AGRADECIMENTOS

Agradeço antes de qualquer coisa a Deus, meu paizinho amado, pelo dom da vida e por estar sempre comigo, me conduzindo e fortalecendo ao longo de todo caminho. Sem Ele nada disso teria sido possível!

À minha mãe, Nice, por ser meu porto seguro e maior exemplo de força, fé e superação. Ao meu pai, Jucenaldo, por cada um dos sacrifícios que me permitiram estar aqui hoje. Aos meus irmãos, Vívica, Reginaldo e Vitória, à minha cunhada, Camila, e ao meu tio, Iremar, por terem me apoiado e encorajado. E aos demais familiares por todo o amor que sempre me deram.

Ao meu orientador e professor, Sérgio Koide, pela oportunidade, confiança, incentivo e incontáveis ensinamentos, que vão para além da ciência. Ao meu co-orientador Bruno, por sua dedicação e disponibilidade. E a todos os professores do PTARH pelos conhecimentos transmitidos, em especial aos professores Dirceu e Ricardo, pelas contribuições dadas durante o seminário, e ao professor Wagner, pelo encorajamento em ascender ao mestrado.

Aos irmãos que ganhei ao longo do mestrado, Zé e Bah, e ao irmão que já tenho desde a graduação, Hélio, por sua fiel amizade e por terem me suportado nos dias mais difíceis. A minha companheira de sala e de drama (quer dizer, tema) Alice, pela constante troca de ideias e amizade. E a cada um dos lindos que, a despeito das diferenças regionais, compuseram essa turma tão especial, que se tornou quase que uma grande família, sempre se amparando nos momentos tensos e compartilhando alegrias nos bons momentos, com direito a lanchinhos deliciosos e a umas boas gargalhadas. Alice, Ana, Andriane, Bah, Elisa, Fagner, Hélio, Marília, Rafa, Thays, Vitória, Zé e Aninha; obrigada por terem feito dos dias de PTARH dias muitíssimo mais leves e cheios de cor. Sou muito grata pela oportunidade de conhecer vocês!

Aos futuros doutores Elisa, Andréia e Luis, por sua imensa gentileza e disponibilidade em ajudar sempre que possível, e à, também futura doutora, Sara Ferrigo, pelos conselhos técnicos e base de dados, sem os quais não teria sido possível realizar esse estudo.

À ADASA, Caesb, ANA, Embrapa, INMET e Terracap pelos dados disponibilizados.

E à CAPES, pela bolsa de mestrado concedida.

A cada um, citado ou não, que tenha contribuído de alguma forma para a conclusão desta dissertação, meu muito obrigada!

RESUMO

AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA EXPLOTAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA BACIA DO RIBEIRÃO RODEADOR POR MEIO DE SIMULAÇÃO INTEGRADA ENTRE OS MODELOS SWAT E MODFLOW

Dada a relevância dos recursos hídricos para o desenvolvimento socioeconômico e para o desempenho de serviços ambientais, é fundamental que haja um melhor entendimento sobre a dinâmica do ciclo hidrológico como um todo, especialmente em contextos extremos. Em meados de 2016, o Distrito Federal (DF) enfrentou um cenário de crise hídrica que perdurou até o início do ano de 2018. Foi verificado o deplecionamento constante de seus mananciais, inclusive do seu principal reservatório, o Descoberto, responsável pelo abastecimento de cerca de 65% da população do DF. Essa situação crítica abriu espaço para uma série de questionamentos, sendo um deles sobre qual seria o impacto das captações subterrâneas, muitas vezes não monitoradas, para os reservatórios de abastecimento. Nesse sentido, o presente estudo se propôs a avaliar os impactos da exploração de águas subterrâneas na bacia hidrográfica do Ribeirão Rodeador, uma das principais contribuintes ao Reservatório do Descoberto, de forma a melhor compreender a influência dessas captações na dinâmica hidrológica da bacia. Para tanto, foram feitas simulações integradas entre os modelos SWAT e MODFLOW, através do programa acoplado SWAT-MODFLOW (Bailey, 2015) e também através do SWAT isoladamente. Buscando melhorar a representatividade do modelo quanto às captações subterrâneas na bacia, foi proposto um cenário de exploração que promovesse uma melhora no ajuste da simulação à realidade da bacia, com relação às captações cadastradas. Quanto à calibração e verificação, foram alcançados resultados satisfatórios tanto para o SWAT, quanto para o SWAT-MODFLOW. O coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe obtido através do cenário proposto foi de 0,58 para o fluxo de base, podendo ser considerado representativo do sistema, dadas as incertezas associadas. A vazão explorada, ajustada na modelagem, foi 5,6 maior do que a vazão cadastrada, indicando uma provável subestimativa das retiradas subterrâneas pelo cadastro de poços da ADASA. Quanto aos impactos, a análise do cenário de exploração ajustado indicou uma redução de 13% da vazão total que deixa a bacia, decorrente das captações subterrâneas, valor 2,9 vezes maior do que a redução promovida pelas captações superficiais consideradas mais significativas, entre as cadastradas pela ADASA. Os resultados alcançados mostram a relevância das captações subterrâneas na bacia do Ribeirão Rodeador, o que reforça a importância de se considerar a interação rio-aquífero no âmbito da gestão de recursos hídricos.

ABSTRACT

EVALUATION OF THE IMPACTS OF THE EXPLOITATION OF GROUNDWATERS IN THE RIBEIRÃO RODEADOR BASIN BY INTEGRATED SIMULATION BETWEEN SWAT AND MODFLOW MODELS

Given the relevance of water resources for socioeconomic development and for the performance of environmental services, it is fundamental to have a better understanding of the dynamics of the hydrological cycle as a whole, especially in extreme contexts. In the middle of 2016, the Federal District (DF) faced a scenario of water crisis that lasted until the beginning of 2018. The constant depletion of its sources was observed, including the main reservoir, Descoberto, responsible for supplying about 65% of the DF population. This critical situation raised numerous questions, one of them being about the impact of underground abstractions, often unmonitored, for the reservoirs. Therefore, the present study proposed the evaluation of impacts of groundwater exploration in the Ribeirão Rodeador basin, one of the main contributors to the Descoberto Reservoir, in order to better understand the influence of these abstractions on the hydrological dynamics of the basin. To that end, integrated simulations were performed between the SWAT and MODFLOW models, through the SWAT-MODFLOW coupled program (Bailey, 2015) and also through SWAT alone. To improve the representativeness of the model regarding underground abstractions in the basin, an exploitation scenario was proposed that promoted an improvement in the adjustment of the simulation to the reality of the basin, in relation to the abstractions registered. As for calibration and verification, satisfactory results have been achieved for both SWAT and SWAT-MODFLOW models. The Nash-Sutcliffe efficiency coefficient obtained through the proposed scenario was 0,58 for the base flow, and can be considered representative of the system, given the associated uncertainties. The outflow, adjusted in the modeling, was 5,6 higher than the recorded flow, indicating a probable underestimation of the underground withdrawals by the ADASA wells registration. As for the impacts, the analysis of the adjusted exploitation scenario indicated a reduction of 13% in the total flow leaving the basin, due to underground abstraction, 290% higher than the reduction promoted by the surface abstractions considered more significant, among those registered by ADASA. The results obtained show the relevance of underground abstractions in the Ribeirão Rodeador basin, which reinforces the importance of considering river-aquifer interaction in the scope of water resources management.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	1
2.	OBJETIVOS.....	4
2.1.	OBJETIVO GERAL.....	4
2.2.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3.	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1.	MODELAGEM HIDROLÓGICA.....	5
3.1.1.	Tipos de modelos hidrológicos	6
3.1.2.	Etapas da modelagem hidrológica	8
3.2.	MODELO SWAT	10
3.2.1.	Caracterização do SWAT	11
3.2.2.	Equacionamentos	12
3.3.	MODELO MODFLOW	23
3.3.1.	Caracterização.....	24
3.3.2.	Equacionamentos	26
3.3.3.	Estrutura.....	29
3.4.	INTEGRAÇÃO DOS MODELOS SWAT E MODFLOW	37
3.4.1.	Modelos de integração propostos.....	38
4.	METODOLOGIA.....	54
4.1.	ÁREA DE ESTUDO.....	55
4.2.	SIMULAÇÃO COM SWAT	59
4.2.1.	Dados de entrada para o modelo SWAT.....	59
4.2.2.	Seleção do período de calibração.....	62
4.2.3.	Calibração e verificação SWAT	65
4.3.	SIMULAÇÃO COM MODFLOW	68
4.3.1.	Modelo conceitual hidrogeológico	68
4.3.2.	Calibração do MODFLOW.....	76
4.4.	SIMULAÇÃO COM SWAT-MODFLOW	77
4.4.1.	Calibração e verificação do SWAT-MODFLOW	78
4.5.	ANÁLISE DE CENÁRIOS	79

4.5.1.	Captações superficiais.....	80
4.5.2.	Captações subterrâneas	81
4.5.3.	Cenário de exploração subterrânea no SWAT-MODFLOW	83
4.5.4.	Cenário de exploração subterrânea no SWAT	84
4.5.5.	Cenários com alocação concentrada de poços	85
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	86
5.1.	SIMULAÇÃO COM SWAT	86
5.1.1.	Simulação inicial com SWAT	86
5.1.2.	Análise de sensibilidade do SWAT	87
5.1.3.	Calibração do SWAT	89
5.1.4.	Verificação do SWAT.....	94
5.2.	SIMULAÇÃO COM MODFLOW	95
5.3.	SIMULAÇÃO COM SWAT-MODFLOW	96
5.3.1.	Simulação inicial com SWAT-MODFLOW	96
5.3.2.	Calibração do SWAT-MODFLOW	97
5.3.3.	Verificação do SWAT-MODFLOW	101
5.4.	ANÁLISE DE CENÁRIOS	103
5.4.1.	Inclusão das captações superficiais.....	106
5.4.2.	Inclusão dos poços cadastrados	112
5.4.3.	Cenário de exploração subterrânea	116
5.4.4.	Comparação entre a simulação de poços no SWAT e no SWAT-MODFLOW	125
5.4.5.	Cenários com alocação concentrada de poços	126
6.	CONCLUSÕES.....	140
7.	RECOMENDAÇÕES.....	143
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	144
	REFERÊNCIAS CITADAS POR TERCEIROS.....	152
	APÊNDICES.....	153

APÊNDICE A - METODOLOGIA PARA CRIAÇÃO DOS ARQUIVOS DE ENTRADA DO MODELO SWAT-MODFLOW	154
A.1. Modificação dos arquivos do MODFLOW para a inclusão de novas camadas	154
A.2. Modificação dos arquivos do MODFLOW para a inclusão do pacote de poços	157
APÊNDICE B - ALGORITMO DE TÁVORA (2017) ADAPTADO PARA A CALIBRAÇÃO DO MODELO SWAT-MODFLOW	160

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1. Informações básicas sobre as estações pluviométricas.....	60
Tabela 5.1. Áreas e respectivos percentuais das classes de uso e ocupação – 1985.	65
Tabela 4.2. Parâmetros avaliados no processo de Análise de Sensibilidade – SWAT.....	66
Tabela 4.4. Parâmetros de condutividade hidráulica saturada (Ksat) e de coeficiente de produtividade específica (Sy) iniciais adotados (Santos, 2012; Gonçalves, 2007; Lousada, 2005).	73
Tabela 4.3. Parâmetros avaliados no processo de Análise de Sensibilidade – MODFLOW (Ferrigo, 2014; Yager, 1991; Batu, 1998).	78
Tabela 4.4. Parâmetros da operação de auto-irrigação do SWAT (Silva, 2016).....	81
Tabela 4.5. Vazões médias de referência por aquífero (Campos e Freitas-Silva, 1998)....	84
Tabela 5.2. Resultados análise de sensibilidade global do SWAT-CUP.....	88
Tabela 5.3. Resultado do ajuste dos parâmetros do SWAT.	93
Tabela 5.5. Balanço hídrico subterrâneo – <i>baseline</i>	107
Tabela 5.6. Balanço hídrico subterrâneo – poços cadastrados.	115
Tabela 5.7. Métricas estatísticas para análise de desempenho das simulações, com relação ao fluxo de base – <i>baseline</i> (sem poços), com poços cadastrados e com os 1000 poços.	118
Tabela 5.8. Balanço hídrico subterrâneo – cenário de exploração.	120
Tabela 5.9. Verificação da carga simulada.	124
Tabela A.1. Arquivos de entrada do MODFLOW.	155

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1. Representação esquemática do ciclo hidrológico no SWAT	13
Figura 3.2. Fluxograma esquemático do movimento da água no subsolo.....	14
Figura 3.3. Representação conceitual do modelo de armazenamento cinemático (Neitsch <i>et al.</i> , 2011, modificado).....	18
Figura 3.4. Grades de diferença finita. A- Malha centrada. B- Bloco centrado (Cruz, 2003, modificado).....	25
Figura 3.5. Discretização espacial de um aquífero hipotético (McDonald e Harbaugh, 1988, modificado).....	26
Figura 3.6. Fluxo entre as células i, j, k , e $i, j-1, k$ (McDonald e Harbaugh, 1988, modificado).	27
Figura 3.7. Representação da discretização de um rio pelo MODFLOW (McDonald e Harbaugh, 1988, modificado).....	31
Figura 3.8. Representação do leito do rio em uma única célula (McDonald e Harbaugh, 1988, modificado).....	32
Figura 3.9. Seção transversal mostrando relação do nível do lençol com o fluxo na célula (McDonald e Harbaugh, 1988, modificado).....	33
Figura 3.10. Diagrama esquemático do acoplamento SWATMOD, com o volume de controle da bacia dividido em componentes. Em azul estão os componentes simulados pelo SWAT e em vermelho, os simulados pelo MODFLOW. FLS = fluxo lateral subsuperficial (Perkins e Sophocleous, 1999, modificado).....	39
Figura 3.11. Procedimento esquemático para execução da integração entre SWAT e MODFLOW para simulação de bacia hidrológica no SWATMOD (Sophocleous e Perkins, 2000, modificado).....	41
Figura 3.12. Diagrama esquemático do modelo integrado entre água superficial e subterrânea (Kim <i>et al.</i> , 2008, modificado).	44
Figura 3.13. Diagrama da distribuição da recarga pelas células no SWAT-MODFLOW ..	45
Figura 3.14. Diagrama da transferência dos valores de evapotranspiração do aquífero das células para as relativas HRUs no SWAT-MODFLOW (Kim <i>et al.</i> , 2008, modificado).	46

Figura 3.15. Processos simulados por cada modelo, onde os fluxos em verde são simulados pelo SWAT, os em azul, pelo MODFLOW e os em vermelho, pelo RT3D (Park e Bailey, 2017, modificado).	51
Figura 3.16. Vinculação entre HRU e células no SWAT-MODFLOW (Bailey, 2015, modificado).....	52
Figura 3.17. Representação esquemática do código do SWAT-MODFLOW (Park e Bailey, 2017, modificado).....	53
Figura 4.1. Localização da bacia do Ribeirão Rodeador.....	55
Figura 4.2. Mapa geológico da bacia do Ribeirão Rodeador (Gonçalves, 2007).....	56
Figura 4.3. Mapa de declividade da bacia do Ribeirão Rodeador.....	57
Figura 4.4. Mapa pedológico da bacia do Ribeirão Rodeador (Gonçalves, 2007).....	57
Figura 4.5. Mapa de uso e cobertura na bacia, feito a partir de ortofotos de 24cm, referentes a abril de 2013 (Ferrigo, 2014).	58
Figura 4.6. Localização das estações fluviométrica, meteorológica e pluviométricas utilizadas no estudo.	61
Figura 4.7. Distribuição da disponibilidade de dados climáticos e hidrológicos no tempo	61
Figura 4.8. Distribuição da disponibilidade de dados de precipitação das estações no tempo	62
Figura 4.9. Hidrograma observado para os anos de 1978 a 1990, com destaque para o período onde se verifica uma alteração no comportamento hidrológico.....	63
Figura 4.10. Imagens Landsat da bacia do Ribeirão Rodeador para os anos de 1984 e 1986 (Fonte: Google Earth Pro).	63
Figura 4.11. Mapa de uso e ocupação do solo, feito a partir da imagem Landsat 5 de março 1985.	64
Figura 4.12. Vista tridimensional da malha de diferenças finitas preliminar do modelo conceitual, 115 linhas, 80 colunas e 9 camadas numéricas.	69
Figura 4.13. Corte na linha 270 do modelo conceitual indicando as camadas geológicas e a discretização vertical do modelo, sendo a camada geológica 01 referente ao aquífero poroso e as demais ao aquífero fraturado (com exagero vertical de 5).	70
Figura 4.14. Poços com informação sobre espessura do aquífero poroso, ao lado dos poços de monitoramento da ADASA estão indicados os seus respectivos números.....	71
Figura 4.15. Distribuição espacial de Ksat (m/dia) e Sy (adimensional) adotada para a camada geológica 01, referente ao aquífero poroso.	73

Figura 4.16. Distribuição espacial de Ksat (m/dia) e Sy (adimensional) adotada para a camada geológica 02, referente ao aquífero fraturado.	74
Figura 4.17. Parte da Seção Geológica apresentada no Mapa Geológico do Distrito Federal de 1998 (Campos e Freitas-Silva, 1998, modificado).	75
Figura 4.18. Mapa Geológico do Distrito Federal de 1998 – Detalhe na bacia do Ribeirão Rodeador (Campos e Freitas-Silva, 1998, modificado).	75
Figura 4.12. Localização das captações superficiais significantes na bacia do Ribeirão Rodeador.....	80
Figura 4.13. Localização e finalidades, principal e secundária, dos poços cadastrados na bacia do Ribeirão Rodeador.	82
Figura 4.14. Classificação e vazão dos poços cadastrados na bacia do Ribeirão Rodeador.	83
Figura 5.1. Hidrogramas – simulação inicial sem calibração, com o modelo SWAT, em escala diária, período entre 1979 e 1982.	86
Figura 5.2. Curva de permanência - simulação inicial sem calibração, com o modelo SWAT, em escala diária, período entre 1979 e 1982.	87
Figura 5.3. Resultado da análise de sensibilidade global do SWAT-CUP.....	88
Figura 5.4. Hidrogramas - simulação calibrada pelo <i>log</i> das vazões, com o modelo SWAT, em escala diária, período entre 1979 e 1982.	91
Figura 5.5. Hidrogramas – simulação calibrada, com o modelo SWAT, em escala diária, período entre 1979 e 1982.	91
Figura 5.6. Curva de permanência - simulação calibrada, com o modelo SWAT, em escala diária, período entre 1979 e 1982.	92
Figura 5.7. Hidrogramas - simulação de verificação , com o modelo SWAT, em escala diária, período entre 1983 e 1985.	94
Figura 5.8. Curva de permanência - simulação de verificação, com o modelo SWAT, em escala diária, período entre 1983 e 1985.	95
Figura 5.16. Hidrogramas - simulação inicial sem calibração, com o modelo SWAT-MODFLOW, em escala diária no SWAT e semanal no MODFLOW, período entre 1979 e 1982.	96
Figura 5.17. Curva de permanência - simulação inicial sem calibração, com o modelo SWAT-MODFLOW, em escala diária no SWAT e semanal no MODFLOW, período entre 1979 e 1982.	96

Figura 5.18. Hidrogramas – simulação calibrada, com o modelo SWAT-MODFLOW, em escala diária no SWAT e semanal no MODFLOW, período entre 1979 e 1982.	97
Figura 5.19. Curva de permanência - simulação calibrada, com o modelo SWAT-MODFLOW, em escala diária no SWAT e semanal no MODFLOW, período entre 1979 e 1982.	98
Figura 5.20. Recarga volumétrica por célula resultante da simulação acoplada para o passo de tempo 374 do MODFLOW, referente ao período entre 24/02 a 02/03/1982.	100
Figura 5.21. Resultados comparativos das simulações no SWAT-MODFLOW (SWMF) e no MODFLOW, com recarga equivalente a 20% da precipitação.	101
Figura 5.22. Hidrogramas - simulação de verificação, com o modelo SWAT-MODFLOW, em escala diária no SWAT e semanal no MODFLOW, período entre 1983 e 1985.	101
Figura 5.23. Curva de permanência - simulação de verificação, com o modelo SWAT-MODFLOW, em escala diária no SWAT e semanal no MODFLOW, período entre 1983 e 1985.	102
Figura 5.24. Hidrogramas - simulação de verificação, com o modelo SWAT-MODFLOW, em escala diária no SWAT e mensal no MODFLOW, período entre 2005 a 2014. .	103
Figura 5.25. Dados observados de vazão e precipitação – em destaque período onde ocorre maior inconsistências entre dados observados de vazão e precipitação (Dados: CAESB).	104
Figura 5.26. Precipitação (mm/dia) de acordo com Thiessen para os dias 08/11/2006, 01/01/2007 e 26/11/2007 (Dados: CAESB e ANA).	105
Figura 5.27. Hidrogramas de fluxo de base filtrados das vazões observada e simulada com o SWAT-MODFLOW, sem captações, por meio do programa BFLOW.	106
Figura 5.28. Hidrogramas de fluxo de base filtrados das vazões observada e simulada com o SWAT-MODFLOW, com captação superficial, por meio do programa BFLOW. ..	106
Figura 5.29. Sazonalidade do balanço hídrico – <i>baseline</i>	108
Figura 5.30. Distribuição espacial da recarga ao longo do ano hidrológico – <i>baseline</i>	109
Figura 5.31. Variação da recarga ao longo dos anos simulados.	110
Figura 5.32. Fluxo rio-aquífero, por célula de rio – <i>baseline</i> , em destaque trechos onde há maior fluxo simulado entre aquífero e rio.	110
Figura 5.33. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga dos aquíferos poroso e fraturado (com exagero vertical de 10), em destaque a intersecção entre os perfis de carga e a interface entre os subsistemas R3/Q3 e R4.	111

Figura 5.34. Distribuição espacial dos poços cadastrados (Dados: ADASA).....	112
Figura 5.35. Distribuição das vazões dos poços cadastrados, por tipo de poço (Dados: ADASA).	113
Figura 5.36. Hidrogramas de fluxo de base filtrados das vazões observada e simulada com o SWAT-MODFLOW, com poços cadastrados, por meio do programa BFLOW.	114
Figura 5.37. Comparação entre os fluxos acumulados antes e depois da inclusão dos poços cadastrados na simulação.....	115
Figura 5.38. Balanço hídrico subterrâneo por ano hidrológico – <i>baseline</i>	115
Figura 5.39. Balanço hídrico subterrâneo por ano hidrológico – poços cadastrados.	116
Figura 5.40. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero poroso para as simulações sem poços e com poços cadastrados (com exagero vertical de 10).	116
Figura 5.41. Distribuição espacial dos 1000 poços de exploração.	117
Figura 5.42. Hidrogramas de fluxo de base filtrados das vazões observada e simulada com o SWAT-MODFLOW, com 1000 poços de exploração, por meio do programa BFLOW.	118
Figura 5.43. Hidrogramas de fluxo de base filtrados das vazões observada e simulada com o SWAT-MODFLOW, sem e com os 1000 poços, para ano hidrológico de 2011 a 2012.	119
Figura 5.44. Comparação entre os fluxos acumulados antes e depois da inclusão dos 1000 poços.....	120
Figura 5.45. Balanço hídrico subterrâneo por ano hidrológico – cenário de exploração. .	121
Figura 5.46. Fluxo aquífero-rio, por célula de rio – cenário de exploração e <i>baseline</i>	121
Figura 5.47. Diferença no fluxo entre aquífero-rio do cenário com 1000 poços com relação ao <i>baseline</i> (sem poços), por célula de rio.....	122
Figura 5.48. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero poroso para o <i>baseline</i> e simulação com os 1000 poços (com exagero vertical de 10).	123
Figura 5.49. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero fraturado para o <i>baseline</i> e simulação com os 1000 poços (com exagero vertical de 10).	123
Figura 5.50. Evolução da profundidade do lençol freático ao longo do tempo.....	124

Figura 5.51. Hidrogramas de fluxo de base filtrados das vazões simuladas, com os 1000 poços, por meio do SWAT e do SWAT-MODFLOW.	126
Figura 5.52. Distribuição espacial dos poços – cenários por aquífero (1000 poços no aquífero fraturado e 608 poços no aquífero poroso).	127
Figura 5.53. Fluxo de base simulado com o SWAT-MODFLOW– <i>baseline</i> , cenários por aquífero poroso e fraturado.	128
Figura 5.54. Razão do resíduo do fluxo de base simulado pela vazão bombeada - cenários por aquífero poroso e fraturado.	128
Figura 5.55. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero poroso para o <i>baseline</i> e simulação com poços no aquífero poroso (com exagero vertical de 10).	129
Figura 5.56. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero fraturado para o <i>baseline</i> e simulação com poços no aquífero fraturado (exagero vertical de 10).	129
Figura 5.57. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero poroso para o <i>baseline</i> e simulação com poços no aquífero fraturado (com exagero vertical de 10).	130
Figura 5.58. Distribuição espacial dos poços – cenários por subsistema.	131
Figura 5.59. Fluxo de base simulado com o SWAT-MODFLOW – <i>baseline</i> , cenários por subsistema.	131
Figura 5.60. Diferença no fluxo entre aquífero-rio com relação ao <i>baseline</i> , por célula de rio – cenários por subsistema, em destaque um trecho onde ocorre uma elevada diferença entre fluxos.	132
Figura 5.61. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero fraturado para o <i>baseline</i> e simulação com poços no subsistema R3/Q3 (exagero vertical de 10).	133
Figura 5.62. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero fraturado para o <i>baseline</i> e simulação com poços no subsistema R4 (com exagero vertical de 10).	133
Figura 5.63. Distribuição espacial dos poços – cenários pela distância do rio.	134
Figura 5.64. Fluxo de base simulado com o SWAT-MODFLOW – <i>baseline</i> , cenários pela distância do rio.	135

Figura 5.65. Fluxo de base simulado com o SWAT-MODFLOW, para o período entre janeiro de 1995 e maio de 2016 –cenários pela distância do rio.	136
Figura 5.66. Diferença entre fluxo de base simulado com o SWAT-MODFLOW para poços distantes e próximos ao rio, para o período entre janeiro de 1995 e maio de 2016...	137
Figura 5.67. Corte C-D na linha 68 e corte na E-F na linha 196 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero fraturado para o <i>baseline</i> e simulações com poços distantes do rio e próximos ao rio (exagero vertical de 10).	138
Figura 5.68. Diferença no fluxo entre aquífero-rio com relação ao <i>baseline</i> , por célula de rio – cenários por distância do rio.	139
Figura A.1. Exemplo do arquivo de entrada do Pacote Básico (.bas).....	156
Figura A.2. Exemplo do arquivo de entrada do Pacote de Poços (.wel).....	158
Figura A.3. Exemplo do arquivo de nome alterado (.mfn).....	158

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

ADASA	Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal
AGNPS	<i>Agricultural Nonpoint Source</i>
ANA	Agência Nacional de Águas
AVSWAT	ArcViewSWAT
BDMEP	Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa
BH	Bacia Hidrográfica
CAESB	Companhia de Saneamento do Distrito Federal
CN	<i>Curve Number SCS</i>
DF	Distrito Federal
DHRU	Unidade de Resposta Hidrológica Desagregada
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EUA	Estados Unidos da América
EVT	Evapotranspiração
FEFLOW	<i>Finite Element Groundwater Flow and Transport</i>
FEMWATER	<i>Finite Element Groundwater Flow and Contaminant Transport</i>
GLUE	<i>Generalized Likelihood Uncertainty Estimation</i>
GMS	<i>Groundwater Modeling System</i>
HEC-HMS	<i>Hydrologic Engineering Center, Hydrologic Modeling System</i>
HRU	Unidade de Resposta Hidrológica
HSPF	<i>Hydrologic Simulation Program</i>
INCRA	Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
L	Medida de comprimento
MCMC	<i>Markov Chain Monte Carlo</i>
MDE	Modelo Digital de Elevação
MNPpa	Ardósia
MNPpq3	Quartzito Médio
MNPpr3	Metarritmito arenoso
MNPpr4	Metarritmito argiloso
MODFLOW	<i>MODular groundwater FLOW model</i>

mm H20	Milímetros de coluna d'água
NSE	Coeficiente de Nash-Sutcliffe
ParaSol	<i>Parameter Solution</i>
PBIAS	Reconhecimento de Viés
PEST	<i>Parameter estimation</i>
PICAD	Projeto Integrado de Colonização Agrícola Alexandre Gusmão
PMWIN	<i>Processing Modflow</i>
PSO	<i>Particle Swarm Optimization</i>
Q3	Subsistema Quartzito Médio
R ²	Coeficiente de Determinação
R3	Subsistema Metarritmito Arenoso
R4	Subsistema Metarritmito Argiloso
RA	Região Administrativa
RCH	Recarga
ROTO	<i>Routing Outputs to Outlet</i>
RT3D	<i>Reactive Transport in 3 Dimensions</i>
SHE	<i>Système Hydrologique Européen</i>
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SUF12	<i>Sequential Uncertainty Fitting</i>
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
SWAT-CUP	<i>Calibration and uncertainty program</i>
SWATMOD-Prep	<i>Preparing SWAT-MODFLOW Simulations</i>
SWMM	<i>Storm Water Management Model</i>
SWRRB	<i>Simulator for Water Resources in Rural Basins</i>
UPRR	Taxa de Bombeamento/Recarga não Identificada
USDA	<i>United States Department of Agriculture</i>
USGS	<i>United States Geological Survey</i>

1. INTRODUÇÃO

No âmbito do ciclo hidrológico, a parcela terrestre dos recursos hídricos pode ser desmembrada em duas partes principais, que constituem as componentes superficial e subterrânea do ciclo. Todavia, a separação dessas componentes nem sempre é evidente, uma vez que essas, juntas, formam um único sistema, em dinâmica e contínua interação, e, portanto, em processo de interferência mútua (Costa e Barcellar, 2010). Dessa forma, qualquer modificação em uma das componentes deverá refletir, a curto ou longo prazo, em todo o sistema.

Segundo estatísticas apresentadas pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2007), a perenidade de 90% dos rios e lagos do Brasil é garantida pelos aquíferos, através do fluxo de base. Nesses casos, a interação entre as duas componentes passa a ter maior relevância, especialmente em contextos de seca ou crise hídrica, onde o desequilíbrio na componente subterrânea, devido, por exemplo, à superexploração dos aquíferos, leva a redução do escoamento de base, prejudicando, conseqüentemente, a disponibilidade hídrica superficial.

Dessa forma, ampliar o conhecimento sobre as potencialidades dos diferentes aquíferos e sobre a forma como esses interagem com os corpos hídricos superficiais e com as crescentes demandas se torna imprescindível. Por ser o usuário preponderante das águas subterrâneas, a agricultura irrigada demanda uma atenção especial quanto à quantificação e entendimento dos seus impactos na dinâmica entre rio e aquífero, de forma a garantir a sustentabilidade dos sistemas e a adequada gestão dos conflitos entre esse e os demais usuários da água.

Foram desenvolvidas ferramentas com o objetivo de aprimorar o conhecimento sobre as características e potencialidades de sistemas hidrológicos, destacando-se entre elas os modelos de simulação. Ao longo das últimas décadas, foi criada uma ampla gama de modelos aptos a simular diferentes processos hidrológicos. Porém, ao investigar entre os modelos existentes na época, quais seriam capazes de representar satisfatoriamente a interação entre águas superficiais e subterrâneas no nível de bacia, Sophocleous *et al.* (1994) *apud* Sophocleous *et al.* (1999) concluíram que nenhum deles seria capaz de simular adequadamente os principais processos hidrológicos de interesse nesse caso.

Sophocleous e Perkins (2000) argumentaram que para sistemas integrados rio-aquífero, era fundamental que o modelo, além de lidar adequadamente com as interações hidráulicas e hidrológicas, fosse capaz de representar detalhadamente os bombeamentos da irrigação e sua distribuição espacial, tendo em vista a, já citada, importância da irrigação como uso da água subterrânea.

Com base nisso, Sophocleous *et al.* (1999) recomendaram o desenvolvimento de um programa a partir da combinação dos modelos de água subterrânea, MODFLOW (*MODular groundwater FLOW model*) (Harbaugh, 2005), e de bacia, SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) (Arnold *et al.*, 1998). A escolha desses modelos foi feita com base no fato de esses serem softwares de domínio público, já bem estabelecidos, que apresentam flexibilidade e uma ampla gama de opções de simulação, o que os permite atender às condicionantes acima apontadas.

O SWAT é um modelo de bacia hidrográfica usado, entre outras finalidades, na simulação da quantidade e qualidade da água tanto superficial quanto subterrânea. Contudo, a eficácia da sua simulação do fluxo subterrâneo é comumente questionada, tendo em vista as simplificações feitas ao considerar os aquíferos como sistemas concentrados (Sophocleous *et al.*, 1999). O MODFLOW, por outro lado, é um modelo específico de águas subterrâneas e, como tal, é internacionalmente difundido para esse tipo de simulação. Porém, também possui limitações, no seu caso, na determinação da recarga, pois, ao não representar a zona não-saturada, acaba por tornar a simulação irrealista, excluindo os processos superficiais e subsuperficiais não-saturados.

A partir da proposta feita por Sophocleous *et al.* (1999), foram desenvolvidos diversos modelos que buscam acoplar o SWAT e o MODFLOW, criando um único modelo integrado. Dentre eles, destaca-se o modelo desenvolvido por Bailey (2015), conhecido como SWAT-MODFLOW. O modelo criado por Bailey está disponível na página do SWAT, juntamente com sua interface gráfica, o SWATMOD-Prep (*Preparing SWAT-MODFLOW Simulations*), que auxilia na aplicação do modelo acoplado, tornando-o mais acessível.

Nesse sentido, o presente trabalho aplicou o modelo acoplado SWAT-MODFLOW à simulação da bacia hidrográfica do Ribeirão Rodeador, um dos contribuintes do reservatório

do Descoberto, com o objetivo de melhor entender a dinâmica hídrica nessa unidade hidrográfica e os possíveis impactos das demandas por irrigação agrícola na interação rio-aquífero, auxiliando, com isso, no desenvolvimento de estratégias apropriadas para a gestão da água na bacia em questão.

Responsável pelo abastecimento de cerca de 60% da população (Caesb, 2015), o reservatório do Descoberto é o principal manancial de abastecimento público do Distrito Federal (DF). Dessa forma, o seu deplecionamento acaba resultando em uma vulnerabilização do sistema, podendo, em casos extremos, resultar em um cenário de crise hídrica, como o que se verificou no DF em meados de 2016, perdurando até o início do ano de 2018.

A bacia do Ribeirão Rodeador, segunda maior bacia contribuinte ao Reservatório do Descoberto, em área, tem como principal uso do solo a agricultura, em grande parte irrigada, sendo que uma considerável parcela dessa demanda é suprida pela água subterrânea. Devido à difícil fiscalização, o uso das águas subterrâneas para irrigação na bacia se dá, na maior parte dos casos, de forma não monitorada e, portanto, sem controle pelos órgãos competentes, o que acaba por dificultar, de forma geral, a melhor gestão dos recursos hídricos na bacia, o que reforça a importância da simulação da bacia, com vistas a melhor entender os impactos dessas extrações.

O trabalho está organizado em capítulos, que apresentam: (2) os objetivos geral e específicos do estudo; (3) a fundamentação teórica e revisão bibliográfica que possam vir a contribuir com a temática da pesquisa; (4) a metodologia proposta para se alcançar os objetivos da pesquisa, bem como ferramentas a serem utilizadas; (5) os resultados obtidos e as discussões construídas ao longo da pesquisa; (6) as conclusões alcançadas e, finalmente, (7) as referências bibliográficas consultadas na construção da pesquisa.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar os impactos da exploração de águas subterrâneas na bacia hidrográfica do Ribeirão Rodeador por meio da simulação integrada entre os modelos SWAT e MODFLOW, com vistas a melhorar a compreensão da influência dessas captações na dinâmica hidrológica da bacia.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Aplicar o modelo acoplado SWAT-MODFLOW à simulação hidrológica da bacia do Ribeirão Rodeador, com ênfase na interação rio-aquífero, buscando um melhor entendimento do funcionamento do sistema integrado;
- Avaliar o impacto das principais captações outorgadas pela ADASA, tanto superficial quanto subterrânea, na dinâmica do Ribeirão Rodeador;
- Propor, através de uma análise inversa, um cenário de exploração das águas subterrâneas que busque representar essas captações de forma mais fidedigna à realidade do que aquelas registradas no cadastro de poços da ADASA;
- Analisar comparativamente os resultados do modelo SWAT e do acoplado SWAT-MODFLOW na simulação hidrológica da bacia, com base no cenário de exploração subterrânea proposto;
- Investigar o impacto de cenários com alocação concentrada de poços, com diferentes configurações na disposição dos poços de produção, no comportamento do aquífero, especialmente na sua interação com o rio.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo serão abordados alguns conceitos teóricos e definições importantes para a melhor compreensão do estudo a ser desenvolvido. Além disso, será feito um levantamento de estudos prévios que contribuíram de alguma forma com a temática da pesquisa.

3.1. MODELAGEM HIDROLÓGICA

Modelos são representações da realidade, que permitem uma perspectiva mais clara quanto aos mecanismos de atuação dentro de um sistema. Segundo Kressic (2007), em geral, modelos simulam, matematicamente ou fisicamente, propriedades temporais e espaciais de um sistema ou de parte dele. Sistema, nesse contexto, é o conjunto de objetos ligados entre si com um ou mais objetivos em comum (Tucci, 2009). Diversos tipos de sistemas podem ser simulados através de modelagem, inclusive sistemas hidrológicos.

Os modelos que se propõem a simular o fluxo da água e seus constituintes sobre a superfície e/ou subsuperfície terrestre são conhecidos como modelos hidrológicos. Historicamente, o desenvolvimento dos primeiros programas de modelagem hidrológica se deu entre as décadas de 1950 e 1960, destacando-se entre eles o modelo de bacia Stanford-SWM (Crawford e Linsley, 1966, *apud* Viola, 2008).

Desde então os modelos progrediram, apoiados pelos avanços computacionais, se tornando cada vez mais realísticos quanto à representação dos processos inerentes ao ciclo hidrológico. Segundo Sophocleous e Perkins (2000), atualmente, o modelo capaz de representar de forma mais completa o ciclo hidrológico é o Sistema Hidrológico Europeu (SHE), no entanto, a sua alta complexidade limita o seu uso a modeladores experientes, além de demandar grande quantidade de informações sobre o sistema modelado. Buscando evitar essa limitação, defende-se que os modelos devem não só representar bem os processos hidrológicos relevantes, como também ser simples o suficiente para permitir a sua aplicação de forma prática.

Dentre os avanços da computação que mais colaboraram para a maior praticidade e operacionalidade de modelos hidrológicos está o desenvolvimento de técnicas de

sensoriamento remoto e de Sistemas de Informação Geográficas (SIGs). Segundo Kressic (2007), os SIGs permitem a entrada de dados no modelo de forma rápida e precisa, sendo a forma mais eficiente de organizar toda a informação necessária para o desenvolvimento de um modelo, além de possibilitar a visualização dos resultados da simulação de forma mais clara, através de uma interface gráfica.

3.1.1. Tipos de modelos hidrológicos

Modelos hidrológicos podem ser classificados quanto a uma série de características. Com relação à discretização dos modelos, Rennó (2003) argumenta que, apesar de os fenômenos naturais, envolvendo o ciclo hidrológico, variarem continuamente no tempo e no espaço, para que a sua representação por modelos matemáticos seja viável, acaba sendo necessária uma certa simplificação do sistema, através da discretização dessas variáveis tempo e espaço. Tais discretizações acabam servindo como um fator de classificação dos modelos hidrológicos.

A discretização temporal é feita em função da precisão dos dados disponíveis e dos processos de interesse a serem simulados. No caso da simulação de um evento de cheia, por exemplo, a escolha do passo temporal deve ser feita de forma a representar a variação horária das variáveis envolvidas. Já a discretização espacial está relacionada à área dentro da qual as variáveis são consideradas homogêneas, podendo o modelo ser concentrado (por exemplo, modelos que consideram a bacia como sendo homogênea), ou distribuído (quando a bacia é dividida por sub-unidades, como células regulares), ou ainda semi-distribuído (quando em nível intermediário de discretização).

Modelos hidrológicos também podem ser classificados quanto ao objeto de estudo a que se dedicam. Enquanto alguns modelos têm por objeto a bacia hidrográfica e o corpo receptor (modelos superficiais/de bacia), outros têm por objeto os aquíferos e águas subterrâneas (modelos subterrâneos). Esses modelos serão abordados com um pouco mais de detalhe.

3.1.1.1. Modelos de bacia hidrográfica

Em geral, os modelos de bacia hidrográfica correlacionam a chuva e a vazão, simulando os diversos processos que ocorrem dentro da bacia hidrográfica. Normalmente, nesses modelos priorizam-se os processos associados ao fluxo superficial e subsuperficial, em detrimento do fluxo subterrâneo, geralmente simulado de forma mais simplificada.

Alguns dos principais exemplos de modelos de bacia utilizados hoje em dia são: AGNPS (*Agricultural Nonpoint Source*) (Young *et al.*, 1989), SWMM (*Storm Water Management Model*) (Huber e Dickinson, 1988), HSPF (*Hydrologic Simulation Program*) (Bicknell *et al.*, 1993), HEC-HMS (*Hydrologic Engineering Center, Hydrologic Modeling System*) e o SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) (Arnold *et al.*, 1998).

3.1.1.2. Modelos de água subterrânea

Os modelos de água subterrânea geralmente são aplicados com três propósitos: prever mudanças artificiais ou naturais esperadas no aquífero; descrever o sistema com o objetivo de analisar vários pressupostos quanto a sua natureza e dinâmica; e gerar um sistema hipotético que será usado para estudar várias problemáticas gerais e específicas (Kressic, 2007). Ainda com relação ao propósito dos modelos de águas subterrâneas, esses podem ser classificados em dois grupos: modelos de fluxo e modelos de transporte de contaminante. Sendo que para a simulação de transporte de contaminação, antes deve ser simulado o fluxo.

Como o fluxo em meios saturados é regido por equações diferenciais de difícil solução, os modelos de simulação da água subterrânea, normalmente, fazem uso de métodos numéricos. Os métodos numéricos mais aplicados na atualidade, em modelagem, são os métodos por diferenças finitas e por elementos finitos (Kressic, 2007).

Um dos modelos de águas subterrâneas mais difundido e amplamente utilizado até então é o MODFLOW (McDonald e Harbaugh, 1988). São exemplos de outros modelos de águas subterrâneas, o SUTRA (Voss e Provost, 2002), o FEMWATER (*Finite Element Groundwater Flow and Contaminant Transport*) (Lin *et al.*, 1997), e o modelo de elementos finitos FEFLOW (*Finite Element Groundwater Flow and Transport*) (FEFLOW, 2009).

Diferentemente dos modelos de bacia hidrográfica, os modelos de água subterrânea simulam com detalhe o fluxo subterrâneo, contudo negligenciam a simulação da dinâmica da água na parcela superficial da bacia. Processos relacionados ao balanço hídrico, manejo de plantações e irrigação, por exemplo, passam por diversas simplificações, da mesma forma, o cálculo da recarga, que é um dos componentes críticos no que diz respeito à sustentabilidade de aquíferos (Chung *et al.*, 2010).

3.1.2. Etapas da modelagem hidrológica

O desenvolvimento e aplicação de modelos de simulação passam por algumas etapas. A primeira delas é a formulação dos objetivos da simulação, onde devem ser levantados modelos pré-existentes compatíveis com os objetivos. Logo, deve ser feita uma revisão de métodos de representação, dos processos e da variação dos parâmetros envolvidos. Com base nessa revisão e em informações sobre a área de estudo, é desenvolvido, então, um modelo conceitual onde são feitas simplificações, filtrando quais processos devem ou não ser incluídos na simulação. Outras etapas fundamentais para que seja feita a correta aplicação dos modelos são a análise de sensibilidade, calibração e verificação...

3.1.2.1. Análise de sensibilidade

As incertezas envolvendo a simulação hidrológica são causadas, basicamente, por erros nas variáveis de entrada, limitações da estrutura do modelo e incertezas na estimativa dos parâmetros (Tucci, 2009). Nesse sentido, a análise de sensibilidade deve ser realizada com o intuito de melhor entender a influência de cada parâmetro sobre o modelo, reduzindo as incertezas associadas aos valores dos parâmetros calibráveis. Feita antes da calibração, a análise de sensibilidade permite levantar a quais parâmetros o modelo apresenta maior sensibilidade, e, a partir daí selecionar quais deles devem ser ajustados durante a calibração para melhorar a representatividade do modelo.

3.1.2.2. Calibração

A calibração consiste no ajuste dos parâmetros do modelo à bacia de estudo. Em outras palavras, ela envolve “a determinação da magnitude e da distribuição espacial dos

parâmetros do modelo que reproduzem os estados do sistema com o tempo” (Sophocleous *et al.*, 1999, 187p).

Entende-se por parâmetros as propriedades do sistema que, por serem de difícil medição, devem ser ajustados durante a calibração, de forma a garantir uma melhor representação do fenômeno a ser simulado. Durante a modelagem podem ser considerados diversos parâmetros, no entanto, a limitada disponibilidade de dados observados faz com que só seja possível a estimativa de alguns deles (Hill e Tiedeman, 2007).

Segundo o princípio da parcimônia (Tucci, 1998), apesar da abundante quantidade de parâmetros existentes, deve-se considerar um número mínimo de parâmetros durante a calibração, buscando evitar o efeito de interferência mútua (quando a alteração de um dos parâmetros influi em outros parâmetros e vice-versa) que leva a incertezas no ajuste dos parâmetros, e ainda contornar o problema da equifinalidade. A equifinalidade é um conceito introduzido por Beven (1993), em que a solução aceitável pode ser alcançada de diferentes maneiras, seja por diferentes estruturas do modelo ou mesmo diferentes conjuntos de parâmetros.

Segundo Viola (2008), a calibração pode ser realizada por duas metodologias, basicamente: tentativa e erro ou métodos automáticos. No método de tentativa e erro, também conhecido como calibração manual, são testados diferentes conjuntos de parâmetros, buscando melhor ajustar os resultados obtidos aos observados. Já na abordagem automática são utilizados métodos matemáticos para otimização, sendo o mais comum a minimização de funções objetivo. Esse método de otimização consiste em calcular diversas combinações de parâmetros, comparando os valores calculados até que a função objetivo (nesse caso, a representação matemática dos erros) seja minimizada.

Contudo, há que garantir se os valores obtidos para os parâmetros de fato têm sentido físico. Kressic (2007) salienta que, durante a calibração, não é suficiente apenas ajustar os resultados gerados pelo modelo aos dados observados. Muito mais importante é que os valores dos parâmetros façam sentido físico, e que as incertezas e erros do modelo sejam adequadamente documentados. A quantificação da qualidade da calibração, deficiências nos

dados e incertezas na determinação dos parâmetros e na previsão são fundamentais, inclusive para a confiabilidade e transparência do modelo.

3.1.2.3. Verificação

A verificação do modelo é o processo posterior à calibração, que busca demonstrar se o modelo calibrado é uma representação adequada do sistema físico (Sophocleous *et al.*, 1999). Cabe ressaltar que o termo verificação, da mesma forma que o termo validação, usados para a terminologia dessa etapa da modelagem, vêm sendo questionados pela comunidade científica ao considerar que, como um modelo jamais poderá representar um sistema em sua totalidade, a sua completa validação se torna inviável (Bredehoeft e Konikow, 1993).

Assim como a calibração, o processo de verificação de um modelo hidrológico emprega testes e métricas estatísticas visando checar a acurácia do modelo. Klemes (1986) apresenta um roteiro de testes para verificar a aplicação de modelos hidrológicos. Cabe ressaltar que a verificação deve ser feita a partir de dados diferentes daqueles utilizados na calibração.

3.2. MODELO SWAT

SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) é um modelo matemático de domínio público, que foi desenvolvido pelo Serviço de Pesquisa Agrícola dos EUA - USDA (*United States Department of Agriculture*) - em parceria com uma universidade do Texas, a saber: *Texas A&M University*. Originalmente, seu principal objetivo era prever o efeito das ações de uso e manejo do solo sobre os recursos hídricos, produção de sedimentos, nutrientes e pesticidas dentro de grandes bacias, inclusive daquelas mais complexas e não monitoradas (Arnold *et al.*, 1998).

Segundo Neitsch *et al.* (2011), desde sua criação na década de 90, através da fusão dos modelos SWRRB (*Simulator for Water Resources in Rural Basins*) (Arnold *et al.*, 1990, *apud* Neitsch *et al.*, 2011), e ROTO (*Routing Outputs to Outlet*) (Arnold *et al.*, 1995, *apud* Neitsch *et al.*, 2011), o SWAT vem passando por revisões contínuas, expansão de suas capacidades e um extensivo processo de validação. Ademais, nesse período de expansão do

SWAT, foram desenvolvidos interfaces e programas para auxiliar na aplicação do modelo, dentre os quais se destacam-se, para os fins desse estudo, o ArcSWAT e o SWAT-CUP.

O ArcSWAT (Winchell *et al.*, 2008) é uma interface gráfica para a execução do SWAT em ambiente ArcGIS (ESRI, 2007). O programa foi criado com o objetivo de facilitar a geração de dados de entrada para o SWAT, além de possibilitar que o modelo seja executado dentro da mesma estrutura em que os seus dados de entrada são gerados (Chung, *et al.*, 2010), o que tornou a aplicação do SWAT mais prática e amigável, facilitando, com isso, o uso do modelo. Alternativo ao ArcSWAT está o QSWAT, que é a interface gráfica do SWAT no SIG QGIS, nesse caso, totalmente gratuito.

O SWAT-CUP (*calibration and uncertainty program*), por sua vez, é um programa que permite a automação da calibração, análise de incerteza e de sensibilidade do SWAT. Desenvolvido por Abbaspour *et al.* (2007), o SWAT-CUP é um modelo de domínio público que integra os algoritmos GLUE (*Generalized Likelihood Uncertainty Fitting*) (Beven, 1992), ParaSol (*Parameter Solution*) (van Griensven *et al.*, 2006), MCMC (*Markov Chain Monte Carlo*) (Kuczera e Parent, 1998), PSO (*Particle Swarm Optimization*) e SUFI2 (*Sequential Uncertainty Fitting*) (Abbaspour *et al.*, 2007). Esses são algoritmos que utilizam métodos de otimização para a definição do conjunto de parâmetros que melhor ajusta os resultados do modelo aos dados observados.

3.2.1. Caracterização do SWAT

O SWAT é um modelo determinístico (de base física), porém emprega também alguns métodos empíricos como é o caso do método Curva Número. Além disso, o SWAT pode funcionar como um modelo preditivo (quando os dados de entrada são suficientes para gerar resultados diretos através do modelo) ou ainda como um modelo calibrado (quando os dados de entrada devem ser modificados para se alcançar resultados satisfatórios), a depender da necessidade do operador e da disponibilidade de informações (Hill e Tiedeman, 2007).

Quanto ao aspecto temporal, o SWAT é um modelo de simulação contínua no tempo com escala padrão diária ou sub-diária e, portanto, mais recomendado para simular eventos de longo prazo. Com relação ao aspecto espacial, é conhecido como um modelo semidistribuído

já que apresenta discretização tanto por sub-bacias quanto por unidades de resposta hidrológica (HRUs), que “são parcelas da sub-bacia que possuem atributos únicos quanto ao tipo e uso do solo e manejo” (Neitsch *et al.*, 2011, 7p).

As HRUs, que são uma forma de representar as heterogeneidades da região quanto à resposta hidrológica, são áreas virtuais, e, portanto, não possuem posição geográfica determinada dentro da sub-bacia. De forma prática, a HRU é o conjunto das áreas, dentro da sub-bacia, que apresentam a intersecção entre um dado uso do solo, tipo de solo e classe de declividade. De modo que as componentes hidrológicas de interesse são calculadas de forma agrupada para uma mesma HRU, ou seja, um conjunto de áreas não necessariamente conectadas espacialmente.

Outra característica implícita às HRUs é a desconsideração das interações que ocorrem entre diferentes HRUs dentro de uma sub-bacia, de forma que as cargas são calculadas separadamente em cada uma delas e depois somadas para determinar o valor final na saída da sub-bacia. Contudo, apesar dessas características, muitas vezes encaradas como sendo inconvenientes, essa abordagem é vista como vantajosa por permitir a representação dos efeitos da heterogeneidade nas grandes bacias, resultando no aumento da precisão da simulação do transporte de cargas na sub-bacia (Neitsch *et al.*, 2011; Chung *et al.*, 2010).

Com relação aos dados de entrada, Neitsch *et al.* (2011) comentaram sobre a grande quantidade e variedade de informação demandada pelo SWAT e como esse fato pode fazer com que novos usuários se sintam sobrecarregados ao rodar o programa. No entanto, os mesmos autores também justificaram que, apesar disso, muitos desses dados são utilizados em simulações de cenários especiais, pouco frequentes em muitas bacias.

3.2.2. Equacionamentos

Sendo um modelo determinístico, o SWAT permite que diversos processos físicos sejam simulados dentro da bacia hidrográfica, estando o ciclo hidrológico na base de todos os processos que ocorrem na bacia. Os processos simulados pelo SWAT são: hidrologia, clima, cobertura do terreno e crescimento vegetal, erosão, ciclagem de nutrientes, dinâmica de

pesticidas e manejo agrícola (Neitsch *et al.*, 2011). Os equacionamentos do modelo podem ser encontrados no manual teórico do SWAT (Neitsch *et al.*, 2011).

A simulação do ciclo hidrológico na bacia, representado esquematicamente na Figura 3.1, é dividida em duas fases, a do terreno e a do roteamento do canal (movimentos pela rede de drenagem) do ciclo hidrológico. O ciclo na fase do terreno é calculado com base no equilíbrio hídrico, descrito pela Equação 3.1.

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{dia} - Q_{sup} - E_a - W_{inf} - Q_{sub}) \quad \text{Equação 3.1}$$

Onde, SW_t é a quantidade final de água no solo (mm H₂O), SW_0 é umidade inicial do solo no dia i (mm H₂O), t é o tempo (dias), R_{dia} é a precipitação no dia i (mm H₂O), Q_{sup} é o escoamento superficial no dia i (mm H₂O), E_a é a evapotranspiração no dia i (mm H₂O), W_{inf} é a quantidade de água que entra na zona vadosa do perfil do solo no dia i (mm H₂O) e Q_{sub} é o fluxo de base no dia i (mm H₂O). A maior parte dos fluxos no SWAT são calculados em lâmina d'água, ou seja, volume por área.

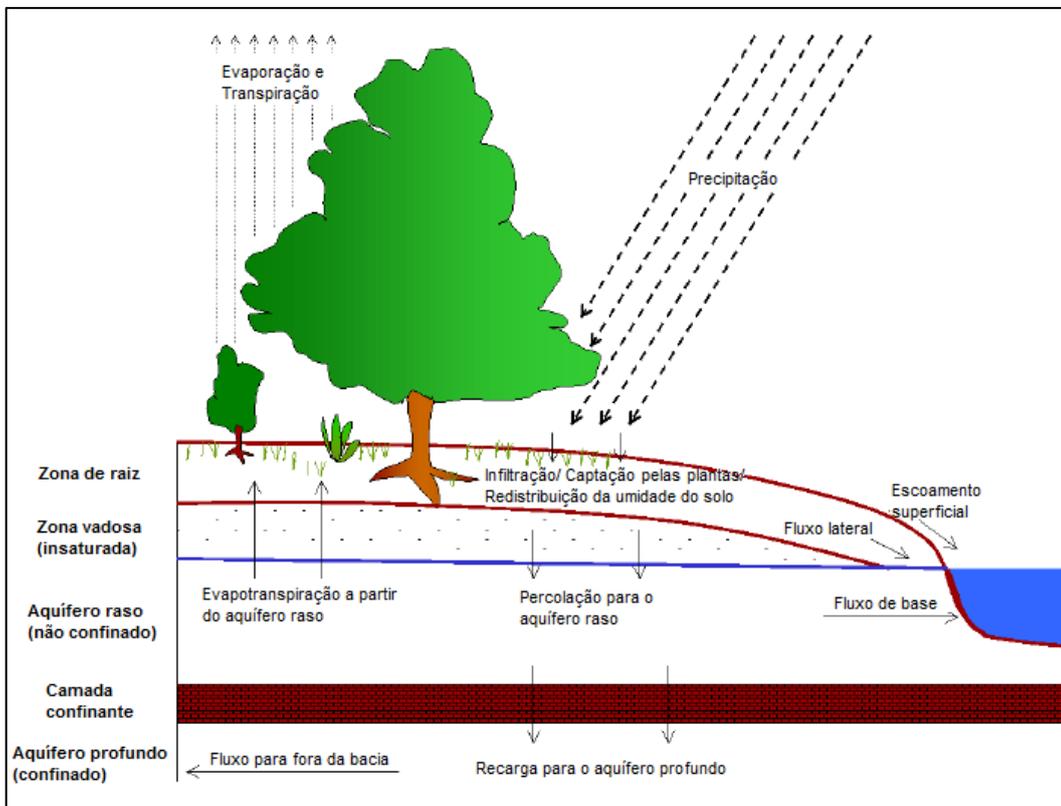


Figura 3.1. Representação esquemática do ciclo hidrológico no SWAT (Neitsch *et al.*, 2011, modificado).

Na etapa superficial do ciclo hidrológico são considerados alguns caminhos potenciais da água nas HRUs, a saber: o armazenamento na copa das árvores, escoamento superficial, infiltração, evapotranspiração, escoamento subsuperficial (redistribuição e escoamento lateral), canais afluentes e fluxo de base. Nessa revisão serão abordados apenas aqueles caminhos que apresentam maior relação com o fluxo subterrâneo (Figura 3.2). Os demais fluxos e processos e suas referidas equações podem ser encontradas no manual teórico do SWAT (Neitsch *et al.*, 2011).

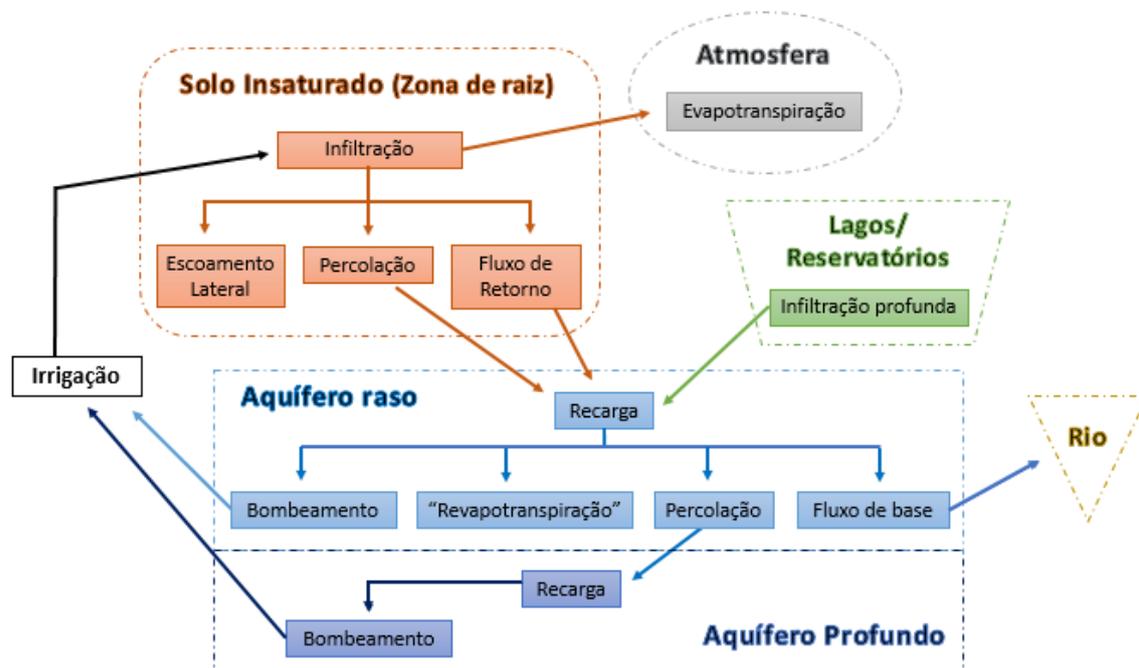


Figura 3.2. Fluxograma esquemático do movimento da água no subsolo.

3.2.2.1. Infiltração

A infiltração se refere a uma parcela da água da chuva que entra no perfil do solo a partir da superfície. Inicialmente a taxa de infiltração é função da quantidade de água no solo, no entanto, após a saturação do solo, a quantidade de água presente no perfil do solo pode ser calculada como a diferença entre a quantidade de precipitação que chega ao solo e a quantidade de escoamento superficial, através do método Curva Número (USDA SCS, 1972) ou diretamente através da equação de Green-Ampt (1911). No âmbito do presente estudo foi selecionado o método Curva Número para o cálculo da Infiltração.

