

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

ÁREAS HIDROLOGICAMENTE HOMOGÊNEAS COMO SUBSÍDIO AO
MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

DONIZETI APARECIDO PASTORI NICOLETE

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da UNESP - Campus
de Botucatu, para obtenção do título de
Mestre em Agronomia (Irrigação e
Drenagem)

BOTUCATU – SP

Julho - 2015

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

ÁREAS HIDROLOGICAMENTE HOMOGÊNEAS COMO SUBSÍDIO AO
MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

DONIZETI APARECIDO PASTORI NICOLETE

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Célia Regina Lopes Zimback

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da UNESP - Campus
de Botucatu, para obtenção do título de
Mestre em Agronomia (Irrigação e
Drenagem)

BOTUCATU – SP

Julho - 2015

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - DIRETORIA TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

N643a Nicolete, Donizeti Aparecido Pastori, 1988-
Áreas hidrologicamente homogêneas como subsídio ao manejo de bacias hidrográficas / Donizeti Aparecido Pastori Nicolete. - Botucatu : [s.n.], 2015
ix, 76 f. : grafs., ils. color., tabs.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu, 2015
Orientador: Célia Regina Lopes Zimback
Inclui bibliografia

1. Água - Conservação. 2. Bacias hidrográficas - Manejo. 3. Geotecnologia. 4. Lógica difusa. I. Zimback, Célia Regina Lopes. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Câmpus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agronômicas. III. Título.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS DE BOTUCATU
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS DE BOTUCATU

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: ÁREAS HIDROLOGICAMENTE HOMOGÊNEAS COMO SUBSÍDIO AO MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

AUTOR: DONIZETI APARECIDO PASTORI NICOLETE

ORIENTADORA: Profa. Dra. CÉLIA REGINA LOPES ZIMBACK

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE EM AGRONOMIA (IRRIGAÇÃO E DRENAGEM), pela Comissão Examinadora:

Profa. Dra. CÉLIA REGINA LOPES ZIMBACK
Dep de Solos e Recursos Ambientais / Faculdade de Ciências Agrômicas de Botucatu

Prof. Dr. LUÍS GUSTAVO FREDIANI LESSA
Dep de Solos e Recursos Ambientais / Faculdade de Ciências Agrômicas de Botucatu

Prof. Dr. RODRIGO JOSÉ PISANI
Dep. de Fisiopatologia e Saúde Animal / UNOEST, Campus II

Data da realização: 21 de julho de 2015.

AGRADECIMENTOS

Agradeço

À minha orientadora Prof.^a Dr.^a Célia Regina Lopes Zimback pela oportunidade e confiança na realização deste e outros trabalhos, além de palavras de apoio em diversos momentos dessa jornada;

À minha família pelo incentivo em todos os momentos;

Aos amigos do Grupo de Estudos e Pesquisas Georreferenciadas, cujo convívio possibilitou um imenso crescimento pessoal e profissional;

Aos amigos, cuja convivência fora do ambiente de trabalho, proporcionou momentos divertidos, além do crescimento pessoal;

À Faculdade de Ciências Agrônômicas e ao programa de Pós-graduação em Agronomia (Irrigação e Drenagem) pela oportunidade de realizar o mestrado;

Aos professores e funcionários do Departamento de Solos e Recursos Ambientais pela convivência;

A CAPES e ao CNPq pelo apoio financeiro, por meio das bolsas de estudo, sem o qual a realização desse mestrado não seria possível.

Muito obrigado!

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS	VI
LISTA DE TABELAS	VIII
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	IX
1 RESUMO	1
2 SUMMARY	3
3 INTRODUÇÃO	5
4 REVISÃO DE LITERATURA	7
4.1 Processos hidrológicos	7
4.1.1 Infiltração e escoamento superficial	10
4.2 Geoprocessamento	13
4.3 Modelos digitais do terreno (MDTs) e índices topográficos	16
4.4 Álgebra de Mapas	20
4.5 SIG e potencial de infiltração	24
5 MATERIAL E MÉTODOS	27
5.1 Descrição da área	27
5.1.1 Bacia do rio Pardo: caracterização geral	27
5.1.2 Área de Estudo	28
5.1.3 Geologia	29
5.1.4 Solos	29
5.1.5 Clima	29
5.1.6 Vegetação	29
5.2 Materiais	30
5.2.1 Base cartográfica	30
5.2.2 Imagens de Satélite	30
5.2.3 Aplicativos computacionais	31
5.3 Método	31
5.3.1 Elaboração da base de dados	32
5.3.2 Mapeamento do uso e cobertura da terra	33
5.3.3 Modelagem digital do terreno	33
5.3.4 Obtenção dos fatores referentes ao potencial de infiltração	34

5.3.5	Padronização dos fatores	35
5.3.6	Ponderação dos fatores	35
5.3.7	Obtenção do mapa de potencial de infiltração	38
5.3.8	Índice topográfico de umidade	39
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
6.1	Modelos digitais do terreno	40
6.2	Mapa de solos	47
6.3	Geologia.....	50
6.4	Uso e cobertura da terra	52
6.5	Índice topográfico de umidade	54
6.6	Padronização e ponderação dos fatores	58
7	CONCLUSÕES.....	67
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	68

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Seção transversal de uma vertente e de um canal de drenagem, com diferentes processos hidrológicos. Fonte: Lima (2008).	8
Figura 2. Escoamento em áreas saturadas. Fonte: adaptado de Dunne et al. (1975).....	12
Figura 3. Funções baseadas em lógica booleana e lógica <i>fuzzy</i>	23
Figura 4. Localização da área de cabeceira do rio Pardo.	28
Figura 5. Fluxograma das etapas deste trabalho.....	32
Figura 6. Modelo Digital de Elevação para a parte inicial da bacia do rio Pardo.	41
Figura 7. Mapa de declividade para a parte inicial da bacia do rio Pardo.....	42
Figura 8. Distribuição dos valores de declividade para a parte inicial da bacia do rio Pardo.	43
Figura 9. Mapa de curvatura vertical para a parte inicial da bacia do rio Pardo.	44
Figura 10. Mapa de curvatura horizontal para a parte inicial da bacia do rio Pardo.....	45
Figura 11. Distribuição dos valores de curvatura vertical para a parte inicial da bacia do rio Pardo.....	46
Figura 12. Distribuição dos valores de curvatura horizontal para a parte inicial da bacia do rio Pardo.	46
Figura 13. Mapa de classes de solos da parte inicial da bacia do rio Pardo.....	47
Figura 14. Mapa da classificação hidrológica dos solos da parte inicial da bacia do rio Pardo.....	49
Figura 15. Formações geológicas da parte inicial da bacia do rio Pardo.	51
Figura 16. Mapa de uso e cobertura do solo da parte inicial da bacia do rio Pardo.....	53
Figura 17. Índice topográfico de umidade para a parte inicial da bacia do rio Pardo.	55
Figura 18. Distribuição dos valores do índice topográfico de umidade para a parte inicial da bacia do rio Pardo.	56
Figura 19. Áreas hidrológicamente sensíveis para a parte inicial da bacia do rio Pardo. ...	57
Figura 20. Classificação <i>fuzzy</i> para a declividade; pontos de controle: $x_a = 0\%$ e $x_b = 8\%$.58	58
Figura 21. Classificação <i>fuzzy</i> para a curvatura vertical; pontos de controle: $x_a = 0,008899 \text{ m}^{-1}$ e $x_b = 0,020046 \text{ m}^{-1}$	58
Figura 22. Classificação <i>fuzzy</i> para a curvatura horizontal; pontos de controle: $x_a = 0,078541 \text{ m}^{-1}$ e $x_b = 0,083713 \text{ m}^{-1}$	59
Figura 23. Classificação <i>fuzzy</i> para os grupos hidrológicos dos solos.	59

Figura 24. Classificação <i>fuzzy</i> para as classes de cobertura do solo. VZ = várzea, CA = cultivo anual, CP = cultivo perene, PA = pastagem, EU = eucalipto, Fl = floresta.	59
Figura 25. Classificação <i>fuzzy</i> para as classes de geologia, bs = basalto, arn = arenito	60
Figura 26. Potencial de infiltração e áreas hidrologicamente sensíveis para a parte inicial da bacia do rio Pardo.	62

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1. Articulações das cartas topográficas do IGC para a parte inicial da bacia do rio Pardo.....	30
Tabela 2. Características das bandas do sensor OLI - Satélite Landsat 8	31
Tabela 3. Matriz de comparação pareada	36
Tabela 4. Escala de valores para a comparação pareada	36
Tabela 5. Índice de aleatoriedade de acordo com o número de fatores (n).....	38
Tabela 6. Áreas ocupadas pelas classes de solos na parte inicial da bacia do rio Pardo	48
Tabela 7. Áreas ocupadas pelas classes hidrológicas dos solos na parte inicial da bacia do rio Pardo	50
Tabela 8. Áreas ocupadas pelas formações geológicas da parte inicial da bacia do rio Pardo	51
Tabela 9. Áreas ocupadas por cada classe de uso e cobertura da terra parte da inicial da bacia do rio Pardo	54
Tabela 10. Matriz de comparação pareada para os fatores adotados.....	60
Tabela 11. Pesos dos fatores adotados.....	61
Tabela 12. Áreas ocupadas pelas classes de potencial de infiltração, áreas hidrológicamente sensíveis e restrições para a parte inicial da bacia do rio Pardo	63

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AVA	Área Variável de Afluência
AHS	Área Hidrológicamente Sensível
AHP	Processo Hierárquico Analítico
AMC	Análise Multicritério
CLP	Combinação Linear Ponderada
IGC	Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo
IT	Índice Topográfico
ITU	Índice Topográfico de Umidade
MDE	Modelo Digital de Elevação
MDT	Modelo Digital do Terreno
OLI	Operational Land Imager
PI	Plano de Informação
REM	Radiação Eletromagnética
SAGA	System for Automated Geoscientific Analyses
SIG	Sistemas de Informações geográficas
SR	Sensoriamento Remoto
SRTM	Shuttle Radar Topographic Mission
TIN	Triangular Irregular Network
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos

1 RESUMO

A crescente demanda por água torna imprescindível a adoção de mecanismos que garantam uma gestão mais eficiente desse recurso. As bacias hidrográficas rurais caracterizam-se por apresentar intensa atividade antrópica, onde, dependendo do uso e manejo do solo, pode ocorrer um comprometimento dos recursos hídricos. A parte inicial da bacia do rio Pardo, no município de Pardinho – SP, foi adotada como área territorial para o estudo. A escolha da bacia levou em consideração o fato do rio Pardo ser um importante manancial para vários municípios da região. Com o objetivo de caracterizar as áreas hidrológicamente homogêneas para o potencial de infiltração da água, bem como para formação do escoamento superficial, adotou-se uma metodologia baseada no uso de geotecnologias, onde foram gerados planos de informação para atributos da paisagem, como: uso e cobertura da terra, solos, declividade, curvatura vertical, curvatura horizontal e geologia. Os atributos foram combinados utilizando álgebra de mapas, mais precisamente, a técnica de combinação linear ponderada, onde cada atributo passou a ser considerado como um fator condicionante à infiltração e escoamento superficial. Aos fatores foram aplicadas funções de pertinência fuzzy, para a sua normalização e a determinação dos pesos pelo método do Processo Hierárquico Analítico. Para a discriminação das áreas mais suscetíveis ao escoamento superficial, denominadas áreas hidrologicamente sensíveis, adotou-se o índice topográfico de umidade, utilizado como uma forma simplificada de espacialização dos padrões de área variável de afluência na bacia. Os resultados indicaram que grande parte da área de estudo possui médio potencial de infiltração (58,1% da área total), seguida por áreas com alto potencial de infiltração (17,8%), sendo esse fortemente

influenciado pelos fatores uso e cobertura da terra e solos, os quais receberam maior peso de ponderação. As áreas hidrológicamente sensíveis ocupam 9,1% da área de estudo e restringem-se às regiões que margeiam os cursos d'água e a cabeceira dos mesmos. Tais resultados podem ser utilizados como ferramenta para o manejo da área inicial da bacia do rio Pardo, possibilitando o planejamento sobre os locais a serem utilizados com atividades agropecuárias, bem como o manejo a ser adotado em cada área.

Palavras-chave: potencial de infiltração, áreas hidrologicamente sensíveis, álgebra de mapas, geotecnologias, lógica *fuzzy*.

HYDROLOGICALLY HOMOGENEOUS AREAS AS SUBSIDY TO WATERSHED MANAGEMENT, 2015. 76p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Irrigação e Drenagem) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: Donizeti Aparecido Pastori Nicolete

Adviser: Célia Regina Lopes Zimback

2 SUMMARY

Growing demand for water makes it necessary to adopt mechanisms to ensure a more efficient management of this resource. The presence of intense anthropic activity characterizes rural watersheds, where, depending on the soil use and management, can promote impairments of water resources. The initial part of Pardo river watershed was adopted as study area, and is located in the county of Pardinho, São Paulo state, Brazil. The choice of this watershed is due the fact that the Pardo river is an important wellspring for many counties of São Paulo state. With the goal to characterize the hydrologically homogenous areas for water infiltration potential, as well as runoff formation, it was adopted a methodology based on the geotechnologies use. For this, there were adopted information layers to landscape attributes, such as land use and land cover, soil, slope, vertical curvature, horizontal curvature and geology. The attributes were combined using map algebra, more precisely, the weighted linear combination technique, where each attribute has been considered as a conditioning factor to infiltration and surface runoff. To the factors were applied fuzzy membership functions for their standardization and the determination of weights through the Analytical Hierarchical Process method. To identify more susceptible areas to runoff, denominated hydrologically sensitive areas, was adopted the topographic wetness index, used as a simplified form of variable source area patterns spatialization in the watershed. The results showed that most of study area has medium infiltration potential (58.1% of total area), followed by areas with high potential (17.8%). Land cover and soil factors heavily influence this situation, receiving the higher weight. The hydrological sensitive areas occupy 9.1% of study area and are restricted to regions near of watercourses and their springs. These results can be used as a management tool for Pardo river watershed initial area, allowing the planning of sites for agricultural activities and the techniques to be applied at each area.

Keywords: infiltration potential, hydrologically sensitive areas, map algebra, geotechnology, logic fuzzy.

3 INTRODUÇÃO

Com o crescimento populacional torna-se cada vez maior a demanda por água, seja para o abastecimento urbano (doméstico e industrial) ou rural (irrigação, criação de animais e consumo doméstico), com isso são imprescindíveis mecanismos que garantam a gestão adequada desse recurso, prevendo o seu uso múltiplo. Para isso, aspectos quantitativos e qualitativos dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica, devem ser levados em consideração, principalmente em áreas onde as fontes de poluição difusa e carreamento de sedimentos para o interior dos cursos d'água atuam afetando a disponibilidade e a qualidade da água de mananciais.

O estudo do ciclo hidrológico exige a caracterização e espacialização de seus componentes, como a precipitação, o escoamento superficial e de base, a infiltração, a evapotranspiração e a vazão dos rios. Todos esses componentes estão intimamente ligados aos aspectos fisiográficos da bacia, como relevo, geologia, hidrografia e solos e também às atividades antrópicas e cobertura vegetal, que podem atuar no aumento ou diminuição desses processos.

Dentre os processos hidrológicos citados, a infiltração tem uma importância significativa, uma vez que é por meio dela que é garantida a produção de água na bacia de forma perene, ou seja, contínua ao longo do ano, incluindo épocas de estiagem. Assim, para manter ou mesmo aumentar a quantidade de água produzida na bacia deve-se priorizar técnicas de manejo que permitam a infiltração da água, além de técnicas que visem à proteção das áreas naturalmente mais suscetíveis à formação do escoamento superficial.

A área utilizada neste estudo contempla a parte inicial da bacia do rio Pardo, localizada no município de Pardinho – SP, e foi escolhida por se tratar da área de cabeceira de um importante manancial para vários municípios da região. Além disso, os solos e o relevo local são favoráveis às atividades agrícolas, principalmente com culturas anuais, o que exige que o manejo dos recursos naturais seja realizado com base em critérios que visem à conservação dos recursos hídricos.

Nesse contexto, as geotecnologias, com destaque para os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), surgem como uma importante ferramenta para a construção de bancos de dados no processo de manejo de bacias hidrográficas, possibilitando uma abordagem integrada em relação ao ambiente.

O presente trabalho teve como objetivo identificar e caracterizar espacialmente áreas hidrologicamente homogêneas, que representem o potencial de infiltração da água no solo e o escoamento superficial para a área de cabeceira do rio Pardo, integrando atributos de ordem geológica, pedológica, topográfica, cobertura florestal e uso da terra, como subsídio ao manejo de bacias hidrográficas.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Processos hidrológicos

O ciclo hidrológico consiste na movimentação da água em suas diferentes fases (líquida, gasosa ou sólida), percorrendo vários caminhos no planeta, onde os fluxos entre a superfície terrestre e a atmosfera apresentam-se como um sistema fechado (SILVEIRA, 2009).

A energia solar, a gravidade e os movimentos da Terra representam as forças motoras que mantem o ciclo hidrológico, sendo responsáveis pela evaporação da água presente nos oceanos e na superfície continental. A água na forma de vapor passa para a atmosfera e sob certas condições de pressão e temperatura sofre condensação e precipita-se em direção ao solo. Na superfície, a água pode ser armazenada em diferentes compartimentos, como solo, estruturas rochosas, biomassa vegetal e animal, corpos d'água naturais e estruturas construídas pelo homem; o tempo de permanência da água em cada um desses componentes é muito variável, sendo que parte significativa voltará novamente à atmosfera na forma de vapor, fechando o ciclo (SILVEIRA, 2009).

Para um melhor entendimento dos processos hidrológicos, a bacia hidrográfica é frequentemente adotada como unidade geográfica de estudo. A bacia hidrográfica é uma unidade natural do terreno, que capta água oriunda da precipitação, sendo então drenada por um rio principal e seus afluentes, fluindo para outro rio, uma área pantanosa ou o oceano (BLACK, 1990). A bacia é definida espacialmente por um divisor

topográfico, que consiste em uma linha que contorna uma determinada rede de drenagem, passando pelas maiores cotas do terreno (ALVES SOBRINHO et al., 2010).

A bacia hidrográfica pode ser considerada como um sistema aberto que apresenta um balanço entre a entrada de água, por meio da precipitação pluviométrica, e as saídas, por evapotranspiração e pelo deflúvio, ou vazão, no exutório da bacia. O sistema funciona em um estado de equilíbrio dinâmico, onde alterações nos padrões naturais resultam em mudanças compensatórias, para restabelecer o estado de equilíbrio (LIMA, ZAKIA; 2000).

Uma representação dos processos hidrológicos em escala de bacia hidrográfica pode ser visualizada na Figura 1, onde é apresentada a movimentação da água em uma vertente e em uma seção transversal de um canal de drenagem natural.

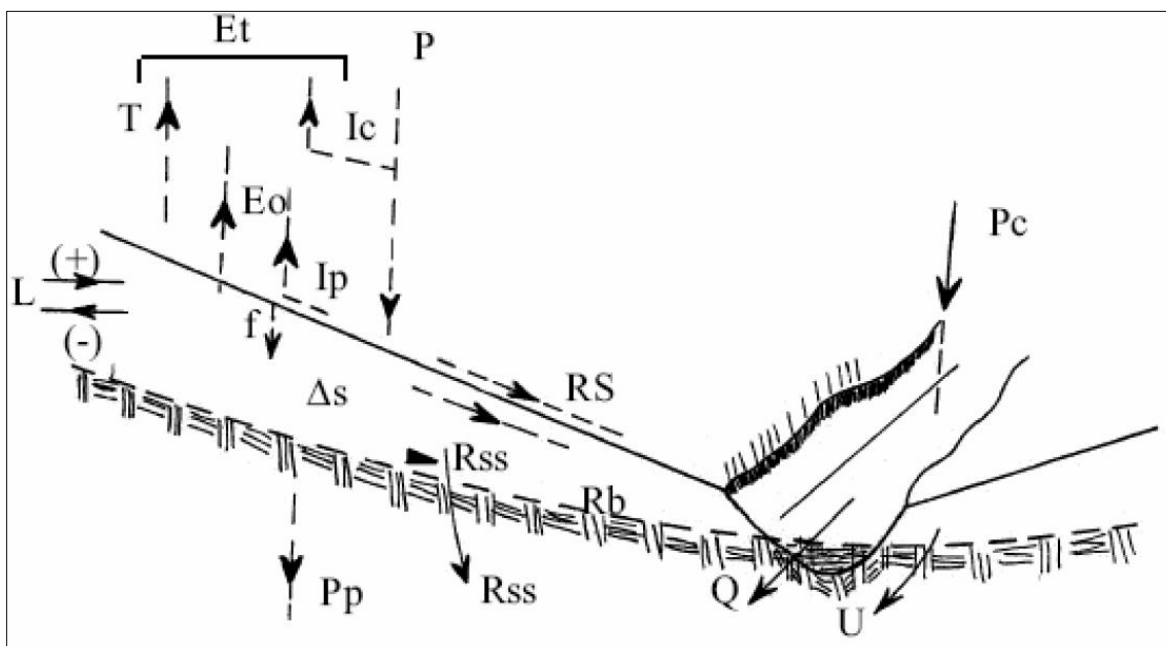


Figura 1. Seção transversal de uma vertente e de um canal de drenagem, com diferentes processos hidrológicos. Fonte: Lima (2008).

Na Figura 1, proposta por Lima (2008), P representa a precipitação como processo de entrada de água no sistema, essa pode ser interceptada pela vegetação (Ic), a interceptação pode representar valores da ordem de 20% do total da precipitação, no caso de bacias florestadas. A água interceptada pela vegetação pode chegar ao solo após a saturação das copas das árvores, porém o volume de água retido nas copas retornará para a atmosfera por evaporação direta. A parte da precipitação que atinge o solo (Ip) poderá

percorrer vários caminhos, retornando à atmosfera por evaporação (E_o), infiltrar para o interior do solo (f), ou escoar na superfície do solo (R_S), chegando rapidamente ao canal de drenagem. A água que infiltra irá escoar lateralmente em subsuperfície (R_{ss}), ou percolar, pela chamada zona vadosa, até atingir a zona saturada e então fluir lentamente, pelo fluxo de base (R_b), até atingir o curso d'água, emergindo em superfície através das nascentes. A água que infiltra pode ainda ficar armazenada na zona vadosa (ΔS), através de forças de atração exercidas pelas partículas do solo, parte dessa água será utilizada pela vegetação e retornará à atmosfera por transpiração (T), a combinação de I_c , E_o e T representam o montante de água que retorna para a atmosfera e é chamado evapotranspiração (E_t). L representa vazamentos freáticos, que possam ocorrer para fora, ou para dentro da bacia, U são vazamentos que ocorrem fora do leito do canal de drenagem e P_p representam percolações profundas, que muitas vezes abastecem aquíferos confinados. Q é a vazão do canal de drenagem, sendo influenciada pela precipitação direta no canal (P_c) e pelos diferentes fluxos de escoamento (R_s , R_{ss} , R_b).

Os processos hidrológicos, apresentados na Figura 1, podem ser equacionados (Equação 1) de acordo com o balanço hídrico que ocorre em um dado período de tempo (LIMA, 2008).

$$P = (T + I_c + I_p + E_o) + Q + \Delta S \pm L + U \quad (1)$$

Em bacias experimentais, onde se tem relativo controle sobre as entradas e saídas de água e as perdas por vazamentos e percolação profunda (L , P_p e U) são desprezíveis, a Equação 1 pode ser simplificada através da Equação 2 (LIMA, 2008).

$$P - E_t - Q \pm \Delta S = 0 \quad (2)$$

Tanto o armazenamento de água na bacia hidrográfica, quanto à resposta da bacia ao processo de precipitação, na forma de vazão, serão diretamente influenciados pela infiltração. A infiltração dentre outros papéis, em nível de paisagem, atuam no processo pedogenético e no desenvolvimento da vegetação (MORAES, 2012).

Quando o objetivo está na produção de água e conservação do solo deve-se priorizar o manejo da bacia, a fim de estabelecer o máximo de infiltração, e o mínimo de escoamento superficial (LIMA, 2008).

