

ARNALDO JOSÉ CAMBRAIA NETO

**RECARGA DE ÁGUA SUBTERRÂNEA EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO
CERRADO BRASILEIRO: ESTIMATIVA, MODELAGEM E PREVISÃO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2019

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

C177r
2019
Cambaia Neto, Arnaldo José, 1984-
Recarga de água subterrânea em uma bacia hidrográfica do
Cerrado brasileiro : estimativa, modelagem e previsão / Arnaldo
José Cambraia Neto. – Viçosa, MG, 2019.
xv, 79 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Lineu Neiva Rodrigues.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Ciclo hidrológico. 2. Desenvolvimento de recursos
hídricos. 3. Mudanças climáticas. I. Universidade Federal de
Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.


CDD 22. ed. 551.48

ARNALDO JOSÉ CAMBRAIA NETO

**RECARGA DE ÁGUA SUBTERRÂNEA EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO
CERRADO BRASILEIRO: ESTIMATIVA, MODELAGEM E PREVISÃO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister
Scientiae*.

APROVADA: 30 de julho de 2019.


Arnaldo José Cambraia Neto
Autor


Lineu Neiva Rodrigues
Orientador

*Aos meus pais, Danilo e Lourdinha, meus primeiros professores, **Dedico.***

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por sempre estar ao meu lado durante a minha caminhada, protegendo e dando alento nos momentos mais críticos. E pela intercessão de Nossa Senhora em minha vida.

Ao meus pais Danilo e Lourdinha, minha fonte de amor, carinho e que nunca pouparam esforços e sempre abriram mão de muitos dos seus prazeres para garantir, a mim e minha irmã, uma boa formação, focado na educação e bons princípios. À minha irmã Ana Clara, minha primeira amiga, companheira e apoio incontestes sempre. Ao meu cunhado Diego, que se tornou um grande amigo e apoiador. Ao meu sobrinho, mesmo nascendo só no próximo janeiro, deixou mais felizes os dias mais difíceis da jornada.

À Márcia, pelo amor, companheirismo, amizade e se fazer sempre presente (mesmo lá de longe) em meus dias.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realização do curso. Aos seus professores e servidores que tornam tudo isso possível. Tenho a esperança que um dia, todo cidadão brasileiro possa ter essa oportunidade de estudar em uma universidade pública e de qualidade.

Ao Lineu Neiva Rodrigues, pelos conhecimentos e exemplo de profissionalismo a mim repassados, pela confiança, amizade e apoio durante a orientação.

Aos professores Fernando Falco Pruski e Demetrius David da Silva, pela coorientação e ensinamentos transmitidos ao longo do curso.

Ao engenheiro ambiental Antônio Calazans Reis Miranda e à pesquisadora Maria Emília Borges Alves, pelas valiosas contribuições durante a banca de defesa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.*

À EMBRAPA Cerrados pela concessão dos dados e informações utilizadas na realização da pesquisa.

Ao sofrido povo brasileiro, que através dos seus impostos financiam a educação superior pública e a ciência do nosso país.

Aos amigos (Patos de Minas, São Paulo e Viçosa), aos “Bikers”, aos “Juões e Juanas”, a “Turma 4 do Tênis PELU” pela amizade sincera, a zueira e por deixarem a vida mais leve e ajudar a encarar os problemas com mais facilidade.

Aos amigos do trecho, que mesmo distantes se fazem presentes nos meus dias pelos ensinamentos adquiridos nos canteiros e pelas boas lembranças. Agradecimento especial aos

meus líderes Mariana Godoi, Antônio Zuchowski e Ricardo Corrêgio, verdadeiros exemplos da Pedagogia da Presença e que muito me ensinaram durante o tempo em que estivemos juntos.

Aos irmãos de orientação Diego Bispo, Élvis Alves, Fernanda Laurinda e Silas Alves pela caminhada conjunta e sempre nos apoiando. Agradecimento especial ao Daniel Althoff pela paciência nos ensinamentos do “RStudio”, dicas e apoio nessa minha volta à UFV.

Aos meus amigos e colegas do Centro Referência em Recursos Hídricos (CRRH) pela amizade, companheirismo e compartilharem bons momentos e as trocas de conhecimentos em nosso dia a dia.

Enfim, o meu muito obrigado a todos que me ajudaram e apoiaram de alguma forma durante o mestrado.

* O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

BIOGRAFIA

ARNALDO JOSÉ CAMBRAIA NETO nasceu no dia 27 de setembro de 1984 em Patos de Minas, MG, filho de Danilo Luiz Cambraia e Maria de Lourdes Evangelista Cambraia.

Em dezembro de 2007, concluiu o curso de Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Viçosa.

Entre março de 2009 a fevereiro de 2017, atuou como engenheiro ambiental na Construtora Norberto Odebrecht nos contratos Rede de Utilidades Usina VSB Jeceaba (MG), Reabilitação Ambiental da Praia de Sepetiba (RJ), Urbanização e Teleférico do Morro da Providência (RJ), Arena Corinthians (SP) e Complexo Viário Ponte Itapaiúna (SP).

Em dezembro de 2013, concluiu a especialização *latu senso* em Engenharia de Segurança do Trabalho na Universidade Cruzeiro do Sul, São Paulo/SP.

Em agosto de 2017, iniciou o curso de Mestrado em Engenharia Agrícola na área de Recursos Hídricos, submetendo-se à defesa em julho de 2019.

*“O pensamento é a força criadora
O amanhã é ilusório
Porque ainda não existe
O hoje é real
É a realidade que você pode interferir
As oportunidades de mudança
Tá no presente
Não espere o futuro mudar sua vida
Porque o futuro será a consequência do presente
Parasita hoje, um coitado amanhã
Corrida hoje, vitória amanhã
Nunca esqueça disso, irmão.*

*Acreditar e sonhar
E sonhar
E sonhar”*

(A vida é um desafio – Racionais MC’s)

“E sonhos não envelhecem.”

(Clube da esquina II – Milton Nascimento, Lô Borges e
Márcio Borges)

RESUMO

CAMBRAIA NETO, Arnaldo José, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2019. **Recarga de água subterrânea em uma bacia hidrográfica do Cerrado brasileiro: estimativa, modelagem e previsão.** Orientador: Lineu Neiva Rodrigues. Coorientadores: Demetrius David da Silva e Fernando Falco Pruski.

O Bioma Cerrado é estratégico para a agricultura brasileira e para a manutenção do equilíbrio hidrológico do país, contribuindo com as vazões dos rios de oito das doze regiões hidrográficas brasileiras. Nos últimos anos tem-se observado um crescimento contínuo da agricultura irrigada, principal atividade usuária de recursos hídricos, e o surgimento de conflitos pelo uso da água. O pouco conhecimento da disponibilidade hídrica tem dificultado o processo de alocação de água, comprometendo o crescimento econômico da região. Neste contexto, a utilização adequada das águas subterrâneas é fundamental para reduzir as incertezas quanto à disponibilidade hídrica, sendo necessário, para isso, um maior entendimento do seu comportamento em escala de bacia hidrográfica e uma melhor quantificação da sua recarga. O objetivo desta dissertação foi estimar a recarga atual e futura de água subterrânea em uma bacia hidrográfica do Bioma Cerrado. A partir de dados coletados na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho, avaliou-se três métodos de estimativa de recarga. As recargas estimadas pelos métodos de separação do escoamento de base e da variação de nível do lençol freático representaram 23,7% e 22,8% da precipitação total, respectivamente, sendo considerados os mais adequados. Pelo modelo BALSEQ, a recarga potencial foi estimada em 31,5% da precipitação. No período avaliado, a recarga potencial variou de 46,3% a 26,0% em cenários de mudança no uso e ocupação da terra. O modelo refletiu bem as características da região, porém não recomendado sua utilização para a estimativa da recarga na bacia, mas é útil na determinação dos demais componentes hidrológicos e na gestão dos recursos hídricos. No cenário futuro, prevendo as mudanças climáticas na região, as recargas serão afetadas e reduzidas. No RCP 4.5 observou-se reduções variando de 0,8% a 44,0% na recarga mensal média e, no RCP 8.5, reduções variando de 9,3% a 52,8%.

ABSTRACT

CAMBRAIA NETO, Arnaldo José, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July 2019. **Groundwater recharge in a Brazilian Savanna watershed: estimation, modeling and prediction.** Adviser: Lineu Neiva Rodrigues. Co-advisers: Demetrius David da Silva and Fernando Falco Pruski.

The Brazilian Savanna (Cerrado) is strategic for Brazilian agriculture and for maintaining the country's hydrological balance, as it contributes to river flows from eight of the twelve Brazilian hydrographic regions. In recent years there has been a continuous growth of irrigated agriculture, the main water resource activity, and the emergence of conflicts over water use. Poor knowledge of water availability has hindered the water allocation process, implicating the region's economic growth. In this context, the adequate use of groundwater is fundamental to reduce the uncertainties regarding water availability. Therefore, to understand the groundwater behavior in the watershed scale a better quantification of its recharge is necessary. The aim of this dissertation was to estimate the current and future groundwater recharge in a Brazilian Savanna watershed. From data collected in the Buriti Vermelho river watershed, three recharge estimation methods were evaluated. The recharges estimated by the baseflow separation and water table fluctuation methods represented 23.7% and 22.8% of the total precipitation, respectively, being considered the most appropriate methods. By the BALSEQ model, the potential recharge was estimated at 31.5% of precipitation. Over the assessed period, the potential recharge ranged from 46.3% to 26.0% of precipitation for the scenarios of change in land use and occupation. The model reflected well the characteristics of the region. Although its use is not recommended for estimating recharge in the basin, the model is useful in determining other hydrological components and in managing water resources. In the future scenario, by predicting climate change in the region, recharges will be affected and reduced. In RCP 4.5 the reductions ranged from 0.8% to 44.0% in the average monthly recharge and RCP 8.5, from 9.3% to 52.8%.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 2.1.1. - Localização da bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho no contexto do Brasil (a), do Distrito Federal (b) e modelo de elevação digital do terreno (c)	11
Figura 2.1.2. - Uso e ocupação da terra, localização dos equipamentos de monitoramento e dos poços de observação	12
Figura 2.1.3. - Precipitação média mensal ($P_{média}$) e evapotranspiração de referência média (ET _o) mensal para a bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho observadas no período de 2009 a 2011	21
Figura 2.1.4. - Profundidade do lençol freático observada nos cinco poços de observação distribuídos na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho e precipitação total diária observada no período de 2009 a 2011	22
Figura 2.1.5. - Precipitação total observada no período de 2009 a 2011 (P) e escoamentos total (LET), superficial (LES) e de base (LESub) na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho....	23
Figura 2.1.6. - Correlação de Pearson (p -valor<0,05) entres as variáveis precipitação diária (P), vazão (Q) e os escoamentos superficial (LES) e de base (LESub) na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho para o período de 2009 a 2011	24
Figura 2.1.7. - Precipitação total observada no período de 2009 a 2011 (P), recargas obtidas pelas duas metodologias de cálculo de rendimento específico (Sy1 e Sy2) e recarga média na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho	25
Figura 2.1.8. - Precipitação total observada no período de 2009 a 2011 (P), evapotranspiração atual total (ET _a), escoamento superficial total (ES) e recarga potencial total (R _p) para a bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho, considerando valores de Z obtidos de acordo com a Tabela 2.1.4 e com incremento e a redução de 50% na profundidade do solo sujeita a evaporação ...	26
Figura 2.1.9. - Percentual da precipitação convertido em recarga na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho considerando os três métodos avaliados.....	27
Figura 2.2.1. - Uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho (a) e sua localização em relação ao Brasil e do Bioma Cerrado (b)	39
Figura 2.2.2. - Valores de precipitação total mensal média e de evapotranspiração de referência média diária mensal para o período de 1987 a 2017 na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho	46
Figura 2.2.3. -Recarga potencial total média (R _p), escoamento superficial total médio (ES) e evapotranspiração atual total média (ET _a) para os cenários atual e simulados de uso e ocupação atual da terra da bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho no período de 1987 a 2017	48
Figura 2.2.4. - Médias mensais das recargas potenciais, da evapotranspiração atual e do escoamento superficial estimados para a estação chuvosa no período de 1987 a 2017, a partir do BALSEQ com o cenário atual e simulados de uso e ocupação da terra (C1-Cenário 1; C2-Cenário 2) na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho.....	49
Figura 2.3.1. - Localização da bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho no contexto do Brasil e do Cerrado (a), uso e ocupação da bacia (b) e distribuição dos poços de observação e dos equipamentos para coleta de dados(c)	59
Figura 2.3.2. - Profundidade do lençol freático observada nos poços de observação e precipitação total diária na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho no período entre 2007 e 2015	64
Figura 2.3.3. - Recarga média mensal, calculada com base nos dados dos modelos climáticos regionais (RCMs) Eta-HadGEM2-ES e Eta-MIROC5, para o período de outubro a março,	

considerando os períodos histórico (1961 a 2005) e futuro (2007 a 2099), para o RCP 4.5 (a) e o RCP 8.5 (b).....	66
Figura 2.3.4. - Recarga média mensal, calculada com base na média dos dados dos modelos climáticos regionais Eta-HadGEM2-ES e Eta-MIROC5, considerando os períodos histórico e futuro para RCP 4.5 (a) e RCP 8.5 (b)	68
Figura 2.3.5. - Curvas probabilidade de ocorrência de recarga de água subterrânea média mensal com base no cenário RCP4.5 na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1.1. - Coeficientes de cultura (kc) adotados para diferentes usos e ocupação da terra	17
Tabela 2.1.2. - Calendário de plantio das culturas em sequeiro e irrigadas na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho	18
Tabela 2.1.3. - Valores de CN adotados para os diferentes tipos de uso e ocupação da terra, para condições de umidade antecedente AMC II na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho	19
Tabela 2.1.4. - Profundidade máxima de solo sujeita a evapotranspiração para os principais usos do solo na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho	20
Tabela 2.2.1. - Uso e ocupação da terra da bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho	39
Tabela 2.2.2. - Calendário de plantio das culturas em sequeiro e irrigadas na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho	40
Tabela 2.2.3. - Calendário de plantio das culturas de sequeiro e irrigadas na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho, considerando o Cenário 1	41
Tabela 2.2.4. - Coeficientes de cultura (kc) adotados para fins de estimativa da evapotranspiração das culturas na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho.....	43
Tabela 2.2.5. - Valores de CN, CC, PMP e DG adotados para as relações solo x uso da terra para condições de umidade antecedente AMC II na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho	44
Tabela 2.2.6. - Profundidade máxima de solo sujeita a evapotranspiração para as principais coberturas de terra na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho	45
Tabela 2.2.7. - Valores do número da curva (CN), para condições de umidade antecedente AMC II, utilizados no início da simulação e os valores obtidos na etapa de calibração do BALSEQ para a bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho	47
Tabela 2.3.1. - Equações para cálculo da profundidade média mensal do lençol freático (P_f) em função da precipitação acumulada média (P_{acum}) para os poços de observação 1, 2, 3, 4 e 5..	65
Tabela 2.3.2. - Recarga de água subterrânea média mensal provável para o período chuvoso para os cenários futuros, calculada com base na média dos modelos climáticos regionais	72

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

BALSEQ Balanço Hídrico Sequencial.

BHBV Bacia Hidrográfica do rio Buriti Vermelho.

cm Centímetros.

CPAC Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados.

EMBRAPA Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.

DF Distrito Federal.

g cm^{-3} Gramas por centímetros cúbicos.

g g^{-1} Gramas por grama.

HadGEM2-ES *Hadley Centre Global Environmental Model 2*.

INMET Instituto Nacional de Meteorologia.

km Quilômetros.

km^2 Quilômetros quadrados.

Ks Taxas de infiltração estável.

m Metros.

m^2 Metros quadrados.

$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ Metros cúbicos por segundos.

m dia^{-1} Metros por dia.

m mês^{-1} Metros por mês.

mm Milímetros.

mm h^{-1} Milímetros por hora.

mm dia^{-1} Milímetros por dia.

mm mes^{-1} Milímetros por mês.

MIROC5 *Model for Interdisciplinary Research On Climate*.

NSE Índice de eficiência de *Nash-Sutcliffe*.

PM-FAO56 Método de *Penman-Monteith*.

RCM Modelos Climáticos Regionais.

RCP *Representative Concentration Pathways*.

SepHidro Sistema computacional para auxílio à separação dos hidrogramas em escoamento superficial e escoamento subterrâneo.

UTM Universal Transversa de Mercator.

W m^{-2} Watts por metro quadrado.

LISTA DE SÍMBOLOS

°C Graus Celsius.

% Porcentagem.

%P Porcentagem da precipitação.

α Parâmetros de forma.

β Parâmetros de forma.

β_0 Intercepto da regressão linear.

β_1 Coeficiente angular;

Δh Variação de nível do lençol freático.

Δt Variação de tempo.

λ Parâmetro de escala.

Θ_{sat} Umidade do solo na saturação.

A Área de drenagem da bacia hidrográfica.

AGUT Quantidade máxima de água no solo disponível para evapotranspiração.

Ar Armazenamento de água no solo.

CC Umidade do solo na capacidade de campo.

CN Número da curva.

D(i) Dia de análise.

DRp Variável auxiliar.

DS Densidade global do solo.

ES Escoamento superficial diário.

ETa Evapotranspiração atual diária.

ETo Evapotranspiração de referência.

ETP Evapotranspiração potencial da cultura.

F Frequência de ocorrência de um determinado valor recarga.

i Índice referente ao dia da simulação.

j Índice referente ao tipo de uso solo.

k número de usos de solo.

Kc Coeficiente de cultura.

Ks Taxa de infiltração.

K Condutividade hidráulica do solo saturado.

LES Lâmina de escoamento superficial.

LESub Lâmina de escoamento de base.

LET Lâmina de escoamento total.

m Ordem do evento de recarga.

N Intervalo de duração do escoamento superficial direto após a ocorrência da vazão máxima.

n Porosidade.

nd Número de dias.

nr Número de observações.

P Precipitação total diária.

P_{acum} Precipitação acumulada média mensal.

P_{anual} Precipitação total anual.

$P_{\text{média}}$ Precipitação média mensal.

P_f Profundidade média mensal do lençol freático

P_m Precipitação média.

P_r Probabilidade a qual está associada o evento de recarga.

PMP Umidade do solo no ponto de murcha permanente.

R_s Distribuição de probabilidade derivada da distribuição estendida de Burr XII.

t Parâmetro associado com a porcentagem do tempo em que o evento é superior a 0.

Q Vazão exultório.

QESub = vazão diária associada ao escoamento subterrâneo.

R_p Recarga potencial.

S_r Retenção específica do solo.

S_y Rendimento específico.

Z Profundidade do solo sujeita a evapotranspiração (profundidade da zona radicular).

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1.1.	Referências Bibliográficas.....	4
2.	ARTIGOS CIENTÍFICOS.....	8
2.1.	Artigo 1 - Avaliação de métodos de estimativa de recarga subterrânea em uma bacia hidrográfica do Cerrado brasileiro.....	8
2.1.1.	Introdução.....	8
2.1.2.	Material e Métodos.....	11
2.1.3.	Resultados e Discussão.....	21
2.1.4.	Conclusões.....	28
2.1.5.	Referências bibliográficas.....	29
2.2.	Artigo 2 - Impacto do uso e ocupação da terra na recarga potencial de água subterrânea em uma bacia hidrográfica do Cerrado brasileiro.....	36
2.2.1.	Introdução.....	36
2.2.2.	Material e Métodos.....	38
2.2.3.	Resultados e discussão.....	46
2.2.4.	Conclusões.....	51
2.2.5.	Referências bibliográficas.....	51
2.3.	Artigo 3 - Impacto das mudanças climáticas na recarga de água subterrânea em uma bacia hidrográfica no Cerrado brasileiro.....	56
2.3.1.	Introdução.....	56
2.3.2.	Material e Métodos.....	58
2.3.3.	Resultados e discussão.....	64
2.3.4.	Conclusões.....	73
2.3.5.	Referências bibliográficas.....	73
3.	CONCLUSÕES GERAIS.....	79

1. INTRODUÇÃO GERAL

As águas subterrâneas desempenham um papel fundamental na manutenção das vazões mínimas dos rios e estimativas mais confiáveis de recarga de aquíferos são de extrema importância para uma melhor gestão de recursos hídricos. No Bioma Cerrado, as águas subterrâneas ainda são pouco estudadas, o que tem contribuído para aumentar ainda mais as incertezas em relação ao potencial hídrico e a alocação de recursos hídricos na região. Essas incertezas podem agravar os conflitos pelo uso do recurso e comprometer o desenvolvimento socioeconômico em várias bacias hidrográficas do Bioma.

Com uma área de aproximadamente 24% do território brasileiro, o Bioma Cerrado se caracteriza como a caixa d'água na América do Sul, captando águas pluviais que abastecem nascentes de rios das bacias hidrográficas do Amazonas, Tocantins, Parnaíba, São Francisco, Paraná e Paraguai, além do Aquífero Guarani (MMA, 2013).

O Bioma Cerrado é uma região estratégica para a manutenção do equilíbrio hidrológico no Brasil. Porém, os longos períodos de estiagens recentemente observados, aliado a um rápido desenvolvimento econômico da região e à falta de uma adequada estratégia de monitoramento e de gestão de recursos hídricos, têm contribuído para aumentar a escassez hídrica e os conflitos pelo uso da água, impactando inclusive o abastecimento de água de regiões importantes, como, por exemplo, Brasília (ANA, 2017). Os conflitos pelo uso da água tendem a se agravar, pois o cerrado brasileiro é considerado, desde a década de 1970, como a fronteira agrícola do país, sendo responsável por cerca de 70% da produção nacional de grãos e carne bovina (KLINK, 2014; SILVA; MONTEIRO; SILVA, 2015). Além disso, a agricultura irrigada, principal usuária de recursos hídricos, se encontra em plena expansão na região (GOMES, 2019; SILVA et al., 2019).

Uma gestão integrada de recursos hídricos necessita de uma melhor compreensão das interações entre as águas superficiais e subterrâneas e de considerar estes sistemas como partes de um único sistema (COELHO et al., 2015). A exploração de águas subterrâneas está pautada primordialmente na sua recarga que, em muitos casos, não se faz na mesma proporção da sua exploração, podendo resultar em riscos de exaustão de parte das reservas permanentes do aquífero (ALBUQUERQUE et al., 2015).

A redução na recarga de aquíferos tem como uma das consequências o rebaixamento do lençol freático (DIAS et al., 2018), comprometendo as vazões nos rios, que são fundamentais para a manutenção da atividade econômica na região durante o período de estiagem. Além disto, tem forte impacto no desenvolvimento e manutenção da vegetação nativa na região. Segundo Santos (2012), na região do Bioma Cerrado não existem valores precisos de taxas de recarga

associadas aos diferentes tipos de solos e de coberturas vegetais e não se têm um conhecimento adequado acerca de sua variabilidade espacial e das variáveis ou parâmetros determinantes ao estudo e conhecimento do referido processo.

As estimativas de recargas de aquíferos podem ser feitas por meio de métodos diretos (ELMARAMI; MEYER; MASSANN, 2017; HERRMANN et al., 2015), onde para sua utilização é necessário conhecer as variáveis que interferem no processo de percolação da água no solo até o aquífero, tais como: variação de umidade no solo, evapotranspiração, escoamento superficial, condutividade hidráulica do solo etc. Como exemplo desses métodos pode-se citar o balanço hídrico (GALVÃO; HIRATA; CONICELLI, 2018; TILAHUN; MERKEL, 2009), os modelos numéricos analíticos de circulação da água (GONÇALVES; CHANG, 2017; KAMBHAMMETTU; KING; SCHMID, 2014) e o método de traçadores (MAZARIEGOS et al., 2017; VISSER; BEEVERS; PATIDAR, 2018).

Já os métodos indiretos utilizam informações piezométricas e potenciométricas como indicadores de recarga, considerando que variações positivas de nível indicam ocorrência de recarga (SOPHOCLEUS, 2004). Como exemplo, pode-se citar o método de variação de nível do lençol freático (KIM; LEE, 2018; RAMOS et al., 2016).

Outro método utilizado na determinação da recarga subterrânea é a medição de descarga de águas subterrâneas por meio da separação dos componentes de escoamento da bacia. Para isto, os escoamentos superficial e de base, componentes do escoamento total, são estimados a partir do hidrograma, da aplicação de filtros numéricos e de modelos matemáticos (COLLISCHONN; FAN, 2013; ECKHARDT, 2005).

Atualmente, com o uso de modelos numéricos e técnicas de sensoriamento remoto (GONÇALVES; CHANG, 2017; KAMBHAMMETTU; KING; SCHMID, 2014; SADAF; MAHAR; YOUNES, 2018), tem se obtido boas estimativas da recarga de água subterrânea, porém esses métodos apresentam limitações para aplicação em regiões como do Bioma Cerrado, com destaque para a dificuldade de obtenção de dados de entrada.

Esses métodos de estimativa de recarga foram aplicados em vários estudos realizados em diferentes partes do mundo (ALBUQUERQUE et al., 2015; COELHO et al., 2015; DELIN et al., 2007; MATTIUZI et al., 2015; MAZIERO; WENDLAND, 2005; RIBEIRO; VELÁSQUES; CARVALHO FILHO, 2017; ROHDE et al., 2015; SIMON et al., 2017), assim como em algumas regiões do cerrado (MANETA et al., 2009; NÓBREGA et al., 2017; SALLES et al., 2018). Nota-se, entretanto, que quase inexistem trabalhos com foco nas pequenas bacias hidrográficas, sendo importante desenvolver estudos no sentido de melhor

compreender o comportamento da recarga nessas bacias e de estimar a sua variabilidade ao longo do tempo.

Dada a carência e dificuldade de obtenção de dados de entrada que são requeridos por esses métodos, o desenvolvimento de equações que considerem as especificidades da região, a disponibilidade de dados e que sejam de fácil operacionalização se tornam um importante instrumento na estimativa da recarga da água subterrânea (SOPHOCLEOUS, 1992; VARNI et al., 2013).

A dificuldade de se quantificar a recarga, em decorrência da complexa interação existente entre os fatores envolvidos, condições de clima, solo e planta, tem potencializado o desenvolvimento destas equações de estimativa da recarga de águas subterrâneas. Essas equações são ferramentas valiosas para o planejamento e gestão de recursos hídricos, pois possibilitam, entre outras coisas, avaliar o impacto do clima e do uso do solo na recarga.

As previsões de mudanças climáticas globais e seu possível impacto no ciclo hidrológico tornam necessárias mudanças no atual gerenciamento dos recursos hídricos (GRAHAM, 2004; IGLESIAS; GARROTE, 2015; MEDELLÍN-AZUARA et al., 2008), sendo importante avaliar o seu impacto na recarga (HIRATA; CONICELLI, 2012; HUGMAN et al., 2017; LAUFFENBURGER et al., 2018).

Estudos recentes utilizaram modelos climáticos para estudar o impacto das mudanças climáticas nos processos hidrológicos (AWOTWI et al., 2015; DAR; AGGARWAL; KAUR, 2019; HAVRIL et al., 2018) e na dinâmica da recarga das águas subterrâneas (SISHODIA et al., 2018; YAWSON et al., 2019). Para o Bioma Cerrado os modelos indicaram mudanças nos regimes de chuvas, principalmente sua redução durante o período de estiagens e, conseqüentemente, no alongamento da estação seca (JESUS et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2019; PIRES et al., 2016).

A estimativa da recarga de água subterrânea é fundamental para que os gestores de recursos hídricos possam planejar os melhores usos dos recursos e evitar possíveis conflitos, sendo, para isso, importante entender e quantificar os possíveis impactos provenientes dos usos e ocupação da terra e das mudanças climáticas.

Com base no exposto, nota-se a importância de se obter estimativas periódicas de recarga subterrânea na região do Bioma Cerrado, visando avaliar a sua dinâmica espacial e temporal e possibilitar a sua efetiva inclusão no planejamento e na gestão de recursos hídricos em nível de bacia hidrográfica.

A dissertação, cujo objetivo geral foi estimar a recarga atual e futura de água subterrânea em uma bacia hidrográfica do Bioma Cerrado, foi estruturada na forma de artigos. No primeiro

artigo, são avaliados os métodos existentes de estimativa de recarga subterrânea em uma bacia hidrográfica. No segundo artigo são avaliados os impactos do clima e do uso e cobertura do solo na recarga potencial. E, por fim, no terceiro artigo foram avaliados os impactos de diferentes cenários de mudanças climáticas na recarga da água subterrânea.

1.1. Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: Relatório Pleno / Agência Nacional de Águas**. Brasília: Agência Nacional de Águas - ANA, 2017.

ALBUQUERQUE, C. G. et al. Recarga de aquífero aluvial sob uso agrícola. **Águas Subterrâneas**, v. 29, n. 1, p. 60–71, 2015.

