

**SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS – REGIONAL JATAÍ
UNIDADE ACADÊMICA ESPECIAL DE ESTUDOS GEOGRÁFICOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA**

WELLMO DOS SANTOS ALVES

**GEOTECNOLOGIAS APLICADAS EM ESTUDOS HIDROGEOGRÁFICOS NA
BACIA DO RIO VERDINHO – SUDOESTE DE GOIÁS – BRASIL**

**Jataí – GO
2019**

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR
VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES E DISSERTAÇÕES
NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico: Dissertação Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação:

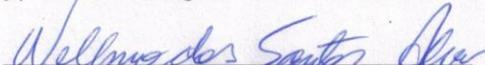
Nome completo do autor: Wellmo dos Santos Alves

Título do trabalho: Geotecnologias aplicadas em estudos hidrogeográficos na bacia do Rio Verdinho – Sudoeste de Goiás – Brasil

3. Informações de acesso ao documento:

Concorda com a liberação total do documento SIM NÃO¹

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese ou dissertação.


Assinatura do(a) autor(a)²

Ciente e de acordo:


Assinatura do(a) orientador(a)²

Data: 23 / 12 / 2019

¹ Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Os dados do documento não serão disponibilizados durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

² A assinatura deve ser escaneada.

WELLMO DOS SANTOS ALVES

**GEOTECNOLOGIAS APLICADAS EM ESTUDOS HIDROGEOGRÁFICOS NA
BACIA DO RIO VERDINHO – SUDOESTE DE GOIÁS – BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Goiás/Regional de Jataí, como exigência parcial para obtenção do título de Doutor em Geografia.

Orientador: Prof. Dr. Alécio Perini Martins.
Coorientador: Prof. Dr. Iraci Scopel.

Jataí – GO

2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Alves, Wellmo dos Santos

Geotecnologias aplicadas em estudos hidrogeográficos na bacia do Rio Verdinho – Sudoeste de Goiás – Brasil [manuscrito] / Wellmo dos Santos Alves. - 2019.

CCXII, 212 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Alécio Perini Martins; co-orientador Dr. Iraci Scopel.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Goiás, Unidade Acadêmica Especial de Estudos Geográficos, Programa de Pós Graduação em Geografia, Jataí, 2019.

Bibliografia. Anexos.

Inclui siglas, mapas, fotografias, abreviaturas, símbolos, gráfico, tabelas, lista de figuras, lista de tabelas.

1. Análise Geoambiental. 2. Cerrado Brasileiro. 3. Modelos Matemáticos. 4. Recursos Hídricos. I. Martins, Alécio Perini, orient. II. Título.

CDU 911.2



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
COORDENAÇÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO - REGIONAL JATAÍ

ATA DE DEFESA DE TESE

Ata Nº 21 da sessão de Defesa de Tese de **Wellmo dos Santos Alves** que confere o título de Doutor em **Geografia**.

Aos **vinte e um dias do mês de novembro de 2019**, a partir das **14:00**, no **Laboratório de Geoinformação - Centro de Laboratórios Multiusuário da Universidade Federal de Goiás - Campus Jatobá**, realizou-se a sessão pública de Defesa de Tese intitulada **“GEOTECNOLOGIAS APLICADAS EM ESTUDOS HIDROGEOGRÁFICOS NA BACIA DO RIO VERDINHO SUDOESTE DE GOIÁS BRASIL”**. Os trabalhos foram instalados pelo Orientador, Professor Doutor **Alécio Perini Martins (UAEEGEO-REJ)** com a participação dos demais membros da Banca Examinadora: Professor Doutor **João Batista Pereira Cabral (UAEEGEO-REJ)**, membro titular interno; Professora Doutora **Márcia Cristina da Cunha (UAEEGEO-REJ)**, membro titular interno, Professor Doutor **Leonardo Nazário Silva dos Santos (IF-GOIANO / CAMPUS RIO VERDE)**, membro titular externo; Professor Doutor **Wilker Alves Moraes (IF-GOIANO / CAMPUS RIO VERDE)**, membro titular externo. Durante a arguição os membros da banca não fizeram sugestão de alteração do título do trabalho. A Banca Examinadora reuniu-se em sessão secreta a fim de concluir o julgamento da Tese tendo sido o candidato **aprovado** pelos seus membros. Proclamados os resultados pelo Professor Doutor **Alécio Perini Martins**, Presidente da Banca Examinadora, foram encerrados os trabalhos e, para constar, lavrou-se a presente ata que é assinada pelos Membros da Banca Examinadora, aos **vinte e um dias do mês de novembro de 2019**

TÍTULO SUGERIDO PELA BANCA



Documento assinado eletronicamente por **Alécio Perini Martins, Professor do Magistério Superior**, em 21/11/2019, às 17:19, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Marcia Cristina Da Cunha, Professor do Magistério Superior**, em 21/11/2019, às 17:20, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Wilker Alves Moraes, Usuário Externo**, em 21/11/2019, às 17:21, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Joao Batista Pereira Cabral, Professor do Magistério Superior**, em 21/11/2019, às 17:22, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº](#)



Documento assinado eletronicamente por **Leonardo Nazário Silva dos Santos, Usuário Externo**, em 21/11/2019, às 17:22, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1018195** e o código CRC **DE216ECA**.

Referência: Processo nº 23070.042279/2019-99

SEI nº 1018195

DEDICATÓRIA

Dedico a Deus, à minha família e aos meus amigos.

AGRADECIMENTOS

Não obstante, deixo consignados meus sinceros agradecimentos a Deus e às seguintes pessoas e instituições que contribuíram substancialmente na realização deste trabalho:

A Deus, por mais essa bênção;

À minha família, que mesmo distante, foi e é inspiração para eu continuar a vida acadêmica;

Aos Professores Dr. Alécio Perini Martins e Dr. Iraci Scopel, pelos conhecimentos a mim transmitidos, pelas orientações decisivas no decorrer deste projeto, palavras positivas e, ainda, pela confiança;

Ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da UFG/Regional de Jataí, pela oportunidade de realizar este sonho e pelo apoio decisivo durante toda a minha vida acadêmica;

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde e Reitoria desta instituição, pelo apoio para a concretização de mais uma etapa da minha vida;

Aos meus amigos, pela força e energia transmitidas por meio de suas palavras; e

A todas as outras pessoas que, de alguma forma, contribuíram para que eu pudesse concretizar a ideia deste trabalho.

RESUMO

Considerando os impactos negativos causados aos recursos hídricos e a importância destes para o desenvolvimento econômico e social de uma região, tornam-se necessários dados para subsidiar ações e políticas públicas voltadas para o planejamento e a gestão ambiental de bacias hidrográficas (BH). Assim, objetivou-se analisar, de forma geossistêmica, a BH do Rio Verdinho, localizada na microrregião Sudoeste do estado de Goiás, tendo em vista entender as relações entre aspectos físicos naturais e ações antrópicas na conservação desse sistema, compreender o escoamento superficial e disponibilizar dados técnico-científicos para subsidiar o planejamento e a gestão desse recurso, sendo os objetivos específicos: analisar a morfometria, o uso e cobertura da terra no período de 1986 e 2016, a fragilidade ambiental, a erosão hídrica, e, ainda, estimar a vazão em sete pontos estrategicamente planejados. A referida bacia é importante fonte de água para o desenvolvimento socioeconômico do município de Rio Verde (GO), um dos principais polos de produção agroindustrial do país. As análises hidrogeográficas foram realizadas por meio de geotecnologias e métodos específicos. A análise morfométrica foi realizada com a utilização de modelos matemáticos, as mudanças no uso e cobertura da terra por meio da Matriz de Tabulação Cruzada, o estudo da fragilidade ambiental por meio do modelo da Fragilidade Ambiental dos Ambientes Naturais e Antropizados, a estimativa da perda de solos com aplicação da *Universal Soil Loss Equation* (USLE), e a estimativa de vazão, por meio do modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), sendo este calibrado com o programa *SWAT-Calibration and Uncertainty Procedures* (SWAT-CUP). A área de estudo apresenta variáveis morfométricas que, associadas às formações geológicas, aos solos e à precipitação pluviométrica, são predominantemente favoráveis à sua conservação e à recarga de água no sistema. Entretanto, a forma alongada e possíveis ocorrências de chuvas intensas na cabeceira sujeitam a bacia hidrográfica às torrentes eventuais, podendo causar prejuízos ambientais, econômicos e sociais; a amplitude altimétrica máxima, as maiores declividades, a densidade hidrográfica, densidade de drenagem, Neossolo Litólico, Latossolo Vermelho de textura média, Argissolo Vermelho e Cambissolo Háplico são favoráveis à perda de solos. Foram observados: substituição significativa de pastagem por área de agricultura com diminuição da vegetação nativa nos últimos 30 anos; maiores áreas com fragilidade potencial e emergente variando de baixa a média, propícias para produção agropecuária; dissecação do relevo com maior grau de influência nos processos erosivos associado a solos de fragilidade média, forte e muito forte; e predominância de áreas com menor grau de proteção dos solos. Observou-se que 54,87% da área total corresponde à perda de solo real na categoria ligeira, 2,65% na categoria ligeira - moderada, 5,31% na categoria moderada, 4,61% na categoria moderada - alta, 6,62% na categoria alta, 16% na categoria muito alta e 9,94% na categoria extremamente alta, sendo que as maiores perdas de solos são observadas nas áreas de agricultura, pastagem e solo exposto associadas aos ambientes com maior potencialidade natural aos processos erosivos. Foram observadas várias erosões laminar, em sulco, ravina e voçoroca. Quanto a modelagem para estimativa do escoamento superficial, o modelo SWAT, pós processo de calibração, simulou de forma satisfatória a vazão, sendo que o SWAT-CUP teve dificuldade em ajustar as variáveis terrestres evapotranspiração e escoamento de base. A partir dos resultados, observa-se a necessidade de implementação de ações de recuperação de áreas degradadas, práticas de manejo e conservação do solo adequadas. Esses estudos subsidiarão o planejamento e à gestão ambiental desse recurso hídrico, além de servir de base para outros trabalhos em âmbito local e em outras regiões, contribuindo para a conservação da água em quantidade e qualidade adequadas para os diferentes usos.

Palavras-chaves: Análise Geoambiental; Cerrado Brasileiro; Modelos Matemáticos; Recursos Hídricos.

ABSTRACT

Considering the negative impacts caused by water resources and their importance to the economic and social development of a region, data have become necessary to subsidize actions and public policies aiming the planning and management of river basins (RB). Therefore, the objective of this research was to analyze, in a geosystemic way, the river basin of Rio Verdinho, localized in the Southwest microregion of Goiás state, bearing in mind understanding the relations between natural physical aspects and anthropic actions in the preservation of this system, understanding the superficial flow and enabling this technical-scientific data to subsidize the planning and management of this resource, having as specific objectives: analyzing the morphometry, the use and land use and land cover in the period from 1986 to 2016, the environmental fragility, the water erosion, and, thus, estimate the flow in seven strategically planned points. The referred basin is an important water source for the socioeconomic development of the municipality of Rio Verde (GO), one of the main agroindustrial centers of the country. The hydrogeographic analysis were accomplished through geotechnologies and specific methods. The morphometric analysis was accomplished using the mathematics models, the changes on land use and land cover through the Cross-tab Matrix, the study of environmental fragility through the Environmental Model of Natural and Anthropic Environments, the estimate of soil loss with application of the Universal Soil Loss Equation (USLE), and the flow estimate, through the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model, which is calibrated with the SWAT-Calibration and Uncertainty Procedures (SWAT-CUP) model. The studied area presents morphometric variables which, associated to geological formations, to the soils and the rainfall, are predominantly favorable to its preservation and water recharge in the system. However, the elongated form and possible occurrences of intense rainfall in the river head subject the river basin to eventual flood, causing environmental, economic and social damages; maximum altimetric amplitude, greater slopes, water density, drainage density, Litolic Neosol, Red Latosol of medium texture, Red Argisol and Haplic Cambisol are favorable to soil loss. It was possible to observe: significant substitution of pasture for agriculture areas with the decrease of native vegetation in the last 30 years; bigger areas with potential and emerging fragilities varying from low to medium, propitious to the agriculture production; dissection of relief with greater degree of influence in the erosive processes associated to medium fragility soils, strong and very strong; the predominance of areas with lesser degree of soil protection. It was observed that 54.87% of the total area corresponds to the real soil loss in the light category, 2.65% in the light-moderate category, 5.31% in the moderate category, 4.61% in the moderate-high category, 6.62% in the high category, 16% in the very high category and 9.94% in the extremely high category, observing that the biggest soil losses are observed in agriculture areas, pasture and exposed soil associated to environments with greater natural potentiality to erosive processes. Several laminar erosions were observed, in groove, ravine and gulleets. Regarding the modeling to superficial flow estimate, the SWAT model, post calibration process, simulated in a satisfactory way the flow, in which the SWAT-CUP had difficulties in adjusting the land evapotranspiration variables and base flood. From the results, it was observed the necessity of implementation of recovery actions of degraded areas, proper practices of management and soil preservation. These studies will subsidize the planning and environmental management of this water resource, besides serving as a basis to other local researches and in other regions, contributing to the preservation of the water in amount and quality in different uses.

Keywords: Geoenvironmental analysis; Brazilian Cerrado; Mathematics Models; Water Resources.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I	35
Figura 1. Localização da bacia hidrográfica (BH) do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, Brasil	38
Figura 2. Aspectos geológicos da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	47
Figura 3. Solos da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	49
Figura 4. Precipitação mensal mínima, máxima e média (mm) para a área de estudo, no período de 1997 a 2017.....	50
Figura 5. Precipitação total e média anual (mm) para a área de estudo, no período de 1997 a 2017, dados compiladas da estação pluviométrica nº 01750008 Fazenda Paraíso	51
Figura 6. Hipsometria da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	55
Figura 7. Declividade da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	57
Figura 8. Hidrografia da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	60
Figura 9. Ordem dos canais da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	60
CAPÍTULO II	71
Figura 1. Localização da bacia hidrográfica (BH) do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, Brasil	75
Figura 2. Uso e cobertura da terra em 1986 (A) e 2016 (B) na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	82
Figura 3. Imagem do ano de 1986 da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, com destaque para os pivôs centrais de irrigação instalados	84
Figura 4. Imagem do ano de 2016 da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, com destaque para os pivôs centrais de irrigação instalados	85
Figura 5. Áreas com presença de erosão laminar no trecho médio da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	86
Figura 6. Área de Preservação Permanente degradada com presença de erosão hídrica no trecho médio da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	86
Figura 7. Áreas degradadas com presença de erosão no trecho médio da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	87
CAPÍTULO III	97
Figura 1. Localização da bacia hidrográfica (BH) do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, Brasil	101
Figura 2. Espacialização das estações pluviométricas e climatológica	103
Figura 3. Dissecação do relevo da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	109
Figura 4. Tipos de solos na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	111
Figura 5. Grau de fragilidade dos solos na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	112

Figura 6. Grau de fragilidade quanto à erosividade na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	113
Figura 7. Espacialização da fragilidade potencial da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	114
Figura 8. Uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	117
Figura 9. Grau de proteção dos solos na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	117
Figura 10. Espacialização da fragilidade emergente na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	118
CAPÍTULO IV	126
Figura 1. Localização da bacia hidrográfica (BH) do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, Brasil	131
Figura 2. Espacialização das estações pluviométricas e climatológica	133
Figura 3. Erosividade (R) na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás ...	140
Figura 4. Solos da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	142
Figura 5. Erodibilidade (K) da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás...	143
Figura 6. Fator topográfico (LS) da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	143
Figura 7. Uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	145
Figura 8. Fator de uso e cobertura da terra, manejo e práticas conservacionistas do solo (CP) da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	145
Figura 9. Erosão potencial na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás....	149
Figura 10. Erosão real na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	148
Figura 11. Erosão laminar observada em 2016 no trecho médio da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, entre as coordenadas Geográficas 17°40'11"S/51°05'48"O e 17°40'20"S/51°05'37"O	149
Figura 12. Voçorocas observadas em 2009 (A) e 2016 (B) no trecho médio da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, entre as coordenadas Geográficas 17°40'11"S/51°05'48"O e 17°40'20"S/51°05'37"O	150
Figura 13. Erosão laminar, em suco e ravinas observadas em 2009 (A) e 2016 (B) no trecho médio da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, entre as coordenadas Geográficas 17°40'11"S/51°05'28"O e 17°40'21"S/51°05'25"O	150
Figura 14. Erosão laminar e voçorocas observadas em 2009 (A) e 2016 (B) no trecho médio da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, entre as coordenadas Geográficas 17°39'53"S/51°06'02"O e 17°40'03"S/51°05'57"O	151
Figura 15. Voçorocas observadas em 2009 (A) e 2016 (B) no trecho médio da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, entre as coordenadas Geográficas 17°39'59"S/51°06'13"O e 17°40'05"S/51°06'02"O	151
CAPÍTULO V	162
Figura 1. Localização da bacia hidrográfica (BH) do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, Brasil	166

Figura 2. Espacialização das estações de dados utilizados	170
Figura 3. Mapa de uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, usado no processo de modelagem	172
Figura 4. Mapa de solos da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, usado no processo de modelagem	173
Figura 5. Mapa de declividade da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, usado no processo de modelagem	174
Figura 6. Pontos para os quais foi realizada a estimativa de vazão na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	176
Figura 7. Ciclo hidrológico, em mm, da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, gerado no SWAT, de 01/janeiro/1999 a 31/dezembro/2016 (sem calibração)	183
Figura 8. Hidrograma das vazões mensais simuladas e observadas para a bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, de 01/janeiro/1999 a 31/dezembro/2013 (sem calibração)	185
Figura 9. Ciclo hidrológico, em mm, da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, gerado no SWAT, de 01/janeiro/1999 a 31/dezembro/2013 (com calibração)	187
Figura 10. Hidrograma das vazões simuladas e observadas para a bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás (com calibração)	189
Figura 11. Hidrograma das vazões simuladas para os 7 pontos de interesse na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, de 1999 a 2016 (com calibração)	191
Figura 12. Hidrograma das vazões simuladas e vazões observadas para a bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás (validação)	194

LISTA DE QUADROS

CAPÍTULO I	35
Quadro 1. Classificação da densidade hidrográfica de bacias hidrográficas	42
Quadro 2. Classificação do índice de rugosidade de bacias hidrográficas	43
Quadro 3. Classificação da densidade de drenagem de bacias hidrográficas	45
CAPÍTULO II	71
Quadro 1. Qualidade da classificação segundo intervalos do Índice Kappa	78
Quadro 2. Matriz geral de tabulação cruzada para a comparação de dois mapas em dois momentos distintos	79
CAPÍTULO III	97
Quadro 1. Matriz dos índices de dissecação do relevo	104
Quadro 2. Classes de erosividade da chuva (média anual)	105
Quadro 3. Qualidade da classificação conforme intervalos do Índice Kappa	106
Quadro 4. Classificação dos níveis de intensidade da fragilidade	107
Quadro 5. Classificação dos graus de proteção	107
CAPÍTULO IV	126
Quadro 1. Qualidade da classificação conforme intervalos do Índice Kappa	137
Quadro 2. Classificação dos solos em função do fator da erodibilidade (K)	138
Quadro 3. Classificação e categorias de perda de solo para a erosão potencial	138
Quadro 4. Classificação e categorias de perda de solo para a erosão real	139
Quadro 5. Recomendações da FAO, UNEP e UNESCO (1981) referentes a classificação do grau de erosão hídrica	139
CAPÍTULO V	162
Quadro 1. Qualidade da classificação conforme intervalos do Índice Kappa	171
Quadro 2. Variáveis utilizadas no SWAT – CUP para análise de sensibilidade da modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	180

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I	35
Tabela 1. Classes geológicas da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	47
Tabela 2. Classes de solos da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	48
Tabela 3. Caracterização geométrica da bacia hidrográficas do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	52
Tabela 4. Caracterização do relevo da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	54
Tabela 5. Classes de declividade (S) em %, área correspondente em ha e em % da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	57
Tabela 6. Caracterização da rede de drenagem da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	59
CAPÍTULO II	71
Tabela 1. Matriz de confusão da classificação da imagem de 1986 da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	80
Tabela 2. Matriz de confusão da classificação da imagem de 2016 da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	81
Tabela 3. Matriz de transição do uso e cobertura da terra de 1986 para 2016, na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	81
Tabela 4. Área total e variação líquida de cada categoria de uso e cobertura da terra de 1986 para 2016, na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	83
Tabela 5. Persistência, perdas e ganhos por categoria de uso e cobertura da terra de 1986 a 2016, na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	83
Tabela 6. Troca e total de mudanças de cada categoria de uso e cobertura da terra de 1986 a 2016, na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	84
CAPÍTULO III	97
Tabela 1. Resultados obtidos para a matriz dos índices de dissecação do relevo da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	108
Tabela 2. Área da dissecação do relevo, com respectivo valor da fragilidade atribuído conforme proposta de Ross (1994), da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	109
Tabela 3. Classes de solos, com respectivo valor da fragilidade atribuído conforme proposta de Ross (1994), da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	110
Tabela 4. Classes de fragilidade potencial da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	114
Tabela 5. Matriz de confusão da classificação da imagem da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	116
Tabela 6. Categorias de uso e cobertura da terra, com respectivo valor atribuído ao grau de proteção dos solos, na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	116

Tabela 7. Classes de fragilidade emergente na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	118
CAPÍTULO IV	126
Tabela 1. Classificação dos solos em função do fator da erodibilidade (K) da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	141
Tabela 2. Uso e cobertura da terra, manejo e práticas conservacionistas do solo (CP) na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	144
Tabela 3. Erosão hídrica potencial na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	147
Tabela 4. Erosão hídrica real na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	147
Tabela 5. Perda de solos real por categoria de uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás	148
CAPÍTULO V	162
Tabela 1. Dados climáticos da estação 83470 Rio Verde usados no processo de modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do Rio Verdinho no SWAT	175
Tabela 2. Resultados do balanço hídrico anual efetuado em pequenas bacias hidrográficas não urbanizadas do Distrito Federal (DF)	177
Tabela 3. Testes estatísticos relacionados aos dados simulados e observados para a bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás (sem calibração)	185
Tabela 4. Variáveis utilizadas na calibração do modelo SWAT, faixa de variação, valores ajustados e ranking sensibilidade	186
Tabela 5. Dados sobre o balanço hídrico na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, a partir do processo de modelagem no SWAT.....	188
Tabela 6. Testes estatísticos relacionados aos dados simulados e observados para a bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás (com calibração)	189
Tabela 7. Estatística descritiva para as vazões simuladas e observadas nos sete pontos na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, considerando a série histórica (1999 a 2016) e os meses com maior volume de precipitação pluviométrica (com calibração)	192
Tabela 8. Estatística descritiva para as vazões simuladas e observadas nos sete pontos na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, considerando a série histórica (1999 a 2016) e os meses com menor volume de precipitação pluviométrica (com calibração)	193
Tabela 9. Testes estatísticos relacionados aos dados simulados e observados para a bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás (validação)	194

LISTA DE EQUAÇÕES

CAPÍTULO I	35
Equação 1. Coeficiente de compacidade	41
Equação 2. Fator de forma	41
Equação 3. Índice de circularidade	42
Equação 4. Densidade hidrográfica	42
Equação 5. Amplitude altimétrica máxima	43
Equação 6. Índice de rugosidade	43
Equação 7. Declividade do canal principal	44
Equação 8. Índice de sinuosidade do curso de água principal	44
Equação 9. Razão de relevo	44
Equação 10. Densidade de drenagem	45
Equação 11. Coeficiente de manutenção	45
Equação 12. Extensão do percurso superficial	46
CAPÍTULO II	71
Equação 1. Índice Kappa	78
Equação 2. Estimativa do coeficiente Kappa	78
Equação 3. Percentagem de classe do uso e cobertura da terra	80
Equação 4. Alteração total do uso e cobertura da terra	80
Equação 5. Total de mudança do uso e cobertura da terra	80
CAPÍTULO III	97
Equação 1. Média mensal do índice de erosividade	104
Equação 2. Índice Kappa	106
Equação 3. Mapa da fragilidade potencial	107
Equação 4. Mapa da fragilidade emergente	107
CAPÍTULO IV	126
Equação 1. Equação Universal de Perda de Solo	134
Equação 2. Média mensal do índice de erosividade	135
Equação 3. Fator topográfico	136
Equação 4. Índice Kappa	137
CAPÍTULO V	162
Equação 1. Modelo matemático do balanço hídrico	168
Equação 2. Índice Kappa	171
Equação 3. Coeficiente Nash-Sutcliffe	177
Equação 4. Coeficiente de determinação	178
Equação 5. Estatística PBIAS	178
Equação 6. Função objetiva	181
Equação 7. Valor de P	181
Equação 8. Valor de R	181

Equação 9. Distância média entre o limite superior e inferior da banda de 95PPU 182

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	21
Justificativa	27
Organização dos estudos	28
REFERÊNCIAS	28
MORFOMETRIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VERDINHO, SUDOESTE DO ESTADO DE GOIÁS, BRASIL	35
INTRODUÇÃO	36
MATERIAL E MÉTODOS	37
Localização da área de estudo	38
Bases de dados	39
Mapas geológicos, pedológicos, morfométricos e variáveis secundárias	40
Cálculos dos índices morfométricos	41
RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
Caracterização da área de estudo	46
<i>Formação geológica</i>	46
<i>Solos</i>	48
<i>Precipitação pluviométrica</i>	50
Geometria	51
Elementos do relevo	54
Rede de drenagem	59
CONSIDERAÇÕES FINAIS	62
REFERÊNCIAS	63
USO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VERDINHO, SUDOESTE DE GOIÁS, BRASIL	71
INTRODUÇÃO	72
MATERIAL E MÉTODOS	75
Localização da área de estudo	75
Bases de dados	76
Processamento digital de imagens	77
Validação dos produtos digitais	77
Matriz de Tabulação Cruzada	79
RESULTADOS E DISCUSSÃO	80
CONSIDERAÇÕES FINAIS	90
REFERÊNCIAS	91
FRAGILIDADE DE AMBIENTES NATURAIS E ANTROPIZADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VERDINHO, SUDOESTE DO ESTADO DE GOIÁS, BRASIL	97
INTRODUÇÃO	98

MATERIAL E MÉTODOS	101
Localização da área de estudo	101
Bases de dados	102
Organização e elaboração dos produtos cartográficos base	103
Elaboração dos produtos cartográficos síntese	106
RESULTADOS E DISCUSSÃO	108
CONSIDERAÇÕES FINAIS	120
REFERÊNCIAS	121
PERDA DE SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VERDINHO, SUDOESTE DO ESTADO DE GOIÁS, BRASIL	126
INTRODUÇÃO	127
MATERIAL E MÉTODOS	130
Localização da área de estudo	131
Bases de dados	132
Elaboração do mapa de erosão hídrica	133
Fator de erosividade da chuva (R)	134
Fator de erodibilidade do solo (K)	135
Fator topográfico (LS)	135
Fator de uso e cobertura da terra, manejo e práticas conservacionistas do solo (CP)	136
Classificação e interpretação dos resultados	138
RESULTADOS E DISCUSSÃO	139
CONSIDERAÇÕES FINAIS	154
REFERÊNCIAS	155
ESTIMATIVA DE VAZÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VERDINHO, SUDOESTE DO ESTADO DE GOIÁS, BRASIL	162
INTRODUÇÃO	163
MATERIAL E MÉTODOS.....	166
Localização da área de estudo	166
O modelo SWAT	167
Bases de dados	169
Processamento e organização dos dados de entrada no modelo	170
Processo de modelagem	175
Avaliação do desempenho do modelo	177
Calibração do modelo	179
Validação do modelo e análise dos resultados	182
RESULTADOS E DISCUSSÃO	183
Modelagem	183
Calibração e validação	185
CONSIDERAÇÕES FINAIS	196
REFERÊNCIAS	197

CONSIDERAÇÕES GERAIS	204
ANEXOS	206
Anexo A. Descrição dos parâmetros de entrada no modelo SWAT relacionados ao uso e cobertura da terra	206
Anexo B. Dados de entrada no modelo SWAT relacionados ao uso e cobertura da terra....	208
Anexo C. Descrição das variáveis de entrada no modelo SWAT relacionadas à construção rural/chácara	209
Anexo D. Dados de entrada no modelo SWAT relacionados à construção rural/chácara....	210
Anexo E. Descrição das variáveis de entrada no modelo SWAT relacionadas aos tipos de solo	211
Anexo F. Dados de entrada no modelo SWAT relacionados aos tipos de solo	212

APRESENTAÇÃO

Destaque na produção agropecuária mundial, o Brasil é um dos países onde há maior diversidade de ecossistemas e maior disponibilidade de água doce, entretanto, a oferta de água potável em algumas regiões brasileiras vem se tornando um fator limitante em virtude de aspectos climáticos e, inclusive, de impactos ambientais causados a esse recurso essencial para a vida na Terra (FERNANDES; MOREIRA; NERY, 2014).

Segundo os dados do Instituto Mauro Borges (IMB), o estado de Goiás é a nona economia do Brasil, com altos índices de produção agrícola e pecuária, com destaque para soja (11.369.134,00 t em 2018), milho (8.691.532,00 t em 2018), cana-de-açúcar (76.082.607,00 t em 2018), aves (378.602.112,00 cabeças em 2017), bovinos (3.179.805,00 cabeças em 2017) e suínos (1.760.903,00 cabeças em 2017) (IMB, 2019).

No cenário encontrado no Sudoeste de Goiás até a década de 1950, os modos de vida e produção eram semelhantes aos do século XIX, com menos impactos ambientais. A partir dessa década, muitas transformações ocorreram nesse ambiente, principalmente a partir da década de 1970 (MARTINS et al., 2016). A partir desse período, o Cerrado tornou-se um dos principais focos de programas de desenvolvimento e expansão da agropecuária no interior do Brasil com a criação do Centro de Pesquisa Agropecuária do Cerrado (CPAC) da EMBRAPA e o lançamento de programas governamentais para o desenvolvimento dos Cerrados, tais como o Programa Nipo-Brasileiro para o Desenvolvimento do Cerrado (PRODECER), em parceria com a Agência Japonesa de Cooperação Internacional, e o Programa Para o Desenvolvimento do Cerrado (POLOCENTRO) (PESSÔA, 1988).

A microrregião Sudoeste de Goiás é destaque como modelo da modernização agropecuária brasileira, além de diversas empresas instaladas, principalmente agroindústrias (IMB, 2019). Essas atividades são importantes para o desenvolvimento econômico regional, mas quando conduzidas sem alinhar o desenvolvimento econômico com a sustentabilidade, sem planejamento e gestão ambiental adequados, comprometem os recursos hídricos de uma região.

Nessa região, o principal agente transformador do meio rural foi a tecnologia, representada pelas modernas técnicas de manejo e controle da produção, possibilitando a obtenção de mais de uma safra por ano, com altos índices de produtividade. Sendo que

a construção e pavimentação de rodovias e o investimento do Governo Federal em programas de ocupação e produção agropecuária nas regiões Norte e Centro-Oeste colocaram o Sudoeste de Goiás no mapa econômico do Brasil (MARTINS et al., 2016).

Esse intenso processo de uso e ocupação das terras nas áreas de Cerrado, intensificado a partir da década de 1950, com os planos de ocupação da área central do Brasil, levou a substituição de extensas áreas de vegetação natural por monoculturas e demais usos em prol do agronegócio (SOUZA et al., 2014), e, associado ao uso e manejo inadequados dos solos, promoveram danos ao meio ambiente, entre os quais: erosão dos solos, assoreamento e contaminação dos recursos hídricos, perda da biodiversidade, desequilíbrios em ecossistemas, diminuição da recarga hídrica nas bacias hidrográficas (BH) e outros danos.

O ser humano é o principal ator da transformação do seu habitat, resultando em problemas e perdas das mais diversas proporções ao meio ambiente, sendo muitos desses danos considerados irreversíveis (ALMEIDA et al., 2017). Os ciclos e processos naturais transformam continuamente matéria e energia, renovando e mantendo as condições necessárias à existência da vida na Terra. No entanto, as alterações provocadas no meio físico pelo homem têm preponderado a diversos impactos ambientais (FERNANDES; MOREIRA; NERY, 2014).

Historicamente, observa-se que a água é um recurso vital para o ser humano, tanto para abastecimento quanto para o desenvolvimento de atividades agrícolas e industriais. Várias civilizações desenvolveram-se econômica e socialmente em regiões onde a água era um recurso abundante. Ferreira e Uagoda (2017) destacam que o desequilíbrio entre a demanda e a disponibilidade de água tem levado à necessidade de se desenvolver uma gestão dos recursos hídricos mais eficiente. Devido a esse desequilíbrio, começam a surgir conflitos entre os diferentes setores, tornando-se fundamental uma gestão que integre os diferentes usuários e que garanta, com vistas ao desenvolvimento sustentável, a disponibilidade do recurso para toda a sociedade.

A gestão ambiental se revela como um dos maiores desafios atuais. É amplamente divulgada na mídia a ocorrência de deslizamento de terras, inundações, desabamentos, dentre outros processos que resultam, muitas vezes, em perdas de vidas humanas (MACHADO; CUNHA, 2013). Na atualidade, os trabalhos ambientais têm focado na necessidade premente da conservação dos solos, da diminuição dos impactos

urbanos, da produção de energia e alimentos de forma sustentável, além do suprimento de água doce ao homem (OLIVEIRA et al., 2013).

O conhecimento das condições ambientais é fundamental para o entendimento de sua dinâmica, bem como para um manejo mais adequado dos recursos naturais, possibilitando, dessa forma, o uso sustentável de tais recursos (AQUINO et al., 2016). O estudo pautado na Teoria Geossistêmica (TG) da paisagem fornece subsídios ao planejamento e à gestão ambiental de unidades territoriais, como, por exemplo, de bacias hidrográficas, possibilitando uma visão sinótica e holística da paisagem. Essa teoria teve inspiração inicial na Teoria Geral dos Sistemas (TGS), sendo esta articulada por Ludwig von Bertalanffy e apresentada pela primeira vez em 1937, durante o seminário de Filosofia de Charles Morris, na Universidade de Chicago (BERTALANFFY, 1975). A TG propõe que os sistemas podem ser definidos como conjuntos de elementos com diferentes variáveis e características, que mantêm relações entre si e entre o meio ambiente, sendo que a análise poderá estar voltada para a estrutura desse sistema, para seu comportamento, para as trocas de energia, limites, ambientes ou parâmetros (GREGORY, 1992).

O estudo geossistêmico foi aprimorado por diversas escolas no decorrer dos anos. As escolas dos geossistemas evoluíram em diversos países, por exemplo: na União das Repúblicas Socialistas Soviéticas (URSS), onde Sotchava (1978), em 1960, criou a concepção de geossistemas; e na França, onde Bertrand (1972), em 1968, a partir da teoria russa, estabeleceu o geossistema, geofácies e geótopos como unidades inferiores taxonômicas. Os geossistemas são uma classe peculiar de sistemas dinâmicos abertos, hierarquicamente organizados e correspondem a fenômenos naturais que englobam os fatores econômicos e sociais, os quais influenciam na estrutura e peculiaridades espaciais (SOTCHAVA, 1978).

São destaques como umas das principais problemáticas de estudo do geossistema propostas por Viktor Borisovich Sochava: a modelização do geossistema com base em seu regime natural; o estudo da influência de fatores antrópicos no ambiente natural e prognose dos geossistemas; e a elaboração de métodos racionais para a avaliação quantitativa do sistema e dos processos de formação da paisagem, particularmente de ferramentas matemáticas adequadas à sua descrição (SOTCHAVA, 1978).

A noção de geossistemas, original da escola russa, procura aplicar os métodos sistêmicos no estudo da paisagem, trazendo repercussões em outras escolas geográficas, entre estas, a brasileira (CUNHA; FREITAS, 2004). No Brasil, o estudo integrado do meio ambiente tem contribuições de: Christofolletti (1999), que define o geossistema como resultado da combinação de um potencial ecológico (geomorfologia, clima, hidrologia), uma exploração biológica (vegetação, solo, fauna) e uma ação antrópica, não apresentando, necessariamente, homogeneidade fisionômica, e sim um complexo essencialmente dinâmico, destacando a importância da análise integrada para planejamento e gestão ambiental; Cunha e Guerra (2000), que ressaltam a importância da bacia hidrográfica como elemento básico para análise ambiental integrada; Monteiro (2001), que, entre outras abordagens, analisa a busca da noção de geossistemas como um conceito integrador da relação homem-natureza na Geografia.

A bacia hidrográfica é delimitada no espaço geográfico pelo divisor de águas, representado pela linha que une pontos de cotas mais elevadas, fazendo com que a água da chuva, ao atingir a superfície do solo, tenha seu destino dirigido no sentido de um ou outro córrego ou rio (VALENTE; GOMES, 2005). É a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997).

Assim, nota-se a importância de analisar as bacias hidrográficas de forma geossistêmica. Várias propostas podem ser estudadas em conjunto para compor uma análise geossistêmica de uma bacia hidrográfica de interesse, por exemplo: equações matemáticas propostas por Horton (1945), Strahler (1952), Müller (1953), Schumm (1956), Melton (1957), Schumm (1963), Villela e Mattos (1975) para estudos sobre a morfometria; a Matriz de Tabulação Cruzada do Uso e Cobertura da Terra de Pontius Junior, Shusas e Mceachern (2004) para análise morfométrica; a *Universal Soil Loss Equation* (USLE) modificada por Lombardi Neto e Moldenhauer (1977) *apud* Bertoni e Lombardi Neto (2014) para as condições ambientais do Brasil; o modelo da Fragilidade de Ambientes Naturais e Antropizados de Ross (1994); e a Ferramenta de Avaliação de Solos e Água (em inglês: *Soil and Water Assessment Tool* e abreviação SWAT) desenvolvida pelo *Department of Agriculture* e *Texas A & M University* EUA (AGRICULTURAL..., 2019) para estimativa de vazão, qualidade hídrica, assoreamento e outros.

Os modelos matemáticos para estudos hidrológicos vêm se tornando uma ferramenta importante para a avaliação dos processos hídricos. Esses modelos podem ser usados na avaliação ambiental, para conjecturar cenários futuros, estimar a magnitude das alterações a serem causadas pelas atividades estabelecidas ou outras a serem desenvolvidas (FERREIRA; UAGODA, 2017).

A caracterização e análise morfométrica de uma bacia hidrográfica são consideradas como um dos primeiros procedimentos para a compreensão dos processos hidrológicos, no intuito de elucidar as várias questões relacionadas com a dinâmica ambiental no âmbito local e regional. É necessária para a determinação das potencialidades e limitações quanto ao uso e cobertura da terra, auxiliando no planejamento das atividades a serem desenvolvidas (CHRISTOFOLETTI, 1980; FRAGA et al., 2014; ALVES et al., 2016; ALVES et al. 2017; ALVES et al., 2018a; ALVES et al., 2019).

O entendimento e a avaliação das relações entre as formas de uso e cobertura da terra e dos recursos hídricos, o levantamento e mapeamento das características do solo, de sua suscetibilidade natural ao processo erosivo pluvial e de sua tolerância de perda por erosão são fundamentais para o planejamento do seu uso e cobertura de forma sustentável em bacias hidrográficas (CASTRO et al., 2016; DEMARCHI; ZIMBACK, 2014).

Os estudos relativos à fragilidade ambiental com o uso do modelo da Fragilidade dos Ambientes Naturais e Antropizados são importantes para planejamento ambiental, onde a identificação dos ambientes naturais e suas fragilidades potenciais e emergentes proporcionam uma melhor definição das diretrizes e ações a serem implementadas no espaço físico-territorial, servindo de base para o zoneamento e fornecendo subsídios à gestão do território (ROSS, 1994; SPÖRL; ROSS, 2006; ALVES; SCOPEL; MARTINS, 2017; BRAGA et al., 2017; ALVES et al. 2018; ALVES et al., 2018b).

Entre os impactos negativos causados aos recursos naturais, a erosão do solo tem sido um processo largamente reconhecido como um problema ambiental no que tange à ocupação do solo para práticas agropecuárias e florestais, afetando sua capacidade produtiva. Esse processo erosivo causa redução da porosidade do solo, da sua capacidade de retenção e infiltração de água, com conseqüente aumento do escoamento superficial, do transporte de sedimentos e assoreamento de corpos hídricos (SILVA, et

al.; 2010; DURÃES; MELLO, 2016), redução da recarga hídrica em bacia hidrográfica (o que contribui para a escassez hídrica), perda da fertilidade dos solos (OLIVEIRA; LEITE, 2018), desvalorização das propriedades rurais e outros problemas ambientais e econômicos.

Várias abordagens e modelos foram desenvolvidos para avaliar a erosão do solo pela água e prever o risco e a intensidade da erosão hídrica. Cada abordagem ou modelo tem suas próprias características e finalidade de aplicação (FARHAN; NAWAISEH, 2015). Em vários países a USLE e suas versões posteriores são amplamente utilizadas na estimativa da perda de solos, como pode ser observado nos trabalhos de Renard e Freimund (1994), Barbosa et al. (2015), Farhan e Nawaiseh (2015), Durães e Mello (2016), Karamage et al. (2016), Dornellas et al. (2017), Botelho et al. (2018), Lin et al. (2019) e outros.

No intuito de estimar o escoamento superficial e outros processos em bacia hidrográfica, vários modelos foram desenvolvidos, sendo o modelo SWAT o que melhor representa os processos hidrológicos em unidades hidrográficas e o mais utilizado em âmbito mundial (ABBASPOUR et al., 2015; FERREIRA; UAGODA, 2017; BLAINSKI; ACOSTA; NOGUEIRA, 2017; DIAS et al, 2018). O emprego deste modelo permite subsidiar a implementação de ações e políticas públicas para a gestão efetiva e eficaz dos recursos hídricos.

As geotecnologias (geoprocessamento, sensoriamento remoto, *Global Navigation Satellite System* - GNSS, cartografia automatizada, Sistema de Informação Geográfica – SIG, entre outras) possibilitam a implementação destes modelos matemáticos e analisar as bacias hidrográficas de forma a entender como questões relacionadas às alterações causadas por ações antrópicas se comportam no espaço e no tempo. Dentre as ferramentas utilizadas atualmente para a compreensão dos organismos terrestres e das ações do homem sobre o mesmo, podem ser destacados o sensoriamento remoto e o geoprocessamento (FERNANDES; MOREIRA; NERY, 2014). Essas geotecnologias possibilitam a obtenção de resultados representativos de forma rápida e econômica. As técnicas de interpretação de imagens de satélite auxiliam na avaliação da superfície terrestre, sobretudo aspectos de ordem espacial e temporal (MARANHÃO et al., 2017; ALVES; SCOPEL; MARTINS, 2017; ALVES et al. 2018).

Considerando o exposto, objetivou-se analisar, de forma geossistêmica, a bacia hidrográfica (BH) do Rio Verdinho, no Cerrado brasileiro, mais especificamente no Sudoeste de Goiás, no intuito de entender as relações entre aspectos físicos naturais e ações antrópicas na conservação desse sistema, compreender o escoamento superficial e disponibilizar dados técnico-científicos para subsidiar o planejamento e gestão desse recurso, sendo os objetivos específicos: analisar a morfometria, o uso e cobertura da terra entre o período de 1986 e 2016, a fragilidade ambiental, a erosão hídrica, e, ainda, estimar a vazão em sete pontos estrategicamente planejados.

Justificativa

A BH do Rio Verdinho foi estrategicamente escolhida para este estudo devido à atual implementação de projeto para captação de água, aproximadamente $794,40 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, no intuito de atender a demanda hídrica da população urbana de Rio Verde (GO). Esse recurso é importante também para atividades agropecuárias (irrigação, criação de gado, granjas de aves e suínos), agroindústrias, dessedentação de animais silvestres e outros usos.

A população rio-verdense, a quarta maior do estado de Goiás, aumentou 83,19% de 1991 a 2010, e 14,89% de 2010 a 2015; passou de uma população de 176.424 habitantes em 2010 para 217.048 habitantes (estimativa) em 2017, um aumento de 23,03%. Ressalta-se que o município de Rio Verde (GO) apresenta uma das maiores taxas de crescimento do estado de Goiás (IBGE, 2018), com estimativa populacional, pelo cálculo geométrico, de 251.675, 291.826 e 338.383 habitantes em 2022, 2027 e 2032, respectivamente, o que aumentará muito a demanda por água nas residências e indústrias. Destaca-se, ainda, que o referido município é a quarta economia de Goiás e o principal município da microrregião Sudoeste de Goiás. O município de Santo Antônio da Barra, também inserido parcialmente na BH do Rio Verdinho, apresenta uma população estimada de 4.780 pessoas (IBGE, 2018), sendo que essa fonte de água superficial também é importante para a produção agropecuária deste município. Esses dois municípios apresentam economia baseada na produção pecuária e agrícola, sendo o município de Rio Verde (GO) modelo na produção agropecuária nacional. Atividades essas que, se conduzidas sem ter em vista a conservação do agroecossistema, podem provocar prejuízos ambientais, sociais e econômicos.

As principais fontes de água atuais do município de Rio Verde são Ribeirão das Abóboras (300 a 320 L.s⁻¹), Ribeirão da Laje (média de 100 a 110 L.s⁻¹) e subterrâneas (80 L.s⁻¹), as quais são insuficientes para atender o consumo atual e futuro da população urbana rio-verdense, sendo que a BH do Rio Verdinho é uma fonte estratégica para suprir essa demanda. Logo, são necessários dados técnico-científicos embasados em estudos holísticos para subsidiar a implementação de políticas públicas efetivas e eficientes, tendo em vista o manejo adequado do solo e a conservação da referida bacia hidrográfica.

Organização dos estudos

Para alcançar os objetivos propostos, os estudos sobre a BH do Rio Verdinho foram organizados em cinco capítulos (artigos), os quais são:

- a) Capítulo I, que trata da análise morfométrica a partir de geotecnologias e equações matemáticas;
- b) Capítulo II, no qual é analisada as mudanças no uso e cobertura da terra, de 1986 para 2016, por meio de geotecnologias e a Matriz de Tabulação Cruzada;
- c) Capítulo III, relacionado à fragilidade dos ambientes, com a utilização de geotecnologias e do modelo da Fragilidade dos Ambientes Naturais e Antropizados;
- d) Capítulo IV, sobre a investigação da erosão hídrica com uso de geotecnologias e da *Universal Soil Loss Equation* (USLE) adaptada para as condições ambientais do Brasil;
- e) Capítulo V, sendo este sobre a estimativa de vazão hídrica, a partir de geotecnologias e da calibração do modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) por meio do programa *SWAT-Calibration and Uncertainty Procedures* (SWAT-CUP).

REFERÊNCIAS

ABBASPOUR, K. C. E. et al. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology**, v. 524, p. 733-752, may 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.027>. Acesso em 17 jul. 2019.

AGRICULTURAL RESEARCH SERVICE; TEXAS A & M UNIVERSITY. **Soil and Water Assessment Tool-SWAT**. Disponível em: <https://swat.tamu.edu/>. Acesso em: 20 abr. 2019.

ALMEIDA, R. P. et al. Uso e ocupação do solo em áreas de assentamentos rurais no norte de Minas Gerais. **Caminhos de Geografia**, v. 18, n. 62, p. 13–31, jun. 2017. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/34053>. Acesso em: 20 jul. 2019.

ALVES, W. S. et al. Análise morfométrica da bacia do ribeirão das Abóboras – Rio Verde (GO). **Geociências**, São Paulo, v. 35, n. 4, p. 652-667, 2016. Disponível em: <http://ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/9978>. Acesso em: 26 mar. 2018.

ALVES, W. S. et al. Análise de aspectos físicos da bacia do córrego Bonsucesso, localizada em Jataí (GO), Brasil, apoiado em geotecnologias. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 11, n. 1, p. 13-34, 2017. Disponível em: <https://revista.ufr.br/rga/issue/view/224>. Acesso em 31 jul. 2019.

ALVES, W. S.; SCOPEL, I.; MARTINS, A. P. Análise da Fragilidade Ambiental da bacia do ribeirão das Abóboras, em Rio Verde, Sudoeste de Goiás. **GeoFocus**, v. 18, n. 19, p. 81-108, 2017. Disponível em: <http://www.geofocus.org/index.php/geofocus/article/view/556/401>. Acesso em: 14 out. 2018.

ALVES, W. S. et al. Análise morfométrica da bacia do ribeirão da Laje, no Sudoeste de Goiás, Brasil. **Revista Geografia, Ensino & Pesquisa**, v. 22, n. 32, p. 01-22, 2018a. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/2236499431129>. Acesso em 31 jul. 2019.

ALVES, W. S. et al. Análise da Fragilidade Ambiental na bacia hidrográfica do ribeirão Douradinho, Sudoeste de Goiás. **Geoambiente On-Line**, n. 29, p. 164-183, 2018b. Disponível em: <https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i29.47726>. Acesso em: 25 maio 2018.

ALVES, W. S.; MARTINS, A. P.; SCOPEL, I. Fragilidade ambiental: subsídio ao planejamento e à gestão da bacia do Ribeirão da Laje (GO), Brasil. **Revista Geografia, Ensino & Pesquisa**, v. 22, n. 34, p. 01-17. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/2236499431267>. Acesso em: 22 out. 2019.

ALVES, W. S. et al. Análise do uso da terra, da cobertura vegetal e da morfometria da bacia do ribeirão Douradinho, no Sudoeste de Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 3, p. 1093-1113, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.3.p1093-1113>. Acesso em: 07 dez. 2019.

AQUINO, R. P. et al. Análise da vulnerabilidade natural e do risco de degradação no alto curso do Rio Banabuiu – CE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 9, n. 2, p. 601-613, 2016. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/233689/27266>. Acesso em: 14 out. 2018.

BARBOSA, A. F. et al. Aplicação da Equação Universal de Perda do Solo (USLE) em Softwares Livres e Gratuitos. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 38, n. 1, p. 170-179, 2015. Disponível em: http://dx.doi.org/10.11137/2015_1_170_179. Acesso em: 31 maio 2019.

BERTONI, J. C.; LOMBARDI NETO, J. **Conservação do solo**. São Paulo: Icone, 2014.

BERTRAND, G. **Paisagem e Geografia Física Global: esboço metodológico**. Tradução de Olga Cruz. São Paulo: Caderno de Ciências da Terra, IGEOG-USP, 1972.

BLAINSKI, E.; ACOSTA, E.; NOGUEIRA, P. C. P. Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte catarinense. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, n. 2, p. 226-237, mar./apr. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/1980-993X>. Acesso em: 17 jul. 2-19.

BOTELHO, T. H. A. et al. Use of USLE/ GIS technology for identifying criteria for monitoring soil erosion losses in agricultural areas. **Engenharia Agrícola**, v. 38, n. 1, p. 13-21, jan./feb. 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n1p13-21/2018>. Acesso em: 12 jul. 2019.

BRAGA, C. C. et al. Mapeamento da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do reservatório da UHE Caçu – Goiás. **Ciência e Natureza**, v. 39, p. 81-98, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5902/2179460X26978>. Acesso em 31 jul. 2019.

BRASIL. Lei nº 9.433. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 9 de janeiro de 1997. Disponível em: <http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?jornal=1&pagina=4&data=09/01/1997>. Acesso em: 12 de novembro de 2017.

CASTRO, K. B. et al. Aplicação de série temporal mínima para simulação de vazões em bacia experimental do cerrado. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, n. 8, p. 1497-1513, out. 2016. Disponível em <http://www.seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/44375>. Acesso em: 20 jul. 2019.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo: Edgard Blucher Ltda, 1980.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blucher, 1999.

CUNHA, S. B.; FREITAS, M. W. S. Geossistemas e gestão ambiental na bacia hidrográfica do rio São João-RJ. **GEOgraphia**, v. 6, n. 12, p. 87 - 110, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.22409/GEOgraphia2004.v6i12.a13481>. Acesso em: 14 out. 2018.

- CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. Degradação ambiental. In: GUERRA, J. T.; CUNHA, S. B. (Orgs.). **Geomorfologia e meio ambiente**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2000.
- DEMARCHI, J. C.; ZIMBACK, C. R. L. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de solo na sub-bacia do Ribeirão das Perobas. **Energia na Agricultura**, v. 29, n.2, p.102-114, abr. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.17224/EnergAgric.2014v29n2p102-114>. Acesso em: 20 jul. 2019.
- DIAS, V. S. et al. Historical Streamflow Series Analysis Applied to Furnas HPP Reservoir Watershed Using the SWAT Model. **Water**, v. 10, n. 4, p. 1-13, abril 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w10040458>. Acesso em: 2 fev. 2019.
- DORNELLAS, P. C. et al. Estimativa de perdas de solo na bacia do alto rio Paraíba, região semiárida do estado da Paraíba. **Revista OKARA**, v. 11, n. 2, p. 338-350, jul. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.22478/ufpb.1982-3878.2017v11n2.37658>. Acesso em: 13 jun. 2019.
- DURÃES, M. F.; MELLO, C. R. Distribuição espacial da erosão potencial e atual do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí, MG. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.21, n.4, p. 677-685, out./dez. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016121182>. Acesso em: 20 jul. 2019.
- FARHAN, Y.; NAWAISEH, S. Spatial assessment of soil erosion risk using RUSLE and GIS techniques. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, p. 4649–4669, apr. 2015. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs12665-015-4430-7>. Acesso em: 12 jun. 2019.
- FERNANDES, F. H. S.; MOREIRA, A. A.; NERY, C. V. M. Dinâmica do uso e ocupação do solo da área desapropriada do lago artificial do bico da pedra no norte do estado de Minas Gerais. **Caminhos de Geografia**, v. 15, n. 50, p. 187–206, jun. 2014. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/24749>. Acesso em 20 jul. 2019.
- FERREIRA, R. S.; UAGODA, R. E. S. Análise da predição do balanço hídrico da bacia do ribeirão do Gama-DF através do modelo SWAT. **Revista Brasileira de Geografia Física** v.10, n.03, p. 880-893, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.5935/1984-2295.20170057>. Acesso em: 20 jul. 2019.
- FRAGA, M. S. et al. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Catolé Grande, Bahia, Brasil. **Nativa**, Sinop, v. 02, n. 04, p. 214-218. Out./dez. 2014. Disponível em: <https://pdfs.semanticscholar.org/53a0/82e5d276b9af118fb60e9efc9e6e9b6f4f6c.pdf>. Acesso em 20 jul. 2019.
- GREGORY, K. J. **A natureza da Geografia Física**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1992.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basin: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of America Bulletin**, Washington (Estados Unidos da América), v. 56, n. 3, p. 275, mar. 1945. Disponível em: [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1945\)56\[275:EDOSAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1945)56[275:EDOSAT]2.0.CO;2). Acesso em: 19 jul. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Brasil. População 2017** (estimativa). 2018. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/panorama>. Acesso em: 25 fev. 2018.

INSTITUTO MAURO BORGES – IMB. **Goiás: visão geral**. Disponível em: http://www.imb.go.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=79:goi%C3%A1s-vis%C3%A3o-geral&catid=232&highlight=WyIxMS4zNjkuMTM0II0=&Itemid=145. Acesso em: 19 jul. 2019.

KARAMAGE, F. et al. USLE-Based Assessment of Soil Erosion by Water in the Nyabarongo River Catchment, Rwanda. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 13, n. 8, p. 01-16, aug. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph13080835>. Acesso em: 15 jul. 2019.

LIN, B. S. et al. Improvement of the K-Factor of USLE and Soil Erosion Estimation in Shihmen Reservoir Watershed. **Sustainability**, v. 11, n. 2, p. 01-16, jan. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su11020355>. Acesso em: 15 jul. 2019.

MACHADO, A. C. P.; CUNHA, C. M. L. A influência das características morfométricas do relevo na morfodinâmica: um estudo da alta bacia do Rio Itanhaém (SP). **Geociências**, v. 32, n.2, p. 298-316, 2013. Disponível em: <http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/7307>. Acesso em: 20 mar. 2018.

MARANHÃO, D. D. C. et al. Correção de imagens e caracterização do uso da terra no município de pinheiral, estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Caminhos de Geografia**, v. 18, n. 62, p. 174–188, jun. 2017. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/36893>. Acesso em: 20 jul. 2019.

MARTINS, A. P. et al. Uso da terra e cobertura vegetal de 1985 a 2015 no Sudoeste de Goiás e relação com o meio físico. In: PEIXINHO, D. M; SOUSA, M. S. **Reconfiguração do Cerrado: uso, conflitos e impactos ambientais**. Goiânia: Gráfica UFG, 2016. 11-33 p.

MELTON, M. A. **An analysis of the relations among elements of climate, surface properties, and geomorphology**. New York (Estados Unidos da América): Columbia University, 1957.

MONTEIRO, C. A. F. **Geossistemas: a história de uma procura**. São Paulo: Contexto, 2001.

MÜLLER, V. C. **A quantitative geomorphology study of drainage basin characteristic in the Clinch Mountain Area, Virginia and Tennessee.** New York (Estados Unidos da América): Columbia University; 1953.

OLIVEIRA, E. D et al. Uso das terras e aspectos fisiográficos da bacia de drenagem do Arroio do Butka, Guarapuava (PR). **Ateliê Geográfico**, Goiânia, v. 7, n. 1, p.215-236, abr. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.5216/ag.v7i1.15779>. Acesso em: 25 jul. 2018.

OLIVEIRA, W. F.; LEITE, M. E. Perda de solo por erosão hídrica em bacia hidrográfica: o caso da área de drenagem da barragem do rio juramento, no norte do estado de minas gerais. **Caminhos de Geografia**, v. 19, n. 67, p. 16–37, out. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/RCG196702>. Acesso em: 20 jul. 2019.

PESSÔA, V. L. S. **Ação do estado e as transformações agrárias no cerrado das zonas de Paracatu e Alto Paraíba.** 239f. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1988.

PONTIUS JUNIOR, R. G.; SHUSAS, E.; MCEACHERN, M. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 101, p. 251-268, fev. 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.008>. Acesso em 26 maio 2019.

RENARD, K.G.; FREIMUND, J.R. Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. **Journal of Hydrology**, v. 157, p. 287–306, May 1994. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)90110-4](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)90110-4). Acesso em: 13 jul. 2019.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, n.8, p.63-74, nov. 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.7154/RDG.1994.0008.0006>. Acesso em: 20 jul. 2019.

SCHUMM, S. A. A tentative classification of alluvial river channels. **United States Geological Survey**, Washington (Estados Unidos da América), circular n. 477, 1963.

SCHUMM, S. A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy, New Jersey. **Geological Society of America Bulletin**, Washington (Estados Unidos da América), v. 67, n. 5, p. 597- 646, may 1956. Disponível em: [10.1130/0016-7606\(1956\)67\[597:EODSAS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1956)67[597:EODSAS]2.0.CO;2). Acesso em: 18 jun.2018.

SILVA, F. G. B. et al. Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim – SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.2, p. 141-148, jun. 2010. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522010000200006](https://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522010000200006). Acesso em: 20 jul. 2019.

SOTCHAVA, V. B. **Por uma Teoria de Classificação de Geossistemas de Vida Terrestre**. Tradução de Carlos Augusto de Figueiredo Monteiro. São Paulo: Série Biogeografia, IGEOG-U, 1978.

SOUZA, J. R.; REIS, L. N. G.; PEDROSA, A. S. Caracterização e susceptibilidade ecológica dos fragmentos florestais nas bacias do ribeirão Douradinho e ribeirão Estiva - Minas Gerais. **Caminhos de Geografia**, v. 15, n. 51, p. 85–94, set. 2014. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/23625>. Acesso em: 20 jul. 2019.

SPÖRL, C. E ROSS, J.L.S. Análise da fragilidade ambiental com aplicação de três modelos. **GEOUSP - espaço e tempo**, São Paulo, n. 15, p. 39-49, jun. 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2004.123868>. Acesso em: 20 jul. 2019.

STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) analysis and erosional topography. **Geological Society of America Bulletin**, Washington (Estados Unidos da América), v. 63, n. 11, p.1117-1142, nov. 1952. Disponível em: [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1952\)63\[1117:HAAOET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1952)63[1117:HAAOET]2.0.CO;2). Acesso em: 17 jun. 2018.

VALENTE, O. F.; GOMES, M. A. **Conservação de nascentes: hidrologia e manejo de bacias hidrográficas de cabeceiras**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2005.

VILLELA, S. M; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975.

VON BERTALANFFY, L. **Teoria Geral dos Sistemas**. 2. ed. Brasília: Editora Petrópolis/Vozes, 1975.

CAPÍTULO I

MORFOMETRIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VERDINHO, SUDOESTE DE GOIÁS, BRASIL

RESUMO

Tendo em vista a importância dos recursos hídricos para o desenvolvimento econômico e social de uma nação, tornam-se necessários dados representativos sobre a geometria, o relevo e a drenagem de bacias hidrográficas para subsidiar a implementação de ações e políticas públicas voltadas para o planejamento e a gestão desse recurso de forma efetiva e eficiente. Assim, o objetivo central desse estudo foi analisar a morfometria da bacia hidrográfica do Rio Verdinho. Essa unidade hidrográfica é importante fonte de água para o desenvolvimento econômico e social do município de Rio Verde, Sudoeste de Goiás. O estudo foi realizado com uso de modelos matemáticos, produtos de sensoriamento remoto e técnicas de geoprocessamento. A área de estudo apresenta variáveis morfométricas que, associadas às formações geológicas, aos solos e à precipitação pluviométrica, são predominantemente favoráveis à conservação e à recarga de água desse sistema. Porém, a forma alongada e possíveis ocorrências de chuvas intensas na cabeceira sujeitam essa unidade hidrográfica às torrentes eventuais, podendo causar prejuízos ambientais, econômicos e outros no trecho médio e baixo da bacia; a amplitude altimétrica máxima, as maiores declividades, a densidade hidrográfica, densidade de drenagem, a presença, em menor percentual, de Latossolo Vermelho de textura média, Cambissolos Háplico, Argissolo Vermelho, Neossolo Litólico e Nitossolo Vermelho são favoráveis à perda de solos. Os resultados indicam que as ações antrópicas na área de estudo devem contemplar manejo e práticas conservacionistas do solo. Esses resultados subsidiarão o planejamento e a gestão ambiental desse recurso, além de servir de base para outros trabalhos em âmbito local e de outras regiões, contribuindo para a conservação da água em quantidade e qualidade adequadas para os diferentes usos.

Palavras-chave: Geotecnologias; Modelos Matemáticos; Recursos Hídricos.

MORPHOMETRY OF THE WATERSHED OF VERDINHO RIVER, SOUTHWEST OF GOIÁS, BRAZIL

ABSTRACT

Considering the importance of water resources to the economical and social development of a nation, representative data over the geometry, the relief and watershed drainage have become necessary to subsidize the implementation of actions and public policies regarding planning and management of this resource in an effective and efficient way. Therefore, the main objective of this study was to analyze the morphometry of the watershed of Verdinho River. This water unit is an important water source for the economical and social development of the municipality of Rio Verde, Southwest of Goiás. The study was accomplished with the use of mathematical models, products of remote sensing and geoprocessing techniques. The study area presents morphometric variables which, associated to geological formations, to soils and rainfall, are predominantly favorable to the water conservation and recharge of this system.

However, the elongated shape and possible occurrence of intense rainfall in the river head subject this watershed to eventual torrents, being able to cause environmental and economic damages and others in the medium and low watershed stretch; the maximum altimetric amplitude, the biggest slopes, water density, drainage density, the presence, in a lowest percentage, of medium texture Red Latosol, Cambisol Háplico, Red Argisol, Litholic Neosol and Red Nitosol are favorable to soil loss. The results indicate that the anthropic actions in the study area must contemplate management and conservationist practices of the soil. These results will subsidize the planning and environmental management of this water resource, besides serving as a base to other operations locally and in other regions, contributing to the preservation of the water in quantity and proper quality for different uses.

Keywords: Geotechnologies; Mathematical Models; Water Resources.

INTRODUÇÃO

A análise de bacias hidrográficas ou unidades hidrográficas começou a apresentar caráter mais objetivo a partir de 1945, com a publicação do notável trabalho do engenheiro hidráulico Robert E. Horton, que procurou desenvolver as leis do desenvolvimento dos rios e de suas bacias. O uso e expansão dessa nova perspectiva foi influenciada por Arthur N. Strahler e seus colaboradores da Universidade de Colúmbia (CHRISTOFOLETTI, 1980).

O planejamento e a gestão ambiental de bacia hidrográfica podem ser subsidiados por meio de análise morfométrica (CHRISTOFOLETTI, 1980; MARTINI, 2012; ALVES et al., 2016; ALVES et al., 2017; ALVES et al., 2018; ALVES et al., 2019), sendo esta pautada na Teoria dos Sistemas, permite compreender, por meio de um conjunto de variáveis, as quais relacionam um rol de características geográficas, a dinâmica da bacia hidrográfica como um todo, inclusive de seus diferentes compartimentos e, conseqüentemente, a sua fragilidade natural (VILLELA; MATTOS, 1975; ALMEIDA; BAYER; FERREIRA JÚNIOR, 2016; SOARES et al., 2016; ALVES et al., 2016; ALVES et al., 2017; ALVES et al., 2018).

A caracterização da morfometria de bacia hidrográfica envolve estudos quantitativos do relevo (ALVES et al., 2016) e apresenta várias aplicações, com destaque para: compartimentação do relevo, subsídios a estudos de paisagem, suscetibilidade e potencialidade à erosão e suscetibilidade à inundação (DEODORO; FONSECA, 2016). É necessária para a determinação das potencialidades e limitações quanto ao uso e cobertura da terra, auxiliando no planejamento das atividades a serem

desenvolvidas (FRAGA et al., 2014). Além da análise morfométrica, é importante caracterizar a geologia, os solos, a precipitação pluviométrica, entre outros, permitindo análise dos aspectos da paisagem em bacias hidrográficas de forma holística.

Com uso de geotecnologias e modelos matemáticos, como os propostos por Horton (1945), Strahler (1952), Müller (1953), Schumm (1956), Melton (1957), Schumm (1963), Villela e Mattos (1975), é possível realizar a caracterização morfométrica de bacias hidrográficas com rapidez e representatividade. São observados diversos trabalhos na literatura que utilizaram essas tecnologias para subsidiar o planejamento e a gestão ambiental dos recursos hídricos, como os estudos: contribuição da morfometria para o estudo das inundações na sub-bacia do rio Luís Alves, Santa Catarina (FRANCO; SANTO, 2015); análise morfométrica e multicriterial da bacia hidrográfica do rio Santa Bárbara, Nordeste do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais (DEODORO; FONSECA, 2016); análise morfométrica da bacia do ribeirão das Abóboras, município de Rio Verde, Goiás (ALVES et al., 2016); Análise morfométrica dos afluentes principais da bacia hidrográfica do rio Uruguai e sua influência nas inundações na cidade de Itaqui, Rio Grande do Sul, Brasil (OGASSAWARA; GASS, 2018); zoneamento da susceptibilidade às cheias no território da Eslováquia, na Europa Central (VOJTEK; VOJTEKOVÁ, 2019).