A Equação Curva Número, criada em 1954 pelo SCS (*Soil Conservation Service*), é um método empírico, desenvolvido após mais de 20 anos de estudos hidrológicos em pequenas bacias dos EUA (Estados Unidos da América). A Equação Curva Numero (Equação 3.2) permite o cálculo do escoamento superficial (Q_{sup}) (mm H2O), a partir da precipitação (R_{dia}) (mm H2O), da abstração inicial (I_a) (mm H2O) e do parâmetro de retenção (S) (mm H2O).

$$Q_{sup} = \frac{(R_{dia} - I_a)^2}{(R_{dia} - I_a + S)} \quad \text{Equação 3.2}$$

As abstrações iniciais são comumente aproximadas a 20% do parâmetro de retenção (S), que é função do tipo de solo, uso da terra, manejo e declividade e pode ser calculado através da Equação 3.3, na qual está relacionado ao CN (curva número SCS).

$$S = 254 \left(\frac{100}{CN} - 1 \right) \quad \text{Equação 3.3}$$

A divisão de engenharia do SCS determinou os valores de CN para diversas condições de permeabilidade do solo e uso da terra e os disponibilizou através de tabelas, que podem ser encontradas em Neitsch *et al.* (2011). Os valores de CN podem ainda ser corrigidos caso a inclinação seja diferente de 5%, ou caso as condições de umidade do solo estejam fora da condição de umidade média, ou seja, acima do ponto de murcha e abaixo da capacidade de retenção da água.

3.2.2.2. Evapotranspiração

A evapotranspiração é a perda de água para a atmosfera, nela está inclusa a evaporação dos corpos d'água e a transpiração dos solos sem cobertura vegetal e de superfícies com vegetação. A evapotranspiração pelo solo e pela vegetação é calculada a partir de diferentes fórmulas no SWAT (Neitsch *et al.*, 2011). Enquanto a evaporação real no solo é calculada como função exponencial da profundidade e quantidade de água do solo, a evapotranspiração das plantas é calculada segundo uma função linear da evapotranspiração potencial e do índice foliar.

Para o cálculo da evapotranspiração potencial, o SWAT possui três diferentes métodos: Penman-Monteith (Monteith, 1965), Priestley-Taylor (Priestley e Taylor, 1972) e Hargreaves (Hargreaves e Samani, 1985) (Arnold *et al.*, 1998). Essas três metodologias variam principalmente quanto aos dados necessários. Enquanto o método Hargreaves requer somente a temperatura do ar, o método Priestley-Taylor requer radiação solar, temperatura do ar e umidade relativa e o método Penman-Monteith requer radiação solar, temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento.

De forma prática, depois de calcular a evapotranspiração potencial, o SWAT evapora qualquer precipitação interceptada pelo dossel das plantas. Logo, calcula a quantidade máxima de transpiração e de sublimação/evaporação, a partir da qual determina a quantidade real de sublimação e evaporação do solo. Maiores detalhes quanto ao cálculo da evapotranspiração, podem ser encontrados em Arnold *et al.* (1998) e Neitsch *et al.*, (2011).

3.2.2.3. Fluxo subsuperficial

A água que infiltra no solo e não sofre evapotranspiração, pode, após superada a umidade referente a sua capacidade de campo, continuar percolando através dos perfis do solo até, eventualmente, chegar a recarregar o aquífero. Ela pode ainda se deslocar lateralmente no perfil do solo e contribuir diretamente para o rio sem passar pelo aquífero. Esses dois caminhos de fluxo, a saber: redistribuição (percolação) e escoamento lateral, são calculados simultaneamente pelo SWAT.

Percolação

O modelo considera umidades diferentes para diversas camadas de solo, mas, supõe que a água é uniformemente distribuída dentro de cada camada, o que faz com que a percolação no solo seja calculada apenas na direção vertical. A percolação calculada pelo SWAT só ocorre quando a umidade da camada em questão supera a capacidade de campo e a camada abaixo dela não esteja saturada. Uma vez atendidos a esses requisitos, a quantidade de água percolável em cada camada pode ser calculada como uma função do volume de água drenável que, por sua vez, é dado pela diferença entre a umidade do solo na camada e a

capacidade de campo. Esse cálculo é feito através do método da rota de armazenamento, descrita pela Equação 3.4.

$$W_{perc,ly} = SW_{ly,exc} \cdot \left(1 - \exp\left(\frac{-\Delta t}{TT_{perc}}\right) \right) \quad \text{Equação 3.4}$$

Onde $w_{perc,ly}$ é a quantidade de água percolável (mm H₂O). $SW_{ly,exc}$ é o volume de água drenável ($SW_{ly,exc}$) (mm H₂O), Δt é a duração do intervalo de tempo (horas) e TT_{perc} é o tempo de duração da percolação (horas).

O tempo de duração da percolação (Equação 3.5) é função da condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) (mm/h), da capacidade de campo (FC_{ly+1}) (mm H₂O) e da umidade de saturação (SAT_{ly+1}) (mm H₂O), da camada subjacente. A percolação é calculada apenas para a zona de raízes, portanto a água que percola na camada inferior do solo entra diretamente na zona vadosa, onde sofrerá um retardo antes de ser encaminhada para o aquífero.

$$TT_{perc} = \frac{SAT_{ly} - FC_{ly}}{K_{sat}} \quad \text{Equação 3.5}$$

Ainda na simulação da percolação, o SWAT permite que o usuário defina a profundidade de uma camada impermeável para a HRU, possibilitando assim a simulação de lençóis empoleirados, ou aquíferos suspensos, e o cálculo de sua altura. Lençol empoleirado ocorre quando a saturação ou impermeabilidade de um perfil do solo impede a percolação através dele, fazendo com que a água fique acumulada no perfil sobrejacente.

Escoamento lateral

O escoamento lateral, por outro lado, é relevante em casos onde solos altamente permeáveis estejam sobrepostos a solos pouco permeáveis e com baixas profundidades. Nesses casos, a percolação da água infiltrada se dará até que esse se depare com a camada de baixa permeabilidade/impermeável, sobre a qual passará a haver o acúmulo de água que eventualmente irá escoar lateralmente.

No SWAT, o escoamento lateral no subsolo é simulado através de um modelo de armazenamento cinemático, desenvolvido por Sloan *et al.* (1983). Esse modelo considera o equilíbrio de massa em um volume de controle, em solo permeável, dado por seguimento inclinado, com dada profundidade (D_{perm}), comprimento (L_{hill}) e inclinação (α_{hill}) (Figura 3.3).

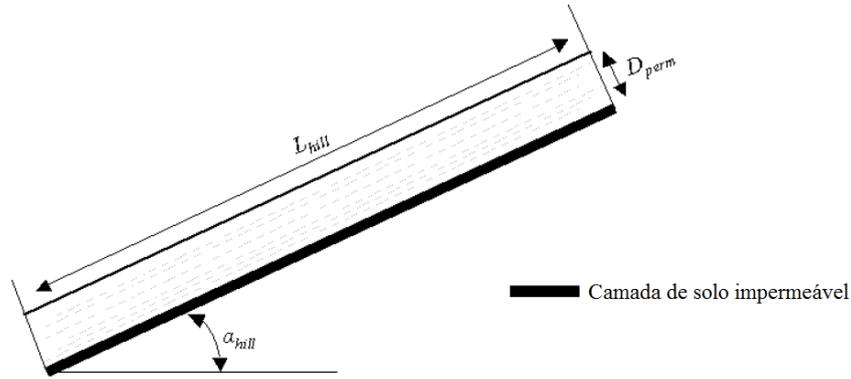


Figura 3.3. Representação conceitual do modelo de armazenamento cinemático (Neitsch *et al.*, 2011, modificado).

Após acúmulo de água e saturação da camada superior à camada impermeável inclinada, a quantidade de água drenável ($SW_{ly,exc}$) (mm H₂O) pode ser calculada através da Equação 3.6, em função da espessura saturada normal à inclinação na saída (H_o) (mm/mm), da porosidade drenável do solo (ϕ_d) (mm/mm), do comprimento da inclinação (L_{hill}) (m).

$$SW_{ly,exc} = \frac{H_o \cdot \phi_d \cdot L_{hill}}{2} \quad \text{Equação 3.6}$$

O desague líquido na saída da inclinação (Q_{lat}) (mm H₂O/dia) é dado pela Equação 3.7, função da velocidade do fluxo (v_{lat}) (mm/h) e da espessura saturada normal. Contudo, após algumas manipulações matemáticas e substituições, o desague líquido na saída da inclinação passa a ser dado pela Equação 3.8, função da quantidade de água drenável, da condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) (mm/h), do aumento da elevação por unidade de distância (slp), da porosidade drenável do solo e do comprimento da inclinação.

$$Q_{lat} = 24 \cdot H_o \cdot v_{lat} \quad \text{Equação 3.7}$$

$$Q_{lat} = 24 \cdot \left(\frac{2 \cdot SW_{ly,exc} \cdot K_{sat} \cdot slp}{\phi_d \cdot L_{hill}} \right) \quad \text{Equação 3.8}$$

Para o caso de bacias grandes, com um período de concentração superior a um dia, o SWAT incorpora uma característica de armazenamento do fluxo lateral de forma a permitir que somente parte do fluxo lateral alcance o canal principal no dia em que for gerado. O atraso na liberação do escoamento lateral busca suavizar o hidrograma de vazões simuladas (Neitsch *et al.*, 2011).

3.2.2.4. Fluxo subterrâneo

A entrada de água no compartimento das águas subterrâneas pode se dar através da percolação das camadas da zona de raiz ou através da infiltração a partir de corpos de água na superfície (rios, lagos ou reservatórios). Por outro lado, a água pode deixar o compartimento subterrâneo através do fluxo de base, de bombeamento (irrigação, por exemplo) e da “revapotranspiração”, que é quando a água do lençol freático se move ascendentemente para a franja capilar.

O SWAT divide as águas subterrâneas em dois sistemas de aquíferos para cada sub-bacia: um aquífero raso, não confinado, que contribui para a mesma bacia; e um aquífero profundo confinado, que contribui para o fluxo de base em outra bacia (Arnold *et al.*, 1993). De forma a simplificar a simulação da água subterrânea, o SWAT considera que os aquíferos apresentam o comportamento semelhante ao de reservatórios lineares, não sendo considerado qualquer equacionamento de base física para o cálculo dos fluxos subterrâneos. Essa perspectiva incorpora incertezas na representação de todo o sistema hidrológico, especialmente em contextos mais complexos onde haja a exploração do aquífero.

Nos aquíferos rasos, o balanço hídrico é calculado pela Equação 3.9, onde a quantidade de água armazenada no aquífero raso no dia i ($a_{qsh,i}$) (mm H₂O) é o equilíbrio entre a quantidade de água armazenada no aquífero raso no dia $i-1$ ($a_{qsh,i-1}$) (mm H₂O), a recarga que entra no aquífero raso no dia i ($w_{rec,sh}$) (mm H₂O), o fluxo de base no dia i (Q_{gw}) (mm H₂O), a “revapotranspiração” em resposta às deficiências hídricas no dia i (w_{revap}) (mm H₂O), e a quantidade de água retirada do aquífero raso por bombeamento no dia i ($w_{pump,sh}$) (mm H₂O).

$$a_{qsh,i} = a_{qsh,i-1} + w_{rec,sh} - Q_{gw} - w_{revap} - w_{pump,sh} \quad \text{Equação 3.9}$$

Nos aquíferos profundos, o balanço é mais simples sendo a quantidade de água armazenada no aquífero profundo no dia i ($aq_{dp,i}$) (mm H₂O) equilibrada apenas pelo armazenamento no dia $i-1$ ($aq_{dp,i-1}$) (mm H₂O), pela água percolando do aquífero raso para o profundo no dia i (w_{deep}) (mm H₂O), e pela quantidade de água retirada do aquífero por bombeamento profundo no dia i ($w_{pump,dp}$) (mm H₂O) (Equação 3.10).

$$aq_{dp,i} = aq_{dp,i-1} + w_{deep} - w_{pump,dp} \quad \text{Equação 3.10}$$

Recarga por percolação

Quando ultrapassa a zona de raízes e chega ao lençol, a quantidade de água que sai da última camada de solo, devido a percolação, passa pela zona vadosa onde sofre um retardo, que dependerá da profundidade do nível do lençol e das propriedades hidráulicas da zona vadosa e dos aquíferos. Lembrando que o retardo só é aplicado em situações em que haja um espaço entre o nível do lençol e a zona de raízes.

Para contabilizar esse tempo de retardo entre a saída da zona de raiz e a recarga do aquífero, o SWAT utiliza a função de decaimento exponencial proposta por Venetis (1969). Dessa forma, a recarga total dos aquíferos no dia i ($w_{rec,i}$) pode ser calculada a partir da Equação 3.11, função dos dias de retardo (δ_{gw}) (dias), da quantidade de recarga que entra no aquífero no dia $i-1$ ($w_{rec,i-1}$) e da quantidade total de água que sai da base do perfil do solo no dia i (w_{seep}), calculada através da Equação 3.12.

$$w_{rec,i} = \left(1 - \exp\left(-\frac{1}{\delta_{gw}}\right) \cdot w_{seep} + \exp\left(-\frac{1}{\delta_{gw}}\right) \cdot w_{rec,i-1} \right) \quad \text{Equação 3.11}$$

$$w_{seep} = w_{perc,ly=n} \quad \text{Equação 3.12}$$

Em que $w_{perc,ly=n}$ é a quantidade de água que percola da camada mais baixa, n , no perfil do solo. O tempo de retardo não pode ser medido diretamente, sendo um dos parâmetros que devem ser calibrados.

A recarga calculada pelo SWAT é dividida entre os dois aquíferos. Porém, devido ao fato de os aquíferos profundos só receberem recarga direta do solo em uma área limitada (onde afloram), esses só recebem uma parcela da recarga total dos aquíferos ($w_{rec,i}$). Essa parcela é determinada pelo coeficiente de percolação do aquífero profundo (β_{deep}), que quando aplicado na Equação 3.13, resulta na quantidade de água que percola do aquífero raso para o profundo no dia i (w_{deep}). A diferença entre a recarga total dos aquíferos e a quantidade de água que se move para o aquífero profundo é igual a recarga que entra no aquífero raso no dia i ($w_{rec,sh}$).

$$w_{deep} = \beta_{deep} \cdot w_{rec,i} \quad \text{Equação 3.13}$$

Fluxo de base

Fluxo de base ou águas subterrâneas é a contribuição do aquífero raso para o rio ou córrego. No SWAT, a ocorrência do fluxo de base pode ser restringida apenas a casos em que uma dada quantidade de água contida no aquífero raso ($aq_{shthr,q}$) seja excedida. De forma que o fluxo de base do aquífero raso para o canal principal ($Q_{gw,i}$) pode ser calculado através da Equação 3.14, caso a condição de quantidade de água mínima no aquífero seja atendida.

$$Q_{gw,i} = Q_{gw,i-1} \cdot \exp(-\alpha_{gw} \cdot \Delta t) + w_{rec,sh} \cdot (1 - \exp(-\alpha_{gw} \cdot \Delta t)) \quad \text{Equação 3.14}$$

Em que $Q_{gw,i-1}$ é o fluxo da água subterrânea para o canal principal no dia $i-1$, α_{gw} é a constante da recessão do escoamento de base, Δt é o intervalo de tempo (1 dia), $w_{rec,sh}$ é a quantidade de recarga que entra no aquífero raso no dia i . Os valores da constante da recessão do escoamento de base são estimados analisando-se as medidas de fluxo do curso d'água durante períodos de recessão, onde não ocorre recarga (Equação 3.15).

$$\alpha_{gw} = \frac{1}{N} \cdot \ln \left(\frac{Q_{gw,N}}{Q_{gw,0}} \right) \quad \text{Equação 3.15}$$

Em que N é o tempo decorrido desde o início da recessão, $Q_{gw,N}$ é o fluxo da água subterrânea no dia N , $Q_{gw,0}$ é o fluxo da água subterrânea para o canal principal no início da recessão. Os seus valores variam entre 0,1 a 1 a depender a velocidade de resposta do terreno, quanto mais lenta a resposta, mais próximo de 0,1 será o valor estimado.

“Revapotranspiração” (evapotranspiração do freático)

Em períodos de seca, quando a zona vadosa apresenta umidade muito baixa, a franja capilar tende a evaporar gerando uma sucção nos vazios que faz com que a água evaporada seja repostada pela água do aquífero freático. Além disso, a água do aquífero freático também pode ser absorvida por plantas de raízes profundas (Neitsch *et al.*, 2011).

O SWAT calcula essa perda de água do aquífero como uma função da demanda hídrica por evapotranspiração. A ocorrência da “revapotranspiração” pode ser limitada para uma condição em que a quantidade armazenada no aquífero raso (aq_{sh}) seja maior que um limiar mínimo $aq_{shthr,rvp}$ determinado pelo usuário.

A quantidade máxima de água que será removida do aquífero via “revapotranspiração” em um determinado dia ($w_{revap,mx}$) é o produto entre o coeficiente revap (β_{rev}) e a evapotranspiração em potencial para o dia (E_o) (mm H₂O) (Equação 3.16).

$$w_{revap,mx} = \beta_{rev} \cdot E_o \quad \text{Equação 3.16}$$

A quantidade que de fato penetra na zona do solo (w_{revap}) pode ser 0, caso o armazenamento no aquífero raso seja menor ou igual ao limiar mínimo de armazenamento, ou pode ser a diferença entre a “revapotranspiração” máxima e o limiar, se o armazenamento do aquífero raso for maior que o limiar mínimo e menor que a soma entre o limiar mínimo e a quantidade máxima de água a ser removida via “revapotranspiração”, ou igual ao máximo, caso o armazenamento máximo do aquífero raso seja maior ou igual a soma a soma entre o limiar mínimo e a quantidade máxima de água a ser removida via “revapotranspiração”.

Bombeamento

As retiradas de água dos aquíferos por bombeamento podem ser feitas como fonte de irrigação ou retirada para uso fora da bacia hidrográfica. O bombeamento da água subterrânea está diretamente ligado ao nível do lençol. Apesar de não gerar os níveis da água como resultados, o SWAT os atualiza diariamente. O cálculo da altura das águas subterrâneas (h_{wtbl}) (m) é calculado no SWAT através da Equação 3.17, onde $h_{wtbl,i-1}$ é a altura

do lençol freático no dia $i-1$ (m), α_{gw} é a constante da recessão do escoamento de base, Δt é o intervalo de tempo (1 dia), $W_{rchr,sh}$ é a quantidade de recarga que entra no aquífero raso no dia i (mm H₂O), e μ é a produção específica do aquífero raso (m/m).

$$h_{wtbl,i} = h_{wtbl,i-1} \cdot \exp(-\alpha_{gw} - \Delta t) + \frac{w_{rec} \cdot (1 - \exp(-\alpha_{gw} - \Delta t))}{800 \cdot \mu \cdot \alpha_{gw}} \quad \text{Equação 3.17}$$

Irrigação

No SWAT a irrigação numa HRU pode ser feita de forma manual, planejada pelo usuário, ou de forma automática em resposta ao déficit hídrico no solo. Para tanto, o usuário deve determinar algumas informações, dentre as quais: a quantidade de água a ser aplicada, o tipo fontes da água (trecho de um rio, reservatório, aquífero raso e/ou profundo, ou nascente fora da bacia hidrográfica) e a localização da referida fonte.

3.3. MODELO MODFLOW

O MODFLOW é um modelo de fluxo de águas subterrâneas por diferenças-finitas, que permite simular o escoamento em uma, duas ou três dimensões, em regime de fluxo transiente ou permanente, para aquíferos confinados e/ou não confinados, reproduzindo o comportamento de sistemas de fluxo de água subterrânea sob vários tipos de estresses naturais e artificiais (Cruz, 2003; Dresser e McKee, 2001).

Desenvolvido, ainda na década de 80, pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), o *USGS Modular Three-Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow Model* (MODFLOW) é reconhecido como padrão para simulação de águas subterrâneas, sendo, provavelmente, o programa de simulação de águas subterrâneas mais usado, testado e verificado na atualidade (Kressic, 2007).

É um modelo de domínio público e, desde sua criação, já passou por cerca de seis versões, que foram recebendo atualizações e melhoramentos até chegarem na mais nova versão, o MODFLOW 6. Também possui ainda algumas outras versões chamadas variantes, que são versões especializadas ou avançadas para uso de modeladores experientes. Entre elas estão

o MODFLOW-NWT, que usa formulação de Newton-Raphson para melhorar solução de fluxos não confinados e o MODFLOW-USG, que usa uma abordagem de grade não estruturada para simulação.

Para auxiliar na aplicação do MODFLOW, foram desenvolvidas algumas interfaces gráficas, comerciais e não comerciais. Entre as interfaces comerciais, Kressic (2007) cita o *Processing Modflow Pro* (PMWIN Pro), o *Groundwater Vistas Advanced Version* (GV), o *Groundwater Modeling System* (GMS), e o popular *Visual Modflow*, da *Waterloo Hydrogeologic*, e entre as interfaces livres, não comerciais, os programas da própria USGS: MODFLOW-GUI, *Processing Modflow* (PMWIN) e ModelMuse.

O ModelMuse, que será utilizado no presente estudo, é uma interface gráfica gratuita para o modelo MODFLOW. O *software*, também criado e disponibilizado pela USGS, provê uma interface para criação de dados de entrada, execução do MODFLOW e representação e visualização dos resultados do modelo (Winston, 2009).

3.3.1. Caracterização

O MODFLOW é um modelo matemático de base física e funciona como um modelo calibrado. No MODFLOW-2000, a modelagem inversa é feita usando observações, sensibilidade e processos de estimação de parâmetros (Hill e Tiedeman, 2007).

O MODFLOW é um modelo de diferenças finitas. Diferenças finitas, por sua vez, é um método numérico que consiste em dividir o volume de estudo em células retangulares, substituindo todo o domínio físico por um conjunto de pontos discretos estruturados em grades. Tal discretização do espaço possibilita substituir as derivadas parciais por aproximações, baseadas em expansões das séries de Taylor, que permitam resolver o problema, através da aplicação de equações algébricas e de condições de contorno (Cruz, 2003).

Associada à grade está uma série de pontos (ou nós), nos quais considera-se que as propriedades e variáveis do aquífero são constantes. As equações de fluxo são resolvidas para cada um deles. Conforme ilustra a Figura 3.4, a depender da localização desses nós nas

células, as grades podem ser divididas em dois tipos: malha centrada (*point-centered*) ou bloco centrado (*block-centered*). Nas grades de malha centrada (Figura 3.4.A), os pontos ficam situados nas interseções das linhas da grade, enquanto que nas grades de bloco centrado (Figura 3.4. B), os nós ficam situados no meio das células.

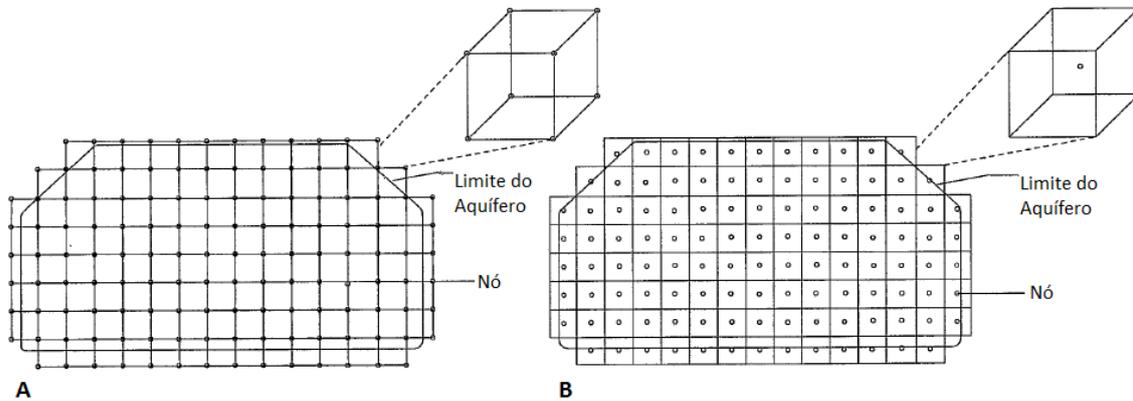


Figura 3.4. Grades de diferença finita. A- Malha centrada. B- Bloco centrado (Cruz, 2003, modificado).

O tipo de grade a ser utilizado depende das condições de contorno impostas. As grades do tipo bloco centrado são mais utilizadas quando se especifica o fluxo de fronteira. Já a grade de malha centrada é mais adequada para situações onde se especifica a carga na fronteira (Cruz, 2003). Modelos como o MODFLOW utilizam a grade do tipo bloco centrado para discretização de suas simulações.

O MODFLOW discretiza o volume de estudo em pequenos volumes contínuos definidos por células dispostas em uma malha regular, do tipo blocos centrados (*block-centered grid*). Conforme ilustrado na Figura 3.5, a localização desses blocos é descrita em termos de linhas (i), colunas (j) e camadas (k). As células fora do limite do aquífero ou região a ser modelada são inativadas, só sendo simulado os fluxos para as células ativas, que estão internas ao limite da área de estudo.

As dimensões das células ao longo da direção vertical (ΔV_k), ao longo da linha (ΔR_j) e coluna (ΔC_i) devem ser definidas pelo usuário. Estando a discretização vertical associada às unidades hidrológicas do local. Essa forma de discretização do espaço permite que o modelo represente bem sistemas anisotrópicos, heterogêneos e estratificados (Cruz, 2003).

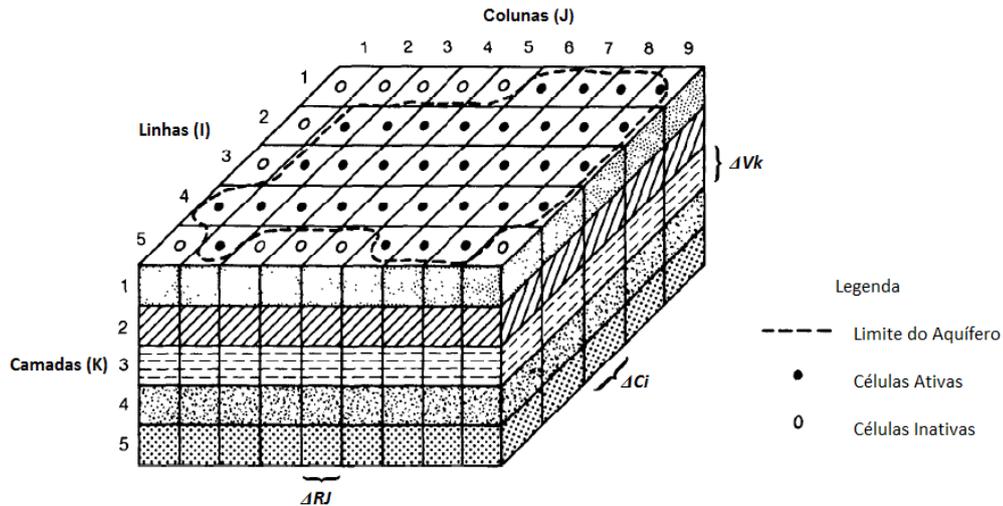


Figura 3.5. Discretização espacial de um aquífero hipotético (McDonald e Harbaugh, 1988, modificado).

3.3.2. Equacionamentos

O modelo matemático do MODFLOW tem por base a equação geral para o fluxo tridimensional da água subterrânea em regime transiente (Equação 3.18). Essa equação diferencial parcial descreve a movimentação tridimensional da água subterrânea, de densidade constante, através dos poros do material (McDonald e Harbaugh, 1988)

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) + W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad \text{Equação 3.18}$$

Onde K_{xx} , K_{yy} , K_{zz} são as condutividades hidráulicas ao longo dos eixos x , y e z , respectivamente, t é o tempo, h é a altura piezométrica, S_s , o coeficiente de armazenamento específico do meio poroso e W é o fluxo volumétrico de entrada ou saída.

Pelo método das diferenças finitas, é possível desenvolver uma fórmula, análoga a Equação 3.18, a partir da aplicação da equação da continuidade, que diz que o somatório de todos os fluxos que entram e saem de uma célula é igual a taxa de variação dentro da célula. Considerando que a densidade da água é constante no volume de controle, pode-se utilizar a Equação 3.19 para o cálculo do balanço de fluxos (Q) (L^3/t) em cada nó, em função do coeficiente de armazenamento específico (S_s) ($1/t$), da variação da carga piezométrica (Δh) (L) ao longo do intervalo de tempo Δt e do volume da célula (ΔV) (L^3).

$$\sum Q_i = S_s \frac{\Delta h}{\Delta t} \Delta V \quad \text{Equação 3.19}$$

No balanço de fluxos, os fluxos entrando na célula são considerados positivos e os saindo, negativos, de forma que o fluxo entre células (Figura 3.6), dado pela lei de Darcy, pode ser calculado pela Equação 3.20. Onde $q_{i,j-0,5,k}$ (L^3/t) é o fluxo; $h_{i,j,k}$ e $h_{i,j-1,k}$ são as cargas nos nós i, j, k e $i, j-1, k$, respectivamente, $KR_{i,j-0,5,k}$ (L/t) é a condutividade hidráulica entre os nós, $\Delta C_i \cdot \Delta V_k$ é a área da face da célula através da qual o fluxo está passando e $\Delta r_{j-0,5}$ é a distância entre os dois nós (L).

$$q_{i,j-0,5,k} = KR_{i,j-0,5,k} \cdot (\Delta C_i \cdot \Delta V_k) \cdot \frac{h_{i,j-1,k} - h_{i,j,k}}{\Delta r_{j-0,5}} \quad \text{Equação 3.20}$$

Sabendo que a condutância hidráulica na linha entre a célula i, j, k , e a célula $i, j-1, k$ ($CR_{i,j-0,5,k}$) (L^2/t) é dada pela Equação 3.21, pode-se substituí-la na Equação 3.20, obtendo-se a Equação 3.22. A condutância hidráulica é um parâmetro tridimensional e como tal pode se dar no sentido da linha, coluna ou vertical, sendo essas variações expressas por CR , CC ou CV , respectivamente.

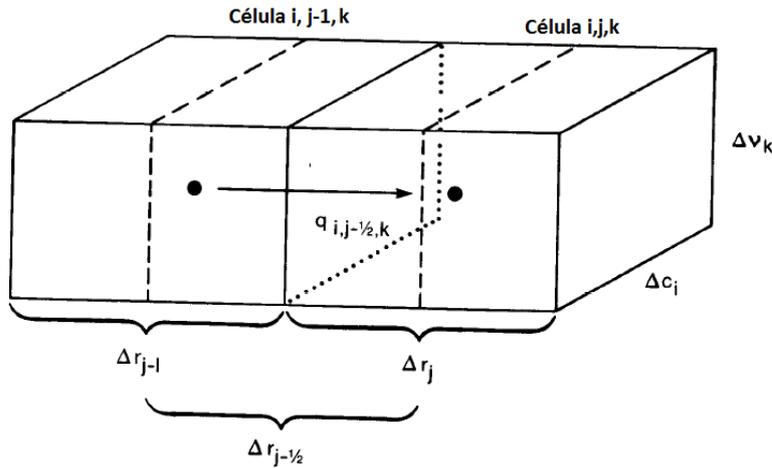


Figura 3.6. Fluxo entre as células i, j, k , e $i, j-1, k$ (McDonald e Harbaugh, 1988, modificado).

$$CR_{i,j-0,5,k} = \frac{KR_{i,j-0,5,k} \cdot (\Delta C_i \cdot \Delta V_k)}{\Delta r_{j-0,5}} \quad \text{Equação 3.21}$$

$$q_{i,j-0,5,k} = CR_{i,j-0,5,k} \cdot (h_{i,j-1,k} - h_{i,j,k}) \quad \text{Equação 3.22}$$

O MODFLOW calcula ainda a entrada ou saída de fluxo para processos externos ao aquífero, como rios, drenos, recarga, evapotranspiração e poços. Esses fluxos podem depender ou não da carga na célula receptora, em todos os casos esses fluxos podem ser representados pela Equação 3.23, onde $a_{i,j,k,n}$ é o fluxo entrando na célula a partir de uma fonte n , $P_{i,j,k,n}$ e $q_{i,j,k,n}$ são coeficientes que se referem a tais fontes externas dependente e independente da carga, respectivamente, e $h_{i,j,k}$ a carga da célula.

$$a_{i,j,k,n} = P_{i,j,k,n} \cdot h_{i,j,k} + q_{i,j,k,n} \quad \text{Equação 3.23}$$

Através de um processo iterativo e após as devidas substituições e manipulações matemáticas, foi possível associar a equação do balanço hídrico por diferenças-finitas (Equação 3.19) com as equações de fluxo entre células (Equação 3.22) e entre células e fontes externas (Equação 3.23). O resultado desse processo é a Equação 3.24, que permite o cálculo do balanço de massa para cada célula em cada passo de tempo.

$$\begin{aligned} & CV_{i,j,k-0,5} \cdot h_{i,j,k-1}^m + CC_{i-0,5,j,k} \cdot h_{i-1,j,k}^m + CR_{i,j-0,5,k} \cdot h_{i,j-1,k}^m \\ & + (-CV_{i,j,k-0,5} - CC_{i-0,5,j,k} \\ & - CR_{i,j-0,5,k} - CV_{i,j,k+0,5} - CC_{i+0,5,j,k} - CR_{i,j+0,5,k} \\ & + HCOF_{i,j,k}) \cdot h_{i,j,k}^m + CV_{i,j,k+0,5} \cdot h_{i,j,k+1}^m \\ & + CC_{i+0,5,j,k} \cdot h_{i+1,j,k}^m + CR_{i,j+0,5,k} \cdot h_{i,j+1,k}^m = RHS_{i,j,k} \end{aligned} \quad \text{Equação 3.24}$$

Onde $h_{i,j,k}^m$ é a carga do nó i, j, k no passo de tempo m , $HCOF_{i,j,k}$ (L^2/t) é o coeficiente de carga da célula i, j, k (Equação 3.25), e $RHS_{i,j,k}$ (L^3/t) é o lado direito da equação de diferenças-finitas aplicado para a célula i, j, k (Equação 3.26).

$$HCOF_{i,j,k} = \sum_{n=1}^N p_{i,j,k,n} - \frac{SC1_{i,j,k}}{t_m - t_{m-1}}; \quad \text{Equação 3.25}$$

$$RHS_{i,j,k} = - \sum_{n=1}^N q_{i,j,k,n} - SC1_{i,j,k} \cdot \frac{h_{i,j,k}^{m-1}}{t_m - t_{m-1}}; \quad \text{Equação 3.26}$$

$$SC1_{i,j,k} = SS_{i,j,k} \cdot \Delta r_j \Delta C_i \cdot \Delta V_k; \quad \text{Equação 3.27}$$

Em que N é o número de fontes externas ou *stresses*; $(t_m - t_{m-1})$ é o tamanho do passo de tempo m ; $SS_{i,j,k}$ é capacidade de armazenamento específica da célula i, j, k (1/L); e $\Delta r_j \Delta C_i \cdot \Delta V_k$ é o volume da célula i, j, k (L³). As substituições e manipulações matemáticas feitas para a obtenção das equações apresentadas acima estão detalhadamente descritas por McDonald e Harbaugh (1988) e Harbaugh (2005).

3.3.3. Estrutura

O MODFLOW é um *software* formado por códigos em linguagem *Fortran* e estruturados em formato modular. O modelo é dividido em um programa principal e em uma série de módulos e sub-rotinas independentes. Os módulos que lidam com funções similares são agrupados em pacotes independentes. Além dos módulos inclusos nos pacotes, o MODFLOW possui ainda módulos de utilidade, que são submódulos que executam tarefas gerais, comuns para diferentes pacotes (McDonald e Harbaugh, 1988).

Quanto à estrutura modular do MODFLOW, Chung, *et al.* (2010) consideram esse um dos pontos mais fortes do programa, pois aumenta a flexibilidade do modelo, ao permitir que o seu código seja facilmente modificado e adaptado a diferentes cenários e aplicações. Além disso, essa característica encoraja o acoplamento do MODFLOW a outros modelos e programas, com vistas a criar modelos integrados ou otimizar o próprio MODFLOW.

Quanto à discretização do tempo no MODFLOW, o período de simulação é dividido em “períodos de *stress*” definidos como o intervalo de tempo no qual parâmetros de *stress* são constantes, de forma que os *stresses* transientes (taxas de bombeamento, níveis do rio, etc.) só podem mudar no início de cada período de *stress*. Cada período de *stress*, por sua vez, pode ser subdividido em passos de tempo menores, que são calculados através de soluções

iterativas, de forma que a simulação passa por três *loops*: do período de *stress*, do passo de tempo e iteração.

Incluídos no MODFLOW estão os pacotes: básico, de fluxo nos blocos centrados, de rio, de recarga, de poços, de dreno, de evapotranspiração, de condição de contorno *general head boundary*, do método fortemente implícito, do fluxo de propriedades de camadas, de barreira de fluxo horizontal, de gradiente conjugado pré-condicionado e de solução direta (Harbaugh, 2005). Com exceção do pacote básico, que cumpre tarefas para suporte de toda a simulação, os pacotes do MODFLOW podem ser divididos na categoria dos pacotes de componente de fluxo ou na categoria dos pacotes de solução.

Os pacotes de componente de fluxo são aqueles que calculam os coeficientes da equação de diferença-finita para cada célula. Essa categoria inclui o pacote de fluxo nos blocos centrados, que descreve o fluxo entre células ou entre célula e alguma forma de armazenamento, e a subcategoria de pacotes de *stress*, que formulam os coeficientes descrevendo um fluxo externo ou de contorno, um exemplo é o pacote de rio que calcula os coeficientes ($P_{i,j,k,n}$ e $q_{i,j,k,n}$) que descrevem o fluxo entre as células e o rio.

Os pacotes de solução são aqueles que implementam algoritmos para solução dos sistemas de equações de diferenças-finitas. Harbaugh (2005) descreve três pacotes nessa categoria, tais pacotes incorporam os métodos: fortemente implícito (Weinstein *et al.*, 1969), de gradiente conjugado pré-condicionado (Hill, 1990) e de solução direta (Harbaugh, 1995).

Todas as simulações devem incluir os pacotes primários, a saber: básico, de fluxo nos blocos centrados e um dos pacotes de solução (McDonald e Harbaugh, 1988). Os demais pacotes só serão incluídos na simulação a depender dos processos hidrológicos demandados pelo problema. Isso é possível graças ao fato de que, com exceção dos três pacotes essenciais, os pacotes foram desenvolvidos para serem totalmente independentes. Essa característica permite ainda que novos pacotes sejam desenvolvidos e inseridos no programa sem afetar os demais pacotes.

Com base nos objetivos do estudo, serão abordados brevemente apenas os pacotes referentes ao rio, recarga, poço e evapotranspiração. Maiores detalhes sobre esses pacotes e os demais

pacotes e sobre as metodologias adotadas por esses podem ser encontrados em McDonald e Harbaugh (1988) e em Harbaugh (2005).

3.3.3.1. Pacote Rio (*RIV Package*)

O propósito do pacote Rio é simular os fluxos entre os sistemas superficial e subterrâneos. E para isso, termos representando a percolação para recursos superficiais ou vindo deles devem ser adicionados à equação de fluxo subterrâneo (Equação 3.24) para cada célula afetada pela percolação, ou seja, aquelas que contém um trecho do rio/córrego (Figura 3.7).

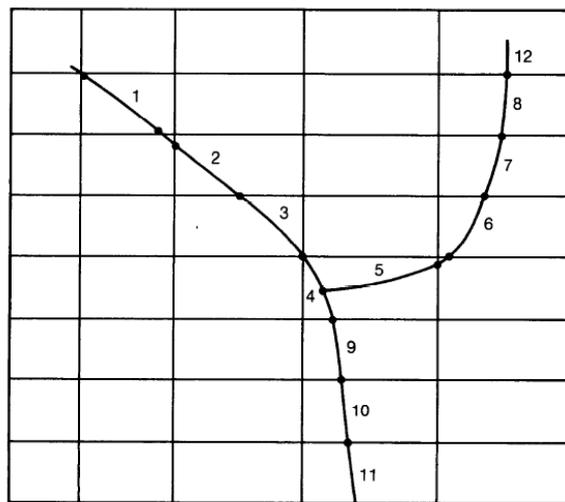


Figura 3.7. Representação da discretização de um rio pelo MODFLOW (McDonald e Harbaugh, 1988, modificado).

Em uma abordagem simplificada, o modelo considera que a interconexão entre rio e aquífero é representada por uma simples condutância no leito do rio através do qual o fluxo unidimensional ocorre. A Figura 3.8 apresenta uma representação do leito do rio em um trecho, cuja condutância hidráulica (C_{rio}) (L^2/t) é dada pela Equação 3.28.

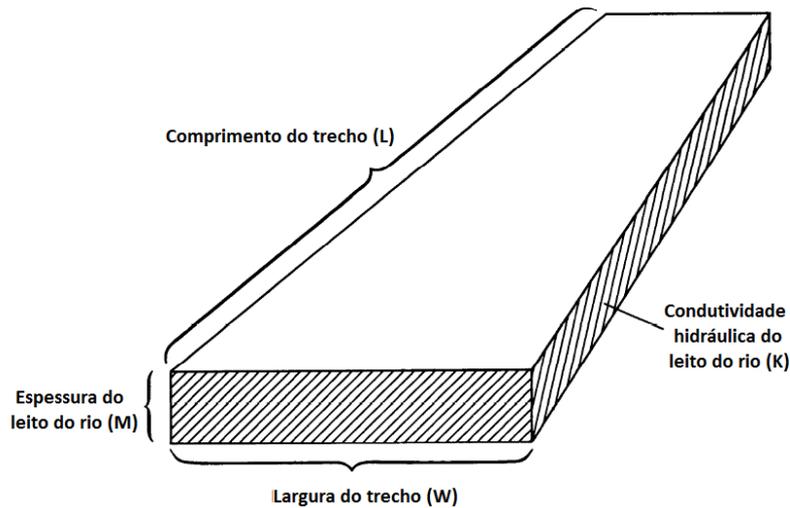


Figura 3.8. Representação do leito do rio em uma única célula (McDonald e Harbaugh, 1988, modificado).

$$C_{rio} = \frac{K \cdot L \cdot W}{M} \quad \text{Equação 3.28}$$

Em que K é a condutividade hidráulica do leito, L é a largura do trecho ao cruzar o nó, W , largura do rio; M é a espessura da camada do leito do rio. Assume-se que a perda de carga mensurável entre o aquífero e o rio é limitada às perdas através do leito do rio; e que o nível da água no solo está acima do leito do rio. Sob essas condições, o fluxo entre aquífero e rio (Q_{rio}) (L^3/t) é dado pela Equação 3.29, sendo que valores negativos de Q_{rio} indicam fluxo no sentido aquífero – rio (fluxo de base).

$$Q_{rio} = C_{rio} \cdot (H_{rio} - h_{i,j,k}) \quad \text{Equação 3.29}$$

Onde C_{rio} é a condutância hidráulica, H_{rio} é a carga do rio e $h_{i,j,k}$ é a carga na célula subjacente ao trecho (L). Dado o pouco conhecimento sobre as perdas de carga que ocorrem entre aquífero e rio, se sugere que o valor de condutância seja estimado através de calibração.

Em casos em que o nível da água subterrânea está abaixo de certo ponto, a percolação deixa de depender da carga do aquífero. Na situação ilustrada na Figura 3.9, o nível do aquífero está abaixo do leito do rio, deixando um intervalo insaturado abaixo do leito do rio. Nesse caso, considerando que o leito do rio permanece saturado, a carga da base dessa camada será a sua elevação (R_{base}) e a equação do fluxo através da interface rio-aquífero passa a ser dada pela Equação 3.30.

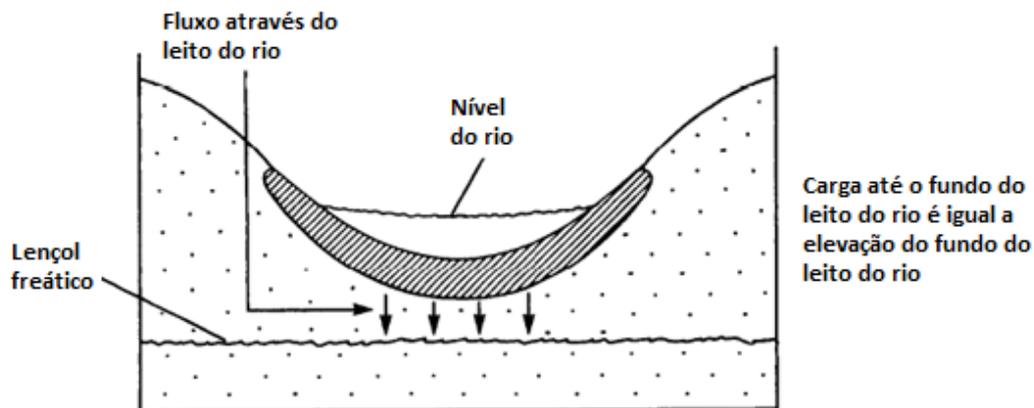


Figura 3.9. Seção transversal mostrando relação do nível do lençol com o fluxo na célula (McDonald e Harbaugh, 1988, modificado).

$$Q_{rio} = C_{rio} \cdot (H_{rio} - R_{base}) \quad \text{Equação 3.30}$$

Entre as suposições feitas pelo modelo está a de que o nível da água no rio é uniforme em cada trecho e constante ao longo do período de *stress*, o que implica que o rio não seque e nem transborde sua calha ao longo desse período, ou que a curta duração desses acontecimentos não influencie na inter-relação entre aquífero e rio.

Os dados de entrada necessários para esse pacote são a localização (linha, coluna e camada) da célula que contém o rio, e os parâmetros nível do rio em cada trecho (H_{rio}), a condutância da interconexão rio-aquífero (C_{rio}) e a elevação do fundo da base do leito do rio (R_{base}) (L), onde a percolação é limitada.

No início de cada iteração, a decisão por qual equação usar é feita com base no valor mais atual de carga calculado. Caso a Equação 3.30 seja selecionada o termo $-C_{rio}$ calculado é adicionado ao coeficiente de carga da célula ($HCOF$) na (Equação 3.25) e o termo $C_{rio} \cdot H_{rio}$ é subtraído do lado direito da equação de diferenças finitas (RHS) (Equação 3.26). Caso a Equação 3.29 seja selecionada, o termo $-C_{rio} \cdot (H_{rio} - R_{base})$ é adicionado ao RHS .

3.3.3.2. Pacote Recarga (*RCH Package*)

O pacote Recarga tem a função de simular a distribuição espacial da recarga no aquífero. O cálculo da recarga pelo modelo é feito como uma função da precipitação que percorre até a água subterrânea. O fluxo volumétrico de recarga aplicado ao modelo ($Q_{R\ i,j}$) (L^3/t) é

definido pela Equação 3.31, como uma função da área da célula ($\Delta R_j \cdot \Delta C_i$) (L^2) e do fluxo de recarga em lâmina por tempo ($I_{i,j}$) (L).

$$Q_{R_{i,j}} = I_{i,j} \cdot \Delta R_j \cdot \Delta C_i \quad \text{Equação 3.31}$$

Segundo Guzman *et al.* (2015), essa recarga, calculada como uma porcentagem da precipitação, e geralmente é otimizada no processo de calibração do modelo, o que não é o ideal, dada a importância da recarga como variável e a sensibilidade dela a diversos fatores. A recarga ($Q_{R_{i,j}}$) é então aplicada a cada célula localizada em i, j , e na mesma coluna vertical. Casos de recarga artificial em que mais de uma célula na mesma vertical recebem recarga podem ser simulados apenas através do pacote de poço.

A recarga ocorre no topo do sistema de água subterrâneas, que geralmente equivale a camada 1. No entanto, há casos em que a posição vertical do topo do sistema de água subterrânea varia com a posição horizontal e com o tempo. Com base nisso, o pacote propõe três opções para especificação da célula a receber a recarga. São eles: i) aplicação da recarga à camada 1; ii) aplicação da recarga para qualquer célula da coluna vertical como especificado pelos números da camada presente na matriz $IRCH_{i,j}$, que é a matriz que recebe a distribuição vertical da recarga; ou, ainda, iii) aplicação da recarga para a camada ativa mais alta na coluna vertical, considerando que não há carga constante acima dessa na mesma vertical.

Para as opções i) e ii), se a unidade designada for uma célula *noflow* (células para as quais os valores de entrada nunca são usados no cálculo, por exemplo células impermeáveis), então nenhuma recarga é designada. Na opção iii), se houver uma célula de carga constante na vertical e não houver nenhuma célula ativa abaixo, então nenhuma recarga será designada.

O valor de fluxo de recarga $Q_{R_{i,j}}$, associado a uma localização horizontal i, j e vertical k da célula é adicionada ao lado direito da equação de diferenças finitas ($RHS_{i,j,k}$) (Equação 3.26) para cada iteração. Como a recarga é independente da carga, não acrescenta nada ao valor de $HCOF$.

3.3.3.3. Pacote Poço (*WEL Package*)

O pacote de poços simula elementos que retiram água do aquífero ou adicionam água a ele a uma taxa específica, independente da área e da carga da célula, durante um certo período de *stress*. Esses elementos são especialmente poços, mas pode-se incluir também recarga artificial.

No início do período de *stress*, o módulo WEL1RP lê quatro valores para cada poço, a saber: os números da linha, coluna e camada onde o poço está localizado e a recarga ou descarga desse poço durante o período de *stress* simulado. Valores negativos de Q se referem a poços de produção, retirando água do aquífero, e valores positivos a poços de recarga. A cada iteração, o valor de Q para cada poço é subtraído do lado direito da equação de diferenças finitas (*RHS*) (Equação 3.26) das células que contém o poço.

Até a versão reportada por Harbaugh (2005) (MODFLOW-2005), o pacote Poço não é capaz de simular poços abertos em mais de uma camada. Esses poços, contudo, podem ser simulados através de vários poços de única camada, cada um com um valor de Q por período de *stress*.

3.3.3.4. Pacote Evapotranspiração (*EVT Package*)

O pacote Evapotranspiração simula os efeitos da evaporação direta e da transpiração de plantas na remoção de água do aquífero. O cálculo da evapotranspiração (EVT) no MODFLOW é baseada nas seguintes condições: i) quando o nível da água subterrânea está na elevação da '*ET surface*' (que é a superfície limitante máxima de evapotranspiração), ou acima dela, as perdas por evapotranspiração ocorrem a uma taxa máxima (R_{ETM}) pré-estabelecida pelo usuário; ii) quando o nível da água está abaixo da '*ET surface*' excede uma elevação específica, '*extinction depth*' ou '*cutoff depth*' (que é a superfície limitante mínima de evapotranspiração) a evapotranspiração do lençol freático cessa; iii) entre esses dois limites a evapotranspiração da água subterrânea varia linearmente com a elevação do lençol (McDonald e Harbaugh, 1988; Harbaugh, 2005).

Na condição iii), a taxa de perda por evapotranspiração por unidade de área ($R_{ET\ i,j}$) (L/t), na célula i, j , pode ser calculada através da Equação 3.32, em função da evapotranspiração máxima ($R_{ETM\ i,j}$) (L/t), da carga na célula i, j ($h_{i,j,k}$) (L), da elevação da ‘*ET surface*’ ($h_{si,j}$) (L) e do nível da ‘*extinction depth*’ ou ‘*cutoff depth*’ ($d_{i,j}$) (L).

$$R_{ET\ i,j} = R_{ETM} \cdot \frac{h_{i,j,k} - (h_{si,j} - d_{i,j})}{d_{i,j}}, \text{ se } (h_{si,j} - d_{i,j}) \leq h_{i,j,k} \leq h_{si,j,k} \quad \text{Equação 3.32}$$

A perda por evapotranspiração, para ser implementada na Equação 3.24, deve ser dada em taxa volumétrica ($Q_{ET\ i,j}$) (L³/t), que pode ser calculada através da Equação 3.33, em função da área superficial horizontal da célula i, j ($\Delta R_i \cdot \Delta C_j$) (L²).

$$Q_{ET\ i,j} = R_{ET\ i,j} \cdot \Delta R_i \cdot \Delta C_j \quad \text{Equação 3.33}$$

A evapotranspiração é extraída de apenas uma célula em uma mesma vertical. Essa célula pode ser determinada de duas formas. Na primeira opção, a evapotranspiração é sempre retirada da camada superior do modelo, na segunda opção, a camada da célula é designada pelo usuário. Assim como no pacote de recarga, o resultado de evapotranspiração não terá influência na simulação caso a célula designada seja uma célula *no-flow* ou de carga constante.

Para cada localização horizontal e para cada período de *stress* o pacote de evapotranspiração lê os valores de evapotranspiração máxima na tabela de entrada EVTR; os valores de elevação da ‘*ET surface*’ são lidos na matriz SURF; e os níveis de ‘*extinction depth*’ são lidos na matriz EXDP.

A incorporação dos resultados de perda por evapotranspiração na equação das diferenças finitas (Equação 3.24) vai depender da posição do lençol em relação a ‘*ET surface*’. Caso o nível freático esteja acima da ‘*ET surface*’ a perda por evapotranspiração, que será máxima nesse caso, será adicionada ao lado direito da equação de diferenças finitas ($RHS_{i,j}$); caso o nível esteja entre o ‘*ET surface*’ e a ‘*extinction depth*’, $\frac{-R_{ETM\ i,j} \cdot \Delta R_i \cdot \Delta C_j}{d_{i,j}}$ será adicionado ao

$HCOF_{i,j,k}$ e $-R_{ETM} \cdot \Delta R_i \cdot \Delta C_j \frac{(h_{si,j} - d_{i,j})}{d_{i,j}}$ ao $RHS_{i,j,k}$

3.4. INTEGRAÇÃO DOS MODELOS SWAT E MODFLOW

Após fazerem o levantamento de diversos modelos existentes, buscando modelos capazes de simular adequadamente a integração entre a água superficial e subterrânea em nível de bacia, Sophocleous *et al.* (1994) *apud* Sophocleous *et al.* (1999) concluíram que nenhum dos modelos, bem estabelecidos e disponíveis na época, eram capazes de representar adequadamente os principais processos hidrológicos de interesse.

Dessa forma, Sophocleous *et al.* (1999) propuseram o desenvolvimento de um programa a partir da combinação dos modelos SWAT e MODFLOW. A escolha desses modelos foi realizada por esses serem *softwares* de domínio público, já bem estabelecidos, que apresentam flexibilidade e uma ampla gama de opções de simulação. O fato de ambos apresentarem códigos modulares em linguagem Fortran também foi um fator relevante, uma vez que a separação dos códigos em módulo facilita a modificação e adaptação desses.

Há, porém, algumas barreiras a serem vencidas para se efetivar o acoplamento desses modelos, sendo que a principal delas está nas diferentes escalas espaciais e temporais adotadas. Enquanto o MODFLOW é discretizado em grades regulares, o SWAT trabalha com HRUs que, além de serem irregulares, não têm localização geográfica explicitamente definida, quanto a geração de resultados, o que também dificulta a transferência de informação entre os modelos.

Quanto ao aspecto temporal, ao passo que modelos de bacia simulam pequenas escalas de tempo, uma vez que escalas maiores afetam significativamente os componentes do balanço hidrológico (Sophocleous e Perkins, 2000), modelos de água subterrânea são operados a maiores escalas, tendo em vista as baixas velocidades do fluxo subterrâneo.

Sobre o funcionamento do SWAT e do MODFLOW, Guzman, *et al.* (2012) argumentam que esses representam o mundo físico a partir de diferentes abordagens com vantagens e desvantagens associadas à simulação. Nesses termos, nenhum dos dois consegue, independentemente, simular a integração entre as componentes superficial e subterrânea do ciclo hidrológico em escala de bacia.

No entanto, os modelos SWAT e MODFLOW apresentam características que podem ser vistas como complementares. De forma que é razoável pensar em um modelo integrado em que o SWAT simule o escoamento superficial enquanto o MODFLOW simula o escoamento subterrâneo. Após a proposta feita por Sophocleous *et al.* (1999), foram desenvolvidos alguns modelos que buscam acoplar o SWAT e o MODFLOW, criando um único modelo integrado.

3.4.1. Modelos de integração propostos

3.4.1.1. SWATMOD

Sophocleous *et al.* (1999) foram os precursores na integração dos modelos SWAT e MODFLOW com vistas a criar um único modelo computacional capaz de simular a integração na escala de bacia. O modelo proposto foi intitulado SWATMOD e partiu do acoplamento apresentado esquematicamente na Figura 3.10. A princípio, a ideia era substituir o componente subterrâneo simplificado do SWAT pelo simulador de água subterrânea do MODFLOW, já que esse permite maior detalhamento do fluxo.

Dessa forma, o SWAT seria utilizado na simulação do fluxo na camada superficial do solo, até a zona de raiz, incluindo reservatórios de água, como lagos, por exemplo. Enquanto o MODFLOW ficaria responsável por simular o fluxo nos rios/córregos principais e na zona saturada (aquífero). Esse modelo não representa a zona vadosa intermediária, de forma que a água percolada na zona de raiz é diretamente distribuída sobre o aquífero, sem contabilizar a atenuação provocada pela zona vadosa intermediária.

Conforme ilustra a Figura 3.10, os fluxos simulados pelo SWAT que são transferidos para o MODFLOW como dados de entrada são: a recarga, composta pela percolação do solo, infiltração dos lagos e perda de transmissão; os fluxos de entrada pelos tributários; os desvios da água subterrânea e superficial (irrigação); e a evapotranspiração na superfície do aquífero raso.

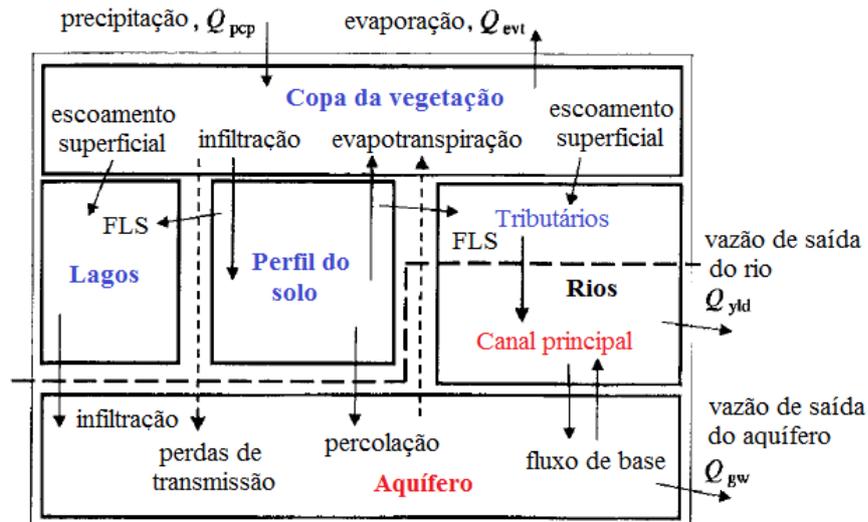


Figura 3.10. Diagrama esquemático do acoplamento SWATMOD, com o volume de controle da bacia dividido em componentes. Em azul estão os componentes simulados pelo SWAT e em vermelho, os simulados pelo MODFLOW. FLS = fluxo lateral subsuperficial (Perkins e Sophocleous, 1999, modificado).

Devido às diferenças nas escalas temporais dos fluxos superficial e subterrâneo, os modelos foram executados com diferentes passos temporais, o SWAT foi executado diariamente, e o MODFLOW, mensalmente. No entanto, foi desenvolvido um código que permitiu a adequação do SWATMOD a essa variação de escala, através da acumulação dos resultados diários do SWAT em cada passo do MODFLOW (Perkins e Sophocleous, 1999).

Para a união dos dois modelos, foi necessário modificar os programas originais e desenvolver dois subprogramas para lidar com as diferentes escalas espaciais e temporais: o HYDBAL e o MODSWB. A sub-rotina HYDBAL tem a função de fazer a transferência dos dados, ou sub resultados, entre os programas ao fim de cada passo de tempo para cada aquífero simulado. A MODSWB, por sua vez, associa o domínio geográfico da sub-bacia representado pelo SWAT com o domínio de grades do MODFLOW, e converte os fluxos hidrológicos calculados pelo SWAT em taxas de fluxo para recarga, vazão tributária, e os desvios tanto da água superficial quanto subterrânea (Perkins e Sophocleous, 1999).

O acoplamento do SWATMOD foi desenvolvido de forma a permitir que os modelos sejam aplicados em dois modos. No primeiro modo o SWAT pode chamar o MODFLOW diretamente como um subprograma ao fim de cada passo de tempo, através da função HYDBAL aplicada na transferência dos sub resultados. Esse modo possibilita a representação de respostas acopladas dentro da sub-bacia para ambos os programas sem a

necessidade de arquivos intermediários, no entanto, impossibilita a representação da heterogeneidade das sub-bacias pelo SWAT (Perkins e Sophocleous, 1999).

No segundo modo, os modelos são executados sequencialmente e vinculados através da MODSWB (sub-rotina dentro do MODFLOW que o permite utilizar os resultados simulados pelo SWAT, através da associação entre os domínios de cada sub-bacia e as grades do MODFLOW), de forma que a influência da heterogeneidade espacial da sub-bacia nos fluxos hidrológicos, representada pelas HRUs, seja considerada. Para isso, em cada passo de tempo, é feita a ponderação dos resultados gerados para cada HRU com base na porcentagem de área ocupada por cada uma na sub-bacia. Os resultados ponderados são, então, inseridos no MODFLOW como dados de entrada (Perkins e Sophocleous, 1999).

No caso da aplicação do modelo na bacia de *Rattlesnake*, no Kansas (EUA), Sophocleous *et al.* (1999) optaram pelo segundo modo, devido ao fato de esse considerar as heterogeneidades da bacia. Esse modelo, com as devidas adaptações, foi aplicado ainda na bacia do *Lower Republican River*, Kansas (EUA) (Sophocleous *et al.*, 1997a; Perkins e Sophocleous, 1999), na bacia do *Wet Walnut Creek* (Ramireddygaru *et al.*, 2000), em três casos no Kansas (Sophocleous e Perkins, 2000), e no distrito de irrigação *Hetao*, na China (Luo e Sophocleous, 2011).