AWOTWI, A. et al. Predicting hydrological response to climate change in the White Volta Catchment, West Africa. **Journal of Earth Science & Climatic Change**, v. 6, n. 1, p. 1–7, 2015.

COELHO, G. et al. Relação entre o escoamento de base e os diferentes sistemas hidrogeológicos do Estado de Minas Gerais. **Águas Subterrâneas**, v. 29, n. 3, p. 257–267, 2015.

COLLISCHONN, W.; FAN, F. M. Defining parameters for Eckhardt's digital baseflow filter. **Hydrological Processes**, v. 27, n. 18, p. 2614–2622, 2013.

DAR, M. U. D.; AGGARWAL, R.; KAUR, S. Climate Predictions for Ludhiana District of Indian Punjab under RCP 4.5 and RCP 8.5. **International Journal of Environment and Climate Change**, v. 9, n. 2, p. 128–141, 2019.

DELIN, G. N. et al. Comparison of local- to regional-scale estimates of ground-water recharge in Minnesota, USA. **Journal of Hydrology**, v. 334, n. 1–2, p. 231–249, 2007.

DIAS, A. C. H. et al. Perfuração Indiscriminada de Poços em Iracema/CE: Um Estudo Sobre o Paradoxo da Atual Crise Hídrica. **Águas Subterrâneas**, v. 32, n. 3, p. 1–19, 2018.

ECKHARDT, K. How to construct recursive digital filters for baseflow separation. **Hydrological Processes**, v. 19, n. 2, p. 507–515, 2005.

ELMARAMI, H.; MEYER, H.; MASSANN, G. Combined approach of isotope mass balance and hydrological water balance methods to constrain the sources of lake water as exemplified on the small dimictic lake Silbersee, northern Germany. **Isotopes in environmental and health studies**, v. 53, n. 2, p. 184–197, 2017.

GALVÃO, P.; HIRATA, R.; CONICELLI, B. Estimating groundwater recharge using GIS-based distributed water balance model in an environmental protection area in the city of Sete Lagoas (MG), Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 10, p. 1–19, 2018.

GOMES, C. S. Impactos da expansão do agronegócio brasileiro na conservação dos recursos naturais. **Cadernos do Leste**, v. 19, n. 19, p. 63–78, 2019.

GONÇALVES, R. D.; CHANG, H. K. Modelo hidrogeológico do Sistema Aquífero Urucua na bacia do Rio Grande (BA). **Geociências (São Paulo)**, v. 36, n. 2, p. 205–220, 2017.

GRAHAM, L. P. Climate Change Effects on River Flow to the Baltic Sea. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 33, n. 4, p. 235–241, 2004.

HAVRIL, T. et al. Impacts of predicted climate change on groundwater flow systems: Can wetlands disappear due to recharge reduction? **Journal of Hydrology**, v. 563, p. 1169–1180, 2018.

HERRMANN, F. et al. Determination of spatially differentiated water balance components including groundwater recharge on the Federal State level—A case study using the mGROWA model in North Rhine-Westphalia (Germany). **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 4, p. 294–312, 2015.

HIRATA, R.; CONICELLI, B. P. Groundwater resources in Brazil: a review of possible impacts caused by climate change. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 84, n. 2, p. 297–312, 2012.

HUGMAN, R. et al. Numerical modelling assessment of climate-change impacts and mitigation measures on the Querença-Silves coastal aquifer (Algarve, Portugal). **Hydrogeology Journal**, v. 25, n. 7, p. 2105–2121, 2017.

IGLESIAS, A.; GARROTE, L. Adaptation strategies for agricultural water management under climate change in Europe. **Agricultural Water Management**, v. 155, p. 113–124, 2015.

JESUS, T. C. L. DE et al. Impacto do aumento da concentração atmosférica de CO₂ no balanço hídrico climatológico do cerrado. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 21, p. 313–326, 2017.

KAMBHAMMETTU, B. P.; KING, J. P.; SCHMID, W. Grid-size dependency of evapotranspiration simulations in shallow aquifers: An optimal approach. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 19, n. 10, p. 4014018, 2014.

KIM, I.; LEE, J. Prediction model for spatial and temporal variation of groundwater level based on River Stage. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 23, n. 6, p. 6018002, 2018.

KLINK, C. A. Policy intervention in the cerrado savannas of Brazil Changes in land use and effects on conservation. In: CONSORTE-MCCREA, A. G.; SANTOS, E. F. (Eds.). **Ecology and conservation of the maned wolf: Multidisciplinary perspectives**. Boca Raton: CRC Press, 2014. p. 293–308.

LAUFFENBURGER, Z. H. et al. Irrigated agriculture and future climate change effects on groundwater recharge, northern High Plains aquifer, USA. **Agricultural Water Management**, v. 204, p. 69–80, 2018.

MANETA, M. P. et al. Water demand and flows in the São Francisco River Basin (Brazil) with increased irrigation. **Agricultural Water Management**, v. 96, n. 8, p. 1191–1200, 2009.

MATTIUZI, C. D. P. et al. Estimativa de recarga subterrânea a partir da separação de escoamento de base na Bacia Hidrográfica do Rio Ibicuí (América do Sul). **Águas Subterrâneas**, v. 29, n. 3, p. 285–300, 2015.

MAZARIEGOS, J. G. et al. Tracing artificially recharged groundwater using water and carbon isotopes. **Radiocarbon**, v. 59, n. 2, p. 407–421, 2017.

MAZIERO, T. A.; WENDLAND, E. **Avaliação da recarga subterrânea de bacias urbanas no município de São Carlos, SP**. XIV Encontro Nacional de Perfuradores de Poços e II Simpósio de Hidrogeologia do Sudeste. **Anais...Ribeirão Preto - SP: Associação Brasileira de Águas Subterrâneas**, 2005

MEDELLÍN-AZUARA, J. et al. Adaptability and adaptations of California's water supply system to dry climate warming. **Climatic Change**, v. 87, n. 1 SUPPL, p. S75–S90, 2008.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Programa nacional de conservação e uso sustentável do bioma cerrado. Programa cerrado sustentável**. Brasília - DF: Ministério do Meio Ambiente - MMA, 2013.

NÓBREGA, R. L. B. et al. Effects of conversion of native cerrado vegetation to pasture on soil hydro-physical properties, evapotranspiration and streamflow on the Amazonian agricultural frontier. **PloS one**, v. 12, n. 6, p. e0179414, 13 jun. 2017.

OLIVEIRA, V. A. et al. Modeling the effects of climate change on hydrology and sediment load in a headwater basin in the Brazilian Cerrado biome. **Ecological Engineering**, v. 133, n. October 2018, p. 20–31, 2019.

PIRES, G. F. et al. Increased climate risk in Brazilian double cropping agriculture systems: Implications for land use in Northern Brazil. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 228–229, p. 286–298, 2016.

RAMOS, S. O. et al. Variação temporal do nível freático do aquífero cárstico de Irecê - Bahia : contribuição para uso e gestão das águas subterrâneas no semi-árido. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 37, n. 4 suppl, p. 227–233, 2016.

RIBEIRO, J. P. M.; VELÁSQUES, L. N. M.; CARVALHO FILHO, C. A. Recarga e conexão hidráulica no sistema aquífero granular-fissural no Campus Pampulha da UFMG, Belo Horizonte, MG. **Revista do Instituto Geológico**, v. 38, n. 1, p. 17–30, 2017.

ROHDE, M. M. et al. Estimating aquifer recharge in fractured hard rock: analysis of the methodological challenges and application to obtain a water balance (Jaisamand Lake Basin, India). **Hydrogeology Journal**, v. 23, n. 7, p. 1573–1586, 2015.

SADAF, R.; MAHAR, G. A.; YOUNES, I. Appraisal of ground water potential through remote sensing in River Basin , Pakistan. **International Journal of Economic and Environmental Geology**, v. 9, n. 3, p. 25–32, 2018.

SALLES, L. DE A. et al. Environmental factors and groundwater behavior in an agricultural experimental basin of the Brazilian central plateau. **Applied Geography**, v. 94, p. 272–281, 2018.

SANTOS, R. M. **Recarga de Águas Subterrâneas em ambiente de cerrado: Estudo com base em modelagem numérica e simulação hidrológica em uma bacia experimental**. 195 f. Tese (Doutorado em tecnologia ambiental e recursos hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2012.

SILVA, A. J.; MONTEIRO, M. S. L.; SILVA, M. V. Contrapontos da consolidação do agronegócio no cerrado brasileiro. **Sociedade e Território**, v. 27, n. 3, p. 95–114, 2015.

SILVA, A. L. DA et al. Políticas ambientais seletivas e expansão da fronteira agrícola no Cerrado : impactos sobre as comunidades locais numa Unidade de Conservação no oeste da Bahia. **Revista NERA**, v. 22, n. 47, p. 321–347, 2019.

SIMON, F. W. et al. Estimativa de recarga do Sistema Aquífero Guarani por meio da aplicação do método da variação da superfície livre na bacia do Rio Ibicuí-RS. **Águas Subterrâneas**, v. 31, n. 2, p. 12–29, 2017.

SISHODIA, R. P. et al. Future irrigation expansion outweigh groundwater recharge gains from climate change in semi-arid India. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 725–740, 2018.

SOPHOCLEOUS, M. Groundwater recharge estimation and regionalization: the Great Bend Prairie of central Kansas and its recharge statistics. **Journal of Hydrology**, v. 137, n. 1–4, p. 113–140, 1992.

SOPHOCLEOUS, M. Groundwater recharge. In: SILVEIRA, L.; WOHNLICH, S.; USUNOFF, E. J. (Eds.). **Groundwater — Encyclopedia of Live Support Systems, (EOLSS)**. Oxford, UK: UNESCO, Eolss Publishers, 2004. p. 126–162.

TILAHUN, K.; MERKEL, B. J. Estimation of groundwater recharge using a GIS-based distributed water balance model in Dire Dawa, Ethiopia. **Hydrogeology Journal**, v. 17, n. 6, p. 1443–1457, 2009.

VARNI, M. et al. Application of the water table fluctuation method to characterize groundwater recharge in the Pampa plain, Argentina. **Hydrological Sciences Journal**, v. 58, n. 7, p. 1445–1455, 2013.

VISSER, A. G.; BEEVERS, L.; PATIDAR, S. Complexity in hydroecological modelling: A comparison of stepwise selection and information theory. **River Research and Applications**, v. 34, n. 8, p. 1045–1056, 2018.

YAWSON, D. O. et al. Regional variations in potential groundwater recharge from spring barley crop fields in the UK under projected climate change. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 8, n. December 2018, p. 332–345, 2019.

2. ARTIGOS CIENTÍFICOS

2.1. Artigo 1 - Avaliação de métodos de estimativa de recarga subterrânea em uma bacia hidrográfica do Cerrado brasileiro

Resumo

O Bioma Cerrado é estratégico para a agricultura brasileira e para a manutenção do equilíbrio hidrológico do Brasil, contribuindo com as vazões dos rios de oito das doze regiões hidrográficas brasileiras. Nos últimos anos tem-se observado um crescimento contínuo da agricultura irrigada, principal atividade usuária de recursos hídricos, e surgimento de conflitos pelo uso da água, sendo fundamental a melhor quantificação da disponibilidade hídrica nesta região. Neste contexto, é fundamental conhecer melhor a dinâmica das águas subterrâneas, principalmente do processo de recarga. O objetivo do presente trabalho foi avaliar métodos de estimativa de recarga subterrânea em uma bacia hidrográfica localizada no Bioma Cerrado. Para isto, as recargas foram calculadas para o período de outubro de 2009 a setembro de 2011 por meio dos métodos de separação do escoamento de base, da variação de nível do lençol freático e do balanço hídrico sequencial (BALSEQ). As recargas estimadas pelos métodos de separação do escoamento de base e da variação de nível do lençol freático representaram respectivamente, 23,7% e 28,6% da precipitação total ocorrida na bacia. Pelo BALSEQ, a recarga potencial para o período foi estimada em 31,5% da precipitação. As estimativas de recarga calculadas pelos métodos foram condizentes com as estimativas observadas em outras regiões com características semelhantes e os métodos avaliados podem ser utilizados como ferramenta pelos gestores de recursos hídricos com vistas ao uso e exploração racional de águas subterrâneas.

Palavras-chave: separação do escoamento de base, variação de nível do lençol freático, BALSEQ, gerenciamento de recursos hídricos.

2.1.1. Introdução

As águas subterrâneas desempenham um papel fundamental na manutenção das vazões mínimas dos rios e estimativas mais confiáveis de recarga dos aquíferos são de extrema importância para a melhor gestão de recursos hídricos. No Bioma Cerrado, as águas subterrâneas ainda são pouco estudadas, o que tem contribuído para aumentar as incertezas em

relação ao potencial hídrico e à alocação de recursos hídricos na região. Essas incertezas tendem a agravar os conflitos pelo uso do recurso e comprometer o desenvolvimento socioeconômico em várias bacias hidrográficas do Bioma.

Representando 24% do território brasileiro, o Bioma Cerrado se caracteriza como a caixa d'água na América do Sul, captando águas pluviais que abastecem nascentes de rios das bacias hidrográficas do Amazonas, Tocantins, Parnaíba, São Francisco, Paraná e Paraguai, além do Aquífero Guarani (MMA, 2013).

O cerrado é uma região estratégica para a manutenção do equilíbrio hidrológico no Brasil. Entretanto, os longos períodos de estiagens recentemente observados, aliado ao rápido desenvolvimento econômico da região e à falta de monitoramento e de gestão de recursos hídricos, têm contribuído para ocorrência de escassez hídrica, aumento de conflitos e em problemas de abastecimento de água em regiões estratégicas, como, por exemplo, Brasília e seu entorno (ANA, 2017). O cenário de aumento de conflitos pelo uso de água entre os usuários torna-se ainda mais relevante quando se considera o potencial de crescimento da irrigação na região, principal usuária de recursos hídricos.

A gestão integrada de recursos hídricos necessita de uma melhor compreensão das interações entre as águas superficiais e subterrâneas e de considerar estes sistemas como partes de um único sistema (COELHO et al., 2015). A exploração de águas subterrâneas está pautada primordialmente na sua recarga que, em muitos casos, não ocorre na mesma proporção da sua exploração, podendo resultar em riscos de exaustão das reservas permanentes do aquífero (ALBUQUERQUE et al., 2015).

A redução na recarga de aquíferos tem como uma das consequências o rebaixamento do lençol freático (DIAS et al., 2018), comprometendo as vazões nos rios, que são fundamentais para a manutenção da atividade econômica na região durante o período de estiagem. Além disto, tem forte impacto no desenvolvimento e manutenção da vegetação nativa na região.

Santos e Koide (2016) comentam que ainda não existem no cerrado valores precisos de taxas de recarga associadas aos diferentes tipos de solos e de coberturas vegetais e que não se têm um conhecimento adequado acerca de sua variabilidade espacial e das variáveis ou parâmetros determinantes ao estudo e conhecimento do referido processo.

As estimativas de recargas de aquíferos podem ser feitas por meio de métodos diretos (ELMARAMI; MEYER; MASSANN, 2017; HERRMANN et al., 2015) ou indiretos (MOON; WOO; LEE, 2004; RAMA et al., 2018; YUAN et al., 2015). Paralta et al (2003) comentam que para utilizar os métodos diretos é necessário conhecer as variáveis que interferem no processo de percolação da água no solo até o aquífero, tais como: variação de umidade no solo,

evapotranspiração, volume de escoamento superficial etc. Como exemplo desses métodos pode-se citar o balanço hídrico (GALVÃO; HIRATA; CONICELLI, 2018; TILAHUN; MERKEL, 2009), modelos numéricos analíticos de circulação da água (GONÇALVES; CHANG, 2017; KAMBHAMMETTU; KING; SCHMID, 2014) e o método de traçadores (MAZARIEGOS et al., 2017; VISSER et al., 2018).

Os métodos indiretos, segundo Sophocleus (2004), utilizam informações piezométricas e potenciométricas como indicadores de recarga, considerando que variações positivas do nível d'água indicam ocorrência de recarga. Como exemplo, pode-se citar o método de variação de nível do lençol freático (KIM; LEE, 2018; RAMOS et al., 2016).

Outro método utilizado na determinação da recarga subterrânea é a medição de descarga de águas subterrâneas por meio da separação dos componentes de escoamento da bacia. Para isto, os escoamentos superficial e de base, componentes do escoamento total, são estimados a partir do hidrograma, da aplicação de filtros numéricos e de modelos matemáticos (COLLISCHONN; FAN, 2013; ECKHARDT, 2005).

Recentemente tem-se observado a aplicação de técnicas de sensoriamento remoto baseadas em micro-ondas para obter informação multitemporal sobre a umidade do solo e demais parâmetros. Essas informações podem ser integradas a modelos de balanço hídrico, visando calcular a recarga (GOUWELEEUW, 2000; HU et al., 2017; NANTEZA et al., 2016).

Esses diversos métodos de estimativa de recarga foram aplicadas em vários estudos realizados em diferentes partes do mundo (ALBUQUERQUE et al., 2015; COELHO et al., 2015; DELIN et al., 2007; MATTIUZI et al., 2015; MAZIERO; WENDLAND, 2005; RIBEIRO; VELÁSQUES; CARVALHO FILHO, 2017; ROHDE et al., 2015; SIMON et al., 2017), assim como em algumas regiões do cerrado (MANETA et al., 2009; NÓBREGA et al., 2017; SALLES et al., 2018). Nota-se, entretanto, que quase inexistem trabalhos com foco nas pequenas bacias hidrográficas, sendo importante desenvolver estudos no sentido de melhor compreender o comportamento da recarga nessas bacias e de estimar a sua variabilidade ao longo do tempo.

Com base no exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar métodos de estimativa de recarga de aquíferos para uma bacia hidrográfica localizada no Bioma Cerrado.

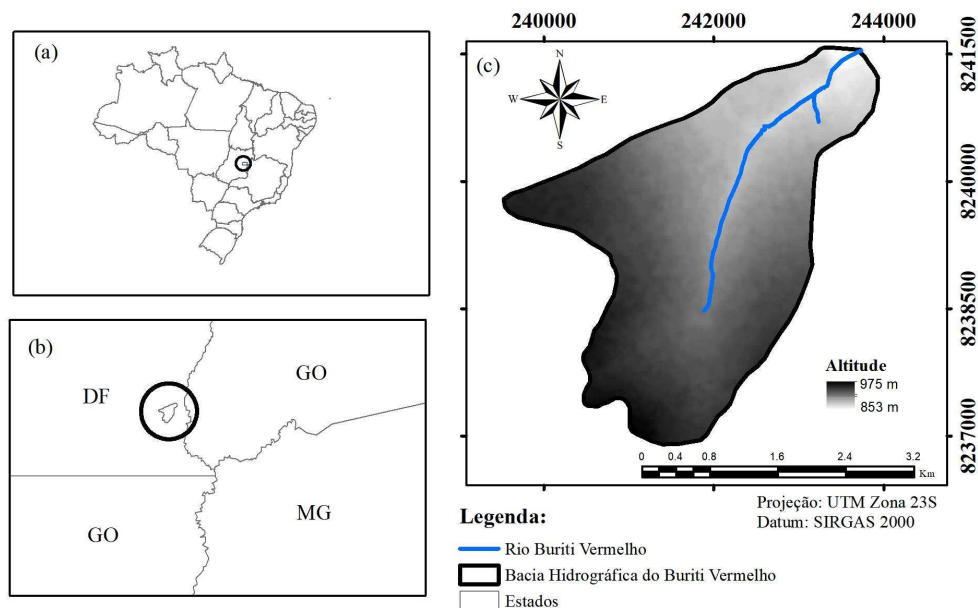
2.1.2. Material e Métodos

2.1.2.1. Área de estudo e dados coletados

A bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho (BHBV) (Figura 2.1.1), com área de drenagem de 10 km², está inteiramente inserida na região do Cerrado brasileiro. Com altitude média de 920,7 m, a bacia apresenta clima tropical de altitude, com temperatura média de 21°C e precipitação anual média de 1.100 mm. A região se caracteriza por uma estação seca, que se inicia em abril e se encerra em setembro, e outra chuvosa, com duração de outubro a março (WENDT et al., 2015).

Segundo a classificação apresentada por Horton (1945), modificada por Strahler (1964), a bacia é classificada como de primeira ordem. O rio Buriti Vermelho, seu rio principal, é afluente do rio Estreito, que desagua no rio Preto, que segue pelo rio Paracatu até o rio São Francisco, que é uma importante fonte de água para o Semiárido brasileiro.

Figura 2.1.1. - Localização da bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho no contexto do Brasil (a), do Distrito Federal (b) e modelo de elevação digital do terreno (c)



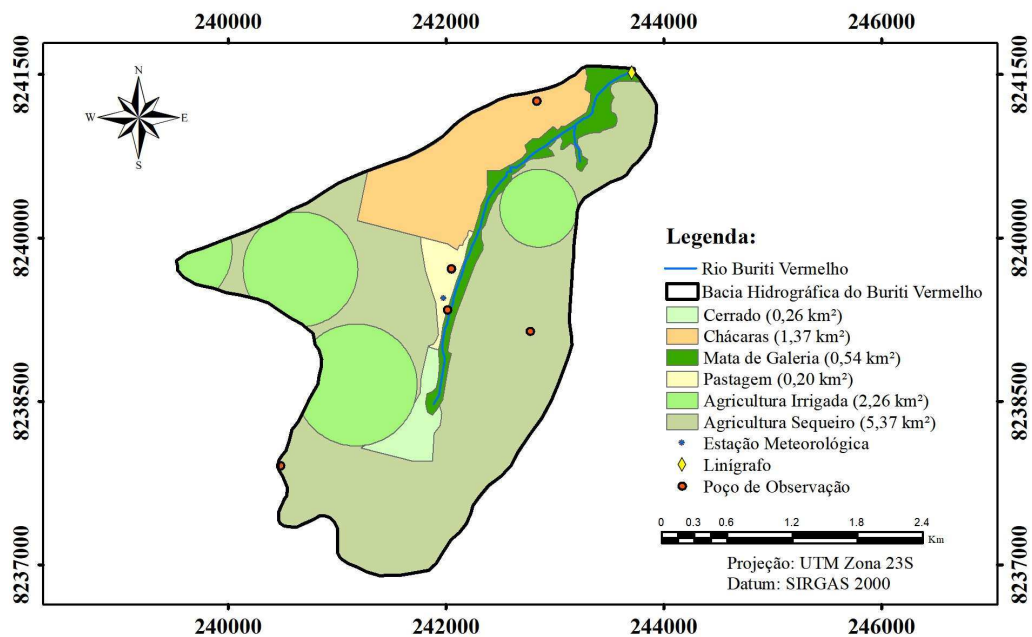
Fonte: Do autor.

No levantamento de solos realizado na BHBV verificou-se que a classe predominante é o Latossolo Vermelho, correspondendo a aproximadamente 94,9% da área de drenagem da bacia, seguido de 3,0% de Cambissolos e de 2,1% de Gleissolos. O rio Buriti Vermelho está localizado no centro-sul da Faixa de Dobramentos de Brasília, com predominância das rochas do grupo Bambuí que é dominado por unidades meta-sedimentares depositadas em um

ambiente datado do período Neoproterozóico. Em menores quantidades, são encontradas pequenas unidades refletidas em camadas calcárias e dolomitas entre as demais (CAMPOS; MONTEIRO; RODRIGUES, 2006; CASTRO et al., 2009).

Na Figura 2.1.2 apresenta-se o mapa de uso e ocupação da terra, a localização dos equipamentos de monitoramento e dos poços de observação na bacia hidrográfica do Buriti Vermelho.

Figura 2.1.2. - Uso e ocupação da terra, localização dos equipamentos de monitoramento e dos poços de observação



Fonte: Do autor.

Os dados diários de temperatura, umidade relativa do ar, velocidade do vento, radiação solar e precipitação foram obtidos, para o período de outubro de 2009 a setembro de 2011, por meio de uma estação meteorológica instalada na área experimental (UTM 242074,21; 8239459,03). Os dados de altura de água no rio, para o mesmo período, foram obtidos por meio de estação linimétrica instalada próxima ao exutório da bacia (UTM 243780,18; 8241509,89). Os dados de níveis freáticos foram obtidos semanalmente em cinco poços de observação: poço 1 (UTM 240517,00; 8237945,00), poço 2 (UTM 242804,00; 8239181,00), poço 3 (UTM 242869,00; 8241303,00), poço 4 (UTM 242052,00; 8239383,00) e poço 5 (UTM 242092,25; 8239759,79).

2.1.2.1. Métodos de estimativa da recarga

Os seguintes métodos de estimativa de recarga foram avaliados: (i) separação do escoamento de base; (ii) variação de nível do lençol freático; e (iii) Balanço hídrico sequencial (BALSEQ). Esses métodos foram escolhidos pela sua ampla e relativa fácil aplicação (CAI; OFTERDINGER, 2016; NIAZI; BENTLEY; HAYASHI, 2017; SOUZA et al., 2019), assim como pela facilidade de obtenção dos dados de entrada (SCANLON; HEALY; COOK, 2002).

2.1.2.1.1. Método baseado na separação do escoamento de base

Nesse método, o nível freático é considerado constante no tempo e é responsável por manter o fluxo de vazões na bacia (LOTT; STEWART, 2016; MATTIUZI et al., 2015). A separação dos escoamentos superficial e de base foi realizada por meio do Sistema computacional para auxílio à separação dos hidrogramas em escoamento superficial e escoamento subterrâneo (SepHidro), desenvolvido por Miranda et al. (2014). Este sistema apresenta como opções de separação do escoamento os métodos desenvolvidos por Pettyjohn e Henning (1979).

O método dos mínimos locais, por se aproximar dos resultados obtidos em processos manuais de separação de escoamento (MIRANDA et al., 2014; SLOTO; CROUSE, 1996), foi utilizado na estimativa do escoamento de base. Este método consiste em verificar se a vazão do dia $D(i)$ é a menor dentro do intervalo $2N^*$ dias, que é o número inteiro imediatamente superior ao dobro de N (LINSLEY; KOHLER; PAULHUS, 1982). Sendo N o intervalo de duração do escoamento superficial direto após a ocorrência da vazão máxima (LINSLEY; KOHLER; PAULHUS, 1982). N foi calculado pela equação empírica (BRODIE; HOSTETLER, 2005; FETTER, 2001).

$$N = 0,827 A^{0,2} \quad (1)$$

em que A é a área de drenagem da bacia hidrográfica em km^2 .

Se $D(i)$ é o menor valor no intervalo $2N^*$ dias, ele é considerado um mínimo local. Este procedimento foi repetido para cada dia da série de vazões e os valores dos mínimos locais selecionados foram ligados entre si por linhas que representam o comportamento do escoamento subterrâneo (MIRANDA et al., 2014).

A lâmina do escoamento de base, segundo Mattiuzi et al. (2015), representa a própria recarga, podendo ser calculada pela equação

$$LE_{Sub} = 86,4 \times 10^6 \frac{Q_{Esub}}{A} \quad (2)$$

em que

LE_{Sub} = lâmina de escoamento de base, mm;

Q_{Esub} = vazão diária associada ao escoamento subterrâneo, $m^3 s^{-1}$;

A = área da bacia, m^2 .

2.1.2.1.2. Método baseado na variação de nível do lençol freático

O cálculo de recarga pelo método de variação de nível de água do lençol freático apresenta resultados mais próximos do valor real de recarga, visto que representa o comportamento da bacia em função de suas características geológicas (CARVALHO et al., 2014; VARNI et al., 2013).

Esse método parte do princípio que toda variação de nível que ocorre em aquíferos livres se deve à água que entra ou sai de um volume de controle (HEALY; COOK, 2002), sendo a recarga (R), em milímetros, calculada pela equação

$$R = S_y \frac{dh}{dt} = S_y \frac{\Delta h}{\Delta t} \quad (3)$$

em que

S_y = rendimento específico, adimensional;

Δh = variação de nível do lençol freático, mm;

Δt = variação de tempo, ano.

Para cada elevação de nível de lençol freático observada em um poço, ocorrida em resposta a um evento de precipitação, foi gerada uma estimativa de recarga. O Δh é igual à diferença entre os valores de níveis freáticos observados no pico da elevação de nível e o ponto mais baixo da curva de recessão antecedente extrapolada até o instante do pico (HEALY; COOK, 2002).