Assim, o objetivo central deste estudo foi analisar a morfometria da bacia hidrográfica (BH) do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás (Brasil), no intuito de melhor entender essa unidade hidrográfica e disponibilizar informações para outros estudos e o planejamento e a gestão ambiental desse recurso. A escolha da BH do Rio Verdinho é devido a importância da mesma para a região Sudoeste de Goiás. Nessa unidade hidrográfica há uso intensivo do solo no processo de produção agropecuária e um projeto em fase de implementação para captação de água (aproximadamente 794,40 L.s⁻¹) no intuito de atender a demanda hídrica da população urbana de Rio Verde (GO), estimada em 235.647 pessoas (IBGE, 2019), além de ser importante para outros usos.

MATERIAL E MÉTODOS

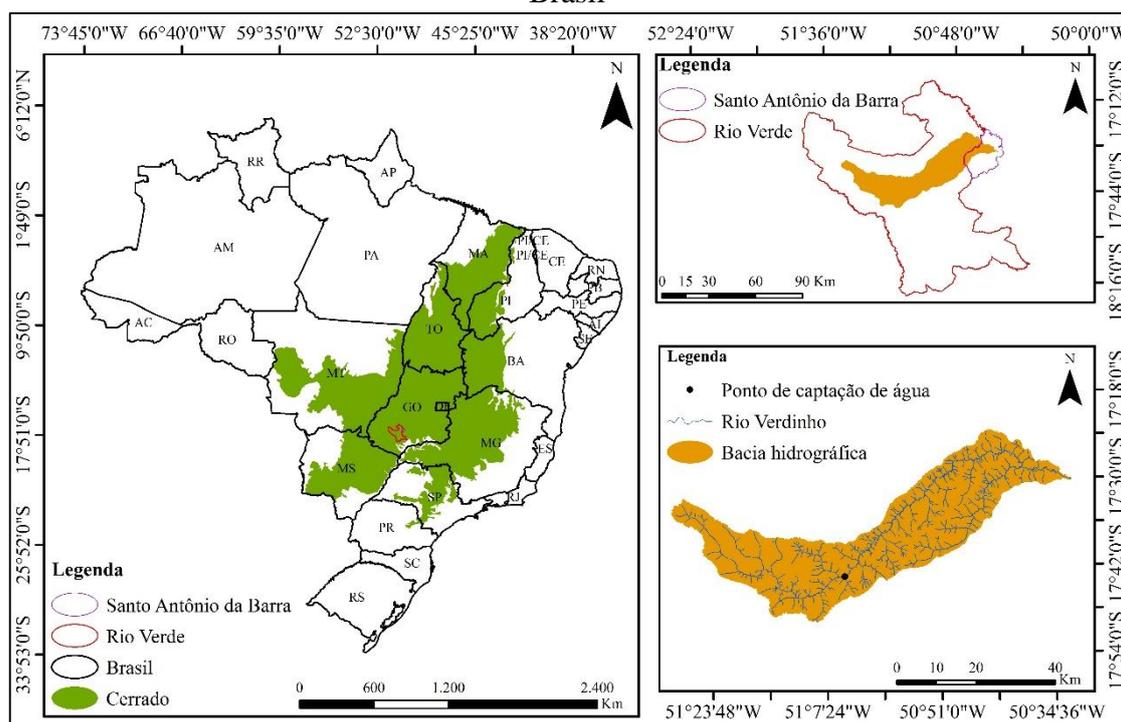
Os procedimentos metodológicos para obtenção dos dados foram divididos em três etapas: obtenção das bases de dados geográficos; elaboração de mapas de aspectos

físicos (geológicos e pedológicos) e morfométricos e levantamentos de doze variáveis secundárias para cálculos dos índices morfométricos; e cálculo de doze índices morfométricos com uso de equações matemáticas específicas.

Localização da área de estudo

A BH do Rio Verdinho é de 154.430,19 ha, sendo que a área de contribuição do ponto de captação de água é de 59.010,93 ha. Está localizada na microrregião Sudoeste de Goiás, Brasil, nos municípios de Rio Verde (GO) e Santo Antônio da Barra (Figura 1). Encontra-se entre as coordenadas geográficas $17^{\circ}29'53,33''\text{S}/50^{\circ}31'34,73''\text{O}$ e $17^{\circ}33'57,20''\text{S}/51^{\circ}29'14,36''\text{O}$, no domínio dos chapadões centrais recobertos por cerrados, cerradões e formações campestres, com remanescentes localizados principalmente entre os vales fluviais na forma de matas de galeria e ciliar.

Figura 1. Localização da bacia hidrográfica (BH) do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, Brasil



Organizado no Sistema de Coordenadas Geográficas, Sirgas 2000 e Zona 22S.

Fonte: Organizado pelo autor (2019) a partir de bases de dados geográficas disponibilizadas pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2018).

O principal curso hídrico da BH do Rio Verdinho nasce no local com as Coordenadas geográficas $17^{\circ}34'1,2''\text{S}/51^{\circ}28'12''\text{O}$, em Rio Verde (GO), e deságua na margem direita do Rio Verde, no município de Santo Antônio da Barra (GO), nas

coordenadas geográficas 17°29'45,6"S/50°31'30"O, sendo o seu principal afluente o Ribeirão Boa Vista, o qual tem sua nascente principal no local com as coordenadas geográficas 17°43'0,96"S/50°55'36,34"O, e foz, nas coordenadas geográficas 17°28'41,69"S/ 50°36'20,65"O.

Bases de dados

No intuito de melhor entender a área de estudo e analisar a morfometria, foram elaborados dados de geologia, solos e precipitação pluviométrica. Esses dados foram obtidos a partir das seguintes bases de dados:

a) Mapa Geológico do Estado de Goiás e Distrito Federal, na escala 1:500.000, formato *shapefile* (shp), geração 13 de abril de 2009, pela Superintendência de Geologia e Mineração/Secretaria Estadual de Indústria e Comércio (SGM/SIC), disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2018);

b) Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, formato shp, geração 01 de março de 2005, gerado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (2005); modelagem, alimentação do Sistema de Informação Geográfica (SIG) e edição das cartas pela Superintendência de Geologia e Mineração/Secretaria Estadual de Indústria e Comércio (SGM/SIC) (SIEG, 2018); e

d) Dados de precipitação pluviométrica da estação nº 01750008 Fazenda Paraíso, localizada dentro da área de estudo, compilados do banco de dados na página HidroWeb da Agência Nacional de Águas (ANA, 2018).

As bases de dados geográficos usadas no estudo da morfometria foram obtidas nas páginas dos órgãos governamentais *United States Geological Survey* (USGS) e SIEG, sendo elas:

a) *Imagem Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução espacial de 30 m x 30 m, gerada pela cooperação entre NASA e a *National Imagery and Mapping Agency* (NIMA), do DoD (*Department of Defense*) dos Estados Unidos da América e das agências espaciais da Alemanha e da Itália, disponibilizada pelo *United States Geological Survey* (USGS, 2017); e

b) Drenagens da Base Cartográfica Vetorial Digital, na escala 1:100.000, gerada pela ANA, geração de 22 de julho de 2006; revisão de topologia, alimentação, atualizações

e edição da carta pela Superintendência de Geologia e Mineração/Secretaria Estadual de Indústria e Comércio (SGM/SIC) e disponibilizada pelo SIEG (2018).

Mapas geológicos, pedológicos, morfométricos e variáveis secundárias

A organização e elaboração dos produtos cartográficos e obtenção das doze variáveis morfométricas secundárias da bacia hidrográfica foram por meio do software ArcGIS 10.6.1[®] (ESRI, 2019) licenciado para o laboratório de Geoinformação da Universidade Federal de Goiás/Regional de Jataí. Os mapas foram elaborados no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (Sirgas) 2000, projeção Universal Transversa de Mercator (UTM) e Zona 22 Sul (S).

A partir da base SRTM foi possível extrair as curvas de nível com equidistância de 10 m e, ainda, delimitada a área da bacia hidrográfica de forma automática, em formato *shapefile* (shp). A delimitação da área de estudo foi utilizada para:

- a) extrair das bases de dados geográficos do estado de Goiás os dados de geologia e solos;
- b) realizar o recorte das curvas de nível para gerar o mapa hipsométrico;
- c) extrair o SRTM da bacia a partir da base SRTM de menor escala para gerar o mapa de declividade conforme a classificação da declividade proposta por Santos et al (2013); e
- d) extração da hidrografia da área de estudo, a partir da hidrografia de Goiás, para gerar o mapa de hidrografia e mapa de hierarquia dos cursos d'água ou ordem dos canais.

As 12 variáveis secundárias levantadas por meio de cálculos no software SIG supracitado e dos mapas elaborados foram: área (A), perímetro (P), número dos cursos hídricos (N), comprimento axial (La), ponto mais alto (PI), ponto mais baixo (PII), altitude, declividade da bacia, comprimento do canal principal (Lp), comprimento total dos canais (Lt), equivalente vetorial médio em linha reta (Ev) e ordem dos canais.

A ordem dos canais foi gerada conforme ordenação de Horton (1945), modificada por Strahler (1952), com aplicação do algoritmo *strahler*, por meio do qual os rios são classificados assim: são considerados de 1^a ordem os pequenos canais que não tenham tributários; quando dois canais de 1^a ordem se unem é formado o de 2^a

ordem; e quando ocorre o encontro de dois rios de 2ª ordem, forma-se o de 3ª ordem, e assim sucessivamente (CHRISTOFOLETTI, 1980).

Cálculos dos índices morfométricos

Esses índices foram obtidos por meio de cálculos usando os índices secundários em modelos matemáticos específicos, os quais são apresentados em seguida:

a) Coeficiente de compacidade

Segundo Fraga et al. (2014), Cochev et al. (2015) e Oliveira et al. (2013), o coeficiente de compacidade corresponde à relação entre o perímetro da bacia e o perímetro da circunferência de um círculo de área igual à da bacia hidrográfica. Esta variável foi obtida com o uso da Equação 1 (E1) (VILLELA; MATTOS, 1975):

$$Kc = 0,282 * (P/\sqrt{A}) \quad (E1)$$

Na qual: Kc é o coeficiente de compacidade, adimensional; P, o perímetro da bacia, em km; e A, a área, em km².

b) Fator de forma

Conforme destacam Santos et al. (2012), Cochev et al. (2015) e Oliveira et al. (2013), o fator de forma relaciona a forma da bacia com um retângulo, correlacionando a razão entre a largura média e o comprimento axial da bacia (da foz até o ponto mais distante do espigão). Esta variável foi obtida com o uso da Equação 2 (E2) (VILLELA; MATTOS, 1975):

$$Kf = A/La^2 \quad (E2)$$

Na qual: Kf é o fator forma, adimensional; A, a área da bacia, em km²; e La, o comprimento axial da bacia, em km.

c) Índice de circularidade

O índice de circularidade é obtido a partir da relação entre a área total da bacia e a área de um círculo de perímetro igual ao da área total da bacia (ALMEIDA et al., 2013; ALVES et al, 2016). Obteve-se conforme Equação 3 (E3) (MÜLLER, 1953):

$$Ic = 12,57 A/P^2 \quad (E3)$$

Na qual: Ic é o índice de circularidade, adimensional; A , a área da bacia, em km^2 ; e P , o perímetro da bacia, em km .

d) Densidade hidrográfica

Conforme destacam Almeida et al. (2013) e Alves et al. (2016), a densidade hidrográfica é a relação existente entre o número de cursos de água e a área da bacia, também conhecida como frequência de drenagem. Christofletti (1980) afirma que o cálculo da densidade hidrográfica é importante por representar o comportamento hidrográfico da área em um de seus aspectos fundamentais, a capacidade de gerar novos cursos hídricos. Esta variável foi calculada usando a Equação 4 (E4) (HORTON, 1945):

$$Dh = Nc_{po}/A \quad (E4)$$

Na qual: Dh é a densidade hidrográfica em número de canais de primeira ordem por km^2 ; Nc_{po} , o número dos canais de primeira ordem; e A , a área da bacia, em km^2 .

No Quadro 1 é apresentada a classificação da Dh em faixas de valores proposta por Lollo (1995).

Quadro 1. Classificação da densidade hidrográfica de bacias hidrográficas

Densidade hidrográfica (Dh), em canais. km^{-2}	Denominação
< 3	Baixa
3 – 7	Média
7 – 15	Alta
> 15	Muito alta

Fonte: Lollo (1995).

e) Amplitude altimétrica máxima

A amplitude altimétrica máxima é a diferença entre a cota máxima e mínima (STRAHLER, 1952; ALVES et al., 2016). Esta variável foi obtida conforme Equação 5 (E5) (STRAHLER, 1952):

$$Hm = PI - PII \quad (E5)$$

Na qual: Hm é a amplitude altimétrica máxima da bacia, em m; PI, a altitude máxima do divisor topográfico, em m; e PII, a altitude da foz, em m.

f) Índice de rugosidade

O coeficiente de rugosidade corresponde ao produto entre a amplitude altimétrica máxima e a densidade de drenagem da bacia (ALMEIDA et al., 2013; FRAGA et al., 2014; SPANGHERO; MELIANI; MENDES, 2015; SAMPAIO; CORDEIRO; BASTOS, 2016). Este índice foi obtido com uso da Equação 6 (E6) (MELTON, 1957):

$$Ir = Hm * Dd \quad (E6)$$

Na qual: Ir é o índice de rugosidade, adimensional; Hm, a amplitude altimétrica máxima, em m; e Dd, a densidade de drenagem, em km.km⁻².

No Quadro 2 é apresentada uma proposta de classificação em faixas de valores do Ir (SOUSA; RODRIGUES, 2012).

Quadro 2. Classificação do índice de rugosidade de bacias hidrográficas

Índice de rugosidade (Ir), adimensional	Denominação
0 - 150	Fraca
151 - 550	Média
551 - 950	Forte
> 950	Muito forte

Fonte: Sousa e Rodrigues (2012).

g) Declividade do canal principal

Conforme Lorenzon et al. (2014), uma das características morfométricas muito importante para fins de análise da propensão à ocorrência de enchentes é a declividade do canal principal. Obteve-se conforme Equação 7 (E7) (VILLELA; MATTOS, 1975):

$$S1 = 100 * Hm / Lp \quad (E7)$$

Na qual: $S1$ é a declividade do canal principal, em %; Hm , a amplitude altimétrica máxima, ou seja, a variação da cota entre os dois pontos extremos (declividade entre extremos, que é obtida por meio da diferença entre as cotas máximas na cabeceira e mínima, na foz, destaca Alves et al. (2016), em m; e Lp , o comprimento em nível do curso de água principal, medido da foz à nascente principal, em m. Foi considerada como nascente principal a que nasce no local com maior distância em relação a foz e com maior altitude.

h) Índice de sinuosidade do curso de água principal

Conforme Nardini et al. (2013), Almeida et al. (2013) e Spanghero, Meliani e Mendes (2015), o índice de sinuosidade relaciona o comprimento verdadeiro do canal (em projeção ortogonal) com a distância vetorial (comprimento em linha reta) entre os dois extremos do canal principal. Este índice foi obtido com o uso da Equação 8 (E8) (SCHUMM, 1963):

$$Is = Lp / Ev \quad (E8)$$

Na qual: Is é o índice de sinuosidade, em km.km^{-1} ; Lp , o comprimento do curso hídrico principal, em km; e Ev , o equivalente vetorial médio em linha reta, em km.

i) Razão de relevo

Rocha et al. (2014) destacam que a razão de relevo relaciona a amplitude altimétrica máxima da bacia e sua maior extensão medida paralelamente à principal linha de drenagem. Esta variável foi obtida conforme Equação 9 (E9) (SCHUMM, 1956):

$$Rr = Hm / La \quad (E9)$$

Na qual: Rr é a razão de relevo, em m.km^{-1} ; Hm , a amplitude topográfica máxima, em m; e La , o comprimento axial da bacia hidrográfica, em km.

j) Densidade de drenagem

A densidade de drenagem, definida por Horton (1945), reflete a distância espacial entre os canais de uma determinada área por meio da análise da relação entre o comprimento total dos canais de uma bacia com sua área (FONSECA e AUGUSTIN, 2014), sendo que o cálculo do comprimento total dos canais deve considerar os rios perenes e os temporários. Esta variável foi obtida conforme Equação 10 (E10) (HORTON, 1945):

$$Dd = Lt/A \quad (E10)$$

Na qual: Dd é a densidade de drenagem, em km.km⁻²; Lt, o comprimento total dos canais, em km; e A, a área da bacia, em km².

Pode ser observada no Quadro 3 uma classificação em faixas de valores da Dd (BELTRAME, 1994).

Quadro 3. Classificação da densidade de drenagem de bacias hidrográficas

Densidade de drenagem (Dd), em km.km ⁻²	Denominação
< 0,50	Baixa
0,50 – 2,00	Mediana
2,01 – 3,50	Alta
> 3,50	Muito Alta

Fonte: Beltrame (1994).

l) Coeficiente de manutenção

Conforme Schumm (1956), o coeficiente de manutenção é calculado pela relação inversa da densidade de drenagem e fornece a área mínima necessária para a manutenção de um metro de canal de escoamento. Esta variável foi obtida conforme Equação 11 (E11) (SCHUMM, 1956):

$$Cm = (1/Dd) * 1000 \quad (E11)$$

Na qual: Cm é o coeficiente de manutenção, em m².m⁻¹; Dd, a densidade de drenagem, em km.km⁻².

m) Extensão do percurso superficial

Horton (1945) e Alves et al. (2016) afirmam que a extensão do percurso superficial da água de enxurrada corresponde à distância média percorrida pelas enxurradas antes de encontrar um curso de água permanente. Obtida conforme a Equação 12 (E12) (HORTON, 1945):

$$Eps = 1/(2 Dd) \quad (E12)$$

Na qual: Eps é a extensão do percurso superficial, em km; e Dd, a densidade de drenagem, em km.km⁻².

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Primeiramente são apresentados os dados sobre a caracterização da área de estudo considerando a geologia, solos e precipitação pluviométrica para melhor discutir os resultados da morfometria. Em seguida, são apresentadas e analisadas as variáveis morfométricas, agrupadas conforme as características da geometria, do relevo e da rede de drenagem.

Caracterização da área de estudo

Formações geológicas

As classes geológicas, sobre as quais está a BH do Rio Verdinho, são de idades entre o Neogeno e o Cretáceo, sendo os produtos litológicos: rocha sedimentar (depósitos aluvionares, unidade coberturas detríticas indiferenciadas, cobertura detrítico-lateríticas ferruginosas, Grupo Bauru - Formação Vale do Rio do Peixe, Formação Verdinho) e ígnea vulcânica (Formação Santo Antônio da Barra, Grupo São Bento - Formação Serra Geral). Observa-se a predominância da Formação Vale do Rio do Peixe (46,23%), seguida de coberturas detríticas indiferenciadas (33,55%), Santo Antônio da Barra (12,57%) e outras em menor percentual (7,65%) (Tabela 1 e Figura 2).

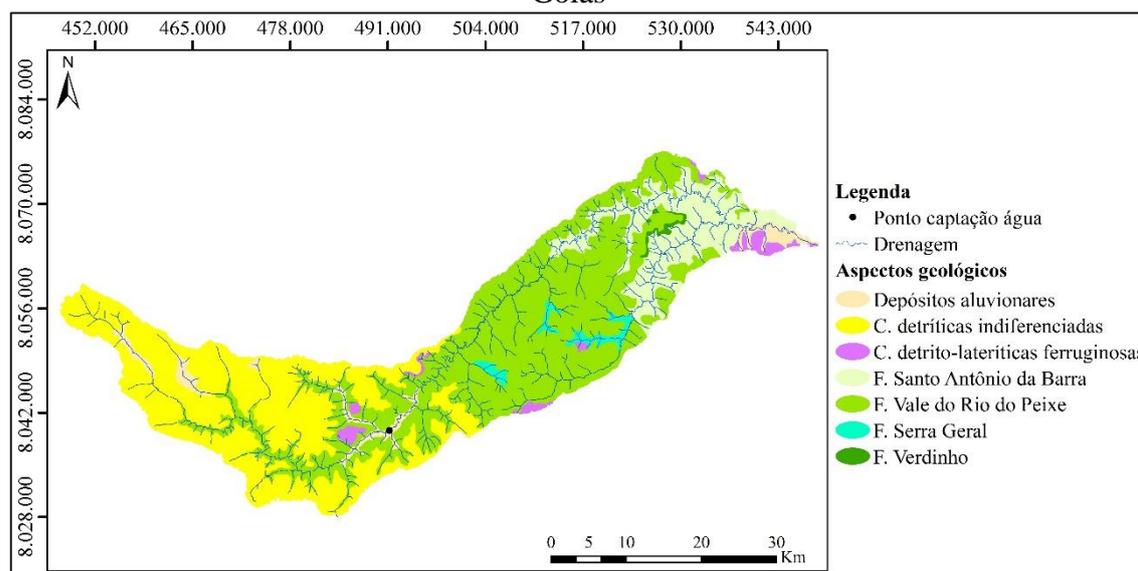
Tabela 1. Classes geológicas da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

Unidade	Litotipo	Em ha	Em %
Vale do Rio do Peixe	Arenito, argilito arenoso	71394,14	46,23
Coberturas detríticas indiferenciadas	Depósitos de areia, depósitos de cascalho, depósitos de argila	51805,88	33,55
Santo Antônio da Barra	*	19418,95	12,57
Depósito aluvionares	Depósitos de areia, depósitos de cascalho	5711,49	3,70
Cobertura detrito-lateríticas ferruginosas	Aglomerado, Laterita, Argilita, Areia	3000,23	1,94
Formação Serra Geral	Basalto, basalto-andesito	2461,97	1,59
Formação Verdinho	Conglomerado, Arenito lítico	637,53	0,41
Total		154.430,19	100

*No Mapa Geológico do Estado de Goiás e Distrito Federal não foi observado litotipo para a formação Santo Antônio da Barra.

Fonte: Organizada pelo autor (2019) a partir de dados gerados pela Superintendência de Geologia e Mineração/Secretaria Estadual de Indústria e Comércio de Goiás (SGM/SIC, 2009), disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2018).

Figura 2. Aspectos geológicos da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Mapa organizado pelo autor (2019) a partir de dados gerados pela Superintendência de Geologia e Mineração/Secretaria Estadual de Indústria e Comércio (SGM/SIC, 2009), disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2018).

É importante ressaltar que na Formação Vale do Rio do Peixe predomina material consolidado, arenoso, apresentando solos geralmente com textura média. A capacidade de armazenamento de água no solo é menor, além de ser mais susceptível a erosão que áreas de solos mais argilosos como a Formação Serra Geral.

Solos

Na Tabela 2 e Figura 3 são apresentadas as classes de solos da BH do Rio Verdinho. Como produto do processo de formação dos solos, os Latossolos são predominantes, com destaque para a classe de Latossolos Vermelhos Distróficos, a qual corresponde a 79,46% da área total, sendo 52,97% de Latossolo Vermelho Distrófico com textura argilosa ou muito argilosa e 26,49% de Latossolo Vermelho Distrófico com textura média. Os Latossolos normalmente estão situados em relevo plano a suave-ondulado, com declividade que raramente ultrapassa 7%; são profundos, porosos, bem drenados, bem permeáveis mesmo quando muito argilosos, são friáveis e de fácil preparo. É importante ressaltar que apesar do alto potencial que os Latossolos apresentam para agropecuária, parte de sua área deve ser mantida com reserva de vegetação natural para proteção da biodiversidade desses ambientes (SOUSA; LOBATO, 2019).

Tabela 2. Classes de solos da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

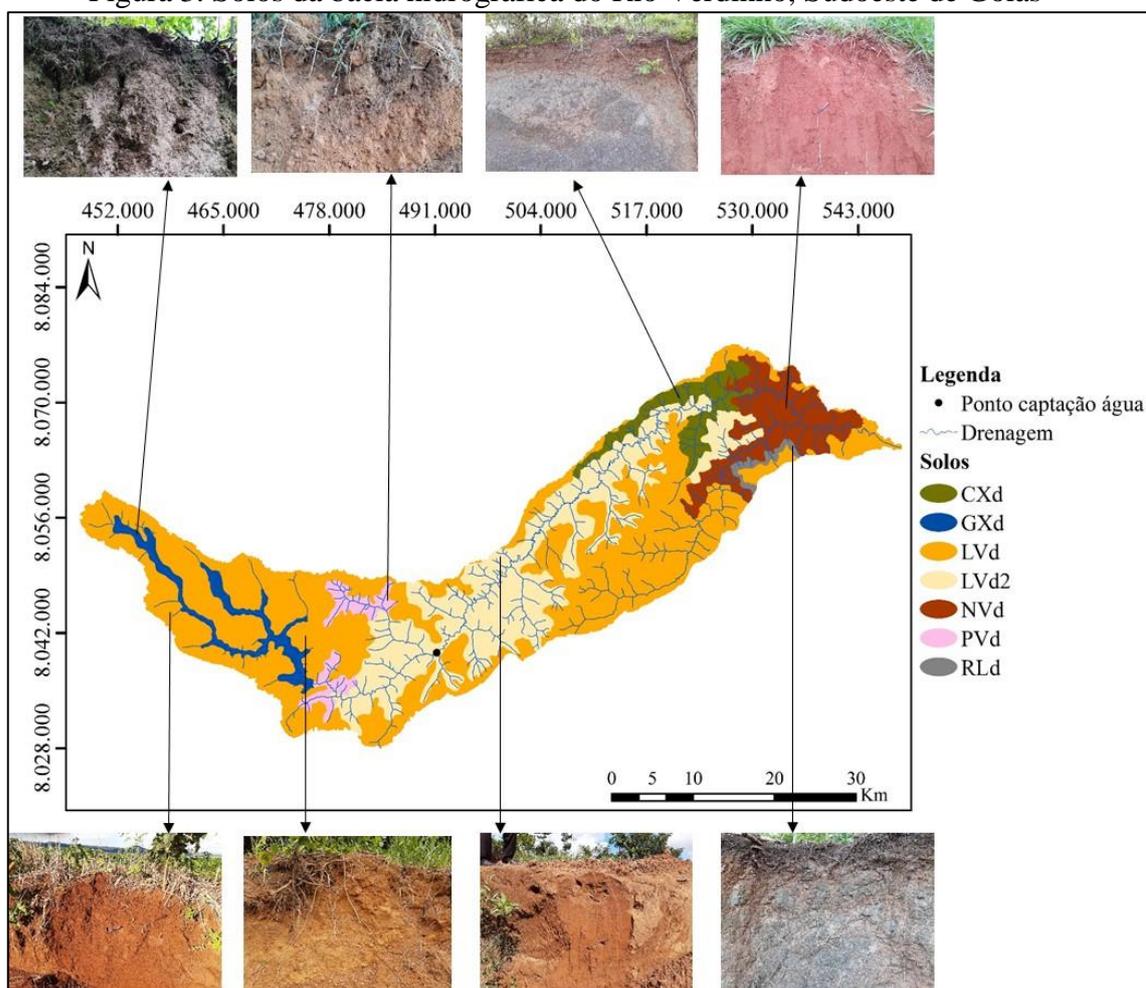
Símbolo	Classes	Em ha	Em %
LVd	Latossolo Vermelho Distrófico, textura argilosa ou muito argilosa	81.806,07	52,97
LVd2	Latossolo Vermelho Distrófico, textura média	40.906,37	26,49
NVd	Nitossolo Vermelho Distrófico, textura argilosa	13.688,81	8,87
CXd	Cambissolo Háptico Distrófico, textura média ou média cascalhenta	6.768,09	4,38
GXd	Gleissolo Háptico Distrófico, textura argilosa	5.858,21	3,79
PVd	Argissolo Vermelho Distrófico, textura média	4.283,32	2,77
RLd	Neossolo Litólico Distrófico, textura média	1.119,32	0,73
Total	-	154.430,19	100,00

Fonte: Atualizada e organizada pelo autor (2019) conforme Santos et al. (2013) a partir do Mapa de Solos da Bacia do Rio Paranaíba gerado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (2005) e disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2018).

Latossolos Vermelho de textura média e argilosa, apesar de estáveis, são suscetíveis à erosão em sulcos devido ao manejo inadequado, assim como nas bordas, vertentes de até 12% de declive, são áreas de risco ao desenvolvimento de voçorocas, conforme observado por Latrubesse e Carvalho (2006), principalmente os de textura média. Ou seja, mesmo com características favoráveis à produção agropecuária, o manejo inadequado nos Latossolos, como uso intensivo de mecanização agrícola, monocultura, sobrepastoreio etc., torna estes solos mais suscetíveis à erosão e outros impactos ambientais negativos.

Na BH do Rio Verdinho, 8,87% da área total corresponde a classe de Nitossolo Vermelho Distrófico. Os Nitossolos apresentam alto risco de erosão devido aos relevos acidentados a que estão associados (SANTOS, ZARONI, 2019), o que exige implementação de práticas de conservação do solo para prevenção contra erosão, assoreamento de cursos hídricos etc. Nos Cambissolos a presença de pequena profundidade e a ocorrência de rochas, cascalhos etc. na massa do solo são as principais limitações para uso (SANTOS; ZARONI; ALMEIDA, 2019a).

Figura 3. Solos da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



CXd: Cambissolo Háplico Distrófico; GXd: Gleissolo Háplico Distrófico; LVd: Latossolo Vermelho Distrófico, textura argilosa ou muito argilosa; LVd2: Latossolo Vermelho Distrófico, textura média; NVd: Nitossolo Vermelho Distrófico; PVd: Argissolo Vermelho Distrófico; RLd: Neossolo Litólico Distrófico.

Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

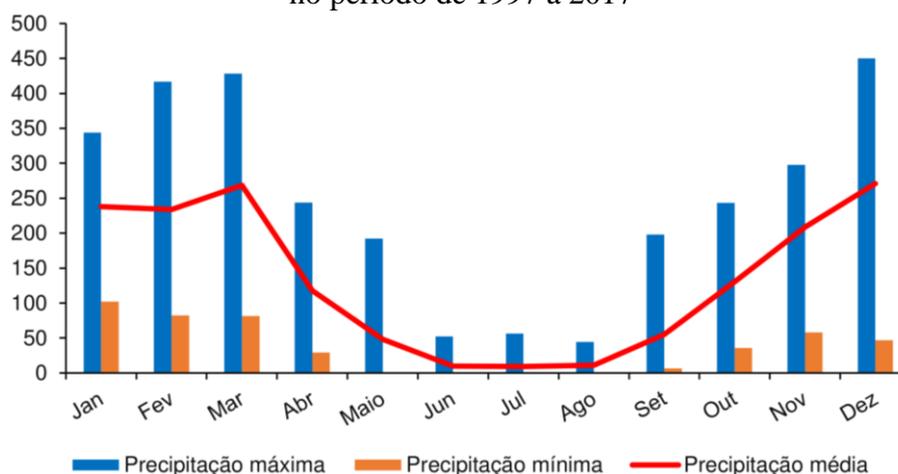
Fonte: Mapa atualizado e organizado pelo autor (2019) conforme Santos et al. (2013) a partir do Mapa de Solos da Bacia do Rio Paranaíba gerado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (2005) e disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2018).

O Gleissolo, tendo proximidade com os cursos hídricos, é indicado para preservação da mata ciliar e de galeria (SANTOS, ZARONI, 2019). Os Argissolos tendem a ser mais suscetíveis aos processos erosivos devido à relação textural presente nestes solos (textura média), que implica em diferenças de infiltração dos horizontes superficiais e subsuperficiais (ZARONI; SANTOS, 2019). O Neossolo Litólico está presente em área com maior declividade. As limitações ao uso das terras neste solo são relacionadas a pouca profundidade, presença de rocha e aos declives acentuados associados às áreas de ocorrência. Estes fatores limitam o crescimento radicular, o uso de máquinas e elevam o risco de erosão, sendo normalmente indicados para preservação da flora e fauna (SANTOS; ZARONI; ALMEIDA, 2019b).

Precipitação pluviométrica

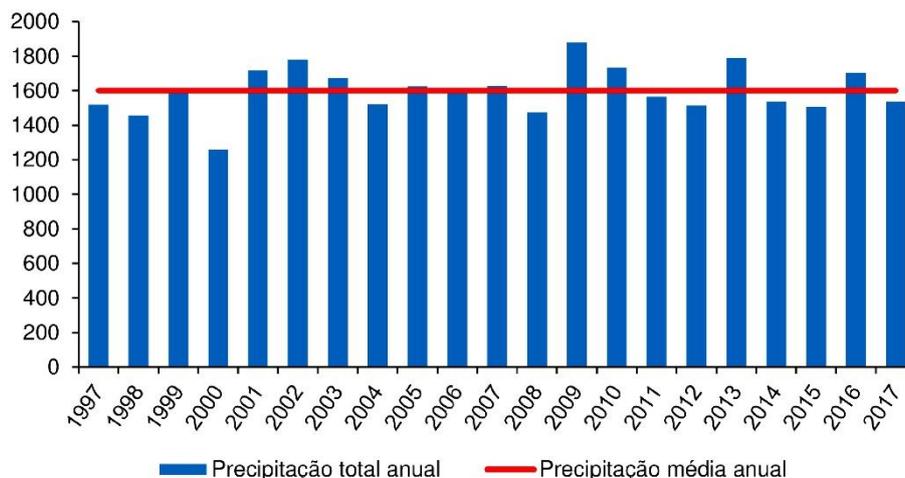
Na Figura 4 observa-se que os meses mais secos são junho, julho e agosto, e os mais chuvosos, novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março (Figura 4). E na Figura 5 observa-se que as precipitações pluviométricas anuais não apresentaram muita variação em relação à média, com exceção do ano 2000 que apresentou baixo volume de chuva, considerado atípico.

Figura 4. Precipitação mensal mínima, máxima e média (mm) para a área de estudo, no período de 1997 a 2017



Fonte: Gráfico elaborado pelo autor (2019).

Figura 5. Precipitação total e média anual (mm) para a área de estudo, no período de 1997 a 2017



Fonte: Gráfico elaborado pelo autor (2019).

A classificação climática no estado de Goiás, considerando os elementos precipitação pluviométrica e a temperatura do ar, utilizando a metodologia de proposta por Köppen-Geiger em 1900 e adaptada por Setzer (1966), é enquadrada no tipo AW-Clima tropical com estação seca no inverno (CARDOSO; MARCUZZO; BARROSA, 2014). A altura pluviométrica de chuva intensa no município de Rio Verde (GO), padrão de 60 minutos de duração, dois anos de período de retorno, é de 40 a 60 mm; e precipitação pluvial de um dia de duração para um período de retorno de dois anos, de 70 a 90 mm (OLIVEIRA; ANTONINI; GRIEBELER, 2008).

Geometria

Na Tabela 3 são apresentados os dados da geometria da bacia hidrográfica do Rio Verdinho. A área e o perímetro da bacia hidrográfica correspondem a 154.430,19 m² e 398.099,99 m, respectivamente. Conforme Vilella e Mattos (1975), a área de drenagem de uma bacia hidrográfica é a área plana (projeção horizontal), inclusa entre seus divisores topográficos, sendo um elemento fundamental para o cálculo das demais características físicas.

Considerando o comprimento da foz até o ponto mais distante do espigão, ou seja, o comprimento axial (La) da BH do Rio Verdinho, o valor obtido é de 121.720,00 m. Apresenta valor de 2,86 para o coeficiente de compacidade (Kc), 0,10 para o fator de forma (Kf), 0,12 para o índice de circularidade (Ic), sendo considerada alongada e, quando associada aos fatores geológicos, pedológicos (porosos, bem drenados e bem

permeáveis) e precipitação pluviométrica, é pouco propensa a ocorrência de grandes enchentes.

Tabela 3. Caracterização geométrica da bacia hidrográficas do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

Variável	Resultado
Área, em ha	154.430,19
Perímetro, em m	398.099,99
Comprimento axial, em m	121.720,00
Coefficiente de compacidade, adimensional	2,86
Fator de forma, adimensional	0,10
Índice de circularidade, adimensional	0,12
Densidade hidrográfica, em canais.km ⁻²	0,18

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Uma bacia hidrográfica com a forma alongada apresenta baixa probabilidade de ocorrência de chuvas intensas ao mesmo tempo em toda a superfície da mesma. Contudo, em evento de chuva intensa em sua cabeceira, pode apresentar um tempo bastante reduzido de concentração das águas precipitadas e, assim, estar sujeita a torrentes eventuais, ou seja, a episódios de rápido crescimento do deflúvio nas áreas a jusante (SPANGHERO; MELIANI; MENDES, 2015), podendo causar prejuízos ambientais (desbarrancamento das margens de cursos d'água, assoreamento de corpos hídricos entre outros), econômicos (perda da camada fértil do solo, desvalorização de propriedades rurais e outros).

Conforme afirmam Menezes et al. (2014), em uma bacia hidrográfica estreita e longa, com Kf baixo, há menor possibilidade de ocorrência de chuvas intensas cobrindo, simultaneamente, toda sua extensão. Soares et al. (2016) destacam que quanto mais próximo de 1 for o valor obtido para o Kf no estudo de bacia hidrográfica, maior probabilidade de ocorrência de enchente.

Segundo Spanghero, Meliani e Mendes (2015), o valor mínimo a ser obtido no cálculo do Kc é 1 (caso a bacia hidrográfica tenha a forma de um círculo perfeito). Sendo, portanto, quanto mais próximo de 1 mais circular é a bacia hidrográfica, ao contrário, quanto maior o Kc, mais próximo da forma alongada.

O valor de Ic próximo à unidade indica que a unidade hidrográfica estudada tenderá à forma circular (ALMEIDA et al., 2013; MENEZES et al., 2014). O Ic tende para 1 à medida que a bacia hidrográfica se aproxima da forma circular e diminui conforme se torna mais alongada (CARDOSO et al. 2006). O Ic com valores menores

que 0,51 sugerem que a bacia tende a ser mais alongada, favorecendo o processo de escoamento; e valores maiores que 0,51 indicam que tende a ser mais circular, favorecendo os processos de cheia rápidas e inundação, destaca Schumm (1956).

É importante ressaltar que as variáveis Kc, Kf e Ic sejam analisadas em conjunto para a indicação precisa da probabilidade de ocorrência de enchentes em bacias hidrográficas, além da tipologia de solos, dos padrões de uso da terra e cobertura vegetal, do regime das precipitações pluviométricas e do gradiente topográfico (SOARES et al., 2016).

Em estudo realizado sobre a morfometria da bacia hidrográfica do Ribeirão das Abóboras, em Rio Verde, Sudoeste de Goiás, Alves et al. (2016) obtiveram valores de 1,55, 0,23 e 0,41, para o Kc, Kf e Ic, respectivamente, confirmando que a área de estudo é mais alongada que circular e, conseguinte, pouco suscetível a grandes enchentes, corroborando com o presente estudo.

No estudo realizado por Guerra et al. (2015), os autores também observaram resultados semelhantes na caracterização morfométrica da BH de Bitá, em Ipojuca (PE), onde obtiveram Kc de 1,46, Kf de 0,18 e Ic de 0,46, indicando a forma alongada e evidenciando menor risco de cheias.

A Dh é de 0,18 canais.km⁻² para a BH do Rio Verdinho, ou seja, para cada 5,56 km² existe 1 canal, sendo caracterizada como de baixa densidade hídrica e baixa capacidade de gerar novos canais, o que dificulta a água precipitada na superfície do solo encontrar rapidamente um canal para poder escoar, o que favorece a infiltração. Por outro lado, caso o solo esteja descoberto, pode ocorrer a intensificação dos processos erosivos, uma vez que a água percorre uma superfície maior até encontrar um canal para escoar. Conforme descrito por Lollo (1995), bacia hidrográfica com Dh <3 canais.km⁻² é denominada de baixa densidade hidrográfica (Quadro 1). Ressalta-se que a baixa Dh pode ser em decorrência da Formação Vale do Rio do Peixe e do relevo plano.

No estudo da Dh da BH do Ribeirão das Abóboras foi observado valor equivalente a 0,28 canais por km², ou seja, em cada porção de 3,57 km² da bacia há um canal, sendo maior que o valor observado na BH do Rio Verdinho. A Dh expressa o comportamento da rede hidrográfica em sua capacidade de gerar novos cursos d'água em função das características pedológicas, geológicas e climáticas da área, o que pode prestar-se a inferências qualitativas quanto à permeabilidade da área de estudo, ao nível

do lençol freático e à distribuição da precipitação sobre a bacia hidrográfica (CHRISTOFOLETTI, 1980).

Elementos do relevo

Os resultados da caracterização do relevo são apresentados na Tabela 4, sendo que a hipsometria é espacializada na Figuras 6, e a declividade, na Figura 7. A BH do Rio Verdinho apresenta valor de 940 m para o ponto mais alto (PI), e 522 m, para o ponto mais baixo (PII), com altitude média de 772,93 m, amplitude altimétrica (Hm) de 418 m e índice de rugosidade (Ir) de 263,34. Os valores de Hm obtidos são considerados altos, o que é desfavorável a conservação da bacia hidrográfica.

Tabela 4. Caracterização do relevo da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

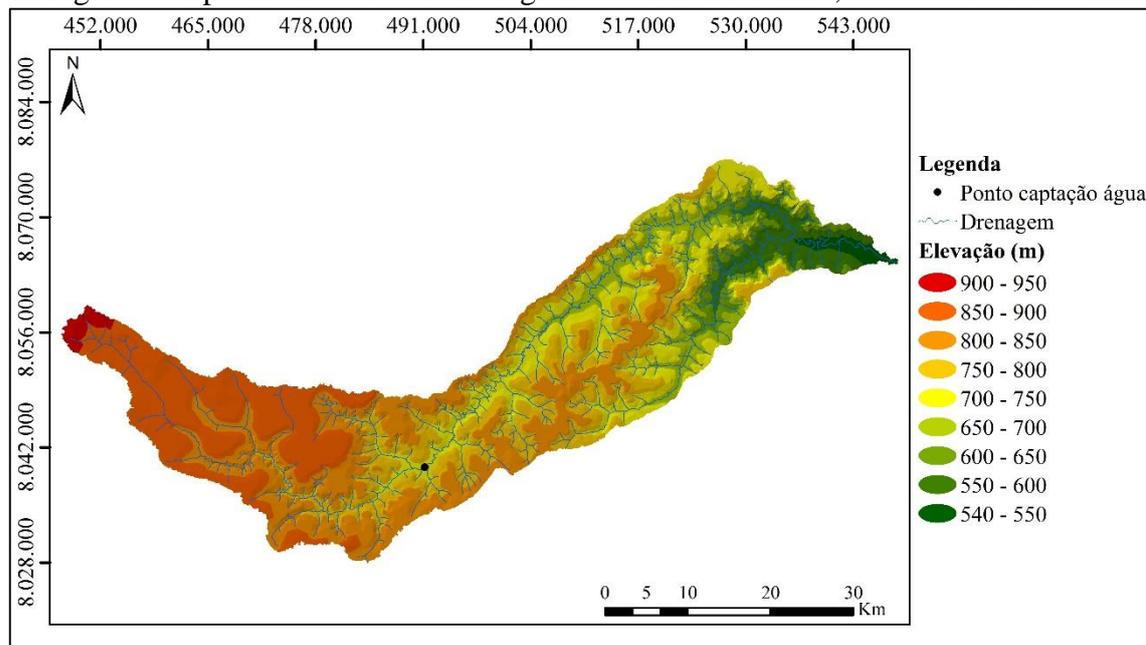
Variável	Resultado
Ponto mais alto da bacia, em m	940,00
Ponto mais baixo da bacia, em m	522,00
Altitude média, em m	772,93
Amplitude altimétrica máxima, em m	418,00
Índice de rugosidade, adimensional	263,34
Declividade do canal principal, em %	0,21
Índice de sinuosidade do curso de água principal, em km.km ⁻¹	2,01
Razão de relevo, em m.km ⁻¹	3,43
Declividade mínima da bacia, em %	0,00
Declividade máxima da bacia, em %	69,00

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Alves et al. (2016), no estudo da morfometria da BH do Ribeirão das Abóboras, que também é fonte de água para abastecimento público de Rio Verde (GO), obtiveram altitude média de 777,88 m e Hm de 235 m, sendo esta, ao contrário dos resultados obtidos para a BH do Rio Verdinho, considerada baixa, conferindo à essa unidade de planejamento e gestão um relevo favorável à sua conservação.

No estudo da morfometria da BH do Ribeirão Vermelho, em Lavras (MG), foi obtido valor da Hm de 312 m (menor que os obtidos para a BH do Rio Verdinho), sendo o menor valor altimétrico encontrado de 772 m, e o maior, de 1084 m. O alto valor encontrado implica em grande diferencial entre a altitude nas partes altas da bacia e no exutório, aumentando a velocidade média do escoamento na calha do rio, associada à baixa sinuosidade do mesmo, implicando em menor tempo de concentração (MENEZES et al., 2014).

Figura 6. Hipsometria da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.
 Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

O valor de Ir (263,34) encontrado na BH do Rio Verdinho classifica a rugosidade como média (Tabela 4), ou seja, com média suscetibilidade a ocorrência de processos erosivos. Conforme Alves et al. (2016), quanto maior for o Ir, maior será o risco de degradação da bacia quando as vertentes são íngremes e longas. Santos e Sousa (2013) ressaltam que o Ir é importante para avaliar a rugosidade do relevo da bacia hidrográfica, pois quanto mais rugoso for o relevo, maior será a capacidade do escoamento superficial, gerando maior possibilidade de enchentes. Sousa e Rodrigues (2012) destacam que bacia hidrográfica com Ir de 151 a 550 é classificada como de rugosidade média (Quadro 2). Estes autores destacam, ainda, que elevados valores de rugosidade indicam acentuado escoamento superficial e também ocorrências erosivas.

A declividade do canal principal (S1) é de 0,21% para a BH do Rio Verdinho (Tabela 4), considerada baixa, o que é favorável a proteção da rede de drenagem quanto ao processo de assoreamento. Índice superior foi obtido por Alves et al. (2016) para a declividade do Ribeirão das Abóboras, de 0,81%, favorável a proteção deste curso hídrico quanto ao assoreamento. Lorenzon et al. (2014) afirmam que uma das características morfométricas muito importantes para fins de análise da propensão à ocorrência de enchentes é a S1.

O índice de sinuosidade do curso de água principal (I_s) obtido é de $2,01 \text{ km.km}^{-1}$, caracterizando o Rio Verdinho como tortuoso. Conforme Stipp, Campos e Caviglione (2010), I_s acima de $2,0 \text{ km.km}^{-1}$ caracteriza-se por redes de drenagem sinuosas, podendo haver acúmulos de sedimentos, o que pode ser agravado pela ação antrópica. Lana, Alves e Castro (2001) destacam que I_s próximo a 1 indica que o canal tende a ser retilíneo; valores superiores a 2 sugerem canais tortuosos; valores intermediários indicam formas transicionais, regulares e irregulares; e a sinuosidade dos canais é influenciada pela carga de sedimentos, pela compartimentação litológica, estruturação geológica e pela declividade dos canais. Conforme Spanghero, Meliani e Mendes (2015), a sinuosidade de um canal fluvial é um dos fatores controladores da velocidade do escoamento, pois quanto mais retilíneo for um canal, mais rapidamente a água poderá escoar. Alves et al. (2016) verificaram que o Ribeirão das Abóboras apresenta I_s de $1,57 \text{ km.km}^{-1}$, inferindo que os canais são transicionais, regulares e irregulares, diferente do observado na BH do Rio verdinho.

Conforme destaca Schumm (1956), quanto maior o valor de razão de relevo (R_r), maior será o desnível entre a cabeceira e o exutório, como consequência, maior será a declividade média da bacia hidrográfica. O valor da R_r obtido é de $3,43 \text{ m.km}^{-1}$ ($0,00343 \text{ m.m}^{-1}$), indicando que a velocidade de escoamento dos cursos hídricos são baixas. Classificação semelhante a esta foi obtida por Alves et al. (2016) na BH do Ribeirão das Abóboras ($0,01 \text{ m.m}^{-1}$), Sudoeste de Goiás, ou seja, esse parâmetro apresenta velocidade baixa de escoamento, contribui para maior infiltração da água, baixa susceptibilidade a erosão e redução de risco de assoreamento. Além disso, Menezes et al. (2014) afirmam que a R_r determina a maior ou menor velocidade de água a escoar na bacia hidrográfica, sendo que a menor velocidade de escoamento superficial possibilita maior infiltração de água no solo.

Foram obtidas declividades mínimas de 0-3%, máxima de 45-69% (Tabela 5 e Figura 7), média de 5,77% e desvio padrão de 4,65. Conforme a proposta de Santos et al. (2013) para a classificação da declividade, a BH do Rio Verdinho apresenta: 49,40% da área total com declividade entre 3 a 8% (suave-ondulado); seguida de 28,22% com declividade entre 0 a 3% (plano); 20,66% com declividade entre 8 a 20% (ondulado); 1,69% com declividade entre 20 a 45% (forte-ondulado); 0,04% com declividade entre 45 a 69% (montanhoso); e não apresenta áreas com a categorias de relevo forte-

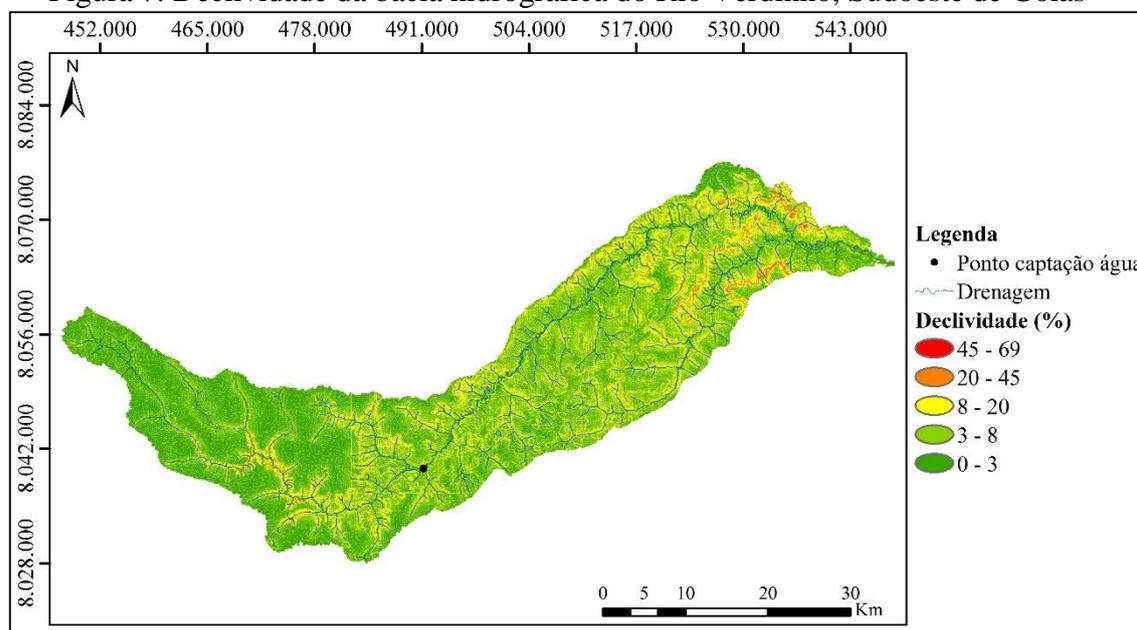
montanhoso. Ou seja, predominam áreas com relevo plano e suave-ondulado (77,62% da área total), favorável a infiltração da água, e, conseguinte, a pedogênese e a conservação dessa unidade hidrográfica. Segundo Soares et al. (2016), declividade inferior a 3% é fator preponderante para o baixo escoamento fluvial e pouco entalhamento de novas drenagens. Essa baixa declividade predominante reflete na média densidade de drenagem (Dd), que será tratada mais à frente.

Tabela 5. Classes de declividade (S) em %, área correspondente em ha e em % da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

S (%)	Relevo	Área	
		ha	%
0 – 3	Plano	43.573,20	28,22
3 – 8	Suave-ondulado	76.290,84	49,40
8 – 20	Ondulado	31.902,39	20,66
20 – 45	Forte-ondulado	2.602,87	1,69
45 – 75	Montanhoso	60,89	0,04
> 75	Forte-montanhoso	-	-
Total	-	154.430,19	100

Fonte: Elaborada pelo autor (2019) conforme a classificação de Santos et al. (2013).

Figura 7. Declividade da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

Mesmo que as áreas com maiores declividades (com relevo ondulado, forte-ondulado e montanhoso) correspondam a um percentual menor em relação às categorias predominantes da área total de estudo, são associadas aos solos mais favoráveis aos

processos erosivos (LVd2; CXd, PVd, NVd e RLd), no trecho médio e baixo da bacia hidrográfica, sendo importante considerar o manejo conservacionista nessas áreas.

As áreas com declividade maiores que 20% são condicionadas teoricamente como vulneráveis a processos geomorfológicos de encosta, intensificando os processos de movimentos de massa e erosivos, conforme afirmam Oliveira et al. (2013). Calderano Filho et al. (2014) destacam que o grau de declive do terreno exerce influência direta sobre a quantidade de perda de solo por erosão, pois, quanto maior seu gradiente, maior a intensidade de escoamento das águas sob o efeito da gravidade.

Alves et al. (2016) destacam que o mapa de altimetria e declividade das vertentes contribuem para o entendimento da modelagem e prevenção de movimentos de massa, uma vez que esse processo é influenciado fortemente pela gravidade. Conforme Guadagnin, Trentin e Alves (2015), a declividade corresponde a um dos mais importantes parâmetros na análise das vertentes, pois representa sua inclinação. Oliveira et al. (2013) destacam que a declividade juntamente com a densidade da cobertura vegetal, tipo de solo, intensidade das chuvas e os processos antrópicos podem influenciar nos processos erosivos e deposicionais. Soares et al. (2016) relatam que a compreensão do gradiente de declividade em determinada bacia hidrográfica é fundamental no processo de planejamento ambiental, pois subsidia o entendimento da interação entre os eventos de precipitação e o deflúvio (precisão de enchentes), a delimitação das áreas de preservação permanente, do potencial erosivo e de aptidão do solo.

Ao relacionar os dados de declividade com a potencialidade à mecanização, conforme observado em Lima, Oliveira e Aquino (2002), 98,28% da área de estudo poderia ser utilizado para práticas agrícolas, enquanto 1,73% não é favorável. É preciso ressaltar que, mesmo nas áreas favoráveis à mecanização agrícola e com declividade de 20 a 69%, se o uso e o manejo do solo não forem com base em planejamento e gestão tendo em vista a sustentabilidade do agroecossistema, podem ocorrer prejuízos: ao meio ambiente, como perda de solos e assoreamento de cursos hídricos devido a processos erosivos; e econômicos, como baixa produtividade dos solos devido a perda da fertilidade e impedimentos físicos e desvalorização da propriedade. Propriedades rurais com áreas degradadas, baixa produtividade e em desconformidade com a legislação ambiental vigente são desvalorizadas.

A declividade da BH do Ribeirão das Abóboras, conforme a classificação da declividade das formas de relevo proposta por Santos et al. (2013), varia entre plano (0 – 3%) em área de 62,35 km², suave ondulado (3 – 8%) em área de 116,96 km², ondulado (8 – 20%) em área de 15,16 km² e fortemente ondulado (20 – 26%) em área de 0,05 km² (ALVES et al., 2016), sendo que, ao contrário da classificação da declividade da BH do Rio Verdinho, não apresenta a categoria de relevo montanhoso.

Rede de drenagem

Os resultados são apresentados nas Tabela 6, Figura 8 e Figura 9. A drenagem é dendrítica, seu desenvolvimento assemelha a configuração de uma árvore, padrão tipicamente desenvolvido sobre rochas de resistência uniforme, ou em estrutura sedimentar horizontal (CHRISTOFOLETTI, 1980). A área de estudo apresenta 282 canais e podem ser destacados: Rio Verdinho, Ribeirão Boa Vista, Ribeirão Vauzinho, Córrego Indaiá, Córrego Grande, Córrego Cambuí, Córrego Bonito, Córrego do Mato e Córrego Paraíso. Foram observados 282 canais de 1^a ordem, 24 de 2^a ordem, 5 de 3^a ordem e 1 de 4^a ordem, sendo esta a ordem do rio principal.

Tabela 6. Caracterização da rede de drenagem da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

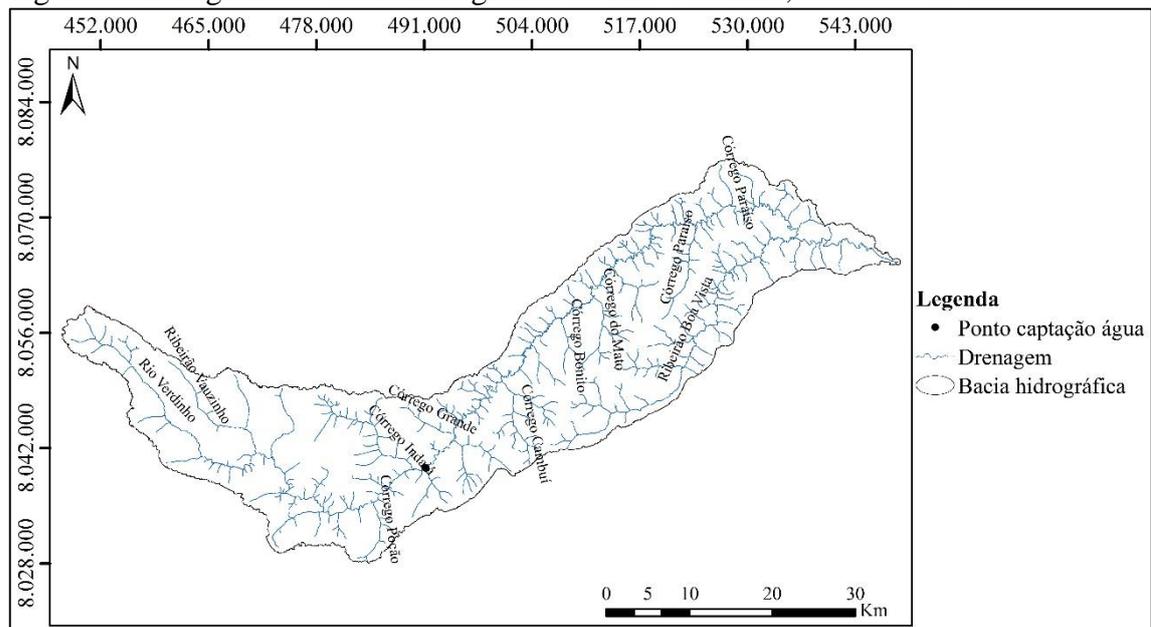
Variável	Resultado
Número de canais, adimensional	282
Ordem do curso hídrico principal, em numeração ordinal	4
Comprimento do canal principal, em m	195.460,00
Comprimento total dos canais, em m	971.520,00
Equivalente vetorial médio em linha reta, em m	97.320,00
Densidade de drenagem, em km.km ⁻²	0,63
Coefficiente de manutenção, em m ² .m ⁻¹	1.587,30
Extensão do percurso superficial, em km	0,794

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Conforme a classificação de Strahler (1952), o número de rios corresponde à quantidade de canais de primeira ordem. Conforme Santiago et al. (2015), a ordem do rio principal mostra a extensão da ramificação da área de estudo.

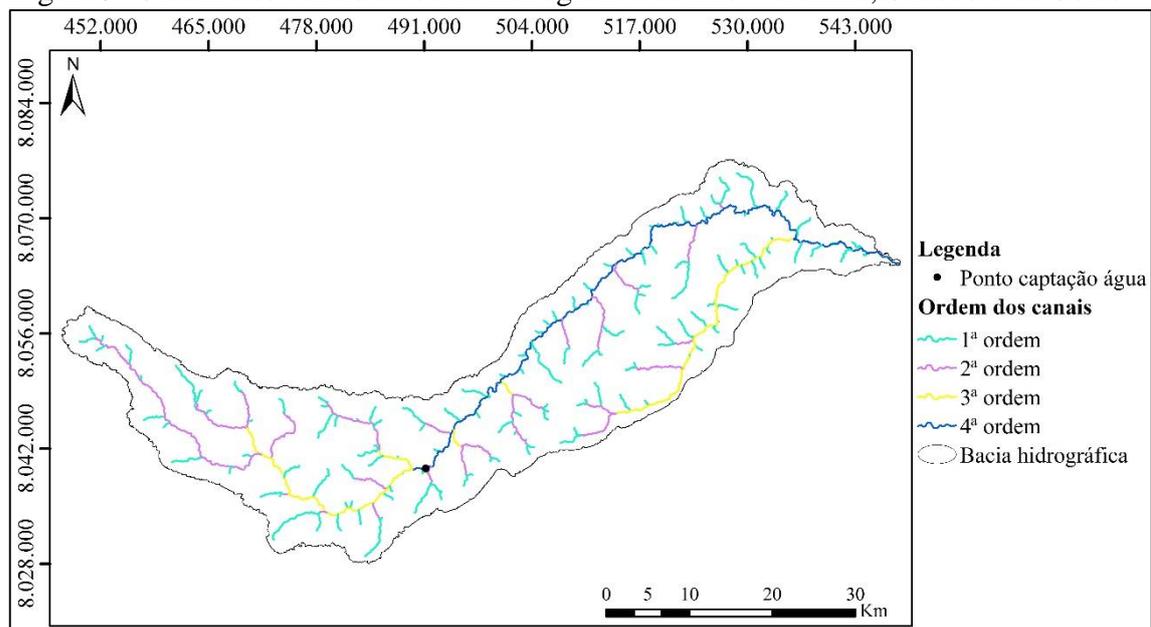
A BH do Rio Verdinho apresenta 195.460,00 m para o comprimento do canal principal (Lp), 971.520,00 m para o comprimento total dos canais (Lt) e 97.320,00 m para o equivalente vetorial médio em linha reta (Ev), sendo os resultados para densidade de drenagem (Dd), coeficiente de manutenção (Cm) e extensão do percurso superficial (Eps) de 0,63 km.km⁻², 1.587,30 m².m⁻¹ e 0,794 km, respectivamente.

Figura 8. Hidrografia da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.
Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

Figura 9. Ordem dos canais da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.
Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

A Dd é reconhecida como uma das variáveis mais importantes para a análise morfométrica das bacias de drenagem, representando o grau de dissecação topográfica, em paisagens elaboradas pela atuação fluvial, ou expressando a quantidade disponível de canais para o escoamento e o controle exercido pelas estruturas geológicas

(CHRISTOFOLETTI, 1980). Beltrame (1994) considera a classificação da Dd de uma bacia hidrográfica da seguinte forma: $Dd < 0,50 \text{ km.km}^{-2}$, considerada baixa; entre $0,50 - 2,00 \text{ km.km}^{-2}$, considerada média; entre $2,01 - 3,50 \text{ km.km}^{-2}$, considerada alta; e $> 3,50 \text{ km.km}^{-2}$, considerada muito alta (Tabela 3). Assim, a BH do Rio Verdinho é considerada como de média densidade de drenagem (próxima do limite para a classe baixa) indicando que o substrato geológico e o material pedológico são porosos.

Conforme Fonseca e Augustin (2014), valores elevados da Dd são indicativos indiretos do grau mais elevado de dissecação do relevo, decorrente principalmente dos fatores declividade, presença de material subsuperficial pouco permeável, baixa densidade da cobertura vegetal, fatores climáticos, entre outros. Caso a taxa de escoamento superficial do sistema fluvial se eleve, a Dd se ampliará proporcionalmente. Portanto, a Dd relaciona-se com o clima e outros fatores físicos da bacia hidrográfica, quais sejam cobertura vegetal, morfologia, solos e litologia, permitindo avaliar as condições de estabilidade morfogenética do sistema (SAMPAIO; CORDEIRO; BASTOS, 2016).

Na análise morfométrica da BH do Ribeirão das Abóboras, Alves et al. (2016) obtiveram Dd de $0,661 \text{ km.km}^{-2}$ (pouco maior que os valores obtidos para a BH do Rio Verdinho), sendo caracterizada pelos autores como de média drenagem. Bacias hidrográficas sob as mesmas condições climáticas sofrem variações de Dd pelas diferenças de condutividade hidráulica do seu substrato (CHRISTOFOLETTI, 1980).

Alves et al. (2016) destacam que, na análise morfométrica da BH do Ribeirão das Abóboras, o Cm obtido foi de $1.513,72 \text{ m}^2.\text{m}^{-1}$, ou seja, há necessidade de uma área de drenagem de, no mínimo, $1.513,72 \text{ m}^2$ para a manutenção de 1 m de canal de escoamento perene. Assim, a BH do Rio Verdinho, quando comparada com a BH do Ribeirão das Abóboras, demanda maior área para manutenção de 1 m de canal de escoamento perene.

Fonseca e Augustin (2014) destacam que o Cm corresponde à área necessária para a formação de um canal com fluxo perene. Machado et al. (2011) afirmam que o Cm evidencia áreas de recarga, podendo ser associado a impermeabilização do solo e do substrato rochoso, permitindo avaliar o potencial hidrológico das bacias hidrográficas. Quando associados à declividade, o Cm e a Eps definem o caminho da água no solo, tendo em vista que grandes extensões com pequenos ângulos de

declividade favorecem a infiltração enquanto pequenas extensões com ângulos de declividade acentuados proporcionam maior escoamento superficial (SAMPAIO; CORDEIRO; BASTOS, 2016).

A Eps representa o caminho percorrido pela enxurrada do interflúvio até o canal fluvial, sendo que o valor para essa variável pode refletir na maior ou menor infiltração da água no solo, uma vez que, quanto maior o percurso entre os canais de escoamento, maior o contato direto da água com o solo, ficando sujeita a infiltração (SAMPAIO; CORDEIRO; BASTOS, 2016). Assim, o valor de Eps obtido indica que a bacia hidrográfica em análise possui distância longa para o escoamento da enxurrada, o que propicia maior tempo de concentração da água, favorável à infiltração e, conseguinte, recarga hídrica.