Sophocleous e Perkins (2000) aplicaram o modelo modificado para operar no sistema de acoplamento em duas vias, ou seja, de forma sequencial, utilizando-se de sub-rotinas para a transferência e adaptação dos resultados, conforme esquematizado na Figura 3.11. Nesse modelo, o SWAT é rodado em escala diária simulando o balanço hídrico para cada HRU. Os resultados hidrológicos gerados são, então, acumulados dentro do passo de tempo da simulação subterrânea, nesse caso, mensal.

No final do período mensal, a sub-rotina PRESWB (atualização do HYDBAL) combina alguns resultados calculados pelo SWAT em um único termo - a recarga, por exemplo - e converte os resultados, que foram gerados em lâmina d'água (d), para taxa de fluxo médio por HRU (Q), de acordo com a Equação 3.34.

$$cQ\Delta t = dfA \qquad \text{Equação 3.34}$$

Onde f é a fração da área da bacia (A) para a qual os componentes hidrológicos se aplicam, Δt é o passo de tempo, e c é o comprimento do fator de conversão. Em seguida, essas taxas de fluxo médio por HRU passam pela sub-rotina SUBWTS e pelo programa SWBAVG, onde são calculadas as médias ponderadas das taxas de fluxo por sub-bacia, conforme a Equação 3.35 e a Equação 3.36.

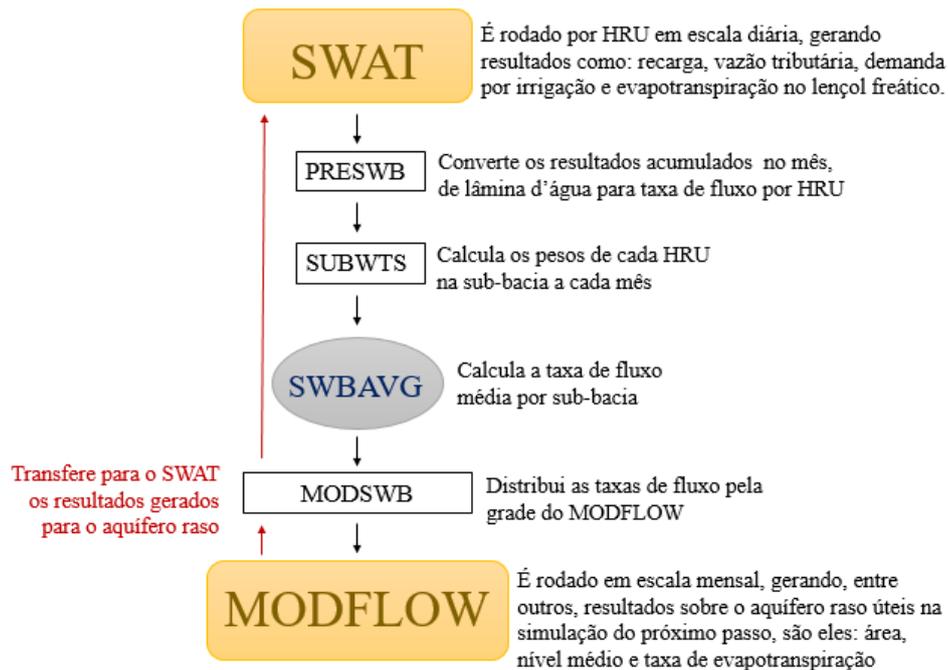


Figura 3.11. Procedimento esquemático para execução da integração entre SWAT e MODFLOW para simulação de bacia hidrológica no SWATMOD (Sophocleous e Perkins, 2000, modificado).

$$d_i = \sum_{k=1}^n d_{ik} w_k \quad \text{Equação 3.35}$$

$$w_k = s_l c_m \quad \text{Equação 3.36}$$

Em que d_i é o valor médio para um dado componente hidrológico, n é o número de HRUs e w_k é o peso de cada HRU, que é função da fração de área da sub-bacia correspondente ao tipo de solo s_l e uso do solo c_m .

As taxas de fluxo médio por sub-bacia calculadas são, então, distribuídas pelas células de grade do MODFLOW. Essa etapa é realizada pelo pacote MODSWB em conjunto com os

pacotes MODWEL e MODSTR, que são versões modificadas dos pacotes de poço e córrego do MODFLOW, e associam as taxas de irrigação e fluxo de entrada dos tributários, respectivamente (Perkins e Sophocleous, 1999).

Essa associação entre as taxas médias e as células no MODFLOW é feita através da matriz de indexação *Idxstr* (Perkins e Sophocleous, 1999), que é um recurso adicionado ao MODSTR que permite procurar por trechos do rio onde serão inseridos os fluxos de entrada dos tributários calculados previamente pelo SWAT. Já os resultados para demanda por irrigação, são distribuídos pelos pontos (células) onde há demanda pelo uso da água para irrigação. Ao final do passo mensal, alguns resultados do MODFLOW com relação ao aquífero raso (como área, nível médio da água e taxa de evaporação) podem ser transferidos de volta para o SWAT a escala de sub-bacia.

Além disso, Sophocleous e Perkins (2000) propuseram ainda três modelos conceituais de heterogeneidade espacial que são adotados para os casos onde os limites do aquífero e da sub-bacia não coincidem. Esses modelos conceituais são importantes por permitir um tratamento especial para a execução e acoplamento do SWAT ao MODFLOW em casos onde a bacia hidrográfica está apenas parcialmente sobre o aquífero e/ou em casos onde o lençol está abaixo da zona de raízes.

No que diz respeito à calibração, após análise, Perkins e Sophocleous (1999) verificaram que os parâmetros mais sensíveis dos modelos eram o CN, a capacidade de água disponível no solo e a demanda por irrigação. Nos três casos estudados por Sophocleous e Perkins (2000), a calibração foi feita com ênfase nas vazões mínimas, a partir de dados de vazão do rio, nível do lençol e uso de água para irrigação reportado, os parâmetros ajustados foram: curva número, fator secundário de estresse das plantas e a capacidade de armazenamento do aquífero. No caso da bacia do *Rattlesnake Creek* também foi aplicado o programa de calibração automática PEST (*parameter estimation*) para otimização da calibração da condutividade hidráulica.

Sophocleous e Perkins (2000) salientaram que houve melhora na calibração do modelo, devido à integração. Segundo eles, com a integração os alvos de calibração aumentam, gerando resultados mais confiáveis. Por outro lado, consideraram que a integração entre o

SWAT e o MODFLOW apresenta uma grande complexidade quanto ao domínio do modelo, código computacional, operação e demanda por dados, o que são algumas desvantagens desse tipo de modelo.

Luo e Sophocleous (2011), antes de aplicar o SWATMOD (na versão de Sophocleous e Perkins, 2000) ao distrito de irrigação *Hetao* (China), fizeram algumas adaptações nos modelos. O modelo SWAT utilizado foi atualizado para a versão 2000. Além disso, foram melhoradas as simulações dos canais de irrigação no SWAT, a partir da inserção de um novo módulo para cálculo das perdas de transmissão do canal e também a simulação do crescimento de milho e trigo foi aprimorada.

Em uma outra abordagem, Conan *et al.* (2003) propuseram a expansão da abordagem feita por Sophocleous *et al.* (1999) para incluir a simulação da concentração de amônia na superfície e na água superficial através da inclusão do modelo transporte de soluto e contaminante em água subterrânea, MT3DMS (Zheng e Wang, 1999) e aplicaram o SWAT–MODFLOW–MT3DMS à bacia *Coet-Dan*, na França.

Após executarem o SWATMOD adaptado, em todos os casos analisados (Sophocleous *et al.*, 1999; Perkins e Sophocleous, 1999; Sophocleous e Perkins, 2000; Luo e Sophocleous, 2011; e Conan *et al.*, 2003) consideraram que a abordagem foi aplicada com sucesso. Porém Luo e Sophocleous (2011) fizeram algumas observações quanto ao modelo. A principal ressalva foi com relação à perda de resolução espacial decorrente da transferência dos sub-resultados do MODFLOW de volta para o SWAT, pois é feito o cálculo da média dos resultados de todas as células de uma sub-bacia, o que pode prejudicar o cálculo da evaporação pelo SWAT, por exemplo.

3.4.1.2. SWAT-MODFLOW (Kim *et al.*, 2008)

Kim *et al.* (2004a, 2004b, 2008) desenvolveram o modelo combinado SWAT-MODFLOW, no qual o módulo de água subterrânea do SWAT é substituído pelo MODFLOW. Essa substituição é possível a partir de uma divisão feita no SWAT, separando o código em duas partes, antes e depois da sub-rotina ‘*gwmod*’, de forma a permitir a inserção do MODFLOW como uma sub-rotina nesse meio. O subprograma ‘*gwmod*’ é interno ao também

subprograma ‘*simulate*’, que contém os *loops* que regem a modelagem na bacia. O ‘*gwmod*’ foi reconstruído por Kim *et al.* (2008) de forma a tornar possível a troca de fluxos entre o SWAT e o MODFLOW.

O modelo conceitual que fundamenta o SWAT-MODFLOW está ilustrado esquematicamente na Figura 3.12, através da qual pode-se observar os fluxos simulados por cada um dos modelos. Resumidamente, a simulação começa pela execução parcial do SWAT gerando resultados de nível do rio e de recarga por HRU, que são incorporados no MODFLOW como dados de entrada. O MODFLOW, por sua vez, gera resultados de recarga baseado na célula, evapotranspiração do aquífero e troca de fluxo entre rio e aquífero, que são, posteriormente, enviados para o SWAT.

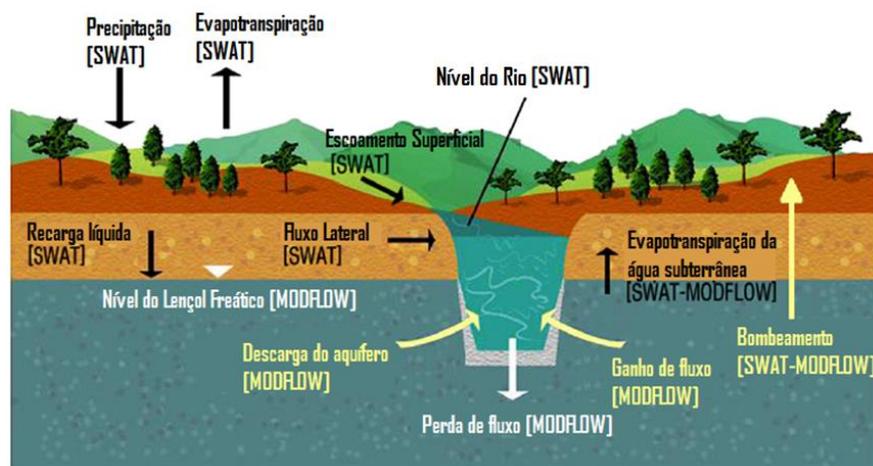


Figura 3.12. Diagrama esquemático do modelo integrado entre água superficial e subterrânea (Kim *et al.*, 2008, modificado).

Para que a transferência de fluxos entre os modelos seja possível, é necessário que antes esses sejam convertidos de HRU para células de grade e vice e versa. Para isso, Kim *et al.* (2008) desenvolveram uma interface HRU-célula capaz de fazer essa conversão. A interface HRU-célula parte da ideia de que, uma vez que os números de tipo e uso do solo têm suas localizações espaciais definidas, a localização das HRUs também poderia ser atribuída por inversão.

Kim *et al.* (2008) utilizaram a interface em SIG AVSWAT2000 para exportar os mapas de tipo e uso do solo para arquivos ASCII, que contém a posição espacial de cada um, com células regulares determinadas pelo MDE. Após sobrepor esses dois mapas, o AVSWAT2000 gera um arquivo de texto que contém informações sobre a combinação entre

os atributos tipo de solo e uso do solo, através da qual a interface consegue ler o número das HRUs, dentro de uma dada sub-bacia, e associá-las a suas posições na grade regular.

Uma vez calculado o mapa de distribuição das HRUs, pode-se, então, proceder à transferência dos resultados hidrológicos entre os modelos. Como a grade é regular, a disposição espacial da taxa de recarga para o domínio do MODFLOW, no pacote RCH (recarga), é feita por meio da distribuição da recarga pelo número de células relativas a cada HRU, conforme ilustra a Figura 3.13.

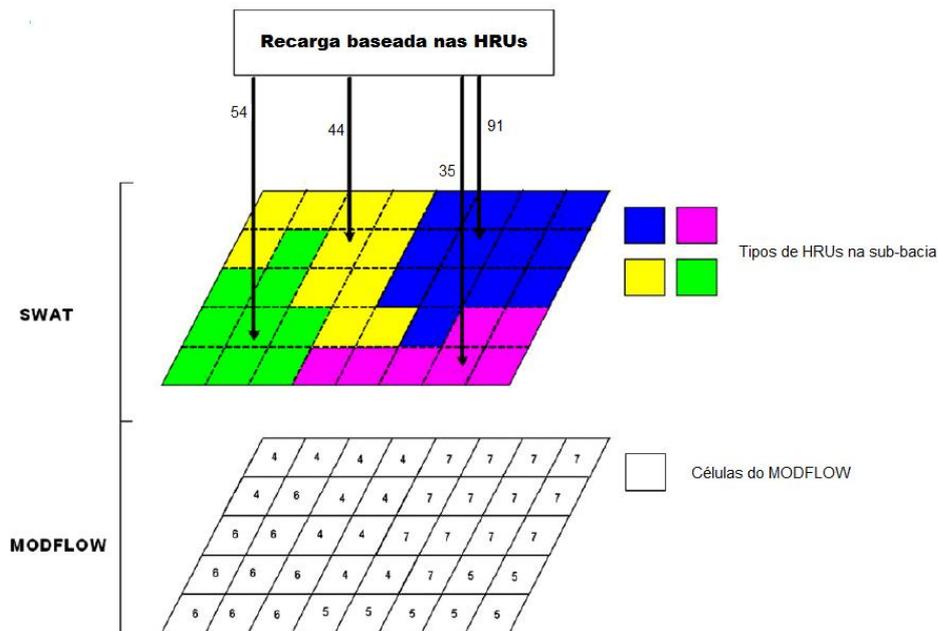


Figura 3.13. Diagrama da distribuição da recarga pelas células no SWAT-MODFLOW (Kim *et al.*, 2008, modificado).

Apesar de a evapotranspiração, ou *revap*, ser calculada pelo SWAT, essa se perde para a atmosfera, uma vez que esse fluxo não está diretamente ligado à quantidade de água no perfil do solo. Com o objetivo de melhor representar essa interação entre a água subterrânea e a quantidade de água no solo Sophocleous e Perkins (2000) propuseram um modelo onde a evapotranspiração é calculada pelo Pacote EVT do MODFLOW, e distribuída linearmente pelas camadas do solo, começando pela inferior, de forma que a taxa máxima se encontrasse na superfície do aquífero raso e a mínima no fim da zona de raiz.

Para proceder à simulação, o pacote EVT precisa de algumas informações que podem ser providas pelo SWAT. A elevação da ‘*ET surface*’ foi considerada idêntica à elevação da superfície, o nível da ‘*extinction depth*’ e a taxa máxima de evapotranspiração variam em

função do nível do lençol freático (nível do aquífero raso) e do crescimento da vegetação. A taxa máxima de evapotranspiração é igual à evapotranspiração potencial no SWAT (Ke, 2014).

Essa metodologia, proposta por Sophocleous e Perkins (2000), foi também aplicada por Kim *et al.* (2008). Contudo, no SWAT-MODFLOW o procedimento para representar o movimento ascendente do lençol para a zona de raízes é dividido em dois processos: no primeiro, a água é removida diretamente pelas raízes das plantas e se perde para atmosfera; e, no segundo, a água volta para o solo por capilaridade. Diferentemente da recarga, a evapotranspiração do aquífero é calculada pelo MODFLOW e deve ser convertida de grades para HRUs para ser inserida novamente no SWAT. Para isso, a interface faz o somatório das células pertencentes a uma mesma HRU, como ilustrado na Figura 3.14.

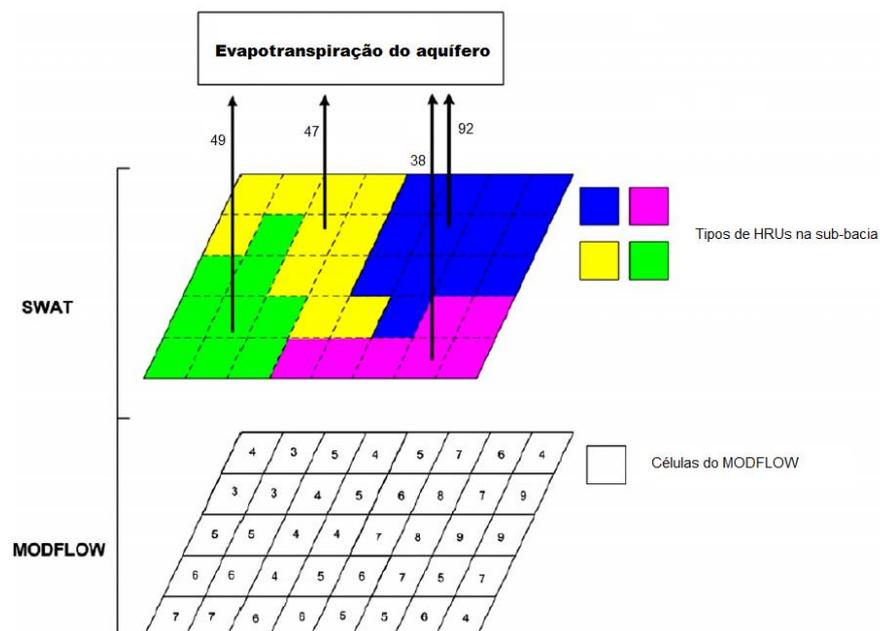


Figura 3.14. Diagrama da transferência dos valores de evapotranspiração do aquífero das células para as relativas HRUs no SWAT-MODFLOW (Kim *et al.*, 2008, modificado).

Para o cálculo da troca de fluxos entre rio e aquífero, foi utilizado o pacote Rio do MODFLOW, uma vez que esse permite que essa integração seja calculada comparando-se os níveis da água do rio e do aquífero. Alguns dados demandados pelo pacote Rio podem ser fornecidos pelo SWAT tais como a elevação da base do leito do rio, a largura e o comprimento do rio. O nível do rio é determinado através da rotina do rio no SWAT (Ke, 2014).

Os valores de fluxo entre rio e aquífero para células referentes a um mesmo trecho do rio são somados e adicionados ao trecho no SWAT. A associação do canal do SWAT com as células do MODFLOW é feita através do modelo digital de elevação (MDE) (Kim *et al.*, 2008).

Kim *et al.* (2008) aplicou o SWAT-MODFLOW na bacia de *Musimcheon* (Korea) e comparou a integridade dos resultados obtidos pelo modelo integrado com os obtidos pelo SWAT apenas. A calibração e validação desse modelo foram feitas a partir de séries de vazões diárias observadas e os parâmetros calibrados foram semelhantes aos apontados por Perkins e Sophocleous (1999), a saber: o CN, a capacidade de água disponível no solo e a demanda por irrigação. A calibração do modelo subterrâneo, por sua vez, foi feita com base nas vazões mínimas da série para os parâmetros condutividade hidráulica e capacidade de armazenamento.

Chung *et al.* (2010) aplicaram o modelo integrado proposto por Kim (2008) para o cálculo da taxa de recarga distribuída na bacia *Mihocheon*, Korea do Sul. No entanto, antes de aplicar o SWAT-MODFLOW eles alteraram o cálculo de recarga feito pelo SWAT, mudando o modelo que expressa a rotina de armazenamento da zona vadosa, antes representado por um modelo de um único reservatório linear, para um modelo de múltiplos reservatórios, permitindo a representação de uma maior gama de tempos de retardo do fluxo no solo.

Outra alteração feita por Chung *et al.* (2010) foi com relação à calibração do modelo que, além de ajustar os mesmos parâmetros calibrados por Kim *et al.* (2008), também calibra o tempo de retardo adequando a taxa de recarga diária estimada com a variação do nível da água subterrânea observada na área. Para validação eles usaram o ajuste entre taxa de recarga estimada e a taxa de recarga subterrânea média anual, que foi estimada independentemente através do BFLOW (técnica de separação de hidrograma), partindo da suposição de que, a longo prazo, o somatório do fluxo de base no período é aproximadamente o valor de recarga total no período.

Kim *et al.* (2008) e Chung *et al.* (2010) verificaram que o SWAT-MODFLOW apresenta bons resultados sendo capaz de reproduzir corretamente as vazões mínimas e a distribuição espacial do nível do lençol. Capacidade essa que não foi observada por Kim *et al.* (2008) ao

operarem o SWAT individualmente, mesmo após calibração. Chung *et al.* (2010) também confirmou a boa simulação da taxa de recarga média anual, que se ajustou bem aos resultados do BFLOW.

3.4.1.3. ISSm

Galbiati *et al.* (2006) desenvolveram um modelo para avaliar e prever a qualidade e quantidade da água superficial e subterrânea afetada por atividades antrópicas. Intitulado ISSm (*Integrated Surface and Subsurface model*), o modelo proposto parte do acoplamento do modelo de bacia, SWAT, dos modelos de água subterrânea, MODFLOW e MT3DMS, e do modelo de qualidade da água, Qual2E.

Após aplicar o modelo na bacia de *Bonello*, na Itália, Galbiati *et al.* (2006) verificaram que esse apresentou bons resultados na previsão do transporte de nutrientes da superfície para o aquífero, da dinâmica da água subterrânea, e dos fluxos de nutrientes.

3.4.1.4. MD-SWAT-MODFLOW

Baseado nos modelos SWATMOD (Sophocleous e Perkins, 2000) e SWAT-MODFLOW (Kim *et al.*, 2008), Ke (2014) propôs e aplicou um modelo capaz de estimar a recarga natural (proveniente da precipitação) e a taxa bombeamento/recarga não identificada em um sistema de múltiplos aquíferos. Esse modelo é conhecido como MD-SWAT-MODFLOW e combina o SWAT 2005 ao PMWIN V5.20.

Através de um programa iterativo criado pelo autor, O MD-SWAT-MODFLOW estima a taxa de bombeamento/recarga não identificada (UPRR) mensal ajustando os níveis subterrâneos simulados e históricos em múltiplos aquíferos, enquanto troca dados entre SWAT e MODFLOW, simulando a vazão no rio em uma base diária.

O processo de modelagem do MD-SWAT-MODFLOW tem quatro passos principais: início do SWAT, primeiro *loop* mensal do MODFLOW, *loop* diário do MD-SWAT-MODFLOW, e segundo *loop* mensal do MODFLOW. O *loop* diário do MD-SWAT-MODFLOW é similar

ao SWATMOD (Kim *et al.*, 2008), onde os dados são trocados entre o SWAT e o MODFLOW através da interface HRU-célula.

Basicamente, o SWAT é iniciado gerando dados a serem utilizados pelo MODFLOW (taxa de recarga e informações sobre EVT e sobre o rio), conforme Kim *et al.* (2008). A partir daí é feito o primeiro *loop* mensal do MODFLOW através do qual é obtida a primeira estimativa mensal de UPRRs. Essa estimativa é retornada para o SWAT como dado de entrada para o *loop* diário, que, por sua vez, vai providenciar dados para o segundo *loop* do MODFLOW. Ao final, o segundo *loop* mensal deverá validar ou não o valor de UPRRs estimado no primeiro *loop*. O programa só termina quando os dois valores de UPRRs estimados são iguais.

Ke (2014) aplicou o MD-SWAT-MODFLOW ao rio Choushui, em Taiwan, e verificou que as vazões simuladas pelo modelo proposto se ajustaram melhor às vazões observadas do que as vazões simuladas pelo SWAT sozinho. Verificou ainda que o MD-SWAT-MODFLOW é capaz de gerar boas estimativas de taxas mensais de bombeamento/recarga através de dados e parâmetros hidrológicos diários. No entanto, essa estimativa de taxa de bombeamento/recarga em aquíferos rasos é dada pela combinação dos efeitos de recarga e bombeamento com possíveis entradas de fronteira, não sendo o modelo capaz de diferenciar esses três termos.

3.4.1.5. SWATmf

Guzman *et al.* (2015) também propuseram um modelo que integra o SWAT ao MODFLOW-NWT (Niswonger *et al.*, 2011). Esse modelo foi intitulado SWATmf. Para desenvolver o modelo SWATmf como uma aplicação autônoma para ambiente Windows, os códigos do SWAT e do MODFLOW-NWT foram modificados, combinados e copiados com rotinas de integração.

A lógica dessa integração é incorporar no código do SWAT sub-programas que permitam acionar o período de *stress* do MODFLOW dentro do ciclo diário do SWAT, além de transformações de entradas e saídas dentro das rotinas de interface. Dessa forma, as rotinas de integração foram desenvolvidas para iniciar os pacotes do MODFLOW necessários

durante a execução do modelo acoplado, e para suportar a unificação espaço-temporal, providenciando os dados de fluxo necessários entre os dois modelos. Esses pacotes foram inseridos nos códigos modificados do SWAT e MODFLOW.

A estrutura desenvolvida utiliza HRUs espacialmente localizadas (criada através do ArcSWAT) juntamente com as grades, além de séries de tempo e tabelas de pesquisa para providenciar uma unificação espaço-temporal entre os dois modelos. Em resumo, o modelo transfere a percolação profunda e os fluxos de irrigação calculadas pelo SWAT como dados de entrada para o MODFLOW.

Guzman *et al.* (2015) realizaram a calibração em duas etapas. No SWAT foi feita uma análise de sensibilidade e verificou-se que os parâmetros mais sensíveis para a EVT foram escoamento superficial, percolação do aquífero e os processos de fluxo no rio, dessa forma, todos esses foram então calibrados. O SWATmf, que usou os resultados do SWAT como entrada, foi calibrado com dados de três poços monitorados. Os parâmetros calibrados pelo SWATmf foram a condutividade hidráulica saturada, produção específica, armazenamento específico e parâmetros de condutância do rio.

Após aplicarem o SWATmf para a bacia experimental do reservatório Fort Cobb, nos EUA, Guzman *et al.* (2015) verificaram que o modelo proposto foi capaz de representar os níveis da água subterrânea relativamente bem. Porém indicaram alguns pontos do modelo que ainda devem ser melhoradas, entre eles estão: a modificação no algoritmo de irrigação automática do SWAT e a adição de novos algoritmos que permitam uma melhor ligação entre áreas irrigadas e os poços de extração.

Para criação de um único contexto espaço-temporal para o SWAT e MODFLOW, o aplicativo de construção do projeto SWATmf (SWATmf-app) foi integrado ao SPELLmap (Guzman *et al.*, 2013), que é um aplicativo autônomo capaz de criar e manipular geodados e séries temporais ligadas a redes de pontos (Guzman *et al.*, 2015). Tanto o SWATmf-model quanto o SWATmf-app são *softwares* livres, e se encontram disponíveis para download no site: <http://jguzman.info>.

3.4.1.6. SWAT-MODFLOW (Bailey, 2015)

Bailey (2015) também desenvolveu um acoplamento entre o SWAT e o MODFLOW-NWT, o qual intitulou de SWAT-MODFLOW. No modelo proposto, o MODFLOW também é considerado um subprograma do SWAT, substituindo as sub-rotinas originais de simulação da água subterrânea. Park e Bailey (2017) argumentam que o modelo integrado pode ainda ser capaz de simular o transporte de contaminantes, através da inclusão do modelo RT3D (*Reactive Transport in 3 Dimensions*). De forma que, os processos simulados por cada um dos modelos estão apresentados na Figura 3.15.

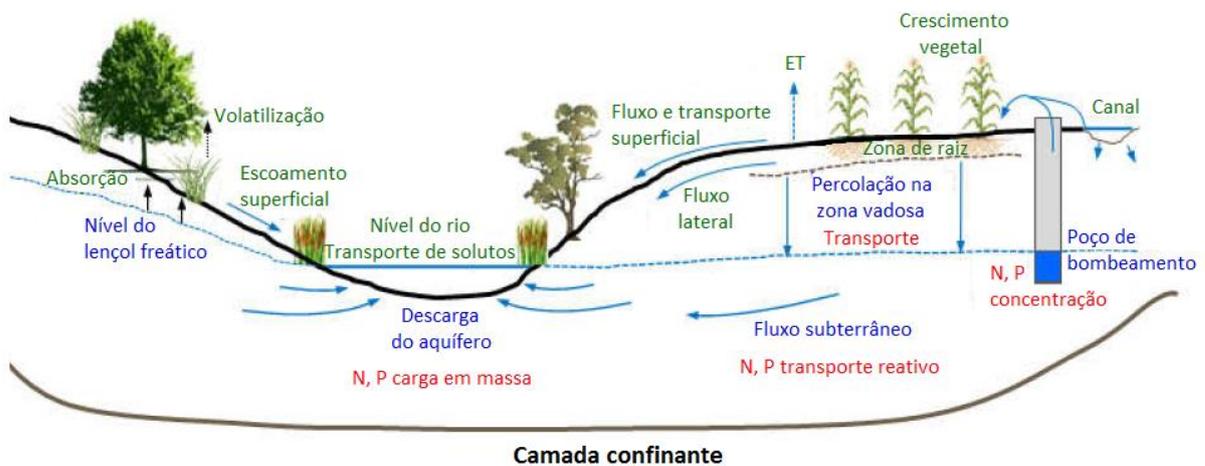


Figura 3.15. Processos simulados por cada modelo, onde os fluxos em verde são simulados pelo SWAT, os em azul, pelo MODFLOW e os em vermelho, pelo RT3D (Park e Bailey, 2017, modificado).

Para solução da incompatibilidade da escala espacial dos modelos, Bailey (2015) criou uma vinculação especial para transferir os resultados das HRUs para as grades do MODFLOW. O primeiro passo para essa vinculação foi o que ele chama de desagregação, que se trata de dividir as HRUs em polígonos individuais com localização geográfica definida, as DHRUs. No exemplo ilustrado na Figura 3.16, a HRU #4 pode ser dividida em 3 DHRUs que poderão então ser associadas às células do MODFLOW, sendo que cada célula recebe os resultados ponderados pelas áreas das DHRUs que a sobrepõem.

Sequencialmente, o SWAT-MODFLOW por Bailey (2015) simula o SWAT gerando resultados que são transferidos para as células do MODFLOW. Ao ser executado, a escala diária, o MODFLOW gera resultados de descarga de água subterrânea, que são assinaladas

à sub-bacia referente, e altura do nível freático, que é transferido para as HRUs, para a simulação do próximo passo temporal pelo SWAT.

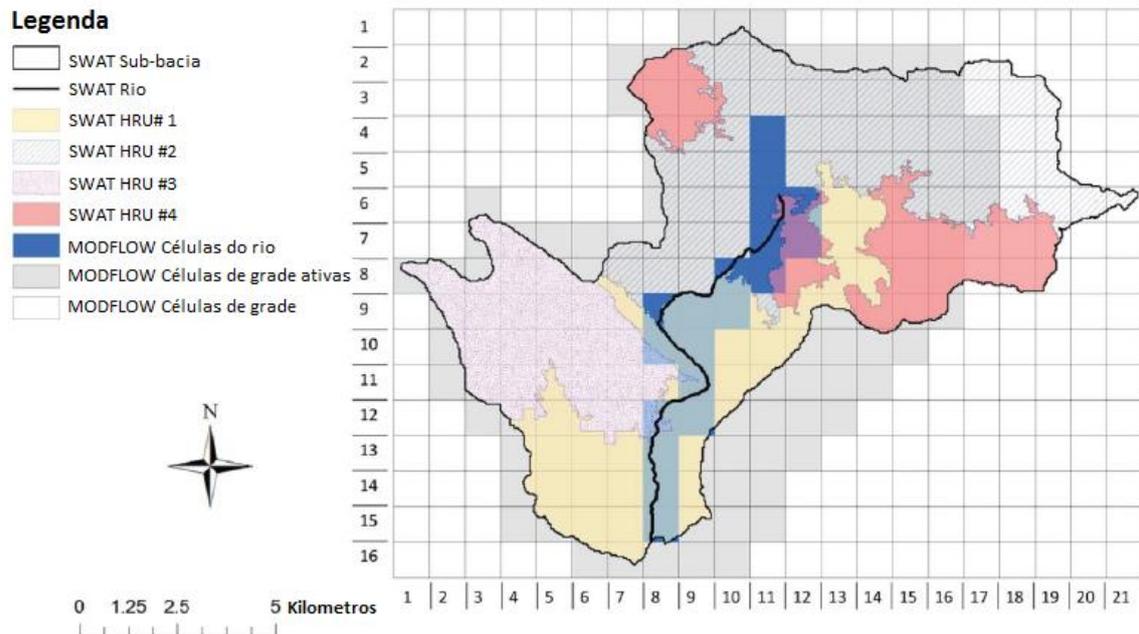


Figura 3.16. Vinculação entre HRU e células no SWAT-MODFLOW (Bailey, 2015, modificado).

Na versão apresentada por Bailey (2015), os resultados transportados entre SWAT e MODFLOW são a percolação profunda no solo (recarga no MODFLOW), a evapotranspiração potencial e a delimitação do leito do rio. Enquanto que na versão reportada por Park e Bailey (2017) as variáveis transferidas são somente a percolação profunda e o nível do rio. A Figura 3.17 traz uma representação esquemática desse procedimento dentro do código do SWAT-MODFLOW.

Estrutura do código SWAT-MODFLOW

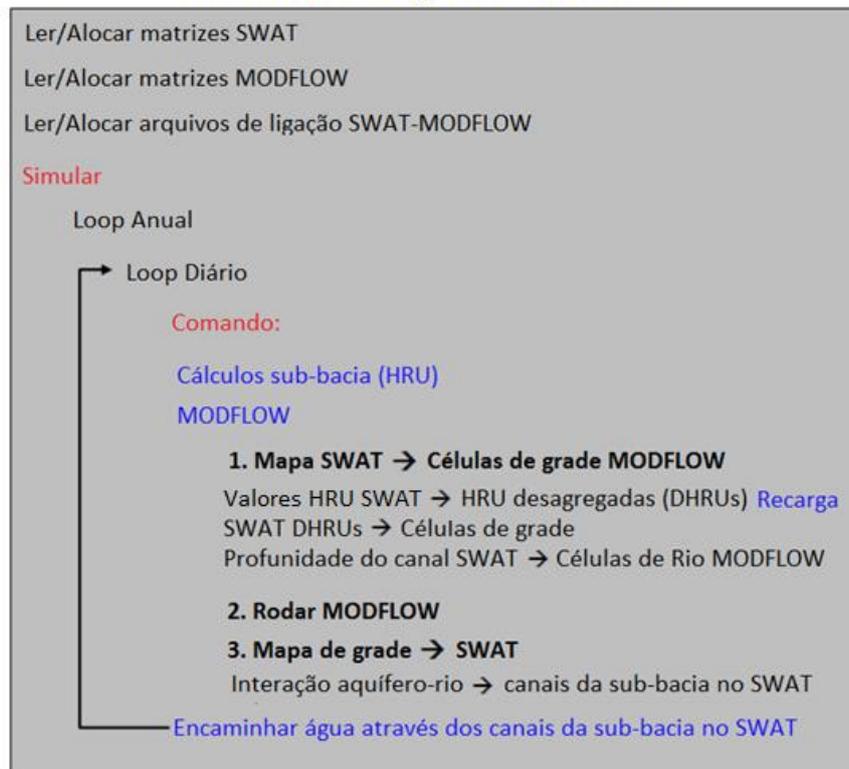


Figura 3.17. Representação esquemática do código do SWAT-MODFLOW (Park e Bailey, 2017, modificado).

Bailey *et al.* (2016) aplicou o SWAT-MODFLOW (Bailey, 2015) na bacia do *Upper Klamath*, nos EUA, onde foi testado a partir de dados de vazão do rio, nível da água subterrânea e taxas de descarga subterrânea estimadas em campo.

Baseado no código SWAT-MODFLOW, Bailey *et al.* (2017) desenvolveram o SWATMOD-Prep (*Preparing SWAT-MODFLOW Simulations*), que é uma interface gráfica criada no ArcSWAT que facilita a ligação das simulações do SWAT e do MODFLOW para rodar a simulação acoplada. Tanto o SWAT-MODFLOW quanto o SWATMOD-Prep são *softwares* livres e estão disponíveis na página <http://swat.tamu.edu/software/swat-modflow/>.

4. METODOLOGIA

Com vista a avaliar a dinâmica hidrológica da bacia do Ribeirão Rodeador e a influência da exploração dos aquíferos nas vazões de base do ribeirão, foram aplicados modelos de fluxo que buscassem melhor simular a relação entre águas superficiais e subterrâneas na bacia.

Para tanto, foram utilizados o modelo de bacias SWAT, o modelo de água subterrânea MODFLOW e o modelo acoplado SWAT-MODFLOW (Bailey, 2015). A seleção dos modelos SWAT e MODFLOW foi feita com base no fato de esses serem códigos de domínio público, amplamente documentados e bem estabelecidos na representação de sistemas hidrológicos.

Após a calibração e verificação dos modelos em questão, foi feita a simulação de diferentes cenários de uso das águas subterrâneas ao longo da bacia. A construção desses cenários partiu de dados disponibilizados pela ADASA (Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal), referentes aos poços cadastrados na bacia do Ribeirão Rodeador. Contudo, para que o levantamento dessas informações fosse possível, foi necessária a digitalização, a partir do sistema interno da ADASA, de dados apresentados em documentações anexadas aos processos de solicitação de outorga de alguns dos poços cadastrados na bacia. Esse procedimento foi feito abrindo processo por processo e buscando quais as informações, entre essas, poderiam ser úteis para o presente estudo.

Tais informações também foram aplicadas na definição do modelo conceitual a ser simulado no MODFLOW, juntamente com dados de poços de monitoramento e informações levantadas do Inventário Hidrogeológico do DF (Campos e Freitas-Silva, 1998) e dos estudos de Gonçalves (2007) e Santos (2012).

Quanto ao SWAT, foram utilizados como entrada para o modelo, basicamente, os dados previamente processados e disponibilizados por Ferrigo (2014). Tais dados abrangem variáveis climáticas e físicas da bacia, bem como a série de vazão observada a ser utilizada na calibração e verificação dos modelos. Esses dados serão apresentados com maior detalhamento no tópico de simulação com SWAT.

4.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende a bacia hidrográfica do Ribeirão Rodeador, uma das bacias contribuintes ao reservatório do Descoberto. A bacia, que abrange uma área de cerca de 113 km², está localizada a oeste do Distrito Federal (Figura 4.1), pertencendo majoritariamente à Região Administrativa (RA) Brazlândia.

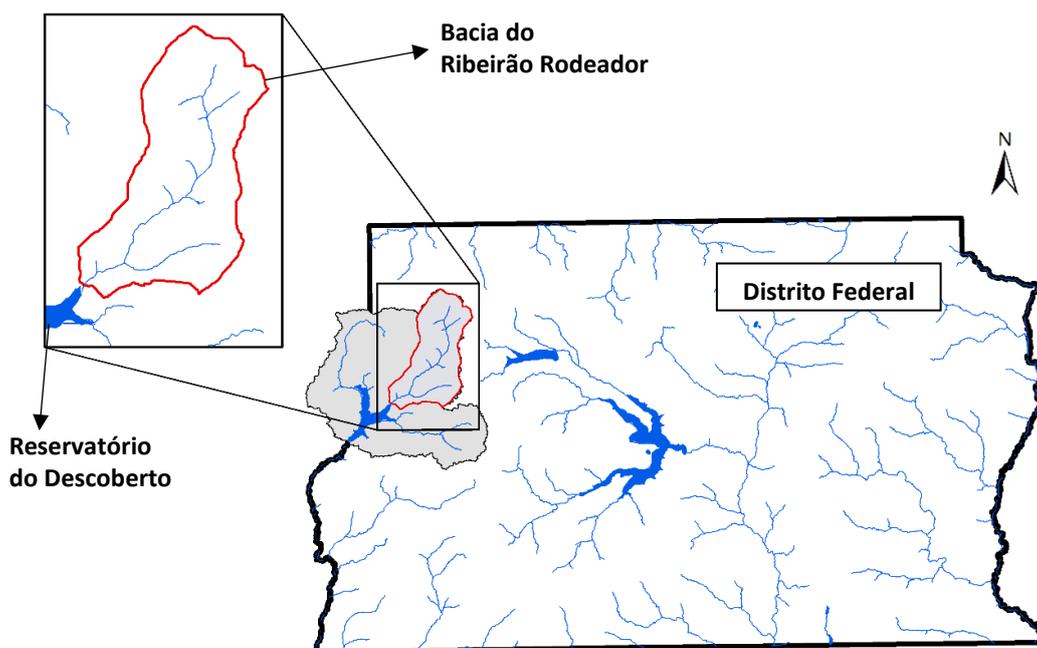


Figura 4.1. Localização da bacia do Ribeirão Rodeador.

A região na qual a área de estudo está inserida apresenta clima de úmido a sub-úmido, com duas estações bem definidas, sendo uma delas quente e chuvosa e a outra fria e seca. A temperatura média mensal observada, considerando o período entre 1971 a 2016, apresentou valor máximo de 28,6°C, para o mês de outubro, e mínimo de 13,5°C, para o mês de julho. Já a precipitação, cuja média anual é de cerca de 1500 mm, tem sua maior ocorrência concentrada entre os meses de outubro e abril.

Quanto à geologia, a bacia de estudo está inserida na área de cobertura do Grupo Paranoá, ocorrendo a presença das unidades Metarritmito Argiloso (R4), Quartzito Médio (Q3) e Metarritmito Arenoso (R3). O mapeamento dessas unidades ao longo da bacia está apresentado na Figura 4.2.

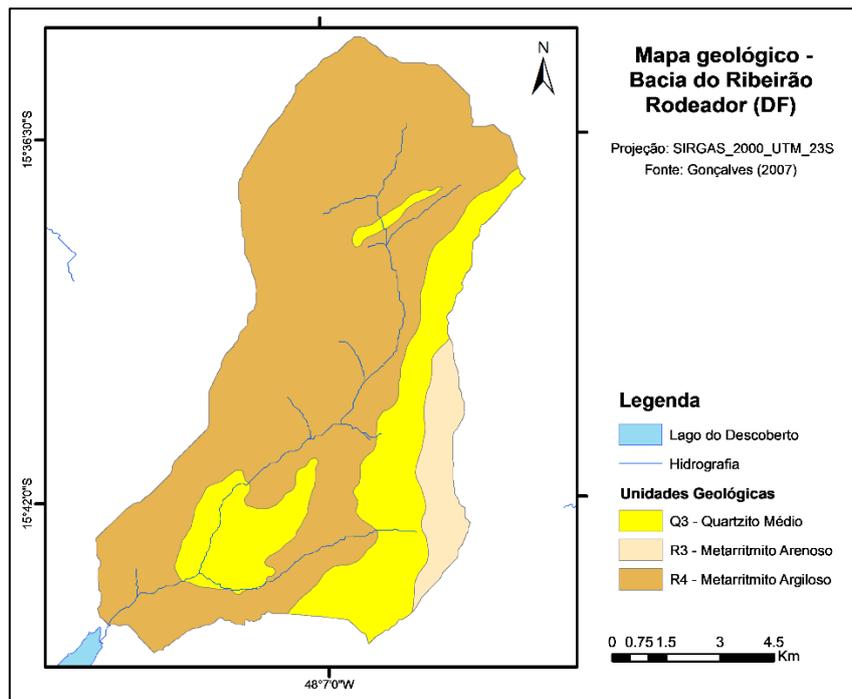


Figura 4.2. Mapa geológico da bacia do Ribeirão Rodeador (Gonçaves, 2007).

De acordo com Campos e Freitas-Silva (1998), a unidade Metarritmito Argiloso é composta por intercalações de materiais sílticos e argilosos além de delgados estratos de quartzitos. Com espessuras variando entre 100 e 150 m, a unidade R4 está estratigraficamente sobreposta à unidade Q3, sendo o contato entre essas “nitidamente” gradacional.

A unidade Quartzito Médio é composta por quartzitos brancos, finos e bastante silicificados. Essa unidade apresenta espessura máxima de referência de 70 m e alta condutividade hidráulica. Já a unidade R3, que corresponde ao metarritmito arenoso, é caracterizada por intercalações de bancos decimétricos a métricos de quartzitos e materiais pelíticos. Por apresentarem comportamento hidrogeológico semelhante às unidades Q3 e R3 formam um único sub-sistema aquífero dentro do sistema Paranoá, o R3/Q3.

Com relação à topografia, a bacia apresenta relevo predominantemente plano e suavemente ondulado (Figura 4.3). Segundo Silva (2016), 76% da bacia apresenta declividades inferiores a 8% e menos de 4% da área apresenta declividades superiores a 20%, estando essas regiões, geralmente, próximas aos corpos hídricos.

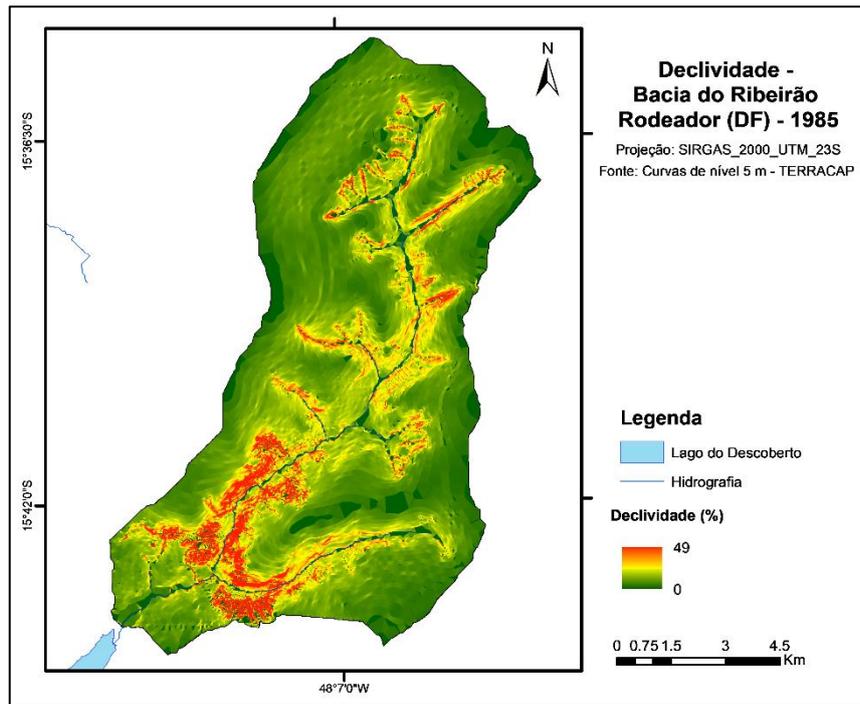


Figura 4.3. Mapa de declividade da bacia do Ribeirão Rodeador.

Conforme ilustrado na Figura 4.4, os tipos de solo predominantes na bacia do Ribeirão Rodeador são o Latossolo Vermelho e o Latossolo Vermelho Amarelo, 75% da área da bacia. As classes Gleissolo, Plintossolo, Cambiossolo e Neossolo Quartzarênico também estão presentes na bacia, porém em menor escala (Reatto *et al.*, 2003; Gonçalves, 2007).

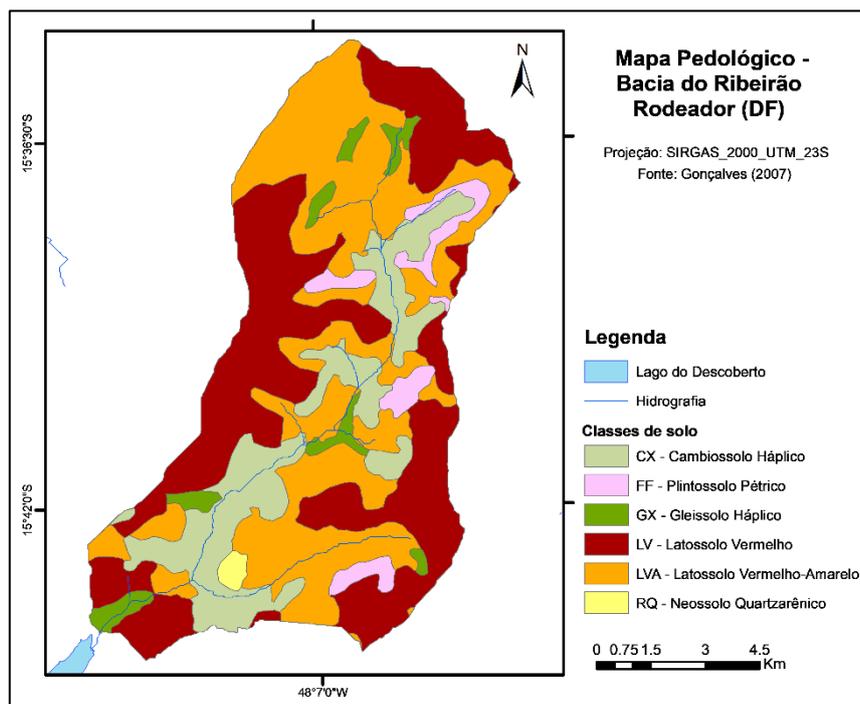


Figura 4.4. Mapa pedológico da bacia do Ribeirão Rodeador (Gonçalves, 2007).

Segundo mapa de uso do solo elaborado por Ferrigo (2014) para o ano de 2013 (Figura 4.5), a cobertura predominante na bacia do Ribeirão Rodeador são áreas preservadas e cerrado, com 32,1% da ocupação, e áreas agrícolas, plantações anuais e olericultura, com 25,8%. Sendo, portanto, uma bacia majoritariamente rural, com baixa urbanização, porém com considerável atividade agrícola.

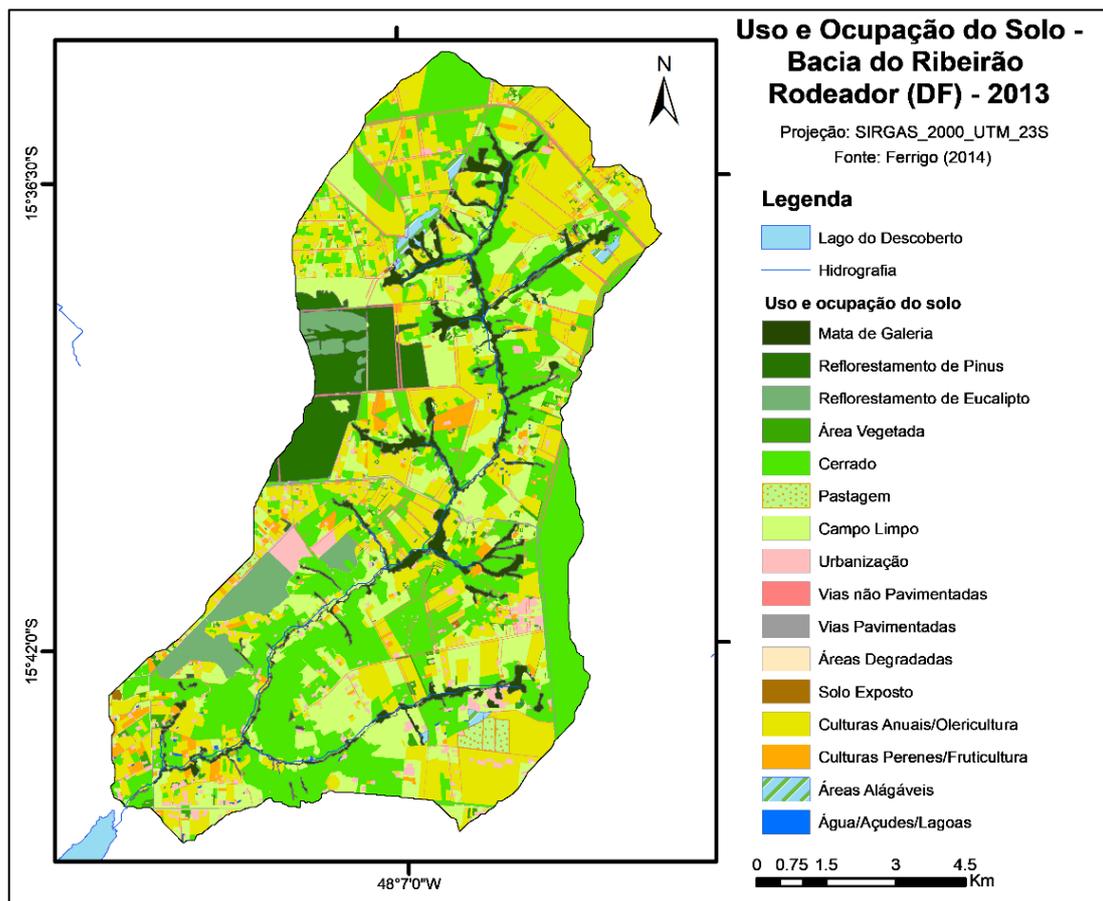


Figura 4.5. Mapa de uso e cobertura na bacia, feito a partir de ortofotos de 24cm, referentes a abril de 2013 (Ferrigo, 2014).

A maior parte das propriedades rurais situadas na bacia fazem parte do Projeto Integrado de Colonização Agrícola Alexandre Gusmão (PICAG), implantado pelo INCRA (Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária) nas décadas de 60 e 70. Exceto pela porção noroeste da bacia, onde está estabelecido o núcleo rural Assentamento Betinho e pela região ao extremo nordeste, onde está o setor rural Morada dos Pássaros.

4.2. SIMULAÇÃO COM SWAT

A simulação hidrológica no SWAT foi realizada através da interface gráfica ArcSWAT, versão 2012. Para a parametrização de cada classe de solo, tipos de uso e clima, foi adotada a base de dados levantada por Ferrigo (2014). Ferrigo (2014) adaptou o banco de dados padrão do SWAT, incorporando diversas informações regionais, entre elas, o banco de dados dos solos do bioma cerrado, levantado por Lima *et al.* (2013). A maior parte dos dados de entrada para essa etapa também foram disponibilizados por Ferrigo (2014a), e englobam variáveis físicas e climáticas da área de estudo.

4.2.1. Dados de entrada para o modelo SWAT

4.2.1.1. Variáveis físicas

As variáveis físicas correspondem ao relevo, tipo de solo e uso e ocupação. O relevo local foi representado pelo modelo digital de elevação (MDE) criado por Ferrigo (2014) a partir de curvas de nível espaçadas em 5 metros e disponibilizadas pela TERRACAP. O tipo de solo, por sua vez, foi definido com base no Mapa de Solos da Bacia do Lago Descoberto (DF/GO) cedido pela EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). Desenvolvido por Reatto *et al.* (2003), em escala 1:50.000, o mapa em questão se baseou em levantamento feito pela própria EMBRAPA em 1978.

Para representar o uso e ocupação do solo foram utilizados outros dois mapas. O primeiro, representativo do uso atual, foi classificado manualmente por Ferrigo (2014) a partir de ortofotos de abril de 2013. Essas ortofotos, cuja resolução espacial é de 24 cm, foram fornecidas pela TERRACAP. O outro mapa, representativo do uso do solo no período de calibração, foi criado a partir do processamento de imagem Landsat 5 de março de 1985, com resolução de 30 m. A processo de seleção desse período para a calibração dos modelos está descrita no item 4.2.2. O preparo do mapa de uso e ocupação do solo, referente ao ano de 1985, se deu a partir do SIG ArcGIS, fazendo uso da ferramenta de classificação não supervisionada de imagem, seguida por uma série de edições manuais.

4.2.1.2. Variáveis climáticas e hidrológicas

As variáveis temperatura, velocidade do vento, umidade relativa do ar e radiação solar foram extraídas de séries de dados da estação Brasília, cujo código é 83377. Essa estação é operada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e seus dados estão disponíveis através do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP).

Quanto à precipitação média na bacia de estudo, assumiu-se a estimativa feita por Ferrigo (2014), que aplicou o método dos polígonos de Thiessen para as 4 estações pluviométricas próximas a área de estudo, resultando em uma precipitação representativa a toda a bacia. Entre as quatro estações utilizadas, uma é operada pela Agência Nacional de Águas (ANA) e as demais pela Companhia de Saneamento do Distrito Federal (CAESB). As informações básicas sobre as estações em questão estão indicadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1. Informações básicas sobre as estações pluviométricas.

Código	Nome da Estação	Operadora
1548007	ETA Brazlândia	CAESB
1548000	Brazlândia Quadra 18	ANA
1548009	Jatobazinho	CAESB
1548013	Fazenda Santa Elisa	CAESB

A localização das estações climática e pluviométricas utilizadas estão apresentadas na Figura 4.6. Também representada na figura está a estação fluviométrica Rodeador, através da qual foi levantada a série de vazões observadas utilizada nesse estudo. De responsabilidade da CAESB, a estação do Rodeador apresenta dados de vazão diária observados a partir de junho de 1978.

Todas as séries de dados (climáticos, pluviométricos e fluviométricos) utilizados no presente estudo já haviam sido previamente analisados e consistidos, maiores detalhes quanto a esses procedimentos podem ser encontrados ao longo da dissertação de Ferrigo (2014). Os intervalos de disponibilidade de cada uma das séries de dados utilizadas estão apresentados na Figura 4.7, tais intervalos foram determinantes na definição dos períodos de simulação das etapas de calibração, verificação e análise de cenários.

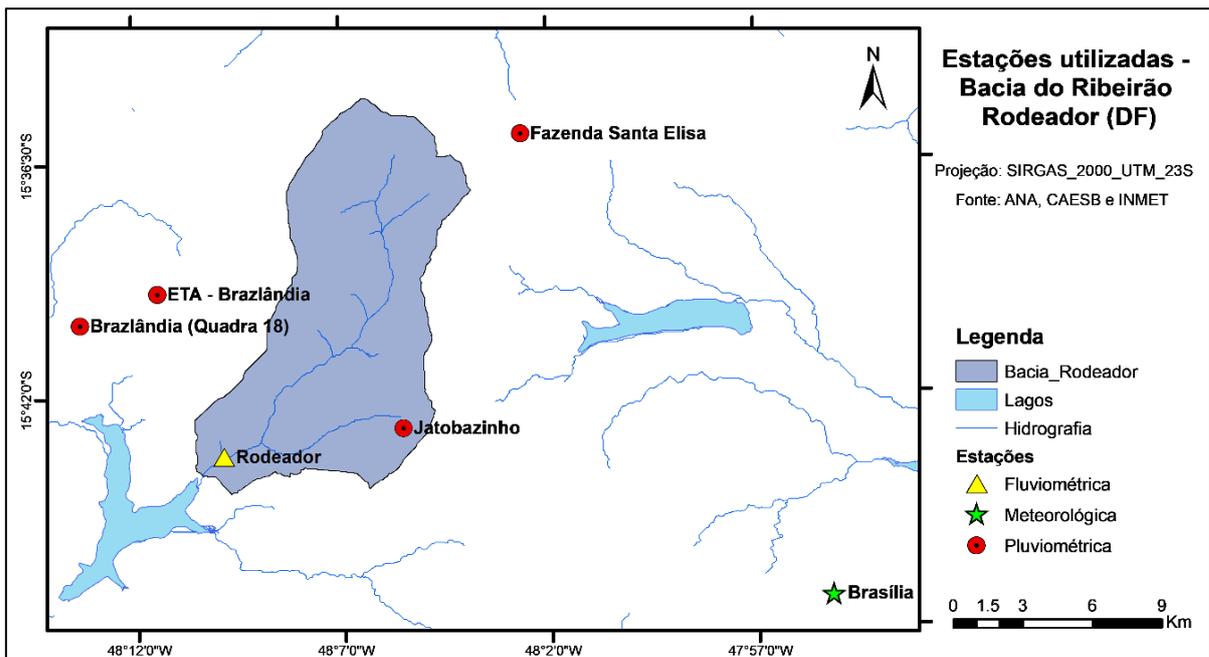


Figura 4.6. Localização das estações fluviométrica, meteorológica e pluviométricas utilizadas no estudo.

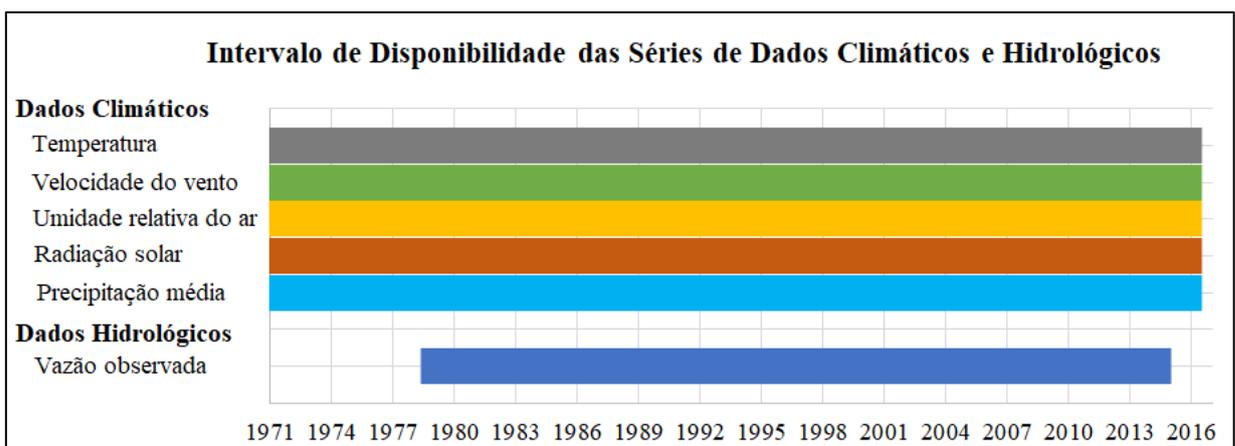


Figura 4.7. Distribuição da disponibilidade de dados climáticos e hidrológicos no tempo

Conforme é possível observar na Figura 4.7, os dados climáticos apresentam um intervalo de disponibilidade mais largo do que os dados hidrológicos. Enquanto as séries climáticas cobrem o período de janeiro de 1971 a julho de 2016, a série de vazão observadas se restringe ao intervalo entre junho de 1978 a dezembro de 2014, dessa forma, a calibração e análise de cenários ficaram limitadas segundo a disponibilidade de dados de vazão observada.