O rendimento específico de um solo pode ser definido como a proporção do volume de água que, depois de saturado, é drenado por gravidade em relação ao seu próprio volume (MEINZER, 1923). O valor de S_y é muito variável (SCANLON; HEALY; COOK, 2002),

podendo ser determinado por ensaios de laboratório ou de campo ou por meio de relações empíricas com outras grandezas (YANG et al., 2018)

A fim de avaliar a variabilidade e seu impacto na estimativa da recarga, o S_y foi calculado por duas metodologias. Na primeira, o S_y , denominado daqui por diante de S_{y1} , foi calculado a partir da curva de retenção de água no solo (HEALY; COOK, 2002), pela equação

$$S_{y1} = n - S_r \quad (4)$$

em que

n = porosidade, $g \cdot g^{-1}$;

S_r = retenção específica do solo, adimensional;

A retenção específica do solo é equivalente a capacidade de campo (HEALY; COOK, 2002). Assim, considerando o conceito de porosidade efetiva ou drenável (HEALY, 2010; MELLO et al., 2007), a equação 4 pode ser reescrita da seguinte forma

$$S_{y1} = \theta_{sat} - CC \quad (5)$$

em que

θ_{sat} = umidade do solo na saturação, $g \cdot g^{-1}$.

CC = umidade do solo na capacidade de campo, $g \cdot g^{-1}$.

A CC e a θ_{sat} foram obtidas de trabalho realizado por Rodrigues (2016), que calculou esses valores para 99 locais da bacia. Esses valores foram interpolados de forma a possibilitar a estimativa de um valor médio para cada região e uso da terra.

Na segunda, o S_y , denominado daqui por diante de S_{y2} , foi calculado em função da condutividade hidráulica do solo saturado por meio da relação proposta por Bieciniski (PAZDRO, 1983), conforme equação

$$S_{y2} = 0,117 \sqrt[3]{K} \quad (6)$$

em que K é a condutividade hidráulica do solo saturado em $m \cdot dia^{-1}$.

Os valores de condutividade hidráulica na bacia foram obtidos por meio do teste de slugs do tipo pneumático (RODRIGUES, 2016), que consiste em rebaixar o nível de água no poço por meio da pressurização do ar. Uma vez estabilizada a coluna de água no interior do poço, o ar comprimido é liberado e mede-se a subida do nível de água ao longo tempo por meio

de um transdutor de pressão. O resultado do monitoramento da posição do nível da água é uma curva de rebaixamento ou recuperação ao longo do tempo (GEOPROBE, 2002). Desta curva são extraídos os parâmetros que, juntamente com as características geométricas do poço, fornecem o valor de condutividade hidráulica (BOUWER; RICE, 1976; OLIVA; KIANG; CAETANO-CHANG, 2005).

2.1.2.1.3. Método baseado no balanço hídrico sequencial (Modelo BALSEQ)

O método BALSEQ, quando comparado aos métodos tradicionais de cálculo de balanço hídrico, apresenta estimativas satisfatórias de recarga potencial, apesar da sua simplicidade (NOVO et al., 2018; PONTES et al., 2016).

A premissa básica deste método é que a zona vadosa do solo é permeável e homogênea e a percolação profunda, calculada para cada dia, representa a recarga potencial do dia seguinte (CAMARGO et al., 2011; OLIVEIRA, 2004; PARALTA et al., 2003).

Neste método a recarga é chamada de potencial porque nem toda a percolação profunda será convertida efetivamente em vazão de base.

A recarga potencial foi calculada para cada dia e para cada uso do solo pela equação

$$R_{p_{i,j}} = \max(0, DR_{p_{i,j}}) \quad (7)$$

$$DR_{p_{i,j}} = P_{i-1,j} - ET_{a_{i-1,j}} + \Delta Ar_{i-1,j} - ES_{i-1,j} \quad (8)$$

em que

R_p = recarga potencial, mm;

DR_p = variável auxiliar, mm;

P = precipitação total diária, mm;

ET_a = evapotranspiração atual diária, mm;

Ar = armazenamento de água no solo, mm;

ES = escoamento superficial diário, mm;

i = índice referente ao dia da simulação;

j = índice referente ao tipo de uso solo.

A recarga total ocorrida na bacia, em mm, em um determinado intervalo de tempo foi calculada pela equação:

$$R_{p_{\text{bacia}}} = \sum_{i=1}^{nd} \sum_{j=1}^k R_{p_{i,j}} \quad (9)$$

em que

nd = número de dias;

k = número de usos de solo.

A evapotranspiração potencial da cultura ($ETP_{i,j}$, mm d^{-1}), referente a um determinado uso de solo e dia, foi calculada pela equação:

$$ETP_{i,j} = ETo_i K_{c_{i,j}} \quad (10)$$

em que

ETo = evapotranspiração de referência, mm d^{-1} ;

$K_{c_{i,j}}$ = coeficiente de cultura, adimensional.

A ETo foi calculada pelo método de Penman-Monteith (PM-FAO56) (ALLEN et al., 1998), utilizando-se os dados meteorológicos coletados na bacia. Na Tabela 2.1.1 apresentam-se os valores dos coeficientes de cultura utilizados considerando as características de uso e ocupação da terra.

Tabela 2.1.1. - Coeficientes de cultura (kc) adotados para diferentes usos e ocupação da terra

Tipo de uso e ocupação da terra	Kc
Soja ¹	0,5 a 1,1
Milho ²	0,03 a 1,63
Feijão ²	0,03 a 1,52
Trigo ²	0,04 a 1,57
Cerrado – Período Chuvoso (Out a Mar) ³	1,00
Cerrado – Período Seco (Abr a Set) ⁴	0,30
Pastagens – Período Chuvoso (Out a Mar) ⁵	0,80
Pastagens – Período Seco (Abr a Set) ⁵	0,30
Mata de Galeria ³	1,00
Chácaras ⁶	1,00
Pousio ⁶	0,10

1. Silva et al. (2015) ; 2. Guerra et al. (2003); 3. Adaptado de Allen et al (1998); 4. Adaptado de Oliveira et al. (2005); 5. Adaptado de Alencar et al. (2009)

Visando representar a dinâmica da agricultura praticada na bacia, utilizou-se o calendário de plantio apresentado na Tabela 2.1.2, conforme CONAB (2017).

Tabela 2.1.2. - Calendário de plantio das culturas em sequeiro e irrigadas na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho

	Culturas	Meses												Duração do ciclo (dias)	
		O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S		
Cultura plantada em 80% da área de sequeiro	Soja														110
	Milho														115
	Pousio														140
Cultura plantada em 20% da área de sequeiro	Milho														115
	Trigo														120
	Pousio														130
Cultura plantada em 60% da área irrigada	Soja														110
	Feijão														105
	Trigo														120
Cultura plantada em 40% da área irrigada	Milho														115
	Milho														115
	Feijão														105

Essa tabela representa a organização e sequência de plantio normalmente praticada na bacia. Observa-se que a área agrícola da bacia foi dividida em culturas de sequeiro e irrigadas. Por exemplo, nos meses de novembro a fevereiro, observa-se que 80% da área da bacia com culturas de sequeiro está plantada com a cultura da soja e 20% com milho. Para os meses de março a junho 80% desta área é plantada com milho e 20% com trigo. A mesma lógica foi utilizada para as áreas irrigadas.

Entre a colheita e o plantio de uma nova cultura na mesma área, foi considerado um período de pousio de 10 dias. Durante esse período utilizou-se um coeficiente de cultura médio igual a 0,10.

O escoamento superficial foi calculado pelo método do número da curva (CN) (US-SCS, 1972), que calcula o escoamento superficial com base em um número estimado em função do uso e do manejo da terra, do grupo de solo, da condição hidrológica e da umidade antecedente do solo. O Latossolo, que representa aproximadamente 95% dos solos da bacia, foi utilizado como referência nas simulações.

Para a definição dos valores de CN, considerou-se como critério para a diferenciação dos grupos hidrológicos do solo, o estabelecimento de limites de taxas de infiltração (PRUSKI et al., 1997). Na Tabela 2.1.3 apresenta-se os valores de CN utilizados, calculados com base em valores de taxas de infiltração para cada uso e ocupação (PASSOS et al., 2009) na condição de umidade antecedente AMC II.

Tabela 2.1.3. - Valores de CN adotados para os diferentes tipos de uso e ocupação da terra, para condições de umidade antecedente AMC II na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho

Tipo de uso e ocupação da terra	Ks (mm h ⁻¹) ¹	Grupo Hidrológico ²	CN (AMC II) ³
Agricultura Irrigada	165,3	B	77
Agricultura Sequeiro	187,0	B	77
Cerrado	207,3	A	45
Chácaras	227,0	A	56
Mata de Galeria	344,0	A	36
Pastagens	290,3	A	25

1. Passos et al. (2009); 2. Pruski et al (1997); 3. Tucci (2012).

O volume precipitado, nos últimos cinco dias, foi determinado pela média do somatório dos valores precipitados registrados no pluviômetro instalados na área de estudo. Para a devida correção do CN, adotou-se os limites de 35 mm e 52,5 mm para a definição das condições I, II e III (BRITO; SCHUSTER; SRINIVASAN, 2009). Condição I: a soma das chuvas nos últimos 5 dias é menor que 35 mm; Condição II: a soma das chuvas nos últimos 5 dias entre 35 e 52,5 mm; Condição III: a soma das chuvas nos últimos 5 dias é maior que 52,5 mm.

O escoamento superficial (ES), em mm, foi calculado pela equação:

$$ES = \frac{25,4 \left(\frac{P}{25,4} - \frac{200}{CN} + 2 \right)^2}{\frac{P}{25,4} - \frac{800}{CN} - 8} \quad (11)$$

A quantidade máxima de água no solo disponível para evapotranspiração (AGUT) foi calculada pela equação:

$$AGUT = \frac{(CC - PMP)}{10} DS Z \quad (12)$$

em que

PMP = umidade do solo no ponto de murcha permanente, g.g⁻¹;

DS = densidade global do solo, g cm⁻³;

Z = profundidade do solo sujeita a evapotranspiração (profundidade da zona radicular), cm;

A CC, o PMP e a DS foram obtidas de trabalho realizado por Rodrigues (2016), que calculou esses valores para 99 locais da bacia. Esses valores foram interpolados de forma a possibilitar a estimativa de um valor médio para cada região e uso da terra.

Na Tabela 2.1.4 apresenta-se os valores de profundidade de solo sujeita a evapotranspiração em função do uso da terra.

Tabela 2.1.4. - Profundidade máxima de solo sujeita a evapotranspiração para os principais usos do solo na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho

Uso da terra	Z (cm)	Uso da terra	Z (cm)
Soja ¹	50	Pastagens ²	280
Milho ²	115	Mata de Galeria ²	250
Feijão ¹	40	Chácaras	100
Trigo ¹	40	Pousio	10
Cerrado ²	300 (Out a Mar) 500 (Abr a Set)		

1. Adaptado de Rodrigues et al. (2009) 2. Rodrigues et al. (2009)

As profundidades do solo sujeita a evapotranspiração nas áreas agrícolas variou em função do crescimento radicular da cultura (SANTOS; FERREIRA, 2017), utilizando de um modelo linear para a simulação, com valor inicial de 5 cm, na emergência, até um valor máximo da raiz, apresentado na Tabela 2.1.4. As culturas nas áreas de sequeiro apresentam maior desenvolvimento da zona radicular em relação às áreas irrigadas em compensação ao déficit hídrico (ASSENG et al., 1998; BENJAMIN; NIELSEN, 2006; GHEYSARI et al., 2017). Em razão deste fato, foi considerado um acréscimo de 15,0% nos valores da profundidade do solo sujeita a evapotranspiração, apresentado na Tabela 2.1.4, nas culturas da área de sequeiro.

Na região de chácaras, foi estabelecido um valor médio de 1,0 metro para profundidade de solo sujeita a evapotranspiração e para os períodos de pousio, a profundidade média de 10 centímetros da zona radicular.

Na área de cerrado, a profundidade do solo sujeita a evapotranspiração varia de acordo com a estação do ano, sendo maior na estação seca e menor durante a estação chuvosa. Visando avaliar a influência da profundidade de solo sujeita a evapotranspiração na recarga potencial da bacia e representar a variabilidade da profundidade do lençol freático e seu efeito na recarga potencial, foram realizadas duas outras simulações, sendo uma com valores de profundidade do sistema radicular 50% maiores e outra com profundidades 50% menores do que os valores apresentados na Tabela 2.1.4, seguindo as mesmas condições anteriores para as áreas agrícolas de sequeiro e cerrado.

Definida as condições e os parâmetros de entrada do método, o balanço hídrico sequencial foi aplicado para o período, considerando que no primeiro dia da simulação o solo se encontrava com umidade na capacidade de campo. Posteriormente esse valor foi ajustado para o valor médio da quantidade de água armazenada dos cinco últimos dias do ano do primeiro

ao último ano da série e os primeiros cinco dias do segundo ao último ano da série (CAMARGO et al., 2011).

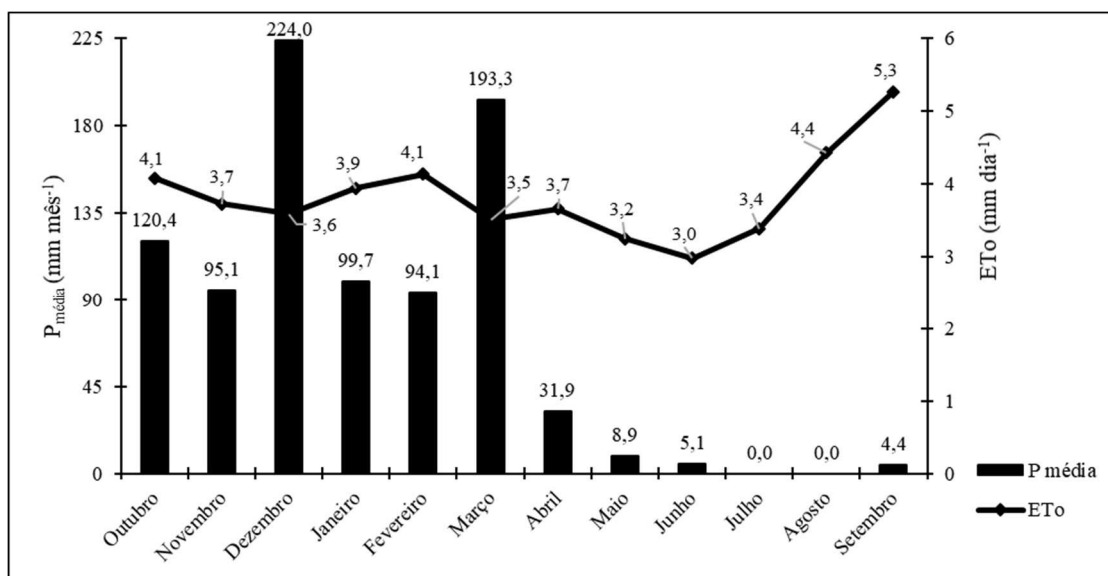
2.1.3. Resultados e Discussão

2.1.3.1. Dados

Na Figura 2.1.3 apresenta-se as médias mensais da precipitação total e da evapotranspiração de referência para o período de 2009/2010 e 2010/2011.

As precipitações mais significativas ocorreram de outubro a março, com destaque para o mês de dezembro com precipitação média da ordem de 224 mm. A evapotranspiração de referência apresentou valor médio anual igual a 3,8 mm dia⁻¹, com o menor valor ocorrendo no mês de junho (3 mm dia⁻¹) e o maior no mês de setembro (5,3 mm dia⁻¹).

Figura 2.1.3. - Precipitação média mensal ($P_{médias}$) e evapotranspiração de referência média (ETo) mensal para a bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho observadas no período de 2009 a 2011



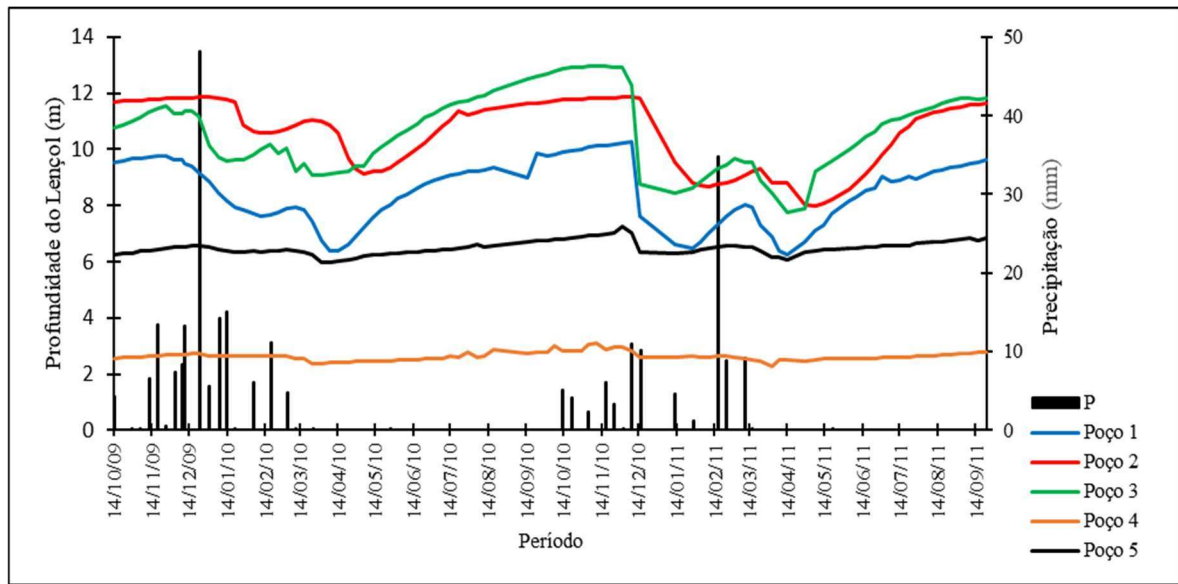
Fonte: Do autor.

A vazão média diária observada no exutório da bacia apresentou valores bastante variáveis ao longo do ano, variando em torno de 0,20 m³ s⁻¹, na estação chuvosa, a 0,02 m³ s⁻¹, na estação seca, com valores máximos sendo observados no mês de dezembro e mínimos no mês de setembro.

A profundidade do lençol freático em cada poço de observação é apresentada na Figura 2.1.4. Os poços 4 e 5 foram os que apresentaram menor flutuação nos níveis, o que pode ser

explicado pelo fato de estarem localizados próximos ao rio Buriti Vermelho. As maiores variação de níveis freáticos foram observadas aproximadamente 3 dias após a ocorrência de um evento de precipitação. Em geral, as maiores variações de níveis foram observadas entre os meses de dezembro e março, com amplitudes média de 3 metros para os poços 1, 2 e 3.

Figura 2.1.4. - Profundidade do lençol freático observada nos cinco poços de observação distribuídos na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho e precipitação total diária observada no período de 2009 a 2011

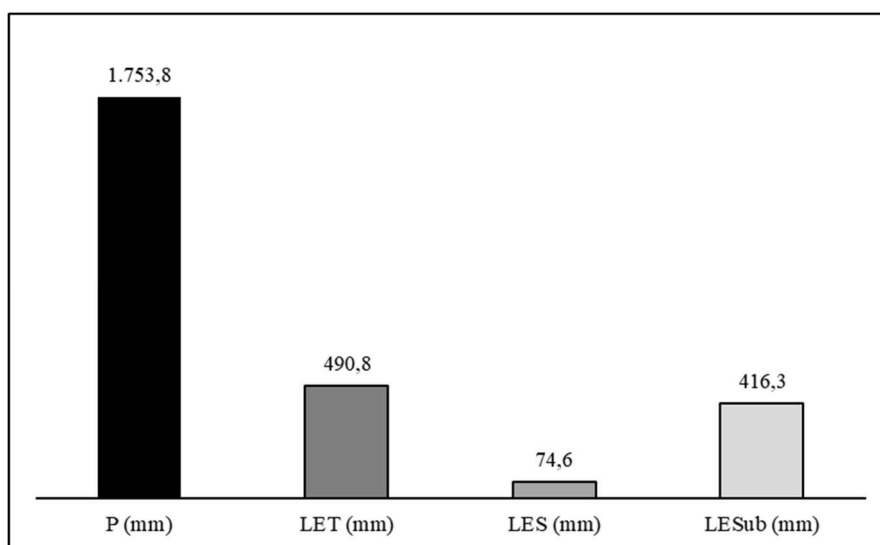


Fonte: Do autor.

2.1.3.2. Método baseado na separação do escoamento de base

O resultado da separação dos escoamentos superficial e de base, realizada por meio do SepHidro, é apresentado na Figura 2.1.5.

Figura 2.1.5. - Precipitação total observada no período de 2009 a 2011 (P) e escoamentos total (LET), superficial (LES) e de base (LESub) na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho



Fonte: Do autor.

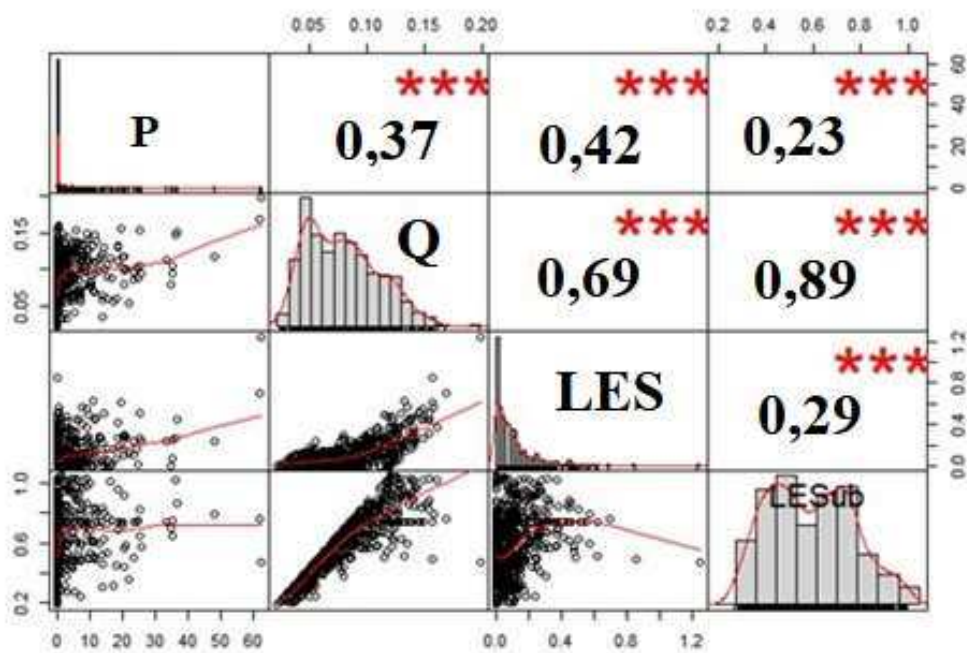
A premissa desse método é que a recarga é o próprio escoamento de base, que neste caso foi igual a 416,3 mm, representando 23,7% da precipitação ocorrida na bacia. O escoamento de base representou cerca de 84,8% do escoamento total. O escoamento superficial representou 4,3% da precipitação e 15,1 % do escoamento total, indicando elevadas taxas de infiltração na bacia. A predominância de Latossolos na bacia contribui para ocorrência de taxas de infiltração e de recarga elevadas.

Santos e Koide (2016) utilizaram modelos numéricos de fluxo em meio saturado na região de cerrado do Distrito Federal e identificaram que as maiores taxas de recarga ocorreram em áreas onde havia predominância de Latossolos. Esse mesmo comportamento foi observado em estudo realizado por Mattiuzi et al. (2015) que avaliaram a recarga pelo método da medição de escoamento de base em quinze bacias hidrográficas no estado do Rio Grande do Sul. Os maiores valores de recarga, variando de 33 a 47% da precipitação, foram observadas em bacias onde havia predominância de Latossolos. Esses solos apresentam estágio avançado de intemperização, sendo solos muito evoluídos, variando de fortemente a bem drenados (SANTOS et al., 2013).

Albuquerque e Chaves (2011) e Cunha (2017) aplicando o método de separação de escoamento de base na região de cerrado do Aquífero Urucua, estado da Bahia, obtiveram valores de recargas representando 20% e 17%, da precipitação, respectivamente. Estudos de recarga realizados em bacias com características semelhantes na África do Sul (MADLALA et al., 2019) obtiveram valores de recarga representando de 23 a 24% da precipitação.

Na Figura 2.1.6 apresenta-se a dispersão e a correlação de Pearson entre as variáveis precipitação, vazão no exultório da bacia e os escoamentos superficial e de base.

Figura 2.1.6. - Correlação de Pearson (p -valor $<0,05$) entre as variáveis precipitação diária (P), vazão (Q) e os escoamentos superficial (LES) e de base (LESub) na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho para o período de 2009 a 2011



(*** - Significativo a p -valor=0)

Fonte: Do autor.

Na primeira coluna da Figura 2.1.6, por exemplo, intitulada de P, pode-se observar os gráficos de dispersão entre P e todas as demais variáveis. Ou seja, para a coluna 1 e linha 2 (Q) tem-se o gráfico de dispersão onde P está no eixo das abscissas e Q no eixo das ordenadas. Nas posições onde a linha e a coluna representam a mesma variável, é apresentado gráfico de frequência da variável.

As correlações entre as variáveis estão apresentadas em valores numéricos. Q e LSub apresentaram uma alta correlação (0,89). A correlação da precipitação com todas as outras variáveis foram baixas, correspondendo a 0,37 com a vazão, 0,42 com a LES e 0,23 com LSub. Estes resultados mostram a relação direta entre o escoamento de base e a vazão do curso d'água. As elevadas taxas de infiltração na bacia (PASSOS et al., 2009) devido, sobretudo a presença dos latossolos, justificam a baixa correlação entre a precipitação e o escoamento superficial e a vazão no exultório.

2.1.3.3. Método baseado na variação de nível do lençol freático

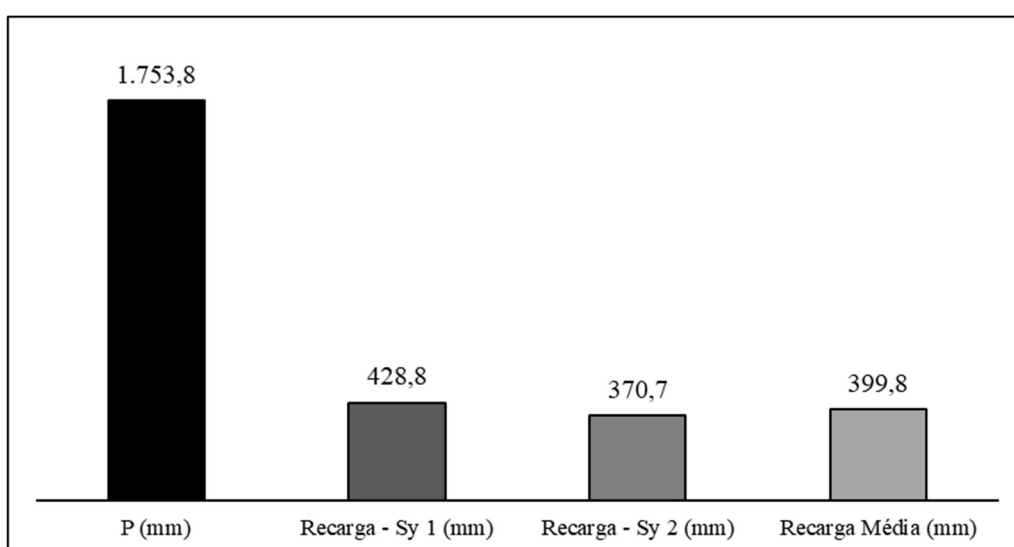
A recarga foi calculada para cada um dos cinco poços e a recarga da bacia foi considerada como a média ponderada das recargas dos cinco poços. Para aplicação do método, considerou-se as duas metodologias de cálculo do rendimento específico, Equações 5 (Sy1) e 6 (Sy2). O valor de Sy1 foi igual a 0,17, para o poço 3, e 0,16, para os demais poços. O valor de Sy2 foi igual a 0,14 para todos os poços.

O somatório de todos os valores de Δh observados em cada um dos poços foi igual a 10.448,3, 8.684,2, 9.880,0, 1.490,9 e 2.628,6 mm para os poços 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, para os dois anos de monitoramento. Por estarem localizados próximos ao rio Buriti Vermelho, os poços 4 e 5 foram os que apresentaram menores valores do somatório de Δh .

No cálculo da média ponderada, foi levada em consideração a área de influência de cada poço, calculada pelos polígonos de Thiessen. Os fatores de ponderação foram iguais a 0,15, 0,17, 0,10, 0,25 e 0,33 para os poços 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente.

Na Figura 2.1.7 são apresentados os resultados das recargas calculadas pelas duas metodologias de cálculo de rendimento específico (Sy1 - Equação 5) e (Sy2 - Equação 6), bem como, o valor médio entre elas.

Figura 2.1.7. - Precipitação total observada no período de 2009 a 2011 (P), recargas obtidas pelas duas metodologias de cálculo de rendimento específico (Sy1 e Sy2) e recarga média na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho



Fonte: Do autor.