O valor da Eps obtido por Alves et al. (2016) corresponde a 0,33 km, próximo ao valor obtido para a BH do Rio Verdinho. Os autores ressaltam que esse resultado mostra que a BH do Ribeirão das Abóboras possui longa distância de escoamento da enxurrada, proporcionando maior tempo de concentração da água.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando os aspectos geométricos, os valores das variáveis K_c , K_f e I_c , a BH do Rio Verdinho está sujeita à torrentes eventuais, caso ocorram chuvas intensas na sua cabeceira. A D_h é favorável à infiltração, mas a longa distância de escoamento d'água precipitada expõe os solos aos processos erosivos.

Como o ponto de captação de água (projeto em fase de implementação) para abastecimento da população urbana de Rio Verde (GO) fica localizado no trecho médio da bacia hidrográfica, as possíveis torrentes não comprometeriam a estrutura do sistema de captação de água, já que ocorreriam nas áreas a jusante. Mas podem causar grandes perdas de solos, desbarrancamentos das margens dos canais de escoamento hídrico e outros prejuízos ambientais e econômicos no trecho baixo da bacia hidrográfica.

Tratando-se dos aspectos do relevo, a área de estudo apresenta declividade do canal principal, índice de sinuosidade e declividade favoráveis a conservação ambiental, minimizando o risco de assoreamento dos canais hídricos. A razão de relevo é propícia a infiltração d'água, sendo importante para a recarga hídrica na bacia hidrográfica e

manter a vazão para atender o abastecimento público de Rio Verde (GO) e os demais usos múltiplos. Entretanto, ao considerar as variáveis amplitude altimétrica máxima e as maiores declividades, em conjunto com os solos Latossolo Vermelho de textura média, Cambissolo Háplico, Argissolo Vermelho, Neossolo Litólico, Nitossolo Vermelho e a predominância de agricultura intensiva, a bacia hidrográfica é parcialmente suscetível a perda considerável de solos, principalmente no caso de ocorrência de chuvas intensas.

Mesmo que ocorram a predominância de declividades baixas associadas aos solos menos suscetíveis aos processos erosivos (Latosolo Vermelho de textura argilosa) na área de contribuição do ponto de captação de água para o abastecimento público da população urbana de Rio Verde (GO), a presença de Argissolo, Latossolo Vermelho de textura média, o uso intensivo da terra e as possíveis precipitações pluviométricas intensas podem comprometer a qualidade da água para o consumo humano (por exemplo: elevação da turbidez, cor, matéria orgânica, carreamento para o sistema de captação de outros resíduos importantes, como os pesticidas).

A média densidade da rede de drenagem indica substrato geológico e material pedológico mediantemente porosos. Essa variável e os valores obtidos para o coeficiente de manutenção, a extensão do percurso superficial e a declividade (predominantemente de relevo plano a suave ondulado), são favoráveis à infiltração de água na bacia hidrográfica, contribuindo na recarga hídrica, aspectos importantes para o abastecimento público e outros usos.

Este estudo irá subsidiar o planejamento e a gestão ambiental dessa bacia hidrográfica, além de servir de base para outros trabalhos local e de outras regiões, contribuindo para a conservação dos recursos hídricos e, por conseguinte, para o abastecimento público e outros usos múltiplos.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. Drenagens da Base Cartográfica Vetorial Digital, geração de 22 de julho de 2006.

_____. HidroWeb. **Série histórica de precipitação**. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/apresentacao.jsf>. Acesso em: 25 fev. 2018.

ALMEIDA, R. F. B.; BAYER, M.; FERREIRA JÚNIOR, L. G. Compartimentação morfométrica da bacia do Rio Coco como subsídio a análise de fragilidade ambiental. **Mercator**, Fortaleza, v.15, n.4, p. 83-94, out./dez. 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4215/rm2016.1504.0006>. Acesso em: 10 jun.2018.

ALMEIDA, W. et al. Análise morfométrica em bacias hidrográficas fluviais como indicadores de processos erosivos e aporte de sedimentos no entorno do reservatório da usina hidrelétrica (UHE) Corumbá IV. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v.14, n. 2, p.135-149, abr./jun. 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v14i2.251>. Acesso em: 15 mar.2018.

ALVES, W. S et al. Análise morfométrica da bacia do ribeirão das Abóboras – Rio Verde (GO). **Geociências**, São Paulo, v. 35, n. 4, p. 652-667, 2016. Disponível em: <http://ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/9978>. Acesso em: 26 mar. 2018.

ALVES, W. S. et al. Análise de aspectos físicos da bacia do córrego Bonsucesso, localizada em Jataí (GO), Brasil, apoiado em geotecnologias. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 11, n. 1, p. 13-34, 2017. Disponível em: <https://revista.ufr.br/rga/issue/view/224>. Acesso em 31 jul. 2019.

ALVES, W. S. et al. Análise morfométrica da bacia do ribeirão da Laje, no Sudoeste de Goiás, Brasil. **Revista Geografia, Ensino & Pesquisa**, v. 22, n. 32, p. 01-22, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/2236499431129>. Acesso em 31 jul. 2019.

ALVES, W. S.; MARTINS, A. P.; SCOPEL, I. Uso da terra e cobertura vegetal na bacia do Ribeirão das Abóboras, em Rio Verde (GO), entre os anos de 1985 e 2015. **Caminhos de Geografia**, v. 19, n. 65, p. 125–145, maio 2018. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/37619>. Acesso em 26 maio 2019.

ALVES, W. S. et al. Análise do uso da terra, da cobertura vegetal e da morfometria da bacia do ribeirão Douradinho, no Sudoeste de Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 3, p. 1093-1113, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.3.p1093-1113>. Acesso em: 07 dez. 2019.

BELTRAME, A. V. **Diagnóstico do meio ambiente físico de bacias hidrográficas: modelo de aplicação**. Florianópolis: UFSC, 1994.

CALDERANO FILHO, B. et al. Suscetibilidade dos solos à erosão na microbacia do córrego Fonseca, região Serrana do estado do Rio de Janeiro. In: SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO, Aracaju. **Anais...** Aracaju: GEONORDESTE, 2014, p. 571-576.

CARDOSO, M. R. D.; MARCUZZO, F. F. N.; BARROS, J. R. Classificação climática de Köppen-Geiger para o estado de Goiás e o Distrito Federal. **ACTA Geográfica**, v.8, n.16, p.40-55, 2014. Disponível em: <https://revista.ufr.br/index.php/actageo/article/view/1384>. Acesso em: 02 nov. 2019.

CARDOSO, C. A et al. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo (RJ). **Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 2, p. 241-248, mar./abr. 2006. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622006000200011>. Acesso em: 03 maio. 2018.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo: Edgard Blucher Ltda, 1980.

COCHEV, J. S et al. Análise fisiográfica e do uso da terra em microbacias com produção olerícola no município de Alta Floresta (MT). **ACTA Geográfica**, Boa Vista, v.9, n. 20, p.55-71, mai./ago. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5654/acta.v9i20.2002>. Acesso em: 06 mar.2018.

DEODORO S. C.; FONSECA, B. M. Análise morfométrica e multicriterial da bacia hidrográfica do Rio Santa Bárbara, Nordeste do Quadrilátero Ferrífero (MG). **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, n. 68/9, p. 1837-1852, out. 2016. Disponível em: <http://www.lsie.unb.br/rbc/index.php/rbc/article/view/1785>. Acesso em: 19 maio 2018.

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

ESRI. ArcGIS Desktop: Release 10.6.1[®]. 2019. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

FONSECA, B. M.; AUGUSTIN, C. H. R. R. Análise morfométrica de bacias de drenagem e sua relação com a estrutura geológica, Serra do Espinhaço Meridional (MG). **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 15, n. 2, p. 153-172, abr./jun. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v15i2.296>. Acesso em: 04 maio 2018.

FRAGA, M. S et al. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Catolé Grande, Bahia, Brasil. **Nativa**, Sinop, v. 2, n. 4, p. 214-218, out./dez. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14583/2318-7670.v02n04a05>. Acesso em: 15 mar. 2018.

FRANCO, A. C. V.; SANTO, M. A. D. Contribuição da morfometria para o estudo das inundações na sub-bacia do rio Luís Alves/SC. **Mercator**, v. 14, n. 3, p. 151-167, set./dez. 2015. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1984-22012015000300151&script=sci_abstract&tlng=pt. Acesso em: jul. 2019.

FUNDAÇÃO RURAL MINAS - RURALMINAS. Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

GUADAGNIN, P. M. A.; TRENTIN, R.; ALVES, F. S. Relação entre as variáveis geomorfométricas e a vegetação florestal na bacia hidrográfica do Arroio Caverá-Oeste do RS. **Revista do Departamento de Geografia – USP**, São Paulo, v. 29, p. 246-261, jun. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/rdg.v29i0.102131>. Acesso em: 10 de jun.2018.

GUERRA, S. M. S et al. Caracterização morfométrica e avaliação da qualidade da água da bacia Hidrográfica de Bita, Ipojuca (PE). **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 8, n. 3, p. 759-775, 2015. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbge/article/view/233496>. Acesso em: 15 jul.2018.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basin: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of America Bulletin**, Washington (Estados Unidos da América), v. 56, n. 3, p. 275, mar. 1945. Disponível em: [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1945\)56\[275:EDOSAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1945)56[275:EDOSAT]2.0.CO;2). Acesso em: 19 jul. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Brasil. População 2019** (estimativa). 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/go/rio-verde/panorama>. Acesso em: 15 dez. 2019.

LANA, C. E.; ALVES, G. M. P. CASTRO, P. T. A. Análise morfométrica da bacia do Rio do Tanque (MG), Brasil. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 54, n. 2, p. 121-126, apr./jun. 2001. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672001000200008>. Acesso em: 26. Jun.2018.

LATRUBESSE, E. M. E.; CARVALHO, T. M. Mapa da geomorfologia do estado de Goiás e Distrito Federal. Downloads/SIG - Shapefiles. Disponível em: <http://www.sieg.gov.br>. Acesso em: 30 Jun. 2017.

LIMA, A. A. C.; OLIVEIRA, F. N. S.; AQUINO, A. R. L. **Classificação e aptidão agrícola dos solos do campo experimental de Pacajus, Ceará, para a Agricultura**. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2002.

LOLLO, J. A. O uso da técnica de avaliação do terreno no processo de elaboração do mapeamento geotécnico: sistematização e aplicação na quadrícula de Campinas. 1995. Tese (Doutorado em Geotecnia) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1995.

LORENZON, A. S et al. Influência das características morfométricas da bacia hidrográfica do rio Benevente nas enchentes no município de Alfredo Chaves-ES. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 10 n. 1, p. 195-2006, jan./mar. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1475>. Acesso em: 28 mar. 2018.

MACHADO, R. A. S et al. Análise morfométrica de bacias hidrográficas como suporte à definição e elaboração de indicadores para a gestão ambiental a partir do uso de geotecnologias. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR, Curitiba. **Anais...** Curitiba: INPE, 2011, p.1441-1448.

MARTINI, L. C. P. Características morfométricas de microbacias hidrográficas rurais de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 13, n. 1, p. 65-72, jan./mar. 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v13i1.343>. Acesso em: 17 mar. 2018.

MELTON, M. A. **An analysis of the relations among elements of climate, surface properties, and geomorphology**. New York (Estados Unidos da América): Columbia University, 1957.

MENEZES, J. P. C et al. Morfometria e evolução do uso do solo e da vazão de máxima em uma microbacia urbana. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 15, n. 4, p. 659-672, out./dez. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v15i4.597>. Acesso em: 16 jun. 2018.

MÜLLER, V. C. **A quantitative geomorphology study of drainage basin characteristic in the Clinch Mountain Area, Virginia and Tennessee**. New York (Estados Unidos da América): Columbia University; 1953.

NARDINI, R. C et al. Análise morfométrica e simulação das áreas de preservação permanente de uma micobacia hidrográfica. **Irriga**, Botucatu, v. 18, n. 4, p. 687-699, out./dez. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.15809/irriga.2013v18n4p687>. Acesso em: 17 jul. 2018.

OGASSAWARA, J. F.; GASS, S. L. B. Análise morfométrica dos afluentes principais da bacia hidrográfica do rio Uruguai e sua influência nas inundações na cidade de Itaqui, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista brasileira de Geomática**, v. 6, n. 3, p. 222-240, jul./set., 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3895/rbgeo.v6n3.7615>. Acesso em: 25 jul. 2019.

OLIVEIRA, E. D et al. Uso das terras e aspectos fisiográficos da bacia de drenagem do Arroio do Butka, Guarapuava (PR). **Ateliê Geográfico**, Goiânia, v. 7, n. 1, p.215-236, abr. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.5216/ag.v7i1.15779>. Acesso em: 25 jul. 2018.

OLIVEIRA, L. F. C.; ANTONINI, J. C. A.; GRIEBELER, N. P. Estimativas de chuvas intensas para o estado de Goiás. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.28, n.1, p.22-33, jan./mar. 2008. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162008000100003>. Acesso em: 06 mar. 2018.

ROCHA, R. M et al. Caracterização morfométrica da sub-bacia do rio Poxim-Açu, Sergipe, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 9, n. 2, p. 276-287, apr./jun. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1289>. Acesso em: 23 jun. 2018.

SAMPAIO, A. C. P.; CORDEIRO, A. M. N.; BASTOS, F. H. Susceptibilidade à erosão relacionada ao escoamento superficial na sub-bacia do Alto Mundaú, Ceará, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 9, n. 1, p. 125-143, 26 jan. 2016. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/233612>. Acesso em: 05 jul.2018.

SANTIAGO, C. M. C et al. A. Arranjo espacial da bacia hidrográfica do Rio São Nicolau-Piauí a partir da análise morfométrica e dos aspectos ambientais. **Revista**

Brasileira de Geografia Física, Recife, v. 8, n. 2, p. 402-421, 21 maio 2015.
Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/233250>. Acesso em: 20 mar.2018.

SANTOS, A. M et al. Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas Perdizes e Fojo no município de Campos do Jordão, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 195-211, dez. 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.945>. Acesso em: 26 jun.2018.

SANTOS, E. F; SOUSA, F. A. Aspectos morfométricos da bacia do córrego Tamanduá em Iporá – GO. **ACTA Geográfica**, Boa Vista, v.7, n.15, p.191-199, mai./ago. 2013. Disponível em: <https://revista.ufr.br/actageo/article/view/968>. Acesso em: 13 mar. 2018.

SANTOS, H. G.; ZARONI, M. J. Agência Embrapa de Informação Tecnológica. **Nitossolos**. Disponível em: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_17_2212200611543.html. Acesso em: 23 maio 2019.

SANTOS, H. G.; ZARONI, M. J.; ALMEIDA, E. P. C. Agência Embrapa de Informação Tecnológica. **Cambissolos Háplicos**. Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONT000gn1sf65m02wx5ok0liq1mqzx3jrec.html. 23 maio 2019a.

SANTOS, H. G.; ZARONI, M. J.; ALMEIDA, E. P. C. Agência Embrapa de Informação Tecnológica. **Neossolos Litólicos**. Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONT000gn230xho02wx5ok0liq1mqxhk6vk7.html. Acesso em: 23 maio 2019b.

SCHUMM, S. A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy, New Jersey. **Geological Society of America Bulletin**, Washington (Estados Unidos da América), v. 67, n. 5, p. 597- 646, may 1956. Disponível em: 10.1130/0016-7606(1956)67[597: EODSAS]2.0.CO;2. Acesso em: 18 jun.2018.

SCHUMM, S. A. A tentative classification of alluvial river channels. **United States Geological Survey**, Washington (Estados Unidos da América), circular n. 477, 1963.

SETZER, J. **Atlas Climático e Ecológico do Estado de São Paulo**. Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguaí, 1966.

SISTEMA ESTADUAL DE GEOINFORMAÇÃO DE GOIÁS - SIEG. **Downloads/SIG – Shapefiles**. Disponível em: <http://www.sieg.go.gov.br/>. Acesso em: 3 fev. 2017.

SOARES, L. S et al. Análise morfométrica e priorização de bacias hidrográficas como instrumento de planejamento ambiental integrado. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 31, p. 82-100, 24 jun. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/rdg.v31i0.107715>. Acesso em: 17 mar.2018.

- SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. Agência Embrapa de Informação Tecnológica. **Latossolos**. Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Agencia16/AG01/arvore/AG01_96_10112005101956.html. Acesso em: 23 maio 2019.
- SOUSA, F. A.; RODRIGUES, S. C. Aspectos morfométricos como subsídio ao estudo da condutividade hidráulica e suscetibilidade erosiva dos solos. **Mercator**, Fortaleza, v. 11, n. 25, p. 141-151, mai./ago. 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4215/rm.v11i25.699>. Acesso em: 15 mar.2018.
- SPANGHERO, P. E. S. F.; MELIANI, P. F.; MENDES, J. S. Mapeamento hidrográfico de detalhe e análise morfométrica comparativa das bacias dos rios Tijuípe e Tijuipinho, Litoral Sul da Bahia. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 16, n. 53, p. 101-117, mar. 2015. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/27861>. Acesso em: 14 mar.2018.
- STIPP, N. A. F.; CAMPOS, R. A.; CAVIGLIONE, J. H. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Taquara – uma contribuição para o estudo das ciências ambientais. **Portal da Cartografia**, Londrina, v. 3 n. 1, p. 105-124, 2010. Disponível em: <http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/portalcartografia/article/view/8929>. Acesso em: 06 jun.2018.
- STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) analysis and erosional topography. **Geological Society of America Bulletin**, Washington (Estados Unidos da América), v. 63, n. 11, p.1117-1142, nov. 1952. Disponível em: [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1952\)63\[1117:HAAOET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1952)63[1117:HAAOET]2.0.CO;2). Acesso em: 17 jun. 2018.
- SUPERINTENDÊNCIA DE GEOLOGIA E MINERAÇÃO – SGM /SECRETARIA ESTADUAL DE INDÚSTRIA E COMÉRCIO – SIC. Geologia do Estado de Goiás e Distrito Federal. Org. Maria Luiza Osório Moreira et al. Escala 1:500.000. Goiânia: CPRM/SIC-FUNMINERAL, 2009.
- UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY – USGS. **EarthExplorer**. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 12 fev. 2017.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA (UFV). **Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba**, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.
- VILLELA, S. M; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975.
- VOJTEK, M.; VOJTEKOVÁ, J. Flood Susceptibility Mapping on a National Scale in Slovakia Using the Analytical Hierarchy Process. **Water**, v. 11, n. 2, p. 01-17, fev. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w11020364>. Acesso em: 10 jul. 2019.

ZARONI, M. J.; SANTOS, H. G. Agência Embrapa de Informação Tecnológica.
Argissolos. Disponível em:
https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_7_2212200611538.html. Acesso em: 23 maio 2019.

CAPÍTULO II

USO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VERDINHO, SUDOESTE DE GOIÁS, BRASIL

RESUMO

Considerando o histórico e cenário atual de escassez de água, devido ao modelo de produção, principalmente a partir da revolução industrial, muitas vezes sem ter em vista a conservação dos recursos hídricos, estudos voltados para a compreensão dos efeitos das ações antrópicas sobre esses recursos são importantes. Assim, objetivou-se analisar o uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica (BH) do Rio Verdinho, entre os anos de 1986 e 2016, com o propósito de disponibilizar informação técnico-científica para subsidiar o planejamento e a gestão da bacia hidrográfica em questão, para servir de base para outros estudos local e em outras regiões. Esse recurso é importante para diversos usos múltiplos na microrregião Sudoeste de Goiás, no qual está sendo implementado um projeto para captação de água para atender a demanda crescente da população de Rio Verde (GO). Com o uso de geotecnologias foram gerados os produtos cartográficos e obtidos dados quantitativos, estes analisados utilizando a técnica da Matriz de Tabulação Cruzada. Foram observados, principalmente: substituição significativa de pastagem por área de agricultura; diminuição da vegetação nativa do Cerrado/mata; expansão da área industrial, construção rural e represas; e, ainda, aumento expressivo de áreas com erosão laminar, em sulco e voçoroca. O acréscimo de áreas de solo exposto (de 7,81 ha em 1986 para 262,35 ha em 2016) é devido ao histórico de uso e manejo inadequados do solo, onde a vegetação natural foi suprimida por ações antrópicas e deu lugar às atividades agropecuárias, que muitas vezes proporcionou ao agroecossistema condições favoráveis aos processos erosivos.

Palavras-chave: Ação Antrópica; Geotecnologias; Matriz de Tabulação Cruzada; Recursos Hídricos.

LAND USE AND COVER IN THE WATERSHED OF VERDINHO RIVER, SOUTHWEST OF GOIÁS, BRAZIL

ABSTRACT

Considering the history and current scenery of water scarcity, due to the production model, mainly from the industrial revolution, several times without having in view the preservation of water resources, studies regarding the understanding of the effect of anthropic actions over these resources have become important. Thus, it was an objective to analyze the land use and cover in the watershed of Verdinho River, between 1986 and 2016, with the purpose of enabling techno-scientific information to subsidize the planning and management of the mentioned watershed, to serve as a base to other local studies and in other regions. This resource is important to several multiple uses in the microregion of the Southwest of Goiás state, in which is being implemented a project of water capitation to comply with the increasing demand of Rio Verde's (GO) population. With the use of geotechnologies, cartographic products were generated and quantitative data were obtained, these last ones analyzed using the Cross Tabulation Matrix technique. It was possible to observe, mainly: significant replacement of pasture

by agriculture area; decrease of native vegetation of Cerrado/woods; expansion of industrial area, rural buildings and dams; and, yet, the significant increase of areas with laminar erosion, in groove and gull. The increase of areas of exposed soil (from 7.81 ha in 1986 to 262.35 ha in 2016) is due to the historic inappropriate use and management of the soil, where the natural vegetation was suppressed by anthropic actions and it has given place to farming activities, which several times provided to the agroecosystem favorable conditions to the erosive processes.

Keywords: Anthropic Action; Geotechnologies; Cross Tabulation Matrix; Water Resources.

INTRODUÇÃO

O crescimento demográfico e os modelos econômicos atuais têm levado a um aumento das demandas por recursos naturais e, por conseguinte, o aumento das taxas de mudança da cobertura da terra (MARTINE; ALVES, 2015; SAATH; FACHINELLO, 2018). Mudanças no uso e cobertura da terra podem impactar a biodiversidade, os ciclos biogeoquímicos do carbono e nitrogênio, o balanço energético, o escoamento da água, entre outros (DEVARAJU et al., 2018; DUVEILLER et al., 2018; WINCKLER et al., 2019, o que levaria a redução da provisão de serviços ecossistêmicos (RIMAL et al., 2019).

Unidades hidrográficas encontram-se em posição vulnerável aos transtornos associados às mudanças generalizadas dos padrões de uso e cobertura da terra. Antes da interferência humana, os sistemas hidrográficos encontram-se em um estado de equilíbrio dinâmico. Nas últimas décadas, a intensificação do manejo da cobertura da terra em bacias hidrográficas tem alterado a dinâmica dos sistemas hidrológicos, modificando as taxas de evaporação, infiltração, erosão, os regimes de superfície e subsuperfície e, finalmente, comprometendo a disponibilidade e a qualidade da água (BRAZ et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2017).

Por retratarem as formas de ocupação da paisagem, informações sobre o uso e cobertura da terra são elementares para uma variedade de aplicações geoespaciais, como o planejamento e a gestão ambiental, e também servindo de base para a compreensão da relação entre a cobertura da terra e os serviços ecossistêmicos (LIU et al., 2017; ZHANG et al., 2019). Uma melhor compreensão das consequências da mudança da cobertura da terra nos processos hidrológicos pode ser útil para tomadas de decisão e para o gerenciamento de bacias hidrográficas (ALVARENGA et al., 2016).

Apesar de serem empregados de forma conjunta, os termos uso e cobertura da terra apresentam conotações distintas. O uso da terra refere-se ao emprego humano da paisagem, seja para o desenvolvimento (produção), conservação ou uso misto (NOAA, 2020). A cobertura da terra refere-se às características da superfície terrestre e à distribuição dos elementos biofísicos no espaço geográfico (SEABRA et al., 2014; MENESES et al., 2015; PANDEY et al., 2019).

Uma das principais aplicações de imagem de sensoriamento remoto é para o levantamento dos tipos de cobertura da terra. O crescente número de missões de observação da terra e as mudanças nas políticas de disponibilização dos dados levaram a uma redução significativa do custo e do tempo de realização desses levantamentos em relação às pesquisas de campo tradicionais (CARRANZA-GARCÍA; GARCÍA-GUTIÉRREZ; RIQUELME, 2019).

No processamento digital de imagens para fins de reconhecimento de padrões de cobertura da terra, a classificação é um processo estatístico e probabilístico usado para relacionar valores de pixel à cobertura da terra. Convencionalmente, a atribuição de um pixel a uma classe é determinada pelas propriedades espectrais (assinaturas) de uma determinada classe ou tema. O resultado da classificação deve ser avaliado com base no desempenho do classificador proposto e validado por critérios numéricos para estimar a precisão e a acurácia. Uma variedade de algoritmos automatizados e semiautomatizados realizam essa operação, com a vantagem de trabalhar num espaço dimensional, o qual seria impossível representá-lo graficamente (SCHOWENGERDT, 2007).

Uma das formas mais comuns e difundidas entre os usuários de produtos de sensoriamento remoto é a classificação supervisionada, em que são usados classificadores que requerem conhecimentos prévios das classes de alvos, a fim de classificar a imagem nas categorias de interesse pré-fixadas pelo analista, sendo que o algoritmo necessita ser treinado para poder distinguir as classes uma das outras. O treinamento supervisionado é controlado de perto pelo analista (MENESES; ALMEIDA, 2012; CHEN et al., 2015).

A classificação de imagem de satélite pode ser validada a partir do Índice Kappa (COHEN, 1960), sendo este um teste estatístico usado para avaliar a qualidade da classificação de imagem, que utiliza todas as células da matriz de erro (ROSENFELD;

FITZPATRICK-LINS, 1986), como utilizado nos estudos de Machado et al. (2019), Castro et al. (2019), Chan et al. (2019).

Entre os softwares de geoprocessamento comerciais que possibilitam a classificação de imagem de satélites, destaca-se o ArcGIS. Este é um software apropriado para classificação supervisionada e um módulo de filtro, conhecido como filtro majoritário (*Majority Filter*), tem a função de minimizar ruídos, proporcionando um satisfatório grau de acurácia. Apresenta uma interface fácil de trabalhar, além dos aspectos de agilidade, compatibilização de informações de diferentes fontes, bem como possibilita que o banco de dados seja permanentemente alimentado e atualizado com novas informações (RODRIGUES; RODRIGUES; TAGLIARINE, 2014). A ferramenta *Interactive Supervised Classification* presente nesse software considera todas as bandas da imagem e acelera a velocidade da classificação (ESRI, 2019).

Com os mapas de uso e cobertura elaborados e validados, é interessante utilizar a proposta de (PONTIUS et al., 2004), ou seja, analisar as mudanças no uso e cobertura da terra a partir da Matriz de Tabulação Cruzada, assim como observado nos trabalhos de Fernandes et al. (2014), Oliveira, Misiara e Ferreira (2015), Sanhouse-Garcia et al. (2017), Campos e Queiroz Filho (2017), Alves, Martins e Scopel (2018).

A bacia hidrográfica do Rio Verdinho, delimitada para este estudo, é fonte estratégica de água para o município de Rio Verde, no estado de Goiás, Brasil. Na qual há um projeto em fase de implementação para captação de aproximadamente 794,40 litros de água por segundo, visando atender a demanda hídrica crescente da população urbana rio-verdense, que é estimada em 235.647 pessoas (IBGE, 2019). Esse recurso também é importante para outros usos (como irrigação, criação de gado, granjas de criação de aves e suínos, agroindústrias e dessedentação de animais silvestres). Nessa bacia observa-se uso intensivo do solo para produção agropecuária.

Assim, objetivou-se analisar o uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, entre os anos 1986 e 2016, por meio de produtos de sensoriamento remoto, técnicas de geoprocessamento e da Matriz de Tabulação Cruzada, no intuito de disponibilizar informação técnico-científica para subsidiar o planejamento e a gestão da bacia hidrográfica em questão, para servir de base para outros estudos locais e em outras regiões.

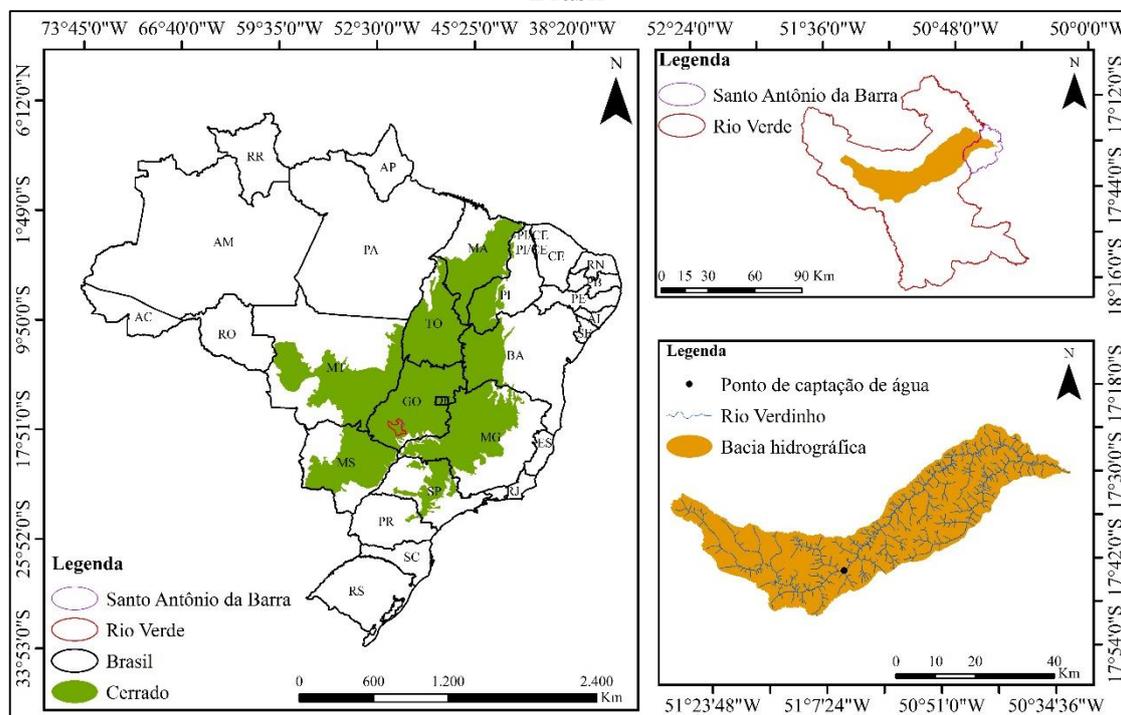
MATERIAL E MÉTODOS

O processamento digital das bases de dados foi realizado no ArcGIS 10.6.1[®] (ESRI, 2019), com licença de uso para o laboratório de Geoinformação da Universidade Federal de Goiás (UFG)/Regional Jataí, sendo os mapas elaborados no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (Sirgas) 2000, projeção *Universal Transversa de Mercator* (UTM) e Zona 22 Sul (S).

Localização da área de estudo

A BH do Rio Verdinho é de 154.430,19 ha, sendo que a área de contribuição do ponto de captação de água corresponde a 59.010,93 ha. Está localizada na microrregião Sudoeste de Goiás, Brasil, nos municípios de Rio Verde (GO) e Santo Antônio da Barra (Figura 1). Encontra-se entre as coordenadas geográficas 17°29'53,33"S/50°31'34,73"O e 17°33'57,20"S/51°29'14,36"O.

Figura 1. Localização da bacia hidrográfica (BH) do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, Brasil



Organizado no Sistema de Coordenadas Geográficas, Sirgas 2000 e Zona 22S.

Fonte: Bases de dados geográficos disponibilizadas pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2018); e mapa organizado pelo autor (2019).

Encontra-se no domínio dos chapadões centrais recobertos por cerrados, cerradões e formações campestres, com remanescentes localizados principalmente entre os vales fluviais na forma de matas de galeria e ciliar. O principal curso hídrico nasce no local com as Coordenadas geográficas 17°34'1,2"S/51°28'12"O, em Rio Verde (GO), e deságua na margem direita do Rio Verde, no município de Santo Antônio da Barra (GO), nas coordenadas geográficas 17°29'45,6"S/50°31'30"O, sendo o seu principal afluente o Ribeirão Boa Vista, o qual tem sua nascente principal no local com as coordenadas geográficas 17°43'0,96"S/50°55'36,34"O, e foz, nas coordenadas geográficas 17°28'41,69"S/ 50°36'20,65"O.

Bases de dados

As bases de dados geográficos para os estudos das mudanças do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica foram compiladas dos catálogos de sites de órgãos governamentais, as quais são apresentadas em seguida:

- a) Imagem *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução espacial de 30 m x 30 m, da órbita/ponto 223/72, gerada pela cooperação entre *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) e a *National Imagery and Mapping Agency* (NIMA), do DoD (Departamento de Defesa) dos Estados Unidos da América e das agências espaciais da Alemanha e Itália e disponibilizada pelo *United States Geological Survey* (USGS, 2017);
- b) Imagens da órbita/ponto 223/72, com resolução espacial de 30 m x 30 m, de 20 de julho de 1986 e 6 de julho de 2016; sendo a imagem do primeiro ano do satélite Landsat 5/Sensor TM, e a do último ano, do Satélite Landsat 8/Sensor OLI, ambas geradas pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) e obtidas no catálogo de imagens do *United States Geological Survey* (USGS, 2017);
- c) Imagens de 2016 disponibilizadas pela Google por meio do aplicativo *Google Earth Pro*; e
- d) Rede de drenagens da base cartográfica vetorial digital atualizada do produto BC100/GO_DF, produzido pelo Instituto Brasileira de Geografia e Estatística (IBGE) na escala de 1:100.000, disponibilizada, em formato shp, pelo SIEG (2017).

A escolha dos anos de 1986 e 2016 tem relação com a disponibilidade de imagens adequadas para a classificação do uso e cobertura da terra, considerando, assim, um período exato de 30 anos.

Processamento digital de imagens

As bandas (B) multiespectrais usadas do Satélite Landsat 5/Sensor TM foram: B3 (Vermelho), B4 (Infravermelho próximo) e B5 (Infravermelho médio); e da imagem do Satélite Landsat 8/Sensor OLI foram: B4 (Vermelho), B5 (Infravermelho próximo) e B6 (natural com remoção atmosférica). A composição colorida RGB (*red, green e blue*) das bandas das imagens do primeiro satélite foi R/3, G/4 e B/5, e da imagem do segundo satélite, R/4, G/5 e B/6.

As imagens foram analisadas e classificadas por meio da técnica de classificação interativa supervisionada, reconhecimento de áreas de treinamento no *Google Earth Pro* e, ainda, reconhecimento de áreas de treinamento em campo para a imagem de 2016 para validação da legenda, mapa preliminar e produto final. Com uso de uma câmera digital, modelo Nikon D5100, foram obtidas fotografias *in loco*, sendo estas georreferenciadas com um receptor *Global Navigation Satellite System* (GNSS) modelo Garmin GPSMAP 62sc para fazer as correções necessárias nos mapas de uso e cobertura da terra.

Em seguida, as diferentes categorias de uso e cobertura da terra (pastagem, agricultura, vegetação nativa do Cerrado/mata, solo exposto, represa, rodovias pavimentadas, construção rural e eucalipto) foram reclassificadas, convertidas para polígono e, no intuito de melhorar a qualidade da classificação, realizadas correções manualmente, em sequência, quantificadas. Para ilustrar as áreas com processos erosivos, foram compiladas imagens por meio do aplicativo *Google Earth Pro* e organizadas

Validação dos produtos digitais

Foram obtidas amostras de validação ou amostras kappa, de forma manual e aleatória, a partir de imagens do satélite Landsat 5/sensor TM para avaliação da classificação da imagem de 1986, uso de série histórica de imagens, obtidas por meio

do aplicativo *Google Earth Pro*, e levantamentos de campo para apoiar a validação da classificação da imagem de 2016.

Em seguida, por meio do ArcGIS 10.6.1[®], foi realizada a análise de cada classificação com respectivas amostras de validação para obtenção das matrizes de confusão. O Índice Kappa é calculado por meio da Equação 1 (E1) (COHEN, 1960) e pode ser obtido de forma mais simples com uso da Equação 2 (E2) (FIGUEIREDO; VIEIRA, 2007), sendo esta utilizada no processo de validação das classificações das imagens do uso e cobertura da terra na BH do Rio Verdinho:

$$K = (P0 - Pe)/(1 - Pe) \quad E1$$

Na qual: K é o Índice Kappa; P0, a exatidão geral da classificação (soma da coluna diagonal da matriz de confusão dividida pelo número total de “pixels” amostrados); e Pe, a $\sum p_{i+} p_{+i}$, sendo p_{i+} e p_{+i} as proporções marginais da linha i e da coluna i, respectivamente.

$$K = (n * \sum_{i=1}^c X_{ii} - \sum_{i=1}^c X_{i+} * X_{+i}) / (n^2 - \sum_{i=1}^c X_{i+} * X_{+i}) \quad (E2)$$

Na qual: K é uma estimativa do coeficiente Kappa; n, o número total de amostras; c, o número total de classes; x_{ii} , o valor na linha i e coluna i, ou seja, o valor da diagonal da matriz de confusão, de forma descendente; x_{i+} , a soma da linha i; e x_{+i} , a soma da coluna i da matriz.

A qualidade da classificação das imagens foi avaliada segundo os parâmetros apresentados no Quadro 1, que pode variar de péssima (<0,00) à excelente (0,80 – 1,00) (LANDIS; KOCH, 1977).

Quadro 1. Qualidade da classificação segundo intervalos do Índice Kappa

Valor Kappa	Qualidade da classificação
<0,00	Péssima
0,00 – 0,20	Ruim
0,20 – 0,40	Razoável
0,40 – 0,60	Boa
0,60 – 0,80	Muito Boa
0,80 – 1,00	Excelente

Fonte: Landis e Koch (1977).

Matriz de Tabulação Cruzada

No intuito de melhor analisar os resultados das mudanças do uso e cobertura da terra na BH do Rio Verdinho, foi utilizada a técnica da Matriz de Tabulação Cruzada (Quadro 2). Essa matriz analisa o quantitativo de áreas que se mantem ou persiste entre dois momentos distintos e as alterações, sendo os valores relacionados às classes no momento 1 apresentados nas linhas, às classes no momento 2, nas colunas, e às persistências, na diagonal da matriz, de forma descendente, possibilitando quantificar os ganhos e as perdas de cada categoria. Por meio da soma de suas classes em cada linha com a subtração de sua persistência, é obtida a perda; por meio da soma das classes em cada coluna com a subtração de sua persistência, é obtido o ganho (PONTIUS JUNIOR; SHUSAS; MCEACHERN, 2004).

Quadro 2. Matriz geral de Tabulação Cruzada para a comparação de dois mapas em dois momentos distintos

Classe no momento 1	Classe no momento 2				Total no momento 1	Perda
	Classe 1 (j)	Classe 2 (j+1)	Classe 3 (j+2)	Classe 4 (j+3)		
Classe 1 (i)	C_{11}	C_{12}	C_{13}	C_{14}	$\sum_{j=1}^n C_{1+}$	$\sum_{j=1}^n C_{1+} - C_{11}$
Classe 2 (i+1)	C_{21}	C_{22}	C_{23}	C_{24}	$\sum_{j=1}^n C_{2+}$	$\sum_{j=1}^n C_{2+} - C_{22}$
Classe 3 (i+2)	C_{31}	C_{32}	C_{33}	C_{34}	$\sum_{j=1}^n C_{3+}$	$\sum_{j=1}^n C_{3+} - C_{33}$
Classe 4 (i+3)	C_{41}	C_{42}	C_{43}	C_{44}	$\sum_{j=1}^n C_{4+}$	$\sum_{j=1}^n C_{4+} - C_{44}$
Total no momento 2	$\sum_{i=1}^n C_{+1}$	$\sum_{i=1}^n C_{+2}$	$\sum_{i=1}^n C_{+3}$	$\sum_{i=1}^n C_{+4}$	$\sum_{i=1}^n C_{ij} = At$	
Ganho	$\sum_{i=1}^n C_{+1} - C_{11}$	$\sum_{i=1}^n C_{+2} - C_{22}$	$\sum_{i=1}^n C_{+3} - C_{33}$	$\sum_{i=1}^n C_{+4} - C_{44}$		

Fonte: Adaptado de Pontius Junior, Shusas e Mceachern (2004).

Os dados do Quadro 2 são explicados em seguida: C_{ij} é a mudança do uso e cobertura da terra, adimensional, da Classe i para a Classe j, sendo que as classes i, nas linhas, correspondem ao momento 1, e as classes j, nas colunas, ao momento 2; C_{jj} é a persistência da classe; $\sum_{j=1}^n C_{1+}$ na coluna Total momento 1 é o total da classe 1 no momento 1; At é a área total; $\sum_{i=1}^n C_{+1}$ na linha Total momento 2 é o total da classe 1 no momento 2; Ganhos é o total de classe na categoria j, C_{+j} , pela diferença da persistência da classe C_{jj} ; Perda representa o total das perdas relativas para cada classe de uso do solo i entre os momentos 1 e 2, é calculado para cada classe por meio da

diferença entre o total da linha e a persistência para a classe correspondente (PONTIUS JUNIOR; SHUSAS; MCEACHERN, 2004).

No intuito de melhor entender as mudanças no uso e cobertura da terra, a partir da Matriz de Tabulação Cruzada foram calculadas a percentagem de classe (%C), a troca (S_j) e a alteração total, conforme Equação 3 (E3), Equação 4 (E4) e Equação 5 (E5), respectivamente (PONTIUS JUNIOR; SHUSAS; MCEACHERN, 2004).

$$\%C_{i,t} = (\sum_{j=1}^n C_{ij})/At \quad (E3)$$

Na qual: $\%C_{i,t}$ é a percentagem de classe i no momento t ; $\sum_{j=1}^n C_{ij}$, o somatório da classe específica; e At , a área total das classes em análise.

$$S_j = 2 * \min(((\sum_{j=1}^n C_{ij} - C_{jj})/At) * 100, ((\sum_{i=1}^n C_{ij} - C_{jj})/At) * 100), \text{ quando } i = j \quad (E4)$$

$$\text{Total de mudança} = (((\sum_{j=1}^n C_{ij} - C_{jj})/At) * 100) + (((\sum_{i=1}^n C_{ij} - C_{jj})/At) * 100) \quad (E5)$$

Nas quais (E4 e E5): S_j é a alteração total; $((\sum_{j=1}^n C_{ij} - C_{jj})/At) * 100$, a perdas da área total, em percentagem; e $((\sum_{i=1}^n C_{ij} - C_{jj})/At) * 100$, o ganho da área total, em percentagem.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As matrizes de confusão obtidas a partir da classificação das imagens e amostras de validação (amostras kappa) são apresentadas na Tabela 1 e Tabela 2. Os resultados do Índice Kappa para 1986 e 2016 foram de 0,97 e 0,95, respectivamente, sendo ambos de qualidade excelentes, conforme Landis e Koch (1977).

Tabela 1. Matriz de confusão da classificação da imagem de 1986 da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

Classe	Amostra (A) de validação (kappa)					Total
	A1	A2	A3	A4	A5	
Pastagem	40	2	0	0	5	47
Agricultura	3	238	0	0	3	244
Cerrado/mata	0	2	300	3	0	305
Solo exposto	0	0	0	150	0	150
Represa	4	2	2	0	340	348
Total	47	244	302	153	348	1094

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Tabela 2. Matriz de confusão da classificação da imagem de 2016 da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

Classe	Amostra (A) de validação (kappa)							Total
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	
Pastagem	42	0	0	0	0	0	0	42
Agricultura	3	124	1	0	2	3	0	133
Cerrado/mata	1	0	42	0	0	0	0	43
Solo exposto	0	0	0	82	0	0	0	82
Represa	0	0	0	0	40	0	0	40
Construção rural	0	2	0	0	1	42	0	45
Eucalipto	4	1	0	0	3	1	90	99
Total	50	127	43	82	46	46	90	484

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Considerando o uso e cobertura da terra em 1986, predominava área de pastagem (44,65%), seguida de vegetação nativa do Cerrado/mata (31,02%) e agricultura (24,14%). No ano de 2016, a área de culturas agrícolas passou a ser predominante (53,89%), a área de vegetação nativa do Cerrado/mata continuou sendo a segunda maior categoria, mas em percentual menor (25,55%), sendo que a área destinada a pastagem passou a corresponder a terceira maior categoria (19,02%) seguida de eucalipto (0,77%) e outras menos representativas (Tabela 3 e Figura 2). Foi observada maior variação líquida na área de agricultura (29,74%), seguida, principalmente, de área destinada à produção de pastagem (25,63%) e vegetação nativa do Cerrado/mata (5,47%) (Tabela 4).

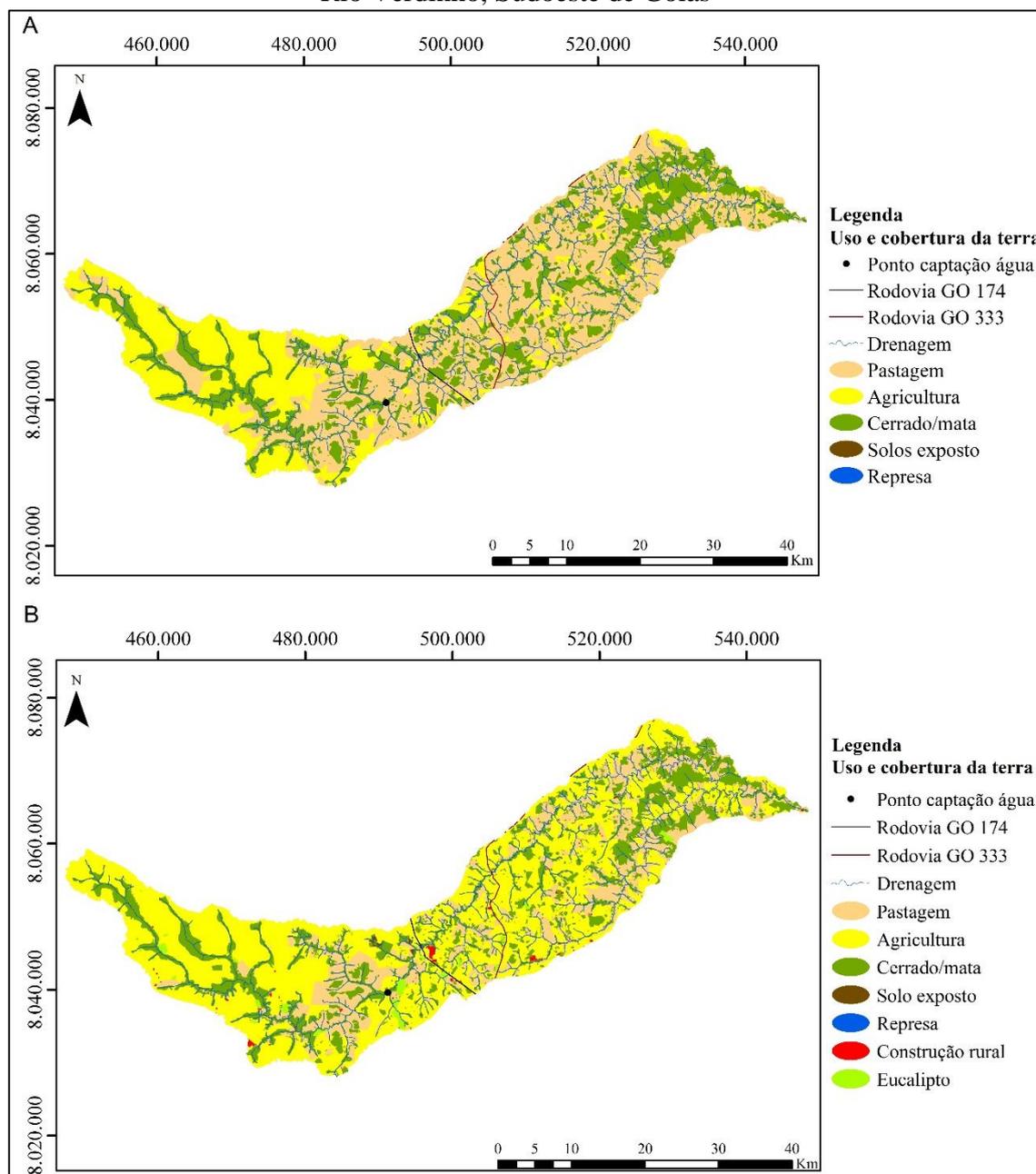
Tabela 3. Matriz de transição do uso e cobertura da terra de 1986 para 2016, na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

Categoria 1986 em ha	Categoria 2016 em ha								Total 1986	Perda
	A	B	C	D	E	F	G	H		
A	23894,83	43563,80	142,13	142,86	0,00	0,00	392,09	818,62	68954,34	45059,50
B	2177,42	34666,18	63,98	57,93	0,00	0,00	170,22	146,15	37281,87	2615,69
C	3301,47	4977,47	39227,49	61,56	6,17	0,00	105,18	218,37	47897,70	8670,21
D	0,00	0,00	0,00	7,81	0,00	0,00	0,00	0,00	7,81	0,00
E	4,54	7,72	18,69	0,00	6,39	0,00	0,00	0,00	37,33	30,94
F	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	251,14	0,00	0,00	251,14	0,00
G	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
H	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total 2016	29378,26	83215,16	39452,28	270,16	12,55	251,14	667,49	1183,14	154430,19	56376,35
Ganho	5483,43	48548,98	224,79	262,35	6,17	0,00	667,49	1183,14	56376,35	98053,84

Legenda: A: pastagem; B: agricultura; C: vegetação nativa do Cerrado/mata; D: solo exposto; E: represa; F: rodovia pavimentada; G: construção rural; e H: eucalipto.

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Figura 2. Uso e cobertura da terra em 1986 (A) e 2016 (B) na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Mapas elaborados pelo autor (2019).

Observa-se maior persistência da área de vegetação nativa do Cerrado/mata (25,40%), seguida de área agrícola (22,45%), pastagem (15,47%) e outras categorias. A maior perda foi de área de pastagem (29,18%), principalmente para novas áreas de agricultura. O maior ganho foi verificado na área de agricultura (112,50%), seguida de pastagem (12,71%), construção rural (1,55%), eucalipto (2,74%) e outras categorias (Tabela 3 e Tabela 5).

Tabela 4. Área total e variação líquida de cada categoria de uso e cobertura da terra de 1986 para 2016, na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

Categoria	Em ha (1987)	Em % (1987)	Em ha (2017)	Em % (2017)	Variação líquida em ha	Variação líquida em %
A	68954,34	44,65	29378,26	19,02	39576,07	25,63
B	37281,87	24,14	83215,16	53,89	45933,29	29,74
C	47897,70	31,02	39452,28	25,55	8445,42	5,47
D	7,81	0,01	270,16	0,17	262,35	0,17
E	37,33	0,02	12,55	0,01	24,78	0,02
F	251,14	0,16	251,14	0,16	0,00	0,00
G	0,00	0,00	667,49	0,43	667,49	0,43
H	0,00	0,00	1183,14	0,77	1183,14	0,77
Total	154430,19	100,00	154430,19	100,00	93201,56	60,35

Legenda: A: pastagem; B: agricultura; C: vegetação nativa do Cerrado/mata; D: solo exposto; E: represa; F: rodovia pavimentada; G: construção rural; e H: eucalipto.

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Tabela 5. Persistência, perdas e ganhos por categoria de uso e cobertura da terra de 1986 a 2016, na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

Categoria	Em ha			Em %		
	Persistência	Perda	Ganho	Persistência	Perda	Ganho
A	23894,83	45059,50	5483,43	15,47	29,18	12,71
B	34666,18	2615,69	48548,98	22,45	1,69	112,50
C	39227,49	8670,21	224,79	25,40	5,61	0,52
D	7,81	0,00	262,35	0,01	0,00	0,61
E	6,39	30,94	6,17	0,00	0,02	0,01
F	251,14	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00
G	0,00	0,00	667,49	0,00	0,00	1,55
H	0,00	0,00	1183,14	0,00	0,00	2,74
Total	98053,84	56376,35	56376,35	63,49	36,51	130,64

Legenda: A: pastagem; B: agricultura; C: vegetação nativa do Cerrado/mata; D: solo exposto; E: represa; F: rodovia pavimentada; G: construção rural; e H: eucalipto.

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Observam-se maiores trocas nas áreas de agricultura (97097,96 ha), pastagem (90119,00 ha) e vegetação nativa do Cerrado/mata (17340,42 ha). Ressalta-se que esta categoria perdeu áreas principalmente para agricultura (4977,47 ha), pastagem (3301,47 ha) e eucalipto (218,37 ha) e, com menor representatividade, construção rural, solos expostos (61,56 ha) e represa (6,17 ha). As maiores mudanças foram na área de agricultura (51164,67 ha), pastagem (50542,93 ha), vegetação nativa do Cerrado/mata (8895,00 ha), eucalipto (1183,14 ha), construção rural (667,49 ha), solo exposto (262,35 ha) e represa (37,11 ha) (Tabela 6).

Tabela 6. Troca e total de mudanças de cada categoria de uso e cobertura da terra de 1986 a 2016, na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

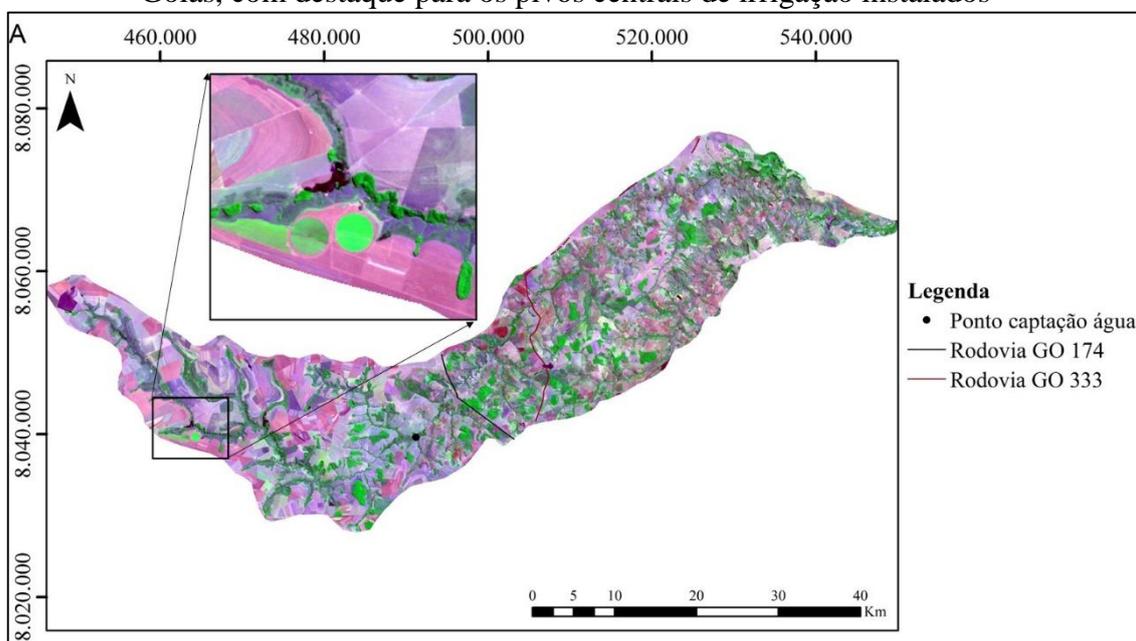
Categoria	Troca em ha	Total de mudança em ha	Troca em %	Total de mudança em %
A	90119,00	50542,93	58,36	32,73
B	97097,96	51164,67	62,876	33,13
C	17340,42	8895,00	11,23	5,76
D	0,00	262,35	0,00	0,17
E	61,89	37,11	0,04	0,02
F	0,00	0,00	0,00	0,00
G	1334,98	667,49	0,86	0,43
H	0,00	1183,14	0,00	0,77

Legenda: A: pastagem; B: agricultura; C: vegetação nativa do Cerrado/mata; D: solo exposto; E: represa; F: rodovia pavimentada; G: construção rural; e H: eucalipto.

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

O aumento das áreas de represa tem relação, principalmente, com a construção de barragens nos cursos hídricos para atender a demanda na irrigação agrícola. Na análise das imagens do Sensor TM e OLI, foram observados incrementos de áreas irrigadas por pivô central, sendo que em 1986 foram observados dois pivôs instalados, e em 2016, dez pivôs centrais de grande porte e vazão no trecho superior da bacia hidrográfica (Figura 3 e Figura 4).

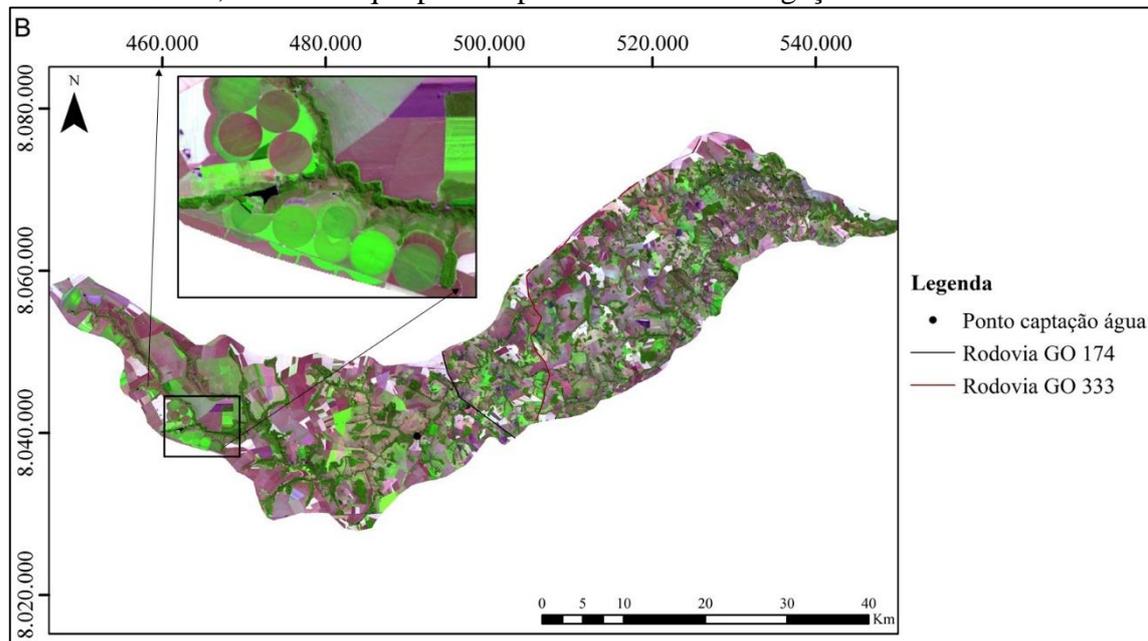
Figura 3. Imagem do ano de 1986 da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, com destaque para os pivôs centrais de irrigação instalados



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Imagem do satélite Landsat 5/Sensor TM, gerada pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA), disponibilizada pelo *United States Geological Survey* (USGS, 2017) e organizada pelo autor (2019).

Figura 4. Imagem do ano de 2016 da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, com destaque para os pivôs centrais de irrigação instalados



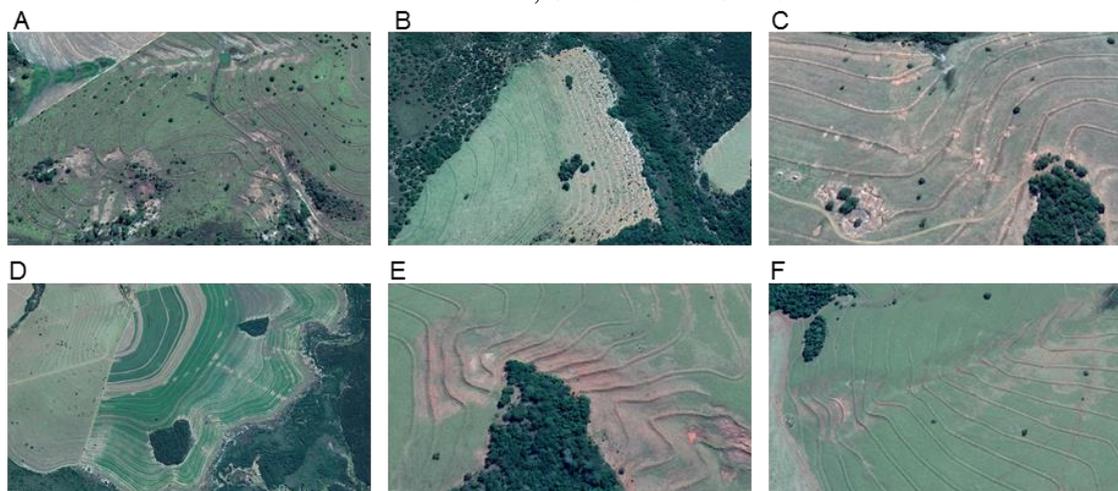
Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Imagem do satélite Landsat 8/Sensor OLI, gerada pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA), disponibilizada pelo *United States Geological Survey* (USGS, 2017) e organizada pelo autor (2019).

Assim, é importante ressaltar que o manejo da água para irrigação precisa ser conduzido de forma adequada, tendo em vista que a produção agrícola é a atividade econômica que mais consome água e a que mais causa impactos no solo e no bioma como um todo (SILVA; SOUSA, 2012). Ressalta-se também a importância dos órgãos ambientais fiscalizarem essas áreas e que a legislação de recursos hídricos seja cumprida, como a outorga de direito de uso da água, com vias ao uso da água condizente com a Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), principalmente devido às áreas irrigadas por pivô central estarem localizadas a montante do ponto de captação de água para abastecimento público (projeto em fase de implementação).

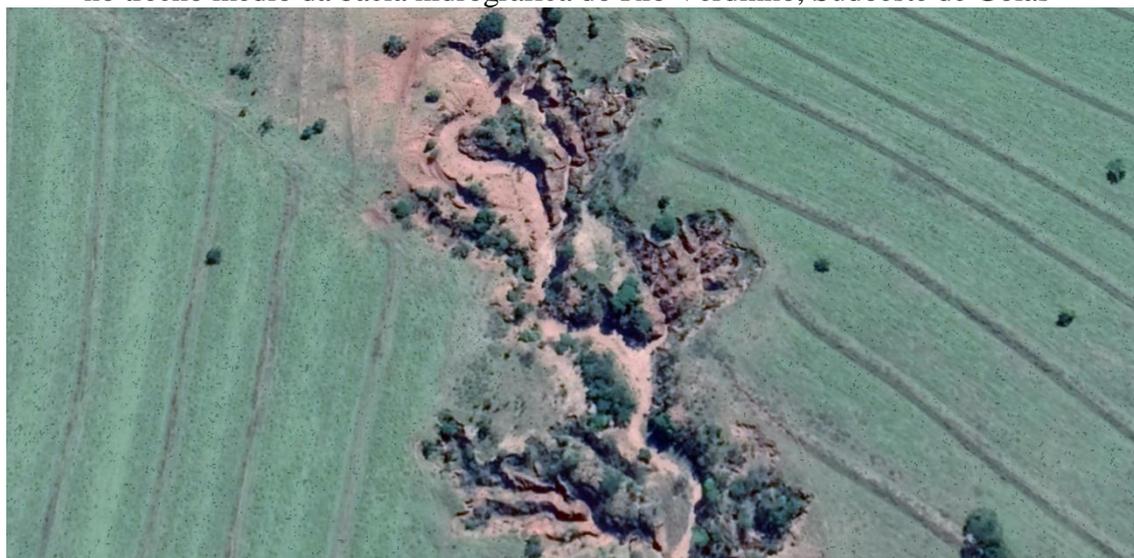
O acréscimo de áreas de solo exposto (de 7,81 ha em 1986 para 262,35 ha em 2016) é devido ao histórico de uso e manejo inadequados do solo, onde a vegetação natural foi suprimida e deu lugar às atividades agropecuárias, que muitas vezes proporcionaram ao agroecossistema condições favoráveis aos processos erosivos. Foram observados diversos locais com erosão laminar (Figura 5), voçoroca e Área de Preservação Permanente degradada (Figura 6 e Figura 7) concentradas no trecho médio da bacia, notadamente em áreas anteriormente utilizadas para produção agropecuária.

Figura 5. Áreas com presença de erosão laminar no trecho médio da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Fonte: Imagens de 2016 disponibilizadas pela Google por meio do aplicativo *Google Earth Pro* e organizadas pelo autor (2019).

Figura 6. Área de Preservação Permanente degradada com presença de erosão hídrica no trecho médio da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Fonte: Imagem de 2016 disponibilizada pela Google por meio do aplicativo *Google Earth Pro* e organizada pelo autor (2019).

Almeida et al. (2017), em estudo realizado em área de assentamentos rurais no norte de Minas Gerais, destacam que as áreas com solo exposto em sua maioria foram provenientes de manejo inadequado do solo. Rezende et al. (2011) acrescentam que um dos principais problemas das propriedades rurais do município de Mineiros, estado de Goiás, é o uso incorreto do solo, deixando este mais suscetível a processos de desertificação e erosivos.

Figura 7. Áreas degradadas com presença de erosão no trecho médio da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Fonte: Imagens de 2018 disponibilizadas pela Google por meio do aplicativo *Google Earth Pro* e organizadas pelo autor (2019).

A implantação de eucalipto na área de estudo, concentradas no município de Rio Verde (GO), em 2016, tem relação com a demanda energética da Cooperativa Agroindustrial dos Produtores Rurais do Sudoeste Goiano (COMIGO), fundada nesse município em 1975, uma das maiores cooperativas do Brasil, que usa esse vegetal como fonte de energia para seu processo produtivo. Outra empresa que tem relação com a expansão da produção de eucalipto local é a BRF S. A., unidade de Rio Verde (GO), implantada em 1999, uma das maiores companhias de alimentos do mundo, que também utiliza a madeira desse vegetal como fonte energética para seus processos produtivos, além de servir de barreira para proteção de granjas (quebra vento) de grande porte destinadas à produção de aves e suínos, sendo esses animais matéria prima do seu processo de produção agroindustrial. No estudo do uso e cobertura da terra de 1985 a 2015 e relação com o meio físico, no Sudoeste de Goiás, Martins et al. (2016) afirmam que a produção florestal, a partir de 2005, para atender a demanda energética de

empresas da região, é um novo fator de transformação com papel fundamental sobre as relações de uso e cobertura da terra.

As áreas de agricultura (com destaque para a produção de soja e milho) ocupam, principalmente, solos com textura argilosa e médio argilosa/argilosa. Essas áreas são embasadas por formações geológicas que originam solos com textura argilosa e médio argilosa/argilosa: Formação Serra Geral e Coberturas Detrito-Lateríticas Ferruginosas e Detríticas indiferenciadas. No estudo realizado na microrregião Sudoeste de Goiás, Martins et al. (2016) também observaram que as áreas agrícolas ocupam, majoritariamente, áreas de chapadas, embasadas por formações que originam solos com textura argilosa e médio/argilosa, as formações Cachoeirinha e Serra Geral e Coberturas Detrito-Lateríticas Ferruginosas e Detríticas indiferenciadas.