Com relação aos dados de precipitação média, foi verificada uma variação considerável na disponibilidade de dados das quatro estações consideradas ao longo do tempo, conforme pode-se observar na Figura 4.8.

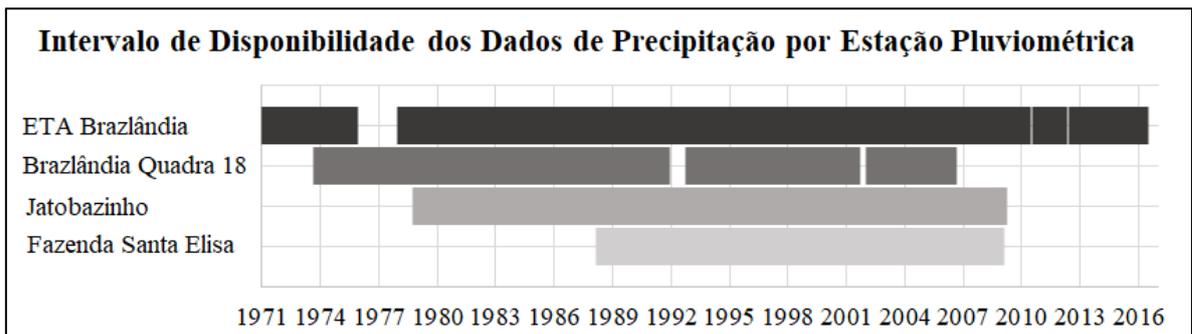


Figura 4.8. Distribuição da disponibilidade de dados de precipitação das estações no tempo

Como pode-se observar na figura, houveram períodos em que houveram dados disponíveis nas quatro estações simultaneamente, contudo, por outro lado, houveram períodos em que apenas uma das estações estava operando. O que fez com que a estimativa da precipitação média fosse feita de forma variada, a depender dos dados disponíveis, essa discrepância teve como impacto a redução da representatividade da distribuição espacial da chuva na área de estudo. Desse modo, considerou-se necessária uma análise da heterogeneidade da distribuição espacial da chuva na bacia, de forma a avaliar a relevância do impacto dessa variabilidade na análise realizada.

Cabe ressaltar que o fato de a ETA – Brazlândia ser a estação preponderante, segundo à disponibilidade de dados, e também ser a estação que apresenta a menor área de influência na precipitação ponderada, quando considerada as quatro estações nos períodos anteriores, faz com que se incorpore uma incerteza a mais na espacialização da chuva na bacia, e, conseqüentemente, na simulação hidrológica.

4.2.2. Seleção do período de calibração

Como o objetivo da calibração, tanto do SWAT quanto dos demais modelos, foi o de ajustar os parâmetros à condição mais próxima o possível do estado natural da bacia. Foi feita, a priori, uma análise histórica de imagens de satélite e da série de vazões observadas, de forma a definir os períodos para a realização da calibração e verificação.

No hidrograma de vazões observadas, é possível notar uma diferença no comportamento hidrológico da bacia com baixos valores de pico de 1985 a 1989 e também vazões mínimas maiores no período em destaque na Figura 4.9. Analisando imagens de satélite para o mesmo

período (Figura 4.10), é possível observar uma variação no padrão de uso do solo na bacia entre os anos de 1984 e 1986, quando a bacia passa a ter mais uso agrícola.

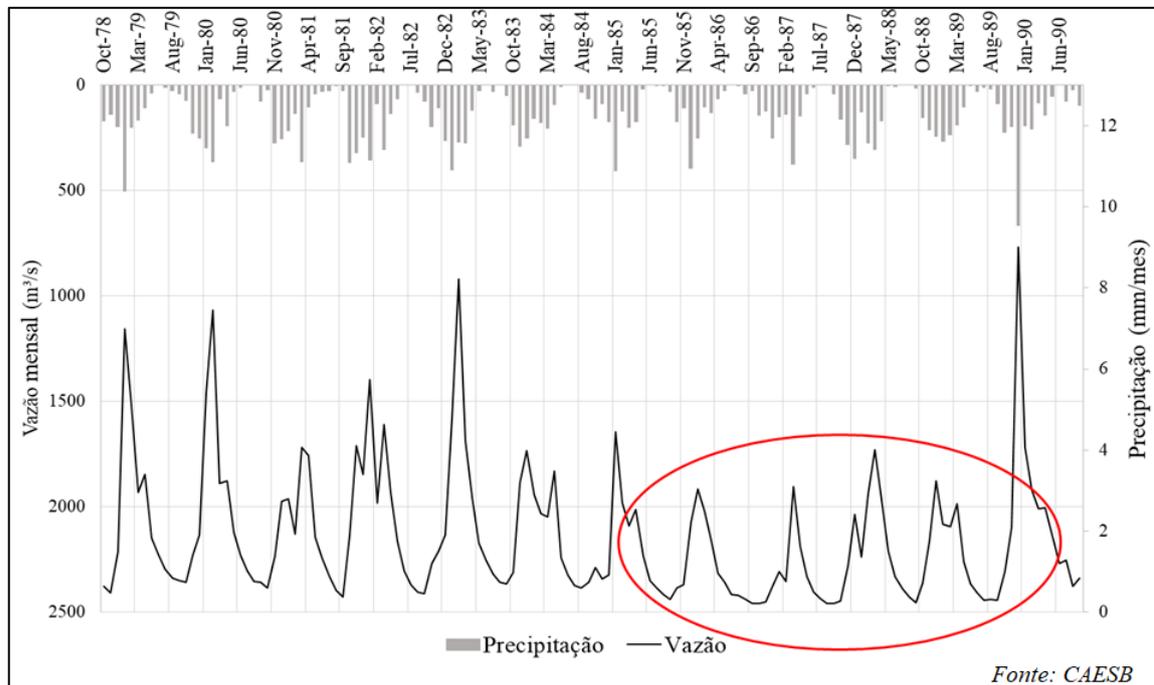


Figura 4.9. Hidrograma observado para os anos de 1978 a 1990, com destaque para o período onde se verifica uma alteração no comportamento hidrológico.

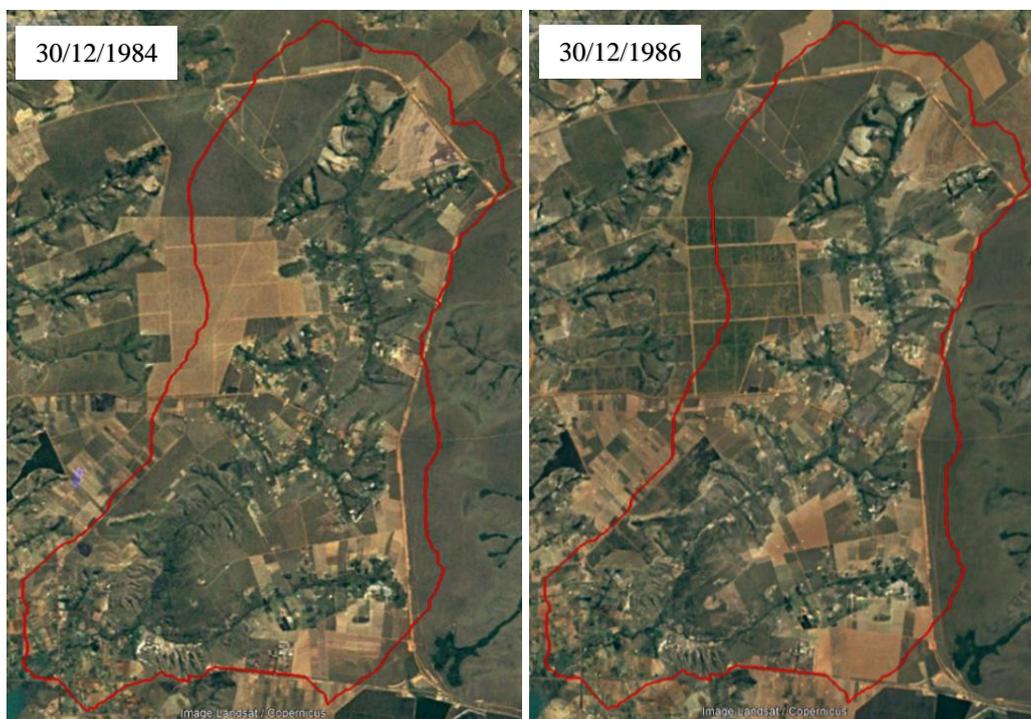


Figura 4.10. Imagens Landsat da bacia do Ribeirão Rodeador para os anos de 1984 e 1986 (Fonte: Google Earth Pro).

Com base nessa análise, entendeu-se como razoável adotar o período entre o início dos dados observados e o início de 1986 para realização dos processos de calibração e verificação. Arnold *et al.* (2012) recomendam que a verificação do modelo deve ser feita para um período em que a bacia apresente comportamento hidrológico semelhante ao observado durante o processo de calibração. Dessa forma, foram definidos os períodos de 1979 a 1982 para a calibração, e o período de 1983 a 1985 para a verificação do modelo.

Estabelecidos os períodos, foi necessária a geração de um mapa de uso do solo representativo do intervalo de tempo da calibração e verificação. Dentre as imagens disponíveis, a considerada mais apta foi a Landsat 5, de março de 1985. Diversos métodos de classificação do uso do solo também foram testados, porém, devido à baixa resolução da imagem Landsat, a que foi julgada mais representativa foi a classificação não supervisionada Iso Cluster do ArcGis. O mapa de uso e ocupação resultante e que foi adotado nas simulações de calibração e verificação, e as áreas e respectivos percentuais das classes de uso na área de estudo são apresentados na Figura 4.11 e na Tabela 4.2, respectivamente.

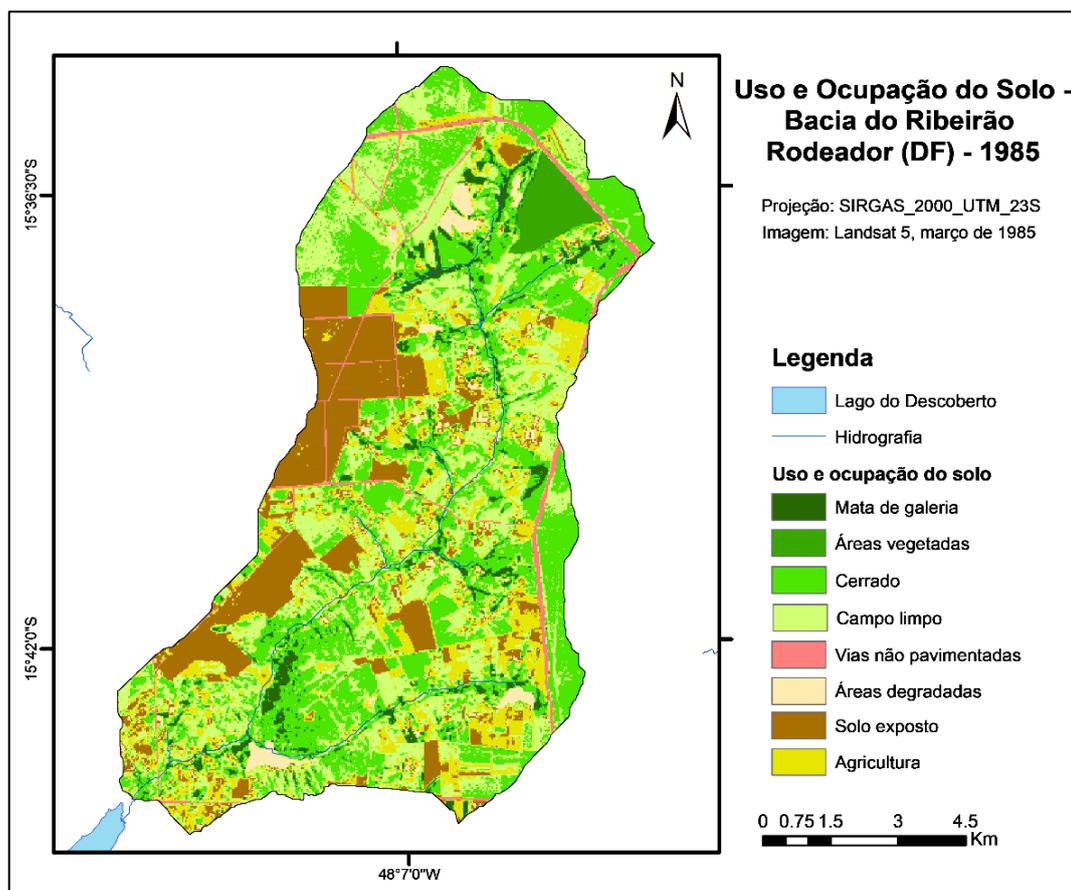


Figura 4.11. Mapa de uso e ocupação do solo, feito a partir da imagem Landsat 5 de março 1985.

Tabela 4.2. Áreas e respectivos percentuais das classes de uso e ocupação – 1985.

Uso e ocupação	Área (km²)	%
Cerrado	36,695	32.33
Campo limpo	32,116	28.30
Solo exposto	17,074	15.04
Agricultura	15,402	13.57
Mata de galeria	4,563	4.02
Áreas degradadas	2,734	2.41
Vias não pavimentadas	2,710	2.39
Áreas vegetadas	2,201	1.94

4.2.3. Calibração e verificação SWAT

A calibração e a verificação do SWAT foram realizadas em escala diária, para o período de quatro anos (entre janeiro de 1979 a dezembro de 1982) e três anos (entre janeiro de 1983 e dezembro de 1985), respectivamente. Buscando avaliar a aptidão do modelo em representar a bacia a partir da base de dados adaptada por Ferrigo (2014), foi feita, antes da calibração, uma simulação inicial, que indicaria a necessidade ou não da calibração do modelo para a bacia em estudo.

Inicialmente a calibração do SWAT foi realizada por meio da interface SWAT-CUP, onde foi aplicado o algoritmo de otimização SUFI-2. Posteriormente, o ajuste foi refinado aplicando o algoritmo para calibração do SWAT desenvolvido por Távora (2017) e implementado na linguagem de programação R. A migração do SWAT-CUP para o algoritmo de Távora (2017) foi importante, uma vez que o algoritmo, por ser aberto, permitiu a adaptação do código de forma mais simples. Para o presente estudo foram realizadas algumas modificações no algoritmo, visando a incorporação de parâmetros, a mudança na métrica de calibração utilizada e ainda a aplicação do calibrador para outros modelos utilizados no trabalho.

A seleção dos parâmetros a serem ajustados durante o processo de calibração teve como base as recomendações feitas por Ferrigo (2014) e por Arnold *et al.* (2012). Os parâmetros analisados e os seus referentes intervalos de variação estão apresentados na Tabela 4.3. Exceto pelo parâmetro Alpha-BF, que foi calculado externamente pelo programa BFLOW, os demais parâmetros considerados, passaram por uma análise de sensibilidade, onde foram

identificados, para este caso, quais dentre eles mais tinham influência no resultado da calibração, o que permite a otimização da calibração, uma vez que propõe uma redução no número de parâmetros a serem ajustados. Foram feitas diferentes calibrações com vistas a alcançar uma melhor representação pelo modelo. Foi feito o ajuste de todos os parâmetros considerados e, também, dos parâmetros mais sensíveis.

Tabela 4.3. Parâmetros avaliados no processo de Análise de Sensibilidade – SWAT.

Parâmetro	Descrição	Unidade	Intervalo de Variação	
			Min	Max
ANION_EXCL.sol	Fração da porosidade (espaços vazios) a partir da qual os ânions são excluídos.	adm.	0,01	1
ALPHA_BF	Fator alfa do fluxo de base	dias	0	1
CN2.mgt	Curva número na condição II	adm.	0	100
DEEPST.gw	Altura inicial da água no aquífero profundo	mm	0	50000
EPCO.hru	Fator de compensação de retirada por plantas	adm.	0	1
ESCO.hru	Fator de compensação de evaporação do solo	adm.	0	1
GW_DELAY.gw	Tempo de retardo da água subterrânea	dias	0	500
GW_REVAP.gw	Coefficiente "revap" de água subterrânea	adm	0,02	0,2
GWHT.gw	Altura inicial da água subterrânea	m	0	25
GWQMN.gw	Limiar da profundidade da água no aquífero superficial necessária para o fluxo de retorno ocorrer	mm	0	5000
OV_N.hru	Valor de manning	adm	0,01	30
REVAPMN.gw	Profundidade em aquífero profundo para que aconteça o "revap"	mm	0	500
SHALLST.gw	Altura inicial da água no aquífero raso	mm	0	50000
SOL_AWC.sol	Capacidade de água disponível no solo	mm/mm	0	1
SOL_BD.sol	Densidade aparente do solo	mg/m ³	0.9	2.5
SOL_K.sol	Condutividade hidráulica saturada do solo	mm/h	0	2000

* adm.: adimensional

A análise realizada foi de sensibilidade global, feita de forma automática pela interface SWAT-CUP. A análise de sensibilidade global apresenta dois resultados: o *p-value* que determina a significância da sensibilidade e o *t-stat* que fornece a medida da sensibilidade. Quanto mais próximo de zero é o *p-value*, maior é a significância, enquanto que quanto maior for o valor de *t-stat*, mais sensível é o parâmetro. Ambos os resultados foram avaliados na definição dos parâmetros mais sensíveis.

Com relação aos parâmetros avaliados, cabe ressaltar que a evapotranspiração é um dos fatores de saída mais relevantes para a área em estudo, devendo receber maior atenção quanto ao seu ajuste, especialmente, ao considerar a conhecida limitação do SWAT em representar adequadamente esse processo. Todavia, apesar de ser um fator relevante de saída do sistema, a evapotranspiração não foi o escopo do presente estudo, tendo sido abordada apenas durante o ajuste de seus parâmetros, através da calibração do SWAT.

Como referência para a otimização do SWAT foi utilizado o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE). Como regra o NSE foi aplicado à vazão total, porém, com o intuito de enfatizar o ajuste das vazões mínimas, também foi aplicado o NSE para o logaritmo da vazão (Kim, 2008). Para a avaliação da eficiência da calibração do modelo foram adicionadas duas novas métricas, o coeficiente de determinação (R^2) e de reconhecimento de viés (PBIAS), conforme recomendado na literatura (Távora, 2017; Ferrigo, 2012).

O coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) (Equação 4.1) é uma estatística normalizada que determina a magnitude relativa da variância residual entre os dados simulados e os medidos. O índice varia entre $-\infty$ a 1, sendo que valores menores do que zero indicam que a média dos dados observados prevê melhor do que a simulação pelo modelo, enquanto valores próximos a um indicam um ajuste ótimo (Ferrigo, 2012).

$$NSE = 1 - \left(\frac{\sum(Q_{obs} - Q_{sim})^2}{\sum(Q_{obs} - \overline{Q_{obs}})^2} \right) \quad \text{Equação 4.1}$$

Os coeficientes de determinação (R^2) e de reconhecimento de viés (PBIAS) são representados pela Equação 4.2 e Equação 4.3, respectivamente. Onde Q_{obs} é a vazão observada, Q_{sim} é a vazão simulada e $\overline{Q_{obs}}$ e $\overline{Q_{sim}}$ são as suas médias para o período de referência.

$$R^2 = \left[\frac{\sum[(Q_{obs} - \overline{Q_{obs}})(Q_{sim} - \overline{Q_{sim}})]^2}{\sum(Q_{obs} - \overline{Q_{obs}})^2 \sum(Q_{sim} - \overline{Q_{sim}})^2} \right] \quad \text{Equação 4.2}$$

$$PBIAS = \frac{\sum(Q_{obs} - Q_{sim})x100}{\sum Q_{obs}} \quad \text{Equação 4.3}$$

4.3. SIMULAÇÃO COM MODFLOW

A simulação hidrogeológica com o MODFLOW foi feita com o auxílio do ModelMuse, que é umas das interfaces gráficas gratuitas do modelo. Buscando realizar uma análise comparativa entre o modelo hidrogeológico e o modelo acoplado, todas as simulações foram feitas com o solver MODFLOW-NWT. O MODFLOW-NWT é a formulação de Newton-Raphson para o MODFLOW-2005, que busca melhorar a solução de problemas em aquíferos não confinados.

4.3.1. Modelo conceitual hidrogeológico

A representação da hidrogeologia na área de estudo se deu através da construção de um modelo conceitual, a partir das informações levantadas. Durante essa construção foram determinadas as condições iniciais e de contorno do modelo em questão. Para tanto, foi utilizado como base o MDE gerado por Ferrigo (2012), a partir do qual foi possível a delimitação da drenagem e dos limites da bacia de estudo, o que foi feito por meio da interface ArcSWAT.

4.3.1.1. Condições de contorno e discretização

Para a definição do contorno periférico do modelo, adotou-se a condição de Neumann, assumindo-se que o limite da bacia hidrogeológica é coincidente com o limite da bacia hidrológica e, portanto, as células ativas estão limitadas à bacia hidrográfica, não havendo fluxo de água através dos contornos da bacia.

Quanto à discretização do modelo, ela foi estabelecida buscando o ajuste do tempo e do espaço na modelagem a fim de alcançar estabilidade e convergência na solução do modelo, com adequada resolução e minimização da dispersão numérica, dos esforços computacionais e do tempo de processamento, conforme recomendado por Spitz e Moreno (1996).

Inicialmente, a discretização horizontal do modelo foi feita considerando células quadradas de 150 metros, o que resultou na malha de diferenças finitas composta por 115 linhas e 80 colunas, com a separação entre células ativas e inativas definida de acordo com o contorno da bacia, conforme ilustra a Figura 4.12. Contudo, devido a problemas na convergência do modelo, essa malha teve que ser refinada em 3 vezes, resultando em uma nova malha composta por 344 linhas e 239 colunas, com células quadradas de 50 metros. A escolha dessa composição foi feita de forma a evitar o aumento excessivo do esforço computacional, atendendo às limitações numéricas do modelo.

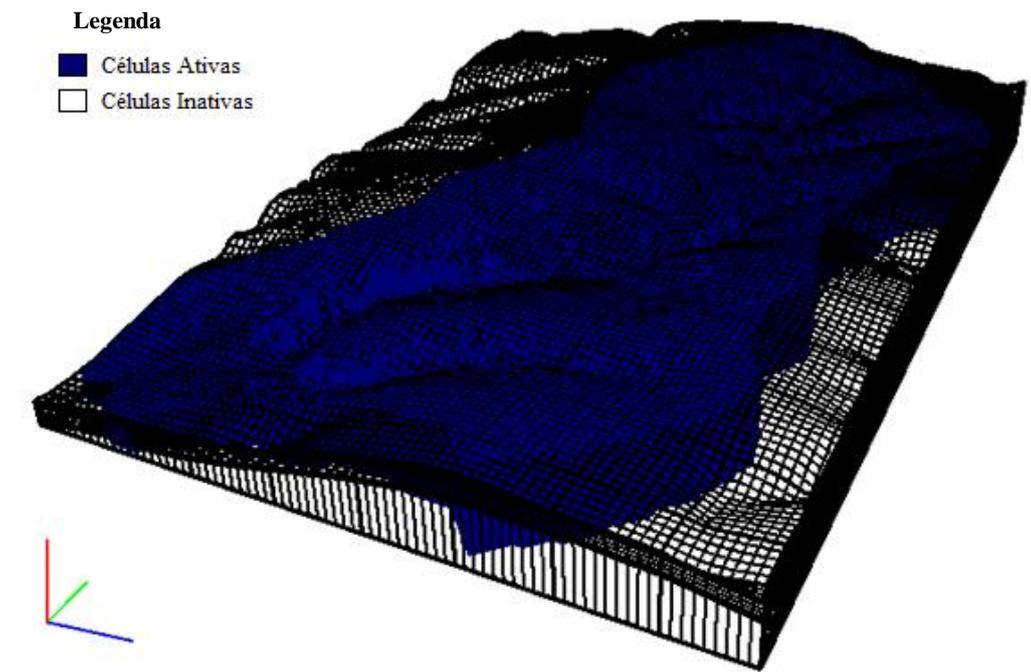


Figura 4.12. Vista tridimensional da malha de diferenças finitas preliminar do modelo conceitual, 115 linhas, 80 colunas e 9 camadas numéricas.

Na discretização vertical foram consideradas três camadas geológicas, sendo a primeira equivalente ao aquífero poroso, e as duas subsequentes ao fraturado. Com o intuito de facilitar a convergência do modelo e melhorar a estabilidade numérica (Gannett *et al.*, 2012), essas três camadas geológicas foram subdivididas em 9 camadas numéricas, sendo 3

relativas ao aquífero poroso e 6 ao fraturado, conforme corte vertical apresentado na Figura 4.13.

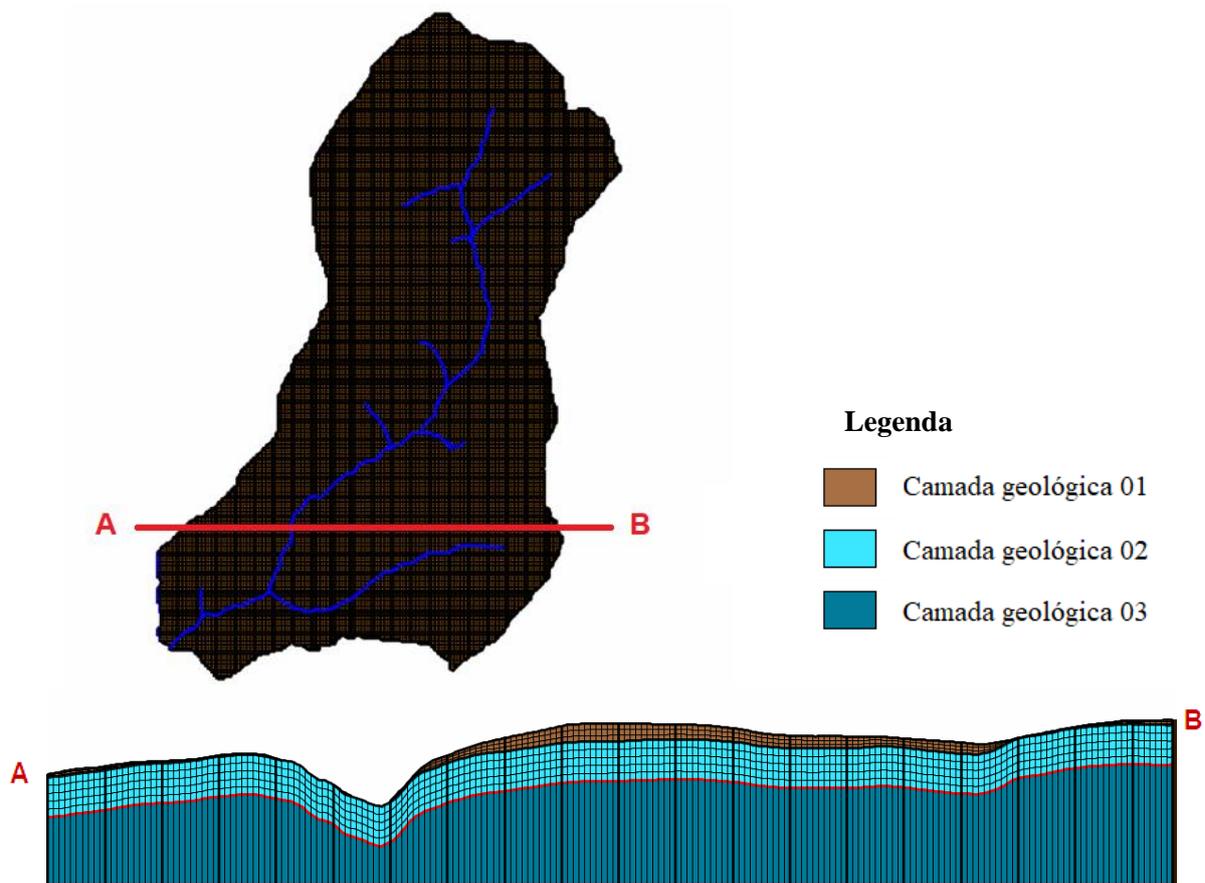


Figura 4.13. Corte na linha 270 do modelo conceitual indicando as camadas geológicas e a discretização vertical do modelo, sendo a camada geológica 01 referente ao aquífero poroso e as demais ao aquífero fraturado (com exagero vertical de 5).

A superfície do modelo conceitual, topo da primeira camada, foi considerada como sendo equivalente a topografia do terreno, dada pelo MDE gerado por Ferrigo (2012). Para definir a superfície de interface entre a primeira e a segunda camada geológica, equivalentes aos aquíferos poroso e fraturado, respectivamente, foram considerados dados de estratigrafia levantados de poços cadastrados e de monitoramento da ADASA na região.

Tendo em vista a baixa confiabilidade das estratigrafias disponíveis, os dados de espessura do conjunto solo-saprólito levantados dos poços tiveram que primeiro passar por uma breve análise de consistência, eliminando aqueles considerados inconsistentes. Os dados tidos como aceitáveis ao final estão dispostos na Figura 4.14, através da qual é possível observar a variabilidade espacial da espessura do aquífero poroso nos poços.

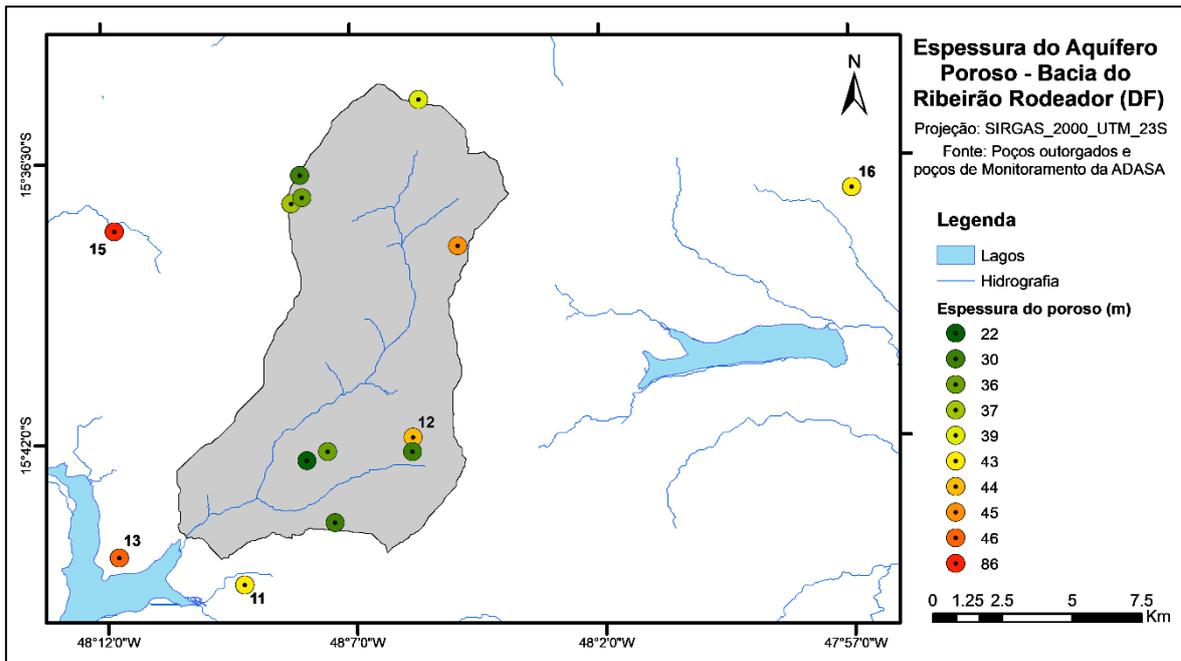


Figura 4.14. Poços com informação sobre espessura do aquífero poroso, ao lado dos poços de monitoramento da ADASA estão indicados os seus respectivos números.

A partir da análise da topografia local e conhecimento *in loco* da área de estudo, com observações de afloramentos em algumas partes do leito do Ribeirão Rodeador, é possível inferir que ocorre uma redução da espessura do poroso à medida que se aproxima do rio. Com base nessa inferência e buscando aumentar a representatividade do modelo, incorporou-se essa consideração durante a construção do modelo conceitual.

Essa incorporação se deu ao definir que, ao longo do rio, o aquífero poroso tem espessura de apenas 1 metro. Juntando essa informação aos dados dos poços, foi então criado um modelo digital de elevação da diferença entre a superfície do terreno e as espessuras levantadas. Esse MDE foi introduzido no modelo como sendo a interface entre as camadas geológicas 1 e 2.

Quanto ao aquífero fraturado, os dados obtidos de estratigrafia não foram suficientes para definir a espessura dos subsistemas hidrogeológicos. Sendo assim decidiu-se adotar as espessuras de referência indicadas no Inventário Hidrogeológico do DF (Campos e Freitas-Silva, 1998). Como a espessura de referência de 70 metros para o quartzito é superior à profundidade média das tomadas d'água dos poços de produção levantados (65,5 metros), decidiu-se adotar o primeiro como base para a definição da espessura da camada geológica 2.

Dessa forma, a camada geológica 2 foi composta por 5 subcamadas de 15 metros de espessura cada, totalizando 75 metros para toda a faixa, valor aproximado à referência de 70 metros. Com relação à camada geológica de fundo, essa foi definida com base horizontal fixada na elevação 948 metros, valor um pouco inferior à elevação mínima do fundo da camada geológica 2.

Com relação à condição de contorno de recarga do aquífero, foram testadas duas abordagens. Inicialmente assumiu-se o valor de recarga como sendo uma porcentagem da precipitação na bacia, em escala mensal e diária. Essa abordagem é a mais tradicional, porém deixa de considerar a influência da variabilidade espacial na dinâmica do fluxo ao longo da zona vadosa.

A outra abordagem foi considerar a recarga como sendo igual à percolação profunda calculada pelo SWAT, já calibrado. Essa abordagem contou com o acoplamento manual dos dois modelos, e teve por objetivo principal permitir um maior entendimento sobre a dinâmica de integração dos dois modelos pelo SWAT-MODFLOW. O acoplamento manual consistiu no processamento dos resultados de percolação profunda geradas pela simulação com o ArcSWAT e seguinte inclusão desses valores como entrada no pacote de recarga do ModelMuse, onde foi feita a simulação do MODFLOW-NWT.

4.3.1.2. Condições iniciais e parametrização

Uma vez que não foram encontrados os parâmetros dos aquíferos, específicos para a área de estudo, adotou-se para valores iniciais dos parâmetros aqueles obtidos por Santos (2012) para a bacia do Capão Comprido, vizinha à bacia em estudo. Devido ao fato de a pedologia das duas áreas ser diferente, alguns tipos de solo não foram analisados por Santos (2012). Essas lacunas foram preenchidas com os valores levantados por Gonçalves (2007) e Lousada (2005) para o Distrito Federal.

Os valores iniciais adotados para os parâmetros de condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) e de coeficiente de produtividade específica (S_y) estão apresentados na Tabela 4.4, por tipo de solo ou por subsistema hidrogeológico. E a distribuição espacial dos parâmetros nas camadas geológicas 1 e 2 estão indicadas na Figura 4.15 e na Figura 4.16, respectivamente.

A distribuição espacial dos parâmetros foi feita respeitando os mapas pedológico e geológico levantados e modificados por Gonçalves (2007). O autor adotou a proposta de compartimentação geológica do DF mais recente na época de seu estudo (ADASA/PGIRH 2006 *apud* Gonçalves, 2007) e o mapa de solos da Embrapa (1978) e os modificou através da incorporação de dados de campo.

Tabela 4.4. Parâmetros de condutividade hidráulica saturada (Ksat) e de coeficiente de produtividade específica (Sy) iniciais adotados (Santos, 2012; Gonçalves, 2007; Lousada, 2005).

Tipo de solo	Ksat (m/dia)	Sy (adim.)
Cambiossolo	0,5184	0,0100
Plintossolo	0,8989	0,0100
Gleissolo	0,0500	0,0100
Latossolo Vermelho e Latossolo Vermelho Amarelo	3,2220	0,0897
Neossolo Quartzarênico	0,0864	0,0100
Subsistema hidrogeológico	Ksat (m/dia)	Sy (adim.)
Metarritmito Argiloso (R4)	0,2450	0,0135
Quartzito Médio e Metarritmito Arenoso (R3/Q3)	4,1550	0,1200

* adim.: adimensional

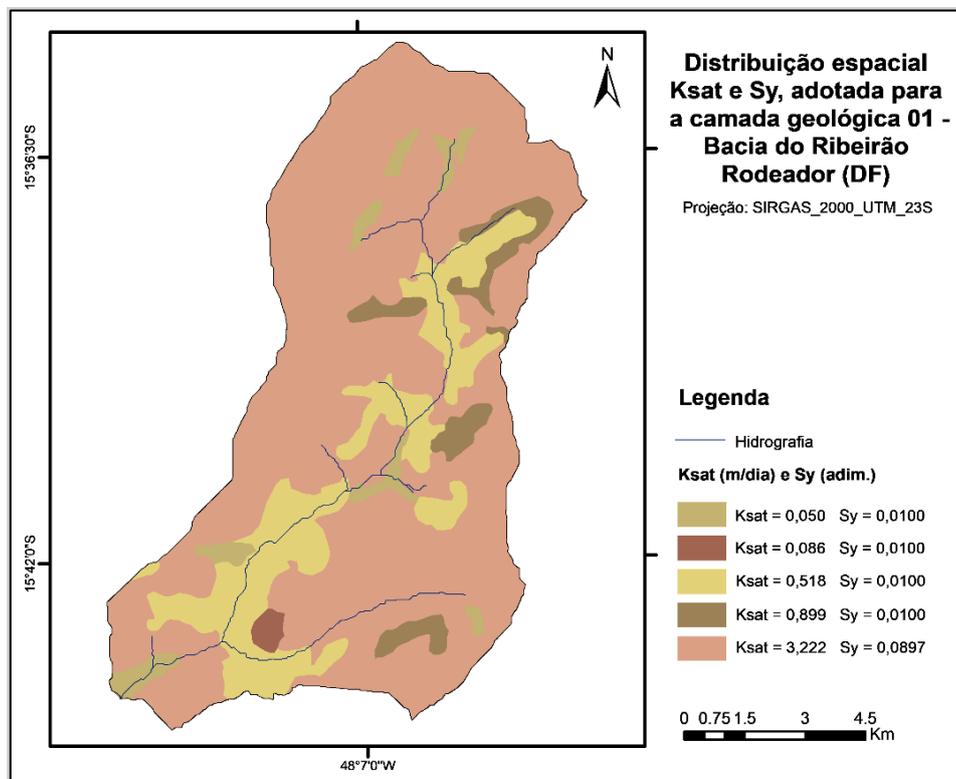


Figura 4.15. Distribuição espacial de Ksat (m/dia) e Sy (adimensional) adotada para a camada geológica 01, referente ao aquífero poroso.

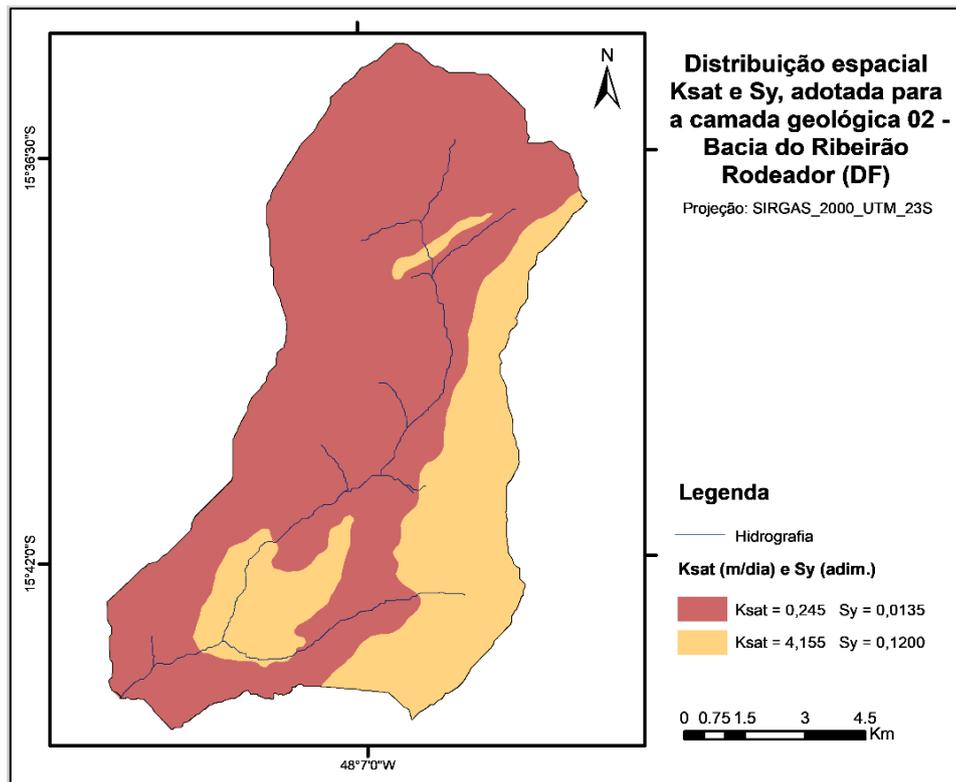


Figura 4.16. Distribuição espacial de Ksat (m/dia) e Sy (adimensional) adotada para a camada geológica 02, referente ao aquífero fraturado.

Com relação à camada geológica 3, referente a base do aquífero fraturado, foi considerada a mesma distribuição espacial e valores da camada geológica 2, diminuindo-se em uma ordem de magnitude o parâmetro de condutividade hidráulica, considerando-se que com o aumento da profundidade há um estreitamento das fraturas e, conseqüentemente, a redução da condutividade hidráulica do aquífero.

Uma vez que a área de estudo está localizada sobre um contato geológico, foi necessário considerar na definição das condições iniciais o ângulo de mergulho da superfície de acamamento, ou seja, a inclinação do plano de separação das camadas geológicas. A Figura 4.17 ilustra parte da seção apresentada no Mapa Geológico do Distrito Federal de 1998 (Campos e Freitas-Silva, 1998), que exemplifica bem como ocorre a sobreposição das camadas de metarritmito argiloso (MNPpr4), quartzito médio (MNPpq3), metarritmito arenoso (MNPpr3) e ardósia (MNPpa).

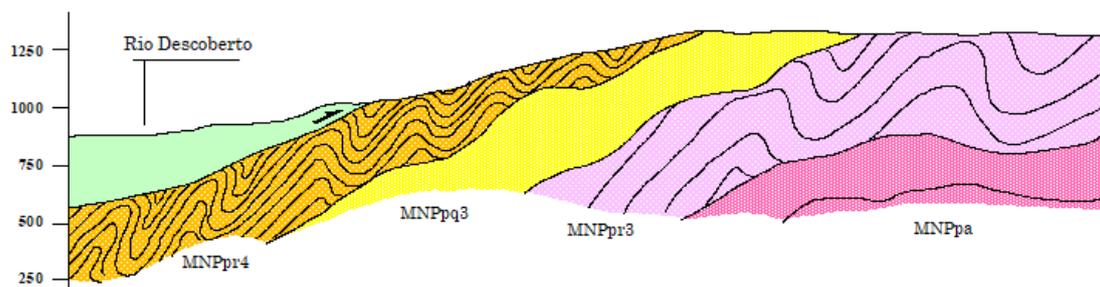


Figura 4.17. Parte da Seção Geológica apresentada no Mapa Geológico do Distrito Federal de 1998 (Campos e Freitas-Silva, 1998, modificado).

A bacia do Ribeirão Rodeador está posicionada sobre o contato geológico entre o metarritmito argiloso e o quartzito médio. Como está disposto no Mapa Geológico do Distrito Federal de 1998 (Campos e Freitas-Silva, 1998) (Figura 4.18), esse contato ocorre sobre um plano de separação inclinado 50° , no sentido noroeste. Também é possível verificar no mapa que ocorre a formação de um domo de quartzito médio na porção norte da bacia, esse domo pode ter sua origem associada ao eixo de dobra existente também no centro-norte da área. O ângulo de mergulho do domo também foi considerado na definição das condições iniciais do modelo conceitual. Conforme indicado no mapa, esse domo ocorre com inclinação de 30° .

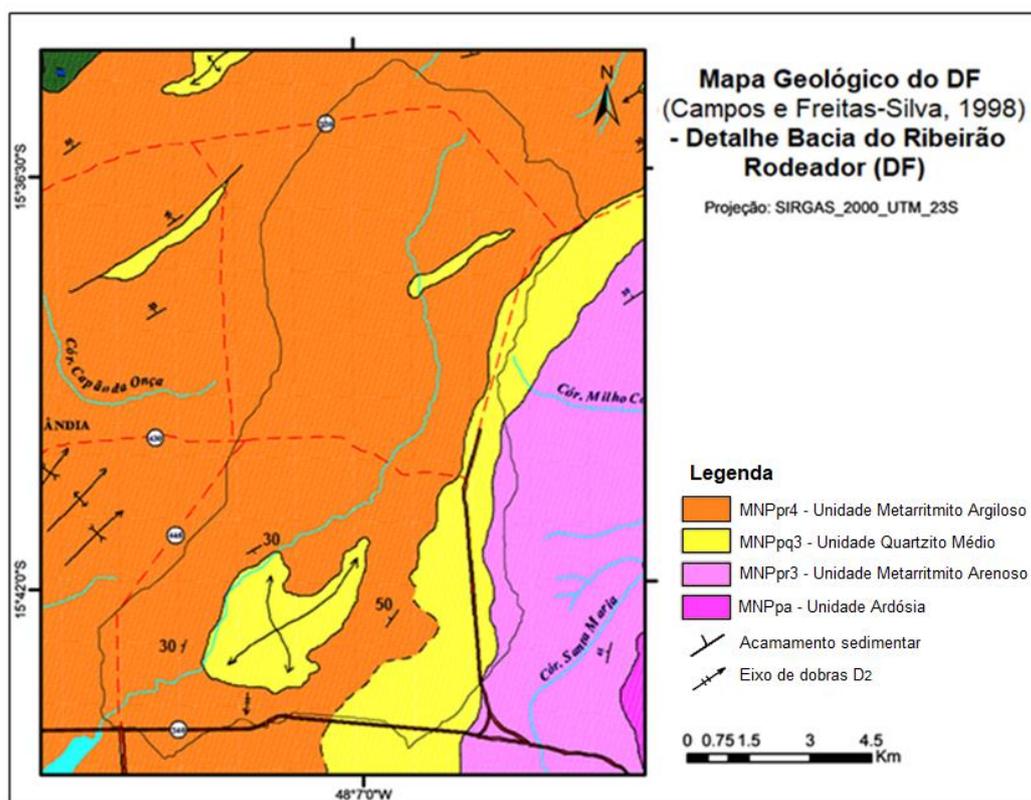


Figura 4.18. Mapa Geológico do Distrito Federal de 1998 – Detalhe na bacia do Ribeirão Rodeador (Campos e Freitas-Silva, 1998, modificado).

Com relação aos demais parâmetros, não foram encontradas referências para os valores iniciais de condutância do rio (RC) e de armazenamento específico (Ss) para a região de estudo. Para tais parâmetros, adotou-se os valores padrão de $5.10^{-5} m^{-1}$ e 0,01 m, respectivamente, valores esses indicados no tutorial do modelo SWAT-MODFLOW.

Por fim, a profundidade da superfície freática/piezométrica foi definida como sendo constante e determinada com base na série histórica de dados de carga observada no poço de monitoramento nº 12 da ADASA, único poço posicionado dentro da bacia do Ribeirão Rodeador. Como tais dados só começaram a ser aferidos em março de 2013, esses apenas puderam ser adotados como referência, não servindo para calibração do MODFLOW.

4.3.2. Calibração do MODFLOW

Inicialmente foi feita uma análise de sensibilidade dos parâmetros do MODFLOW, alterando-se manualmente os parâmetros um a um e verificando a influência de cada uma das alterações no resultado da simulação. A análise de sensibilidade, nesse caso, foi feita com relação ao fluxo de base, estimado a partir da separação do hidrograma da série de vazão observada na estação fluviométrica Rodeador. A separação se deu através da filtragem da vazão total por meio do programa de separação do fluxo de base BFLOW do SWAT, que emprega do filtro matemático difundido por Arnold & Allen (1999).

O filtro matemático utilizado por Arnold & Allen (1999) parte da técnica de filtragem digital proposta por Lyne e Holick (1979) *apud* Arnold & Allen (1999) para análise e processamento de sinal. Apesar de não ter embasamento físico, Arnold & Allen (1999) defendem essa metodologia para separação de fluxo de base por ser objetiva e reproduzível. O filtro utilizado está descrito na Equação 4.4.

$$q_t = \beta \times q_{t-1} + \frac{(1 + \beta)}{2} \times (Q_t - Q_{t-1}) \quad \text{Equação 4.4}$$

Em que q_t é o escoamento superficial (*runoff*) estimado pelo filtro no tempo t, Q_t é a vazão no rio no tempo t, e β é o parâmetro do filtro a ser calibrado. O escoamento de base é determinado, então, pela diferença entre a vazão total e o escoamento superficial estimado.

Durante a etapa de análise de sensibilidade do MODFLOW, além de uma análise visual comparativa entre hidrogramas de fluxo de base, foi utilizada, ainda, a métrica do Erro Quadrático Médio do volume total de fluxo de base. Com relação à calibração dos parâmetros do MODFLOW, não foi possível de ser feita adequadamente através do ajuste do fluxo de base no ModelMuse, outro fator que impossibilitou o adequado ajuste dos parâmetros foi a ausência de uma série representativa de carga observada na área de estudo.

4.4. SIMULAÇÃO COM SWAT-MODFLOW

A simulação integrada com os modelos SWAT e MODFLOW se deu por meio da aplicação do programa criado por Bailey (2015) e intitulado SWAT-MODFLOW (Bailey *et al.*, 2016). A escolha desse programa, entre as diferentes propostas existentes para o acoplamento, se deu devido ao fato de esse ser o único que está disponibilizado e documentado no *site* do próprio SWAT.

As simulações com o modelo acoplado, exceto para a análise de cenários, foram feitas para os mesmos períodos da simulação com o SWAT. Inicialmente foram feitas em passo diário tanto para o SWAT quanto para o MODFLOW, conforme proposto por Bailey *et al.* (2016). Porém, devido à elevada discretização do modelo conceitual, cada simulação despendia um elevado esforço computacional, inviabilizando o processo de calibração, inclusive manual.

Dessa forma, decidiu-se alterar o passo de tempo do MODFLOW que passou a ser executado a cada 7 dias. Essa variação foi considerada aceitável em termos de representatividade física, uma vez que os fluxos subterrâneos são reconhecidamente mais lentos que os fluxos superficiais e sub-superficiais.

A aplicação do modelo acoplado parte de três grupos de arquivos necessários: os arquivos de entrada do SWAT, os arquivos de entrada do MODFLOW e os arquivos de integração ou de *link*. Os arquivos do SWAT foram gerados por meio da interface gráfica ArcSWAT, e acessados através da pasta TxtInOut. Já os arquivos do MODFLOW e os arquivos de *link* foram criados manualmente com o auxílio da interface gráfica SWATMOD-Prep, mais detalhes quanto a esse procedimento estão presentes no apêndice A.

Visando possibilitar a análise comparativa entre as simulações dos modelos separados e do acoplado, foram mantidos os mesmos dados de entrada e as mesmas condições adotadas para a simulação com os modelos separados, inclusive o modelo conceitual hidrogeológico.

Com relação à discretização espacial do SWAT-MODFLOW, a bacia foi subdividida em 238 HRUs do SWAT e 82.215 células do MODFLOW, que resultaram em 103.758 DHRUs (Unidade de Resposta Hidrológica Desagregada) e 580 células de rio.

4.4.1. Calibração e verificação do SWAT-MODFLOW

Devido à ausência de uma série de cargas observadas, o modelo acoplado foi calibrado com base apenas nos dados de vazão total observados na estação fluviométrica do Rodeador. Em um primeiro momento, foi feita a simulação acoplada sem qualquer tipo de calibração, ou seja, aplicando os arquivos de entrada do SWAT e do MODFLOW nas condições iniciais. Depois foi feita uma simulação utilizando os parâmetros do SWAT ajustados previamente, assumindo o resultado da melhor entre as calibrações executadas.

A calibração dos parâmetros do MODFLOW, por outro lado, foi feita após o acoplamento e tomando como base à análise de sensibilidade previamente executada com o ModelMuse. A princípio, o ajuste dos parâmetros foi feito de forma manual, visando obter maior sensibilidade quanto a influência de cada parâmetro na simulação integrada, nessa etapa foram testados diferentes valores dos parâmetros do MODFLOW, partindo da condição inicial. Os parâmetros ajustados durante essa etapa e os seus intervalos de variação adotados como referência estão apresentados na Tabela 4.5 (Ferrigo, 2014; Yager, 1991; Batu, 1998).

Tabela 4.5. Parâmetros avaliados no processo de Análise de Sensibilidade – MODFLOW (Ferrigo, 2014; Yager, 1991; Batu, 1998).

Parâmetro	Descrição	Unidade	Intervalo de Variação	
			Min	Max
K _{x,y,z}	Condutividade Hidráulica	m/d	0	48
S _y	Produtividade Específica	adim.	$3 \cdot 10^{-3}$	0,4
S _s	Armazenamento Específico	1/m	$3,28 \cdot 10^{-6}$	0,02
RC	Condutância do Rio	m/d	$3,05 \cdot 10^{-4}$	0,305

* adim.: adimensional

A métrica utilizada para calibração do SWAT-MODFLOW, pelo ajuste dos parâmetros do MODFLOW, foi o coeficiente de Nash-Sutcliffe. Na avaliação da eficiência da calibração e da verificação foram utilizados também as métricas de coeficiente de determinação (R^2) e de reconhecimento de viés (PBIAS).

Em um segundo momento, a calibração seria feita de forma automatizada através de um algoritmo de calibração específico para o SWAT-MODFLOW, criado com base na adaptação do código feito e cedido por Távora (2017). O referido código adaptado se encontra no apêndice B.

No entanto, devido à alta discretização da malha, o ajuste automatizado dos parâmetros, por meio do algoritmo de calibração de Távora (2017) adaptado ao modelo acoplado, se tornou inviável no contexto do presente estudo. Mesmo com a alteração no passo de tempo do MODFLOW, a calibração automatizada continuou exigindo grande esforço computacional, e, portanto, não pôde ser realizada.

4.5. ANÁLISE DE CENÁRIOS

Uma vez ajustado o modelo de fluxo, pôde-se então dar prosseguimento com a análise de cenários. Essa etapa teve como principal objetivo avaliar o impacto de diferentes padrões de uso de águas subterrâneas na bacia, verificando, em termos de modelagem, qual é a influência dessa atividade no fluxo de base do Ribeirão Rodeador. Além disso, buscou-se através de uma análise inversa, criar um cenário de captação subterrânea que reproduzisse valores de escoamento de base mais próximos aos valores observados na bacia.

A análise de cenários foi feita por meio do modelo acoplado SWAT-MODFLOW (Bailey, 2015), e posteriormente, com fins de comparação, por meio do SWAT apenas. Essa etapa foi realizada considerando o período entre janeiro de 2005 e dezembro 2014. A escolha desse período foi feita devido a limitações nos dados de vazão diária levantados, com valores até 2014. Para a simulação dos cenários assumiu-se que o mapa de uso e ocupação elaborado por Ferrigo (2014), para o ano de 2013, (Figura 4.5) é representativo para todo o período de análise.

Foram adotados os parâmetros ajustados para a calibração executada para os anos de 1979 e 1982. Esse intervalo foi escolhido com o intuito de representar a bacia em uma condição menos antropizada, ou seja, com menores interferências de captações subterrâneas ou superficiais. Sendo assim, foi necessário, antes de iniciar a inclusão dos poços, incorporar à simulação dos cenários o efeito das captações superficiais conhecidas na bacia.

4.5.1. Captações superficiais

Segundo informações levantadas por Silva (2016), existem cerca de 12 pontos de captação superficial outorgados na bacia do Ribeirão Rodeador. No entanto, segundo informações da ADASA, apenas duas delas desviam vazões significativas, sendo elas objeto de monitoramento por parte da ADASA e CAESB. A localização dessas captações, referentes aos canais de irrigação do Rodeador e Jatobazinho, estão apresentadas na Figura 4.19.

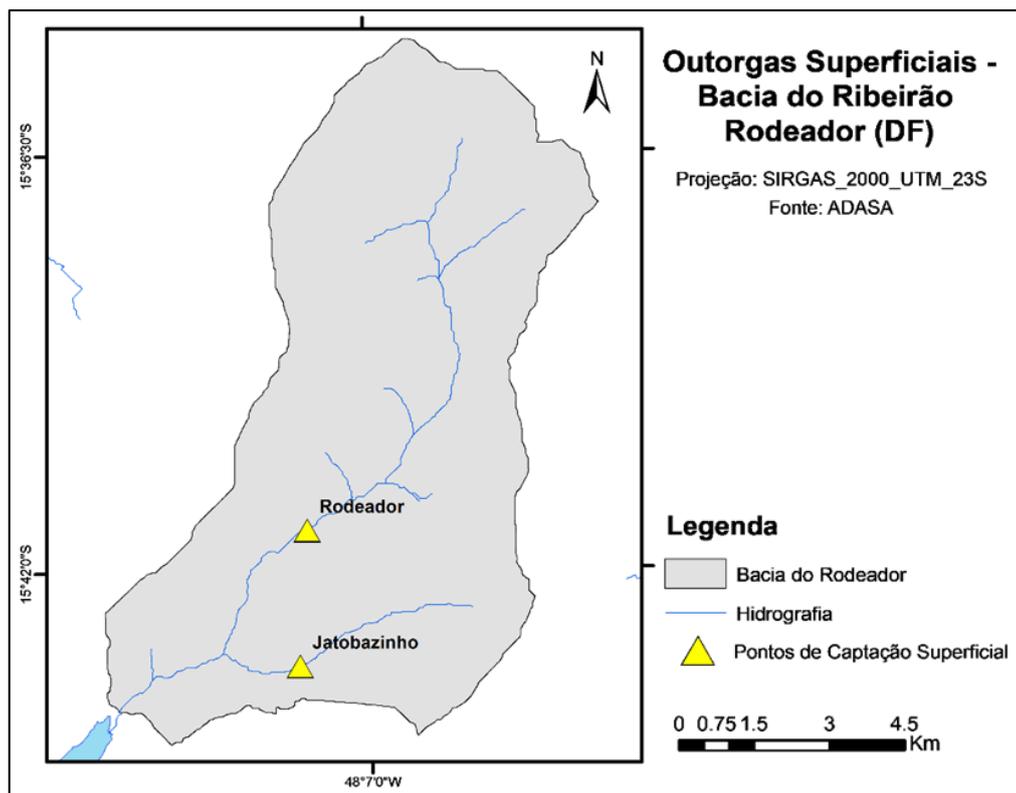


Figura 4.19. Localização das captações superficiais significantes na bacia do Ribeirão Rodeador.

Segundo informações levantadas junto a ADASA, a captação Rodeador retira constantemente 34.560 m³/dia do ribeirão. A captação Jatobazinho, por outro lado, possui outorga mensalmente variável, com mínimo de 7.776 m³/dia em setembro e máximo de

18.144 m³/dia no período de janeiro a abril (Silva, 2016). Apesar disso, considerou-se, para fins de modelagem, que a captação Jatobazinho desvia uma vazão constante de 12.960 m³/dia, que é uma média dos valores outorgados ao longo do ano. A seleção da média se deu devido à limitação do SWAT em receber diferentes valores de vazão outorgada para um mesmo trecho de rio, dentro da operação de “auto-irrigação de culturas”.

Como ambas as captações são canais de irrigação, essas puderam ser incorporadas à simulação através da inclusão da operação de manejo de “auto-irrigação de culturas” do SWAT. Essa opção permite que a retirada seja feita de forma mais representativa, uma vez que a água captada não sai completamente do sistema, mas é reincorporada, em parte, na forma de irrigação. Da forma como foi programada a operação, o SWAT aciona a irrigação de acordo com a demanda hídrica das culturas. Parte dos parâmetros específicos da autoirrigação, utilizados nessa etapa, foram obtidos no estudo de Silva (2016) e estão apresentados na Tabela 4.6.

Tabela 4.6. Parâmetros da operação de auto-irrigação do SWAT (Silva, 2016).

Parâmetro	Descrição	Valor
AUTO_WSTRS	Limiar de estresse hídrico que aciona a irrigação	0.5
IRR_EFF	Eficiência da irrigação	0.5
IRR_MX	Quantidade de água de irrigação aplicada cada vez que a auto irrigação é acionada	15
IRR_ASQ	Parcela de escoamento superficial	0.3
IRR_SCA	Fonte da onde a água para irrigação é desviada - código	1

4.5.2. Captações subterrâneas

Com relação às captações subterrâneas, o cadastro de poços disponibilizados pela ADASA e atualizado em 2017, apresenta um total de 238 poços na bacia do Ribeirão Rodeador, sendo que 134 deles são classificados como manuais e 104 como tubulares. Na Figura 4.20 está indicada a posição dos poços cadastrados na bacia, bem como as finalidades principal e secundária declaradas para cada um deles.

As principais finalidades declaradas para esses são irrigação, abastecimento humano e criação de animais, sendo que na maioria dos casos dois dos três usos se acumulam. Em cerca de 60% dos poços cadastrados uma das finalidades declaradas é irrigação. Cabe ressaltar que, dentre esses usuários, existe um grande número de agricultores familiares que não recebem abastecimento de água pela CAESB, o que torna o conflito de uso entre agricultura e abastecimento ainda mais complexo na bacia do Ribeirão Rodeador.