4.1.1 Infiltração e escoamento superficial

A importância da infiltração da água no ciclo hidrológico foi analisada por Horton (1933), que a definiu como sendo a entrada de água no solo e percolação como o fluxo vertical, por gravidade, no perfil do solo até atingir a zona saturada.

A capacidade de infiltração foi colocada como a taxa máxima em que a chuva passará para o interior do solo, sob certas condições (HORTON, 1933). De acordo com estudos conduzidos por Ranzini et al. (2004), a taxa de infiltração é variável no tempo, sendo dependente das características físicas do solo e da umidade inicial. Os autores demonstraram que a infiltração inicia-se em uma velocidade máxima e decresce rapidamente até torna-se constante no tempo. O valor da velocidade da infiltração, quando esta se torna constante, tende a se igualar à condutividade hidráulica saturada do solo na superfície.

Sob o conceito de capacidade de infiltração, a chuva incidente sob um determinado local poderá formar um excedente se a intensidade da precipitação for superior à capacidade de infiltração do solo. Esse excedente consiste no escoamento superficial, com isso a infiltração é o processo que divide a água oriunda da precipitação em dois caminhos, um que passará para o interior do solo e outro que escoará sobre o mesmo (HORTON, 1933). De acordo com o mesmo autor, a água que infiltra irá percolar no perfil do solo, abastecendo as águas subterrâneas e estas alimentarão as nascentes dos rios nos períodos de estiagem.

A teoria proposta por Horton (1933) indica, que sempre que superada a capacidade de infiltração do solo, toda a área da bacia passaria a contribuir para o escoamento superficial. No entanto, conforme observado por Betson (1964), a bacia hidrográfica pode apresentar condições heterogêneas de solo, cobertura do solo e umidade antecedente à precipitação. Com isso a taxa de infiltração passa a ser variável na paisagem e apenas uma pequena parte da bacia contribuiria efetivamente para a formação do escoamento superficial.

Estudos conduzidos em bacias hidrográficas florestadas de clima úmido, com solos apresentando alta permeabilidade, mostraram que as taxas de infiltração raramente são superadas pela intensidade da precipitação e o escoamento superficial por

excesso de precipitação dificilmente ocorre. (DUNNE et al., 1975; DUNNE; BLACK, 1970a; 1970b; HEWLETT; HIBBERT, 1967; RANZINI et al., 2004; ZAKIA, 1998).

Hewlett e Hibbert (1967), ao observarem os hidrogramas de bacias florestadas, verificaram uma rápida resposta da vazão após o início da precipitação e propuseram que, após infiltrar, parte da água movimentava-se lateralmente no meio poroso, no sentido da declividade da encosta, sendo esse processo denominado escoamento subsuperficial. Os autores verificaram que, nas cabeceiras e nas laterais dos cursos d'água, as condições de umidade do solo já estão próximas à saturação ou já se encontram totalmente saturadas no início da precipitação. Essas áreas passariam a contribuir com o escoamento superficial, não por excesso de precipitação, mas por saturação do solo. Os autores verificaram que as áreas saturadas são dinâmicas na paisagem, passando a denominá-las de áreas variáveis de afluência (AVA).

As regiões da bacia mais propensas à saturação encontram-se nas áreas de relevo côncavo, onde o lençol freático posiciona-se mais próximo à superfície (DUNNE; BLACK, 1970a; 1970b; MORAES, 2012; SCHOENEBERGER; WYSOCKI, 2005). Sendo assim, com a ascensão do lençol freático após o início da precipitação as AVAs expandem-se, formando canais efêmeros, aumentando a densidade de drenagem durante os eventos de precipitação (DUNNE; BLACK, 1970a; 1970b; HEWLETT; HIBBERT, 1967).

Na Figura 2 está exemplificado o processo de escoamento em área saturada, onde o escoamento superficial (E_s) é oriundo tanto da precipitação que incide diretamente sobre as AVAs, quanto do fluxo de retorno (E_r) que emerge do interior do solo e é alimentado pelo escoamento subsuperficial (E_{ss}), este, por sua vez, provém da água que infiltra nas áreas não saturadas, na parte superior da vertente. Parte da água precipitada nas áreas não saturadas (P_nS) percola através da zona vadosa (P_e) e atinge a zona saturada fazendo com que o nível do lençol freático eleve-se e alcance áreas na superfície não saturadas. Com a continuidade da precipitação ocorre a expansão das áreas de contribuição efetiva para o escoamento superficial (DUNNE; BLACK, 1970a; 1970b).

Tanto a teoria da formação do escoamento superficial por excesso de precipitação, quanto por escoamento em AVA são complementares, uma vez que as condições das bacias com uso agrícola são heterogêneas, com isso, o primeiro tipo de escoamento está ligado às áreas altamente antropizadas, onde o solo apresenta alta compactação ou fica descoberto durante os eventos de chuva; o segundo, por sua vez, está

relacionado aos solos submetidos aos manejos que visam a infiltração da água e as áreas com cobertura florestal nas proximidades dos cursos d'água.

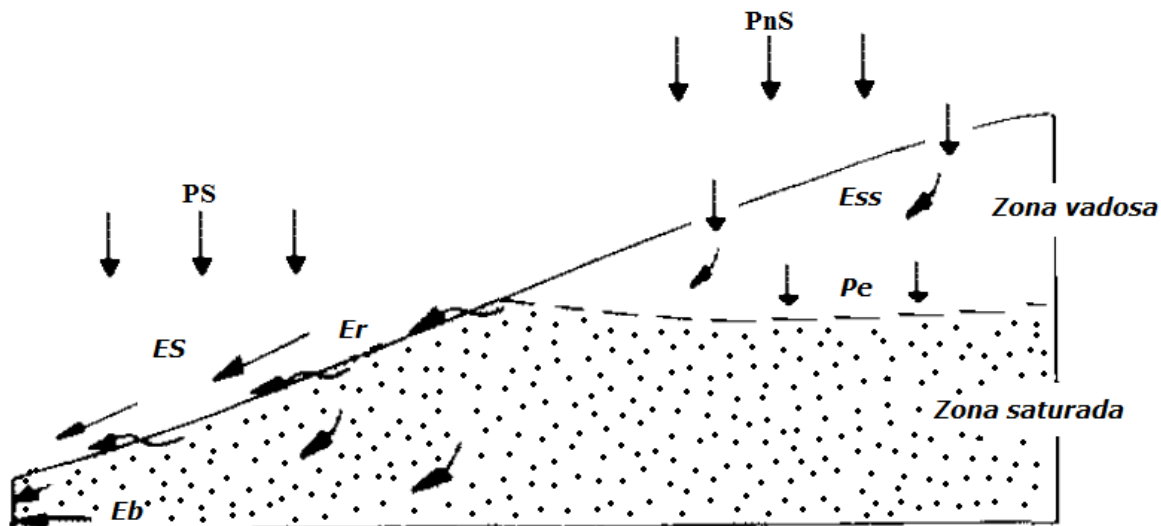


Figura 2. Escoamento em áreas saturadas. Fonte: adaptado de Dunne et al. (1975).

Fundamentado na teoria de escoamento superficial em áreas variáveis de afluência, Walter et al. (2000) propuseram uma expansão do conceito baseado na propensão das áreas saturadas na bacia (AVAs) estarem mais suscetíveis à geração de poluição difusa e carreamento de sedimentos para o interior dos cursos d'água. Ocorrem principalmente em bacias de uso agrícola, que mesmo sob uso antrópico, predomina o escoamento sobre áreas que se encontram saturadas no início e durante os processos de precipitação.

O termo áreas hidrologicamente sensíveis (AHS) foi então proposto por Walter et al. (2000), referindo-se às áreas que possuem uma determinada probabilidade de saturação no tempo. Um determinado ponto na bacia hidrográfica pode, em um dado momento, encontrar-se em condição de saturação, contribuindo para o escoamento superficial e, em outro momento, encontrar-se não saturada, permitindo a infiltração da água. Com isso considerando uma variação contínua no tempo, o local em questão apresentará uma probabilidade de estar saturado. Walter et al. (2000) definiu um limiar de 30% de probabilidade, acima do qual a área pode ser definida como AHS.

As AHS quando se encontram junto às áreas de uso agrícola são definidas como áreas críticas de manejo, pois são fonte de poluentes como os agrotóxicos e de nutrientes como os fertilizantes, além das partículas de solo, que se encontram

desagregadas devido ao manejo aplicado, o que facilita seu carreamento em direção aos cursos d'água, comprometendo os recursos hídricos tanto em quantidade, por assoreamento, quanto em qualidade, por contaminação e eutrofização dos corpos d'água (AGNEW et al., 2006; QIU, 2009; WALTER et al., 2000).

A espacialização do potencial de infiltração (SOARES et al., 2012) bem como das áreas mais propensas à saturação (AGNEW et al., 2006; QIU, 2009) são importantes produtos para o planejamento de ações conservacionistas em áreas rurais, onde a existência de dados topográficos, mapeamentos de solos e de uso e cobertura da terra e a manipulação destas com o uso de geoprocessamento permitem a caracterização de bacias hidrográficas em diferentes escalas de estudo.

4.2 Geoprocessamento

No contexto da análise e planejamento ambiental, a representação do meio natural com todos os seus componentes, processos e interações, apresenta-se como uma tarefa relativamente complexa, com isso, a modelagem dos ambientes e fenômenos sempre exigirá certo grau de simplificação, ou abstração, para que o ambiente possa ser entendido e simulado utilizando expressões matemáticas (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Para auxiliar no processo de modelagem do mundo real, gerando aplicações práticas, surgem as técnicas de geoprocessamento. Este pode ser definido como sendo a manipulação e tratamento de informações que apresentam distribuição espacial, utilizando, para isso, operações matemáticas e a capacidade de processamento de dados dos computadores (CÂMARA; MEDEIROS, 1998).

Exemplos de aplicações da cartografia estão presentes desde o início das civilizações, sendo largamente utilizados na definição de rotas mercantes e posteriormente nas navegações. Porém com a evolução dos computadores, a partir dos anos 70 do século XX, análises antes inviáveis, devido às exigências de processamento e armazenamento de dados, puderam tomar espaço, trazendo com isso o advento do geoprocessamento. Assim fenômenos antes analisados pontualmente passaram a ter uma distribuição espacial, o que permitiu uma visão sistêmica sobre o ambiente (CÂMARA; MEDEIROS, 1998; MIRANDA, 2010).

Dentre as tecnologias adotadas na obtenção e processamento de informações espacialmente distribuídas, destacam-se os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) e o Sensoriamento Semoto (SR).

Os SIGs, pela própria definição de sistema (CHRISTOFOLETTI, 1999), compreendem um conjunto de componentes, que possibilita o uso de programas, a base de dados e os usuários. A interação entre esses componentes tem como objetivo a entrada, processamento e geração de resultados para dados onde a distribuição geográfica é uma característica relevante (MIRANDA, 2010).

A representação da paisagem de maneira relativamente rápida e precisa, onde grandes extensões geográficas possam ser analisadas, considerando seus diversos componentes, faz-se necessária e tem aplicação em diversas áreas da atividade humana, como expansão de áreas urbanas, transporte, saúde, mineração, agricultura, floresta, oceanografia, entre outras. Com isso, os SIGs, bem como as demais geotecnologias, apresentam-se como importante ferramenta para tais atividades (CÂMARA; MEDEIROS, 1998).

O SR é uma tecnologia que permite a obtenção de informações sobre alvos na superfície da Terra sem que haja contato físico direto com o mesmo, apenas através da interação da energia eletromagnética (REM) entre um objeto e um sensor, este geralmente está embarcado em aviões, em nível terrestre ou, em satélites, em nível orbital (NOVO, 2008).

Para a caracterização das superfícies, os sistemas de SR que utilizam o sol como fonte de REM são denominados passivos, pois exigem a existência de uma fonte externa de energia e, quando são capazes de emitir a própria radiação, são denominados ativos. Os radares são exemplos de sistemas de SR ativos, já os sistemas adotados na obtenção de imagens que permitem, dentre outros, identificar o uso e ocupação das terras são sistemas passivos (NOVO, 2008).

A REM emitida pelo sol atinge o topo da atmosfera e ao atravessá-la parte dessa radiação é interceptada por componentes como gases, vapor d'água e aerossóis, com isso, diversas faixas do espectro eletromagnético são retidas e outras conseguem passar pelas chamadas janelas atmosféricas, após essa etapa, a radiação atinge a superfície terrestre, a qual possui diferentes componentes, interage com os mesmos e retorna para serem captadas pelos sensores, conhecidos como radiômetros (JENSEN, 2009; NOVO, 2008).

Dentre os tipos de interação que podem ocorrer entre a REM os possíveis alvos (solo, água, vegetação, rochas e construções) estão a absorção, onde a REM chega até o alvo e é totalmente absorvida por ele; a transmissão, onde a REM passa através do alvo ou a reflexão, onde a REM é refletida pelo alvo. Porém, excetuando-se casos específicos, o mais comum é que todos os processos ocorram simultaneamente, uns em maior e outros em menor intensidade (JENSEN, 2009).

Os radiômetros detectam a energia que foi refletida e/ou emitida pelo alvo, onde cada alvo, de acordo com sua composição química e conteúdo de umidade, apresentará um determinado comportamento diante da REM. As características específicas de cada alvo com relação à REM é o que permitirá sua posterior identificação (PONZONI et al., 2012).

A reflectância consiste na razão entre a energia que atinge um determinado alvo e a que é refletida por ele em uma determinada faixa de comprimento da REM, por exemplo, a vegetação apresenta altas taxas de absorção nas faixas da REM que compreendem a região do visível, com comprimentos de onda de 400 nm a 720 nm, resultando em baixas reflectâncias. Já, as faixas do infravermelho próximo, de 720 nm a 1100 nm e infravermelho médio, de 1100 nm a 2500 nm, a absorção é baixa, resultando em altas reflectâncias. Essa variação nos valores de reflectância de um alvo ao longo dos diferentes comprimentos de onda é o que define sua assinatura espectral (PONZONI; REZENDE, 2004; PONZONI et al., 2012).

Os produtos da recepção da REM pelos radiômetros são imagens digitais, geralmente os radiômetros são capazes de detectar diferentes faixas da REM, gerando para cada faixa detectada uma imagem, nesse caso as imagens são chamadas bandas. A análise dos diferentes alvos da superfície pode ser realizada considerando as bandas isoladamente, ou também de maneira integrada, formando composições de bandas, que permitem a atribuição de cores aos alvos, o que facilita a interpretação do analista e a identificação dos diversos componentes da superfície (PONZONI; REZENDE, 2004; PONZONI et al., 2012).

Outra característica importante do uso dos produtos do SR está na possibilidade de análises espaço-temporais, nestas, o uso da terra é identificado e a sua evolução modelada, resultando em representações das alterações na paisagem ao longo do tempo (COELHO et al., 2014; PESSOA et al., 2013).

O estabelecimento de indicadores espaciais é uma alternativa para o estudo de pressões exercidas por práticas agrícolas em áreas sensíveis, como as zonas ripárias, onde o uso da terra, analisado ao longo do tempo, bem como os padrões de ocupação, são modelados integrando os dados de SR em ambiente SIG (TORMOS et al., 2011).

4.3 Modelos digitais do terreno (MDTs) e índices topográficos

O MDT é a representação de algum atributo do terreno por meio de uma superfície contínua, onde dados discretos, como pontos oriundos de amostragem, passam a ser representados por meio de arquivos em formato matricial (MOORE et al., 1991). A distribuição espacial por interpolação das propriedades físicas, químicas e mecânica dos solos, dados de profundidade de rios e lagos, características de relevo, como declividade, face de exposição de encostas, modelos de sombreamento e radiação solar na superfície são exemplos de MDTs.

Quando o interesse está na representação da elevação, seja em relação ao nível do mar, altitude, ou em relação a outro referencial, o MDT pode ser denominado modelo digital de elevação – MDE (MOORE et al., 1991). Para estudos ambientais em diferentes escalas, MDEs obtidos por sensoriamento remoto encontram-se disponíveis gratuitamente na internet, bem como levantamentos planialtimétricos realizados por aerofotogrametria que permitem a geração de MDEs.

Dentre os MDEs prontamente disponíveis para uso, têm destaque os gerados pelo projeto Shuttle Radar Topographic Mission – SRTM. Neste as imagens contendo os dados de elevação para grande parte da superfície da Terra foram obtidas por meio de um sistema de detecção remota, utilizando radar e embarcado no ônibus espacial Endeavour, que ficou na órbita da Terra durante 11 dias em fevereiro do ano 2000. As imagens cobrem uma superfície entre as latitudes 60° N e 57° S e foram obtidas com resoluções espaciais de 1 arco segundo, ou 30 metros e 3 arco segundos, ou 90 metros, para as áreas imageadas (RABUS et al., 2003).

Para o território brasileiro, os MDEs SRTM foram disponibilizados inicialmente apenas na resolução espacial de 3 arco segundo. Esses foram submetidos a um processo de refinamento utilizando técnicas de geoestatística e interpolação, onde a resolução espacial das imagens passaram de 90 para 30 metros, tal projeto foi desenvolvido

no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE e recebeu o nome TOPODATA (VALERIANO, 2008; VALERIANO; ROSSETI, 2012). Neste, além dos dados de altimetria, encontram-se disponíveis também MDTs contendo declividade, orientação de vertentes, curvatura vertical e horizontal, formas do terreno, delineamento de canais de drenagem e divisores topográficos (VALERIANO, 2008).

Além dos MDEs obtidos por detecção remota, como o SRTM, são amplamente utilizadas as técnicas de interpolação aplicadas aos dados planialtimétricos oriundos de cartas topográficas (OLIVEIRA et al., 2012; VALERIANO, 2003; VALERIANO; CARVALHO JUNIOR, 2003). Sua utilização dá-se, principalmente, quando se trabalha em escalas mais detalhadas (1:50000, ou maiores), assim consegue-se modelos com resoluções espaciais inferiores à 20 metros, que permitirão um maior detalhamento do terreno analisado (VALERIANO, 2003; VALERIANO; CARVALHO JUNIOR, 2003).

Variáveis do relevo derivadas da elevação são altamente sensíveis à resolução espacial utilizada, onde as características em estudo terão maior ou menor grau de simplificação de acordo com as dimensões do pixel (SALGADO et al., 2011).

Para a obtenção do MDE, a partir das cotas altimétricas contidas nas cartas topográficas, são utilizados interpoladores que geram produtos de grade irregular e de grade regular. As grades irregulares, também conhecidas como *TIN – Triangular Irregular Network* ou rede de triângulos irregulares, são amplamente utilizadas para a representação do relevo, pois permitem caracterizar superfícies complexas, onde ocorrem variações bruscas de elevação (NAMIKAWA, 1995).

Os MDEs de grade regular são arquivos matriciais, cuja menor unidade é o pixel, sendo todos os pixels com a mesma dimensão, um par de coordenadas x,y e um componente de elevação z. Podem ser obtidos utilizando interpoladores próprios para esse fim, sendo, o inverso da distância ponderada (IDW), vizinho mais próximo, *thin plate spline*, superfícies de tendência e os diferentes tipos de krigagem (LI; HEAP, 2014), os mais utilizados. Além desses interpoladores, as superfícies TIN são frequentemente transformadas em grades regulares através de algoritmos implementados nos SIGs, para obtenção de variáveis topográficas derivadas do MDE.

As variáveis topográficas podem ser divididas em primárias e secundárias. Sendo primárias aquelas obtidas diretamente do MDE como a elevação, declividade, face de exposição do terreno, comprimento de vertentes, curvatura do perfil,

curvatura planar, área de contribuição do escoamento, entre outras. Estas possuem influência nos processos físicos e biológicos em nível local e de paisagem, podendo, por exemplo, ser usadas para descrever espacialmente variações de temperatura, que está relacionada com a elevação e a face de exposição do terreno, influenciando no acúmulo de umidade e, por consequência, na distribuição da vegetação (MOORE et al., 1991).

As variáveis secundárias, também denominadas compostas, são obtidas pela combinação de duas ou mais variáveis primárias, gerando com isso índices topográficos (ITs) que descrevem características mais complexas do relevo (MOORE et al., 1991; MINELLA; MERTEN, 2012).

Nos estudos do comportamento hidrológico de bacias hidrográficas, os ITs são largamente empregados, uma vez que a topografia influencia na maneira como a água comporta-se na paisagem (MINELLA; MERTEN, 2012; MOORE et al., 1991; MORAES, 2012; SCHOENEBERGER; WYSOCKI, 2006). O fator LS, utilizado na equação universal de perda de solo, é um exemplo de variável secundária que leva em consideração a declividade e o comprimento da rampa, descrevendo a capacidade erosiva da água. Esta, ao movimentar-se na superfície das encostas mais íngremes e com maior comprimento condicionará aumento da erosão em detrimento à infiltração (WEILL; SPAROVEK, 2008).

Para o estudo do comportamento espacial do conteúdo de água no solo, um IT amplamente utilizado é o índice topográfico de umidade (ITU), que foi desenvolvido por Beven e Kirkby (1979), para ser utilizado no modelo hidrológico TOPMODEL e descreve a propensão de acúmulo de água no terreno, levando em consideração as características do relevo.

O ITU relaciona a área de contribuição de um determinado ponto no terreno com a sua declividade. Caso o ponto analisado seja relativamente plano e tenha uma grande área de contribuição, a tendência é o acúmulo de umidade e por consequência a saturação (BEVEN; KIRKBY, 1979).

As áreas saturadas apresentam-se como elementos dinâmicos na paisagem, no caso as AVAs, hora ocupando parte significativa da bacia hidrográfica, hora restringindo-se às regiões próximas aos cursos de água (DUNNE et al., 1975; DUNNE; BLACK, 1970a; 1970b; HEWLETT; HIBBERT, 1967; RANZINI et al., 2004; ZAKIA, 1998;). O ITU consiste em um índice desenvolvido como um elemento na definição das AVAs dentro de modelos hidrológicos dinâmicos (BEVEN; KIRKBY, 1979), porém, em

inúmeros trabalhos em que a hidrologia de superfície é um fator determinante, o ITU é utilizado de maneira estática para representar as áreas mais propensas à saturação e, por consequência, à geração de escoamento superficial (AGNEW et al., 2006; BUCHANAN et al., 2014; FERRAZ et al., 2007; MINELLA; MERTEN, 2012; PEREIRA; TEIXEIRA FILHO, 2009; QIU, 2009; SILVA et al., 2013).

Agnew et al. (2006) analisaram a utilização do ITU como um método alternativo aos modelos hidrológicos dinâmicos para a definição das AHS, originalmente propostas por Walter et al. (2000), pois tais modelos dependem de um volume de dados relativamente grande, como séries históricas de vazão e precipitação, que são utilizadas nas etapas de calibração e validação do modelo. Como a maioria das bacias não possuem tais dados a aplicação do conceito de AHS como elemento no planejamento dos recursos hídricos ficaria limitado.

Além do ITU, outro método analisado por Agnew et al. (2006) foi a distância a partir da rede de drenagem, que consiste na espacialização de distâncias pré-definidas em relação à rede de drenagem e a posterior correlação dessas com as AHS obtidas por modelos hidrológicos dinâmicos. O ITU é considerado de fácil aquisição, uma vez que depende inicialmente da existência de um MDE para a área que está sendo analisada. Os resultados mostraram que a melhor alternativa para determinação das AHS foi o ITU, que apresentou correlações (R^2) superiores a 0,86, enquanto o método das distâncias da rede de drenagem apresentou R^2 de 0,55 a 0,66, mostrando-se significativamente inferiores ao ITU. A alta correlação linear entre o ITU e as probabilidades de saturação do terreno, mostrou que as áreas que apresentaram-se saturadas grande parte do tempo estão associados aos maiores valores do índice topográfico.

Qiu (2009), objetivando identificar as AHS e estabelecer áreas para conservação da água, principalmente com relação às fontes de poluição difusa, utilizou o ITU para representar as áreas mais favoráveis à formação de escoamento superficial. Os resultados obtidos indicaram que o ITU é uma possibilidade viável para representação das áreas mais sensíveis do ponto de vista hidrológico.