A predominância e o aumento de áreas agrícolas, com conseqüente decréscimo de área de pastagem e vegetação nativa do Cerrado/mata, de 1986 para 2016, podem ser explicados pelos aspectos físicos local (predominância de Latossolos e baixas declividades), clima, vias de acesso (dentre as quais, as rodovias BR 060, GO 174 e GO 333), tecnologias, pesquisa (melhoramento genético e outros) e políticas públicas (como Programa Nipo-Brasileiro para o Desenvolvimento do Cerrado – PRODECER, Programa Para o Desenvolvimento do Cerrado – POLOCENTRO, Programa de Desenvolvimento Industrial -PRODUZIR e o Fundo Constitucional do Centro-Oeste – FCO do Ministério da Integração Nacional) favoráveis a esse tipo de uso com produtividade competitiva no mercado internacional. Silva e Souza (2012) e Martins et al. (2016) destacam que a predominância de baixas declividades, Latossolos, a pavimentação de rodovias, tecnologias de produção e o investimento do Governo Federal em programas de ocupação e produção agropecuária nas regiões Norte e Centro-Oeste colocaram o Sudoeste de Goiás no mapa econômico do Brasil, sendo destaque na produção de grãos, principalmente soja e milho.

Os resultados obtidos para 2016 são proporcionalmente parecidos com os dados levantados por Prado et al. (2009) no mapeamento e descrição do padrão de uso e cobertura da terra em municípios do Sudoeste Goiano. Estes autores afirmam que a agricultura corresponde a maior área do município de Rio Verde (GO), seguida de áreas de vegetação nativa do Cerrado/mata e pastagem.

Observou-se que de 1986 a 2016 ocorreu um decréscimo de 5,47% de área de vegetação nativa do Cerrado/mata. Essa categoria está presente majoritariamente em Área de Preservação Permanente (APP) nas margens de cursos hídricos e como fragmentos de vegetação ou Reserva Legal (RL). Karamage et al. (2016) destacam que o desmatamento e a conversão de pastagens naturais para o uso de terras agrícolas constituem uma grande ameaça à conservação do solo e da água. A cobertura vegetal nativa contribui para o equilíbrio do agroecossistema, abrigando inimigos naturais, favorecendo a recarga de água na bacia hidrográfica, entre outras condições é importante para a produção de alimentos. Neves, Neves e Canela (2014) destacam que a cobertura vegetal natural é um importante indicador das condições ambientais de uma unidade territorial (por exemplo, de uma bacia hidrográfica), propiciando proteção ao solo, reduzindo o transporte de sedimentos e o assoreamento dos corpos d'água e serve de habitat para animais silvestres.

É interessante destacar a necessidade do cumprimento do atual Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012), a Política Florestal do estado de Goiás (GOIÁS, 2013) e o Código Ambiental Municipal de Rio Verde (GO) (RIO VERDE, 2015), para que, assim, não ocorram mais perdas e até mesmo tenha incremento de área de vegetação natural do Cerrado. De forma geral, nota-se que programas de recuperação de áreas degradadas e com uso irregular são medidas emergenciais a serem implementadas.

O incremento das construções rurais é principalmente para atender a expansão e produtividade agropecuária (construção de balcões, armazéns e outros) e devido às instalações de granjas de grande porte de criação de aves e suínos para atender a alta demanda de matéria prima da BRF S. A. De 1986 para 2016, o número de granjas passou de zero para 54 unidades. Essas indústrias e granjas geram volumes altos de resíduos, os quais precisam ser tratados e/ou destinados de maneira adequada, em conformidade com normas e leis específicas, para evitar impactos ambientais negativos nos solos e nas águas e, conseqüente, outros danos ambientais e à saúde humana.

Da mesma forma que os estudos sobre o uso e cobertura da terra, com uso de produtos de sensoriamento remoto por satélite e processamento digital, em diferentes unidades territoriais, por Fernandes, Moreira e Nery (2014), Seabra et al. (2014), Martins et al. (2016), Almeida et al. (2017), Braz et al. (2017), Campos e Queiroz Filho (2017), Maranhão et al. (2017), Alves, Martins e Scopel (2018) entre outros, que

obtiveram resultados relevantes para subsidiar o planejamento e a gestão ambiental dessas áreas, os resultados obtidos sobre a transição do uso e cobertura da terra na BH do Rio Verdinho evidenciam a necessidade de implementação de políticas públicas comprometidas com o desenvolvimento econômico em harmonia com a preservação e conservação do meio ambiente. É importante destacar que toda a BH do Rio Verdinho precisa ser constantemente monitorada, para que, dessa forma, as leis ambientais sejam cumpridas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir deste estudo, observou-se decréscimo de 1986 para 2016 da área de vegetação nativa do Cerrado/mata e aumento de áreas degradadas (erosão laminar, voçorocas etc.), em decorrência de um modelo de produção agropecuária com uso extensivo e intensivo dos solos em busca de ganhos em produtividades sem ter em vista a sustentabilidade do agroecossistema e ambiental, sendo esses resultados importantes, assim como os dados da diminuição e incremento das demais categorias, para implementação de políticas públicas condizentes com o desenvolvimento econômico e a sustentabilidade ambiental.

É necessária a implementação de planos de ação de forma a integrar diversos atores sociais ou setores tendo em vista a consciência ecológica da sociedade. Ações no âmbito da educação ambiental, voltadas para o cumprimento da legislação ambiental vigente (fiscalização eficaz e punição dos infratores etc.) são extremamente importantes. É interessante demonstrar aos produtores rurais que a degradação do solo proporciona, além de causarem prejuízos ambientais (redução da recarga de água na bacia hidrográfica, assoreamento de cursos hídricos e outros), prejuízos econômicos (perda de solos, principalmente da camada mais fértil, e, conseguinte, baixa ou até mesmo improdutividade agropecuária e desvalorização da propriedade rural).

Assim, pode ser afirmado que é preciso monitorar e acompanhar, de forma contínua, a bacia hidrográfica em questão, sobretudo as áreas degradadas, de preservação permanente e reserva legal, pelos agentes públicos, instituições de pesquisa etc., uma vez que a proteção dos recursos hídricos depende da definição de instrumentos e programas que permitam a valorização das áreas de menor pressão antrópica, a

recuperação de áreas degradadas, principalmente em áreas relevantes para a proteção dos corpos de água, como APP, o cumprimento das leis ambientais vigentes, em especial a norma legal florestal em âmbito local, estadual e federal, entre outras ações.

É evidente que o aumento da demanda da população por alimentos, recursos hídricos e outros recursos naturais, em âmbito local, nacional e global, precisa ser atendido com o menor impacto negativo possível ao meio ambiente, de forma a garantir recursos naturais para a continuação da vida no planeta Terra. Estes resultados subsidiarão o planejamento, a gestão ambiental e a recuperação de áreas degradadas na BH do Rio Verdinho, contribuindo para a garantia quantitativa e qualitativa de um recurso (água) vital para o desenvolvimento econômico e social. É importante ressaltar, ainda, a necessidade de realização de outras pesquisas/análise (por exemplo, fragilidade ambiental, perda de solos e hidrometria) no intuito de disponibilizar informações holísticas e integradas.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, R. P. et al. Uso e ocupação do solo em áreas de assentamentos rurais no norte de Minas Gerais. **Caminhos de Geografia Uberlândia** v. 18, n. 62, p. 13–31, jun. 2017. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/34053>. Acesso em 26 maio 2019.

ALVARENGA, L.A. et al. Assessment of land cover change on the hydrology of a Brazilian headwater watershed using the Distributed Hydrology-Soil-Vegetation Model. **Catena**. v. 143, p. 7-17, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.04.001>. Acesso em: 19 out. 2020.

ALVES, W. S.; MARTINS, A. P.; SCOPEL, I. Uso da terra e cobertura vegetal na bacia do Ribeirão das Abóboras, em Rio Verde (GO), entre os anos de 1985 e 2015. **Caminhos de Geografia**, v. 19, n. 65, p. 125–145, maio 2018. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/37619>. Acesso em 26 maio 2019.

BRASIL. Lei nº 9.433. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 9 de janeiro de 1997. Disponível em: <http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?jornal=1&pagina=4&data=09/01/1997>. Acesso em: 12 de novembro de 2017.

_____. Presidência da República. Lei nº 2.651. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 25 de maio de 2012.

BRAZ, A. M. et al. Uso, cobertura e manejo da terra: contribuições teóricometodológicas e subsídios à conservação ambiental na bacia hidrográfica do córrego Ribeirãozinho, Selvíria/MS. **Caminhos de Geografia**, v. 18, n. 64, p. 310–327, dez. 2017. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/40936>. Acesso em 26 maio 2019.

CAMPOS, P. B. R.; QUEIROZ FILHO, A. P. Matriz de transição na detecção das mudanças do uso e ocupação do solo: estudo de caso do Centro Educacional Unificado da Paz – Zona Norte de São Paulo. **Revista Espaço Geográfico em Análise**, v.42, p. 225 -238, dez. 2017. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/raega/article/view/47694>. Acesso em 26 maio 2019.

CARRANZA-GARCÍA, M.; GARCÍA-GUTIÉRREZ, J.; RIQUELME, J. C. A framework for evaluating land use and land cover classification using convolutional neural networks. *Remote Sensing*, v. 11, n. 3, p. 274, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs11030274>. Acesso em out. 2019.

CASTRO, F. C.; ARAÚJO, J. F.; SANTOS, A. M. Susceptibility to soil salinization in the quilombola community of Cupira - Santa Maria da Boa Vista - Pernambuco – Brazil. **CATENA**, v. 179, p. 175-183, 2019. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.04.005>. Acesso em: out. 2019.

CHAN, H. C.; CHANG, C. C.; CHEN, P. A.; LEE, J. T. Using multinomial logistic regression for prediction of soil depth in an area of complex topography in Taiwan. **CATENA**, Volume 176, 2019, p. 419-429. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.01.030>. Acesso em: 15 out. 2019.

CHEN, J. et al. Global land cover mapping at 30 m resolution: A POK-based operational approach. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 103, p. 7-27, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.09.002>. Acesso em 25 out. 2019.

COHEN, J. Um coeficiente de concordância para escalas nominais *Educ. Psychol. Meas.*, 20 (1960), pp. 37 – 46. Disponível em <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>. Acesso em 21 out. 2019.

DEVARAJU, N. et al. Quantifying the relative importance of direct and indirect biophysical effects of deforestation on surface temperature and teleconnections. **Journal of Climate**, v. 31, n. 10, p. 3811-3829, 2018. Disponível em <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-17-0563.1>. Acesso em: 16 out. 2019.

DUVEILLER, G. et al. Biophysics and vegetation cover change: a process-based evaluation framework for confronting land surface models with satellite

observations. **Earth System Science Data**, v. 10, p. 1265-1279, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/essd-10-1265-2018>. Acesso em 16 out. 2019.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE - ESRI. Disponível em: <http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/latest/extensions/spatial-analyst/image-classification/executing-the-interactive-supervised-classification-tool.htm>. Acesso em: 24 jun. 2019.

FERNANDES, F. H. S.; MOREIRA, A. A.; NERY, C. V. M. Dinâmica do uso e ocupação do solo da área desapropriada do lago artificial do Bico da Pedra no norte do estado de Minas Gerais. **Caminhos de Geografia**, v. 15, n. 50, p. 187–206, jun. 2014. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/24749>. Acesso em: 24 jun. 2019.

FIGUEIREDO, G. C.; VIEIRA, C. A. O. Estudo do comportamento dos índices de Exatidão Global, Kappa e Tau, comumente usados para avaliar a classificação de imagens do sensoriamento remoto. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13. 2007. Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Inpe, 2007 p. 5755-5762.

GOIÁS (Estado). Lei n.º 18.104, de 17 de julho de 2013. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, institui a nova Política Florestal do Estado de Goiás e dá outras providências. Disponível em: http://www.gabinetecivil.go.gov.br/leis_ordinarias/2013/lei_18104.htm. Acesso em: 27 fev. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Brasil. População 2019** (estimativa). 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/go/rio-verde/panorama>. Acesso em: 15 dez. 2019.

KARAMAGE, F. et al. Deforestation effects on soil erosion in the lake Kivu Basin, D.R. Congo-Rwanda. **Forests**, v. n., p. 01-17, nov. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f7110281>. Acesso em; 13 jul. 2019.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v.33, n.1, p.159-174, mar. 1977. Disponível em: https://www.jstor.org/stable/2529310?seq=1#page_scan_tab_contents. Acesso em 26 maio 2019.

LIU, X. et al. Classifying urban land use by integrating remote sensing and social media data. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 31, n. 8, p. 1675-1696, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/13658816.2017.1324976>. Acesso em: 16 out. 2019.

MACHADO, D. F. T. et al. Transferability, accuracy, and uncertainty assessment of different knowledge-based approaches for soil types mapping. **CATENA**, v. 182, p. 1-12, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104134>. Acesso em: 30 nov. 2019.

MARANHÃO, D. D. C. et al. C. Correção de imagens e caracterização do uso da terra no município de Pinheiral, estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Caminhos de Geografia**, v. 18, n. 62, p. 174–188, jun. 2017. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/36893>. Acesso em 26 maio 2019.

MARTINE, G.; ALVES, J. E. D. Economy, society and environment in the 21st century: three pillars or trilemma of sustainability? **Revista Brasileira de Estudos de População**, v. 32, n. 3, p. 433-459, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-3098201500000027>. Acesso em 20 out. 2019.

MARTINS, A. P. et al. Uso da terra e cobertura vegetal de 1985 a 2015 no Sudoeste de Goiás e relação com o meio físico. In: PEIXINHO, D. M.; SOUSA, M. S. **Reconfiguração do Cerrado: uso, conflitos e impactos ambientais**. Goiânia: Gráfica UFG, 2016. 11-33 p.

MENESES, P. R.; LMEIDA, T. Introdução ao processamento digital de imagens de sensoriamento remoto. Universidade de Brasília, Brasília, 266 p., 2012.

MENESES, B.M. et al. Land use and land cover changes in Zêzere watershed (Portugal) — Water quality implications. **Science of The Total Environment**. v. 15, p. 439-447. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.092>. Acesso em: 20 out. 2019.

NEVES, L. F. S; NEVES, S. M. A. S.; CANELA, G. R. Análise da fragmentação de Cerrado na bacia hidrográfica do rio Aguapeí, Porto Esperidião (MT): um estudo de caso a partir das geotecnologias e métricas da paisagem. **Ateliê Geográfico**, v. 8, n. 2, p.130-149, maio 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.5216/ag.v8i2.21557>. Acesso em 26 maio 2019.

OLIVEIRA, E. G.; MIZIARA, F.; FERREIRA, M. E. Fatores determinantes e cenários futuros sobre a expansão da cana-de-açúcar na região de Cerrado no Centro-Oeste mineiro. **Ateliê Geográfico**, v. 9, n. 1, p.79 – 103, set. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.5216/ag.v9i1.29101>. Acesso em 26 maio 2019.

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. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/eco.1759>. Acesso em: 16 set. 2020.

PANDEY, P. C.; KOUTSIAS, N.; PETROPOULOS, G. P.; SRIVASTAVA, P. K.; BEN DOR, E. Land use/land cover in view of earth observation: data sources, input dimensions, and classifiers—a review of the state of the art. **Geocarto International**, p. 1-32, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/10106049.2019.1629647>. Acesso em: 23 out. 2019.

PONTIUS JUNIOR, R. G.; SHUSAS, E.; MCEACHERN, M. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. **Agriculture, Ecosystems &**

Environment, v. 101, p. 251-268, fev. 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.008>. Acesso em 26 maio 2019.

PRADO, R. B. et al. **Mapeamento e descrição do padrão de uso e cobertura da terra em municípios do sudoeste goiano a partir de imagens orbitais TM/Landsat-5**. Embrapa Solos, Boletim de pesquisa 148, 2009, 54p.

REZENDE, W. S. et al. Recuperação de voçorocas na zona rural do município de Mineiros (GO): financeiramente viável e ambientalmente sustentável. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v.2, n.2, p.64-81, out. 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.6008/ESS2179-6858.2011.002.0004>. Acesso em: 26 maio 2019.

RIMAL, B. et al. Effects of land use and land cover change on ecosystem services in the Koshi River Basin, Eastern Nepal. **Ecosystem Services**, v. 38, p. 100963, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100963>. Acesso em: 16 set. 2020.

RIO VERDE (Município). **Lei n° 5.090/2005**. Institui o Código Ambiental Municipal e dá outras providências: promulgada em 28 de dezembro de 2005. Rio Verde, 2005. Disponível em: <http://www2.rioverde.go.gov.br/arquivos/lei5090.pdf>. Acesso em: 05 nov. 2019.

RODRIGUES, M. T.; RODRIGUES, B. T.; TAGLIARINE, F. S. N. Comparação do desempenho de Sistemas de Informação Geográfica (IDRISI Selva e ArcGIS®) por meio de processamento digital de imagem. **Revista Forum Ambiental da Alta Paulista**, v. 10, n. 2, p. 265-280, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.17271/198008271022014877>. Acesso em 26 maio 2019.

ROSENFELD, G. H.; FITZPATRICK-LINS, K. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.52, n.2, p.223-227, feb. 1986. Disponível em: https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/1986journal/feb/1986_feb_223-227.pdf. Acesso em 26 maio 2019.

SANHOUSE-GARCIA, A. J. et al. Multi-temporal analysis for land use and land cover changes in an agricultural region using open source tools. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 8, p. 278-290, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2016.11.002>. Acesso em 20 out. 2019.

SCHOWENGERDT, R. A. Chapter 9 - Thematic classification, Remote Sensing (Third edition), Academic Press, Burlington, 2007, Pages 387-456.

SAATH, K. C. O.; FACHINELLO, A. L. Crescimento da demanda mundial de alimentos e restrições do fator terra no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 56, n. 2, p. 195-212, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1234-56781806-94790560201>. Acesso em: 10 set. 2019.

SEABRA, V. S. et al. Mapeamento do uso e cobertura do solo da bacia do rio Taperoá: Região semiárida do estado da Paraíba. **Caminhos de Geografia**, v. 15, n. 50, p. 127–137, ago. 2014. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/24249>. Acesso em 26 maio 2019.

SISTEMA ESTADUAL DE GEOINFORMAÇÃO DE GOIÁS - SIEG. **Downloads/SIG – Shapefiles**. Disponível em: www.Sieg.go.gov.br. Acesso em: 30 ago. 2017.

SILVA, E. B.; SOUZA, J. C. Modernização da agricultura e apropriação do Cerrado: uma análise das microrregiões do Sudoeste Goiano e Quirinópolis no Estado de Goiás. In: 21º Encontro Nacional de Geografia Agrária, Uberlândia. **Anais...** Uberlândia: AGB-ENGA, 2012, 14 p.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY - USGS. **Earthexplorer**. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 04 fev. 2017 e 24 fev. 2019.

WINCKLER, J. et al. Different response of surface temperature and air temperature to deforestation in a climate model. **Earth System Dynamics**, v. 10, p. 473-484, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/esd-10-473-2019>. Acesso em: 16 set. 2020.

ZHANG, C.; SARGENT, I.; PAN, X.; LI, H.; GARDINER, A.; HARE, J.; ATKINSON, P. M. Joint Deep Learning for land cover and land use classification. **Remote sensing of environment**, v. 221, p. 173-187, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.11.014>. Acesso em 28 out. 2019.

CAPÍTULO III

FRAGILIDADE DOS AMBIENTES NATURAIS E ANTROPIZADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VERDINHO, SUDOESTE DE GOIÁS, BRASIL

RESUMO

Considerando os impactos negativos causados por ações antrópicas aos recursos hídricos, sendo estes importantes em quantidade e qualidade para a continuidade e equilíbrio da vida na Terra, objetivou-se analisar a fragilidade ambiental na bacia hidrográfica (BH) do Rio Verdinho, no Sudoeste de Goiás. Nessa BH está sendo implementado um projeto para captação de água com vista ao atendimento da demanda hídrica crescente da população urbana de Rio Verde (GO). A análise da fragilidade ambiental foi realizada utilizando o modelo da Fragilidade dos Ambientes Naturais e Antropizados e geotecnologias, no intuito de disponibilizar dados, a partir de uma abordagem sistêmica, para subsidiar o planejamento e a gestão ambiental dessa unidade hidrográfica. O referido modelo consiste na integração de fatores físicos naturais (erosividade, solos e dissecação do relevo) e fator antrópico (uso e cobertura da terra) por meio de técnicas de geoprocessamento. Foram observadas maiores áreas com fragilidade potencial e emergente variando de baixa a média, propícias para a produção agropecuária alinhada com práticas de manejo e uso do solo adequadas. Porém, a ocorrência de dissecação do relevo com fragilidade forte e fragilidade muito forte ou alta influência nos processos erosivos, solos de fragilidade média, forte e muito forte no trecho médio e baixo da bacia, e predominância de área com menor grau de proteção dos solos, proporcionam a formação de áreas com fragilidade potencial e emergente variando de média a alta. Nessas áreas com maior fragilidade, associadas ao uso e manejo inadequados do solo, são observados prejuízos ambientais e econômicos, indicando a necessidade de serem preservadas. Estes resultados irão subsidiar o planejamento e a gestão da referida bacia hidrográfica, além de servir de base para outros estudos, contribuindo para a conservação dos recursos hídricos.

Palavras-chave: Análise Ambiental; Fragilidade Emergente; Fragilidade Potencial; Geotecnologias; Unidades Ecodinâmicas.

FRAGILITY OF NATURAL AND ANTHROPIC ENVIRONMENTS IN THE WATERSHED OF VERDINHO RIVER, SOUTHWEST OF GOIÁS, BRAZIL

ABSTRACT

Considering the negative impacts caused by anthropic actions and water resources, being those important in amount and quality for the continuity and balance of life on Earth, it was an objective to analyze the environmental fragility of the watershed of Verdinho River, in the Southwest of Goiás. In this hydrographic unit is being implemented a project for water reception aiming the fulfillment of the increasing water demand of the urban population of Rio Verde (GO). The analysis of the environmental fragility was accomplished using the Environmental Fragility Model of Natural and Anthropic Environments and geotechnologies, with the objective of enabling data, from a systemic approach, to subsidize the environmental planning and management of this water unit. The referred model consists of the integration of natural physical factors

(erosivity, soils and relief) and anthropic factor (land use and coverage) through geoprocessing techniques. It was possible to observe bigger areas with potential and emergent fragility varying from low to average, propitious to farming production aligned to management practices and proper soil use. However, the occurrence of relief dissection with strong fragility and very strong fragility or high influence on erosive processes, soils of medium, strong and very strong fragility in the medium and low basin stretch, and the predominance of an area with less degree of soil protection, provide the formation of potential fragility areas and emerging ones varying from medium to high. In these areas with a bigger fragility, associated to the inappropriate use and management of the soil, environmental and economic losses are observed, indicating the necessity of being watched. These results will subsidize the planning and management of the referred watershed, besides serving as a base to other studies, contributing to the preservation of water resources.

Keywords: Environmental Analysis; Emerging Fragility; Potential Fragility; Geotechnologies; Ecodynamic Unities.

INTRODUÇÃO

A organização ou reorganização do território exige diagnóstico preliminar que permita o conhecimento das características e das aptidões e, principalmente, das limitações das áreas a serem utilizadas, a fim de escolher corretamente o tipo de uso e cobertura da terra compatíveis com tais limitações (TRICART, 1977). Entre os modelos usados nos estudos do meio físico natural e antropizados de ambientes no Brasil, com o propósito de gerar informações para subsidiar o planejamento e a gestão ambiental, podem ser destacados o proposto por Ross (1994), que analisa a fragilidade ambiental, e o proposto por Crepani et al. (2001), que investiga a vulnerabilidade à perda de solos, ambos com base na Ecodinâmica de Tricart (1977).

A Ecodinâmica é uma concepção ecológica em que o ambiente é analisado sob o prisma da Teoria do Sistema, partindo do pressuposto de que na natureza as trocas de energia e matéria se processam por meio de relações em equilíbrio dinâmico. Nessa concepção há as unidades ecodinâmicas, as quais são definidas em estáveis (ambientes em “equilíbrio” tendendo a uma condição de “clímax”), estabilidade intermediária ou meios intergrades (unidades da paisagem com passagem gradual entre os meios estáveis e os instáveis) e instáveis (meios em que predomina a morfogênese), por meio de uma análise sistêmica (TRICART, 1977).

O equilíbrio dinâmico é, muitas vezes, alterado pelo homem, gerando estados de desequilíbrios reversíveis ou irreversíveis. Neste último caso, tem-se como exemplo, a

exploração intensiva das terras em busca de ganhos em produtividade, por meio de desmatamento de grandes áreas para produção agropecuária, e, conseqüentemente, deixando unidades territoriais (como bacias hidrográficas) susceptíveis à erosão, ao assoreamento de cursos hídricos e a outros danos ambientais (ALVES et al., 2018).

O modelo de Ross (1994), denominado Fragilidade dos Ambientes Naturais e Antropizados, tem relação com fatores de desequilíbrio natural (propensão da dissecação do relevo, do solo e da precipitação pluviométrica à erosão) e antropogênicos (uso e cobertura da terra). Considera esses aspectos do meio físico como importantes e que devem ser analisados de forma integrada para a geração de resultados com vista ao planejamento e à gestão ambiental, assim como destaca Santos (2015). Assim, é importante o entendimento de dois conceitos relacionados a esse modelo, o da fragilidade potencial e da fragilidade emergente. O primeiro refere-se à fragilidade natural de um ambiente em função de seus atributos físicos naturais (relevo, tipos de solos e erosividade), e o segundo trata dos graus de proteção dos diferentes tipos de uso e cobertura da terra em relação ao meio (ROSS, 1994).

A análise da fragilidade ambiental por meio da proposta de Ross (1994) exige que os componentes físicos naturais sejam avaliados numa perspectiva sistêmica e holística de modo a envolver a complexidade destas com as atividades humanas (SANTOS, 2015), sendo necessário melhor entendimento de cada aspecto físico de entrada no modelo para compreensão adequada da fragilidade potencial e emergente do ambiente em estudo. Assim, é importante ressaltar que na literatura são observados muitos estudos utilizando a declividade como fator de entrada no processo de modelagem em escalas médias e pequenas. Entretanto, Ross (1994) destaca que as formas de vertentes e as classes de declividade são indicadas para área com maior detalhe, ou seja, com escalas de 1:25.000, 1:10.000, 1:5.000 e 1:2.000; por outro lado, para análise em escalas médias e pequenas, do tipo 1:50.000, 1:100.000 e 1:250.000, utilizam-se os padrões de formas como a rugosidade topográfica ou índice de dissecação do relevo, expresso por meio da Matriz do Índice de Dissecação do Relevo.

A priorização (ou seja, selecionar as áreas mais críticas primeiro para a gestão de bacias hidrográficas) é uma etapa importante, especialmente para países em desenvolvimento. As diretrizes para a priorização de bacias hidrográficas em diferentes países diferem com base em suas prioridades e necessidades, que dependem

principalmente de sua diversidade ecológica, cultura, economia e estágio de desenvolvimento técnico (JAIN; RAMSANKARAN, 2019).

Nessa perspectiva, objetivou-se analisar a fragilidade ambiental da bacia hidrográfica (BH) do Rio Verdinho, por meio do modelo proposto por Ross (1994) e geotecnologias, no intuito de disponibilizar dados, a partir de uma abordagem sistêmica, para subsidiar o planejamento e a gestão ambiental dessa unidade hidrográfica e outros estudos. A escolha da BH do Rio Verdinho como recorte espacial para este estudo foi devido a sua importância para o município de Rio Verde (GO). Nessa bacia encontra-se em fase de implementação um projeto para captação de água (aproximadamente $794,40 \text{ L.s}^{-1}$), tendo em vista atender a demanda hídrica crescente da população, com estimativa de 235.647 habitantes (IBGE, 2019). Ressalta-se que esse recurso também é importante para outros usos, como irrigação, criação de gado, granjas de aves e suínos, agroindústrias e dessedentação de animais silvestres. Ressalta-se, ainda, que há usos intensivos do solo para produção agropecuária nessa bacia hidrográfica, podendo comprometer a quantidade e qualidade da água.

A proposta de Ross (1994) foi escolhida por melhor representar a fragilidade dos ambientes, visto que considera aspectos do relevo, o solo, a erosividade e o uso e cobertura da terra como componentes do modelo, sendo que esses aspectos físicos e as ações antrópicas têm relação intrínseca com a perda de solos. E, sobretudo, por inserir a variável antrópica em um segundo momento, evitando que entre em uma média geral com componentes do ambiente como ocorre no método da vulnerabilidade de Crepani (2001).

Com o uso de geotecnologias é possível, com rapidez e de forma econômica, gerar os produtos cartográficos sobre dissecação do relevo, tipos de solos, erosividade, uso e cobertura da terra, e, a partir destes produtos e o modelo de Ross (1994), gerar o mapa de fragilidade potencial (integração do mapa de dissecação do relevo, mapa de solos e mapa erosividade) e o mapa de fragilidade emergente (integração do mapa de fragilidade potencial e o mapa do uso e cobertura da terra), sendo estas informações importantes para subsidiar o planejamento e a gestão ambiental de bacias hidrográficas, conforme observado em Bacani et al. (2015), Valle, Francelino e Pinheiro (2016), Alves, Scopel e Martins (2017), Alves et al. (2018), Storto e Cocato (2018) e outros.

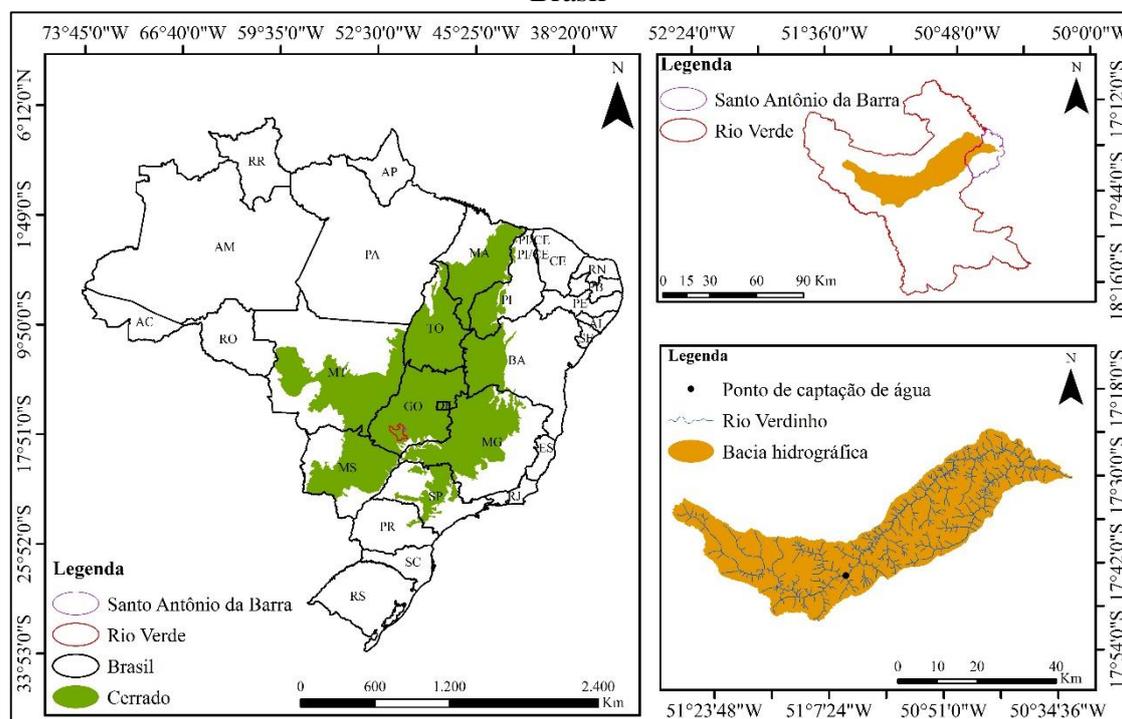
MATERIAL E MÉTODOS

A etapa de geoprocessamento foi realizada no ArcGIS 10.6.1[®] (ESRI, 2019) licenciado para o laboratório de Geoinformação da Universidade Federal de Goiás/Regional de Jataí e os produtos cartográficos sobre a fragilidade dos ambientes naturais e antropizados elaborados no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (Sirgas) 2000, projeção Universal Transversa de Mercator (UTM) e Zona 22 Sul (S).

Localização da área de estudo

A BH do Rio Verdinho é de 154.430,19 ha, sendo que a área de contribuição do ponto de captação de água corresponde a 59.010,93 ha. Está localizada no Cerrado brasileiro, mais especificamente no Sudoeste de Goiás, Brasil, nos municípios de Rio Verde (GO) e Santo Antônio da Barra (Figura 1).

Figura 1. Localização da bacia hidrográfica (BH) do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, Brasil



Elaborado no Sistema de Coordenadas Geográficas, Sirgas 2000 e Zona 22S.

Fonte: Organizado pelo autor (2019) a partir de bases de dados geográficas disponibilizadas pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2018).

Encontra-se entre as coordenadas geográficas 17°29'53,33"S/50°31'34,73"O e 17°33'57,20"S/51°29'14,36"O, no domínio dos chapadões centrais recobertos por cerrados, cerradões e formações campestres, com remanescentes localizados principalmente entre os vales fluviais na forma de matas de galeria e ciliar.

O principal curso hídrico da BH do Rio Verdinho nasce no local com as coordenadas geográficas 17°34'1,2"S/51°28'12"O, em Rio Verde (GO), e deságua na margem direita do Rio Verde, no município de Santo Antônio da Barra (GO), nas coordenadas 17°29'45,6"S/50°31'30"O, sendo o seu principal afluente o Ribeirão Boa Vista, o qual tem sua nascente principal no local com as coordenadas geográficas 17°43'0,96"S/50°55'36,34"O, e foz, nas coordenadas 17°28'41,69"S/ 50°36'20,65"O.

Bases de dados

As bases de dados utilizadas neste estudo foram compiladas dos bancos de dados online do: *United States Geological Survey* (USGS); Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG); HidroWeb, ferramenta integrante do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), sob a gestão da Agência Nacional de Águas (ANA); Banco de Dados Meteorológico para Ensino e Pesquisa (BDMEP) e Amazon S3 (2018). Os dados utilizados são apresentados a seguir:

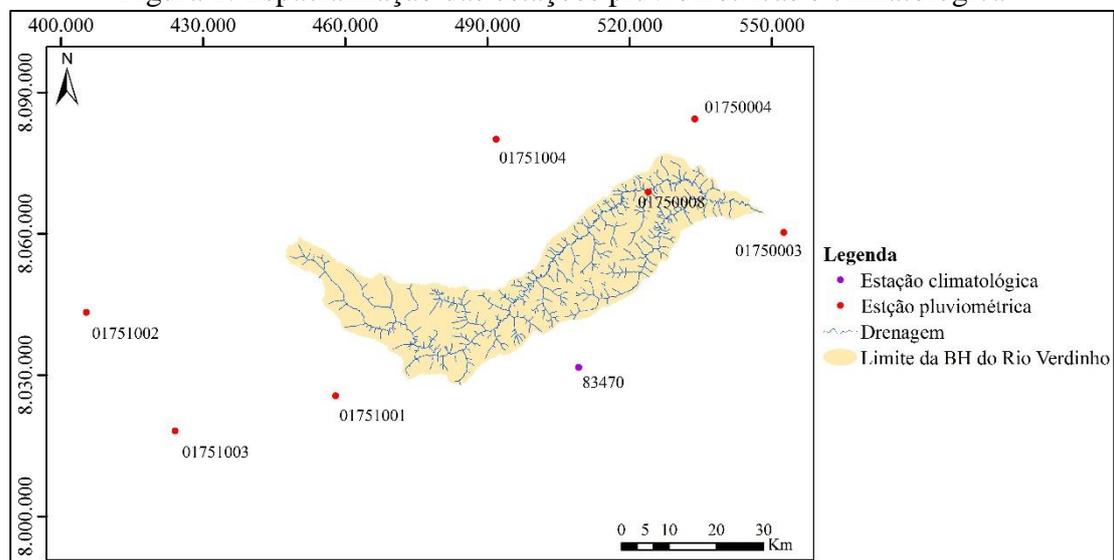
- a) Drenagens da Base Cartográfica Vetorial Digital, elaborada pela Agência Nacional de Águas, geração de 22 de julho de 2006 (ANA, 2006); revisão de topologia, alimentação, atualizações e edição da carta pela Superintendência de Geologia e Mineração – SGM (2006)/Secretaria Estadual de Indústria e Comércio – SIC (2006), disponibilizada pelo SIEG (2017);
- b) *Imagem Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução espacial de 30 m x 30 m, da Grade SRTM Brasil, S18/W051 e S18/W052, gerada pela cooperação entre a *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) e a *National Imagery and Mapping Agency* (NIMA), do DoD (Departamento de Defesa) dos Estados Unidos da América e das agências espaciais da Alemanha e Itália e disponibilizada pelo *United States Geological Survey* (USGS, 2017);
- c) Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005, pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (2005); modelagem, alimentação do SIG e edição das

cartas pela Superintendência de Geologia e Mineração - SGM (2005)/Secretaria estadual de Indústria e Comércio de Goiás – SIC (2005), disponibilizado pelo SIEG (2017);

d) Para o estudo da erosividade, foram compilados dados de precipitação pluviométrica, observados de um período de 20 anos (1997 a 2016), da estação climatológica 83470 Rio Verde, disponibilizados pelo BDMEP (2018); e compilados do banco de dados na página HidroWeb da ANA (2018), observados de um período de 40 anos (1976 a 2016) das estações pluviométricas 01750003 Ponte Rio Verdão, 01750004 Ponte Rodagem, 01750008 Fazenda Paraíso, 01751001 Ponte Rio Doce, 01751002 Benjamin Barros e 01751004 Montividiu, e de um período de 19 anos (1980 a 1998) da estação 01751003 Jataí (Figura 2); e

e) Imagens, referentes à Grade Sentinel Brasil, 22KDF e 22kKEF, com resolução espacial de 10 m x 10 m, de outubro/2016, do satélite Sentinel-2/Sensor *Multi Spectral Instrument* (MSI), gerada pela Missão Sentinel-2, sob a coordenação da *European Space Agency* (ESA, 2019) e Comissão Europeia, disponibilizada na página do Amazon S3 (2018).

Figura 2. Espacialização das estações pluviométricas e climatológica



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas, Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

Organização e elaboração dos produtos cartográficos base

Um arquivo de delimitação da bacia hidrográfica no formato shapefile, gerado a partir do SRTM, foi utilizado para realizar os recortes da área de interesse a partir das

bases com menor escala. A partir do modelo SRTM também foram gerados os rasters referentes às dimensões interfluviais médias (DIMs) e ao grau de entalhamento dos vales (GEVs) da bacia hidrográfica. As DIMs e os GEVs foram reclassificados e somados para obtenção dos índices da matriz de dissecação do relevo, conforme o método proposto por Guimarães et al. (2017). Em seguida, esses índices foram reclassificados de acordo com os níveis de fragilidade propostos por Ross (1994) apresentadas no Quadro 1.

Quadro 1. Matriz dos índices de dissecação do relevo

Graus de entalhamento dos vales	Dimensão interfluvial média				
	Muito baixa (1) >3.750 m	Baixa (2) 1.750 – 3750 m	Média (3) 750 – 1.750 m	Alta (4) 250 – 750 m	Muito alta (5) <250 m
Muito fraco (1) <20 m	11	12	13	14	15
Fraco (2) 20 – 40 m	21	22	23	24	25
Médio (3) 40 – 80 m	31	32	33	34	35
Forte (4) 80 – 160 m	41	42	43	44	45
Muito forte (5) >160 m	51	52	53	54	55

Fonte: Ross (1994).

O mapa de solos da área de estudo foi atualizado, quanto a nomenclatura, conforme Santos et al. (2013) e reclassificado de acordo com a proposta de Ross (1994) para o grau de fragilidade.

Quanto a erosividade da chuva, o fator R foi obtido por meio da Equação 1 (E1) (WISCHMEIER; SMITH, 1978), a qual é adaptada para as condições ambientais brasileiras por Lombardi Neto e Moldenhauer (1977) *apud* Bertoni e Lombardi Neto (2014):

$$EI30 = \sum_{i=1}^{12} 67,355 * \left(\frac{r_i^2}{P} \right)^{0,85} \quad (E1)$$

Na qual: EI30 é a média anual do índice de erosividade, em MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹; r, a média dos totais mensais de precipitação, em mm; e P, a média dos totais anuais de precipitação, em mm.

Com o propósito de classificar a bacia hidrográfica quanto à erosividade da chuva, conforme Carvalho (2008), o valor obtido em $\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ foi convertido em $\text{ton.m.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, ou seja, o valor inicial foi dividido por 9,81, passando do sistema métrico internacional para o sistema métrico decimal. Os resultados de erosividade de cada ponto pluviométrico foram espacializados para gerar o mapa de isolinhas por meio do interpolador *Spline*. Em seguida, os índices de erosividade foram comparados com as classes propostas por Carvalho (2008), conforme observado em Cabral et al. (2011). Os valores de erosividade propostos por Carvalho (2008) são classificados em cinco níveis hierárquicos, que variam de erosividade muito baixa ($250 \text{ ton.m.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) a muito alta ($>1000 \text{ ton.m.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), conforme Quadro 2.

Quadro 2. Classes de erosividade da chuva (média anual)

Classes de erosividade	Erosividade em $\text{ton.m.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$
1.Muito baixa	$R < 250$
2.Baixa	$250 < R < 500$
3.Média	$500 < R < 750$
4.Alta	$750 < R < 1000$
5.Muito alta	$R > 1000$

Fonte: Carvalho (2008).

O mapa de uso e cobertura da terra, a partir de imagens do Satélite Sentinel-A2, foi realizado por meio do classificador *Interactive Supervised Classification*, sendo utilizadas as bandas B2 (azul), B3 (verde) e B4 (vermelho) e B8 (infravermelho próximo), na composição colorida R (red)/4, G (green)/3 e B (blue)/2.

A legenda preliminar do mapa foi definida, com análise prévia das imagens e apoio do aplicativo *Google Earth Pro* (GOOGLE, 2017), da seguinte forma: mata ciliar e de galeria, cerradão, campo sujo, cerrado *stricto sensu*, represa, rodovia pavimentada, pastagem, construção rural, silvicultura, agricultura e solo exposto. Em seguida, os diferentes usos e cobertura vegetal da área de estudo foram reclassificados, convertidos para polígono (em shapefile ou shp) e quantificados.

O arquivo shp da classificação do uso e cobertura da terra foi convertido para o formato kmz e importado para o aplicativo *Google Earth Pro* (GOOGLE, 2017), e, sobreposto às imagens atuais, realizada a supervisão do produto final do mapeamento digital, sendo as classificações das imagens corrigidas de forma manual, quando observados erros, no intuito de obter melhor qualidade na classificação.

Foram obtidas amostras de validação (amostras kappa), de forma semiautomática e aleatória, a partir da imagem do satélite Sentinel-2/Sensor MSI e de imagens (alta resolução) atualizadas e disponibilizadas pela Google por meio do aplicativo *Google Earth Pro* (GOOGLE, 2017), e levantamentos de campo. Também foram tiradas fotografias *in loco*, por meio de uma câmera digital modelo Nikon D5100, georreferenciadas com um receptor *Global Navigation Satellite System* (GNSS) modelo Garmin GPSMAP 62sc, para fazer as correções necessárias e subsidiar o processo de validação da classificação da imagem.

Foi realizada a análise do mapa de uso e cobertura da terra com as amostras kappa e obtida a matriz de confusão. A partir dessa matriz foi calculado o Índice Kappa por meio da Equação 2 (E2) observada em Figueiredo e Vieira (2007):

$$K = (n * \sum_{i=1}^c X_{ii} - \sum_{j=1}^c X_{1+} * X_{+1}) / (n^2 - \sum_{j=1}^c X_{1+} * X_{+1}) \quad (E2)$$

Na qual: K é uma estimativa do coeficiente Kappa; n, o número total de amostras; c, o número total de classes; X_{ii} , o valor na linha i e coluna i, ou seja, o valor da diagonal da matriz de confusão, de forma descendente; X_{i+} , a soma da linha i; e X_{+i} , a soma da coluna i da matriz de confusão.

O mapa de uso e cobertura da terra foi avaliado com base em uma escala de valores que definem a qualidade da classificação a partir de resultados obtidos pelo Índice Kappa (Quadro 3), conforme Landis e Koch (1977).

Quadro 3. Qualidade da classificação conforme intervalos do Índice Kappa

Valor Kappa	Qualidade da classificação
<0,00	Péssima
0,00 – 0,20	Ruim
0,20 – 0,40	Razoável
0,40 – 0,60	Boa
0,60 – 0,80	Muito Boa
0,80 – 1,00	Excelente

Fonte: Landis e Koch (1977).

Elaboração dos produtos cartográficos síntese

O estudo da fragilidade ambiental seguiu os níveis metodológicos propostos por Ross (1994), sendo os valores da fragilidade atribuídos em cada categoria do mapa de dissecação do relevo e do mapa de solos (Quadro 4).

Quadro 4. Classificação dos níveis de intensidade da fragilidade

Fragilidade	Valor numérico
Muito baixa	1
Baixa	2
Média	3
Forte	4
Muito forte	5

Fonte: Ross (1994).

Atribuiu-se um valor numérico do grau de proteção para cada categoria do mapa de uso e cobertura da terra (ROSS, 1994; SANTOS e ROSS, 2012), variando de proteção muito alta (1) a muita baixa (5), sendo que a atribuição de pesos para essas categorias é inversa à atribuição para as classes dissecação do relevo, solos e erosividade (Quadro 5).

Quadro 5. Classificação dos graus de proteção

Grau de proteção	Valor numérico
Muito alta	1
Alta	2
Média	3
Baixa	4
Muito baixa a nula	5

Fonte: Ross (1994).

Os mapas base foram integrados por meio da calculadora raster, sendo utilizada a Equação 3 (E3) para obtenção do mapa de fragilidade potencial e a Equação 4 (E4) para geração do mapa de fragilidade emergente:

$$MFP = (MDR + MS + ME)/3 \quad (E3)$$

Na qual: MFP é o mapa da fragilidade potencial; MDR, o mapa da dissecação do relevo; MS, o mapa de solos; e ME, o mapa da erosividade.

$$MFE = (MFP + MUCT)/2 \quad (E4)$$

Na qual: MFE é o mapa da fragilidade emergente; MFP, o mapa da fragilidade potencial; e MUCT, o mapa de uso e cobertura da terra.

Observa-se que para gerar o mapa de fragilidade potencial (mapa síntese da fragilidade natural do ambiente), foram integrados os mapas de aspectos físicos naturais do ambiente (dissecação do relevo, solos e erosividade) e dividido por 3. E para gerar o mapa de fragilidade emergente (mapa síntese da Fragilidade dos Ambientes Naturais e Antropizados), foram integrados o mapa da fragilidade potencial e o mapa de uso e cobertura da terra e, em seguida, dividido por 2. Estes foram reclassificados, levando em consideração as 5 classes propostas por Ross (1994), e convertidos para polígonos, tornando possível obter a área em ha correspondente a cada classe de fragilidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Primeiramente são apresentados os resultados sobre a dissecação do relevo, solos e erosividade separadamente e posteriormente integrados. Em seguida, são apresentados os resultados relacionados ao uso e cobertura da terra, os quais também foram analisados separadamente e, posteriormente, de forma integrada com a fragilidade potencial, para melhor compreensão e visão holística dos aspectos físicos da BH do Rio Verdinho.

Os resultados das dimensões interfluviais médias (DIMs) variaram de muito baixa, baixa, média e alta, e do grau de entalhamento dos vales (GEVs), de muito fraco, fraco, médio, forte e muito forte. Na Tabela 1 é apresentada a matriz dos índices de dissecação do relevo obtida a partir da integração das DIMs e dos GEVs.

Tabela 1. Resultados obtidos para a matriz dos índices de dissecação do relevo da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

Graus de entalhamento dos vales	Dimensão interfluvial média				
	Muito baixa (1) >3.750 m	Baixa (2) 1.750 – 3750 m	Média (3) 750 – 1.750 m	Alta (4) 250 – 750 m	Muito alta (5) <250 m
Muito fraco (1) <20 m	11	12	13	14	15
Fraco (2) 20 – 40 m	21	22	23	24	25
Médio (3) 40 – 80 m	31	32	33	34	35
Forte (4) 80 – 160 m	41	42	43	44	45
Muito forte (5) >160 m	51	52	53	54	55

Fonte: Elaborada pelo autor (2019) a partir da matriz do índice de dissecação do relevo proposta por Ross (1994).

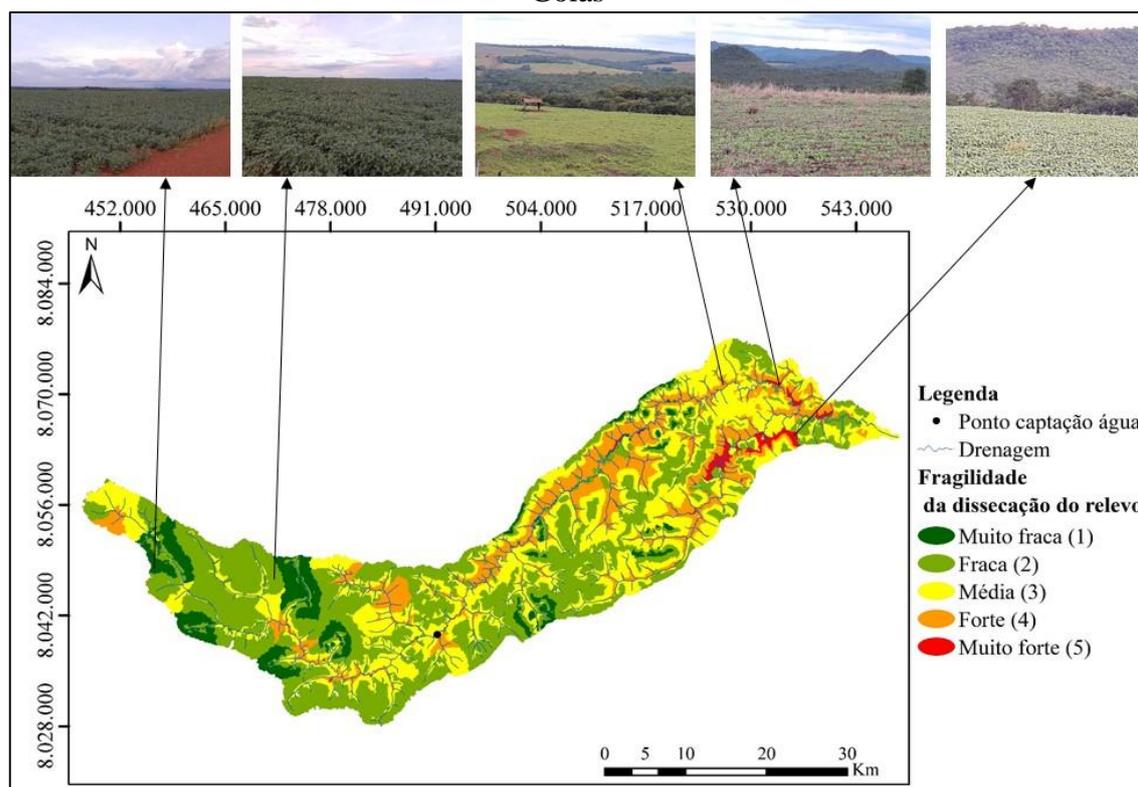
Os resultados da reclassificação da matriz de dissecação do relevo, conforme os níveis de fragilidade propostos por Ross (1994), são apresentados na Tabela 2 e Figura 3, sendo predominante a fragilidade fraca (41,22%), seguida de área com fragilidade média (34,58%), forte (15,88%), muito fraca (7,16%) e muito forte (1,16%).

Tabela 2. Área da dissecação do relevo, com respectivo valor da fragilidade atribuído conforme proposta de Ross (1994), da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

Em ha	Em %	Fragilidade	Valor atribuído
11061,00	7,16	Muito fraca	1
63657,37	41,22	Fraca	2
53395,28	34,58	Média	3
24520,23	15,88	Forte	4
1796,31	1,16	Muito forte	5
15.4430,19	100,00	-	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Figura 3. Dissecação do relevo da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Elaborados pelo autor (2019) e imagens ilustrativas disponibilizadas pela Google por meio do aplicativo *Google Earth Pro* (2016)

As áreas com maior fragilidade, em relação à dissecação do relevo, são observadas nos vales fluviais, trecho médio e inferior da bacia, onde o relevo é mais côncavo e convexo; enquanto as áreas com menor fragilidade são predominantes no trecho superior, nos chapadões. São observadas áreas com dissecação do relevo na categoria de fragilidade forte e muito forte a montante do ponto de captação de água para abastecimento público (Figura 3).

Na Tabela 3 são apresentadas as classes de solos com respectivo valor de fragilidade, com espacialização na Figura 4, e reclassificação, conforme Ross (1994), espacializada na Figura 5. A área de estudo apresenta predominância de Latossolos Vermelhos Distróficos (LVd) (79,46%), seguida de Nitossolo Vermelho Distrófico (NVd) (8,86%), Cambissolo Háptico Distrófico (CXd) (4,38%), Gleissolo Háptico Distrófico (GXd) (3,79%), Argissolo Vermelho Distrófico (PVd) (2,77%) e Neossolo Litólico Distrófico (RLd) (0,72%). Um total de 56,76% corresponde aos solos com muito baixa e baixa fragilidade, e 43,24%, aos solos com fragilidade média a muito alta.

Tabela 3. Classes de solos, com respectivo valor da fragilidade atribuído conforme proposta de Ross (1994), da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

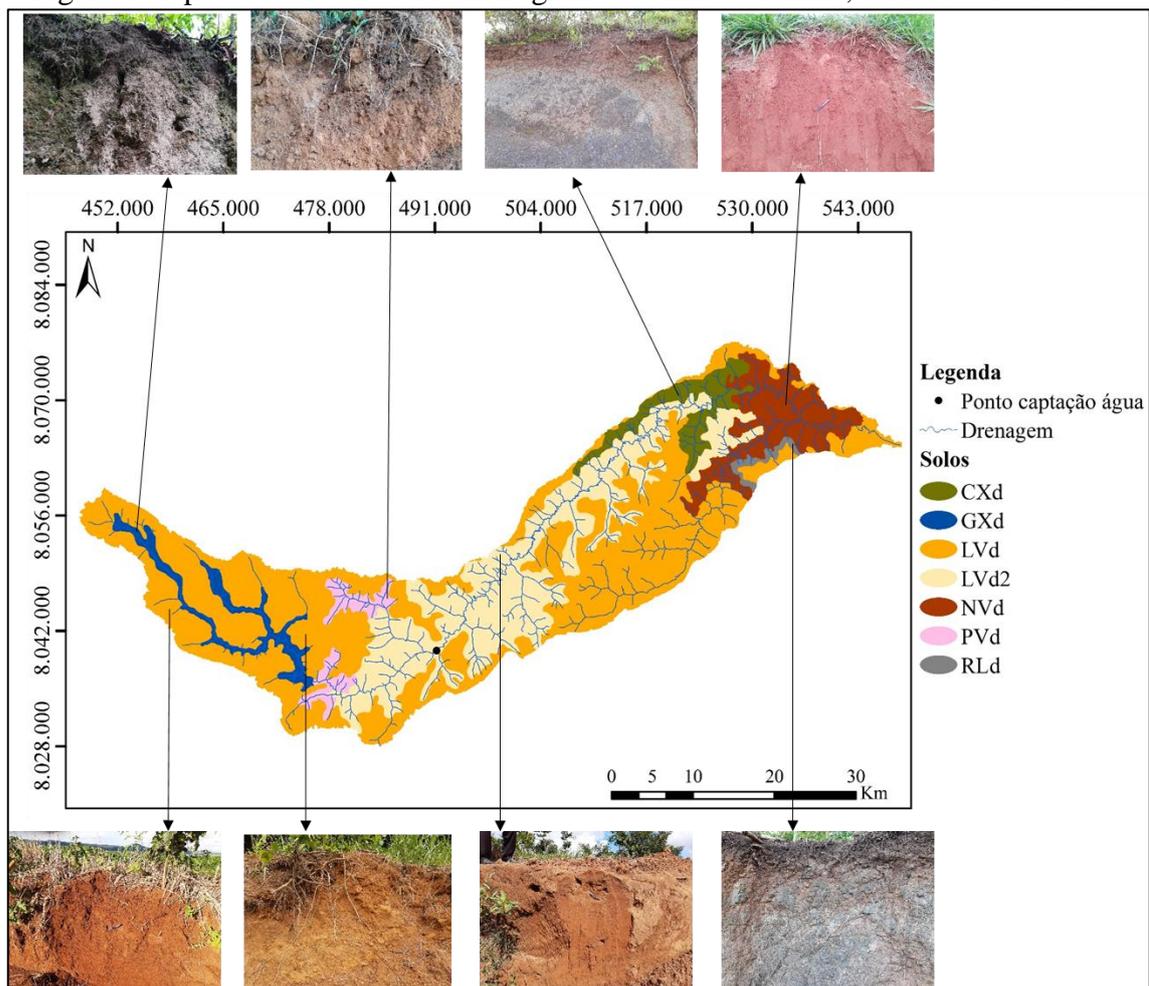
Casse	Em ha	Em %	Fragilidade	Valor atribuído
Latossolo Vermelho Distrófico, textura argilosa ou muito argilosa (LVd)	81.806,07	52,97	Muito baixa	1
Gleissolo Háptico Distrófico, textura argilosa (GXd)	5.858,21	3,79	Baixa	2
Latossolo Vermelho Distrófico, textura média (LVd2)	40.906,37	26,49	Média	3
Nitossolo Vermelho Distrófico, textura argilosa (NVd)	13.688,81	8,86	Média	3
Cambissolo Háptico Distrófico, textura média ou média cascalhenta (CXd).	6.768,09	4,40	Alta	4
Argissolo Vermelho Distrófico, textura média (PVd)	4.283,32	2,77	Alta	4
Neossolo Litólico Distrófico, textura média cascalhenta fase pedregosa (RLd)	1.119,32	0,72	Muito alta	5
Total	154.430,19	100,00	-	-

Fonte: dados atualizados e organizada pelo autor (2019) conforme Santos et al. (2013) a partir do Mapa de Solos da Bacia do Rio Paranaíba gerado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (2005) e disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2017).

Os LVd com textura argilosa apresentam muito baixa fragilidade potencial (ROSS, 1994). Entretanto, conforme Sousa e Lobato (2019), os LVd com textura média, com teores elevados de areia, assemelham-se às Areias Quartzosas, sendo muito suscetíveis à erosão, requerendo uso conservacionista. Assim, a classe de LVd com

textura média recebeu peso 3 (média fragilidade potencial). Os GXd com textura argilosa, principalmente por estarem associados à áreas planas, podem ser classificados como de fragilidade baixa. Os NVd com textura argilosa são classificados como de média fragilidade potencial, isso por estarem localizados em ambientes de relevos mais declivosos ou mais dissecados, apresentando alguma limitação ao uso agrícola e susceptibilidade à erosão.

Figura 4. Tipos de solos na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



CXd: Cambissolo Háplico Distrófico; GXd: Gleissolo Háplico Distrófico; LVd2: Latossolo Vermelho Distrófico, textura média; LVd: Latossolo Vermelho Distrófico, textura argilosa ou muito argilosa; NVd: Nitossolo Vermelho Distrófico; PVd: Argissolo Vermelho Distrófico; RLd: Neossolo Litólico Distrófico. Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

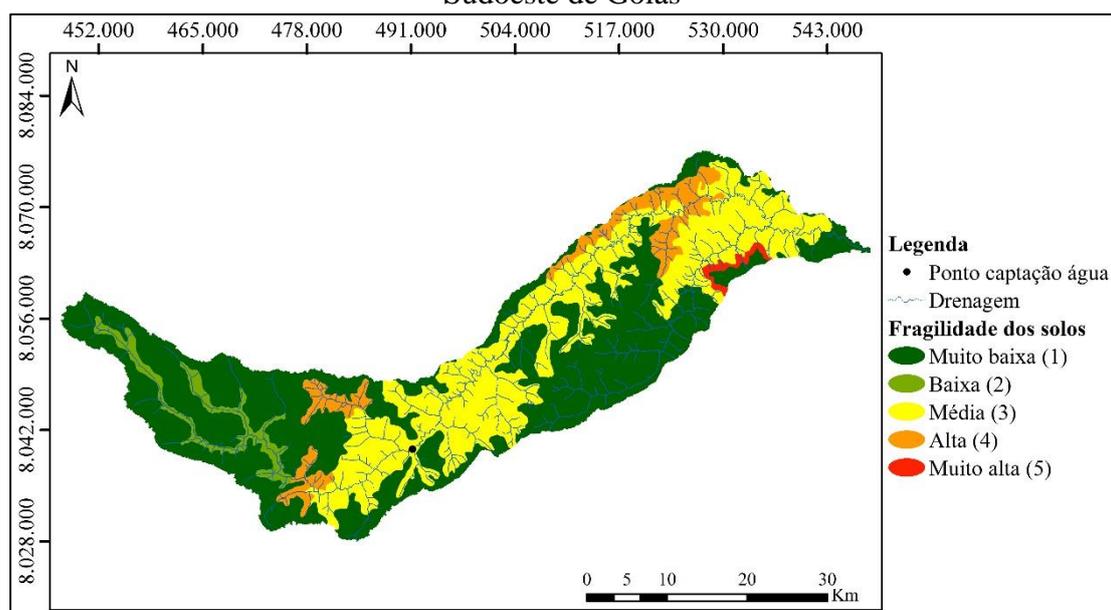
Fonte: Atualizado e organizado pelo autor (2019) conforme Santos et al. (2013) a partir do Mapa de Solos da Bacia do Rio Paranaíba gerado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (2005) e disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2017).

Os CXd com textura média são considerados como de fragilidade alta (ROSS, 1994) com predominância da dissecação do relevo variando de média a alta, pequena

profundidade e a ocorrência de rochas são as principais limitações para o seu uso (SANTOS et al., 2019). A classe de PVd com textura média, com fragilidade alta, ocorre principalmente em relevo com dissecação variando de média a forte fragilidade (Figura 3 e Figura 4). Os RLd com textura média, conforme Ross (1994), são classificados como de forte e muito forte fragilidade potencial, sendo fundamental que não sejam utilizados para práticas agrícolas, pois podem facilmente ser degradados, evidenciando a importância de serem destinados para conservação da flora e fauna.

As classes de solo LVd e PVd, ambos com textura média, classificados nas categorias de fragilidade média e fragilidade alta, respectivamente, são observadas a montante do ponto de captação de água para abastecimento público da população urbana do município de Rio Verde (GO).

Figura 5. Grau de fragilidade dos solos na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

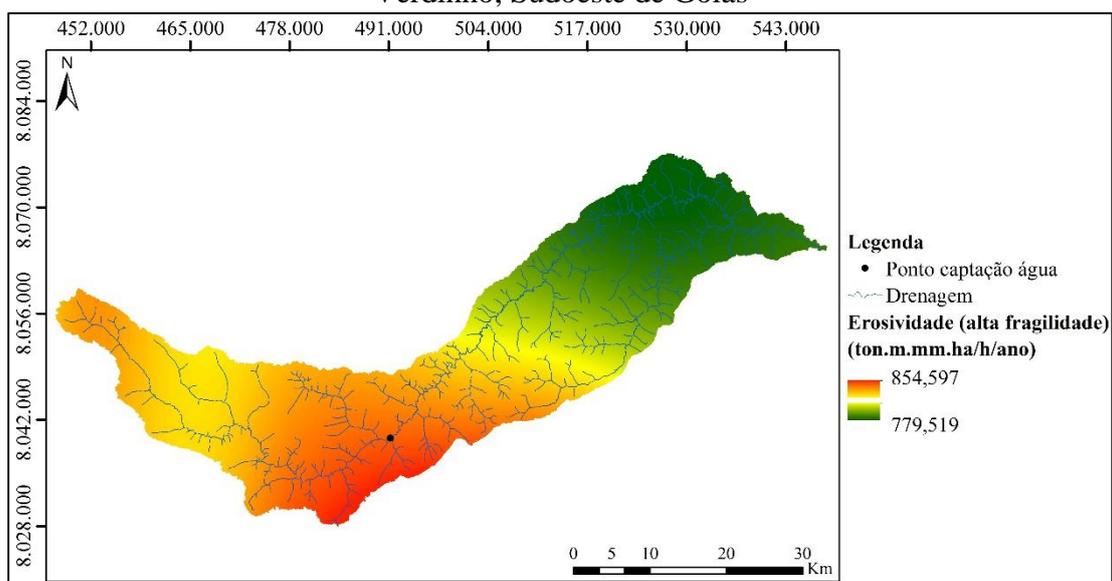
Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019) a partir do Mapa de Solos da Bacia do Rio Paranaíba gerado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (2005) e disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2017).

A média da precipitação pluviométrica anual para os dados das oito estações usadas neste estudo (Figura 2) variou de 1.398,03 a 1675,29 mm, sendo os meses de junho, julho e agosto os mais secos, e de novembro a março, os mais chuvosos. Esses valores proporcionaram erosividade de 779,519 a 854,597 $\text{ton.m.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, com média de 816,01 $\text{ton.m.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, sendo classificada como alta, conforme a

classificação de Carvalho (2008). A erosividade é maior no trecho médio e superior da bacia hidrográfica (Figura 6), podendo intensificar os processos erosivos a montante do ponto de captação de água, principalmente nas áreas com dissecação do relevo nas categorias de fragilidade média, forte e muito forte (Figura 3) e com solos nas categorias de fragilidade média e muito alta (Figura 5), e conseguinte, impactar negativamente a qualidade hídrica.

Considerando a classificação de Carvalho (2008), valores de erosividade alta na região também foram observados por Braga et al. (2017), variando próximo de $810,36 \text{ ton.m.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, no estudo da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do reservatório da usina hidroelétrica (UHE) Caçu (GO); e por Queiroz Junior et al. (2015) no estudo da fragilidade ambiental da BH do Rio Claro (GO), onde a média foi de $810,36 \text{ ton.m.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, assim como observado por Braga et al. (2017).

