

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

**DESENVOLVIMENTO DE PROCEDIMENTO PARA
IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA O MANEJO
DAS ÁGUAS PLUVIAIS: APLICAÇÃO PARA O CASO DA BACIA
DO ALTO DESCOBERTO – DF/GO**

PAULO HENRIQUE OLIVEIRA BUENO

**ORIENTADORA: CONCEIÇÃO DE MARIA ALBUQUERQUE
ALVES**

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

**PUBLICAÇÃO: PTARH. DM-189/2016
BRASÍLIA/DF: AGOSTO/2016**

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

**DESENVOLVIMENTO DE PROCEDIMENTO PARA
IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA O MANEJO
DAS ÁGUAS PLUVIAIS: APLICAÇÃO PARA O CASO DA BACIA
DO ALTO DESCOBERTO – DF/GO**

PAULO HENRIQUE OLIVEIRA BUENO

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

APROVADA POR:

Prof^a. Conceição de Maria Albuquerque Alves, PhD (FT-UnB)
(Orientadora)

Prof. Vladimir Caramori Borges de Souza, Dr. (UFAL)
(Examinador externo)

Prof. Oscar de Moraes Cordeiro Netto, PhD (FT-UnB)
(Examinador Interno)

BRASÍLIA/DF, AGOSTO DE 2016.

FICHA CATALOGRÁFICA

BUENO, P.H.O.

DESENVOLVIMENTO DE PROCEDIMENTO PARA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA O MANEJO DAS ÁGUAS PLUVIAIS: APLICAÇÃO PARA O CASO DA BACIA DO ALTO DESCOBERTO – DF/GO. xiii, 130p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2013). Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

- | | |
|---------------------|-------------------------------------|
| 1. ÁGUAS PLUVIAIS | 2. ÁREAS HIDROLOGICAMENTE SENSÍVEIS |
| 3. BACIA DESCOBERTO | 4. GESTÃO AMBIENTAL |

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

BUENO, P.H.O. (2016). *Desenvolvimento de procedimento para identificação de áreas prioritárias para o manejo das águas pluviais: aplicação para o caso da bacia do alto descoberto – DF/GO*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-189/2016, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 130p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Paulo Henrique Oliveira Bueno

TÍTULO: *Desenvolvimento de procedimento para identificação de áreas prioritárias para o manejo das águas pluviais: aplicação para o caso da bacia do alto descoberto – DF/GO*.

GRAU: Mestre

ANO: 2016

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

Paulo Henrique Oliveira Bueno
amb.bueno@gmail.com

A Laura, Pedro e Vandete,
minha amada família.
À Cristina, minha querida mãe.

RESUMO

DESENVOLVIMENTO DE PROCEDIMENTO PARA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA O MANEJO DAS ÁGUAS PLUVIAIS: APLICAÇÃO PARA O CASO DA BACIA DO ALTO DESCOBERTO – DF/GO

Autor: Paulo Henrique Oliveira Bueno

Orientadora: Conceição de Maria Albuquerque Alves

Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Brasília, agosto de 2016.

O presente trabalho apresenta o desenvolvimento de procedimento para identificação de áreas prioritárias para o manejo das águas pluviais a partir da identificação de áreas hidrologicamente sensíveis: aplicação ao caso da bacia do alto descoberto – DF/GO. O procedimento baseou-se no uso de informações topográficas, como declividade e áreas contribuintes, na classificação do uso do solo e nas características do solo para o cálculo de um índice topográfico. A partir do índice, foi estabelecido um limiar de sensibilidade hidrológica, o qual identificou quais áreas de uma bacia tem maior probabilidade de estar saturada quando há ocorrência de eventos chuvosos. Em seguida, as áreas da bacia identificadas como hidrologicamente sensíveis, bem como aquelas áreas com potencial geração de poluentes, foram classificadas por sua adequabilidade a tipos de medidas de manejo de águas pluviais. A tipificação dessas medidas de manejo foi feita a partir da utilização informações sobre a classe de uso do solo da bacia, distância das áreas em relação às redes de drenagem e quantidade de áreas contribuintes a montante. As áreas hidrologicamente sensíveis que se enquadraram como adequadas a um dos tipos de categoria de medidas de manejo foram consideradas como prioritárias à implantação de medidas de manejo das águas pluviais. A bacia do Alto Descoberto foi utilizada como área de estudo para aplicação da metodologia. A partir dos resultados encontrados, foi possível constatar bons resultados de identificação de áreas adequadas às medidas de manejo propostas, com um acerto na identificação de áreas adequadas de 85,15%. Foi observado que as medidas de manejo de estabelecimento de faixas de proteção de córregos (*buffers*) foi a categoria de medida com maior quantidade de áreas identificadas como prioritárias, um total de 19,4 km² dos 30km² identificados como prioritários para medidas de manejo na bacia do Alto Descoberto.

Palavras-chaves: manejo de águas pluviais, áreas hidrologicamente sensíveis, índice topográfico.

ABSTRACT

DEVELOPMENT OF PROCEDURE FOR IDENTIFYING PRIORITY AREAS FOR STORMWATER MANAGEMENT: APPLICATION CASE OF ALTO DESCOBERTO BASIN – DF/GO

Autor: Paulo Henrique Oliveira Bueno

Orientadora: Conceição de Maria Albuquerque Alves

Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Brasília, Agosto de 2016.

This paper presents a development of procedure for identifying priority areas for the management of rainwater based on the identification of hydrologically sensitive areas. The procedure was based on the use of secondary data from topographic information, such as soil slope and areas of contribution, the classification of land use and soil characteristics for calculating a topographic index. After determining the index, it established a hydrological sensitivity threshold, which identified which areas of a hydrographic basin is more likely to be saturated when there is occurrence of rainfall events. Then, the areas of the watershed identified as hydrologically sensitive areas and potentially generate pollutants were classified by their suitability to the types of management measures of stormwater. The specification of these management measures were made from the use of information about the class of land use of the watershed area, the distance of the areas over the drainage systems and the amount of contribution areas upstream the river. The hydrologically sensitive areas that are determined as appropriate to any of the types of management measures category were considered as priority the implementation of management measures of rainwater. The Alto Descoberto basin was used as a case study for application of the methodology. With the data found it was possible to determine good results in identifying appropriate areas to the proposed management measures, with a hit in identifying suitable areas of 85.15%. It was observed that the management measures to establish streams of buffer strips was measured category with the highest number of identified priority areas, a total of 19.4 square kilometers of 30km² identified as priorities for management measures in the Alto Descoberto Basin.

Key words: Topographic index, Stormwater management, hydrologically sensitive areas.

SUMÁRIO

1 -	Introdução.....	1
2 -	Objetivos	5
2.1 -	Objetivo geral.....	5
2.2 -	Objetivos específicos.....	5
3 -	Revisão bibliográfica.....	6
3.1 -	Impactos do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos	6
3.1.1 -	Impactos da urbanização	7
3.2 -	A evolução conceitual da drenagem e manejo de águas pluviais urbanas	18
3.2.1 -	Técnicas sustentáveis de manejo das águas pluviais.....	19
3.3 -	A drenagem e o manejo de águas pluviais urbanas no brasil.....	23
3.4 -	Mecanismos de geração de escoamento superficial	29
3.5 -	Áreas hidrologicamente sensíveis e áreas críticas de afluência	34
3.5.1 -	Métodos de identificação de AHS e ACAs	38
3.6 -	Índices topográficos	43
3.6.1 -	Índice Topográfico do TOPMODEL	44
4 -	Materiais e métodos	47
4.1 -	Caracterização da Área de estudo	48
4.2 -	Metodologia.....	54
4.2.1 -	1ª etapa – Classificação do uso e cobertura do solo e determinação do índice de impermeabilidade do solo.....	54
4.2.2 -	2ª etapa – Cálculo do Índice Topográfico	60
4.2.3 -	3ª etapa – Determinação das áreas hidrologicamente sensíveis – AHS e áreas críticas de afluência - ACAs.....	67
4.2.4 -	4ª etapa –Identificação das áreas prioritárias para medidas de manejo.....	69
5 -	Resultados e discussões.....	76
5.1 -	Classificação do uso e ocupação do solo.....	76
5.2 -	Áreas hidrologicamente sensíveis e áreas críticas de afluência	81

5.3 -	Áreas prioritárias para implantação de medidas de manejo de águas pluviais	85
5.3.1 -	Áreas prioritárias nas sub-bacias urbanas da área de estudo.....	92
5.4 -	Verificação dos resultados.....	95
6 -	Conclusões e recomendações	105
	Referências Bibliográficas.....	108
	Referências Bibliográfias citadas por terceiros	114
	Anexo - Classes de solos presentes na bacia do descoberto (Reatto et al. 2003).....	115

LISTA DE TABELAS

Figura 3.1 – Efeitos da impermeabilização sobre o escoamento superficial e infiltração. Fonte: Karamouz <i>et al.</i> (2010).....	8
Figura 3.2 - Hidrograma de bacia rural e depois de urbanizada. Fonte: Tucci (2003).....	9
Figura 3.3 - Efeito da canalização sobre a resposta do hidrograma. Fonte: Vieux (2005)....	9
Figura 3.4 - Características do leito do rio. Fonte: Tucci (2003)	11
Figura 3.5 – Efeitos da urbanização na planície de inundação e declividade da drenagem. Fonte: Karamouz <i>et al.</i> (2010).....	12
Figura 3.6 – Efeitos da urbanização no ciclo da água. Fonte: Chocat <i>et al.</i> (2007).....	16
Figura 3.7 - Comparação do custo (em dólar) por volume de escoamento superficial reduzido usando diferentes medidas LID. Fonte: Adaptado de Joksimovic e Alam (2014).....	23
Figura 3.8 - Número de municípios que possuem sistema de drenagem subterrânea nas ruas pavimentadas. Fonte: BRASIL (2008)	24
Figura 3.9 - Número de municípios que possuem exclusivamente sistema de drenagem superficial nas ruas pavimentadas. Fonte: BRASIL (2008)	25
Figura 3.10 – Proporção de municípios com inundações no período de cinco anos por macrorregião em 2008. Fonte: PNSB (IBGE 2008).....	26
Figura 3.11 - Principais mecanismos de geração de escoamento superficial. Fonte: adaptado de Beven (1986) <i>apud</i> Mendiondo e Tucci (1997).....	32
Figura 3.12 - Dinâmica das áreas variáveis de afluência em relação ao hidrograma. Fonte: Chorley (1978) <i>apud</i> Siefert (2012).	32
Figura 3.13 - Processos de escoamento em vertentes e condicionantes principais.	33
Figura 3.14 – Diagrama conceitual para localização de áreas hidrologicamente sensíveis na paisagem. Fonte: Siefert (2012).	37
Figura 3.15 – Representação de uma área crítica de afluência. Fonte: Adaptado de Walter <i>et al.</i> (2000).	37
Figura 3.16 – Esquema da metodologia desenvolvida para relacionar IT com probabilidade de saturação do solo de forma a identificar AHS. Fonte: Agnew <i>et al.</i> ,(2006).....	40
Figura 4.1 – Diagrama descritivo das etapas da metodologia proposta para identificação de áreas prioritárias para o manejo de águas pluviais	47
Figura 4.2 - Localização e altimetria da Bacia do Alto descoberto.....	49
Figura 4.3 – Densidade populacional dos setores censitários do SENSO IBGE 2010. Fonte dos dados: IBGE (2010).	50
Figura 4.4 – Mapa de áreas da bacia com densidade populacional acima de 500 hab/km². 51	

Figura 4.5 – Mapa de declividade da Bacia do Alto Descoberto. Elaborado a partir do DEM -SRTM (NASA e USGS, 2013).	52
Figura 4.6 – Mapa de solos da Bacia do Lago do Descoberto. Fonte: adaptado de Reatto <i>et al.</i> (2003)	53
Figura 4.7 - Imagem Landsat, bandas 4, 3 e 2 nas camadas RGB (vermelho, verde e azul), respectivamente.	55
Figura 4.8 – Fluxo de trabalho da extensão Classificação semiautomática. Fonte: (Congedo 2013).	57
Figura 4.9 – Mapa de distribuição do Índice de Impermeabilidade	60
Figura 4.10 – Mapa com a distribuição das áreas com potencial geração de poluentes	61
Figura 4.11 – Modelo digital de elevação de terreno recortado e os limites da bacia de acordo com o procedimento da extensão TAUDEM.	63
Figura 4.12 – Etapas para cálculo da primeira parte do índice topográfico	63
Figura 4.13 – Distribuição espacial do índice de umidade	64
Figura 4.14 – Mapa de Distribuição do Índice topográfico da Bacia do Alto Descoberto índice topográfico.	67
Figura 4.15 - Distribuição do Índice Topográfico na Bacia Hidrográfica.....	69
Figura 4.16 – Mapa de feições utilizadas para identificação das AHS e ACAs prioritárias para estabelecimento das medidas da escala próxima à drenagem.	72
Figura 4.17 – Mapa de feições utilizadas para identificação das AHS e ACAs prioritárias para estabelecimento das medidas das escalas de bacia e intermediária.	73
Figura 4.18 – Mapa de Identificação das sub-bacias com ocorrência de ocupação urbana	75
Figura 5.1 – Mapa das classes de uso e ocupação do solo	76
Figura 5.2 - Assinaturas espectrais de cada Classe e subclasse utilizada.....	77
Figura 5.3 – Distribuição dos valores de índice topográfico na Bacia do Alto Descoberto. Valores acima de 11 foram considerados AHS.	82
Figura 5.4 – Mapa das AHS existentes na Bacia do Alto Descoberto	82
Figura 5.5 – Mapa das Áreas Hidrologicamente sensíveis e Áreas Críticas de Afluência..	83
Figura 5.6 - Mapa de áreas adequadas à implantação de medidas na escalada Drenagem natural.	87
Figura 5.7 - Mapa de áreas adequadas à implantação de medidas em escala intermediária e de bacia.	88
Figura 5.8 – Mapa de áreas adequadas à implantação de medidas em escala local.	89

Figura 5.9 – Mapa de áreas prioritárias classificadas de acordo com as categorias de atuação das medidas de manejo.	91
Figura 5.10 - Mapa das áreas prioritárias para implantação de medidas de manejo das águas pluviais, com destaque às ACAs existentes nessas áreas.	92
Figura 5.11 – Mapa de áreas prioritárias em sub-bacias urbanas classificadas de acordo com as categorias de atuação das medidas de manejo. Parte 1 – Ceilândia, Taguatinga e parte de Brazlândia.....	93
Figura 5.12 - Mapa de áreas prioritárias em sub-bacias urbanas classificadas de acordo com as categorias de atuação das medidas de manejo. Parte 2 – Águas Lindas de Goiás, Padre Bernardo e Brazlândia	94
Figura 5.13 – Exemplo de área com identificação inadequada da categoria da Escala de Drenagem.....	98
Figura 5.14 – Áreas classificadas como adequadas (esquerda) e inadequadas (direita) para implantação de medidas da Escala Local	100
Figura 5.15 – Exemplo de área urbana consolidada com localização das áreas prioritárias para medidas da Escala Intermediária.	101
Figura 5.16 - Exemplo de área em processo inicial de parcelamento de solo com localização das áreas prioritárias para medidas da Escala Intermediária.	101
Figura 5.17 – Exemplo de área identificada como prioritária para medidas da Escala de Bacia que já contém em sua localidade Bacias de Detenção.....	102
Figura 5.18 - Exemplo de área identificada como prioritária para medidas da Escala de Bacia que já contém em sua localidade Bacias de Detenção.....	102
Figura 5.19 – Exemplo de áreas com parcelamento de solo e locais identificados como prioritários para implantação de medidas na Escala de Bacia.....	103

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Principais problemas urbanos de qualidade da água em lagos e reservatórios. Fonte: Adaptado de Karamouz <i>et al.</i> (2010)	17
Tabela 3.2 – Categorias de BMP não estruturais e suas respectivas medidas. Fonte: adaptado de (NJDEP, 2004).....	20
Tabela 3.3 – Medidas não estruturais relacionadas à educação, manutenção e operação ...	20
Tabela 3.4 – Ocorrência de enchentes e inundações no período de cinco anos segundo faixa populacional	26
Tabela 3.5 – Principais diferenças entre tipos de escoamento superficial.....	34
Tabela 3.6 – Camadas de dados utilizadas para priorizar a localização para LID na Bacia Hidrográfica.....	42
Tabela 3.7 – Principais índices topográficos primários.....	44
Tabela 4.1 - Áreas e respectivas porcentagens de cada tipo de solo presente na Bacia do Alto Descoberto	54
Tabela 4.2 – características espectrais e espaciais das bandas Landsat 8.....	56
Tabela 4.3 – Bandas Landsat 8 e aplicações mais utilizadas. Fonte: adaptado de USGS (2015).	56
Tabela 4.4 – Classes e subclasses das assinaturas espectrais utilizadas na classificação da cobertura e uso do solo da área de estudo	58
Tabela 4.5 – Classes de uso e cobertura do solo e respectivo índice de impermeabilidade:	59
Tabela 4.6 – Valores de Condutividade Hidráulica Saturada e Profundidade do solo.....	65
Tabela 4.7 – Classificação das Medidas de manejo das águas pluviais por sua escala de atuação, conforme Martin-Mikle <i>et al.</i> (2015)	71
Tabela 5.1 – Quantitativo de área por classe resultante da classificação do uso e ocupação do solo	77
Tabela 5.2 – Distância de <i>Jeffries-Matusita</i>	78
Tabela 5.3 - Similaridade de <i>Bray-Curtis</i> [%].....	78
Tabela 5.4- Matriz de erro da classificação desenvolvida.....	79
Tabela 5.5 – Análise de acurácia da classificação desenvolvida.....	79
Tabela 5.6 - Qualidade da classificação associada aos valores da estatística Kappa.	81
Tabela 5.7 –Quantidade de Áreas Hidrologicamente Sensíveis por classe de uso e cobertura do solo.	83

Tabela 5.8 - Limites mínimos e máximos das variáveis consideradas no cálculo das AHS e ACAs	84
Tabela 5.9 – Somatória da quantidade de áreas identificadas como adequadas para cada categoria de escala, separadas em ACA e AHS.	90
Tabela 5.10 – Somatória da quantidade de áreas identificadas nas sub-bacias urbanas como adequadas para cada categoria de escala, separadas em ACA e AHS.	95
Tabela 5.11 – critérios utilizados para verificar as áreas identificadas no resultado.....	96
Tabela 5.12- Resultado da verificação da adequabilidade das áreas prioritárias	97

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ACA	Área Crítica de Afluência
ADASA	Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento do Distrito Federal
AHS	Área Hidrologicamente Sensível
A_i	Área
ANA	Agência Nacional de Águas
ASTER - GDEM	<i>Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer – Global Digital Elevation Model</i>
AVA	Área Variável de Afluência
BMP	<i>Best Management Practices</i>
BR	<i>Biorretention Cell</i>
BSD	<i>Better Site Design</i>
CD	<i>Conservation Design</i>
CODEPLAN	Companhia de Planejamento do Distrito Federal
D	Profundidade do solo
D_c	Proximidade dos canais
DEM	Modelo Digital de Elevação
D_{si}	Profundidade do solo em áreas com superfície impermeável
GIS	Sistema de Informação Geográfica
GPS	Sistema de posicionamento Global
GR	<i>Green Roof</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
I_i	Índice de Impermeabilidade
IQA	Índice da Qualidade da água
IT	Índice Topográfico
Itr	<i>Infiltration Trench</i>
K_s	Condutividade hidráulica média do perfil do solo
L_{AHS}	Limite de sensibilidade hidrológica
LID	Desenvolvimento de Baixo Impacto
MDT	Modelos digitais de elevação do terreno
NLCD	<i>National Land Cover Database</i>

PAH	Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
Plansab	Plano Nacional de Saneamento Básico
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
PP	<i>Porous Pavement</i>
P _{sat}	Probabilidade
QGIS	Quantum Gis
SMR	<i>Soil Moisture Routing Model</i>
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
SSURGO	<i>Soil Survey Geographic database</i>
SUDS	<i>Sustainable Urban Drainage Systems</i>
SWMM	<i>Stormwater Management Model</i>
TERRACAP	Agência de Desenvolvimento do Distrito Federal
TOPMODEL	<i>Topography based hydrological MODEL</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
USGS	Serviço Geológico dos Estados Unidos
VS	<i>Vegetative Swale</i>
WSUD	<i>Water sensitive urban design</i>
α	Área de contribuição específica

1 - INTRODUÇÃO

A drenagem e o manejo das águas pluviais urbanas é o serviço público de saneamento básico que menos se desenvolveu no Brasil. A maior parte dos municípios brasileiros conta basicamente com o escoamento das águas pluviais ocorrendo pela superfície, nas vias e sarjetas. Tal situação se deve, em parte, pela rápida expansão urbana ocorrida de forma não planejada nas franjas urbanas e pela falta de investimentos em sistemas de drenagem e manejo de águas pluviais nas expansões urbanas. Essas áreas urbanas foram e são, muito frequentemente, ocupadas sem a instalação de infraestrutura de saneamento, criando um ambiente urbano propenso a problemas ambientais, e com risco à saúde e à segurança da população.

Um dos motivos da expansão urbana ocorrer de forma não planejada e irregular se deve à baixa capacidade de investimento dos municípios, à sua limitada capacidade institucional e ao baixo nível técnico e gerencial de boa parcela dos servidores e gestores municipais, permitindo que as essas ocupações urbanas ocorram sem qualquer critério técnico, movido tão somente pela necessidade premente de habitação da população, mas sem considerar as infraestruturas de saneamento necessárias para uma ocupação com menor impacto ambiental e melhores condições de salubridade. A continuada expansão urbana sem planejamento e baseada somente na oferta de serviços públicos mínimos à população, tais como, energia, rede de água e asfaltamento, criou um contexto de estagnação na implantação de sistemas de drenagem urbana, ficando esse serviço quase sempre à sombra de outras infraestruturas urbanas.

Como consequência do descompasso entre a rápida expansão urbana e a necessária implantação de sistemas de drenagem e manejo de águas pluviais, surgem os problemas urbanos relacionados às águas pluviais, tais como inundações e alagamentos, muitas vezes associados a danos à economia e à saúde pública. A ausência de sistemas de drenagem também tem intensificado a deterioração da qualidade da água de rios urbanos através do carreamento de poluentes depositados em solos urbanos e transportados pela água da chuva. Esses impactos da urbanização são consequências da ocupação urbana desordenada, associada à ausência de sistemas de drenagem.

Inúmeros são os casos de rios que atravessam áreas urbanas e encontram-se em situação crítica, com as águas poluídas e com ocorrência de inundações e alagamentos. De acordo

com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008, PNSB (IBGE 2008), no Brasil, mais de 90% das cidades acima de 100 mil habitantes tiveram pelo menos um caso de alagamento ou inundação nos cinco anos anteriores a pesquisa. Segundo a Agência Nacional de Águas, ANA, em seu relatório Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil, dos 530 pontos de monitoramento de corpos hídricos em áreas urbanas avaliados no Brasil, 48% apresentaram um índice de qualidade de água, IQA, em situação regular, ruim ou péssima, sendo um dos motivos dessa baixa qualidade, o lançamento de efluentes de esgoto e drenagem urbana nos corpos hídricos (ANA, 2014).

A literatura mostra que a mudança ocasionada pela urbanização altera o modo como a água circula no ciclo hidrológico, reduzindo a evapotranspiração da água para a atmosfera e a infiltração da água no solo, com consequente aumento do escoamento das águas na superfície urbana, aumentando assim o volume e vazão máxima do escoamento superficial em meio urbano (Karamouz et al. 2010; Marsalek et al. 2006; Roy et al. 2008; Schueler 1994; Walsh et al. 2012).

Na sequência de implantação da urbanização em geral, há o aumento da área impermeabilizada e ocorre também o aumento do escoamento superficial. Nas cidades a tendência é que quanto maior for a densidade da população de uma área urbana, maior é a impermeabilização do solo e a geração de poluentes (Schueler 1994; Schueler et al. 2009). Assim, pode-se considerar que todo município que mantém uma tendência de crescimento populacional, poderá vir a ter problemas ambientais e de risco à população humana relacionados ao aumento do escoamento superficial, caso o processo de ocupação territorial seja desordenado.

Diante dessa perspectiva, faz-se necessário uma forma de subsidiar gestores municipais com uma metodologia que possam auxiliar no planejamento das ações de manejo das águas pluviais em um contexto de escassez de recursos financeiros.

Para tanto, esta pesquisa teve como objetivo, elaborar um procedimento de identificação de áreas prioritárias para implantação de medidas de manejo de águas pluviais, de forma a auxiliar gestores municipais na priorização dos investimentos em locais onde tais medidas sejam mais efetivas e eficazes tanto para redução dos riscos de danos socioambientais e econômicos quanto para a melhoria da saúde pública relacionada ao excesso de escoamento superficial em áreas urbanas.

O método aqui proposto é baseado no conceito de áreas hidrologicamente sensíveis, conforme definido em Walter *et al.* (2000), como áreas com maior probabilidade à geração do escoamento superficial devido à saturação do solo. Este conceito foi aplicado por diversos pesquisadores na identificação de áreas prioritárias para preservação de mananciais de abastecimento de água (Mehta *et al.* 2004; Walter *et al.* 2000), definição de áreas de preservação permanente (Siefert and Santos 2010, 2015), verificação da efetividade dos instrumentos de controle do uso do solo (Qiu *et al.* 2014), estabelecimento de faixas de proteção de áreas com potencial geração e carreamento de poluentes (Agnew *et al.* 2006; Qiu 2009) e identificação de áreas prioritárias para implantação de medidas de desenvolvimento urbano de baixo impacto (LID) em bacias de uso misto (Martin-Mikle *et al.* 2015).

O uso do conceito de áreas hidrologicamente sensíveis não deve ser visto como uma alternativa aos modelos hidráulicos e hidrológicos de simulação de vazões de chuva efetiva para dimensionamento de sistemas de drenagem, mas sim como uma ferramenta de gestão ambiental de avaliação e delineamento prévio de áreas com potencial geração de poluentes relacionados ao escoamento superficial, bem como uma ferramenta capaz de auxiliar municípios que não dispõem de recursos financeiros para execução de modelos hidrológicos mais caros e que demandam maior tempo de desenvolvimento e que podem utilizar o método para escolha das áreas mais relevantes à melhoria do sistema de gestão de águas pluviais.

Diante dessa perspectiva, espera-se que o método contribua para uma melhor utilização dos recursos financeiros e instrumentos de gestão de águas pluviais em locais onde há maior geração de escoamento superficial e produção de poluentes e, conseqüentemente, maior probabilidade de impactos da urbanização nos corpos hídricos e na própria população.

O trabalho está estruturado em seis capítulos, incluindo esta introdução. No segundo capítulo, são apresentados os objetivos gerais e específicos desta pesquisa. O terceiro capítulo apresenta a revisão bibliográfica, na qual detalha os impactos do uso e ocupação do solo, a evolução dos sistemas de drenagem e manejo de águas pluviais, a situação do manejo das águas pluviais no Brasil, os mecanismos de geração de escoamento superficial, os conceitos de áreas hidrologicamente sensíveis e as técnicas utilizadas para a identificação dessas áreas.

A metodologia de pesquisa é apresentada no quarto capítulo, sendo detalhado a área de estudo e os procedimentos metodológicos para consecução dos objetivos da pesquisa. No quinto capítulo, são apresentados resultados e a discussão do que foi encontrado. Por fim, no capítulo sexto são apresentadas as conclusões sobre a aplicabilidade do método bem como sugestões para futuras melhorias e pesquisas.

2 - OBJETIVOS

2.1 - OBJETIVO GERAL

O objetivo deste trabalho é desenvolver procedimento de identificação de áreas prioritárias para a implantação de medidas de manejo das águas pluviais na bacia do Alto Descoberto baseado em dados disponíveis de fácil acesso.

2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Baseado no conceito de Áreas Hidrologicamente Sensíveis – AHS, identificar áreas que apresentam tendência de geração de escoamento superficial e com potencial geração de poluição difusa;
- Definir tipologias de medidas de manejo de águas pluviais, com base na escala de atuação, de forma a auxiliar na identificação de áreas onde essas medidas de manejo são aplicáveis;
- Apontar áreas na Bacia do Alto Descoberto prioritárias à implantação de medidas não estruturais e estruturais de manejo de águas pluviais e tipificadas as áreas por adequação das categorias de medidas de manejo.

3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Esse capítulo descreve informações relevantes que servem de base para a proposição de um procedimento que identifique áreas prioritárias para a implantação de medidas sustentáveis de manejo de águas pluviais em uma bacia hidrográfica. Assim, é apresentada uma revisão da literatura sobre os impactos causados pelo uso do solo nos recursos hídricos, e o consequente efeito desses impactos na vida da população, no meio físico e no ecossistema aquático. Também é descrito como evoluiu o uso das técnicas de manejo das águas pluviais desenvolvidas para reduzir os impactos provenientes da urbanização.

Posteriormente, detalha-se qual a situação da gestão das águas pluviais urbanas no Brasil, de forma a deixar clara a pertinência de se estabelecer uma forma de priorização das medidas sustentáveis de manejo de águas pluviais, tendo em vista a situação precária que se encontra a gestão das águas pluviais no Brasil.

Não obstante, também, são expostos os principais trabalhos relativos aos mecanismos geradores de escoamento superficial, às áreas variáveis de afluência em uma bacia hidrográfica, bem como os principais estudos que subsidiam a proposta de metodologia desenvolvida neste trabalho para identificar as áreas geradoras e concentradoras de escoamento superficial.

3.1 - IMPACTOS DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NOS RECURSOS HÍDRICOS

O uso e ocupação do solo por atividades antrópicas afeta os componentes do meio ambiente, tanto nas áreas rurais quanto nas áreas urbanas. Esses componentes, a litosfera, a atmosfera, a hidrosfera, a biosfera e a antroposfera, que em algum momento estavam em equilíbrio, começam a sofrer alterações físicas, químicas e biológicas em decorrência das atividades humanas. Essas alterações físicas, químicas e biológicas dos componentes do meio ambiente, quando ocasionam efeitos negativos é chamado de poluição.