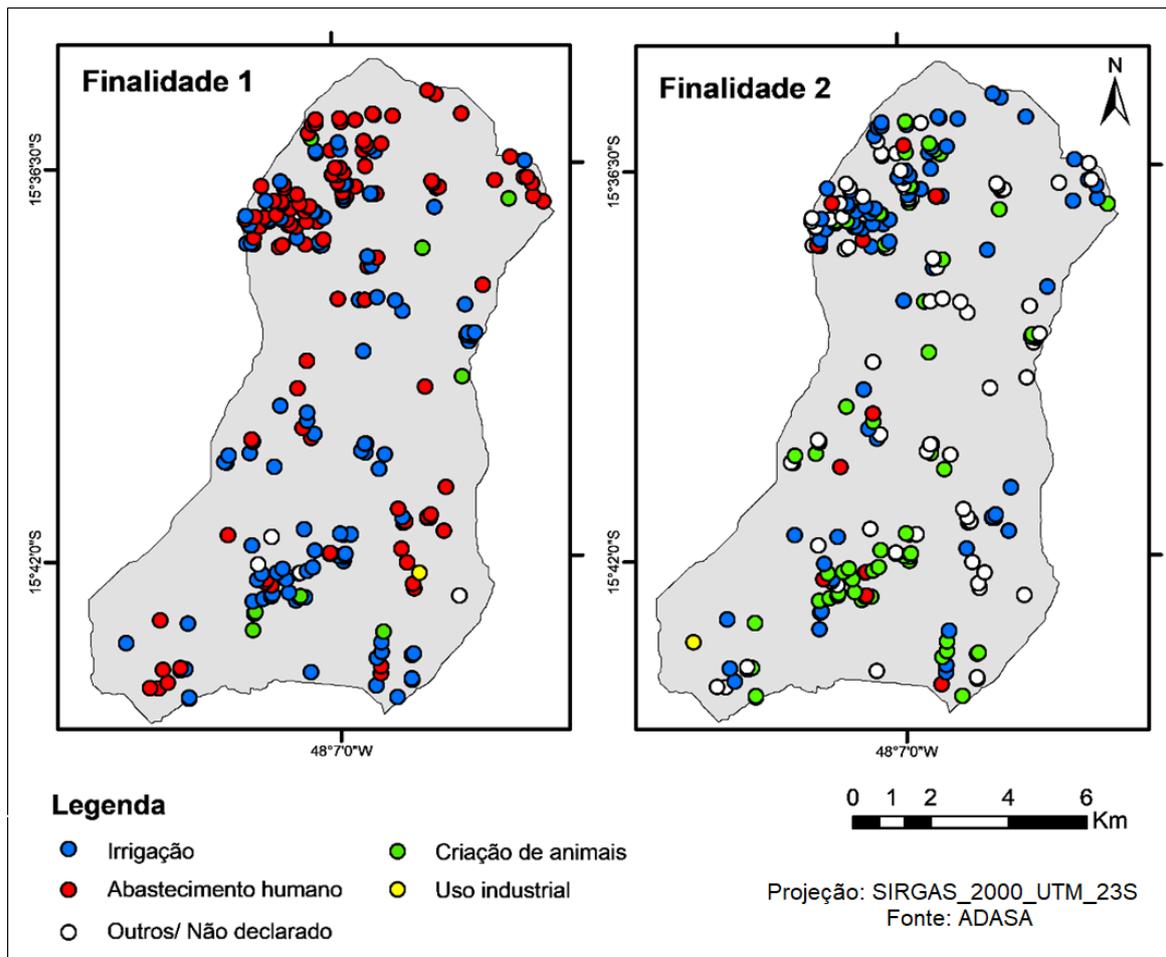


Figura 4.20. Localização e finalidades, principal e secundária, dos poços cadastrados na bacia do Ribeirão Rodeador.

Quanto às vazões outorgadas, essas são bastante variáveis. Entre os poços tubulares a vazão mínima é de 0,22 m³/dia, associada à finalidade abastecimento humano, a vazão máxima é de 187,5 m³/dia, associada à criação de animais, e a vazão média é de 49,94 m³/dia, com tempo de bombeamento médio de 10 horas por dia. Entre os poços manuais as vazões outorgadas variam entre 0,14 a 86,21 m³/dia, com finalidade de irrigação com valor médio de 10,87 m³/dia, e tempo de bombeamento médio de 11,4 horas por dia. A distribuição

espacial dos poços cadastrados, indicados os tipos de poço e vazões, está apresentada na Figura 4.21.

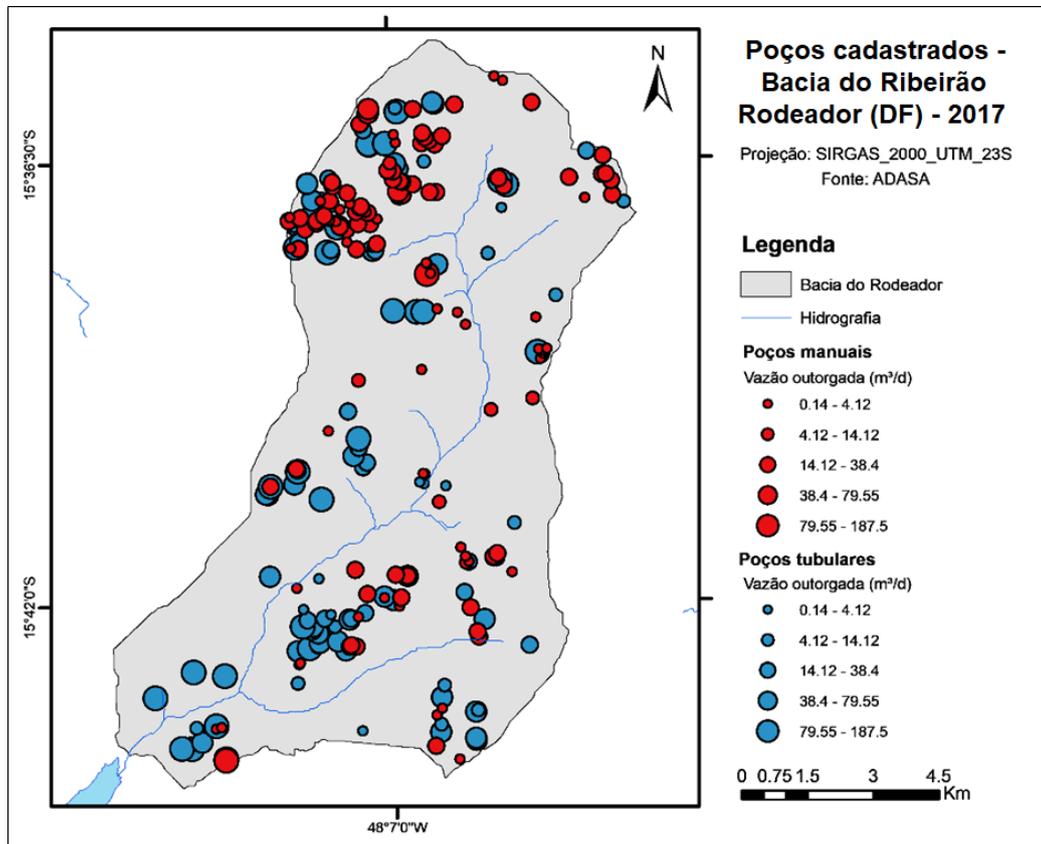


Figura 4.21. Classificação e vazão dos poços cadastrados na bacia do Ribeirão Rodeador.

As captações subterrâneas dos poços cadastrados foram inseridas na simulação através do pacote de poços do MODFLOW. Devido à ausência de maiores informações quanto ao posicionamento da tomada d'água dos poços cadastrados, foi definida uma única camada no aquífero poroso (camada de fundo) e uma no fraturado (camada intermediária), com os poços manuais extraindo água do aquífero poroso e os tubulares, do aquífero fraturado. Assim como os demais arquivos de entrada do MODFLOW, os arquivos relativos ao pacote de poços foram gerados manualmente, com auxílio do SIG ArcGIS.

4.5.3. Cenário de exploração subterrânea no SWAT-MODFLOW

Sabe-se que o cadastro de poços da ADASA não é representativo da realidade das captações subterrâneas. Isso se deve, em grande parte, à dificuldade que há na fiscalização desse tipo de captação. Nos últimos anos a agência promoveu algumas campanhas, nas quais conseguiu

umentar o número de poços cadastrados. Contudo, segundo informações levantadas em campo e publicadas na imprensa local, a quantidade de poços clandestinos ainda segue muito alta. Assim, decidiu-se fazer uma simulação com quantidade de poços maior que os cadastrados, de forma a alcançar uma maior representatividade quanto à interação rio-aquífero na bacia.

Considerando o mapa de uso e ocupação do solo proposto por Ferrigo (2014), foram dispostos 1000 poços nas áreas agrícolas da bacia do Ribeirão Rodeador, a despeito dos poços cadastrados. A escolha do valor de 1000 poços teve como base discussões feitas com hidrogeólogos e outros especialistas que atuam na região, e que, considerando o número de pedidos de outorga feitos, estimam que o número de poços ativos na região é muito superior aos 238 poços cadastrados pela ADASA.

Os 1000 poços foram gerados de forma aleatória, e distribuídos entre o aquífero poroso e o fraturado, na mesma proporção da divisão observada nos poços cadastrados pela ADASA. Já as vazões extraídas pelos poços foram definidas com base nos valores médios de referência indicados no Inventário Hidrogeológico do DF (Campos e Freitas-Silva, 1998) (Tabela 4.7) e considerando um tempo de bombeamento de 12 horas por dia, valor estimado com base no fato de a área de estudos ser majoritariamente rural.

Tabela 4.7. Vazões médias de referência por aquífero (Campos e Freitas-Silva, 1998).

Aquífero (sistema/subsistema)	Média das vazões (L/h)
<i>Domínio Poroso</i>	
Todos os sistemas	< 800
<i>Domínio Fraturado</i>	
Sistema Paranoá	
Subsistema R3/Q3	12.200
Subsistema R4	6.150

4.5.4. Cenário de exploração subterrânea no SWAT

O cenário dos 1000 poços aleatoriamente distribuídos foi refeito, mantendo as mesmas vazões exploradas e distribuição dos poços, só que dessa vez a simulação foi feita por meio do modelo SWAT, através da ferramenta de uso da água (.wus). Esse cenário buscou permitir

uma análise comparativa entre o desempenho do modelo de bacia SWAT e do modelo acoplado SWAT-MODFLOW, para avaliar se há ganho de representatividade promovido pela integração dos modelos SWAT e MODFLOW.

4.5.5. Cenários com alocação concentrada de poços

Finalmente, procurando investigar a influência do tipo de aquífero e da posição dos poços na interação águas superficiais-subterrâneas, foram propostos alguns cenários hipotéticos de simulação, considerando diferentes composições na distribuição dos 1000 poços propostos.

4.5.5.1. Influência do tipo aquífero

Para a avaliação da influência do tipo de aquífero explorado, se poroso ou fraturado, foram criados dois cenários, nos quais foi considerada a mesma dispersão dos 1000 poços adotada no cenário de exploração subterrânea. Desses, um teve 100% dos poços aplicado ao aquífero poroso e o outro, todos aplicados ao aquífero fraturado.

Sabendo que a área da bacia do Ribeirão Rodeador possui dois subsistemas hidrogeológicos, foram simulados outros dois cenários, onde foi considerado o bombeamento isolado em cada um dos subsistemas. Essa análise visou verificar se há impactos na dinâmica da bacia, a depender do tipo de subsistema que está sendo explorado.

4.5.5.2. Influência da posição com relação ao rio

Partindo do entendimento de que o fluxo subterrâneo possui um retardo com relação aos fluxos superficiais e da suposição de que ocorre uma atenuação dos impactos da exploração com o distanciamento do rio, foram propostos outros dois cenários, visando verificar se há diferenciação no comportamento do fluxo de base em função da posição dos poços com relação à drenagem. Para isso, foi criada uma região de *buffer* com 1km de distância da drenagem. Em um dos cenários foram alocados 500 poços dentro da região do *buffer*, e no outro foram alocados 500 poços fora dessa região, ainda respeitando as áreas agrícolas da classificação de Ferrigo (2014). A redução de 1000 poços para 500 poços se deu visando evitar a superconcentração de poços, dada a redução na área onde de alocação.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. SIMULAÇÃO COM SWAT

5.1.1. Simulação inicial com SWAT

Inicialmente foi feita uma simulação com o SWAT em escala diária, para o período de quatro anos, entre janeiro de 1979 e dezembro de 1982, sem calibração. A simulação inicial foi realizada considerando apenas o banco de dados adaptado por Ferrigo (2014) às condições do bioma cerrado. A comparação gráfica entre as vazões observadas e as simuladas se deu por meio da análise dos hidrogramas (Figura 5.1) e das curvas de permanência, que nesse caso indicam a probabilidade com que cada vazão supera ou iguala as demais (Figura 5.2).

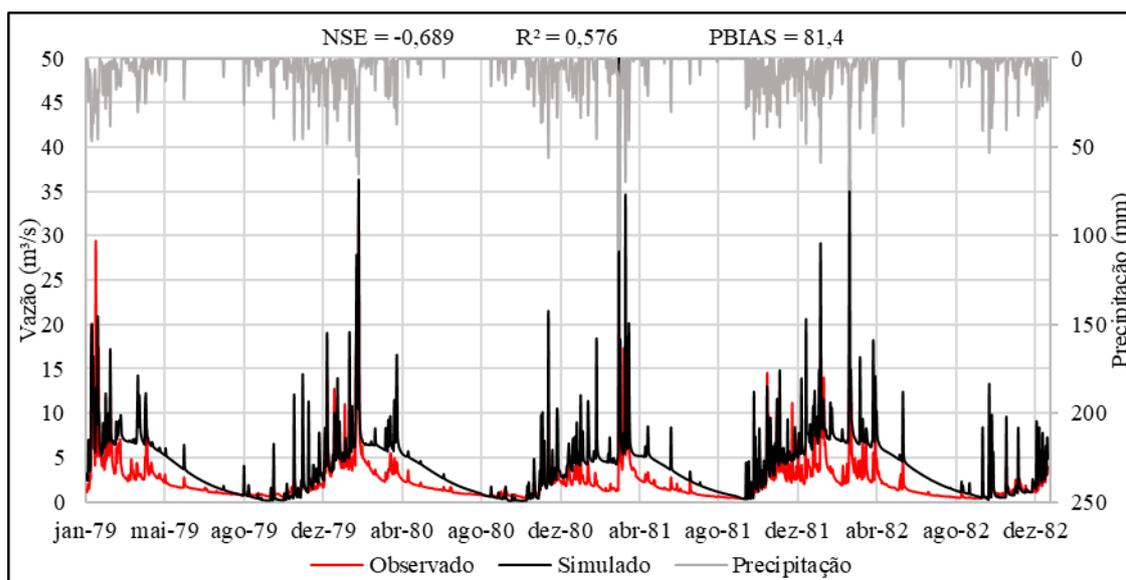


Figura 5.1. Hidrogramas – simulação inicial sem calibração, com o modelo SWAT, em escala diária, período entre 1979 e 1982.

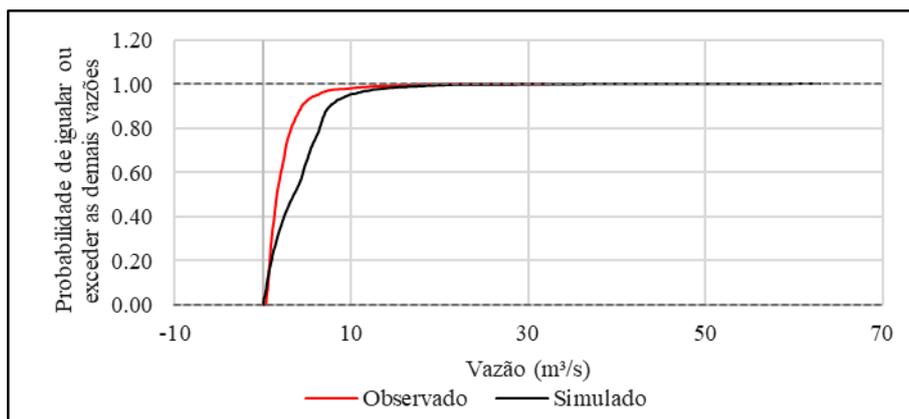


Figura 5.2. Curva de permanência - simulação inicial sem calibração, com o modelo SWAT, em escala diária, período entre 1979 e 1982.

Nas figuras é possível observar que a simulação inicial não foi capaz de representar de forma satisfatória o comportamento hidrológico da bacia, apresentando superestimação tanto dos picos, quanto do escoamento de base. O resultado de -0,689 para o coeficiente de NSE indicou que mesmo o uso do valor médio seria melhor que o da simulação obtida, apontando a necessidade de calibração do modelo, de forma a garantir uma melhor representação do balanço hidrológico na bacia.

No que se refere às métricas de análise estatística de eficiência, Moriasi *et al.* (2007) consideram que uma calibração satisfatória, para escala mensal, deve apresentar valor de NSE e de R^2 acima de 0,5 e de PBIAS entre $\pm 25\%$. No caso de calibração diária, esses valores devem ser vistos como sendo conservadores, uma vez que, segundo os próprios autores, modelos mensais costumam apresentar melhor aderência em relação à modelos de base diária.

5.1.2. Análise de sensibilidade do SWAT

A análise de sensibilidade foi realizada com os parâmetros indicados na Tabela 4.3, exceto pelo fator alfa do fluxo de base (Alpha_BF). O parâmetro Alpha_BF foi calculado pelo programa SWAT BFLOW, com base nas vazões observadas para o período da calibração e o resultado obtido foi de 0,0399, valor maior que o indicado (0,022) no banco de dados sem calibração de Ferrigo (2014).

Os demais parâmetros passaram pela análise de sensibilidade global, em que foi aferida a influência de cada um na qualidade do resultado da simulação. Através das métricas *p-value* e *t-stat* foi possível verificar a quais parâmetros, entre os analisados, o modelo é mais sensível, e, conseqüentemente, quais parâmetros deveriam ser calibrados. A análise foi feita com 800 simulações e considerando os intervalos sugeridos por Ferrigo (2014) para cada um dos parâmetros. Sabe-se que o ideal é que sejam feitas 100 simulações por parâmetro, porém no presente estudo o SWAT-CUP não foi capaz de concluir as 1500 simulações com sucesso, ficando limitado ao máximo de 800 simulações. Os resultados da análise de sensibilidade estão apresentados na Figura 5.3 e na Tabela 5.1.

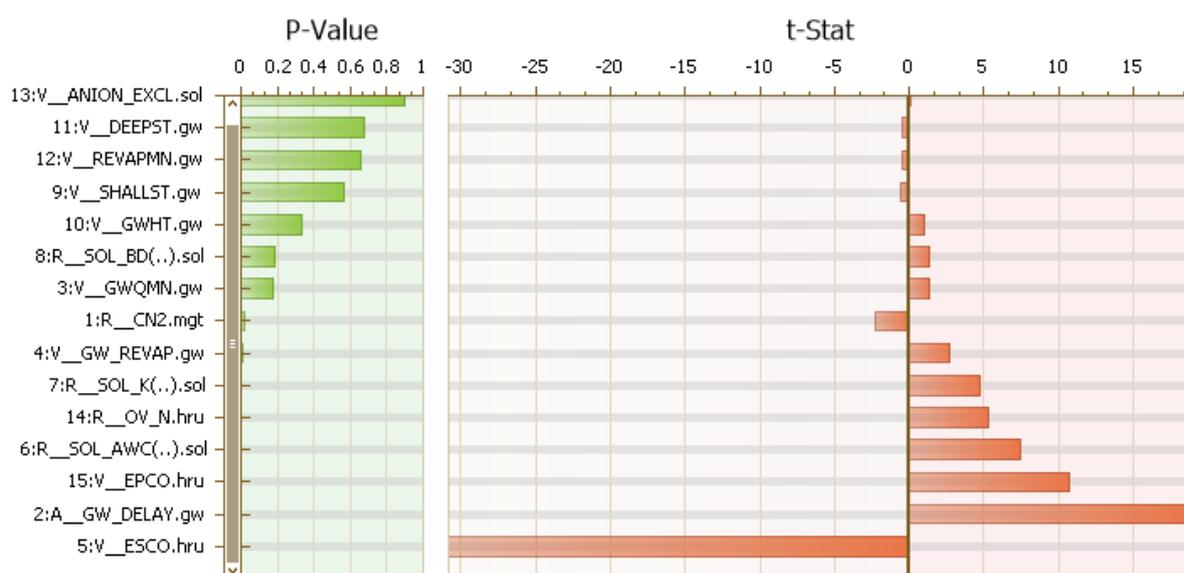


Figura 5.3. Resultado da análise de sensibilidade global do SWAT-CUP.

Tabela 5.1. Resultados análise de sensibilidade global do SWAT-CUP.

Parâmetro	<i>t-stat</i>	<i>p-value</i>
ANION_EXCL.sol	0.1260	0.8998
DEEPST.gw	-0.4167	0.6770
REVAPMN.gw	-0.4409	0.6594
SHALLST.gw	-0.5781	0.5633
GWHT.gw	0.9669	0.3339
SOL_BD.sol	1.3174	0.1881
GWQMN.gw	1.3474	0.1782
CN2.mgt	-2.2858	0.0225
GW_REVAP.gw	2.7013	0.0071
SOL_K.sol	4.7597	0.0000
OV_N.hru	5.3379	0.0000

Tabela 5.2. Resultados análise de sensibilidade global do SWAT-CUP (continuação).

SOL_AWC.sol	7.4514	0.0000
EPCO.hru	10.6973	0.0000
GW_DELAY.gw	19.0616	0.0000
ESCO.hru	-30.8272	0.0000

Segundo Abbaspour *et al.* (2011), quanto maior for o valor absoluto de *t-stat* para um dado parâmetro, maior é a sensibilidade do modelo àquele parâmetro. Por outro lado, quanto menor for o valor de *P-Value*, maior significância essa sensibilidade terá na modelagem específica. Assim sendo, os parâmetros de maior sensibilidade, em escala crescente, foram: ESCO, GW_DELAY, EPCO, SOL_AWC, OV_N, SOL_K, GW_REVAP e o CN2.

5.1.3. Calibração do SWAT

Buscando alcançar o melhor ajuste do modelo para a bacia do Ribeirão Rodeador, foram realizadas diferentes calibrações em escala diária. Inicialmente a calibração automática do modelo foi feita por meio da interface SWAT-CUP, onde foi aplicado o algoritmo de otimização SUFI-2 no ajuste dos 8 parâmetros aos quais o modelo apresentou maior sensibilidade. Foi feita também uma calibração com todos os 15 parâmetros levantados, sem considerar a sensibilidade do modelo. Em ambos os casos se executaram 800 simulações por iteração, partindo dos intervalos sugeridos por Ferrigo (2014).

A calibração somente dos 8 parâmetros aos quais o modelo é mais sensível, levou a um resultado considerado insatisfatório da função objetivo, e por isso a análise de sensibilidade foi desconsiderada. Além disso, apesar de a calibração no SWAT-CUP ter apresentado ajuste considerado aceitável, foram encontradas algumas limitações para o uso da interface, o que levou à migração da calibração para o algoritmo proposto por Távora (2017). As limitações encontradas estão associadas principalmente ao fato de o SWAT-CUP ter sido desenvolvido para uso automatizado e com várias opções de métodos de otimização e, portanto, mais complexo e pouco adaptável quando comparado ao calibrador proposto por Távora (2017).

Foram feitas algumas adaptações no código do calibrador, com a incorporação dos parâmetros de solo e do ajuste diferenciado do CN, em que foi permitido, na calibração, considerar os diferentes usos do solo no ajuste do CN. Dada a grande variação no

comportamento hidrológico dos usos do solo, não pareceu adequado que o ajuste dos valores de CN seja feito de forma uniforme para todos os usos, uma vez que usos como urbano e agrícola, por exemplo, variam a taxas completamente diferentes, sendo que a permeabilidade em áreas agrícolas é muito mais sensível a alterações do que em áreas de urbanas.

Dessa forma, buscando melhor adequar a calibração à área de estudo, foram criados fatores independentes para os usos de solo que apresentassem características semelhantes. Para tanto, os usos na bacia foram subdivididos em quatro grupos, com base no comportamento hidrológico de cada um. O primeiro grupo (G1) abrangeu as classes: solo exposto e áreas degradadas/cascalheiras; o segundo (G2), o uso agrícola; o terceiro (G3), campo limpo e cerrado; e o quarto (G4), mata de galeria e áreas vegetadas. A abordagem de separação por grupos ao invés de individual, se deu com vistas a evitar o excesso de parametrização do modelo, em respeito ao princípio da parcimônia. Os parâmetros de solo também apresentaram fatores diferentes para cada uma das camadas de solo (C).

A calibração com o algoritmo de Távora (2017) faz uso do método de otimização PSO e o coeficiente de NSE como função objetivo. Inicialmente, o NSE, como função objetivo, foi aplicado ao logaritmo das vazões, com vistas a um melhor ajuste das vazões mínimas. Conforme ilustrado na Figura 5.4, a calibração do logaritmo das vazões de fato promoveu uma melhor aderência às vazões mínimas, se comparada à simulação inicial. No entanto, a simulação continuou superestimando os picos, o que comprometeu a eficiência da calibração, que apesar de ter apresentado um NSE do *log* das vazões de 0,504, apresentou um NSE das vazões de -0,732.

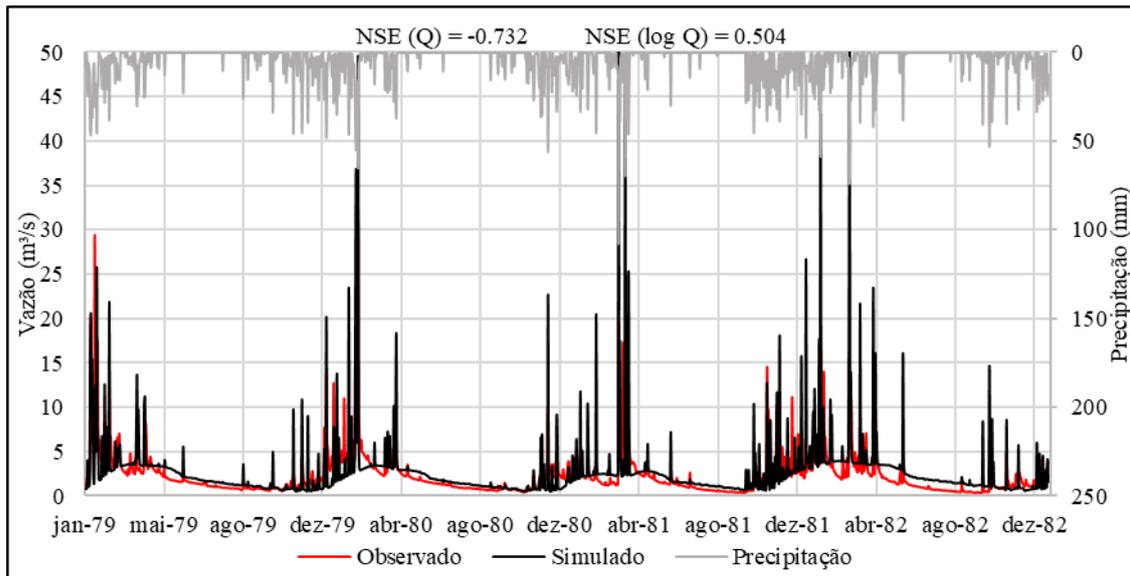


Figura 5.4. Hidrogramas - simulação calibrada pelo *log* das vazões, com o modelo SWAT, em escala diária, período entre 1979 e 1982.

Devido à pouca eficiência da calibração do logaritmo das vazões, o modelo foi calibrado novamente, dessa vez utilizando a vazão diretamente. A calibração foi executada no algoritmo de Távora (2017) adaptado, para os 15 parâmetros levantados, com 100 iterações e 20 partículas (diferentes conjuntos de parâmetros). Foram testadas outras combinações entre o número de iterações e de partículas, porém não houve grandes ganhos em termos de qualidade do ajuste. Os resultados da calibração que promoveu o melhor ajuste estão apresentados na Figura 5.5 e na Figura 5.6.

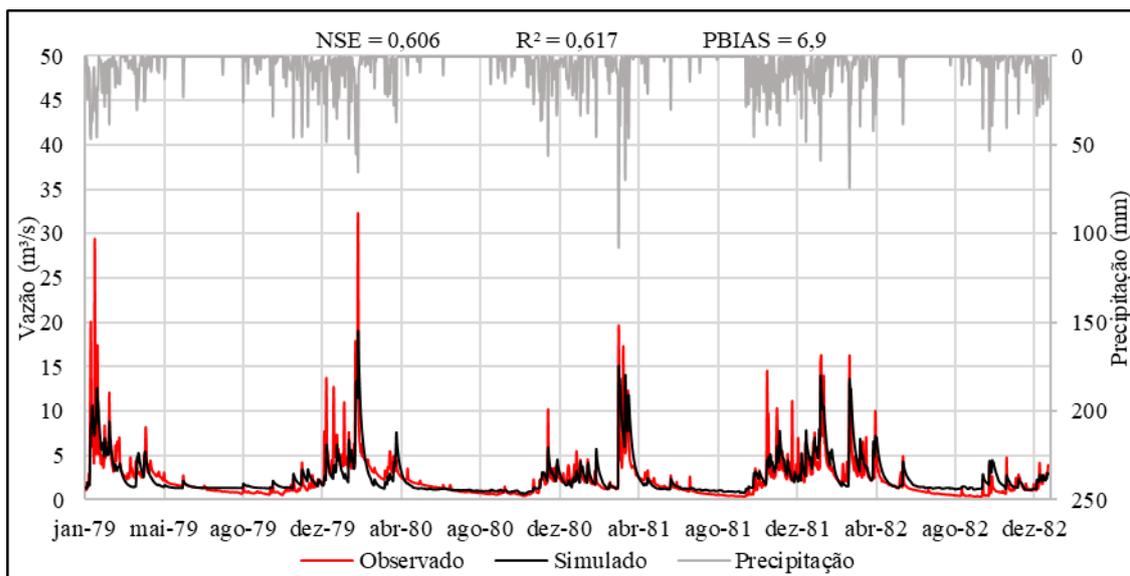


Figura 5.5. Hidrogramas – simulação calibrada, com o modelo SWAT, em escala diária, período entre 1979 e 1982.

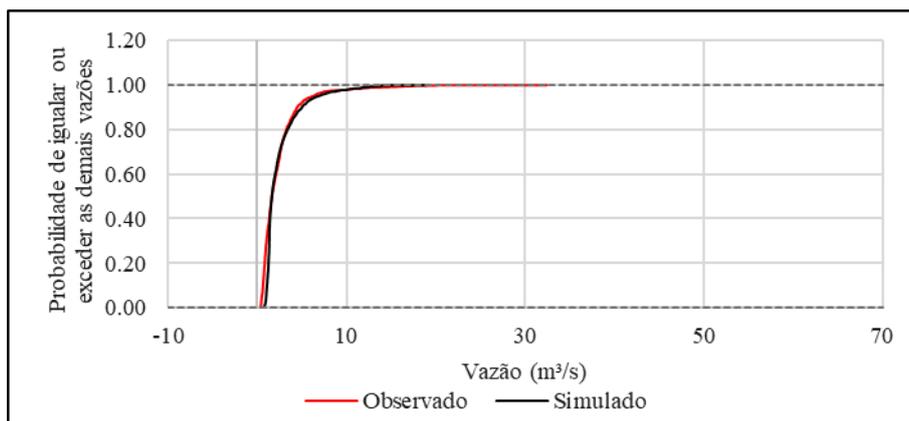


Figura 5.6. Curva de permanência - simulação calibrada, com o modelo SWAT, em escala diária, período entre 1979 e 1982.

A partir da análise comparativa entre os hidrogramas e curvas de recessão foi possível verificar que as curvas das vazões simuladas apresentaram boa aderência às observadas, principalmente se comparadas às curvas resultantes da simulação inicial, sem calibração. Ao comparar as métricas estatísticas das simulações, fica evidente o ganho de representatividade após a calibração. Os índices de NS e PBIAS antes considerados insatisfatórios, com valores de -0,689 e 81,4, respectivamente, passam com a calibração a estarem dentro da faixa considerada aceitável.

Segundo valores indicados por Moriasi *et al.* (2007) para classificação da performance de simulações, a calibração se mostrou de satisfatória a boa. Os valores de NS e R^2 de 0,606 e 0,617, respectivamente, por serem superiores a 0,5 foram considerados satisfatórios, lembrando que há um certo conservadorismo nessa análise, já que os valores sugeridos pelos autores são para passo mensal, enquanto a presente calibração é diária. Com relação à métrica PBIAS, o valor resultante de 6,9, por se apresentar dentro do intervalo de ± 10 , indicou uma performance muito boa da calibração.

Na Tabela 5.3 estão apresentados os parâmetros ajustados na calibração do SWAT, além dos intervalos assumidos e operações aplicadas para cada um dos parâmetros. No caso dos parâmetros CN, SOL_AWC, SOL_BD e SOL_K, que não são espacialmente constantes, o ajuste foi feito multiplicando os valores iniciais por diferentes fatores que variaram dentro do intervalo apresentado na Tabela 5.3. Para os demais parâmetros, os valores iniciais foram simplesmente substituídos pelos respectivos fatores. Ao final, cada um dos parâmetros

ajustados foi verificado, segundo os valores de referência apresentados na Tabela 4.3, de forma a assegurar a sua factibilidade física.

Tabela 5.3. Resultado do ajuste dos parâmetros do SWAT.

Parâmetro	Un.	Valor Inicial	Intervalo do Fator		Op.	Fator Calibrado	
			Min.	Max.			
ANION_EXCL	adm.	0,216	0,1	1	=	0,668	
CN2	G1	adm.	77 - 94	0,5	1,2	x	0,519
	G2		67 - 89	0,5	1,2		0,672
	G3		30 - 65	0,5	1,2		0,519
	G4		25 - 70	0,5	1,2		1,168
DEEPST	mm	2000	0	3000	=	1658,016	
EPCO	adm.	1	0	1	=	0,154	
ESCO	adm.	0,95	0	1	=	0,400	
GW_DELAY	dias	31	11	481	=	376,429	
GW_REVAP	adm	0,02	0,02	0,1	=	0,100	
GWHT	m	1	0	25	=	8,429	
GWQMN	mm	1000	0	1228	=	911,283	
OV_N	adm	0,1 – 0,15	0,01	30	=	30	
REVAPMN	mm	750	0	500	=	327,241	
SHALLST	mm	1000	1000	5000	=	1422,920	
SOL_AWC	C1	mm/mm	0,01 – 0,02	0,8	3	x	3
	C2		0,08 – 0,16				0,813
	C3		0,08 – 0,14				0,9
SOL_BD	C1	mg/m ³	0,408 – 0,609	0,07	0,4	x	0,091
	C2		0,87 – 1,38				0,360
	C3		0,94 – 1,38				0,323
SOL_K	C1	mm/h	31,58 – 124,95	0,001	0,8	x	0,002
	C2		102,85 – 553,78				0,002
	C3		102,85 – 230,05				0,002

* Un.: unidade, adm.: adimensional, Op.: operação

Ao aplicar o algoritmo de Távora (2017) adaptado, foi possível a calibração diferenciada dos fatores multiplicadores de CN, segundo os grupos de uso e cobertura do solo. Conforme apresentado na Tabela 5.3, o fator multiplicador ótimo para cada grupo foi diferente, o que reforça a importância de que essa calibração seja feita de forma discretizada. Exceto pelos usos com vegetação mais densa, a saber: mata de galeria e áreas vegetadas, que apresentaram aumento de 16,8% do CN, os demais usos calibrados apresentaram redução do seu CN com relação aos valores existentes no banco de dados, indicando maior permeabilização da bacia.

A calibração pelo algoritmo permitiu também ter acesso a todos os conjuntos de parâmetros processados pelo método PSO e suas respectivas funções objetivo. Dessa forma, foi possível perceber que das 2.000 simulações executadas, 731 apresentaram um conjunto de parâmetros que resultou em NSE superior a 0,5, e dentre essas, 17 apresentaram um valor de NSE ótimo (aprox. 0,61). Como discutido por Távora (2017), esse resultado confirma o conceito de equifinalidade, que, deve-se salientar, é uma propriedade real, porém, indesejada dos modelos matemáticos, por aumentar a incerteza associada ao processo de calibração.

5.1.4. Verificação do SWAT

A verificação da calibração do SWAT também foi feita em escala diária, porém, para o período de três anos, entre janeiro de 1983 e dezembro de 1985. Os resultados da etapa de verificação estão apresentados na Figura 5.7 e na Figura 5.8.

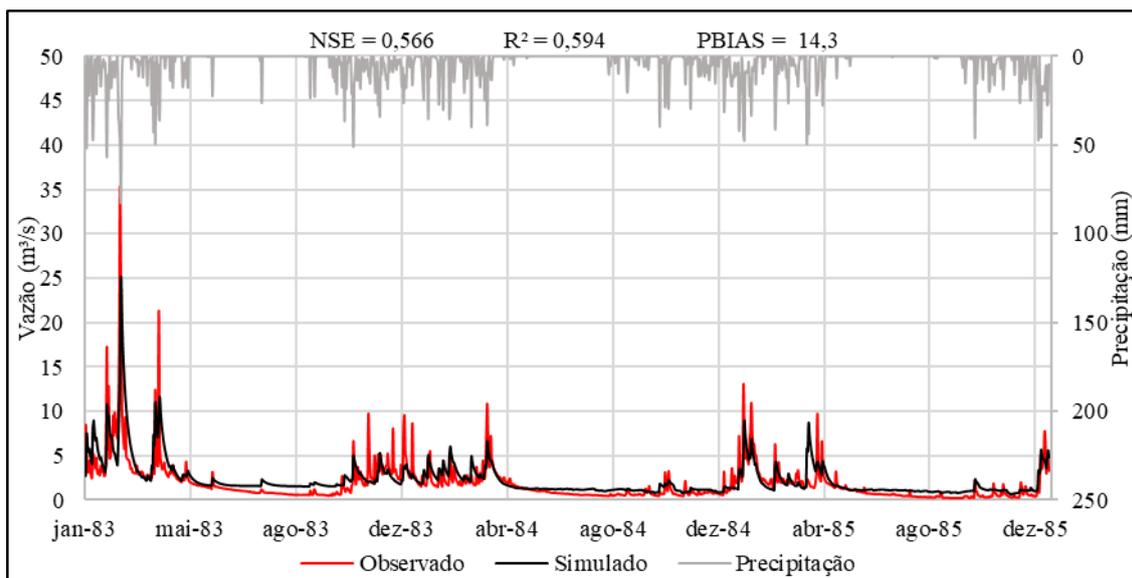


Figura 5.7. Hidrogramas - simulação de verificação, com o modelo SWAT, em escala diária, período entre 1983 e 1985.

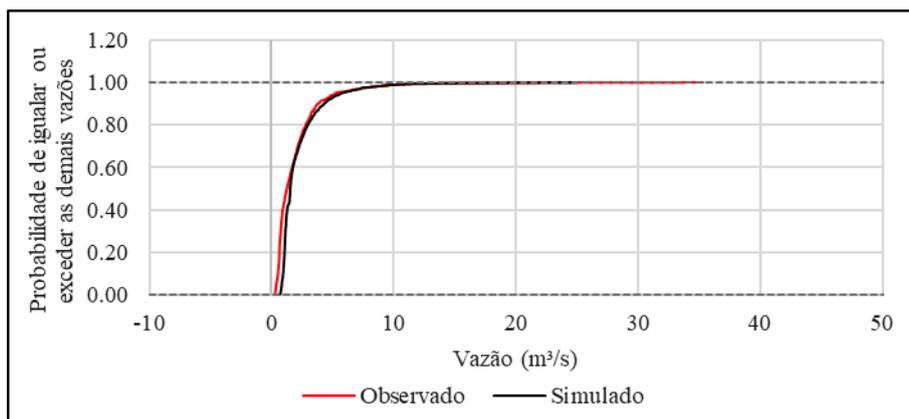


Figura 5.8. Curva de permanência - simulação de verificação, com o modelo SWAT, em escala diária, período entre 1983 e 1985.

Conforme análise das figuras, o modelo apresentou um pior desempenho global para o período de verificação, com menor aderência e piores métricas, se comparada à série calibrada. É possível observar que houve redução na qualidade de reprodução dos picos, que passaram a ser ainda mais subestimados pelo modelo. Observa-se um descolamento da curva de permanência nas vazões mínimas, se comparado à observada, indicando uma piora também na representação da recessão. No entanto, apesar do exposto, a simulação para a série verificada teve resultados considerados de satisfatórios a bons, segundo a classificação apresentada por Moriasi *et al.* (2007), o que corroborou para a validação do modelo.

5.2. SIMULAÇÃO COM MODFLOW

Devido à ausência de uma série representativa de dados de carga observada, não foi possível a correta calibração do MODFLOW, por meio da interface ModelMuse. Também não foi possível alcançar resultados significativos a partir da análise de sensibilidade e calibração manual dos parâmetros, com base no ajuste do fluxo de base.

Apenas para o parâmetro de condutância do rio e de carga inicial foi possível alcançar um certo ajuste, com a determinação dos valores que promovessem uma melhor aderência entre as curvas de fluxo de base simulado e observado para a região (vazão observada filtrada). Para a condutividade do leito, foi definido o valor “ótimo” de 0,01 metros e, para a carga inicial, o valor de 9 metros de profundidade, valor inferior à média dos valores observados no poço de monitoramento da ADASA, que marcavam cerca de 11 metros. Esses valores

foram considerados na definição do modelo conceitual hidrogeológico da simulação com o SWAT-MODFLOW.

5.3. SIMULAÇÃO COM SWAT-MODFLOW

5.3.1. Simulação inicial com SWAT-MODFLOW

Os resultados da simulação preliminar (sem calibração) etapa estão mostrados na Figura 5.9 e na Figura 5.10, através da comparação entre os hidrogramas e curvas de permanência observados e simulados e também dos índices estatísticos de NSE, R^2 e PBIAS.

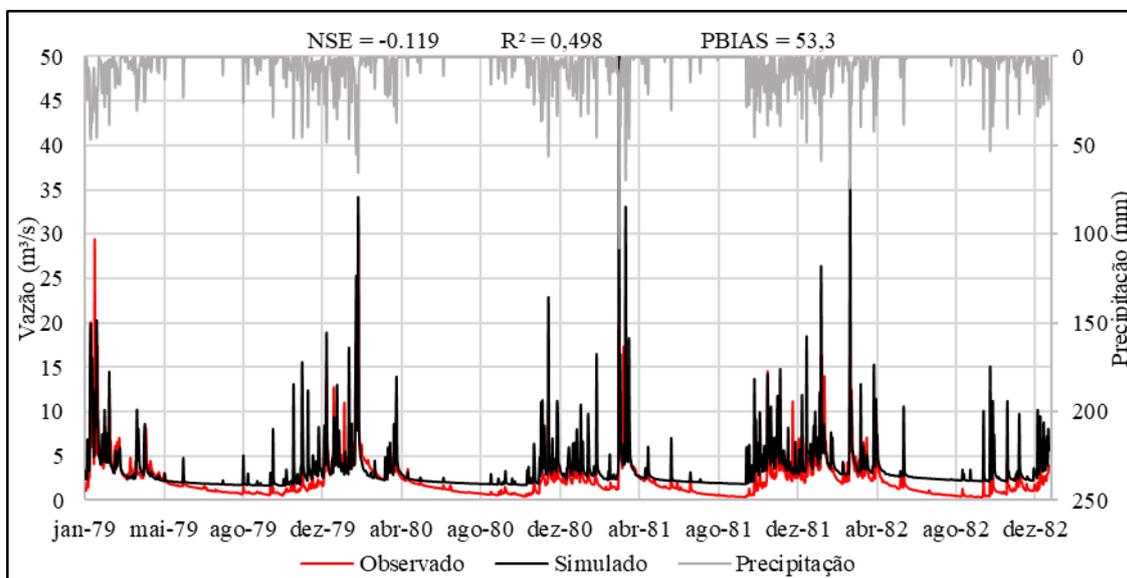


Figura 5.9. Hidrogramas - simulação inicial sem calibração, com o modelo SWAT-MODFLOW, em escala diária no SWAT e semanal no MODFLOW, período entre 1979 e 1982.

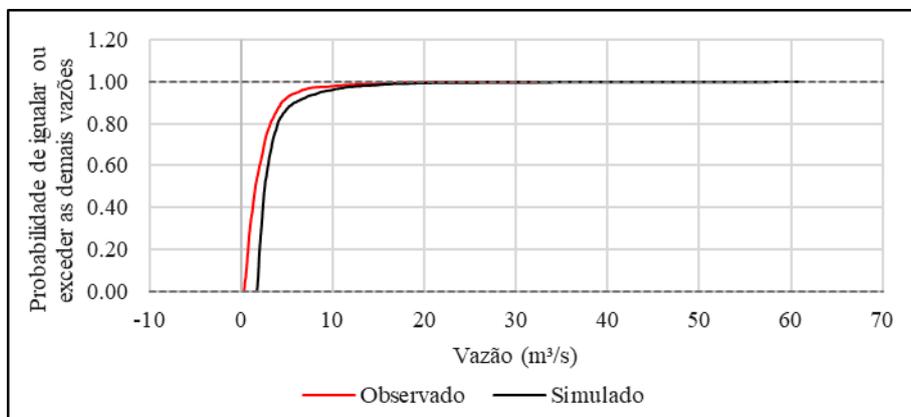


Figura 5.10. Curva de permanência - simulação inicial sem calibração, com o modelo SWAT-MODFLOW, em escala diária no SWAT e semanal no MODFLOW, período entre 1979 e 1982.

Os resultados dessa simulação inicial indicaram que, assim como na simulação inicial do SWAT, o modelo acoplado também não é capaz de representar satisfatoriamente o sistema, sem que seja feita uma calibração prévia. No entanto, quando comparado aos resultados da simulação com SWAT nas mesmas condições (Figura 5.1), verifica-se um certo ganho em termos de representatividade promovido pela integração com o MODFLOW. Mesmo sem calibração o acoplamento promoveu a melhora do valor do NSE de -0,689 para -0.119.

5.3.2. Calibração do SWAT-MODFLOW

A partir da análise de sensibilidade/calibração manual do modelo acoplado, observou-se que a melhor simulação, dentre as obtidas, foi a que manteve os parâmetros iniciais, exceto pela condutância do rio, cujo valor ótimo encontrado foi de 0,3, valor 30 vezes maior que o inicial de 0,01, que havia sido ajustado no ModelMuse, o resultado obtido reforça a ampla variabilidade do parâmetro em questão, conforme o intervalo de variação apresentado na Tabela 4.5

Como não foi possível a calibração adequada dos parâmetros do MODFLOW por meio do algoritmo de calibração de Távora (2017) adaptado ao modelo acoplado, adotou-se, para a simulação acoplada, o ajuste dos parâmetros do MODFLOW obtidos pela calibração manual do modelo acoplado, e a parametrização do SWAT, que havia sido previamente calibrado. Os resultados da simulação acoplada estão apresentados na Figura 5.11 e na Figura 5.12.

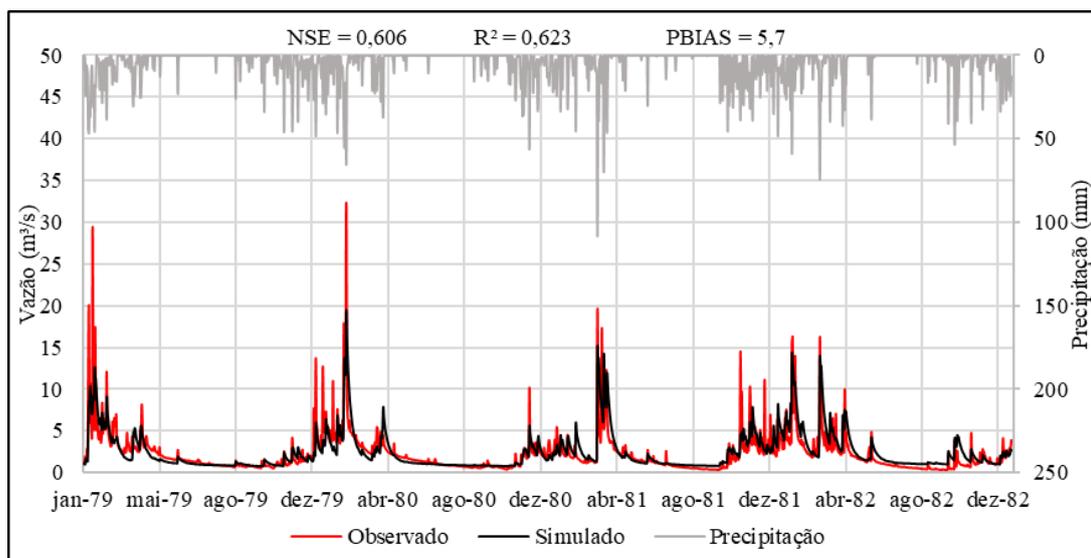


Figura 5.11. Hidrogramas – simulação calibrada, com o modelo SWAT-MODFLOW, em escala diária no SWAT e semanal no MODFLOW, período entre 1979 e 1982.

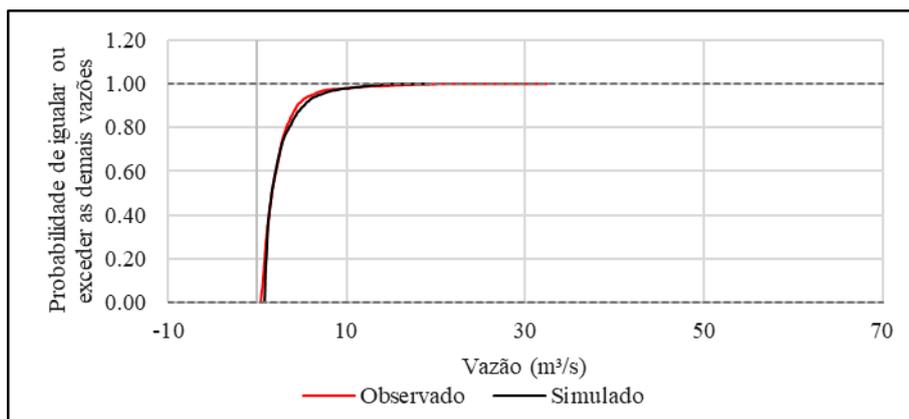


Figura 5.12. Curva de permanência - simulação calibrada, com o modelo SWAT-MODFLOW, em escala diária no SWAT e semanal no MODFLOW, período entre 1979 e 1982.

Apesar dos resultados indicarem que a simulação acoplada teve um desempenho considerado de satisfatório a bom, não foi possível perceber diferença significativa quando comparada à simulação calibrada do SWAT. As duas simulações apresentaram resultados muito semelhantes, exceto pelos índices de R^2 e PBIAS que demonstraram uma pequena melhora, passando de 0,617 e 6,9 para 0,623 e 5,7, respectivamente. O modelo acoplado apresentou ainda uma sutil melhora no ajuste das vazões mínimas, conforme pode ser observado na comparação das curvas de permanência. A não consideração das captações para o período, em especial no período de estiagem onde há maior demanda hídrica pelas culturas pode explicar, em parte, a falta de ajuste para as vazões mínimas.

Do ponto de vista do MODFLOW, o grande benefício esperado do acoplamento está no ganho de representatividade associada à recarga. Usualmente, a simulação no MODFLOW é feita considerando a recarga como mais um parâmetro a ser calibrado ou como uma parcela da precipitação observada. Com o acoplamento entre o SWAT e o MODFLOW, a estimativa da recarga se torna mais robusta, uma vez que essa passa a ser calculada pelo SWAT, de forma que a sua estimativa passa a considerar diversos fenômenos físicos que ocorrem em meio aos fluxos superficiais e sub-superficiais. No modelo acoplado a percolação profunda calculada pelo SWAT é inserida na primeira camada do MODFLOW como recarga.

Para a simulação calibrada, a percolação calculada para todo o período correspondeu a cerca de 19% da precipitação total observada. Esse valor está próximo aos 20% da precipitação sugeridos pela literatura para a estimativa genérica da recarga em abordagens mais tradicionais.

Por outro lado, quando se avalia a média da razão diária entre percolação profunda e precipitação, essa relação passa de 0,19 a 0,75. Em alguns casos essa razão chegou a ser maior que 1, indicando que a recarga para determinado dia superou a precipitação observada no mesmo dia. O que se justifica ao considerarmos a complexidade dos fluxos superficiais e sub-superficiais, onde ocorrem fenômenos como retardo e acumulação da água.

Além da variação temporal, outro fator de incerteza associado à abordagem tradicional de estimativa das taxas de recarga em simulações no MODFLOW é a variação espacial. Segundo Chung *et al.* (2010), a variabilidade espacial da recarga subterrânea ocorre devido principalmente às condições climáticas, de uso do solo e devido à heterogeneidade hidrogeológica. Segundo os autores, desconsiderar essa variabilidade torna a simulação pouco realista.

A Figura 5.13 apresenta o resultado de recarga volumétrica por célula calculada pelo SWAT-MODFLOW para o 374º passo de simulação do MODFLOW, referente ao período entre 24 de fevereiro e 2 de março de 1982, quando foi observada a maior razão entre percolação profunda e precipitação. Esse resultado ilustra bem a forma com que o modelo acoplado representa a variabilidade espacial da recarga ao longo da bacia. Conforme observado na figura, a distribuição da recarga, nesse caso, foi altamente sensível ao tipo de solo, sofrendo pouca influência do uso e ocupação, o que possivelmente se deve à baixa impermeabilização da bacia.

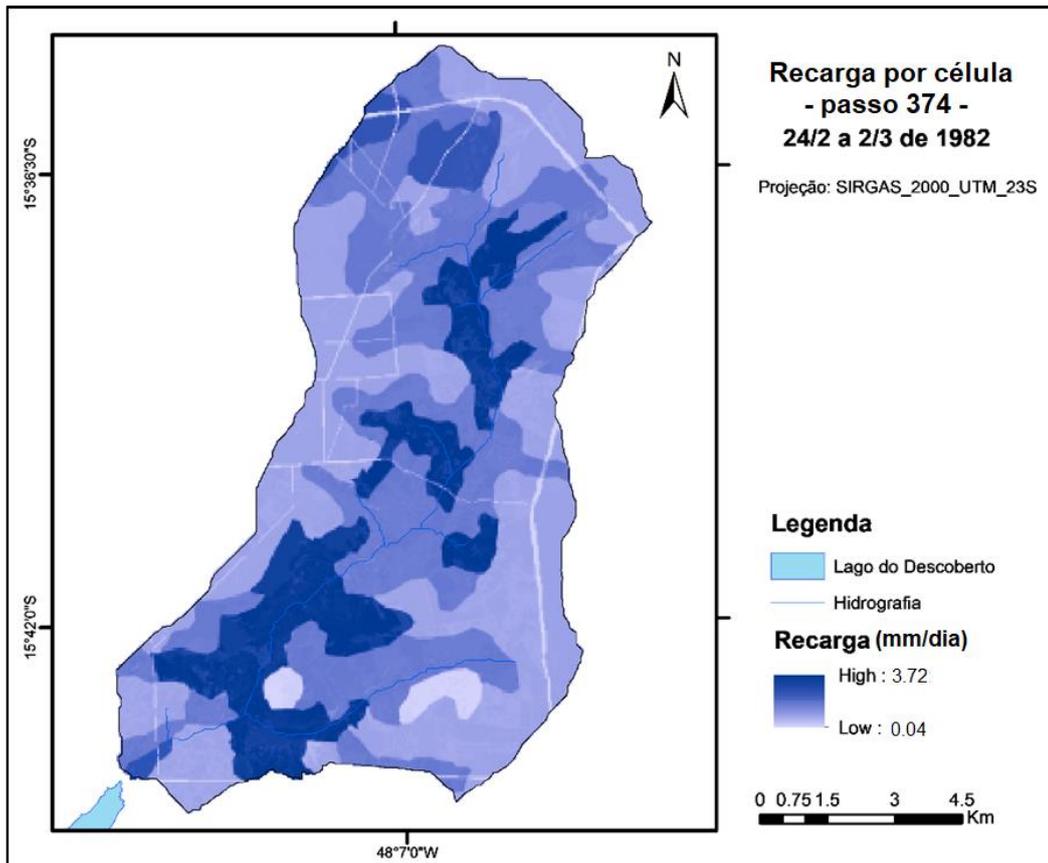


Figura 5.13. Recarga volumétrica por célula resultante da simulação acoplada para o passo de tempo 374 do MODFLOW, referente ao período entre 24/02 a 02/03/1982.

Buscando averiguar se há impacto da variação da recarga na simulação da água subterrânea e verificar o benefício da integração dos modelos em termo de simulação do fluxo de base, foi feita uma análise comparativa entre a abordagem tradicional, em que a recarga é equivalente a 20% da precipitação, e a abordagem proposta pelo modelo acoplado, na qual a recarga é equivalente a percolação profunda calculada pelo SWAT.

Ao comparar os fluxos de base resultante da simulação no SWAT-MODFLOW, com escala mensal, e no MODFLOW em escala diária e mensal, considerando a abordagem tradicional (Figura 5.14), o que se observa é que não há grandes diferenças entre as simulações. Isso se deu porque ao analisar o fluxo de base, sem a presença de poços ativos na bacia, a espacialização da recarga é diluída. Porém o que se espera é que, ao se incorporar bombeamento ao modelo, essa espacialização passe a ser relevante, uma vez que, nesse contexto, a entrada de fluxo pela recarga passa a ser influenciada pela extração por bombeamento, em escala local.

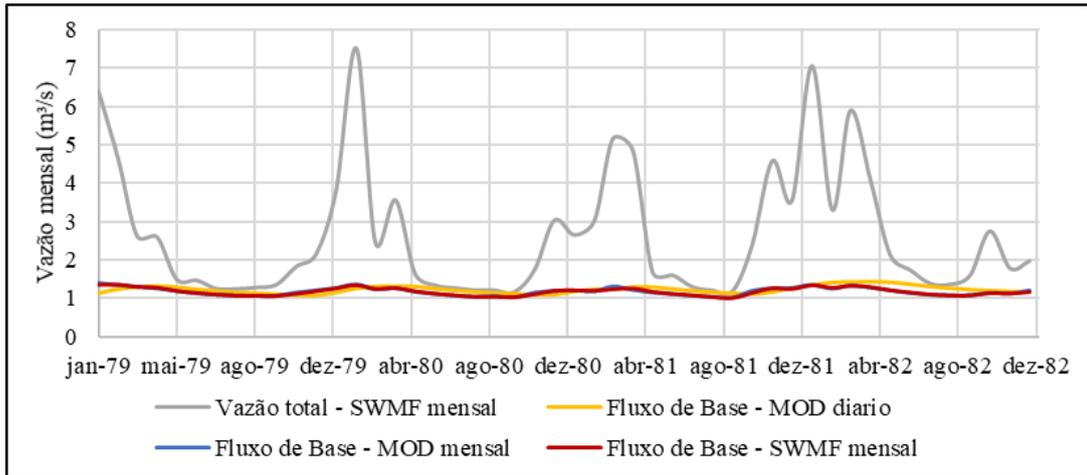


Figura 5.14. Resultados comparativos das simulações no SWAT-MODFLOW (SWMF) e no MODFLOW, com recarga equivalente a 20% da precipitação.

5.3.3. Verificação do SWAT-MODFLOW

Assim como a verificação do SWAT, a verificação do modelo acoplado também foi feita para o período de janeiro de 1983 a dezembro de 1985. Os resultados da verificação do SWAT-MODFLOW estão indicados na Figura 5.15 e na Figura 5.16.

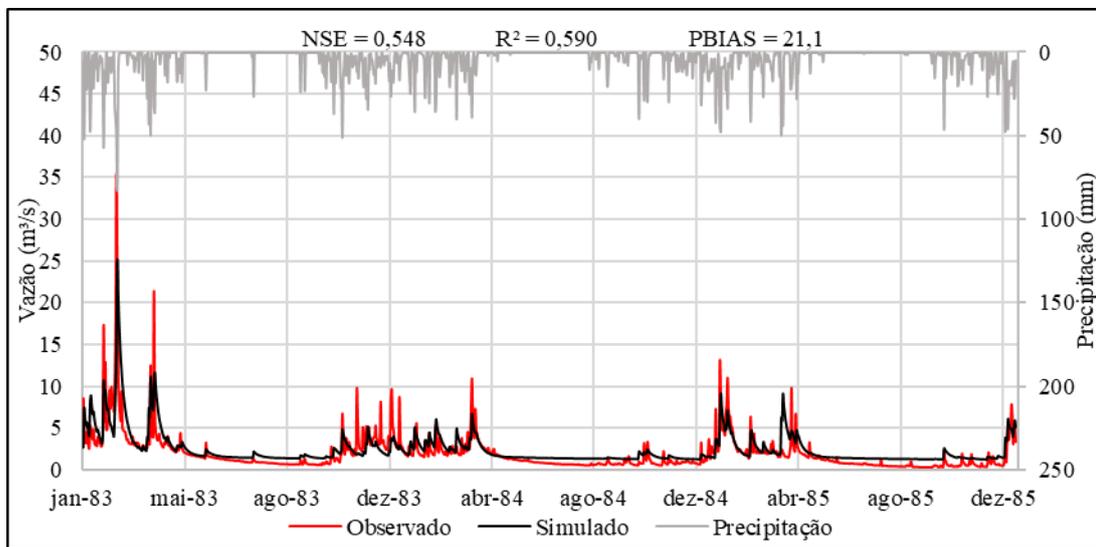


Figura 5.15. Hidrogramas - simulação de verificação, com o modelo SWAT-MODFLOW, em escala diária no SWAT e semanal no MODFLOW, período entre 1983 e 1985.