Silva (2012), utilizando um modelo hidrológico distribuído e baseado em processos, para a definição tanto das AVAs quanto das AHS em uma bacia com predomínio de uso da terra com práticas agrícolas, observou uma fraca correlação entre o ITU e as áreas definidas com alta probabilidade de saturação dadas pelo modelo

hidrológico, no entanto, o autor não descarta o uso do ITU como um possível indicador das áreas saturadas em locais que não dispõem de dados que permitam o uso de tais modelos.

Mesmo o ITU sendo um índice que pode ser obtidos por algoritmos já implementados e amplamente testados, faz-se necessário a atenção quanto alguns elementos no processo de obtenção do mesmo. O MDE deve possuir uma resolução espacial compatível com o grau de detalhamento que se deseja atingir, sendo que MDEs com resoluções espaciais inadequadas, para os objetivos do trabalho, tendem a gerar informações pouco condizentes com realidade (BUCHANAN et al., 2014).

A área de contribuição e a declividade são variáveis topográficas primárias obtidas a partir do MDE e que são utilizadas no cálculo do ITU. Diversos métodos foram desenvolvidos e implementados nos SIG para a obtenção dessas variáveis. A escolha dos métodos mais adequados, de acordo com as características da bacia, é o que possibilitará a obtenção de índices mais condizentes com as distribuições de umidade do solo e, por consequência, ao escoamento superficial observado em campo (BUCHANAN et al., 2014).

4.4 Álgebra de Mapas

Nos programas para SIG, a organização das diversas informações do ambiente analisado é feita em camadas, onde cada camada representa um plano de informação (PI). Todos os PIs devem ser referentes à mesma área e possuir o mesmo sistema de coordenadas para que a sobreposição entre eles seja possível (TOMLIN, 1994).

Essa forma de organização dos dados permite a realização de diversas operações entre os PIs. Tais operações são denominadas álgebra de mapas que, de acordo com Tomlin (1994), consistem em um conjunto de convenções e técnicas utilizadas em SIG.

Uma definição complementar é dada por Câmara et al. (2005), onde álgebra de mapas é um conjunto de funções para o processamento de dados no formato matricial e que permitem, a partir dos dados já existentes, a geração de novas informações.

De acordo com essas definições, à qualquer informação espacialmente distribuída no formato matricial, podem ser aplicadas operações matemáticas e operações lógicas, por exemplo, a soma entre o PI 1 com um PI 2 teria

como resultado um PI 3, nesta operação ocorre uma soma pixel-a-pixel entre 1 e 2, sendo os resultados atribuídos aos pixels de 3 (MIRANDA, 2010).

De acordo com o mesmo autor, três operações matemáticas básicas compõem a álgebra de mapas: na primeira, o PI de entrada é multiplicado por um valor constante, por exemplo, quando se deseja a conversão de unidades; a segunda consiste na transformação matemática do PI através da aplicação de funções, como as trigonométricas e logarítmicas; e a terceira, as operações aritméticas (soma, subtração, multiplicação e divisão) entre PIs, resultando em um novo PI, como no exemplo anterior, com soma de mapas.

As operações lógicas são utilizadas para obtenção de PIs em formato binário, por exemplo, em um MDE, onde os valores de elevação são apresentados continuamente e se deseja apenas as áreas acima de um limiar pré-estabelecido. Neste caso, se aplica um operador que isole as áreas acima deste limiar, estabelecendo para esses pixels o valor 1 e para o restante dos pixels o valor 0 (MIRANDA, 2010).

A combinação de diferentes PIs é comumente utilizada no planejamento ambiental, pois, para uma melhor compreensão do ambiente, é necessária a análise conjunta dos diversos componentes do mesmo. Em trabalhos relacionados à conservação do solo e da água no meio rural, a álgebra de mapas é aplicada, por exemplo, na equação universal de perdas do solo, onde todos os fatores são multiplicados entre si, resultando em um novo PI. Neste caso, os PIs (erosividade da chuva, erodibilidade do solo, fator de escoamento superficial, fator LS e os fatores de cobertura do solo e práticas de manejo) entram na operação com suas respectivas unidades, tendo como saída um mapa cuja unidade é expressa em $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (PACHECO et al., 2014).

Quando se combina múltiplos PIs em ambiente SIG, o mais comum é que esses sejam normalizados para a mesma unidade, já que muitas vezes não é possível combinar PIs que contenham informações contínuas, como os MNTs, com mapas temáticos, como uso do solo. Nesse caso, para se atingir um determinado objetivo, como zoneamentos para fins específicos, diferentes métodos podem empregados, utilizando álgebra de mapas, para a combinação entre PIs.

A combinação booleana está baseada na lógica de Boole, onde os PIs devem possuir apenas dois valores, sendo o valor 1 para os locais que preenchem a condição especificada e o valor 0 para aqueles que não preenchem, ou ainda, 1 para a condição “sim” e 0 para a condição “não”. Com isso o PI baseado na lógica booleana

apresentará apenas duas classes com limiares bem definidos, onde ocorre uma transição abrupta entre as mesmas (EASTMAN, 1998).

Para a combinação dos PIs na lógica booleana são aplicados dois operadores. O operador “E” consiste em uma multiplicação entre os PIs, sendo considerada como condição favorável apenas os locais que possuem o valor 1 em todos os mapas; os locais que possuíram a condição desfavorável (valor 0) em qualquer um dos PIs de entrada retornarão uma condição desfavorável ao PI de saída. O segundo operador é o “OU”, neste caso se um dos mapas tiver a condição favoráveis (valor 1) para um determinado local, o PI resultante terá o valor 1 para o mesmo local, mesmo que os outros PIs de entrada possuam o valor zero para o local analisado. Com isso, é possível afirmar que o operador “E” é mais restritivo que o operador “OU”, exigindo que todas as variáveis de entrada atendam a condição especificada (EASTMAN, 1998).

Apesar da implementação da lógica booleana, em ambiente SIG, ser relativamente simples, essa se torna restritiva quando se deseja análises mais detalhadas do ambiente, pois o que se observa em muitos casos não são transições abruptas entre os elementos naturais, como as classes de solo, que são representadas nos mapeamentos temáticos por polígonos bem definidos, onde termina um começa o outro. Na realidade o que muitas vezes ocorre é uma transição gradual entre eles. Para representar essa variação gradual surge a lógica difusa, lógica *fuzzy*, como complemento da lógica booleana (MCBRATNEY; ODEH, 1997).

Na lógica *fuzzy*, os valores são expressos em uma escala continua que varia de 0 (condição de não-pertinência) até um 1 (condição de total pertinência), apresentando um crescimento continuo entre esses dois limiares. Em SIG, o processo de normalização utilizando a lógica *fuzzy* é chamado *fuzzificação*, neste aplica-se ao PI de entrada uma função de pertinência, onde, o que varia é o ponto mínimo, a partir do qual os valores são normalizados, saindo do valor 0 na escala *fuzzy* e crescendo até atingir o ponto máximo, a partir do qual os valores do PI de entrada assume o valor 1 na escala *fuzzy* (MCBRATNEY; ODEH, 1997). As funções de pertinência geralmente encontradas nos SIGs são a linear, a sigmoidal, a forma de J, existindo ainda a opção de definir uma função específica, de acordo com o objetivo final (SILVA et al., 2004).

A Figura 3 ilustra as diferenças entre as lógicas booleana e *fuzzy*. Na primeira observa-se a transição abrupta formando duas classes bem definidas, já na segunda uma função linear é aplicada para estabelecer a pertinência entre os extremos, com

isso, a definição de limiares não fica evidente, o que resulta na variação gradual entre as classes.

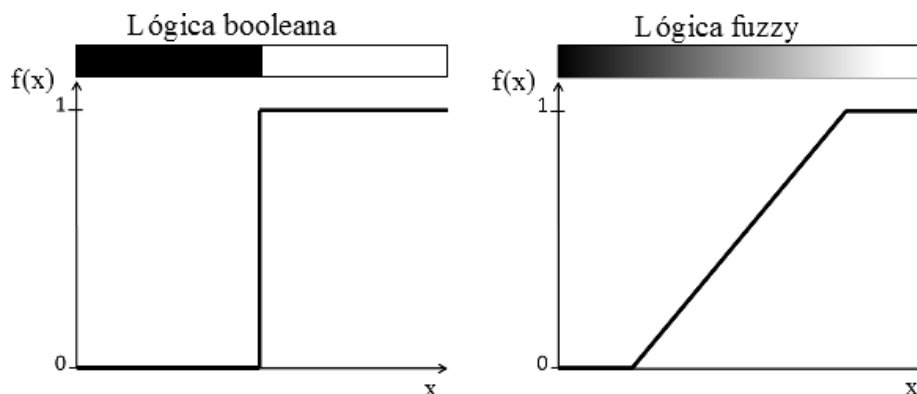


Figura 3. Funções baseadas em lógica booleana e lógica *fuzzy*.

As representações referentes à lógica *fuzzy* estão associadas a certo grau de incerteza, uma vez que não se conhece limites precisos e a definição de valores na região de crescimento (entre 0 e 1) torna-se imprecisa ou inexata. As condições ambientais, geralmente, seguem um padrão difuso, com isso a lógica *fuzzy* apresenta-se como uma ferramenta adequada quando se trabalha com modelagens ambientais (MCBRATNEY; ODEH, 1997).

Os fatores normalizados, em uma unidade temática comum, podem ser combinados a fim de ser obter uma informação composta. A combinação linear é um método amplamente utilizado e conforme verificado por diversos autores, muitas vezes existe a necessidade de ponderar cada um dos PIs que apresentam diferentes influências frente ao objetivo final (KROIS; SCHULTE, 2014; VALLE JUNIOR et al., 2014). Aplicando pesos a cada um dos PIs tem-se uma combinação linear ponderada (CLP). Diferentemente da combinação booleana, na CLP um componente que apresentar baixa pontuação em um dado local pode ser compensado por outro de pontuação mais alta, possibilitando uma maior compreensão das interações entre os fatores ambientais (EASTMAN et al., 1995; MIRANDA, 2010).

Eastman et al. (1995) denominaram os métodos de combinação de diferentes PIs, como a CLP, de análise multicritério (AMC). Nesta, os critérios são divididos em fatores e restrições, onde fatores são os elementos que vão aumentar ou diminuir a adequabilidade de uma alternativa frente ao objetivo analisado e é apresentado em uma escala contínua de valores; e restrições servem para limitar uma alternativa e são

apresentadas através da lógica booleana. Os autores apresentaram como exemplo de fator, um mapa de declividade, auxiliando a tomada de decisão em relação à colheita florestal, onde áreas planas teriam preferência para as atividades de colheita. Seguindo o mesmo exemplo, as restrições seriam áreas onde a colheita florestal não poderia ser realizada, como áreas de proteção ambiental ou declividades que superem 30%.

4.5 SIG e potencial de infiltração

A infiltração da água na bacia hidrográfica é um importante processo dentro do ciclo hidrológico, por essa razão, diversos trabalhos foram desenvolvidos visando identificar o potencial de infiltração da água em nível de paisagem, utilizando sistemas de informações geográficas.

Souza (2014), objetivando estabelecer áreas prioritárias à restauração florestal em uma unidade de conservação, adotou uma metodologia baseada em álgebra de mapas, mais precisamente a CLP como AMC, para combinar uma série de atributos da paisagem. Foram consideradas as áreas mais favoráveis à infiltração e os fragmentos florestais mais importantes na paisagem. Para o potencial de infiltração adotou-se componentes do meio físico e antrópico, como geologia, pedologia, declividade, formas do terreno e uso do solo. Para a combinação desses fatores, diferentes pesos foram adotados, sendo que o uso do solo recebeu o maior peso de ponderação, seguido das classes de solo. Nesse trabalho a geologia foi considerada como tendo a menor importância frente ao objetivo proposto.

Schechi et al. (2013) destacaram a importância da análise do potencial de infiltração da água em uma bacia hidrográfica para estabelecer as áreas mais importantes ao armazenamento da água no meio poroso, o que permite com o tempo, a recarga dos aquíferos e, conseqüentemente, o fornecimento de água às nascentes. Os autores espacializaram o potencial de infiltração levando em consideração as características do solo. Outro ponto importante levantado no trabalho foi o uso e cobertura da terra, analisado ao longo do tempo. As mudanças ocorridas na paisagem devido à ação antrópica resultaram em diminuições na proteção das áreas e, como conseqüência, houve diminuições na capacidade potencial de armazenamento da bacia hidrográfica, o que implica em alterações nos padrões hidrológicos locais.

Lima et al. (2013), visando estabelecer áreas potenciais à recarga das águas subterrâneas, utilizaram uma metodologia qualitativa em ambiente SIG, onde a álgebra de mapas foi adotada para o cruzamento de informações referentes aos atributos pedológicos e topográficos de uma bacia hidrográfica de cabeceira, localizada no município de Extrema –MG. O uso da terra não foi considerada na análise do potencial de infiltração, porém os autores destacaram que as áreas de cabeceira são importantes no processo de recarga das água subterrâneas e a degradação das mesmas, pelo uso irregular do solo, causa o aumento do escoamento superficial em consequência da redução da infiltração, o que reduz a quantidade e a qualidade da água disponível na bacia.

Silva et al. (2013) utilizaram o potencial de infiltração de uma bacia hidrográfica, localizada em uma região de alta sensibilidade do ponto de vista geomorfológico, para estabelecer áreas relevantes à manutenção de serviços ambientais. Para o potencial de infiltração foram consideradas, em ambiente SIG, as classes de solo, a geologia, a declividade e as áreas inundáveis ao redor dos rios. Todos esses fatores foram considerados como tendo o mesmo peso de influência. Além do potencial de infiltração, os autores também levaram em consideração o potencial de erosão da área, considerado antagônico ao potencial de infiltração e foram consideradas também as áreas denominadas de AVA. A metodologia utilizada para espacialização dessas levou em consideração o ITU originalmente proposto por Beven e Kirkby (1979). Com a integração desses três componentes hidrológicos, os autores mapearam as áreas mais sensíveis para manutenção dos serviços ambientais e propuseram uma série de medidas a serem adotadas para o planejamento do uso e ocupação das terras, a fim de garantir a conservação dos recursos naturais.

Soares et al. (2012) avaliaram o potencial de infiltração da bacia do Rio Guaratinguetá no Vale do Paraíba, através de uma metodologia qualitativa, onde mapas temáticos referentes a geologia, geomorfologia, pedologia, precipitação e uso e ocupação do solo foram cruzados em ambiente SIG. Os autores destacaram que as mudanças ocorridas na área, devido à expansão urbana e da agropecuária, causaram sérias consequências no balanço ambiental local, reduzindo a disponibilidade de água para a região. Para auxiliar no planejamento ambiental da bacia, os autores propuseram uma metodologia qualitativa, pois a extensão da área bem como a inexistência de dados físicos mensurados inviabilizaria o uso de modelos hidrológicos quantitativos.

Camarinha (2011) propôs uma metodologia semi-qualitativa para analisar o potencial de infiltração em uma bacia de cabeceira, onde foram realizadas amostragens de solo para determinação da porosidade. Em seguida técnicas de geoestatística foram utilizadas para analisar e interpolar os dados amostrais, gerando uma superfície contínua contendo a porosidade do solo. Os fatores relacionados ao relevo, geologia e cobertura vegetal também foram adotados. Solo e relevo receberam o mesmo peso, sendo este maior que o peso atribuído à cobertura vegetal, porém vale ressaltar que a cobertura do solo era homogênea, com plantios de eucalipto. Como as áreas de silvicultura são dinâmicas, dois cenários foram avaliados, sendo um com a floresta estabelecida e outra no plantio. Segundo o autor, os mapas finais gerados são importantes ferramentas na gestão ambiental em nível local e regional.

Brito et al. (2006), afim de auxiliar no planejamento da expansão urbana e industrial na região de Lisboa – Portugal, mapearam o potencial de infiltração utilizando álgebra de mapas. Além do potencial de infiltração também foi especializada a altura do lençol freático. Com o cruzamento das áreas de máxima infiltração com as regiões onde o lençol freático encontra-se mais próximo à superfície foi obtido um mapa de vulnerabilidade das águas subterrâneas. Para obter o potencial de infiltração, os autores adotaram os seguintes fatores: geologia, solos, declividade e áreas inundáveis. A metodologia adotada restringe-se aos atributos físicos do ambiente, uma vez que a cobertura vegetal natural ou antropizada não foi considerada no estudo.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Descrição da área

5.1.1 Bacia do rio Pardo: caracterização geral

O rio Pardo tem sua nascente no município de Pardinho – SP e sua foz no município de Salto Grande – SP, onde deságua no Rio Paranapanema. Nesse percurso possui uma extensão superior a duzentos quilômetros, sendo utilizado como manancial por vários municípios. Suas águas estão, dessa forma, intimamente ligadas ao desenvolvimento urbano, agropecuário e turístico regional.

Nas principais nascentes da bacia predominam o uso das terras por pastagens, já, na porção média e baixa da bacia as atividades agrícolas tomam destaque. O uso da terra é muitas vezes realizado em áreas destinadas à preservação permanente (APPs), o que pode comprometer a quantidade e qualidade da água disponível (PIROLI, 2013).

No sistema de gerenciamento de recursos hídricos do estado de São Paulo, a bacia do rio Pardo integra a unidade de gerenciamento de recursos hídricos – 17 (UGRHI – 17), que engloba os rios afluentes da bacia do Médio Paranapanema. Os municípios, que de alguma forma utilizam as água do rio Pardo, desde sua nascente até sua foz, são: Pardinho, Botucatu, Pratânia, Itatinga, Avaré, Cerqueira César, Iaras, Águas de Santa Bárbara, Óleo, Bernardino de Campos, Santa Cruz do Rio Pardo, Chavantes, Canitar, Ourinhos e Salto Grande.

De acordo com o plano de bacia da UGRHI – 17, elaborado em 2007, as captações de água superficial na bacia do rio Pardo somavam $1,053 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e para as água subterrâneas o montante foi de $0,577 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ até a data da elaboração do plano.

5.1.2 Área de Estudo

A área de estudo compreende a parte inicial da bacia hidrográfica do rio Pardo, abrangendo áreas do município de Pardinho - SP (local onde se encontra a nascente principal) no interior do estado de São Paulo (Figura 4). Está geograficamente localizada entre as coordenadas $22^\circ 58' 32''$ a $23^\circ 06' 39''$ de latitude sul e de $48^\circ 20' 28''$ a $48^\circ 26' 08''$ de longitude oeste, com uma área de aproximadamente 5365 ha, altitudes variando entre 815 a 1.007 m e relevo ondulado, típico da região geomorfológica denominada reverso da Cuesta.

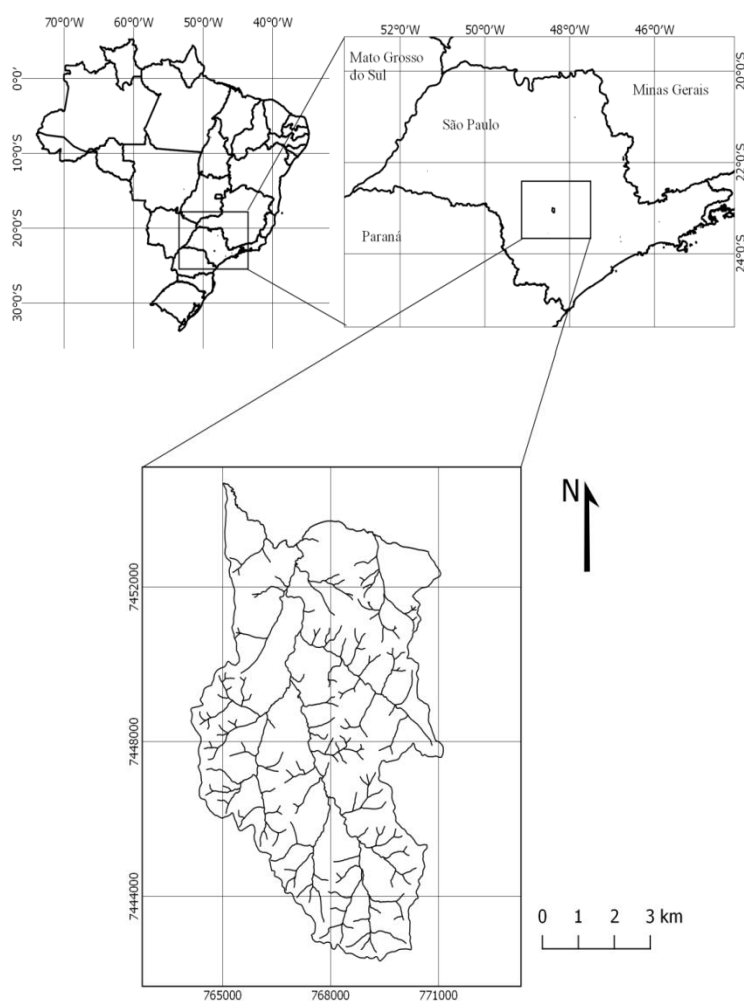


Figura 4. Localização da área de cabeceira do rio Pardo.

5.1.3 Geologia

O mapa geológico (LANDIM, 1984) indica a ocorrência de duas formações geológicas na área. Junto aos divisores topográficos, nas partes mais altas, ocorrem os arenitos resistentes, pertencentes ao Grupo Bauru, Formação Marília. Já, nas áreas mais baixas, junto aos cursos d'água ocorrem rochas basálticas do Grupo São Bento, Formação Serra Geral.

5.1.4 Solos

De acordo com o levantamento pedológico realizado por Zimback (1997) e reclassificado segundo as normas da Embrapa (2013), na área ocorrem os seguintes solos: LATOSSOLO VERMELHO Distrófico (LVd), LATOSSOLO VERMELHO Distroférico (LVdf), ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico (PVAd), NEOSSOLO LITÓLICO Distrófico (RLd) e GLEISSOLO Distrófico (GXbd).

5.1.5 Clima

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa, clima temperado quente (mesotérmico) úmido, a temperatura média do mês mais quente é superior a 22°C e do mês mais frio inferior a 18°C (CUNHA; MARTINS, 2009).

5.1.6 Vegetação

As formações florestais da área compreendem pequenos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, onde ocorrem indivíduos como Sangra d'água (*Croton urucurana*), Capixingui (*Croton floribundus*), Guapuruvu (*Schizolobium paraíba*), Jerivá (*Syagrus romanzofianum*), Cedro (*Cedrela fissilis*), Ingá do brejo (*Inga vera*), entre outros (PIROLI, 2013).

5.2 Materiais

5.2.1 Base cartográfica

Foram utilizadas cartas planialtimétricas editadas pelo Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC), datadas de 1978 (Tabela 1), com escala de 1:10.000 e equidistância vertical entre as curvas de nível de cinco metros.

Tabela 1. Articulações das cartas topográficas do IGC para a parte inicial da bacia do rio Pardo

Código internacional	Nome da folha
SF-22-Z-B-VI-3-SO-F	Recanto Zodíaco
SF-22-Z-B-VI-3-SE-E	Fazenda Santa Rosa I
SF-22-Z-D-III-1-NO-B	Fazenda Monjolão
SF-22-Z-D-III-1-NE-A	Bairro Roseira da Serra
SF-22-Z-D-III-1-NO-D	Fazenda Três Barras
SF-22-Z-D-III-1-NE-C	Pardinho
SF-22-Z-D-III-1-NO-F	Fazenda Santa Bárbara
SF-22-Z-D-III-1-NE-E	Bairro do Óleo

5.2.2 Imagens de Satélite

Foram utilizadas imagens multiespectrais do sensor OLI – *Operational Land Imager*, embarcado no satélite Landsat 8. As imagens possuem data de passagem 30/01/2014, órbita 220 e ponto 076. O critério adotado na escolha da imagem foi a cobertura de nuvens, uma vez que a presença dessas dificulta ou mesmo inviabiliza a identificação das classes de cobertura da terra. As características das imagens utilizadas estão descritas na Tabela 2.

A aquisição das imagens foi realizada de forma gratuita através do portal do USGS – U. S. *Geological Survey*, no endereço eletrônico <http://glovis.usgs.gov>.