A poluição que atinge os corpos hídricos está relacionada à entrada de poluentes provenientes do uso e ocupação do solo de áreas que pertencem a mesma bacia hidrográfica. Esses poluentes podem ser caracterizados como poluentes de fontes pontuais ou difusas, de acordo com a origem e o tipo de transporte. Fontes pontuais são aquelas provenientes de uma fonte conhecida de despejo, como indústrias e redes de esgotos, sendo transportadas

para os corpos hídricos de forma concentrada, por meio de transporte, como condutos, canais e tubulações e são mensuráveis com relativa facilidade.

As fontes difusas de poluição são aquelas resultantes da precipitação, escoamento superficial, infiltração, drenagem, percolação ou deposição atmosférica. Seu transporte ocorre de forma dispersa, geralmente por meio do escoamento superficial da água, sendo disposto em lagos, rios, áreas encharcadas, águas costeiras e águas subterrâneas.

Dessa forma, a ocupação de uma bacia hidrográfica por atividades antrópicas como a urbanização e a agricultura tem como efeito imediato a criação de fontes difusas e pontuais de poluição, com o conseqüente aumento dos impactos nos componentes do meio ambiente.

3.1.1 - Impactos da urbanização

A urbanização pode ser definida como um aumento da densidade populacional que conduz ao aumento do consumo *per capita* de recursos naturais e uma modificação extensiva da paisagem natural. Dentre as alterações decorrentes da urbanização nos recursos hídricos estão a poluição da água e o aumento do escoamento superficial, ambos registrados em diversos estudos (Heaney 2002; Klein 1979). Muitas dessas alterações estão relacionadas à habitação humana e o conseqüente aumento da extensão do uso antrópico do solo (Karamouz et al. 2010).

Em uma bacia urbanizada, as alterações decorrentes do processo de uso e ocupação, como desmatamento, alteração topográfica, compactação e impermeabilização do solo causam a redução da capacidade de infiltração do solo e a redução da evapotranspiração, aumentando significativamente a geração de escoamento superficial (Fletcher et al. 2013; Schueler 1994; Schueler et al. 2009). A Figura 3.1 ilustra como o processo de urbanização altera os componentes do ciclo da água. O aumento do volume de escoamento superficial causa a poluição dos corpos hídricos receptores e, dependendo do volume gerado, o aumento da frequência das inundações. Nas áreas urbanas o escoamento superficial lava todos os poluentes existentes na superfície do solo durante e depois de chuva. Esses poluentes se movem através do sistema de drenagem e são dispostos nos corpos receptores, sendo um dos principais vetores de poluição dos córregos e lagos (Karamouz et al. 2010).

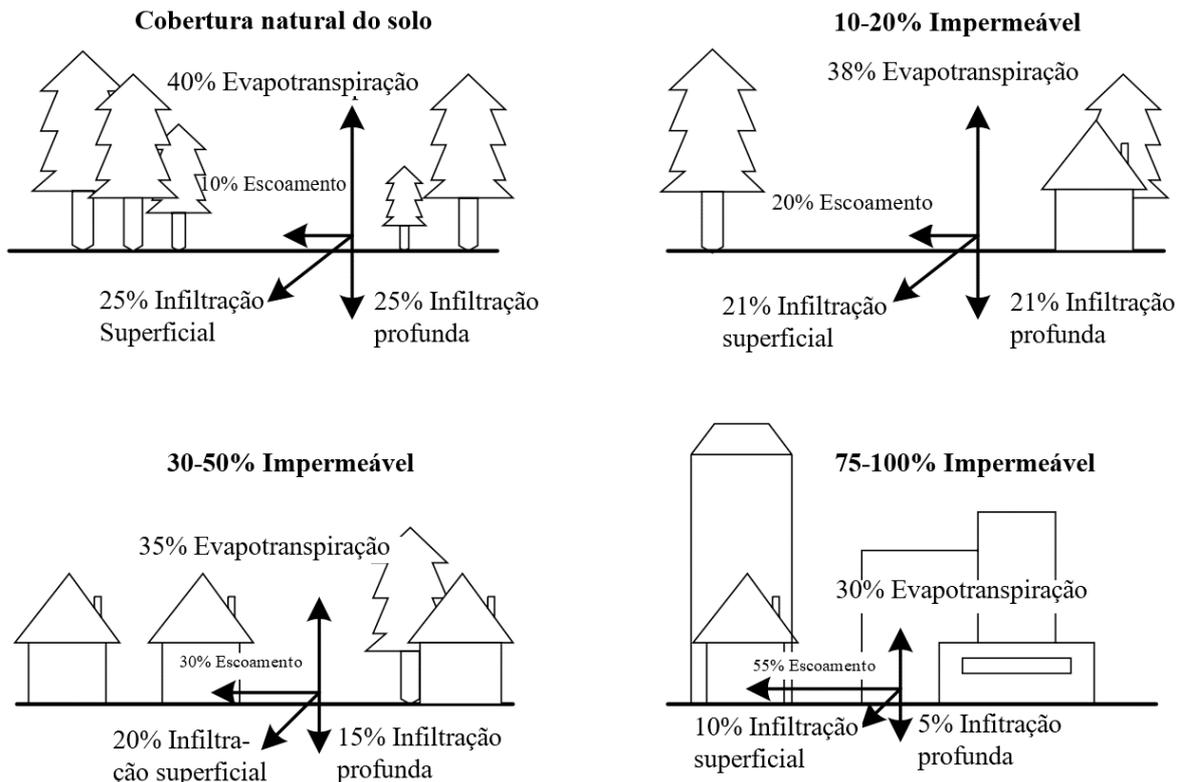


Figura 3.1 – Efeitos da impermeabilização sobre o escoamento superficial e infiltração.
 Fonte: Karamouz *et al.* (2010)

Outro efeito gerado pela urbanização é a poluição e redução de recarga dos aquíferos e poluição dos rios. A primeira é ocasionada pela infiltração de efluentes das atividades urbanas tais como tanques subterrâneos com vazamentos e fossas negras. O segundo ocorre devido à impermeabilização do solo e supressão da vegetação que reduz a taxa de infiltração da água para o solo.

Já a poluição dos rios pode ser gerada tanto pelas fontes de poluição difusa resultantes do transporte pelo escoamento superficial, durante eventos de chuva, dos contaminantes depositados na superfície de áreas urbanas urbano, quanto pelas fontes pontuais de poluição, que geralmente estão relacionados aos efluentes originados em indústrias, e redes de esgoto, tratados ou não por estações de tratamento de esgoto.

Assim que as áreas urbanizadas se desenvolvem, ocorrem mudanças profundas no transporte do escoamento superficial, com os canais naturais e leitos dos rios substituídos por canais artificiais e canalizações ou, na ausência destes, pelas vias e sarjetas. Em geral essas mudanças aumentam a eficiência hidráulica do transporte do escoamento através do aumento da sua velocidade. O desenvolvimento de redes de canais e dutos para o transporte do

escoamento superficial aumenta a velocidade de escoamento, ocasionando o encurtamento do tempo de resposta da bacia, no qual, aliado com maiores intensidades de chuvas críticas, contribui com maiores picos de escoamento (Marsalek et al. 2006).

Dessa forma, tanto o processo de impermeabilização do solo quanto o processo de canalização das águas pluviais contribuem significativamente para o aumento do volume e pico de escoamento de bacias urbanizadas (Figuras 3.2 e 3.3).

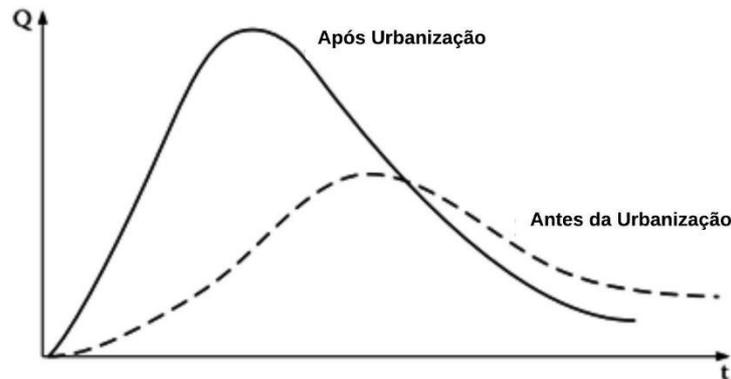


Figura 3.2 - Hidrograma de bacia rural e depois de urbanizada. Fonte: Tucci (2003)

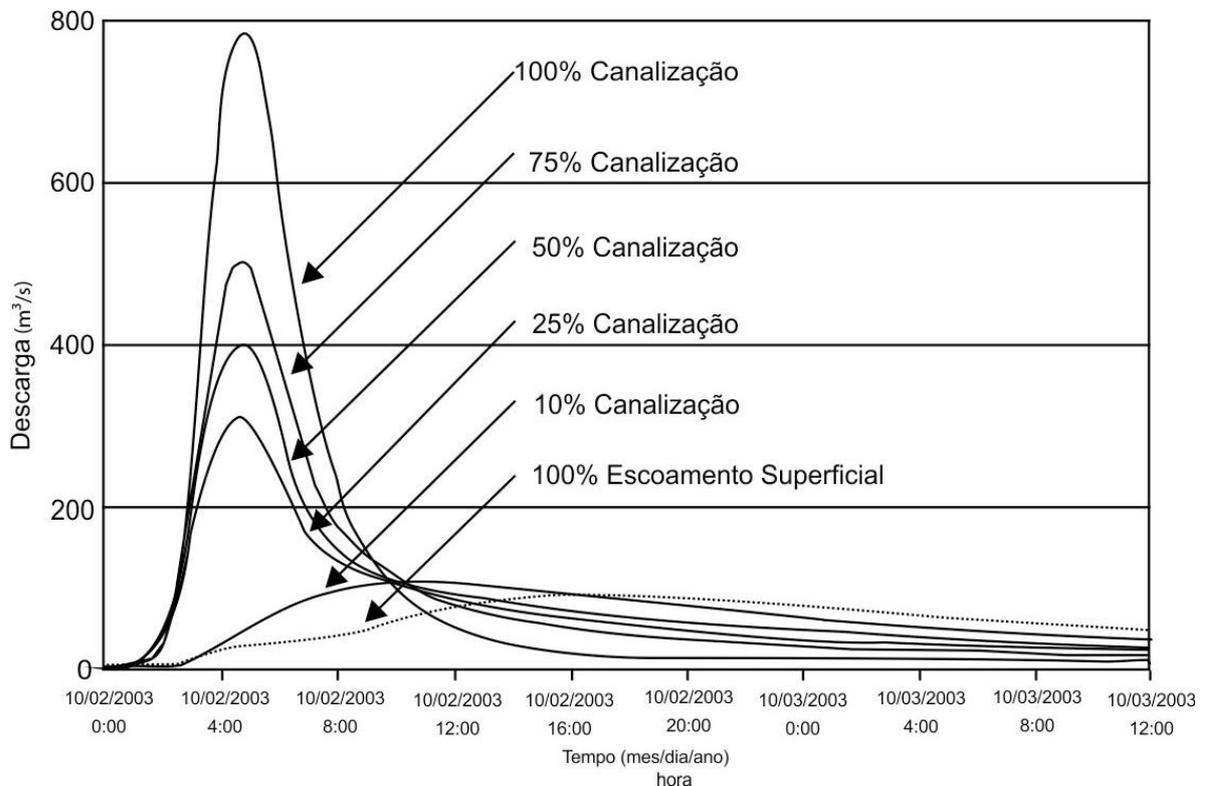


Figura 3.3 - Efeito da canalização sobre a resposta do hidrograma. Fonte: Vieux (2005)

Outra consequência da urbanização é a construção de vias e rodovias. Esses projetos geralmente envolvem grande movimentação de terra, ocasionando uma grande mudança

topográfica, quando comparado aos níveis de elevação originais do terreno, seja pela elevação das vias, ou pelo corte de trincheiras e rebaixamento das vias nas áreas urbanas. Estas alterações do terreno podem alterar significativamente o padrão de escoamento superficial e de drenagem urbana de duas maneiras (Marsalek et al. 2006):

- Quando a infraestrutura linear é disposta perpendicularmente à encosta e na direção natural do fluxo da água, as vias constituem-se como barreiras físicas que forçam o escoamento superficial em direção a aberturas de dutos (bocas-de-lobo), que geralmente são colocados nos caminhos preferencias das águas.
- Quando a infraestrutura linear é disposta na direção da encosta, ela se torna um canal construído, as vezes em encostas íngremes, geralmente retilíneas, e com baixa rugosidade, quando comparado aos caminhos naturais da água.

Segundo Karamouz *et al.* (2010) a alteração dos mecanismos de geração de escoamento superficial ocasionados pela urbanização geram os seguintes efeitos na hidrologia de bacias urbanas:

- Maior volume de escoamento superficial de superfícies impermeáveis;
- Menos tempo de resposta entre a chuva, o escoamento e a vazão da drenagem;
- Maiores vazões de pico para um dado evento de chuva;
- Ocorrência de vazões maiores e mais rápidas;
- Maior duração de grandes vazões durante os eventos chuvosos;
- Recessão mais rápida das vazões pós evento chuvoso;
- Nível do fluxo de base mais baixos nas estações secas e chuvosas;
- Menor recarga de aquífero;
- Maior recorrência de inundações.

Dentre os impactos elencados, o que afeta imediatamente a população são aqueles ocasionados pelas inundações, já que os impactos são sentidos diretamente devido à destruição de bens materiais, perda econômica e *stress* promovido pelos alagamentos.

3.1.1.1 - Inundações

As inundações resultam de eventos de precipitação que, em conjunção com o processo de urbanização inadequado e não planejado, podem aumentar em frequência e magnitude a quantidade de escoamento superficial presente nas áreas urbanas, afetando a população que

ocupa áreas propícias a estes tipos de eventos. Marsalek *et al.* (2006) consideram que as inundações são eventos hidrológicos naturais caracterizados pelas altas descargas de vazão e/ou pela elevação do nível da água em áreas adjacentes a córregos, rios, lagos ou áreas costeiras.

As inundações podem ser classificadas da seguinte forma:

Inundações de áreas ribeirinhas (fluvial): aquelas que ocorrem no leito maior dos rios em áreas que são naturalmente inundadas quando a vazão do rio aumenta.

Inundações em razão da urbanização (pluvial): aquelas que são geradas localmente pela ocorrência de chuvas de alta intensidade em áreas urbanizadas.

Enchentes também podem ocorrer em áreas costeiras, devido a ocorrência de tempestades, ressacas ou tsunamis.

A inundação do tipo fluvial ocorre pelo processo hidrológico natural de eleva o do nível do rio acima do seu leito menor, no qual a água escoar a maior parte do tempo. As inunda es ocorrem quando o escoamento atinge níveis superiores ao leito menor, atingindo o leito maior. Os impactos da inunda o ocorrem quando a popula o ocupa a área do leito maior, conforme ilustrado na Figura 3.4. Esse tipo de inunda o geralmente ocorre em bacias m dias e grandes, com áreas de contribui o acima de 100km² (Tucci 2003).

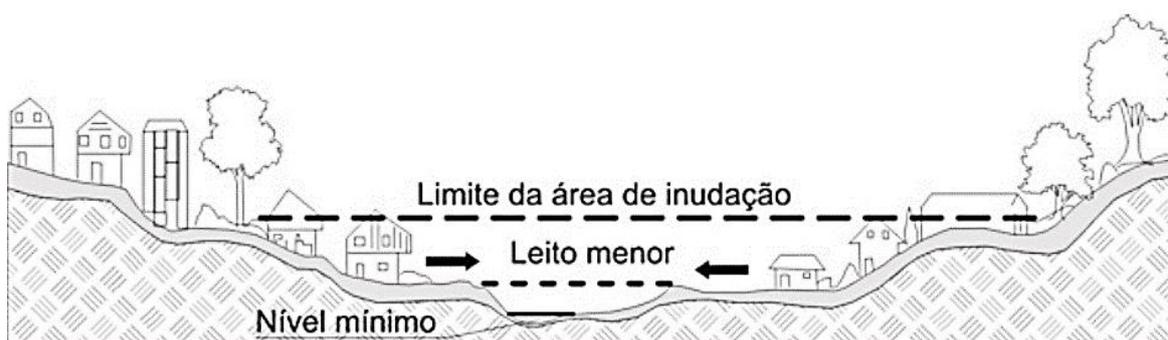


Figura 3.4 - Características do leito do rio. Fonte: Tucci (2003)

O segundo tipo de inunda o tem sua frequência e magnitude aumentadas devido   impermeabiliza o,   constru o de rede de condutos pluviais e às obstru es ao escoamento, como aterros, drenagens inadequadas e condutos obstruídos por resíduos e

assoreamento. Geralmente essas inundações envolvem bacias pequenas, com áreas menores que 100 km² e frequentemente menores que 10km² (Tucci 2003).

Devido ao aumento do volume de água e redução do tempo de resposta da bacia a urbanização promove, conseqüentemente, elevação da cota de água da planície de inundação da bacia, ocasionando inundações onde antes não ocorriam (Figura 3.5). Geralmente esse efeito é sentido em bacias onde o desenvolvimento urbano ocorreu de jusante para montante, como por exemplo na ocupação da Bacia do Rio Pinheiros, em São Paulo (Canholi 2015).

Qualquer que seja o tipo de inundação, geralmente os seguintes impactos são causados à população:

- Prejuízos de perdas materiais e humanas;
- Interrupção da atividade econômica;
- Contaminação por doenças de veiculação hídrica;
- Contaminação da água.

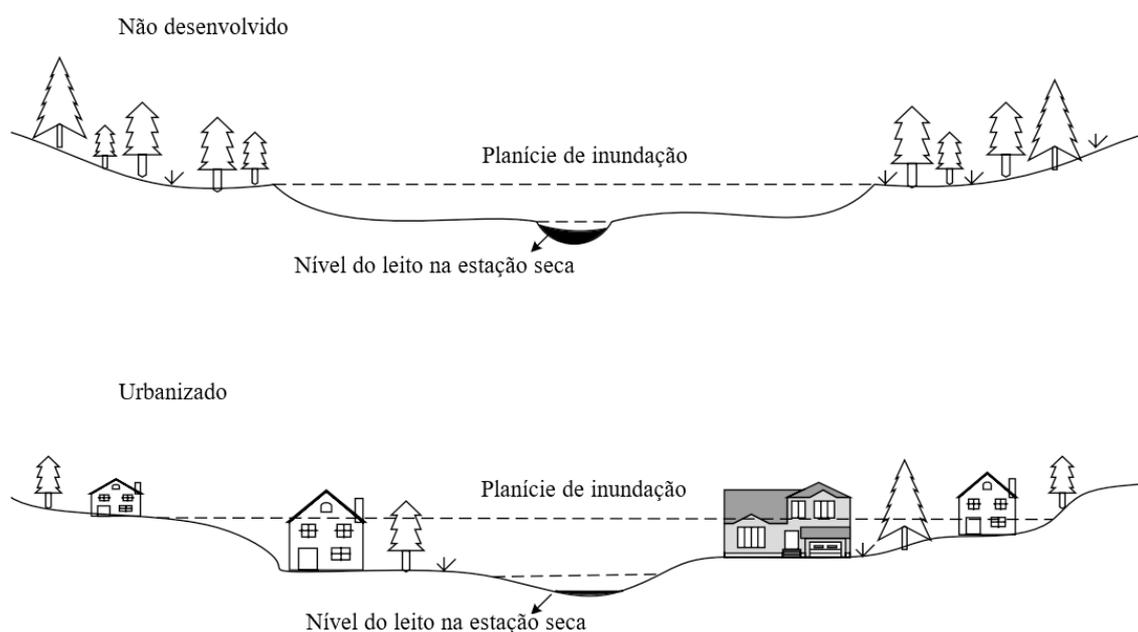


Figura 3.5 – Efeitos da urbanização na planície de inundação e declividade da drenagem.
Fonte: Karamouz *et al.* (2010)

Conforme as cidades crescem, os problemas de inundações se intensificam e se distribuem ao longo das linhas naturais de escoamento dos deflúvios superficiais em função da planimetria da cidade e do grau de impermeabilização da área de drenagem (Righetto et al. 2009).

Essa situação tende a se agravar ainda mais em áreas ocupadas por populações mais carentes, que precisam residir em assentamentos informais localizados em margens de rios, planícies de inundação e encostas declivosas das franjas urbanas desprovidas de um mínimo de planejamento (Parkinson 2003).

3.1.1.2 - Poluentes no escoamento superficial urbano

As fontes difusas de poluição provenientes do escoamento superficial urbano foram descritas extensivamente por Novotny (2003), e Novotny *et al.* (2010) e podem ser categorizadas em:

Poluição contida na precipitação do tipo chuva: chuvas urbanas são poluídas pela lavagem dos poluentes atmosféricos originados do tráfego de veículos e chaminés de indústrias emissoras de poluentes atmosféricos.

Decantação de metais tóxicos e PAH: a precipitação urbana é ácida devido a emissões de óxido nítrico e nitroso lançados pelo tráfego de veículos, pela acidez do enxofre proveniente de usinas de energia à óleo e PAH (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos) emitidos pelos pavimentos de asfalto.

Erosão de terrenos permeáveis e áreas em construção: erosão urbana é maior que a erosão natural, alcançando magnitudes de mais de 50 ton/ha-ano.

Deposição atmosférica seca: poeira urbana, deterioração da infraestrutura, e pólen são as principais fontes de partículas na deposição atmosférica. Algumas dessas partículas podem vir de grandes distâncias.

Acumulação e lavagem dos resíduos das vias: resíduos das vias acumulam próximos ao meio-fio, somam-se à deposição atmosférica, contendo lixo doméstico, sujeira proveniente da deterioração das ruas, sólidos orgânicos da vegetação e de fezes animais.

Emissão do tráfego e vazamento de óleo e combustível nos estacionamentos: veículos deterioram e depositam sólidos na superfície das vias que incluem metais, asbesto, borracha e óleos, bem como são fontes de vazamento de óleo e combustível nos estacionamentos.

Depósito de poluentes industriais: indústrias localizadas próximas a áreas urbanas são fontes de poluição que extrapolam as suas instalações. Exemplo: Cubatão, SP.

Aplicação de fertilizante e pesticidas em áreas verdes: Na manutenção das áreas gramadas e na erradicação de ervas daninhas, os responsáveis pela manutenção das áreas verdes urbanas e os proprietários de residências com áreas verdes tendem a usar produtos químicos, geralmente em maior quantidade que produtores rurais.

Infiltração e escoamento de água para o sistema de drenagem durante período seco: o escoamento de água durante o período seco pode ser proveniente de várias fontes e pode ser separado em duas categorias.

Poluídas: água da limpeza de áreas impermeáveis, água do desaguamento de canteiro de obras, água escoada da irrigação de áreas verdes, como áreas gramadas e campos de golfe, conexões cruzadas do esgotamento sanitário na canalização de escoamento pluvial, água da lavagem de filtros de piscinas.

Limpas: nascentes subterrâneas, vazamento subterrâneo das redes de abastecimento de água, exploração de água decorrente do rebaixamento de aquífero, esvaziamento de piscinas

Entradas ilegais de poluentes: proprietários de residências e oficinas mecânicas podem lançar detergentes e óleos resultantes da lavagem de veículos na rede de drenagem pluvial.

Conexões irregulares de esgoto e lançamento de sólidos na rede de drenagem: redes de esgoto com vazamento podem contaminar a rede de drenagem subterrânea e bueiros, o inverso também pode ocorrer, com o vazamento das águas pluviais e da água de calhas de telhados sendo direcionado para a rede de esgoto, com conseqüente sobrecarga do sistema de esgotamento sanitário e das estações de tratamento.

3.1.1.3 - Impacto físicos e ecológicos da urbanização nas águas superficiais

O processo de urbanização não só afeta a hidrologia da bacia, como também impacta diretamente a qualidade das águas, o ecossistema aquático, altera os caminhos por onde a água passa, e contamina os aquíferos. Esses impactos estão inter-relacionados e são cumulativos. Por exemplo, quando se altera a qualidade das águas pelos poluentes, o ecossistema aquático é impactado, principalmente pela carga de componentes orgânicos e nutrientes carregados pela água durante sua passagem pelo meio urbano.

Os impactos oriundos da degradação da qualidade da água no meio urbano abrangem aspectos sociais, econômicos e ambientais, podendo ser citados os seguintes (Righetto et al. 2009):

- Mortandade de peixes e da vida aquática
- Problemas relacionados com a proliferação de doenças de veiculação hídrica
- Degradação da qualidade da água, tornando-a imprópria para consumo
- Degradação do ecossistema e do habitat aquático
- Custos financeiros relacionados com ações de limpeza e remoção de poluentes;
- Prejuízos sociais relacionados com a inadequação de áreas de lazer

No Brasil, os impactos ambientais ocasionados pela urbanização se agravam ainda mais, pois as cidades se desenvolvem sem planejamento e com projetos de drenagem urbana inadequados, quando existentes. Muitos destes projetos têm como premissa o direcionamento da água precipitada o mais rápido possível da área projetada, conseqüentemente, aumentando em várias ordens de magnitude a vazão máxima, a frequência e o nível de inundação a jusante (Tucci 2003).

Além dos impactos ocasionados na hidrologia e na qualidade das águas a urbanização também é responsável por alterações físicas dos corpos hídricos (hidrodinâmica). Com o aumento do volume de água escoada para os corpos hídricos decorrente do processo de urbanização, o poder erosivo das águas aumenta significativamente, promovendo a erosão da drenagem natural, alterando substancialmente a morfologia dos canais e promovendo o assoreamento em locais onde a água escoava lentamente. Esse aumento na quantidade de sedimentos transportados pelos rios causa, como consequência, a destruição do habitat bentônico e a redução da capacidade da drenagem.

Os principais impactos geomorfológicos produzidos pela urbanização de bacias hidrográficas incluem (Karamouz et al. 2010):

- Alargamento e instabilidade de canal do curso d'água
- Erosão das margens dos cursos d'água e produção de sedimento fino
- Corte e desmoronamento do canal do curso d'água
- Erosão do leito do rio e deposição de sedimento fino
- Alagamento da zona ripária

- Fragmentação dos corredores ecológicos ripários
- Alagamento dos canais e planícies de inundação
- Aumento da produção de sedimentos, especialmente durante o processo de construção
- Simplificação da rede de drenagem natural, incluindo perda das cabeceiras de drenagem e áreas alagadas (*wetlands*) e diminuição da densidade de drenagens
- Modificação da estrutura ecológica natural
- Estabelecimento de barreiras à migração dos peixes e anfíbios, como galerias e barragens

A degradação do habitat aquático, o aumento da frequência das enchentes e a perda das oportunidades do uso da água são os impactos mais significativos que acompanham a urbanização das bacias (Chocat et al. 2007). A relação entre o desenvolvimento urbano e seus impactos no ciclo da água é ilustrada na Figura 3.6.



Figura 3.6 – Efeitos da urbanização no ciclo da água. Fonte: Chocat *et al.* (2007)

Um dos impactos físicos mais relevantes causados pela urbanização nos corpos d'água é a sedimentação. A poluição por sedimentos na forma de sólidos suspensos pode causar os seguintes impactos na vida aquática (Schueler, 1987 *apud* Karamouz *et al.*, 2010):

- O aumento da turbidez;
- Redução da penetração de luz;

- Redução da captura de presas por predadores que utilizam a visão;
- Obstrução das brânquias dos peixes e invertebrados aquáticos;
- Redução da desova e sobrevivência de peixes jovens

Sedimentos também carregam nutrientes e uma série de metais pesados e outros poluentes, e são fontes de poluentes bioacumuláveis que podem causar grandes impactos tanto em rios quanto em lagos e reservatórios.

Em lagos e reservatórios, os principais impactos do lançamento das águas pluviais urbanas estão relacionados ao alto tempo de residência e à baixa capacidade de descontaminação. Os principais problemas de qualidade das águas encontrado em lagos e reservatórios estão resumidos na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Principais problemas urbanos de qualidade da água em lagos e reservatórios.
Fonte: Adaptado de Karamouz *et al.*(2010)

Processo	Causa	Efeitos sobre a qualidade da água
Acidificação	Deposição atmosférica	Redução do pH, aumento da concentração de metais pesados, perda de biota
Aumento da Sanidade	Mudança no balanço da água, lchiviação do solo, descargas municipais e industriais	Aumento dos sólidos solúveis totais, aumento no custo do tratamento
Eutrofização	Excesso de nutrientes	Aumento na produção de algas e planas aquáticas, consumo do oxigênio do hypolímnio, devido ao aumento de processos anaerobicos, perda de diversidade nos níveis tróficos mais altos, condições favoráveis para reprodução de mosquitos e outras doenças de veiculação hídrica
Contaminação por patógenos	Descarga de esgoto	Disseminação de doenças incluindo infecções por bactéria, vírus, protozoários e helmintos
Aumento da toxicidade	Descargas industriais e municipais	Aumento das concentrações de orgânicos e metais tóxicos, introdução de disruptores endócrinos (hormônios)
Assoreamento	Carreamento de sedimentos pelas águas pluvias	Redução do volume útil, aumento dos custos de tratamento da água, consumo do oxigênio do hypolimio

As águas pluviais provenientes de áreas urbanas também podem impactar a qualidade das águas subterrâneas através da infiltração de águas contaminadas oriundas desses ambientes urbanos principalmente com componentes tóxicos e que não são filtrados pelo solo

3.2 - A EVOLUÇÃO CONCEITUAL DA DRENAGEM E MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS

Desde o século XIX, cidades de todo o mundo começaram a aplicar o conceito higienista de drenagem urbana, no qual tinha como objetivo o transporte rápido e a descarga das águas pluviais nos córregos e rios. Este conceito de drenagem urbana perdurou como única solução a maior parte do século 20 (Roy *et al.*, 2008) e, junto com o processo de urbanização, é a principal causa dos impactos hidrológicos e na qualidade dos corpos hídricos no mundo.