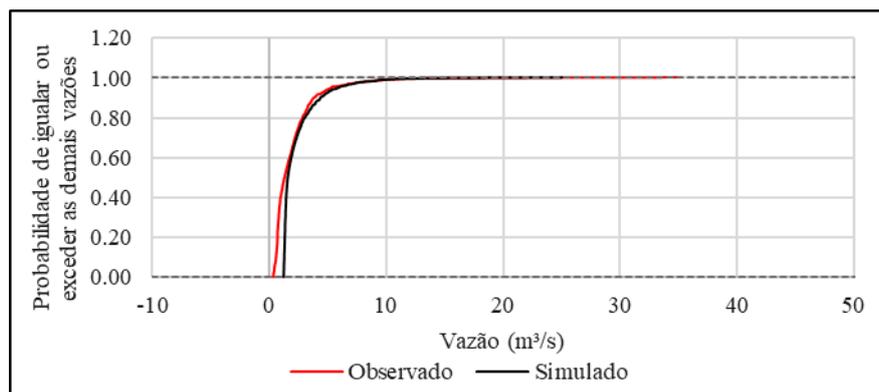


Figura 5.16. Curva de permanência - simulação de verificação, com o modelo SWAT-MODFLOW, em escala diária no SWAT e semanal no MODFLOW, período entre 1983 e 1985.

Com base na classificação recomendada por Moriasi *et al.* (2007), as métricas indicam que o modelo acoplado teve desempenho de satisfatório a bom, também na verificação do modelo. Apesar da piora com relação à simulação calibrada, especialmente no ajuste das vazões mínimas, conforme mostram as curvas de permanência, os valores de NSE, R^2 e PBIAS foram 0,548, 0,59 e 21,1, respectivamente.

Quando comparada à verificação do SWAT, observa-se uma queda na performance da simulação com o SWAT-MODFLOW. Enquanto o SWAT apresentou um NSE de 0,566 para a verificação, o acoplado levou a um valor de 0,548. Também se observou piora nas demais métricas. Esse mesmo resultado foi observado também por Ke (2014), que obteve melhor desempenho da verificação no SWAT do que no modelo acoplado aplicado.

Apesar de o SWAT ter apresentado desempenho semelhante ao modelo acoplado durante a calibração e melhores resultados na verificação, não se pode concluir que a simulação no SWAT seja mais representativa que a do SWAT-MODFLOW. Isso se justifica pelo fato de que o SWAT, por possuir uma concepção mais simplificada do fluxo subterrâneo, passa a ser mais facilmente ajustável se comparado ao MODFLOW. O MODFLOW, por ser um modelo específico de simulação de águas subterrâneas, apresenta maior fidelidade na representação do fluxo subterrâneo, porém se torna mais complexo, demandando maior esforço durante o processo de calibração. A indisponibilidade de uma série de cargas observadas também foi uma agravante para o adequado ajuste dos parâmetros do MODFLOW. Além disso, o elevado esforço computacional não permitiu a calibração adequada dos parâmetros de fluxo subterrâneo, o que pode ter contribuído para que os resultados do modelo acoplado fossem semelhantes aos do SWAT.

5.4. ANÁLISE DE CENÁRIOS

No primeiro momento desta etapa, o SWAT-MODFLOW foi simulado para o período de 2005 a 2014, sem considerar nenhuma captação superficial ou subterrânea. Essa simulação teve o intuito de avaliar o comportamento da bacia, caso não houvessem extrações. Porém ao analisar comparativamente os hidrogramas observado e simulado (Figura 5.17), verificou-se, além da já esperada superestimativa da recessão, que o hidrograma simulado apresentava pouca aderência ao observado, principalmente a partir de 2009.

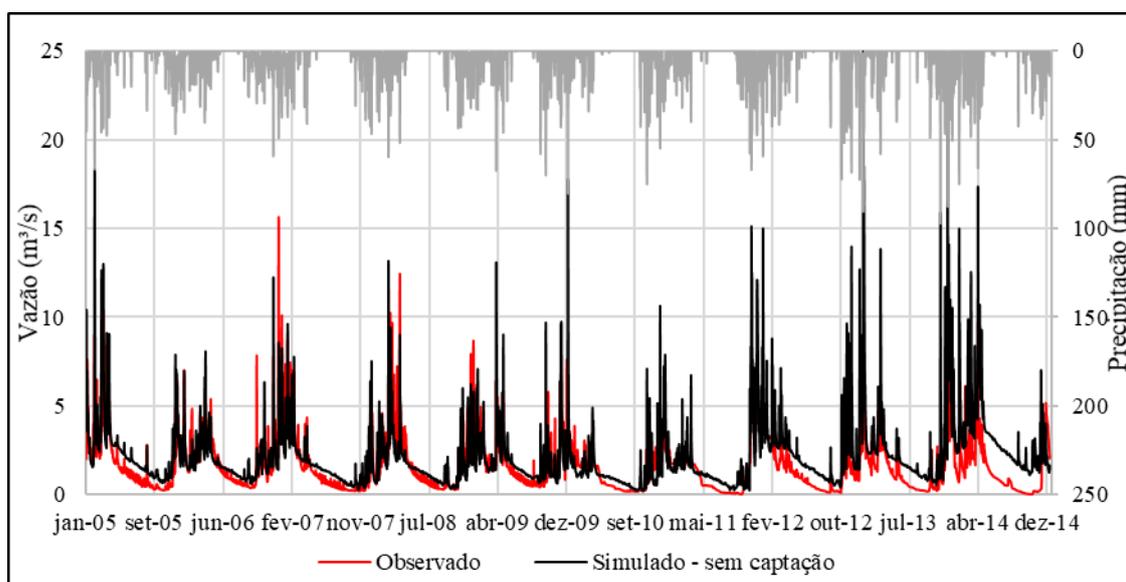


Figura 5.17. Hidrogramas - simulação de verificação, com o modelo SWAT-MODFLOW, em escala diária no SWAT e mensal no MODFLOW, período entre 2005 a 2014.

Ao analisar a correspondência entre os dados observados de vazão e precipitação, observou-se uma certa inconsistência. Conforme destacado em vermelho na Figura 5.18, o hidrograma observado assume comportamento diferenciado em relação aos eventos de precipitação observados anteriormente. Esse fato pode justificar a baixa aderência entre os hidrogramas simulados e observados para o período, uma vez que a precipitação é o *input* mais importante na modelagem hidrológica (Strauch *et al.*, 2012).

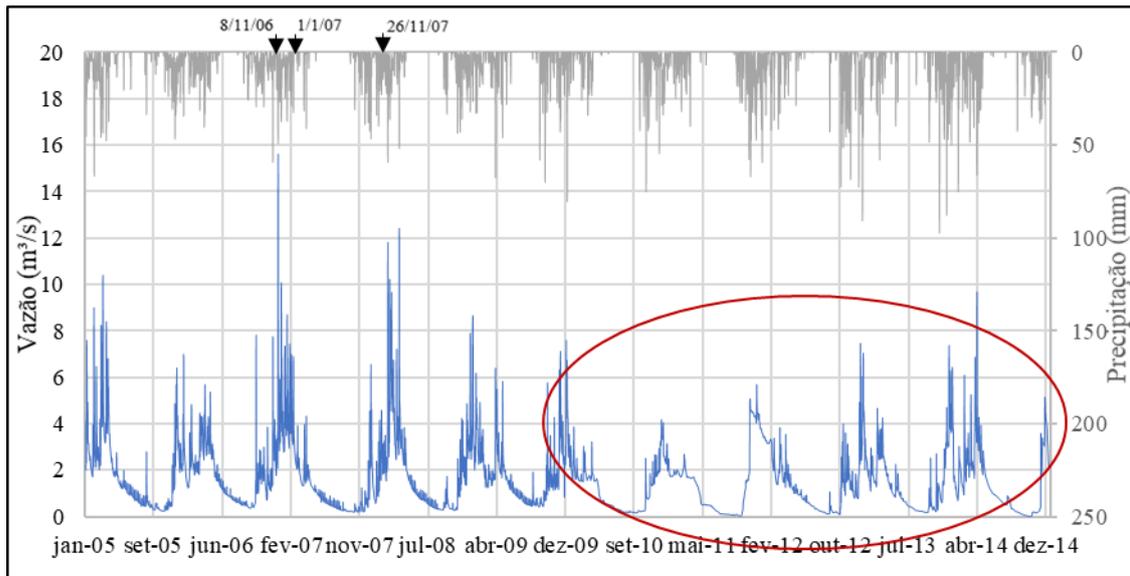


Figura 5.18. Dados observados de vazão e precipitação – em destaque período onde ocorre maior inconsistências entre dados observados de vazão e precipitação (Dados: CAESB).

Ao investigar a precipitação que serviu como dado de entrada para o modelo SWAT, verificou-se que durante o período de 2005 a 2016 houveram diferentes composições entre as quatro estações pluviométricas influentes na bacia para sua determinação. Até setembro de 2006 foram consideradas todas as quatro estações. Desse período até abril de 2009, apenas três delas foram utilizadas, já que a estação Brazlândia Quadra 18 começou a apresentar grandes lacunas. A partir de abril de 2009, apenas a estação ETA – Brazlândia foi considerada no cálculo da precipitação, por ser a única a ter dados disponíveis para o período. Essa variação do arranjo ao longo do período analisado pode ser uma fonte de incerteza relevante para a simulação.

Dentro dessa lógica, Strauch *et al.* (2012) examinaram a incerteza na parametrização e no resultado do modelo SWAT devido ao uso de diferentes arranjos na composição da chuva e observaram que, de fato, o ajuste dos parâmetros do SWAT varia bastante em função da precipitação de entrada. Assim, utilizar uma ou quatro estações pluviométricas pode mudar os resultados da calibração e, conseqüentemente, do modelo de simulação. Os autores apontam ainda que essa influência ocorre especialmente em regiões onde a variação espacial da precipitação é relevante, como é o caso do Distrito Federal, onde a chuva é essencialmente convectiva.

Para confirmar a influência da variação espacial da precipitação na bacia do Ribeirão Rodeador, foi tomada a amostra de três eventos de precipitação em que visualmente a variação da vazão observada é pouco condizente com a precipitação de entrada do modelo. Conforme indicado na Figura 5.18 os eventos escolhidos ocorreram nos dias 08/11/2006, 01/01/2007 e 26/11/2007. As precipitações observadas para esses eventos mencionados, em cada estação, estão mostradas na Figura 5.19.

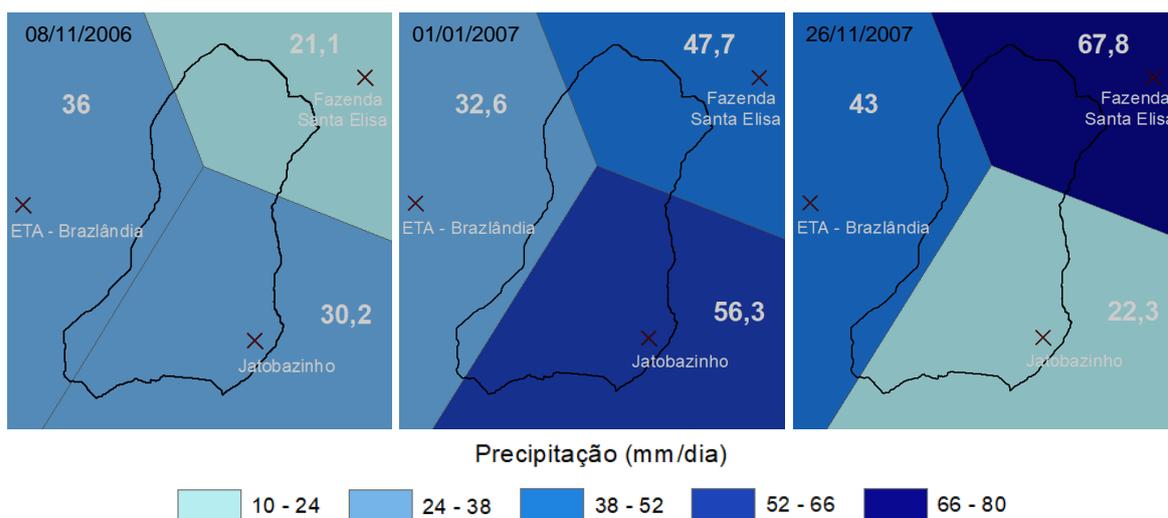


Figura 5.19. Precipitação (mm/dia) de acordo com Thiessen para os dias 08/11/2006, 01/01/2007 e 26/11/2007 (Dados: CAESB e ANA).

Pela figura, observa-se em dois dos três eventos uma considerável heterogeneidade espacial da precipitação, o que reforça a hipótese de que o fraco ajuste das vazões máximas simuladas às observadas, a partir de 2009, pode estar relacionada ao aumento da incerteza na estimativa da precipitação, uma vez que o número de estações consideradas foi reduzido de 3 para 1. Outro fator que aumenta a incerteza na estimativa é o fato de essa única estação, a ETA – Brazlândia, ser a que apresenta a menor área de influência na precipitação ponderada nos períodos anteriores, inclusive no período de calibração, onde foi definida a parametrização do modelo.

Apesar de evidenciar as incertezas da simulação quanto às vazões máximas, a análise da precipitação por eventos não é capaz de explicar a baixa aderência da recessão, uma vez que essa está mais relacionada à precipitação média no período do que a eventos isolados. Ao analisar a simulação inicial em termos de fluxo de base (Figura 5.20), é possível observar que também ocorre uma superestimativa da recessão, com relação ao observado,

especialmente nos últimos anos de simulação, o que provavelmente está relacionado aos impactos das diferentes captações na dinâmica do ribeirão Rodeador. Buscando confirmar essa hipótese foi feita a inclusão das captações, por partes.

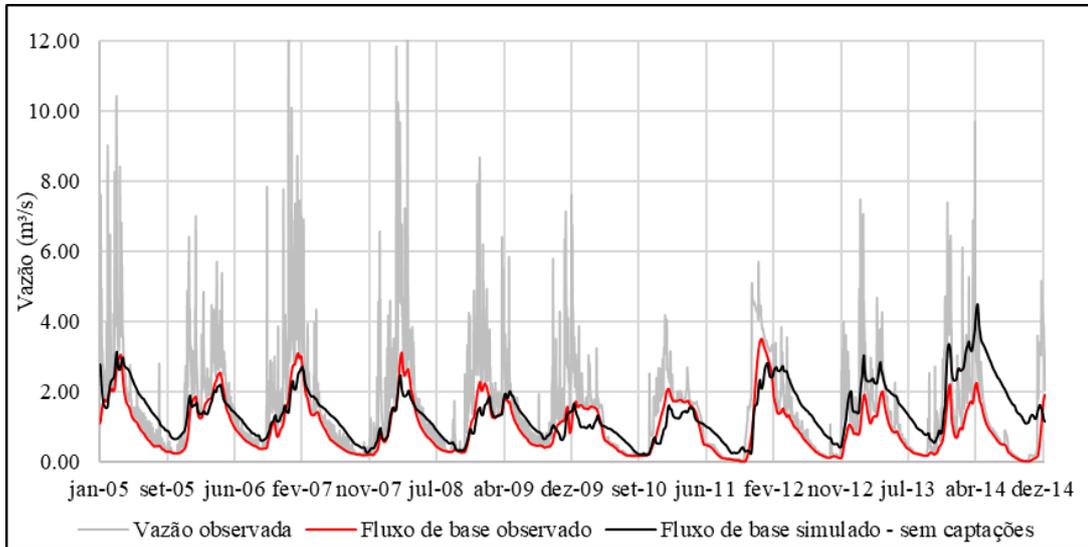


Figura 5.20. Hidrogramas de fluxo de base filtrados das vazões observada e simulada com o SWAT-MODFLOW, sem captações, por meio do programa BFLOW.

5.4.1. Inclusão das captações superficiais

Na Figura 5.21 estão apresentados os hidrogramas de fluxo de base filtrados a partir das vazões observada e simulada, considerando a influência das captações superficiais e da irrigação na bacia.

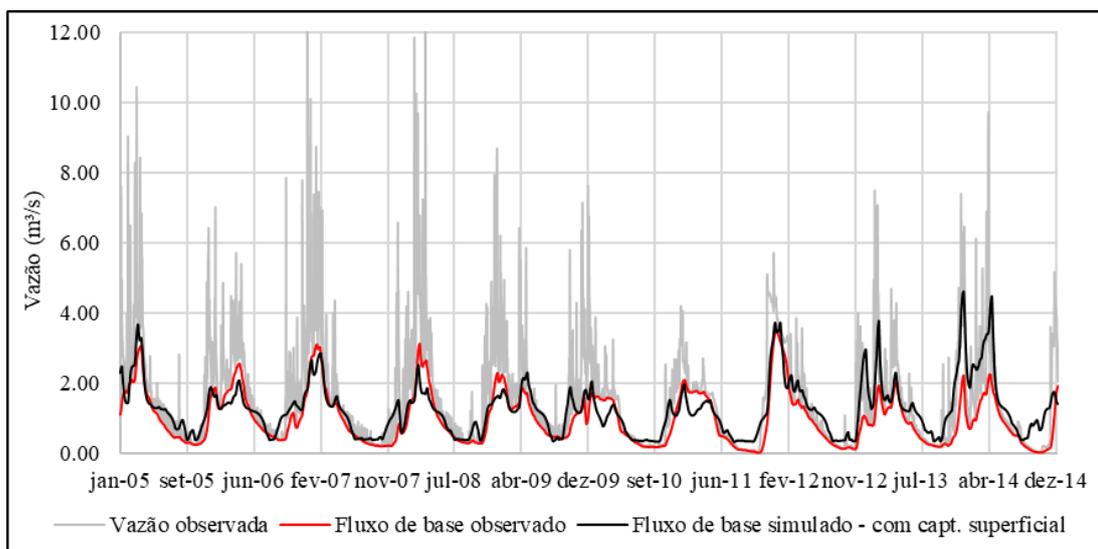


Figura 5.21. Hidrogramas de fluxo de base filtrados das vazões observada e simulada com o SWAT-MODFLOW, com captação superficial, por meio do programa BFLOW.

Ao comparar as simulações antes e depois da inclusão da operação de irrigação automática simulada com desvio direto do rio, é possível observar que, apesar de ainda superestimar a recessão na maior parte dos anos hidrológicos, a simulação apresenta uma melhora considerável na representação do fluxo de base. Segundo o índice de eficiência NSE, apenas com a incorporação da captação superficial e irrigação na simulação, a simulação passou de um ajuste pouco satisfatório de 0,04 para um ajuste de 0,44. Com relação à vazão total simulada, a inclusão da captação superficial gerou uma redução de 3.10^6 m³/d, equivalente a 4% da vazão simulada sem qualquer captação.

Por definir as condições superficiais do sistema sem considerar a influência de poços e considerando que o foco do presente estudo é analisar a influência de captações subterrâneas na dinâmica hidrológica da bacia, essa simulação foi selecionada como base (*baseline*) para análise dos demais cenários.

5.4.1.1. Balanço hídrico subterrâneo - *baseline*

Ao considerarmos os aquíferos como sendo um sistema natural e sem interação com o fundo ou laterais, temos, de forma simplificada, dois grandes fluxos a serem considerados no balanço hídrico: a recarga, como entrada, e o fluxo de base, como saída. A diferença entre os dois fluxos indica a variação interna do sistema. O balanço hídrico subterrâneo resultante da simulação do cenário base para o período entre outubro de 2004 a setembro de 2014 está apresentado na Tabela 5.4.

Tabela 5.4. Balanço hídrico subterrâneo – *baseline*.

	Recarga	Fluxo de base	Armazenamento
(mm/dia)	0,876	0,828	0,048
(m³/dia)	99.381,5	93.907,2	5.474,3
(10⁶. m³/ano)	36,29	34,29	2,0

O balanço obtido para o cenário sem poços indica que, no período analisado, haveria um excedente de 5.474,3 m³/dia para toda a área da bacia. O que sugere que, em média, haveria um acúmulo de água no aquífero durante o período.

Conforme pode-se observar na Figura 5.22, o balanço hídrico subterrâneo apresentou oscilação ao longo do ano, uma vez que, enquanto a recarga varia em função da sazonalidade

da precipitação, o fluxo de base apresenta uma maior estabilidade. Esse comportamento se deve à capacidade de amortecimento do aquífero, associada ao armazenamento de água e ao retardo no fluxo em condições saturadas.

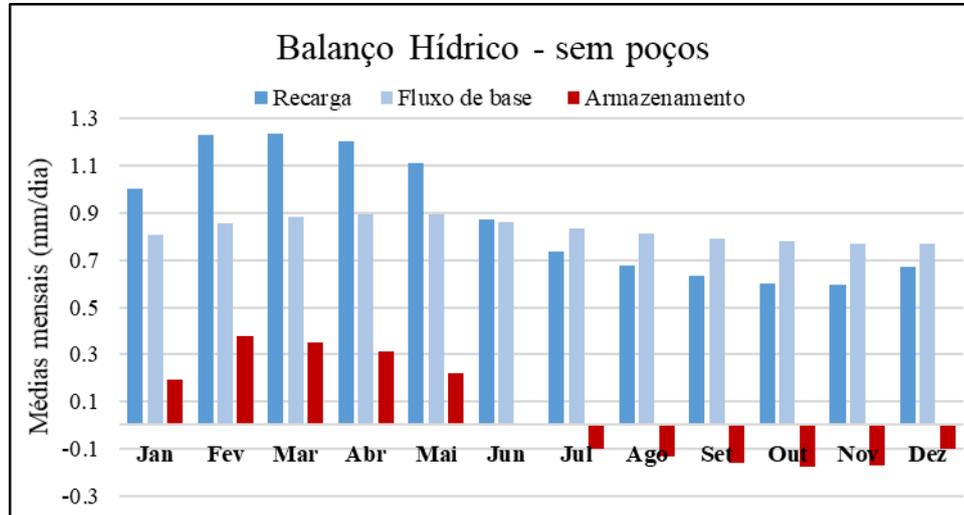


Figura 5.22. Sazonalidade do balanço hídrico – *baseline*.

Comparada à precipitação, a recarga também apresentou um certo retardo na sua sazonalidade. Enquanto a precipitação se concentra entre os meses de outubro e abril, a recarga, que em média foi equivalente a 20,8% da precipitação, teve seu período mais intenso começando em janeiro e indo até junho. A Figura 5.23 demonstra a distribuição espacial da recarga, calculada pelo SWAT ao longo do ano hidrológico. Cabe destacar que a escolha do ano de 2007 foi feita com base no bom ajuste do fluxo de base simulado para esse período e que, para esse ano, foram utilizadas, para a representação da distribuição espacial da chuva, três estações pluviométricas consideradas, ou seja, todas exceto a estação Brazlândia Quadra 18.

Na figura observa-se que há uma considerável variação espacial da recarga ao longo da bacia, especialmente no mês de abril, um dos meses onde há maior taxa de recarga ao longo do ano. Com relação à sazonalidade da recarga, a bacia, de forma geral, apresentou baixa variabilidade. Exceto pela região interna da bacia, onde se obtiveram taxas de recarga de até 8,5 mm/dia para o mês de abril, enquanto nenhuma recarga foi obtida para o mês de outubro. Essa discrepância serve como indicativo de que a região em questão possui baixa capacidade de armazenamento de água, e, portanto, não é capaz de acumular volumes suficientes para garantir uma recarga perene na região.

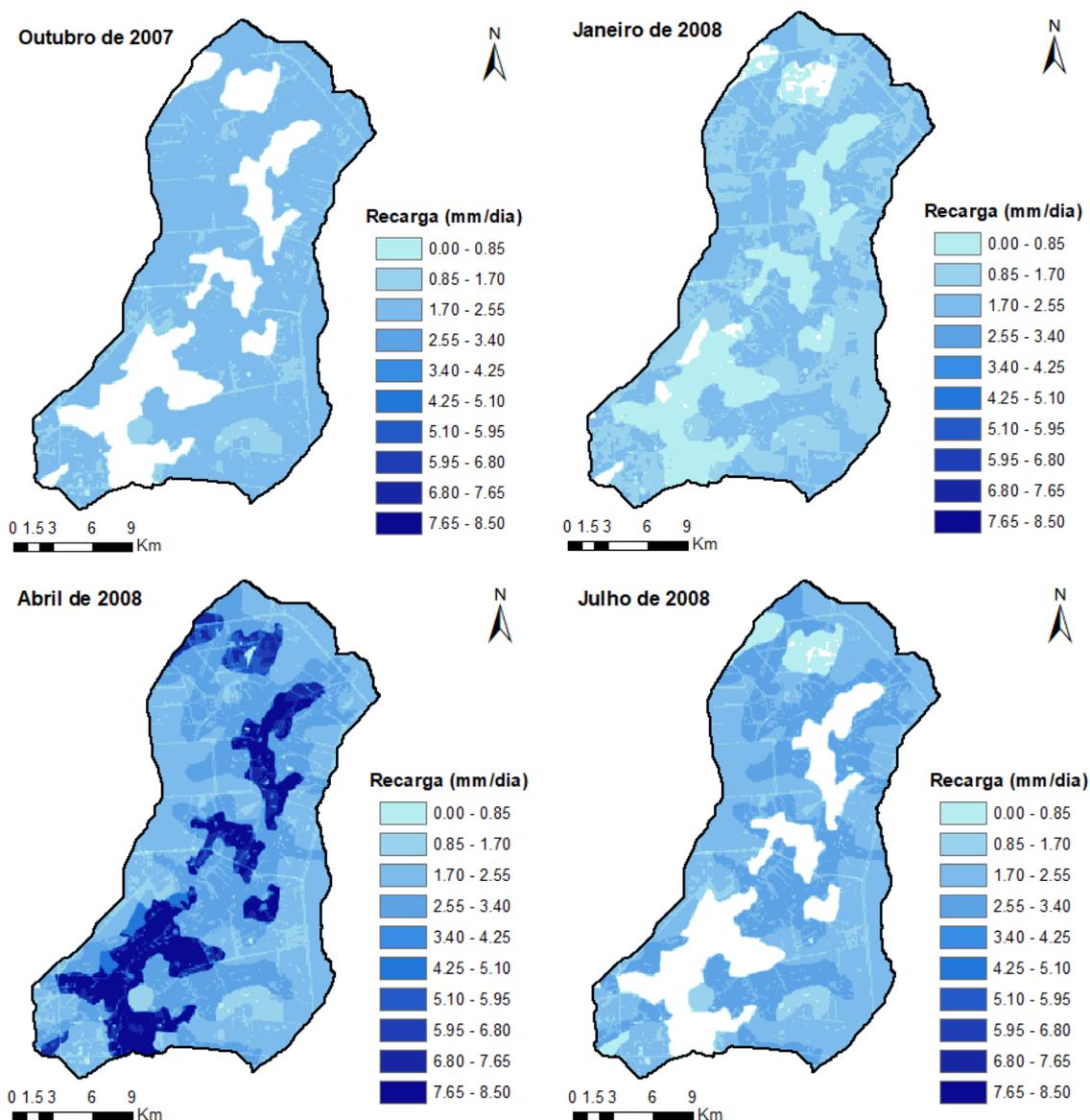


Figura 5.23. Distribuição espacial da recarga ao longo do ano hidrológico – *baseline*.

Além da sazonalidade, a recarga também apresentou variação ao longo dos anos de simulação, conforme apresentado na Figura 5.24. Observa-se uma redução da recarga total durante os anos hidrológicos entre outubro de 2009 e setembro de 2010, justamente no período em que foi verificada uma seca na região, conforme apresentado no hietograma da Figura 5.17. Cabe enfatizar que, a variabilidade observada na representação da distribuição espacial da precipitação, segundo a disponibilidade de dados das estações, não causa grande impacto no caso da recarga, uma vez que esse fluxo não é função dos picos de chuva, mas sim da média da precipitação, que se apresenta mais homogênea entre as estações consideradas.

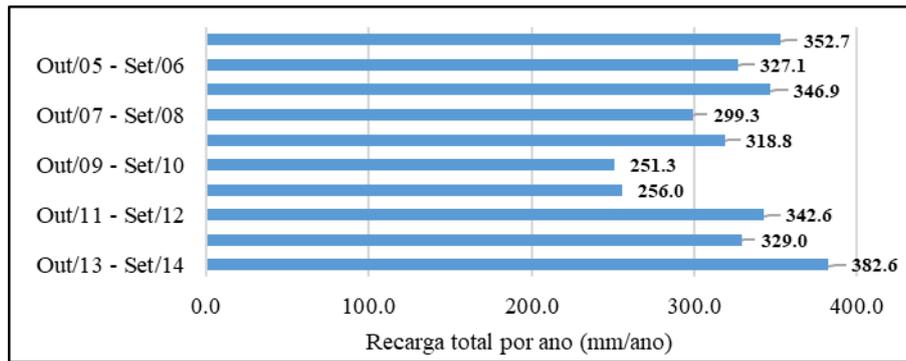


Figura 5.24. Variação da recarga ao longo dos anos simulados.

No que diz respeito à variação espacial do fluxo rio-aquífero, na maior parte da bacia esse ocorre em termos de descarga (ou fluxo de base), em que o aquífero contribui para o rio (Figura 5.25), exceto por duas regiões ao sul da bacia, onde ocorre infiltração, promovendo o fluxo em sentido inverso, porém a uma taxa muito pequena. As maiores taxas de descarga do aquífero para o rio são observadas em células da primeira sub-bacia (mais a montante), especialmente nas regiões em destaque na figura, onde o rio cruza ou se aproxima da unidade quartzito médio, além das nascentes dos trechos do rio, que também apresentaram altas taxas de descarga. Contudo, deve-se tomar cuidado ao fazer essa análise, uma vez que se conhece pouco sobre como o modelo acoplado define a cota de fundo e as dimensões do leito do rio.

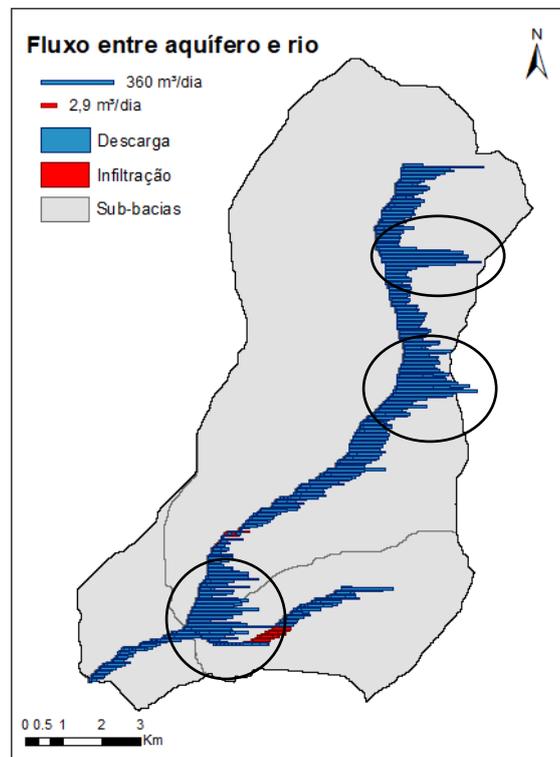


Figura 5.25. Fluxo rio-aquífero, por célula de rio – *baseline*, em destaque trechos onde há maior fluxo simulado entre aquífero e rio.

Para exemplificar o comportamento da carga no cenário base, ou seja, antes da influência do bombeamento, foi feito um corte perpendicular ao rio na linha 266 (Figura 5.26), com a representação das cargas do aquífero poroso e fraturado para o mês de abril de 2013.

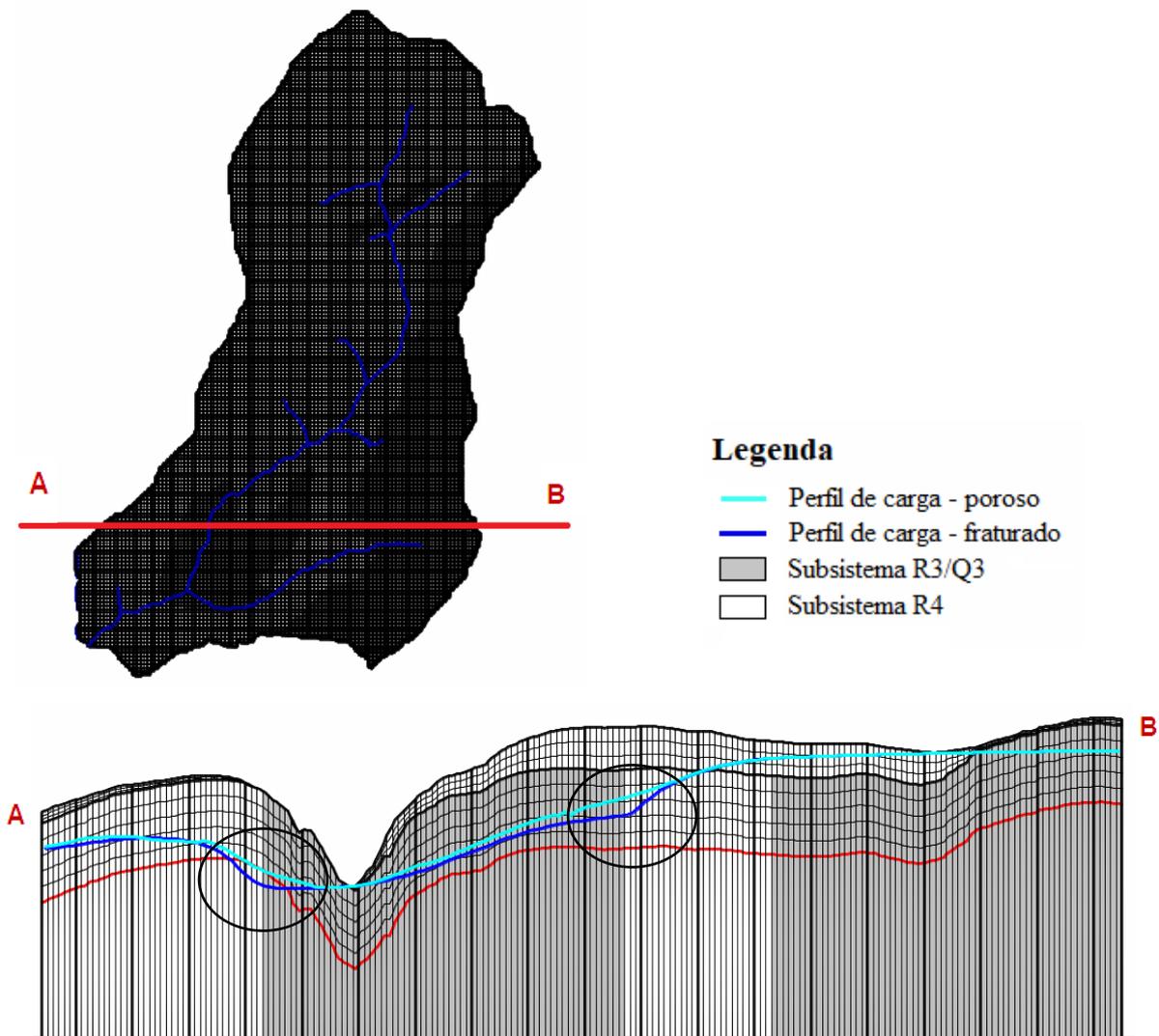


Figura 5.26. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga dos aquíferos poroso e fraturado (com exagero vertical de 10), em destaque a intersecção entre os perfis de carga e a interface entre os subsistemas R3/Q3 e R4.

Através da Figura 5.26, é possível observar que as superfícies potenciométricas do aquífero poroso e fraturado são coincidentes, exceto pela região central onde ocorre o domo de quartzito médio. Na região de interface entre os dois subsistemas, conforme destacado na figura, ocorre uma mudança no gradiente hidráulico da superfície potenciométrica do aquífero fraturado, que devido ao aumento da condutividade, passa a ser mais horizontal e se descola do perfil de carga do aquífero poroso, passando a ter duas superfícies potenciométricas.

5.4.2. Inclusão dos poços cadastrados

Na Figura 5.27 é apresentada a disposição espacial dos 238 poços cadastrados na bacia do Ribeirão Rodeador. De forma geral, observa-se uma distribuição razoável dos poços ao longo da bacia, exceto pela poção noroeste, onde verifica-se uma maior concentração, com predomínio de poços manuais. Essa alta densidade de captações está associada ao núcleo rural Assentamento Betinho, cujas finalidades principais são para uso de irrigação e de abastecimento humano.

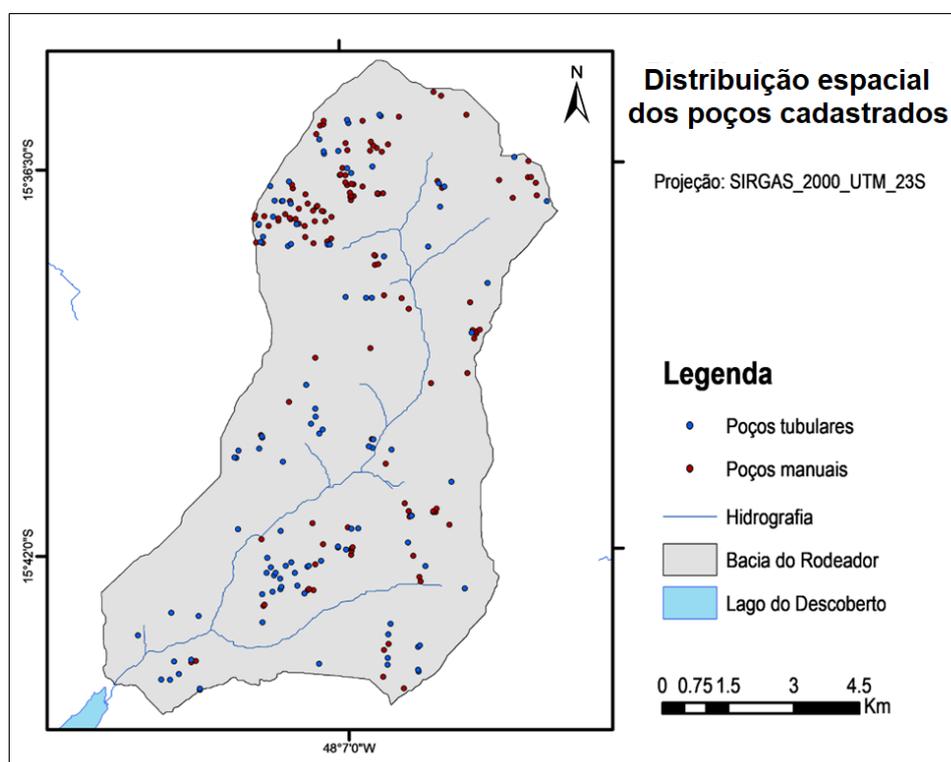


Figura 5.27. Distribuição espacial dos poços cadastrados (Dados: ADASA).

Com relação às vazões dos poços cadastrados, observa-se que, apesar de mais de 56% dos poços serem manuais, as captações por poços tubulares são bem mais significativas (Figura 5.28). Enquanto as vazões outorgadas por poços manuais apresentam um total de, aproximadamente, 1.444 m³/d, as por poços tubulares totalizam 5.306 m³/d. A distribuição das vazões outorgadas por faixa permite visualizar que para os poços manuais há um predomínio de vazões entre 3,2 e 7,2 m³/d (38%) e entre 15,2 e 19,2 m³/d (43%), ao passo que para os poços manuais há uma distribuição quase que decrescente, com 44% dos poços com vazão menor que 37,5 m³/d, e apenas 3% maiores que 150 m³/d.

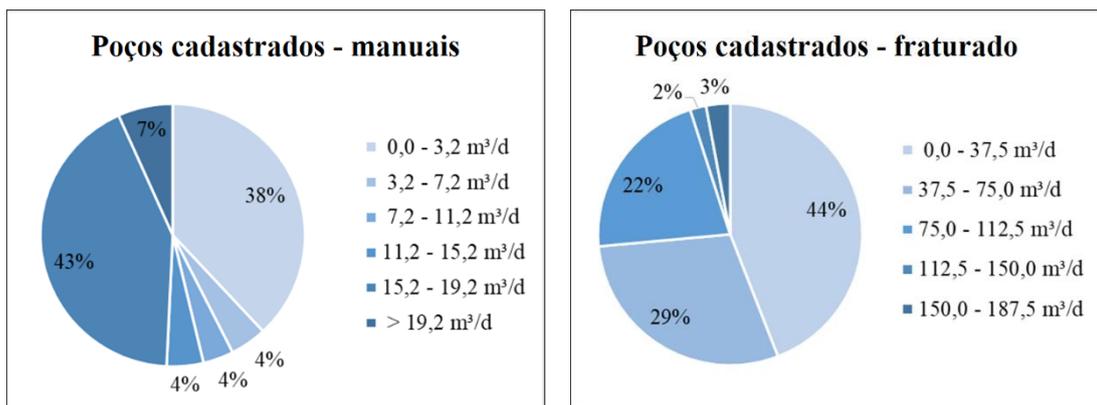


Figura 5.28. Distribuição das vazões dos poços cadastrados, por tipo de poço (Dados: ADASA).

Durante a simulação, surgiram algumas dificuldades na convergência do modelo em função dos valores de vazão para os poços manuais, que podem estar muito elevados. Ao analisar essas vazões com relação aos valores de referência indicados no Inventário Hidrogeológico do DF (Campos e Freitas-Silva, 1998), identificaram-se algumas inconsistências.

Segundo o Inventário, a vazão de referência para os aquíferos porosos do DF está limitada a 0,8 m³/h, o que, para uma condição extrema de 24 horas de bombeamento por dia, resulta em uma vazão máxima de 19,2 m³/d. Entre as vazões outorgadas, 9 apresentaram valores acima desse limiar de referência, indicando que talvez a não convergência do modelo estivesse associada ao fato de o aquífero não ser capaz de atender a demanda nesses poços de maior consumo. Dessa forma, foram feitos alguns testes limitando às vazões máximas com base na referência de 0,8 m³/h. Ao final, o tempo de bombeamento máximo para o qual o modelo convergiu foi de 20 horas por dia, resultando em uma vazão máxima de 16 m³/dia.

Outra limitação com relação à simulação dos poços manuais foi a ocorrência de regiões com baixas cargas no poroso, associadas a cabeceiras e a locais onde o aquífero tem baixa espessura. Para vencer essa limitação, foi imposta uma outra restrição associada à vazão dos poços manuais alocados nessas regiões. Resultou que o máximo valor que pôde ser bombeado desses poços, sem que o modelo apresentasse erro de convergência, foi 3,6 m³/d, referente a 4,5 horas de bombeamento por dia.

Feitas tais restrições, o problema associado à convergência matemática do modelo foi solucionado, e a simulação com os poços cadastrados pôde ser executada. A partir da Figura 5.29, pode-se observar que quase não houve alteração do fluxo de base após a inclusão dos

poços cadastrados, e, portanto, não houve melhora significativa na representação do modelo com relação ao comportamento observado para o fluxo de base. Segundo o índice de NSE, essa melhora foi de apenas 0,03, resultando em um valor de eficiência de 0,47, ainda inferior aos 0,5 considerados como satisfatórios.

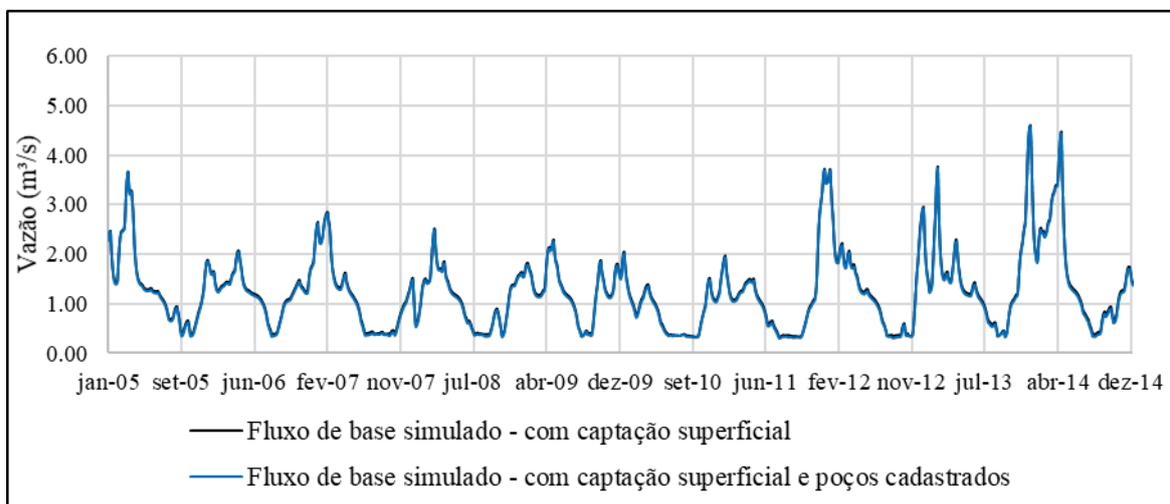


Figura 5.29. Hidrogramas de fluxo de base filtrados das vazões observada e simulada com o SWAT-MODFLOW, com poços cadastrados, por meio do programa BFLOW.

O baixo impacto dos poços cadastrados no fluxo de base deve ser analisado em conjunto com o balanço hídrico subterrâneo da bacia. Conforme discutido no tópico anterior, o balanço hídrico apresentou um excedente de 5.474 m³/d para toda bacia. Como a vazão total bombeada na simulação foi de 6.094 m³/d, cerca de 90% desse valor é suprido pelo *superávit* no balanço entre recarga e fluxo de base, não havendo, portanto, grandes impactos sobre as descargas simuladas. Ao analisar comparativamente a vazão simulada antes e depois da inclusão dos poços cadastrados, verificou-se uma redução média de 1.103.812 m³/ano, equivalente a 2% da vazão simulada no *baseline*.

5.4.2.1. Balanço hídrico subterrâneo – poços cadastrados

Na Figura 5.30 estão apresentados os fluxos acumulados antes e depois da inclusão dos poços cadastrados. Ao compará-los é possível observar que, ao passo que a recarga não muda, o fluxo de base acumulado sofre uma redução com a inserção do bombeamento, como já era esperado. Porém, mesmo acumulado, o impacto ao fluxo de base segue sendo pouco expressivo. Na Tabela 5.5 é apresentado o balanço hídrico médio para o período entre

outubro de 2004 e setembro de 2014, que resultou em um superávit de 2.412,9 m³/d, mesmo com a influência dos poços cadastrados.

Tabela 5.5. Balanço hídrico subterrâneo – poços cadastrados.

	Recarga	Fluxo de base	Bombeamento	Armazenamento
(mm/dia)	0,876	0,801	0,054	0,021
(m ³ /dia)	99.381,4	90.874,1	6.094,4	2.412,9
(10 ⁶ . m ³ /ano)	36,29	33,19	2,23	0,88

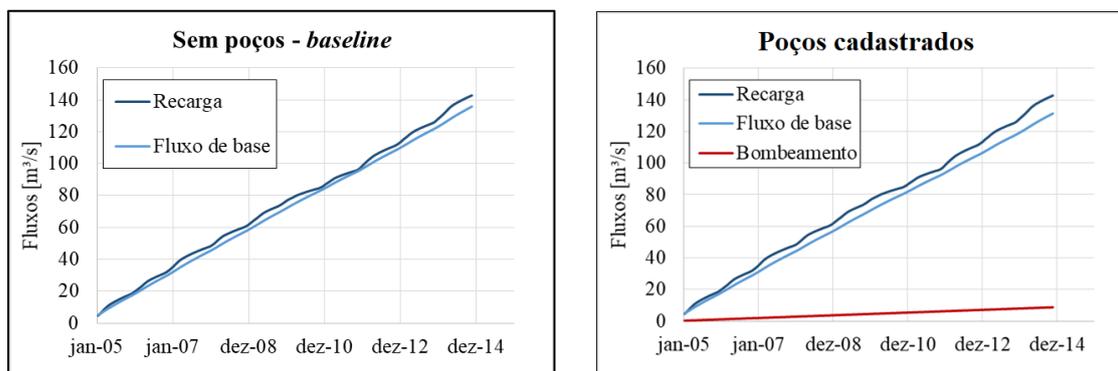


Figura 5.30. Comparação entre os fluxos acumulados antes e depois da inclusão dos poços cadastrados na simulação.

Ao analisar a variação do balanço hídrico por ano hidrológico para a simulação sem poços (Figura 5.31) e com poços cadastrados (Figura 5.32) observa-se que ocorre uma pequena redução do balanço hídrico, devido à incorporação do bombeamento. Todavia, não se observa mudança no comportamento do balanço, que continua positivo na maioria dos anos, exceto pelos anos de 2007, 2009 e 2010, onde é verificada uma baixa na recarga.

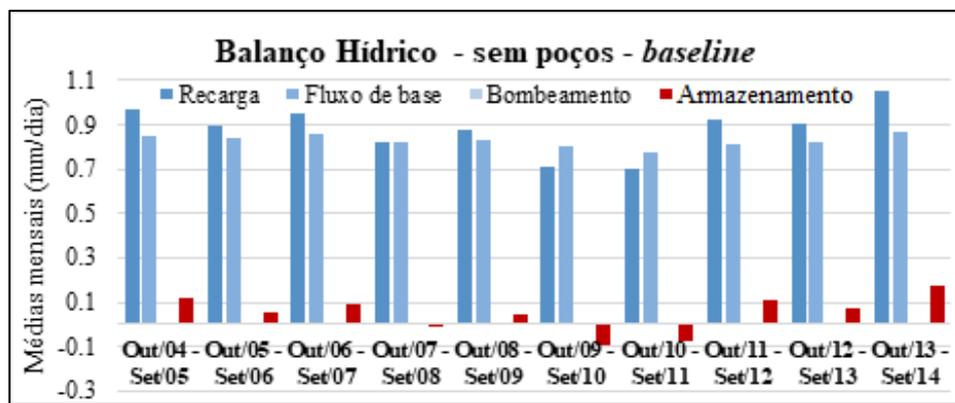


Figura 5.31. Balanço hídrico subterrâneo por ano hidrológico – *baseline*.

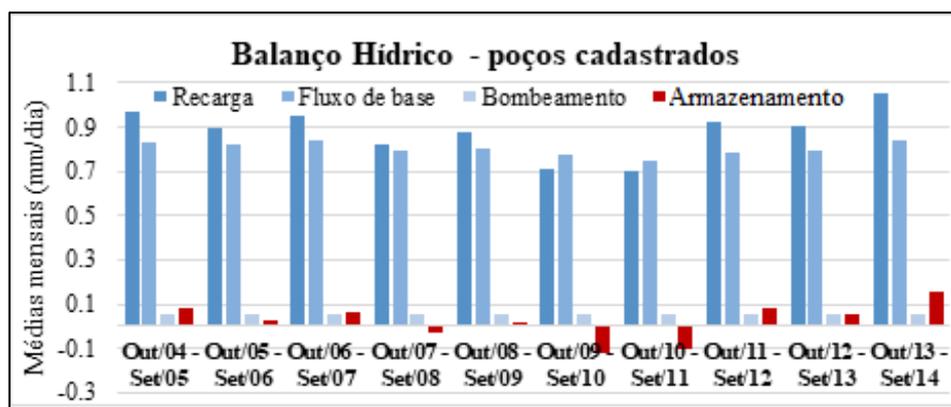


Figura 5.32. Balço hídrico subterrâneo por ano hidrológico – poços cadastrados.

Com relação ao perfil de carga simulada, também não ocorreram impactos significativos com relação ao *baseline*, nem mesmo nas regiões onde há a presença de poços. A Figura 5.33 ilustra o comportamento da carga no aquífero poroso para as simulações sem poços e com poços cadastrados, além de indicar a localização dos poços na linha 266 da grade de diferenças finitas.

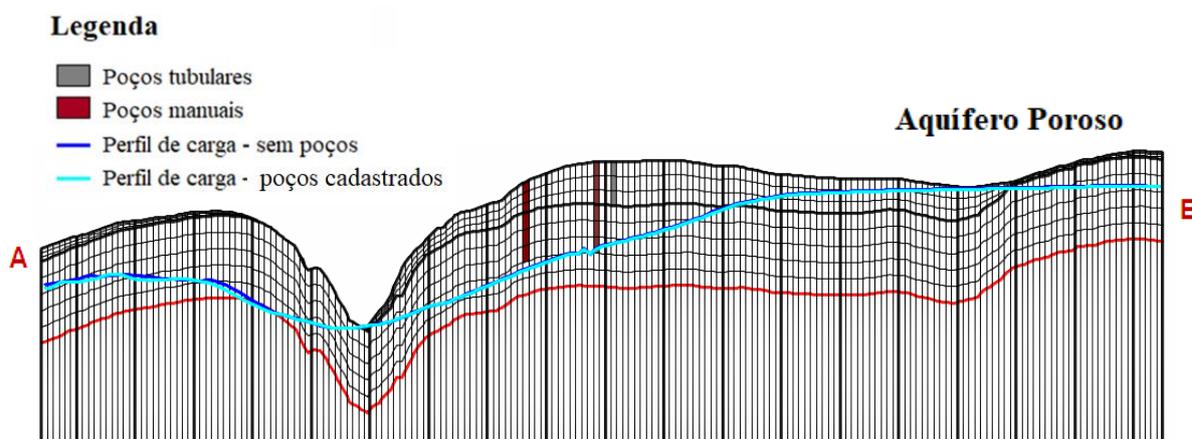


Figura 5.33. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero poroso para as simulações sem poços e com poços cadastrados (com exagero vertical de 10).

5.4.3. Cenário de exploração subterrânea

Sabendo-se da subestimativa da quantidade de poços de produção no cadastro de poços da ADASA, foi proposto um cenário fictício buscando melhorar representar os poços existentes na área e assim melhorar o ajuste do fluxo de base simulado ao comportamento observado na bacia. Nesse cenário foram considerados 1000 poços, que foram dispostos aleatoriamente ao longo das áreas da bacia classificadas como agrícolas, segundo o mapa de uso e ocupação

elaborado por Ferrigo (2014), para o ano de 2013 (Figura 5.34). Nesse cenário não foram considerados os poços cadastrados, apenas poços hipotéticos.

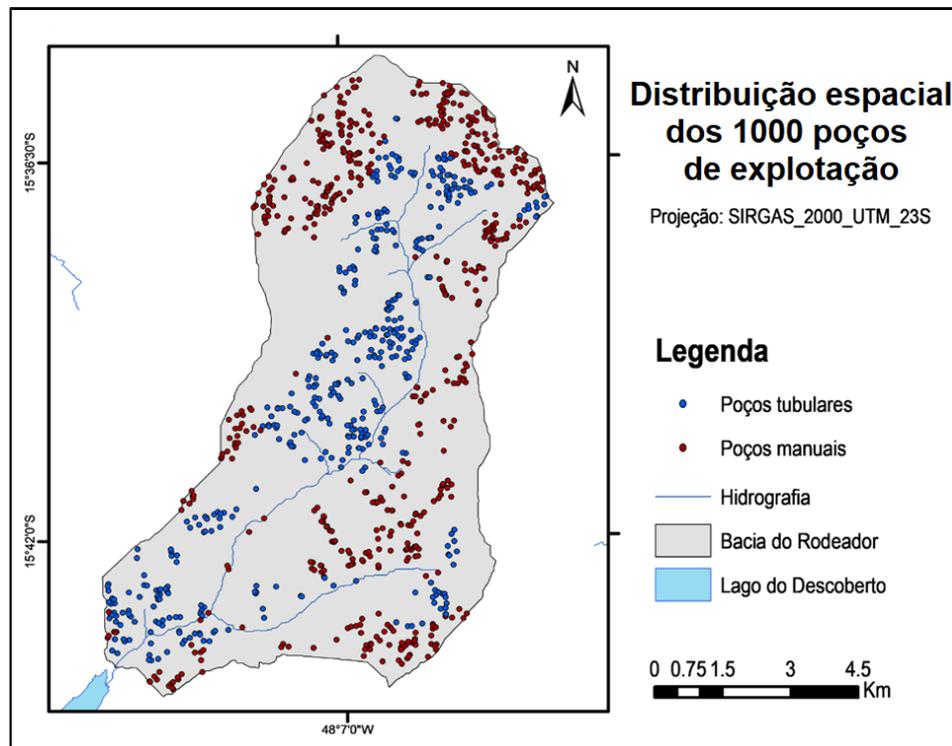


Figura 5.34. Distribuição espacial dos 1000 poços de exploração.

A distribuição entre poços manuais e tubulares foi feita respeitando a proporção observada entre os poços cadastrados, o que resultou em 560 poços manuais e 440 tubulares. Os poços escolhidos para serem do tipo manual foram aqueles alocados em regiões onde houvesse melhores condições de carga, evitando, com isso, problemas de convergência no modelo.

Quanto às vazões bombeadas, foram considerados os valores de referência indicados no Inventário Hidrogeológico do DF (Campos e Freitas-Silva, 1998), com tempo de bombeamento de 12 horas por dia para os poços tubulares e e para os poços manuais 2,5 horas por dia ($2 \text{ m}^3/\text{d}$), valor esse selecionado anteriormente no sentido de evitar problemas na simulação.

A vazão total bombeada foi de, aproximadamente, $37.515 \text{ m}^3/\text{d}$ (equivalente a 24% da vazão média simulada para o rio), sendo $1.126 \text{ m}^3/\text{d}$ em poços manuais e $36.389 \text{ m}^3/\text{d}$ em poços

tubulares. O hidrograma de fluxo de base resultante da simulação com os poços de exploração está mostrado na Figura 5.35.

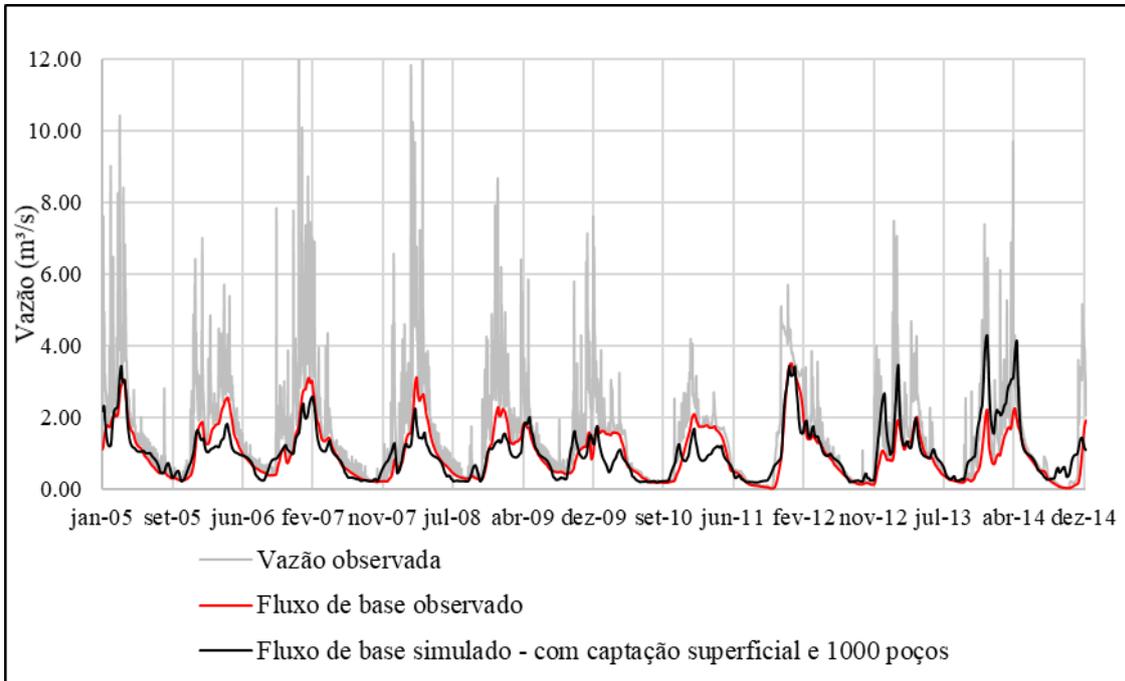


Figura 5.35. Hidrogramas de fluxo de base filtrados das vazões observada e simulada com o SWAT-MODFLOW, com 1000 poços de exploração, por meio do programa BFLOW.

Como pode-se verificar na Figura 5.35, após a inclusão dos 1000 poços. Com relação à simulação sem poços (Figura 5.21), houve uma melhora considerável na aderência do hidrograma de fluxo de base simulado ao observado, especialmente na recessão. Na Tabela 5.6 estão indicadas as métricas estatísticas resultantes das três simulações, a saber: sem poços, com poços cadastrados e com 1000 poços.

Tabela 5.6. Métricas estatísticas para análise de desempenho das simulações, com relação ao fluxo de base – *baseline* (sem poços), com poços cadastrados e com os 1000 poços.

Métricas	<i>Baseline</i> (sem poços)	Com poços cadastrados	Com 1000 poços
NSE	0,44	0,47	0,58
PBIAS	26,8	23,7	1,8
R²	0,62	0,62	0,62

Ao analisar comparativamente as métricas, percebe-se que a inclusão dos 1000 poços levou a uma melhora considerável do ajuste, se comparada à simulação com os poços cadastrados. Enquanto a simulação com os poços cadastrados apresentou NSE e PBIAS de,

respectivamente, 0,47 e 23,7, a simulação com os 1000 poços apresentou valores de 0,58 e 1,8. Considerando o que se observa na área em termos de poços cadastrados é razoável inferir que o cenário de exploração se aproxima mais da realidade da bacia do que o cenário de captações subterrâneas cadastradas.