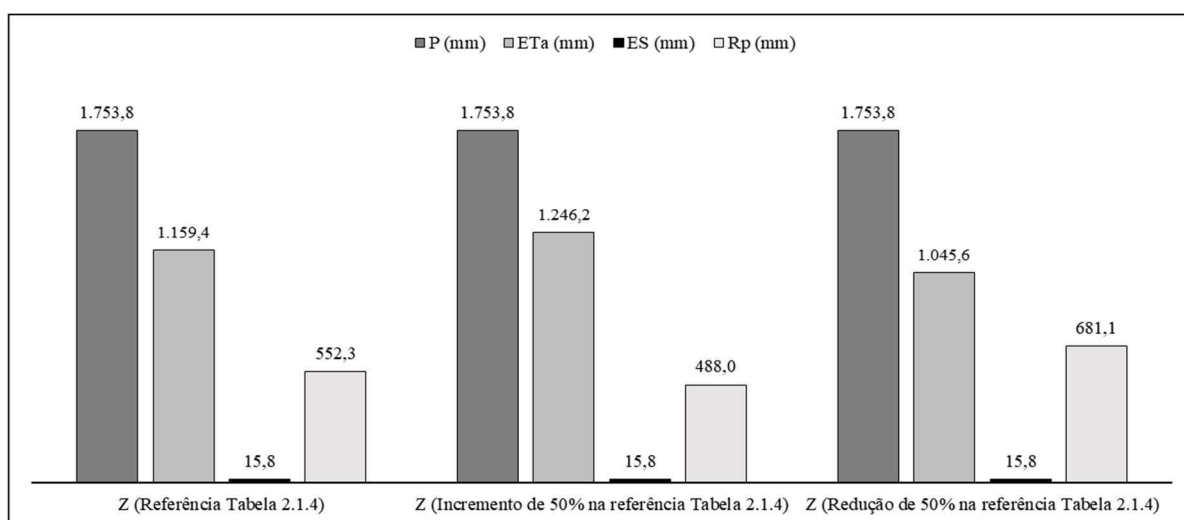
O valor da recarga calculada com base no Sy1 foi 15,7% maior que da recarga calculada com base no Sy2. As recargas calculadas utilizando Sy1 e Sy2 representaram, aproximadamente, 24,5% e 21,1% da precipitação total, respectivamente. Esses resultados

condizentes com o obtido em outras regiões de cerrado no Brasil e no mundo. Em São Paulo (OLIVEIRA et al., 2017) e na região do Aquífero Urucuia (GASPAR, 2006), as recargas obtidas por este método variaram de 26 a 30% e entre 15% e 25% da precipitação, respectivamente. Já na savana de Gana, a recarga média foi na ordem de 22% (ATTADARKWA et al., 2013).

2.1.3.4. Método baseado no balanço hídrico sequencial (Modelo BALSEQ)

O cálculo da recarga potencial pelo modelo BALSEQ foi realizado para os anos hidrológicos de 2009/2010 e 2010/2011. Na Figura 2.1.8 apresenta-se os valores totais de precipitação, da evapotranspiração atual, do escoamento e da recarga potencial, considerando as três simulações: Z de acordo com a Tabela 2.1.4, e considerando um aumento e uma redução de 50% na profundidade do solo sujeita a evapotranspiração em cada cobertura vegetal da bacia.

Figura 2.1.8. - Precipitação total observada no período de 2009 a 2011 (P), evapotranspiração atual total (ETa), escoamento superficial total (ES) e recarga potencial total (Rp) para a bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho, considerando valores de Z obtidos de acordo com a Tabela 2.1.4 e com incremento e a redução de 50% na profundidade do solo sujeita a evaporação



Fonte: Do autor.

Na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho, quando adotado os valores de Z de acordo com a Tabela 2.1.4, 31,5% da precipitação foi convertida em recarga potencial, enquanto a ETa representou 66,1% de P, o ES 0,9% e o restante, 1,5%, ficou armazenado no solo.

Ao incrementar os valores de Z em 50%, observa-se que a recarga potencial reduziu em 17,5%. O aumento da profundidade do solo sujeita a evapotranspiração implicou em um aumento da evapotranspiração atual de 7,5%. O escoamento superficial não sofreu influência

com o aumento de Z . Com a redução em 50% de Z , o escoamento superficial também não foi alterado. Já a evapotranspiração atual reduziu 9,8%, enquanto a recarga potencial aumentou em 23,3%

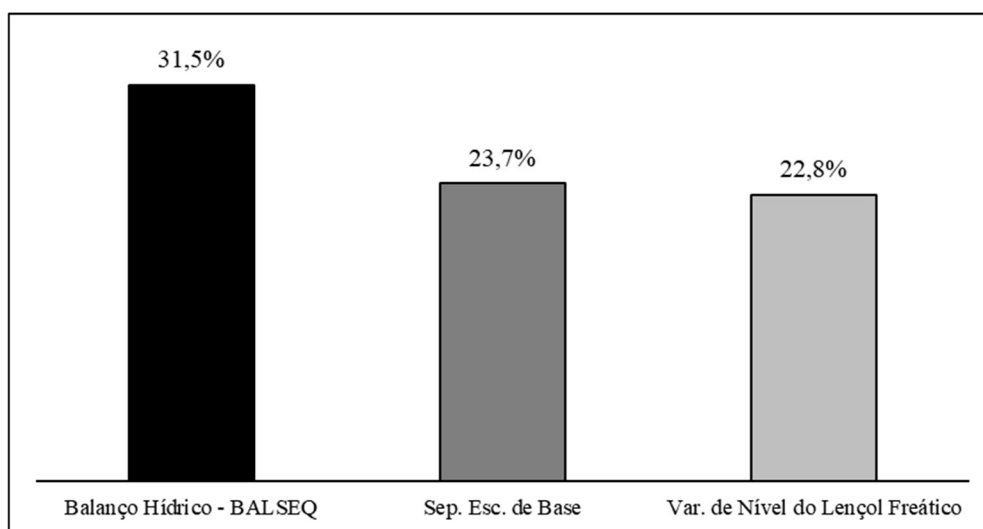
Observa-se que a recarga potencial é bastante influenciada pela profundidade do solo. Quanto maior o valor de Z , menor será a recarga potencial e maior será a evapotranspiração atual. Isso pode ser explicado pelo fato de que só haverá recarga potencial quando a quantidade de água armazenada no solo no dia for maior que a soma da evapotranspiração atual com a quantidade máxima de água no solo disponível para evapotranspiração. Com o aumento de Z , aumenta-se a quantidade de água que pode ser armazenada e que fica disponível para evaporação, reduzindo a recarga potencial. Reduzindo-se Z , reduz-se a quantidade de água que pode ser armazenada e que fica disponível para evaporação, aumentando a recarga potencial.

A precipitação total média e a recarga potencial total média na bacia apresentaram uma correlação positiva forte igual a 0,87 ($p\text{-valor} < 0,05$), indicando que a precipitação tem influência direta no processo de recarga potencial.

2.1.3.5. Comparação entre os métodos de estimativa de recarga

A Figura 2.1.9 apresenta o percentual de precipitação que é convertido em recarga considerando os três métodos avaliados. Para o método de variação de nível do lençol freático, a recarga representa o valor médio das recargas calculadas com Sy1 e Sy2.

Figura 2.1.9. - Percentual da precipitação convertido em recarga na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho considerando os três métodos avaliados



Fonte: Do autor.

Ao analisar os três métodos, observa-se que uma maior percentagem da precipitação foi convertida em recarga no método BALSEQ. Isto pode ser explicado pelo fato desse método calcular a recarga potencial, ou seja, ele considera que a água que infiltra a uma profundidade maior que a da zona radicular pode ser convertida em recarga real (PONTES et al., 2016).

O BALSEQ apresentou resultados dentro do esperado para as condições estabelecidas na bacia. Esse modelo é recomendado para simulações de longa duração (mensal e anual) e pode ser utilizado pelos gestores para o planejamento e para a gestão de recursos hídricos associados a um planejamento de uso e ocupação da terra.

As recargas calculadas pelos métodos de separação do escoamento de base e de variação de nível do lençol freático foram menores quando comparadas com a recarga calculada pelo BALSEQ. A diferença observada no valor de recarga calculada pelos dois métodos de avaliação direta é, em parte, decorrente do fato do método de separação do escoamento considerar constante a variação de nível do lençol (COELHO et al., 2015; MATTIUZI et al., 2015). Por serem métodos que trabalham diretamente na zona saturada, eles possibilitam uma representação da recarga mais próxima do valor real, podendo ser utilizados nas validações de modelos.

Flint et al. (2002) comparando métodos de estimativas de recarga em Nevada nos Estados Unidos, obtiveram valores de recarga potencial maiores, calculadas via balanço hídrico, em relação aos calculados pelos métodos de separação do escoamento superficial e da variação de nível do lençol freático. O mesmo resultado foi observado em trabalhos realizados por Guardiola-Albert et al. (2015), na Cordilheira Bética na Espanha, por Vu e Merkel (2019), no Vietnã, e por Paiva (2006), em Minas Gerais.

2.1.4. Conclusões

Os três métodos de recarga de água subterrânea avaliados na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho apresentaram valores condizentes com os obtidos em outras regiões do Bioma Cerrado.

Os valores de recarga calculados pelos três métodos foram semelhantes. O método de separação do escoamento de base foi o que apresentou o menor valor de recarga e o modelo BALSEQ o maior valor.

Aproximadamente 23% da precipitação anual que ocorreu na bacia foi convertida em recarga efetiva. A recarga potencial representou cerca de 31,5% da precipitação anual, valor 35% maior que a da recarga efetiva.

O modelo BALSEQ possibilita individualizar o efeito do uso da terra na recarga, o que pode ser útil em trabalhos de planejamento e manejo de bacias hidrográficas.

2.1.5. Referências bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: Relatório Pleno / Agência Nacional de Águas**. Brasília: Agência Nacional de Águas - ANA, 2017.

ALBUQUERQUE, A. C. L. S.; CHAVES, H. M. L. Estimativa de recarga da Bacia do Rio das Fêmeas através de métodos manuais e automáticos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 11, p. 1123–1129, 2011.

ALBUQUERQUE, C. G. et al. Recarga de aquífero aluvial sob uso agrícola. **Águas Subterrâneas**, v. 29, n. 1, p. 60–71, 2015.

ALENCAR, C. A. B. et al. Irrigação de pastagem : atualidade e recomendações para uso e manejo. **Revista Brasileira De Zootecnia**, v. 38, p. 98–108, 2009.

ALLEN, R. G. et al. **Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56**. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/x0490E/x0490e00.htm#Contents>>. Acesso em: 23 fev. 2018.

ASSENG, S. et al. Root growth and water uptake during water deficit and recovering in wheat. **Plant and Soil**, v. 201, n. 2, p. 265–273, 1998.

ATTA-DARKWA, T. et al. Quantification of groundwater recharge in the river Oda catchment using the watertable fluctuation method. **Global Journal of Engineering, Design and Technology**, v. 2, n. 1, p. 96–103, 2013.

BENJAMIN, J. G.; NIELSEN, D. C. Water deficit effects on root distribution of soybean , field pea and chickpea. **Field Crops Research**, v. 97, p. 248–253, 2006.

BOUWER, H.; RICE, R. C. A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. **Water Resources Research**, v. 12, n. 3, p. 423–428, 1976.

BRITO, G. L. M.; SCHUSTER, H. D. M.; SRINIVASAN, V. S. **Sustainability of the aquifer system of the sedimentary basin of the Peixe River in the semi-arid region of Brazil**. Trends and sustainability of groundwater in highly stressed aquifers. Proceedings of Symposium HS.2 at the Joint Convention of the International Association of Hydrological Sciences (IAHS) and the International Association of Hydrogeologists (IAH) held in. **Anais...Hyderabad - India: IAHS Press**, 2009

BRODIE, R. S.; HOSTETLER, S. **A review of techniques for analysing baseflow from stream hydrographs**. NZHS-IAH-NZSSS 2005 conference. **Anais...Auckland, New Zealand: 2005**

CAI, Z.; OFTERDINGER, U. Analysis of groundwater-level response to rainfall and estimation

of annual recharge in fractured hard rock aquifers, NW Ireland. **Journal of Hydrology**, v. 535, p. 71–84, 2016.

CAMARGO, R. A. et al. Aplicação de modelo de balanço hídrico BALSEQ para estimativa da infiltração profunda em região cárstica. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 3, p. 303–317, 2011.

CARVALHO, V. E. DE C. et al. Estimativa da Recarga em uma Sub-bacia Hidrográfica Rural Através do Método da Variação do Nível D-Água (VNA). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 1, p. 271–280, 2014.

COELHO, G. et al. Relação entre o escoamento de base e os diferentes sistemas hidrogeológicos do Estado de Minas Gerais. **Águas Subterrâneas**, v. 29, n. 3, p. 257–267, 2015.

COLLISCHONN, W.; FAN, F. M. Defining parameters for Eckhardt's digital baseflow filter. **Hydrological Processes**, v. 27, n. 18, p. 2614–2622, 2013.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. **Calendário de Plantio e Colheita de Grãos no Brasil 2017**. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/institucional/publicacoes/outras-publicacoes/item/7694-calendario-agricola-plantio-e-colheita>>. Acesso em: 7 dez. 2018.

CUNHA, V. C. V. **Avaliação da interação entre águas subterrâneas e superficiais na bacia do Rio das Fêmeas, Sistema Aquífero Urucuia - Bahia**. 2017. 124 p. Dissertação (Mestrado em ciência e tecnologia das radiações, minerais e materiais). Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, Belo Horizonte, 2017.

DELIN, G. N. et al. Comparison of local- to regional-scale estimates of ground-water recharge in Minnesota, USA. **Journal of Hydrology**, v. 334, n. 1–2, p. 231–249, 2007.

DIAS, A. C. H. et al. Perfuração Indiscriminada de Poços em Iracema/CE: Um Estudo Sobre o Paradoxo da Atual Crise Hídrica. **Águas Subterrâneas**, v. 32, n. 3, p. 1–19, 2018.

ECKHARDT, K. How to construct recursive digital filters for baseflow separation. **Hydrological Processes**, v. 19, n. 2, p. 507–515, 2005.

ELMARAMI, H.; MEYER, H.; MASSANN, G. Combined approach of isotope mass balance and hydrological water balance methods to constrain the sources of lake water as exemplified on the small dimictic lake Silbersee, northern Germany. **Isotopes in environmental and health studies**, v. 53, n. 2, p. 184–197, 2017.

FETTER, C. W. **Applied Hydrogeology**. 4ª ed. New Jersey: Prentice Hall, Inc. Upper Saddle River, 2001.

FLINT, A. L. et al. Estimating recharge at Yucca Mountain, Nevada, USA: Comparison of methods. **Hydrogeology Journal**, v. 10, n. 1, p. 180–204, 2002.

GALVÃO, P.; HIRATA, R.; CONICELLI, B. Estimating groundwater recharge using GIS-based distributed water balance model in an environmental protection area in the city of Sete Lagoas (MG), Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 10, p. 1–19, 2018.

GASPAR. **Sistema Aquífero Urucuia: Caracterização regional e propostas de gestão**. 2006. 204 f. Tese (Doutorado em geociências) – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

GEOPROBE. **Standard operating procedure - GW 1600 Pneumatic slug test kit**. Technical ed. Salina, KS: Kejr, Inc., 2002.

GHEYSARI, M. et al. Comparison of deficit irrigation management strategies on root , plant growth and biomass productivity of silage maize. **Agricultural Water Management**, v. 182, p. 126–138, 2017.

GONÇALVES, R. D.; CHANG, H. K. Modelo hidrogeológico do Sistema Aquífero Urucuia na bacia do Rio Grande (BA). **Geociências (São Paulo)**, v. 36, n. 2, p. 205–220, 2017.

GOUWELLEEUW, B. T. **Satellite passive microwave surface moisture monitoring**. [s.l.] Tese – Vrije Universiteit, Amsterdam. The Netherlands, 2000.

GUARDIOLA-ALBERT, C. et al. Comparison of Recharge Estimation Methods During a Wet Period in a Karst Aquifer. **Groundwater**, v. 53, n. 6, p. 885–895, 2015.

GUERRA, A. F. et al. **Necessidade hídrica no cultivo de feijão, trigo, milho e arroz sob irrigação no bioma cerrado – Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 100**. Planaltina - DF: Embrapa Cerrados, 2003.

HEALY, R. W. **Estimating groundwater recharge**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010.

HEALY, R. W.; COOK, P. G. Using groundwater levels to estimate recharge. **Hydrogeology Journal**, v. 10, n. 1, p. 91–109, 2002.

HERRMANN, F. et al. Determination of spatially differentiated water balance components including groundwater recharge on the Federal State level—A case study using the mGROWA model in North Rhine-Westphalia (Germany). **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 4, p. 294–312, 2015.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: a hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of America Bulletin**, v. 56, n. 3, p. 275–370, 1945.

HU, K. et al. Hydrogeological characterisation of groundwater over Brazil using remotely sensed and model products. **Science of the Total Environment**, v. 599–600, p. 372–386, 2017.

KAMBHAMMETTU, B. P.; KING, J. P.; SCHMID, W. Grid-size dependency of evapotranspiration simulations in shallow aquifers: An optimal approach. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 19, n. 10, p. 4014018, 2014.

KIM, I.; LEE, J. Prediction model for spatial and temporal variation of groundwater level based on River Stage. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 23, n. 6, p. 6018002, 2018.

LINSLEY, R. K.; KOHLER, M. A.; PAULHUS, J. L. **Hydrology for engineers**. New York: McGraw-Hill, 1982.

LOTT, D. A.; STEWART, M. T. Base flow separation : A comparison of analytical and mass balance methods. **Journal of Hydrology**, v. 535, p. 525–533, 2016.

MADLALA, T. et al. Application of multi - method approach to assess groundwater – surface water interactions , for catchment management. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, n. 5, p. 2215–2230, 2019.

MANETA, M. P. et al. Water demand and flows in the São Francisco River Basin (Brazil) with increased irrigation. **Agricultural Water Management**, v. 96, n. 8, p. 1191–1200, 2009.

MATTIUZI, C. D. P. et al. Estimativa de recarga subterrânea a partir da separação de escoamento de base na Bacia Hidrográfica do Rio Ibicuí (América do Sul). **Águas Subterrâneas**, v. 29, n. 3, p. 285–300, 2015.

MAZARIEGOS, J. G. et al. Tracing artificially recharged groundwater using water and carbon isotopes. **Radiocarbon**, v. 59, n. 2, p. 407–421, 2017.

MAZIERO, T. A.; WENDLAND, E. **Avaliação da recarga subterrânea de bacias urbanas no município de São Carlos, SP**. XIV Encontro Nacional de Perfuradores de Poços e II Simpósio de Hidrogeologia do Sudeste. **Anais...Ribeirão Preto - SP: Associação Brasileira de Águas Subterrâneas**, 2005

MEINZER, O. E. The occurrence of groundwater in the United States with a discussion of principles. **U.S. Geol. Survey Water Supply**, n. Pap 489, p. 321, 1923.

MELLO, C. R. et al. Modelagem de atributos físico-hídricos do solo numa bacia hidrográfica da região do Alto Rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 31, n. 5, p. 845–852, 2007.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Programa nacional de conservação e uso sustentável do bioma cerrado. Programa cerrado sustentável**. Brasília - DF: Ministério do Meio Ambiente - MMA, 2013.

MIRANDA, A. C. R. et al. Métodos de separação dos escoamentos superficial direto e subterrâneo: Estudo de caso para a bacia do Rio das Velhas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 2, p. 169–181, 2014.

MOON, S. K.; WOO, N. C.; LEE, K. S. Statistical analysis of hydrographs and water-table fluctuation to estimate groundwater recharge. **Journal of Hydrology**, v. 292, n. 1–4, p. 198–209, 2004.

NANTEZA, J. et al. Monitoring groundwater storage changes in complex basement aquifers: An evaluation of the GRACE satellites over East Africa. **Water Resources Research**, v. 52, n. 12, p. 9542–9564, 2016.

NAZI, A.; BENTLEY, L. R.; HAYASHI, M. Estimation of spatial distribution of groundwater recharge from stream baseflow and groundwater chloride. **Journal of Hydrology**, v. 546, p. 380–392, 2017.

NÓBREGA, R. L. B. et al. Effects of conversion of native cerrado vegetation to pasture on soil hydro-physical properties, evapotranspiration and streamflow on the Amazonian agricultural frontier. **PloS one**, v. 12, n. 6, p. e0179414, 13 jun. 2017.

NOVO, M. E. et al. Projecto Bingo: O impacto das alterações climáticas na componente subterrânea do ciclo hidrológico. **Recursos Hídricos**, v. 39, n. 2, p. 59–74, 2018.

OLIVA, A.; KIANG, C. H.; CAETANO-CHANG, M. R. Determinação da condutividade hidráulica da formação Rio Claro : Análise comparativa através de análise granulométrica e ensaios com permeâmetro Guelph e testes de slug. **Águas Subterrâneas**, v. 19, n. 2, p. 1–17, 2005.

OLIVEIRA, M. M. **Aplicação de dois métodos diferentes para a estimativa da recarga de águas subterrâneas numa área de Estarreja**. VII Congresso da Água. **Anais...**Lisboa - Portugal: Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, 2004

OLIVEIRA, P. T. S. et al. Groundwater recharge decrease with increased vegetation density in the Brazilian cerrado. **Ecohydrology**, v. 10, n. 1, p. e1759, 2017.

OLIVEIRA, R. S. et al. Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. **Functional Ecology**, v. 19, n. 4, p. 574–581, 2005.

PAIVA, G. P. **Estimativa da recarga em uma unidade detrítica de uma micro-bacia do rio Piranga (MG)**. 2006. 137 f. Dissertação (Mestrado em engenharia civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

PARALTA, E. et al. **Avaliação da recarga do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja segundo os critérios múltiplos: disponibilidades hídricas e implicações agro-ambientais**. VI Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa - 6º SILUSBA. **Anais...**Praia, Cabo Verde: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2003

PASSOS, D. P. et al. **Relação do uso do solo com a taxa de infiltração na Bacia Hidrográfica do Rio Buriti Vermelho - DF**. XXXII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. **Anais...**Fortaleza - CE: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009

PAZDRO, Z. **Hydrogeologia Ogólna**. [s.l.] W.G. Warszawa, 1983.

PETTYJOHN, W. A.; HENNING, R. **Preliminary Estimates of Ground-Wter Recharge Rates, Related Streamflow and Water Quality in Ohio. Project completion report nº 552**. State of Ohio: Water Resources Center The Ohio State University, 1979.

PONTES, L. M. et al. Avaliação de modelo de balanço hídrico com base na estimativa da recarga potencial. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 11, n. 4, p. 915–928, 2016.

PRUSKI, F. F. et al. Model to Design Level Terraces. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 123, n. 1, p. 8–12, 1997.

RAMA, F. et al. Recharge estimation from discrete water-table datasets in a coastal shallow aquifer in a humid subtropical climate. **Hydrogeology Journal**, p. 1887–1902, 2018.

RAMOS, S. O. et al. Variação temporal do nível freático do aquífero cárstico de Irecê - Bahia : contribuição para uso e gestão das águas subterrâneas no semi-árido. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 37, n. 4 suppl, p. 227–233, 2016.

RIBEIRO, J. P. M.; VELÁSQUES, L. N. M.; CARVALHO FILHO, C. A. Recarga e conexão

hidráulica no sistema aquífero granular-fissural no Campus Pampulha da UFMG, Belo Horizonte, MG. **Revista do Instituto Geológico**, v. 38, n. 1, p. 17–30, 2017.

RODRIGUES, L. N. et al. **Bacia experimental do Rio Buriti Vermelho: instrumentação, monitoramento e análise preliminar de dados**. XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...**Campo Grande, MS: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2009

RODRIGUES, L. N. Bacia Experimental do Rio Buriti Vermelho, na ecorregião do Planalto Central. In: RODRIGUES, L. N.; SCHULER, A. E. (Eds.). **Água: Desafios para a sustentabilidade da agricultura**. 1ª ed. Brasília - DF: Embrapa, 2016. p. 233–255.

ROHDE, M. M. et al. Estimating aquifer recharge in fractured hard rock: analysis of the methodological challenges and application to obtain a water balance (Jaisamand Lake Basin, India). **Hydrogeology Journal**, v. 23, n. 7, p. 1573–1586, 2015.

SALLES, L. DE A. et al. Environmental factors and groundwater behavior in an agricultural experimental basin of the Brazilian central plateau. **Applied Geography**, v. 94, p. 272–281, 2018.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3ª ed. Brasília - DF: Embrapa, 2013.

SANTOS, P. S.; FERREIRA, L. G. Análise descritiva dos aspectos biofísicos associados aos padrões de cobertura e uso da terra na bacia hidrográfica do Rio Vermelho, bioma Cerrado. **GeoFocus Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica**, v. 20, n. 2, p. 3–28, 2017.

SANTOS, R. M.; KOIDE, S. Avaliação da Recarga de Águas Subterrâneas em Ambiente de Cerrado com Base em Modelagem Numérica do Fluxo em Meio Poroso Saturado. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 2, p. 451–465, 2016.

SCANLON, B. R.; HEALY, R. W.; COOK, P. G. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. **Hydrogeology Journal**, v. 10, n. 1, p. 18–39, 2002.

SILVA, F. C. S. et al. Manejo da Irrigação. In: SEDIYAMA, T.; SILVA, F.; BOREM, A. (Eds.). **Soja: Do plantio à colheita**. Viçosa - MG: Editora UFV, 2015. p. 214–233.

SIMON, F. W. et al. Estimativa de recarga do Sistema Aquífero Guarani por meio da aplicação do método da variação da superfície livre na bacia do Rio Ibicuí-RS. **Águas Subterrâneas**, v. 31, n. 2, p. 12–29, 2017.

SLOTO, R. A.; CROUSE, M. Y. **HYSEP: A computer program for streamflow hydrograph separation and analysis**. Lemoyne, Pennsylvania: U. S. Geological Survey. Water-Resources Investigations Report 96- 4040, 1996.

SOPHOCLEUS, M. Groundwater recharge. In: SILVEIRA, L.; WOHNLICH, S.; USUNOFF, E. J. (Eds.). **Groundwater — Encyclopedia of Live Support Systems, (EOLSS)**. Oxford, UK: UNESCO, Eolss Publishers, 2004. p. 126–162.

SOUZA, E. et al. Spatial and temporal potential groundwater recharge: the case of the Doce River Basin, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 43, n. e0180010, 2019.

STRAHLER, A. N. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. In: CHOW, V. T. (Ed.). **Handbook of applied hydrology**. New York: Mc GrawHill, 1964. p. 439–476.

TILAHUN, K.; MERKEL, B. J. Estimation of groundwater recharge using a GIS-based distributed water balance model in Dire Dawa, Ethiopia. **Hydrogeology Journal**, v. 17, n. 6, p. 1443–1457, 2009.

TUCCI, C. E. Escoamento superficial. In: TUCCI, C. E. (Ed.). **Hidrologia: Ciência e aplicação. 4ª.reimp.** Porto Alegre - RS: Editora da UFRGS/ABRH, 2012. p. 391–441.

UNITED STATES SOIL CONSERVATION SERVICE - US-SCS. **National Engineering Handbook, section 4, Hydrology**. Washington - D.C.: U.S. Dept. of Agriculture, available from U. S. Government Printing Office, 1972.

VARNI, M. et al. Application of the water table fluctuation method to characterize groundwater recharge in the Pampa plain, Argentina. **Hydrological Sciences Journal**, v. 58, n. 7, p. 1445–1455, 2013.

VISSER, A. et al. Importance of river water recharge to the San Joaquin Valley groundwater system. **Hydrological Processes**, v. 32, n. 9, p. 1202–1213, 2018.

VU, H. V.; MERKEL, B. J. Estimating groundwater recharge for Hanoi, Vietnam. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1047–1057, 2019.

WENDT, D. E. et al. Assessing groundwater potential use for expanding irrigation in the Buriti Vermelho watershed. **Irriga**, v. 1, p. 81–94, 2015.

YANG, L. et al. A modified water-table fluctuation method to characterize regional groundwater discharge. **Water**, v. 10, n. 4, p. 1–16, 2018.

YUAN, Y. et al. Variation of water level in Dongting Lake over a 50-year period: Implications for the impacts of anthropogenic and climatic factors. **Journal of Hydrology**, v. 525, p. 450–456, 2015.

2.2. Artigo 2 - Impacto do uso e ocupação da terra na recarga potencial de água subterrânea em uma bacia hidrográfica do Cerrado brasileiro

Resumo

O Bioma Cerrado se tornou, nas últimas décadas, a principal fronteira agrícola do Brasil. Diante da intensificação das disputas pelo uso de água, torna-se necessário melhorar as estimativas sobre a disponibilidade hídrica nessa região, sendo, para isto, fundamental ter um melhor entendimento da dinâmica das águas subterrâneas, principalmente do processo de recarga dos aquíferos. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o impacto da mudança do uso e ocupação da terra na recarga potencial de água subterrânea em uma bacia hidrográfica localizada no Bioma Cerrado. As estimativas da recarga potencial foram realizadas utilizando o modelo BALSEQ. O impacto da mudança do uso e ocupação da terra foi avaliado considerando o uso atual e os seguintes cenários de uso da terra: 1. substituição de todas as culturas agrícolas pela cultura da soja (Cenário 1); e 2. substituição de toda área agrícola pelo cerrado natural (Cenário 2). No uso atual, a recarga potencial média representou 46,3% da precipitação total. Nos Cenários 1 e 2 as recargas potenciais médias representaram, 46,4% e 26% da precipitação total ocorrida na bacia, respectivamente.