Nos Estados Unidos, com o advento da Lei da Água Limpa (*Clean Water Act*), em 1972, o problema da poluição das águas começou a ser atacado, motivando a redução em larga escala de fontes de poluição pontuais, mas não promoveu um sistema de regulação para águas pluviais (Roy *et al.*, 2008). A partir da década de 1970, com o aumento da conscientização da população a respeito das questões ambientais, novas técnicas de manejo começaram a ser desenvolvidas.

Isso mudou em 1987, quando a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) iniciou um Programa nacional de eliminação de descargas poluentes da água pluvial, que exigiu dos municípios com sistema separado de águas pluviais e com população acima de 100.000 que solicitassem autorização para lançamento das águas pluviais nos corpos hídricos (USEPA, 1996). Em 1999 a regulação das águas pluviais foi ampliada para municípios menores, exigindo dos permissionários a implementação de programas de gestão de águas pluviais pós-construção e obrigando o uso de melhores práticas de gestão – BMP (*Best Management Practices*), nos novos parcelamentos (Roy *et al.*, 2008 e Tucci, 2012). Concomitante a isso, pesquisadores começaram a dar atenção aos benefícios do controle do escoamento superficial na origem, através da redução das camadas impermeáveis e emprego da infiltração da água pluvial.

Na Austrália, os primeiros movimentos em direção a uma gestão mais holística das águas pluviais começou na década de 1960, com a gestão das águas incorporada às áreas verdes que também foram disponibilizadas para uso recreacional. Na década de 90 a

conscientização a respeito do problema aumentou devido às pesquisas sobre os impactos das águas pluviais sobre o meio ambiente. E a partir das pesquisas feitas no âmbito do Cooperative Research Centre program, programa de cooperação entre cientistas e o governo da Austrália, vários estados da Austrália começaram a agir, lançando as primeiras diretrizes sobre WSUD (Roy et al., 2008).

Em toda a Austrália, a primeira grande medida foi a tentativa de fornecer orientação sobre a gestão de águas pluviais, em 2000, mas, nesse estágio, a maior parte dos estados tinham desenvolvido suas próprias políticas. Hoje, o tópico é considerado de importância nacional (Roy et al., 2008).

Na última década alguns municípios brasileiros, como São Paulo, Porto Alegre, Curitiba e Santo André (Souza et al., 2012) e mais recentemente em Brasília (ADASA, 2011) investiram na definição de planos sustentáveis de drenagem urbana (Planos Diretores de Drenagem Urbana) e começaram a recomendar os métodos compensatórios de águas pluviais, também denominados de BMPs.

Todas essas ações marcaram o surgimento das soluções mais sustentáveis de gestão das águas pluviais, conhecidas como Better Site Design (BSD – melhor projeto local), Conservation Design (CD), Low Impact Development – LID (Desenvolvimento Urbano de Baixo Impacto), nos Estados Unidos, Water Sensitive Urban Design (WSUD, Projeto Urbano de água adequado) na Austrália, Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS, Sistemas de Drenagem Urbana Sustentável), no Reino Unido (Souza et al., 2012).

3.2.1 - Técnicas sustentáveis de manejo das águas pluviais

Dietz (2007) considera que principal objetivo das soluções mais sustentáveis de gestão de águas pluviais é a preservação da hidrologia do parcelamento em níveis de pré-desenvolvimento, ajudando a manter o volume de escoamento superficial a níveis anteriores à sua ocupação. Para o alcance dessa meta, as técnicas LID advogam por um projeto de parcelamento mais cuidadoso durante a fase de planejamento, de forma a preservar a maior parte do parcelamento imperturbado e onde a alteração for necessária, reduzir o impacto no solo, vegetação e sistemas aquáticos do local.

Para Cahill (2012), o objetivo essencial das técnicas LID é prevenir a geração de escoamento superficial através de BMPs não estruturais. Quando essas medidas são aplicadas desde o

estágio inicial do projeto, o volume remanescente de escoamento superficial pode ser retido e infiltrado por meio da utilização de BMPs estruturais, de forma a controlar o volume, melhorar a qualidade da água e reduzir os picos de vazão.

De acordo com o manual de melhores práticas de gerenciamento das águas pluviais do Estado de New Jersey, Estados Unidos (NJDEP, 2004), as técnicas classificadas como BMPs não estruturais podem ser agrupadas em categorias de medidas. Estas medidas devem ser adotadas antes do processo de parcelamento do solo para fins urbanos, bem como durante a obra. A Tabela 3.2 elenca as categorias e respectivas medidas não estruturais descritas por (NJDEP, 2004):

Para Righetto *et al.* (2009) outras medidas não estruturais que melhorariam o desempenho dos sistemas de manejo das águas pluviais estão relacionados a educação e treinamento dos técnicos e população, além daquelas medidas relacionadas a operação e manutenção dos BMPs estruturais existentes nas áreas urbanas (Tabela 3.3).

Tabela 3.2 – Categorias de BMP não estruturais e suas respectivas medidas. Fonte: adaptado de (NJDEP, 2004)

Categorias de BMPs não estruturais	Medidas não estruturais
Vegetação e Paisagismo;	Preservação de áreas naturais Manutenção da cobertura do solo nativo Filtros vegetativos e faixas de proteção
Redução dos distúrbios no solo;	Evitar o corte e aterro Limitar o desmatamento e nivelamento do solo
Gerenciamento das áreas impermeáveis; e	Imposição de limites de largura das vias e passeios Limites no tamanho de estacionamentos Determinação de uso obrigatório de materiais permeáveis e dispositivos de retenção da água áreas impermeáveis desconectadas do sistema de drenagem Uso de telhados verdes
Modificação no tempo de concentração da bacia.	Mudança na rugosidade da superfície Redução da declividade Transporte da água da chuva em superfície vegetada

Tabela 3.3 – Medidas não estruturais relacionadas à educação, manutenção e operação (Righetto et al. 2009)

Categorias de BMPs não estruturais	Medidas não estruturais
Educação pública	Educação pública e disseminação do conhecimento

	Equipe técnica capacitada
Uso de materiais e produtos químicos	Uso de produtos alternativos não poluentes Práticas de manuseio e de armazenamento adequadas
Manutenção dos dispositivos de infiltração nas vias	Varição das ruas, coleta de resíduos sólidos Limpeza dos sistemas de filtração Manutenção das vias e dos dispositivos Manutenção dos canais e cursos d'água
Controle de conexão ilegal de esgoto	Medidas de prevenção contra a conexão ilegal Fiscalização: detecção, retirada e multa Controle do sistema de coleta de esgoto e de tanques sépticos
Reúso da água pluvial	Jardinagem e lavagem de veículos, sistema predial e fontes e lagos

Já as medidas LID conhecidas como BMPs estruturais são aquelas medidas de armazenamento, infiltração e tratamento do escoamento superficial próximos à fonte geradora. As principais medidas LID-BMPs estruturais são:

- Sistemas de biorretenção
- *Wetlands* construídas
- Poço de infiltração ou poços secos (*dry well*)
- Bacias de detenção extensas
- Bacias de infiltração
- Dispositivos de tratamento de águas pluviais
- Sistemas de Pavimento permeável
- Telhados vegetados com reservação de água (*Blue roof*)
- Filtros de areia
- Filtros vegetados
- Bacias de retenção (*wet ponds*)

De acordo com Souza *et al.* (2012) métodos baseados na construção de dispositivos de armazenamento e infiltração, ainda que sejam melhores que a abordagem higienista, têm uma série de fatores limitantes, pois podem colocar em risco a saúde da população, haja vista que podem se tornar áreas proliferadoras de insetos transmissores de doenças como a Dengue, Zika e Chikungunya. Não obstante, esses dispositivos também acirram as demandas por espaço físico, demandam capacitação para projeto e convivência, e podem

ampliar inundações quando há superposição de descargas, sendo problemático também em países desenvolvidos.

Um manejo sustentável das águas pluviais requer um claro conhecimento dos problemas existentes e a compreensão dos principais fatores que o influenciam. Para os autores, as características geofísicas como clima e hidrologia da bacia e mais especificamente, solo e área de drenagem, topografia do terreno, quantidade de chuva e intensidade, são os aspectos mais importantes para se estimar a quantidade de água e sua qualidade (Barbosa et al. 2012).

Os aspectos legais e sociais também são relevantes na definição de soluções para águas pluviais, pois muitas das ações de melhoria da qualidade das águas pluviais só se tornaram realidade devido à obrigatoriedade imposta por lei. Quanto aos aspectos sociais o suporte e aceitação social às soluções propostas somente é possível com participação social e levando-se em consideração as demandas e requisições da população (Barbosa et al. 2012).

Joksimovic e Alam (2014), utilizando-se de ferramentas de análise de custo, conduziu a análise do custo-eficiência de diversas práticas LID de controle de escoamento superficial de um parcelamento de solo de uso misto de 30ha no sudeste de Ontário, Canadá. Os dados de chuva, evaporação, solo, uso do solo do parcelamento, traçado da rede de drenagem, bem como da disposição das bacias de contribuição do parcelamento e da localização e dimensão das medidas de controle do escoamento, foram coletados e preparados para conduzir a avaliação. Os dados de uso do solo foram armazenados em camadas vetoriais de software GIS, assim como os dispositivos de contenção e infiltração do escoamento. Para simulação hidrológica da área de estudo utilizou-se do software PCSWMM, um sistema espacial de suporte a decisão para o modelo *Stormwater Management Model* (SWMM). A simulação avaliou seis tipos de medidas LID: Telhados Verdes (TV), Pavimento Permeável (PP), Trincheiras de Infiltração (ITr), Células de biorretenção (CB), Valas vegetadas (VV) e Coleta de água de chuva (CAT), assim como 11 combinações entre elas.

Por fim, calcularam-se os custos de implantação para as medidas LID por meio do método de avaliação de ciclo de vida de LID desenvolvido pelo governo de Toronto, Canadá. Cruzaram-se os custos com os resultados da redução do volume de escoamento para as medidas LID obtendo-se o custo-eficiência das medidas em termos de custo (US\$) por m³ do volume de escoamento reduzido. Os resultados indicam que a medida com menor custo é a coleta de água de chuva (utilizado somente em irrigação de áreas verdes), seguido pela

vala vegetada e trincheira de infiltração (Figura 3.7). Os autores concluem que os resultados obtidos são específicos para cada caso, pois dependem das características do parcelamento, como a distribuição dos diferentes usos do solo e suas propriedades hidrológicas. Os autores também salientam que os custos de operação e manutenção das medidas LID não foram incorporados no cálculo, bem como não foram avaliados a eficiência das medidas no controle da poluição, bem como sua função ecológica. A inclusão desses últimos fatores em análises econômicas das medidas LID podem favorecer ainda mais a tomada de decisão em favor dessas técnicas, uma vez que introduzem nos cálculos econômicos os benefícios ou prejuízos ambientais dessas medidas LID.

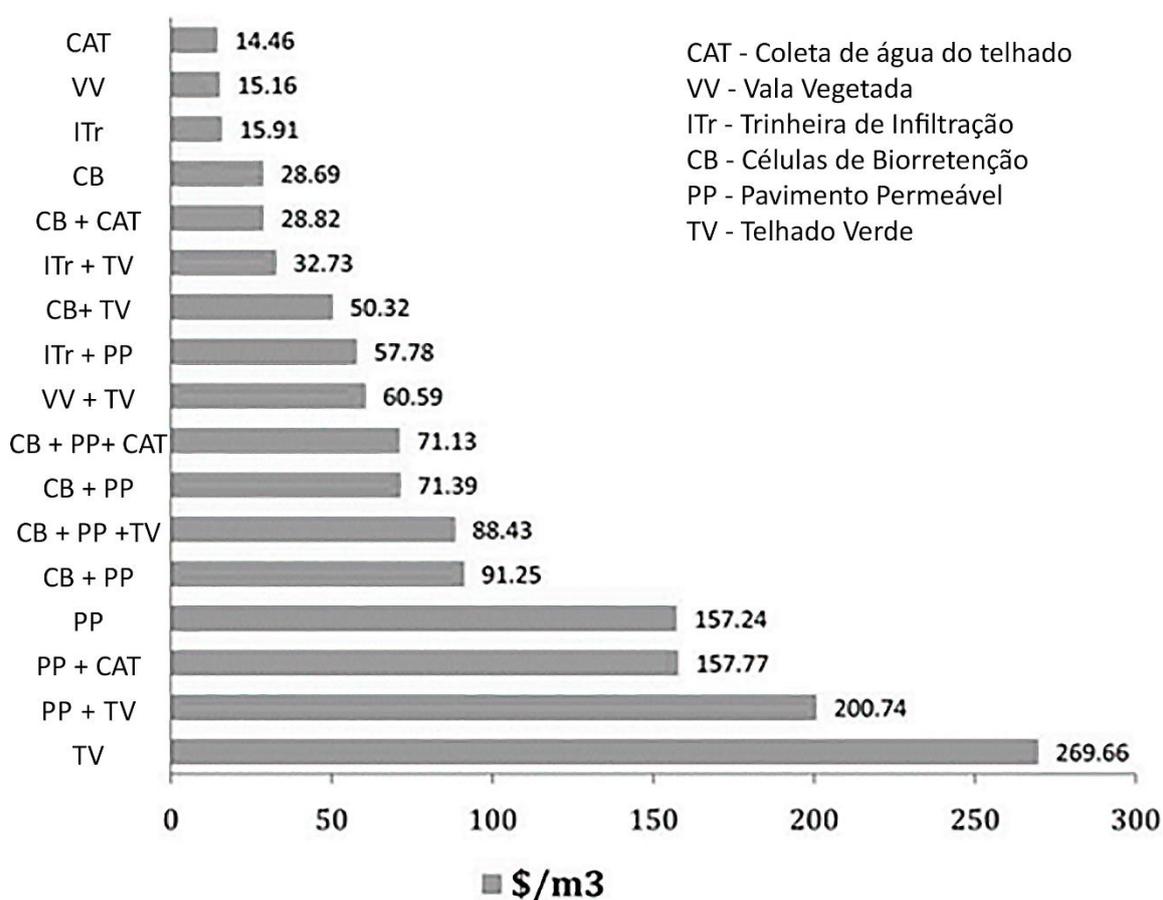


Figura 3.7 - Comparação do custo (em dólar) por volume de escoamento superficial reduzido usando diferentes medidas LID. Fonte: Adaptado de Joksimovic e Alam (2014)

No próximo item é apresentada uma contextualização do manejo das águas pluviais no Brasil, mostrando a situação das cidades brasileiras em relação ao nível de implantação do manejo das águas pluviais.

3.3 - A DRENAGEM E O MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS NO BRASIL

A Lei nº11.445 de 2007 (BRASIL 2007), que dispõe sobre a política nacional de saneamento básico, define a drenagem e manejo de águas pluviais urbanas como um serviço público de saneamento básico constituído pelo conjunto de atividades, infraestruturas e instalações operacionais de drenagem urbana de águas pluviais, de transporte, detenção ou retenção para o amortecimento de vazões de cheia, tratamento e disposição final das águas pluviais drenadas nas áreas urbanas.

De acordo com o Plano Nacional de Saneamento Básico - Plansab, a drenagem e manejo de águas pluviais urbanas é o serviço público de saneamento básico que menos se desenvolveu no Brasil, apresentando a maior carência de políticas e organização institucional (BRASIL 2013). A constatação feita pelo Plansab foi baseada na Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB de 2008.

Nessa pesquisa, verificou-se que cerca de 72% dos municípios possuíam sistema de drenagem subterrânea nas ruas pavimentadas, sendo que, 65% destes (46% do total de municípios) tinham máximo 50% das ruas com drenagem subterrânea, (Figura 3.8). Não obstante, a PNSB também constatou que 22% dos municípios brasileiros possuíam em sua rede de vias sistema de drenagem exclusivamente superficial nas ruas pavimentadas, e pelo menos 13% tinham mais de 75% do sistema de drenagem desse tipo (Figura 3.9).

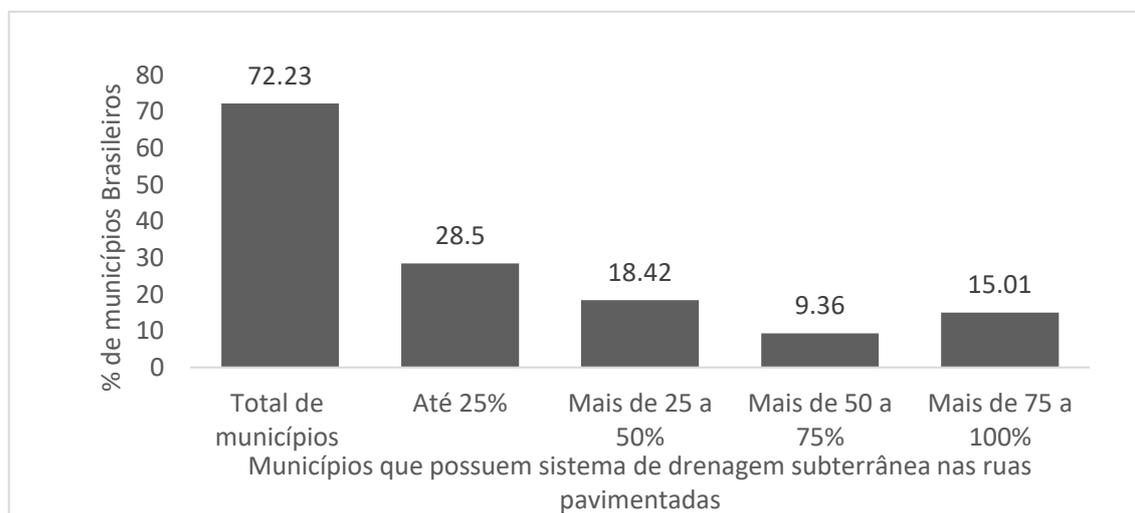


Figura 3.8 - Número de municípios que possuem sistema de drenagem subterrânea nas ruas pavimentadas. Fonte: BRASIL (2008)

Para Rezende e Heller (2008) o diagnóstico é ainda mais agravante quando se observa que somente 11,95% dos municípios da pesquisa adotaram, de alguma forma, bacias de detenção

para controle da vazão das águas e que praticamente todo o lançamento de efluente da rede de drenagem é feito nos cursos d'água, sem nenhum tratamento prévio.

Outra estatística reveladora para o manejo de águas pluviais é a proporção de municípios com ocorrência de inundação. Os dados do PNSB indicam que 2.274 de 5.204 municípios (43%) participantes da pesquisa, relataram problemas de inundação e/ou alagamento nos últimos cinco anos anteriores à pesquisa, sendo o Sudeste a região com maior proporção de registros, com 52% dos municípios, e a região Centro-Oeste a com menor proporção de registros, 29% dos municípios (Figura 3.10).

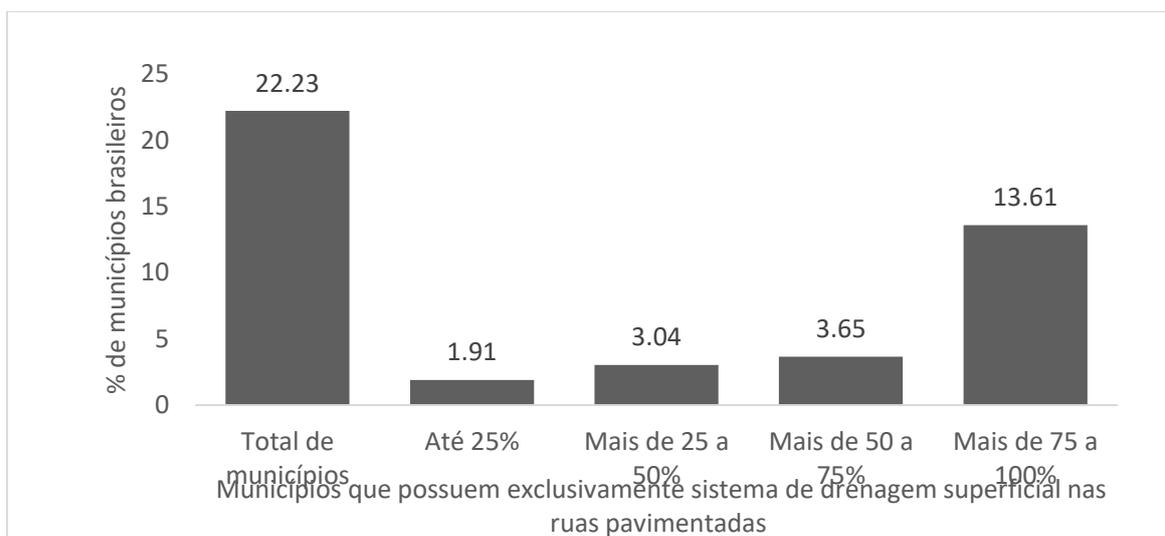


Figura 3.9 - Número de municípios que possuem exclusivamente sistema de drenagem superficial nas ruas pavimentadas. Fonte: BRASIL (2008)

A Tabela 3.4 mostra que as inundações ocorrem em maior proporção nos municípios com maior população, já que dos municípios com população entre 100.000 e 500.000, 93% tinham registros de inundação e em municípios com população maior que 500.000, todos apresentaram registros de inundação.

Analisando a quantidade de municípios com ocorrência de inundação (Figura 3.10) e a relação entre população e existência de inundações (Tabela 3.4) pode-se inferir que a maior proporção de inundações em municípios do Sudeste (52%) se deve ao fato de o Sudeste ser a região mais populosa, com maior quantidade de habitantes em seus municípios, gerando consequentemente uma área urbana maior, o que acarreta uma maior impermeabilização do solo, sendo portanto, os municípios do Sudeste mais propensos à enchentes decorrentes da impermeabilização do solo e seus respectivos efeitos.

A partir dos números do PNSB 2008, o Plansab estabeleceu como meta para a drenagem e manejo de águas pluviais urbanas a redução do percentual de municípios com inundações ou alagamentos ocorridos na área urbana. Foi definido que o número de municípios brasileiros com ocorrência de enchentes e alagamentos deverá ser reduzido de 43% em 2008 para 11% dos municípios em 2033 (BRASIL 2013). Segundo o Plansab, há uma expectativa de que os municípios adotem medidas preferencialmente compensatórias e não estruturais para a redução dos problemas advindos com as inundações, no entanto, tais medidas não são colocadas como meta, nem como diretriz para o setor, ficando, como dito anteriormente, somente como expectativa.

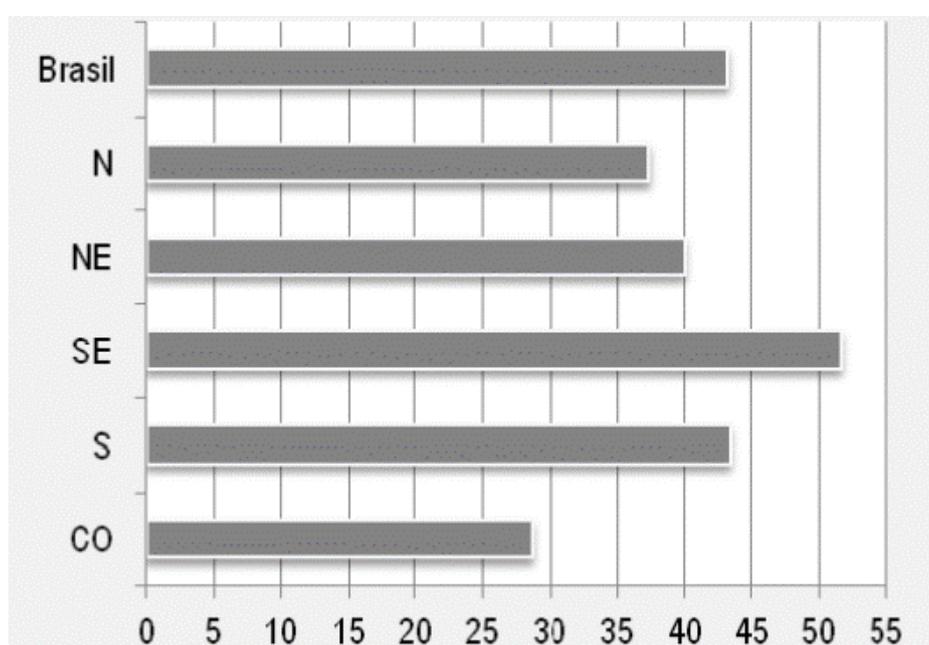


Figura 3.10 – Proporção de municípios com inundações no período de cinco anos por macrorregião em 2008. Fonte: PNSB (IBGE 2008).

Tabela 3.4 – Ocorrência de enchentes e inundações no período de cinco anos segundo faixa populacional

Faixa populacional dos municípios	Total de municípios	Municípios com existência de inundações	
Até 5.000 hab.	1279	279	22%
De 5.001 a 20.000 hab.	2505	998	40%
De 20.001 a 100.000 hab.	1196	770	64%
De 100.001 a 500.000 hab.	192	178	93%
Mais de 500.000 hab.	32	32	100%
Total	5.204	2.257	43%

Fonte: PNSB (IBGE 2008) *apud* Plansab (BRASIL 2013).

É importante salientar que a meta estabelecida no Plansab somente leva em consideração a existência ou não de inundações, não havendo o Plansab estipulado indicadores relativos aos impactos socioambientais da ausência ou falha de operação dos sistemas de drenagem urbana e da qualidade das águas pluviais lançadas nos corpos hídricos.

Para o alcance da meta de redução dos municípios com ocorrência de inundações de 43% para 11% estabelecida pelo Plansab é necessário um empenho por parte dos municípios na implantação de sistemas de drenagem urbana que reduzam a magnitude e frequência das inundações, bem como o estabelecimento de medidas estruturais e não estruturais para a prevenção de ocorrência de inundações. Não se deve esquecer a necessidade de estabelecer que estas medidas de manejo das águas pluviais não devem somente diminuir os casos de inundação, como também precisam reduzir o volume escoado para os córregos e melhorar a qualidade das águas pluviais, de forma a se evitar a degradação da qualidade das águas dos corpos receptores.

Analisando-se os objetivos estabelecidos pelo Plansab para a drenagem e manejo das águas pluviais urbanas constata-se um caráter mais conservador no planejamento nacional do setor. O Plano nacional toca na questão dos modelos de drenagem urbana sustentáveis apenas em seu capítulo de metas. Nesse capítulo é informado que *“espera-se que a adoção de estratégias e ações, preferencialmente compensatórias e não estruturais, possam reduzir os problemas advindos de inundações, enchentes e alagamentos nas proporções estabelecidas para cada macrorregião”*.

No capítulo de macro diretrizes e estratégias foi estabelecido que devem ser definidos modelos para cobrança e incentivos para os serviços de drenagem urbana, não havendo proposta voltada ao uso de medidas compensatórias e não estruturais.

Assim, verifica-se que o Plansab se preocupou apenas com a redução dos casos de inundações e alagamentos, não sendo considerado os impactos provenientes da implantação de sistemas convencionais de drenagem nas áreas urbanas. O plano também não demonstrou preocupação a respeito dos impactos na qualidade das águas dos corpos hídricos em decorrência do recebimento de vazões provenientes do escoamento das águas pluviais.

A presença, no Plansab, de um planejamento em drenagem urbana que faz poucas considerações a respeito de medidas mais sustentáveis de drenagem pode ser explicada pela reflexão feita por Silveira (2002). Nesse trabalho o autor argumenta que o uso de métodos tradicionais ou higienistas nos sistemas de drenagem urbana podem estar relacionados aos fatores socioeconômicos dos países em desenvolvimento, os quais impõem um desafio para a solução dos problemas de drenagem urbana. Segundo o autor, as barreiras a adoção de soluções modernas de drenagem incluem:

- A prevalência da filosofia higienista do século XIX;
- Assentamentos legais e ilícitos que limitam a disponibilidade de terras para implementação de soluções modernas de drenagem;
- Contaminação da drenagem urbana por esgoto sanitário, sedimento e resíduos sólidos, impedindo a adoção de práticas modernas de drenagem;
- Fatores climáticos e socioeconômicos que contribuem para o alastramento de doenças em áreas onde o escoamento é armazenado para controle de enchentes ou para promover a infiltração;
- A falta de tecnologias de gestão e desenvolvimento de projetos de drenagem;
- A falta de interação e colaboração entre a comunidade e a administração da cidade, necessária para desenvolver soluções modernas.

A partir da contextualização da situação dos sistemas de drenagem e manejo das águas pluviais urbanas no Brasil, bem como do levantamento das limitações existentes no planejamento das ações no setor, verifica-se que as medidas tomadas pelo poder público no setor focam mais nas áreas afetadas pelo aumento no volume das águas pluviais, sem consideração a respeito das fontes geradoras das águas pluviais e as medidas que podem ser tomadas na redução do volume proveniente dessas fontes.

O próximo item trata justamente dos mecanismos responsáveis pela geração do escoamento superficial. O conhecimento desses mecanismos é de suma importância para a elaboração de uma metodologia que possa auxiliar na gestão das águas pluviais de forma a considerar tanto as fontes quanto as áreas afetadas pelas águas pluviais.

3.4 - MECANISMOS DE GERAÇÃO DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Escoamento superficial é um componente do ciclo hidrológico que pode ser definido como a água proveniente da precipitação que cai e escoar sobre a superfície da terra até alcançar os córregos. Quando a bacia está vegetada a precipitação sofre interceptação pela vegetação, chega mais lentamente ao solo e tende a infiltrar com mais facilidade, produzindo pouca quantidade de escoamento superficial. Quando a bacia está urbanizada, com o solo impermeável ou com a permeabilidade reduzida e com redução de áreas vegetadas, a maior parte da precipitação gera escoamento superficial devido à baixa permeabilidade do solo e ausência de interceptação.

Dois processos podem gerar escoamento superficial. O escoamento superficial excedente da infiltração, descrito primeiramente por Horton (1933, 1945) é gerado quando a intensidade da chuva excede a taxa de infiltração da água no solo. O segundo processo é o escoamento por excedente de saturação no qual ocorre quando a precipitação cai sobre a superfície com solos saturados e escoar. O escoamento produzido é originado tanto pela precipitação sobre o solo saturado quanto pela exfiltração de água do solo, sendo esse tipo de escoamento verificado em campo por Dunne e Black (1970).