Segundo a classificação de performance estatística proposta por Moriasi *et al.* (2007), a simulação com os 1000 poços apresentou desempenho satisfatório, podendo ser considerado como representativo da bacia, dadas as incertezas. Cabe ainda destacar a qualidade do ajuste do modelo para o período entre outubro de 2011 e setembro de 2012 (Figura 5.36). Esse desempenho passa a muito bom, apresentando valores de NSE de 0,92, PBIAS de 4,8 e R^2 de 0,93. A figura mostra também o ganho no ajuste da recessão ao observado devido à inclusão dos poços de bombeamento.

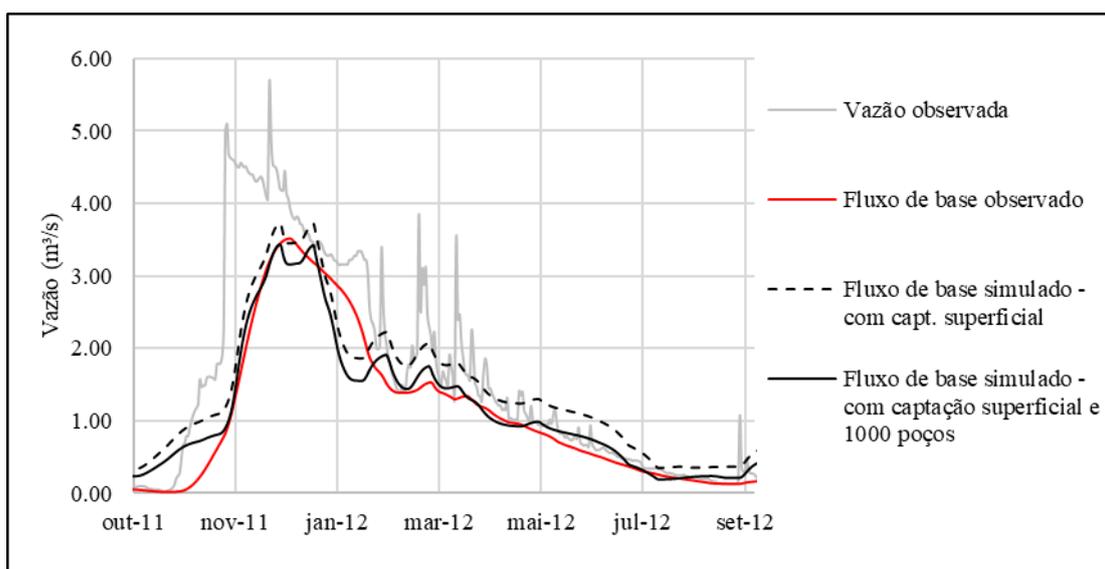


Figura 5.36. Hidrogramas de fluxo de base filtrados das vazões observada e simulada com o SWAT-MODFLOW, sem e com os 1000 poços, para ano hidrológico de 2011 a 2012.

5.4.3.1. Balanço hídrico subterrâneo – cenário de exploração

Quanto ao balanço hídrico subterrâneo, também não foram observadas mudanças na recarga estimada na simulação com os 1000 poços, indicando que a redução na carga, devido ao bombeamento, não interfere no cálculo da recarga. Por outro lado, a inclusão dos poços, e, conseqüentemente, o aumento na taxa de bombeamento, promoveu uma significativa redução do fluxo de base acumulado (Figura 5.37). Os valores médios do balanço hídrico para a simulação com os 1000 poços estão mostrados na Tabela 5.7.

Tabela 5.7. Balanço hídrico subterrâneo – cenário de exploração.

	Recarga	Fluxo de base	Bombeamento	Armazenamento
(mm/dia)	0,876	0,610	0,331	-0,065
(m³/dia)	99.377,8	69.197,0	37.514,8	-7.334,0
(10⁶. m³/ano)	36,29	25,27	13,7	-2,68

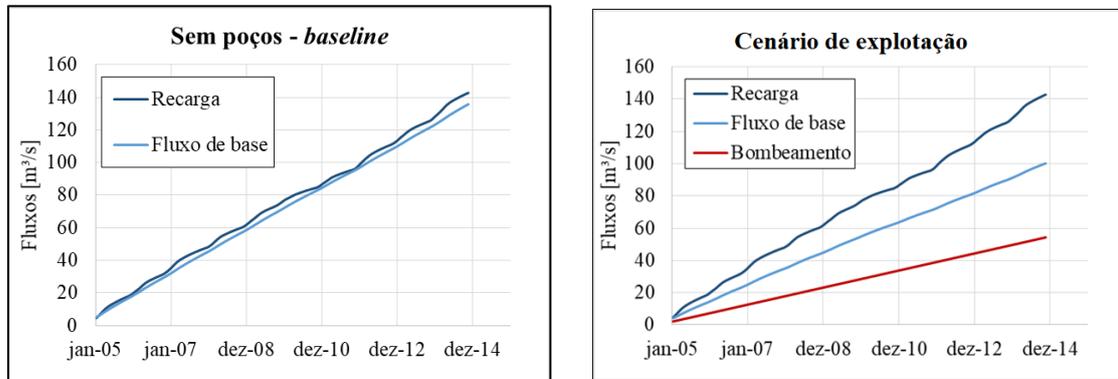


Figura 5.37. Comparação entre os fluxos acumulados antes e depois da inclusão dos 1000 poços.

O balanço médio ao longo do período entre outubro de 2004 a setembro de 2014 indicou um déficit de cerca de 0,065 mm/dia, o equivalente a $2,68 \cdot 10^6$ m³/ano para toda a bacia. O que a longo prazo pode causar impactos expressivos no escoamento de base e reserva dos aquíferos. Relativo à interação da bacia com o reservatório do Descoberto, o bombeamento simulado no cenário de exploração levou a uma redução da vazão afluente ao reservatório de $8,93 \cdot 10^6$ m³/ano (13%) com relação ao *baseline*, que totaliza, aproximadamente, $8,94 \cdot 10^6$ m³/ano.

Ao confrontar a evolução do balanço hídrico no decorrer dos anos para a simulação com os 1000 poços (Figura 5.38) e com o *baseline* (Figura 5.31), se averigua uma mudança no comportamento do balanço hídrico, que passa a ser negativo em quase todos os anos hidrológicos, exceto pelo ano entre 2013 e 2014. Essa constatação reforça a noção de que as captações existentes na bacia, dada a hipótese, estão de fato impactando a sustentabilidade do sistema subterrâneo em estudo.

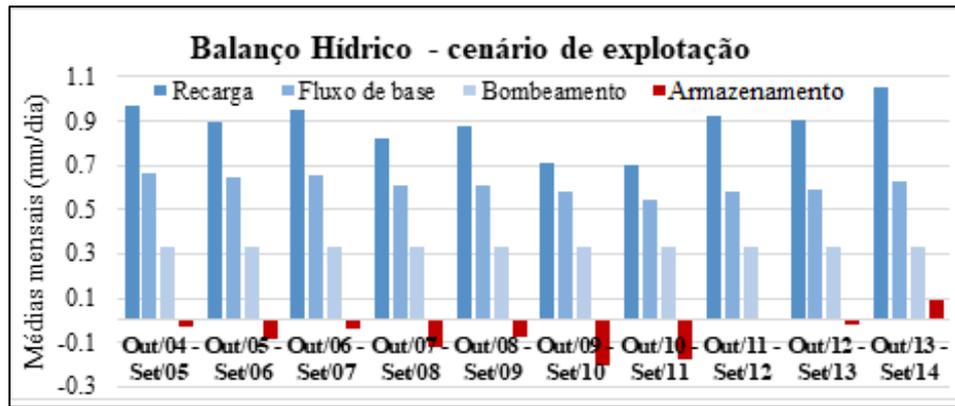


Figura 5.38. Balanço hídrico subterrâneo por ano hidrológico – cenário de exploração.

Na Figura 5.39 está ilustrada a distribuição espacial do fluxo de base calculado tanto no *baseline*, quanto na simulação com os 1000 poços. Através da análise comparativa entre as descargas, é possível observar que a inclusão dos poços levou a uma redução do fluxo em quase toda a extensão do rio, exceto pelas regiões onde naturalmente ocorre infiltração, conforme indicado na Figura 5.25.

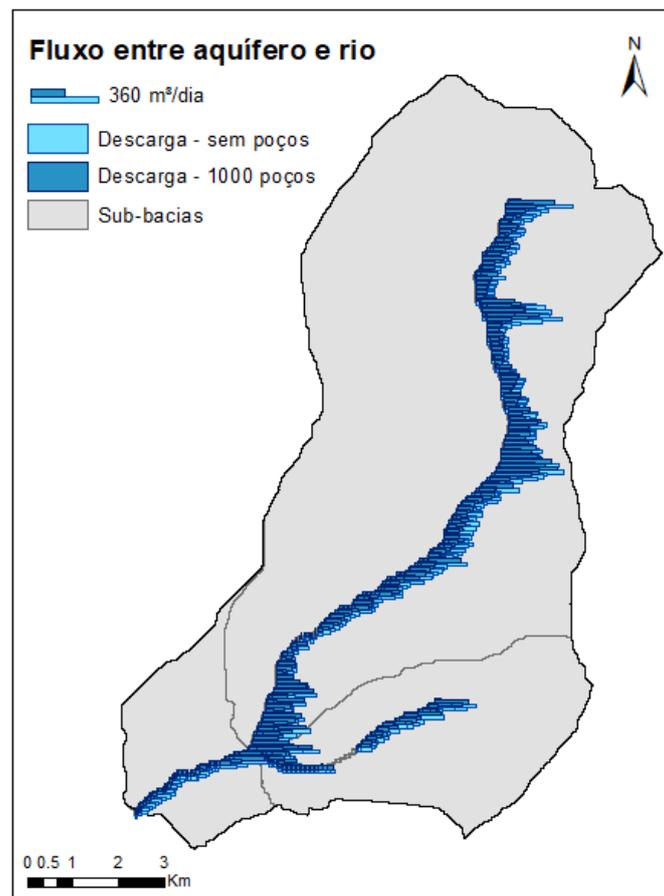


Figura 5.39. Fluxo aquífero-rio, por célula de rio – cenário de exploração e *baseline*.

Essa redução, no entanto, não ocorre de forma homogênea ao longo do rio. Como pode-se observar na Figura 5.40, os impactos sobre o fluxo de base foram mais significativos em alguns trechos do rio. É esperado que essa variabilidade esteja associada principalmente à posição dos poços de exploração, mas também às propriedades do aquífero em interação com o rio no local. Logicamente, quanto maior for a densidade de poços nas proximidades, maior será o impacto do bombeamento no fluxo de base local. O mesmo efeito se espera para o aumento na transmissibilidade do aquífero adjacente ao rio.

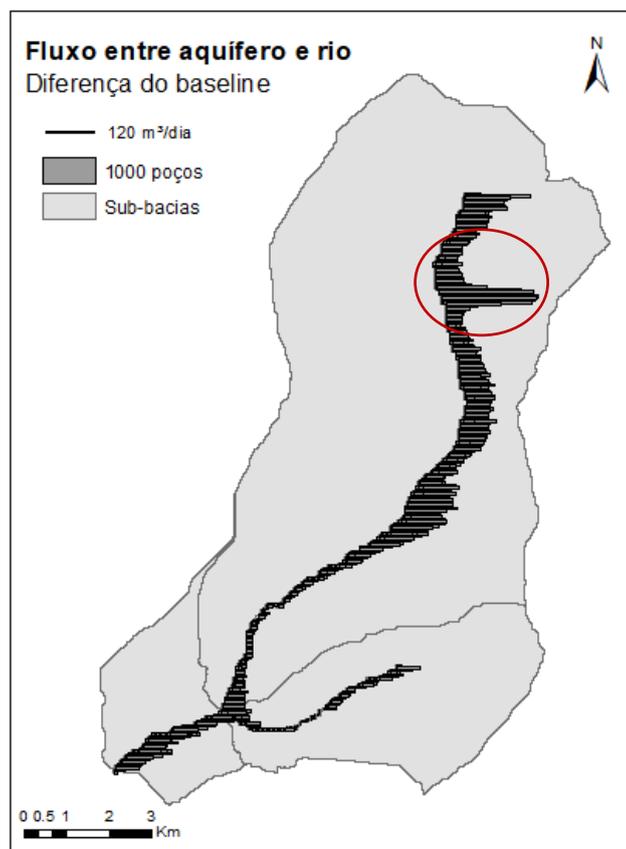


Figura 5.40. Diferença no fluxo entre aquífero-rio do cenário com 1000 poços com relação ao *baseline* (sem poços), por célula de rio.

A discretização do resultado de fluxo aquífero-rio por célula é interessante pois permite identificar os locais onde ocorre maior impacto pelo bombeamento, e, com isso, propor medidas de gestão mais eficientes para a mitigação e redução de tais impactos. Entre os trechos do rio se destacam três regiões onde a descarga sofre maior influência do bombeamento, são elas: a nascente do rio principal, o trecho central da sub-bacia mais a montante, e o segmento que cruza a mancha de quartzito médio. Nessa última (em destaque na Figura 5.40), verifica-se um aumento considerável do impacto dos poços no fluxo de base, devido à mudança local de condutividade do aquífero fraturado.

Os impactos do bombeamento também puderam ser observados nas cargas estimadas para os aquíferos poroso e fraturado. Através dos perfis de carga ilustrados na Figura 5.41, referentes ao aquífero poroso, e na Figura 5.42, ao fraturado, é possível observar que, em ambos os casos, a carga sofreu um rebaixamento devido às captações subterrâneas, principalmente na parte à esquerda da figura, onde há maior concentração de poços tubulares, e, portanto, maior taxa de extração. Nas figuras também estão indicados os poços posicionados na linha 266, na qual foi feito o corte.

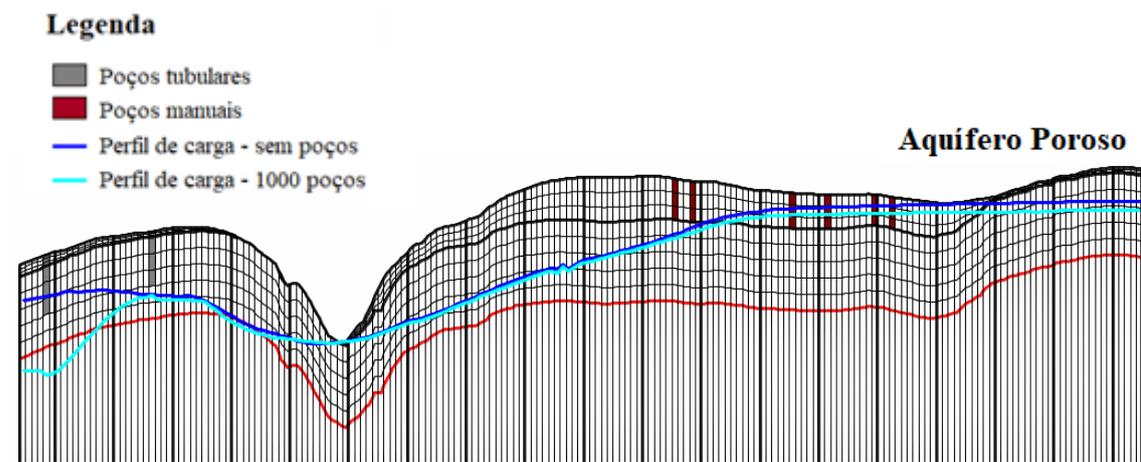


Figura 5.41. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero poroso para o *baseline* e simulação com os 1000 poços (com exagero vertical de 10).

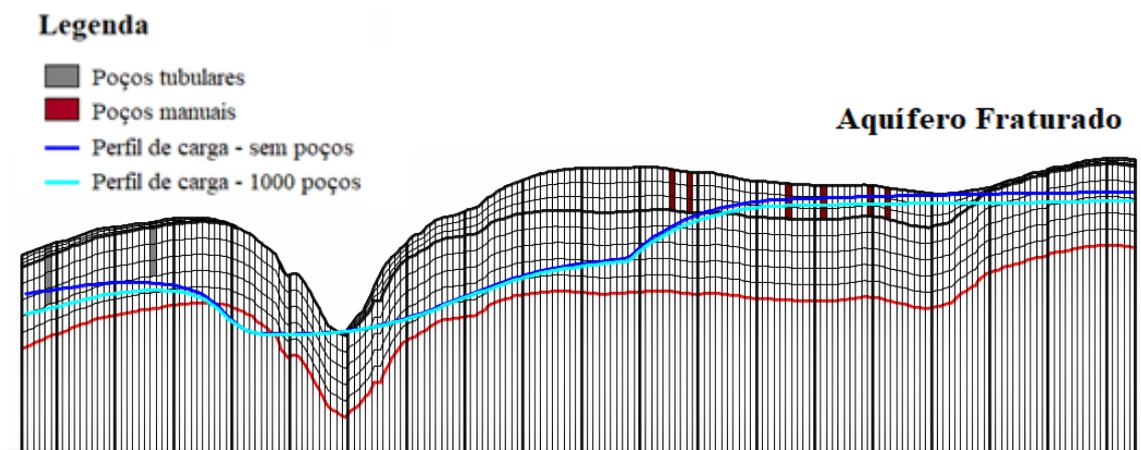


Figura 5.42. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero fraturado para o *baseline* e simulação com os 1000 poços (com exagero vertical de 10).

Com relação à análise da carga, cabe chamar a atenção para o súbito rebaixamento verificado no perfil de nível da água no aquífero poroso na parte à esquerda da figura. A princípio houve a suspeita de que esse rebaixamento fosse devido ao cone de depressão gerado pelo poço

tubular alocado logo naquela posição. No entanto, como esse comportamento não foi observado na mesma proporção para o aquífero fraturado, essa suposição deve ser desconsiderada.

Como forma de avaliar a incerteza associada à simulação da carga, foi feita uma breve verificação dos valores observados para o único poço de monitoramento da ADASA posicionado na bacia do Ribeirão Rodeador (poço de monitoramento nº 12), cuja localização está indicada na Figura 4.14.

Dado que o monitoramento só começou a ser feito a partir de março de 2013, com medições em escala semestral, a verificação ficou limitada aos meses de março e setembro de 2013 e 2014. O comportamento do nível simulado para o poço de monitoramento é mostrado na Figura 5.43. Os valores estimados e observados durante a verificação estão postos na Tabela 5.8.

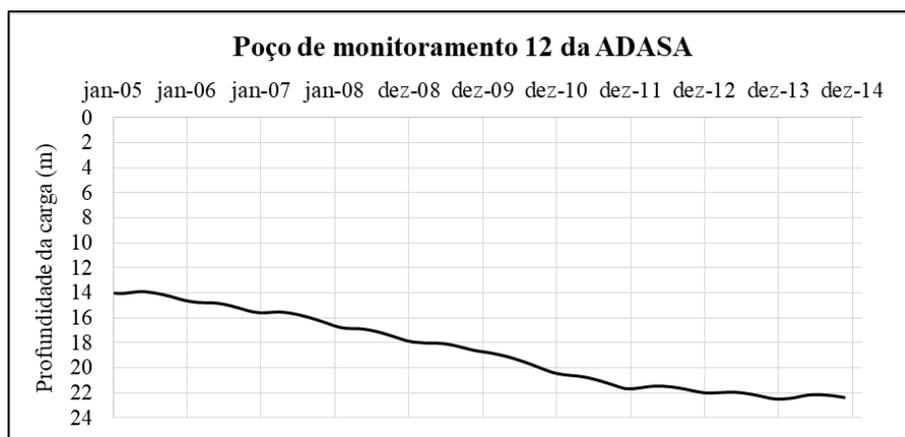


Figura 5.43. Evolução da profundidade do lençol freático ao longo do tempo.

Tabela 5.8. Verificação da carga simulada.

	Nível observado (m)	Nível simulado (m)	Erro (m)
Mar/ 2013	17,00	21,98	4,98 (29,2%)
Set/ 2013	17,00	22,24	5,24 (30,8%)
Mar/ 2014	8,00	22,38	14,37 (179,7%)
Set/ 2014	18,00	22,23	4,23 (23,5%)

Como previsto, o nível simulado para o poço de monitoramento apresentou um comportamento decrescente ao longo do tempo. No entanto, essa tendência não pode ser tomada como base para investigar o impacto das captações subterrâneas no aquífero, uma vez que a carga nesse poço pode estar sendo influenciada pelos cones de depressão formados

pelos poços de produção que o cercam. O ideal para esse fim seria que a localização do poço de monitoramento respeitasse uma certa distância dos bombeamentos existentes.

No que diz respeito à verificação, a comparação com os níveis observados mostrou uma superestimativa do nível simulado no poço de monitoramento para os meses analisados, especialmente no mês de março de 2014 onde foi verificado um resíduo de 14,37 metros, valor 179,7% maior que o observado. O erro médio para os três meses foi de 7,2 metros, equivalente a 65,8% do observado. O que indica uma alta incerteza associada aos resultados de carga alcançados, devido inclusive à falta de uma calibração adequada do modelo de fluxo subterrâneo.

Tendo em vista que se trata de apenas um poço de observação e considerando a complexidade do sistema, essa comparação é insipiente e foi realizada apenas como demonstração do potencial de se ter uma rede de monitoramento representativa.

5.4.4. Comparação entre a simulação de poços no SWAT e no SWAT-MODFLOW

Buscando avaliar o ganho do acoplamento dos modelos SWAT e MODFLOW em relação ao SWAT isoladamente, na simulação do fluxo de base em um cenário com poços de exploração, foi feita uma simulação incorporando as extrações dos 1000 poços na ferramenta de uso da água (.wus) do SWAT.

Devido à concepção de aquífero adotada no modelo SWAT, as únicas informações necessárias para a inclusão da captação na simulação foram a vazão bombeada e o tipo de aquífero, quanto a ser local ou regional. A localização horizontal dos poços e as características do aquífero explorado não são consideradas na simulação.

Não houve grandes diferenças, em termos de fluxo de base, entre a simulação no SWAT e no modelo acoplado (Figura 5.44). Apesar de a simulação do SWAT-MODFLOW ter mostrado maior aderência ao fluxo de base observado, a diferença entre as duas simulações foi muito baixa, indicando que, nesse contexto, o SWAT apresentou desempenho satisfatório na simulação da captação subterrânea, a despeito das simplificações feitas na representação do fluxo.

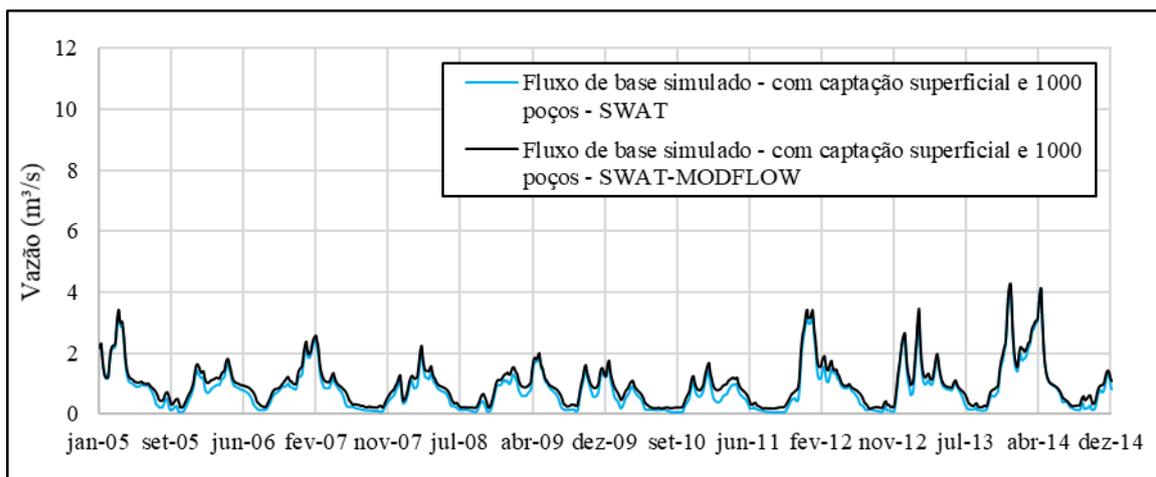


Figura 5.44. Hidrogramas de fluxo de base filtrados das vazões simuladas, com os 1000 poços, por meio do SWAT e do SWAT-MODFLOW.

Pressupõe-se que essa boa performance do SWAT se deve ao adequado ajuste do modelo, inclusive com relação aos parâmetros subterrâneos, e principalmente ao fato de os 1000 poços terem sido distribuídos de forma aleatória, resultando, de forma geral, em uma uniformidade na disposição dos poços, o que tende a reduzir a influência da posição das captações subterrâneas na bacia.

5.4.5. Cenários com alocação concentrada de poços

Com o intuito de melhor entender o comportamento do aquífero sob algumas circunstâncias específicas, foram propostos alguns cenários hipotéticos com alocação concentrada de poços. O primeiro conjunto de cenários buscou analisar a influência do tipo de aquífero na resposta do sistema ao bombeamento, inclusive quanto ao subsistema hidrogeológico, enquanto o segundo buscou analisar a influência da posição dos poços com relação ao rio.

5.4.5.1. Análise da influência do tipo de aquífero

Influência do aquífero

Primeiramente, foram criados dois cenários nos quais considerou-se que os mesmos 1000 poços eram todos manuais ou todos tubulares, respeitando a mesma distribuição espacial. Todavia, não foi possível simular o cenário com os 1000 poços manuais, devido a problemas na convergência matemática do modelo. Para solucionar esse problema foi necessário anular

a vazão dos poços onde foram observadas cargas reduzidas, o que resultou na inativação de 392 poços, restando apenas 608 poços ativos no cenário de exploração do aquífero poroso. A distribuição espacial dos poços para esses cenários está apresentada na Figura 5.45.

Quanto à vazão bombeada, essa foi definida da mesma forma que a vazão dos 1000 poços hipotéticos. No cenário com captação apenas no aquífero poroso, adotou-se um bombeamento total de 1.216 m³/d, dividido pelos 608 poços. No outro cenário, o aquífero fraturado sofreu exploração pelos 1000 poços, totalizando uma vazão de 90.861 m³/d em toda a bacia.

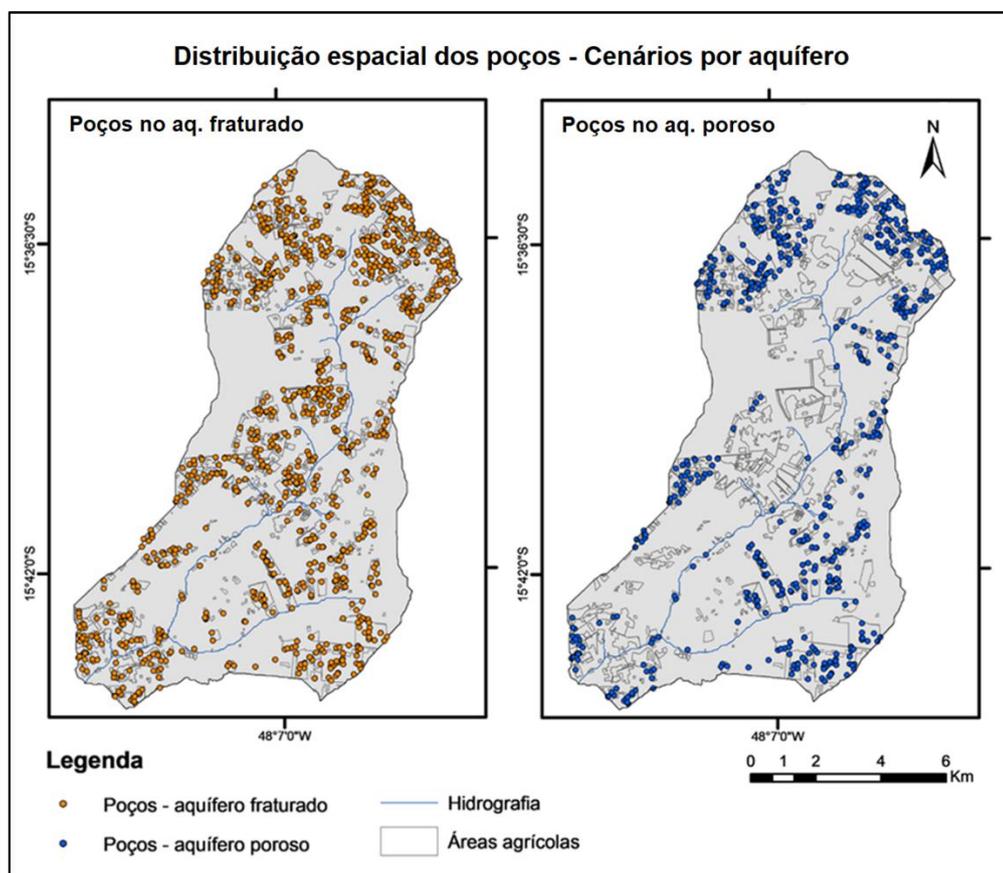


Figura 5.45. Distribuição espacial dos poços – cenários por aquífero (1000 poços no aquífero fraturado e 608 poços no aquífero poroso).

Na Figura 5.46 estão ilustradas as descargas simuladas pelo MODFLOW para o *baseline* e para os cenários por aquífero poroso e fraturado. Essas são as descargas que, posteriormente, foram inseridas no SWAT como fluxo de base e incorporadas ao hidrograma final. Analisando comparativamente as curvas resultantes, verifica-se que, enquanto a exploração do aquífero fraturado resultou em uma redução significativa do fluxo de base, as captações

no aquífero manual não causaram impactos relevantes, uma vez que as vazões retiradas do poroso são muito pequenas.

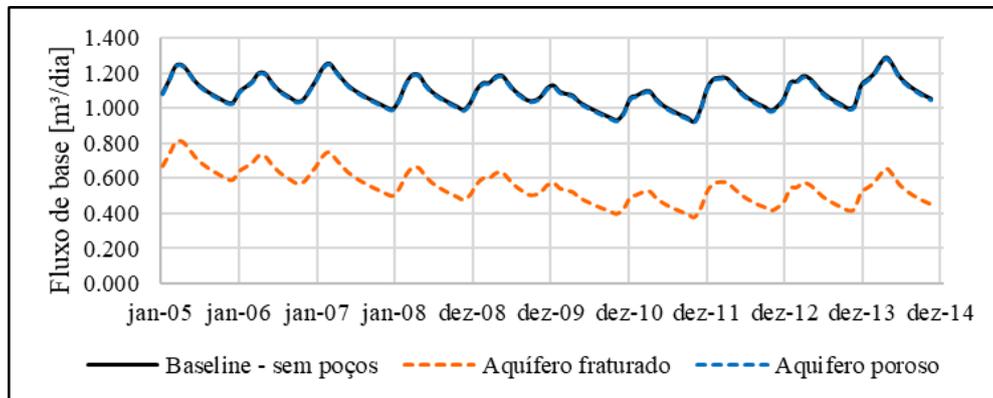


Figura 5.46. Fluxo de base simulado com o SWAT-MODFLOW– *baseline*, cenários por aquífero poroso e fraturado.

Através da Figura 5.47, que apresenta a taxa de redução do fluxo de base, dada pela razão entre a diferença entre os fluxos de base simulados no baseline e nos cenários (resíduo) e as referidas vazões bombeadas em cada cenário, observa-se que a curva referente ao cenário de exploração do aquífero poroso apresentou uma inclinação mais acentuada do que a do fraturado, visto que a diferença entre as taxas foi reduzida de 43,5%, no início da análise, para 19,8%, no final. Esse comportamento sugere que o bombeamento constante gera um impacto residual maior quando aplicado ao aquífero poroso. Acredita-se que essa resposta possa estar associada a maior vulnerabilidade desse aquífero à flutuação do perfil de carga ao longo do tempo.

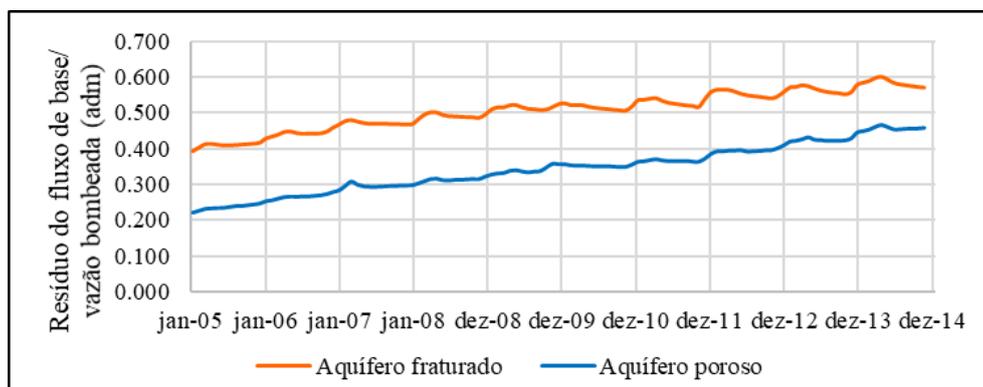


Figura 5.47. Razão do resíduo do fluxo de base simulado pela vazão bombeada - cenários por aquífero poroso e fraturado.

Para verificar os impactos dos cenários na carga simulada, foram plotados os perfis de carga para cada um dos cenários, juntamente com o perfil resultante do *baseline* (Figura 5.58).

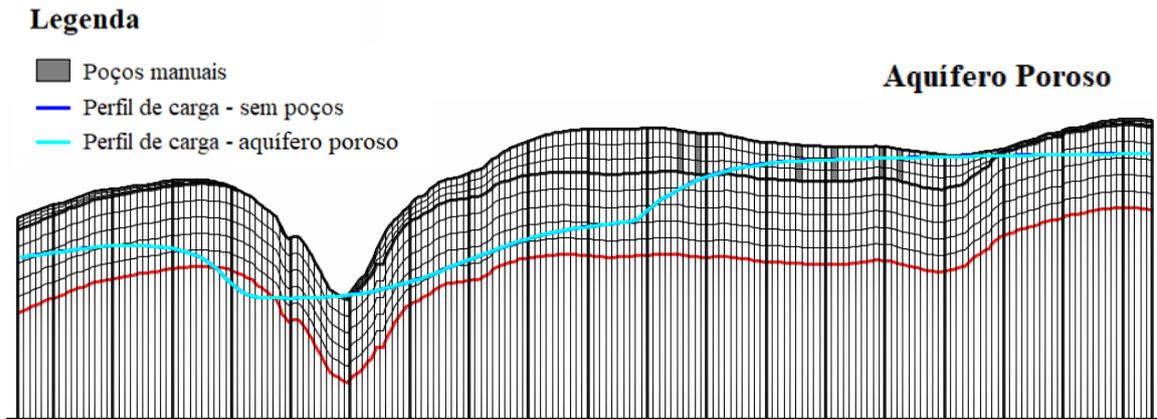


Figura 5.48. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero poroso para o *baseline* e simulação com poços no aquífero poroso (com exagero vertical de 10).

Como se observa na figura não houve impacto aparente dos poços manuais na carga do aquífero poroso no passo de tempo analisado, o que, provavelmente, está relacionado ao baixo impacto desse cenário no fluxo de base, o que se justifica pela baixa vazão explorada nesses poços. Por outro lado, a exploração dos poços tubulares resultou no rebaixamento do perfil de carga verificado para o aquífero fraturado (Figura 5.49) e, conseqüentemente, no aquífero poroso (Figura 5.50). A redução da carga, observada principalmente nos extremos do perfil longitudinal, resulta na redução do gradiente hidráulico do aquífero, o que, conseqüentemente, leva à diminuição no fluxo através do aquífero e entre o aquífero e o rio.

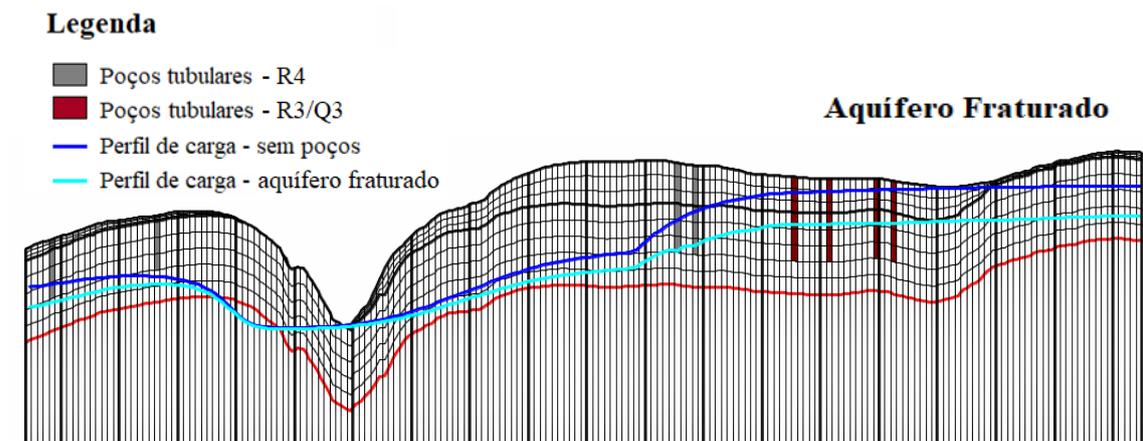


Figura 5.49. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero fraturado para o *baseline* e simulação com poços no aquífero fraturado (exagero vertical de 10).

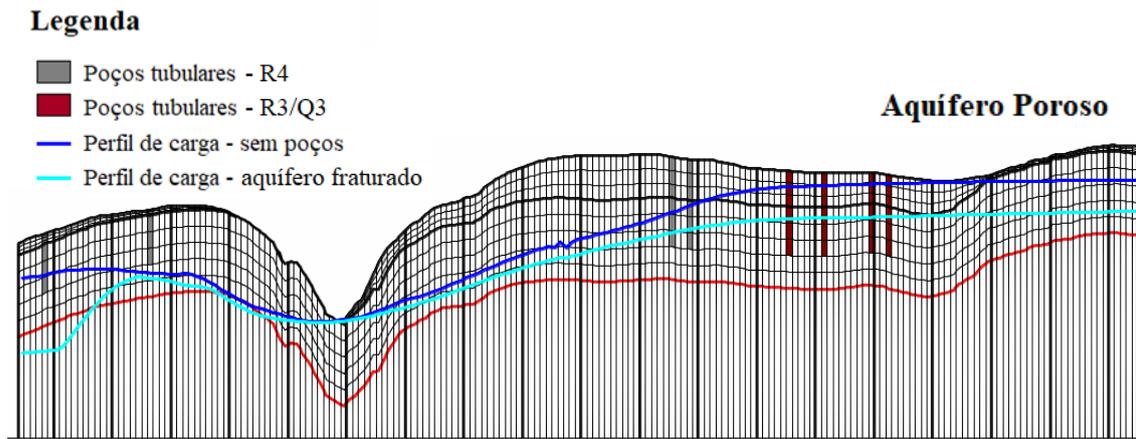


Figura 5.50. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero poroso para o *baseline* e simulação com poços no aquífero fraturado (com exagero vertical de 10).

Influência do subsistema hidrogeológico

A análise da influência do aquífero por subsistema hidrogeológico foi feita através da criação de dois novos cenários. Em um deles foram alocados 500 poços tubulares nas áreas agrícolas da região referente ao subsistema R4, já no outro foram alocados 252 poços, também tubulares, na extensão do subsistema R3/Q3 (Figura 5.51). O valor de 252 foi definido buscando igualar as vazões totais bombeadas nos dois cenários, isso porque o subsistema R3/Q3 apresenta vazão explotável média de 12,2 m³/h enquanto o R4 apresenta 6,15 m³/h, segundo o Inventário Hidrogeológico do DF (Campos e Freitas-Silva, 1998).

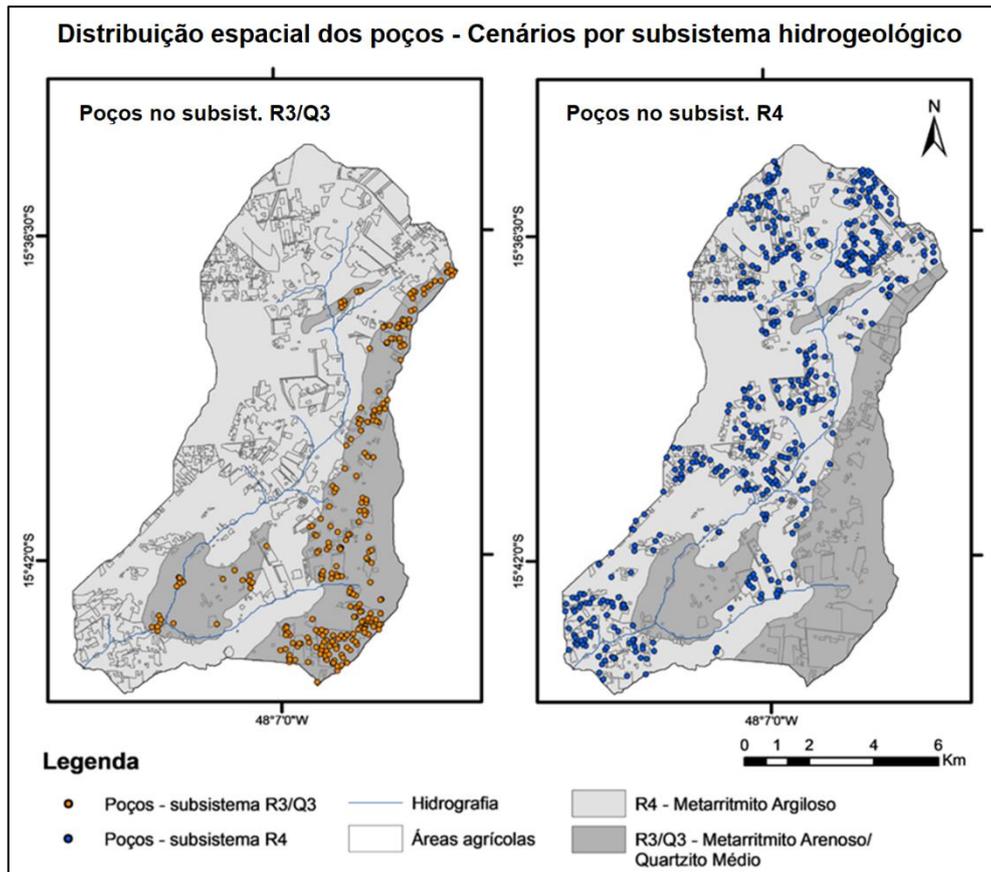


Figura 5.51. Distribuição espacial dos poços – cenários por subsistema.

As curvas de descarga obtidas (Figura 5.52) demonstram que, apesar de a vazão total explorada nos dois cenários terem sido a mesma, as captações no subsistema R4 resultaram em um impacto maior ao fluxo de base observado no período estudado. Todavia, esse comportamento não permitiu tirar conclusões quanto à influência do bombeamento total, uma vez que o fator proximidade do rio também foi uma condicionante importante nesse caso em que a drenagem cruza majoritariamente a unidade R4.

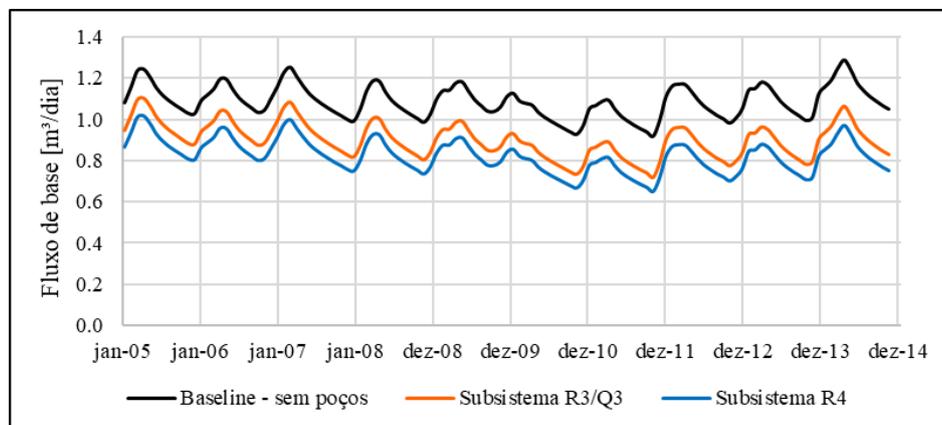


Figura 5.52. Fluxo de base simulado com o SWAT-MODFLOW – *baseline*, cenários por subsistema hidrogeológico.

Ao analisar o efeito dos cenários na descarga de base de forma discretizada, por célula de rio, fica mais clara a distinção da influência dos subsistemas na dinâmica do fluxo (Figura 5.53). Como pressuposto na análise da simulação com os 1000 poços hipotéticos, o subsistema explorado de fato influenciou na forma com que o bombeamento afetou a interação aquífero-rio, nos cenários em questão.

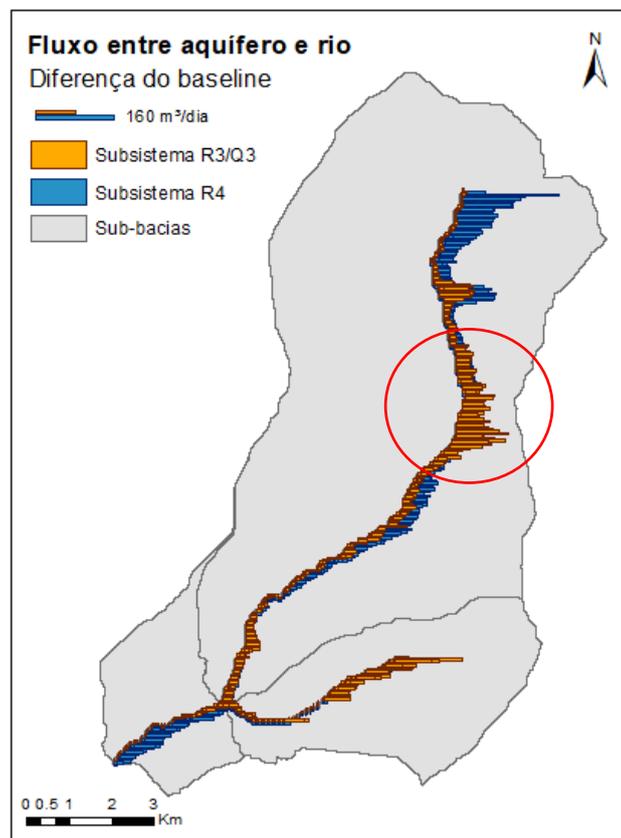


Figura 5.53. Diferença no fluxo entre aquífero-rio com relação ao *baseline*, por célula de rio – cenários por subsistema, em destaque um trecho onde ocorre uma elevada diferença entre fluxos.

Conforme destacado na figura, nos trechos em que o rio se aproxima do subsistema R3/Q3 ocorre um aumento considerável da redução da descarga, mesmo sem cruzá-lo. Esse aumento é maior até que o efeito sofrido pelo subsistema R4, que, nesses trechos, está ligado ao rio.

Quanto ao perfil de carga (Figura 5.54 e Figura 5.55), o que se observou é que, apesar de não haver poços alocados na seção de corte, para ambos os cenários houve uma redução da carga localmente, sendo que esse rebaixamento não fica restrito ao subsistema explorado. Com relação à análise comparativa entre os dois cenários, se verifica que, ao menos na seção

analisada, o impacto do bombeamento é maior quando feito no subsistema R3/Q3, resultando em um rebaixamento mais evidente.

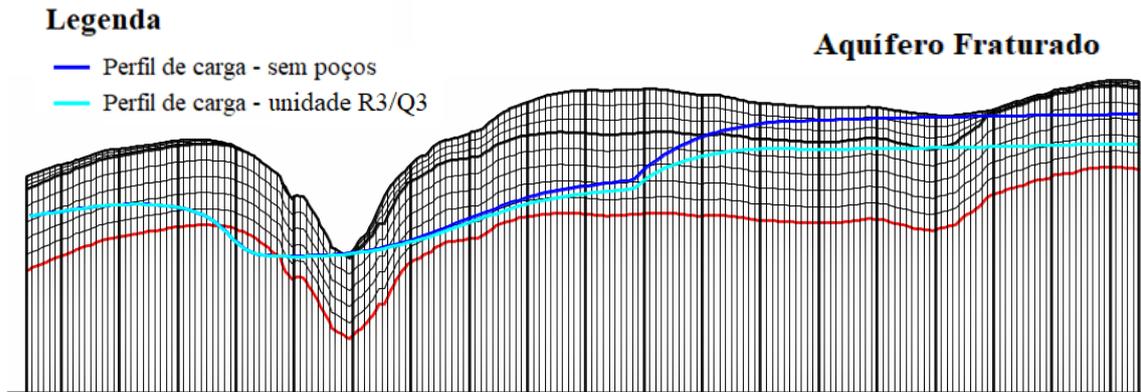


Figura 5.54. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero fraturado para o *baseline* e simulação com poços no subsistema R3/Q3 (exagero vertical de 10).

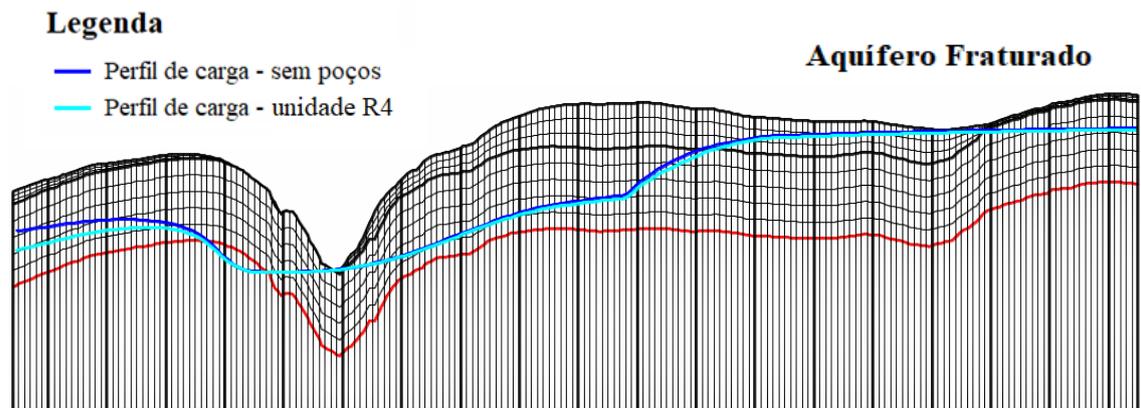


Figura 5.55. Corte A-B na linha 266 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero fraturado para o *baseline* e simulação com poços no subsistema R4 (com exagero vertical de 10).

5.4.5.2. Análise da influência da posição dos poços com relação ao rio

Nos estudos de gestão da exploração das águas subterrâneas é usual discutir-se a influência da posição dos poços de produção com relação ao rio uma vez que esse pode ser um fator importante na interação entre bombeamento e fluxo de base, levando a uma defasagem entre os períodos de chuva e estiagem. Buscando melhor entender essa influência, foram propostos dois outros cenários hipotéticos com alocação concentrada dos poços. Em um deles foram alocados 500 poços próximos ao rio, ou seja, dentro das áreas agrícolas limitadas a 1 km de

distância do rio, e no outro, os 500 poços foram alocados longe do rio, ou seja, fora desse limite de 1 km. A distribuição espacial dos poços para cada um dos cenários está apresentada na Figura 5.56.

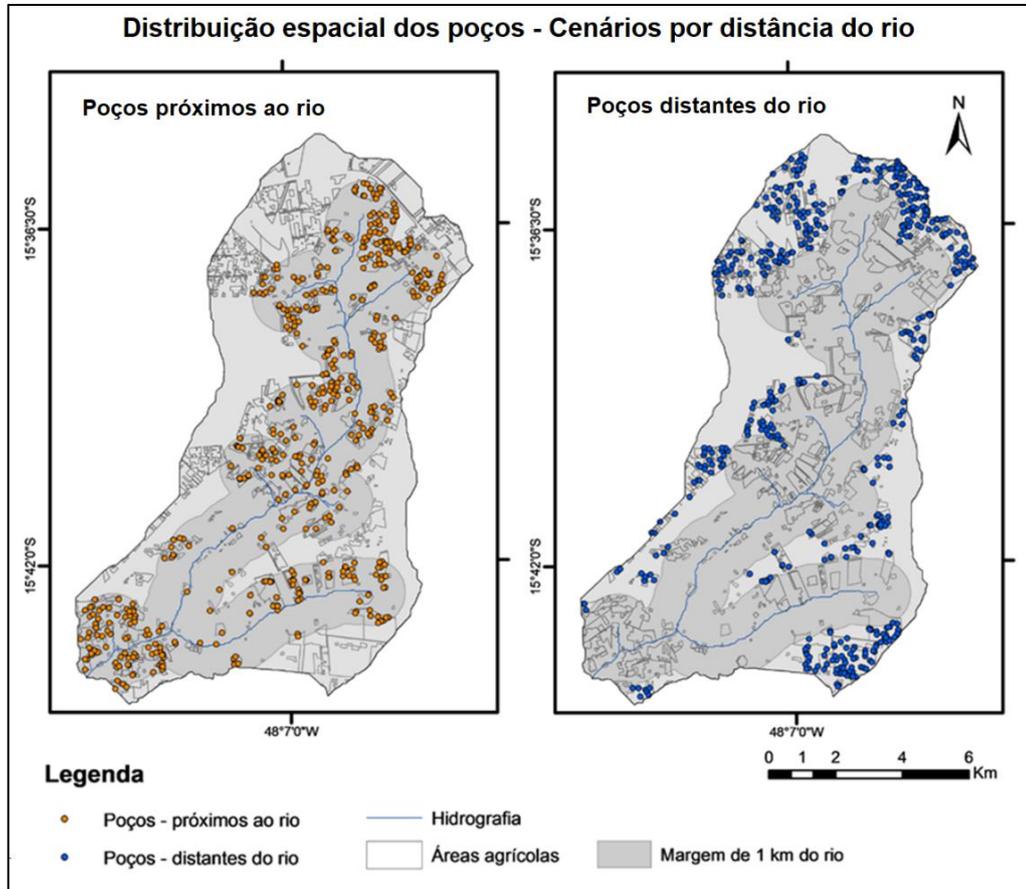


Figura 5.56. Distribuição espacial dos poços – cenários pela distância do rio.

Nessa análise, para neutralizar a influência da vazão, considerou-se que a vazão explorada fosse igual a 79,8 m³/d para todos os poços, desconsiderando a separação dos subsistemas hidrogeológicos. Conforme ilustra a Figura 5.57, o cenário com os poços alocados próximos ao rio apresentou uma redução mais relevante do fluxo de base, se comparado ao cenário com poços distantes do rio. Isso se deve ao retardo do fluxo subterrâneo, que faz com que o impacto do bombeamento constante, que na simulação foi iniciado em 2001 (período de aquecimento), seja aparente no rio primeiro para o caso em que os poços de produção estão mais próximos ao rio.

Provavelmente, essa ação do retardo poderia ser melhor entendida ao simular um bombeamento intermitente ao longo do ano, no entanto essa simulação não foi possível no

contexto do presente trabalho. Isso porque não foi possível executar o modelo acoplado para diferentes períodos de *stress*, o que inviabilizou a análise em questão, já que, nesse caso, não é possível a simulação de alterações na dinâmica de bombeamento no pacote de poços.

Nesse sentido, cabe salientar que, a princípio, essa etapa também tinha o objetivo de analisar a integração rio-aquífero considerando uma dinâmica de bombeamento sazonal, ou seja, considerando maior exploração durante os períodos de seca, quando há maior demanda por irrigação. Essa análise buscaria responder como o posicionamento dos poços e o efeito de retardo do fluxo subterrâneo influenciam nos impactos observados ao fluxo de base observado no ribeirão.

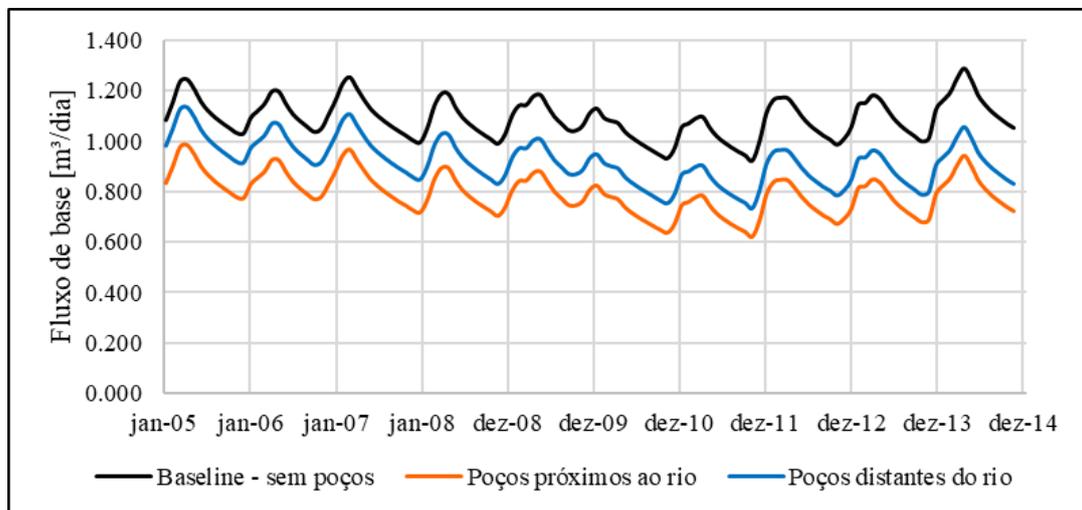


Figura 5.57. Fluxo de base simulado com o SWAT-MODFLOW – *baseline*, cenários pela distância do rio.

Observando-se a Figura 5.57, vemos que, apesar de o retardo não ser claramente observado, a posição dos poços de produção levou a diferentes respostas na descarga do aquífero no rio. Sendo o impacto dos poços mais próximos claramente maior do que o dos mais distantes, evidenciando que a localização é de fato um fator preponderante na interação entre a captação subterrânea e a disponibilidade superficial. Considerando o balanço hídrico do aquífero, essa diferença deve estar associada à redução do volume armazenado no aquífero, que é mais acentuada quando a exploração é feita por poços distantes do rio, do que por poços mais próximos.

Quanto ao atraso no fluxo de base devido aos cenários, mesmo que visualmente não tenha sido detectada defasagens temporais entre as curvas simuladas, procedeu-se uma análise de

correlação entre essas, de forma a estimar, através do cálculo do *lag time*, o possível atraso no fluxo. Verificou-se que não há defasagem longitudinal entre as curvas, sendo o *lag time* igual a 0. Esse resultado indica que, segundo o modelo conceitual proposto e considerando o cenário de bombeamento constante, a posição dos poços em relação ao rio não muda o ritmo de descarga entre aquífero e rio, no entanto, altera o volume de água armazenado no aquífero, de forma que o impacto do bombeamento é observado primeiramente no caso em que os poços de bombeamento estão próximos ao rio.

Também se observou na Figura 5.57 uma certa tendência à convergência entre as curvas de fluxo de base dos dois cenários, o que está associado a estabilização do armazenamento com tempo, diante de um bombeamento constante. Buscando melhor analisar a tendência à convergência observada entre as curvas de fluxo de base obtidas nos cenários com poços próximos e distantes ao rio, foi feita uma nova simulação. Dessa vez, considerou-se o bombeamento iniciando no ano de 1991 (10 anos antes do ano considerado até então). Além disso, prolongou-se a simulação até maio de 2016. As curvas de fluxo de base resultantes estão apresentadas na Figura 5.58 e a curva indicando a diferença entre elas ao longo do tempo está apresentada na Figura 5.59.

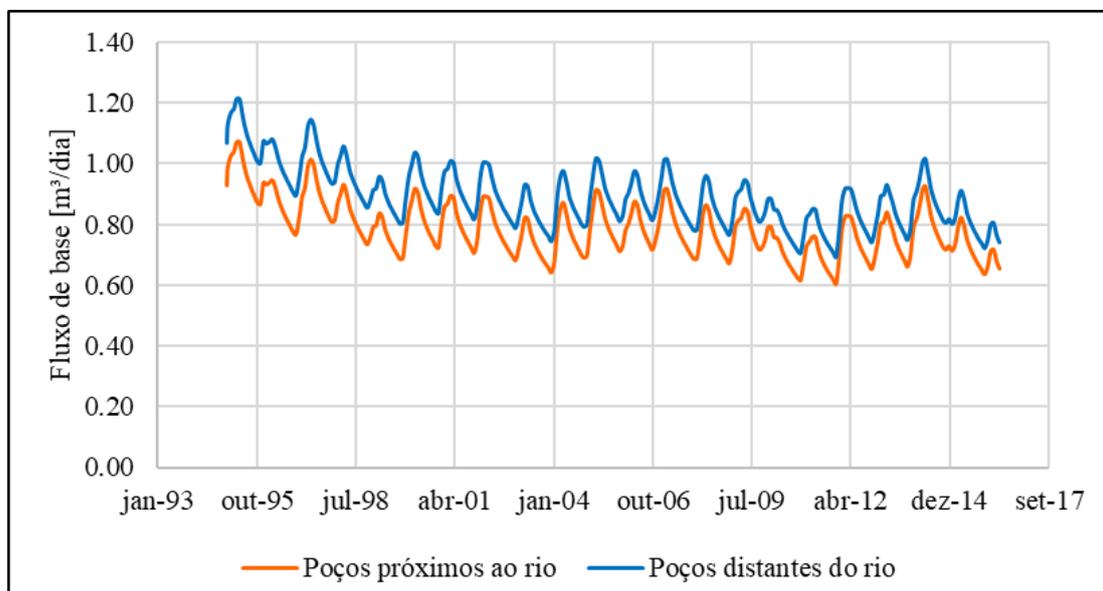


Figura 5.58. Fluxo de base simulado com o SWAT-MODFLOW, para o período entre janeiro de 1995 e maio de 2016 –cenários pela distância do rio.