Figura 6. Grau de fragilidade quanto à erosividade na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

Os resultados da integração dos aspectos físicos naturais (dissecação do relevo, solos e erosividade) são apresentados na Tabela 4 e espacializados na Figura 7. Observou-se que: 51,14% da área de estudo corresponde à categoria de fragilidade potencial baixa, associada principalmente às menores dissecações do relevo (muito fraca e fraca), aos solos LVd de textura argilosa e GXd; 45,82% à categoria média, relacionada à dissecação do relevo de média a forte, solos LVd2, CXd e NVd; e 3,04% à categoria

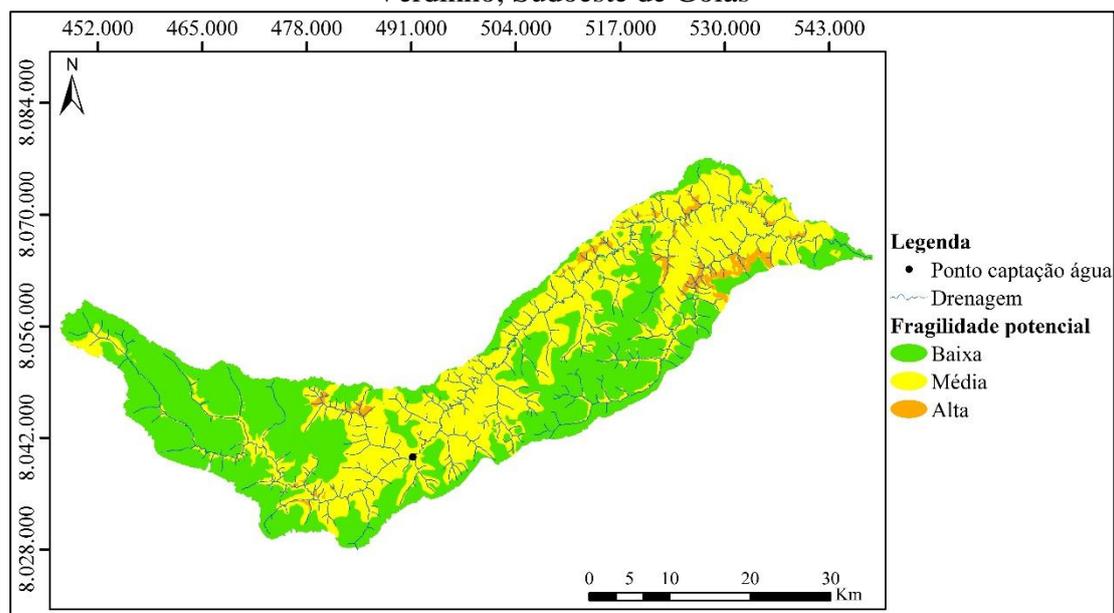
alta, tendo relação com a dissecação do relevo muito forte, PVd, RLd, NVd, CXd e alta erosividade.

Tabela 4. Classes de fragilidade potencial da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

Fragilidade	Potencial	
	Em ha	Em %
Muito baixa	-	-
Baixa	78.980,00	51,14
Média	70.760,09	45,82
Alta	4.690,10	3,04
Muito alta	-	-
Total	154.430,19	100,00

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Figura 7. Espacialização da fragilidade potencial da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

Não foram observadas as categorias de fragilidade potencial muito baixa e muito alta devido a erosividade ser classificada como alta em toda a área de estudo. Ou seja, não foi observada a categoria de erosividade muito baixa para favorecer, em conjunto com os solos argilosos e a classe de muito baixa dissecação do relevo, a fragilidade potencial muito baixa, e nem a categoria de erosividade muito alta, que proporcionaria,

em conjunto com as categorias RLd e muito forte dissecação do relevo, a formação da fragilidade potencial muito alta.

Ao analisar a área de contribuição do ponto de captação de água para abastecimento público, observa-se que há predominância de fragilidade potencial baixa, seguida de fragilidade média e alta (Figura 7). Ressalta-se que a fragilidade potencial, em parte, não é favorável à preservação da área de contribuição do ponto de captação de água (em implementação) para abastecimento da população urbana de Rio Verde (GO) na BH do Rio Verdinho, em decorrência, principalmente, do relevo acentuado e dos tipos de solos com maior fragilidade. Assim, recomenda-se, principalmente a montante de onde está sendo implementando o projeto para captação de água, que as áreas com fragilidade potencial alta sejam preservadas, e que nas áreas de baixa e média fragilidade potencial, o uso e manejo da terra sejam associados às modernas técnicas de conservação do solo. Outra recomendação é que o ponto de captação de água seja implementado em local com ausência ou com o mínimo possível de área com alta fragilidade potencial.

Como técnicas conservação, recomenda-se: práticas de caráter edáfico (eliminação ou controle de queimadas, adubações, incluindo calagem, e rotação de culturas); práticas de caráter mecânico (aração e o plantio em curvas de nível, os terraços do tipo camalhão e as estruturas para desvio e infiltração das águas que escoam principalmente nas estradas, que são os dissipadores de energia); práticas vegetativas (reflorestamento, formação e manejo adequado de pastagens, cultivo em faixas, controle das capinas, faixas de árvores em forma de quebra-ventos e cobertura do solo com palha ou acolchoamento) (LEPSCH, 2002).

A matriz de confusão obtida no processo de avaliação da qualidade da classificação da imagem usada no estudo do uso e cobertura da terra é apresentada na Tabela 5. O Índice Kappa foi de 0,95, sendo o grau de aceitação para a classificação considerado excelente, conforme Landis e Koch (1977).

Em relação ao uso e cobertura da terra, as áreas destinadas à agricultura correspondem a 53,84% do total da BH do Rio Verdinho, as áreas de pastagem somam 19,04%, seguidas de áreas de mata ciliar e de galeria (11,14%), cerradão (5,52%), cerrado *stricto sensu* (5,01%), campo sujo (3,89%) e outras. Da área total da BH do Rio

Verdinho, 25,56% encontra-se coberta por mata ciliar e de galeria, cerradão, campo sujo e cerrado *stricto sensu* (Tabela 6 e Figura 8).

Tabela 5. Matriz de confusão da classificação da imagem da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

Classe	Amostra (A) de validação (kappa)							Total
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	
Solo exposto	42	0	0	0	0	0	0	42
Pastagem	3	124	1	0	2	3	0	133
Área industrial	1	0	42	0	0	0	0	43
Área urbana	0	0	0	82	0	0	0	82
Construção rural	0	0	0	0	40	0	0	40
Silvicultura	0	2	0	0	1	42	0	45
Cerrado/mata	4	1	0	0	3	1	90	99
Total	50	127	43	82	46	46	90	484

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

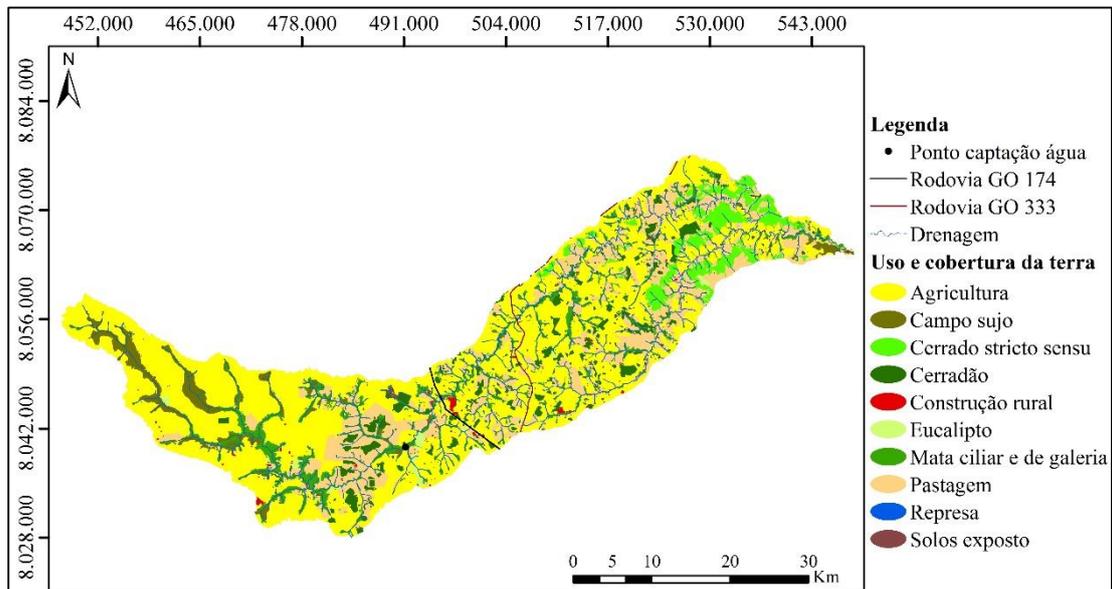
Tabela 6. Categorias de uso e cobertura da terra, com respectivo valor atribuído ao grau de proteção dos solos, na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

Categorias	Em ha	Em %	Grau de proteção	Valor atribuído
Mata de galeria/ciliar	17208,18	11,14	Muito alta	1
Cerradão/fragmento	8.521,91	5,52	Muito alta	1
Campo sujo	6002,81	3,89	Alta	2
Cerrado <i>stricto sensu</i>	7739,3	5,01	Alta	2
Represa	12,55	0,01	Alta	2
Rodovia pavimentada	256,72	0,17	Média	3
Pastagem	29.401,78	19,04	Média	3
Construção rural	687,02	0,44	Média	3
Eucalipto	1185,23	0,77	Média	3
Agricultura	83144,53	53,84	Baixa	4
Solo exposto	270,16	0,17	Muito baixa/nula	5
Área total	15.4430,19	100,00	-	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2019) conforme Ross (1994) e Santos e Ross (2012).

A relação entre uso e cobertura da terra e grau de proteção pode ser observada na Tabela 6 e Figura 9. De acordo com Ross (1994) e Kawakubo et al. (2005), áreas com vegetação natural apresentam maiores graus de proteção dos solos em relação aos processos erosivos, além de proteger direta e indiretamente contra os efeitos modificadores das formas do relevo. Conforme Ross (1994), as áreas com proteção muito alta dos solos (mata ciliar e de galeria e cerradão/fragmento) somam 16,66% da área total da bacia hidrográfica, as de proteção alta (campo sujo, cerrado *stricto sensu* e represa), 8,91%, as de proteção média (rodovia pavimentada, pastagem, construção rural e eucalipto), 20,42%, as de proteção baixa (agricultura), 53,84%, e as de proteção muito baixa ou nula (solo exposto), 0,17%.

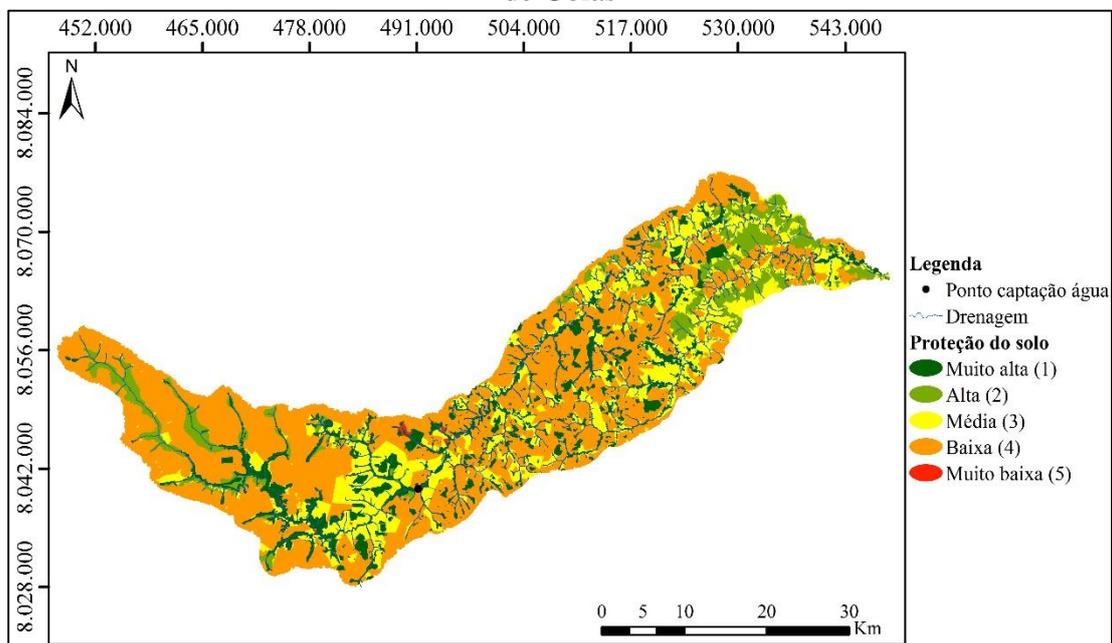
Figura 8. Uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

Figura 9. Grau de proteção dos solos na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

Os resultados da integração da fragilidade potencial e do fator uso e cobertura da terra são apresentados na Tabela 7, e a espacialização na Figura 10. Em geral, a

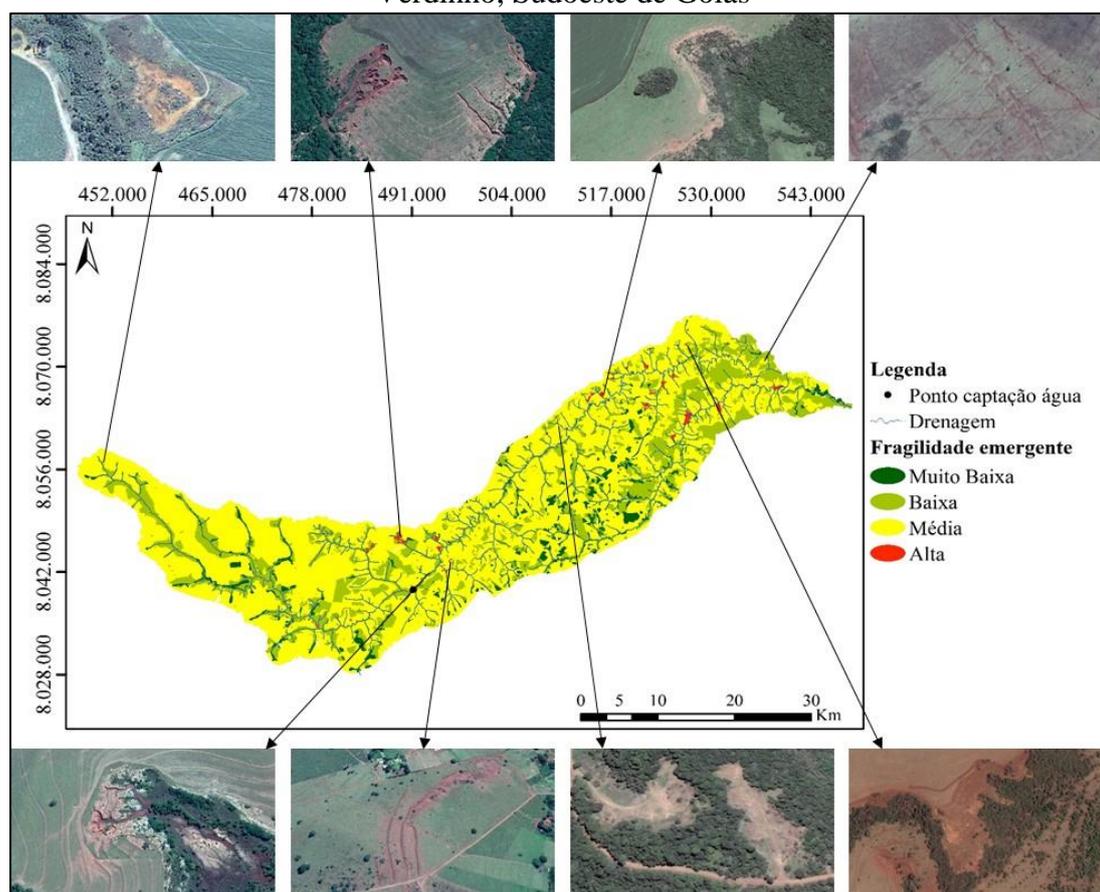
fragilidade emergente ficou distribuída entre as classes média (67,45%), baixa (27,35%), muito baixa (4,69%), alta (0,51%), sendo ausente a classe muito alta.

Tabela 7. Classes de fragilidade emergente na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

Fragilidade	Emergente	
	Em ha	Em %
Muito baixa	7.237,67	4,69
Baixa	42.230,06	27,35
Média	104.170,07	67,45
Alta	792,39	0,51
Muito alta	-	-
Total	154.430,19	100,00

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Figura 10. Espacialização da fragilidade emergente na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019) e imagens ilustrativas disponibilizadas pela Google por meio do aplicativo *Google Earth Pro* (2016).

As categorias de fragilidade emergente muito baixa e baixa (32,04%) são em decorrência da hegemonia de áreas com fragilidade potencial baixa e média associadas, principalmente, às categorias de vegetação nativa. As categorias de fragilidade emergente média e alta, ambas somam 67,96% da área total, são associadas às áreas com maior fragilidade potencial e, principalmente, às áreas de agricultura e pastagem.

Considerando apenas a área de contribuição para o ponto de captação de água para abastecimento público (em fase de implementação), observa-se predominância de áreas com fragilidade média, seguida, em ordem decrescente, da classe baixa, muito baixa e alta fragilidade emergente (Figura 10). Assim, a fragilidade emergente também não é favorável a conservação da área de contribuição do ponto de captação de água na BH do Rio Verdinho, principalmente devido à agricultura intensiva associada aos aspectos naturais com maiores fragilidades.

As áreas com fragilidade potencial e emergente média e alta inferem que o uso do solo precisa ser corretamente manejado, aplicando modernas técnicas conservacionistas do solo e em conformidade com a legislação florestal vigente. Essa afirmação é reforçada por ter sido observado nessas categorias erosões laminares, ravinas e voçorocas, causando prejuízos ambientais (perda de solos) e econômicos (baixa produtividade e/ou improdutividade e desvalorização de propriedades).

As erosões laminares, em sulcos e voçorocas observadas na BH do Rio Verdinho ocorrem, principalmente, em áreas com fragilidade potencial variando de média a alta associadas à agropecuária (Figura 10) com uso intensivo do solo e, muitas vezes, com práticas agronômicas inadequadas.

Alves, Scopel e Martins (2017), na análise da fragilidade ambiental na BH do Ribeirão das Abóboras, relacionaram as erosões observadas às áreas com fragilidade potencial média e ao manejo do solo inadequado. Na BH do Ribeirão Douradinho, a perda de solos por erosão, causando prejuízos ambientais e econômicos, foi associada a fragilidade média e ao manejo inadequado do solo (ALVES et al, 2018).

A BH do Rio Verdinho apresenta áreas que estão sendo intensamente impactadas por ações antrópicas. Entre essas ações, destacam-se: a substituição da mata original (responsável por mudanças no habitat original), causando consequências irreversíveis, como a extinção de espécies da fauna e da flora; processos erosivos facilitados naturalmente pela maior fragilidade potencial e acelerados pela ação do homem, como

atividades de agricultura intensiva e pecuária predatórias, com práticas de cultivo e manejo inadequados dos solos, como observado por Cunha e Freitas (2004).

As atividades antrópicas causadoras de impactos ambientais importantes na área de estudo devem ser substituídas aos poucos ou reguladas por formas de agricultura ecológica adaptadas aos ecossistemas locais e/ou tipo de fragilidade ambiental. Outras atividades de manejo provenientes da floresta condizentes com o novo Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012) (BRASIL, 2012) podem ser implementadas, o que produziria uma interligação fundamental entre seus habitantes e o meio. As áreas com processos erosivos acelerados devem ser estudadas com o propósito de encontrar alternativas local para a recuperação ambiental, assim como propõem Cunha e Freitas (2004).

De forma geral, a delimitação da BH do Rio Verdinho como elemento básico para análise ambiental integrada, como destacam Cunha e Guerra (2000), com o uso da proposta de Ross (1994) e geotecnologias, tornou possível a obtenção de dados relevantes para subsidiar o planejamento e a gestão ambiental dessa unidade territorial com usos múltiplos importantes para a região.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A BH do Rio Verdinho (Sudoeste de Goiás), apresenta predominância de dissecação do relevo com grau de fragilidade baixa a média e solos com fragilidade muito baixa, favorecendo maior parte enquadrada na classe de fragilidade potencial baixa, inferindo que a área de estudo é favorável à produção agropecuária alinhada com modernas técnicas de manejo e conservação do solo. Entretanto, a ocorrência de dissecação do relevo com maior grau de influência nos processos erosivos, solos com fragilidade média, alta e muito alta, erosividade alta, observação de áreas com fragilidade potencial de média a alta, predominância de área com menor grau de proteção dos solos de fragilidade emergente média a alta, além de áreas com erosão laminar, em sulco e voçoroca, indicam a necessidade de planejamento ambiental e agrônomico adequados, com implementação de práticas de uso e manejo conservacionistas (vegetativas, edáficas e mecânicas) e cumprimento da legislação florestal vigente (municipal, estadual e federal), buscando minimizar os impactos

ambientais negativos, recuperar áreas degradadas, e assim, reduzir os prejuízos ambientais e econômicos.

Mesmo com características físicas favoráveis à produção agropecuária, o manejo inadequado dos solos, como uso intensivo de mecanização agrícola, monocultura, sobrepastoreio etc., torna as áreas de produção agropecuária suscetíveis à erosão e outros impactos ambientais negativos, o que reforça a necessidade de usos com vista à sustentabilidade ambiental e, conseguinte, conservação dessa unidade hidrográfica com importância econômica, social e ambiental para a região.

O uso de técnicas de integração das características físicas naturais e de uso e cobertura da terra, considerando o modelo proposto por Ross (1994), em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), demonstrou ser eficaz nesse estudo, contribuindo para uma melhor compreensão das áreas de maior e menor fragilidade ambiental da bacia hidrográfica em questão.

É fundamental o constante monitoramento dessas unidades territoriais, principalmente das áreas com graus maiores de fragilidade ambiental, para auxiliar no desenvolvimento de medidas condizentes com o desenvolvimento sustentável.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Drenagens da Base Cartográfica Vetorial Digital**, geração de 22 de julho de 2006.

_____. **HidroWeb. Série histórica de precipitação**. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/apresentacao.jsf>. Acesso em: 25 fev. 2018.

ALVES, W. S.; SCOPEL, I.; MARTINS, A. P. Análise da Fragilidade Ambiental da bacia do ribeirão das Abóboras, em Rio Verde, Sudoeste de Goiás. **GeoFocus**, v. 18, n. 19, p. 81-108, 2017. Disponível em: <http://www.geofocus.org/index.php/geofocus/article/view/556/401>. Acesso em: 14 out. 2018.

ALVES, W. S. et al. Análise da Fragilidade Ambiental na bacia hidrográfica do ribeirão Douradinho, Sudoeste de Goiás. **Geoambiente On-Line**, n. 29, p. 164-183, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i29.47726>. Acesso em: 25 maio 2018.

AMAZON S3. **Imagem Raster**. Disponível em: <http://sentinel-pds.s3-website.eu-central-1.amazonaws.com/>. Acesso em: 27 maio 2018.

- BACANI, V. M. et al. Sensoriamento remoto e SIG aplicados à avaliação da fragilidade ambiental de bacia hidrográfica. **Mercator**, v. 14, n. 2, p. 119-135, maio/ago. 2015. Disponível em: <https://bdpi.usp.br/item/002782015>. Acesso em jul. 2019.
- BANCO DE DADOS METEOROLÓGICOS PARA ENSINO E PESQUISA - BDMEP. **Dados de precipitação de janeiro de 1996 a dezembro de 2017**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>. Acesso em: 08 fev. 2018.
- BERTONI, J. C.; LOMBARDI NETO, J. **Conservação do solo**. São Paulo: Icone, 2014.
- BRAGA, C. C. et al. Mapeamento da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do reservatório da UHE Caçu – Goiás. **Ciência e Natura**, v. 39, n. 4, p. 81 – 98, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5902/2179460X26978>. Acesso em: 12 jul. 2019.
- BRASIL. Presidência da República. Lei nº 2.651. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 25 de maio de 2012.
- CABRAL, J. B. P. et al. Mapeamento da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce (GO), utilizando técnicas de Geoprocessamento, **Revista Geofocus**, n. 11, p. 51–69, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.21138/GF.556>. Acesso em: 03 nov. 2019.
- CARVALHO N. O. **Hidrossedimentologia prática**. 2. ed., rev., atual. e ampliada. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.
- CREPANI, E. et al. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: INPE, 2001. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/laf/sap/artigos/CrepEtAl.pdf>. Acesso em: 15 out. 2017.
- CUNHA, S. B.; FREITAS, M. W. S. Geossistemas e gestão ambiental na bacia hidrográfica do rio São João-RJ. **GEOgraphia**, v. 6, n. 12, p. 87 - 110, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.22409/GEOgraphia2004.v6i12.a13481>. Acesso em: 14 out. 2018.
- CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. Degradação ambiental. In: GUERRA, J. T.; CUNHA, S.B. (Orgs.). **Geomorfologia e meio ambiente**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2000.
- SANTOS, H. G. et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa, 2013.

EUROPEAN SPACE AGENCY-ESA. **MultiSpectral Instrument (MSI) Overview**. Disponível em: <https://earth.esa.int/web/sentinel/technical-guides/sentinel-2-msi/msi-instrument>. Acesso em: 25 fev. 2019.

ESRI. ArcGIS Desktop: Release 10.6.1[®]. 2019. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

FIGUEIREDO, G. C.; VIEIRA, C. A. O. Estudo do comportamento dos índices de Exatidão Global, Kappa e Tau, comumente usados para avaliar a classificação de imagens do sensoriamento remoto. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13. 2007. Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Inpe, 2007 p. 5755-5762.

FUNDAÇÃO RURAL MINAS - RURALMINAS. Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

GOOGLE. Google Earth. Versão 2017. 2017. **Imagens de áreas localizadas na bacia hidrográfica do Ribeirão das Abóboras, em Rio Verde (GO)**. Disponível em: <https://www.google.com/intl/pt-BR/earth/desktop/>. Acesso em: 28 de nov. 2018.

GUIMARÃES, F. S. et al. Uma proposta para automatização do índice de dissecação do relevo. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 18, n. 1, p.155-167, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v18i1.1163>. Acesso em: 28 out. 2018.

JAIN, P. JRAMSANKARAN, R. A. A. GIS-based integrated multi-criteria modelling framework for watershed prioritisation in India—A demonstration in Marol watershed. **Journal of Hydrology**, v. 578, p. 1-15, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124131>. Acesso em: 19 set. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Brasil. População 2019** (estimativa). 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/go/rio-verde/panorama>. Acesso em: 15 dez. 2019.

KAWAKUBO, F. S. et al. Caracterização empírica da Fragilidade Ambiental utilizando geoprocessamento. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 12. 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: Inpe, 2005, p. 2203-2210.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v.33, n.1, p.159-174, 1977. Disponível em: https://www.dentalage.co.uk/wp-content/uploads/2014/09/landis_jr__koch_gg_1977_kappa_and_observer_agreement.pdf. Acesso em: 20 de jun. 2017.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. São Paulo: Oficina de texto, 2002.

QUEIROZ JUNIOR, V. S. et al. Uso de geotecnologias na caracterização da fragilidade ambiental da Bacia da UHE Foz do Rio Claro (GO). **GeoFocus**, Madrid, v. 15, n. 15, p. 193-212, 2015. Disponível em:

<http://www.geofocus.org/index.php/geofocus/article/view/413>. Acesso em 14 out. 2018.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 8, p. 63-74, 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.7154/RDG.1994.0008.0006>. Acesso em: 14 out. 2018.

SANTOS, J. O.; ROSS, J. L. S. Fragilidade ambiental urbana. **Revista da ANPEGE**, v. 8, n. 10, p. 127-144, 2012. Disponível em: <http://ojs.ufgd.edu.br/index.php/anpege/article/view/6511/3503>. Acesso em: 14 out. 2018.

SANTOS, J. O. Relações entre Fragilidade Ambiental e Vulnerabilidade Social na susceptibilidade aos riscos. **Mercator**, v. 14, n. 2, p. 75-90, maio/ago. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4215/RM2015.1402.0005>. Acesso em: 14 out. 2018.

SANTOS, H. G. et. al. C. Agência Embrapa de Informação Tecnológica. **Cambissolos Háplicos**. Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONT000gn1sf65m02wx5ok0liq1mqzx3jrec.html. 23 maio 2019.

SECRETARIA ESTADUAL DE INDÚSTRIA E COMÉRCIO – SIC DE GOIÁS. **Revisão de topologia, alimentação, atualizações e edição da Drenagens da Base Cartográfica Vetorial Digital de Goiás**, geração de 22 de julho de 2006.

_____. **Modelagem, alimentação e edição do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba**, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

SISTEMA ESTADUAL DE GEOINFORMAÇÃO DE GOIÁS – *SIEG*. **Downloads/SIG – Shapefiles**. Disponível em: www.Sieg.go.gov.br. Acesso em: 30 ago. 2017.

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. Agência Embrapa de Informação Tecnológica. **Latossolos**. Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Agencia16/AG01/arvore/AG01_96_10112005101956.html. Acesso em: 23 maio 2019.

SUPERINTENDÊNCIA DE GEOLOGIA E MINERAÇÃO – SGM DE GOIÁS. **Revisão de topologia, alimentação, atualizações e edição da Drenagens da Base Cartográfica Vetorial Digital de Goiás**, geração de 22 de julho de 2006.

_____. **Modelagem, alimentação e edição do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba**, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

STORTO, C.; COCATO, G. P. Análise de fragilidade ambiental a partir de técnicas de geoprocessamento: área de influência da hidrelétrica de Mauá – PR. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, n. 5, p. 1694-1708, 2018. Disponível em:

<https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/234927/30948>. Acesso em: jul. 2019.

TRICART, J. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro: IBGE, Diretoria Técnica, SUPREM, 1977.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA (UFV). **Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba**, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY – *USGS*. **EarthExplorer**. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 10 Jun. 2017.

VALLE, I. C.; FRANCELINO, M. R.; PINHEIRO, H. S. K. Mapeamento da fragilidade ambiental na bacia do rio Aldeia Velha, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 295-308, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.107714>. Acesso em: 11 jul. 2019.

WISCHMEIER, W. H. E.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington: United States Department of Agriculture, 1978.

CAPÍTULO IV

PERDA DE SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VERDINHO, SUDOESTE DE GOIÁS, BRASIL

RESUMO

O solo é um recurso fundamental que suporta grande parte da cobertura vegetal da Terra, sem a qual não existiria vida. É indispensável para qualquer nação, contudo, seu uso, cobertura e manejo inadequados podem provocar a sua degradação, com resultados nefastos para a economia e qualidade de vida do seu povo, podendo, inclusive, afetar o desenvolvimento ecologicamente equilibrado. Assim, objetivou-se analisar a erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, localizada no Sudoeste de Goiás, Brasil, no intuito de disponibilizar resultados qualitativos e quantitativos para subsidiar o planejamento e a gestão de forma efetiva e eficiente desse importante recurso para a região. Para atingir o objetivo proposto, foram usados o modelo da Equação Universal de Perda de Solos (EUPS), produtos e ferramentas de geotecnologias. Os resultados sobre os aspectos físicos naturais indicam alta erosividade, erodibilidade variando de baixa a extremamente alta, topografia entre favorável à conservação e carreamento excessivo de solo. A erosão potencial variou de fraca a muito forte. Os resultados sobre a integração dos aspectos físicos naturais com o uso e cobertura da terra (ação antrópica) resultou na perda de solos correspondente à categoria ligeira (0 a 2,5 tn.ha⁻¹.ano⁻¹) a extremamente alta (100 a 14.394,47 tn.ha⁻¹.ano⁻¹). As maiores perdas de solo são observadas nas áreas de agricultura, pastagem e solo exposto associadas aos ambientes com maior potencialidade natural aos processos erosivos. Foram observadas erosão laminar, em sulco, ravina e voçoroca, indicando que áreas na bacia hidrográfica estão expostas a grave risco de erosão do solo e a necessidade de implementação de ações de recuperação de áreas degradadas, práticas de manejo e conservação do solo adequadas.

Palavras-chave: Erosão Hídrica; Geotecnologias; Modelagem Hidrológica; Recursos Hídricos.

SOIL LOSS IN THE WATERSHED OF VERDINHO RIVER, SOUTHWEST OF GOIÁS, BRAZIL

ABSTRACT

Soil is a fundamental resource that supports much of the Earth's vegetation cover, without which there wouldn't be life. It's indispensable for any nation, however, its use, coverage and inappropriate management can cause its degradation, with malign results for the economy and life quality of its people, being even able to affect the ecologically balanced development. Therefore, it was an objective to analyze the water in the watershed of Verdinho River, located in the Southwest of Goiás, Brazil, aiming to enable the qualitative and quantitative results to subsidize the planning and management of this important resource to the region in an effective and efficient way. To reach the proposed goal, we used the model of Universal Soil Loss Equation (USLE), products and geoprocessing tools. The results over the physical natural aspects show high erosivity, erodibility varying from low to extremely high, topography between favorable to preservation of the excessive soil carriage. Potential erosion ranged from weak to

very strong. The results over the integration of physical natural aspects with the use of land coverage (anthropic action) resulted on the soil loss corresponding to the low category ($0 \text{ t } 2.5 \text{ tn.mm.ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$) to extremely high (100 to $14.394,47 \text{ tn.mm.ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$). The biggest soil losses are observed in agriculture areas, pasture and exposed soil associated to environments with a bigger natural potential to erosive processes. Several laminar erosion were observed, in groove, ravine and gull, indicating that areas in the studied watershed are exposed to grave danger of soil erosion; and the need of implementation of actions to recover degraded areas, management practices and proper soil conservation.

Keywords: Water Erosion; Geotechnologies; Hydrological Model; Water Resources.

INTRODUÇÃO

O solo é um recurso básico que suporta grande parte da cobertura vegetal da Terra, sem a qual os seres vivos não poderiam existir, além de ser uma das maiores fontes de energia para o grande drama da vida que, geração após geração de homens, plantas e animais atuam na terra (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). É indispensável para qualquer nação, entretanto, seu uso inadequado pode provocar degradação (processos erosivos), com resultados negativos para a economia e qualidade de vida do seu povo, podendo afetar o desenvolvimento ecologicamente equilibrado (LAL, 2003; LAL, 2010; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014; FAOUN, 2015).

A erosão hídrica é um processo geológico natural que envolve a separação dos agregados do solo, juntamente com o transporte e deposição de sedimentos (WISCHMEIER; SMITH, 1978; PEREIRA et al., 2015), podendo ser intensificada e acelerada pelas atividades antrópicas, sobretudo no que concerne às mudanças no uso e cobertura da terra (NASCIMENTO; ROMÃO; SALES, 2018). Embora a erosão hídrica seja um processo natural e de essencial importância para manter os sistemas fluviais (por exemplo, transporte de nutrientes), quando agravada pelas alterações antrópicas da superfície, é considerada como a principal causadora da degradação física, química e biológica do solo (PEREIRA et al., 2015).

Nas regiões tropicais destacam-se as erosões hídricas laminares, associadas à perda de solo dos horizontes superficiais, e as lineares, que podem provocar sulcos, ravinas ou, ainda, voçorocas. Dentre os fatores que promovem a erosão nas regiões intertropicais, destacam-se o impacto da água da chuva (impacto de gotas e alteração do

teor de umidade) e a posterior ação do escoamento superficial (NASCIMENTO; ROMÃO; SALES, 2018).

O Brasil, apesar de sua juventude e da vastidão do seu território, já apresenta, em sua curta história e no rastro de sua exploração agrícola, comprovações irrefutáveis e sinais evidentes da gravidade do problema de declínio da fertilidade de suas terras. Um dos fatores de desgaste que mais seriamente tem contribuído para a improdutividade do solo é, sem dúvida, a erosão hídrica, facilitada e acelerada pelo homem com suas práticas inadequadas de manejo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014).

A erosão é uma das formas mais prejudiciais de degradação do solo. Além de reduzir o potencial produtivo das culturas, pode causar sérios danos ambientais, como redução da porosidade do solo, da sua capacidade de retenção e infiltração de água e, conseguinte, aumento do escoamento superficial, do transporte de sedimentos, assoreamento e poluição de corpos hídricos (transporte de agroquímicos, como nutrientes e pesticidas) (BARBOSA et al., 2015; DURÃES; MELLO, 2016).

A luta contra a erosão do solo é tão antiga como a própria agricultura. Quando mudou do nomadismo para um sistema fixo de vida, o homem teve necessidade de intensificar o uso do solo, promovendo a destruição da cobertura de sua superfície e, com isso, expondo o solo a ação de forças erosivas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). Assim, a determinação da perda superficial dos solos representa uma informação importante para o planejamento territorial, sendo proeminente na conservação dos solos e recursos hídricos (KARAMAGE et al., 2016a; LIN et al., 2020).

Nesse sentido, equações empíricas e modelos matemáticos foram desenvolvidos para avaliar a erosão do solo, a partir de informações como uso da terra (silvicultura, pastoreio e cultivo etc.), declive da terra (comprimento, gradiente, forma, rugosidade e aspecto), fatores indutores (distribuição de chuvas etc.) e atributos do solo (estrutura, textura, profundidade e conteúdo orgânico) (LIN et al. 2019). No Brasil, a estimativa da erosão do solo baseia-se na *Universal Soil Loss Equation* (USLE), modelo empírico (WISCHMEIER; SMITH, 1978), provavelmente é um dos modelos empíricos mais amplamente usados para avaliação de erosão hídrica em todo o mundo (QIN et al., 2018), bem como em suas versões revisadas por Renard et al. (1997) e Lombardi Neto e Moldenhauer (1977) *apud* Bertoni e Lombardi Neto, 2014).

A USLE é o modelo mais simples para previsão de erosão, que estima a perda de solo anual média de longo prazo com precisão aceitável (BESKOW et al, 2009). Esse modelo compreende cinco fatores: erosividade da chuva (fator R), erodibilidade do solo (fator K), fator topográfico (fator LS), uso e cobertura da terra (fator C) e práticas de manejo e conservação do solo (fator P) (GERICKE et al, 2019). A separação dos agregados do solo é impulsionada principalmente pelo impacto da chuva e pela força de cisalhamento das correntes de água, e este processo gera sedimentos soltos disponíveis para transporte (RENARD; FREIMUND, 1994; YU; ROSEWELL, 1996; THOMAS; JOSEPH; HRIVIKRAMJI, 2018). A erodibilidade é a susceptibilidade inerente dos solos à erosão pela água da chuva e escoamento, é um parâmetro chave para prever a perda de solo e avaliar os benefícios das práticas de conservação do solo e está associada às propriedades físicas e químicas do solo (CHENG et al., 2018; LIN et al. 2019). O fator topográfico depende do fator de declividade da encosta (S) e do fator de comprimento da encosta (L) e é um parâmetro essencial para quantificar a erosão gerada devido à influência na velocidade de escoamento superficial (WISCHMEIER; SMITH, 1978; BESKOW et al, 2009; FARHAN; NAWAISER, 2015). O uso e cobertura da terra é importante para determinar a susceptibilidade da superfície do solo à erosão pela água (RENARD et al., 1997; PALT et al., 2017; KARAN; GLOSH; SAMADDER, 2019), sendo que as práticas de manejo e conservação do solo podem reduzir ou intensificar processos erosivos (MANNA; RAO; MANDAL, 2015). A integração dos fatores R, K e LS dá origem à erosão potencial (potencialidade natural do ambiente aos processos erosivos), e a integração da erosão potencial e os fatores C e P dá origem a erosão real (relacionada aos aspectos físicos naturais e às ações antrópicas).

As previsões de erosão do solo nas escalas de bacias hidrográficas e regionais são geralmente consideradas como a base científica para a tomada de decisão sobre o manejo da terra (QIN et al., 2018). Muitas bacias hidrográficas brasileiras vêm sofrendo múltiplas pressões, devido à expansão urbana e agrícola. A constante modificação da superfície nas áreas de contribuição dos cursos hídricos tem degradado o solo, pelo seu uso e ocupação, que associados ao regime hidrológico e sedimentológico destas, têm ocasionado o aceleramento do processo de erosão hídrica (PEREIRA et al., 2015).

A utilização de geotecnologias (como sensoriamento remoto, sistemas de informação geográfica (SIG), *Global Navigation Satellite System* (GNSS), cartografia

digital, geoprocessamento) tornam possível o uso da USLE (WISCHMEIER E SMITH, 1978; QIN et al., 2018), adaptada para o Brasil por Lombardi Neto e Moldenhauer, (1977) *apud* Bertoni e Lombardi Neto (2014), em grandes unidades territoriais, como as bacias hidrográficas, disponibilizando dados valiosos para o planejamento e gestão dos recursos hídricos. A USLE e as Geotecnologias são ferramentas proeminentes para modelagem de erosão do solo com dados geoespaciais disponíveis, podendo destacar relações entre a expansão das terras cultiváveis em encostas íngremes e o risco extremo de erosão do solo pela água e identificar *hotspots* de erosão que requerem esforços de manejo significativos (BARBOSA et al., 2015; FARHAN; NAWAISEH, 2015; KARAMAGE et al., 2016b; BOTELHO, 2018; LIN et al., 2019) em bacias hidrográficas.

Nesse contexto, objetivou-se analisar a erosão hídrica na bacia hidrográfica (BH) do Rio Verdinho, localizada no Sudoeste Goiano, no intuito de entender a perda de solo, mapear a erosão potencial e erosão real e disponibilizar resultados qualitativos e quantitativos para subsidiar o planejamento e a gestão de forma efetiva e eficiente desse recurso. Essa unidade hidrográfica foi escolhida devido a sua importância para o desenvolvimento econômico e social da região. No Rio Verdinho encontra-se em fase de implementação um projeto para captação de aproximadamente $794,40 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ de água com o propósito de atender a demanda hídrica crescente da população urbana do município de Rio Verde (GO), que corresponde, conforme IBGE (2019), a aproximadamente 235.647 pessoas. Esse recurso também é importante para outros usos, como irrigação, criação de gado, granjas de criação de aves e suínos, agroindústrias e dessedentação de animais silvestres. Além disso, nessa bacia o uso do solo para produção agropecuária é intensivo, sendo necessárias informações técnico-científicas para compreender as relações entre os aspectos físicos, ações antrópicas e a conservação ambiental.

MATERIAL E MÉTODOS

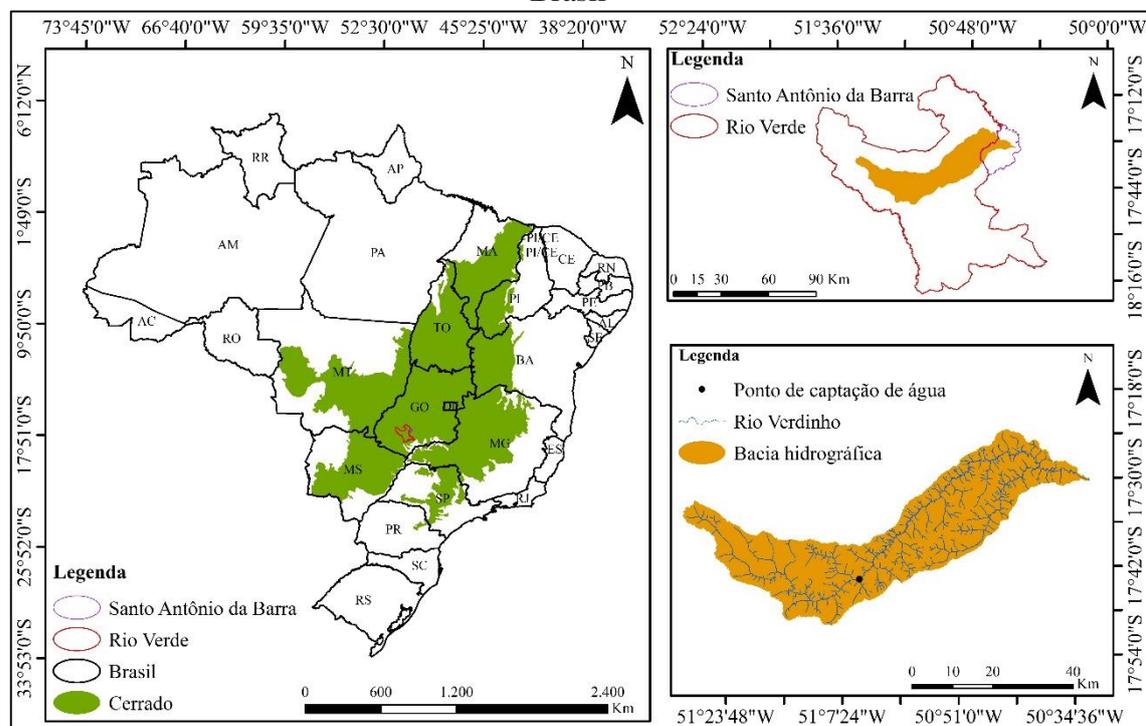
Para alcançar o objetivo proposto, os procedimentos metodológicos foram realizados por meio do software ArcGIS 10.6.1[®] (ESRI, 2019) licenciado para o laboratório de Geoinformação da Universidade Federal de Goiás/Regional de Jataí. Os

mapas foram elaborados no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (Sirgas) 2000, projeção Universal Transversa de Mercator (UTM) e Zona 22 Sul (S).

Localização da área de estudo

A BH do Rio Verdinho é de 154.430,19 ha, sendo que a área de contribuição do ponto de captação de água corresponde a 59.010,93 ha. Está localizada na microrregião Sudoeste de Goiás, Brasil, nos municípios de Rio Verde (GO) e Santo Antônio da Barra (Figura 1).

Figura 1. Localização da bacia hidrográfica (BH) do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, Brasil



Elaborado no Sistema de Coordenadas Geográficas, Sirgas 2000 e Zona 22S.

Fonte: Bases de dados geográficas disponibilizadas pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2018); e mapa organizado pelo autor (2019).

Encontra-se entre as coordenadas geográficas $17^{\circ}29'53,33''S/50^{\circ}31'34,73''O$ e $17^{\circ}33'57,20''S/51^{\circ}29'14,36''O$, no domínio dos chapadões centrais recobertos por cerrados, cerradões e formações campestres, com remanescentes localizados principalmente entre os vales fluviais na forma de matas de galeria e ciliar.

O principal curso hídrico da BH do Rio Verdinho nasce no local com as Coordenadas geográficas 17°34'1,2"S/51°28'12"O, em Rio Verde (GO), e deságua na margem direita do Rio Verde, no município de Santo Antônio da Barra (GO), nas coordenadas geográficas 17°29'45,6"S/50°31'30"O, sendo o seu principal afluente o Ribeirão Boa Vista, o qual tem sua nascente principal no local com as coordenadas geográficas 17°43'0,96"S/50°55'36,34"O, e foz, nas coordenadas geográficas 17°28'41,69"S/ 50°36'20,65"O.

Bases de dados

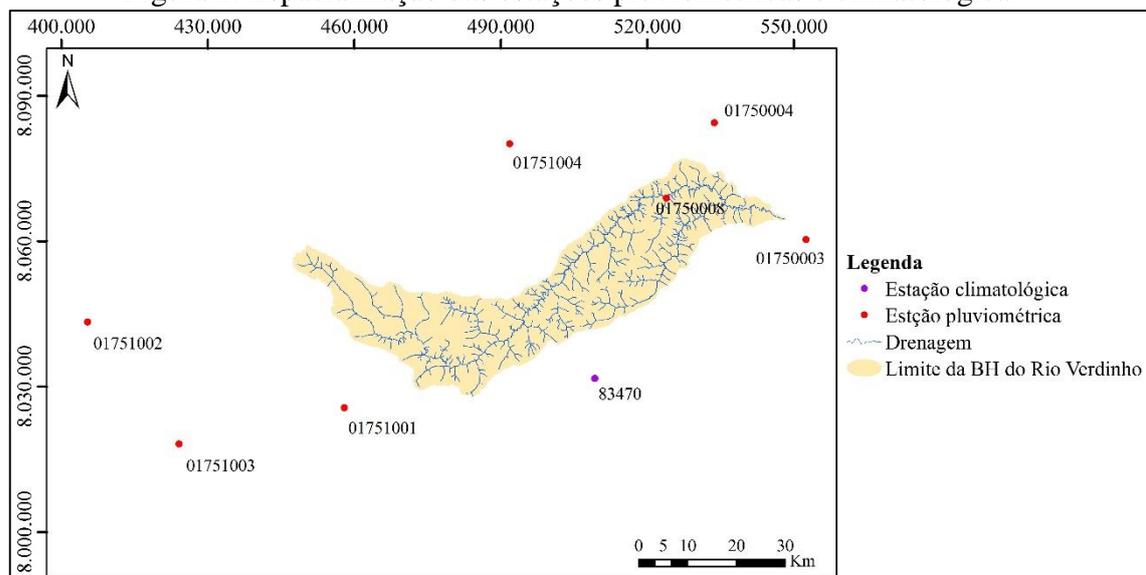
As bases de dados utilizadas foram compiladas dos bancos de dados online do: *United States Geological Survey* (USGS); Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG); HidroWeb, ferramenta integrante do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), sob a gestão da Agência Nacional de Águas (ANA); e Banco de Dados Meteorológico para Ensino e Pesquisa (BDMEP). Essas bases de dados são apresentadas em seguida:

- a) Drenagens da Base Cartográfica Vetorial Digital, elaborada pela ANA, geração de 22 de julho de 2006 (ANA, 2006); revisão de topologia, alimentação, atualizações e edição da carta pela Superintendência de Geologia e Mineração – SGM (2006)/Secretaria Estadual de Indústria e Comércio – SIC (2006), disponibilizada pelo SIEG (2018);
- b) *Imagem Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução espacial de 30 m x 30 m, da Grade SRTM Brasil, S18/W051 e S18/W052, gerada pela cooperação entre a *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) e a *National Imagery and Mapping Agency* (NIMA), do DoD (Departamento de Defesa) dos Estados Unidos da América e das agências espaciais da Alemanha e Itália e disponibilizada pelo *United States Geological Survey* (USGS, 2018);
- c) Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005, pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (2005); modelagem, alimentação do SIG e edição das cartas pela SGM (2006)/SIC (2006), disponibilizado pelo SIEG (2018);
- d) Para o estudo da erosividade, foram compilados dados de precipitação pluviométrica do BDMEP, observados de um período de 21 anos (1997 a 2017), da

estação climatológica 83470 Rio Verde, disponibilizados pelo BDMEP (2018); e compilados do banco de dados na página HidroWeb da ANA (2018), observados de um período de 40 anos (1976 a 2016), das estações pluviométricas 01750003 Ponte Rio Verdão, 01750004 Ponte Rodagem, 01750008 Fazenda Paraíso, 01751001 Ponte Rio Doce, 01751002 Benjamin Barros e 01751004 Montividiu, e de um período de 19 anos (1980 a 1998) da estação 01751003 Jataí (Figura 2); e

e) Imagens referentes à Grade Sentinel Brasil, 22KDF e 22kKEF, com resolução espacial de 10 m x 10 m, de 17 de junho de 2016, do satélite Sentinel-2/Sensor *MultiSpectral Instrument* (MSI), gerada pela Missão Sentinel-2, sob a coordenação da *European Space Agency* (ESA, 2019) e Comissão Europeia, disponibilizada na página do USGS (2018).

Figura 2. Espacialização das estações pluviométricas e climatológica



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas, Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

Elaboração do mapa de erosão hídrica

Para a construção do mapa de erosão hídrica foi utilizada a USLE de Wischmeier e Smith (1978) adaptada para o Brasil por Lombardi e Moldenhauer (1977) *apud* Bertoni e Lombardi Neto (2014), sendo que este modelo matemático permite estimar a perda de solo média anual em diferentes condições de uso e manejo do solo, variação climática, relevo e utilização de práticas conservacionistas, de modo a determinar áreas que

apresentem maiores ou menores perdas de solos. Esse modelo é expresso pela Equação (E1):

$$A = R * K * LS * C * P \quad (E1)$$

Na qual A é a perda de solo por unidade de área no tempo ($\text{tn} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$); R, o fator erosividade da chuva ($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$); K, o fator de erodibilidade do solo ($\text{tn} \cdot \text{h} \cdot \text{MJ}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$); LS, o fator topográfico englobando o comprimento de rampa (L) e a declividade (S) (adimensional); C, o fator de uso e manejo do solo (adimensional); P, o fator de prática conservacionista do solo (adimensional).

Para o cálculo da estimativa da erosão hídrica na BH do Rio Verdinho foi utilizada a ferramenta *Raster Calculator* do ArcGIS 10.6.1[®], que efetua operações algébricas em imagens raster, possibilitando gerar o mapa de perda de solo potencial (considerando os fatores naturais R, K e LS) e o mapa de perda de solo real (considerando a perda de solo potencial e os fatores C e P). Assim, para obtenção da perda de solos potencial e real, primeiramente foram gerados o fatores que compõem a USLE conforme as quatro etapas seguintes.

Fator de erosividade da chuva (R)

A erosividade da precipitação pluviométrica (fator R) tem impactos significativos no processo erosivo devido à sua contribuição para cerca de 80% da perda de solo (RENARD; FREIMUND, 1994; YU; ROSEWELL, 1996). Esse fator é calculado como uma média dos valores de intensidade de energia cinética estimados em um histórico de precipitação pluviométrica para acomodar os padrões de chuva cíclica aparente (WISCHMEIER; SMITH, 1978; FARHAN; NAWAISEH, 2015).

O fator R foi obtido por meio da Equação 2 (E2) de Wischmeier e Smith (1978) adaptada para as condições ambientais brasileiras por Lombardi e Moldenhauer (1977) *apud* Bertoni e Lombardi Neto (2014). Obtidos os valores da erosividade para o local de cada estação pluviométrica e da estação climatológica, estes foram interpolados por meio do interpolador *spline* para geração do mapa de erosividade.

$$R = \sum_{i=1}^{12} 67,355 * \left(\frac{r_i^2}{P}\right)^{0,85} \quad (E2)$$

Na qual: R é a erosividade, em MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹.ano⁻¹; r, a média dos totais mensais de precipitação, em mm; e P, a média dos totais anuais de precipitação, em mm. Ressalta-se que r e P foram obtidos a partir dos dados de precipitação pluviométrica das estações apresentadas no tópico d) e Figura 2 no subtítulo sobre as bases de dados utilizadas neste estudo.

Fator de erodibilidade do solo (K)

A erodibilidade do solo (K) é um parâmetro sensível, que está significativamente relacionado às características regionais, à estrutura do solo e à extensão do intemperismo (LIN et al. 2019). Descreve a suscetibilidade do solo ao descolamento e transporte de partículas em quantidade e taxa de escoamento para um evento de precipitação pluviométrica específico, previsto na parcela padrão. É um valor quantitativo que é determinado experimentalmente levando-se em consideração a textura, a estrutura, o teor de matéria orgânica e a permeabilidade do solo (WISCHMEIER; SMITH, 1978; FARHAN; NAWAISER, 2015).

O mapa de solos da área de estudo foi elaborado a partir do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, sendo os valores para o fator de erodibilidade do solo (K) obtidos de Demarchi e Zimback (2014) e Lima et al. (2016). Ressalta-se que o mapa de solos da BH do Rio Verdinho foi atualizado conforme Santos et al. (2013). Além disso, foi realizado reconhecimento/análise de perfil de cada classe de solo *in loco*. Os perfis de solos foram fotografados com uma câmera digital modelo Nikon D5100 para ilustração do mapa.

Fator topográfico (LS)

O efeito dos fatores topográficos nas taxas de erosão do solo depende do comprimento da rampa (L), declividade do terreno (S) e morfologia da encosta na erosão de entrelinhas e na produção de sedimentos. À medida que o L aumenta, a perda total de erosão do solo por unidade aumenta como resultado do acúmulo progressivo de escoamento na descida. À medida que a inclinação da encosta aumenta, a erosão do solo

também aumenta como resultado do aumento da velocidade e da erosividade do escoamento superficial (WISCHMEIER; SMITH, 1978; FARHAN; NAWAISER, 2015).

O fator topográfico (LS) foi elaborado a partir do modelo SRTM, correspondente à área de estudo. Foi utilizada a Equação (E3) de Bertoni e Lombarde Neto (2014) e seguida a proposta metodológica de Coutinho et al. (2014) para o desenvolvimento dessa equação por meio da *Raster Calculator*.

$$LS = 0,00984 * L^{0,63} * S^{1,18} \quad (E3)$$

Na qual: LS é o fator topográfico; L, o comprimento de rampa; e S, a declividade do terreno (%).

Fator de uso e cobertura, manejo e práticas conservacionistas do solo (CP)

O fator C reflete os efeitos das práticas de cultivo e manejo sobre as taxas de erosão do solo em terras agrícolas e os efeitos do dossel da vegetação e cobertura do solo na redução da erosão do solo em regiões florestadas (RENARD et al., 1997).

A partir de imagens do satélite Sentinel-A2 foi elaborado o mapa de uso e cobertura da terra por meio do classificador *Interactive Supervised Classification* do ArcGIS. As bandas (B) utilizadas foram B2 (azul), B3 (verde) e B4 (vermelho) e B8 (infravermelho próximo), na composição colorida R (*red*)/4, G (*green*)/3 e B (*blue*)/2.

A legenda preliminar do mapa de uso e cobertura da terra foi definida da seguinte forma: mata ciliar e de galeria, cerrado *stricto sensu*, campo sujo, cerradão/fragmento, eucalipto, pastagem, agricultura, construção rural, rodovia pavimentada, solo exposto e represa, a partir de análise prévia das imagens usadas no processo de classificação e imagens do aplicativo *Google Earth Pro* (GOOGLE, 2017). Em seguida, os diferentes usos e cobertura da área de estudo foram reclassificados, convertidos para polígono e quantificados.

Para validar a classificação, foram obtidas amostras de validação (amostras kappa), de forma semiautomática e aleatória, a partir da imagem do satélite Sentinel-

2/Sensor MSI e de imagens (alta resolução) atualizadas e disponibilizadas pela Google por meio do aplicativo *Google Earth Pro* (GOOGLE, 2017), e levantamentos de campo.

Por meio de geoprocessamento, realizou-se a análise do mapa de uso e cobertura da terra e as amostras de validação para obtenção da matriz de confusão. A partir desta matriz foi calculado o Índice Kappa por meio da Equação 4 (E4) observada em Figueiredo e Vieira (2007):

$$K = (n * \sum_{i=1}^c X_{ii} - \sum_{j=1}^c X_{1+} * X_{+1}) / (n^2 - \sum_{j=1}^c X_{1+} * X_{+1}) \quad (E4)$$

Na qual: K é uma estimativa do coeficiente Kappa; n, o número total de amostras; c, o número total de classes; x_{ii} , o valor na linha i e coluna i, ou seja, o valor da diagonal da matriz de confusão, de forma descendente; x_{i+} , a soma da linha i; e x_{+i} , a soma da coluna i da matriz de confusão.

O mapa de uso e cobertura da terra foi avaliado, levando em consideração a qualidade da classificação apresentada no Quadro 1, que varia de <0,00 (péssima) a 1,00 (excelente), conforme Landis e Koch (1977).

Quadro 1. Qualidade da classificação conforme intervalos do Índice Kappa

Valor Kappa	Qualidade da classificação
<0,00	Péssima
0,00 – 0,20	Ruim
0,20 – 0,40	Razoável
0,40 – 0,60	Boa
0,60 – 0,80	Muito Boa
0,80 – 1,00	Excelente

Fonte: Landis e Koch (1977).

Foram usadas imagens de alta resolução, de 2009 e 2016, disponibilizadas pela Google por meio do aplicativo *Google Earth Pro*, realizados estudos espaço-temporal a partir destas imagens para melhor entender e ilustrar os resultados.

Os fatores antrópicos C e P foram integrados e formaram um único produto cartográfico (CP), considerando o fator P igual a 1, conforme observado nos estudos de Barbosa et al. (2015), Durães e Mello (2016) e Dornellas et al. (2017). Assim, a espacialização dos resultados para o fator CP são diretamente relacionados com o uso e cobertura vegetal da BH do Rio Verdinho, sendo que os índices foram definidos

conforme observados em Helfer (2003), Silva (2004), Martins et al. (2010), Bertoni e Lombardi Neto (2014), Durães e Melo (2016).

Classificação e interpretação dos resultados

O fator K foi reclassificado de acordo com a proposta de Mannigel et al. (2002), que considera classes variando de muito baixa a extremamente alta, conforme Quadro 2. Os resultados para a erosão potencial (considera os fatores naturais do ambiente: R, K e LS) foram reclassificados e interpretados conforme proposta adaptada de Valério Filho (1994), com variação de categoria fraca a muito forte, apresentada no Quadro 3. E os resultados para a erosão real (integração da erosão potencial e o fator CP) reclassificados e interpretados conforme a proposta de Beskow et al. (2009), com variação de categoria ligeira a muito alta, apresentada no Quadro 4. A erosão real também foi comparada com a classificação proposta pela *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO), *United Nations Environment Program* (UNEP) e *United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization* (UNESCO) (1981), conforme Quadro 5.

Quadro 2. Classificação dos solos em função do fator da erodibilidade (K)

Propensão à erodibilidade	K em tn.h.MJ ⁻¹ .mm ⁻¹
Extremamente alta	> 0,0600
Muito alta	0,0450 – 0,0600
Alta	0,0300 – 0,0450
Média	0,0150 – 0,0300
Baixa	0,0090 – 0,0150
Muito baixa	<0,0090

Fonte: Mannigel (2002).

Quadro 3. Classificação e categorias de perda de solo para a erosão potencial

Perda de solo em tn.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Categoria
0 - 400	Fraca
400 - 600	Moderada
600 - 1600	Média
1600 - 2400	Forte
> 2400	Muito forte

Fonte: Adaptado de Valério Filho (1994).

Quadro 4. Classificação e categorias de perda de solo para a erosão real

Perda de solo em $\text{tn.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$	Categoria
0 - 2,5	Ligeira
2,5 - 5	Ligeira - moderada
5 - 10	Moderada
10 - 15	Moderada - alta
15 - 25	Alta
25 - 100	Muito alta
> 100	Extremamente alta

Fonte: Beskow *et al.* (2009).

Quadro 5. Recomendações da FAO, UNEP e UNESCO (1981) referentes a classificação do grau de erosão hídrica

Perda de solo em $\text{tn.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$	Grau de Erosão
< 10	Nenhuma ou Baixa
10 – 50	Moderada
50 – 200	Alta
>200	Muito Alta

Fonte: FAO, UNEP e UNESCO (1981).

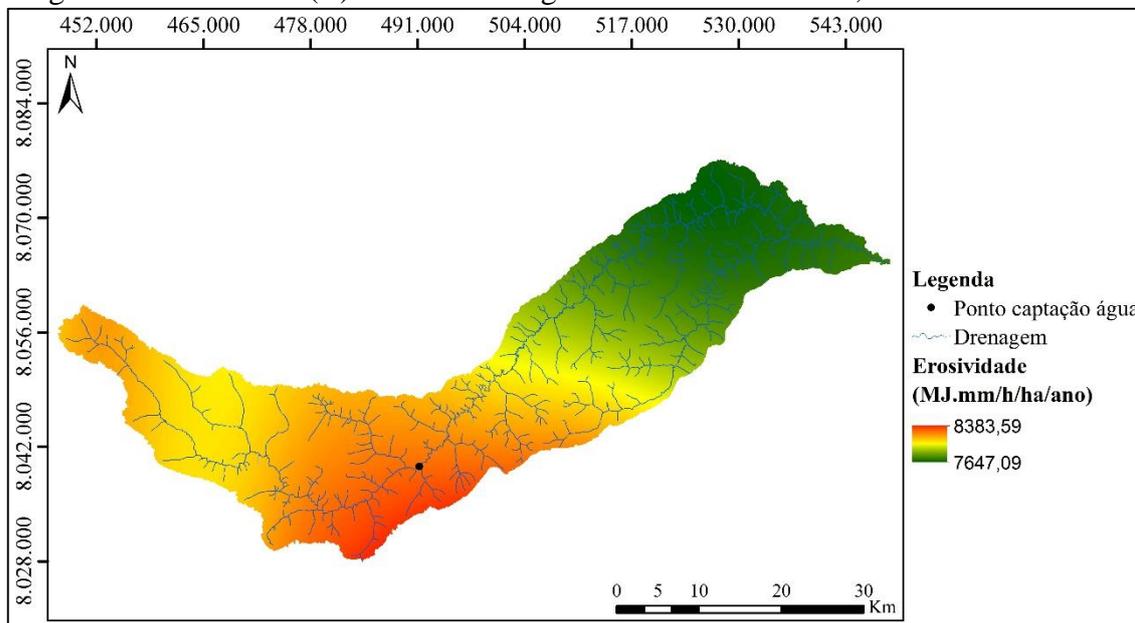
Essas reclassificações dos resultados são importantes para melhor entender a potencialidade aos processos erosivos e a erosão real, possibilitando apresentar, por meio dos produtos cartográficos, as áreas que precisam de implementação de manejo e práticas conservacionistas do solo alinhadas com as características locais. Assim, os resultados são disponibilizados com uma aplicação robusta para subsidiar o planejamento e a gestão dos recursos hídricos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados indicam variabilidade espacial da erosividade (fator R) na BH do Rio Verdinho (Figura 3) com valor mínimo de $7.647,09 \text{ MJ.mm.h}^{-1}.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, máximo de $8.383,59 \text{ MJ.mm.h}^{-1}.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e média de $8.005,11 \text{ MJ.mm.h}^{-1}.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, com desvio padrão de 219,12. Essa variabilidade espacial da erosividade tem relação com o tamanho da bacia hidrográfica (154.430,19 ha) favorável à distribuição desuniforme da precipitação pluviométrica sobre a mesma. A influência do tamanho da área de estudo na variabilidade da erosividade também é apontada por Lopes, Araújo Neto e Pinheiro (2015) no estudo da produção de sedimentos e assoreamento em reservatório no Ceará.

Em outro estudo, Pereira et al. (2015) relacionam a homogeneidade da erosividade ao tamanho pequeno da bacia hidrográfica do córrego Cascavel, localizado em Goiás.

Figura 3. Erosividade (R) na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

Ressalta-se, ainda, que o trecho médio da bacia hidrográfica, onde está localizado o ponto de captação de água para abastecimento público (projeto em fase de implementação), apresenta maior intensidade de chuvas e, conseguinte, maior erosividade. Essa condição, associada aos solos, dissecação do relevo e uso da terra favoráveis aos processos erosivos, pode comprometer a qualidade hídrica.