O escoamento superficial excedente da infiltração é formado a partir da interação da intensidade da chuva com a permeabilidade do solo. Quando a intensidade da chuva está acima da capacidade de infiltração do solo, ou quando em eventos chuvosos de longa duração a capacidade de infiltração do solo se reduz a taxas abaixo da intensidade da chuva o escoamento superficial do tipo hortoniano ocorre. Assim, solos menos permeáveis da bacia, onde o terreno foi alterado, como as superfícies de áreas urbanas e áreas agrícolas, bem como regiões áridas onde a densidade de vegetação é baixa, são os mais propícios a contribuir com o escoamento superficial hortoniano.

O escoamento por saturação é formado sobretudo por mecanismos de concentração topográfica ao longo de vertentes. A água infiltrada na parte superior da vertente flui declive abaixo e descarrega na parte de baixo da vertente. O solo se torna saturado em sua camada inferior a partir da (1) presença de camada impermeável que causa o desenvolvimento de aquífero suspenso, que pode alcançar gradualmente a superfície; (2) aumento da franja capilar até a superfície do solo; ou (3) devido à presença permanente do aquífero próximo ou na superfície do solo.

O primeiro estudo a encontrar algumas evidências da existência de escoamento superficial por saturação do solo foi desenvolvido por (Hewlett 1961), com o título “umidade do solo como fonte de fluxo de base de bacias hidrográficas com montanhas íngremes”. Nesse estudo o autor verificou que a umidade de declive acima recarregou continuamente a área de armazenamento declive abaixo, alimentando o lençol freático superficial.

Outro estudo que contribuiu para o entendimento das áreas produtoras de escoamento superficial em uma bacia foi o de Betson (1964) que verificou que as áreas produtoras de escoamento superficial em uma bacia hidrográfica varia com a intensidade da chuva e com a umidade remanescente no solo, alterando assim o tamanho da área contribuinte de uma bacia hidrográfica. Betson (1964) denominou estas áreas como “áreas parciais de escoamento”, nas quais o escoamento superficial por excedente de infiltração ocorre somente nas áreas mais baixas das vertentes, podendo ser ampliada de acordo com a intensidade do evento chuvoso. Quando Betson desenvolveu esse conceito, sua análise havia sido baseada unicamente na noção de escoamento superficial hortoniano.

Posteriormente, Hewlett e Hibbert (1967) desenvolvendo estudos para a separação do hidrograma em escoamento superficial, escoamento subsuperficial e escoamento de base, argumentaram ser mais lógico assumir que, em uma área florestada, o fluxo é essencialmente subsuperficial. Os autores verificaram a importância das áreas saturadas e do escoamento subsuperficial no comportamento de hidrogramas, constatando que os fatores que afetam a formação das drenagens variam espacialmente, no caso das características da bacia, e temporalmente, no caso da intensidade da chuva. Assim, devido à interação entre esses fatores, os locais onde as drenagens se formam iriam variar, constituindo “áreas variáveis de afluência” - AVA (*variable source area*).

Weyman (1970) ao estudar o efeito do fluxo subsuperficial no hidrograma do córrego verificou que em uma camada impermeável sob um solo bem desenvolvido o escoamento subsuperficial é o processo de transmissão da água que efetivamente contribui para a vazão no córrego. Nesse caso há o aparecimento de uma “cunha” de água na zona de transição entre horizontes com valores diferentes de transmissividade. Para o autor a resposta rápida na descarga da vazão da chuva no córrego seria resultante do aumento rápido da saída do fluxo subsuperficial em vertentes com solos saturados. E a resposta atrasada na descarga da vazão da chuva no córrego e conseqüente fluxo de base seriam ambos produzidos por

estágios na drenagem lenta não saturada de todo o declive, um processo que é suficiente para manter o fluxo do córrego durante o ano todo.

O trabalho de Dunne e Black (1970) demonstrou que a teoria de Horton (1933, 1945) era inadequada para explicar o escoamento direto de bacias nas quais a capacidade de infiltração do solo é superior à intensidade da precipitação. Os autores verificaram que nesses casos a geração de escoamento superficial ocorre através da água que infiltra no solo e eleva o nível freático até à superfície do solo. Tal situação ocorre somente em certas condições topográficas como vertentes côncavas com fundos de vale plano. Nesses locais o escoamento é produzido através da precipitação sobre as áreas saturadas, sem que a intensidade de precipitação fosse maior que a capacidade de infiltração, como também pela contribuição do escoamento de retorno (Santos 2009).

As propostas de mecanismos de geração de escoamento superficial desenvolvidos por Horton (1933, 1945), Hewlett (1961), Betson (1964), Weyman (1970) e Dunne e Black (1970), ilustrados na Figura 3.11, consolidaram o conhecimento de que o escoamento superficial por saturação é produzido somente em uma pequena parte da bacia hidrográfica, cujo tamanho da área de saturação e localização da rede de drenagem dependem de fatores como o fluxo subsuperficial, a chuva e as condições iniciais de umidade do solo. A partir desse entendimento originou-se o conceito de “Áreas variáveis de afluência” (AVA), primeiramente mencionado em Hewlett e Hibbert (1967).

As AVA são áreas em uma bacia hidrográfica mais propensas à geração de escoamento superficial por saturação. Seu tamanho varia sazonalmente tendendo a se expandir em épocas chuvosas e contrair em épocas secas, dependendo da quantidade e intensidade da precipitação. A dinâmica das áreas variáveis de afluência em relação aos diferentes tempos do hidrograma, é exemplificada na Figura 3.12. Observa-se que com o início do evento chuvoso as regiões próximas às cabeceiras dos córregos começam a atingir o estado de saturação do solo (t_1). Em t_2 há formação de canais intermitentes contíguos aos córregos. Em t_3 , no momento de pico do hidrograma, a bacia atinge o estado máximo de saturação.

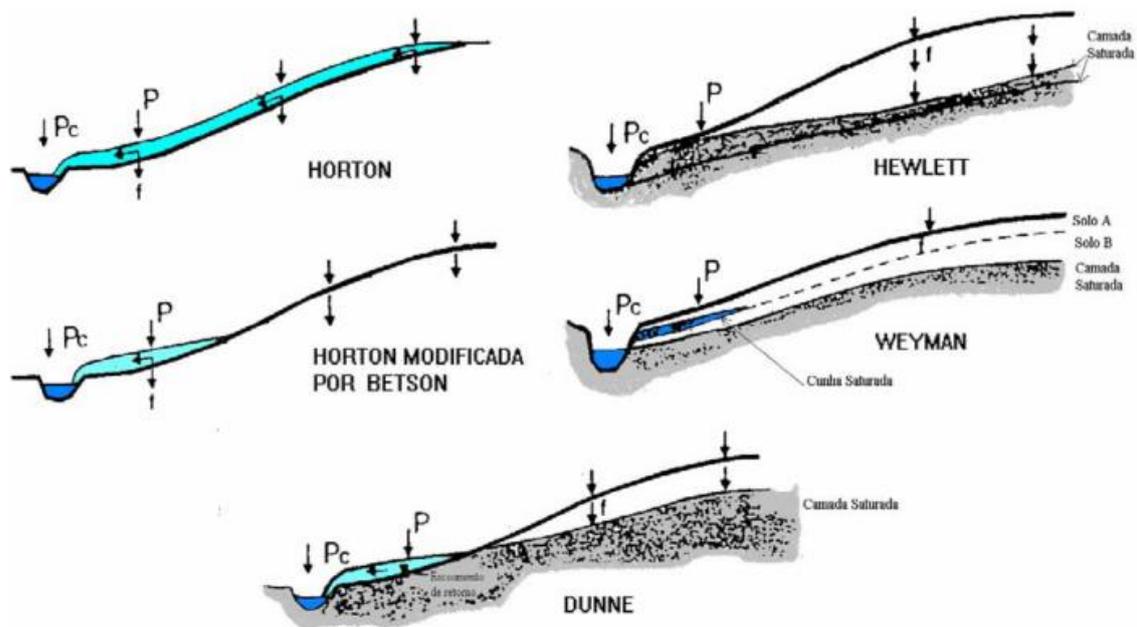


Figura 3.11 - Principais mecanismos de geração de escoamento superficial. Fonte: adaptado de Beven (1986) *apud* Mendiondo e Tucci (1997)

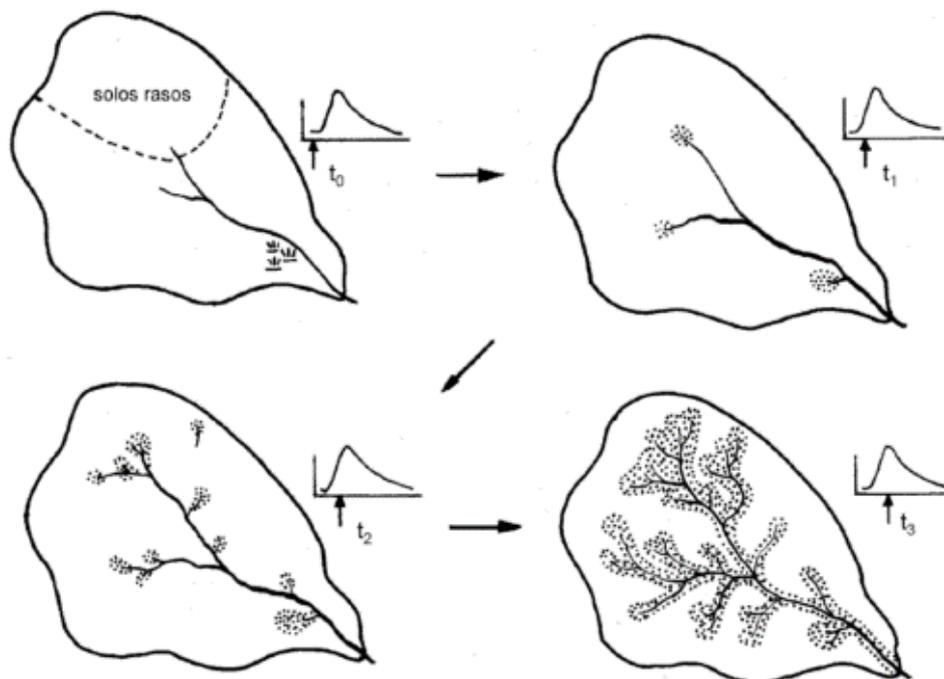


Figura 3.12 - Dinâmica das áreas variáveis de afluência em relação ao hidrograma. Fonte: Chorley (1978) *apud* Siefert (2012).

Dunne (1978) ao pesquisar sobre quais fatores naturais influenciam os mecanismos de geração de escoamento superficial propôs um modelo representando a ocorrência de vários processos de escoamento superficial em relação aos seus principais fatores de controle (Figura 3.13). De acordo com esse autor os mecanismos de geração de escoamento

superficial variam com a topografia, o tipo de solo e as características da chuva e indiretamente com o clima, vegetação e uso do solo. Ele conclui que os diversos modelos de escoamento superficial são complementares, sendo o escoamento hortoniano mais comum em regiões áridas e semiáridas, ou em áreas onde a vegetação e estrutura do solo foi destruída.

Anderson e Burt (1978) pesquisando o controle da topografia sobre o fluxo subsuperficial e o hidrograma verificaram que as áreas contribuintes para o escoamento superficial por saturação são determinadas pela interação entre topografia e condições de umidade do solo.

Não obstante, O’Loughlin, (1981), ao estudar o processo de saturação do solo em vertentes, verificou que o tamanho das AVA é altamente dependente da convergência ou divergência topográfica da vertente.

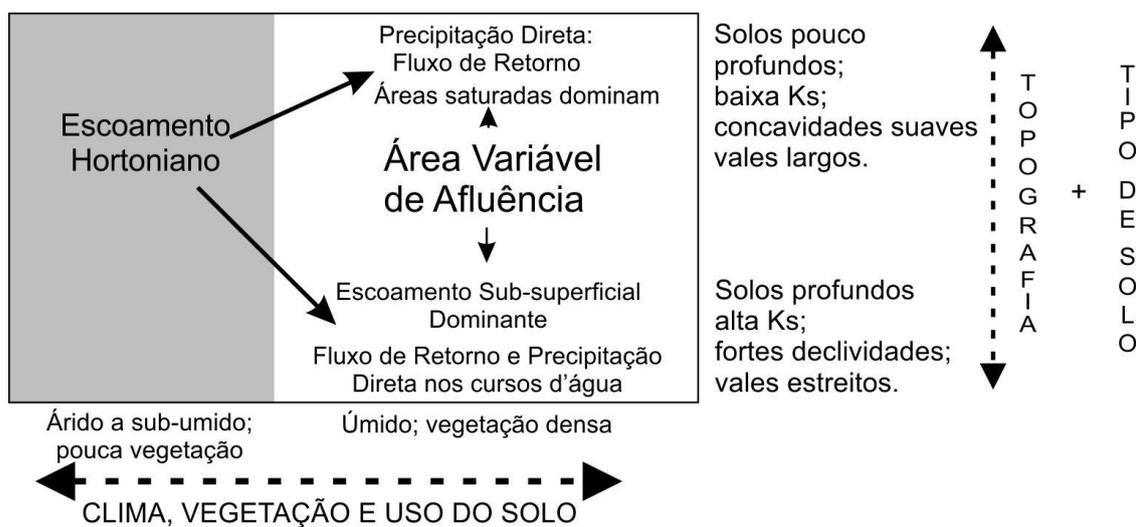


Figura 3.13 - Processos de escoamento em vertentes e condicionantes principais.
 Fonte: Dunne (1978) *apud* Santos (2009). K_s =Condutividade hidráulica saturada.

Para Knighton (2014), as principais diferenças existentes entre os tipos de escoamento superficial estão relacionados ao tipo de chuva, infiltração, distribuição temporal e espacial e variação do volume durante o escoamento, conforme descrito na

Tabela 3.5.

Tabela 3.5 – Principais diferenças entre tipos de escoamento superficial.

Fonte: (Knighton 2014).

Característica	Escoamento Hortoniano	Superficial	Escoamento Superficial por saturação
Chuva	Fortemente relacionado a intensidade da chuva	a	Mais dependente da chuva
Infiltração	Capacidade de infiltração da superfície de importância crítica.		Transmissibilidade dos solos das camadas mais baixas mais importante
Distribuição:			
Temporal	Começa logo após a tempestade, quando a intensidade da chuva e o conteúdo de umidade do solo está alto o suficiente		Começas somente quando as camadas de solo sob a superfície estão saturadas
Espacial			
(i) meio ambiente	Áreas semi-áridas com vegetação esparsa e solos rasos		Áreas úmidas com bom desenvolvimento de solo e vegetação
(ii) local	Pode ser extensivo em bacias pequenas		Limitado a zonas com saturação preferencial, frequentemente influenciada topograficamente
Variação declive abaixo	Aumento linear do volume de escoamento		Padrão mais complexo de mudança, relacionado a declividade, forma de perfil, profundidade do solo e condutividade hidráulica

Diante do conhecimento das diversas variáveis envolvidas nos mecanismos de geração de escoamento superficial é detalhado no próximo item os principais estudos desenvolvidos para identificação de áreas geradoras de escoamento superficial por saturação e a utilização desse conhecimento na redução das fontes de poluição difusa de bacias hidrográficas.

3.5 - ÁREAS HIDROLOGICAMENTE SENSÍVEIS E ÁREAS CRÍTICAS DE AFLUÊNCIA

Ao se caracterizarem as causas dos impactos gerados pela urbanização nos corpos receptores fica evidente a relação existente entre os mecanismos de geração de escoamento superficial e a poluição dos corpos hídricos, haja vista que o escoamento superficial é o principal mecanismo de transporte da poluição difusa. Logo, pode-se induzir que a redução dos

impactos do escoamento superficial passa pela identificação das áreas geradoras de escoamento superficial e das áreas fontes de poluição difusa.

Gburek e Sharpley (1998) em um estudo sobre o controle hidrológico sobre as fontes de fósforo consideraram que a chave para identificação de áreas fontes de fósforo está na interação entre a disponibilidade de fósforo sobre o terreno e o seu potencial movimento para o exutório da bacia por meio do escoamento superficial e processos erosivos. A mesma analogia pode ser feita para qualquer poluente que possa ser carregado pelo escoamento superficial.

Assim, a partir da identificação das fontes de poluentes e da trajetória do escoamento superficial, torna-se possível priorizar os esforços na redução dos mecanismos de geração de escoamento superficial e na proteção e melhor manejo das áreas fontes de poluição difusa, utilizando-se, para tanto, de medidas mais sustentáveis de manejo das águas pluviais, tanto em meio urbano quanto em meio rural.

Portanto, estabelecer formas de identificação de áreas geradoras de escoamento superficial em locais onde a geração de escoamento superficial tem o potencial de causar impactos na população e na qualidade dos corpos hídricos pode ser considerado uma estratégia chave para o planejamento e gestão dos recursos hídricos em áreas que convivem com problemas de qualidade da água ocasionados principalmente pelas fontes de poluição difusa de áreas urbanas e rurais.

Como se verá a seguir, diversos pesquisadores tem estudado a relação entre as áreas geradoras de escoamento superficial, as áreas fontes de poluição difusa e as melhores formas de se garantir a manutenção da qualidade da água proveniente dessas áreas (Agnew et al. 2006; Martin-Mikle et al. 2015; Qiu 2009; Qiu et al. 2014; Siefert and Santos 2012; Walter et al. 2000).

Os principais termos cunhados para identificação das áreas geradoras de escoamento e áreas fontes de poluição difusa são as áreas hidrologicamente sensíveis (AHS) (Walter et al. 2000) e as áreas críticas de afluência (ACAs) (Gburek and Sharpley 1998), sendo que ambos os termos foram construídos a partir da compreensão dos processos hidrológicos de AVA.

Walter *et al.* (2000) definem Áreas hidrologicamente sensíveis - AHS como sendo as áreas de uma bacia hidrográfica mais propensas a atingirem o estado de saturação do solo e

produziram escoamento superficial. Esse escoamento superficial culmina em uma maior sensibilidade ambiental dessas áreas no transporte e filtragem de poluentes devido a seu regime hidrológico, por isso serem consideradas sensíveis.

É importante salientar a diferença existente entre AVA e AHS, enquanto a descrição do processo de escoamento superficial via AVA está ligada às características físicas da paisagem, o conceito de AHS trata de uma forma de avaliação e prevenção de impactos negativos na qualidade da água a partir da probabilidade de saturação do solo (Agnew et al. 2006).

Para Siefert (2012), a essência do conceito de AHS é explicitamente hidrogeomorfológica, pois destaca a dependência entre os processos hidrológicos com as características pedológicas e geomorfológicas das paisagens locais, conforme Figura 3.14.

As ACAs são áreas onde as fontes de poluição e transporte coincidem (Agnew et al. 2006; Walter et al. 2000). Qiu (2009) define ACAs como sendo a intersecção das AHS com as áreas fontes de contribuição de poluentes de uma bacia (Figura 3.15). O reconhecimento das ACAs remete a compreensão da dinâmica hidrológica local combinada com as condições climáticas, topográficas e do relevo e ainda um alto potencial de transferência de nutrientes (Siefert 2012).

Dessa forma, devido ao potencial intrínseco de geração de escoamento das AHS em conjunto com a contribuição de contaminantes, as ACAs deveriam ser evitadas na paisagem, podendo auxiliar inclusive na constituição de Áreas de Preservação Permanente (APP) (Siefert, 2012).

Alguns estudos destacam a necessidade do manejo adequado nas ACAs de forma a se evitar a degradação da qualidade das águas e impactos nos corpos receptores a partir da dispersão de sedimentos e nutrientes via escoamento superficial (Gburek and Sharpley 1998; Pionke et al. 2000; Walter et al. 2001).

Gorsevski *et al.* (2008) consideram que realizar o manejo do solo e recursos hídricos considerando a dinâmica espacial e temporal das AHS e ACA pode ser fundamental para controlar o transporte de sedimentos e poluentes em direção aos corpos receptores.

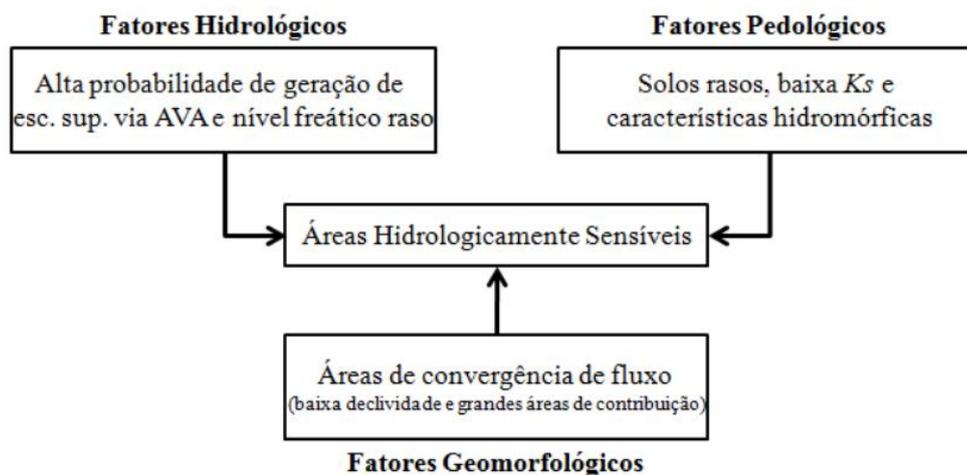


Figura 3.14 – Diagrama conceitual para localização de áreas hidrologicamente sensíveis na paisagem. Fonte: Siefert (2012).

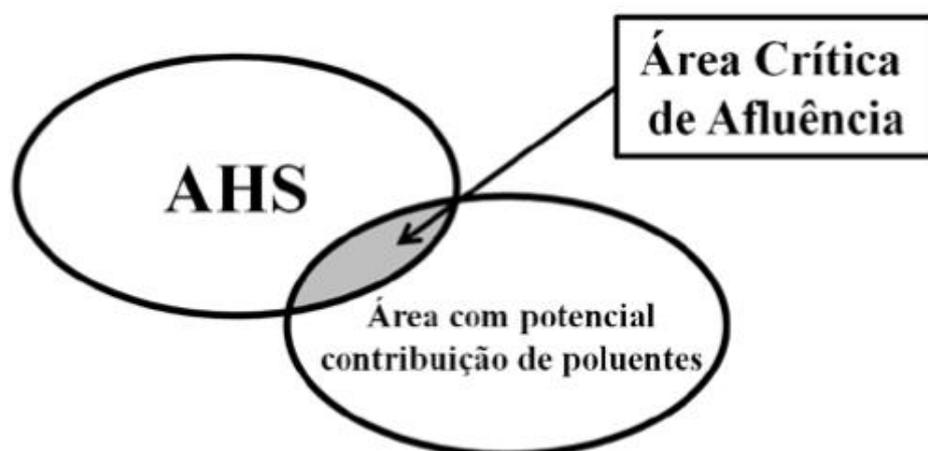


Figura 3.15 – Representação de uma área crítica de afluência. Fonte: Adaptado de Walter *et al.* (2000).

Para Agnew *et al.* (2006), a utilização dos conceitos de AHS e ACAs na gestão agrícola tem um potencial para a redução de cargas de fósforo das fontes de poluição difusa, já que auxilia na identificação das áreas fontes de poluição difusa com maior potencial de carreamento de nutrientes e sedimentos para os corpos receptores.

A definição das AHS de uma bacia hidrográfica é feita a partir da identificação das AVA da bacia com maior probabilidade de atingir o estado de saturação do solo e conseqüentemente produzirem escoamento superficial. Para a classificação das AVA em AHS ou não-AHS é necessário determinar o limite de sensibilidade hidrológica (L_{AHS}) da bacia hidrográfica (Walter *et al.* 2000), conforme se verá a seguir.

3.5.1 - Métodos de identificação de AHS e ACAs

Walter *et al.* (2000), no estudo que cunhou o termo AHS, utilizaram, para a delimitação das AHS, o modelo hidrológico *Soil Moisture Routing Model* (SMR) para a predição das AVAs existentes na paisagem e as AHS. A partir dos dados de probabilidade gerados no modelo determinou-se um limiar de sensibilidade hidrológica (L_{AHS}), de forma a identificar quais AVAs seriam consideradas como AHS ou não AHS. Expresso em probabilidade, uma AHS pode ser qualquer área, A_i , que tenha uma probabilidade, P_{sat} , de estar hidrológicamente sensível (HS) maior que L_{AHS} :

$$A_i = AHS \text{ se } P_{sat}(A_i = HS) \geq L_{AHS} \quad (1)$$

Onde $P_{sat}(A_i = HS)$, a probabilidade de corte que separa AHS de não-AHS, é a fração do número total de dias que uma Área, A_i , produz escoamento:

$$P_{sat}(A_i = HS) = \frac{\sum_j^n dia_{es.j}}{\sum_j^n dia_j} \quad (2)$$

Onde $dia_{es.j}$ é um dia no qual A_i produz escoamento, dia_j é qualquer dia, e n é o número total de dias.

Uma das possibilidades de delimitação do L_{AHS} é a partir da determinação do percentual mínimo que uma área permanece saturada, de forma a equilibrar os objetivos de uso agrícola da área e manutenção da qualidade da água. Para tanto, deve-se buscar um valor ótimo para o parâmetro P_{sat} da equação (1), uma vez que a relação entre P_{sat} e AHS é inversa (Walter et al. 2000).

Por exemplo, em uma das sub-bacias estudadas pelos autores, utilizando uma simulação hidrológica de 10 anos a partir do modelo SMR, os resultados encontrados para $P_{sat} = 90\%$, $P_{sat} = 50\%$ e $P_{sat} = 10\%$ foram respectivamente de AHS = 2,1%, 4,5% 35,6% do total da área das sub-bacias, sendo que estas áreas são responsáveis respectivamente por 0%, 7,3% e 59,8%, do escoamento superficial total gerado na bacia. Dessa forma, conclui-se que quanto menor o valor de P_{sat} adotado, maior será a percentagem de área enquadrada como hidrológicamente sensível.

Nessa mesma pesquisa, o L_{AHS} foi definido a partir da otimização da relação área por escoamento superficial produzido ($L_{AHS} = \text{máx. escoamento superficial} / \text{min. área}$). Assim, o limiar de sensibilidade foi definido como $P_{sat} = 30\%$, devido a melhor relação escoamento superficial por área. A grande vantagem dessa metodologia é o estabelecimento de um valor de L_{AHS} otimizado de forma que o P_{sat} é definido de forma que maximize a maior quantidade de escoamento superficial gerado e minimize a quantidade de área definida como AHS (Walter et al. 2000).

Para tentar aproximar os métodos científicos desenvolvidos por Walter *et al.* (2000 e 2001) para localização das áreas hidrologicamente sensíveis com a necessidade real de proteção da qualidade da água e redução das fontes de poluição difusa, Agnew *et al.* (2006) desenvolveram um método de identificação de áreas geradoras de escoamento superficial simples o suficiente para ser incorporado nos planos de gerenciamento de recursos hídricos.

Os autores testaram a capacidade do índice topográfico (IT) e da variável proximidade dos canais (D_c) em prever áreas com alta propensão à geração de escoamento superficial. Para a verificação das variáveis o estudo inicialmente gerou o mapa de probabilidade de saturação para cada uma das bacias utilizando o modelo SMR. Os dados necessários para gerar a probabilidade de saturação foram o DEM, dados meteorológicos básicos e dados de solo. O modelo gerou dados diários de áreas saturadas, os quais foram condensados para probabilidade de saturação mensal, P_{sat} , através da somatória do número de células no conjunto de raster que é saturado e dividindo-se esta somatória pelo total de dias simulados naquele mês, conforme proposto por Walter *et al.* (2000).

O método consistia em calcular o índice topográfico utilizando-se do DEM, de dados de profundidade de solo e de condutividade hidráulica saturada do solo, obtido do levantamento nacional de solos dos Estados Unidos (SSURGO). Para se determinar a variável proximidade dos canais os autores geraram *buffers* no entorno dos canais por meio do software ArcGIS 8.2. As camadas de índice topográfico e das feições de *buffers* da proximidade dos canais foram sobrepostas com as respectivas probabilidades de saturação mensal utilizando-se a ferramenta de estatísticas de zonas, conforme ilustrado pela Figura 3.16.

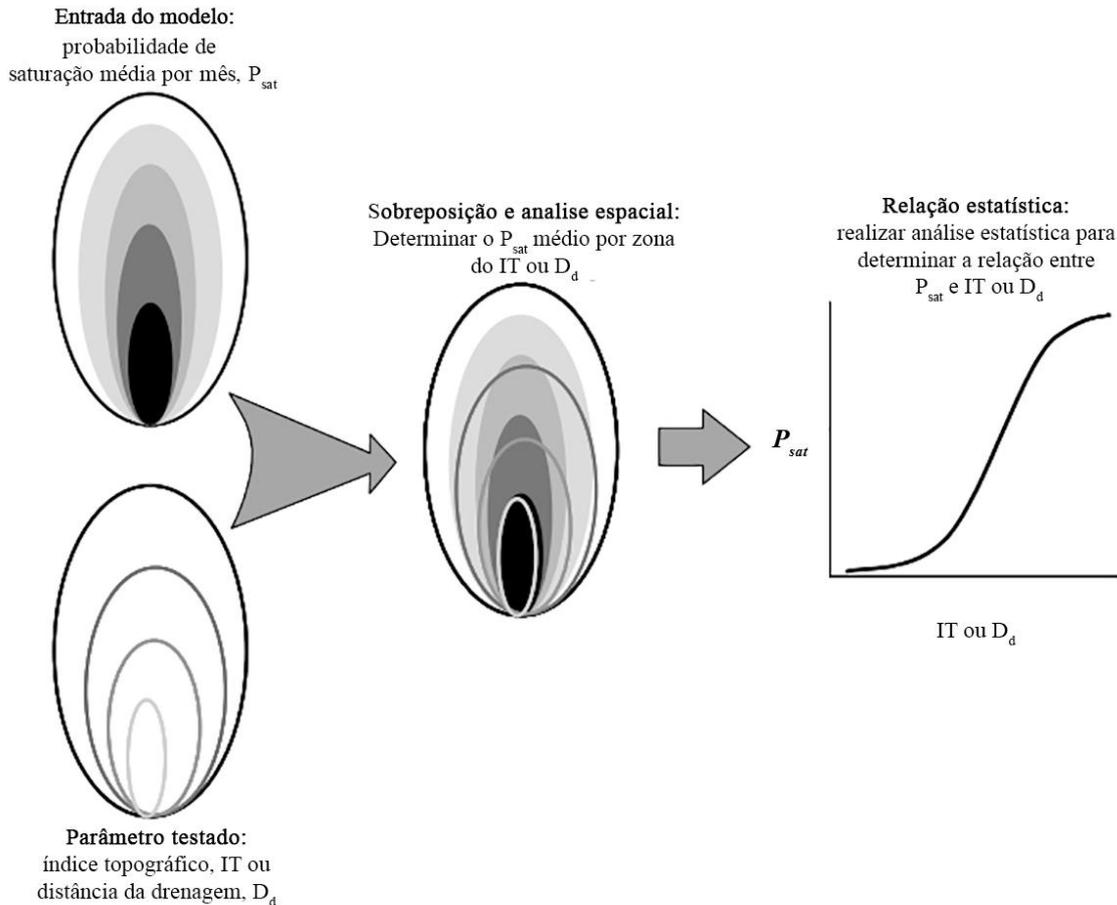


Figura 3.16 – Esquema da metodologia desenvolvida para relacionar IT com probabilidade de saturação do solo de forma a identificar AHS. Fonte: Agnew *et al.*,(2006).