Palavras-chave: ciclo hidrológico, BALSEQ, gerenciamento de recursos hídricos.

2.2.1. Introdução

Representando aproximadamente 24% do território brasileiro, o Bioma Cerrado se caracteriza como a grande caixa d'água na América do Sul, sendo responsável pela manutenção das nascentes dos rios de oito das doze bacias hidrográficas nacionais e do Aquífero Guarani (MMA, 2013). As águas subterrâneas dessa região foram pouco estudadas e ainda existe uma grande incerteza em relação ao seu potencial de utilização o que tem dificultado a alocação de água.

Os longos períodos de estiagem observados recentemente contribuíram para aumentar a escassez hídrica em bacias hidrográficas neste Bioma, o que refletiu no aumento dos problemas hídricos, como, por exemplo, no abastecimento de água de regiões como Brasília e seu entorno (ANA, 2017). Os conflitos pelo uso de água tendem a se agravar ainda mais, pois a agricultura irrigada, principal usuária de recursos hídricos, se encontra em plena expansão na região (MANETA et al., 2009). O cerrado brasileiro é considerado, desde a década de 1970,

como a fronteira agrícola do país, sendo responsável por cerca de 70% da produção nacional de grãos e carne bovina (KLINK, 2014; SILVA; MONTEIRO; SILVA, 2015).

As águas subterrâneas são uma importante fonte de recursos hídricos, além de serem fundamentais para as manutenções das vazões mínimas nos cursos de água (GASPAR; CAMPOS; CADAMURO, 2007) e da vegetação nativa na região (OLIVEIRA et al., 2005), sobretudo nos períodos de estiagem. Neste sentido, estimativas confiáveis de recarga são de extrema importância para que se tenha um adequado conhecimento do seu potencial de utilização.

A exploração de águas subterrâneas está sobretudo pautada na sua recarga que, em muitos casos, não se faz na mesma proporção da sua exploração, podendo resultar em riscos de exaustão de partes das reservas permanentes do aquífero (ALBUQUERQUE et al., 2015). A redução na recarga de aquíferos tem como uma das consequências o rebaixamento do lençol freático, comprometendo as vazões nos rios, que são fundamentais para a manutenção da atividade econômica na região durante o período de estiagem.

A precipitação é a principal entrada de água em um sistema hídrico. O monitoramento da recarga subterrânea em bacias hidrográficas no Brasil (BATALHA et al., 2018; WENDLAND; GOMES; TROEGER, 2015) e em outros países (ASOKA et al., 2017; RIMON et al., 2007) mostraram que os meses onde foram evidenciados os maiores volumes de recarga foram os mesmos onde foram registrados os maiores volumes precipitados.

A recarga de água subterrânea é diretamente impactada pelo uso e ocupação da terra da bacia. Estudos mostraram que áreas de cerrado no Brasil (ANACHE et al., 2019; OLIVEIRA et al., 2015) sofreram alterações na recarga quando da substituição de áreas naturais por áreas agrícolas. O mesmo foi evidenciado nas savanas africana (ILSTEDT et al., 2016) e australiana (CHEN et al., 2014). Outros locais, como nas florestas de coníferas dos Estados Unidos, onde estas foram substituídas por pastagens (ADANE et al., 2018), e nas diferentes formas de uso do solo das planícies chinesas (LI; SI; LI, 2018), mostraram também, que a recarga foi impactada pelas condições de uso e ocupação da terra.

Existem várias formas de se calcular a recarga de água subterrânea, mas devido à a complexa interação existente entre os fatores envolvidos no processo, como as condições de clima e de cobertura e uso do solo, a aplicação de modelos computacionais à estimativa da recarga de águas subterrâneas tem se tornado cada vez mais comum. Esses modelos são ferramentas valiosas para o planejamento e gestão de recursos hídricos, pois possibilitam, entre outras coisas, simular o impacto do clima e do uso do solo na recarga estabelecer estratégias de gestão. Existem diversos modelos que podem ser utilizados para essa finalidade

(KAMBHAMMETTU; KING; SCHMID, 2014; SADAF; MAHAR; YOUNES, 2018; TILAHUN; MERKEL, 2009). O modelo BALSEQ (LOBO - FERREIRA, 1981) foi desenvolvido para calcular a recarga potencial e tem sido aplicada em várias regiões do mundo (OLIVEIRA, 2004; PARALTA et al., 2003). No Brasil, o modelo foi aplicado com sucesso na região do carste (CAMARGO et al., 2011), da Serra da Mantiqueira (PONTES et al., 2016) e bacia hidrográfica do rio Doce (SOUZA et al., 2019), em Minas Gerais, e na região do semiárido da Paraíba (BRITO; SCHUSTER; SRINIVASAN, 2009) e do Ceará (LOPES; PINHEIRO; ARAÚJO NETO, 2012).

O modelo BALSEQ apresenta a vantagem de ser de simples aplicação, além de possibilitar avaliar de forma individualizada o impacto dos diversos usos na recarga. O objetivo deste trabalho foi avaliar o impacto das mudanças de uso e ocupação da terra na estimativa da recarga potencial de água subterrânea em uma bacia hidrográfica localizada no Bioma Cerrado.

2.2.2. Material e Métodos

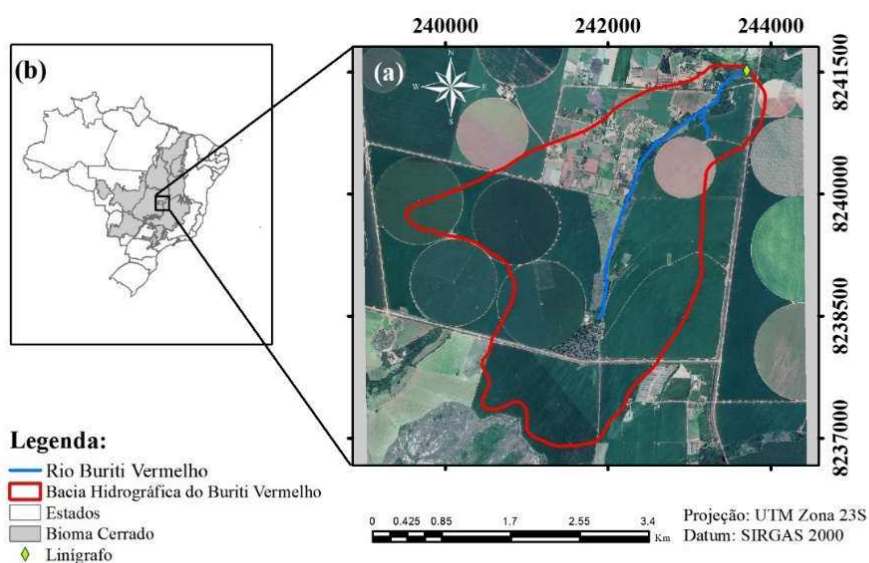
2.2.2.1. Área de estudo e dados coletados

A bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho (BHBV), com aproximadamente 10 km² de área de drenagem e altitude média de 920,7 m, está totalmente inserida no Bioma Cerrado (Figura 2.2.1), sendo parte da bacia hidrográfica do rio São Francisco.

A região é caracterizada por apresentar clima tropical de altitude, temperatura média de 21°C, precipitação média anual variando de 900 mm a 1.500 mm e duas estações climáticas bem definidas: uma estação seca, que se inicia em abril e se encerra em setembro, e outra chuvosa, com duração de outubro a março (WENDT et al., 2015).

Com 94,9% da área, o Latossolo vermelho é a classe de solo predominante na bacia, seguido de 3,0% de Cambissolos e de 2,1% de Gleissolos. O rio Buriti Vermelho está localizado no centro-sul da Faixa de Dobramentos de Brasília, com predominância das rochas do grupo Bambuí que é dominado por unidades meta-sedimentares depositadas em um ambiente datado do período Neoproterozóico. Em menores quantidades, são encontradas pequenas unidades refletidas em camadas calcárias e dolomitas entre as demais (CAMPOS; MONTEIRO; RODRIGUES, 2006; CASTRO et al., 2009).

Figura 2.2.1. - Uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho (a) e sua localização em relação ao Brasil e do Bioma Cerrado (b)



Fonte: Do autor.

O uso da terra na bacia é predominantemente agrícola (agricultura de sequeiro e irrigada), sendo a soja a principal cultura, seguida do milho, trigo e feijão. As demais regiões da bacia são ocupadas por áreas de culturas de sequeiro, pequenas áreas de pastagem, mata ciliar e vegetação original de cerrado. Inserido na área da bacia há um pequeno núcleo habitacional com população aproximada de 300 habitantes. A Colônia Agrícola Buriti Vermelho é composta majoritariamente por chácaras de pequenos agricultores de hortaliças e frutas (MANETA et al., 2009; WENDT et al., 2015). Na Tabela 2.2.1 são apresentados os usos e ocupação da terra identificados na bacia, bem como suas respectivas áreas.

Tabela 2.2.1. - Uso e ocupação da terra da bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho

Tipo de uso e ocupação da terra	Área (km ²)	Área (%)
Agricultura Irrigada	2,3	22,6
Agricultura Sequeiro	5,3	53,7
Cerrado	0,3	2,6
Chácaras	1,4	13,7
Mata de Galeria	0,5	5,4
Pastagens	0,2	2,0
	10,0	100

2.2.2.2. Avaliação do impacto do uso do solo na recarga potencial

No cálculo da recarga potencial, foram utilizados dados de clima coletados na estação meteorológica do Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados (CPAC) (UTM 209211,32; 8273041,18), instalada a aproximadamente 40 km da BHBV, para o período de outubro de 1987 a setembro de 2017.

Feita a consistência dos dados climáticos, a recarga potencial foi calculada para o período de outubro de 1987 a setembro de 2017 por meio do modelo BALSEQ (LOBO - FERREIRA, 1981). Neste cálculo foi considerando o uso e a ocupação atual da terra e mais dois cenários propostos.

Visando representar a dinâmica da agricultura praticada na bacia utilizou-se o calendário de plantio apresentado na Tabela 2.2.2, conforme CONAB (2017).

Tabela 2.2.2. - Calendário de plantio das culturas em sequeiro e irrigadas na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho

Situação Atual	Culturas	Meses											Duração (dias)	
		O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A		S
Cultura plantada em 80% da área de sequeiro	Soja													110
	Milho													115
	Pousio													140
Cultura plantada em 20% da área de sequeiro	Milho													115
	Trigo													120
	Pousio													130
Cultura plantada em 60% da área irrigada	Soja													110
	Feijão													105
	Trigo													120
Cultura plantada em 40% da área irrigada	Milho													115
	Milho													115
	Feijão													105

Essa tabela representa a organização e sequência de plantio normalmente praticada na bacia (situação atual). Observa-se que a área agrícola da bacia foi dividida em culturas de sequeiro e irrigadas. Por exemplo, nos meses de novembro a fevereiro, 80% da área da bacia cultivada em sequeiro está plantada com a cultura da soja e 20% com milho. Para os meses de março a junho 80% desta área é plantada com milho e 20% com trigo. A mesma lógica foi utilizada para as áreas irrigadas. Entre a colheita e o plantio de uma nova cultura na mesma área, foi considerado um período de pousio de 10 dias.

Além da situação atual de uso, foram definidos dois cenários de uso da terra:

Cenário 1 - Considerou-se que todas as culturas agrícolas foram substituídas pela soja (Tabela 2.3.3). Esse cenário foi elaborado pelo fato da soja ser a cultura de maior expansão do cerrado nas últimas décadas (KLINK, 2014). Foram simulados dois ciclos da cultura na área de sequeiro e outros dois nas áreas irrigadas, intercaladas com um ciclo de cultivo de milho, respeitando o vazio sanitário (JUHÁSZ et al., 2013).

Tabela 2.2.3. - Calendário de plantio das culturas de sequeiro e irrigadas na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho, considerando o Cenário 1

Cenário 1	Culturas	Meses											Duração (dias)	
		O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A		S
Área de sequeiro	Soja													110
	Soja													110
	Pousio													145
Área Irrigada	Soja													110
	Soja													110
	Milho													115

Cenário 2 - Considerou que todas as culturas agrícolas foram substituídas por vegetação natural do Cerrado. Esse cenário foi elaborado a fim de comparar a recarga ocorrida em uma bacia agrícola com a recarga de uma bacia preservada.

Durante as simulações para os Cenários 1 e 2 os atributos de solo, como número da curva, umidade na capacidade de campo e no ponto de murcha permanente, e densidade global, além da dinâmica relativa aos parâmetros relacionados à cobertura vegetal, como profundidade do sistema radicular e coeficiente da cultura, foram corrigidos de acordo com o uso da terra.

A avaliação do impacto do uso do solo na recarga potencial foi realizada avaliando-se a diferença entre a porcentagem da precipitação total convertida em recarga potencial para o uso e ocupação atual da terra na bacia e os demais cenários.

2.2.2.3. Modelo BALSEQ

Para estimativa da recarga potencial foi utilizado o modelo BALSEQ (LOBO - FERREIRA, 1981), que é um modelo de balanço hídrico sequencial diário que tem como premissa básica o fato de não existir camadas menos permeáveis na zona não saturada do perfil do solo. A recarga potencial do dia seguinte é igual a percolação profunda calculada para cada dia (CAMARGO et al., 2011; OLIVEIRA, 2004; PARALTA et al., 2003).

A recarga potencial foi calculada para cada dia e para cada uso do solo pelas equações:

$$R_{p_{i,j}} = \max(0, DR_{p_{i,j}}) \quad (1)$$

$$DR_{p_{i,j}} = P_{i-1,j} - ET_{a_{i-1,j}} + \Delta Ar_{i-1,j} - ES_{i-1,j} \quad (2)$$

em que

R_p = recarga potencial, mm;

$DR_{p_{i,j}}$ = variável auxiliar, mm;

P = precipitação total diária, mm;

ET_a = evapotranspiração atual diária, mm;

Ar = armazenamento de água no solo, mm;

ES = escoamento superficial diário, mm;

i = índice referente ao dia da simulação;

j = índice referente ao tipo de uso e ocupação da terra.

A recarga total ocorrida na bacia, em mm, em um determinado intervalo de tempo foi calculada pela equação:

$$R_{p_{bacia}} = \sum_{i=1}^{nd} \sum_{j=1}^k R_{p_{i,j}} \quad (3)$$

em que

nd = número de dias;

k = número de usos e ocupação da terra existentes na bacia.

A evapotranspiração potencial da cultura ($ET_{P_{i,j}}$, mm dia⁻¹) referente a um determinado uso do solo e dia foi calculada pela equação:

$$ET_{P_{i,j}} = E_{To} K_{c_{i,j}} \quad (4)$$

em que

E_{To} = evapotranspiração de referência, mm d⁻¹;

$K_{c_{i,j}}$ = coeficiente de cultura para o dia i e uso do solo j , adimensional.

A E_{To} foi calculada pelo método de Penman-Monteith (PM-FAO56) (ALLEN et al., 1998). A estimativa dos coeficientes de cultura (K_c) foi realizada individualmente para cada área da bacia, observando suas características de uso e ocupação da terra. Nas áreas agrícolas, o K_c variou com o tipo e estágio de desenvolvimento da cultura. Os valores de K_c utilizados para cada uso são apresentados na Tabela 2.2.4.

Tabela 2.2.4. - Coeficientes de cultura (kc) adotados para fins de estimativa da evapotranspiração das culturas na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho

Tipo de uso e ocupação da terra	Kc
Soja ¹	0,5 a 1,1
Milho ²	0,03 a 1,63
Feijão ²	0,03 a 1,52
Trigo ²	0,04 a 1,57
Cerrado – Período Chuvoso (Out a Mar) ³	1,00
Cerrado – Período Seco (Abr a Set) ⁴	0,30
Pastagens – Período Chuvoso (Out a Mar) ⁵	0,80
Pastagens – Período Seco (Abr a Set) ⁵	0,30
Mata de Galeria ³	1,00
Chácaras ⁶	1,00
Pousio ⁶	0,10

1. Silva et al. (2015); 2. Guerra et al. (2003); 3. Adaptado de Allen et al (1998); 4. Adaptado de Oliveira et al. (2005); 5. Adaptado de Alencar et al. (2009).

O escoamento superficial foi calculado pelo método do número da curva US-SCS (1972). Para definição do número da curva (CN), considerou-se que toda a área da bacia era composta por Latossolos. O cálculo do escoamento superficial foi realizado com base em um número estimado em função do uso e do manejo da terra, do grupo de solo, da condição hidrológica e da umidade antecedente do solo. Na definição dos valores de CN para este estudo, considerou-se como critério para a diferenciação dos grupos de solo, o estabelecimento de limites das taxas de infiltração (PRUSKI et al., 1997).

A partir dos valores de taxas de infiltração para cada uso e ocupação da bacia, obtidos de Passos et al. (2009), foram obtidos os valores de CN da bacia na condição de umidade antecedente II (AMC II). Esses valores foram corrigidos para as condições I e III conforme o volume de chuva nos cinco dias anteriores na bacia (BRITO; SCHUSTER; SRINIVASAN, 2009). Considerou-se os limites de 35 mm e 52,5 mm para a definição das condições I, II e III: Condição I, a chuvas nos últimos 5 dias são menores que 35 mm; Condição II, chuvas nos últimos 5 dias entre 35 e 52,5 mm; Condição III, chuvas nos últimos 5 dias maiores que 52,5 mm.

O escoamento superficial (ES, mm dia⁻¹) foi calculado pela equação:

$$ES = \frac{25,4 \left(\frac{P}{25,4} - \frac{200}{CN} + 2 \right)^2}{\frac{P}{25,4} + \frac{800}{CN} - 8} \quad (5)$$

A quantidade máxima de água no solo que fica disponível para evapotranspiração (AGUT, mm) foi calculada pela equação:

$$AGUT = \frac{(CC-PM)}{10} DG Z \quad (6)$$

em que

CC = umidade do solo na capacidade de campo, g.g⁻¹;

PMP = umidade do solo no ponto de murcha permanente, g.g⁻¹;

DG = densidade global do solo, g cm⁻³;

Z = camada de solo que pode ser utilizada para evapotranspiração, cm.

Os atributos relativos às características físicas do solo, como a CC, PMP e DG, foram obtidas da base de dados da Embrapa Cerrados (RODRIGUES, 2016). Estes atributos foram determinados em 99 locais e posteriormente interpolados de forma a possibilitar a estimativa de um valor médio para cada região e uso da terra na bacia (Tabela 2.2.5).

Tabela 2.2.5. - Valores de CN, CC, PMP e DG adotados para as relações solo x uso da terra para condições de umidade antecedente AMC II na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho

Tipo de uso e ocupação da terra	Ks (mm h ⁻¹) ¹	Grupo Hidrológico ²	CN (AMC II) ³	CC (g g ⁻¹)	PMP (g g ⁻¹)	DG (g cm ⁻³)
Agricultura Irrigada	165,3	B	77	0,42	0,26	0,99
Agricultura Sequeiro	187,0	B	77	0,42	0,26	0,97
Cerrado	207,3	A	45	0,45	0,27	0,94
Chácaras	227,0	A	56	0,41	0,27	0,97
Mata de Galeria	344,0	A	36	0,40	0,26	0,98
Pastagens	290,3	A	25	0,43	0,26	0,95

1. Passos et al. (2009); 2. Pruski et al (1997); 3. Tucci (2012).

No caso em que houver cobertura vegetal, a camada de solo que pode ser utilizada para evapotranspiração é igual a profundidade do sistema radicular da cultura. Na Tabela 2.2.6 são apresentados os valores de profundidade do solo sujeita a evapotranspiração utilizados neste trabalho.

Tabela 2.2.6. - Profundidade máxima de solo sujeita a evapotranspiração para as principais coberturas de terra na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho

Uso do solo	Z (cm)	Uso do solo	Z (cm)
Soja ¹	50	Pastagens ²	280
Milho ²	115	Mata de Galeria ²	250
Feijão ¹	40	Chácaras	100
Trigo ¹	40	Pousio	10
Cerrado ²	300 (Out a Mar) 500 (Abr a Set)		

1.Adaptado de Rodrigues et al. (2009) 2.Rodrigues et al. (2009)

Para as culturas agrícolas, Z foi variada em função do crescimento radicular da cultura (SANTOS; FERREIRA, 2017). Utilizou-se um modelo linear de crescimento, com valor inicial da raiz igual a 5 cm, na emergência, até o valor máximo apresentado na Tabela 2.2.6. Foi acrescido um valor de 15% nos valores da Tabela 2.2.6 para as culturas de sequeiro, por estas apresentarem maior desenvolvimento da zona radicular em relação às áreas irrigadas, devido a compensação do déficit hídrico (ASSENG et al., 1998; BENJAMIN; NIELSEN, 2006; GHEYSARI et al., 2017). Nas áreas de cerrado, Z variou conforme a estação, sendo maior na estação seca (BUCCI et al., 2008; CHRISTOFFERSEN et al., 2014).

Definida as condições e os parâmetros de entrada, o balanço hídrico sequencial foi aplicado para o período, considerando que no primeiro dia da simulação o solo se encontrava com umidade na capacidade de campo e posteriormente foi ajustada com o valor médio da quantidade de água armazenada nos últimos cinco dias do ano hidrológico do primeiro ao último ano da simulação e os primeiros cinco dias do segundo ao último ano da simulação (CAMARGO et al., 2011).

A calibração do modelo foi feita basicamente na rotina que simula o escoamento superficial. Para isto, o CN, do método do número da curva, foi calibrado entre outubro 2007 a setembro 2010 e a validado entre outubro 2010 a setembro 2013. Foram utilizados valores de escoamentos superficiais simulados pelo modelo BALSEQ e calculados pelo método de separação do escoamento de base, considerado como referência.

Para separação do escoamento superficial do escoamento de base utilizou-se Sistema computacional para auxílio à separação dos hidrogramas em escoamento superficial e escoamento subterrâneo (SepHidro), baseado no método dos mínimos locais (MIRANDA et al., 2014)

Para avaliação do desempenho do modelo, foi utilizado o índice de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) (NASH; SUTCLIFFE, 1970). $NSE \geq 0,75$ = desempenho bom, $0,36 \geq NSE >$

0,75 = desempenho satisfatório e $NSE > 0,36$ = desempenho não satisfatório (BALTOKOSKI et al., 2010; SILVA et al., 2008; VIOLA et al., 2010).

Com o CN calibrado e validado, o balanço hídrico foi realizado para o período de 1987 a 2017, considerando os cenários atual de ocupação da terra e Cenários 1 e 2.

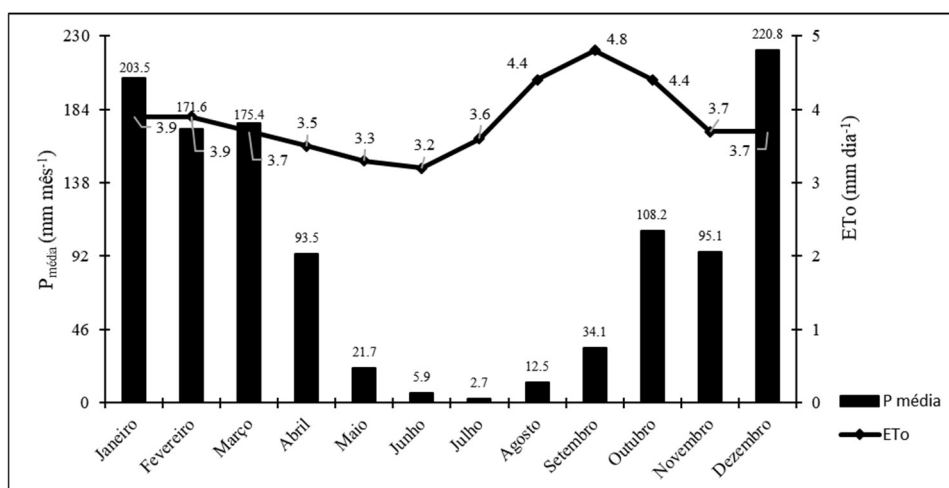
2.2.3. Resultados e discussão

2.2.3.1. Dados

Os valores de precipitação total média mensal e de evapotranspiração de referência média mensal para o período de 1987 a 2017 são apresentados na Figura 2.2.2.

As maiores médias da precipitação foram registrados no período entre outubro e março, sendo observado para o mês de dezembro a maior média ($220,8 \text{ mm mês}^{-1}$). A evapotranspiração de referência teve maior média diária registrada no mês de setembro ($4,8 \text{ mm dia}^{-1}$) e a menor em junho ($3,2 \text{ mm dia}^{-1}$).

Figura 2.2.2. - Valores de precipitação total mensal média e de evapotranspiração de referência média diária mensal para o período de 1987 a 2017 na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho



Fonte: Do autor.

A vazão média diária observada no exutório da bacia apresentou valores bastante variáveis ao longo do ano, variando em torno de $0,20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, na estação chuvosa, a $0,02 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, na estação seca, com valores máximos sendo observados no mês de dezembro e mínimos no mês de setembro.

2.2.3.2. Calibração e validação do modelo BALSEQ

Os valores obtidos para o NSE nas etapas de calibração e validação do modelo BALSEQ foram iguais a 0,71 e 0,67, respectivamente. Com base nesse índice, conclui-se que o modelo teve um desempenho satisfatório na simulação do escoamento superficial com base na classificação proposta por Schaepli e Gupta (2007).

A Tabela 2.2.7 apresenta os valores de CN utilizados no início da simulação e os valores obtidos após a calibração do modelo. Nota-se que o valor de CN foi alterado apenas nas áreas agrícolas e de chácaras. Isso pode ser explicado pelo fato desses usos apresentarem áreas proporcionalmente muito maiores que os demais usos e, por isso, terem maior influência no processo de calibração que os demais usos.

Tabela 2.2.7. - Valores do número da curva (CN), para condições de umidade antecedente AMC II, utilizados no início da simulação e os valores obtidos na etapa de calibração do BALSEQ para a bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho

Tipo de uso e ocupação da terra	CN (AMC II) Não Calibrado ¹	CN (AMC II) Calibrado
Agricultura Irrigada	77	50
Agricultura Sequeiro	75	58
Cerrado	45	45
Chácaras	56	52
Mata de Galeria	36	36
Pastagens	25	25

1. Tucci (2012).

Os valores de CN calibrados nestas áreas apresentaram valores menores em relação aos adotados inicialmente. Nas demais áreas (cerrado, mata de galeria e pastagens) os valores de CN calibrados não foram alterados.

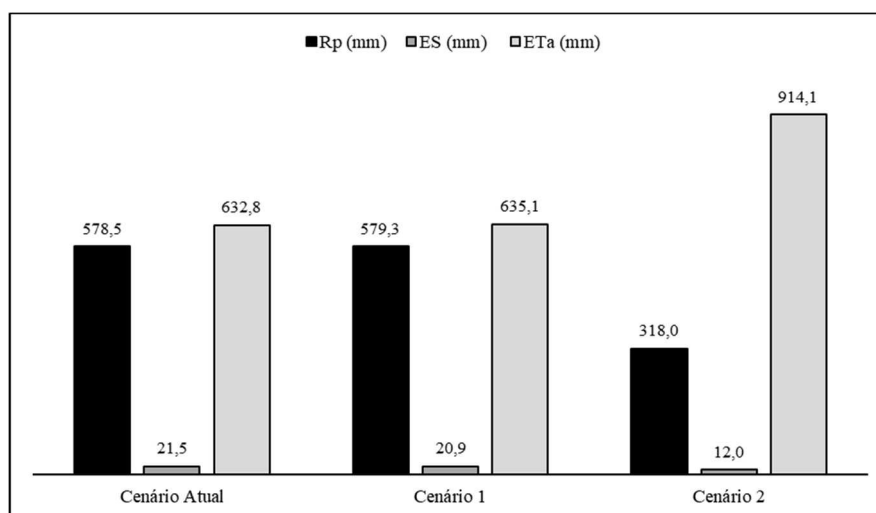
Mesmo inferiores a valores encontrados na literatura, como, por exemplo em Tucci (2012), os coeficientes obtidos são coerentes, ou seja, valores de CN para áreas agrícolas maiores que nas áreas de cerrado, mata de galeria e pastagem.

2.2.3.3. Impacto do uso da terra na recarga potencial

Estimada a recarga potencial para as condições de uso e ocupação atual do solo, o BALSEQ foi ajustado para simular as recargas considerando os Cenários 1 e 2 de uso e ocupação da terra, durante o período de 1987 a 2017.