Os resultados do fator R são importantes para o mapeamento adequado da perda de solos, tendo em vista que, conforme Renard e Freimund (1994), Yu e Rosewell (1996), a erosividade contribui cerca de 80% na perda de solo. Quando a gota de chuva atinge o solo, exerce uma força na área do solo, devido à variação da quantidade de movimento. Conforme Carolloa, Ferro e Serio (2018), a erosividade da chuva é uma das principais propriedades que afetam os processos de erosão, sendo que o impacto da gota de chuva quebra os laços entre as partículas do solo, tornando-as mais facilmente disponíveis para serem transportadas por fluxo terrestre.

Na Tabela 1 são apresentadas as classes de solos com respectiva área, classificação e valor para a erodibilidade. A espacialização das classes de solos e da erodibilidade são apresentadas na Figura 4 e Figura 5, respectivamente. Os valores de

erodibilidade do solo (fator K) variaram de 0,0131 a 0,0691 $\text{tn.h.MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$ (Tabela 1 e Figura 5), sendo predominante, conforme a classificação de Mannigel (2002), a classe com baixa erodibilidade, relacionada ao Latossolo Vermelho Distrófico com textura argilosa ou muito argilosa (52,97% da área total), seguida de, em ordem decrescente, muito alta erodibilidade para Latossolo Vermelho Distrófico e Argissolo Vermelho Distrófico com textura média (29,26% da área total), média erodibilidade para Nitossolo Vermelho Distrófico e Gleissolo Háptico Distrófico com textura argilosa (12,65% da área total), extremamente alta erodibilidade para Cambissolo Háptico Distrófico com textura média ou média cascalhenta (4,40% da área total) e alta erodibilidade para Neossolo Litólico Distrófico com textura média cascalhenta/fase pedregosa (0,72% da área total).

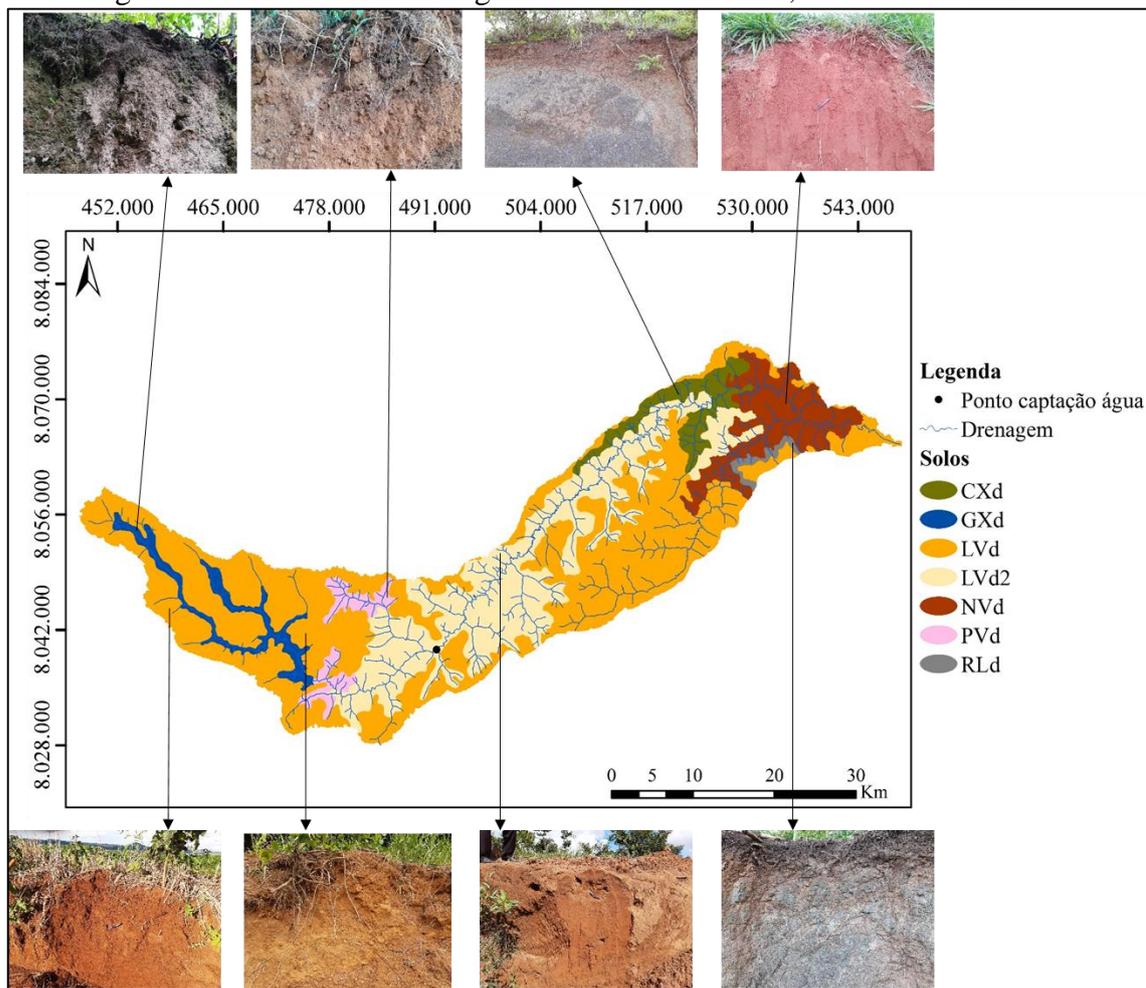
Tabela 1. Classificação dos solos em função do fator da erodibilidade (K) da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

Classe de solo (textura)	Em ha	Em %	Classificação ¹	Fator K em $\text{tn.h.MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$ (fonte)
Latossolo Vermelho Distrófico (argilosa ou muito argilosa)	81.806,07	52,97	Baixa	0,0131 (LIMA et al., 2016)
Latossolo Vermelho Distrófico (média)	40.906,37	26,49	Muito alta	0,0460 (LIMA et al., 2016)
Nitossolo Vermelho Distrófico (argilosa)	13.688,81	8,86	Média	0,0178 (LIMA et al., 2016)
Cambissolo Háptico Distrófico (média ou média cascalhenta)	6.768,09	4,40	Extremamente Alta	0,0691 (LIMA et al., 2016)
Gleissolo Háptico Distrófico (argilosa)	5.858,21	3,79	Média	0,0200 (DEMARCHI e ZIMBACK, 2014)
Argissolo Vermelho Distrófico (média)	4.283,32	2,77	Muito alta	0,0537 (LIMA et al., 2016)
Neossolo Litólico Distrófico (média cascalhenta fase pedregosa)	1.119,32	0,72	Alta	0,0440 (LIMA et al., 2016)
Total	154.430,19	100,00	-	-

¹Classificação dos solos em função do fator da erodibilidade (K) conforme Mannigel (2002).

Fonte: Atualizado e organizado pelo autor (2019) conforme Santos et al. (2013) a partir do Mapa de Solos da Bacia do Rio Paranaíba gerado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (2005) e disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2018).

Figura 4. Solos da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

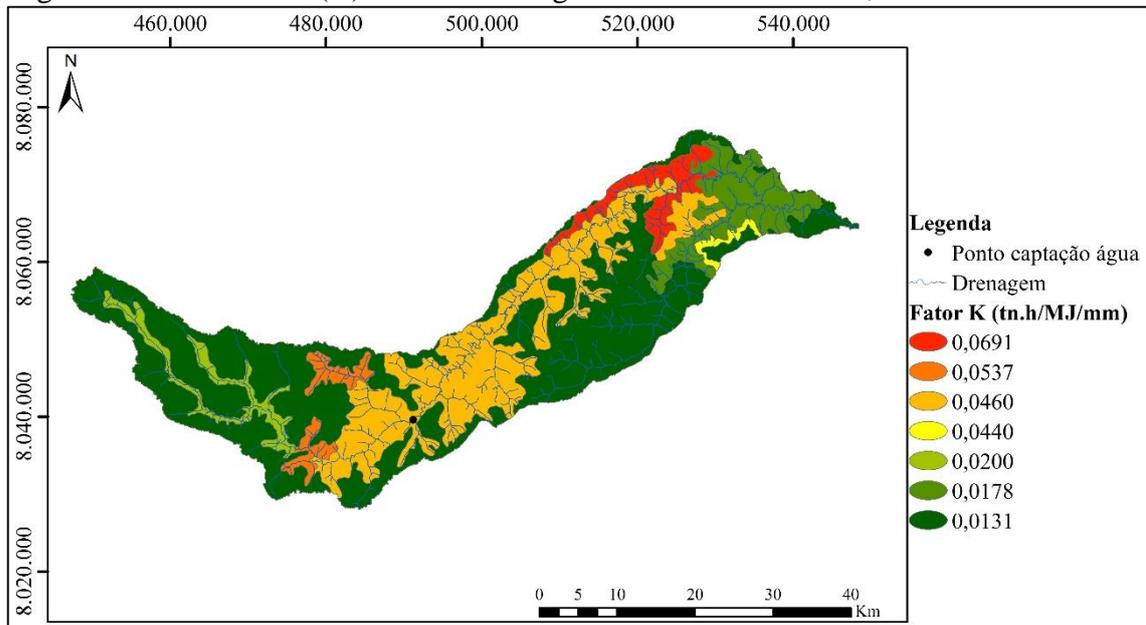


CXd: Cambissolo Háplico Distrófico; GXd: Gleissolo Háplico Distrófico; LVd2: Latossolo Vermelho Distrófico, textura média; LVd: Latossolo Vermelho Distrófico, textura argilosa ou muito argilosa; NVd: Nitossolo Vermelho Distrófico; PVd: Argissolo Vermelho Distrófico; RLd: Neossolo Litólico Distrófico. Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM, Zona 22S.

Fonte: Mapa atualizado e organizado pelo autor (2019) conforme Santos et al. (2013) a partir do Mapa de Solos da Bacia do Rio Paranaíba gerado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (2005) e disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2018).

A maior erodibilidade é observada no trecho médio e baixo da bacia hidrográfica, sendo associada ao Cambissolo Háplico Distrófico. Observa-se, ainda, erodibilidade muito alta a montante do ponto de captação de água, o que pode favorecer, juntamente com a perda de solo, o carreamento de nutrientes, pesticidas etc., e em decorrência disso, comprometer a qualidade hídrica para abastecimento público.

Figura 5. Erodibilidade (K) da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

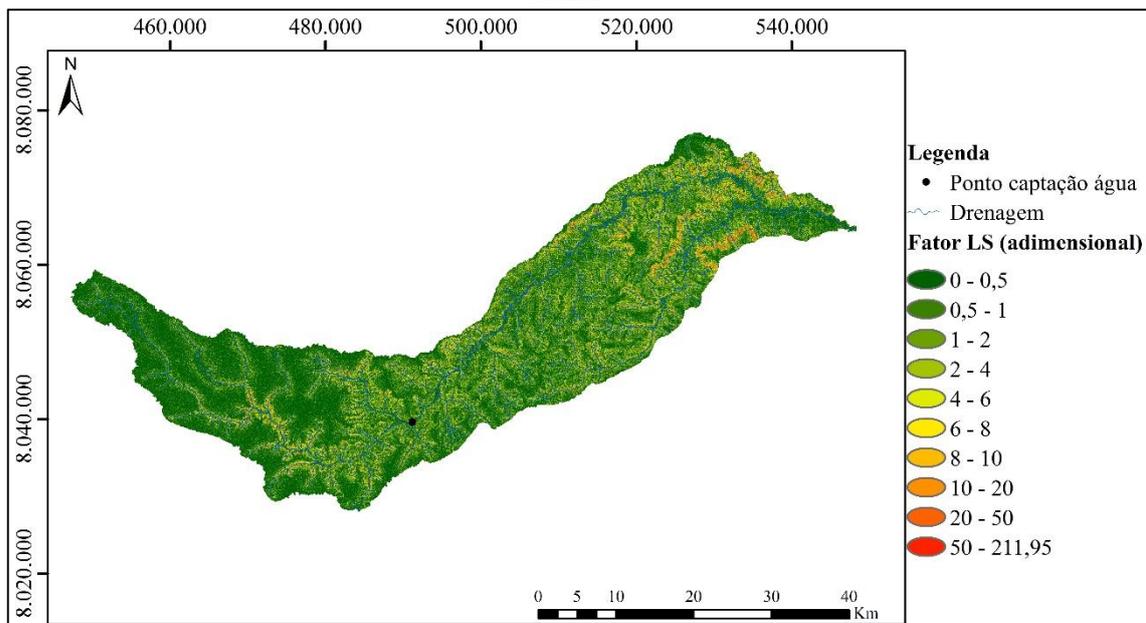


Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019) conforme Santos et al. (2013) a partir do Mapa de Solos da Bacia do Rio Paranaíba gerado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (2005) e disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2017).

Sobre o aspecto topográfico (fator LS), que potencializa a força erosiva do escoamento superficial, observa-se variação de 0 a 211,95 (Figura 6).

Figura 6. Fator topográfico (LS) da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

A região oeste é onde se observa a maior concentração dos menores valores, e os maiores valores são observados principalmente perto da rede de drenagem e na região leste da bacia hidrográfica (Figura 6). Conforme Karan, Glosch e Samadder (2019), o risco de erosão e transporte de sedimentos pode ser maior em áreas mais próximas do padrão de drenagem natural devido a maiores forças mecânicas de erosão.

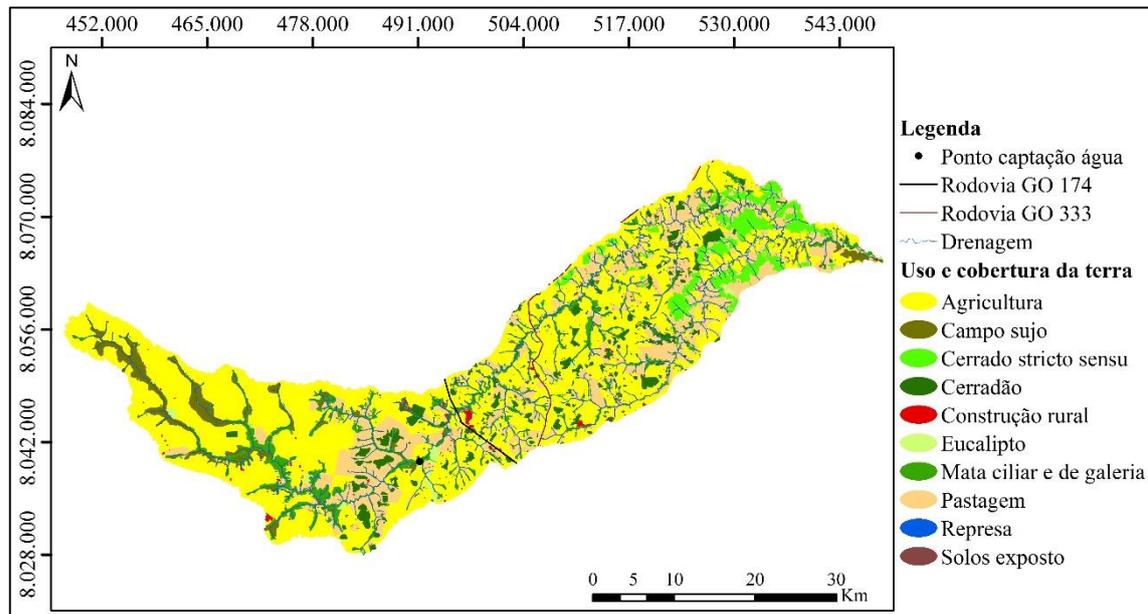
O Índice Kappa obtido na avaliação da classificação do uso e cobertura da terra foi de 0,95, ou seja, com grau de aceitação considerado excelente, sendo as diferentes categorias apresentadas na Tabela 2 e Figura 7. Os valores relacionados ao uso e cobertura, manejo e práticas conservacionistas do solo (fator CP) variaram de 0 a 1, sendo os menores relacionados às categorias que não expõem (CP nulo) ou menos expõem (CP baixo) os solos aos processos erosivos (construção rural, rodovias pavimentadas, corpos de água, vegetação nativa e silvicultura), e os maiores, às classes com os solos mais expostos à erosão hídrica (solos descobertos, agricultura e pastagem). As categorias com fator CP nulo e baixos são observadas em diversos locais do leste a oeste da bacia hidrográfica, as quais correspondem a 26,95% da área total. Os valores mais expressivos espacialmente são associados à agricultura (53,84%), pastagem (19,04%) e mata ciliar e de galeria (11,14%) (Tabela 2, Figura 7 e Figura 8). Conforme Karan, Glosch e Samadder (2019), o uso da terra, o tipo e a densidade da vegetação são um parâmetro importante que rege a erosão e o transporte de sedimentos.

Tabela 2. Uso e cobertura da terra, manejo e práticas conservacionistas do solo (CP) na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

Categoria	Em ha	Em %	CP (fonte)
Mata ciliar/galeria	17208,18	11,14	0,00010 (HELPER, 2003)
Cerrado <i>stricto sensu</i>	7739,30	5,01	0,00070 (HELPER, 2003)
Campo sujo	6002,81	3,89	0,05000 (HELPER, 2003)
Cerradão/fragmento	8.521,91	5,52	0,00030 (HELPER, 2003)
Silvicultura/Eucalipto	1185,23	0,77	0,0026 (MARTINS et al., 2010)
Pastagem	29.401,78	19,04	0,125 (BERTONI; LOMBARDI NETO (2014)
Agricultura	83.144,53	53,84	0,20 (BARBOSA, 2015)
Construção rural	687,02	0,44	0,00 (DURÃES; MELO, 2016)
Rodovia pavimentada	256,72	0,17	0,00 (BERTONI; LOMBARDI NETO (2014)
Solo exposto	270,16	0,17	1,00 (BERTONI; LOMBARDI NETO (2014)
Água	12,55	0,01	0,00 (SILVA, 2004)
Total	154.430,19	100,00	-

Fonte: Categorias de uso e cobertura da terra com respectiva área alaboradas pelo autor (2019).

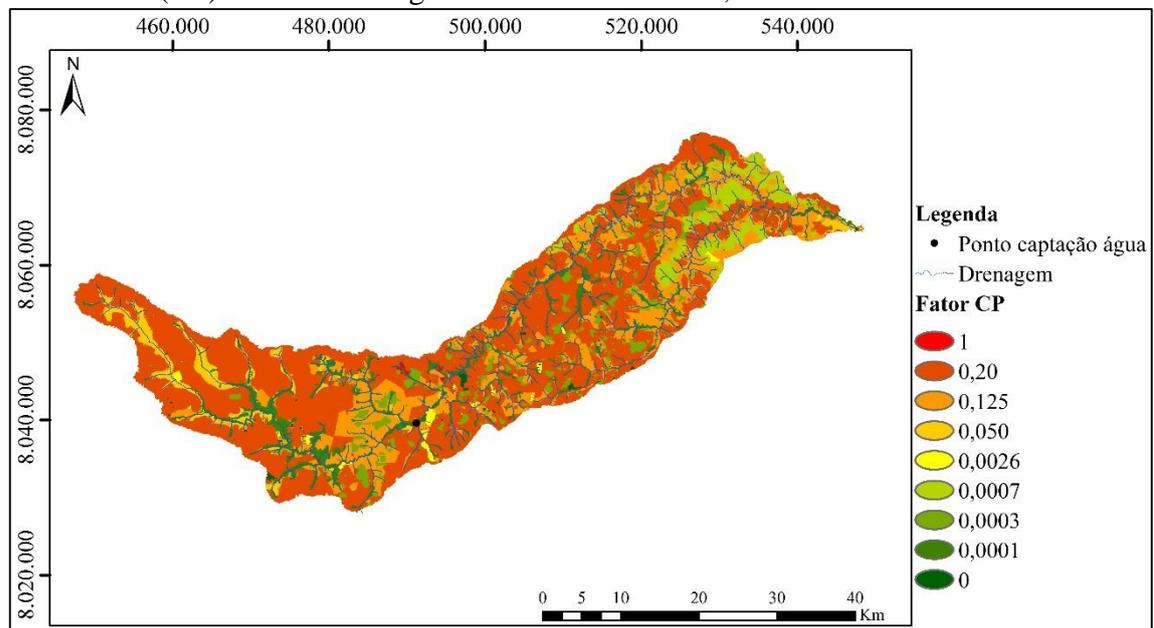
Figura 7. Uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Mapa: elaborado pelo autor (2019) e imagens ilustrativas disponibilizadas pela Google por meio do aplicativo *Google Earth Pro* (2017).

Figura 8. Fator de uso e cobertura da terra, manejo e práticas conservacionistas do solo (CP) da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM, Zona 22S.

Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

Pereira et. al. (2015) destacam que a perda de solo ocorre de forma natural, devido aos fatores de erodibilidade (fator K), de erosividade (fator R) e topográfico (fator LS), sendo agravado pelas interferências antrópicas (fator CP). A potencialidade

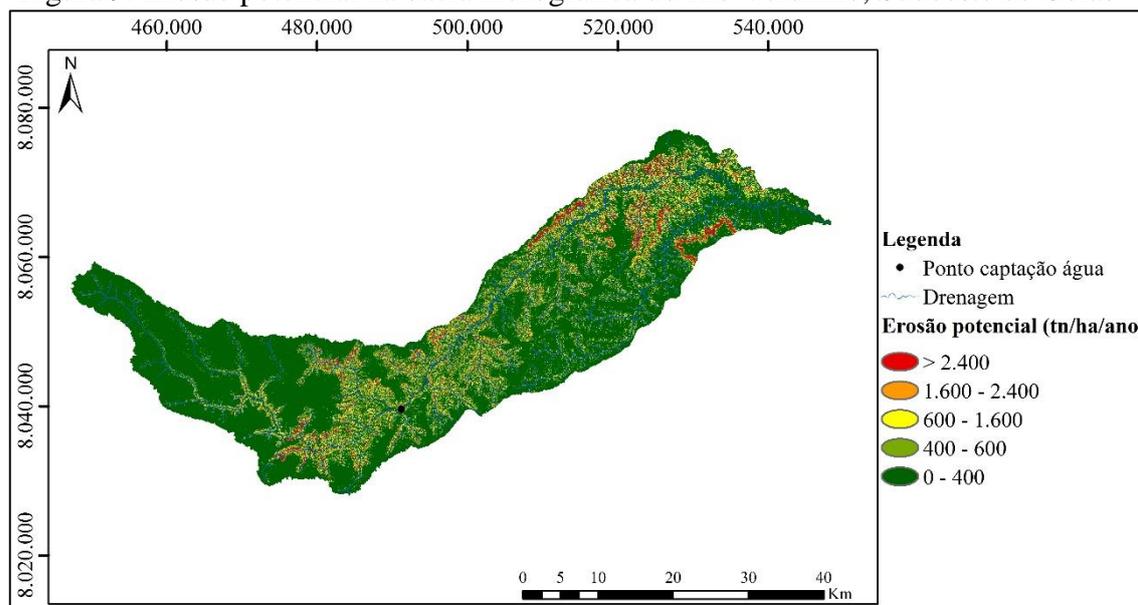
natural à perda de solos (considerando somente os aspectos naturais da área de estudo), de acordo com a classificação de Valério Filho (1994), variou de fraca ($0 - 400 \text{ tn.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) a muito forte ($2400 - 50.310,84 \text{ tn.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$).

Tabela 3. Erosão hídrica potencial na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

Perda de solo em $\text{tn.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$	Em ha	Em %
0 - 400 (Fraca)	117.989,6	76,40
400 - 600 (Moderada)	9.433,1	6,11
600 - 16000 (Média)	17.934,8	11,61
1600 - 2400 (Forte)	4.179,39	2,71
2400 - 50.310,84 (Muito forte)	4.893,3	3,17
Total	154.430,19	100,00

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Figura 9. Erosão potencial na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

Observa-se a predominância de áreas com fragilidade potencial na classe fraca, em seguida, em ordem decrescente, áreas com perda média, moderada, muito forte e forte (Tabela 3 e Figura 9). As maiores potencialidades de perdas de solos têm relação principalmente com as áreas que apresentam maior erodibilidade dos solos (Figura 5) e maiores valores para o fator LS (Figura 6).

Os valores da erosão real na BH do Rio Verdinho variaram de 0 - 2,5 tn.ha⁻¹.ano⁻¹ (ligeira) a 100 - 14.394,47 tn.ha⁻¹.ano⁻¹ (extremamente alta), conforme a classificação proposta por Beskow et al. (2009), com predominância de áreas com perda de solos na categoria ligeira, seguida de áreas, em ordem decrescente, com erosão muito alta, extremamente alta, alta, moderada, moderada-alta e ligeira - moderada. Um total de 62,83% da bacia hidrográfica apresenta perda de solos entre 0 a 10 tn.ha⁻¹.ano⁻¹ (ligeira a moderada), e os outros 37,17%, de 10 a 14.394,47 tn.ha⁻¹.ano⁻¹ (moderada - alta a extremamente alta) (Tabela 4). Observam-se perdas de solos nas categorias moderada - alta, alta, muito alta e extremamente alta a montante do ponto de captação de água para abastecimento público (Figura 10), associadas principalmente aos aspectos físicos naturais com as maiores potencialidades e a ações antrópicas, podendo comprometer a qualidade hídrica para abastecimento público. As perdas de solos consideradas como de moderada - alta a extremamente alta são relacionadas principalmente às áreas com potencialidade natural aos processos erosivos variando de média a muito forte perda e às áreas de produção agropecuária.

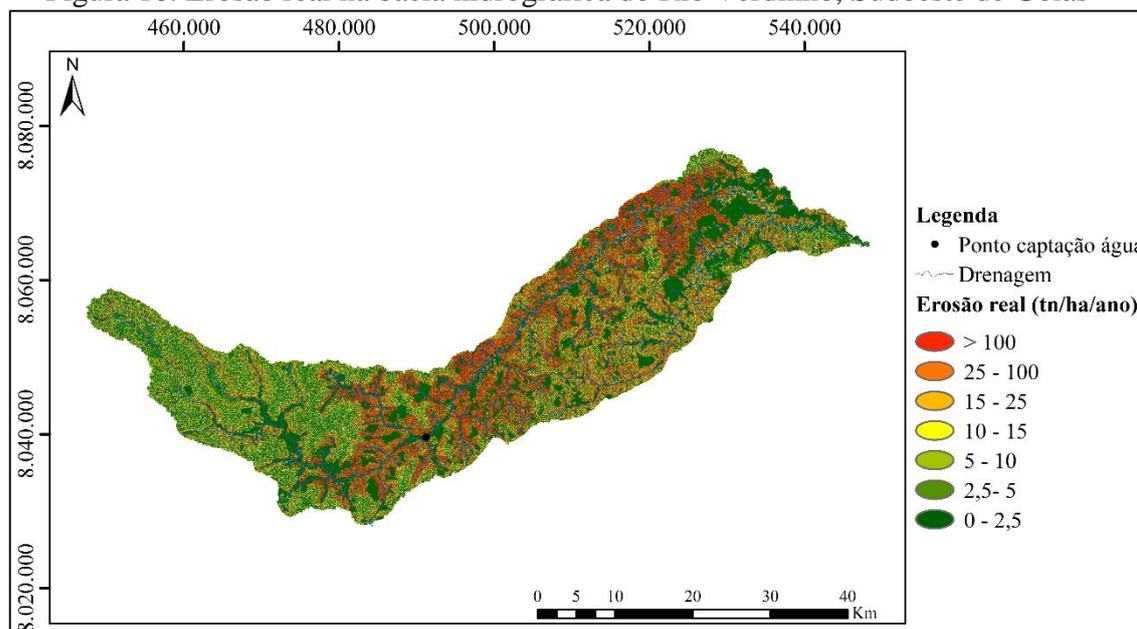
Conforme a classificação do grau de erosão hídrica da FAO, UNEP e UNESCO (1981) apresentada no Quadro 5, há predomínio de área com nenhuma ou baixa perda de solos (62,83% da área total), seguida, em ordem decrescente, por áreas na classe de perda de solos moderada (19,80% da área total), alta (13,02% da área total) e muito alta (4,35% da área total).

Tabela 4. Erosão hídrica real na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

Perda de solo em tn.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Em ha	Em %
0 - 2,5 (Ligeira)	84732,86	54,87
2,5 - 5 (Ligeira - moderada)	4094,88	2,65
5 - 10 (Moderada)	8195,23	5,31
10 - 15 (Moderada - alta)	7125,82	4,61
15 - 25 (Alta)	10225,70	6,62
25 - 100 (Muito alta)	24706,40	16,00
100 - 14.394,47 (Extremamente alta)	15349,30	9,94
Total	154.430,19	100,00

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Figura 10. Erosão real na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

Na Tabela 5 são apresentadas as perdas de solos real por categoria de uso e cobertura da terra no intuito de melhor entender os processos erosivos na bacia hidrográfica do Rio Verdinho. Observou-se que para todas as categorias há variabilidade espacial de perda de solos e, ainda, que ocorre a presença da perda de solos igual a 0 ou nula (Figura 10), isso tem relação com as classes dos fatores LS e CP iguais a 0, favorecendo a infiltração da água e a conservação do solo.

Tabela 5. Perda de solos real por categoria de uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

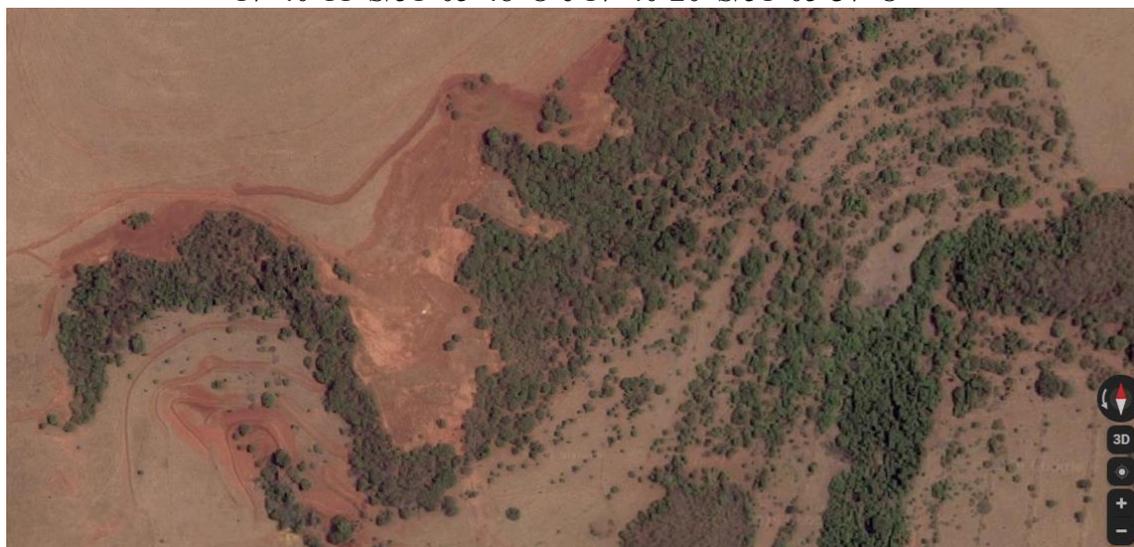
Categoria	Em ha	Em %	Perda de solos em $\text{tn}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$
Mata ciliar/galeria	17.208,18	11,14	1.150.484,64
Cerrado <i>stricto sensu</i>	7.739,3	5,01	100.753,41
Campo sujo	6.002,81	3,89	557.348,96
Cerradão/fragmento	8.521,91	5,52	452.728,92
Silvicultura/Eucalipto	1.185,23	0,77	26.837,50
Pastagem	29.401,78	19,04	17.772.457,58
Agricultura	83.144,53	53,84	32.563.577,21
Construção rural	687,02	0,44	0
Rodovia pavimentada	256,72	0,17	0
Solo exposto	270,16	0,17	2.619.116,81
Água	12,55	0,01	0
Total	154.430,19	100,00	55.243.305,03

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

As áreas com altas perdas de solos nas categorias de vegetação de Cerrado têm relação com os altos índices do fator LS e aos tipos de solos mais favoráveis aos processos erosivos. Por exemplo: a mata ciliar e de galeria estão localizadas nas margens dos cursos hídricos, em ambiente geralmente com presença de declividade elevada; o cerrado *stricto sensu* é associado principalmente às áreas com alta declividade e aos solos Neossolo Litólico. Assim, nota-se a importância de manter essas áreas preservadas, reduzindo as perdas de solos e impactos ambientais.

As áreas com as maiores perdas de solos são observadas nas categorias agricultura, pastagem e solo exposto (Tabela 5). As áreas com altas perdas de solos presentes na categoria pastagem são associadas aos altos valores para o fator LS e aos solos favoráveis aos processos erosivos, uma vez que nos agroecossistemas na BH do Rio Verdinho é observado que os ambientes menos favoráveis à agricultura, quando não são preservados por força de lei, são destinados à pecuária. Na Figura 11, por exemplo, é apresentada uma área de pastagem em Cambissolo Háplico com presença de erosão laminar.

Figura 11. Erosão laminar observada em 2016 no trecho médio da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, entre as coordenadas Geográficas 17°40'11"S/51°05'48"O e 17°40'20"S/51°05'37"O



Fonte: Imagem disponibilizada pela Google por meio do aplicativo *Google Earth Pro* (2016) e organizada pelo autor (2019).

A categoria de solo exposto é a que apresenta áreas com maior perda de solos (14.394,47 tn.ha⁻¹.ano⁻¹). Essa categoria é associada aos altos valores da erosão

potencial (fatores R, K e LS) e à agropecuária. Conforme Bertoni e Lombardi (2014), quando a cobertura vegetal é total ou parcialmente removida em áreas acidentadas, a enxurrada escorre mais rapidamente, aumentando o volume e, assim, iniciando a erosão, provocando grande dano ao solo e a alguma vegetação que tenha ficado no terreno. Nesta categoria são observadas voçorocas com perfil longitudinal de aproximadamente 110 a 646,78 m, profundidade de 1 a 3 m e área de 0,34 a 5,71 ha (Figura 12, Figura 13, Figura 14 e Figura 15). Na Figura 12 e Figura 13 são observados, de 2009 (A) para 2016 (B), aumento do processo erosivo, sendo esse incremento associado à agricultura intensiva sem o uso de manejo e prática conservacionista do solo adequados.

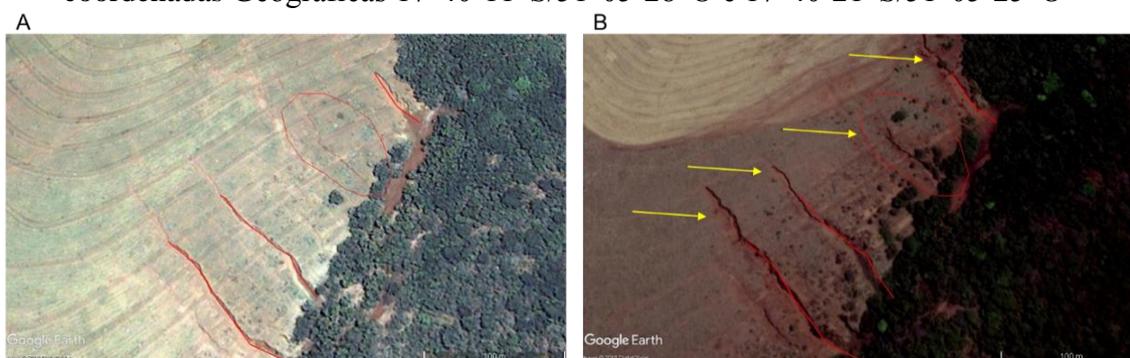
Figura 12. Voçorocas observadas em 2009 (A) e 2016 (B) no trecho médio da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, entre as coordenadas Geográficas $17^{\circ}40'11''\text{S}/51^{\circ}05'48''\text{O}$ e $17^{\circ}40'20''\text{S}/51^{\circ}05'37''\text{O}$



Seta vermelha: perfil longitudinal das voçorocas; seta amarela: voçoroca não estabilizada.

Fonte: Imagens disponibilizadas pela Google por meio do aplicativo *Google Earth Pro* (2016) e organizadas pelo autor (2019).

Figura 13. Erosão laminar, em suco e ravinas observadas em 2009 (A) e 2016 (B) no trecho médio da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, entre as coordenadas Geográficas $17^{\circ}40'11''\text{S}/51^{\circ}05'28''\text{O}$ e $17^{\circ}40'21''\text{S}/51^{\circ}05'25''\text{O}$

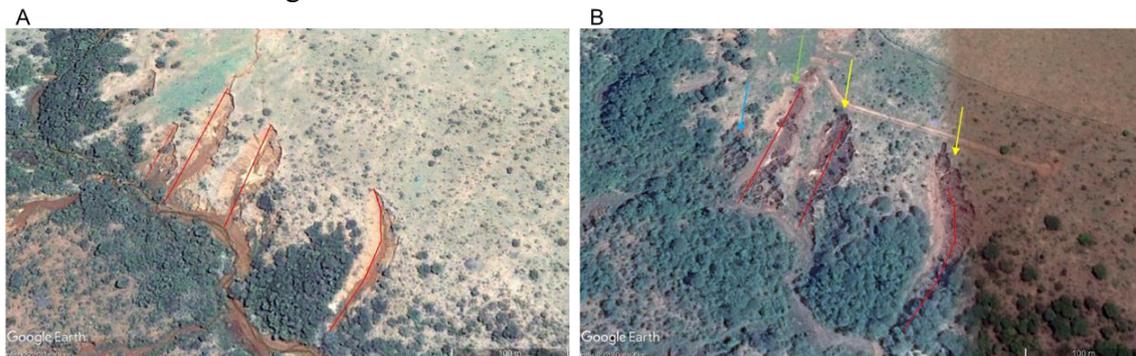


Seta vermelha: perfil longitudinal das voçorocas; seta amarela: voçoroca não estabilizada.

Fonte: Imagens disponibilizadas pela Google por meio do aplicativo *Google Earth Pro* (2016) e organizadas pelo autor (2019).

Na Figura 14 pode ser observado que de 2009 (A) para 2016 (B) ocorreu estabilização (seta azul), diminuição (seta verde) e aumento (setas amarelas) dos processos erosivos no ambiente ilustrado. Na Figura 15 também são observadas, em uma análise espaço-temporal de 2009 (A) para 2016 (B), diminuição do processo erosivo na ravina com seta verde, e estabilização desse processo na ravina com seta azul.

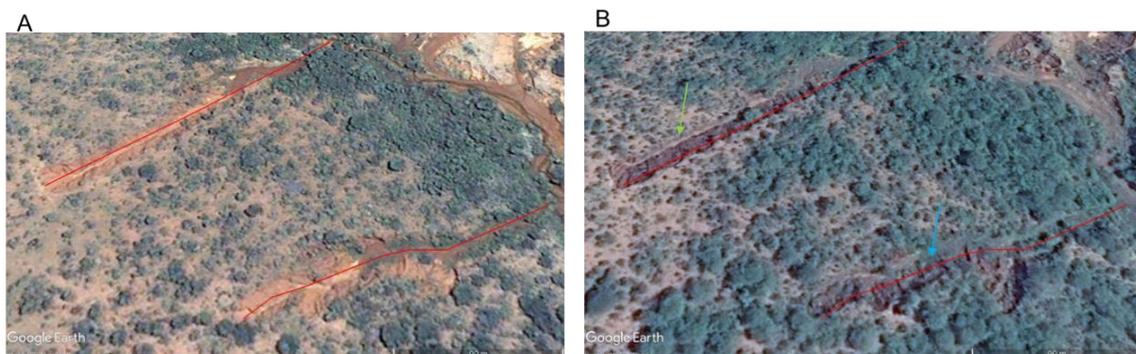
Figura 14. Erosão laminar e voçorocas observadas em 2009 (A) e 2016 (B) no trecho médio da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, entre as coordenadas Geográficas $17^{\circ}39'53''\text{S}/51^{\circ}06'02''\text{O}$ e $17^{\circ}40'03''\text{S}/51^{\circ}05'57''\text{O}$



Linha vermelha: perfil longitudinal das voçorocas; seta azul: voçoroca estabilizada; seta verde: voçoroca em processo de estabilização; seta amarela: voçoroca não estabilizada.

Fonte: Imagens disponibilizadas pela Google por meio do aplicativo *Google Earth Pro* (2016) e organizadas pelo autor (2019).

Figura 15. Voçorocas observadas em 2009 (A) e 2016 (B) no trecho médio da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, entre as coordenadas Geográficas $17^{\circ}39'59''\text{S}/51^{\circ}06'13''\text{O}$ e $17^{\circ}40'05''\text{S}/51^{\circ}06'02''\text{O}$



Seta vermelha: perfil longitudinal das voçorocas; seta azul: voçoroca estabilizada; seta verde: voçoroca em processo de estabilização.

Fonte: Imagens disponibilizadas pela Google por meio do aplicativo *Google Earth Pro* (2016) e organizadas pelo autor (2019).

Os processos erosivos estabilizados são resultados de ações implementadas por produtores rurais (delimitação e conservação da área de contribuição dos processos erosivos, construção de barreiras físicas para diminuir a velocidade e o escoamento

superficial da água etc.) para reduzir a perda de solos, evitando danos econômicos e ambientais ainda maiores. Esses processos erosivos, sem implementação de ações de recuperação de áreas degradadas, tendem a aumentar seu perfil longitudinal e transversal, tornando os solos inadequados para práticas agropecuárias.

É importante destacar que essas figuras ilustram os processos erosivos mais intensos, sendo que há presença de erosões laminares, ravinas e voçorocas em outros locais na área de estudo. A ação antrópica favorece ou intensifica a erosão laminar e a formação de ravinas e voçorocas, que causam a remoção da camada fértil do solo e o aporte de sedimentos nos corpos hídricos, ou seja, ocasionam prejuízos econômicos para a agricultura, impactos ambientais negativos e degradação da qualidade hídrica. Esses resultados condizem com a afirmação de Bertoni e Lombardi Neto (2014): “o inestimável patrimônio representado pelo solo e demais recursos renováveis do Brasil tem sido impiedosamente malbaratado por uma verdadeira agricultura de exploração”.

A partir da análise dos resultados, é evidente a necessidade de implementação de uso e cobertura da terra mais adequados na BH do Rio Verdinho, tendo em vista uma produção agropecuária e desenvolvimento econômico condizentes com a sustentabilidade do agroecossistema e meio ambiente. A cobertura vegetal dissipa a energia cinética das gotas de chuva antes de atingir o solo. Isso sugere que o manejo adequado da cobertura vegetal e dos sistemas de cultivo associados a outras práticas conservacionistas podem reduzir substancialmente as taxas de escoamento e, conseguinte, a erosão hídrica. Como práticas importantes para diminuir a perda de solos, podem ser destacadas, conforme Lepsch (2002), as conservacionistas:

a) Edáficas: são medidas que dizem respeito ao solo em si, procurando manter e melhorar sua fertilidade, principalmente no que diz respeito a adequada disponibilidade de nutrientes para as plantas. Estas medidas baseiam-se em quatro princípios, os quais são eliminação ou controle das queimadas, adubações (incluindo calagem) e rotação de cultura.

b) Mecânicas: referem-se à conservação do solo com utilização de máquinas. Em geral, introduzem algumas alterações no relevo, procurando corrigir os declives muito acentuados pela construção de canais ou patamares em linhas de nível, os quais interceptam as águas das enxurradas, forçando-as se infiltrar em vez de escorrer. Geralmente, essas práticas requerem maior dispêndio de recursos financeiros, mas

podem ser indispensáveis para que terrenos declivosos possam ser usados convenientemente, sem o risco de serem severamente erodidos.

c) Vegetativas: métodos de cultivos que visam controlar a erosão pelo aumento da cobertura vegetal do solo. Como principais práticas de caráter vegetativo, destacam-se reflorestamento, formação e manejo adequado de pastagens, cultivo em faixas, controle das capinas, faixa de árvores formando-quebra ventos e cobertura do solo com palha ou acolchoamento.

Recomenda-se ainda a recuperação das áreas degradadas com uso das técnicas mais adequadas para cada situação, considerando: a Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências (BRASIL, 2012); a Política Florestal de Goiás, instituída pela Lei nº 18.104, de 18 de julho de 2013, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências (GOIÁS, 2013); e o Código Ambiental Municipal de Rio Verde (GO), instituído pela Lei 5.090, de 28 de dezembro de 2005, que dispõe sobre a administração do uso dos recursos naturais, da proteção da qualidade de vida e do controle das fontes poluidoras e degradadoras do meio ambiente e das utilizadoras ou modificadoras dos recursos naturais e dá outras providências (RIO VERDE, 2005).

Bertoni e Lombardi Neto (2014) acrescentam que a ciência agrônoma brasileira, aliada à práticas dos agricultores, tem evidenciado que a conservação da integridade produtiva do solo pode ser assegurada com aplicação de medidas simples, exequíveis e econômicas de manejo do solo. Na Europa, por exemplo, conforme Borrelli et al. (2016), muitos esforços têm sido feitos desde 2003 para promover uma agricultura alinhada com a sustentabilidade ambiental, e os resultados mostram redução de 10,8% ($0,9 \text{ tn}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) na perda de solo devido à adoção das boas práticas de manejo e conservação do agroecossistema.

Sadeghi et al. (2017) destacam que a erosão hídrica é apontada como um dos maiores problemas ambientais, sendo também responsável pela diminuição da produtividade agrícola dos solos. Bertoni e Lombardi Neto (2014) relatam que o solo perdido pela erosão hídrica é geralmente mais fértil, contendo o nutriente das plantas, húmus e algum fertilizante aplicado ao solo.

Nahayo et al. (2016) afirmam que a intensificação agrícola sem práticas de conservação do solo pode ter efeitos prejudiciais significativos no solo, tais como

aumento da erosão e menor fertilidade, levando à poluição das águas subterrâneas e eutrofização de rios e lagos. Bieger, Fohrer e Hoermann (2015), em outro estudo, na China, relatam que a região das Três Gargantas é caracterizada por erosão severa, levando à perda do solo rico em nutrientes e piorando a qualidade das águas superficiais receptoras. As águas interiores e a biodiversidade de água doce são valiosas, constituindo um recurso extremamente importante tanto no âmbito econômico, cultural, estético, científicos e social, sendo sua conservação e gestão fundamentais para os interesses dos seres humanos, das nações e dos governos.

A comunidade mundial reconhece os fortes vínculos entre degradação do solo e desertificação, por um lado, e perda de biodiversidade, ameaça à segurança alimentar, aumento da pobreza e riscos de efeito estufa acelerado e mudanças climáticas, por outro (LAL, 2003). Assim, simular com precisão o processo, a intensidade e os mecanismos de condução da erosão hídrica não apenas ajuda a elucidar suas propriedades inerentes, mas também fornece uma estrutura por meio da qual os benefícios dos esforços de conservação do solo podem ser avaliados (LIN et al., 2020). Portanto, esse estudo é importante para disponibilizar informações técnico-científicas para os formuladores de políticas do manejo de terras destinadas à produção agropecuária e na proteção dos agroecossistemas, do meio ambiente e dos recursos hídricos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Desenvolvido a partir da demanda de dados sobre os impactos ambientais na BH do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, o mapeamento da erosão hídrica com uso da USLE, produtos e ferramentas de geotecnologias evidenciaram predominância de aspectos físicos naturais favoráveis à conservação e que o uso e cobertura da terra representam um importante fator na erosão hídrica dessa unidade hidrográfica, na qual diferentes usos apresentam distintas capacidades de intensificação da potencialidade da perda de solos.

As perdas de solo real variam da classe ligeira a extremamente alta, sendo que uma área total de 62,83% da bacia hidrográfica corresponde às perdas de solos entre as classes ligeira a moderada. Enquanto que as classes de erosão de moderada-alta a extremamente alta em conjunto somam 37,17% da área total. Mesmo apresentando

menores perdas de solos nas áreas de vegetação nativa (mata ciliar e de galeria, cerrado *stricto sensu*, campo sujo e cerradão/fragmento), é importante que essas áreas continuem preservadas, uma vez que estão localizadas principalmente em ambientes com elevada potencialidade (aspectos físicos naturais) aos processos erosivos.

Na BH do Rio Verdinho são observadas áreas expostas a grave risco de erosão do solo, com presença de erosão laminar, em sulco, ravina e voçoroca, as quais tendem a aumentar ainda mais, caso não sejam implementadas ações para estabilizá-las. Além disso, os processos erosivos também podem comprometer a qualidade da água destinada ao abastecimento público, favorecendo o carreamento de pesticidas (prejudicial à saúde pública, à biodiversidade aquática etc.), elevação da turbidez (pode comprometer a qualidade do tratamento da água), carreamento excessivo de nutrientes (pode promover a eutrofização), assoreamentos dos canais hídricos entre outros.

O presente estudo disponibiliza resultados inéditos e necessários sobre a perda de solos na BH do Rio Verdinho, os quais podem ser usados para tomadas de decisões adequadas e planejamento ambiental para o gerenciamento dos solos e recursos hídricos de forma eficiente e efetiva.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Drenagens da Base Cartográfica Vetorial Digital**, geração de 22 de julho de 2006.

_____. HidroWeb. **Série histórica de precipitação pluviométrica**. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/apresentacao.jsf>. Acesso em: 25 fev. 2018.

BANCO DE DADOS METEOROLÓGICOS PARA ENSINO E PESQUISA - BDMEP. **Dados de precipitação de janeiro de 1996 a dezembro de 2017**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>. Acesso em: 8 fev. 2018.

BARBOSA, A. F. et al. Aplicação da Equação Universal de Perda do Solo (USLE) em Softwares Livres e Gratuitos. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 38, n. 1, p. 170-179, 2015. Disponível em: http://dx.doi.org/10.11137/2015_1_170_179. Acesso em: 31 maio 2019.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. São Paulo: Icone Editora Ltda, 2014.

- BESKOW et al. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, v. 79, n. 1, p. 49-59, out. 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.05.010>. Acesso em: 31 maio 2019.
- BIEGER, K., FOHRER, N., AND HOERMANN, G. Detailed spatial analysis of SWAT-simulated surface runoff and sediment yield in a mountainous watershed in China. **Hydrological Sciences Journal**, v. 60, n. 5, p. 784-800, apr. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.965172>. Acesso em: 24 jul. 2019.
- BORRELLI, P. et al. Effect of good agricultural and environmental conditions on erosion and soil organic carbon balance: A national case study. **Land Use Policy**, v. 50, p. 408-421, jan. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.09.033>. Acesso em: 13 jul. 2019.
- BOTELHO, T. H. A. et al. Use of USLE/GIS technology for identifying criteria for monitoring soil erosion losses in agricultural areas. **Engenharia Agrícola**, v. 38, n. 1, p. 13-21, jan/feb. 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n1p13-21/2018>. Acesso em: 12 jul. 2019.
- BRASIL. Presidência da República. Lei nº 2.651. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 25 de maio de 2012.
- CAROLLOA, F. G; FERRO, V.; SERIO, M. A. (2018). Predicting rainfall erosivity by momentum and kinetic energy in Mediterranean environment. **Journal of Hydrology**, v. 560, p. 173-183, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.026>. Acesso em: 22 set. 2019.
- CHENG, Y. et al. The effect of soil water content and erodibility on losses of available nitrogen and phosphorus in simulated freeze-thaw conditions. **Catena**, v. 166, p. 21-33, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.03.015>. Acesso em 8 set. 2019.
- COUTINHO, L. M.; CECÍLIO, R. A.; GARCIA, G. O.; XAVIER, A. C.; ZANETTI, S. S.; MOREIRA, M. C. Cálculo do fator LS da Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS) para a bacia do Rio da Prata, Castelo-ES. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 8, n.1, p. 01-09, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v8i1.1454>. Acesso em: 10 set. 2019.
- DEMARCHI, J. C.; ZIMBACK, C. R. L. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de solo na sub-bacia do Ribeirão das Perobas. **Energia na Agricultura**, v. 29, n.2, p.102-114, abr. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.17224/EnergAgric.2014v29n2p102-114>. Acesso em: 20 jul. 2019.
- DURÃES, M. F.; MELLO, C. R. Distribuição espacial da erosão potencial e atual do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí, MG. **Engenharia Sanitária e Ambiental**,

v. 21, n. 4, p. 677-685, out./dez. 2016. Disponível em:
<http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016121182>. Acesso em: 31 maio 2019.

DORNELLAS, P. C. et al. Estimativa de perdas de solo na bacia do alto rio Paraíba, região semiárida do estado da Paraíba. **Revista OKARA**, v. 11, n. 2, p. 338-350, jul. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.22478/ufpb.1982-3878.2017v11n2.37658>. Acesso em: 13 jun. 2019.

EUROPEAN SPACE AGENCY-ESA. **MultiSpectral Instrument (MSI) Overview**. Disponível em: <https://earth.esa.int/web/sentinel/technical-guides/sentinel-2-msi/msi-instrument>. Acesso em: 25 fev. 2019.

ESRI. ArcGIS Desktop: Release 10.6.1[®]. 2019. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO, UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAM - UNEP E UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION - UNESCO. **Métodos de Estimación de la Erosión Hídrica**. Espanha: Editorial Agrícola Española, S. A., 1994.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **Status of the World's Soil Resources**, Washington, DC, 2015. Disponível em: http://www.fao.org/fileadmin/templates/lon/Items/Dan_Pennock_IYS_2015.pdf. Acesso em 20 set. 2019.

FARHAN, Y.; NAWAISEH, S. Spatial assessment of soil erosion risk using RUSLE and GIS techniques. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, p. 4649–4669, apr. 2015. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs12665-015-4430-7>. Acesso em: 12 jun. 2019.

FIGUEIREDO, G. C.; VIEIRA, C. A. O. Estudo do comportamento dos índices de Exatidão Global, Kappa e Tau, comumente usados para avaliar a classificação de imagens do sensoriamento remoto. In: XIIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2007, Florianópolis, SC. Anais do XIIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Inpe, Florianópolis, SC: 2007.

FUNDAÇÃO RURAL MINAS - RURALMINAS. **Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba**, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

GERICKE, A. et al. Recent and Future Changes in Rainfall Erosivity and Implications for the Soil Erosion Risk in Brandenburg, NE Germany. **Water**, v. 11, n. 5, p. 01-18, abril 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w11050904>. Acesso em: 14 jul. 2019.

GOIÁS (estado). Lei n.º 18.104, de 17 de julho de 2013. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, institui a nova Política Florestal do Estado de Goiás e dá outras providências. Disponível em:

http://www.gabinetecivil.go.gov.br/leis_ordinarias/2013/lei_18104.htm. Acesso em: 05 nov. 2019.

GOOGLE. *Google Earth Pro*. Versão 2017. 2017. **Imagem de áreas localizadas na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, em Rio Verde (GO)**. Disponível em: <https://www.google.com/intl/pt-BR/earth/desktop/>. Acesso em: 28 de nov. 2018.

HELPER, F. et al. Estimativa de Perda de Solo por Erosão Laminar na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá Usando Técnicas de Geoprocessamento. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2003, Curitiba, PR. Anais do XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. São Paulo, SP: 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Brasil. População 2019** (estimativa). 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/go/rio-verde/panorama>. Acesso em: 15 dez. 2019.

KARAMAGE, F. et al. USLE-Based Assessment of Soil Erosion by Water in the Nyabarongo River Catchment, Rwanda. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 13, n. 8, p. 01-16, ago. 2016a. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph13080835>. Acesso em: 15 jul. 2019.

KARAMAGE, F. et al. Deforestation effects on soil erosion in the lake Kivu Basin, D.R. Congo-Rwanda. **Forests**, v. n., p. 01-17, nov. 2016b. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f7110281>. Acesso em; 13 jul. 2019.

KARAN, S. K.; GLOSH, S.; SAMADDER, S. R. Identification of spatially distributed hotspots for soil loss and erosion potential in mining areas of upper damodar basin – india. **Catena**, v. 182, p. 1-9, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104144>. Acesso em: 30 nov. 2019.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v.33, n.1, p.159-174, 1977. Disponível em: https://www.dentalage.co.uk/wp-content/uploads/2014/09/landis_jr_koch_gg_1977_kappa_and_observer_agreement.pdf. Acesso em: 20 de jun. 2018.

LAL, R. Soil erosion and the global carbon budge. **Catena**, v. 29, n. 4, p. 437-450, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00192-7](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00192-7). Acesso em: 8 ago. 2019.

LAL, R. Soil Erosion Impact on Agronomic Productivity and Environment Quality. **Land Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 17, n. 4, p. 319-464, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/07352689891304249>. Acesso em: 7 ago. 2019

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. São Paulo: Oficina de texto, 2002.

LIMA, C. G. R. et al. Influência de atributos químicos na erodibilidade e tolerância de

perda de solo na Bacia Hidrográfica do Baixo São José dos Dourados. *Revista Geociências*. v. 35, n. 1, p. 63-76, 2016. Disponível em: <http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/8996/8261>. Acesso em: 24 set. 2019.

LIN, B. S. et al. Improvement of the K-Factor of USLE and Soil Erosion Estimation in Shihmen Reservoir Watershed. *Sustainability*, v. 11, n. 2, p. 01-16, jan. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su11020355>. Acesso em: 15 jul. 2019.

LIN et al. Assessing temporal trends of soil erosion and sediment redistribution in the Hexi Corridor region using the integrated RUSLE-TLSD model. *Catena*, v. 195, p. 1-14, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104756>. Acesso em 9 set. 2020.

LOPES, J. W. B.; ARAÚJO NETO, J. R.; PINHEIRO, E. A. R. Produção de sedimentos e assoreamento em reservatório no semiárido: o caso do açude Marengo, Ceará. *Geoambiente On-Liêne*, n. 24, p. 01-16, jan./jun. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i24.33954>. Acesso em: 12 jul. 2019.

MANNA, M. C.; RAO, A. S.; MANDAL, A. Impact of agricultural land management practices on soil carbon sequestration. *Indian Journal of Soil Conservation*, v. 43, n. 3, p. 204-212, 2015.

MANNIGEL, A. R. et al. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum. Agronomy*, v. 24, p. 1335-1340, 2002. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v24i0.2374>. Acesso em: 30 maio 2019.

MARTINS, S.G. et al. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. *Scientia Forestalis*, v. 38, n. 87, p. 517-526, set. 2010. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr87/cap19.pdf>. Acesso em: 30 maio. 2019.

NAHAYO, L. et al. Agricultural impact on environment and counter measures in Rwanda. *African Journal of Agricultural Research*, v. 11, n. 25, p. 2205-2212, jun. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.5897/AJAR2016.10899>. Acesso em: 13 jun. 2019.

NASCIMENTO, D. T. F.; ROMÃO, P. A.; SALES, M. M. Erosividade e erodibilidade ao longo de dutovia cortando os estados de Minas Gerais e Goiás – Brasil. *Ateliê Geográfico*, v. 12, n. 1, p. 97-117, abr. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5216/ag.v12i1.46152>. Acesso em: 15 jul. 2019.

PALT, R. S. et al. The reduction of partitioned wind and water erosion by conservation agriculture. *Catena*, v. 148, p. 160-167, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.004>. Acesso em: 19 set. 2019.

PEREIRA, T. S. R. et al. Determinação e espacialização da perda de solo da bacia hidrográfica do Córrego Cascavel, Goiás. *Revista Geográfica Acadêmica*, v. 9, n. 2,

p. 76-93, 2015. Disponível em: <https://revista.ufr.br/rga/article/view/3161/1817>. Acesso em: 12 jul. 2019.

QIN, W. et al. A new RUSLE slope length factor and its application to soil erosion assessment in a Loess Plateau watershed. **Catena**, v. 182, p. 10-24, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.004>. Acesso em: 6 ago. 2019.

RENARD, K.G.; FREIMUND, J.R. Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. **Journal of Hydrology**, v. 157, p. 287–306, May 1994. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)90110-4](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)90110-4). Acesso em: 13 jul. 2019.

RENARD, K. G. et al. Prevendo a erosão do solo pela água: um guia para o planejamento de conservação com a equação universal de perda de solo revisada (RUSLE); **Departamento de Agricultura dos EUA: Washington, DC, EUA, 1997; volume 703.** Disponível em: <https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT10827029/PDF>. Acesso em: 12 jun. 2019.

RIO VERDE (Município). **Lei nº 5.090/2005.** Institui o Código Ambiental Municipal e dá outras providências: promulgada em 28 de dezembro de 2005. Rio Verde, 2005. Disponível em: <http://www2.rioverde.go.gov.br/arquivos/lei5090.pdf>. Acesso em: 05 nov. 2019.

SADEGHI, S. H. et al. Spatiotemporal mapping of rainfall erosivity index for different return periods in Iran. **Natural Hazards**, v. 87, n. 1, p. 35-56, jan. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11069-017-2752-3>. Acesso em: 12 jul. 2019.

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

SECRETARIA ESTADUAL DE INDÚSTRIA E COMÉRCIO - SIC DE GOIÁS. **Modelagem, alimentação e edição do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba**, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

_____. **Revisão de topologia, alimentação, atualizações e edição da Drenagens da Base Cartográfica Vetorial Digital**, geração de 22 de julho de 2006.

SILVA, V. C. Estimativa da erosão atual da bacia do Rio Paracatu (MG/GO/DF). **Pesquisa Agropecuária Tropical (Agricultural Research in the Tropics)**, v. 34, n. 3, p. 147-159, set. 2004. Disponível em: <https://www.revistas.ufg.br/pat/issue/view/312>. Acesso em: 20 fev. 2019.

SISTEMA ESTADUAL DE GEOINFORMAÇÃO DE GOIÁS – SIEG. **Downloads/SIG – Shapefiles.** Disponível em: www.Sieg.go.gov.br. Acesso em: 30 ago. 2018.

SUPERINTENDÊNCIA DE GEOLOGIA E MINERAÇÃO – SGM DE GOIÁS.
Modelagem, alimentação e edição do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

_____. **Revisão de topologia, alimentação, atualizações e edição da Drenagens da Base Cartográfica Vetorial Digital**, geração de 22 de julho de 2006.

THOMAS, J. JOSEPH, S.; THRIVIKRAMJI, K. P. Avaliação da erosão do solo em uma bacia hidrográfica de montanha tropical do sul de Gates Ocidentais, Índia usando RUSLE e GIS. **Geoscience Frontiers**, v. 9 , pp. 893 - 906, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2017.05.011>. Acesso em 2 jul. 2019.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA (UFV). Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY – USGS. **EarthExplorer**. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 10 Jun. 2018.

VALÉRIO FILHO, M. Técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto aplicadas ao estudo integrado de bacias hidrográficas. In: FERREIRA, M.E.E.; CRUZ, M.C.P. (Eds.) Solos altamente suscetíveis a erosão. Jaboticabal: FCAV. p. 223-242, 1994.

WISCHMEIER, W. H. E.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington: United States Department of Agriculture, 1978.

YU, B.; ROSEWELL, C. Technical notes: A robust estimator of the R-factor for the universal soil loss equation. **Transactions of the ASAE**, v. 39, n. 2, p. 559–561, 1996. Disponível em: <https://doi.org/10.13031/2013.27535>. Acesso em: 12 jun. 2019.

CAPÍTULO V

ESTIMATIVA DE VAZÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VERDINHO, SUDOESTE DE GOIÁS, BRASIL

RESUMO

Devido ao desequilíbrio entre a demanda e a disponibilidade de água, começam a surgir conflitos entre os diferentes setores, tornando-se fundamental uma gestão que integre os diferentes usuários e que garanta, com vistas ao desenvolvimento sustentável, a disponibilidade hídrica para toda a sociedade. Assim, torna-se fundamental a geração de dados para subsidiar o planejamento e a gestão de bacias hidrográficas (BH) de forma condizente com o desenvolvimento ecologicamente equilibrado. Considerando o exposto, objetivou-se estimar a vazão hídrica em sete pontos estrategicamente planejados na BH do Rio Verdinho, localizada na microrregião Sudoeste de Goiás, no intuito de entender o escoamento superficial e disponibilizar dados sobre essa unidade hidrográfica, sendo estes importantes para tomadas de decisão e implementação de políticas públicas efetivas e eficientes pelos gestores de recursos hídricos. Foi usado o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), versão 2012, sendo a modelagem realizada no ArcSWAT, calibrado no *SWAT-Calibration and Uncertainty Procedures* (SWAT-CUP) versão 2019, com uso do procedimento do algoritmo *Sequential Uncertainty Fitting* versão 2 (SUFI-2) para análise de sensibilidade. Os resultados estatísticos para o modelo sem calibração foram *Nash-Sutcliffe* (NS) de -3,34, índice de correlação (R^2) de 0,81 e PBIAS de -25, sendo que o PBIAS e principalmente o NS indicam a necessidade de calibração do modelo. Os resultados pós processo de calibração (NS=0,53, $R^2=0,83$ e PBIAS=-22,5) evidenciam que o modelo SWAT simulou de forma satisfatória a vazão na unidade hidrográfica em questão, sendo observado que o SWAT-CUP teve dificuldade de ajustar as variáveis terrestres evapotranspiração e escoamento de base. Esse estudo servirá de base para outras pesquisas em ambientes de Cerrado, principalmente na região Sudoeste de Goiás, onde não são observados estudos com o referido modelo. Os resultados também subsidiarão ações e políticas públicas efetivas e eficientes na gestão hídrica da BH do Rio Verdinho, de outras unidades hidrográficas local e de outras regiões.

Palavras-chave: Geotecnologias; Modelagem Hidrológica; Recursos Hídricos; SWAT; SWAT-CUP.

FLOW RATE ESTIMATE OF THE WATERSHED OF VERDINHO RIVER, SOUTHWEST OF GOIÁS, BRAZIL

ABSTRACT

Due to the imbalance between water demand and availability, some conflicts between different sectors have started to rise, which made a management that integrates the different users fundamental and that ensures, aiming sustainable development, the water availability to all society. Thus, it becomes fundamental the generation of data to subsidize the planning and watersheds management befitting the ecologically balanced development. Considering the exposed, it was an objective to estimate the water flow in seven points strategically planned in the watershed of Verdinho River, located in the

microregion of the Southwest of Goiás, aiming to understand the superficial flow and enable data regarding this hydrographic unit, considering those ones important to make decisions and the implementation of effective and efficient public policies by water resources managers. The model *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) was used, version 2012, using ArcSWAT for the model, calibrated on *SWAT-Calibration and Uncertainty Procedures* was (SWAT-CUP) version 2019, with the use of the algorithm procedure *Sequential Uncertainty Fitting* version 2 (SUFI-2) for sensitivity analysis. The statistic results for the model without calibration were *Nash-Sutcliffe* (NS) of -3.34, correlation index (R^2) of 0.81 and PBIAS of -25, as the PBIAS and mainly the NS indicate the necessity of calibration of the model. The results post calibration process (NS=0.53, R^2 =0.83 and PBIAS=-22.5) showed that de SWAT model simulated in a satisfactory way the flow rate in the present hydrographic unit, observing that the SWAT-CUP had difficulties in adjusting the land variables of evapotranspiration and base flow. This study will serve as a base to other researches in Cerrado environments, mainly in the Souwest of Goiás region, where studies are observed with the referred model. The results will also subsidize actions and effective and efficient public policies regarding the water management of the watershed of Verdinho River, among other local hydrographic unities and from other regions.