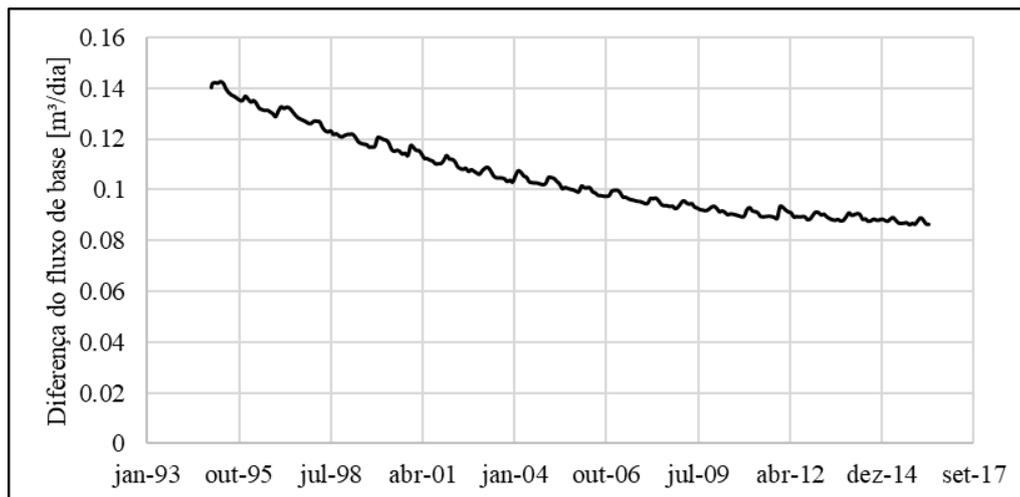


Figura 5.59. Diferença entre fluxo de base simulado com o SWAT-MODFLOW para poços distantes e próximos ao rio, para o período entre janeiro de 1995 e maio de 2016.

Como pode-se observar através das figuras, de fato há uma tendência à convergência das curvas simuladas para os dois cenários. O que, como discutido acima, está relacionado à estabilização da variação do armazenamento interno do aquífero com o tempo, dado um bombeamento constante ao longo do período. O comportamento da curva de diferença entre os fluxos, mostra uma tendência de que a convergência entre as curvas, com taxas decrescentes.

Nesse caso, deve-se observar um maior rebaixamento da carga no cenário de poços distantes do que no de poços próximos. Buscando analisar essa diferença, foram plotados os perfis de carga para os dois cenários. Como a distribuição espacial dos poços por cenário foi feita de forma aleatória, acabou ocorrendo a concentração dos poços em algumas regiões específicas, o que criou um viés, prejudicando a análise da influência da distância do rio, especificamente, através da seção A-B (linha 266) assumida como padrão para a análise de cargas no presente estudo.

Dessa forma, foram escolhidas duas novas seções, que por terem maior concentração de poços tanto distantes como próximos ao rio, permitissem uma melhor visualização dos efeitos dos dois cenários no comportamento da carga. As seções escolhidas foram referentes às linhas 68 e 196, conforme indicado na Figura 5.60. No caso dessas seções, observa-se o perfil de carga acima da superfície do terreno. Segundo Gao (2011), esse comportamento se pode estar relacionado ao fato de a discretização vertical do modelo conceitual não ter sido suficiente para amenizar os efeitos da irregularidade da superfície do terreno, que, nesses

casos, não pode ser acompanhado pelo perfil de carga, devido a forma como o MODFLOW simula a carga e ao modelo conceitual adotado.

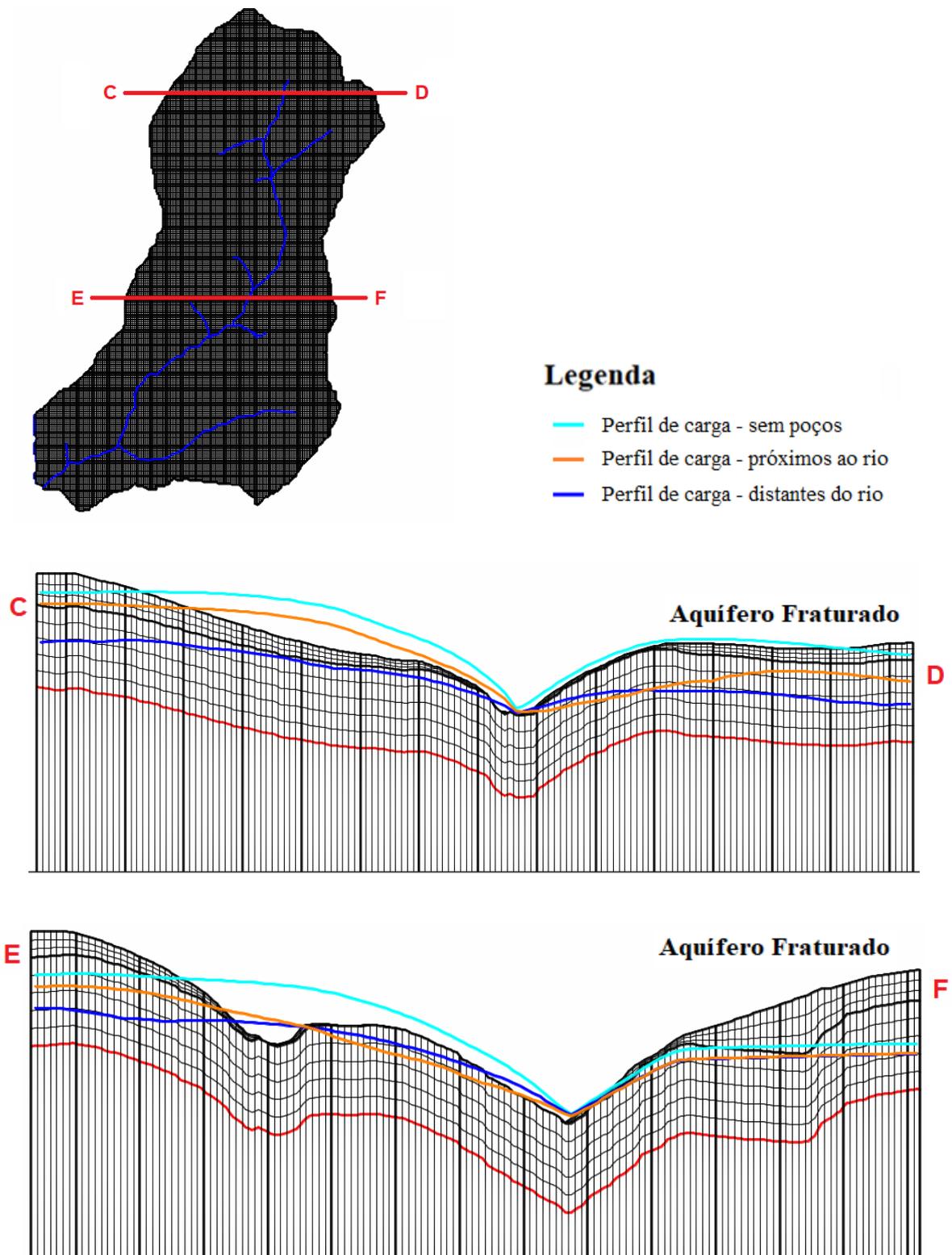


Figura 5.60. Corte C-D na linha 68 e corte na E-F na linha 196 do modelo conceitual indicando os perfis de carga do aquífero fraturado para o *baseline* e simulações com poços distantes do rio e próximos ao rio (exagero vertical de 10).

Ambos os cenários, em ambas as seções, apresentaram um rebaixamento da carga com relação ao *baseline*, como esperado. Com relação à comparação entre cenários, observou-se que de fato ocorre um maior rebaixamento da carga no cenário de poços distantes do rio, o que reforça a hipótese de que, nesse cenário ocorre uma redução do volume armazenado no aquífero, justificando, com base no balanço hídrico subterrâneo, a diferença entre os fluxos de base obtidos, mesmo sob efeitos de uma mesma taxa de bombeamento e de recarga.

Ao analisar a distribuição dos referidos impactos pelos trechos do rio (Figura 5.61), verifica-se a predominância, na maior parte do rio, dos impactos quanto ao cenário com poços próximos, exceto pelos trechos de cabeceira do rio, onde os dois cenários se equilibram. Todavia, essa distribuição por células de rio, por estar fortemente vinculada à disposição dos poços em cada um dos cenários, não pode ser considerada como conclusiva. Esse viés, devido à influência da disposição dos poços nos cenários, pode ser observado claramente no trecho referente a sub-bacia 3 (mais a jusante), onde a escassa presença de captações no cenário com poços distantes fez com que o impacto do bombeamento, nesse caso, fosse quase nulo.

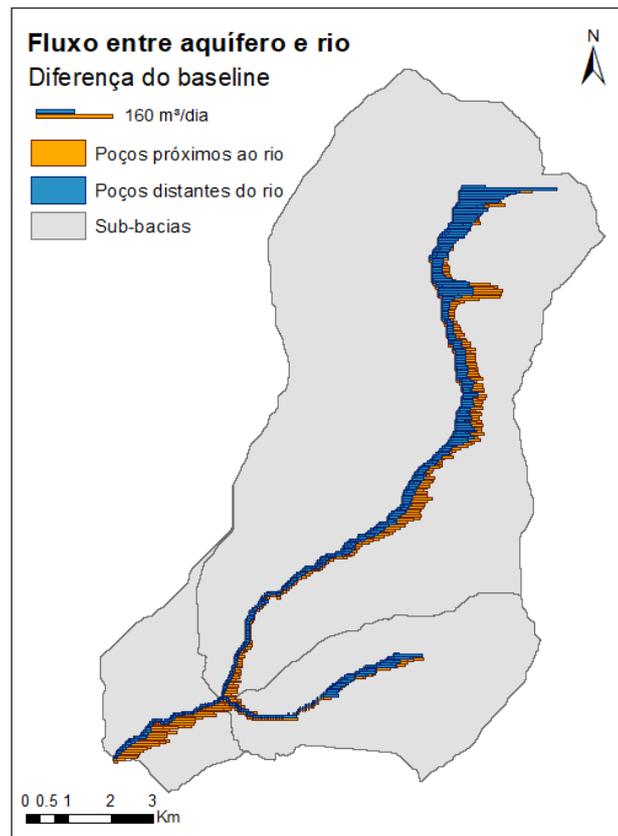


Figura 5.61. Diferença no fluxo entre aquífero-rio com relação ao *baseline*, por célula de rio – cenários por distância do rio.

6. CONCLUSÕES

Através da modelagem integrada da bacia e do aquífero, o presente estudo permitiu analisar os impactos das captações tanto superficiais quanto subterrâneas na dinâmica da bacia do Ribeirão Rodeador, abrindo, com isso, espaço para a reflexão sobre a influência dessas captações no volume de água que aporta ao reservatório do Descoberto. Após o ajuste dos modelos à bacia, foi realizada uma série de simulações que incluíram a proposição de cenários de bombeamento, onde foi investigado como cada cenário influi na interação rio-aquífero.

A calibração tanto do SWAT quanto do SWAT-MODFLOW apresentou desempenho de satisfatório a bom, considerando uma escala diária. Esses resultados foram obtidos também na verificação dos modelos, indicando que esses podem ser considerados representativos, dadas as condições assumidas e as diversas incertezas associadas.

Quanto à substituição do calibrador SWAT-CUP pelo algoritmo de calibração proposto por Távora (2017), essa foi considerada vantajosa. O uso do algoritmo permitiu que fossem realizadas algumas alterações no código, melhor adequando a calibração aos objetivos do estudo. Tais alterações envolveram a inserção do ajuste diferenciado do CN, a alteração da função objetivo da calibração (permitindo o ajuste pelo *log* da vazão) e a adequação do calibrador para o modelo acoplado SWAT-MODFLOW. Além disso, o uso do algoritmo também permitiu o acesso a todos os conjuntos de parâmetros otimizados, o que tornou possível a seleção mais transparente dos parâmetros que foram adotados ao final da calibração.

Em relação à simulação realizada para o período entre 2005 e 2016, constatou-se uma significativa perda de aderência da curva simulada em relação à observada, tanto em termo de picos quanto de vazões mínimas. Com relação aos picos verificou-se uma certa inconsistência de comportamento entre os dados observados de precipitação e de vazão. Esse efeito foi identificado como consequência da redução do número de estações pluviométricas consideradas, o que, por resultar na perda de informação sobre a distribuição espacial da precipitação incorporou incerteza à simulação dos picos de vazão. Em casos como esse, onde há baixa representatividade da espacialização da chuva, o acoplamento

entre o SWAT e o MODFLOW, com fim de aumentar a precisão na simulação da recarga perde efetividade, sendo mais interessante de ser aplicado em áreas onde haja maior conhecimento sobre a dinâmica espacial da chuva.

Já a superestimava das vazões mínimas, por não sofrer influência tão forte da distribuição espacial local dos eventos de precipitação, foram associadas às captações existentes na bacia, não consideradas até então nas simulações. Ao incorporar à simulação as principais captações superficiais, observou-se um ganho considerável no ajuste do fluxo de base simulado ao observado, para as vazões mínimas. Por outro lado, a inserção das captações subterrâneas (representadas pelos poços cadastrados pela ADASA) não promoveu melhoras relevantes na representação do fluxo de base, que continuou apresentando um ajuste insatisfatório, segundo o valor do coeficiente NSE.

Esse resultado confirmou a hipótese de subestimativa da captação subterrânea pelo cadastro de poços da ADASA para a bacia do Ribeirão Rodeador. Buscando representar as captações subterrâneas de forma mais próxima à realidade da bacia, foi proposto um cenário de exploração das águas subterrâneas, considerando 1000 poços de produção dispostos aleatoriamente nas áreas agrícolas da bacia. O cenário proposto, para o qual a vazão total bombeada foi consideravelmente maior que a vazão cadastrada pela ADASA, permitiu melhorar a representação do fluxo de base, alcançando um ajuste satisfatório.

Quanto à vazão total simulada, enquanto que a captação superficial promoveu uma baixa equivalente a 4% da vazão sem qualquer captação, as captações subterrâneas, conforme o cenário proposto, levaram a uma redução em 13% da vazão total que deixa a bacia, com relação ao cenário sem poços. As simulações mostraram que a retirada de águas subterrâneas, em quantidades consideradas viáveis pelos estudos hidrogeológicos, podem afetar sensivelmente o escoamento do ribeirão no período de estiagem. Porém, não é possível tirar conclusões sobre o seu real efeito, visto que as captações superficiais podem estar subestimadas, além de haverem erros na estimativa de evapotranspiração pelo modelo.

Quanto à localização dos poços, concluiu-se que a posição dos poços em relação ao rio não muda o ciclo temporal de descarga entre aquífero e rio, ao se considerar um bombeamento constante. No entanto, altera o volume armazenado no aquífero, de forma que o impacto do

bombeamento é observado primeiramente quando exercido em poços próximos ao rio, porém há maior redução do armazenamento quando exercido em poços mais distantes da drenagem.

Com relação aos modelos, é de se esperar que o acoplamento do MODFLOW ao SWAT permita melhorar a representação dos fluxos subterrâneos dentro do modelo, aumentando, com isso, a confiabilidade da simulação de cenários em que haja a exploração das águas subterrâneas. Todavia, no presente estudo não foram verificados ganhos significativos para a simulação do cenário de exploração, uma vez que, após calibração, o SWAT e o SWAT-MODFLOW apresentaram resultados semelhantes para o fluxo de base. Esse resultado pode ter sido influenciado pela forma de distribuição dos poços na bacia, relativamente homogênea, o que tende a reduzir a influência dessa alocação dos poços no fluxo de base gerado. A limitação da simulação do SWAT-MODFLOW apenas com bombeamento constante também foi um fator considerado limitante à análise.

7. RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se, assim, que sejam feitas adaptações no SWAT-MODFLOW para permitir mais de um período de *stress*, de forma a possibilitar simulações com taxas de bombeamento variável. A partir daí, recomenda-se que, fazendo uso do modelo acoplado, seja feita uma nova análise de influência da posição dos poços no fluxo de base, considerando dessa vez a sazonalidade do bombeamento devido às variações na demanda para irrigação ao longo do ano.

Dada a relevância das explorações subterrâneas para dinâmica da bacia, aos gestores, recomenda-se que haja uma maior atenção para a interação rio-aquífero durante a tomada de decisão quanto ao uso da água, de forma a considerar a interferência que ocorre entre as diferentes captações e a disponibilidade hídrica da bacia.

Finalmente, em concordância com George E. P. Box (Box e Draper, 2007), uma das grandes conclusões da presente dissertação é que a modelagem por si própria não é capaz de trazer respostas absolutas, devido às diversas fontes de incerteza associadas a qualidade e disponibilidade dos dados, à parametrização adotada, a metodologia e aos próprios modelos em si. No entanto, a modelagem pode ser muito útil para a compreensão dos processos dentro de um sistema e para a geração de novos questionamentos e indagações que permitem ao usuário, através do desenvolvimento de um senso crítico, propor soluções e medidas mais racionais e efetivas para a solução de determinado problema. Sendo, dessa forma, uma ferramenta fundamental para a correta gestão, inclusive de recursos hídricos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbaspour K. C., Vejdani, M. e Haghghat, S. (2007). “SWATCUP calibration and uncertainty programs for SWAT.” *Proc. Intl. Congress on Modelling and Simulation (MODSIM'07)*, 1603-1609p.
- Abbaspour, K. C., (2011). *Swat-Cup2: SWAT Calibration and Uncertainty Programs Manual Version 2*, Department of Systems Analysis, Integrated Assessment and Modelling (SIAM), Eawag. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Duebendorf, Switzerland. 106 p.
- ANA. (2007). *Agenda de Ações da ANA no tema Águas Subterrâneas. Brasília*, Brasil. 30 p.
- Arnold, J. G., Allen, P. M. e Bernhardt, G. (1993). “A Comprehensive Surface-Groundwater Flow Model.” *Journal Hydrol.* Vol. 142, n.2, 47-69p.
- Arnold, J.G. e Allen, P.M. (1999). “Automated methods for estimating baseflow and ground water recharge from streamflow records”. *Journal of the American Water Resources Association.* Vol. 35, n. 2, 411-424 p.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S. e Williams, J. R. (1998). “Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development.” *Journal of the American Water Resources Association*, Vol. 34, n. 1, 1-17 p.
- Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R. D., Van Griensven, A., Van Liew, M. W., Kannan, N. e Jha, M. K. (2012). SWAT: Model use calibration and validation. *Trans. ASABE*, Vol. 55, n. 4, 1494-1508 p.
- Bailey, R.T. (2015). “TUTORIAL SWAT-MODFLOW: Documentación para la preparación del acoplamiento SWAT-MODFLOW.” Disponível em: <http://swat.tamu.edu/media/115188/swat-modflow-tutorial-in-spanish.pdf>. Acesso em: Mar. 2017.
- Bailey, R.T., Rathjens, H., Bieger, K. e Arnold, J. (2017). “SWATMOD-Prep: Graphical User Interface for Preparing Coupled SWAT-MODFLOW Simulations.” *JAWRA Journal of the American Water Resources Association.* Vol. 53, n. 2, 400-410p.
- Bailey, R.T., Wible, T.C., Arabi, M. e Ditty, J. (2016). “Assessing regional-scale spatio-temporal patterns of groundwater–surface water interactions using a coupled SWAT-MODFLOW model.” *Hydrological Processes.* Vol. 30, n.23.

- Batu, V. (1998). “*Aquifer Hydraulics: A Comprehensive Guide to Hydrogeologic Data Analysis*”. John Wiley & Sons, New York, 727p.
- Beven, K. J. e Binley, A. M. (1992). “The future of distributed models: Model calibration and uncertainty prediction” *Hydrol. Processes*. Vol.6, n.3, 279–298 p.
- Beven, K. J. (1993). “Prophecy, Reality and Uncertainty in Distributed Hydrological Modelling.” *Adv. Water Resour.* Vol. 16, n. 1, 41–51 p.
- Bicknell, B.R., Imhoff, J.C., Kittle, J.L., Donigian, A.S. e Johanson, R.C. (1993). “Hydrologic Simulation Program – FORTRAN (HSPF).” In: *User’s Manual for Release 10.0. EPA 600/3-84-066. U.S. Environmental Protection Agency*. Athens, GA.
- Box, G. E. P. e Draper, N. R. (2007). *Response Surfaces, Mixtures, and Ridge Analyses*, John Wiley & Sons, 414p.
- Bredehoeft, J. D. e Konikow, L. F. (1993). “Ground-water models: validate or invalidate.” *Ground Water*. Vol. 31, n. 2, 178-179 p.
- Caesb. (2015). “Informação técnica N.º 051/2015 – PRHM/PRH/CAESB”. Disponível em: http://www.mpggo.mp.br/portal/arquivos/2016/03/31/16_23_06_915_INF_TEC_051_2015_PARCELAM_AGUAS_LINDAS_Mahalia_.pdf. Acesso em: Set. 2018.
- Campos, J. E. G. e Freita-Silva, F.H. (1998). *Inventário Hidrogeológico e dos Recursos Hídricos Superficiais do Distrito Federal. Brasília. IEMA/SEMATEC/UnB. Parte IV.* 85p.
- Chung, I.M., Kim, N.W., Lee J.W. e Sophocleous, M. (2010). “Assessing distributed groundwater recharge rate using integrated surface water-groundwater modeling: application to Mihocheon watershed, South Korea.” *Hydrogeology Journal*. Vol. 18, nº 8, 1253–1264 p.
- Conan, E., Bouraoui F., Turpin, N., de Marsily, G. e Bidoglio, G. (2003). Modeling flow and nitrate fate at catchment scale in Brittany (France). *Journal of Environmental Quality*. Vol. 32, n. 6, 2026–2032 p.
- Costa, F.M. e Barcellar, L.A.P. (2010). “Caracterização Hidrogeológica de Aquíferos a Partir do Fluxo de Base.” *Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)*. Vol. 15, n. 3, 173-183 p.
- Cruz, P.K.S.G. (2003). *Simulação do transporte e reabilitação de contaminações de hidrocarbonetos em solo*. Dissertação de mestrado em Engenharia do Meio Ambiente, Ramo de Geoambiente, Faculdade de Engenharia, Universidade de Porto, Portugal.

- Dresser, C. e McKee (2001). “Evaluation of Integrated Surface Water and Groundwater Modeling Tools”. Disponível em: https://www.mikepoweredbydhi.com/upload/dhissoftwarearchive/papersanddocs/waterresources/MSHE_Code_Evaluations/CDM_ISGW_Report.pdf. Acesso: Mar. 2017.
- Embrapa. (2006). *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*, 2 ed. EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro, Brasil. 412 p.
- ESRI. (2007). *Arc Hydro Tools version 1.2 for ArcGIS 9.2 Tutorial*. California. 110 p.
- FEFLOW 5.4. (2009). *Finite element subsurface flow and transport simulation system. User's manual*. WASY Institute for Water Resource Planning and Systems Research Ltd., Berlim, Alemanha. 202p.
- Ferrigo, S. (2014). *Análise de consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática – Estudo de caso da bacia do lago Descoberto – DF*, Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-159/14, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 164p.
- Galbiati, L., Bouraoui, F., Elorza F. J. e Bidoglio, G. (2006). Modeling Diffuse Pollution Loading into a Mediterranean Lagoon: Development and Application of an Integrated Surface-Subsurface Model Tool. *Ecological Modeling* Vol. 193, n. 1-2, 4-18 p.
- Gannett, M. W, Wagner, B. J, Lite, K. E. Jr. (2012). Groundwater simulation and management models for the Upper Klamath Basin, Oregon and California. *U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report*. 2012-5062p.
- Gao, Hongze. (2011). “Groundwater Modeling for Flow Systems with Complex Geological and Hydrogeological Conditions”. *Procedia Earth and Planetary Science*. Vol. 3, n.1. 23 – 28p.
- Green, W.H. e Ampt, G.A. (1911). “Studies on soil physics, 1. The flow of air and water through soils.” *Journal of Agricultural Sciences*. Vol. 4, n. 1, 11-24 p.
- Gonçalves, T. D. (2007). *Geoprocessamento como ferramenta de apoio à gestão dos recursos hídricos subterrâneos do Distrito Federal*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 88p.
- Gonçalves, T. D. (2012). *Recursos hídricos no Distrito Federal: modelagem hidrológica para subsidiar a gestão sustentável na bacia do Riveirão Pipiripau*. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências (IG), Universidade de Brasília, Brasília, DF, 134p.

- Guzman, J.A., Moriasi, D.N., Chu, M.L., Starks, P.J., Steiner, J.L. e Gowda, P.H. (2013). “A tool for mapping and spatio-temporal analysis of hydrological data.” *Journal Environ. Modell. & Softw.* Vol.48, n.1. 163-170 p.
- Guzman, J.A., Moriasi, D.N., Gowda, P.H., Steiner, J.L., Starks, P.J., Arnold, J.G. e Srinivasan, R. (2012) “A model integration framework for linking SWAT and MODFLOW.” *Environmental Modelling and Software* Vol. 73, n.1, 103-116 p.
- Guzman, J.A., Moriasi, D.N., Gowda, P.H., Steiner, J.L., Starks, P.J., Arnold, J.G. e Srinivasan, R. (2015). “A model integration framework for linking SWAT and MODFLOW.” *Environmental Modelling & Software.* Vol. 73, n. 1, 103-116 p.
- Harbaugh, A.W. (1995). “Direct solution package based on alternating diagonal ordering for the U.S. Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model.” In: *U.S. Geological Survey Open-File Report 95–288*, 46p.
- Harbaugh, A.W. (2005). “MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model - the Ground-Water Flow Process.” In: *U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16*, Virgínia, EUA.
- Hargreaves, G.H., Samani, Z.A. (1985). “Reference crop evapotranspiration from temperatures.” *Applied Engineering in Agriculture* 1. 96-99p.
- Hill, M.C. (1990) “Preconditioned conjugate-gradient 2 (PCG2), a computer program for solving ground-water flow equations.” In: *U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 90–4048*, 43p.
- Hill, M.C. e Tiedeman, C.R. (2007). *Effective Groundwater Model Calibration: With Analysis of Data, Sensitivities, Predictions, and Uncertainty*. ISBN: 978-0-471-77636-9. 480 p.
- Huber, W.C. e Dickinson, R.E. (1988). “Storm water management model, version 4.” In: *User’s Manual EPA/600/3-88/001a*, U.S. Environmental Protection Agency. Athens, GA.
- Ke, K.Y. (2014). “Application of an integrated surface water-groundwater model to multi-aquifers modeling in Choushui River alluvial fan, Taiwan.” *Hydrol. Process.* Vol. 28, n.1, 1409–1421 p.
- Kim, N.W., Chung, I.M. e Won, Y.S. (2004a). “The development of fully coupled SWAT–MODFLOW model (I) model development.” *J. Korea Water Resour. Assoc.* Vol. 37, n. 6, 503–512 p.

- Kim, N.W., Chung, I.M. e Won, Y.S. (2004b). “The development of fully coupled SWAT–MODFLOW model (II) evaluation of model.” *J. Korea Water Resour. Assoc.* Vol. 37, n. 6, 513–521 p.
- Kim, N.W., Chung, I.M., Won, Y.S. e Arnold, J.G. (2008). *Development and application of the integrated SWAT-MODFLOW model.* *Journal of Hydrology* 356. 1–16p.
- Klemes, V. (1986). Operational testing of hydrological simulation models, *Hydrological Sciences Journal.* Vol. 31, n.1, 13-24 p.
- Kressic, N. (2007). *Hydrogeology and groundwater modeling.* 2 ed. Taylor & Francis Group, LLC. New York. 807p.
- Kuczera, G. e Parent, E. (1998). “Monte Carlo Assessment of Parameter Uncertainty in Conceptual Catchment Models: The Metropolis Algorithm.” *Journal of Hydrology.* Vol. 211, n. 1, 69-85 p.
- Lima, J. E. F. W., Silva, E. M., Strauch, M. e Lorz, C. (2013). “Desenvolvimento de base de dados de solos para a aplicação do modelo SWAT em bacia do bioma Cerrado.” *XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.* Bento Golçalves, Rio Grande do Sul, 8 p.
- Lin, H.C.J., Richards, D.R., Yeh, G.T., Cheng, J.R. e Cheng, H.P. (1997). “FEMWATER: A Three-Dimensional Finite Element Computer Model for Simulating Density-Dependent Flow and Transport in Variably Saturated Media.” *Technical Report CHL-96-12.* U.S. Army Corps of Engineers, Vicksburg, MS, 126p.
- Lousada, E. O. (2005). *Estudos hidrogeológicos e isotópicos no Distrito Federal: modelos conceituais de fluxo.* Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Luo, Y. e Sophocleous, M. (2011). “Two-way coupling of unsaturated-saturated flow by integrating the SWAT and MODFLOW models with application in an irrigation district in arid region of West China.” *Journal of Arid Land.* Vol. 3, n. 3, 164-173 p.
- McDonald M.G. e Harbaugh A.W. (1988). “A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model.” In: *US Geol Surv Water Resour. Invest Rep*, Cap. A1, Livro 6, 528p.
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Binger, R. L., Harmel, R. D., and Veith, T. L. (2007). “Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy 119 in watershed simulations.” *Transactions of the ASABE.* Vol. 50, n. 3, 885–900 p.

- Monteith, J.L. (1965). “Evaporation and the environment. The state and movement of water in living organisms.” *19th Symposia of the Society for Experimental Biology*. Cambridge Univ. Press, London, U.K. 205-234p.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R. e Williams, J.R. (2011). “Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009.” *Texas Water Resources Institute Technical Report*. N. 406. College Station, Texas.
- Niswonger, R.G., Panday, Sorab, Ibaraki e Motomu (2011). “MODFLOW-NWT, a Newton Formulation for MODFLOW-2005.” *U.S. Geological Survey Techniques and Methods*, 44 p.
- Park, S. e Bailey, R.T. (2017). “SWAT-MODFLOW Tutorial: Documentation for preparing model simulations.” Disponível em: <http://swat.tamu.edu/media/115048/swat-modflow-tutorial.pdf>. Acesso em: mar. 2017.
- Perkins, S.P. e Sophocleous, M. (1999). “Development of a comprehensive watershed model applied to study stream yield under drought conditions.” *Groundwater*. Vol. 37, n. 3, 418–426 p.
- Priestley, C.H.B. e Taylor, R.J. (1972). “On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters.” *Mon. Weather Rev.* Vol. 100, n.1, 81-92 p.
- Ramireddygari, S.R., Sophocleous, M.A., Koelliker, J.K., Perkins, S.P. e Govindaraju, R.S. (2000). “Development and application of a comprehensive simulation model to evaluate impacts of watershed structures and irrigation water use on streamflow and groundwater: the case of Wet Walnut Creek Watershed, Kansas, USA.” *Journal of Hydrology*. Vol. 236, n.1, 223–246 p.
- Reatto, A., Martins, E. S., Cardoso, E. A., Spera, S. T., Carvalho JR., O. A. C., Silva, A. V. E Farias, M. F. R. (2003). “Levantamento de reconhecimento de solos de alta intensidade do alto curso do Rio Descoberto, DF/GO, escala 1:100000.” *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento N° 92*. EMBRAPA Cerrados, Distrito Federal, 2003.
- Rennó, C. D. (2003). *Construção de um sistema de análise e simulação hidrológica: aplicação a bacias hidrográficas*. INPE. São José dos Campos. 146 p.
- Santos, R.M. (2012). *Recarga de águas subterrâneas em ambiente de cerrado: Estudo com base em modelagem numérica e simulação hidrológica em uma bacia experimental*. Tese de Doutorado, Publicação PTARH.TD – 13/12, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 197p.

- Silva, I.R.O. (2016). Aplicação do Método das Cargas Máximas Totais Diárias de Nutrientes na Bacia do Córrego Rodeador - DF. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 79p.
- Sloan, P. G., Moore, I. D., Coltharp, G. B. e Eigel, J. D. (1983). “Modeling surface and subsurface stormflow on steeply-sloping forested watersheds.” *Water Resources Inst. Report 142*. Univesity of Kentucky, Lexington, 184 p.
- Sophocleous, M.A. e Perkins, S.P. (2000). “Methodology and application of combined watershed and ground-water models in Kansas.” *Journal of Hydrology*. Vol. 236, n. 3-4, 185–201 p.
- Sophocleous, M.A., Koelliker, J.K., Govindaraju, R.S., Birdie, T., Ramireddygari, S.R. e Perkins, S.P. (1999). “Integrated numerical modeling for basin-wide water management: the case of the Rattlesnake Creek basin in Southcentral Kansas.” *Journal of Hydrology*. Vol. 214, n. 1-4, 179–196 p.
- Spitz, K., and Moreno, J. (1996). A practical guide to Groundwater and Solute Transport Modelling, John Wiley, New York, USA.
- Strauch, M.; Bernhofer, C.; Koide, S.; Volk, M.; Lorz, C.; Makeschin, F. (2012). Using precipitation data ensemble for uncertainty analysis in SWAT streamflow simulation. *Journal of Hydrology*. Vol. 414, n.1, 413–424 p.
- Távora, B.E. (2017). *Zona Ripária de Cerrado: Processos Hidrossedimentológicos*. Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Publicação PTARH,TD-019/2017. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF. 133p.
- Tucci, C. E. M. (1998). *Modelos hidrológicos*. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 669p.
- Tucci, C.E.M. (2009). *Hidrologia: ciência e aplicação*. 4 ed. Porto Alegre: UFRGS. 943p.
- USDA Soil Conservation Service. (1972). “Section 4: Hydrology.” In: *National Engineering Handbook*. Chapter 4-10.
- Van Griensven, A., Meixner, T., Grunwald, S., Bishop, T., Diluzio, M. e Srinivasan, R. (2006). “A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models.” *Journal of Hydrology*. Vol. 324, n. 1-4, 10-23 p.
- Venetis, C. (1969). “A study of the recession of unconfined acquifers.” *Bulletin of the International association of Scientific Hydrology*. Vol XIV, n. 4. 119-125 p.

- Viola, M.R. (2008). *Simulação hidrológica na região Alto Rio Grande a montante do Reservatório de Camargos*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais.
- Voss, C. I. e Provost, A. M. (2002). “SUTRA - A model for saturated-unsaturated variable-density ground-water flow with solute or energy transport.” In: *U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report*. 02-4231. 250p.
- Weinstein, H.G., Stone, H.L., e Kwan, T.V., (1969). “Iterative procedure for solution of systems of parabolic and elliptic equations in three dimensions.” *Industrial and Engineering Chemistry Fundamentals*. Vol. 8, n. 2, 281–287 p.
- Winchell, M.F.; Jackson, S.H.; Wadley, A.M. e Srinivasan, R. (2008). Extension and validation of a geographic information system-based method for calculating the Revised Universal Soil Loss Equation length-slope factor for erosion risk assessments in large watersheds. *J. Soil Water Conserv.* Vol. 63, n.1, 105-111 p.
- Winston, R.B. (2009). ModelMuse-A graphical user interface for MODFLOW-2005 and PHAST: *U.S. Geological Survey Techniques and Methods* 6-A29, 52 p.
- Yager, R.M. (1991). “Estimation of hydraulic conductivity of a riverbed and aquifer system on the Susquehanna river in Broome County, New York”. *USGS Open-File Report* 91-457.
- Young, R. M., Barnard, P. J., Simon, A. J., e Whittington, J. E. (1989). “How would your favourite usermodel cope with these scenarios?” *SIGCHI Bulletin*. Vol. 20, n. 4, 51-55 p.
- Zheng, C., e P.P. Wang. (1999). “MT3DMS: A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems.” In: *Documentation and user’s guide SERDP-99-1*. U.S. Army Corps of Engineers, Washington, DC.

REFERÊNCIAS CITADAS POR TERCEIROS

- ADASA. (2006). *Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal – PGIRH*. Disponível em: www.pgirh.df.gov.br. Acesso em: 25 de agosto de 2006.
- Arnold, J. G., Williams, J. R. e Maidment, D. R. (1995). “Continuous-time water and sediment routing model for large basins.” *Journal of Hydraulic Engineering*. Vol. 121, n. 2. 171-183 p.
- Arnold, J. G., Williams, J. R., Nicks, A. D. e Sammons, N. B. (1990). *SWRRB: A basin scale simulation model for soil and water resources management*. Texas A&M univ. Press, College Station, TX.
- Crawford, N. H. e Linsley, R. S. (1966). *Digital simulation in hydrology: the Stanford watershed model*. Palo Alto. Department of Civil Engineering/ Stanford university. (Technical Report, 39).
- Lyne, V. e Hollick, M. (1979). “Stochastic Time Variable Rainfall Runoff Modeling.” In: *Hydrology and Water Resources Symposium*. Proceedings. National Committee on Hydrology and Water Resources of the Institution of Engineers, Australia. 89-92 p.
- Sophocleous, M.A., Birdie, T., Buddemeier, R., Perkins, S. e Ma, T. (1994). “Computer model selection and data assimilation for the Rattlesnake Creek sub-basin, Final (FY 1994) Report to the DWR.” *KGS Open-File Report 94-5X*, Lawrence, KS.

APÊNDICES

APÊNDICE A - METODOLOGIA PARA CRIAÇÃO DOS ARQUIVOS DE ENTRADA DO MODELO SWAT-MODFLOW

Conforme descrito no Tutorial do SWAT-MODFLOW (Park e Bailey, 2017), o modelo acoplado parte de três grupos de arquivos de entrada: os arquivos de entrada do SWAT, os arquivos de entrada do MODFLOW e os arquivos de acoplamento ou *link*, que vinculam as HRUs (Unidades de Resposta Hidrológica) do SWAT às células da grade de diferenças finitas do MODFLOW, através da criação das DHRUs (HRUs discretizadas).

Os arquivos de entrada do SWAT são aqueles relativos a pasta TxtInOut, além dos shapefiles de HRU, rio e sub-bacia. Tais arquivos podem ser gerados previamente por meio da interface gráfica ArcSWAT, por exemplo. Quanto aos arquivos de *link*, esses podem ser criados manualmente com auxílio do SIG ArcGIS, conforme procedimento apresentado por Park e Bailey (2017), ou de forma automatizada por meio da interface gráfica SWATMOD-Prep (Bailey *et al.*, 2016). O SWATMOD-Prep é uma interface que auxilia na criação dos arquivos de entrada do modelo acoplado, partindo de um modelo SWAT já existente. Além de permitir a criação dos arquivos de link, a interface permite também a criação dos arquivos de entrada do MODFLOW.

Contudo, a interface ainda está limitada à criação de modelos do MODFLOW simplificados, ou seja, com uma única camada e limitada aos pacotes de fluxo de rio (RIV) e recarga (RCH).

Conforme argumenta Bailey *et al.*, (2016), a interface pode ser usada para auxiliar na criação da grade de diferenças finitas, no estabelecimento do vínculo entre os modelos e na criação de arquivos de entrada prévios para o MODFLOW, que poderão ser modificados para incluir novas camadas e/ou adicionar diferentes pacotes de fluxo, como o pacote de poços ou de drenos, por exemplo. O modelo modificado poderá ser executado externamente à interface, por meio do executável SWAT-MODFLOW.

A.1. Modificação dos arquivos do MODFLOW para a inclusão de novas camadas

Da forma como o SWATMOD-Prep cria o modelo, são gerados 9 arquivos de entrada do MODFLOW, um por módulo/pacote, conforme disposto na Tabela A.1. Devido ao seu caráter modular, o MODFLOW possui módulos e sub-rotinas independentes, o que facilita

a alteração e adaptação do modelo. Dos 9 arquivos de entrada criados pela interface gráfica, apenas três são alterados pela inserção de novas camadas, são eles os arquivos do Pacote Básico, de Discretização e do Pacote de *Upstream Weighting*.

Tabela A.1. Arquivos de entrada do MODFLOW.

Processos/ Pacotes		Arquivo	Descrição
Processos de Fluxo Subterrâneo	Gerais	.mfn	Arquivo de nome
		.bas	Arquivo de entrada - Pacote Básico
		.dis	Arquivo de Discretização
	Pacotes de Fluxo Subterrâneo	.upw	Arquivo de entrada - Pacote <i>Upstream Weighting</i>
	Pacotes de Condição de Contorno	.rch	Arquivo de entrada - Pacote de Recarga
		.riv	Arquivo de entrada - Pacote de Rio
	Solucionadores (<i>Solvers</i>)	.nwt	Arquivo de entrada - <i>Solver</i> de Newton
	Controle de saída	.oc	Arquivo de Controle de Saída
		.lmt	Arquivo de <i>link</i> com o MT3DMS

Arquivo ,bas

O arquivo de entrada criado para o Pacote Básico apresenta três grupos de informação que são: a matriz IBOUND, onde se definem as células ativas por camada; a variável HNOFLO, que é um valor único que indica o valor de carga a ser designado para todas as células inativas (no arquivo criado pela interface esse valor é de -999); e a matriz STRT, que aponta a carga inicial em cada camada. Para a inserção de camadas deverão ser incluídos novas matrizes IBOUND e STRT para cada camada adicionada. Essas matrizes deverão ser alocadas logo embaixo das respectivas matrizes da camada anterior, incluindo o cabeçalho da matriz, conforme ilustra a Figura A.1. Recomenda-se que não se insiram linhas em branco em meio aos dados.

```

1 # Basic (.bas) input file
2 FREE
3 INTERNAL 1 (free) -1 # IBOUND
4 [ Matriz IBOUND da camada 1 ]
5 INTERNAL 1 (free) -1 # IBOUND
6 [ Matriz IBOUND da camada 2 ]
7 ...
8 INTERNAL 1 (free) -1 # IBOUND
9 [ Matriz IBOUND da camada n ]
10 INTERNAL 1 (free) -1 #Initial Head
11 [ Matriz com carga inicial da camada 1 ]
12 INTERNAL 1 (free) -1 #Initial Head
13 [ Matriz com carga inicial da camada 2 ]
14 ...
15 INTERNAL 1 (free) -1 #Initial Head
16 [ Matriz com carga inicial da camada n ]
17
18

```

Figura A.1. Exemplo do arquivo de entrada do Pacote Básico (.bas).

Arquivo *.dis*

Na segunda linha do arquivo de Discretização estão impressas diversas variáveis relativas a discretização espacial e temporal do modelo, a primeira delas é o NLAY, que indica o número de camadas da grade. Esse valor deve ser ajustado. Na terceira linha está impresso o LYCDB, que é um sinalizador que indica se a camada possui ou não um leito de confinamento Quase-3D abaixo dela. Deve haver um valor de LYCDB por camada, distribuído ao longo das colunas da linha 3.

Nas linhas 4 e 5 estão alocados os valores de tamanho da célula, esses valores não precisam ser alterados para a inclusão de camadas. A partir da linha 5 estão dispostas as matrizes com as superfícies de contorno das camadas, a primeira matriz indica as elevações do topo do modelo (Top), a segunda indica as elevações de fundo da camada (BOTM). No caso de inserção de novas camadas, deve-se adicionar uma matriz BOTM, com as elevações de fundo de cada camada. Assim como no arquivo *.bas*, o cabeçalho da matriz BOTM deve ser preservado, e não deve-se pular linhas entre as variáveis.

Impresso no final do arquivo de discretização estão as variáveis do período de *stress*. Essa linha também deve ser conservada, nesse caso.

Arquivo .upw

O pacote *Upstream Weighting* é usado para especificar as propriedades que controlam o fluxo entre células no MODFLOW-NWT, e a maioria dessas propriedades são definidas por camada, exceto pelas variáveis da linha 2 que devem ser conservadas.

Nas linhas de 3 a 7 estão impressos os valores LAYTYP, LAYANG, CHANI, LAYUKA, LAYMET, que são sinalizadores que indicam propriedades das camadas como o tipo de camada, o método de cálculo da transmissividade entre blocos, etc. Esses valores devem ser replicados para cada camada e distribuídos ao longo das colunas das referidas linhas.

A partir da linha 8 estão apresentados os parâmetros do aquífero por camada, no arquivo de entrada criado pela interface estão impressas sequencialmente: a matriz HK, com as condutividades hidráulicas de cada célula; a variável VKA, que indica a razão entre as condutividades hidráulicas horizontal e vertical; a variável Ss, que indica o armazenamento específico na camada; e, por fim, a matriz Sy, com os rendimentos específicos por célula. As variáveis HK, Ss e Sy podem estar dispostos em matriz ou como um valor constante, a depender da forma como esses parâmetros são inseridos na interface.

O conjunto de parâmetros do aquífero devem ser determinados para cada camada, sendo assim, durante o processo de inclusão de camadas essas variáveis devem ser replicadas para cada nova camada. O novo conjunto de dados deve ser alocado logo após o conjunto referente à camada anterior, conservando a sequência apresentada anteriormente. Também nesse caso deve-se manter o cabeçalho das variáveis.

Feitas as alterações indicadas acima, o modelo está pronto para ser executado considerando as novas camadas inseridas.

A.2. Modificação dos arquivos do MODFLOW para a inclusão do pacote de poços

A inclusão do pacote de poços, parte da criação do seu arquivo de entrada (.wel). O arquivo de poços tem uma estrutura parecida com o arquivo do pacote de rio (.riv) (Figura A.2). Na segunda linha do arquivo estão as variáveis MXAXTW, referente ao número máximo de

poços a ser usado em qualquer período de *stress*, e IWELCB, que indica o número da unidade na qual os resultados serão salvos ao final, esse valor deve ser 40. Na linha 3 estão as variáveis ITMP e NP, que se referem respectivamente ao número de poços não-parametrizados e ao número de parâmetros do primeiro período de *stress*.

1	# WEL: Well package file			
2		14	40	AUX IFACE NAME
3		14	0	# Data Set 5: ITMP NP Stress period 1
4	3	17	174	-1.2000
5	3	19	178	-1.2000
6	6	29	146	-40.4599
7	3	29	191	-1.2000
8	6	30	146	-40.4599
9	3	30	156	-1.2000
10	3	32	116	-1.2000
11	6	32	129	-11.0950
12	3	32	137	-1.2000
13	3	34	116	-1.2000
14	6	34	129	-71.3567
15	6	42	114	-35.5250
16	3	43	141	-1.2000
17	3	44	128	-0.8530
18				

Figura A.2. Exemplo do arquivo de entrada do Pacote de Poços (.wel).

A partir da linha 4 deverão ser inseridas as variáveis relativas a cada um dos poços usados naquele período de *stress*, uma linha por poço. As variáveis, que serão dispostas ao longo das colunas, são: o número da camada, linha e coluna nas quais o referido poço está localizado e a vazão volumétrica, se positiva indica recarga artificial, se negativa indica bombeamento.

O arquivo de entrada do pacote de poços criado, deve ser nomeado como *modflow.wel* e então incorporado ao arquivo de nome, conforme exemplificado na Figura A.3. Feito isso, poderá ser procedida a execução do SWAT-MODFLOW.

1	# MODFLOW-NWT name file		
2	# Output Files		
3	LIST	5007	modflow.out
4	DATA	5030	modflow.hed
5	DATA(BINARY)	5040	modflow.ccf
6	# Global Input Files		
7	DIS	5010	modflow.dis
8	# Flow Process Input Files		
9	BAS6	5001	modflow.bas
10	UPW	5011	modflow.upw
11	RCH	5018	modflow.rch
12	RIV	5008	modflow.riv
13	NWT	5013	modflow.nwt
14	OC	5022	modflow.oc
15	LMT6	5019	modflow.lmt
16	WEL	5012	modflow.wel

Figura A.3. Exemplo do arquivo de nome alterado (.mfn).

Referências Bibliográficas

- Bailey, R.T., Rathjens, H., Bieger, K. e Arnold, J. (2017). “SWATMOD-Prep: Graphical User Interface for Preparing Coupled SWAT-MODFLOW Simulations.” JAWRA Journal of the American Water Resources Association.
- Park, S. e Bailey, R.T. (2017). “SWAT-MODFLOW Tutorial: Documentation for preparing model simulations.” Disponível em: <http://swat.tamu.edu/media/115048/swat-modflow-tutorial.pdf>. Acesso em: mar. 2017.

APÊNDICE B - ALGORITMO DE TÁVORA (2017) ADAPTADO PARA A CALIBRAÇÃO DO MODELO SWAT-MODFLOW

```
#Universidade de Brasília
#Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos
#Script para calibração automática do modelo acoplado SWAT-MODFLOW,
#pelo ajuste dos parâmetros do MODFLOW
#Adaptado de: Távora, B.E (2017)
#ATENÇÃO! É recomendado que a calibração dos parâmetros do
#MODFLOW parta de inputs do SWAT previamente calibrados.
#Para execução da calibração, copie o arquivo SWAT-MODFLOW.exe para
#a pasta TxtInOut. Defina essa pasta como diretório de trabalho do R.
#É necessário criar um arquivo de vazões observadas igualmente salvo na
#pasta de trabalho. O arquivo (nomeado: vazao_obs.txt) deve apresentar a
#data(formato "%d/%m/%Y") e vazões observadas em m³/s), separados por um
#espaço.
#Exemplo do arquivo de vazões observadas:
#
#Dia Q
#10/10/1996 0.044
#11/10/1996 0.044
#12/10/1996 0.044
#13/10/1996 0.044
#14/10/1996 0.044
#15/10/1996 0.044
#16/10/1996 0.044
#17/10/1996 0.044
#
#
#Esse código foi adaptado para o modelo SWAT-MODFLOW.

setwd("C:/...") #Entre com o endereço da pasta txtInOut
wd<- getwd()

#_____Definindo função e datas limite da calibração_____
SWATMOD_optim <- function(par){
  start_day <- "01/01/1979" #Entre com a data inicial da calibração - m/d/y
  end_day <- "12/31/1982" #Entre com a data final da calibração - m/d/y

#_____Definindo parâmetros a serem calibrados_____
  Kp_multip <- par[1]
  Kf_multip <- par[2]
  Syp_multip <- par[3]
  Syf_multip <- par[4]
  RC_multip <- par[5]

#_____Modificando as entradas do SWAT-MODFLOW_____

##Parâmetros do aquífero - K e Sy
  UPW <- list.files(wd, pattern = ".upw")

###Lendo o arquivo "modflow.UPW" e definindo a linha inicial e final da matriz
de cond.
  cond<- readLines(UPW)
  Ini_camadas<- grep("#HK", cond)
  ncamadas<- length(Ini_camadas)
  Fim_camadas<- length(cond)
  startkx<-vector()
  for(i in 1:ncamadas){
    startkx[i]<- Ini_camadas[i] + 1
  }

## Continua na próxima página...
```

```

cond<- readLines(UPW)
Ini_camadas<- grep("# Sy", cond)
ncamadas<- length(Ini_camadas)
Fim_camadas<- length(cond)
starSy<-vector()
for(i in 1:ncamadas){
  starSy[i]<- Ini_camadas[i] + 1
}
Endtkx<-(starSy-4)
NROW<- (Endtkx[1]- startkx[1])+1
EndtSy<- starSy+NROW-1

###Tabela com limites das matrizes ks e Sy
tabela<- data.frame(Startkx = startkx, Endtkx = Endtkx,
                    StartSy = starSy, EndtSy = EndtSy)

###Extraindo a matriz de condutividade e multiplicando os valores

###Kx poroso
for(a in 1:3){
  con<-file(UPW)
  open(con)
  Kxs<- read.table(con, skip= tabela$Startkx[a] -1,nrow = NROW)
  close(con)
  newKxs<- Kxs*Kp_multip #Nova Matriz de condutividade multiplicada.
  B <- file(UPW, "r+")
  text <- readLines(B)
  for (i in 1:NROW) {
    text[i+tabela$Startkx[a] -1]<- paste(format(newKxs[i,], nsmall = 4,
    width =12), collapse = "")
  }
  B <- file(UPW,"w+")
  writeLines(text,B)
  close(B)
}

###Kx fraturado
for(a in 4:9){
  con<-file(UPW)
  open(con)
  Kxs<- read.table(con, skip= tabela$Startkx[a] -1,nrow = NROW)
  close(con)
  newKxs<- Kxs*Kf_multip #Nova Matriz de condutividade multiplicada.
  B <- file(UPW, "r+")
  text <- readLines(B)
  for (i in 1:NROW) {
    text[i+tabela$Startkx[a] -1]<- paste(format(newKxs[i,], nsmall = 4,
    width =12), collapse = "")
  }
  B <- file(UPW,"w+")
  writeLines(text,B)
  close(B)
}

###Sy poroso
for(a in 1:3){
  con<-file(UPW)
  open(con)
  Kxs<- read.table(con, skip= tabela$StartSy[a] -1,nrow = NROW)
  close(con)
  newKxs<- Kxs*Sy_multip #Nova Matriz de armazenamento multiplicada.
  B <- file(UPW, "r+")
  text <- readLines(B)
  for (i in 1:NROW) {

```

Continua na próxima página...

```

        text[i+tabela$StartSy[a] -1]<- paste(format(newKxs[i,], nsmall = 4,
width =12),collapse = "")
    }
    B <- file(UPW,"w+")
    writeLines(text,B)
    close(B)
}

###Sy fraturado
for(a in 4:9){
    con<-file(UPW)
    open(con)
    Kxs<- read.table(con, skip= tabela$StartSy[a] -1,nrow = NROW)
    close(con)
    newKxs<- Kxs*Syf_multip #Nova Matriz de armazenamento multiplicada.
    B <- file(UPW, "r+")
    text <- readLines(B)
    for (i in 1:NROW) {
        text[i+tabela$StartSy[a] -1]<- paste(format(newKxs[i,], nsmall = 4,
width =12), collapse = "")
    }
    B <- file(UPW,"w+")
    writeLines(text,B)
    close(B)
}

##Parâmetros do Rio - RC
RIV <- list.files(wd, pattern = ".riv")
C <- file(RIV[1], "r+")
text <- readLines(C)

LINE <- as.numeric(unlist(regmatches(text[2],gregexpr("[:digit:]]+\\
.*[:digit:]]*",text[2])))
NRIV <- LINE[c(1)]

for (i in 1:NRIV) {
    RC <- as.numeric(unlist(regmatches(text
[i+3],gregexpr("[:digit:]]+\\.*[:digit:]]*",text [i+3])))

    RC1 <- round (RC[5]*RC_multip, digits = 4)
    text[i+3]<- c(paste(format(RC[1],digits = 1, nsmall=0, width =
4),format(RC[2],nsmall=0, width =5),format(RC[3], nsmall=0, width =
5),format(RC[4], nsmall=4 ,width =11),format(RC1, nsmall=4 ,width =
11),format(RC[6], nsmall=4 ,width = 11)))

    C <- file(RIV[1],"w+")
    writeLines(text,C)
    close(C)
}

# _____ Executando SWAT-MODFLOW _____
system("SWAT_MODFLOW.exe")

# _____ Alterando os parâmetros para a versão original _____

##Parâmetros do aquífero - K e Sy

###Kx poroso
for(a in 1:3){
    con<-file(UPW)
    open(con)
    Kxs<- read.table(con, skip= tabela$Startkx[a] -1,nrow = NROW)
    close(con)
    newKxs<- Kxs/Kp_multip #Nova Matriz de condutividade multiplicada.

    ## Continua na próxima página...

```

```

    B <- file(UPW, "r+")
    text <- readLines(B)
    for (i in 1:NROW) {
        text[i+tabela$Startkx[a] -1]<- paste(format(newKxs[i,], nsmall = 4,
            width =12),collapse = "")
    }
    B <- file(UPW,"w+")
    writeLines(text,B)
    close(B)
}

###Kx fraturado
for(a in 4:9){
    con<-file(UPW)
    open(con)
    Kxs<- read.table(con, skip= tabela$Startkx[a] -1,nrow = NROW)
    close(con)
    newKxs<- Kxs/Kf_multip #Nova Matriz de condutividade multiplicada.
    B <- file(UPW, "r+")
    text <- readLines(B)
    for (i in 1:NROW) {
        text[i+tabela$Startkx[a] -1]<- paste(format(newKxs[i,], nsmall = 4,
            width =12),collapse = "")
    }
    B <- file(UPW,"w+")
    writeLines(text,B)
    close(B)
}

###Sy poroso
for(a in 1:3){
    con<-file(UPW)
    open(con)
    Kxs<- read.table(con, skip= tabela$StartSy[a] -1,nrow = NROW)
    close(con)
    newKxs<- Kxs/Syp_multip #Nova Matriz de armazenamento multiplicada.
    B <- file(UPW, "r+")
    text <- readLines(B)
    for (i in 1:NROW) {
        text[i+tabela$StartSy[a] -1]<- paste(format(newKxs[i,], nsmall = 4,
            width =12),collapse = "")
    }
    B <- file(UPW,"w+")
    writeLines(text,B)
    close(B)
}

###Sy fraturado
for(a in 4:9){
    con<-file(UPW)
    open(con)
    Kxs<- read.table(con, skip= tabela$StartSy[a] -1,nrow = NROW)
    close(con)
    newKxs<- Kxs/Syp_multip #Nova Matriz de armazenamento multiplicada.
    B <- file(UPW, "r+")
    text <- readLines(B)
    for (i in 1:NROW) {
        text[i+tabela$StartSy[a] -1]<- paste(format(newKxs[i,], nsmall = 4,
            width =12),collapse = "")
    }
    B <- file(UPW,"w+")
    writeLines(text,B)
    close(B)
}

```

Continua na próxima página...

```

##Parâmetros do Rio - RC
RIV <- list.files(wd, pattern = ".riv")
C <- file(RIV[1], "r+")
text <- readLines(C)

LINE <- as.numeric(unlist(regmatches(text[2],gregexpr("[:digit:]+\\"
.*[:digit:]*",text[2])))
NRIV <- LINE[c(1)]

for (i in 1:NRIV) {
  RC <- as.numeric(unlist(regmatches(text
[i+3],gregexpr("[:digit:]+\\".*[:digit:]*",text [i+3])))

  RC1 <- round (RC[5]/RC_multip, digits = 4)
  text[i+3]<- c(paste(format(RC[1],digits = 1, nsmall=0, width =
4),format(RC[2],nsmall=0, width =5),format(RC[3], nsmall=0, width =
5),format(RC[4], nsmall=4 ,width =11),format(RC1, nsmall=4 ,width =
11),format(RC[6], nsmall=4 ,width = 11)))

  C <- file(RIV[1],"w+")
  writeLines(text,C)
  close(C)
}

# _____ Verificando se o modelo deu erro _____
DAT <- list.files(wd, pattern = ".dat" )
WATOUT <- file(DAT[12], "r+")
text1 <- readLines(WATOUT)
L <- length(text1)
D <- L>2922
if (D == FALSE) {NSC <- -999}

# _____ Lendo arquivo de saída _____
if (D == TRUE){
  Qcalc <- read.table ("watout.DAT", skip = 6, header = FALSE)
  Qcalc <- subset (Qcalc, select = c(V1, V2, V4))
  names(Qcalc) <- c("Year", "Julian_day", "Flow_CMS")
  inicio <- as.Date(paste(min(Qcalc$Julian_day), min(Qcalc$Year), sep =
"/"), "%j/%Y")

## Organizando os arquivos de saída
n <- length(Qcalc$Flow_CMS)
Date <- as.Date(seq(1:n), inicio-1)
Qcalc <- data.frame(Date, Qcalc$Flow_CMS)
names(Qcalc) <- c("Dia", "Vazão_cal_CMS")

# _____ Lendo valores observados _____
Qobs <- read.table ("vazao_obs.txt",header = TRUE, na.strings = "NA")
Qobs$Dia <- as.Date(Qobs$Dia, "%m/%d/%Y")
names(Qobs) <- c("Dia", "Vazao_obs_CMS")

# _____ Tabulando valores observados e calculados _____
Datas_calc <- match(Qobs$Dia, Qcalc$Dia, nomatch = 0)
Datas_obs <- match(Qcalc$Dia, Qobs$Dia, nomatch = 0)
Result <- data.frame(Qcalc[Datas_calc,], Qobs[Datas_obs,])
names(Result) <- c("Dia", "Vazao_cal_CMS", "Dia", "Vazao_obs_CMS")

# _____ Selecionando valores observados e calculados pela data _____
start_day = as.Date(start_day, format= "%m/%d/%Y")
end_day = as.Date(end_day, format= "%m/%d/%Y")
simulado <- subset(Result, Dia>= start_day & Dia<= end_day, selec=
Vazao_cal_CMS)
observado <- subset(Result, Dia>= start_day & Dia<= end_day, selec=
Vazao_obs_CMS)
dias <- subset(Result, Dia>= start_day & Dia<= end_day, selec= Dia)

## Continua na próxima página...

```

```

# _____ Base de dados Final _____
DB_final <- data.frame(simulado, observado, dias)
names(DB_final) <- c("Sim", "Obs", "Dia")

# _____ Métrica - Nash _____
DB_NSC <- DB_final[complete.cases(DB_final),]
size <- length(DB_NSC$Dia)
obs_mean <- mean(DB_NSC$Obs)
NSC_up <- data.frame(((DB_NSC$Obs - DB_NSC$Sim)^2))
NSC_down <- data.frame(((DB_NSC$Obs - obs_mean)^2))
NSC <- (1 - (sum(NSC_up)/sum(NSC_down)))
NSC <- round(NSC, digits = 2)

return(NSC)
}

# _____ Otimização - PSO _____
install.packages("hydroPSO")
require('hydroPSO')

Lower <- c() #Entre com os valores mínimos dos parâmetros
Upper <- c() #Entre com os valores máximos dos parâmetros

hydroPSO(fn= SWATMOD_optim, lower= Lower, upper= Upper, control =
list(npart=30, maxit=100, MinMax='max'))

#npart - tamanho do enxame de pontos
#maxit = número máximo de iterações
#MinMax = se é um problema de maximização ou minimização

```

Referências Bibliográficas

Távora, B.E. (2017). *Zona Ripária de Cerrado: Processos Hidrossedimentológicos*, Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH, TD-019/2017. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF. 133p.