Os valores médios de recarga potencial, escoamento superficial e evapotranspiração atual, em função do uso do solo e cenário, são apresentados na Figura 2.2.3.

Figura 2.2.3. –Recarga potencial total média (Rp), escoamento superficial total médio (ES) e evapotranspiração atual total média (ETa) para os cenários atual e simulados de uso e ocupação atual da terra da bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho no período de 1987 a 2017



Fonte: Do autor.

A precipitação total anual média no período foi igual a 1.250,3 mm. Para o uso atual, Figura 2.2.3, 46,3% da precipitação média foi convertida em recarga potencial, enquanto a ETa representou 50,6% e o ES 1,7%. No Cenário 1, 46,4% da precipitação média foi convertida em recarga potencial, a ETa representou 50,8% e o ES 1,7%. Os valores de 25,4%, 73,1% e 1,0% da precipitação, foram convertidos em recarga potencial, ETa e ES, respectivamente, quando foi considerado o Cenário 2.

No Cenário 1 não foram observadas mudanças significativas em relação ao uso atual da terra. Observou-se um aumento percentual de 0,1% e de 0,4% na recarga potencial e na evapotranspiração atual, respectivamente, e uma redução de 2,9% no escoamento superficial. Essa pequena variação observada na recarga se deve ao fato de as culturas anuais representarem 76% do uso no cenário atual. Ou seja, a alteração no uso e cobertura da terra foi de apenas 24%.

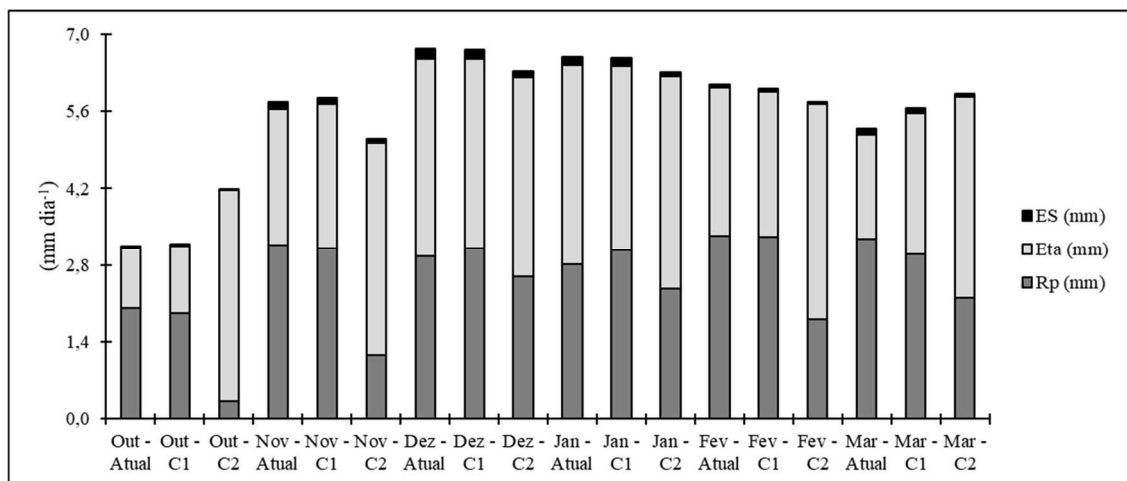
Quando comparado a mudança do uso atual para o Cenário 2, a recarga potencial foi 45,0% menor. O aumento da camada de solo que pode ser utilizada para evapotranspiração e o menor número da curva da vegetação de cerrado refletiu, também, na redução de 44,2% do escoamento superficial e no aumento de 44,5% da evapotranspiração atual. O maior impacto observado na recarga no Cenário 2 pode ser atribuído em parte ao fato de no uso atual a área de Cerrado representar apenas 3% da área total da bacia. Ou seja, foi feita uma alteração no uso e

cobertura da terra equivalente a 97% do uso da terra na bacia. Essa maior alteração na área referente ao uso no Cenário 2 foi um dos fatores responsáveis por essa variação mais expressiva na recarga

Situação semelhante foi relatado por Oliveira et al. (2015), que obteve valores de recarga em áreas de pastagens maiores que no cerrado nativo no Estado de São Paulo. Nas áreas onde ocorreram a transição do cerrado para áreas agrícolas em São Paulo (ANACHE et al., 2019) e no Baixo Xingu (DIAS et al., 2015) foram identificadas reduções na ordem de 40 a 50% nas taxas de evapotranspiração. A curto prazo, a recarga não apresentou mudanças significativas quando da transição. A densidade de cobertura vegetal natural também influenciou no processo de recarga, como foi observado nas savanas africana (ILSTEDT et al., 2016) e australiana (CHEN et al., 2014). Durante a estação seca, as áreas com cobertura vegetal menos densa, apresentaram recarga aproximadamente 20% maior em relação a áreas com coberturas mais densas.

Na Figura 2.2.4 estão apresentados os valores médios mensais de recarga potencial, escoamento superficial e evapotranspiração atual, em função do uso do solo atual e cenário.

Figura 2.2.4. - Médias mensais das recargas potenciais, da evapotranspiração atual e do escoamento superficial estimados para a estação chuvosa no período de 1987 a 2017, a partir do BALSEQ com o cenário atual e simulados de uso e ocupação da terra (C1-Cenário 1; C2-Cenário 2) na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho



Fonte: Do autor.

Observa-se que o escoamento superficial foi pequeno em termos de magnitude de valor, variando de 0,0 a 0,2 mm dia⁻¹, e teve comportamento semelhante entre os cenários, sendo um pouco maior no uso atual e Cenário 1. Fatores relacionados à própria estrutura do modelo BALSEQ podem explicar os baixos valores de ES. A produção de escoamento superficial varia

em função do número da curva. Por exemplo, não haverá ES em áreas de agricultura irrigada quando a precipitação for inferior à 15 mm; já, nas áreas com pastagem, o valor mínimo de precipitação para produzir escoamento superficial é de 152 mm. Os baixos valores de ES podem ser explicados também pelas elevadas taxas de infiltração observadas na área de estudo ($K_s > 150 \text{ mm h}^{-1}$).

A recarga potencial e a ETa, para o uso atual da terra e o Cenário 1, apresentam comportamento semelhante no decorrer dos meses da estação chuvosa. No Cenário 2, observa-se que a recarga potencial foi menor em relação ao uso atual e Cenário 1, porém a ETa apresenta valores superiores. Outro fator que pode explicar essa diferença mais expressiva observada no Cenário 2 é a forma como o modelo BALSEQ foi estruturado. Esse modelo estabelece que para ocorrer recarga, a quantidade de água armazenada no solo ao longo do dia tem que ser maior que AGUT, que depende da capacidade do solo em reter água e da espessura de Z. Em outras palavras, quanto maior a camada de solo que pode ser utilizada para evapotranspiração, menor será a recarga e maior será a evapotranspiração atual. Como no Cenário 2 todas as culturas agrícolas foram substituídas por vegetação natural do cerrado, a camada de solo que pode ser utilizada para evapotranspiração aumentou consideravelmente, aumentando, em consequência, a AGUT e reduzindo assim a recarga potencial.

As simulações mostram que, por exemplo, incrementos de 10% no valor de Z, a recarga potencial vai apresentar redução de 2,2%, enquanto a evapotranspiração atual apresentará aumento de 1,8%.

Aumentando a profundidade da zona radicular das culturas da bacia, no Cenário 2, observou-se que as recargas potenciais apresentaram comportamento crescente após um período maior de chuva, isto porque as primeiras chuvas não foram suficientes para suprir o déficit hídrico já existente e se constituírem em percolação profunda.

As variáveis que interferem diretamente na recarga podem ser agrupadas em dois grupos. O primeiro grupo, denominado de fatores não-controláveis, é composto pelas variáveis que não podem ser modificadas e compreende, entre outros fatores, a cobertura vegetal, principalmente a variável profundidade do sistema radicular. Quanto maior for o valor de Z, menor será o estresse hídrico que a cultura irá sofrer pela falta de água. Por outro lado, haverá um aumento da evapotranspiração, pela maior disponibilidade de água, e uma redução da recarga potencial, com impacto direto nas vazões mínimas.

O segundo grupo, denominado de fatores controláveis, é composto pelas variáveis que podem ser modificadas e compreende as práticas de conservação de solo, como plantio direto,

que são fundamentais para aumentar a recarga, pois contribuem para reduzir o escoamento superficial e para aumentar a infiltração de água no solo.

2.2.4. Conclusões

A recarga potencial de água subterrânea, considerando o uso e a ocupação atual da terra, representou 46,3% da precipitação total ocorrida no período.

Para o Cenário 1, quando toda a cobertura vegetal da bacia foi substituída pela cultura da soja, a recarga potencial de água subterrânea, representou 46,4% da precipitação total ocorrida no período. No Cenário 2, quando toda a área agrícola da bacia foi substituída pela vegetação nativa do cerrado, a recarga potencial de água subterrânea, representou 26% da precipitação total ocorrida no período.

A mudança do uso e ocupação atual da terra na bacia, para a substituição das culturas agrícolas atuais pela soja (Cenário 1) e a substituição completa das áreas agrícolas pelas áreas de cerrado (Cenário 2) refletem em reduções de 0,1% e 45,0% na recarga potencial estimada pelo modelo. No Cenário 2, observou-se que a evapotranspiração atual estimada pelo modelo apresentou aumento de 44,5%.

2.2.5. Referências bibliográficas

ADANE, Z. A. et al. Impact of grassland conversion to forest on groundwater recharge in the Nebraska Sand Hills. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 15, n. February, p. 171–183, 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: Relatório Pleno / Agência Nacional de Águas**. Brasília: Agência Nacional de Águas - ANA, 2017.

ALBUQUERQUE, C. G. et al. Recarga de aquífero aluvial sob uso agrícola. **Águas Subterrâneas**, v. 29, n. 1, p. 60–71, 2015.

ALENCAR, C. A. B. et al. Irrigação de pastagem : atualidade e recomendações para uso e manejo. **Revista Brasileira De Zootecnia**, v. 38, p. 98–108, 2009.

ALLEN, R. G. et al. **Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56**. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/x0490E/x0490e00.htm#Contents>>. Acesso em: 23 fev. 2018.

ANACHE, J. A. A. et al. Hydrological trade-offs due to different land covers and land uses in the Brazilian Cerrado. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 23, n. 3, p. 1263–1279, 2019.

ASOKA, A. et al. Relative contribution of monsoon precipitation and pumping to changes in groundwater storage in India. **Nature Geoscience**, v. 10, n. 2, p. 109–117, 2017.

ASSENG, S. et al. Root growth and water uptake during water deficit and recovering in wheat. **Plant and Soil**, v. 201, n. 2, p. 265–273, 1998.

BALTOKOSKI, V. et al. Calibração de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas sub-bacias dos rios Conrado e Pinheiro - Pato Branco (PR). **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 34, n. 1, p. 253–261, 2010.

BATALHA, M. S. et al. Effect of temporal averaging of meteorological data on predictions of groundwater recharge. **Journal of Hydrology and Hydromechanics**, v. 66, n. 2, p. 143–152, 2018.

BENJAMIN, J. G.; NIELSEN, D. C. Water deficit effects on root distribution of soybean, field pea and chickpea. **Field Crops Research**, v. 97, p. 248–253, 2006.

BRITO, G. L. M.; SCHUSTER, H. D. M.; SRINIVASAN, V. S. **Sustainability of the aquifer system of the sedimentary basin of the Peixe River in the semi-arid region of Brazil**. Trends and sustainability of groundwater in highly stressed aquifers. Proceedings of Symposium HS.2 at the Joint Convention of the International Association of Hydrological Sciences (IAHS) and the International Association of Hydrogeologists (IAH) held in. **Anais...Hyderabad - India: IAHS Press**, 2009

BUCCI, S. J. et al. Water relations and hydraulic architecture in Cerrado trees: Adjustments to seasonal changes in water availability and evaporative demand. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 20, n. 3, p. 233–245, 2008.

CAMARGO, R. A. et al. Aplicação de modelo de balanço hídrico BALSEQ para estimativa da infiltração profunda em região cárstica. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 3, p. 303–317, 2011.

CAMPOS, J. E. G.; MONTEIRO, C. F.; RODRIGUES, L. N. **Geologia e zoneamento hidrogeológico da bacia do rio Preto, DF/GO/MG – Documentos 172**. Planaltina - DF: Embrapa Cerrados, 2006.

CASTRO, K. B. et al. **Compartimentação geomorfológica da bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho, Distrito Federal, DF – Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 244**. Planaltina - DF: Embrapa Cerrados, 2009.

CHEN, C. et al. Modelling vegetation water-use and groundwater recharge as affected by climate variability in an arid-zone Acacia savanna woodland. **Journal of Hydrology**, v. 519, n. PA, p. 1084–1096, 2014.

CHRISTOFFERSEN, B. O. et al. Mechanisms of water supply and vegetation demand govern the seasonality and magnitude of evapotranspiration in Amazonia and Cerrado. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 191, n. February, p. 33–50, 2014.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. **Calendário de Plantio e Colheita de Grãos no Brasil 2017**. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/institucional/publicacoes/outras-publicacoes/item/7694-calendario-agricola-plantio-e-colheita>>. Acesso em: 7 dez. 2018.

- DIAS, L. C. P. et al. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 4, n. PB, p. 108–122, 2015.
- GASPAR, M. T. P.; CAMPOS, J. E. G.; CADAMURO, A. L. DE M. Condições de infiltração em solos na região de recarga do sistema aquífero Urucuia no oeste da Bahia sob diferentes condições de usos. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 37, n. 3, p. 542–550, 2007.
- GHEYSARI, M. et al. Comparison of deficit irrigation management strategies on root , plant growth and biomass productivity of silage maize. **Agricultural Water Management**, v. 182, p. 126–138, 2017.
- GUERRA, A. F. et al. **Necessidade hídrica no cultivo de feijão, trigo, milho e arroz sob irrigação no bioma cerrado – Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 100**. Planaltina - DF: Embrapa Cerrados, 2003.
- ILSTEDT, U. et al. Intermediate tree cover can maximize groundwater recharge in the seasonally dry tropics. **Scientific Reports**, v. 6, n. February 2015, p. 1–12, 2016.
- JUHÁSZ, A. C. P. et al. Desafios fitossanitários para a produção de soja. **Informe Agropecuário**, v. 34, n. 276, p. 66–75, 2013.
- KAMBHAMMETTU, B. V. N. P.; KING, J. P.; SCHMID, W. Grid-size dependency of evapotranspiration simulations in shallow aquifers: An optimal approach. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 19, n. 10, p. 4014018, 2014.
- KLINK, C. A. Policy Intervention in the Cerrado Savannas of Brazil Changes in Land Use and Effects on Conservation. In: CONSORTE-MCCREA, A. G.; SANTOS, E. F. (Eds.). **Ecology and Conservation of the Maned Wolf: Multidisciplinary Perspectives**. Boca Raton: CRC Press, 2014. p. 293–308.
- LI, H.; SI, B.; LI, M. Rooting depth controls potential groundwater recharge on hillslopes. **Journal of Hydrology**, v. 564, n. February, p. 164–174, 2018.
- LOBO - FERREIRA, J. P. **Mathematical model for the evaluation of the recharge of aquifers in semiarid regions with scarce (lack) hydrogeological data**. Euromech 143. Anais...Rotterdam - Netherlands: A.A. Balkema, 1981
- LOPES, J. W. B.; PINHEIRO, E. A. R.; ARAÚJO NETO, J. R. DE. Modelagem da recarga de águas subterrâneas em uma bacia semiárida: influências da ocupação agrícola. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 6, n. 1, p. 33–40, 2012.
- MANETA, M. P. et al. Water demand and flows in the São Francisco River Basin (Brazil) with increased irrigation. **Agricultural Water Management**, v. 96, n. 8, p. 1191–1200, 2009.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Programa nacional de conservação e uso sustentável do bioma cerrado. Programa cerrado sustentável**. Brasília - DF: Ministério do Meio Ambiente - MMA, 2013.
- MIRANDA, A. C. R. et al. Métodos de separação dos escoamentos superficial direto e subterrâneo: Estudo de caso para a bacia do Rio das Velhas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 2, p. 169–181, 2014.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282–290, abr. 1970.

OLIVEIRA, M. M. **Aplicação de dois métodos diferentes para a estimativa da recarga de águas subterrâneas numa área de Estarreja**. VII Congresso da Água. **Anais...Lisboa - Portugal: Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos**, 2004

OLIVEIRA, P. T. S. et al. The water balance components of undisturbed tropical woodlands in the Brazilian Cerrado. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 19, n. 6, p. 2899–2910, 2015.

OLIVEIRA, R. S. et al. Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. **Functional Ecology**, v. 19, n. 4, p. 574–581, 2005.

PARALTA, E. et al. **Avaliação da recarga do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja segundo os critérios múltiplos: disponibilidades hídricas e implicações agro-ambientais**. VI Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa - 6º SILUSBA. **Anais...Praia, Cabo Verde: Associação Brasileira de Recursos Hídricos**, 2003

PASSOS, D. P. et al. **Relação do uso do solo com a taxa de infiltração na Bacia Hidrográfica do Rio Buriti Vermelho - DF**. XXXII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. **Anais...Fortaleza - CE: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 2009

PONTES, L. M. et al. Avaliação de modelo de balanço hídrico com base na estimativa da recarga potencial. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 11, n. 4, p. 915–928, 2016.

PRUSKI, F. F. et al. Model to Design Level Terraces. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 123, n. 1, p. 8–12, 1997.

RIMON, Y. et al. Water percolation through the deep vadose zone and groundwater recharge: Preliminary results based on a new vadose zone monitoring system. **Water Resources Research**, v. 43, n. 5, p. 1–12, 2007.

RODRIGUES, L. N. et al. **Bacia experimental do Rio Buriti Vermelho: instrumentação, monitoramento e análise preliminar de dados**. XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...Campo Grande, MS: Associação Brasileira de Recursos Hídricos**, 2009

RODRIGUES, L. N. Bacia Experimental do Rio Buriti Vermelho, na ecorregião do Planalto Central. In: RODRIGUES, L. N.; SCHULER, A. E. (Eds.). **Água: Desafios para a sustentabilidade da agricultura**. 1ª ed. Brasília - DF: Embrapa, 2016. p. 233–255.

SADAF, R.; MAHAR, G. A.; YOUNES, I. Appraisal of ground water potential through remote sensing in River Basin, Pakistan. **International Journal of Economic and Environmental Geology**, v. 9, n. 3, p. 25–32, 2018.

SANTOS, P. S.; FERREIRA, L. G. Análise descritiva dos aspectos biofísicos associados aos padrões de cobertura e uso da terra na bacia hidrográfica do Rio Vermelho, bioma Cerrado. **GeoFocus Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica**, v. 20, n. 2, p. 3–28, 2017.

SCHAEFLI, B.; GUPTA, H. V. Do Nash values have value. **Hydrological Processes: An International Journal**, v. 21, n. 15, p. 2075–2080, 2007.

SILVA, A. J.; MONTEIRO, M. S. L.; SILVA, M. V. Contrapontos da consolidação do agronegócio no cerrado brasileiro. **Sociedade e Território**, v. 27, n. 3, p. 95–114, 2015.

SILVA, F. C. S. et al. Manejo da Irrigação. In: SEDIYAMA, T.; SILVA, F.; BOREM, A. (Eds.). **. Soja: Do plantio à colheita**. Viçosa - MG: Editora UFV, 2015. p. 214–233.

SILVA, P. M. DE O. et al. Modelagem da hidrógrafa de cheia em uma bacia hidrográfica da região Alto Rio Grande. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 258–265, 2008.

SOUZA, E. et al. Spatial and temporal potential groundwater recharge: the case of the Doce River Basin, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 43, n. e0180010, 2019.

TILAHUN, K.; MERKEL, B. J. Estimation of groundwater recharge using a GIS-based distributed water balance model in Dire Dawa, Ethiopia. **Hydrogeology Journal**, v. 17, n. 6, p. 1443–1457, 2009.

TUCCI, C. E. Escoamento superficial. In: TUCCI, C. E. (Ed.). **. Hidrologia: Ciência e aplicação. 4ª.reimp.** Porto Alegre - RS: Editora da UFRGS/ABRH, 2012. p. 391–441.

US-SCS, U. S. S. C. S. **National Engineering Handbook, section 4, Hydrology**. Washington - D.C.: U.S. Dept. of Agriculture, available from U. S. Government Printing Office, 1972.

VIOLA, M. R. et al. Modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do Rio Aiuruoca, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 5, p. 581–590, 2010.

WENDLAND, E.; GOMES, L. H.; TROEGER, U. Recharge contribution to the Guarani aquifer system estimated from the water balance method in a representative watershed. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 2, p. 595–609, 2015.

WENDT, D. E. et al. Assessing groundwater potential use for expanding irrigation in the Buriti Vermelho watershed. **Irriga**, v. 1, p. 81–94, 2015.

2.3. Artigo 3 - Impacto das mudanças climáticas na recarga de água subterrânea em uma bacia hidrográfica no Cerrado brasileiro

Resumo

O pouco conhecimento que se tem sobre a disponibilidade hídrica no Bioma Cerrado, principal fronteira agrícola do Brasil, principalmente no que se refere às águas subterrâneas, tem comprometido o desenvolvimento econômico e social da região assim como a sustentabilidade ambiental. A redução da precipitação nessa região, indicada por modelos climáticos, poderá reduzir a recarga dos aquíferos e, conseqüentemente, a disponibilidade hídrica subterrânea e o desenvolvimento sustentável do Bioma. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o impacto das mudanças climáticas globais na recarga de águas subterrâneas em uma bacia hidrográfica do Cerrado. A área de estudo foi a bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho, onde foram obtidos os dados de precipitação e de profundidade do lençol freático entre outubro de 2007 e setembro de 2015. Com base nesses dados, foram desenvolvidas equações relacionando a profundidade média mensal do lençol freático com a precipitação média mensal acumulada. A partir destas, foram obtidas as recargas médias mensais considerando as estimativas de clima futuro realizadas pelos modelos climáticos Eta-HadGEM2-ES e Eta-MIROC5 e cenários de forçantes radiativas RCP 4.5 (otimista) e RCP 8.5 (pessimista). Para RCP 4.5 observou-se reduções na ordem de 0,8 a 44,0% na recarga média mensal na estação chuvosa e no RCP 8.5 reduções na ordem de 9,3 a 52,8%. Em um cenário pessimista, a recarga média mensal é cada vez menor nos meses de início e fim da estação chuvosa, indicando que poderá ocorrer aumento no período de estiagem e, ao mesmo tempo, redução na disponibilidade hídrica.

Palavras-chave: modelos climáticos globais; modelos climáticos regionais; recursos hídricos, ciclo hidrológico

2.3.1. Introdução

Com área aproximada de 24% do território brasileiro, o Bioma Cerrado é importante para a manutenção do equilíbrio hidrológico do Brasil, sendo responsável pela manutenção das nascentes de rios das principais bacias hidrográficas nacionais e do Aquífero Guarani (MMA, 2013). Apesar da grande disponibilidade hídrica existente nesse Bioma, tem-se observado o aumento de conflitos pelo uso de recursos hídricos. Essas disputas tendem a se agravar, já que o cerrado brasileiro é considerado, desde a década de 1970, como a fronteira agrícola do país,

sendo responsável por cerca de 70% da produção nacional de grãos e carne bovina (KLINK, 2014; SILVA; MONTEIRO; SILVA, 2015). Além disso, a agricultura irrigada, principal usuária de recursos hídricos, se encontra em expansão na região (SILVA et al., 2019).

Aproximadamente 24% das vazões dos rios brasileiros (vazão média anual $179.433 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e 49% das vazões mínimas (considerando 95% de permanência) são provenientes das águas subterrâneas (HIRATA; CONICELLI, 2012). No Bioma Cerrado, devido às suas características climáticas, as águas subterrâneas, são de grande importância para a manutenção das vazões mínimas nos cursos d'água (GASPAR; CAMPOS; CADAMURO, 2007) e da vegetação nativa (OLIVEIRA et al., 2005), sobretudo nos períodos de estiagem.

Estimativas confiáveis de recarga são de extrema importância para se ter um adequado conhecimento da disponibilidade hídrica na região e para um efetivo planejamento e gestão de recursos hídricos nas bacias hidrográficas do Bioma. A exploração de águas subterrâneas, para ser sustentável, deve ser pautada na sua recarga que, em muitos casos, não se faz na mesma proporção, podendo resultar em riscos de exaustão de partes das reservas permanentes do aquífero, sobretudo no período de seca (ALBUQUERQUE et al., 2015).

As estimativas de recargas de aquíferos podem ser feitas por meio de métodos diretos (EASTOE; TOWNE, 2018; SOUZA et al., 2019) ou indiretos (CUTHBERT et al., 2016; JEONG et al., 2018). Atualmente, com o uso de modelos numéricos e técnicas de sensoriamento remoto (GONÇALVES; CHANG, 2017; KAMBHAMMETTU; KING; SCHMID, 2014; SADAF; MAHAR; YOUNES, 2018) tem se obtido boas estimativas da recarga de água subterrânea, porém, essas técnicas, ainda apresentam limitações para aplicação em regiões como o Bioma Cerrado, com destaque para a dificuldade de obtenção de alguns dados de entrada necessários para a execução dos modelos. Neste sentido, o desenvolvimento de equações mais simples (SOPHOCLEOUS, 1992), que considerem as especificidades da região, a disponibilidade de dados e que sejam de fácil operacionalização, torna-se crucial para o adequado conhecimento da disponibilidade hídrica na região.

As águas subterrâneas suprem de 30 a 40% das necessidades hídricas da população brasileira (HIRATA; ZOBY; OLIVEIRA, 2017) e desempenham um papel estratégico na gestão hídrica. As previsões de mudanças climáticas globais e seu possível impacto no ciclo hidrológico, indicam ser necessárias mudanças na forma atual de gerenciar os recursos hídricos (GRAHAM, 2004; IGLESIAS; GARROTE, 2015; MEDELLÍN-AZUARA et al., 2008), sendo importante avaliar o seu impacto na recarga (HIRATA; CONICELLI, 2012; HUGMAN et al., 2017; LAUFFENBURGER et al., 2018), principalmente nas pequenas bacias hidrográficas

onde os impactos na disponibilidade hídrica serão sentidos de forma mais rápida e intensa (LETA; EL-KADI; DULAI, 2018; RESHMIDEVI et al., 2018).

O efeito projetado de mudanças climáticas no escoamento superficial e na recarga subterrânea é variável, dependendo da região e do cenário climático considerado, mas se relaciona, em grande parte, com as mudanças previstas para a precipitação (IPCC, 2011; KROL et al., 2011). Estudos recentes utilizaram modelos climáticos para avaliar o impacto das mudanças climáticas nos processos hidrológicos (AWOTWI et al., 2015; DAR; AGGARWAL; KAUR, 2019; HAVRIL et al., 2018) e na dinâmica da recarga de águas subterrâneas (SISHODIA et al., 2018; YAWSON et al., 2019). Modelos indicaram, para o Bioma Cerrado, mudanças nos regimes de chuvas, principalmente na sua redução durante os períodos de estiagens e, conseqüentemente, no alongamento da estação seca (JESUS et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2019; PIRES et al., 2016).

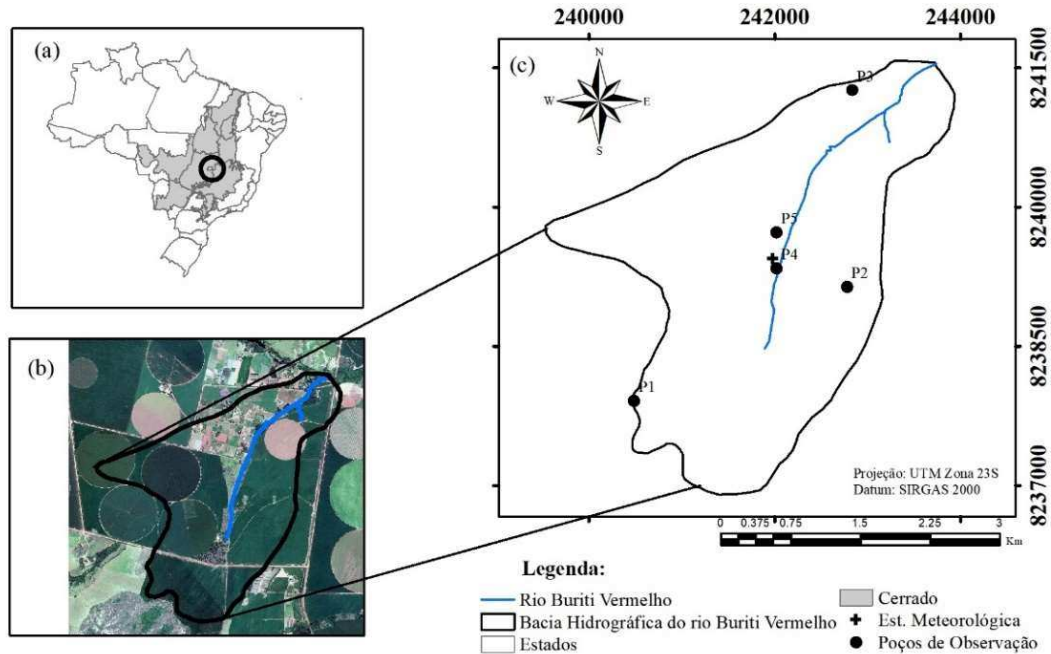
Atualmente, apesar da importância das águas subterrâneas, os estudos científicos têm dado mais atenção às águas superficiais (KAHSAY; PINGALE; HATIYE, 2018). Poucos estudos avaliando o impacto das mudanças climáticas na recarga de água subterrânea na região do Cerrado foram realizados. Nesse contexto, o objetivo do trabalho foi avaliar o impacto das mudanças climáticas na recarga de águas subterrâneas em uma bacia hidrográfica do Cerrado.