Tabela 2. Características das bandas do sensor OLI - Satélite Landsat 8

Bandas espectrais (sensor OLI)	Comprimento de onda (μm)	Resolução espacial	Resolução temporal	Resolução Radiométrica
Banda 1 – azul	0,43 – 0,45	30 metros		
Banda 2 – azul	0,45 – 0,51	30 metros		
Banda 3 – verde	0,53 – 0,59	30 metros		
Banda 4 – vermelho	0,64 – 0,67	30 metros		
Banda 5 – infravermelho próximo	0,85 – 0,88	30 metros	16 dias	16 bits
Banda 6 – infravermelho médio	1,57 – 1,65	30 metros		
Banda 7 – infravermelho médio	2,11 – 2,29	30 metros		
Banda 8 – pancromática	0,50 – 0,68	15 metros		
Banda 9 – cirros	1,36 – 1,38	30 metros		

Fonte: adaptado de Roy et al. (2014).

5.2.3 Aplicativos computacionais

Para geração das bases de dados geográficos, bem como para a análise e integração dos mesmos a fim de obter informações compostas sobre o ambiente, foram utilizados os seguintes aplicativos computacionais:

System for Automated Geoscientific Analyses – SAGA GIS versão 2.1.2 (SAGA GIS DEVELOPMENT TEAM, 2014): para processamento de arquivos no formato matricial, interpolação e álgebra de mapas.

QGIS versão 2.2 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2014): para as etapas de georreferenciamento, edição de arquivos no formato vetorial e elaboração dos mapas finais.

5.3 Método

O desenvolvimento do trabalho se deu por meio da elaboração de uma base de dados georreferenciadas e o processamento dessa em ambiente SIG, conforme apresentado na Figura 5.

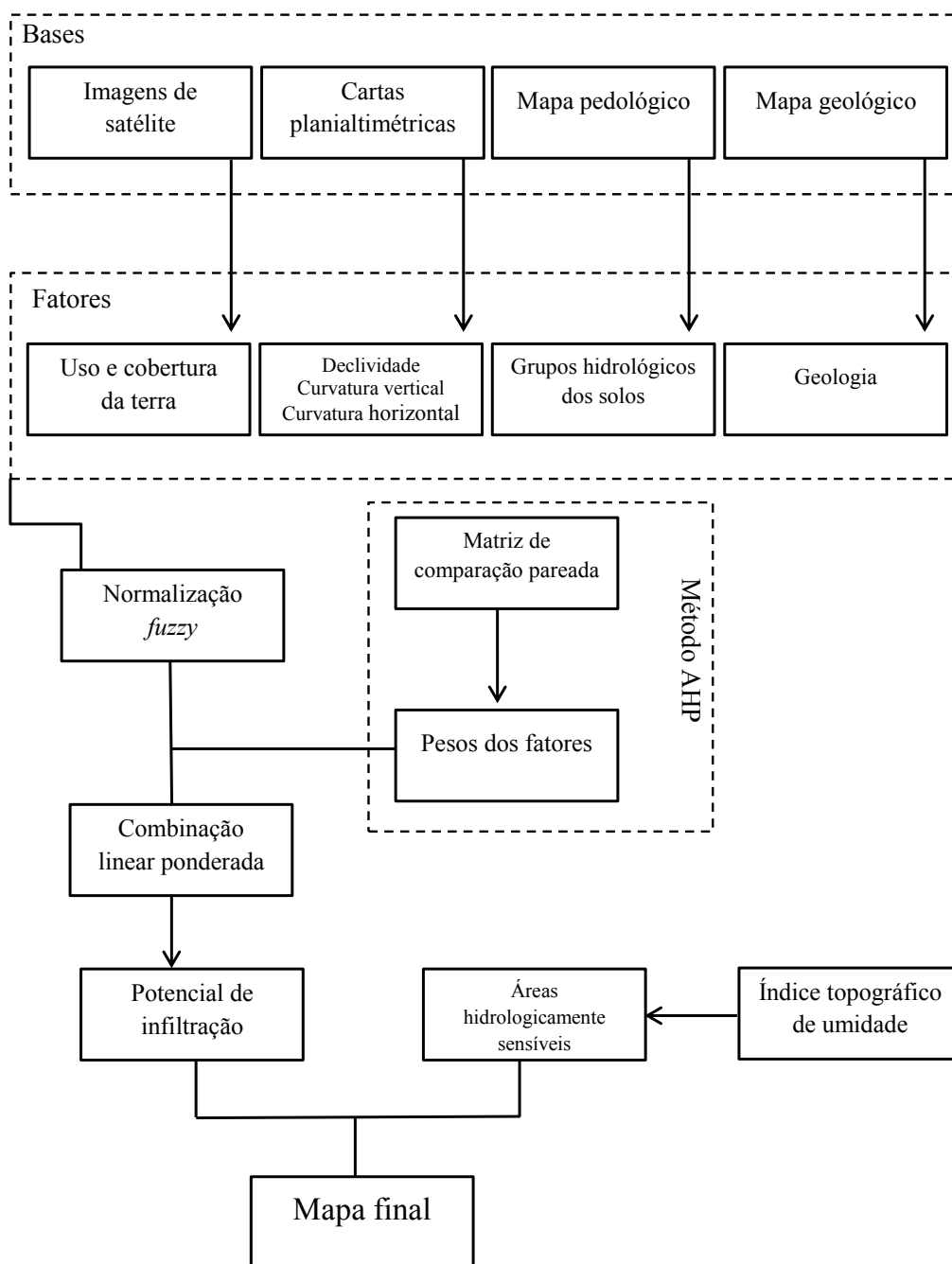


Figura 5. Fluxograma das etapas deste trabalho.

5.3.1 Elaboração da base de dados

A base de dados geográficos para a área de estudos foi elaborada adotando o sistema de coordenadas planas, Universal Transverso de Mercator – UTM, com Datum SIRGAS 2000, fuso 22 Sul.

5.3.2 Mapeamento do uso e cobertura da terra

Para a identificação das classes de uso e cobertura da terra, foram utilizadas as bandas referentes ao azul (banda 2), verde (banda 3), vermelho (banda 4), infravermelho próximo (banda 5), infravermelho médio (banda 6) e pancromática (banda 8).

A fim de aumentar a resolução espacial das bandas multiespectrais, foi inicialmente realizada uma fusão entre todas as bandas com a pancromática. Para isso, foi utilizado o método IHS, onde o processamento das imagens é dividido em duas etapas, na primeira selecionou-se um conjunto de três bandas do domínio multiespectral e a essas foi aplicada uma transformação do tipo IHS (I, intensidade; H, matiz; S, saturação). Na segunda etapa do processamento, os componentes H e S que contêm as características das cores da imagem são mantidos e o componente I é descartado e substituído pela banda de melhor resolução, nesse caso, a pancromática (MENESES, 2012). A partir desses procedimentos, obtiveram-se imagens com resolução espacial de 15 metros.

Para facilitar a interpretação das imagens e diferenciar as classes de uso e cobertura da terra, foram realizadas composições coloridas entre as bandas fusionadas (com resolução espacial de 15 metros) no sistema de cores RGB (R, vermelho; G, verde; B, azul). Foram geradas duas composições: uma em “falsa cor” R6G5B4 e outra em “cor verdadeira” R4G3B2 e aplicando técnicas de fotointerpretação, os alvos na superfície foram identificados e a eles atribuídos uma classificação temática. Todo o processo de classificação foi realizado em tela e validado com verificação em campo.

5.3.3 Modelagem digital do terreno

Para a obtenção do MDE foram utilizados as cotas planialtimétricas contidas nas cartas topográficas do IGC, na escala 1:10.000, no formato matricial. Essas inicialmente foram georreferenciadas, adotando como pontos de controle os cruzamentos entre as coordenadas indicados na própria carta. No processo de georreferenciamento, foram aplicadas às cartas e aos pontos de controle, transformações baseadas em equações polinomiais.

Após a etapa de georreferenciamento, foram obtidas as informações de elevação e rede de drenagem por meio de procedimentos de vetorização, realizado para

adequar as informações, passando do formato de imagens (.tif) para o formato vetorial (.shp). Arquivos no formato vetorial estão associados às informações tabulares, ou não espaciais, como os valores de altitude, os quais foram utilizados nos processos de interpolação para a obtenção de superfícies contínuas.

O método de interpolação, aplicado aos dados vetoriais, foi o *Thin Plate Spline – TIN* presente no programa SAGA GIS, onde inicialmente foi realizada uma interpolação utilizando uma grade de triângulos irregulares (*triangular irregular network - TIN*), em seguida são aplicadas funções de suavização *thin plate splines* (BERVEGLIERI et al., 2012) nos valores gerados. O resultado foi uma superfície contínua e suavizada no formato matricial, contendo em cada pixel um valor de elevação.

5.3.4 Obtenção dos fatores referentes ao potencial de infiltração

A escolha dos fatores para o mapeamento do potencial de infiltração foi baseada em revisão de literatura (SOARES et al., 2012; SOUZA, 2014) e consulta a especialistas da área de conservação do solo e água. Foram selecionados seis fatores relacionados ao meio físico e antrópico, são eles: solos, geologia, declividade, curvatura vertical, curvatura horizontal e uso e cobertura do solo.

- Solos: o mapa de solos foi obtido do levantamento pedológico realizado por Zimback (1997), na escala 1:10.000. Em seguida as classes de solo foram agrupadas de acordo com a classificação hidrológica dos solos brasileiros, proposta por Sartori et al. (2005). Nessa classificação, os solos são agrupados de acordo com seu potencial de infiltração e formação de escoamento superficial. Os grupos são A, B, C e D, onde as taxas de infiltração diminuem e o escoamento superficial aumenta, nessa mesma ordem.

- Geologia: a identificação das formações geológicas que ocorrem na área foi realizada mediante adaptação do levantamento geológico do estado de São Paulo (LANDIM, 1984) e reconhecimento de campo a partir dos padrões dos solos, uma vez que este é reflexo das rochas que o originam.

- Declividade, curvatura vertical e curvatura horizontal: foram obtidos derivando-se o MDE da área de estudo, esta operação foi realizada diretamente pelo uso de algoritmos implementados no programa SAGA GIS (OLAYA; CONRAD, 2008).

- Uso e cobertura da terra: obtido por fotointerpretação das imagens multiespectrais, previamente processadas. A aferição da classificação foi realizada através de visita a campo, onde foram coletados pontos através de um receptor de sinais GNSS, com precisão da ordem de três metros.

5.3.5 Padronização dos fatores

Todos os fatores foram trabalhados no formato matricial, o que permitiu a aplicação de operações matemáticas entre eles, no entanto, como cada um possui inicialmente uma escala numérica específica, por exemplo, a declividade apresenta-se em %, enquanto que os solos, como uma unidade temática qualitativa, assim, foi necessária uma normalização para que todos os fatores apresentassem a mesma unidade.

Para a normalização foram adotadas funções de pertinência baseadas na lógica *fuzzy* (SILVA et al., 2004). A escolha da função de pertinência foi realizada de acordo com o comportamento da variável analisada frente ao objetivo da análise. As funções adotadas foram a sigmoideal (Equação 3) e forma de J (Equação 4).

$$\mu = \text{sen}^2[(x - x_a)/(x_b - x_a) \cdot \pi/2] \quad (3)$$

$$\mu = 1/\{1 + [(x - x_b)/(x_b - x_a)]^2\} \quad (4)$$

Onde: μ , representa a função *fuzzy*, obtida em um intervalo entre os valores 0 e 1; x_a e x_b , para a Equação 3, representam os pontos de controle máximos e mínimos; para a Equação 4, x_a representa o ponto de controle mínimo e x_b o ponto em que μ será igual a 0,5; x é um o valor dentro do conjunto que esta sendo padronizado.

5.3.6 Ponderação dos fatores

Cada um dos fatores foi considerado como tendo uma importância diferente frente ao objetivo (mapeamento do potencial de infiltração da água).

Para a definição dos pesos de cada fator foi adotada a metodologia proposta por Saaty (1977); (1987), denominada Processo Hierárquico Analítico (AHP).

No método AHP, os fatores são comparados par-a-par para a definição da importância relativa entre eles, para isso foi construída uma matriz quadrada de ordem n , onde n representa o número de fatores (Tabela 3).

Tabela 3. Matriz de comparação pareada

	F_1	F_2	...	F_n
F_1	f_1/f_1	f_1/f_2	...	f_1/f_n
F_2	f_2/f_1	f_2/f_2	...	f_2/f_n
\vdots	\vdots	\vdots		\vdots
F_n	f_n/f_1	f_n/f_2	...	f_n/f_n

Fonte: adaptado de Saaty (1977)

Na Tabela 3 está representada uma matriz quadrada $A = (a_{ij})$, onde cada elemento (i,j) da matriz representa um valor de comparação entre dois fatores. Os valores de comparação adotados nesse trabalho seguiram a escala proposta por Saaty (1977); (1987) e esta apresentada na Tabela 4.

Tabela 4. Escala de valores para a comparação pareada

Escala de importância (f_i)	Definição na comparação pareada
1	Dois fatores são igualmente importantes para o objetivo
3	Um fator é moderadamente importante sobre outro para o objetivo
5	Um fator é fortemente importante sobre outro para o objetivo
7	Um fator é muito fortemente importante sobre outro para o objetivo
9	Um fator é extremamente importante sobre outro para o objetivo
2, 4, 6, 8	Valores intermediários
1,1, 1,2, ..., 8,9	Valores decimais podem ser utilizados para avaliações mais refinadas

Fonte: adaptado de Saaty (1987).

O preenchimento da matriz de comparação pareada (Tabela 3), utilizando a escala contida na Tabela 4 deve seguir duas regras. A primeira diz que a matriz deve ser recíproca, ou seja, $a_{ij} = 1/a_{ji}$, por exemplo, se o elemento a_{12} da matriz, que

representa a comparação entre o fator F1 com F2 ($f1/f2$), receber o valor 3 da escala, então o elemento a_{21} da matriz, onde é feita a comparação entre F2 com F1 ($f2/f1$), deverá receber o valor $1/3$. Na segunda regra, todo fator quando comparado a ele mesmo (diagonal da matriz) receberá o valor 1 da escala, ou seja, igual importância, com isso $a_{ii} = 1$, para todo i (SAATY, 1977; 1987).

Após o preenchimento da matriz, foi calculado o vetor de pesos w , onde para cada fator n foi obtido um peso w_i . Silva et al. (2004) apresentou a Equação 5 para a obtenção do vetor de pesos.

$$w_i = \left(\prod_{j=1}^n a_{ij} \right)^{1/n} / \sum_{k=1}^n \left[\left(\prod_{j=1}^n a_{kj} \right)^{1/n} \right] \quad (5)$$

Onde: w_i representa o peso para o fator i ; n é o número de fatores.

Após a obtenção dos pesos, seguiu-se para o cálculo do autovalor máximo ($\lambda_{\text{máx}}$) (SILVA et al., 2004), para a matriz. De acordo com SAATY (1987), $\lambda_{\text{máx}}$ deve ser maior ou igual a n para uma matriz recíproca e positiva. O valor de $\lambda_{\text{máx}}$ foi obtido utilizando a Equação 6.

$$\lambda_{\text{máx}} = \frac{1}{n} \left(\frac{w'_1}{w_1} + \frac{w'_2}{w_2} + \dots + \frac{w'_n}{w_n} \right) \quad (6)$$

Os valores de w' foram obtidos pela multiplicação da matriz $A = [a_{ij}]$ pelo vetor de pesos w (Equação 7) (SILVA et al., 2004).

$$w' = A \cdot w \quad (7)$$

Para determinar o grau de consistência com que a matriz de comparação pareada foi preenchida, Saaty (1977) propôs o cálculo de Índice de Consistência (CI), o qual foi obtido por meio da Equação 8.

$$CI = \frac{\lambda_{\text{max}} - n}{n - 1} \quad (8)$$

De posse do valor de CI, foi calculada a Razão de Consistência (CR) (Equação 9), que relaciona o valor de CI com um Índice de Aleatoriedade (RI), obtido através da Tabela 3, conforme proposto por Saaty (1977); (1987).

$$CR = \frac{CI}{RI} \quad (9)$$

Tabela 5. Índice de aleatoriedade de acordo com o número de fatores (n)

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
RI	0	0	0,58	0,90	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49

Fonte: adaptado de Saaty (1987).

De acordo com Saaty (1987), valores de CR acima de 0,1 indicam que a matriz de comparação pareada foi preenchida de forma inconsistente e necessita ser reavaliada. Valores inferiores a 0,1 indicam que a matriz está consistente e os pesos obtidos podem ser utilizados.

5.3.7 Obtenção do mapa de potencial de infiltração

Para a espacialização do potencial de infiltração foi utilizada a técnica de análise multicritério, mais precisamente a combinação linear ponderada (CLP). Foram considerados os fatores uso e cobertura da terra, solos, declividade, curvatura vertical, curvatura horizontal e geologia, normalizados de acordo com a função de pertinência *fuzzy* que mais se adequou a cada fator. As áreas urbanas e os corpos d'água, como as barragens, foram considerados como restrições e padronizados utilizando lógica booleana, ou seja, os locais de restrição receberam valor zero e o restante valor 1. Os pesos para a combinação dos fatores foram obtidos por meio da técnica de AHP.

Para a aplicação da CLP adotou-se a Equação 10 (EASTMAN et al., 1995).

$$PI = \sum_i w_i x_i \cdot \prod_j c_j \quad (10)$$

Onde: PI mapa de potencial de infiltração, w_i é o peso para o fator i , x_i é o fator, c_j é a restrição para o componente j .

5.3.8 Índice topográfico de umidade

Para a obtenção do índice topográfico de umidade, foi utilizada fórmula proposta por Beven e Kirkby (1979) (Equação 11).

$$ITU = \ln \left(\frac{Ac}{\tan \beta} \right) \quad (11)$$

Onde: \ln é o logaritmo natural, Ac representa a área de contribuição de cada pixels (m^2) e β a declividade de cada pixel (radianos).

A espacialização da área de contribuição foi dividida em três passos:

1° - Remoção das depressões espúrias: neste o MDE foi submetido a um pré-processamento, onde foi aplicado um algoritmo (PLANCHON; DARBOUX, 2001) para remoção de depressões que surgem como ruídos do processo de obtenção do MDE. Esses são pixels com valores inferiores aos pixels vizinhos, os quais comprometem a continuidade do fluxo, caracterizando sumidouros;

2° - Obtenção das direções de fluxo na superfície: as direções de fluxo representam o “caminho” da água na superfície, ou seja, a partir de um dado pixel, para qual dos pixels vizinhos a água tenderia a escoar. Para esse procedimento foi adotado o método D_{∞} , neste, o fluxo é dividido entre dois pixels com valores de elevação inferiores ao pixel em análise, essa divisão dá-se relacionando o valor do ângulo formado entre a direção do escoamento e a aresta do triângulo, formados pelas linhas que unem os centros dos pixels (TARBOTON, 1997);

3° - Área de contribuição: dada pela somatória dos pixels que contribuem com escoamento para o pixel em análise.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Modelos digitais do terreno

O MDE obtido por interpolação das cotas altimétricas está apresentado na Figura 5, o mesmo encontra-se sobreposto a um MDT que representa o relevo sombreado com exagero vertical de quatro vezes. Tal representação facilita a visualização do relevo da área de estudo.

A resolução espacial adotada foi de 5 m x 5 m (25 m²), permitindo um detalhamento do terreno compatível com equidistância vertical entre as cotas e a escala das cartas topográficas utilizadas. Quinn et al. (1995) indicaram o uso de resoluções espaciais inferiores a 50 m x 50 m (2500 m²) para uma adequada representação dos atributos derivados do MDE, como o ITU.

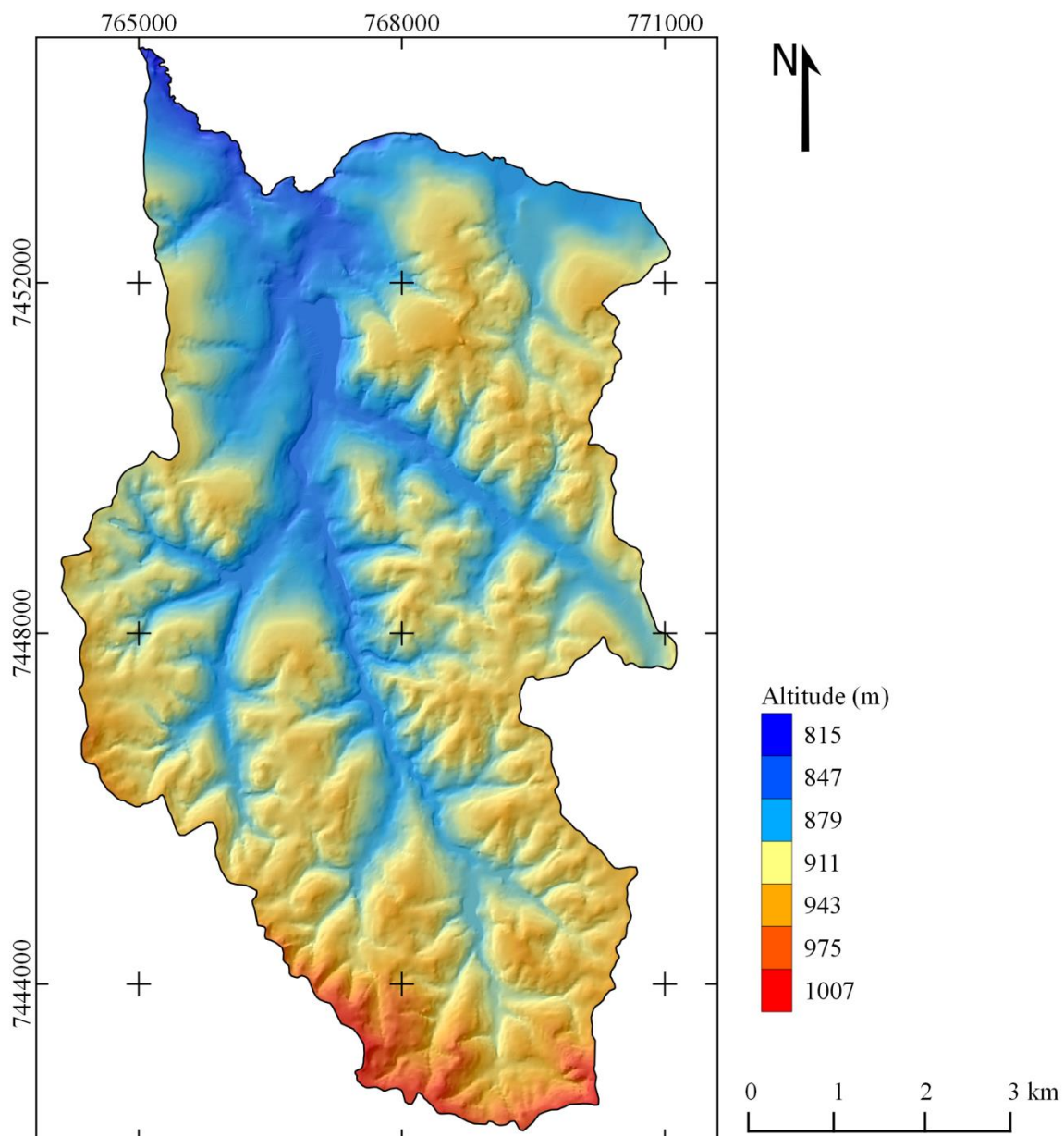


Figura 6. Modelo Digital de Elevação para a parte inicial da bacia do rio Pardo.

A partir do MDE derivou-se a declividade da parte inicial da bacia do rio Pardo (Figura 6). A declividade média, obtida por média aritmética, foi de 10,54% que, segundo classificação da Embrapa (2013), caracteriza um relevo ondulado. O valor máximo obtido foi de 104,38 e o valor mínimo de 0%, os maiores valores de declividade estão associados às áreas de meia encosta, entre os topos de morro (divisores topográficos) e o talvegue dos rios. Já, os menores valores associam-se às áreas próximas aos cursos d'água nas regiões central e norte da bacia, sendo que tais áreas apresentam um padrão de drenagem mais difuso.

Valores baixos de declividade são observados também nas regiões de topos de morro, tendo essas regiões da bacia uma importância significativa na avaliação do potencial de infiltração da água, uma vez que são áreas favoráveis à ocorrência desse processo (MORAES, 2012; SCHOENEGER; WYSOCKI, 2005).