Keywords: Geotechnologies; Hydrographic Model; Water Resources; SWAT; SWAT-CUP.

INTRODUÇÃO

O bioma Cerrado Brasileiro é um dos *hotspots* ambientais mundiais devido à sua biodiversidade e em decorrência de graves impactos antrópicos que tem sofrido. Em seus diferentes ecossistemas internos - variando de pastagens a florestas tropicais secas - e áreas de transição para todos os outros principais biomas brasileiros contêm altos níveis de biodiversidade, bem como endemismo (FERREIRA et al, 2011). Esse bioma está inserido na BH do rio Paranaíba (da qual a BH do Rio Verdinho é afluente), que apresenta constante desenvolvimento econômico, com destaque na produção agropecuária, sendo fortemente dependente de seus recursos hídricos. Estes são usados principalmente para consumo, irrigação e produção de energia elétrica.

Nas últimas décadas, o crescimento populacional tem resultado no aumento da demanda por recursos naturais e na ocupação de áreas para expansão da agricultura e pecuária. Nesse cenário, novos usos da terra têm sido intensificados, muitas vezes sem avaliações prévias de possíveis degradações ambientais causadas pela exploração intensiva. Como consequência da expansão das atividades agrícolas, surgem problemas que impactam diretamente a qualidade e quantidade de água disponível, considerando-

se tanto os usos atuais como os futuros (ANA, 2013; OLIVEIRA et al., 2017; LOPES et al., 2020).

O desequilíbrio entre a demanda e a disponibilidade de água tem levado à necessidade de desenvolver uma gestão dos recursos hídricos mais eficiente. Devido a esse desequilíbrio, começam a surgir conflitos entre os diferentes setores, tornando-se fundamental uma gestão que integre os diferentes usuários e que garanta, com vistas ao desenvolvimento sustentável, a disponibilidade desse recurso para toda a sociedade (FERREIRA; UAGODA, 2017). Os impactos das ações antrópicas nos componentes hidrológicos devem ser considerados pelos formuladores de políticas envolvidos no planejamento do uso e cobertura da terra em bacias hidrográficas para o manejo sustentável e efetivo dos recursos hídricos e preparo de planos de uso ambientalmente positivos (SERTEL et al., 2019; AWOTWI et al., 2019). Nesse sentido, os modelos hidrológicos se tornaram uma ferramenta importante para a avaliação dos processos hídricos. Pode-se usar a modelagem nos estudos de avaliação ambiental, para conjecturar cenários futuros, estimar a magnitude das alterações a serem causadas pelas atividades estabelecidas ou outras a serem desenvolvidas, tendo em vista atender às diversas demandas (ABBASPOUR et al., 2015; FERREIRA; UAGODA, 2017; AWOTWI et al., 2019; PINIEWSKI; BIEGER; MEHDI, 2019).

A atual filosofia de modelagem requer que os modelos sejam descritos de maneira transparente; e que a calibração, validação, sensibilidade e análise de incerteza sejam realizadas rotineiramente como parte do trabalho de modelagem. Como a calibração é “condicional” (isto é, condicionada na estrutura do modelo, entradas do modelo, suposições do analista, algoritmo de calibração, dados de calibração, etc.) e não exclusivamente determinada, a análise de incerteza é essencial para avaliar a força de um modelo calibrado (ABBASPOUR et al., 2015). Um modelo hidrológico com alto desempenho, que é utilizado em muitos países do mundo e pode disponibilizar dados representativos para o planejamento e gestão de bacias hidrográficas, é o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) (ARNOLD et al., 1998), o qual demonstrou seus pontos fortes nos aspectos especificados acima (ABBASPOUR et al., 2015).

Embora o modelo SWAT seja um simulador hidrológico de base física, ele possui muitos parâmetros que não podem ser medidos diretamente no campo, mas devem ser obtidos por meio de um processo de calibração de modelo. A calibração do modelo é,

portanto, uma tarefa essencial para obter os valores ideais dos parâmetros, que combinam as simulações com as observações, tanto quanto possível (LETA; GRIENSVEN; BAUWENSFORAM, 2016). Devido ao grande número de parâmetros no processo de modelagem, a parametrização e calibração do modelo tornam-se complicadas (ARNOLD et al., 2012), exigindo do modelador melhor compreensão sobre a relação entre variáveis de entrada e processos hidrológicos.

Diversas técnicas de calibração foram desenvolvidas para o modelo SWAT, incluindo procedimentos de calibração manual e automatizados (ARNOLD et al., 2012). O *Soil and Water Assessment Tool - Calibration and Uncertainty Procedures* (SWAT-CUP) (ABBASPOUR et al., 2007) foi desenvolvido para calibração do modelo SWAT, sendo observado na literatura como um aplicativo com ótimo desempenho nesse processo. É importante destacar que é observada, na literatura sobre modelagem com SWAT, a ênfase à fase aquática (calibração de vazão e sedimento), não considerando a fase terrestre (calibração do balanço hídrico). Entretanto, conforme Zhang et al. (2015), Ferreira e Uagoda (2017), a calibração das duas fases é importante para o bom funcionamento do modelo SWAT, pois a partir de uma análise conjunta é possível perceber os erros e os acertos no processo de modelagem.

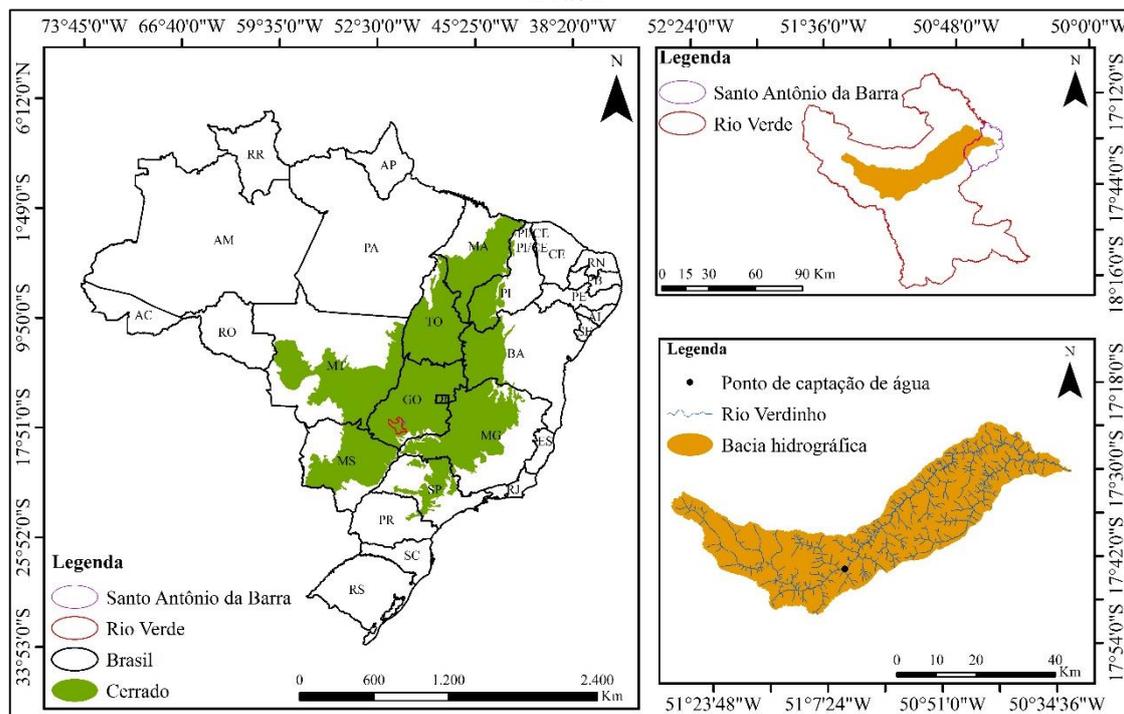
Assim, considerando ainda a importância da BH do Rio Verdinho, na microrregião Sudoeste de Goiás, Cerrado Brasileiro, para o abastecimento público de água da população urbana rio-verdense (projeto em fase de implementação para captação de aproximadamente $794,4 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$), sendo fonte estratégica para atender a demanda de aproximadamente 235.647 pessoas (estimativa populacional de 2019 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - BGE), objetivou-se estimar a vazão hídrica em sete pontos estrategicamente planejados na referida bacia, por meio do modelo SWAT, no intuito de entender o escoamento superficial e disponibilizar dados técnico-científicos sobre essa unidade hidrográfica. Ressalta-se que há poucos estudos sobre modelagem com o SWAT no Cerrado Brasileiro (exemplo, Castro et al., 2016; Ferreira e Uagoda, 2017; Oliveira et al., 2019 e Serrão et al. 2020) e não são observadas pesquisas com esse modelo na microrregião Sudoeste de Goiás.

MATERIAL E MÉTODOS

Localização da área de estudo

A BH do Rio Verdinho é de 154.430,19 ha, sendo que a área de contribuição do ponto de captação de água corresponde a 59.010,93 ha. Está localizada na microrregião Sudoeste de Goiás, Brasil, nos municípios de Rio Verde (GO) e Santo Antônio da Barra (Figura 1). Encontra-se entre as coordenadas geográficas $17^{\circ}29'53,33''\text{S}/50^{\circ}31'34,73''\text{O}$ e $17^{\circ}33'57,20''\text{S}/51^{\circ}29'14,36''\text{O}$, no domínio dos chapadões centrais recobertos por cerrados, cerradões e formações campestres, com remanescentes localizados principalmente entre os vales fluviais na forma de matas de galeria e ciliar.

Figura 1. Localização da bacia hidrográfica (BH) do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, Brasil



Elaborado no Sistema de Coordenadas Geográficas, Sirgas 2000 e Zona 22S.

Fonte: Bases de dados geográficos disponibilizadas pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2018); e mapa organizado pelo autor (2019).

O principal curso hídrico da BH do Rio Verdinho nasce no local com as Coordenadas geográficas $17^{\circ}34'1,2''\text{S}/51^{\circ}28'12''\text{O}$, em Rio Verde (GO), e deságua na margem direita do Rio Verde, no município de Santo Antônio da Barra (GO), nas coordenadas $17^{\circ}29'45,6''\text{S}/50^{\circ}31'30''\text{O}$, sendo o seu principal afluente o Ribeirão Boa

Vista, o qual tem sua nascente principal no local com as coordenadas geográficas 17°43'0,96"S/50°55'36,34"O, e foz, nas coordenadas 17°28'41,69"S/ 50°36'20,65"O.

O modelo SWAT

O SWAT é um modelo de base física, semi-distribuído e contínuo no tempo, que foi desenvolvido pelo *Department of Agriculture e Texas A & M University* EUA em Temple, para simular o impacto da mudança do uso e cobertura da terra em diferentes escalas de bacias hidrográficas (ARNOLD et al., 2012). É um código-fonte aberto com um número grande e crescente de aplicações em vários estudos (ABBASPOUR et al., 2015). Simula cenários do uso, cobertura e manejo do solo no ciclo hidrológico, o escoamento superficial, a produção de sedimentos e a qualidade hídrica (SILVA; HENRIQUE; CAZÉ, 2018).

Para reproduzir as condições reais, o modelo SWAT necessita, como dados de entrada, de informações sobre as características físicas da bacia hidrográfica (declividade, solos, uso e cobertura da terra) e climáticas (precipitação pluviométrica, temperatura, humidade do ar, radiação solar, velocidade do vento, entre outras). Estas especificidades permitem simular diferentes processos físicos na bacia hidrográfica (evaporação, infiltração, escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneo), com o objetivo de analisar os impactos das alterações no uso, cobertura e manejo do solo em bacias hidrográficas não monitoradas (FERREIRA; UAGODA, 2017).

O SWAT faz a compartimentação da bacia hidrográfica baseado no modelo digital do terreno (MDT) que representa as condições topográficas de declividade e as formas do relevo, associadas às informações pedológicas e de uso e cobertura da terra. As sub-bacias são divididas em unidades de resposta hidrológica (URHs), mantendo os parâmetros espacialmente distribuídos com características homogêneas que representam a heterogeneidade dos fatores que influenciam o comportamento hidrológico (RODRIGUES et al., 2015; KRYSANOVA; WHITE, 2015; SILVA; HENRIQUE; CAZÉ, 2018). As URH reúnem combinações únicas de uso do solo, cobertura vegetal, classes de solo e declividade, o que possibilita ao modelo refletir diferenças localizadas na vazão, escoamento superficial, percolação, fluxo lateral, fluxo subsuperficial, fluxo de retorno do aquífero raso e evapotranspiração, dentre outras

condições hidrológicas para diferentes usos, cobertura e tipos de solo (RODRIGUES et al., 2015).

O modelo simula uma variedade de práticas agrícolas (por exemplo, aplicação de pesticidas, adubação, plantio direto), irrigação, zonas úmidas, lagoas e faixas de proteção. Um módulo de reservatório é responsável pela detecção de água, nutrientes e sedimentos. O componente de roteamento do rio direciona os fluxos de água, sedimentos, nutrientes, pesticidas e bactérias ao longo da rede fluvial. As saídas do modelo podem ser fornecidas para cada saída da sub-bacia, e algumas delas também no nível da URH (KRYSAKOVA; WHITE, 2015).

O modelo SWAT distingue os fenômenos hidrológicos que ocorrem na bacia hidrográfica em duas partes. A primeira é a fase terrestre do ciclo hidrológico e a segunda é a fase aquática (FERREIRA; UAGODA, 2017). Os processos da fase terrestre são calculados com base na equação do balanço hídrico e consideram as variáveis: precipitação pluviométrica, evapotranspiração, escoamento superficial, infiltração, armazenamento de solo, fluxo lateral, recarga de água subterrânea e fluxo de água subterrânea. Na fase de água, o escoamento, bem como os rendimentos de sedimentos e produtos químicos agrícolas de todas as URHs dentro de uma sub-bacia, são somados e entram no alcance principal da sub-bacia, onde são encaminhados por meio da rede de canais para a saída da unidade hidrográfica.

O SWAT é composto por diversas equações que descrevem o ciclo hidrológico, sendo que no processo para estimar o escoamento superficial, o modelo utiliza equações com base no balanço hídrico.

O modelo matemático do balanço hídrico pode ser expresso pela seguinte Equação (E1), conforme Arnold et al. (1998):

$$(SW_t) = SW + \sum_{t=1}^t (R_i - Q_i - ET_i - P_i - QR_i) \quad (E1)$$

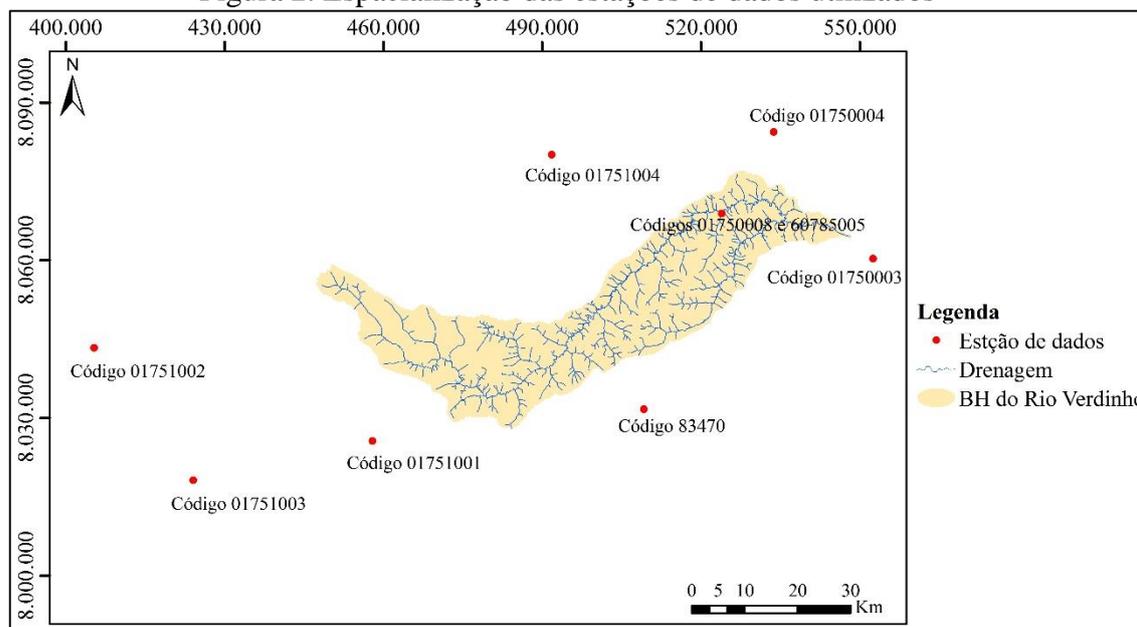
Na qual: SW_t é a quantidade final de água no solo (mm); t , o tempo (dias); R_i , a precipitação do dia (mm); Q_i , o escoamento superficial no dia (mm); ET_i , a evapotranspiração no dia (mm); P_i , a percolação (mm), ou seja a quantidade de água presente na zona vadosa do solo no dia; e QR_i , o fluxo de retorno (mm).

Bases de dados

Os dados para geração e organização das bases de entrada no modelo SWAT foram:

- a) Modelo Digital de Elevação (MDE) elaborado e disponibilizado pelo Instituto Nacional de Pesquisa Espacial (INPE) por meio do projeto Topodata a partir dos dados *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), estruturados em quadriculas compatíveis com a articulação 1:250.000, sendo as quadriculas utilizadas referentes à coordenadas 17°S/51°W e 17°S/52,5°W (INPE, 2019);
- b) Imagens referentes à Grade Sentinel Brasil, 22KDF/22kKEF, com resolução de 10 m x 10 m, de outubro/2016, da constelação de satélites Sentinel/Sensor *MultiSpectral Instrument* (MSI), geradas por meio da Missão Sentinel-2, sob a coordenação da *European Space Agency* (ESA, 2019) e Comissão Europeia, disponibilizada pela Amazon S3 (2018);
- c) Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005, pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (2005); modelagem, alimentação do SIG e edição das cartas pela Superintendência de Geologia e Mineração de Goiás (SGM – GO) (2005)/Secretaria de Indústria e Comércio de Goiás (SIC – GO, 2005), disponibilizado pelo SIEG (2017);
- d) Dados de precipitação pluviométrica, em mm, compilados do banco de dados da página HidroWeb sob a gestão da Agência Nacional de Águas (ANA, 2018), observados de um período de 20 anos (1997 a 2016) por meio das estações 01750003 Ponte Rio Verdão, 01750004 Ponte Rodagem, 01750008 Fazenda Paraíso, 01751001 Ponte Rio Doce e 01751004 Montividiu (Figura 2);
- e) Dados climáticos da estação climatológica 83470 Rio Verde (precipitação pluviométrica em mm, temperatura em °C, velocidade do vento em m/s, insolação em h, umidade relativa média em %) foram compilados do Banco de Dados Meteorológico para Ensino e Pesquisa (BDMEP, 2019), observados de um período de 20 anos (1997 a 2016) (Figura 2); e
- f) Histórico de vazão (1997 a 2016), em $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$, compilados do banco de dados da página HidroWeb sob a gestão da ANA (2018), considerando a estação 60785005 Fazenda Paraíso, a qual tem uma área de contribuição de 112.244,40 ha (Figura 2).

Figura 2. Espacialização das estações de dados utilizados



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.
 Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

Processamento e organização dos dados de entrada no modelo

A parte de geoprocessamento foi realizada no *software* ArcGIS 10.6.1[®] (ESRI, 2019) licenciado para o Laboratório de Geoinformação da Universidade Federal de Goiás/Regional de Jataí. Os mapas foram elaborados no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (Sirgas) 2000, projeção Universal Transversa de Mercator (UTM) e Zona 22 Sul (S).

Primeiramente foi realizado um mosaico das imagens de satélite Sentinel/MSI. Em seguida, a área de estudo foi previamente determinada com o uso do MDE e da extensão ArcHydro do *software* ArcGIS[®], no intuito de realizar o recorte da imagem (mosaico) para classificação e validação do mapa de uso e cobertura da terra e, ainda, delimitação do mapa de solos para validação *in loco*.

Para a geração do mapa de uso e cobertura da terra foram usadas as bandas (B) B2 (azul), B3 (verde) e B4 (vermelho) e B8 (infravermelho próximo) e composição colorida R (red)/4, G (green)/3 e B (blue)/2, sendo a classificação realizada por meio do algoritmo *Interactive Supervised Classification*. A legenda preliminar foi assim definida: agricultura, pastagem, água/represa, eucalipto, campo sujo, cerrado/cerradão, mata ciliar/galeria, construção rural/chácara, via pavimentada, solo exposto, sendo o produto cartográfico final reclassificado, convertido para polígono e quantificadas as

diferentes categorias. Os erros observados na classificação da imagem foram corrigidos de forma manual, no intuito de obter melhor representatividade da área de estudo.

Para avaliar a qualidade da classificação, foram obtidas amostras de validação, de forma semiautomática e aleatória, a partir da imagem de satélite Sentinel-2/Sensor MSI e, ainda, de imagens de alta resolução atualizadas e disponibilizadas pela Google por meio do aplicativo *Google Earth Pro* (GOOGLE, 2016), e observações *in loco*.

Realizou-se a análise entre o mapa de uso e cobertura da terra com as amostras kappa para obtenção da matriz de confusão. A partir desta matriz foi calculado o Índice Kappa por meio da Equação 2 (E2) observada em Figueiredo e Vieira (2007). Os resultados obtidos foram comparados com a classificação proposta por Landis e Koch (1977) apresentadas no Quadro 1.

$$K = (n * \sum_{i=1}^c X_{ii} - \sum_{i=1}^c X_{i+} * X_{+i}) / (n^2 - \sum_{i=1}^c X_{i+} * X_{+i}) \quad (E2)$$

Na qual: K é uma estimativa do coeficiente Kappa; n, o número total de amostras; c, o número total de classes; x_{ii} , o valor na linha i e coluna i, ou seja, o valor da diagonal da matriz de confusão, de forma descendente; x_{i+} , a soma da linha i; e x_{+i} , a soma da coluna i da matriz de confusão.

Quadro 1. Qualidade da classificação conforme intervalos do Índice Kappa

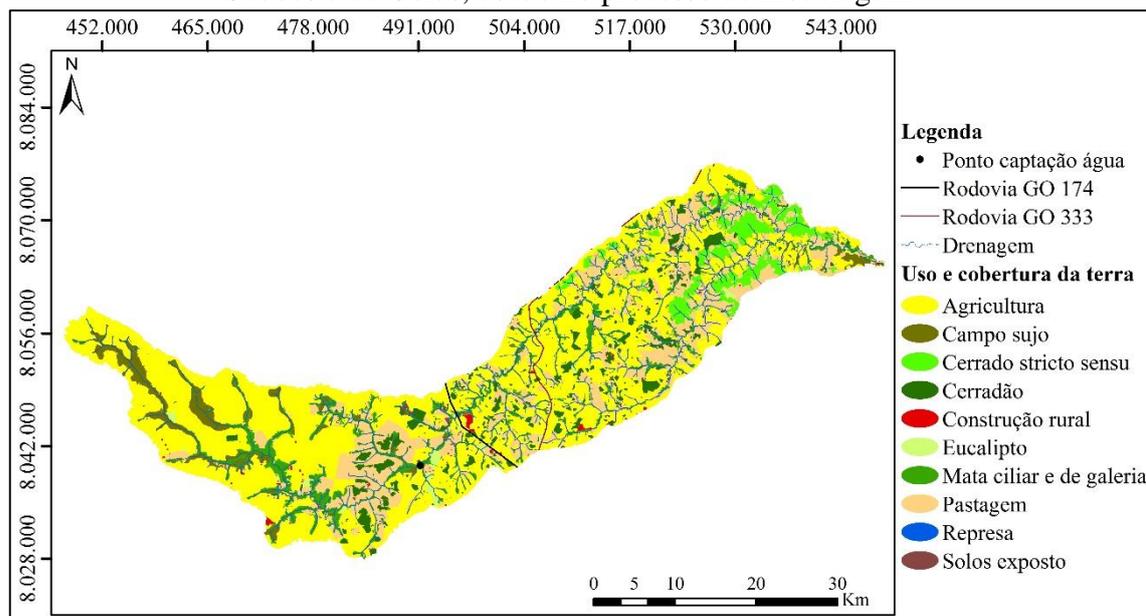
Valor Kappa	Qualidade da classificação
<0,00	Péssima
0,00 – 0,20	Ruim
0,20 – 0,40	Razoável
0,40 – 0,60	Boa
0,60 – 0,80	Muito Boa
0,80 – 1,00	Excelente

Fonte: Landis e Koch (1977).

Sobre os dados tabelados de entrada para o processo de modelagem, as variáveis possuem valores predeterminados no banco de dados do modelo, estimados a partir de estudos realizados nos Estados Unidos da América. No intuito de melhor reproduzir as características da área de estudo, muitas variáveis foram substituídas por valores obtidos a partir de estudos no Brasil.

As categorias de uso e cobertura da terra na BH do Rio Verdinho usadas no processo de modelagem foram agricultura (53,84%), pastagem (19,04%), mata ciliar/galeria (11,14%), cerrado/cerradão (10,53%), campo sujo (3,89%), silvicultura (0,77%), construção rural (0,44%), solo exposto (0,17%), rodovia pavimentada (0,17%) e água/represa (0,01%), totalizando 15.4430,19 ha (Figura 3).

Figura 3. Mapa de uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, usado no processo de modelagem

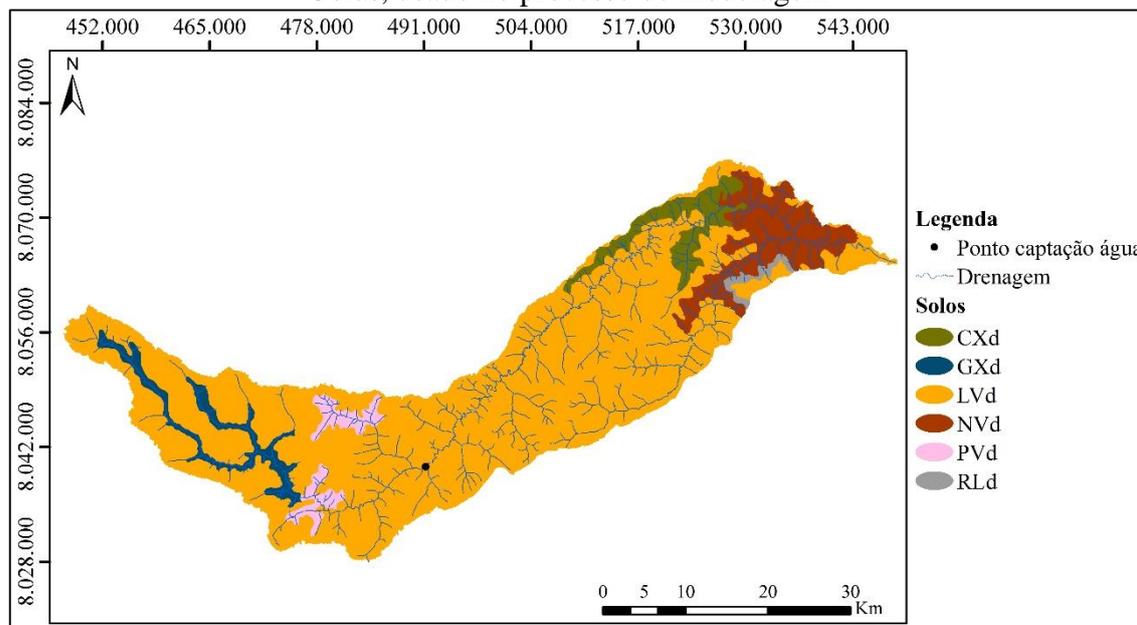


Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.
Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Os dados tabelados de entrada utilizados sobre o uso e cobertura da terra foram compilados do site do modelo *Soil & Water Assessment Tool* (AGRICULTURAL..., 2019), sendo alterados parâmetros utilizados para quantificar o desenvolvimento foliar das plantas considerando as características para o clima local. Os parâmetros modificados foram para: agricultura (BLAI de 3 alterado para 5 e DLAI de 0,64 alterado para 0,80) (ARROIO JUNIOR, 2016); eucalipto (FRGRW1 de 0,10 alterado para 0,16, LAIMX1 de 0,15 alterado para 0,20, FRGRW2 de 0,50 alterado para 0,60 e LAIMX2 de 0,75 alterado para 0,61); vegetação nativa (todos os valores de BLAI foram alterados para 6), conforme Almeida e Soares (2003). Para as áreas construção rural/chácara foram usados os dados relacionados à área residencial média/baixa densidade; rodovia asfaltada, os dados para via pavimentada; e para solo exposto, os dados para via não pavimentada.

A partir do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba foi elaborado o mapa de solos da área de estudo (Figura 4). Na BH do Rio Verdinho é predominante a classe de Latossolo Vermelho Distrófico (79,46%), a segunda maior classe é de Nitossolo Vermelho Distrófico (8,86%), em seguida e em ordem decrescente são observadas as classes de Cambissolo Háplico Distrófico (4,40%), Gleissolo Háplico Distrófico (3,79%), Argissolo Vermelho Distrófico (2,77%) e Neossolo Litólico Distrófico (0,72%). Sobre a tabela de entrada no modelo SWAT relacionada aos tipos de solos, foram usados os valores observados em Lima et al (2013) para Latossolo, Cambissolo e Gleissolo, por Baldissera (2005) para Nitossolo e Argissolo, e por Medeiros e Silva (2014) para Neossolo Litólico, conforme características local.

Figura 4. Mapa de solos da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, usado no processo de modelagem



CXd: Cambissolo Háplico Distrófico; GXd: Gleissolo Háplico Distrófico; LVd: Latossolo Vermelho Distrófico; NVd: Nitossolo Vermelho Distrófico; PVd: Argissolo Vermelho Distrófico; RLd: Neossolo Litólico Distrófico.

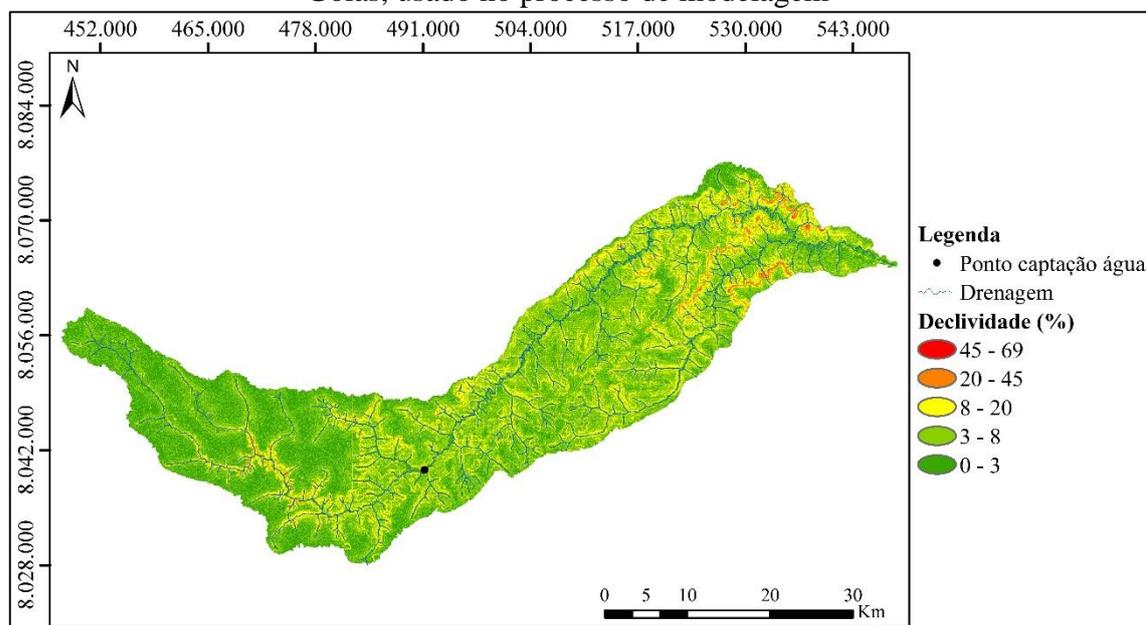
Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Atualizado e organizado pelo autor (2019) conforme Santos et al. (2013) a partir do Mapa de Solos da Bacia do Rio Paranaíba gerado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (2005) e disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2017).

A classificação da declividade foi realizada diretamente no ArcSWAT a partir do MDE, conforme Santos et al. (2013), buscando caracterizar o relevo para melhor detalhar a bacia hidrográfica por meio das URHs. As cinco classes de declividade de entrada no modelo hidrológico foram de 0 a 3%, de 3 a 8%, de 8 a 20%, de 20 a 45% e

de 45 a 69%, sendo que essas classes correspondem a 28,22%, 49,40%, 20,66%, 1,69% e 0,04%, respectivamente, da área total de estudo (Figura 5).

Figura 5. Mapa de declividade da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, usado no processo de modelagem



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.
Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

Os dados climáticos (histórico de 20 anos) para entrada no modelo foram organizados em tabelas conforme manual do SWAT. A partir dos dados de insolação foram obtidos os valores de radiação por meio do modelo matemático proposto por Allen et al. (1998). Os dados estatísticos do clima da estação climatológica 83470 Rio Verde (Tabela 1) foram gerados com o uso da macro WGN Excel disponibilizada na página online do *Soil e Water Assessment Tool* (AGRICULTURAL..., 2019).

Esses dados integraram o banco de dados de entrada necessário para a modelagem, sendo os mapas no formato raster, os dados tabelados sobre o uso e a cobertura da terra e os solos na extensão bdf e os dados de clima em arquivo txt.

Tabela 1. Dados climáticos da estação 83470 Rio Verde usados no processo de modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do Rio Verdinho

Variável	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
TMPMX	29,3	30,1	30,16	29,98	28,45	28,48	29,12	31,24	32,8	32,28	30,39	29,87
TMPMN	19,66	19,48	19,38	18,58	15,68	14,76	14,35	15,41	17,94	19,25	19,34	19,57
TMPSTDMX	2,08	2,09	1,98	2,14	2,34	2,1	2,6	2,63	3,38	3,15	2,31	2,17
TMPSTDMN	0,97	1,11	1,29	1,99	2,57	2,32	2,63	2,85	2,49	1,89	1,38	1,19
PCPMM	219,29	233,89	301,21	94,26	35,76	20,46	8,71	8,7	42,16	126,15	235,04	256,26
PCPSTD	12,27	14,26	17,98	9,08	5,05	4,32	1,92	1,77	5,19	9,79	13,35	14,27
PCPSKW	2,92	3,1	2,87	4,67	6,53	10	8,62	8,05	6,6	3,93	2,38	3,18
PR_W1	0,48	0,46	0,5	0,2	0,11	0,05	0,04	0,04	0,14	0,32	0,48	0,55
PR_W2	0,79	0,72	0,67	0,52	0,32	0,31	0,23	0,39	0,4	0,53	0,66	0,71
PCPD	21,5	17,6	18,8	9,3	4,2	2,4	1,5	1,65	5,7	12,05	17,6	20,5
RAINHMX	29,05	45,74	48,61	32,1	23,67	22,43	8,86	7,05	24,59	30,47	26,15	47,34
SOLARAV	14,24	15,52	14,91	15,42	13,84	13,12	13,98	15,46	15,47	15,62	15,25	11,7
DEWPT	0,8	0,79	0,78	0,71	0,66	0,61	0,52	0,44	0,5	0,62	0,74	0,78
WNDVAV	2,27	2,02	1,92	1,77	1,75	1,83	1,96	2,21	2,46	2,25	2,28	2,29
RAIN_YRS	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20

TMPMX: temperatura máxima média no mês (°C); TMPMN: temperatura mínima média no mês (°C); TMPSTDMX: desvio padrão da temperatura máxima diária no mês (°C); TMPSTDMN: desvio padrão da temperatura mínima diária no mês (°C); PCPMM: precipitação mensal média (mm); PCPSTD: desvio padrão da precipitação diária no mês (mm); PCPSKW: coeficiente de assimetria para a precipitação diária no mês; PR_W1; probabilidade de dia úmido seguido de dia seco no mês (%); PR_W2: probabilidade de dia úmido seguido de dia úmido no mês (%); PCPD: número médio de dias de precipitação no mês (dias); RAINHMX: precipitação máxima de 0,5 horas (mm); SOLARAV: radiação solar diária média no mês ($\text{MJ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$); DEWPT: temperatura no ponto de orvalho (°C); WNDVAV: velocidade do vento diária média no mês (m s^{-1}); e RAIN_YRS: número de anos utilizados para determinação de RAINHMX.

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

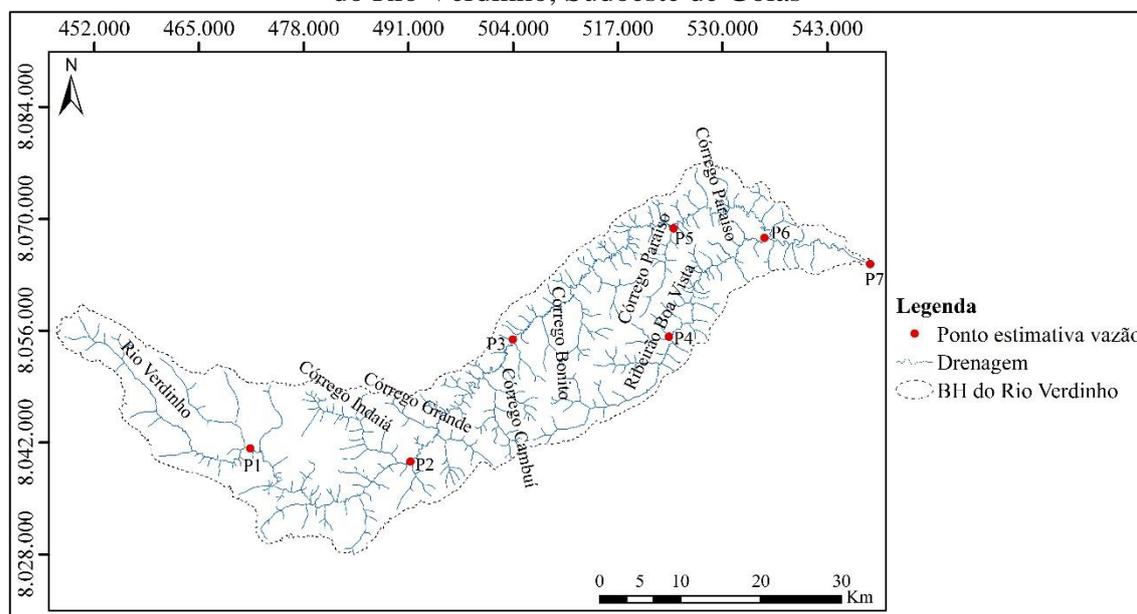
Processo de modelagem

Na extensão ArcSWAT do ArcGIS® desenvolvida para o modelo SWAT 2012, inicialmente foi criado o projeto, vinculado ao banco de dados de entrada necessários para a modelagem (produtos cartográficos em formato raster e as tabelas em arquivo .bdf), inserido o MDE, realizada a definição de fluxo para 1400 ha e delimitada a BH do Rio Verdinho com um total de 47 sub-bacias (variando de 1.392,57 a 7.063,20 ha). Foram considerados 7 pontos para estimativa de vazão, estrategicamente planejados, os quais foram nomeados de Ponto 1 (P1) a Ponto 7 (P7) (Figura 6).

O P1 fica localizado no trecho superior da bacia hidrográfica; o P2 e P3, no trecho médio, sendo que o P2 é onde se encontra, em fase de implementação, o projeto para captação de água para abastecimento público da população urbana do município de Rio Verde (GO); o P4, no trecho médio da BH do Ribeirão Boa Vista, que é o principal afluente do Rio Verdinho; o P5, no trecho baixo, onde fica localizada a estação fluviométrica (código 60785005 Fazenda Paraíso), a partir da qual foram obtidos os

resultados (observados) de vazão para calibração do modelo; P6, no trecho baixo, na foz do Ribeirão Boa Vista; e P7, na foz do Rio Verdinho (Figura 6).

Figura 6. Pontos para os quais foi realizada a estimativa de vazão na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás



Elaborado no Sistema de Coordenadas Projetadas: Sirgas 2000, UTM e Zona 22S.

Fonte: Mapa elaborado pelo autor (2019).

Na etapa seguinte, foram importados para o modelo e integrados os mapas de uso e cobertura da terra, de solo e da declividade, definidas as URHs sem eliminar nenhuma área dos produtos cartográficos de entrada (total de 1.421 URHs gerados), inseridos os dados de clima de 20 anos em arquivo no formato txt.

Posteriormente, foram definidas as operações de manejo por meio da edição do arquivo .mgt. Para todas as URHs cobertas por vegetação natural foi habilitada a opção de desenvolvimento inicial das plantas (*Initial Plant Growth*), a qual indica a ocorrência de uso da terra já em crescimento no início da simulação, e foi definido um índice de área foliar inicial de 6 ($LAI_INIT = 6 \text{ m}^2.\text{m}^{-2}$), mantendo-se constante durante todo o período de modelagem. Para as URHs cobertas com pastagem, foi feito o mesmo tratamento anterior, sendo que para o índice de área foliar inicial foi assumido um valor de 3 ($LAI_INIT = 3 \text{ m}^2.\text{m}^{-2}$). Ainda na operação de manejo, para a agricultura genérica, representou-se um sistema de sucessão de culturas com o plantio de uma cultura (soja) em 1º de outubro (*Plant/begin growing season*), com 1.200 unidades de calor para atingir a maturação, e colheita em 15 de março (*Harvest and kill*); sendo para a cultura

do milho safrinha, considerou-se um novo plantio em 1º de abril, também com 1.200 unidades de calor para maturação, com colheita definida para 15 de setembro. Em seguida, realizada a simulação mensal com aquecimento de 2 anos (1997 a 1998).

Avaliação do desempenho do modelo

Nesta etapa, para avaliar o desempenho do modelo, foi gerado o ciclo hidrológico no SWAT, sendo os dados deste comparados com os de Lima (2010) apresentados na Tabela 2. E, ainda, os resultados simulados para o P5 (Figura 5), os dados mensais de vazão da estação 60785005 Fazenda Paraíso (com local no P5) (Figura 6), em $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$, referentes a 15 anos (de 1999 a 2013), submetidos ao teste de Nash-Sutcliffe apresentado na Equação 3 (E3) (NASH; SUTCLIFFE, 1970) e ao coeficiente de determinação (R^2) descrito na Equação 4 (E4). Estes modelos matemáticos foram utilizados devido se ajustarem à modelagem de vazão mensal, conforme Abbaspour (2015).

Tabela 2. Resultados do balanço hídrico anual efetuado em pequenas bacias hidrográficas não urbanizadas do Distrito Federal (DF)

Referência	Silva e Oliveira (1999)		Lima (2000)		Lima (2010)	
Ano hidrológico	1996/1997		1998/1999		2007/2008	
Bacia hidrográfica	Capetinga, DF		Capetinga, DF		Alto Jardim, DF	
Área da bacia (km^2)	10,00		10,00		104,86	
Variável	mm.ano^{-1}	%	mm.ano^{-1}	%	mm.ano^{-1}	%
Precipitação	1.744,00	100,00	1.058,73	100,00	1.100,00	100,00
Escoamento superficial	52,50	3,01	15,08	1,42	32,33	2,94
Escoamento de base	444,00	25,46	284,39	26,86	289,89	26,35
Escoamento total	496,50	28,47	299,47	28,29	322,22	29,29
Varição da lâmina de água no solo	*	*	-71,77	-6,78	*	*
Evapotranspiração real	1.247,50	71,53	831,03	78,49	777,78	70,71

* valor não medido.

Fonte: Adaptado de Silva e Oliveira (1999), Lima (2000) e Lima (2010).

$$NS = 1 - \frac{\sum_i^v (Q_o - Q_s)_i^2}{\sum_i^v (Q_{o,i} - Q_{mo})^2} \quad (\text{E3})$$

Na qual: NS é uma estatística normalizada e estima a magnitude relativa da variância residual em comparação com o observado; Q, uma variável (neste caso, a vazão), em

$m^3.s^{-1}$; o, s e m representam observado (pela estação fluviométrica), simulado (pelo modelo) e média, respectivamente; e i, o i-ésimo medido ou dados simulados.

$$R^2 = \frac{[\sum_i^v (Q_{o,i} - Q_{mo})(Q_{s,i} - Q_s)]^2}{\sum_i^v (Q_{o,i} - Q_{mo})^2 \sum_i^v (Q_{s,i} - Q_{ms})^2} \quad (E4)$$

Na qual: R^2 é o coeficiente de determinação; Q, uma variável (neste estudo é a vazão), $m^3.s^{-1}$; o, s e m representam observado (pela estação fluviométrica), simulado (pelo modelo) e média, respectivamente; e i, o i-ésimo medido ou dados simulados.

O NS varia de infinito negativo a 1,00, sendo $NS = 1$ o valor ideal. Um valor negativo indica que o valor médio das séries temporais observadas teria sido um melhor preditor do que o modelo (KRAUSE; BOYLE; BASE, 2005). Considerando simulações mensais, para $0,75 < NS \leq 1,00$, o modelo é muito bom; $0,65 < NS < 0,75$, bom; entre 0,50 e 0,65, satisfatório; e abaixo de 0,50, inadequado. R^2 varia de 0 a 1, com valores mais altos indicando menor variação de erro e, tipicamente, valores maiores que 0,5 são considerados aceitáveis (MORIASI et al., 2007).

Além dos testes NS e R^2 , para a análise dos resultados também foi considerada a estatística PBIAS, descrita na Equação 5 (E5), que mede a tendência média, em %, dos valores simulados serem maiores ou menores do que os dados observados, sendo zero o seu valor ideal. Valores positivos e valores negativos indicam que a simulação subestimou e superestimou, respectivamente, os valores observados. Uma classificação proposta por Van Liew et al. (2003) para este coeficiente em aplicações do modelo SWAT é a seguinte: $|PBIAS| < 10\%$, muito bom; $10\% < |PBIAS| < 15\%$, bom; $15\% < |PBIAS| < 25\%$, satisfatório; $|PBIAS| > 25\%$, insatisfatório. Também foram realizados testes de mínimo, máximo, mediana, média e desvio padrão, em planilha eletrônica, para melhor entender os resultados sem calibração do modelo. Depois de avaliado, notou-se a necessidade de calibração do modelo, sendo este processo realizado em seguida por meio do SWAT-CUP.

$$PBIAS = 100 \left[\frac{\sum_i^n (Q_o - Q_s)}{\sum_i^n Q_o} \right] \quad (E5)$$

Na qual: Q_o é a vazão observada (pela estação fluviométrica), em $m^3.s^{-1}$; Q_s , a vazão simulada (pelo modelo), em $m^3.s^{-1}$; e i , o i -ésimo medido ou dados simulados.

Calibração do modelo

O SWAT-CUP contém cinco procedimentos de calibração diferentes e inclui funcionalidades para validação e análise de sensibilidade, bem como visualização da área de estudo usando o Bing Map. Com esse recurso, as sub-bacias, os rios simulados e as estações de saída, precipitação e temperatura podem ser visualizados no Bing Map (ABBASPOUR et al., 2015). Neste estudo, foi utilizado o método *Sequential Uncertainty Fitting version 2* (SUFI-2) (ABBASPOUR et al., 2004, ABBASPOUR et al., 2007; ABBASPOUR, 2015) para calibração do SWAT e análise de incerteza, como observado nos trabalhos de Abbaspour et al. (2015), Ferreira e Uagoda (2017), Blainski, Acosta e Nogueira (2017) e Dias et al (2018).

No SWAT-CUP, os usuários podem ajustar manualmente os parâmetros e os intervalos entre as execuções de calibração automática, sendo que a análise de sensibilidade de variável ajuda na análise de calibração e incerteza, além de ser usada para fornecer estatísticas para ajuste de qualidade. É importante ressaltar que a interação do usuário (modelador) ou componente manual da calibração SWAT-CUP exige que o modelador tenha uma melhor compreensão dos processos hidrológicos gerais (por exemplo, no caso de estimativa de razões, de escoamento de base, evapotranspiração e outros) e da sensibilidade do parâmetro (ARNOLD et al., 2012; ABBASPOUR, 2015; ABBASPOUR et al., 2015).

Para calibração, foram usados os resultados, considerando dados de vazão ($m^3.s^{-1}$) de 1999 a 2013, simulados para o P5 (Figura 6), e observados neste mesmo ponto por meio da estação 60785005 Fazenda Paraíso (Figura 2). A calibração foi realizada a partir de valores paramétricos observados na literatura para ambiente no Cerrado, os apontados por Ferreira (2016) e Ferreira e Uagoda (2017) como sensíveis para a região (as variáveis CN2 a SOL_BD apresentadas no quadro seguinte), e as três variáveis escolhidas (SOL_K, GWHT e RCHRG_DP), considerando as características da BH do Rio Verdinho e simulação mensal (Quadro 2).

Quadro 2. Variáveis utilizadas no SWAT – CUP para análise de sensibilidade da modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás

CN2	Valor do Curva Número para a condição de umidade. É importante na estimativa do deflúvio superficial e está relacionado ao tipo de solo, uso do solo e condições de umidade antecedente	Adim.
ALPHA_BF	Constante de recessão para o fluxo de base. Está relacionado ao número de dias necessário para que o fluxo subterrâneo atinja o canal principal	Dias
GW_DELAY	Intervalo de tempo para a recarga do aquífero. O intervalo de tempo entre o tempo que a água sai do perfil do solo e entra no aquífero raso dependerá da profundidade do lençol de água e as propriedades hidráulicas das formações geológicas	Dias
GWQMN	Profundidade limite do nível de água acima do qual o fluxo de base é liberado pelo canal	mm
ESCO	Fator de compensação da evaporação do solo. Importante para a estimativa da demanda de evaporação para uma camada de solo. A evaporação total da camada de solo é definida pela diferença entre as camadas superior e inferior	Adim.
SURLAG	Coeficiente de retardo do escoamento superficial	Dias
SOL_AWC	Capacidade de água disponível na camada de solo. Possui uma relação inversamente proporcional com vários componentes do balanço hídrico, como o escoamento de base e o superficial	mm.mm ⁻¹
SHALLST	Quantidade de água inicial no aquífero raso	mm
CH_N2	Coeficiente de rugosidade de Manning	Adim.
GW_REVAP	Coeficiente "revap" de água subterrânea. Norteia o movimento de água do aquífero raso para uma zona insaturada sobrejacente em períodos de estiagem	Adim.
CH_K2	Condutividade hidráulica efetiva do canal principal	mm.h ⁻¹
DEEPST	Altura inicial da água no aquífero profundo	mm
REVAPMN	Profundidade em aquífero raso para que aconteça o "revap"	mm
SOL_BD	Densidade aparente do solo	mg.m ⁻³ ou g.cm ⁻³
SOL_K	Condutividade hidráulica saturada do solo. Utilizado no cálculo do tempo de percolação da água em uma camada de solo e a quantidade de água do solo que percola para a camada inferior. Está associado ao escoamento de base. Quando é alta, o escoamento de base é baixo, e quando é baixa, o fluxo fluvial é alto	mm.h ⁻¹
GWHT	Altura inicial do aquífero	m
RCHRG_DP	Fração da percolação da zona de raízes que recarrega o aquífero profundo e que não fará parte do balanço hídrico. Quanto maior o valor deste parâmetro mais água contribui para o aquífero profundo e menor é o escoamento de base.	Adim.

Adim.: adimensional.

Fonte: Organizado pelo autor (2019) a partir de dados disponibilizados em Agricultural...(2019).

É importante ressaltar que os parâmetros usados no processo de calibração do modelo SWAT por meio do *software* SWAT-CUP são, em geral, de difícil medição, sendo observado na literatura nacional e internacional que é comum realizar o ajuste do modelo a partir de variáveis quantificadas em outros estudos na região, onde fica localizada a bacia hidrográfica de interesse em modelar, assim como observado nos estudos de Ferreira e Uagoda (2017), Blainski, Acosta e Nogueira (2017), Dias et al. (2018) e outros.

Nesta etapa foi usado o procedimento simultâneo de calibração *multisite*, como observado em Leta, Griensven e Bauwensforam (2016), que pode considerar simultaneamente a variabilidade espacial da bacia e melhorar o desempenho do modelo (QI; WANG; ZHANG, 2019). Foi usado também o procedimento do algoritmo SUFI-2 no SWAT-CUP versão 2019 para realização da análise de sensibilidade, conforme observado em Abbaspour (2015) e Abbaspour et al. (2015). As sensibilidades paramétricas foram determinadas usando a Equação 6 (E6).

$$g = a + \sum_{i=1}^m \beta_i * b_i \quad (\text{E6})$$

Na qual: g é o valor da função objetiva; α e β_i são coeficientes de regressão; b_i , o parâmetro de calibração do i -ésimo valor do parâmetro; e m , o número de parâmetros considerados.

O coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS) foi usado como o valor da função objetivo e o testes *t de Student* foi usado para identificar a significância estatística de cada parâmetro, o valor de p foi utilizado para identificar a sensibilidade relativa dos parâmetros e um valor de $p < 0,05$ indicou um parâmetro sensível no presente estudo, conforme Abbaspour (2015).

E ainda, para obter uma realização quantitativa da incerteza, os valores de P e R foram calculados. O valor P representa os dados medidos agrupados pela faixa de 95 por cento de incerteza preditiva (PPU), e o valor R, expressa o comprimento relativo da banda de 95PPU em relação aos valores simulados do modelo (XUE; CHEN; WU, 2014; ABBASPOUR, 2015). O valor P foi determinado pela Equação 7 (E7), e o valor de R, pela Equação 8 (E8):

$$P - \text{valor} = Q_{in}/N \quad (\text{E7})$$

Na qual: Q_{im} é o número total de pontos de dados observados entre parêntesis pela banda de 95PPU; e N , o número total de pontos de dados observados.

$$R - \text{valor} = d_x/\sigma_x \quad (\text{E8})$$

Na qual: d_x é a distância média entre o limite superior e inferior da banda de 95PPU; σ_x , o desvio padrão da simulação do modelo. O d_x foi calculado usando a Equação 9 (E9):

$$d_x = 1/K \sum_{l=1}^k (q_u - q_l)_l \quad (E9)$$

Na qual: l é contador; k , o número total de pontos de dados simulados para o fluxo de q ; e q_u e q_l , o limite superior e inferior, respectivamente, da banda de 95PPU.

A incerteza de previsão de 95% (95PPU) no SUFI-2 representa as incertezas combinadas na estrutura do modelo, parâmetros e dados de entrada (ABBASPOUR, 2015). O fator R pode variar entre 0 e infinito, enquanto o fator P pode variar de 0 a 100% (SINGH et al., 2014). A incerteza de previsão é alta quando o valor do fator P é baixo e o fator R é alto, e vice-versa (QI; WANG; ZHANG, 2019).

Foram realizado vários testes, variando de 200 a 500 simulação. E para melhor entender os resultados, pós processo de calibração, foram realizados testes de mínimo, máximo, mediana, média e desvio padrão, em planilha eletrônica.

Validação do modelo e análise dos resultados

Nesta etapa foram usados os dados obtidos pela modelagem e a vazão observada referentes aos anos de 2014 a 2016. Para a validação, foram usados os intervalos dos parâmetros calibrados “sem quaisquer outras alterações” e executada uma iteração, considerando o mesmo número de simulações utilizado para a calibragem. O processo foi executado em SUFI2, sendo realizados os ajustes necessários para o período de validação. O 95PPU e o arquivo Summary_stat (ABBASPOUR, 2015) refletiram os resultados.

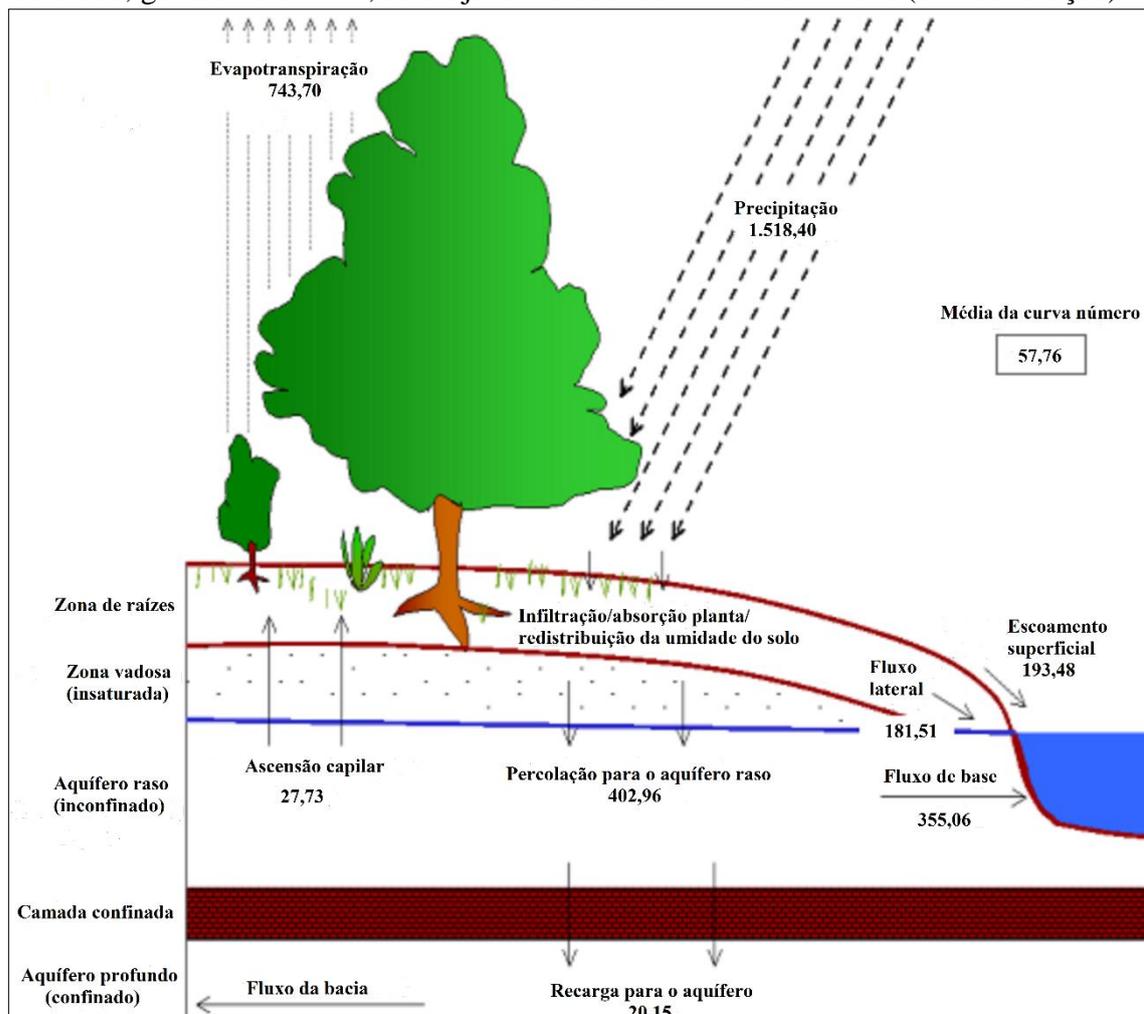
Considerou-se para a análise/julgamento da validação do modelo calibrado os testes de NS (E3), R^2 (E4) e PBIAS. Moriasi et al. (2015) destacam que NS e R^2 funcionam muito bem tanto para a calibração quanto para o período de validação. Abbaspour (2015) recomenda o uso dessas equações para esses processos. Depois da validação do modelo, os resultados observados e simulados de 2014 a 2016 para o P5 e os resultados de 1999 a 2016 foram analisados a partir de testes estatísticos em planilha eletrônica.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Modelagem

A partir do processo de modelagem da BH do Rio Verdinho para dados mensais no ArcSWAT, foram observados na análise do ciclo hidrológico (Figura 7), considerando os resultados sem calibração, 48,98% do volume total da precipitação pluviométrica (1.518,4 mm) convertido para evapotranspiração, 12,74% em escoamento superficial, 11,95% em fluxo lateral, 26,54% em água disponível para percolação, 23,38% em escoamento de base, 1,83% em ascensão capilar do aquífero raso, 1,33% para recarga do aquífero profundo e 51,02% em escoamento total. Sendo o valor do CN (curva-número) médio de 57,76.

Figura 7. Ciclo hidrológico, em mm, da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, gerado no SWAT, de 01/janeiro/1999 a 31/dezembro/2016 (sem calibração)



Fonte: Elaborada pelo autor (2019) por meio da interface gráfica do ArcSWAT.

Ao comparar os resultados para o escoamento superficial, escoamento de base, escoamento total e evapotranspiração com os valores obtidos em estudos realizados na região Centro-Oeste do Brasil por Silva e Oliveira (1999), Lima (2000) e Lima (2010) apresentados na Tabela 2, observa-se que o modelo subestimou a evapotranspiração e superestimou o escoamento superficial e, conseqüente, escoamento total.

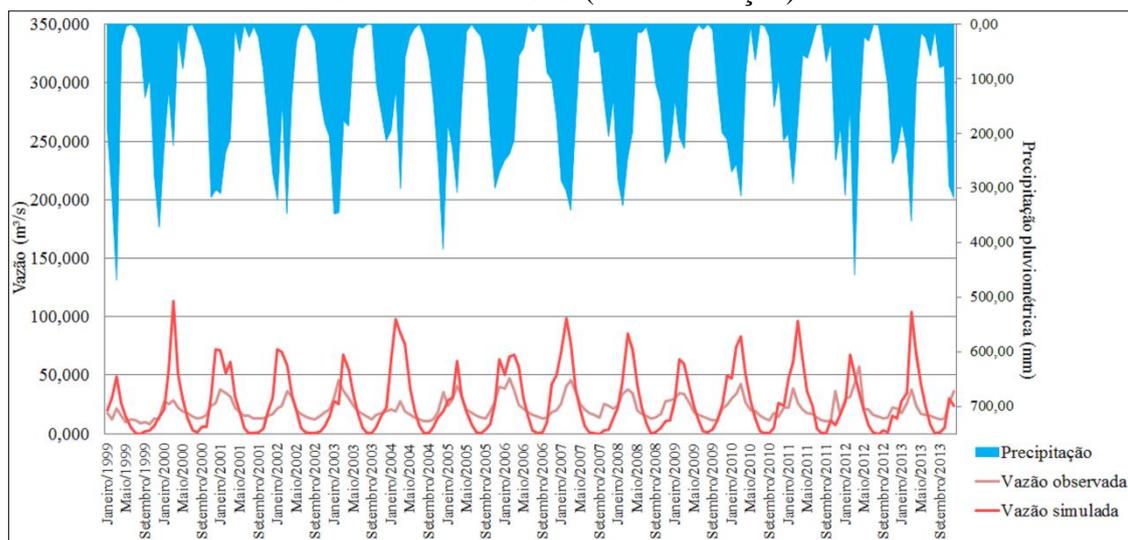
No estudo de Ferreira e Uagoda (2017), na análise da estimativa do balanço hídrico da bacia do Ribeirão do Gama, no Distrito Federal, por meio do modelo SWAT, também é observado que a modelagem superestimou o escoamento superficial e subestimou a evapotranspiração, sendo observado que, do volume total de precipitação pluviométrica (1.401,2 mm), 12,16% foi convertido em escoamento superficial, e 41,09%, em evapotranspiração.

A partir da análise dos resultados simulados e observados, testes de NS (-3,34), R^2 (0,81) e PBIAS (-25), é possível afirmar que o modelo SWAT não simulou de forma satisfatória a vazão da BH do Rio Verdinho. Conforme Moriasi et al. (2007), os valores de $NS < 0$ são considerados como níveis não aceitáveis de desempenho. De acordo com Krause, Boyle e Base (2005), o valor médio das séries temporais observadas é um melhor preditor do que o modelo (sem calibração). O resultado para PBIAS (negativo) sugere que a simulação sem calibração superestimou os valores.

Na Figura 8 é apresentada a comparação das vazões mensais simuladas e observadas, onde pode-se observar a tendência do modelo superestimar as vazões nas estações chuvosas e subestimar nas estações secas. Comportamento semelhante também foi observado por Ferreira e Uagoda (2017) na análise da predição do balanço hídrico da bacia do Ribeirão do Gama (DF) e por Castro et al. (2016) no trecho superior da BH do Rio Jardim (DF).

As vazões mínima, máxima, mediana, média e o desvio padrão obtidos a partir dos dados simulados sem calibração do modelo e observados são apresentados na Tabela 3. Pode-se observar, além da discrepância, maior variabilidade para os valores simulados em relação aos observados.

Figura 8. Hidrograma das vazões mensais simuladas e observadas para a bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, de 01/janeiro/1999 a 31/dezembro/2013 (sem calibração)



Fonte: Gráfico elaborado pelo autor (2019).

Tabela 3. Testes estatísticos relacionados aos dados simulados e observados para a bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás (sem calibração)

Estatística	Resultados (vazão em $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	
	Simulação sem calibração	Observados
Mínima	0,06	8,30
Máxima	113,30	57,70
Mediana	19,39	19,11
Média	26,97	21,63
Desvio padrão	26,89	9,37

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

O valor de P foi de 0,78 e de R, de 1,29, ou seja, conforme Qi, Wang e Zhang (2019), ocorreu baixa incerteza de previsão, uma vez que P foi alto. Assim, foi necessário realizar o processo de calibração para obtenção de uma modelagem representativa da vazão na BH do Rio Verdinho.

Calibração e validação

Na Tabela 4 são apresentadas as variáveis consideradas sensíveis e usadas na calibração do modelo, limites (inferior e superior) e ranking de sensibilidade para a modelagem. Observou-se que as variáveis sensíveis ($p < 0,05$ e considerando a significância estatística de cada parâmetro a partir do teste t de Student) são as apresentadas no ranking de sensibilidade de 1 a 11, sendo a GW_DELAY (intervalo de tempo para a recarga do aquífero), a CN2 (relacionada ao tipo de solo, uso do solo e

condições de umidade antecedente) e a SOL_K (condutividade hidráulica saturada do solo, associado ao escoamento de base) as mais sensíveis, e a REVAPMN (relacionada com a profundidade em aquífero raso para que aconteça o "revap"), menos sensível.