2.3.2. Material e Métodos

2.3.2.1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho (BHBV), Figura 2.3.1, possui área de drenagem de 10 km² e está inteiramente inserida no Bioma Cerrado. Apresenta altitude média de 920,7 m e precipitação média anual variando de 900 mm a 1.500 mm. A estação chuvosa, responsável por aproximadamente 85% do volume precipitado, tem duração de outubro a março. Seu rio principal deságua no rio Estreito que, por sua vez, deságua no rio Preto, que é afluente do rio Paracatu, sendo esta pertencente a bacia hidrográfica do rio São Francisco, importante fonte de água para a região semiárida do Brasil (RODRIGUES et al., 2007; RODRIGUES; LIEBE, 2013; WENDT et al., 2015).

Figura 2.3.1. - Localização da bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho no contexto do Brasil e do Cerrado (a), uso e ocupação da bacia (b) e distribuição dos poços de observação e dos equipamentos para coleta de dados(c)



Fonte: Do autor.

A bacia apresenta como classe de solo predominante, 94,9%, o Latossolo Vermelho, com pequenas áreas de Cambissolos e Gleissolos, 3,0% e 2,1%, respectivamente. A bacia se localiza no centro-sul da Faixa de Dobramentos de Brasília, onde predomina rochas do grupo Bambuí, dominado por unidades meta-sedimentares depositadas em um ambiente datado do período Neoproterozóico (CAMPOS; MONTEIRO; RODRIGUES, 2006; CASTRO et al., 2009).

A bacia é predominantemente ocupada por áreas agrícolas de sequeiro e irrigadas, ocupando 53,7% e 22,6%, respectivamente. A soja é a principal cultura, seguida do milho, trigo e feijão. As áreas de pastagem ocupam 2,0% da área da bacia, enquanto a mata ciliar ocupa 5,4% e a vegetação original de cerrado 2,6%. Se faz presente na bacia, com 13,7% de área, um pequeno núcleo habitacional com população aproximada de 300 habitantes e composta majoritariamente por chácaras de pequenos agricultores de hortaliças e frutas (MANETA et al., 2009; MOREIRA et al., 2010; WENDT et al., 2015).

2.3.2.2. Desenvolvimento de equação para estimativa de recarga de água subterrânea

Para fins da avaliação do impacto das mudanças climáticas na recarga, foram desenvolvidas equações lineares, Equação 1, para cada um dos poços de observação utilizados, relacionando a profundidade do lençol freático medida no poço com a precipitação acumulada (P_{acum}) ocorrida durante a estação chuvosa a partir do momento em que $P_{acum} > 204,6$ mm.

$$Pf = \beta_0 + \beta_1 P_{acum} \quad (1)$$

em que

Pf = Profundidade do lençol freático (m).

β_0 = intercepto da regressão linear;

β_1 = coeficiente angular;

P_{acum} = precipitação acumulada ocorrida durante a estação chuvosa a partir do momento em que $P_{acum} > 204,6$ mm (mm).

Os dados diários de precipitação foram obtidos, para o período de outubro de 2007 a setembro de 2015, de uma estação meteorológica instalada na bacia (UTM 242074,21; 8239459,03). As profundidades do lençol freático, considerando o mesmo período, foram medidas em cinco poços de observação (Figura 2.3.1): poço 1 (UTM 240517,00; 8237945,00), poço 2 (UTM 242804,00; 8239181,00), poço 3 (UTM 242869,00; 8241303,00), poço 4 (UTM 242052,00; 8239383,00) e poço 5 (UTM 242092,25; 8239759,79).

Os desempenhos das equações desenvolvidas foram avaliados por meio do coeficiente de determinação (R^2) e do Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) (NASH; SUTCLIFFE, 1970). Segundo Moriasi et al. (2007) um NSE acima de 0,50 indica um desempenho satisfatório.

A recarga de água subterrânea foi calculada por meio do método de variação de nível de água do lençol freático. Esse método parte do princípio que toda variação de nível que ocorre em aquíferos livres se deve à água que entra ou sai de um volume de controle (HEALY; COOK, 2002), sendo a recarga (R), em milímetros, calculada pela equação:

$$R = Sy \frac{dh}{dt} = Sy \frac{\Delta h}{\Delta t} \quad (2)$$

em que

Sy = rendimento específico, adimensional;

Δh = variação média de nível do lençol freático, mm;

Δt = variação de tempo, mês.

Para cada elevação de nível de lençol freático observada em um poço, ocorrida em resposta a um evento de precipitação, foi gerada uma estimativa de recarga. O Δh é a diferença entre os valores de níveis freáticos observados no pico da elevação de nível e o ponto mais baixo da curva de recessão antecedente extrapolada até o instante do pico (HEALY; COOK, 2002). Nesse estudo, o Δh foi obtido pela diferença entre a profundidade final e inicial do lençol freático no intervalo de tempo considerado (RIBEIRO; VELÁSQUES; CARVALHO FILHO, 2017; WAHNFRIED; HIRATA, 2005).

O S_y , foi calculado a partir da curva de retenção de água no solo (HEALY; COOK, 2002) com base na equação:

$$S_y = n - S_r \quad (3)$$

em que

n = porosidade, $g.g^{-1}$;

S_r = retenção específica do solo adimensional;

A retenção específica do solo é equivalente a capacidade de campo (HEALY; COOK, 2002). Assim, considerando o conceito de porosidade efetiva ou drenável (HEALY, 2010; MELLO et al., 2007), a equação 3 pode ser reescrita da seguinte forma

$$S_y = \Theta_{sat} - CC \quad (4)$$

em que

Θ_{sat} = umidade do solo na saturação, $g.g^{-1}$.

CC = umidade do solo na capacidade de campo, $g.g^{-1}$.

A CC e a Θ_{sat} foram obtidas e calculadas por Rodrigues (2016) em 99 pontos amostrais da bacia, sendo posteriormente interpolados de forma a possibilitar a estimativa de um valor médio para cada área onde se localizam os poços. Os valores de CC obtidos foram: 0,42 para os poços 1 e 2; 0,41 para o poço 3; 0,40 para o poço 4 e 0,43 para o poço 5. Os valores de Θ_{sat} obtidos para cada poço foram: 0,58 para os poços 1, 2 e 3; 0,56 para o poço 4 e 0,59 para o poço 5.

2.3.2.3. Modelos e cenários climáticos

Foram utilizados os cenários de forçantes radiativas nos valores de 4,5 e 8,5 W m⁻² no final do século 21 (BJØRNÆS, 2013; CHOU et al., 2014a), RCP 4.5 (otimista) e RCP 8.5 (pessimista), respectivamente, e o modelo regional Eta (BLACK, 1994; MESINGER, 1984) alinhado aos modelos globais HadGEM2-ES e MIROC5 (CHOU et al., 2014b; MESINGER et al., 2012).

As simulações do modelo Eta foram geradas em resolução de aproximadamente 20 km na latitude e longitude, e 38 níveis na vertical, cobrindo toda América do Sul, América Central e Caribe. As condições iniciais e as de contorno lateral são provenientes dos modelos HadGEM2-ES e MIROC5.

A precipitação simulada pelos Modelos Climáticos Regionais (RCM) apresentou viés na região de estudo e foi corrigida aplicando o método de correção linear de viés aos valores do grid (CHOU et al., 2014; TEUTSCHBEIN; SEIBERT, 2012). A correção dos RCMs foi realizada utilizando os grids das precipitações mensais para o período de 1961 a 2005. A estação meteorológica Brasília – DF (UTM 186516.74; 8252138.40), código 83377, de responsabilidade do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), foi identificada como a mais próxima a bacia (aproximadamente 60 km) e cujo banco de dados atendia ao período histórico para a correção.

Após a correção do viés, os valores de precipitação diária gerados pelo modelo regional Eta, alinhado aos modelos globais HadGEM2-ES e MIROC5, foram utilizados para a estimativa da recarga de água subterrânea para os períodos aos quais os modelos foram desenvolvidos: Histórico (1961 a 2005); Futuro 1 (2007 a 2040); Futuro 2 (2041 a 2070); e Futuro 3 (2071 a 2099).

Assim, ao final das simulações, foram gerados dois grupos de valores de recarga, sendo um referente ao modelo Eta-HadGEM2-ES e o outro ao modelo Eta- MIROC5.

2.3.2.4. Estimativa da recarga provável

As curvas de probabilidade (SEARCY, 1959) de ocorrência de recarga de água subterrânea foram construídas para demonstrar a porcentagem de tempo em que a recarga iguala ou excede um valor específico. Embora a curva empírica seja suficiente para compreender o fenômeno simulado, sua parametrização é fundamental para predições futuras (SHAO et al., 2009).

As curvas de frequência de ocorrência de recarga de água subterrânea na bacia foram construídas utilizando-se a média da recarga de cada mês calculada com base na precipitação gerada pelos dois modelos climáticos, considerando os períodos histórico e dos cenários Futuros 1, 2 e 3. Por exemplo, para o mês de janeiro obteve-se 45 dados mensais para o período histórico, 34 dados para o Futuro 1, 30 dados para o Futuro 2 e 29 dados para o Futuro 3. Os valores de recarga obtidos para cada mês, representando a média dos dois modelos climáticos, foram colocados em ordem crescente e a frequência de ocorrência de recarga calculada utilizando-se a equação de Kimball (1960), conforme equação

$$F = \frac{m}{nr+1} \quad (5)$$

onde:

F = frequência de ocorrência de um determinado valor recarga, %;

m = ordem do evento de recarga; e

nr = número de observações.

As curvas de probabilidade foram geradas com base nas curvas de frequência a partir da distribuição de probabilidade derivada da distribuição estendida de Burr XII (SHAO et al., 2004, 2009), conforme Equações 6 e 7.

$$Rs = \lambda \left[\frac{\left(1 - \left(\frac{Pr}{t}\right)^\beta\right)}{\beta} \right]^\alpha, \text{ para } \beta \neq 0 \quad (6)$$

$$Rs = \lambda \left[-\ln \left(\frac{Pr}{t}\right) \right]^\alpha, \text{ para } \beta = 0 \quad (7)$$

em que

λ = parâmetro de escala;

α e β = parâmetros de forma;

t = parâmetro associado com a porcentagem do tempo em que o evento é superior a 0; e

Pr = probabilidade a qual está associada o evento de recarga.

A parametrização das equações de probabilidade foi realizada utilizando-se o algoritmo de Levenberg-Marquardt (MORÉ, 1978), que minimiza a soma dos quadrados dos resíduos de uma função não linear.

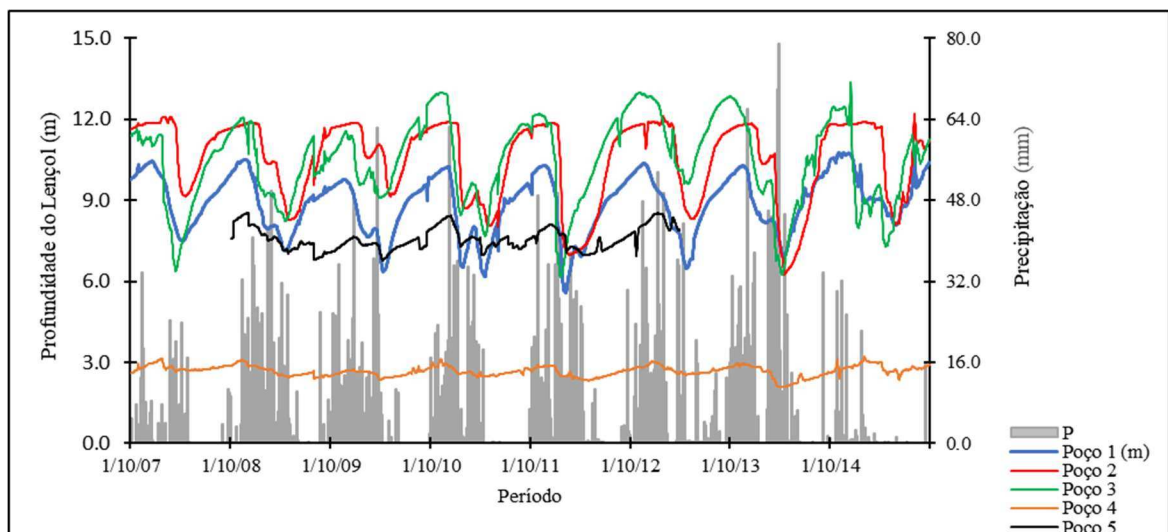
2.3.3. Resultados e discussão

2.3.3.1. Dados observados

As maiores médias de precipitação foram registradas no período entre outubro e março, sendo observado para o mês de março a maior média ($156,7 \text{ mm mês}^{-1}$).

A Figura 2.3.2 apresenta a variação de profundidade do lençol freático observada nos poços. Os poços de números 1 a 4 foram monitorados no período entre outubro de 2007 a setembro de 2015 e, no poço 5, de outubro de 2008 a outubro de 2012. A diferença de nível observada nos poços variou de 1,04 m, no poço 4, a 6,86 m, no poço 3. Observa-se que, embora a profundidade do lençol freático seja variável entre os poços, o comportamento é semelhante. A profundidade do lençol aumenta nos períodos de estiagem e a recarga começa a ocorrer aproximadamente 3 dias após um evento de precipitação. Em geral, as maiores variações de níveis foram observadas entre o final do mês de outubro e início do mês de abril.

Figura 2.3.2. - Profundidade do lençol freático observada nos poços de observação e precipitação total diária na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho no período entre 2007 e 2015



Fonte: Do autor.

2.3.3.2. Desenvolvimento de equação para estimativa de recarga de água subterrânea

A recarga de água subterrânea foi calculada considerando a variação de nível de água no lençol freático. Para isto foram geradas equações (Tabela 2.3.1) para cálculo da profundidade mensal média do lençol freático em função precipitação acumulada média no período entre novembro a abril para cada um dos poços de observação. As equações são válidas para valores de chuva acumulada média mensal entre $204,6$ e $762,4 \text{ mm mês}^{-1}$, para os poços de 1 a 4, e

entre 198,9 e 898,0 mm mês⁻¹ para o poço 5. Nos poços de 1 a 4, as equações foram geradas considerando seis anos de dados e dois anos foram utilizados para validação. Já o poço 5, a equação foi gerada considerando três anos de dados e um ano foi utilizado para validação.

Tabela 2.3.1. - Equações para cálculo da profundidade média mensal do lençol freático (P_f) em função da precipitação acumulada média (P_{acum}) para os poços de observação 1, 2, 3, 4 e 5

Poço	Equação (m.dia ⁻¹)	R ²	NSE Calibração	NSE Validação
1*	$P_f = - 0,0053 P_{acum} + 11,345$	0,92	0,92	0,88
2*	$P_f = - 0,0047 P_{acum} + 13,177$	0,84	0,84	0,85
3*	$P_f = - 0,006 P_{acum} + 13,286$	0,92	0,93	0,51
4*	$P_f = - 0,006 P_{acum} + 3,0463$	0,88	0,86	0,89
5**	$P_f = - 0,0013 P_{acum} + 8,3849$	0,89	0,89	0,85

* $204,6 \leq P_{acum} \leq 762,41$ mm mês⁻¹

** $198,9 \leq P_{acum} \leq 897,95$ mm mês⁻¹

Observa-se que o R² variou de 0,88 a 0,92, indicando um bom ajuste das equações. O NSE na calibração variou de 0,86 a 0,93, enquanto na validação variou de 0,51 a 0,89. Valores de NSE > 0,50 indicam desempenho satisfatório (MORIASI et al., 2007).

De posse das equações, calculou-se a recarga em função da profundidade do lençol freático em cada um dos poços de observação e, posteriormente, a recarga média da bacia.

2.3.3.3. Correção de viés de projeções de modelos climáticos

Com base nos dados observados verificou-se que o modelo Eta-HadGEM2-ES superestimou a precipitação média (P_m) de 14,0 a 58,3% para os meses de junho e setembro, respectivamente. Os meses de setembro e julho foram os meses de menor e maior superestimativa, respectivamente. Nos demais meses, observou-se uma subestimativa variando de 16,4 a 68,1%. O modelo Eta-MIROC5 superestimou a precipitação média em todos os meses da série. A superestimativa variou de 1,5% para o mês de janeiro a 70,3% em junho.

Os coeficientes utilizados para a correção do viés da precipitação gerada pelo Eta-HadGEM2-ES variaram de 0,42 para o mês de julho a 1,68 para o mês de maio. Na correção do viés da precipitação gerada pelo Eta-MIROC5 os coeficientes variaram de 0,98 em fevereiro a 0,30 em junho.

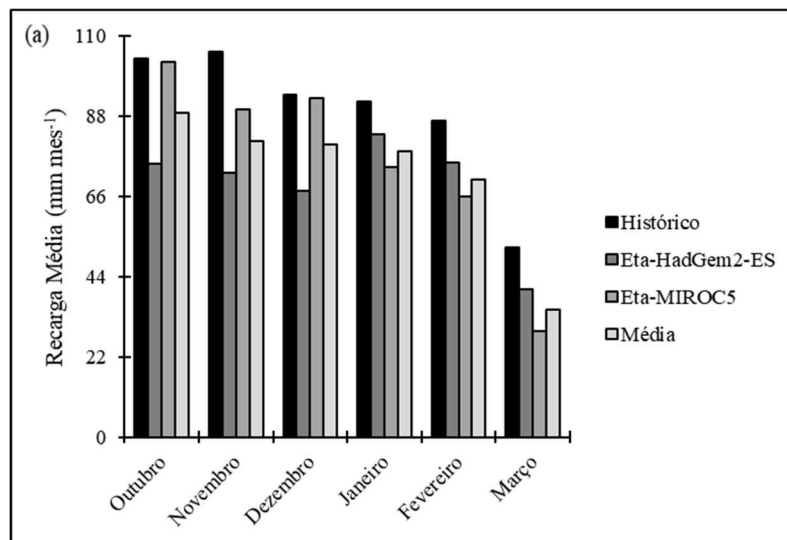
2.3.3.4. Estimativa da recarga de água subterrânea considerando os dois modelos climáticos

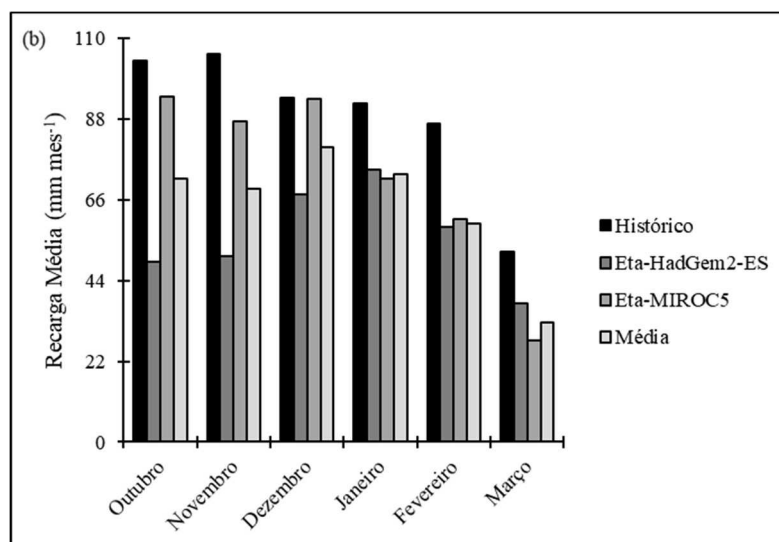
Os valores de precipitação média mensal gerados pelos modelos climáticos Eta-HadGEM2-ES e Eta-MIROC5, nos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5, foram acumulados durante a estação chuvosa e a profundidade média mensal do nível do lençol freático estimada para cada poço por meio das equações apresentadas na Tabela 2.3.1.

A recarga média mensal de água subterrânea foi calculada pela Equação 2 para cada um dos poços e a recarga média da bacia foi obtida por meio da média ponderada entre as recargas individuais, em função da área de influência de cada poço, calculada pelo polígono de Thiessen. Os fatores de ponderação utilizados foram de 0,15, 0,17, 0,10, 0,25 e 0,33 para os poços 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente.

As Figuras 2.3.3 (a) e (b) apresentam as recargas médias mensais calculadas com base na precipitação média mensal gerada pelos modelos Eta-HadGEM2-ES e Eta-MIROC5, para os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5, respectivamente.

Figura 2.3.3. - Recarga média mensal, calculada com base nos dados dos modelos climáticos regionais (RCMs) Eta-HadGEM2-ES e Eta-MIROC5, para o período de outubro a março, considerando os períodos histórico (1961 a 2005) e futuro (2007 a 2009), para o RCP 4.5 (a) e o RCP 8.5 (b)





Fonte: Do autor.

As recargas médias mensais calculadas no período de outubro a março considerando os dois modelos climáticos apresentaram reduções para os meses da estação chuvosa nos cenários Futuros 1 a 3 para os dois RCPs avaliados.

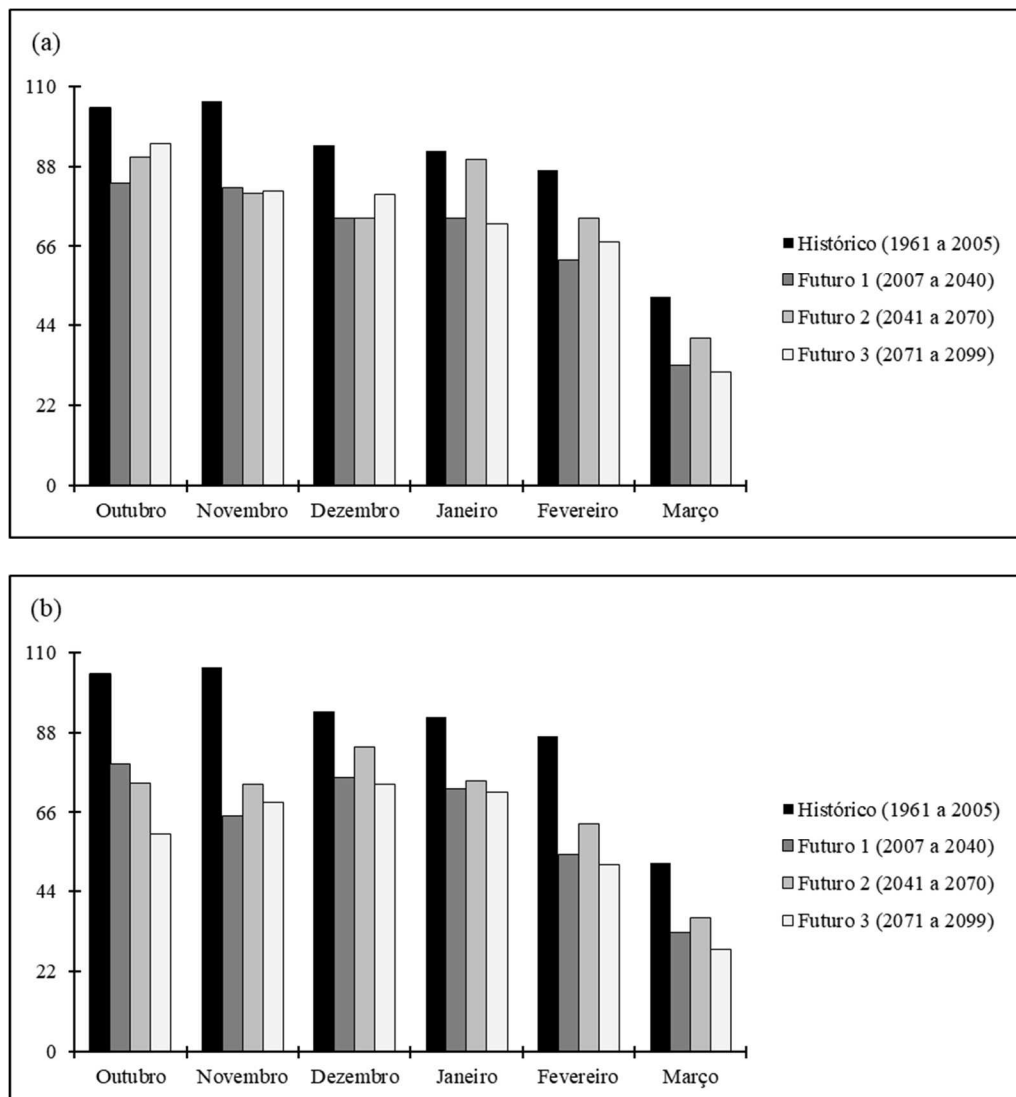
Analisando o RCP 4.5, Figura 2.3.3 (a), para o Eta-HadGEM2-ES, as reduções nas recargas média mensais foram na ordem de 28,0%, 31,4%, 28,0%, 10,0%, 13,4% e 21,7% para os meses de outubro, novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março, respectivamente. Já para as estimativas utilizando o modelo Eta-MIROC5 as reduções foram na ordem de 0,8%, para o mês de outubro, de 14,9%, para novembro, de 1,0% para dezembro, de 19,8% para janeiro, de 23,9% para fevereiro e de 44,0% para o mês de março. Nos meses de outubro a dezembro o Eta-HadGEM2-ES apresentou redução nas recargas maiores que Eta-MIROC5. Considerando as faixas de valores de recargas obtidos por meio dos dois modelos como um intervalo possível para variação da recarga média mensal, tem-se que a redução na recarga poderá variar de 14,4% para o mês de outubro a 32,9% em março, para o RCP 4.5.

Ao analisar o RCP 8.5, Figura 2.3.3 (b), nas simulações geradas pelo Eta-HadGEM2-ES as reduções na recarga foram de 52,8%, 52,2%, 28,2%, 19,7, 32,4% e 27,5% na estimativa das recargas média mensais para os meses de outubro, novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março, respectivamente. As estimativas utilizando o modelo Eta-MIROC5, foram menores em relação ao período histórico da ordem de 9,3% para o mês de outubro, de 17,3% para novembro, de 0,4% para dezembro, de 22,3% para janeiro, de 30,2% para fevereiro e de 46,7% para o mês de março. Excetuando os meses de janeiro e março, as estimativas de recarga realizadas com base nos dados gerados pelo Eta-HadGEM2-ES apresentaram redução nas recargas maiores que as reduções observadas quando se utilizou o Eta-MIROC5.

Considerando as faixas de valores de recargas obtidos por meio dos dois modelos para o RCP 8.5 como um intervalo possível para variação da recarga média mensal, observou-se que a redução na recarga poderá variar de 14,3%, para o mês de janeiro, a 37,1%, para o mês de março.

Considerando a média dos valores de clima gerados pelos dois modelos climáticos e analisando os RCP's, em cada um dos cenários futuros propostos, observou-se que alguns meses apresentaram incremento na recarga entre os cenários, porém, todos os meses apresentaram reduções em relação ao período histórico (Figura 2.3.4).

Figura 2.3.4. - Recarga média mensal, calculada com base na média dos dados dos modelos climáticos regionais Eta-HadGEM2-ES e Eta-MIROC5, considerando os períodos histórico e futuro para RCP 4.5 (a) e RCP 8.5 (b)



Fonte: Do autor.

No RCP 4.5, Figura 2.3.4 (a), observou-se uma redução da recarga média mensal, variando de 2,5% para o mês de janeiro, no Futuro 2, a 39,7% no mês de março, no Futuro 3, respectivamente. As reduções médias da recarga foram de 24,7%, 16,4% e 21,9% para os Futuros 1, 2 e 3, respectivamente, em relação ao período histórico. A menor redução da recarga média mensal em relação ao período histórico foi observada no Futuro 2. Quando se considera a variação entre os cenários, do Futuro 1 para o 2, os meses de novembro e dezembro foram os únicos que apresentaram reduções na recarga média mensal, 0,1 e 1,8%, respectivamente. Nos demais meses, a recarga média mensal apresentou incrementos que variaram de 8,4%, em outubro, a 22,6% em março. Ao analisar a mudança do Futuro 2 para Futuro 3, os incrementos de recarga ocorrem nos meses de outubro a dezembro, variando de 0,8% em novembro a 9,0% em outubro. Nos demais meses, as reduções na recarga média mensal variaram de 8,8% em fevereiro a 22,5% em março.