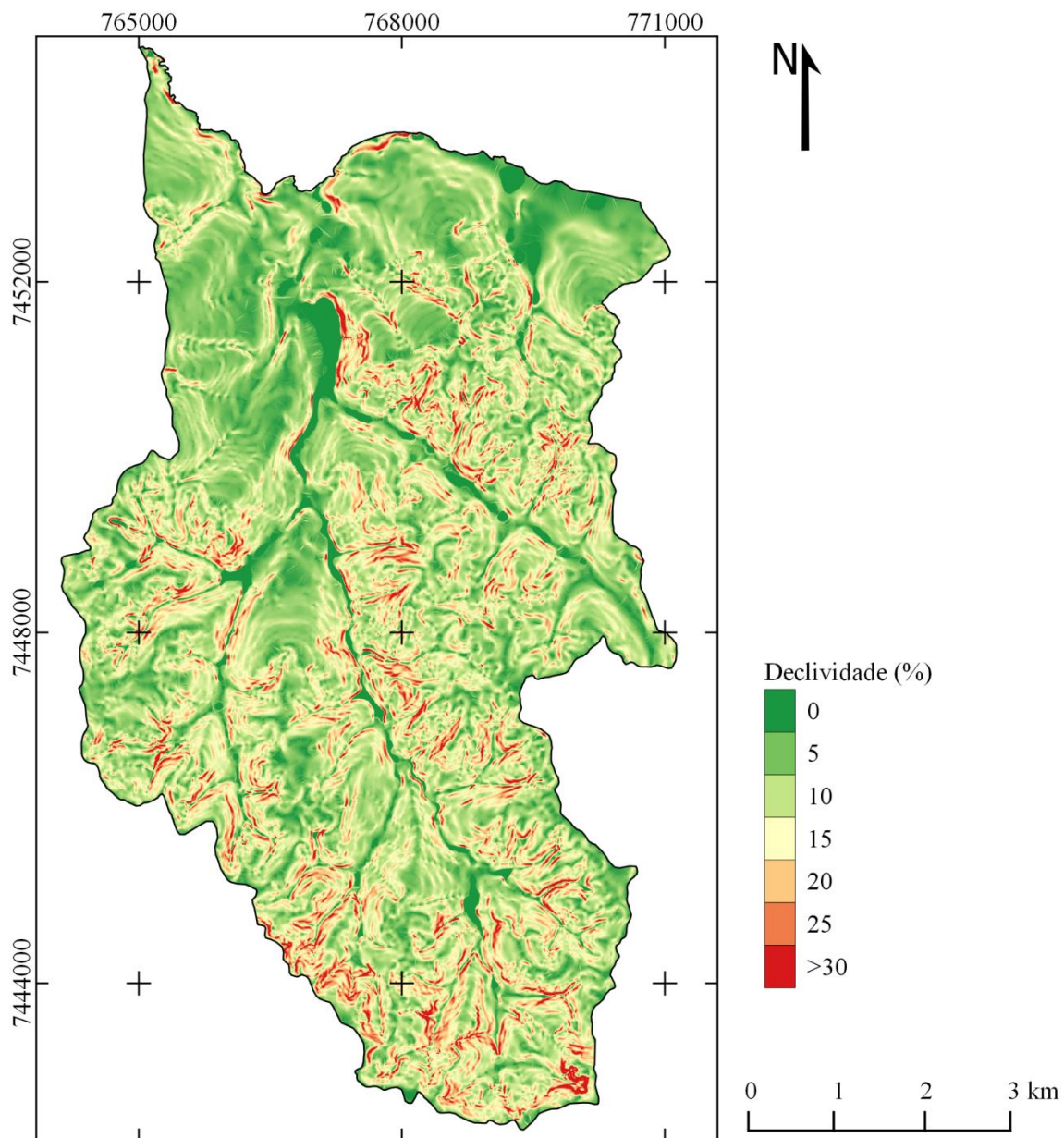


Figura 7. Mapa de declividade para a parte inicial da bacia do rio Pardo.

A distribuição dos valores de declividade está apresentada na Figura 7. Nesta, observa-se que a maior parte da bacia apresenta declividade com valores

variando de 0% a aproximadamente 20%, com valores superiores de declividade pouco frequentes.

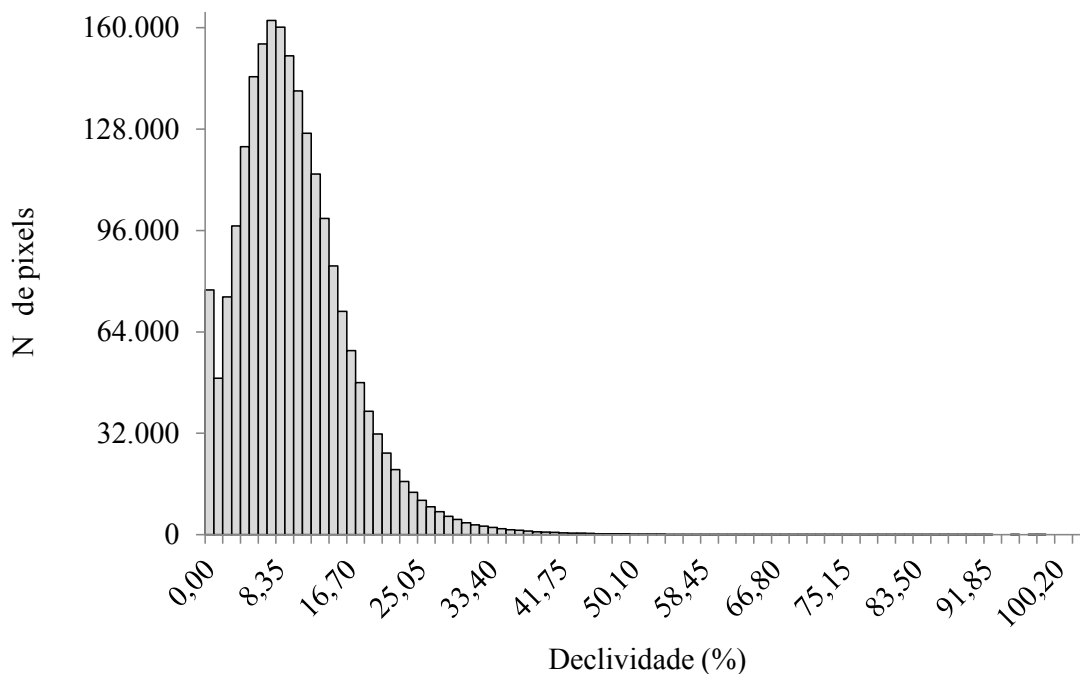


Figura 8. Distribuição dos valores de declividade para a parte inicial da bacia do rio Pardo.

A partir do MDE obteve-se também a representação da curvatura vertical (Figura 8) e curvatura horizontal (Figura 9). A primeira representa a variação da declividade ao longo do perfil longitudinal da encosta, no sentido do aspecto, onde as vertentes podem ser classificadas como côncava, para valores negativos, retilínea, para valores próximos a zero e convexa, para valores positivos (VALERIANO, 2003). Já, a segunda representa a variação da declividade no sentido ortogonal ao aspecto, cuja classificação pode ser convergente, retilínea ou divergente, para valores negativos, próximos a zero e positivos, respectivamente (VALERIANO; CARVALHO JUNIOR, 2003). Ambas as curvaturas possuem influência no acúmulo de umidade e infiltração da água no solo, onde formas do terreno convergentes e côncavas tendem a acumular umidade ao longo do tempo, diminuindo o potencial de infiltração da água, devido à saturação do solo, o que favorece o escoamento superficial. Essas regiões caracterizam-se pela formação de cursos d'água na paisagem. Formas convexas e divergentes, por sua vez, tendem a gerar fluxos superficiais menos concentrados, o que possibilita maior infiltração da água na

paisagem (MINELLA; MERTEN, 2012; MOORE et al., 1991; MORAES, 2012; SCHOENEBERGER; WYSOCKI, 2005).

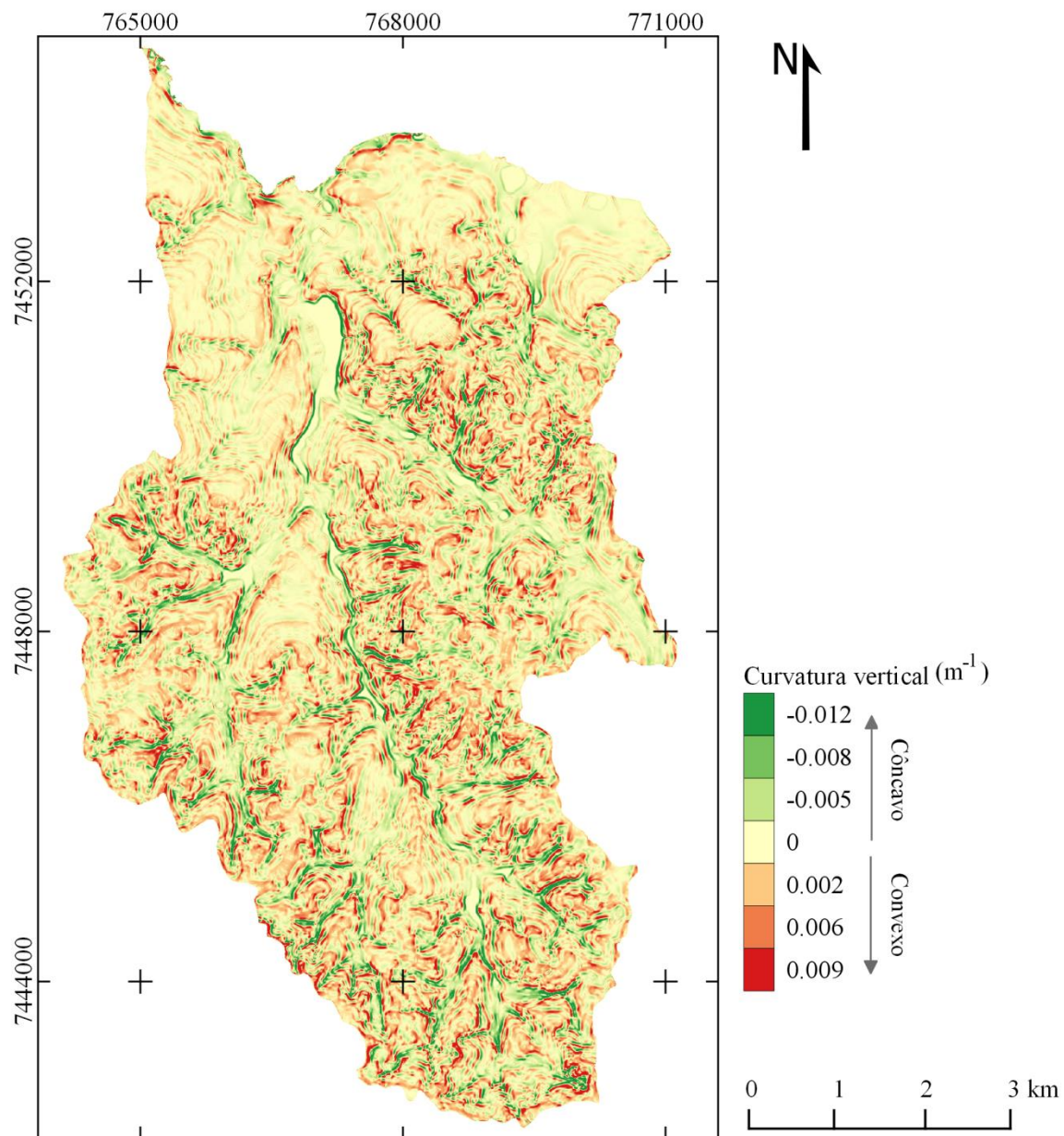


Figura 9. Mapa de curvatura vertical para a parte inicial da bacia do rio Pardo.

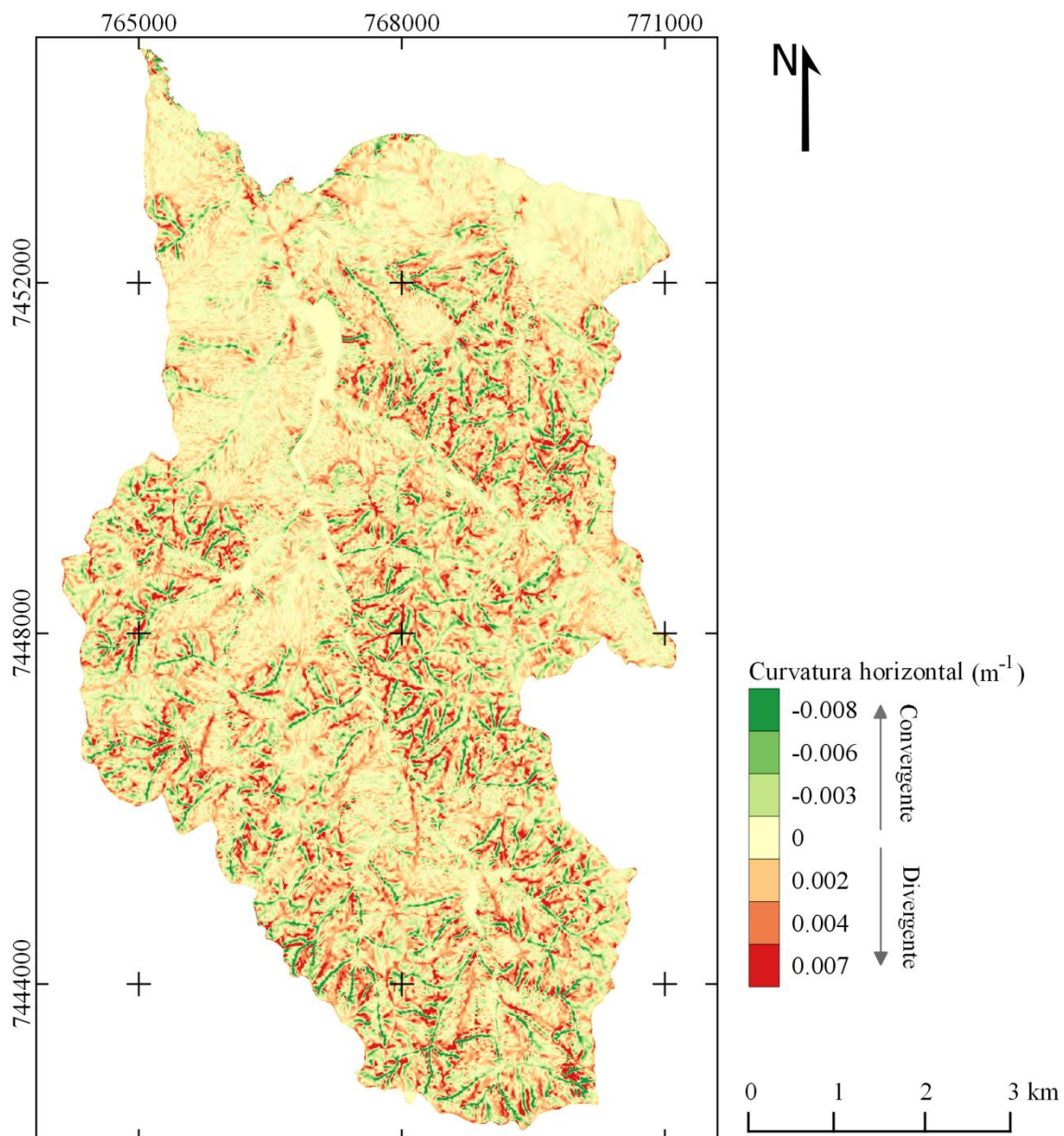


Figura 10. Mapa de curvatura horizontal para a parte inicial da bacia do rio Pardo.

A análise das Figuras 8 e 9, bem como das distribuições das diferentes curvaturas (Figuras 10 e 11) na área de estudo, indicam que predominam as formas de relevo retilíneas, com valores próximos a 0, ficando as formas côncavas e convergentes para as áreas junto aos cursos d'água e convexas e divergentes para os topos de morro, havendo ainda uma variação entre as diferentes combinações de curvaturas ao longo das encostas. Valeriano (2003) e Valeriano e Carvalho Junior (2003), ao estudar diversas bacias no estado de São Paulo, encontraram padrões de distribuição das curvaturas

semelhantes aos obtidos nesse estudo, onde a maioria dos valores encontravam-se próximos ao valor nulo.

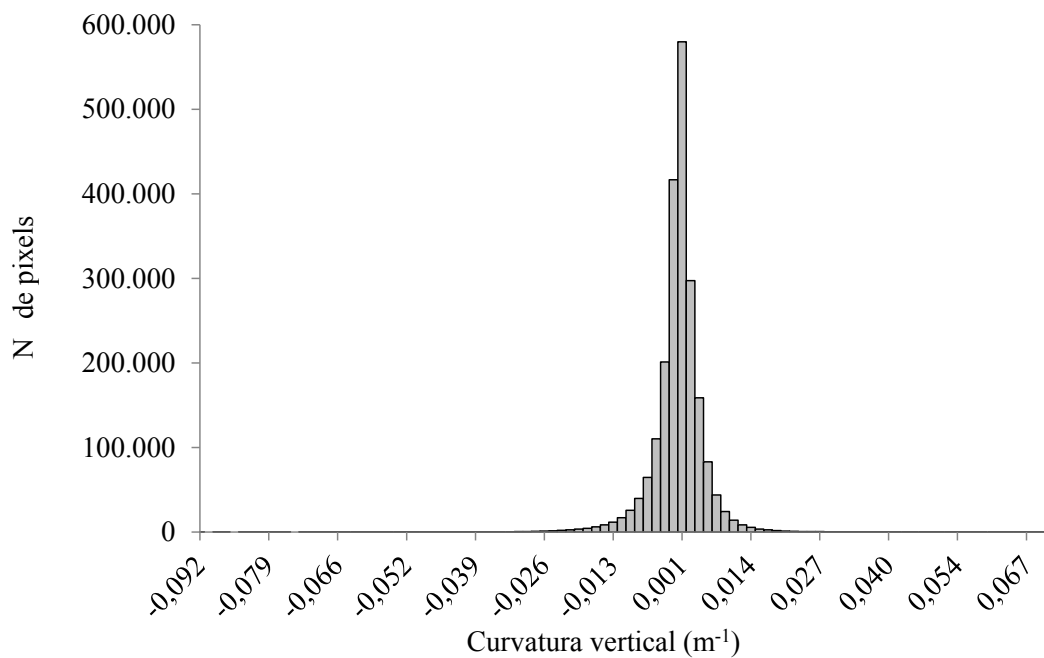


Figura 11. Distribuição dos valores de curvatura vertical para a parte inicial da bacia do rio Pardo.

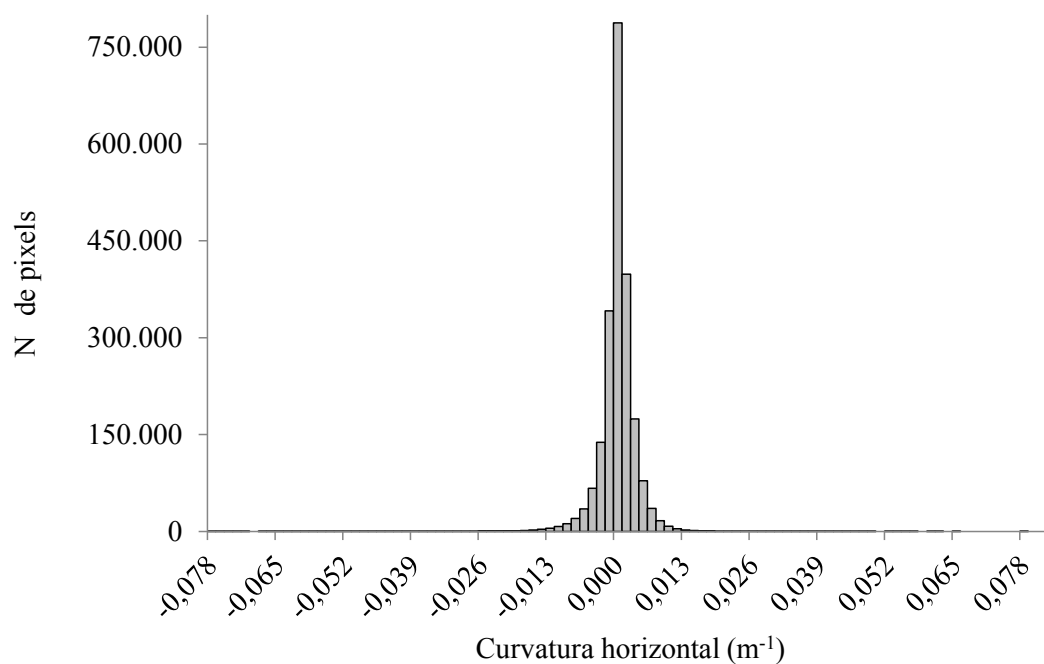


Figura 12. Distribuição dos valores de curvatura horizontal para a parte inicial da bacia do rio Pardo.

6.2 Mapa de solos

As unidades pedológicas para a parte inicial da bacia do rio Pardo estão apresentadas na Figura 12.

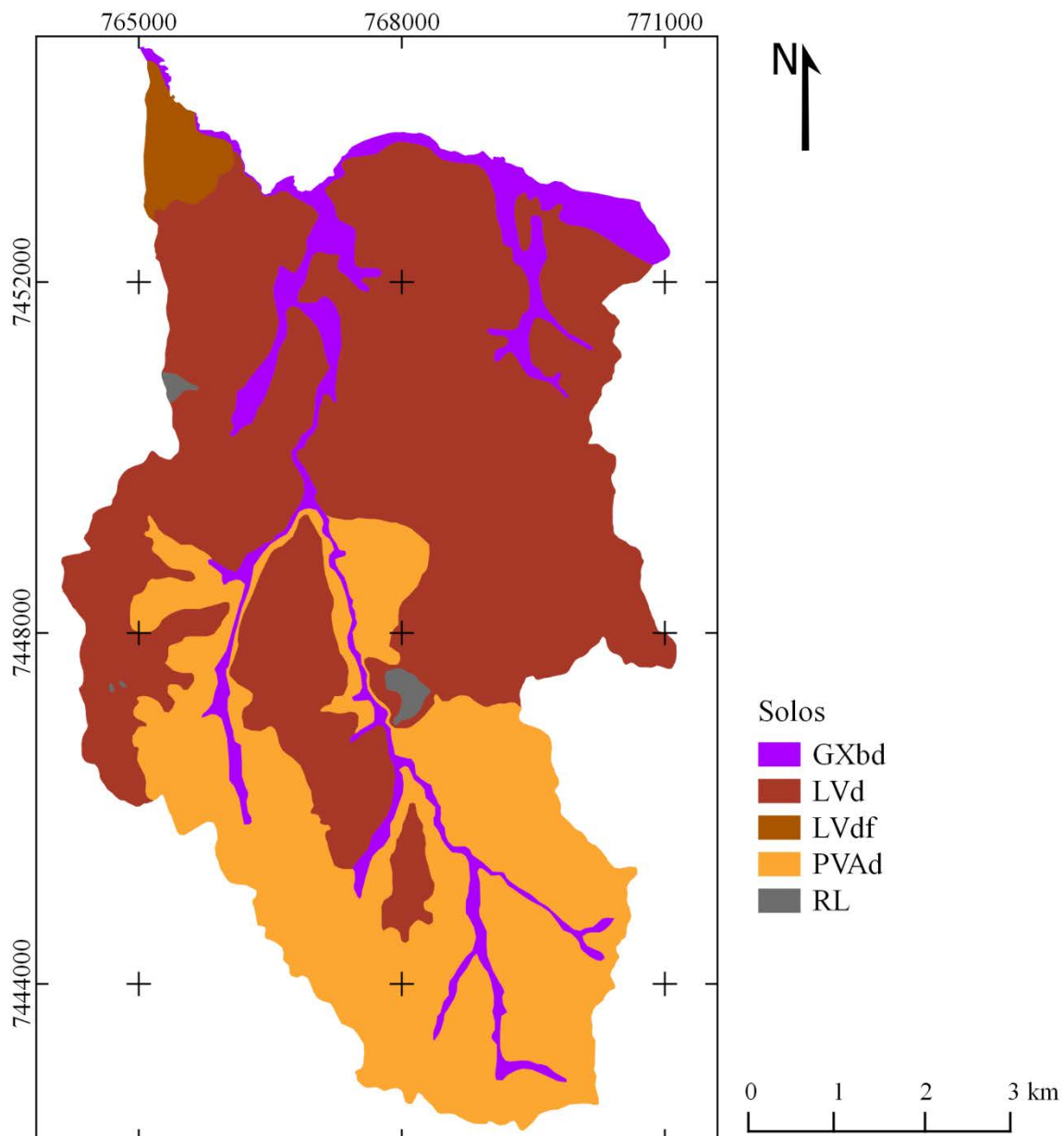


Figura 13. Mapa de classes de solos da parte inicial da bacia do rio Pardo.