Três bacias hidrográficas da cidade de Nova York foram utilizadas como área de estudo, com suas áreas variando entre 1,6 e 37 km², sendo o uso do solo predominantemente de áreas florestadas e de uso agrícola. A pesquisa indicou como resultado que a variável IT teve correlações mais fortes e consistentes com P_{sat} do que D_d .

Qiu, (2009), com o objetivo de desenvolver um procedimento de identificação de áreas hidrologicamente ativas e fontes de poluição difusa em bacias hidrográficas, aplicou um método baseado também no cálculo do Índice Topográfico e Beven e Kirkby (1979) para avaliar quais áreas agrícolas geradoras de poluição difusa faziam intersecção com áreas hidrologicamente ativas, de forma a auxiliar na escolha de áreas para constituição de zonas tampão (*buffers*). Para identificação de áreas críticas de afluência (ACAs), o autor calculou o índice topográfico (IT), em um procedimento similar a Agnew *et al.*, (2006) identificando-se os padrões espaciais das AVA.

O próximo passo foi delinear as áreas hidrologicamente sensíveis a partir da escolha das áreas que tinham o índice topográfico igual ou acima do limiar de sensibilidade de 11, correspondendo a 13,7% de área da bacia, um percentual considerado pelo autor adequado para implantação de zonas de conservação. Esse limiar foi estabelecido arbitrariamente, de acordo com os objetivos do estudo. Porém, o limiar poderia ter sido escolhido a partir de critérios objetivos, como as características da bacia, vegetação a ser preservada, ou probabilidade de saturação do solo na área, ou subjetivos, como um consenso entre especialistas ou grupo de interesse. Observa-se que não existe consenso acerca da melhor metodologia para enquadramento de uma área como sendo área crítica de afluência.

Após definir as áreas hidrologicamente sensíveis o autor utilizou o mapa de uso e cobertura do solo para definir as áreas críticas de afluência (ACA), ou seja, as áreas propícias a carreamento de poluentes para os corpos hídricos. Foram consideradas ACA aquelas áreas definidas como AHS sobrepostas com as áreas de agricultura do mapa de uso e cobertura do solo.

Para avaliar o uso do IT na determinação de ACAs, Qiu (2009) conduziu uma vistoria de campo e concluiu que o índice topográfico é um bom indicador de geração de escoamento superficial. Durante a vistoria verificou-se que os locais definidos como AHS tinham clara evidência da ocorrência de acumulação de água e problemas relacionados ao escoamento superficial. Foi verificado que não somente as AHS próximas aos corpos hídricos tinham problemas relativos à geração de escoamento superficial, como também em áreas acima das áreas ripárias.

Na mesma linha de pesquisa de Walter *et al.*(2000) e Agnew *et al.*(2006), Siefert e Santos (2015) desenvolveram uma metodologia que utiliza a localização de solos e vegetação de áreas hidromórficas para estabelecer o limiar de sensibilidade hidrológica da paisagem e identificar as AHS. A pesquisa verificou que as AHS que continham as zonas ripárias da bacia estudada, tinham como limiar de sensibilidade a probabilidade de saturação igual ou superior a 90%. As AHS identificadas compreenderam 20,5% da área total da bacia.

Com o objetivo de aplicar as técnicas LID em larga escala em bacias urbanas, Martin-Mikle *et al.* (2015) desenvolveram uma abordagem espacial para auxiliar na identificação de locais prioritários para LID. O método foi desenvolvido e testado em uma bacia hidrográfica de 666 km², a bacia do Lago Thunderbird, em Oklahoma, Estados Unidos e foi baseada no

conceito de Áreas Hidrologicamente Sensíveis (AHS). O método foi desenvolvido a partir de um GIS contendo informações da bacia de estudo (Tabela 3.6).

Tabela 3.6 – Camadas de dados utilizadas para priorizar a localização para LID na Bacia Hidrográfica.

Camada GIS	Resolução/formato	Fonte:
Cobertura do solo	30-m/raster	<i>National Land Cover Database (NLCD) 2006</i>
Superfície Impermeável	10-m/raster	<i>National Land Cover Database (NLCD) 2006</i>
Modelo Digital de Elevação - DEM	10-m/raster	<i>National Elevation Dataset (NED)</i>
Condutividade do Solo	6 ha/polígono	<i>Soil Survey Geographic Database (SSURGO)</i>
Profundidade do Solo	6 ha/ polígono	<i>Soil Survey Geographic Database (SSURGO)</i>
Vias	1:100.000/Vetor	<i>Topologically Integrated Geographic Encoding and Referencing (TIGER) 2012, US Census Bureau</i>
Zonas	Vetor	<i>City GIS Departments</i>
Áreas ocupadas por Edificações	Vetor	<i>City GIS Departments</i>
Planície de inundação	Vetor	<i>City GIS Departments</i>
Corpos Hídricos	1:24.000/Vetor	<i>National Hydrography Dataset (NHD). Version 2.0</i>

Fonte: adaptado de (Martin-Mikle et al. 2015)

A identificação das AHS baseou-se na mesma metodologia utilizada por Walter *et al.*(2000), Agnew *et al.* (2006), e Qiu (2009). Após a identificação das AHS, por meio do cálculo do índice topográfico (Beven e Kirkby (1979), foi verificada a adequabilidade das AHS para implantação de técnicas LID. Essa etapa foi baseada nos atributos de uso do solo, escala espacial, posição em relação à rede de drenagem, e efetividade de acumulação do escoamento proveniente de áreas impermeáveis.

A partir dos trabalhos apresentados nesse item verificou-se que o índice topográfico do modelo TOPMODEL, desenvolvido por e Beven e Kirkby (1979), tem sido utilizado para a identificação de áreas geradoras de escoamento superficial por saturação. O próximo item tenta descrever os índices topográficos existentes e quais são as suas principais aplicações, de forma a esclarecer sobre os principais índices utilizados e suas aplicações nos modelos hidrológicos.

3.6 - ÍNDICES TOPOGRÁFICOS

Índices topográficos são variáveis, obtidas a partir de cálculos computacionais baseados em dados de elevação do terreno, que medem as características topográficas de uma paisagem. A distribuição espacial desses índices topográficos tem sido utilizada para medição indireta da variabilidade espacial de processos hidrológicos, geomorfológicos e biológicos e permitindo o mapeamento desses processos através de técnicas relativamente simples (Moore et al. 1991).

Os índices podem ser divididos em primários e secundários. Os índices primários são aqueles diretamente calculados a partir de dados de elevação e incluem variáveis como elevação, declividade e área acumulada. Os secundários (compostos) envolvem a combinação dos atributos primários e são índices que descrevem ou caracterizam a variação espacial de processos específicos que ocorrem na paisagem, como a distribuição do conteúdo de água no solo e o potencial de erosão laminar (Moore et al. 1991).

Os índices primários podem ser facilmente estimados empregando-se métodos computacionais que utilizam dados de um modelo digital de elevação (DEM). DEM consiste em uma matriz ordenada com os números representando a distribuição espacial das elevações acima de algum *datum* arbitrário em uma localidade (Vieux 2005).

Os DEM podem ser derivados de levantamentos topográficos, medições fotogramétricas a partir de modelos estereoscópicos, dados batimétricos adquiridos por Sistema de posicionamento Global (GPS) e sensoriamento remoto, como os obtidos a partir dos radares ASTER - GDEM (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer – Global Digital Elevation Model*) e SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*).

Os principais índices topográficos utilizados para descrever a paisagem foram descritos por Moore *et al.* (1991) e são apresentados na Tabela 3.7.

Tabela 3.7 – Principais índices topográficos primários

Atributo	Definição	Aplicação
Altitude	Elevação	Clima; Tipo de vegetação; Energia potencial
Altura a montante	Altura média da área a montante	Energia potencial
Aspecto	Direção do gradiente	Direção de fluxo; Irradiação solar
Declividade	Gradiente	Volume e velocidade do escoamento
Declividade a montante	Declividade média de uma área a montante de um ponto	Velocidade do escoamento
Declividade dispersa	Declividade média de área dispersa	Taxa de drenagem do solo
Declividade da bacia	Declividade média de uma bacia	Tempo de concentração
Area da bacia	Área de drenagem no exutório da bacia	Volume do escoamento
Area dispersa	Área a jusante a partir de um comprimento de contorno	Taxa de drenagem do solo
Área de contribuição específica	Área a montante dividida por unidade de contorno	Volume do escoamento; Taxa de escoamento superficial
Comprimento de fluxo	Distância máxima do escoamento para um ponto	Erosão; Produção de sedimentos; Tempo de concentração
Comprimento a montante	Comprimento médio dos comprimentos de fluxos para um ponto na bacia	Aceleração do escoamento; Taxas de erosão
Comprimento de dispersão	Distância de um ponto até o exutório da bacia	Impedância à drenagem do solo
Comprimento da bacia	Distância do ponto mais alto até o exutório da bacia	Atenuação do escoamento superficial
Curvatura no perfil	Curvatura do perfil de declividade	Aceleração do escoamento; Taxas de erosão e deposição
Curvatura no plano	Curvatura do contorno	Fluxo divergente ou convergente; Conteúdo de água no solo
Curvatura tangencial	Curvatura do plano multiplicada pela declividade	Fluxo divergente e convergente local

Fonte: adaptado de Moore *et al.* (1991).

3.6.1 - Índice Topográfico do TOPMODEL

Um dos atributos secundários mais utilizados em modelos hidrológicos é o índice topográfico utilizado como base para o modelo do tipo chuva-vazão conhecido como *TOPography based hydrological MODEL* (TOPMODEL). O modelo TOPMODEL, proposto por Beven e Kirkby (1979) simula o padrão de áreas contribuintes de escoamento superficial com base na hidrologia de AVAs (Qiu 2009). O índice é também conhecido como índice topográfico de umidade (IT) e é calculado a partir da seguinte forma:

$$IT = \ln \frac{\alpha}{\tan(\beta)} \quad (3)$$

Onde α é a área de contribuição específica, que é definida como a área contribuinte dividida pelo perímetro da área contribuinte (m^2/m) e $\tan \beta$ é a declividade local em radianos. Esse índice é utilizado no TOPMODEL para medir a propensão de um determinado ponto da bacia hidrográfica em se tornar saturado, agindo como área fonte de escoamento superficial (Beven and Kirkby 1979) e é calculado a partir de modelos digitais de elevação do terreno – DEM (Quinn et al. 1995) em softwares de Sistemas de Informação Geográfica (SIG).

O índice topográfico varia em função da declividade, estando a declividade restrita a valores maiores que 0° e menores que 90° . Quando os valores da declividade estão baixos e a área de contribuição de montante for grande o IT pode se apresentar alto. Quando os valores da declividade foram altos e a área de contribuição for pequena, os valores de IT podem se apresentar baixos. Assim, verifica-se que quanto maior for o valor do IT em uma dada área de uma bacia hidrográfica, maior a propensão desta área em atingir o estado de saturação e assim apresentar um maior índice de umidade no solo (Siefert 2012).

Beven *et al.* (1995) *apud* Silva e Kobiyama (2007) propuseram uma nova representação para o índice utilizando-se a variável transmissividade do solo:

$$IT = \ln \frac{\alpha}{T_0 \tan(\beta)} \quad (4)$$

Onde T_0 = a transmissividade lateral do perfil do solo ($m^2.s^{-1}$) quando o nível freático intersecta a superfície, ou seja, quando o perfil do solo está saturado. A transmissividade é a integral da condutividade hidráulica do solo saturado e pode ser mantida constante no espaço ou distribuída, quando os dados de solo estão disponíveis (Quinn et al. 1995).

Nesse caso, o teor de umidade do solo é função da transmissividade lateral do perfil do solo. Assim, quando a transmissividade for baixa o IT poderá ser alto e quando a transmissividade for alta o IT poderá ser baixo. Isso ocorre porque a baixa transmissividade do solo tende a reduzir a permeabilidade da água no solo, podendo o solo atingir o estado de saturação mais rapidamente.

Walter *et al.* (2002) propuseram uma re-conceitualização do TOPMODEL, de forma a fazer o modelo ser aplicável a bacias com solos rasos e dominadas pelo transporte lateral da água

na zona não saturada do solo (Qiu 2009). O índice topográfico foi alterado de forma que a transmissividade do solo seja relativa à camada não saturada. Assim, o índice topográfico pode ser descrito como:

$$IT = \ln \frac{\alpha}{\tan(\beta)K_s D} = \ln \left(\frac{\alpha}{\tan(\beta)} \right) - \ln(k_s D) \quad (5)$$

Onde D é a profundidade do solo local não saturado em metros (m), K_s é a condutividade hidráulica média do perfil do solo em metros por dia (m/dia) acima da camada restritiva. A Equação 5 tem dois componentes: o primeiro componente, $\ln(\alpha/\tan(\beta))$, é chamado de índice de umidade porque quanto maior o seu valor mais provável de a área estar com maior concentração de água escoando em sua superfície em um evento chuvoso. O segundo componente, $\ln(k_s D)$ é chamado de índice de armazenamento do solo pois representa o potencial de armazenamento de água no solo, haja vista ser um índice que relaciona profundidade e condutividade hidráulica do solo.

Assim, áreas com alto índice de umidade e baixa índice de armazenamento do solo tendem a ter maior quantidade de escoamento superficial sobre a superfície. Já aquelas áreas com baixos valores do índice de umidade com altos valores de transmissividade tendem a ter menos escoamento superficial na superfície.

Após a apresentação dos principais trabalhos que desenvolvem procedimentos para identificar áreas hidrologicamente sensíveis e áreas produtoras de poluição difusa, bem como após detalhar o arcabouço teórico por trás do índice topográfico, este trabalho apresenta os materiais e métodos utilizados

4 - MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia desenvolvida neste trabalho é ilustrada na Figura 4.1. A área de estudo é caracterizada no item 4.1 e as etapas desenvolvidas para execução da metodologia ilustrada na figura 4.1 são descritas no item 4.2.

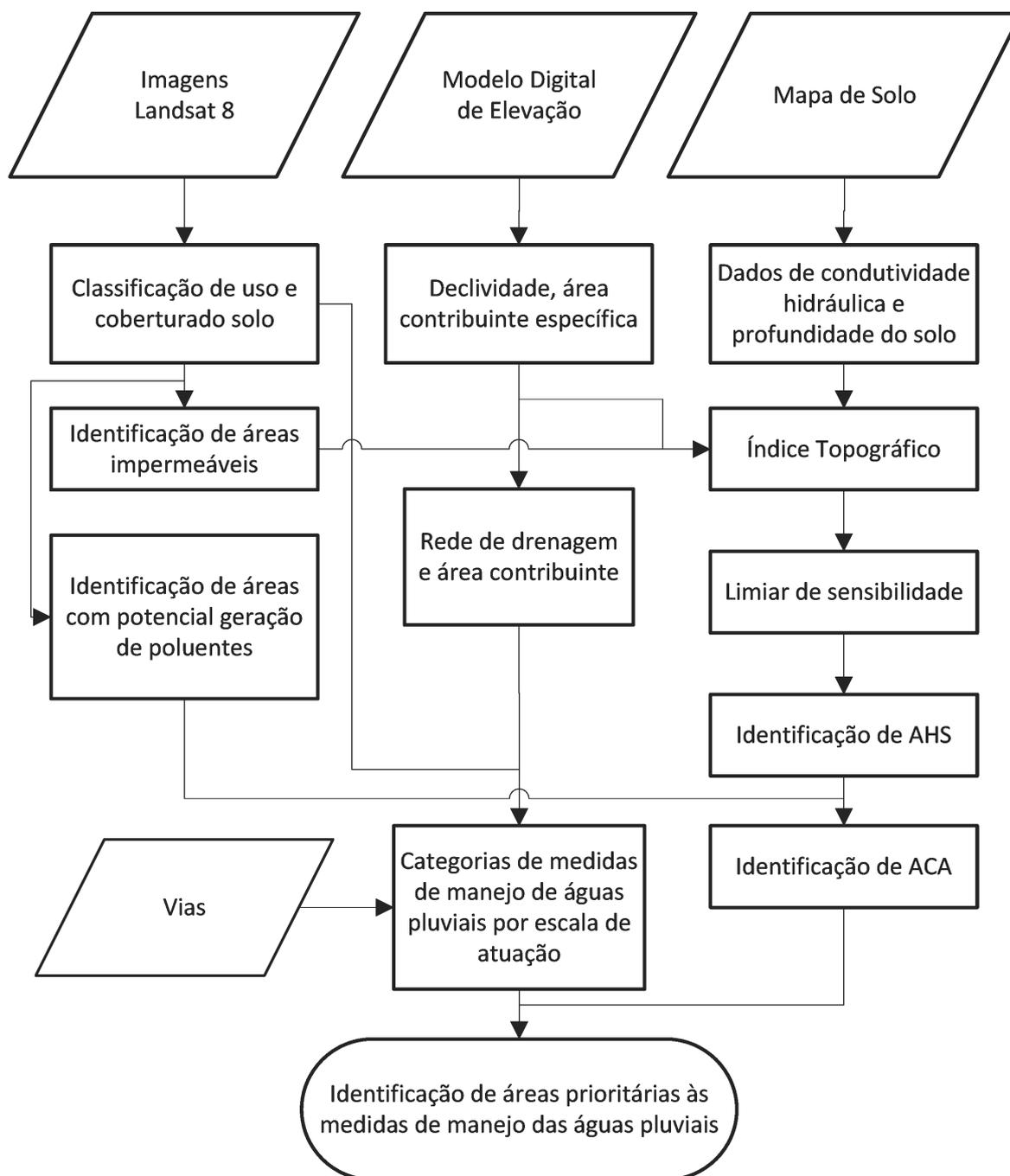


Figura 4.1 – Diagrama descritivo das etapas da metodologia proposta para identificação de áreas prioritárias para o manejo de águas pluviais

A área estudada neste trabalho é a bacia do Alto Descoberto, onde a poluição difusa carregada pelas águas pluviais das áreas urbanas e agrícolas tem como destino final o lago Descoberto, podendo afetar diretamente a qualidade da água do reservatório, e conseqüentemente, a produção de água para abastecimento da população do DF.

4.1 - CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A metodologia proposta foi testada em uma área estratégica para o abastecimento de água do Distrito Federal, a Bacia do Alto Descoberto (coordenadas 48.05°-48.29° W, 15.58°-15.81° S). A bacia tem uma área de 438,52 km² e encontra-se localizada na divisa oeste do Distrito Federal e distribuída entre o Distrito Federal, 363,5 km² (82,9%) e o Estado de Goiás, abrangendo os municípios de Águas Lindas de Goiás, 58,8 km² (13,4%), Padre Bernardo, 16,1% (3,7%) e uma parcela minúscula no município de Cocalzinho de Goiás, de 0,05km², ou 5 hectares (0,01%) conforme identificado na Figura 4.2.

A bacia do alto Descoberto é estratégica para o abastecimento de água do DF, já que nela está localizado o principal reservatório de água do Distrito Federal, o reservatório do Descoberto. Implantado em 1974 este reservatório tem aproximadamente 12 km² de extensão, sendo responsável por 60% do total de água produzida pela CAESB para o DF (ADASA 2012).

As áreas urbanas da bacia são compostas pela região administrativa de Brazlândia, parte das regiões de Ceilândia e Taguatinga – DF, bem como parte da área urbana do município de Águas Lindas de Goiás – GO, e de uma área em processo de parcelamento de solo no município de Padre Bernardo – GO. As áreas urbanas da bacia tiveram sua densidade populacional identificadas a partir dos dados populacionais obtidos no Censo IBGE 2010 para cada setor censitário.

Para tal identificação foram obtidos os dados de população do banco de dados do CENSO IBGE 2010 dos setores censitários do Estado de Goiás e Distrito Federal, e as respectivas malhas digitais dos setores censitários em formato shapefile. O próximo passo foi unir a base de informações do universo amostral (em formato tabular) com a malha digital do DF e GO.

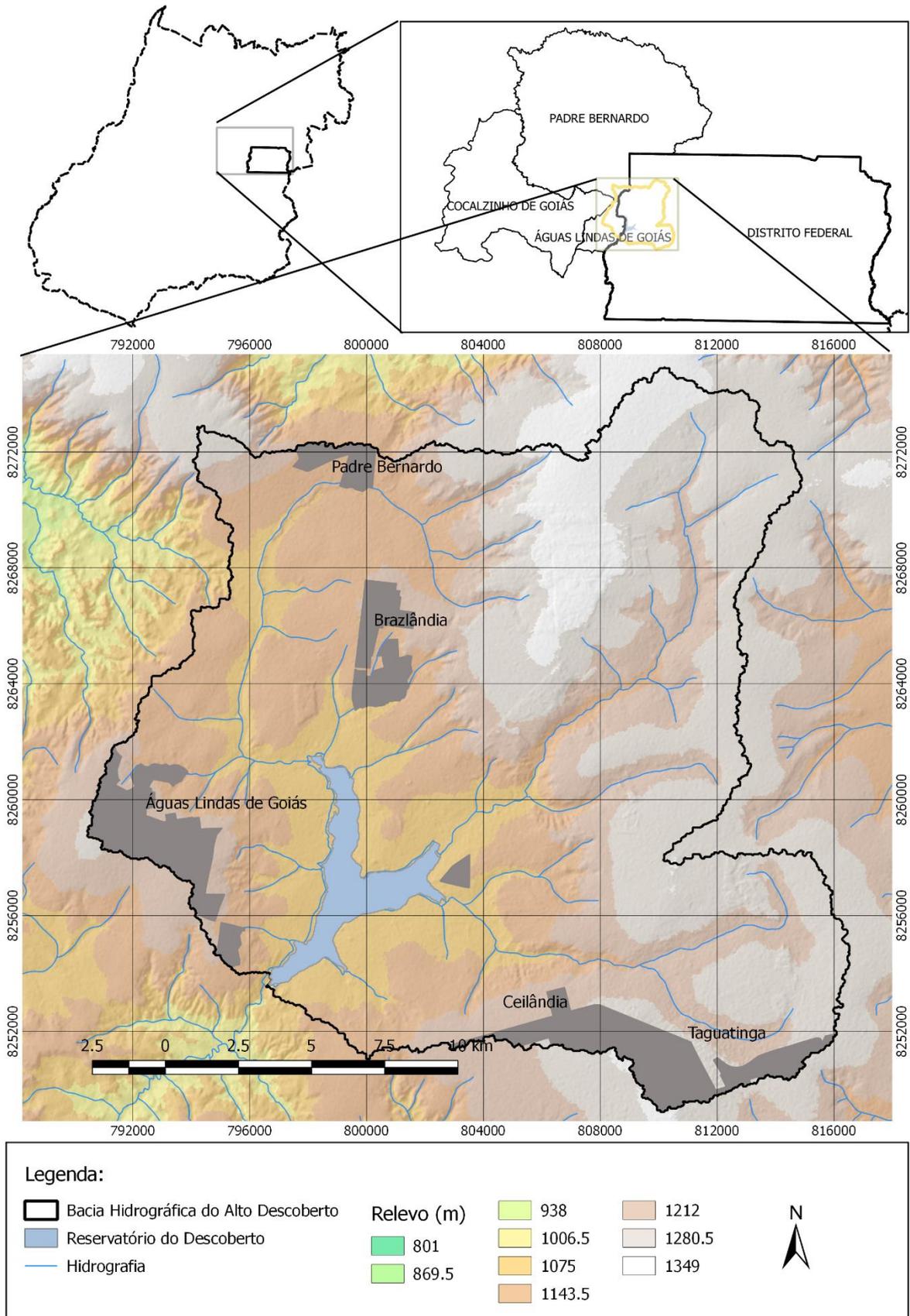


Figura 4.2 - Localização e altimetria da Bacia do Alto descoberto.

De acordo com o IBGE os dados de população são compostos pelo quantitativo de moradores residentes em domicílios particulares e coletivos. Assim os dados relativos a variável moradias particulares e coletivas foram integradas a tabela de atributos da malha digital dos setores censitários utilizando-se o código do setor censitário como referência.

Para se obter a densidade populacional foi gerada uma nova coluna na tabela de atributos com o cálculo de população (*hab*) dividida pela área (km²) do setor censitário. Em seguida foi gerado um novo arquivo *shapefile* contendo somente os setores censitários que intersectam os limites da Bacia do Alto Descoberto. Por fim, os setores censitários foram classificados pela densidade populacional, no mesmo padrão utilizado pelo IBGE e recortados pelo limite da Bacia. O resultado pode ser encontrado na Figura 4.3.

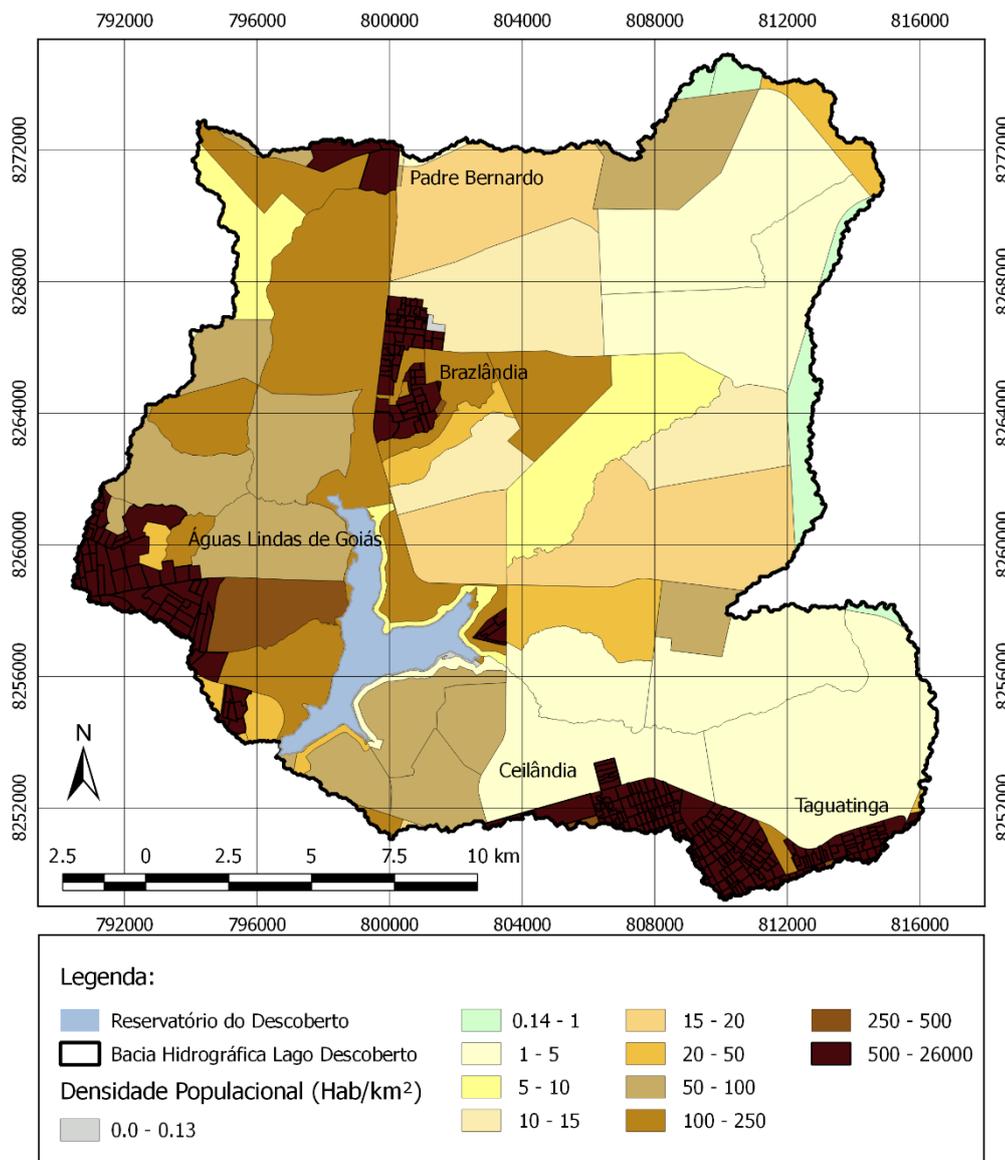


Figura 4.3 – Densidade populacional dos setores censitários do SENSO IBGE 2010. Fonte dos dados: IBGE (2010).

Para facilitar a identificação das áreas mais altamente povoadas, os setores de densidade populacional acima de 500 habitantes por km² foram reclassificadas de forma a facilitar na escolha dos setores mais povoados da bacia (Figura 4.4).