Analisando individualmente cada cenário no RCP 8.5, Figura 2.3.4 (b), observou-se uma redução da recarga média mensal, variando de 10,4%, no mês de dezembro, no Futuro 2, a 46,1% no mês de março, no Futuro 3, respectivamente. As reduções médias da recarga foram de 29,5%, 24,2% e 34,6% para os Futuros 1, 2 e 3, respectivamente, em relação ao período histórico. A menor redução da recarga média mensal em relação ao período histórico foi observada no Futuro 2. Quando se considera a variação entre os cenários, do Futuro 1 para o 2, observou-se redução na recarga média mensal apenas no mês de outubro no valor de 6,8%. Nos demais meses, foram observados incrementos, que variaram de 3,3%, em janeiro, a 15,7%, em fevereiro. A mudança de cenário, do Futuro 2 para Futuro 3, todos os meses apresentaram reduções na recarga média mensal, variando de 4,3% em janeiro a 24,1% em março.

Quando avaliado o impacto das mudanças climáticas na recarga de águas subterrâneas, reduções também foram observadas em outros locais com características semelhantes ao cerrado brasileiro e, também, nos cenários mais críticos. Na Austrália, 15 modelos preveem uma redução média na ordem de 12% na recarga da água subterrânea até 2030 (CROSBIE et al., 2010). Na África do Sul, os modelos estimam redução média de 25% da capacidade dos aquíferos, consequência da baixa recarga prevista até 2050 para região (CULLIS et al., 2011). Para bacia do rio Bandama na Costa do Marfim, até 2075, a recarga da água subterrânea prevista será 55% menor (SORO et al., 2017).

2.3.3.5. Recarga provável

Na Figura 2.3.5 estão apresentadas as curvas de recarga de água subterrânea média mensal provável para os meses da estação chuvosa, para os períodos Histórico e Futuros 1, 2 e 3, para o RCP4.5. As curvas de distribuição de probabilidade se ajustaram adequadamente às curvas de frequência de recarga, apresentando valores de R^2 variando entre 0,937 e 0,999.

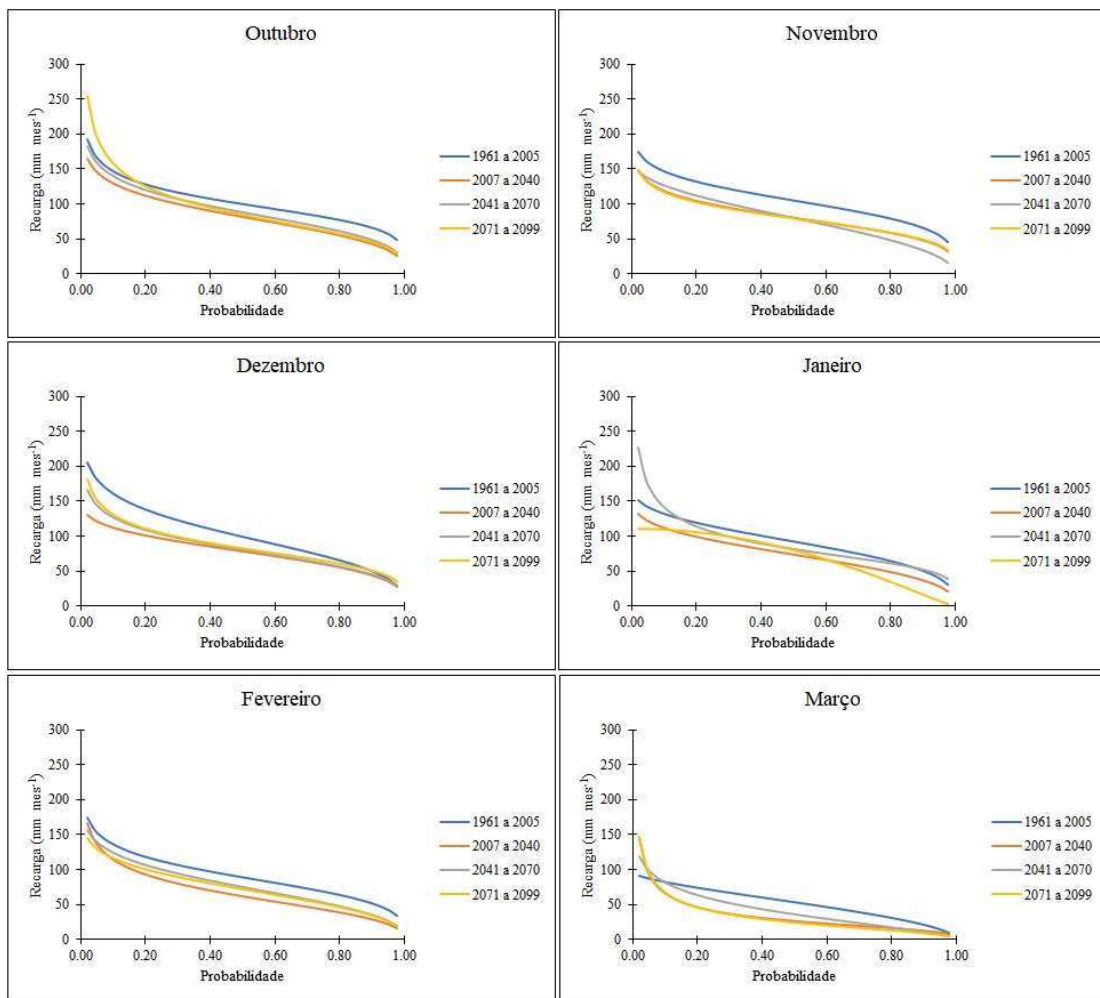
No RCP 4.5 (Figura 2.3.5) as curvas de recargas apresentaram declividades acentuadas em todos os meses, sendo os meses de outubro e março os que apresentaram as curvas com maiores declividades. No mês de janeiro, por exemplo, a recarga de água subterrânea, para uma probabilidade de 20% de ser igualada ou superada, foi de 99,3, 115,2 e 106,1 mm mês⁻¹ para os cenários Futuros 1 (2007 a 2040), 2 (2041 a 2070) e 3 (2071 a 2099), respectivamente; para a probabilidade de 80%, considerando o mesmo período, os valores foram de 48,0, 61,0 e 34,4 mm mês⁻¹, representando uma diferença de 51,3, 54,2 e 71,8 mm mês⁻¹.

Dentre os parâmetros ajustados nota-se uma tendência crescente do parâmetro λ do Futuro 1 para o Futuro 2. Este parâmetro está associado à magnitude dos eventos e há uma tendência de incremento na recarga da água subterrânea entre estes cenários. Já do Futuro 2 para o 3, houve uma tendência de redução, demonstrando redução na recarga entre esses dois cenários. Os valores de λ variaram de 23,77 a 244,43.

O parâmetro de escala β está relacionado à inclinação inicial da curva ajustada, sendo que quanto menor seu valor maior é a declividade. β apresentou valores variando de -1,64 e 2,03, onde os menores valores corresponderam ao fim do período chuvoso (outubro a novembro), indicando maiores valores de recarga provável à baixas probabilidades para esses períodos.

O parâmetro de escala α está relacionado à inclinação média da curva e apresentou valores variando de 0,18 a 1,13. Os maiores valores de α estão relacionados a uma maior inclinação das curvas e foram em geral observados para o mês inicial e final período chuvosos, onde, de fato, ocorrem as maiores variações de precipitação e, conseqüentemente, da recarga.

Figura 2.3.5. - Curvas probabilidade de ocorrência de recarga de água subterrânea média mensal com base no cenário RCP4.5 na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho



Fonte: Do autor.

As recargas prováveis médias para os demais meses, agregados do período chuvoso, cenários climáticos e os respectivos períodos de análises estão apresentadas na Tabela 2.3.2. Essa tabela pode ser utilizada para planejar e gerenciar o uso de água subterrânea, considerando a redução ou o aumento da recarga nos diferentes meses, sendo que os valores agregados permitiriam a gestão do uso das águas subterrâneas durante os anos, tendo em vista o uso nos períodos de estiagem.

Tabela 2.3.2. - Recarga de água subterrânea média mensal provável para o período chuvoso para os cenários futuros, calculada com base na média dos modelos climáticos regionais

		RCP 4.5			RCP 8.5		
		Recarga (mm mes ⁻¹)			Recarga (mm mes ⁻¹)		
Cenários	Mês	Prob. 20%	Prob. 60%	Prob. 80%	Prob. 20%	Prob. 60%	Prob. 80%
2007 a 2040	Out.	111,9	71,8	54,0	114,9	60,3	40,4
	Nov.	105,0	73,0	58,3	90,1	56,7	40,1
	Dez.	100,7	70,0	54,9	99,8	67,7	55,7
	Jan.	99,3	65,0	48,0	97,0	60,1	45,9
	Fev.	94,0	53,9	38,7	85,8	46,6	31,6
	Mar.	46,2	21,8	15,5	48,8	21,3	13,5
	Acum.	557,1	355,5	269,4	536,4	312,7	227,2
2041 a 2070	Out.	120,0	77,9	59,8	103,0	60,6	43,7
	Nov.	112,5	69,5	48,0	102,4	59,4	43,1
	Dez.	109,9	72,4	56,3	114,3	83,0	63,7
	Jan.	115,2	74,3	61,0	104,4	62,6	44,4
	Fev.	106,9	65,2	46,7	93,3	54,4	39,1
	Mar.	63,7	28,2	16,3	56,0	26,2	16,4
	Acum.	628,2	387,5	288,1	573,4	346,2	250,4
2071 a 2100	Out.	127,0	75,1	57,3	80,2	52,1	39,7
	Nov.	103,0	72,5	58,8	93,4	56,6	42,7
	Dez.	111,0	74,3	59,7	102,8	62,3	50,0
	Jan.	106,1	66,1	34,4	105,3	56,4	37,0
	Fev.	100,8	62,1	46,1	81,3	50,6	35,6
	Mar.	46,5	16,7	12,7	42,0	20,1	13,0
	Acum.	594,4	366,8	269,0	505,0	298,1	218,0

Por exemplo, considerando o Futuro 1, RCP 4.5, e o mês de novembro, espera-se, a uma probabilidade de 20%, uma recarga média mensal de 105,0 mm mes⁻¹, enquanto para o RCP 8.5 a recarga será de 90,1 mm mes⁻¹. Ou seja, uma redução de 14,2% no cenário pessimista. Já para o Futuro 2, para as mesmas condições anteriores, a recarga seria de 112,50 mm mes⁻¹, para o RCP 4.5, um aumento de 7,1%, quando comparado com o primeiro cenário, e 102,4 mm mes⁻¹ para o RCP 8.5, aumento de 13,6%. Já para o Futuro 3 a recarga provável seria de 103,0 mm mes⁻¹ (redução de 1,8%) e 93,4 mm mes⁻¹ (aumento de 3,6%) para o RCP 4.5 e 8.5, respectivamente.

Os números da tabela indicam, em termos de probabilidade, o impacto das mudanças climáticas na recarga da bacia. A recarga de água subterrânea nos trópicos depende de vários fatores, mas principalmente da precipitação que ocorre durante a estação de chuvosa (BATALHA et al., 2018; WENDLAND; GOMES; TROEGER, 2015). Redução nas precipitações durante esse período reduzirá também a taxa de recarga. Com uma recarga menor,

a profundidade do lençol freático aumentará, comprometendo a vegetação nativa (OLIVEIRA et al., 2005) e reduzindo as vazões mínimas (GASPAR; CAMPOS; CADAMURO, 2007), que entre outras consequências, podem aumentar as disputas pelo uso de recursos hídricos em várias bacias hidrográficas do Cerrado. A Tabela 2.3.2 pode ser utilizada pelos gestores de recursos hídricos para avaliar a recarga provável associada a uma determinada probabilidade e, assim, melhorar o planejamento do uso de recursos hídricos.

2.3.4. Conclusões

A recarga de águas subterrâneas média mensal na bacia, considerando o período histórico, foi igual a 89,1 mm mês⁻¹, representando 72,3% da precipitação média ocorrida no período.

Considerando o RCP 4.5, a recarga de águas subterrâneas média mensal na bacia, considerando a média do Futuro 1, foi igual a 68,0 mm mês⁻¹, representando 72,2% da precipitação média ocorrida no período. No Futuro 2, a recarga média mensal foi igual a 74,8 mm mês⁻¹, representando 73,4% da precipitação média ocorrida no período. No Futuro 3, a recarga média mensal foi igual a 71,1 mm mês⁻¹, o que representa 72,8% da precipitação média ocorrida no período.

Considerando o RCP 8.5, a recarga de águas subterrâneas média mensal na bacia, considerando a média do Futuro 1, foi igual a 63,3 mm mês⁻¹, representando 71,2% da precipitação média ocorrida no período. No Futuro 2, a recarga média mensal foi igual a 67,7 mm mês⁻¹, representando 73,8% da precipitação média ocorrida no período. No Futuro 3, a recarga média mensal foi igual a 59,0 mm mês⁻¹, o que representa 73,3% da precipitação média ocorrida no período.

No geral, espera-se que a recarga de águas subterrâneas média mensal na bacia reduza em 21,0% no RCP 4.5 e em 29,4%, no RCP 8.5, o que pode comprometer a disponibilidade hídrica e acentuar conflitos entre os usuários dos recursos hídricos no Bioma Cerrado, sobretudo no período de estiagem.

2.3.5. Referências bibliográficas

ALBUQUERQUE, C. G. et al. Recarga de aquífero aluvial sob uso agrícola. *Águas Subterrâneas*, v. 29, n. 1, p. 60–71, 2015.

AWOTWI, A. et al. Predicting hydrological response to climate change in the White Volta Catchment, West Africa. **Journal of Earth Science & Climatic Change**, v. 6, n. 1, p. 1–7, 2015.

BATALHA, M. S. et al. Effect of temporal averaging of meteorological data on predictions of groundwater recharge. **Journal of Hydrology and Hydromechanics**, v. 66, n. 2, p. 143–152, 2018.

BJØRNÆS, C. A guide to Representative Concentration Pathways. **Center for International Climate and Environmental Research**, 2013.

BLACK, T. L. The new NMC Mesoscale Eta Model: Description and forecast examples. **Weather and Forecasting**, v. 9, n. 2, p. 265–278, 1994.

CAMPOS, J. E. G.; MONTEIRO, C. F.; RODRIGUES, L. N. **Geologia e zoneamento hidrogeológico da bacia do rio Preto, DF/GO/MG – Documentos 172**. Planaltina - DF: Embrapa Cerrados, 2006.

CASTRO, K. B. et al. **Compartimentação geomorfológica da bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho, Distrito Federal, DF – Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 244**. Planaltina - DF: Embrapa Cerrados, 2009.

CHOU, S. C. et al. Assessment of climate change over South America under RCP 4.5 and 8.5 downscaling scenarios. **American Journal of Climate Change**, v. 3, n. 5, p. 512–527, 2014a.

CHOU, S. C. et al. Evaluation of the Eta simulations nested in three global climate models. **American Journal of Climate Change**, v. 3, n. 5, p. 438–454, 2014b.

CROSBIE, R. S. et al. Modelling climate-change impacts on groundwater recharge in the Murray-Darling Basin, Australia. **Hydrogeology Journal**, v. 18, n. 7, p. 1639–1656, 2010.

CULLIS, J. et al. Incorporating climate change into water resources planning for the town of Polokwane, South Africa. **Climatic Change**, v. 108, n. 3, p. 437–456, 2011.

CUTHBERT, M. O. et al. Understanding and quantifying focused, indirect groundwater recharge from ephemeral streams using water table fluctuations M. **Water Resources Association**, v. 52, n. 2, p. 827–840, 2016.

DAR, M. U. D.; AGGARWAL, R.; KAUR, S. Climate Predictions for Ludhiana District of Indian Punjab under RCP 4.5 and RCP 8.5. **International Journal of Environment and Climate Change**, v. 9, n. 2, p. 128–141, 2019.

EASTOE, C.; TOWNE, D. Regional zonation of groundwater recharge mechanisms in alluvial basins of Arizona: Interpretation of isotope mapping. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 194, n. April, p. 134–145, 2018.

GASPAR, M. T. P.; CAMPOS, J. E. G.; CADAMURO, A. L. DE M. Condições de infiltração em solos na região de recarga do sistema aquífero Urucuia no oeste da Bahia sob diferentes condições de usos. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 37, n. 3, p. 542–550, 2007.

GONÇALVES, R. D.; CHANG, H. K. Modelo hidrogeológico do Sistema Aquífero Urucuia na bacia do Rio Grande (BA). **Geociências (São Paulo)**, v. 36, n. 2, p. 205–220, 2017.

GRAHAM, L. P. Climate Change Effects on River Flow to the Baltic Sea. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 33, n. 4, p. 235–241, 2004.

HAVRIL, T. et al. Impacts of predicted climate change on groundwater flow systems: Can wetlands disappear due to recharge reduction? **Journal of Hydrology**, v. 563, p. 1169–1180, 2018.

HEALY, R. W. **Estimating groundwater recharge**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010.

HEALY, R. W.; COOK, P. G. Using groundwater levels to estimate recharge. **Hydrogeology Journal**, v. 10, n. 1, p. 91–109, 2002.

HIRATA, R.; CONICELLI, B. P. Groundwater resources in Brazil: a review of possible impacts caused by climate change. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 84, n. 2, p. 297–312, 2012.

HIRATA, R.; ZOBY, J. L. G.; OLIVEIRA, F. R. Ground water: strategic or emergency reserve. In: BICUDO, C. E.; TUNDISI, J. G.; SCHEUENSTUHL, M. C. B. (Eds.). **Waters of Brazil: Strategic analysis**. 1^a ed. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 119–136.

HUGMAN, R. et al. Numerical modelling assessment of climate-change impacts and mitigation measures on the Querença-Silves coastal aquifer (Algarve, Portugal). **Hydrogeology Journal**, v. 25, n. 7, p. 2105–2121, 2017.

IGLESIAS, A.; GARROTE, L. Adaptation strategies for agricultural water management under climate change in Europe. **Agricultural Water Management**, v. 155, p. 113–124, 2015.

IPCC. **Climate change 2001: the scientific basis**. In: **Contribution of working group I to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change**. Cambridge: The Press Syndicate of the University of Cambridge, 2011.

JEONG, J. et al. A generalized groundwater fluctuation model based on precipitation for estimating water table levels of deep unconfined aquifers. **Journal of Hydrology**, v. 562, n. April, p. 749–757, 2018.

JESUS, T. C. L. DE et al. Impacto do aumento da concentração atmosférica de CO₂ no balanço hídrico climatológico do cerrado. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 21, p. 313–326, 2017.

KAHSAY, K. D.; PINGALE, S. M.; HATIYE, S. D. Impact of climate change on groundwater recharge and base flow in the sub-catchment of Tekeze basin, Ethiopia. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 6, n. June 2017, p. 121–133, 2018.

KAMBHAMMETTU, B. P.; KING, J. P.; SCHMID, W. Grid-size dependency of evapotranspiration simulations in shallow aquifers: An optimal approach. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 19, n. 10, p. 4014018, 2014.

KIMBALL, B. F. On the choice of plotting positions on probability paper. **Journal of the American Statistical Association**, v. 55, n. 291, p. 546–560, 1960.

KLINK, C. A. Policy Intervention in the Cerrado Savannas of Brazil Changes in Land Use and Effects on Conservation. In: CONSORTE-MCCREA, A. G.; SANTOS, E. F. (Eds.). **Ecology**

and Conservation of the Maned Wolf: Multidisciplinary Perspectives. Boca Raton: CRC Press, 2014. p. 293–308.

KROL, M. S. et al. Sustainability of Small Reservoirs and Large Scale Water Availability Under Current Conditions and Climate Change. **Water Resources Management**, v. 25, n. 12, p. 3017–3026, 2011.

LAUFFENBURGER, Z. H. et al. Irrigated agriculture and future climate change effects on groundwater recharge, northern High Plains aquifer, USA. **Agricultural Water Management**, v. 204, p. 69–80, 2018.

LETA, O. T.; EL-KADI, A. I.; DULAI, H. Impact of climate change on daily streamflow and its extreme values in Pacific Island watersheds. **Sustainability (Switzerland)**, v. 10, n. 6, 2018.

MANETA, M. P. et al. Water demand and flows in the São Francisco River Basin (Brazil) with increased irrigation. **Agricultural Water Management**, v. 96, n. 8, p. 1191–1200, 2009.

MEDELLÍN-AZUARA, J. et al. Adaptability and adaptations of California's water supply system to dry climate warming. **Climatic Change**, v. 87, n. 1 SUPPL, p. S75–S90, 2008.

MELLO, C. R. et al. Modelagem de atributos físico-hídricos do solo numa bacia hidrográfica da região do Alto Rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 31, n. 5, p. 845–852, 2007.

MESINGER, F. A blocking technique for representation of mountains in atmospheric models. **Riv. Meteor. Aeronautica**, v. 44, p. 195–202, 1984.

MESINGER, F. et al. An upgraded version of the Eta model. **Meteorology and Atmospheric Physics**, v. 116, n. 3–4, p. 63–79, 2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Programa nacional de conservação e uso sustentável do bioma cerrado. Programa cerrado sustentável.** Brasília - DF: Ministério do Meio Ambiente - MMA, 2013.

MORÉ, J. J. The Levenberg-Marquardt algorithm: implementation and theory. In: **Numerical analysis.** Berlin, Heidelberg: Springer, 1978. p. 105–116.

MOREIRA, J. M. M. A. P. et al. **Caracterização dos produtores do Núcleo Rural do Buriti Vermelho: aspectos sociais, geográficos e de uso do solo e da água – Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 292.** Planaltina - DF: Embrapa Cerrados, 2010.

MORIASI, D. N. et al. Curriculum for the Academy Profession Degree Programme in Multimedia Design and Communication - National part, 2017. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 885–900, 2007.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models part I— A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282–290, abr. 1970.

OLIVEIRA, R. S. et al. Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. **Functional Ecology**, v. 19, n. 4, p. 574–581, 2005.

OLIVEIRA, V. A. et al. Modeling the effects of climate change on hydrology and sediment

load in a headwater basin in the Brazilian Cerrado biome. **Ecological Engineering**, v. 133, n. October 2018, p. 20–31, 2019.

PIRES, G. F. et al. Increased climate risk in Brazilian double cropping agriculture systems: Implications for land use in Northern Brazil. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 228–229, p. 286–298, 2016.

RESHMIDEVI, T. V. et al. Estimation of the climate change impact on a catchment water balance using an ensemble of GCMs. **Journal of Hydrology**, v. 556, p. 1192–1204, 2018.

RIBEIRO, J. P. M.; VELÁSQUES, L. N. M.; CARVALHO FILHO, C. A. Recarga e conexão hidráulica no sistema aquífero granular-fissural no Campus Pampulha da UFMG, Belo Horizonte, MG. **Revista do Instituto Geológico**, v. 38, n. 1, p. 17–30, 2017.

RODRIGUES, L. N. et al. Distribuição espacial e área máxima do espelho d' água de pequenas barragens de terra na Bacia Do Rio Preto. **Espaço & Geografia**, v. 10, n. 2, p. 379–400, 2007.

RODRIGUES, L. N. Bacia Experimental do Rio Buriti Vermelho, na ecorregião do Planalto Central. In: RODRIGUES, L. N.; SCHULER, A. E. (Eds.). . **Água: Desafios para a sustentabilidade da agricultura**. 1ª ed. Brasília - DF: Embrapa, 2016. p. 233–255.

RODRIGUES, L. N.; LIEBE, J. Small reservoirs depth-area-volume relationships in Savannah Regions of Brazil and Ghana. **Water Resources and Irrigation Management**, v. 2, n. 1, p. 1–10, 2013.

SADAF, R.; MAHAR, G. A.; YOUNES, I. Appraisal of ground water potential through remote sensing in River Basin , Pakistan. **International Journal of Economic and Environmental Geology**, v. 9, n. 3, p. 25–32, 2018.

SEARCY, J. K. **Flow-duration curves. Manual of Hydrology: Part 2. Low-Flow Techniques**. Washington - D.C.: US Government Printing Office, 1959.

SHAO, Q. et al. Models for extremes using the extended three-parameter Burr XII system with application to flood frequency analysis. **Hydrological Sciences Journal**, v. 49, n. 4, p. 685–701, 2004.

SHAO, Q. et al. A new method for modelling flow duration curves and predicting streamflow regimes under altered land-use conditions. **Hydrological Sciences Journal**, v. 54, n. 3, p. 606–622, 2009.

SILVA, A. J.; MONTEIRO, M. S. L.; SILVA, M. V. Contrapontos da consolidação do agronegócio no cerrado brasileiro. **Sociedade e Território**, v. 27, n. 3, p. 95–114, 2015.

SILVA, A. L. DA et al. Políticas ambientais seletivas e expansão da fronteira agrícola no Cerrado : impactos sobre as comunidades locais numa Unidade de Conservação no oeste da Bahia. **Revista NERA**, v. 22, n. 47, p. 321–347, 2019.

SISHODIA, R. P. et al. Future irrigation expansion outweigh groundwater recharge gains from climate change in semi-arid India. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 725–740, 2018.

SOPHOCLEOUS, M. Groundwater recharge estimation and regionalization: the Great Bend

Prairie of central Kansas and its recharge statistics. **Journal of Hydrology**, v. 137, n. 1–4, p. 113–140, 1992.

SORO, G. et al. Climate Change and Its Impacts on Water Resources in the Bandama Basin, Côte D’Ivoire. **Hydrology**, v. 4, n. 1, p. 18, 2017.

SOUZA, E. et al. Spatial and temporal potential groundwater recharge: the case of the Doce River Basin, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 43, n. e0180010, 2019.

TEUTSCHBEIN, C.; SEIBERT, J. Bias correction of regional climate model simulations for hydrological climate-change impact studies: Review and evaluation of different methods. **Journal of Hydrology**, v. 456–457, p. 12–29, 2012.

WAHNFRIED, I.; HIRATA, R. Comparação de métodos de estimativa de recarga de aquíferos em uma planície aluvionar na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (São Paulo). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 2, p. 15–25, 2005.

WENDLAND, E.; GOMES, L. H.; TROEGER, U. Recharge contribution to the Guarani aquifer system estimated from the water balance method in a representative watershed. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 2, p. 595–609, 2015.

WENDT, D. E. et al. Assessing groundwater potential use for expanding irrigation in the Buriti Vermelho watershed. **Irriga**, v. 1, p. 81–94, 2015.

YAWSON, D. O. et al. Regional variations in potential groundwater recharge from spring barley crop fields in the UK under projected climate change. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 8, n. December 2018, p. 332–345, 2019.

3. CONCLUSÕES GERAIS

Os três métodos avaliados na bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho apresentaram valores condizentes com os obtidos em outras regiões do Bioma Cerrado. O modelo BALSEQ, apesar de refletir seus resultados de acordo com as características da bacia, não se apresenta como um bom método para estimativa da recarga na região do Bioma Cerrado, porém é útil na determinação de demais variáveis hidrológicas. Os métodos diretos de separação do escoamento de base e de variação de nível do lençol freático apresentaram resultados que refletem melhor as características da bacia e se mostraram mais adequados para estimativa da recarga de água subterrânea.

O BALSEQ se mostrou como um bom modelo para a determinação do balanço hídrico na região do Bioma Cerrado, porém a sua estrutura e as condições locais geram valores de recarga potencial que não refletem a realidade que ocorre, sendo necessários ajustes. Apesar de não ser adequado para as estimativas de recarga, o modelo pode ser útil na gestão dos recursos hídricos e planejamento do uso e ocupação do solo. A mudança do uso e ocupação atual da terra na bacia, para a substituição das culturas agrícolas atuais pela soja (Cenário 1) e a substituição completa das áreas agrícolas pelas áreas de cerrado (Cenário 2) refletem aumento de 0,1% e redução em 43,9% na recarga potencial estimada, respectivamente. Apesar da redução no Cenário 2, a água infiltrada ficou armazenada na região da zona radicular da vegetação, contribuindo para o aumento da evapotranspiração atual, sendo importante para a manutenção da vegetação nativa do Bioma no período de estiagem.

Simulando os impactos das mudanças climáticas na recarga, foram observadas reduções no período chuvoso para a bacia nos cenários climáticos otimista e pessimista. O cenário de mudanças climáticas mais otimista (RCP 4.5), a redução da recarga média mensal variou de 0,8% a 44,0%, e no cenário pessimista (RCP 8.5), esses valores variam de 0,4% a 52,8%. As simulações mostraram que a estação chuvosa na bacia pode ter menor duração, o que pode influenciar na gestão do uso da água na bacia.