As áreas de ocorrência para cada unidade pedológica estão apresentadas na Tabela 6. As classes de solo predominantes são o LATOSSOLO

VERMELHO distrófico, seguido do ARGISSOLO VERMELHO – AMARELO distrófico, que ocupam 57,2% e 32,1% da área total, respectivamente.

Tabela 6. Áreas ocupadas pelas classes de solos na parte inicial da bacia do rio Pardo

Classes de solos	Área (ha)	% do total
LVdf	100	1,9
PVAd	1720	32,1
RLd	25	0,5
GXbd	453	8,4
LVd	3067	57,2
Total	5365	100

A distribuição espacial das classes de solos agrupados de acordo com a classificação hidrológica, proposta por Sartori et al. (2005), esta apresentada na Figura 13, as áreas ocupadas por cada classe estão contidas na Tabela 7.

Com relação ao potencial de infiltração, referente a cada unidade pedológica, observa-se que 59% da área possui alto potencial de infiltração, associado à ocorrência das classes dos LATOSSOLOS VERMELHOS Distróficos e Distroférico (grupo A), e estes são constituídos, principalmente, por óxidos de ferro, óxidos de alumínio e argilominerais do grupo 1:1, tais componentes, principalmente os óxidos de ferro, tem a característica de formar microagregados, favorecendo o aumento da porosidade total do solo, o que facilita a infiltração da água.

Os ARGISSOLOS (grupo C) estão associados a uma moderada capacidade de infiltração e distribuem-se por 32,1% da área. A infiltração da água nesse solo está condicionada a um horizonte superficial (A) com textura mais arenosa, seguida de um horizonte subsuperficial mais argiloso, conhecido como horizonte B textural (Bt). Esse gradiente textural abrupto permite alta infiltração na camada superficial e baixa na subsuperficial, o que muitas vezes ocasiona processos erosivos hídricos devido a formação de fluxos laterais de água entre os horizontes A e Bt.

Os NEOSSOLOS LITÓLICOS e GLEISSOLOS são classificados como tendo baixo potencial de infiltração (grupo D) e distribuem-se por 8,9% da área de estudo. O primeiro teve ocorrência em área mais declivosas da bacia, esta característica

associada a sua pouca profundidade e baixa capacidade de drenagem, expõem esse solo à baixa infiltração e alta susceptibilidade a erosão. O segundo caracteriza-se pela saturação permanente ou temporária, o que dificulta a infiltração da água no perfil e sua ocorrência foi observada nos fundos de vales, acompanhado os cursos d'água.

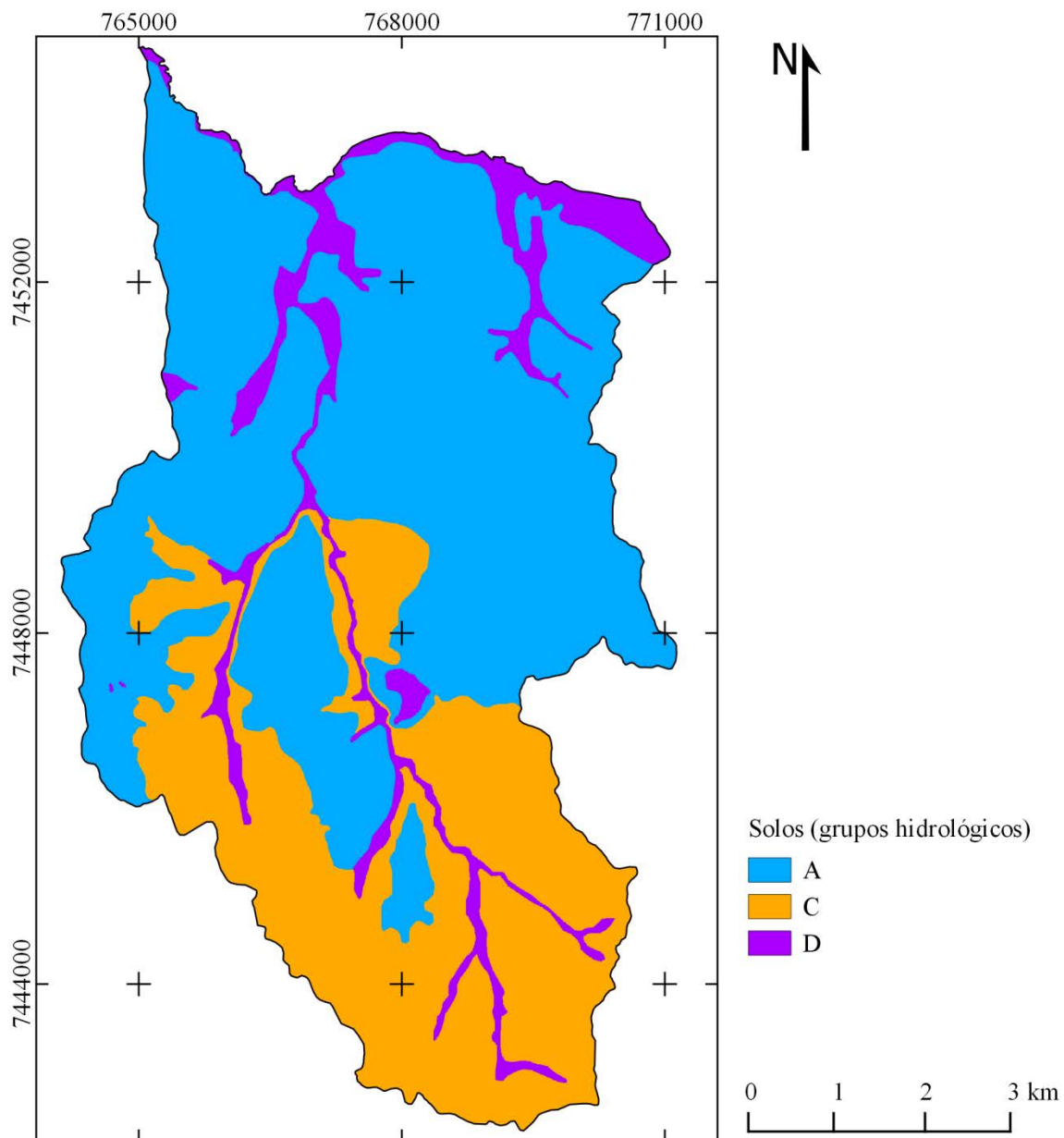


Figura 14. Mapa da classificação hidrológica dos solos da parte inicial da bacia do rio Pardo.

Tabela 7. Áreas ocupadas pelas classes hidrológicas dos solos na parte inicial da bacia do rio Pardo

Classes	Grupos hidrológicos	Área (ha)	% do total
LVd, LVdf	A	3167	59,0
PVAd	C	1720	32,1
RLd, GXbd	D	478	8,9
	Total	5365	100

6.3 Geologia

A distribuição espacial das formações geológicas, para a área de estudo, está apresentada na Figura 14, bem como as áreas ocupadas por cada formação na Tabela 8.

Ocorre, na área de estudo, um predomínio de arenitos da Formação Marília (72,8% da área total), localizados principalmente nas partes mais altas da bacia, junto aos divisores topográficos, já as rochas basálticas, Formação Serra Geral ocupam 27,2% da área da bacia e localiza-se junto ao curso d'água principal.

Com relação ao potencial de infiltração de cada formação, os arenitos destacam-se com maior capacidade de infiltração, quando comparados às rochas basálticas, devido, principalmente, à sua origem sedimentar, que proporciona uma maior porosidade, diferente do basalto que tem estrutura cristalina, portanto, com relação às formações geológicas, predomina na bacia áreas de moderado a alto potencial de infiltração (72,8%).

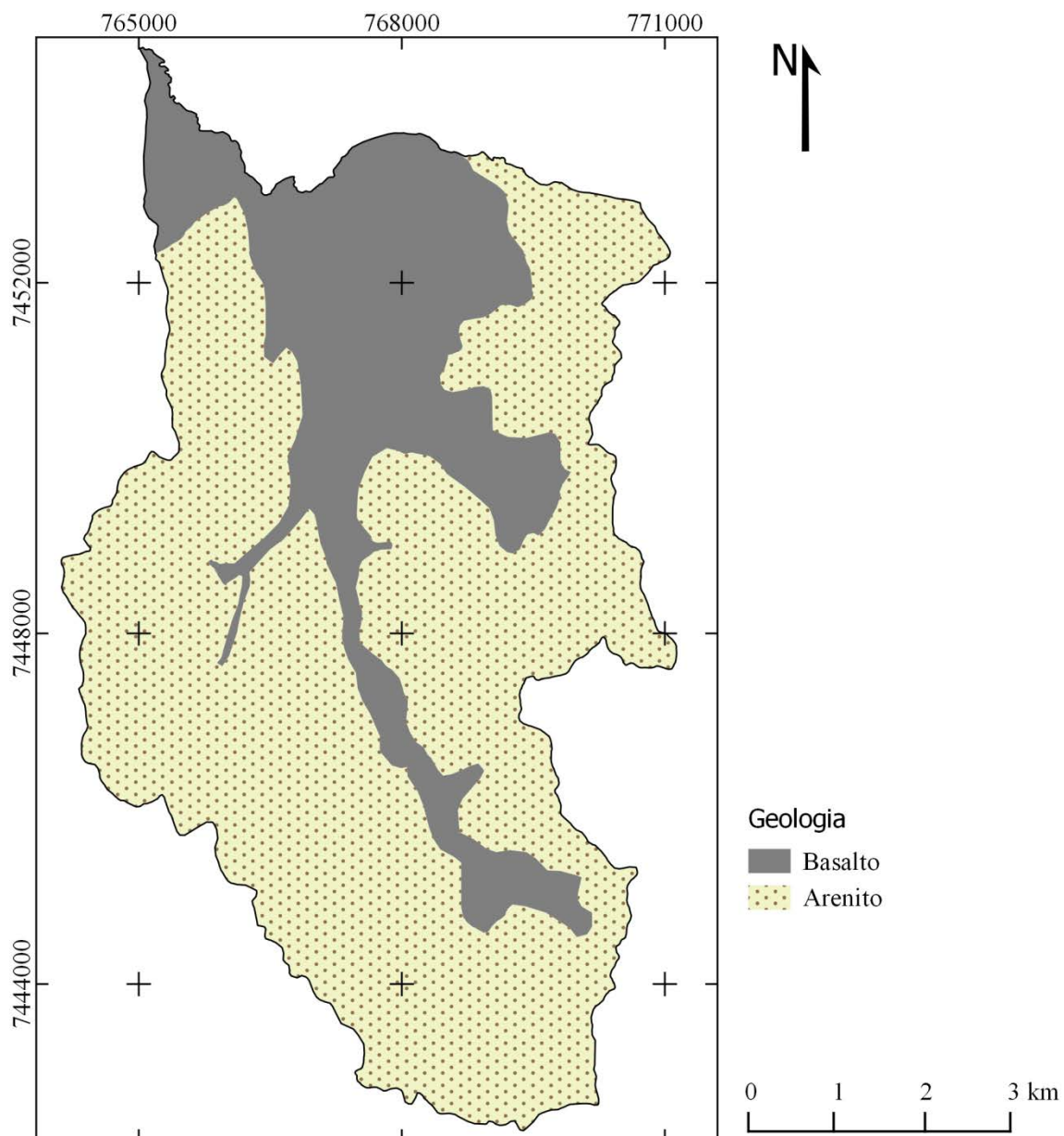


Figura 15. Formações geológicas da parte inicial da bacia do rio Pardo.

Tabela 8. Áreas ocupadas pelas formações geológicas da parte inicial da bacia do rio Pardo

Classes	Área (ha)	% do total
Basalto	1459	27,2
Arenito	3906	72,8
Total	5365	100

6.4 Uso e cobertura da terra

O uso e cobertura da terra na parte inicial da bacia do rio Pardo (Figura 15) indicou um predomínio das atividades agropecuárias, onde se observou que grande parte da bacia encontra-se com uso por culturas agrícolas anuais, representando 55,9% da área total (Tabela 9); as pastagens ocupam o segundo lugar, com 26,9% do total. A vegetação nativa ocupa 9,1% do total da bacia, ficando restrita a pequenos fragmentos margeando os cursos d'água. O restante da área (8,1%) é ocupado por edificações, principalmente, dentro do limite urbano do município de Pardinho, cultivos de eucalipto, cultivos perenes, corpos d'água e várzeas.

O uso da terra ocorre muitas vezes em áreas destinadas à preservação permanente dos recursos naturais (PIROLI, 2013), o que pode comprometer a qualidade e quantidade da água produzida na bacia. De acordo com Tucci e Clarck (1997), o comportamento hidrológico das bacias hidrográficas sofre influência do tipo de cobertura vegetal, onde o predomínio de cultivos agrícolas, em detrimento à cobertura florestal pode comprometer os processos de infiltração da água no solo, proporcionando a formação de escoamentos superficiais que, por sua vez, irão causar processos erosivos, diminuindo a disponibilidade de solos agricultáveis e causando o assoreamento dos corpos d'água, contribuindo para a diminuição da quantidade e qualidade da água na bacia.

No mapeamento do uso e cobertura da terra da parte inicial da bacia do rio Pardo realizado por Ribeiro e Campos (2007), utilizando imagens do sensor ETM+ presente no satélite Landsat 7, com data de 03 de junho de 2001, verificou-se que a área estava ocupada predominantemente por pastagens, com cerca de 50% do total, indicando que houve uma transição das áreas de pastagem para cultivos anuais entre os anos de 2001 e 2014.

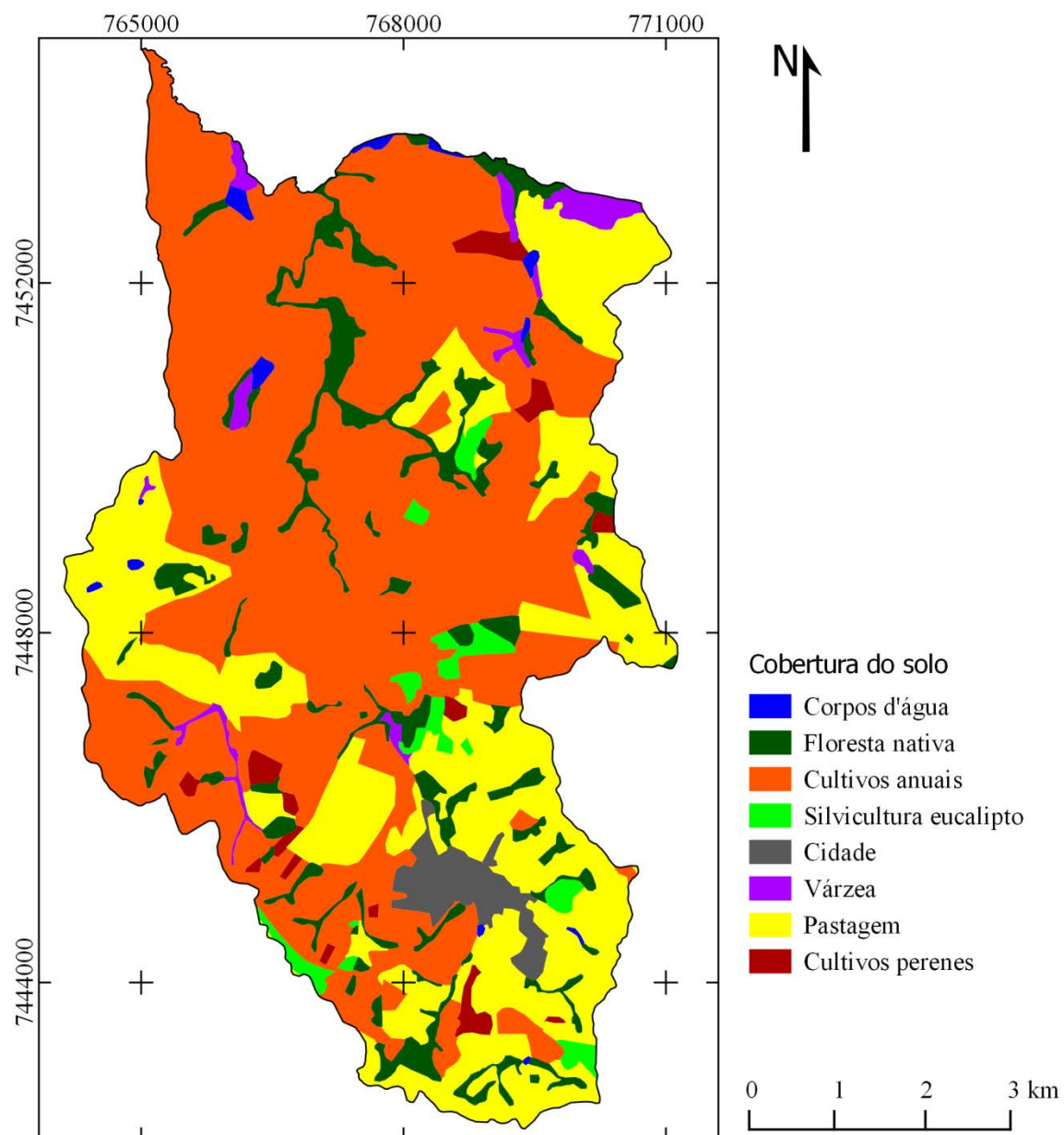


Figura 16. Mapa de uso e cobertura do solo da parte inicial da bacia do rio Pardo.

Tabela 9. Áreas ocupadas por cada classe de uso e cobertura da terra parte da inicial da bacia do rio Pardo

Classes de cobertura	Área (ha)	% do total
Floresta nativa	489	9,1
Eucalipto	105	2,0
Pastagem	1446	26,9
Cultivos perenes	86	1,6
Cultivos anuais	3000	55,9
Várzea	92	1,7
Corpos d'água	34	0,6
Cidade	113	2,1
Total	5365	100

6.5 Índice topográfico de umidade

Com o objetivo de obter a distribuição do potencial de acúmulo de umidade no terreno foi calculado o ITU para a área de estudo (Figura 16). A distribuição dos valores de ITU está apresentada na Figura 17.

O valor mínimo de ITU obtido foi de 3,57 e está relacionado às áreas com menor propensão ao acúmulo de umidade, localizado nos topos de morro, onde a área de contribuição é menor. Também na parte média das vertentes, onde a declividade tende a ser elevada, o que favorece o escoamento em superfície. Já, o valor máximo foi de 24,53, sendo que os maiores valores relacionam-se aos locais onde o solo tende a apresentar-se mais úmido ao longo do tempo, principalmente, nas áreas planas junto aos cursos d'água.

Valores de ITU obtidos estão próximos aos encontrados por Siefert (2012) ao analisar uma bacia na região sul do Brasil, que possui características de relevo semelhantes à cabeceira do rio Pardo. O autor encontrou para os valores mínimos e máximos, 3,69 e 25,34, respectivamente.

Com relação à distribuição dos valores, Siefert (2012) obteve padrão semelhante, onde grande parte da área possui valores próximos a oito. Valores elevados de ITU restringem-se aos locais saturados ou próximos da saturação, junto aos

relevos côncavos de fluxo convergente e solos hidromórficos, onde o lençol freático encontra-se em contato ou próximo à superfície.

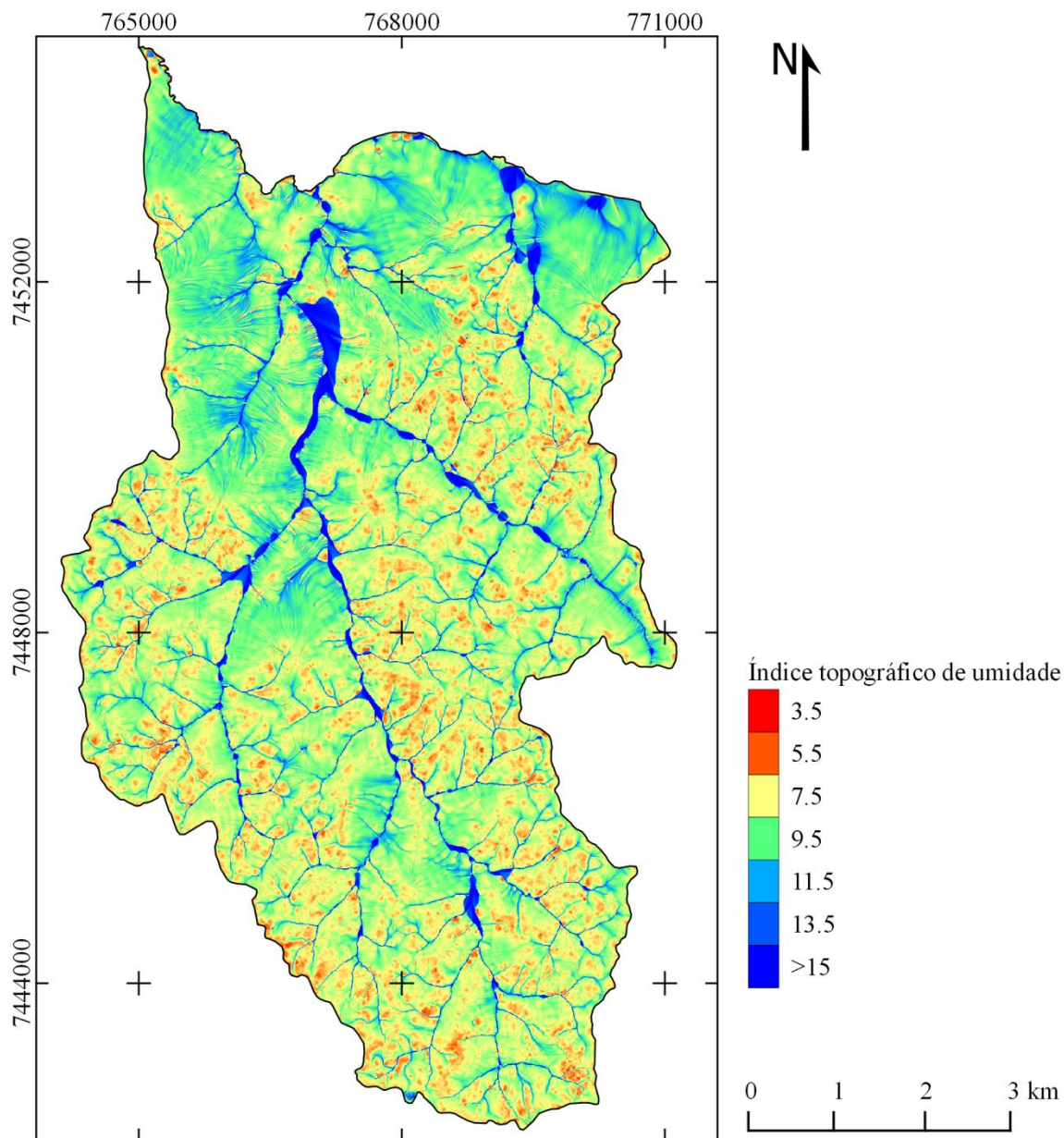


Figura 17. Índice topográfico de umidade para a parte inicial da bacia do rio Pardo.

De acordo com Minella e Merten (2012), o ITU deve ser considerado no planejamento conservacionista de bacias rurais, uma vez que as áreas de maior índice estarão mais susceptíveis ao escoamento superficial e as de menor índice à infiltração e percolação. Com relação à escolha de espécies a serem cultivadas o ITU pode indicar locais para aquelas mais susceptíveis ao excesso de umidade ao longo do tempo,

bem como locais para espécies resistentes a menor disponibilidade de água. Valores intermediários relacionam-se aos locais onde o solo pode apresentar-se com alta umidade em algum período do ano e com baixa umidade em outros.