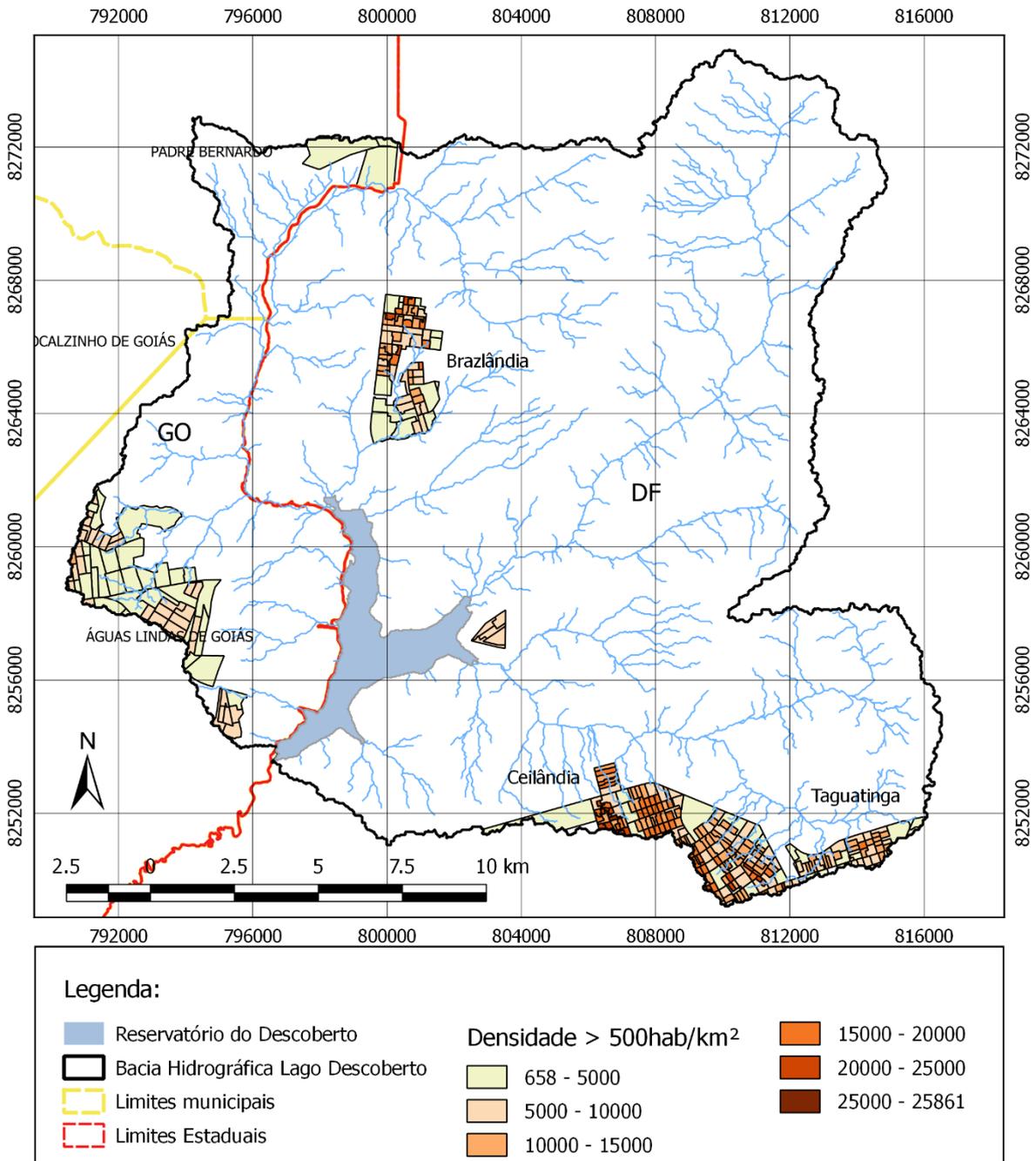


Figura 4.4 – Mapa de áreas da bacia com densidade populacional acima de 500 hab/km².

Em relação à geomorfologia e relevo, a Bacia do Alto Descoberto está inserida em uma região pouco dissecada, com predomínio de platôs na parte leste com transição para região de morros com vertentes suaves de leste para oeste e transição para morros mais íngremes

na parte norte. A declividade da bacia é caracterizada pela predominância de declividades entre 0 e 3% (relevo plano) e 3 e 8% de inclinação (relevo suave ondulado). Essas categorias de declividade abrangem cada uma 31% e 30% da área total da bacia, respectivamente (Figura 4.5).

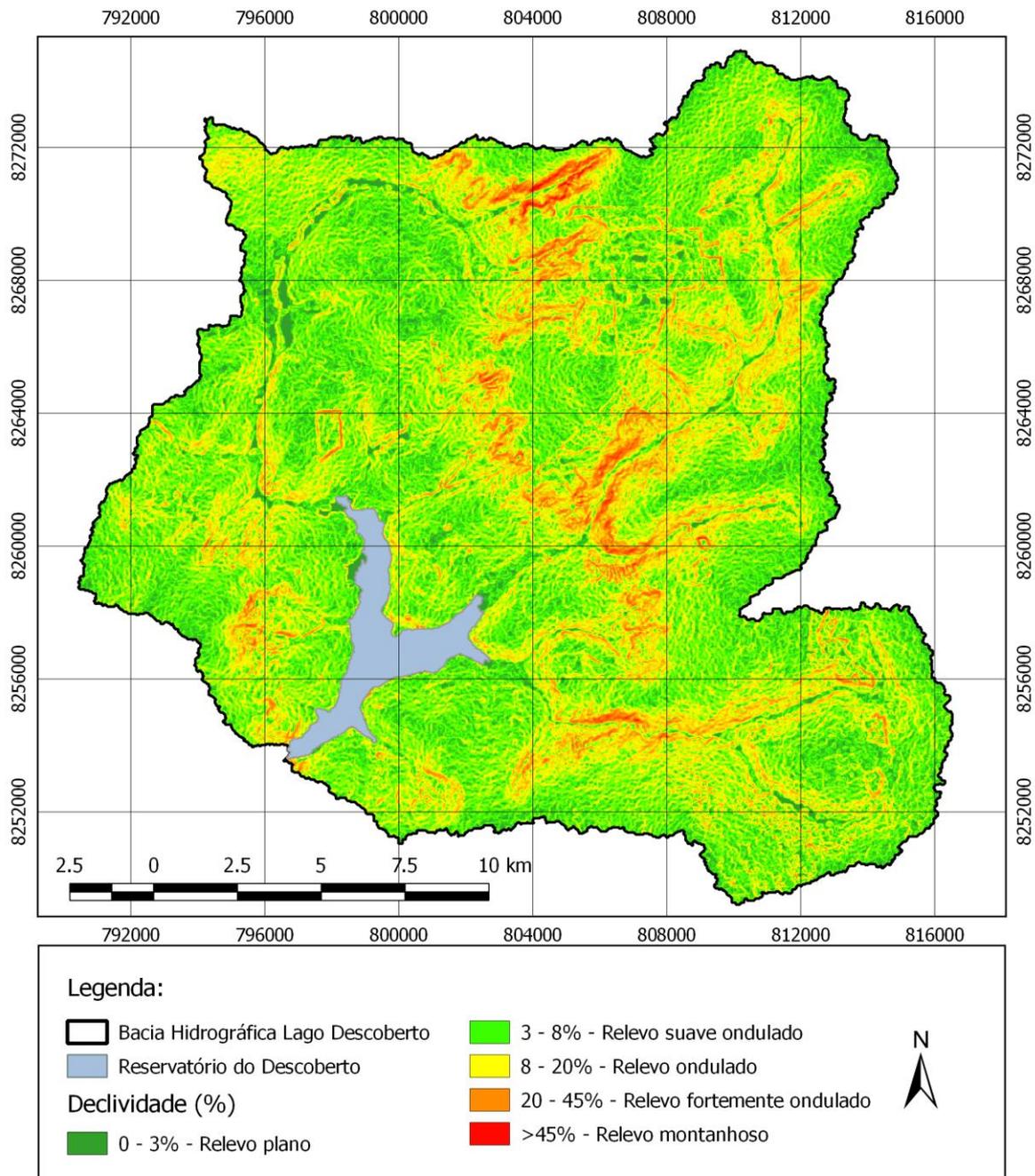


Figura 4.5 – Mapa de declividade da Bacia do Alto Descoberto. Elaborado a partir do DEM -SRTM (NASA e USGS, 2013).

A bacia apresenta as seguintes classes de solos (Reatto *et al.*, 2003): Latossolos, Cambissolos, Gleissolos, Plintossolos, Nitossolos e Neossolos. A disposição desses solos

pode ser verificada no mapa de solos elaborado por Reatto *et al.* (2003), e adaptado para os limites da Bacia do Alto Descoberto por Ferrigo (2014), conforme Figura 4.6.

As áreas e respectivas percentagens de cada tipo de solo é apresentada na Tabela 4.1. Na tabela pode ser verificado que os solos predominantes são os Latossolos Vermelho-Amarelo (39%) e Vermelho (38,5%), também sendo frequente, em áreas de relevo ondulado, a presença de Cambissolos. A descrição desses solos pode ser verificada no Apêndice A.

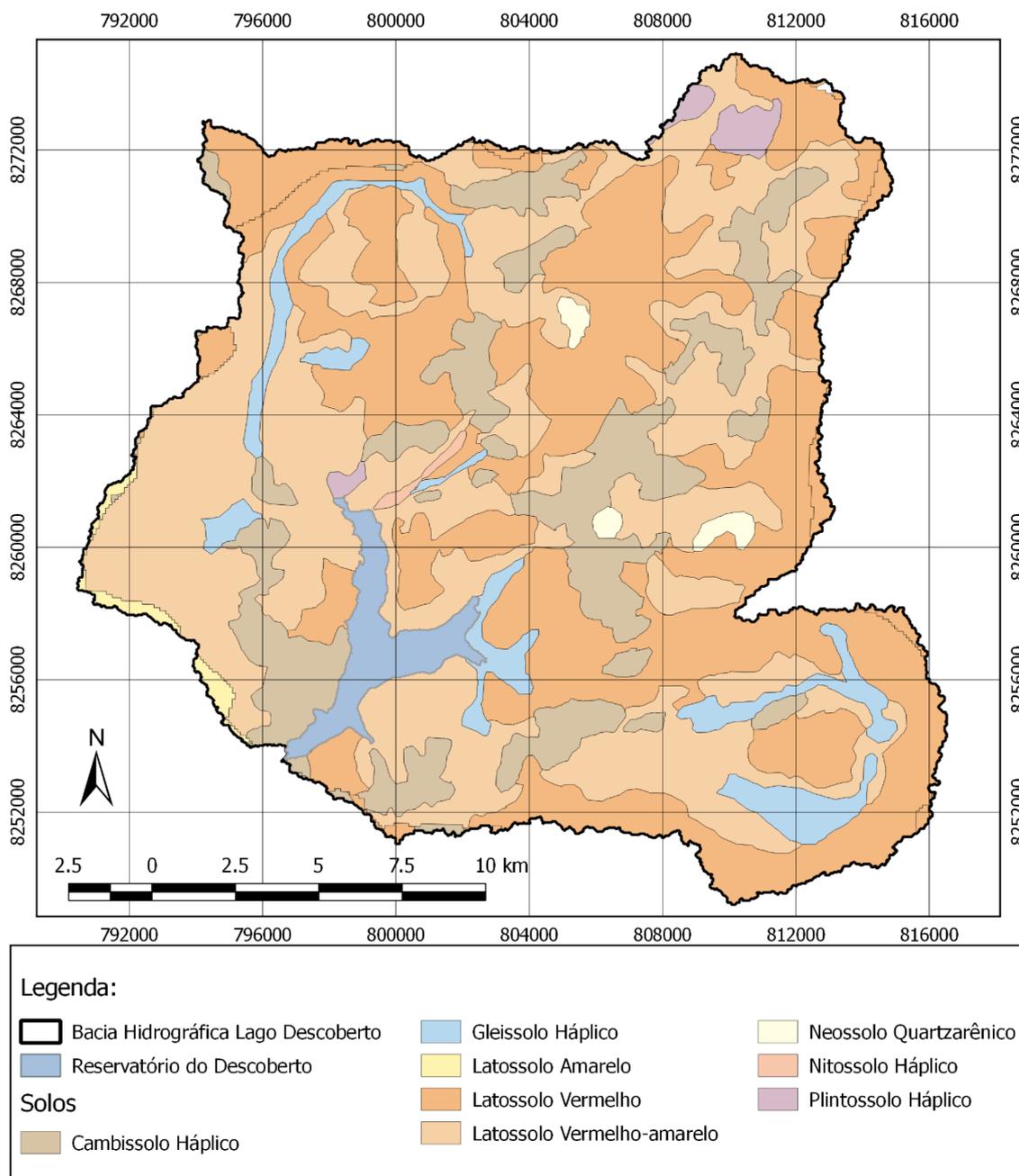


Figura 4.6 – Mapa de solos da Bacia do Lago do Descoberto. Fonte: adaptado de Reatto *et al.* (2003)

Tabela 4.1 - Áreas e respectivas porcentagens de cada tipo de solo presente na Bacia do Alto Descoberto

Solos	Área Ocupada (km²)	Percentual total
Cambissolo Háplico	64,97	14,82%
Gleissolo Háplico	22,27	5,08%
Latossolo Amarelo	2,87	0,65%
Latossolo Vermelho	168,89	38,51%
Latossolo Vermelho-Amarelo	171,34	39,07%
Neossolo Quartzarênico	2,94	0,67%
Nitossolo Háplico	0,93	0,21%
Plintossolo Háplico	4,32	0,99%
Total Geral	438,53	100,00%

4.2 - METODOLOGIA

A metodologia está dividida em quatro etapas: (1) classificação do uso do solo, (2) Cálculo do índice topográfico; (3) identificação das áreas hidrologicamente sensíveis – AHS e áreas críticas de afluência - ACA; (4) identificação das áreas prioritárias para medidas de manejo das águas pluviais. O diagrama das etapas do procedimento pode ser visualizado na Figura 4.1, no início do capítulo.

Os procedimentos de execução do método foram desenvolvidos em ambiente GIS após a reprojeção dos sistemas de coordenadas dos planos de informação. No geral foi necessário reprojeter as Bandas de imagem de Landsat 8 e os dados de Modelo Digital de Elevação (DEM) que estavam em WGS84 para SIRGAS Zona 22S.

4.2.1 - 1ª etapa – Classificação do uso e cobertura do solo e determinação do índice de impermeabilidade do solo

Para a classificação da cobertura do solo utilizou-se uma imagem Landsat 8 (USGS 2015) imageada em 04/08/2015, no período seco, de forma a evitar ocorrência de nuvens na imagem (Figura 4.7). A imagem Landsat foi reprojetada de WGS 84 para SIRGAS 2000 – Zona 22S utilizando-se sistema de projeção Universal Transversa de Mercator - UTM, respeitando-se assim as normas técnicas referente ao sistema geodésico de referência oficial do Brasil.

A configuração da amplitude de comprimento de onda, bem como a resolução espacial das 11 bandas espectrais contidas na imagem Landsat 8 podem ser verificadas na Tabela 4.2.

Para a classificação do uso do solo, foram utilizadas as bandas Landsat dois a sete, as mais utilizadas no mapeamento da cobertura e uso do solo (

Tabela 4.3), conforme metodologia proposta por Congedo e Munafò (2012) e informações da USGS (2015).

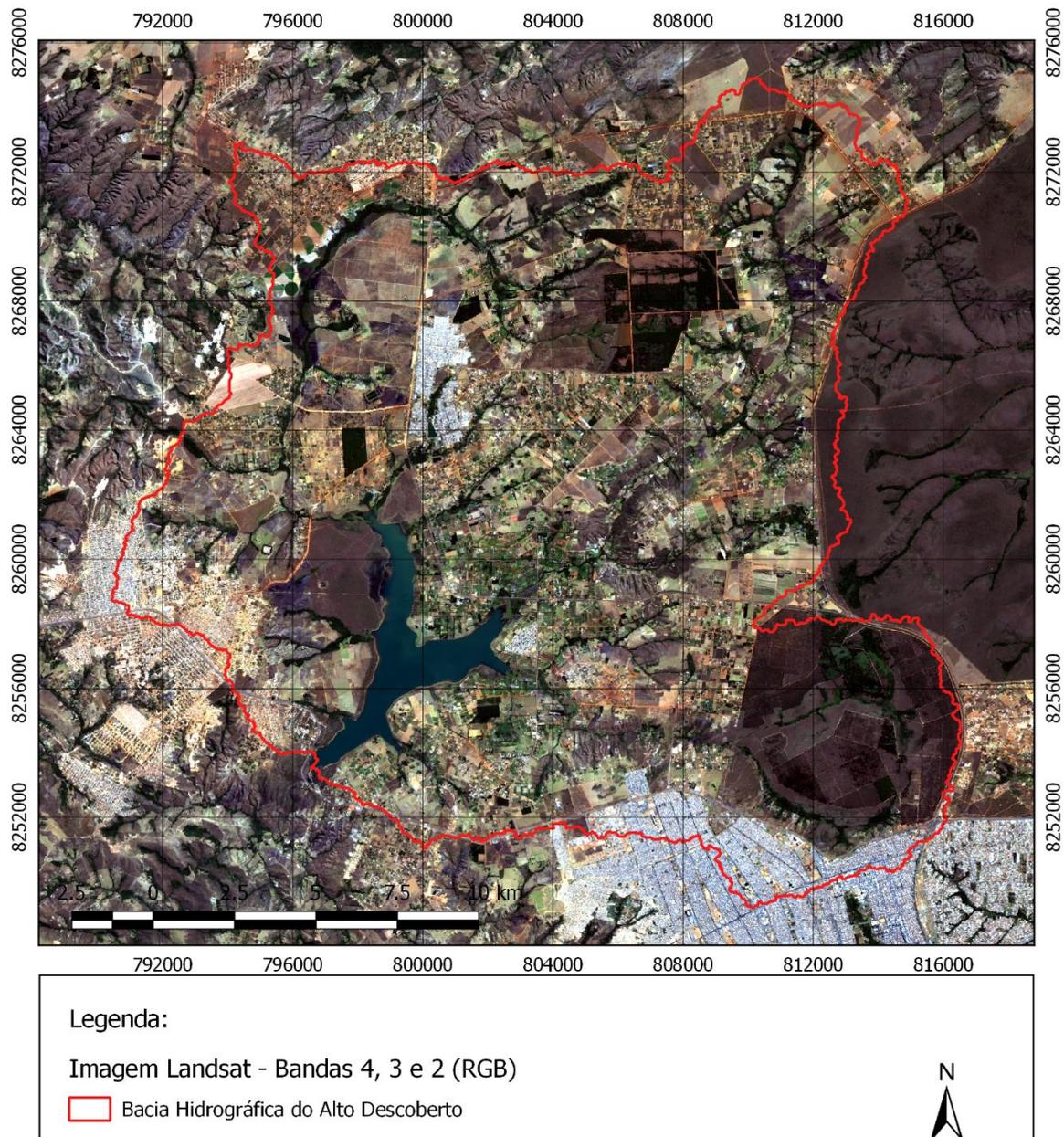


Figura 4.7 - Imagem Landsat, bandas 4, 3 e 2 nas camadas RGB (vermelho, verde e azul), respectivamente.

O procedimento de classificação do uso e cobertura do solo da área de estudo desenvolvido neste trabalho utiliza a extensão Classificação Semiautomática - SCP (Congedo and Munafò 2012) contida no software de Sistema de Informação Geográfica QGIS (QGIS Development Team 2015). A extensão SCP foi utilizada em todas as etapas de classificação. As etapas de

classificação desenvolvidas são: obtenção de imagens de satélite Landsat 8, correção atmosférica (número digital para refletância), amostragem espectral das regiões de interesse (ROI), classificação da área de interesse, avaliação da precisão da classificação e cálculo das estatísticas de classificação. O fluxo de trabalho da classificação pode ser verificado na Figura 4.8.

Tabela 4.2 – características espectrais e espaciais das bandas Landsat 8.

Bandas Landsat 8	Comprimento [micrometros]	Resolução espacial [metros]
Band 1 - aerosol costeiro	0.43 - 0.45	30
Band 2 - azul	0.45 - 0.51	30
Band 3 - verde	0.53 - 0.59	30
Band 4 - vermelho	0.64 - 0.67	30
Band 5 – Infravermelho próximo (NIR)	0.85 - 0.88	30
Band 6 - infravermelho de onda curta - SWIR 1	1.57 - 1.65	30
Band 7 - infravermelho de onda curta - SWIR 2	2.11 - 2.29	30
Band 8 - Pancromática	0.50 - 0.68	15
Band 9 - Cirrus	1.36 - 1.38	30
Band 10 – Infravermelho térmico (TIRS) 1	10.60 - 11.19	100 (reamostrado para 30)
Band 11 – Infravermelho térmico (TIRS) 2	11.50 - 12.51	100 (reamostrado para 30)

Tabela 4.3 – Bandas Landsat 8 e aplicações mais utilizadas. Fonte: adaptado de USGS (2015).

Banda	Comprimento de onda	Utilização frequente
Band 1 - aerosol costeiro	0.43 - 0.45	Estudos costeiros e de aerossóis
Band 2 - azul	0.45 - 0.51	Mapeamento batimétrico, distinguir solo da vegetação e vegetação conífera de decídua.
Band 3 - verde	0.53 - 0.59	Enfatizar vegetação, e avaliar vigor da planta.
Band 4 - vermelho	0.64 - 0.67	Discrimina inclinação da vegetação
Band 5 – Infravermelho próximo (NIR)	0.85 - 0.88	Enfatizar conteúdo de biomassa e margem de águas superficiais
Band 6 - infravermelho de onda curta - SWIR 1	1.57 - 1.65	Discrimina conteúdo de umidade no solo e vegetação, penetra nuvens finas.
Band 7 - infravermelho de onda curta - SWIR 2	2.11 - 2.29	Visualização de conteúdo de umidade no solo e vegetação, penetra nuvens finas
Band 8 - Pancromática	0.50 - 0.68	Resolução de 15 metros, aumenta nitidez das outras bandas (fusionamento)
Band 9 - Cirrus	1.36 - 1.38	Detecção de nuvens Cirrus
Band 10 – Infravermelho térmico (TIRS) 1	10.60 - 11.19	Resolução de 100 metros, mapeamento termal e estimativa de umidade no solo
Band 11 – Infravermelho térmico (TIRS) 2	11.5 - 12.51	Resolução de 10 metros, mapeamento termal e estimativa de umidade no solo

A primeira parte da classificação foi o pré-processamento da imagem, com a conversão do número digital das bandas para refletância e criação de um arquivo tif contendo as bandas 2 a 7. Esses procedimentos foram executados pela extensão SCP, na aba pré-processamento e conjunto de bandas.

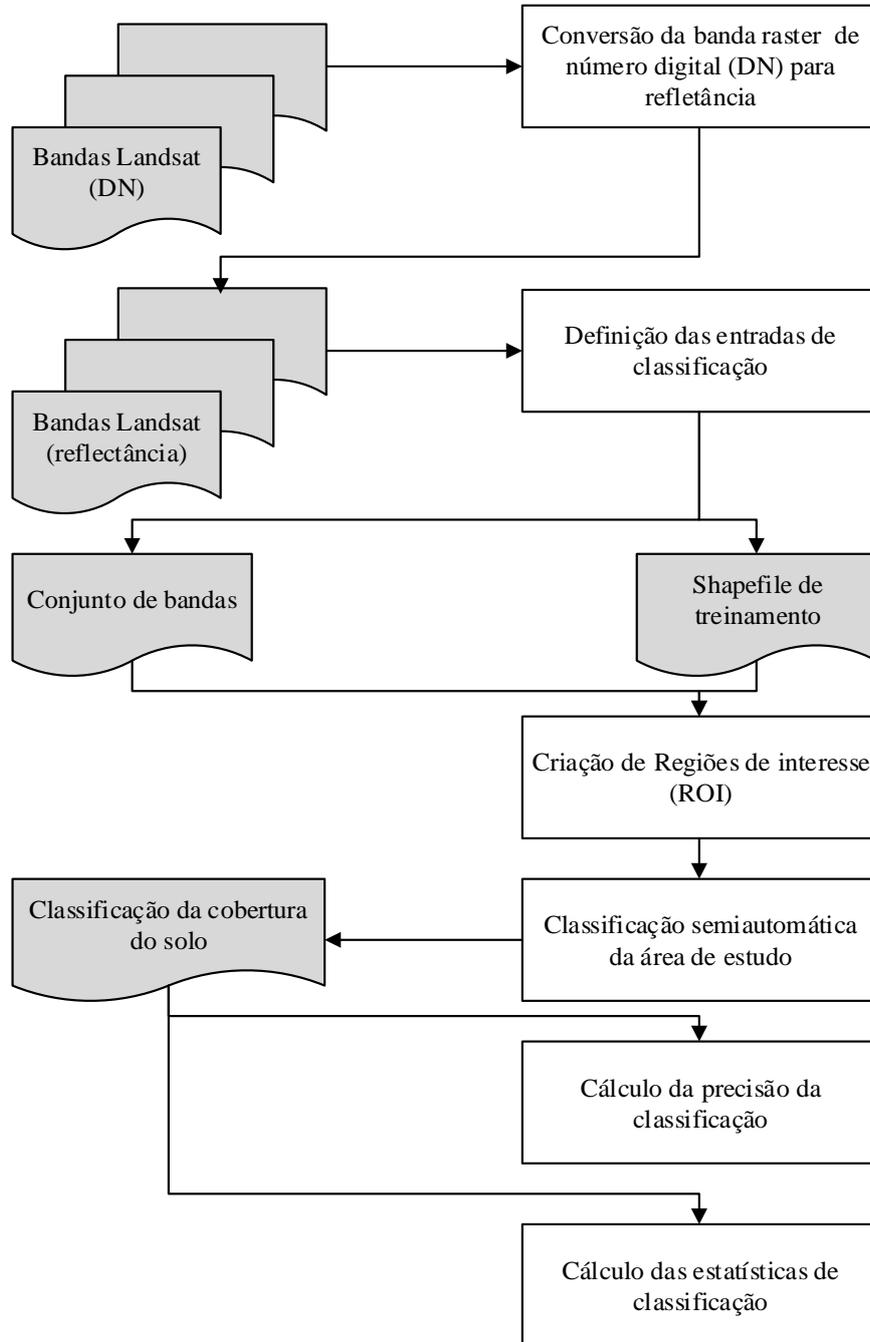


Figura 4.8 – Fluxo de trabalho da extensão Classificação semiautomática. Fonte: (Congedo 2013).

A próxima etapa foi o procedimento de treinamento, na qual foram selecionadas as regiões de interesse de acordo com suas respectivas classificações. Para essa etapa foram definidas 5 classes de interesse, água, estruturas urbanas, vegetação, áreas agrícolas ou áreas verdes urbanas e solo exposto. Devido à diferença espectral existente dentro de uma própria classe, essas foram separadas em subclasses que têm assinaturas espectrais bem definidas, conforme pode ser verificado na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 – Classes e subclasses das assinaturas espectrais utilizadas na classificação da cobertura e uso do solo da área de estudo

Classes	Subclasses
Água	Água Reservatórios de água
Estruturas Urbanas	Estruturas urbanas
Vegetação	Úmida Queimadas Reflorestamento Campo Cerrado
Áreas Agrícolas ou áreas verdes urbanas	Plantação Irrigação
Solo Exposto	Solo Exposto

Durante a escolha das regiões de interesse para a classificação, foram verificadas as distâncias espectrais entre as assinaturas espectrais das regiões selecionadas. A distância espectral foi calculada a partir da distância *Jeffries-Matusita*, que calcula a separabilidade de um par de distribuições de probabilidade. Esse método de cálculo de distância é útil na avaliação dos resultados de classificação pelo método da máxima verossimilhança (Richards and Jia 2006), que é o método a ser utilizado nesse trabalho. Outro indicador de similaridade entre as assinaturas espectrais que fora utilizado foi o valor de Similaridade de Bray-Curtis desenvolvido por Bray e Curtis (1957) e utilizado por Congedo (2015) para verificar a similaridade entre classes.

Por conseguinte, as regiões de interesse foram escolhidas e salvas no shapefile de treinamento que foi empregado na definição da assinatura espectral de cada subclasse, sendo então utilizadas para classificar a Imagem pelo método da máxima verossimilhança.

O método da máxima verossimilhança é um método bastante utilizado em sensoriamento remoto para classificação da cobertura e uso do solo (Richards and Jia 2006). Esse método baseia-se na probabilidade de um pixel da imagem, representado por vetores constituídos a

partir do valor de refletância de cada banda espectral, pertencer a uma determinada classe espectral, de acordo com as condicionantes probabilísticas condicionais da área de interesse.

A partir da classificação do uso e cobertura do solo duas informações puderam ser obtidas, o índice de impermeabilidade do solo e a identificação das áreas com potencial geração de poluentes.

O índice de impermeabilidade do solo é um índice criado a partir das classes de uso de solo de forma a classificar o tipo de uso e ocupação do solo de acordo com seu grau de impermeabilização. Ele é utilizado no cálculo da capacidade de armazenamento de água no solo, que é utilizado no cálculo do índice topográfico. As áreas com potencial disponibilização de poluentes são utilizadas na identificação das áreas críticas de afluência - ACAs (3ª etapa).

O índice de impermeabilidade do solo foi determinado a partir da definição de coeficientes de impermeabilidade para cada tipo de classe de uso e cobertura do solo. Os valores foram baseados nos coeficientes de escoamento utilizados no método racional e seguem somente uma lógica qualitativa, na qual cada tipo de uso do solo recebe um coeficiente que demonstra a propensão da área em não permitir a infiltração da água no solo e assim, gerar escoamento superficial.

Os valores do índice de impermeabilidade para cada classe de uso e cobertura de solo podem ser verificados na Tabela 4.5. A distribuição do índice pode ser visualizada no mapa de distribuição do índice de impermeabilidade (Figura 4.9).

Tabela 4.5 – Classes de uso e cobertura do solo e respectivo índice de impermeabilidade:

Classe de uso e cobertura do solo:	Índice de impermeabilidade
Estruturas urbanas	0,85
Áreas Agrícolas e áreas verdes urbanas	0,5
Vegetação	0,1
Solo Exposto	0,5

As áreas com potencial de disponibilização de poluentes foram identificadas a partir do tipo de uso do solo, sendo as classes de Estruturas Urbanas, Áreas agrícolas e de solo exposto as classes identificadas como potenciais geradoras de poluentes. O mapa de distribuição das áreas com potencial geração de poluentes pode ser verificado na Figura 4.10.