Tabela 4. Variáveis utilizadas na calibração do modelo SWAT, faixa de variação, valores ajustados e ranking sensibilidade

Variável	Faixa de variação		Valor ajustado e de entrada no modelo		Ranking de sensibilidade
	Limite inferior	Limite superior	Limite inferior	Limite superior	
GW_DELAY	30,00	450,00	30	120	1
CN2	-0,30	0,20	-0,30	0,20	2
SOL_K	-0,80	0,80	-0,32	-0,16	3
SHALLST	2000,00	5000,00	500	5000	4
ESCO	0,80	1,00	0,40	1,00	5
SOL_BD	-0,60	-0,40	-0,60	-0,40	6
SURLAG	0,05	5,00	0,05	5,00	7
RCHRG_DP	-0,30	0,30	-0,02	0,23	8
CH_N2	0,015	0,04	-0,025	0,05	9
SOL_AWC	-0,05	0,05	-0,1	0,50	10
REVAPMN	0,00	500,00	0,00	500,00	11
DEEPST	0,00	5000,00	0,00	5000,00	12
GWQMN	0,00	2,00	0,00	1500	13
ALPHA_BF	0,00	1,00	0,10	0,80	14
GWHT	4,00	10,00	4,00	10,00	15
CH_K2	0,00	2,50	0,00	2,50	16
GW_REVAP	0,00	0,20	0,02	0,10	17

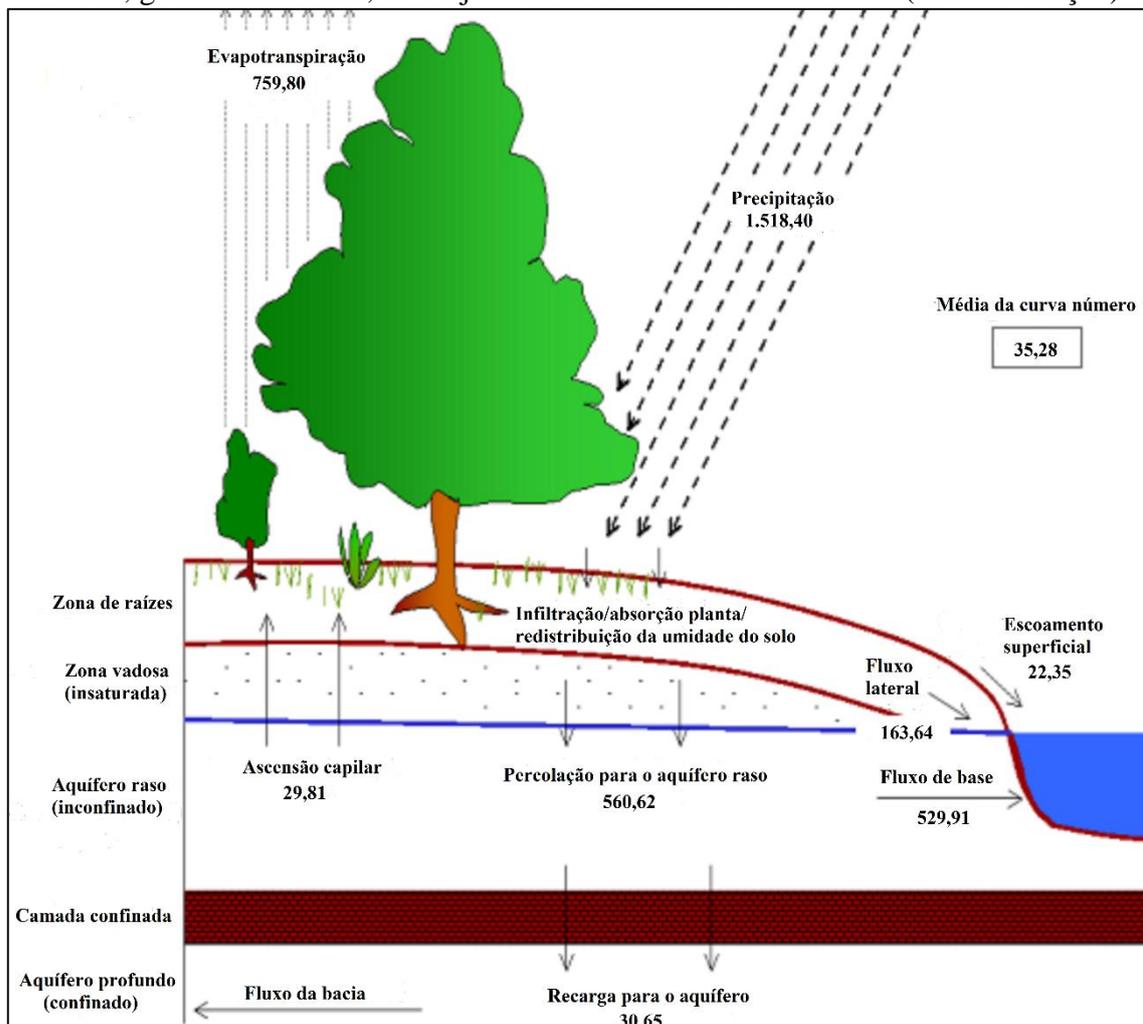
GW_DELAY: intervalo de tempo para a recarga do aquífero; CN2: Valor do Curva Número para a condição de umidade; SOL_K: condutividade hidráulica saturada do solo; SHALLST: quantidade de água inicial no aquífero raso; ESCO: fator de compensação da evaporação do solo; SOL_BD: densidade aparente do solo; SURLAG: coeficiente de retardo do escoamento superficial; RCHRG_DP: fração da percolação da zona de raízes que recarrega o aquífero profundo e que não fará parte do balanço hídrico; CH_N2: coeficiente de rugosidade de Manning; SOL_AWC: capacidade de água disponível na camada de solo; REVAPMN: profundidade em aquífero raso para que aconteça o "revap"; DEEPST: altura inicial da água no aquífero profundo; GWQMN: profundidade limite do nível de água acima do qual o fluxo de base é liberado pelo canal; ALPHA_BF: constante de recessão para o fluxo de base; GWHT: altura inicial do aquífero; CH_K2: condutividade hidráulica efetiva do canal principal; e GW_REVAP: coeficiente "revap" de água subterrânea.

Fonte: Adaptado pelo autor (2019) a partir de dados de Agricultural...(2019), Ferreira (2016) e Ferreira e Uagoda (2017).

Na Figura 9 é apresentado o ciclo hidrológico pós processo de calibração, o qual compõe informações importantes para avaliação dos resultados. Observou-se que 50% do volume total da precipitação pluviométrica (1.518,4 mm) foi convertido para evapotranspiração, 1,47% em escoamento superficial, 10,8% em fluxo lateral, 36,92% em água disponível para percolação, 34,90% em escoamento de base, 1,96% em ascensão capilar do aquífero raso, 2,02% para recarga do aquífero profundo e 50% em

escoamento total. E valor do CN médio de 35,28, indicando menor potencial de escoamento em relação aos dados sem o processo de calibração. Foram observadas melhorias em relação aos resultados sem o processo de calibração e ao comparar com valores de referência obtidos por Silva e Oliveira (1999), Lima (2000) e Lima (2010) apresentados na Tabela 2.

Figura 9. Ciclo hidrológico, em mm, da bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, gerado no SWAT, de 01/janeiro/1999 a 31/dezembro/2013 (com calibração)



Fonte: Elaborada pelo autor (2019) por meio da interface gráfica do ArcSWAT.

Ferreira e Uagoda (2017) observaram, no balanço hídrico pós calibração, que 53,54% da precipitação pluviométrica foi convertida em evapotranspiração, 5,90% em escoamento superficial, 9,73% em fluxo lateral, 30,65% em água disponível para percolação, 21,39% em fluxo de base, 6,7% em ascensão capilar do aquífero raso, 1,53%

para a recarga do aquífero profundo e 46,45% em escoamento total. Ou seja, assim como observado no processo de modelagem e calibração para a BH do Rio Verdinho, o escoamento superficial também foi superestimado e a evapotranspiração subestimada para a BH do Ribeirão do Gama (DF).

No intuito de facilitar a comparação, os resultados do ciclo hidrológico com e sem calibração são apresentados na Tabela 5. Mesmo com a melhoria dos resultados pós calibração, somente o escoamento superficial está dentro de intervalos observados em regiões do Cerrado e os demais apresentam disparidade em relação aos dados de Silva e Oliveira (1999), Lima (2000) e Lima (2010) apresentado na Tabela 2, sendo que o escoamento de base foi ligeiramente superestimado, o escoamento total superestimado e a evapotranspiração subestimada.

Tabela 5. Dados sobre o balanço hídrico na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, a partir do processo de modelagem no SWAT

Variáveis	Modelo sem calibração		Modelo calibrado	
	Em mm	Em %	Em mm	Em %
Precipitação pluviométrica	1.518,40	100,00	1.518,40	100,00
Evapotranspiração	743,70	48,98	759,80	50,04
Escoamento superficial	193,48	12,74	22,35	1,47
Fluxo lateral	181,51	11,95	163,64	10,78
Percolação	402,96	26,54	560,62	36,92
Fluxo de base	355,06	23,38	529,91	34,90
Ascensão capilar do aquífero raso	27,73	1,83	29,81	1,96
Recarga do aquífero profundo	20,15	1,33	30,65	2,02
Escoamento total	774,70	51,02	758,60	50,00

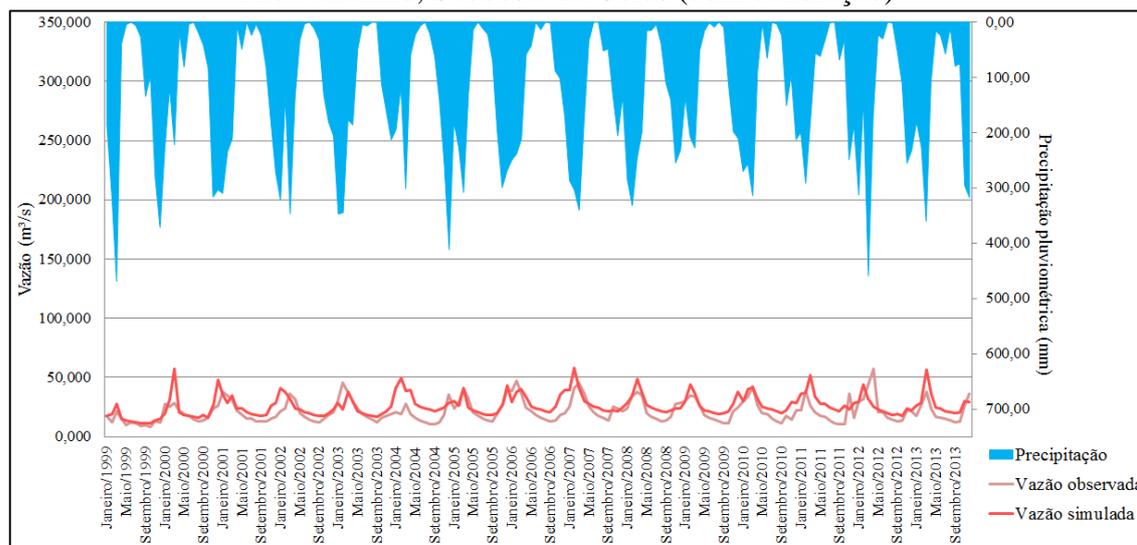
Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Nota-se na Figura 10 (comparação das vazões mensais simuladas pós calibração com as vazões mensais observadas) melhor representatividade da modelagem, no entanto, é possível perceber que o SWAT-CUP teve dificuldade em ajustar o modelo quanto aos picos de vazão e ao fluxo de base. Contudo, ao analisar os testes de NS (0,53) e R^2 (0,83), nota-se que o modelo SWAT simulou de forma satisfatória a vazão da BH do Rio Verdinho, conforme as classificações propostas por Moriasi et al. (2007).

Os resultados de PBIAS (-22,5) sugerem que a simulação superestimou a vazão observada, entretanto, com resultados também satisfatórios ($|PBIAS| < 25$), conforme Van Liew et al. (2003). Devido aos picos não ficarem bem ajustados, o teste de NS não resultou em um valor melhor (no intervalo de $0,65 < NS > 0,75$ ou no intervalo de $0,75 < NS \leq 1$), isso porque, conforme Zhang et al. (2015), essa estatística é bastante sensível

às vazões máximas. Outros dados importantes observados pós calibração do modelo são a vazão mínima ($11,20 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), máxima ($57,81 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), mediana ($24,11 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), média ($26,42 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$) e desvio padrão ($9 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), evidenciando melhorias substanciais em relação aos dados obtidos sem a calibração do modelo, por tanto, mais próximos dos valores observados *in loco* (Tabela 6).

Figura 10. Hidrograma das vazões simuladas e observadas para a bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás (com calibração)



Fonte: Gráfico elaborado pelo autor (2019).

Tabela 6. Testes estatísticos relacionados aos dados simulados e observados para a bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás (com calibração)

Estatística	Resultados (vazão em $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)	
	Simulação com calibração	Observados
Mínima	11,20	8,30
Máxima	57,81	57,70
Mediana	24,11	19,11
Média	26,42	21,63
Desvio padrão	9	9,37

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Castro et al. (2016) obtiveram, para o trecho superior da BH do Rio Jardim (Distrito Federal), NS de 0,60, considerado satisfatório para o caso de uma modelagem com dados diários de vazão. Ferreira e Uagoda (2017) realizaram processo de calibração diária no modelo SWAT e obtiveram NS de 0,53 e R^2 de 0,63, concluindo que o modelo calibrado foi capaz de simular de forma satisfatória a vazão e o balanço hídrico da bacia do Ribeirão do Gama (Distrito Federal).

Em outro estudo sobre aplicação do modelo SWAT na avaliação do consumo de água em áreas de florestas plantadas na bacia do Rio Pará, Alto São Francisco, em Minas Gerais, realizado por Rodrigues et al. (2015), o valor obtido pós calibração para o coeficiente NS foi entre 0,757 e 0,793 para simulação diária e mensal. No estudo de Nascimento, Frede e Silva (2018), sobre modelagem da resposta do escoamento na bacia do Alto Rio do Peixe, no semiárido da Paraíba, utilizando o modelo SWAT e simulação mensal, os índices de desempenho da calibração entre os valores observados e simulados foram NS de 0,81 e R^2 de 0,82. Otsuschi, Souza e Pereira (2018), no estudo sobre escoamento superficial e fragmentação da vegetação remanescente nas bacias dos lajeados São José e Passo dos Índios no oeste do estado de Santa Catarina, obtiveram NS de 0,82 para o desempenho do modelo a partir da calibração diária.

Silva, Henrique e Cazé (2018), na simulação das mudanças de uso e ocupação do solo e seus efeitos nas características hidrossedimentológicas em uma bacia do bioma caatinga, com relação ao desempenho do modelo SWAT na fase de calibração, os resultados para o coeficiente de NS e R^2 foram 0,85 e 0,89, respectivamente, mostrando que o modelo foi eficiente na calibração diária do escoamento superficial. Rodrigues et al. (2019), no estudo tendo como um de seus objetivos ajustar o modelo SWAT para prever a dinâmica e o equilíbrio da água no complexo de bacias hidrográficas do Parque Estadual da Serra do Rola Moça, no Quadrilátero Ferrífero, no sudeste do Brasil, obtiveram NS de 0,761 a 0,792, segundo os autores, indicando alto ajuste do modelo. Serrão et al (2020), no estudo sobre a estimada de vazão na Bacia do Rio Tocantins-Araguaia, obtiveram desempenho excelente para o SWAT, com NS de 0,99, fatores P de 0,82 e R de 0,62.

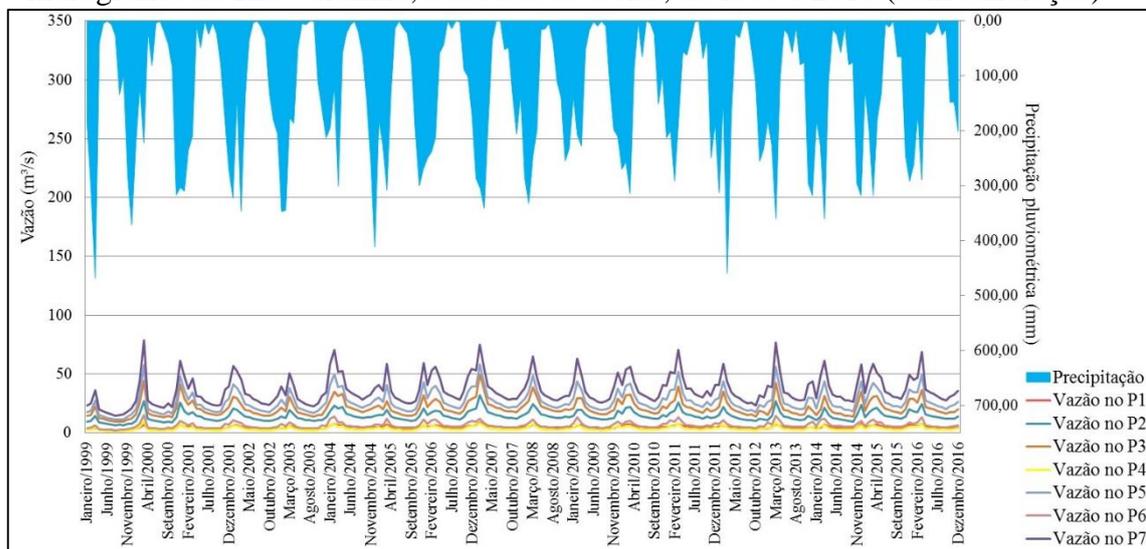
Os melhores resultados obtidos, no processo de calibração do modelo SWAT, por Rodrigues et al. (2015), Nascimento, Frede e Silva (2018), Otsuschi, Souza e Pereira (2018), Silva, Henrique e Cazé (2018), Rodrigues et al. (2019) e Serrão et al (2020), em relação aos observados na BH do Rio Verdinho (GO) e em outras bacias hidrográficas no Cerrado, podem ser devido aos aspectos físicos locais. Entretanto, ao contrário dos estudos realizados na BH do Rio Verdinho, na BH do Ribeirão do Gama (FERREIRA; UAGODA, 2017) e na BH do Rio Jardim (CASTRO et al., 2016), para onde o processo de calibração e validação foram consideradas as fases aquática e terrestre, Rodrigues et al. (2015), Nascimento, Frede e Silva (2018), Silva, Henrique e Cazé (2018), Rodrigues

et al. (2019) e Serrão et al (2020) não avaliaram o balanço hídrico, o que pode resultar em uma modelagem inadequada.

Conforme Zhang et al. (2015), boas calibrações e validações envolvem em seus períodos: representações de anos secos e úmidos; mais de uma técnica de avaliação; e a verificação de que outras saídas do modelo (por exemplo, evapotranspiração, vazão de base) possuem resultados coerentes. Abbaspour (2015) destaca a importância do ajuste adequado da fase terrestre para melhor representatividade dos resultados. Ferreira e Uagoda (2017) destacam que a calibração dos dois processos hidrológicos (fase aquática e terrestre) são essenciais para a obtenção de resultados representativos por meio do modelo calibrado, ou seja, condizentes com os processos que ocorrem na unidade hidrográfica em análise, pois a partir da análise de ambos é possível perceber os erros e os acertos, e dessa maneira, melhor ajustar o modelo.

Os resultados das vazões para os 7 pontos simulados (Figura 6) são apresentados na Figura 11, na Tabela 7 e Tabela 8. Nota-se que os resultados são condizentes com o comportamento pluviométrico na área de estudo, ou seja, em cada ponto simulado, as vazões aumentaram de outubro a março e diminuíram de abril a setembro.

Figura 11. Hidrograma das vazões simuladas para os 7 pontos de interesse na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, de 1999 a 2016 (com calibração)



Fonte: Gráfico elaborado pelo autor (2019).

Na Tabela 7 e Tabela 8 são agrupados os resultados de testes estatísticos considerando os dados de 1999 a 2016, sendo na primeira, os meses com os maiores

volumes (outubro a março), e na segunda, os meses com os menores volumes (abril a setembro) de precipitação pluviométrica na região. Cumpre dar ênfase no P2, onde está sendo implementado um projeto de captação de água para abastecimento da população urbana rio-verdense. Neste ponto o menor valor de vazão foi de 6,33 m³.s⁻¹ em outubro, o valor máximo de 31,65 6,33 m³.s⁻¹ e maior vazão média de 21,02 m³.s⁻¹, ambos em março. Para o P7, ou seja, considerando toda a vazão hídrica da unidade hidrográfica de estudo, são observados valor mínimo de 14,63 m³.s⁻¹ (agosto), valor máximo de 78,63 m³.s⁻¹ e maior vazão média de 57,09 m³.s⁻¹ (março).

Tabela 7. Estatística descritiva para as vazões simuladas e observadas nos sete pontos na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, considerando a série histórica (1999 a 2016) e os meses com maior volume de precipitação pluviométrica (com calibração)

Mês	Estatística	Vazão em m ³ .s ⁻¹							
		P1S	P2S	P3S	P4S	P5S	P5O	P6S	P7S
Out.	Méd.	3,76	11,20	16,18	2,64	20,32	14,27	4,65	27,34
	Med.	3,89	11,40	16,18	2,67	20,81	13,37	4,75	28,41
	Máx.	4,62	14,14	20,93	3,59	26,45	25,38	6,38	35,69
	Mín.	2,10	6,33	9,21	1,53	11,63	8,29	2,63	15,54
	DP	0,62	1,85	2,74	0,48	3,45	4,04	0,90	4,74
Nov.	Méd.	4,17	12,99	19,48	3,58	25,28	20,96	6,22	34,41
	Med.	4,17	13,13	19,75	3,53	25,46	20,09	6,28	34,25
	Máx.	5,72	17,92	27,05	5,12	35,32	36,27	8,90	48,30
	Mín.	2,32	7,38	11,16	1,87	13,62	10,14	3,02	18,18
	DP	0,70	2,22	3,49	0,79	4,71	6,35	1,44	6,64
Dez.	Méd.	4,92	15,64	23,70	4,49	30,79	24,56	7,64	41,82
	Med.	4,42	13,84	20,64	4,13	28,38	21,94	7,31	39,59
	Máx.	7,73	25,37	41,20	7,17	48,04	40,29	11,55	61,35
	Mín.	2,36	7,78	12,08	2,28	15,52	12,30	3,75	20,87
	DP	1,39	4,58	7,30	1,37	8,75	7,84	2,23	11,52
Jan.	Méd.	4,84	15,10	22,60	4,39	30,11	25,80	7,74	41,49
	Med.	4,87	15,13	22,58	4,24	29,32	25,02	7,50	40,49
	Máx.	6,55	20,45	30,76	6,43	41,29	38,91	12,13	58,20
	Mín.	2,97	9,57	14,38	2,44	17,58	17,78	3,89	23,40
	DP	1,05	3,41	5,32	1,11	6,89	6,37	2,10	9,63
Fev.	Méd.	5,67	18,01	27,19	5,25	35,74	30,26	9,08	48,95
	Med.	5,67	17,67	26,58	5,37	35,21	30,38	9,44	49,58
	Máx.	9,02	31,65	49,99	8,20	57,81	47,28	14,13	74,68
	Mín.	3,09	9,93	15,32	2,75	18,96	11,84	4,35	25,25
	DP	1,36	4,81	7,83	1,52	9,42	9,55	2,67	12,83
Mar.	Méd.	6,48	21,02	32,14	6,21	41,90	34,62	10,52	57,09
	Med.	6,76	20,52	31,04	5,91	41,17	36,77	10,47	56,29
	Máx.	7,88	26,91	44,48	9,33	57,68	45,96	14,89	78,63
	Mín.	4,05	14,25	22,80	4,20	27,77	21,24	6,36	36,56
	DP	1,03	3,68	6,30	1,46	8,28	6,98	2,51	11,57

Méd.: média; Med.: mediana; Máx.: máxima; Mín.: mínima; e DP: desvio padrão.

P1: Ponto 1; P2: Ponto 2; P3: Ponto 3; P4: Ponto 4; P5: Ponto 5; P6: Ponto 6; P7: Ponto 7; O: observada; S: simulada.

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Tabela 8. Estatística descritiva para as vazões simuladas e observadas nos sete pontos na bacia hidrográfica do Rio Verdinho, considerando a série histórica (1999 a 2016) e os meses com menor volume de precipitação pluviométrica (com calibração)

Mês	Estatística	Vazão em m ³ .s ⁻¹							
		P1S	P2S	P3S	P4S	P5S	P5O	P6S	P7S
Abr.	Méd.	5,37	16,12	23,29	3,84	29,30	27,26	6,79	39,59
	Med.	5,56	15,77	22,36	3,71	28,91	25,14	6,65	39,48
	Máx.	6,86	21,67	33,09	5,48	39,78	57,68	10,14	52,44
	Mín.	2,90	8,73	12,59	1,91	15,26	15,58	3,22	20,21
	DP	0,99	3,28	5,18	1,02	6,51	9,56	1,80	8,89
Maio	Méd.	4,75	13,82	19,57	3,01	24,34	18,95	5,44	32,79
	Med.	4,73	13,64	19,68	3,03	24,15	19,43	5,49	33,38
	Máx.	5,70	17,01	24,63	4,69	33,53	25,15	8,83	46,66
	Mín.	2,72	8,12	11,67	1,71	13,94	10,15	2,84	18,33
	DP	0,75	2,17	3,11	0,60	4,17	3,38	1,21	5,86
Jun.	Méd.	4,45	12,89	18,18	2,74	22,46	16,94	4,95	30,17
	Med.	4,49	12,96	18,26	2,85	22,94	16,90	5,12	31,49
	Máx.	5,34	15,29	21,59	3,47	27,62	20,56	6,54	37,76
	Mín.	2,53	7,50	10,72	1,54	12,75	12,26	2,57	16,72
	DP	0,71	1,99	2,80	0,45	3,54	2,23	0,93	4,90
Jul.	Méd.	4,18	12,11	17,07	2,57	21,06	14,81	4,64	28,28
	Med.	4,21	12,02	16,84	2,75	21,90	15,12	4,76	30,09
	Máx.	4,88	14,38	20,52	3,02	24,48	17,73	5,69	33,20
	Mín.	2,39	7,09	10,15	1,46	12,05	11,23	2,42	15,79
	DP	0,66	1,84	2,56	0,41	3,22	1,73	0,86	4,47
Ago.	Méd.	3,93	11,37	16,00	2,42	19,76	12,88	4,36	26,51
	Med.	3,96	11,34	15,89	2,54	19,99	13,24	4,45	27,79
	Máx.	4,59	13,41	19,07	2,82	22,93	15,75	5,34	31,23
	Mín.	2,24	6,62	9,45	1,36	11,20	8,81	2,26	14,63
	DP	0,61	1,72	2,40	0,37	2,98	1,65	0,77	4,10
Set.	Méd.	3,78	11,00	15,58	2,42	19,40	11,98	4,35	26,08
	Med.	3,85	11,06	15,85	2,51	20,09	12,12	4,40	27,25
	Máx.	4,38	12,72	17,98	2,80	22,41	13,96	5,16	30,24
	Mín.	2,27	6,74	9,65	1,43	11,56	9,27	2,36	15,17
	DP	0,54	1,46	1,99	0,31	2,47	1,36	0,69	3,44

Méd.: média; Med.: mediana; Máx.: máxima; Mín.: mínima; e DP: desvio padrão.

P1: Ponto 1; P2: Ponto 2; P3: Ponto 3; P4: Ponto 4; P5: Ponto 5; P6: Ponto 6; P7: Ponto 7; O: observada; S: simulada.

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

É importante ressaltar que na análise dos resultados para o período de validação, observou-se maior variabilidade para os resultados simulados em relação aos observados (Tabela 9). Na Figura 12 é apresentado o hidrograma das vazões simuladas no processo de validação do modelo e vazões observadas. Foram obtidos como resultados do processo de validação, considerando os dados dos anos de 2014 a 2016, NS de 0,50, R² de 0,80 e PBIAS de -23,7, sendo concluído, por tanto, que o modelo SWAT, calibrado a partir do SWAT-CUP e método SUFI-2, representa de maneira

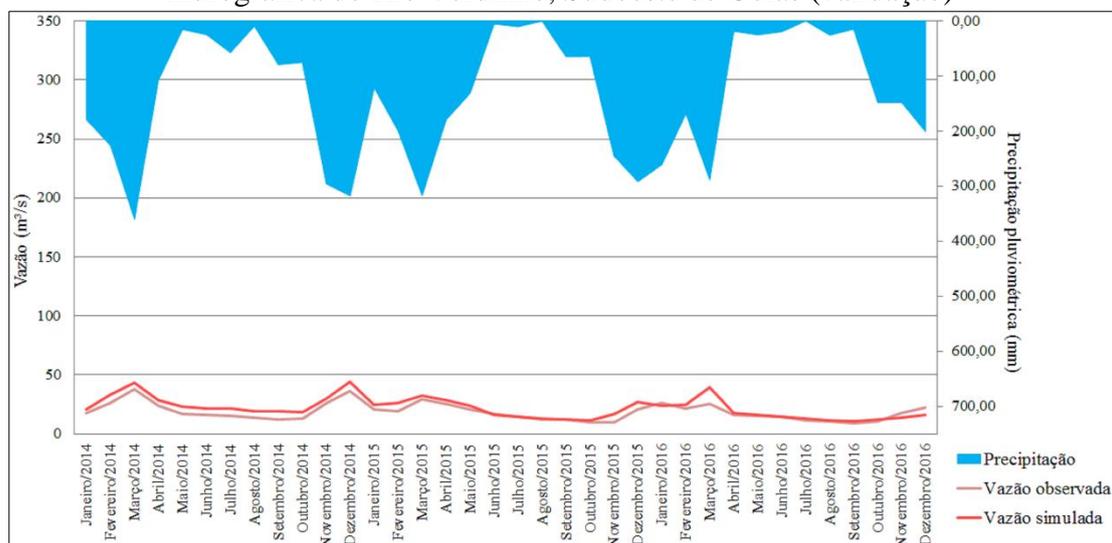
satisfatória a vazão da BH do Rio Verdinho, ficando próximo do limite não aceitável, superestimando a vazão.

Tabela 9. Testes estatísticos relacionados aos dados simulados e observados para a bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás (validação)

Estatística	Resultados em vazão em $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$	
	Simulação com calibração	Observados
Mínima	10,38	9,17
Máxima	44,02	37,89
Mediana	20,04	16,51
Média	21,73	18,51
Desvio padrão	8,92	7,15

Fonte: Elaborada pelo autor (2019).

Figura 12. Hidrograma das vazões simuladas e vazões observadas para a bacia hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás (validação)



Fonte: Gráfico elaborado pelo autor (2019).

A dificuldade do SWAT-CUP em ajustar os picos de vazão e o fluxo de base em ambientes no Cerrado tem relação com a evapotranspiração subestimada no processo de modelagem pelo SWAT (Figura 7) e, conseguinte, alto volume de água no sistema. Essa subestimativa é devido na composição matemática desse preditor constar o período de dormência da vegetação, no qual o índice de área foliar é reduzido para o valor mínimo permitido, dado pela variável ALAI_MIN, o qual, por padrão, é de $0,75 \text{ m}^2.\text{m}^{-2}$ para mata e 0 para os demais usos, o que não é condizente com o ciclo de desenvolvimento de vegetação em regiões de clima tropical e subtropical. O estado de dormência das plantas, associado ao fotoperíodo com conseguinte queda das folhas, foi programado no

modelo SWAT por ter sido desenvolvido inicialmente para regiões frias, onde as plantas entram em dormência em determinado período do ano, o que não ocorre em regiões de clima tropical e subtropical, como no Cerrado.

Portanto, é necessário desativar o período de dormência da vegetação, modificando a sub-rotina no arquivo *dormant.f*, para que o processo de modelagem e calibração simule a vazão na BH do Rio Verdinho com o melhor desempenho possível do modelo SWAT, ou seja, de muito bom a ótimo. Entretanto, não é possível fazer esse ajuste diretamente na interface do ArcSWAT, sendo necessário entender a linguagem de programação Fortran, uma vez que o código fonte desse modelo é baseado nessa linguagem, o que torna difícil para o modelador sem conhecimento dessa linguagem de programação alcançar o melhor desempenho possível no processo de modelagem por essa ferramenta em ambientes no Cerrado.

Arroio Junior (2016), nos estudos sobre aprimoramento das rotinas e parâmetros dos processos hidrológicos do modelo computacional SWAT, também afirma a importância de desativar o período de dormência da vegetação no modelo SWAT para estudos em regiões de clima tropical e subtropical no intuito de melhor estimar a evapotranspiração, facilitar o processo de modelagem e, assim, melhorar a representatividade dos resultados. Além dos ajustes feitos por meio da interface do ArcSWAT, os quais também foram realizados para a BH do Rio Verdinho conforme características local (apresentados na metodologia), o referido autor realizou alteração do código fonte do modelo SWAT de forma a desativar o período de dormência, e observou melhorias substanciais nos processos hidrológicos em relação aos dados obtidos sem as modificações, sendo os resultados coerentes com os dados observados. Entretanto, após processo de modificação do modelo SWAT (modificação da sub-rotina no arquivo *dormant.f*) são necessários estudos adicionais no intuito de verificar como outros componentes simulados, por exemplo, produção de sedimentos, agroquímicos (pesticidas, fertilizantes etc.) e qualidade hídrica (variáveis físicas, químicas e microbiológicas), comportam-se em relação às referidas modificações propostas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O modelo SWAT sem a calibração, por meio do SWAT-CUP, superestimou as vazões nos períodos chuvosos e subestimou na época de estiagem, não simulando de forma adequada a fase terrestre (evapotranspiração, escoamento superficial e fluxo de base) na BH do Rio Verdinho (Sudoeste de Goiás). A partir dos resultados, fica evidente que o modelo SWAT, pós processo de calibração, simulou de forma satisfatória a vazão na unidade hidrográfica analisada.

Mesmo obtendo melhores resultados pós calibração do modelo, observou-se que o SWAT-CUP teve dificuldade de ajustar as variáveis terrestres evapotranspiração e escoamento de base. A dificuldade em melhor ajustar o modelo, por meio do processo de calibração, tem relação com a evapotranspiração superestimada pelo SWAT, resultando em maior volume hídrico no sistema e, conseguinte, simulação não tão representativa para as fases terrestre e aquática, ou seja, não resultando no melhor resultado possível de se obter com modelo em questão.

A subestimação da evapotranspiração tem relação com o período de dormência da vegetação, que compõe o código fonte do modelo SWAT, por meio da sub-rotina no arquivo *dormant.f*, devido ao referido modelo ter sido desenvolvido para ambientes de áreas temperadas, ou seja, para ambientes com condições climáticas diferentes dos ambientes de Cerrado, onde a vegetação não entra em estado de dormência na época fria do ano ou período de neve. Assim, para estudos futuros na BH do Rio Verdinho, no intuito de melhor estimar a evapotranspiração, facilitar o processo de modelagem e, conseguinte, melhorar a representatividade dos resultados, recomenda-se desativar o período de dormência da vegetação, modificando a sub-rotina no arquivo *dormant.f*, para que o processo de modelagem e calibração simule a vazão com o melhor desempenho possível do modelo SWAT. Recomenda-se, ainda, estudos adicionais tendo em vista analisar como outros componentes simulados pelo modelo (por exemplo, produção de sedimentos, agroquímicos e qualidade hídrica) foram representados a partir dessa alteração.

É importante ressaltar que os dados obtidos com o modelo SWAT, nas condições originais, ou seja, sem os ajustes para as condições de clima tropical, mais especificamente para o Cerrado, não é indicado para processo de outorga na BH do Rio

Verdinho. Entretanto, esses resultados servirão de base para outros estudos em ambientes de clima tropical, sobretudo de Cerrado e mais especificamente para a região Sudoeste de Goiás, sendo que para esta não foram observados estudos com o uso do modelo SWAT. Os resultados também subsidiarão ações e políticas públicas efetivas e eficientes na gestão hídrica da BH do Rio Verdinho.

REFERÊNCIAS

ABBASPOUR, K. C.; JOHNSON, C. A.; VAN GENUCHTEN, M. TH. Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. **Vadose Zone Journal**, v. 3 n. 4, p. 1340-1352, nov. 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.2113/3.4.1340>. Acesso em: 17 jul. 2019.

ABBASPOUR, K. C.; et al. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. **Journal of Hydrology**, v. 333 n. 4, p. 413-430, fev. 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.09.014>. Acesso em: 17 jul. 2019.

ABBASPOUR, K. C. E. et al. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology**, v. 524, p. 733-752, may 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.027>. Acesso em 17 jul. 2019.

ABBASPOUR, K. C. **SWAT Calibration and Uncertainty Programs**. 2015. disponível em: https://swat.tamu.edu/media/114860/usermanual_swatcup.pdf. Acesso em: 20 abr. 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Plano de recursos hídricos e enquadramento dos corpos hídricos superficiais da bacia hidrográfica do rio Paranaíba**, 2013, Brasília. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2013/planoRecursosHidricosParanaibaResumo.pdf>. Acesso em 20 set. 2019.

_____. HidroWeb. **Série histórica de precipitação**. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/apresentacao.jsf>. Acesso em: 25 fev. 2018.

AGRICULTURAL RESEARCH SERVICE; TEXAS A & M UNIVERSITY. Calculate statistics needed to create weather station files. **WGN Excel macro**. Disponível em: <https://swat.tamu.edu/software/>. Acesso em 20 out. 2018.

_____. **Soil and Water Assessment Tool-SWAT**. Disponível em: <https://swat.tamu.edu/>. Acesso em: 20 abr. 2019.

ALLEN, R. G. et al. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. Rome: FAO, 1998. 300 p. (FAO – Irrigation and Drainage Paper, 56). Disponível em: <http://www.fao.org/3/X0490E/X0490E00.htm>. Acesso em: 4 jun. 2019.

ALMEIDA, A. C.; SOARES, J. V. Comparação entre uso de água em plantações de *Eucalyptus grandis* e floresta ombrófila densa (Mata Atlântica) na costa leste do Brasil. **Revista Árvore**, v. 27, n. 2, p. 159-170, 2003. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622003000200006>. Acesso em: 8 jul. 2019.

AMAZON S3. **Imagem Raster**. Disponível em: <http://sentinel-pds.s3-website.eu-central-1.amazonaws.com/>. Acesso em: 27 maio 2018.

ARNOLD, J. G. et al. Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: Model development. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 34, n. 1, p. 73-89, feb. 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>. Acesso em: 17 jul. 2019.

ARNOLD, J. G. et al. SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. *Transactions of the ASABE*, v. 55, n. 4, p. 1491-1508, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.13031/2013.42256>. Acesso em: 17 jul. 2019.

ARROIO JUNIOR, P. P. **Aprimoramento das rotinas e parâmetros dos processos hidrológicos do modelo computacional *Soil and Water Assessment Tool* – SWAT**. 2016. 180 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos (SP).

AWOTWI, A. et al. Water balance responses to land-use/land-cover changes in the Pra River Basin of Ghana, 1986–2025. **Catena**, v. 182, p. 1-13, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104129>. Acesso em: 5 dez. 2019.

BALDISSERA, G. C. **Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) para a bacia hidrográfica do rio Cuiabá/MT**. 2005. 148 f. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá.

BANCO DE DADOS METEOROLÓGICOS PARA ENSINO E PESQUISA - BDMEP. **Dados de precipitação de janeiro de 1996 a dezembro de 2016**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>. Acesso em: 08 fev. 2019.

BLAINSKI, E.; ACOSTA, E.; NOGUEIRA, P. C. P. Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte catarinense. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, n. 2, p. 226-237, mar. / apr. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/1980-993X>. Acesso em: 17 jul. 2-19.

CASTRO, B. K. et al. Aplicação de série temporal mínima para simulação de vazões em bacia experimental do cerrado. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, n. 8, p.

1497-1513, set./out. 2016. Disponível em:
<http://www.seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/44375>.
Acesso em: 18 jul. 2019.

DIAS, V. S. et al. Historical Streamflow Series Analysis Applied to Furnas HPP Reservoir Watershed Using the SWAT Model. **Water**, v. 10, n. 4, p. 1-13, abril 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w10040458>. Acesso em: 2 fev. 2019.

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

ESRI. ArcGIS Desktop: Release 10.6.1[®]. 2019. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

EUROPEAN SPACE AGENCY – ESA. **MultiSpectral Instrument (MSI) Overview**. Disponível em: <https://earth.esa.int/web/sentinel/technical-guides/sentinel-2-msi/msi-instrument>. Acesso em: 25 fev. 2019.

FERREIRA, L. G. et al. Use of Orbital LIDAR in the Brazilian Cerrado Biome: Potential Applications and Data Availability. **Remote Sensing**, v. 3, n. 10, p. 2187-2206, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs3102187>. Acesso em 10 set. 2019.

FERREIRA, R. S. **Análise da produção de carga líquida e sólida na bacia do ribeirão do Gama- DF através do modelo SWAT**. 2016. 144 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade de Brasília (DF).

FERREIRA, R. S.; UAGODA, R. E. Análise da predição do balanço hídrico da bacia do Ribeirão do Gama-DF através do modelo SWAT. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 3, p. 880-893, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.5935/1984-2295.20170057>. Acesso em: 2 jan. 2019.

FIGUEIREDO, G. C.; VIEIRA, C. A. O. Estudo do comportamento dos índices de Exatidão Global, Kappa e Tau, comumente usados para avaliar a classificação de imagens do sensoriamento remoto. In: XIIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2007, Florianópolis, SC. Anais do XIIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Inpe, Florianópolis, SC: 2007.

FUNDAÇÃO RURAL MINAS - RURALMINAS. **Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba**, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

GOOGLE. Google Earth. Versão 2017. 2017. **Imagem de áreas localizadas na bacia hidrográfica do Ribeirão das Abóboras, em Rio Verde (GO)**. Disponível em: <https://www.google.com/intl/pt-BR/earth/desktop/>. Acesso em: 28 de nov. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Brasil. População 2019** (estimativa). 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/go/rio-verde/panorama>. Acesso em: 15 dez. 2019.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISA ESPACIAL – INPE. **Topodata/Modelo Digital de Elevação (MDE)**. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/topodata/>. Acesso em 20 nov. 2018.

KRAUSE, P.; BOYLE, D.P.; BÄSE, F. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. **Advances in Geosciences**, v. 5, p. 89–97, dec. 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/adgeo-5-89-2005>. Acesso em: 5 jun. 2019.

KRYSAKOVA, V.; WHITE, M. Advances in water resources assessment with SWAT-an overview. **Hydrological Sciences Journal**, v. 60, n. 5, p. 770-783, april. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1029482>. Acesso em: 17 jul. 2019.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v.33, n.1, p.159-174, 1977. Disponível em: https://www.dentalage.co.uk/wp-content/uploads/2014/09/landis_jr__koch_gg_1977_kappa_and_observer_agreement.pdf. Acesso em: 20 de jun. 2017.

LETA, O. T.; VAN GRIENSVEN, A.; BAUWENS, W. Effect of single and multisite calibration techniques on the parameter estimation, performance, and output of a SWAT model of a spatially heterogeneous catchment. **Journal of Hydrologic Engineering**. v. 22, set. 2016. Disponível em: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001471](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001471). Acesso em: 5 jun. 2019.

LIMA, I. E. F. W. **Determinação e simulação da evapotranspiração de uma bacia hidrográfica do cerrado**. 2000. 75p. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) – Brasília (UnB)/DF.

LIMA, J. E. F. W. **Modelagem numérica do fluxo da água no solo e do escoamento de base em uma bacia experimental em área agrícola no Cerrado**. 2010. 312 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília/DF.

LOPES, T. R. et al. Priority areas for forest restoration aiming at the maintenance of water resources in a basin in the Cerrado/Amazon ecotone, Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 101, p. 5-11, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102630>. Acesso em: 29 ago. 2020.

MEDEIROS, I. C.; SILVA, R. M. Análise da erosão hídrica na região semiárida da Paraíba usando o modelo SWAT acoplado a um SIG. **Geociências**, v. 33, n. 3, p.457-471, 2014. Disponível em: <http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/7334>. Acesso em: 20 fev. 2019.

MORIASI, D. N. et al. Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. **Transactions of the ASABE**, v. 58, n. 6, p. 1763–1785,

2015. Disponível em: <https://doi.org/10.13031/trans.58.10715>. Acesso em: 6 jun. 2019.

MORIASI, D. N. et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulation. **Transactions of the ASABE**, v. 50, p. 885-900, may 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.13031/2013.23153>. Acesso em: 20 jul. 2019.

NASCIMENTO, J. M.; FRADE, T. G.; SILVA, R. M. Modelagem da resposta do escoamento em uma bacia do semiárido da Paraíba utilizando o modelo SWAT. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, n.03, p. 1137-1150, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v11.3.p1137-1150>. Acesso em: 14 set. 2019.

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, apr 1970. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6). Acesso em: 6 jun. 2019.

OLIVEIRA, V. A. et al. Assessment of climate change impacts on streamflow and hydropower potential in the headwater region of the Grande river basin, Southeastern Brazil. **Int. J. Climatol.**, v. 37, p. 5005-5023, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/joc.5138>. Acesso em 20 set. 2019.

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. **Esological Engineering**, v. 133, p. 20-31, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.04.021>. Acesso em: 10 set. 2019.

OTSUSCHI, C.; SOUZA, B. S. P.; PEREIRA, W. Escoamento superficial e fragmentação da vegetação remanescente nas bacias dos Lajeados São José e Passo dos Índios no Oeste do Estado de Santa Catarina, Brasil. **Revista Caminhos de Geografia**, v. 19, n. 66, p. 169-188, jun. 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/RCG196612>. Acesso em: 14 set. 2019.

PINIEWSKI, M.; BIEGER, K.; MEHDI, B. Advancements in Soil and Water Assessment Tool (SWAT) for ecohydrological modelling and application. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 2, p. 179-181, april 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.05.001>. Acesso em: 6 set. 2019.

QI, J.; WANG, Q.; ZHANG, X. Sobre o uso de dados meteorológicos NLDAS2 para modelagem hidrológica na Bacia do Alto Mississippi. **Water**, v. 11, n. 5, p. 1-18, may 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w11050960>. Acesso em: 2 jun. 2019.

RODRIGUES, E. L. et al. Aplicação do modelo SWAT na avaliação do consumo de água em áreas de florestas plantadas na bacia do Rio Pará, Alto São Francisco, em Minas Gerais. **Sociedade & Natureza**, v. 27, n. 3, p. 485-500, set./dez. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1982-451320150309>. Acesso em: 18 jul. 2019.

RODRIGUES, E. L. et al. Wildfires and their impact on the water supply of a large neotropical metropolis: A simulation approach. **Science of The Total Environment**, v. 651, p. 1261-1271, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.289>. Acesso em: 15 set. 2019.

SECRETARIA ESTADUAL DE INDÚSTRIA E COMÉRCIO DE GOIÁS - SIC DE GO. **Modelagem, alimentação e edição do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba**, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

SERRÃO, E. A. O. et al. Land use change scenarios and their effects on hydropower energy in the Amazon. **Science of The Total Environment**, v. 744, p. 1-17, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140981>. Acesso em 30 set. 2020.

SERTEL, E. et al. Impacts of Land Cover/Use Changes on Hydrological Processes in a Rapidly Urbanizing Mid-latitude Water Supply Catchment. **Water**, v. 11, n. 5, p. 1-15, may 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w11051075>. Acesso em: 4 jun. 2019.

SILVA, R. M.; HENRIQUE, I. G. N.; GAZÉ, J. F. Simulação das mudanças de uso e ocupação do solo e seus efeitos nas características hidrossedimentológicas em uma bacia do bioma caatinga. **Revista de Geografia (Recife)**, v. 35, n. 1, p. 158-179, 2018. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/revistageografia/article/view/229325>. Acesso em: 18 jul. 2019.

SILVA, C. L; OLIVEIRA, C. A. S. Runoff measurement and prediction for a watershed under natural vegetation in central Brazil. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 23, n. 3, p. 695-701, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000300024>. Acesso em: 10 nov. 2018.

SINGH, A. et al. Assessing the performance and uncertainty analysis of the SWAT and RBNN models for simulation of sediment yield in the Nagwa watershed, India. **Hydrological Sciences Journal**, v. 59, p. 351-364, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.872787>. Acesso em: 4 jun. 2019.

SISTEMA ESTADUAL DE GEOINFORMAÇÃO DE GOIÁS – SIEG. **Downloads/SIG – Shapefiles**. Disponível em: www.sieg.go.gov.br. Acesso em: 30 ago. 2017.

SUPERINTENDÊNCIA DE GEOLOGIA E MINERAÇÃO DE GOIÁS – SGM DE GO. **Modelagem, alimentação e edição do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba**, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA (UFV). Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

VAN LIEW, M. W.; ARNOLD, J. G.; GARBRECHT, J. D. Hydrologic simulation on agricultural watersheds: choosing between two models. *Transactions of the ASAE*, v.46, n. 6, p. 1539-1551, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.13031/2013.15643>. Acesso em: 29 set. 2019.

XUE, C.; CHEN, B.; WU, H. Parameter uncertainty analysis of surface flow and sediment yield in the Huolin Basin, China. ***Journal of Hydrologic Engineering***, v. 19, p. 1224–1236, jun. 2014. Disponível em [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000909](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000909). Acesso em: 6 jun. 2019.

ZHANG, D et al. Improved calibration scheme of SWAT by separating wet and dry seasons. ***Ecological Modelling***, v. 301, p. 54-61, Apr. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.01.018>. Acesso em: 14 de set. 2019.

CONSIDERAÇÕES GERAIS

A partir dos resultados observados para a BH do Rio Verdinho quanto aos aspectos físicos naturais e ações antrópicas e, ainda, considerando a importância econômica, social e ambiental dessa unidade territorial, espera-se que sejam realizadas, pelos órgãos gestores desse recurso, diretrizes de manejo de uso e cobertura da terra, tendo em vista práticas conservacionistas (edáficas, mecânicas e vegetativas), recuperação de áreas degradadas (áreas de preservação permanente nas margens dos cursos hídricos, no entorno das nascentes e outras) e, conseguinte, diminuição dos impactos negativos. Uma ação importante que pode ser implementada pelos órgãos gestores dos recursos hídricos locais é o Programa Produtor de Água de forma efetiva e eficiente na área de contribuição do ponto de captação de água, tendo em vista subsidiar a garantia qualitativa e quantitativa para atender a demanda hídrica da população urbana rio-verdense e outros usos.

Devido a bacia hidrográfica em questão apresentar predominância de áreas agrícolas com uso intensivo do solo e ser fonte de captação de água (projeto em implementação) para atender a demanda hídrica da população urbana crescente de Rio Verde (GO), é necessário continuar as atividades de pesquisa/investigação nesse ambiente, analisando as ações antrópicas e suas consequências positivas e negativas nos anos seguintes. É importante ajustar o modelo, por meio da desativação do período de dormência de vegetação, modificando a sub-rotina no arquivo *dormant.f*, para que o processo de modelagem e calibração simule a vazão com o melhor desempenho possível do modelo SWAT e, conseguinte, melhor representatividade dos processos hidrológicos na unidade hidrográfica em questão. É recomendável, depois de ajustar o modelo para simular de forma adequada a evapotranspiração em ambientes tropicais, calibrar o SWAT para dados diários, no intuito de serem obtidos resultados mais representativos no processo de calibração, tendo em vista que o coeficiente de Nash-Sutcliffe para o período de calibração foi de 0,53, e para o período de validação, de 0,5, ou seja, próximos do valor não aceitável (<0,50).

É importante a realização de pesquisas sobre impactos na qualidade hídrica, considerando a estimativa de variáveis de qualidade da água (como potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, turbidez, sólidos totais dissolvidos e outras) e índices de qualidade da água (como Índice de Qualidade

da Água ou IQA, Índice de Estado Trófico ou IET e outros). Recomenda-se a realização de estudos sobre pesticidas na água (como glifosato, atrazina, diuron, 2,4-D, trifluralina, metolacoloro, chlorpirifós, malation, paration-metílico, profenofós e mancozebe e outros), uma vez que a ingestão desses princípios ativos pode causar danos graves à saúde humana. Recomenda-se, ainda, que resultados sobre os impactos na qualidade hídrica, ou seja, os valores de variáveis investigadas, sejam comparados com limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e dá outras providências, e pelo Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde, que dispõe sobre o controle e a vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. São importantes também estudos sobre os efeitos desses agroquímicos na biodiversidade terrestre e aquática, disponibilizando dados e, se necessários, propondo a implementação de ações mitigadoras.

E, por fim, é imprescindível o enquadramento do referido corpo hídrico, a montante de onde está sendo implementado o projeto para captação de água, nos padrões de qualidade da classe correspondente aos usos preponderantes mais restritivos existentes, ou seja, abastecimento humano, conforme a Resolução CONAMA 357/2005 e a Resolução CNRH nº 91/2008, sendo que esta estabelece os procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos d'água superficiais entre outras providências.

ANEXOS

Anexo A. Descrição dos parâmetros de entrada no modelo SWAT relacionados ao uso e cobertura da terra

Parâmetro	Descrição
BIO_E	Relação biomassa/energia
HVSTI	Índice de colheita
BLAI	Índice de área foliar máxima
FRGRW1	Fração da estação de crescimento da planta correspondente ao 1º ponto na curva ótima de desenvolvimento da área foliar
LAIMX1	Fração do máximo índice de área foliar correspondente ao 1º ponto na curva ótima de desenvolvimento da área foliar
FRGRW2	Fração da estação de crescimento da planta correspondente ao 2º. ponto na curva ótima de desenvolvimento da área foliar
LAIMX2	Fração do máximo índice de área foliar correspondente ao 2º. ponto na curva ótima de desenvolvimento da área foliar
DLAI	Fração da estação de crescimento quando a área foliar começa a diminuir
CHTMX	Altura máxima do dossel
RDMX	Profundidade máxima da raiz
T_OPT	Temperatura ideal para o crescimento das plantas
T_BASE	Crescimento de plantas temporárias
CNYLD	Fração de nitrogênio na semente
CPYLD	Fração de fósforo na semente
BN1	Fração de N na planta no momento da emergência
BN2	Fração de N na planta a 0,5 maturidade
BN3	Fração de N na planta na maturidade
BP1	Fração de P em emergência
BP2	Fração de P em 0,5 maturidade
BP3	Fração de P na maturidade
WSYF	Límite inferior do índice de colheita
USLE_C	Valor mínimo do fator USLE C aplicável à cobertura/planta do solo
GSI	Máxima condutância estomática (em estado de seca);
VPDFR	Déficit de pressão de vapor correspondente à condutância estomática máxima da fração definida pelo FRGMAX
FRGMAX	Fração da condutância máxima do estoma que é atingível com um alto déficit de pressão de vapor
WAVP	Taxa de declínio na eficiência de uso de radiação por unidade de aumento no déficit de pressão de vapor
CO2HI	Concentração atmosférica de CO2
BIOEHI	Razão biomassa-energia correspondente ao 2º. ponto sobre a curva de eficiência de uso de radiação
RSDCO_PL	Coefficiente de decomposição de resíduos vegetais
OV_N	O valor "n" de Manning para o fluxo terrestre
CN2A	Número da curva de escoamento do SCS para a condição de umidade II (grupo hidrológico A)
CN2B	Número da curva de escoamento do SCS para a condição de umidade II (grupo hidrológico B)
CN2C	Número da curva de escoamento do SCS para a condição de umidade II (grupo hidrológico C)
CN2D	Número da curva de escoamento do SCS para a condição de umidade II (grupo hidrológico D)
FERTFIELD	Se marcada, esta cultura será fertilizada
ALAI_MIN	Índice de área foliar mínimo para a planta durante o período de dormência

BIO_LEAF	Fração da biomassa arbórea convertida em resíduo durante a dormência
MAT_YRS	Número de anos necessários para que as espécies de árvores atinjam o pleno desenvolvimento
BMX_TREES	Máxima biomassa para uma floresta
EXT_COEF	Coefficiente de extinção da luz
BM_DIEOFF	Fração de biomassa

Fonte: Agricultural Research Service; Texas A & M University (2019).

Anexo B. Dados de entrada no modelo SWAT relacionados ao uso e cobertura da terra

Variável	AGRL	PAST	WATR	EUCA	CAMP	CERR	MATA
BIO_E	33,50	35,00	0,00	15,00	25,00	20,00	15,00
HVSTI	0,45	0,90	0,00	0,10	0,05	0,05	0,05
BLAI	5,00 ¹	4,00	0,00	4,00 ²	6,00 ²	6,00 ²	6,00 ²
FRGRW1	0,15	0,05	0,00	0,16 ²	0,05	0,05	0,15
LAIMX1	0,05	0,05	0,00	0,20 ²	0,10	0,10	0,70
FRGRW2	0,50	0,49	0,00	0,60 ²	0,25	0,25	0,25
LAIMX2	0,95	0,95	0,00	0,61 ²	0,70	0,70	0,99
DLAI	0,80 ¹	0,99	0,00	0,99	1,00	1,00	0,99
CHTMX	1,00	0,50	0,00	3,50	1,00	8,00	20,00
RDMX	2,00	2,00	0,00	2,00	2,50	3,00	3,00
T_OPT	30,00	25,00	0,00	20,00	25,00	25,00	30,00
T_BASE	11,00	12,00	0,00	7,00	12,00	12,00	10,00
CNYLD	0,02	0,02	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00
CPYLD	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
BN1	0,04	0,06	0,00	0,01	0,02	0,02	0,01
BN2	0,02	0,02	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00
BN3	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00
BP1	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
BP2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
BP3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
WSYF	0,25	0,90	0,00	0,05	0,01	0,01	0,01
USLE_C	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GSI	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
VPDFR	4,00	4,00	0,00	4,00	3,00	3,00	3,00
FRGMAX	0,75	0,75	0,00	0,75	0,55	0,65	0,75
WAVP	8,50	10,00	0,00	3,00	10,00	10,00	8,00
CO2HI	660,00	660,00	0,00	660,00	660,00	660,00	660,00
BIOEHI	36,00	36,00	0,00	20,00	39,00	39,00	16,00
RSDCO_PL	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	0,05	0,05
OV_N	0,14	0,15	0,01	0,14	0,15	0,15	0,14
CN2A	67,00	49,00	92,00	45,00	41,00	30,00	25,00
CN2B	77,00	69,00	92,00	66,00	62,00	35,00	30,00
CN2C	83,00	79,00	92,00	77,00	75,00	40,00	35,00
CN2D	87,00	84,00	92,00	83,00	81,00	45,00	40,00
FERTFIELD	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
ALAI_MIN	0,00	0,00	0,00	0,75	0,50	1,50	3,50
BIO_LEAF	0,00	0,00	0,00	0,30	0,00	0,10	0,10
MAT_YRS	0,00	0,00	0,00	10,00	0,00	50,00	50,00
BMX_TREES	0,00	0,00	0,00	500,00	0,00	75,00	110,00
EXT_COEF	0,65	0,65	0,00	0,65	0,33	0,33	0,65
BM_DIEOFF	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10

AGRL: agricultura geral; PAST: pastagem; WATR: água; EUCA: eucalipto; CAMP: campo; CERR: cerrado; MATA: mata ciliar/galeria,

Fonte: Agricultural Research Service; Texas A & M University (2019); ¹Arroio Junior (2016); e ²Almeida e Soares (2003).

Anexo C. Descrição das variáveis de entrada no modelo SWAT relacionadas à construção rural/chácara

Variável	Descrição
FIMP	Fracção total da área impermeabilizada em terrenos urbanos
FCIMP	Fracção ligada diretamente à área impermeável de solo urbano
CURBDE N	Densidade do comprimento da calçada no uso do solo urbano
URBCOE F	Coefficiente de wash-off para remoção de constituintes de área impermeável
DIRTMX	Quantidade máxima de sólidos permitidos para acumular na área impermeável
OV_N	O valor "n" de Manning para o fluxo terrestre
CN2A	Número da curva de escoamento do SCS para a condição de umidade II (grupo hidrológico A)
CN2B	Número da curva de escoamento do SCS para a condição de umidade II (grupo hidrológico B)
CN2C	Número da curva de escoamento do SCS para a condição de umidade II (grupo hidrológico C)
CN2D	Número da curva de escoamento do SCS para a condição de umidade II (grupo hidrológico D)
URBCN2	Número da curva para a condição de umidade II em áreas impermeáveis de tipo de terreno urbano

Fonte: Agricultural Research Service; Texas A & M University (2019).

Anexo D. Dados de entrada no modelo SWAT relacionados à construção rural/chácara

Variável	URML	ASFA	ESTR
FIMP	0,20	0,70	0,51
FCIMP	0,17	0,95	0,20
CURBDEN	0,24	0,12	0,12
URBCOEF	0,18	0,18	0,18
DIRTMX	225,00	340,00	800,00
OV_N	0,10	0,10	0,10
CN2A	31,00	31,00	31,00
CN2B	59,00	59,00	59,00
CN2C	72,00	72,00	72,00
CN2D	79,00	79,00	79,00
URBCN2	98,00	98,00	98,00

URML: residencial média/baixa densidade; ASFA: via pavimentada; ESTR: via não pavimentada.

Fonte: Agricultural Research Service; Texas A & M University (2019).

Anexo E. Descrição das variáveis de entrada no modelo SWAT relacionadas aos tipos de solos

Variável	Descrição
NLAYERS	Número de camadas no perfil do solo
HYDGRP	Grupo hidrológico do solo
SOL_ZMX	Profundidade das raízes
ANION_EXCL	Porosidade dos solos em que ânions são excluídos
SOL_CRK	Selamento superficial
SOL_Z1	Profundidade do solo (primeira camada)
SOL_BD1	Densidade do solo (primeira camada)
SOL_AWC1	Capacidade de armazenamento de água (primeira camada)
SOL_K1	Condutividade hidráulica do solo saturado (primeira camada)
SOL_CBN1	Carbono orgânico (primeira camada)
CLAY1	Percentual de argila (primeira camada)
SILT1	Percentual de silte (primeira camada)
SAND1	Percentual de areia (primeira camada)
SOL_ALB1	Albedo do solo úmido (primeira camada)
USLE_K1	Fator de erodibilidade do solo (primeira camada)
SOL_EC1	Condutividade elétrica (primeira camada)
SOL_Z2	Profundidade do solo (segunda camada)
SOL_BD2	Densidade do solo (segunda camada)
SOL_AWC2	Capacidade de armazenamento de água (segunda camada)
SOL_K2	Condutividade hidráulica do solo saturado (segunda camada)
SOL_CBN2	Carbono orgânico (segunda camada)
CLAY2	Percentual de argila (segunda camada)
SILT2	Percentual de silte (segunda camada)
SAND2	Percentual de areia (segunda camada)
SOL_ALB2	Albedo do solo úmido (segunda camada)
USLE_K2	Fator de erodibilidade do solo (segunda camada)
SOL_EC2	Condutividade elétrica (segunda camada)
SOL_Z3	Profundidade do solo (terceira camada)
SOL_BD3	Densidade do solo (terceira camada)
SOL_AWC3	Capacidade de armazenamento de água (terceira camada)
SOL_K3	Condutividade hidráulica do solo saturado (terceira camada)
SOL_CBN3	Carbono orgânico (terceira camada)
CLAY3	Percentual de argila (terceira camada)
SILT3	Percentual de silte (terceira camada)
SAND3	Percentual de areia (terceira camada)
ROCK3	Percentual de pedra (terceira camada)
SOL_ALB3	Albedo do solo úmido (terceira camada)
USLE_K3	Fator de erodibilidade do solo (terceira camada)
SOL_EC3	Condutividade elétrica (terceira camada)

Fonte: Agricultural Research Service; Texas A & M University (2019).

Anexo F. Dados de entrada no modelo SWAT relacionados aos tipos de solo

Variáveis	CX	GX	LV	NV	PV	RL
NLAYERS	2	2	3	3	3	2
HYDGRP	C	D	A	B	B	D
SOL_ZMX	300,00	300,00	300,00	1900,00	1300,00	1300,00
ANION_EXCL	0,22	0,22	0,22	0,50	0,32	0,22
SOL_CRK	0,05	0,05	0,05	0,50	0,50	0,05
SOL_Z1	300,00	300,00	300,00	150,00	200,00	200,00
SOL_BD1	0,99	0,87	0,90	1,19	1,70	0,46
SOL_AWC1	0,11	0,13	0,12	0,21	0,40	0,18
SOL_K1	874,33	494,44	612,20	65,00	90,00	98,17
SOL_CBN1	1,58	2,56	1,67	1,62	1,30	0,56
CLAY1	49,84	51,59	53,93	23,00	11,70	8,00
SILT1	32,95	28,54	28,37	16,00	18,10	20,00
SAND1	17,20	19,86	12,94	61,00	70,20	72,00
SOL_ALB1	0,10	0,08	0,03	0,15	0,15	0,10
USLE_K1	0,02	0,02	0,02	0,12	0,14	0,17
SOL_EC1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SOL_Z2	1000,00	1000,00	1000,00	300,00	550,00	300,00
SOL_BD2	1,00	0,87	0,94	1,35	1,70	1,00
SOL_AWC2	0,16	0,13	0,14	0,29	0,40	0,18
SOL_K2	262,52	494,44	461,07	45,00	90,00	262,52
SOL_CBN2	0,72	2,56	1,01	0,94	0,60	0,31
CLAY2	49,16	51,59	66,28	35,00	18,80	12,00
SILT2	34,31	28,54	22,93	16,00	17,20	22,00
SAND2	16,53	19,86	10,79	46,00	64,00	66,00
SOL_ALB2	0,12	0,08	0,05	0,15	0,15	0,12
USLE_K2	0,02	0,02	0,02	0,13	0,15	0,17
SOL_Z3	0,00	0,00	3500,00	1900,00	1300,00	0,00
SOL_BD3	0,00	0,00	0,94	1,29	1,70	0,00
SOL_AWC3	0,00	0,00	0,14	0,34	0,70	0,00
SOL_K3	0,00	0,00	142,32	21,00	12,50	0,00
SOL_CBN3	0,00	0,00	1,01	0,36	0,30	0,00
CLAY3	0,00	0,00	66,28	53,00	20,80	0,00
SILT3	0,00	0,00	22,93	21,00	18,30	0,00
SAND3	0,00	0,00	10,79	26,00	60,90	0,00
ROCK3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SOL_ALB3	0,00	0,00	0,05	0,15	0,15	0,00
USLE_K3	0,00	0,00	0,02	0,15	0,16	0,00

CX: Cambissolo Háplico; GX: Gleissolo Háplico; LV: Latossolo Vermelho; NV: Nitossolo Vermelho; PV: Argissolo Vermelho; RL: Neossolo Litólico.

Fonte: LV, CX e GV (LIMA et al., 2013); NV e PV (BALDISSERRA, 2005); RL (MEDEIROS; SILVA, 2014).