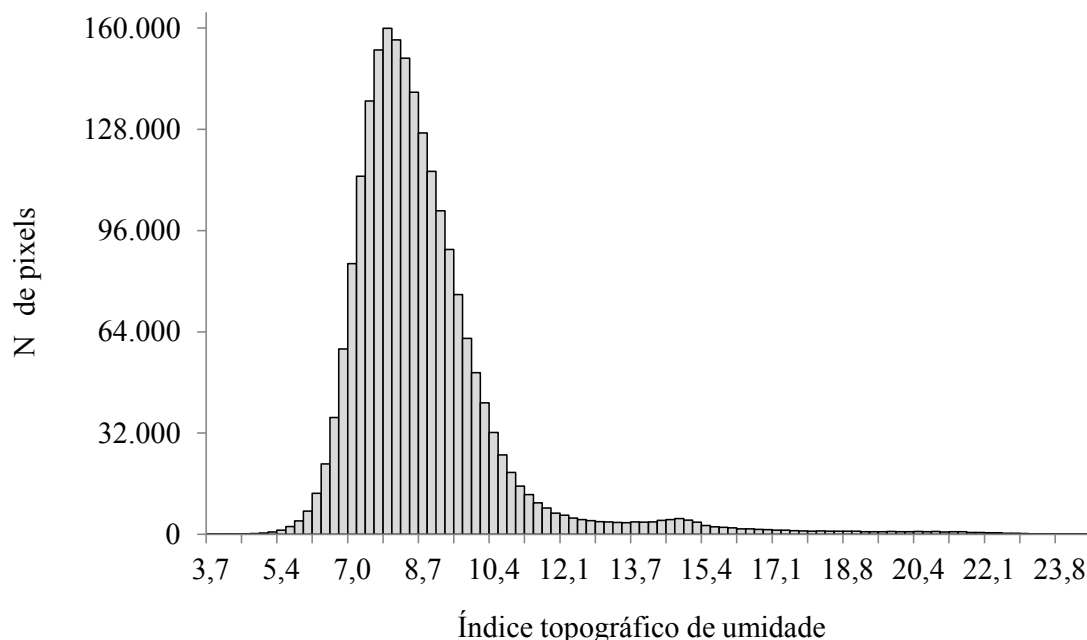


Figura 18. Distribuição dos valores do índice topográfico de umidade para a parte inicial da bacia do rio Pardo.

O ITU foi utilizado neste trabalho como uma forma simplificada de espacialização dos padrões de AVA, conforme definido por Beven e Kirkby (1979) e adotado para a definição de AHS (LIMA et al., 2012; QIU et al., 2014).

De acordo com Agnew et al. (2006), o ITU possui correlação linear positiva com a probabilidade de saturação do terreno, assim, valores mais altos do índice estarão associados às AHS. A definição de um limite preciso, a partir do qual o ITU passa a ser classificado como AHS, é uma tarefa muitas vezes subjetiva. Qiu (2009) e Qiu et al. (2014), por exemplo, adotaram como critério a opinião de gestores locais para decidir um limite aplicável para delimitação das AHS.

No presente trabalho, o valor 10,5 do índice foi adotado como limite inferior, ou seja, valores acima desse limiar foram considerados como sendo AHS. A representação das AHS está mostrada na Figura 18, onde se observa que as áreas saturadas ou com capacidade de saturação, logo após o início de um evento de chuva, localizam-se junto aos cursos d'água, onde o lençol freático geralmente encontra-se próximo à

superfície do solo. A área ocupada pelas AHS, excluindo os corpos d'água e a área urbana, foi de 488 ha, o que representa 9,1% da área total da bacia. Zakia (1998) identificou que 10,4% de uma bacia experimental compreendiam áreas úmidas e Siefert (2012) encontrou um total de 20,49% de uma bacia no Paraná, classificado com AHS.

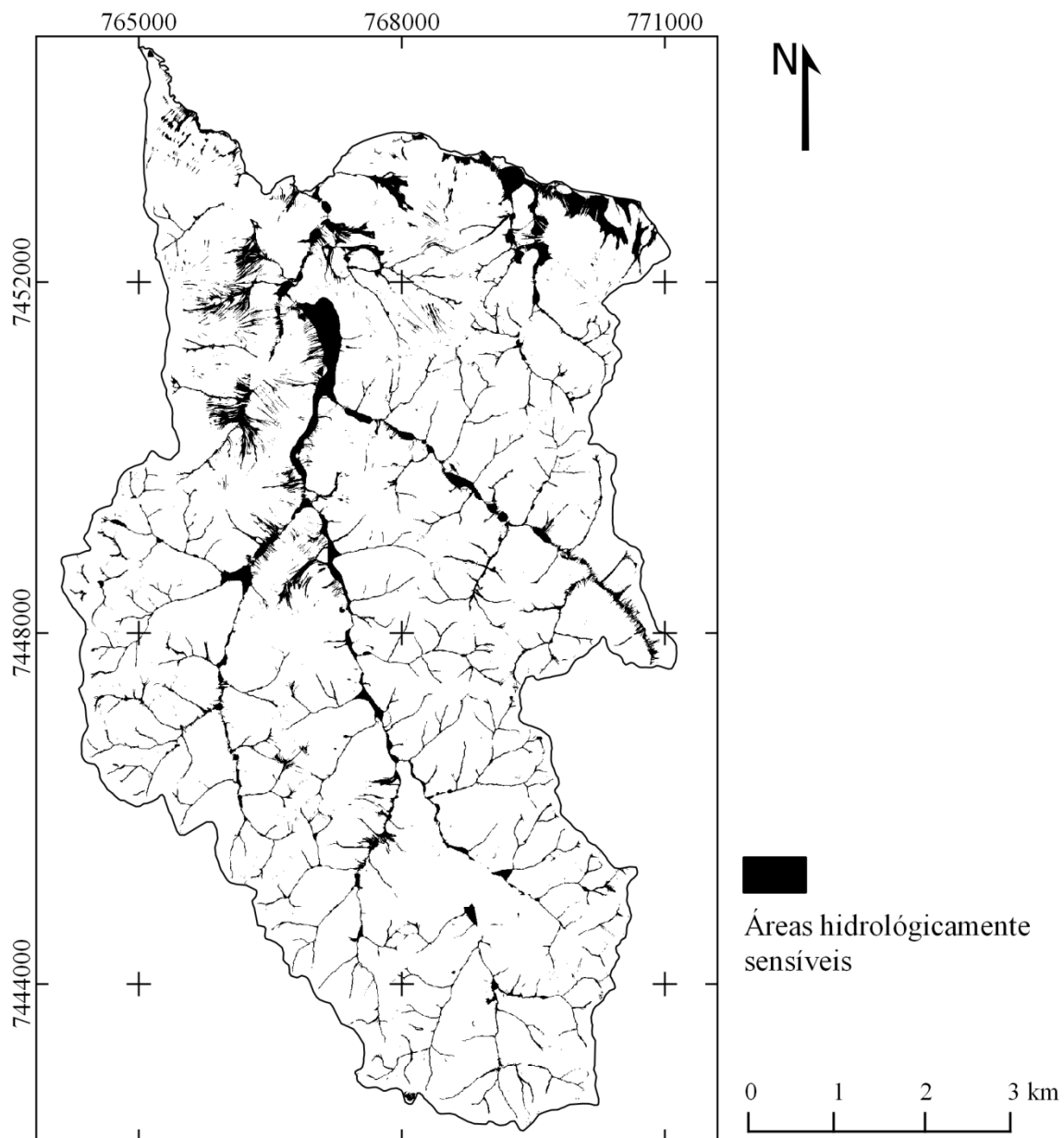


Figura 19. Áreas hidrológicamente sensíveis para a parte inicial da bacia do rio Pardo.

6.6 Padronização e ponderação dos fatores

Os fatores declividade, curvatura vertical e curvatura horizontal foram normalizados utilizando as funções de pertinência baseadas na lógica *fuzzy* (Figuras 19, 20 e 21). Para a declividade e curvatura vertical adotou-se a função em forma de J e para curvatura horizontal a função sigmoidal. Para os fatores solos, uso e cobertura da terra e geologia, como estes são distribuídos em unidades temáticas, adotou-se para cada classe um valor da escala *fuzzy* (Figuras 22, 23 e 24), a qual variou de 0 (condição de menor potencial de infiltração), a 1 (condição de maior potencial de infiltração da água).

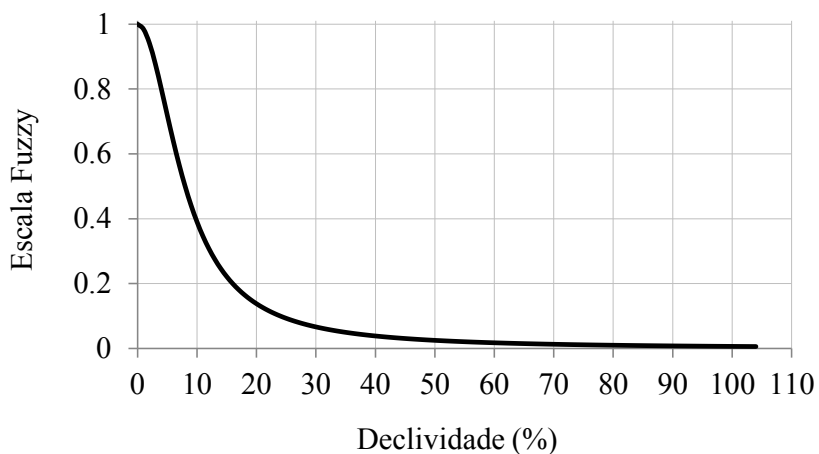


Figura 20. Classificação *fuzzy* para a declividade; pontos de controle: $x_a = 0\%$ e $x_b = 8\%$.

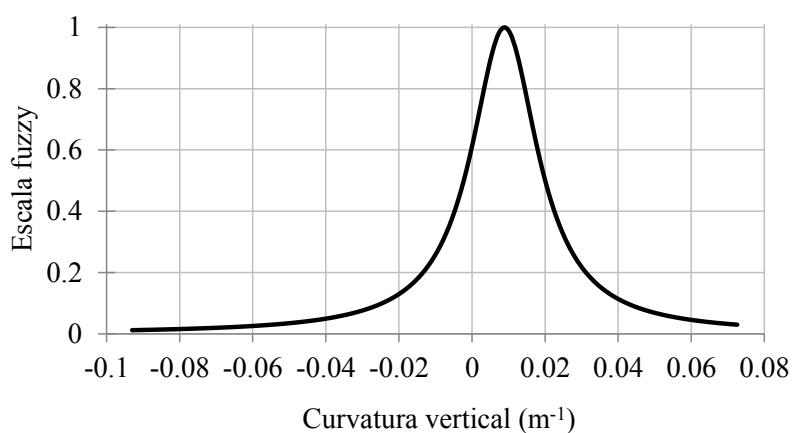


Figura 21. Classificação *fuzzy* para a curvatura vertical; pontos de controle: $x_a = 0,008899 \text{ m}^{-1}$ e $x_b = 0,020046 \text{ m}^{-1}$.

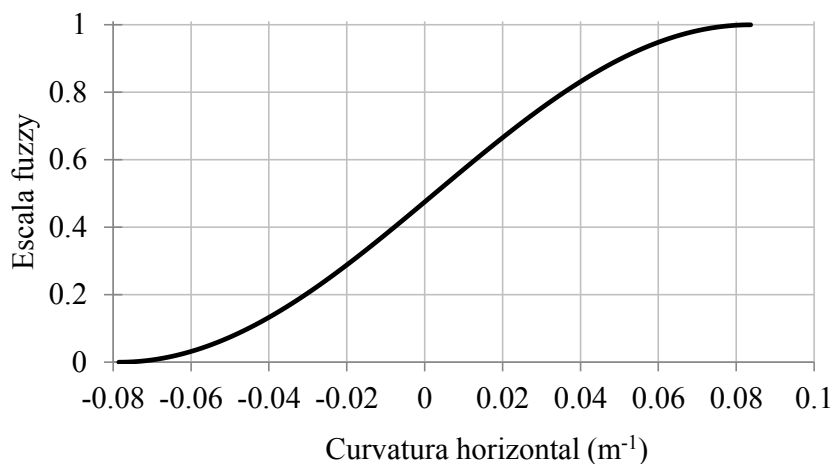


Figura 22. Classificação *fuzzy* para a curvatura horizontal; pontos de controle: $x_a = -0,078541 m^{-1}$ e $x_b = 0,083713 m^{-1}$.

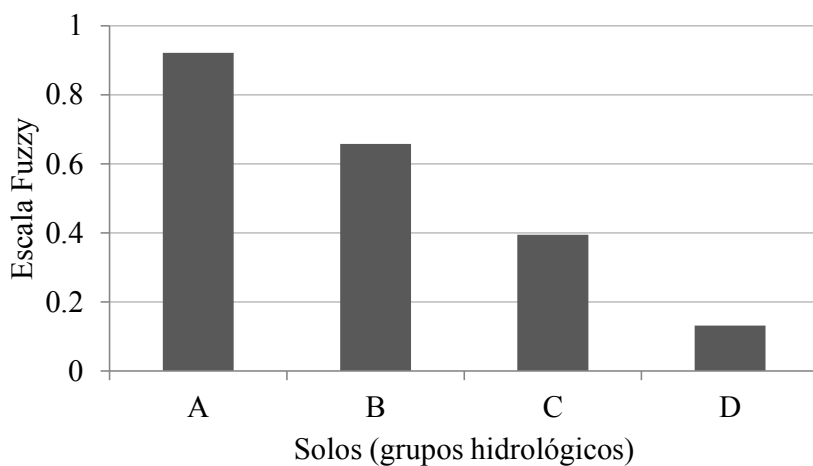


Figura 23. Classificação *fuzzy* para os grupos hidrológicos dos solos.

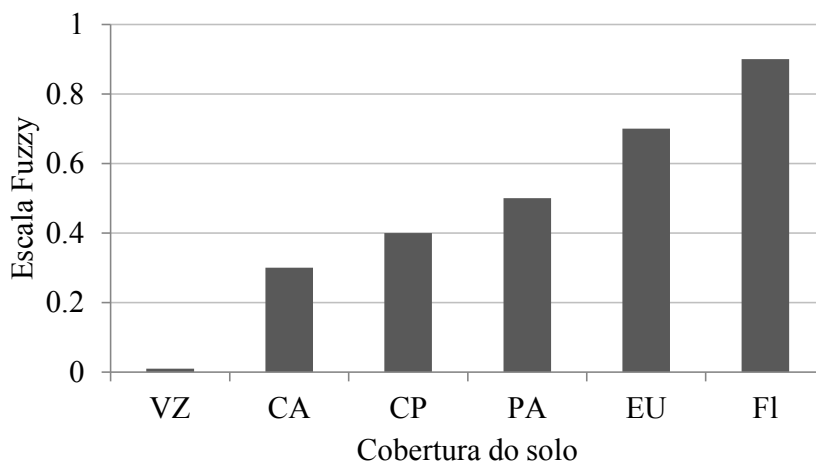


Figura 24. Classificação *fuzzy* para as classes de cobertura do solo. VZ = várzea, CA = cultivo anual, CP = cultivo perene, PA = pastagem, EU = eucalipto, FI = floresta.

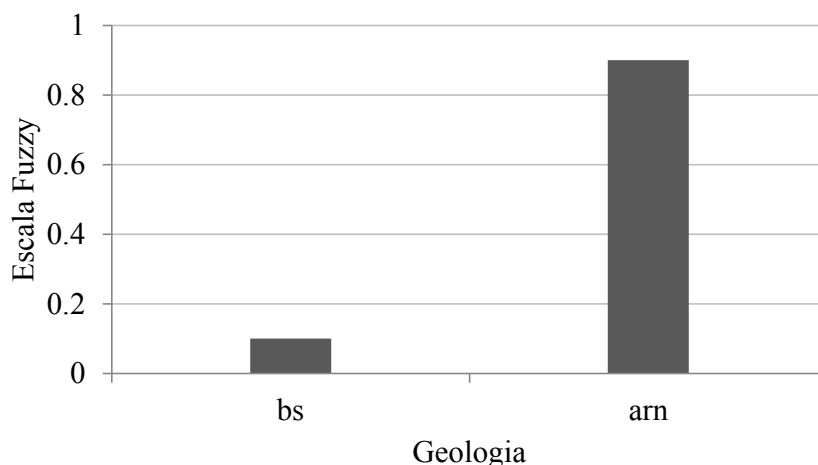


Figura 25. Classificação *fuzzy* para as classes de geologia, bs = basalto, arn = arenito

Após a padronização, os fatores foram ponderados de acordo com a sua importância frente ao potencial de infiltração. O preenchimento da matriz de comparação pareada, através da técnica AHP, está apresentado na Tabela 10 e o vetor de pesos obtido para os fatores está apresentado na Tabela 11.

Tabela 10. Matriz de comparação pareada para os fatores adotados

	F ₁	F ₂	F ₃	F ₄	F ₅	F ₆	
F ₁	1,0	2,0	2,5	5,0	5,0	6,0	
F ₂	0,50	1,0	1,5	5,0	5,0	6,0	
F ₃	0,40	0,67	1,0	4,0	4,0	5,0	
F ₄	0,20	0,20	0,25	1,0	1,0	2,0	
F ₅	0,20	0,20	0,25	1,0	1,0	2,0	
F ₆	0,17	0,17	0,20	0,50	0,50	1,0	
$\lambda_{\text{máx}} = 6,128$						CI = 0,028	CR = 0,021

F₁ = Uso e cobertura do solo, F₂ = Solos (grupos hidrológicos), F₃ = Declividade, F₄ = Curvatura vertical, F₅ = Curvatura no plano, F₆ = Geologia, CI = Índice de consistência e CR = Razão de consistência.

Tabela 11. Pesos dos fatores adotados

Fatores	Vetor de ponderação	Vetor de ponderação (%)
Uso e cobertura da terra	0.3652	36,52
Solos (grupos hidrológicos)	0.2662	26,62
Declividade	0.2018	20,18
Curvatura horizontal	0.0631	6,31
Curvatura vertical	0.0631	6,31
Geologia	0.0405	4,05
Total	1,0000	100,00

O valor de $\lambda_{\text{máx}}$ foi de 6,128, sendo este maior que o número de fatores ($n = 6$). Já, o valor de CR foi de 0,021 (valor inferior a 0,1), indicando que a matriz de comparação pareada foi preenchida de maneira aleatória, não necessitando a sua reestruturação (SAATY, 1987).

Com relação ao vetor de ponderação (pesos dos fatores), obteve-se como ordem de importância, do maior para o menor, os seguintes fatores: uso e cobertura do solo, solos (grupos hidrológicos), declividade, curvatura horizontal, curvatura vertical e geologia.

Com a integração dos seis fatores (uso e cobertura da terra, solos (grupos hidrológicos), declividade, curvaturas horizontal e vertical e geologia) e das restrições (área urbana e corpos d'água), através da técnica CLP e a sobreposição das AHS em ambiente SIG, obteve-se um mapa (Figura 25) com a representação espacial das áreas homogêneas frente ao potencial de infiltração e escoamento superficial da água na área de cabeceira da bacia do rio Pardo.

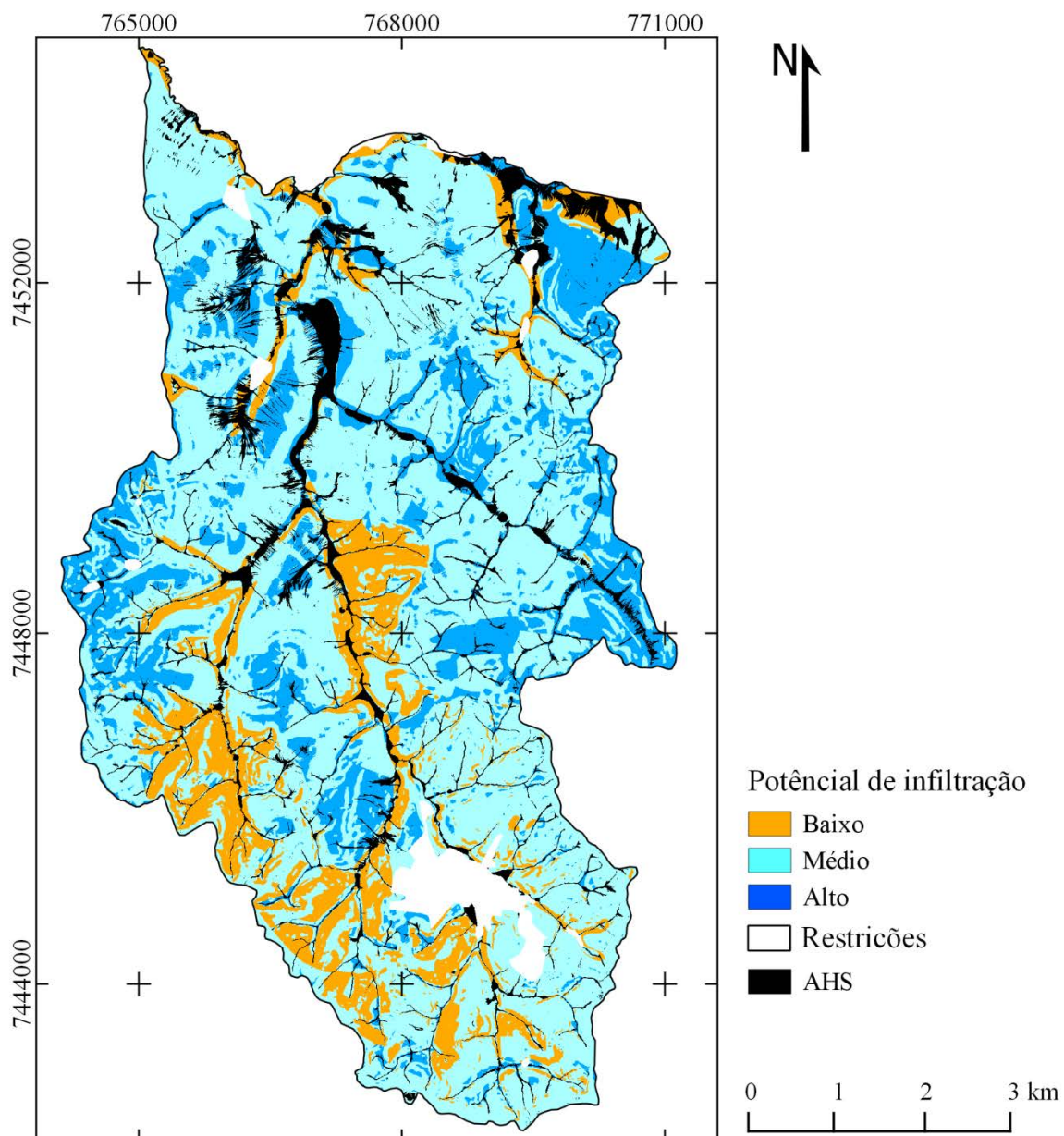


Figura 26. Potencial de infiltração e áreas hidrologicamente sensíveis para a parte inicial da bacia do rio Pardo.

As classes de potencial de infiltração da água foram divididas em três níveis: baixo, médio e alto. As áreas ocupadas por cada classe, bem como pelas AHS e restrições, estão apresentadas na Tabela 12.

Tabela 12. Áreas ocupadas pelas classes de potencial de infiltração, áreas hidrológicamente sensíveis e restrições para a parte inicial da bacia do rio Pardo

Potencial de infiltração	Área (ha)	% do total
Baixo	652	12,2
Médio	3119	58,1
Alto	957	17,8
AHS	488	9,1
Restrições	148	2,8
Total	5365	100

As áreas homogêneas, com potencial de infiltração classificadas como alto, ocupam 17,8% da área total e representam os locais onde os atributos dos fatores físicos e antrópicos favorecem a passagem da água da superfície para o interior do solo, bem como seu movimento no perfil. Tais locais estão associados, principalmente, à presença de vegetação nativa, uma vez que esta proporciona elevada capacidade de infiltração da água e o fator cobertura e uso da terra recebeu maior peso de ponderação.