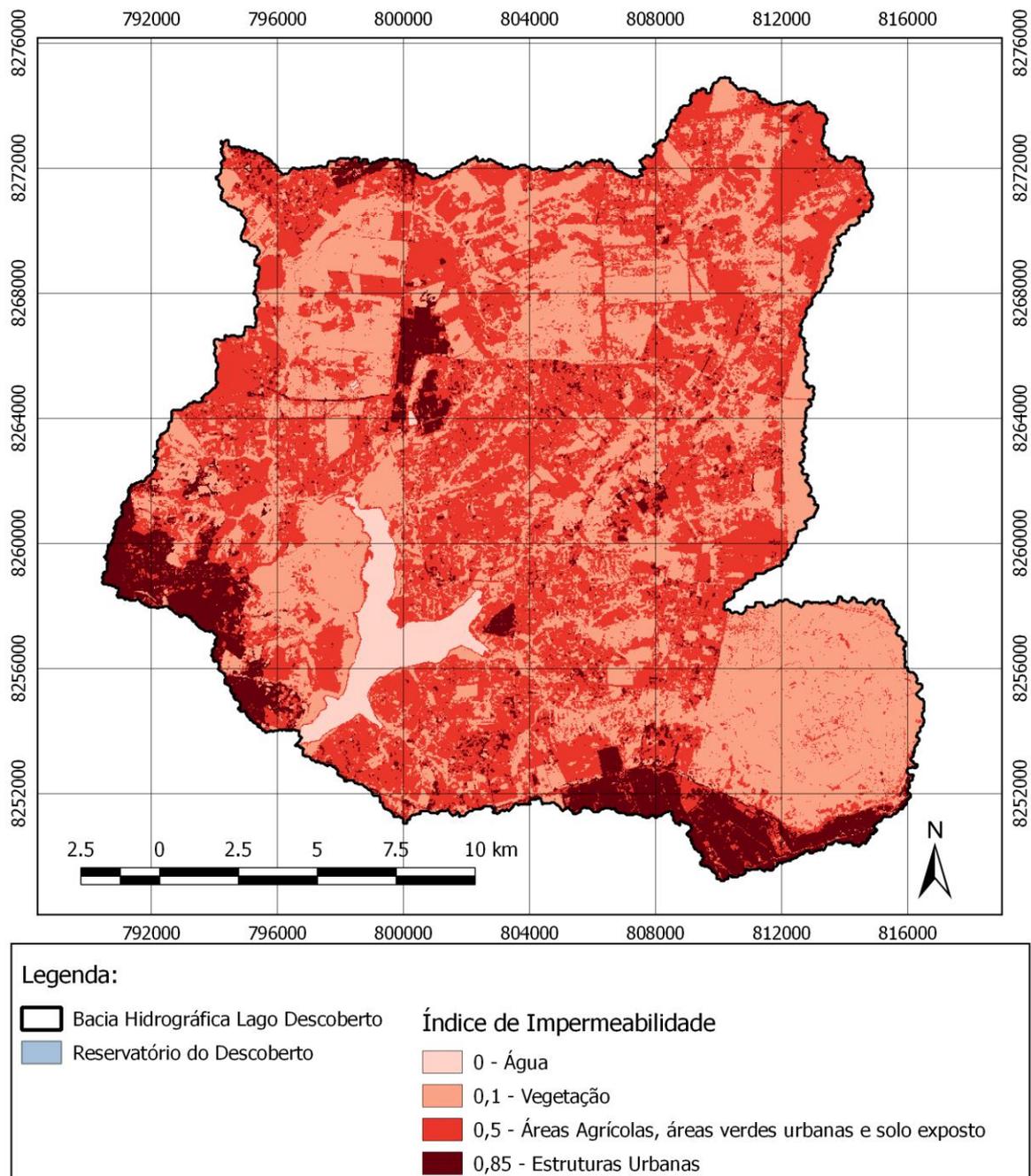


Figura 4.9 – Mapa de distribuição do Índice de Impermeabilidade

4.2.2 - 2ª etapa – Cálculo do Índice Topográfico

Dois conjuntos de dados espaciais foram necessários para derivar o índice topográfico utilizando a Equação 5 na bacia hidrográfica do Lago Descoberto: um modelo digital de elevação (DEM) e mapa de solos. O DEM utilizado foi produzido na missão topográfica SRTM pela NASA e disponibilizado pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos – USGS (NASA e USGS, 2013), e tem uma resolução espacial de 1 arc-segundo, aproximadamente 30 metros de comprimento por pixel. O mapa de solos foi elaborado por pesquisadores da

Embrapa (Reatto et al. 2003) e foi complementado com informações sobre condutividade hidráulica do solo e profundidade das camadas de solo desenvolvidas por Lima *et al.* (2013).

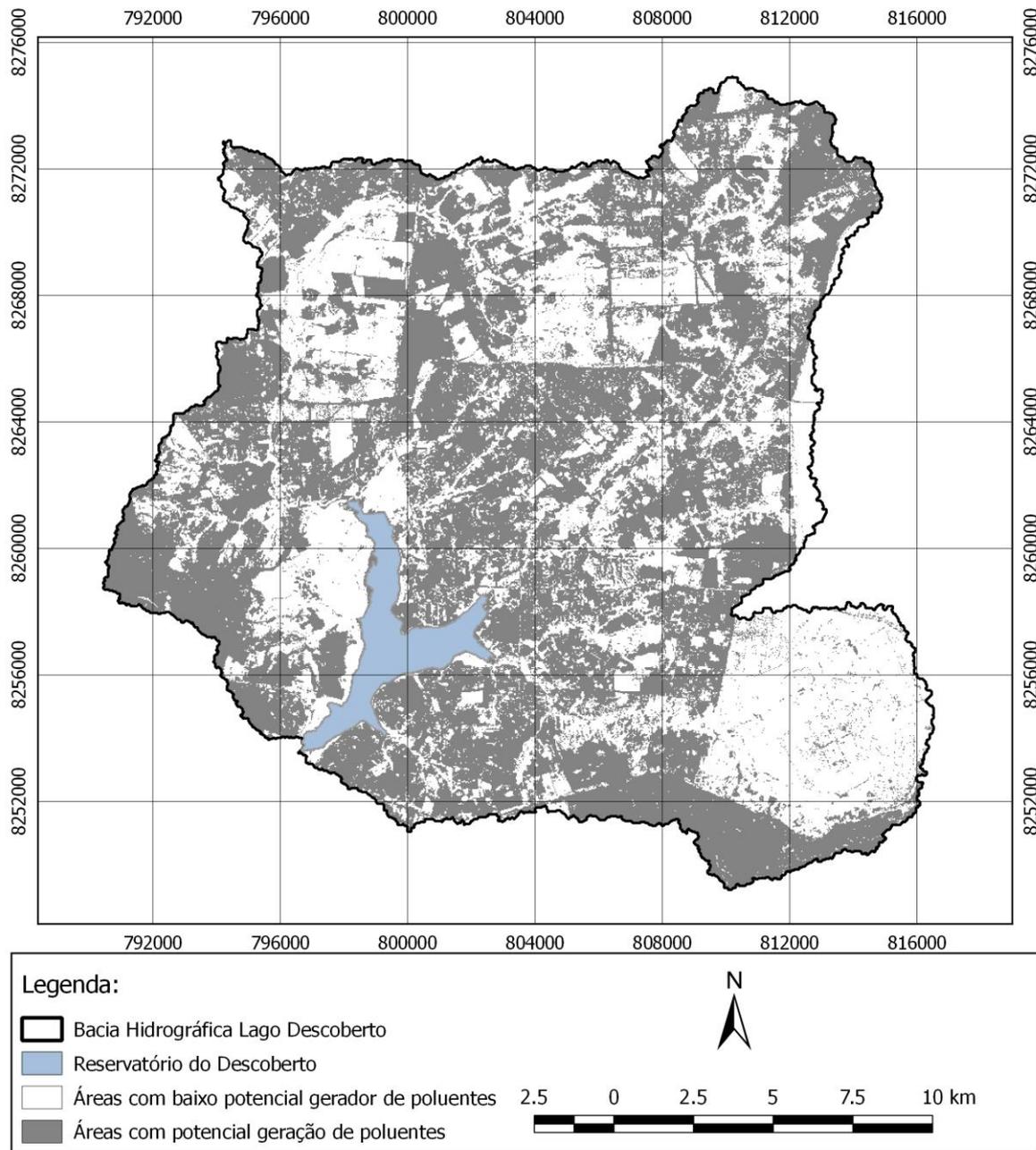


Figura 4.10 – Mapa com a distribuição das áreas com potencial geração de poluentes

O DEM foi processado utilizando o software de código aberto Quantum GIS – (QGIS Development Team 2015), a extensão Análise de Terreno Utilizando Modelos Digitais (TauDEM), desenvolvido por Tarborton (2015), que utiliza o método *D-infinity* para calcular áreas contribuintes (Tarborton, 1997), e a calculadora de raster do QGIS para obter o raster com valores do índice de umidade, $\ln\left(\frac{\alpha}{\tan(\beta)}\right)$.

Para calcular o índice de umidade, $\ln\left(\frac{\alpha}{\tan(\beta)}\right)$, foram utilizadas as ferramentas da extensão TAUDEM. Antes de iniciar os cálculos, o DEM SRTM foi recortado para uma área aproximada da bacia de estudo, de forma a reduzir o esforço computacional da análise. Em seguida foram executados os procedimentos para determinação dos limites da bacia, que é feita pela ferramenta *Watershed and stream reach*, e requer como dados de entrada os resultados gerados pelas ferramentas do TAUDEM: *Pit remove*, *D8-Flow direction*, *D8-Flow accumulation*, desenvolvido por (Martz and Garbrecht 1998) e *Stream threshold*.

A partir dos dados do *D8-Flow direction* e *D8-Flow accumulation* a ferramenta *Stream threshold* definiu a provável localização da rede de drenagem. Para tanto foi necessário definir um limiar de existência de drenagem (*threshold*) onde é definido o valor limite de pixels contribuintes. Os pixels que recebem a contribuição de pixels a montante e estão acima desse valor são definidos como integrantes da rede de drenagem. As informações de área contribuinte, rede de drenagem gerados anteriormente e shapefile contendo o exutório da bacia foram os dados utilizados para definir os limites da bacia (Figura 4.11).

Com os resultados dos cálculos dos limites de bacia e rede de drenagem prontos, procedeu-se o cálculo do Índice de Umidade. Esse índice foi calculado a partir das ferramentas *D-∞ flow direction*, *D-∞ contribution area* conforme as etapas descritas na Figura 4.12. O raster com a distribuição espacial do Índice de Umidade é apresentado na Figura 4.13.

Importante salientar que a extensão TAUDEM desenvolve os cálculos de área contribuinte (α) em metros e os valores da declividade ($\tan \beta$) em radianos e requer, para uma correta execução dos cálculos, que a declividade não seja igual a zero. Assim, os valores de declividade calculados pelo TAUDEM iguais a zero foram modificados para 0,0001, de forma a evitar erros no cálculo do índice (utilização de 0 no denominador), conforme Qiu (2009).

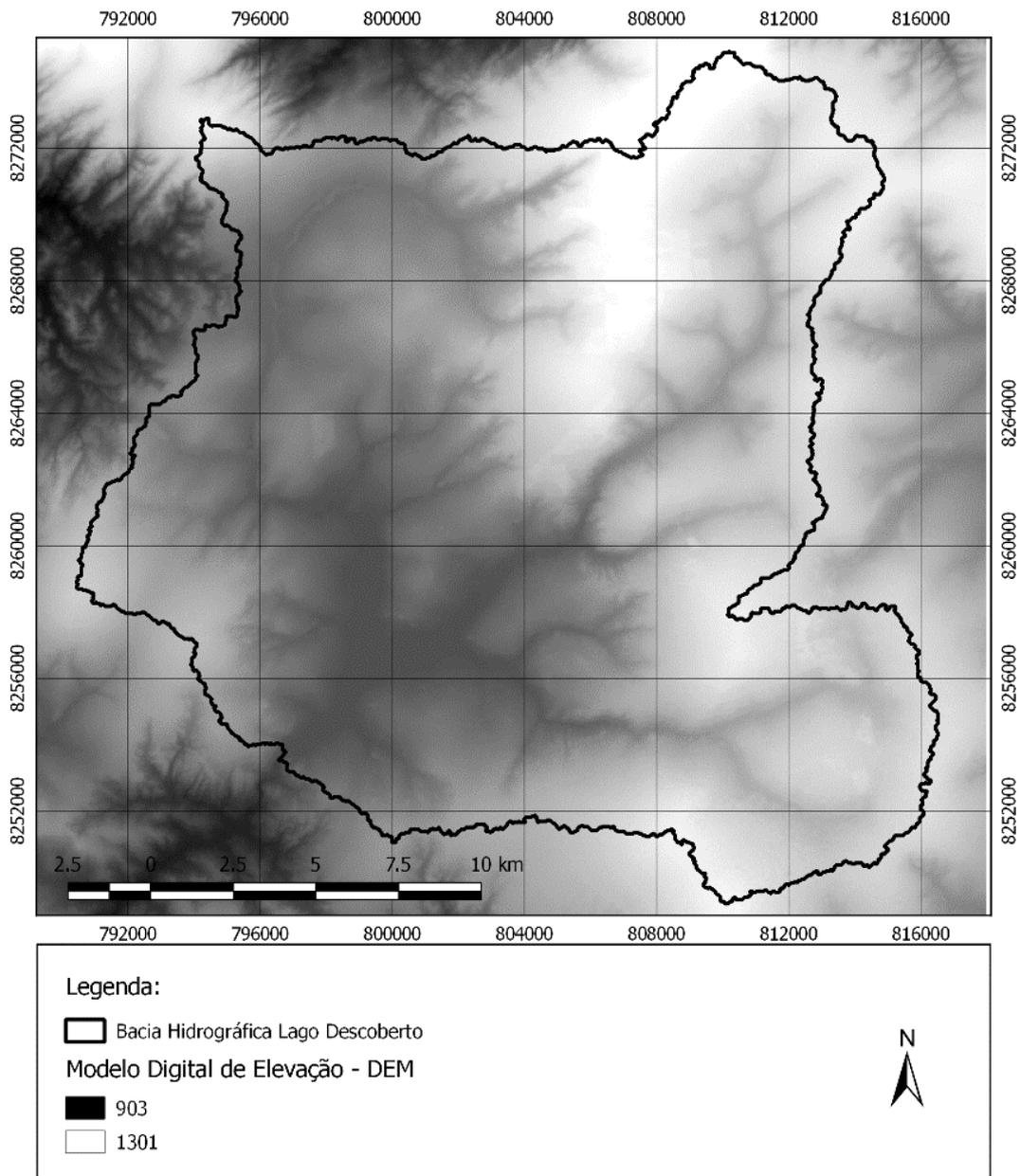


Figura 4.11 – Modelo digital de elevação de terreno recortado e os limites da bacia de acordo com o procedimento da extensão TAUDem.

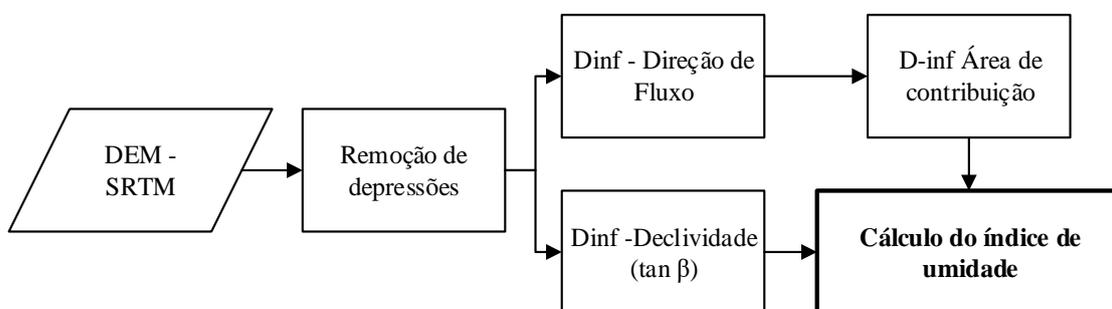


Figura 4.12 – Etapas para cálculo da primeira parte do índice topográfico

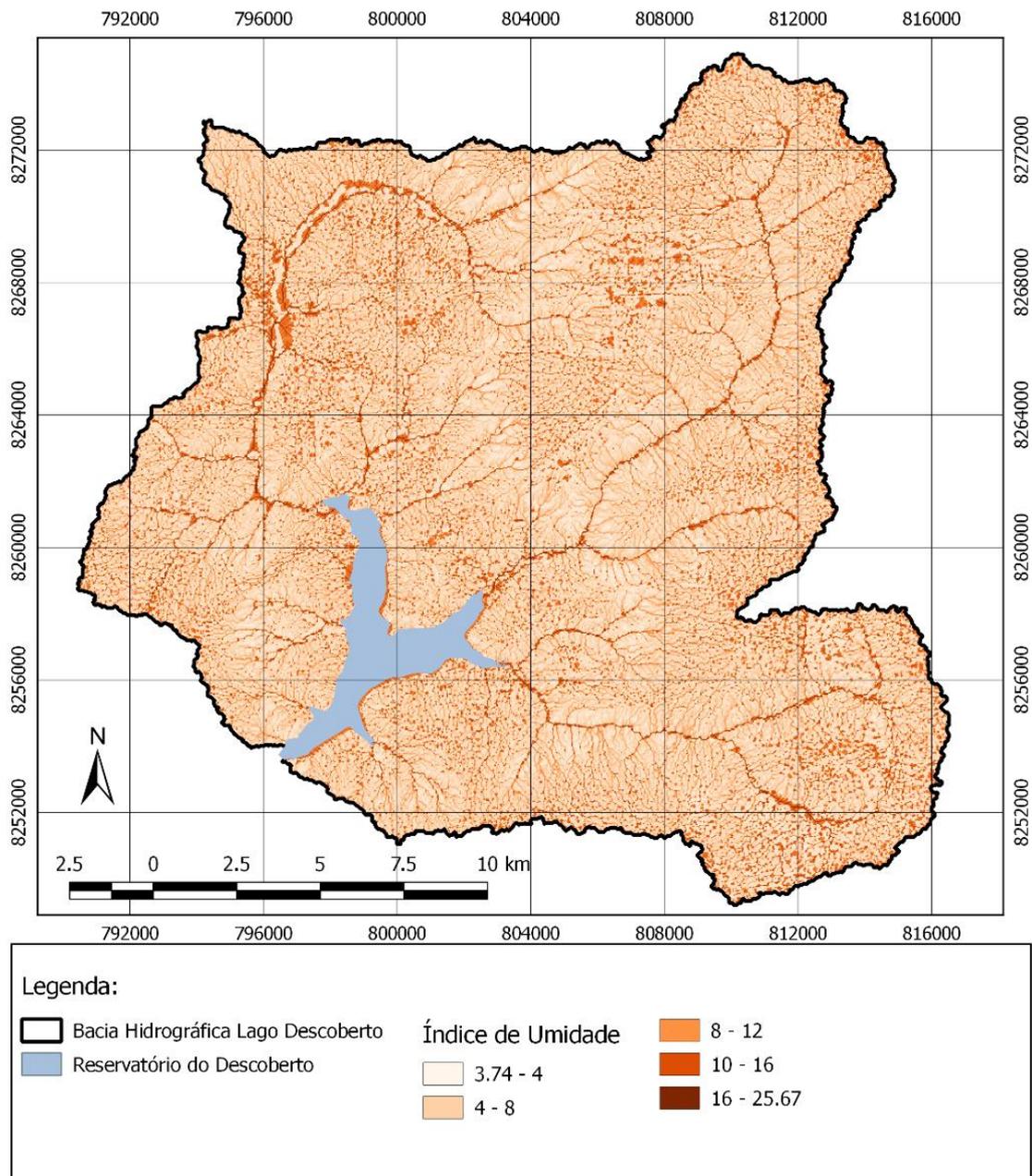


Figura 4.13 – Distribuição espacial do índice de umidade

A segunda parte do índice topográfico ($\ln(K_s D)$), convencionado como índice de armazenamento de água no solo, foi calculado a partir dos dados de transmissividade do solo, que é o produto da condutividade hidráulica saturada do solo pela profundidade da camada.

As informações de profundidade da camada de solo e a condutividade hidráulica do solo foram baseadas em Lima *et al.* (2013), que detalham informações sobre K_s e D para o bioma cerrado. Tendo em vista que valores constantes nesse artigo estão subdivididos em condutividade hidráulica por níveis de profundidade de solo, um valor de ks para toda a

camada do solo foi calculado para diferentes condutividades em diferentes profundidades. Assim, o valor de k_s pode ser calculado a partir da equação 6 (Freeze, e Cherry, 1979 *apud* Qiu, 2009):

$$K_s = \frac{D}{\sum_1^n \left(\frac{D_i}{k_i}\right)} \quad (6)$$

Onde D é a profundidade total do solo, D_i é a profundidade da camada i e k_i é a condutividade da camada i.

Os valores resultantes encontram-se na Tabela 4.6 e foram inseridas na tabela de atributos do plano de informação Solo, para cada tipo de solo existente na bacia. Assim, um arquivo shapefile foi criado com os valores de profundidade do solo e de condutividade hidráulica do solo inseridos na tabela de atributos.

Devido a ausência de informações na literatura sobre K_s e D para o solo do tipo Nitossolo em área de cerrado, foram utilizados valores de K_s e D idênticos ao do solo Latossolo Vermelho, haja vista ser esse solo o mais comumente encontrado na bacia e o Nitossolo não representar mais que 0,2% da área total da bacia.

Tabela 4.6 – Valores de Condutividade Hidráulica Saturada e Profundidade do solo

Tipo de solo	D (m)	ks (m/dia)	Ks,D
Latossolo Vermelho	3,50	42,91	150,20
Latossolo Vermelho-Amarelo	3,50	65,21	228,24
Latossolo Amarelo	3,50	56,47	197,65
Neossolo Quartzarênico	3,50	26,10	91,36
Cambissolo	1,00	79,75	79,75
Gleissolo	1,00	118,67	118,67
Plintossolo	1,00	132,91	132,91
Nitossolo	3,50	42,91	150,20

O produto $\ln(K_s * D)$ para cada solo foi calculado como um novo atributo do shapefile. Esse arquivo foi convertido em uma camada raster onde os números digitais do raster representavam os valores calculados de $\ln(K_s D)$. A camada raster convertida tinha a mesma resolução e distribuição da camada raster índice de umidade.

Para que o modelo pudesse identificar o escoamento superficial em áreas urbanas, a capacidade de armazenamento de água no solo foi alterada de forma a levar em consideração a proporção de área impermeável em cada célula do grid, análogo a proposta utilizada por

Martin-Mikle *et al.* (2015). Essa alteração modifica a proporção de profundidade do solo, reduzindo assim a capacidade de armazenamento de água do solo, sendo possível levar em consideração o escoamento superficial gerado pelas áreas impermeáveis. O valor alterado de D é representado por D_{I_i} (profundidade do solo em áreas com diferentes índices de impermeabilidade):

$$D_{I_i} = D - (D \times I_i) \quad (7)$$

Onde D é a profundidade original do solo e I_i é o índice de impermeabilidade. Os valores de I_i foram definidos na etapa de classificação do uso e cobertura do solo para cada classe de uso e cobertura do solo, representando qualitativamente a tendência de impermeabilização de cada cobertura de solo.

Assim, o Índice de capacidade de armazenamento de água do solo modificado ficou desta forma:

$$\ln(K_s D_{I_i}) \quad (8)$$

O cálculo do índice topográfico foi finalizado a partir da subtração do índice de umidade, $\ln\left(\frac{\alpha}{\tan(\beta)}\right)$ pelo índice de capacidade de armazenamento de água no solo, conforme equação nove:

$$IT = \ln\frac{\alpha}{\tan(\beta)} - \ln(K_s D_{I_i}) \quad (9)$$

Após o cálculo, os valores de IT negativos foram arredondados para 0, de forma a se evitar valores negativos no índice. Os resultados negativos foram obtidos somente naquelas áreas onde o Índice de Umidade era menor que o Índice de capacidade de armazenamento no solo. A camada raster resultante do cálculo do IT foi então reclassificada para números inteiros, de forma a facilitar na análise estatística do índice de umidade

O resultado gerado na etapa 2 é o principal componente do método proposto, pois acumula informações de topografia (áreas contribuintes a montante e declividade), solos (condutividade hidráulica e profundidade do solo), impermeabilidade do solo (índice de impermeabilidade utilizado na alteração da profundidade do solo). Na Figura 4.14 pode ser observada a distribuição do IT na Bacia do Alto Descoberto.

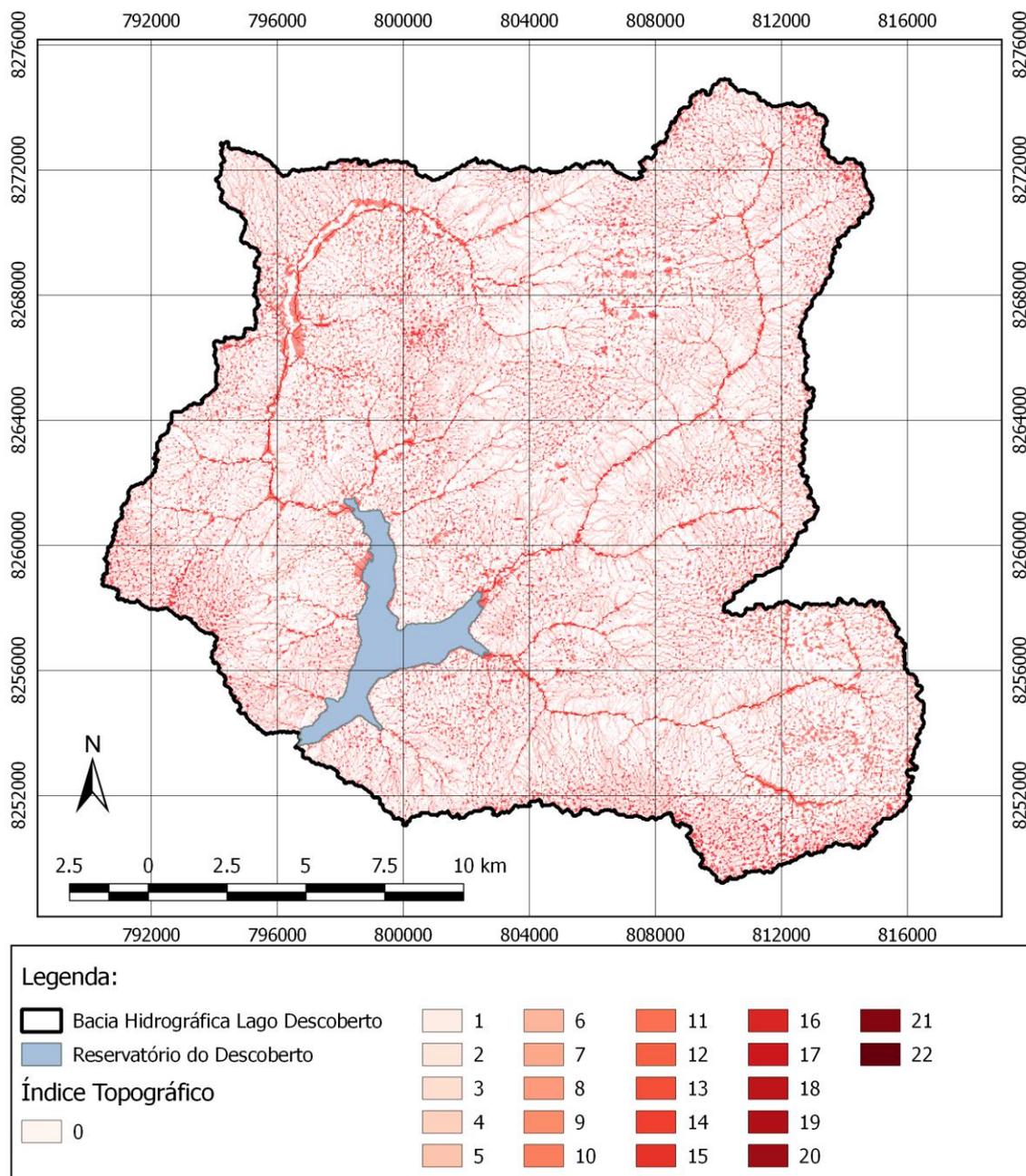


Figura 4.14 – Mapa de Distribuição do Índice topográfico da Bacia do Alto Descoberto índice topográfico.

4.2.3 - 3ª etapa – Determinação das áreas hidrologicamente sensíveis – AHS e áreas críticas de afluência - ACAs

4.2.3.1 - Áreas Hidrologicamente sensíveis - AHS

Conforme explicitado no item 3.4, as AHS são áreas de uma bacia hidrográfica com maior probabilidade de geração de escoamento superficial. Essas áreas mais prováveis de geração

de escoamento são identificadas como AHS a partir de um limiar de sensibilidade (Walter et al. 2000).

Segundo metodologia proposta por Agnew *et al.* (2006), as AHS podem ser definidas a partir da obtenção do índice topográfico das áreas da bacia e posterior definição de um valor de índice topográfico como limiar de sensibilidade. Por esse método, todos os pixels do raster índice topográfico que estiverem acima desse limiar de sensibilidade são considerados AHS.

Para a determinação do limiar de sensibilidade utilizou-se o mesmo padrão estabelecido por Qiu (2009) e Martin-Mikle *et al.* (2015), nos quais consideram que a definição de AHS dependem do objetivo do estudo e da quantidade de área que se pretende manejar como AHS. Esses autores consideraram que a forma mais prática de se definir as AHS é definindo o limiar de sensibilidade de forma arbitrária, de acordo com a utilização que se pretende fazer com as AHS.