O tipo de solo e o relevo participaram de forma decisiva no estabelecimento de áreas classificadas com alto potencial de infiltração e, mesmo na ausência de vegetação nativa, alguns locais receberam tal classificação. Esses locais são, principalmente, aqueles associados aos solos do grupo hidrológico A, com relevo plano (0 a 3% de declividade) e formas do terreno convexas e divergentes, sendo os topos de morro e linhas de cumeada que delimitam as bacias de menor ordem dentro da área de estudo.

As áreas de médio potencial de infiltração (58,1% da área total) associaram-se aos locais de pastagens, cultivos perenes e cultivos anuais. Os atributos dos demais fatores (solos, relevo e geologia) atuaram favorecendo a infiltração, mesmo que o atributo do fator de maior ponderação não tenha sido favorável. Tais áreas contribuem parcialmente para o processo de infiltração na bacia e, em chuvas de média a alta intensidade, são possíveis geradoras de escoamento superficial.

As áreas que receberam baixo como classificação de potencial de infiltração (12,2% da área total) ocorreram associadas, principalmente, aos solos do grupo hidrológico C e D, aos cultivos anuais e várzeas, às vertentes declivosas (declividades superiores a 8%), aos relevos côncavos, que favorecem o fluxo convergente e a geologia,

composta por rochas pouco permeáveis, como o basalto. Essas áreas apresentaram-se pouco relevantes à infiltração e, como consequência, muito relevantes ao escoamento superficial em condições de chuva de média intensidade.

A classificação apresentada é resultado direto dos fatores escolhidos e dos pesos de ponderação adotados frente ao objetivo do trabalho. O fator geologia, por exemplo, recebeu o menor peso frente aos outros fatores. Esse baixo valor de ponderação deve-se ao fato de que as formações geológicas encontram-se em subsuperfície e sua atuação está mais relacionada às características físicas dos solos originados a partir delas. Caso a avaliação levasse em consideração o armazenamento da água na bacia, como no estudo realizado por Schechi et al. (2013), as formações geológicas tomariam um papel de destaque. Com isso, os pesos obtidos e as funções de pertinência adotadas no presente trabalho são específicos para a análise realizada na área de cabeceira do rio Pardo, sendo que para outros locais pesos e funções diferentes podem ser obtidos, dependendo inclusive da escala adotada na obtenção dos fatores.

A produção de água na bacia hidrográfica, em quantidade e qualidade, depende da interação entre os componentes físicos, biológicos e antrópicos. Quando o objetivo está na garantia da continuidade da produção hídrica, o manejo da bacia hidrográfica deve priorizar a infiltração da água no solo e a redução do escoamento da água na superfície, assim, o planejamento do uso do solo deve garantir o predomínio do processo de infiltração.

A adoção de técnicas de conservação do solo e água em bacias rurais toma destaque quando o objetivo está no aumento do potencial de infiltração da água. Assim, em locais onde se identificaram baixos e médios potenciais de infiltração, principalmente nas altas declividades, a implantação de terraços em nível ou mesmo em desnível, dependendo das características físicas do solo, é uma alternativa que visa diminuir a velocidade da água que escoar em superfície, através da diminuição do comprimento das encostas. Os terraços favorecem a retenção da água na bacia e a sua infiltração no solo ao longo do tempo. Gomes et al. (2012) verificaram um aumento nas vazões mínimas e a diminuição das vazões de pico em uma bacia hidrográfica após a implantação de técnicas conservacionistas, como a construção de terraços, evidenciando a eficácia dessa técnica na conservação do solo e água.

Predominaram na área de cabeceira da bacia do rio Pardo as culturas agrícolas anuais (valor 0,3 da classificação *fuzzy*), o que condiciona um ou mais

preparos do solo para plantio ao longo do ano. Quando o preparo é do tipo convencional, o solo tende a ficar exposto durante um determinado período, o que o torna vulnerável a ação direta das gotas da chuva e, como consequência, a desagregação do solo. Tal processo é responsável pelo rearranjo das partículas finas do solo, o que diminui sua porosidade e com isso seu potencial de infiltração. Técnicas que visem a manutenção da matéria orgânica no solo, como o plantio direto, apresentam-se como uma alternativa ao preparo convencional. Kaufmann et al. (2012) verificaram que a capacidade de infiltração da água no solo foi maior em áreas com plantio direto do que em plantios convencionais. A presença de matéria orgânica no solo melhora sua estrutura, o que proporciona um aumento na porosidade do solo; a presença da fauna do solo também contribui para o processo de infiltração, através da abertura de pequenos canais que favorecem a passagem da água.

As pastagens destacaram-se em segundo lugar, em termos de área ocupada na bacia. Essas áreas foram consideradas como relevantes no processo de infiltração, recebendo uma posição intermediária na classificação *fuzzy* (0,5). No entanto, devido às limitações na resolução espacial das imagens disponíveis, não foram avaliadas as condições de conservação dessas pastagens, com isso todas as áreas com esse uso receberam a mesma classificação. Vale ressaltar que pastagens bem conservadas tendem a favorecer o processo de infiltração, pelo fato das plantas cobrirem todo o solo e, diferente dos cultivos anuais, o preparo do solo é pouco frequente. No entanto, pastagens degradadas favorecem a formação do escoamento superficial em detrimento à infiltração. De acordo com Oliveira Junior et al. (2014), o pisoteio do gado condiciona uma maior densidade e menor condutividade hidráulica na superfície do solo, o que dificulta a infiltração da água. Assim, o manejo das pastagens na cabeceira do rio Pardo deve obedecer às técnicas conservacionistas e o número de animais estar de acordo com a capacidade de suporte do ambiente.

As AHS devem receber atenção especial devido a sua propensão em gerar escoamento superficial, mesmo em condições de chuva de baixa intensidade. Essas são áreas sensíveis aos processos erosivos, pela movimentação da água em superfície, que causam carreamento de partículas de solo. E, juntamente com os sedimentos, as AHS são fontes de elementos solúveis, como o fósforo, que é arrastado para os corpos d'água através do escoamento superficial (GLEBER et al., 2014), sendo um dos responsáveis pela eutrofização de corpos d'água (TRINDADE; MENDONÇA, 2014), principalmente, em bacias onde o predomínio do uso agrícola condiciona a ocorrência de

AHS juntamente com áreas de intenso uso do solo, como é o caso da área inicial da bacia do rio Pardo.

A presença de vegetação nativa caracteriza-se como a melhor opção para evitar a degradação do ambiente nas AHS, atuando como redutoras do impacto direto das gotas da chuva sobre o solo e, através da adição de matéria orgânica, favorece a estruturação do solo e atua como filtro do escoamento superficial originado nas partes mais altas da bacia (LIMA; ZAKIA, 2000). A legislação brasileira prevê a existência de uma faixa de preservação ao longo dos rios que, se mantida, proporciona melhorias na qualidade da água produzida na bacia, porém, muitas vezes, as AHS podem superar os limites das faixas preestabelecidas, como verificado por Attanasio et al. (2006). Nesse caso, o uso do solo deve levar em consideração a fragilidade ambiental natural do terreno. A adoção de técnicas conservacionistas e a redução ou mesmo eliminação do uso de produtos químicos, passíveis de serem transportados para os cursos d'água, devem ser levados em consideração no planejamento do uso das terras.

7 CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- os fatores adotados (uso e cobertura do solo, grupos hidrológicos dos solos, declividade, curvatura vertical, curvatura horizontal e geologia), bem como as funções de pertinência *fuzzy* e os pesos de ponderação aplicados a cada um, permitiram a espacialização de áreas contendo o potencial de infiltração da água na bacia;
- o ITU possibilitou o mapeamento das áreas mais susceptíveis ao escoamento superficial (AHS), e a combinação deste com o mapa de potencial de infiltração da água, permitiram a caracterização de zonas hidrológicamente homogêneas para a área de estudo.
- a parte inicial da bacia do rio Pardo possui 12,2%; 58,1% e 17,8% da área total classificada como baixo, médio e alto potencial de infiltração da água, respectivamente; já as AHS ocupam 9,1% da área de estudo.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGNEW, L.J. et al. Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 78, p. 63-76, 2006.

ALVES SOBRINHO, T. A. et al. Delimitação automática de bacias hidrográficas utilizando dados SRTM. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 1, p. 46-57, 2010.

ATTANASSIO, C. M. et al. Método para identificação da zona ripária: microbacia hidrográfica do Ribeirão São João (Mineiros do Tietê, SP). **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 71, p. 131-140, 2006.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgar Blücher, 1999. 236 p.

BERVEGLIERI, A. et al. Classificação fuzzy de vertentes por thin-plate spline e krigagem com comparação de resultados. **Revista Brasileira de Cartografia**, Brasília, v. 1, n. 64, p. 69-82, 2012.

BETSON, R.P. What is watershed runoff? **Journal of Geophysical Research**, Hoboken, v. 69, n. 8, p. 1541-1552, 1964.

BEVEN, K.J.; KIRKBY, M.J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, Wallingford, v. 24, p. 43-69, 1979.

BLACK, P. E. **Watershed Hydrology**. New Jersey: Advanced Reference Series Physical And Life Science, 1990. 408 p.

BRITO, M. G. et al. Characterization of maximum infiltration areas using GIS tools. **Engineering Geology**, Amsterdam, n. 85, p. 14-18, 2006.

BUCHANAN, B. P. et al. Evaluating topographic wetness indices across central New York agricultural landscapes. **Hydrology and Earth System Sciences**, Goettingen, v. 18, p. 3279-3299, 2014.

CÂMARA, G.; MEDEIROS, J. S. de. **Princípios básicos em geoprocessamento**. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. E. (Orgs.). **Sistemas de informações geográficas: Aplicações na agricultura**. 2ª edição. Brasília – DF: Embrapa, 1998.

CÂMARA, G., D. et al. Towards a generalized map algebra: principles and data types. Workshop Brasileiro de Geoinformática. Campos do Jordão, SP. **Anais Eletronicos**...Curitiba: SBC. Nov. 2005, p. 66-91, 2005. Disponível em <mtc-m18.sid.inpe.br/arch ivo.cgi/ dpi. ../07.1 1. 14.06>. Acesso em 18 out. 2014.

CAMARINHA, P. I. M. **Mapeamento do potencial de infiltração como subsídio ao planejamento de microbacias de cabeceira. Uma proposta metodológica utilizadno geotecnologias**. 2011. 120f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Estadual Paulista, Bauru, 2011.

COELHO, V. H. R. et al. Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 1, p.64-72. 2014.

CUNHA, A. R.; MARTINS, D., Classificação climática para os municípios de Botucatu e São Manuel, **Irriga**, Botucatu, v. 14, n. 1, 2009.

DUNNE, T.; BLACK, R. D. Partial area contributions to storm runoff in a small New England watershed. **Water Resources Research**, Hoboken, v. 6, p. 1296-1311, 1970a.

DUNNE, T.; BLACK, R. D. An experimental investigation of runoff production in permeable soils. **Water Resources Research**, Hoboken, v. 6, p. 478-490, 1970b.

DUNNE, T.; MOORE, T. R.; TAYLOR, C. H. Recognition and prediction of runoff-producing zones in humid regions. **Hydrological Sciences Bulletin**, Abingdon, v. 20, p. 305-327, 1975.

EASTMAN, J. R. **Idrisi for Windows**, versão 2. Manual do Usuário: Introdução e Exercícios Tutorais. H. Hasenack & E. Weber (eds.), UFRGS/Centro de Recursos Idrisi, Porto Alegre, 1998, 240p.

EASTMAN, J. R. et al. Raster procedures for multi-criteria/multi-objective decisions. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, Bethesda, v. 61, n. 5, p. 539-547, 1995.

EMBRAPA. Centro Nacional e Pesquisa em Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa-SPI; Rio de Janeiro: Embrapa-Solos, 2013, 306 p.

FERRAZ, S. F. B. et al. Uso de indicadores hidrológicos para a classificação de trechos de estradas florestais quanto ao escoamento superficial. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 75, p. 39-49, 2007.

GEBLER, L. et al. Transferência superficial de fósforo reativo potencialmente contaminante por chuvas simuladas intensas. **Engenharia Ambiental e Sanitária**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 4, p. 393-399, 2014.

GOMES, M. A. Solos, manejo e aspectos hidrológicos na bacia hidrográfica do Araújo, Viçosa – MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 1, p. 93-102, 2012.

HEWLETT, J. D.; HIBBERT, A.R. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. **International Symposium of Forest Hydrology**. Pergamon Press, Oxford. p. 275-290, 1967.

HORTON, R. E. The role of infiltration in the hydrological cycle. **Transactions, American Geophysical Union**, Hoboken, v. 14, n. 1, p. 446-460, 1933.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente**: uma perspectiva em recursos terrestres. 1ª edição. São José dos Campos: Parênteses, 2009, 672 p.

KAUFMANN, V.; CASTRO, N. M. R.; PINHEIRO, A. Escoamento superficial e de drenagem em solo com diferentes manejos e intensidades de chuvas simuladas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 17, n. 4, p. 273-285, 2012.

KROIS, J.; SCHULTE, A. GIS-based multi-criteria evaluation to identify potential sites for soil and water conservation techniques in the Ronquillo watershed, northern Peru. **Applied Geography**, Amsterdam, v.51, p. 131-142, 2014.

LANDIM, P.M.B. (coord.) **Mapa Geológico de Estado de São Paulo**. Escala 1:250.000, São Paulo: IGCE/UNESP - DAEE, 1984.

LI, J.; HEAP, A. D. Spatial interpolation methods applied in the environmental sciences: A review. **Environmental Modelling & Software**, Kidlington, v. 53, p. 173-189. 2014.

LIMA, G. C. et al. Estimativa do potencial de recarga na sub-bacia das Posses, Extrema (MG), em função dos atributos fisiográficos, pedológicos e topográficos. **Geociências**, São Paulo, v. 32, n. 1, p. 51-62, 2013.

LIMA, W.P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. 2ª edição. Piracicaba: ESALQ, 2008. 245 p.

LIMA, W. P. et al. Forest plantations and water consumption: a strategy for hydrosolidarity. **International Journal of Forestry Research**, New York, v. 2012, p. 1-8, 2012.

LIMA, W.P.; ZAKIA M.J.B. **Hidrologia de matas ciliares**. In: RODRIGUES; R.R.; LEITÃO FILHO; H.F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p.33-43.

MACBRATNEY, A. B.; ODEH, I. O. A. Application of fuzzy sets in soil science: fuzzy logic, fuzzy measurements and fuzzy decisions. **Geoderma**, Amsterdam, v.77, p. 85-113, 1997.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Índices topográficos aplicados à modelagem agrícola e ambiental. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, n. 9, p. 1575-1582, 2012.

MIRANDA, J. I. **Fundamentos de Sistemas de Informações Geográficas**. 2. Ed. rev. atual. Brasília, DF: Embrapa, 2010. 425 p.

MENESES, P. R. **Modelos de cores aplicados às imagens**. In: MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. (Org). **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília: UnB, 2012, p. 121-137.

MOORE, I.D.; GRAYSON, R. B.; LADSON, A. R. Digital terrain modeling: a review of hydrological, geomorphological and biological applications. **Hydrological Process**, Chichester, v.5, p. 3-30. 1991.

MORAES, F. Infiltração – uma variável geomorfológica. **Caderno de Geografia**, Belo Horizonte, v.22, n.38, p. 73-87, 2012.

NAMIKAWA, L. M. **Um método de ajuste de superfície para grades triangulares considerando linhas características**. 136 p. Dissertação (Mestrado em Computação Aplicada) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1995. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/jeferson/2004/12.02.09.36>>. Acesso em: 01 dez. 2014.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto princípios e aplicações**. 3ª edição. São Paulo, 2008. 388 p.

OLAYA, V.; CONRAD, O. **Geomorphometry in SAGA**. In: HENGL, T.; REUTER, H. I. (Ed.) **Geomorphometry: concepts, software, applications, developments in soil science**. Amsterdam: Elsevier, 2008. p. 293–308

OLIVEIRA, A. H. et al. Consistência hidrológica de modelos digitais de elevação (mde) para definição da rede de drenagem na sub-bacia do horto florestal Terra Dura, Eldorado do Sul, RS. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 4, p. 1259-1267, 2012.

OLIVEIRA JÚNIOR, J. A. S. et al. Variabilidade espacial de propriedades hidrodinâmicas de um Neossolo Regolítico sob pastagem e caatinga. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18 n. 6, p. 631-639, 2014.

PACHECO, F. A. L. et al. Soil losses in rural watersheds with environmental land use conflicts. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 485-486, p. 110-120, 2014.

PEREIRA, V. R.; TEXEIRA FILHO, J. Identificação das áreas susceptíveis aos processos erosivos em duas bacias do Sistema Cantareira por meio de diferentes cenários. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v.31, n. 1, p. 155-163, 2009.

PESSOA, S. P. M. et al. Análise espaço-temporal da cobertura vegetal e uso da terra na Interbacia do Rio Paraguai Médio-MT, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.37, n.1, p.119-128, 2013.

PIROLI, E. L. **Geoprocessamento aplicado ao estudo do uso da terra das áreas de preservação permanente dos corpos d'água da bacia hidrográfica do rio pardo**. 2013. 123 p. Tese de Livre-Docência (Livre-Docência em Sensoriamento remoto e Geoprocessamento), UNESP, 2013.

PLANCHON, O.; DARBOUX, F. A fast, simple and versatile algorithm to fill the depressions of digital elevation models. **Catena**, Amsterdam, v. 46, n.2-3, p. 159-176, 2001.

PONZONI, F.J.; REZENDE, A.C.P. Caracterização espectral de estágios sucessionais de vegetação secundária arbórea em Altamira (PA), através de dados orbitais. **Revista Árvore**, Viçosa, v.28, n.4, p.535-545, 2004.

PONZONI, F. J.; SHIMABUJURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento remoto da vegetação**. 2ª ed. atualizada e ampliada. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. 160 p.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. **QGIS**. Versão 2.2. 2014. Disponível em <http://qgis.org/>. Acesso em 29 set. 2014.

QUINN, P. F.; BEVEN, K. J.; LAMB, R. The $\ln(\alpha/\tan\beta)$ index: how to calculate it and how to use it within the topmodel framework. **Hydrological Processes**, Chichester v. 9, p. 161-182, 1995.

QIU, Z. Assessing critical source areas in watersheds for conservation buffer planning and riparian restoration. **Environmental Management**, Amsterdam, v. 44, p. 968-980, 2009.

QIU, Z. et al. Hydrologically sensitive areas, land use controls, and protection of healthy watersheds. **Journal of Water Resources Planning and Management**, Reston, v. 140, n. 7, p. 04014011-1 - 04014011-10, 2014.

RABUS, B. et al. The shuttle radar topography - a new class of digital elevation models acquired by space borne radar. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, Amsterdam, v. 57, p. 241-262. 2003.

RANZINI, M. et al. Processos hidrológicos de uma microbacia com Mata Atlântica, na região da Serra do Mar, SP. **Scientia forestalis**, Piracicaba, n.66, p. 108-119, 2004.

RIBEIRO, F. L.; CAMPOS, S. Vulnerabilidade à erosão do solo da Região do Alto Rio Pardo, Pardinho, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 6, p. 628-633, 2007.

ROY, D. P. Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v. 144, p. 154-172, 2014.

SALGADO, M. P. G.; FORMAGGIO, A. R.; RUDORFF, B. F. T. Refinement of the digital elevation model applied to erosion modeling of watersheds. **Geografia**, Rio Claro, v. 36, p. 201-211, 2011.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**. Maryland Heights v. 15, p. 234-281, 1977.

SAATY, T. L. The Analytical Hierarchy Process: what it is and how it is used. **Math Modelling**, Kidlington, v. 9, n. 3-5, p. 161-176, 1987.

SAGA GIS DEVELOPMENT TEAM. **System for Automated Geoscientific Analyses – SAGA GIS**. Versão 2.1.2. 2014. Disponível em: <http://www.saga-gis.org/>. Acesso em 27 ago. 2014.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação hidrológica de solos brasileiros para estimativa da chuva excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos parte 1: classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 10, n. 4, p. 05 - 18, 2005.

SCHECHI, R. G. et al. Avaliação da capacidade potencial de armazenamento de água na bacia hidrográfica do Rio Pequeno, São José dos Pinhais, PR. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 2, p. 205 - 214, 2013.

SCHOENEBERGER, P. J., WYSOCKI, D. A. Hydrology of soils and deep regolith: A nexus between soil geography, ecosystems and land management. **Geoderma**, Amsterdam, v. 126, p. 117–128, 2005.

SIEFERT, C. A. C. **Delimitação de áreas hidrologicamente sensíveis por meio de modelagem de processos e da relação solo-vegetação em ambientes hidromórficos**. 2012. 111f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

SILVEIRA, A.L.L. **Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica**. In: TUCCI, C.E.M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. São Paulo: EDUSP, 2009. p 35-51.

SILVA, M. M. **Dinâmica espaço-temporal das áreas variáveis de afluência da bacia do córrego do Cavalheiro**. 2012. 142f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

SILVA, R. F. B. et al. Integration of hydrologic process for zoning agricultural landscapes: perspectives for ecosystem services maintenance. **Journal of Environmental Science and Water Resources**, Lagos, v. 2, n. 8, p. 290-301, 2013.

SILVA, A. N. R., et al. **SIG: uma plataforma para introdução de técnicas emergentes no planejamento urbano, regional e transportes**. São Carlos: Ed dos Autores, 2004.

SOARES, P. V. et al. The definition of potential infiltration areas in Guaratinguetá watershed, Paraíba do Sul Basin, Southeastern Brazil: an integrated approach using physical and land-use elements. **Environmental Earth Science**, Heidelberg, v. 67, n. 6, p. 1685-1694, 2012.

SOUZA, P. O. **Conexão florestal em áreas mais favoráveis à infiltração na APA Botucatu – SP**. 2014. 85f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Irrigação e Drenagem) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2014.

VALERIANO, M. M. Curvatura vertical de vertentes em microbacias pela análise de modelos digitais de elevação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 7, n. 3, p.539-546. 2003.

_____. **TOPODATA: Guia para utilização de dados geomorfológicos locais**. INPE – São José dos Campos, 2008, 72p.

_____; CARVALHO JUNIOR, O. Geoprocessamento de modelos digitais de elevação para mapeamento da curvatura horizontal em microbacias. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Goiânia, v. 4, n. 1, p. 17-29. 2003.

_____; ROSSETTI, D.F. Topodata: Brazilian full coverage refinement of SRTM data. **Applied Geograph**, Amsterdam, v. 32, p. 300-309. 2012.

VALLE JUNIOR, R. F. et al. Environmental land use conflicts: a threat to soil conservation. **Land Use Policy**, Amsterdam, v. 41, p. 172-185, 2014.

TARBOTON, D.G. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. **Water Resources Research**, Hoboken, v.33, n.2, p.309-319, 1997.

TOMLIN, C. D. Map algebra: one perspective. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam , v. 30, n. 1-2, p. 3-12, 1994.

TORMOS, T. et al. Improving the quantification of land cover pressure on stream ecological status at the riparian scale using high spatial resolution imagery. **Physics and Chemistry of the Earth**, Kidlington, v. 36, p. 549–559. 2011.

TRINDADE, P. B. C. B.; MENDONÇA, A. S. F. Eutrofização em reservatórios – estudo de caso: reservatório de Rio Bonito (ES). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 3, p. 275–289, 2014.

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

WALTER, M. T. et al. Hydrologically Sensitive Areas: Variable Source Area Hydrology Implications for Water Quality Risk Assessment. **Journal of Soil and Water Conservation**. Ankeny, v. 55, p. 277-284, 2000.

WEILL, M.A.M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na Microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP). I - Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos fatores do modelo EUPS. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, Viçosa, v. 32, p.801-814, 2008.

ZAKIA, M.J.B. **Identificação e caracterização da zona ripária em uma microbacia experimental: implicações no manejo de bacias hidrográficas e na recomposição de florestas**. 1998. 98 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.

ZIMBACK, C. R. L. **Levantamento semidetalhado dos solos da bacia do Rio Pardo nos municípios de Pardinho e Botucatu**. Botucatu: UNESP, Faculdade de Ciências Agrônomicas, 1997. 55 p.