Assim, neste trabalho o limiar de sensibilidade foi escolhido arbitrariamente, de forma a auxiliar na delimitação de áreas a serem consideradas prioritárias para a implantação de medidas sustentáveis de manejo das águas pluviais. Para tanto, foram verificados a quantidade de área identificado como AHS para valores de limiar variando entre 5 e 11. Nessa verificação observou-se que o estabelecimento de limiar com valor muito baixo, como o IT igual a cinco, levava a definição de amplas áreas de AHS, aumentando assim a quantidade de área a ser analisada na definição das áreas prioritárias. Quando se escolheu como limiar de sensibilidade um IT igual a onze, observou-se que as áreas que era definidas como AHS ficavam restritas somente à áreas no entorno de corpos hídricos, não sendo, portanto, útil para identificação de áreas prioritárias para diversos tipos de medidas de manejo. Assim, após analisar os diversos valores possíveis de limiar de sensibilidade, definiu-se, arbitrariamente que o valor do limiar de sensibilidade deveria ser igual a 9 (nove), que representou 11,4% da bacia como AHS (Figura 4.15), sendo desconsiderada nesse cálculo a área ocupada pelo Lago Descoberto (11,25 km²). Esse valor foi selecionado a partir dessa análise de sensibilidade feita com diversos valores de IT, o que permite verificar uma melhor adequação das áreas a serem utilizadas no método de identificação de áreas prioritárias.

O valor do limiar igual a nove permite a identificação de um total de 11% de superfície da bacia (49,62 km²) com as seguintes características: são áreas com uma correlação entre maior

acumulação de fluxo e menor declividade, permitem trabalhar com uma quantidade de área viável para implantação de medidas não estruturais de manejo das águas pluviais, como faixas de proteção da vegetação. Além disso, possibilita identificar no mapa de índice topográfico áreas com provável ocorrência de planícies de inundação, localizadas próximas ao principal corpo hídrico da bacia, o Rio descoberto. Estas áreas são prováveis áreas de ocorrência de inundação devido sua declividade praticamente nula e alta concentração de fluxo proveniente de montante. O mapa de distribuição das AHS pode ser verificado na figura 4.17.

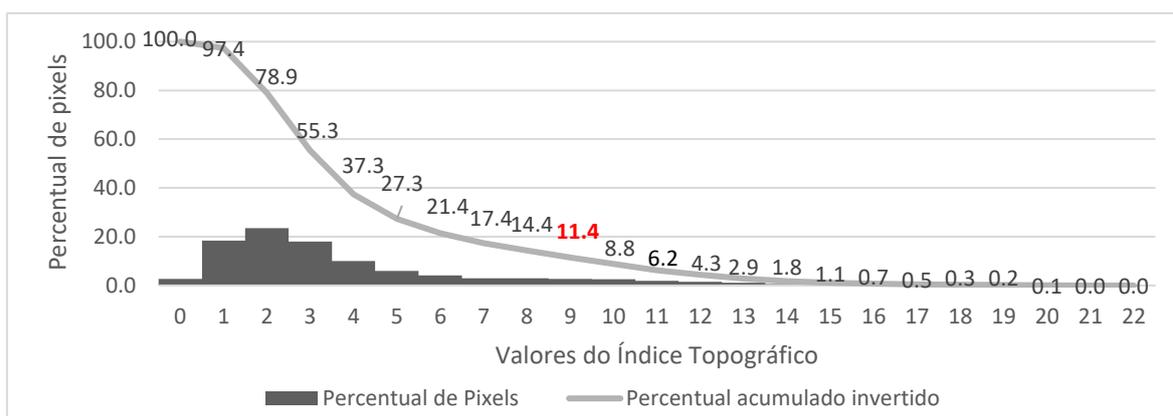


Figura 4.15 - Distribuição do Índice Topográfico na Bacia Hidrográfica

4.2.3.2 - Determinação de áreas críticas de afluência - ACAs

As áreas críticas de afluência são áreas da bacia propensas a geração de escoamento superficial em áreas com potencial geração de poluentes. Para determinação das ACAs verificou-se quais dessas AHS estão localizadas em áreas com potencial geração de poluentes.

Na primeira etapa do método, as áreas da bacia classificadas como áreas com estruturas urbanas, áreas agrícolas e áreas com solo exposto foram identificadas como áreas com potencial geração de poluentes. Assim, as AHS sobrepostas a essas áreas com potencial geração de poluentes foram classificadas como ACAs.

4.2.4 - 4ª etapa – Identificação das áreas prioritárias para medidas de manejo

Nas etapas anteriores foram obtidas informações que permitiram identificar, por meio do um índice topográfico modificado, as áreas da bacia mais propícias à geração de escoamento superficial. Após a definição de um limiar de sensibilidade, essas áreas foram identificadas como AHS e ACA, áreas definidas nesta metodologia como áreas que devem ser

consideradas relevantes no manejo das águas pluviais, haja vista que o estabelecimento de medidas de controle nessas áreas pode contribuir para a redução dos impactos provenientes do uso antrópico do solo e da impermeabilização do solo.

A quarta e última etapa desse método se dedica a identificar quais as AHS e ACAs da Bacia são passíveis de implantação de medidas de manejo e qual seria o tipo de medida mais indicada para essas áreas, identificando assim as áreas prioritárias para implantação das medidas de manejo das águas pluviais.

A análise de quais medidas são mais adequadas às AHS e ACAs foi desenvolvida de forma similar ao trabalho de Martin-Mikle *et al.* (2015), que analisou as AHS e as respectivas características de uso e ocupação do local e as classificaram de acordo com as medidas LID mais adequadas para a área.

Para o desenvolvimento desta etapa foram selecionadas as medidas de manejo utilizadas por Martin-Mikle *et al.* (2015). No entanto, conforme identificado por Joksimovic e Alam (2014), a medida do tipo telhado verde foi removida devido ao seu alto custo de implantação, quando comparado ao volume de escoamento superficial reduzido pela medida. Dessa forma, as medidas estruturais e não estruturais utilizadas no desenvolvimento do trabalho foram: faixas de proteção da vegetação ripária, bacias de detenção, bacias de retenção, valas vegetadas, trincheiras de infiltração, células de biorretenção, pavimento poroso e coleta de água de chuva do telhado.

Essas medidas de manejo das águas pluviais foram agrupadas em quatro categorias chamadas de escalas de atuação, conforme classificação criada por (Martin-Mikle *et al.* 2015): Escala de drenagem natural, de bacia de contribuição, intermediária e local. As escalas de atuação e as respectivas medidas de manejo de águas pluviais são apresentadas na Tabela 4.7.

Para cada categoria de medidas de manejo de águas pluviais foi desenvolvido um modelo de classificação de forma a identificar quais AHS e ACAs são mais adequadas a cada grupo de medidas. Cada categoria e seu respectivo modelo de classificação das AHS e ACA são descritos a seguir.

Tabela 4.7 – Classificação das Medidas de manejo das águas pluviais por sua escala de atuação, conforme Martin-Mikle *et al.* (2015)

Escala de atuação	Medidas com potencial de aplicação
1 ^a - Drenagem natural	Faixas de proteção de mata ripária
2 ^a - sub-bacias de contribuição	Bacia de detenção
	Bacia de retenção
3 ^a - Intermediária	Jardins de chuva (célula de biorretenção)
	Trincheiras de infiltração
	Valas vegetadas
	Medidas de conservação do solo em áreas agrícolas
4 ^a - Local	Coleta de água de chuva de telhados
	Pavimento Poroso

4.2.4.1 - Identificação das áreas prioritárias na escala da drenagem natural

As faixas de proteção de mata ripária, medida da primeira categoria, tem seu funcionamento relacionado a escala da drenagem natural. É uma medida de manejo que não requer investimentos em infraestrutura, mas sim em proteção das matas ripárias e recuperação de áreas próximas à drenagem ou que já tiveram este tipo de mata. Essa medida está vinculada às áreas próximas aos talwegues e corpos hídricos, atuando na proteção das áreas com as maiores probabilidades de saturação do solo, reduzindo o carreamento dos poluentes gerados à montante para os corpos hídricos.

Para classificação das AHS e ACAs adequadas a essa escala, foram selecionadas todas as AHS e ACAS presentes em uma faixa de proteção de 100 metros da rede de drenagem. A rede de drenagem utilizada foi elaborada pela ferramenta *Stream Definition By Threshold* da extensão TAUDEM (Tarborton 2015). Foi utilizado um limite (*threshold*) igual a 300, o qual gerou redes de drenagem maiores que os corpos hídricos naturais visualizados em imagens de satélite de alta resolução.

O próximo passo foi remover do *buffer* de 100 metros as AHS e ACAS localizadas em áreas com existência de vias e estruturas impermeáveis, consideradas áreas inadequadas à implantação das medidas. A camada de vias foi extraída do *Open street map*, e as áreas de estruturas urbanas foram extraídas do mapa de uso e cobertura do solo. As camadas utilizadas para seleção das AHS e ACAs prioritárias para implantação de *buffer* podem ser visualizadas na Figura 4.16

As AHS e ACAS selecionadas nesse modelo compõem as áreas prioritárias para implantação de medidas com escala de atuação próximo a drenagem nas quais devem ser utilizadas para estabelecimento de faixas de proteção da mata ripária (buffer).

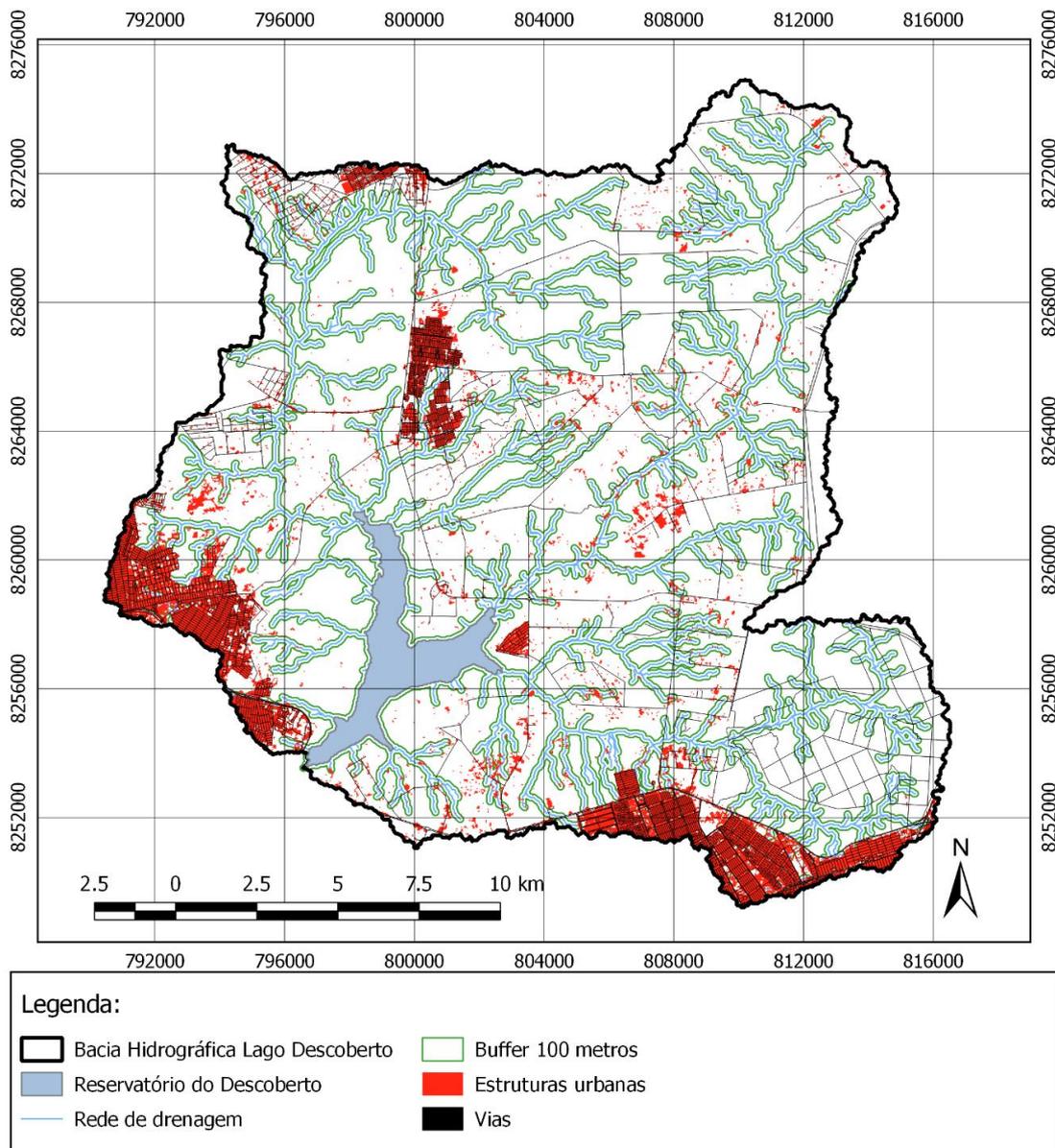


Figura 4.16 – Mapa de feições utilizadas para identificação das AHS e ACAs prioritárias para estabelecimento das medidas da escala próxima à drenagem.

4.2.4.2 - Identificação das áreas prioritárias para medidas nas escalas de sub-bacias de contribuição e intermediárias

Para identificação dos locais mais adequados para medidas nas escalas de bacia (i.e. bacias de detenção e retenção e medidas de conservação do solo em áreas rurais) e intermediária (i.e., jardins de chuva, valas vegetadas e trincheiras de infiltração) foram selecionadas as

ACAS e AHS que não estavam sobrepostas a alguns tipos de uso e cobertura de solo inadequados às medidas. Assim, as ACAS e AHS da Bacia do Alto Descoberto sobrepostas às áreas classificadas como vegetação, estruturas urbanas e o buffer de 100 metros foram mascaradas da seleção. A feição de vias não foi utilizada por ser uma feição muito estreita, quando comparada ao tamanho do pixel das AHS, assim, áreas que contêm vias, mas que têm potencial de aplicação de medidas da escala em questão poderiam ser excluídas da seleção. As feições utilizadas como máscaras na seleção das áreas adequadas às escalas de bacia e intermediária podem ser visualizadas na Figura 4.17.

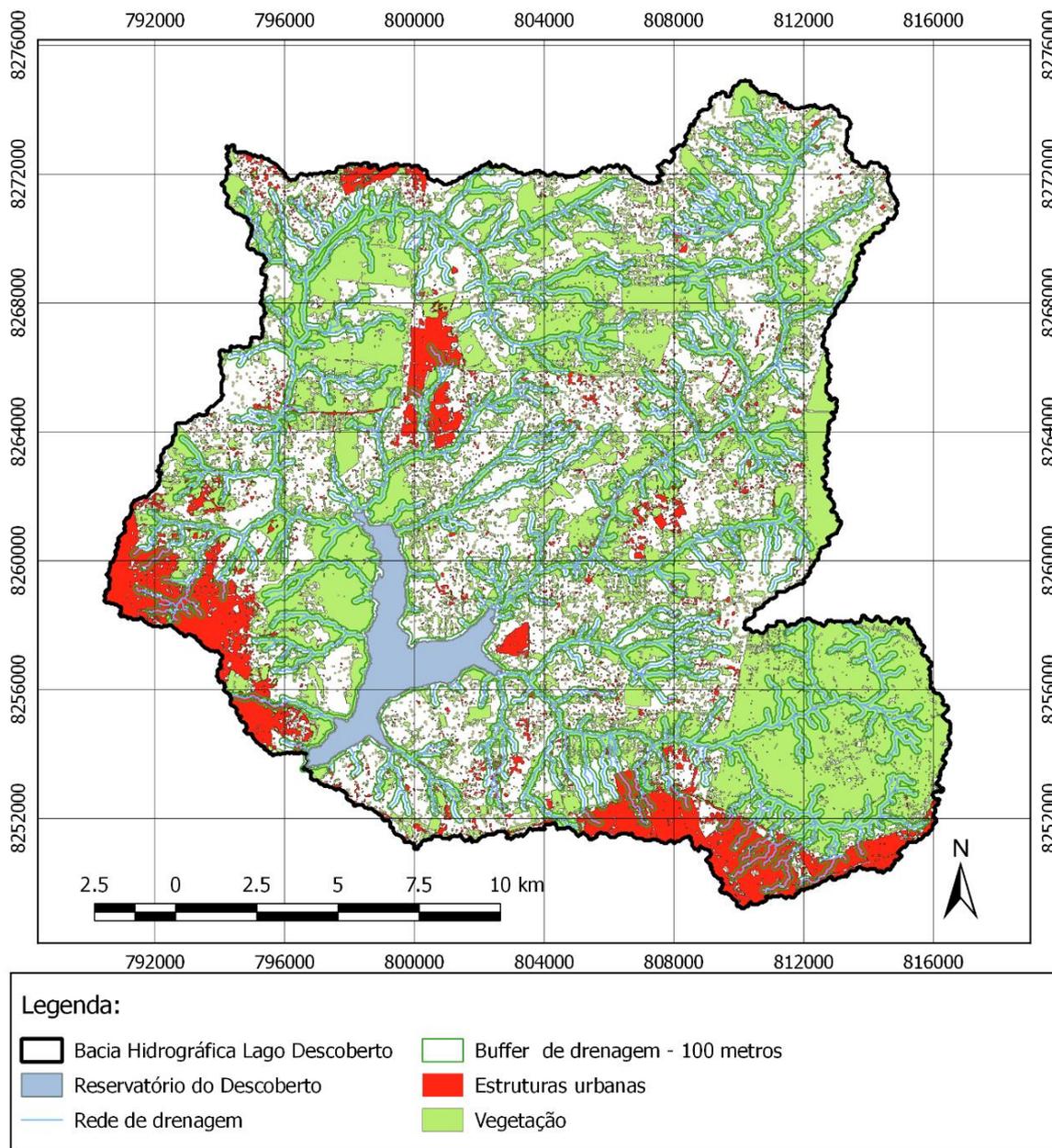


Figura 4.17 – Mapa de feições utilizadas para identificação das AHS e ACAs prioritárias para estabelecimento das medidas das escalas de bacia e intermediária.

Após essa filtragem, as ACAS e AHS que não sobrepujam as feições mascaradas foram subdivididas em dois grupos. As áreas com mais de cinco hectares de áreas contribuintes à montante foram identificadas como áreas adequadas para medidas na escala de bacia. Essas áreas são consideradas adequadas por serem áreas com disponibilidade de espaço para implantação de bacias, e por terem uma concentração de fluxo de escoamento grande o suficiente para que seja considerado o uso de bacias de detenção e retenção no controle do volume gerado por elas.

As áreas com menos de cinco hectares foram identificadas como áreas prioritárias para medidas da escala intermediária. Essas áreas são adequadas às medidas do tipo trincheira de infiltração, vala vegetada e jardins de chuva por serem locais com área disponível para implantação dessas medidas, bem como são áreas onde o volume de escoamento superficial está disperso e ainda não alcançou níveis de concentração do seu volume que necessite de dispositivos de drenagem que suportam grandes volumes, como é o caso das bacias de detenção e retenção.

4.2.4.3 - Identificação das áreas prioritárias para medidas em escala local

Para identificação das áreas adequadas às medidas em escala local (i.e., coleta de água de chuva e pavimento poroso) inicialmente foram identificadas as sub-bacias da Bacia do Alto Descoberto onde há ou haverá ocupação urbana. Para delimitação das sub-bacias utilizou-se o algoritmo *Stream Reach and watershed*, da extensão TauDEM (Tarborton 2015) no QGIS (QGIS Development Team 2015). As sub-bacias foram sobrepostas aos dados de densidade populacional do Censo 2010 (IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2010) e com a camada de parcelamentos futuros, os quais foram identificados no Google Earth a partir da constatação da abertura de vias em áreas ainda desocupadas. Aquelas sub-bacias sobrepostas às áreas com densidade superior a 500 habitantes por quilômetro quadrado e com as áreas de futuro parcelamento foram assim selecionadas (Figura 4.18).

Em seguida foram identificados os agrupamentos de ACAS e AHS que se sobrepõem as redes de drenagem classificadas como ordem 1 e 2 pelo algoritmo *Stream Definition By Threshold*, da extensão TauDEM (Tarborton 2015) e que se encontram inseridos nas sub-bacias com ocupação urbana. Estas áreas foram identificadas como as áreas prioritárias para implantação de medidas de manejo em escala local. Estas medidas devem ser implantadas

nas áreas impermeáveis das áreas de contribuição das ACAS e AHS presentes nas cabeceiras das drenagens.

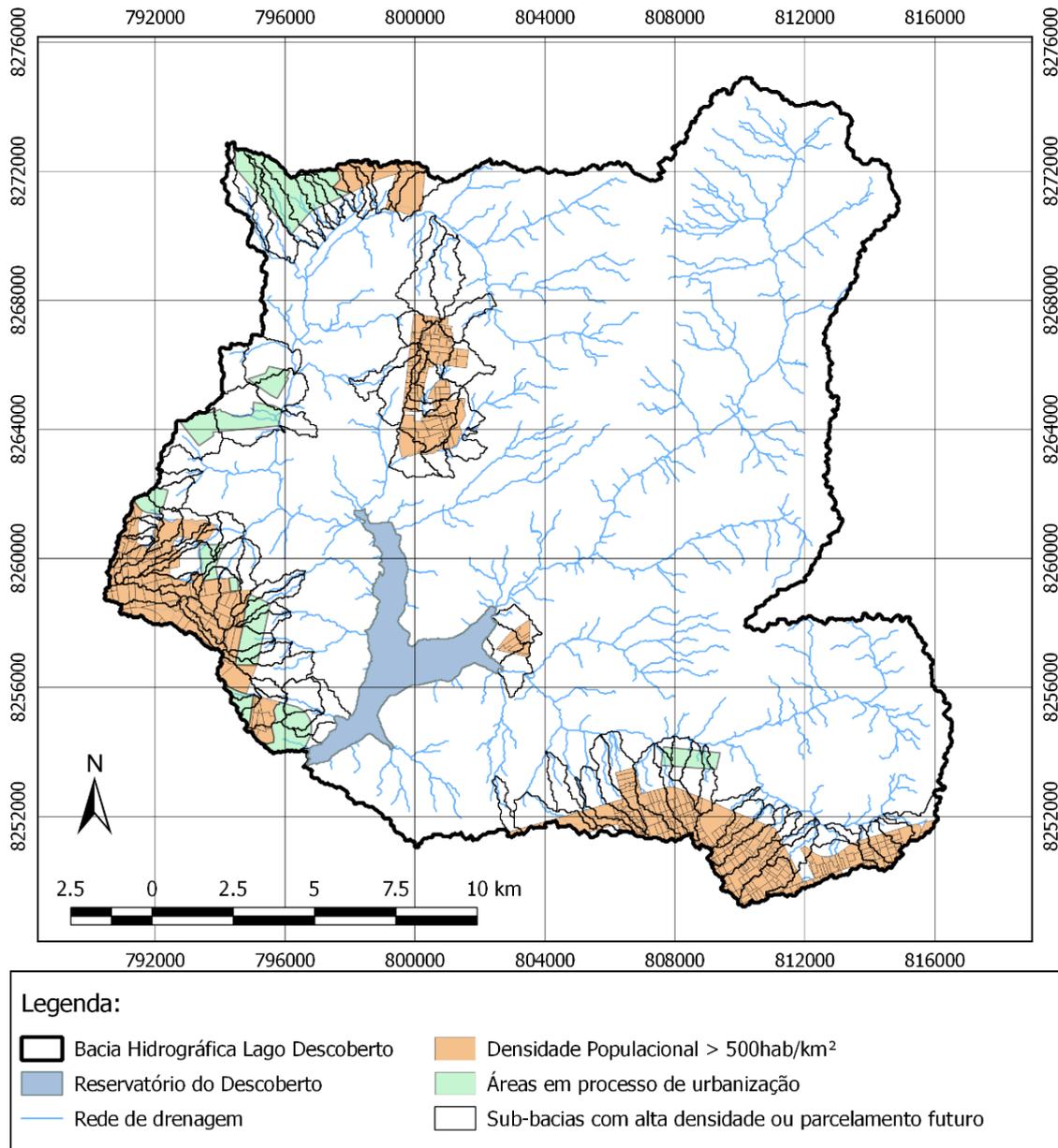


Figura 4.18 – Mapa de Identificação das sub-bacias com ocorrência de ocupação urbana

Dessas quatro categorias de medidas de manejo, as categorias de escala de atuação local, intermediária e de sub-bacia de contribuição tiveram os seus resultados apresentados para toda a área de estudo, no entanto, devido ao uso dessas medidas de manejo serem eminentemente urbano, os resultados dessas categorias de manejo foram apresentados recortados para as sub-bacias com algum tipo de uso urbano.

No próximo capítulo, são apresentados e discutidos os resultados encontrados, bem como são analisadas as vantagens e limitações do método proposto.

5 - RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 - CLASSIFICAÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

A primeira etapa do método resultou na classificação da imagem Landsat 8 em 5 classes de uso de solo. O mapa de uso e cobertura do solo resultante da classificação pode ser visualizado na figura 5.1. Conforme pode ser visualizado no mapa, bem como na Tabela 5.1, a Bacia do Alto Descoberto teve sua superfície de solo classificada principalmente como Vegetação (42%) e área agrícola (34%).

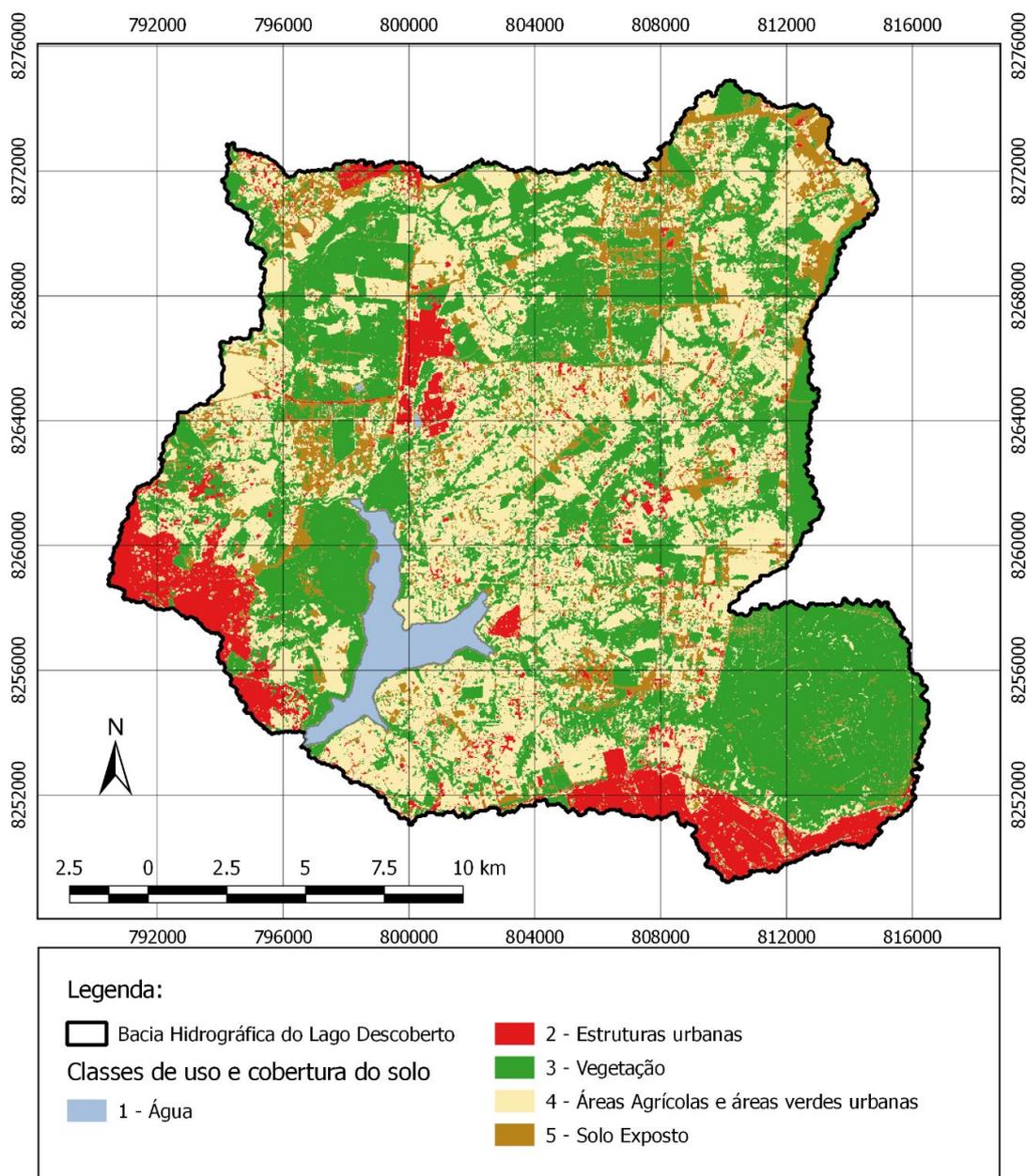


Figura 5.1 – Mapa das classes de uso e ocupação do solo

Tabela 5.1 – Quantitativo de área por classe resultante da classificação do uso e ocupação do solo

Classe de uso e ocupação	Percentual(%)	Área (km ²)
Água	2,6	11,39
Estruturas Urbanas	9,49	41,61
Vegetação	42,30	185,49
Área Agrícola	34,69	152,12
Solo Exposto	10,92	47,91
Total:	100,00	438,53

Analisando-se os dados referentes à assinatura espectral das classes de uso e cobertura de solo utilizados, observa-se que as áreas de treinamento, escolhidas para proceder à classificação pelo método da máxima verossimilhança, tiveram sua assinatura espectral bem definidas, com exceção das feições de Solo Exposto e Vegetação tipo campo, que tiveram todas as suas bandas muito próximas umas das outras e Solo Exposto com Agrícola tipo Plantio, que também foram bem similares, com exceção da Banda 5. Tais similaridades podem ser observadas na Figura 5.2, que mostra a distribuição da refletância de todas as bandas espectrais de todas as micro classes utilizadas para compor as cinco classes principais.

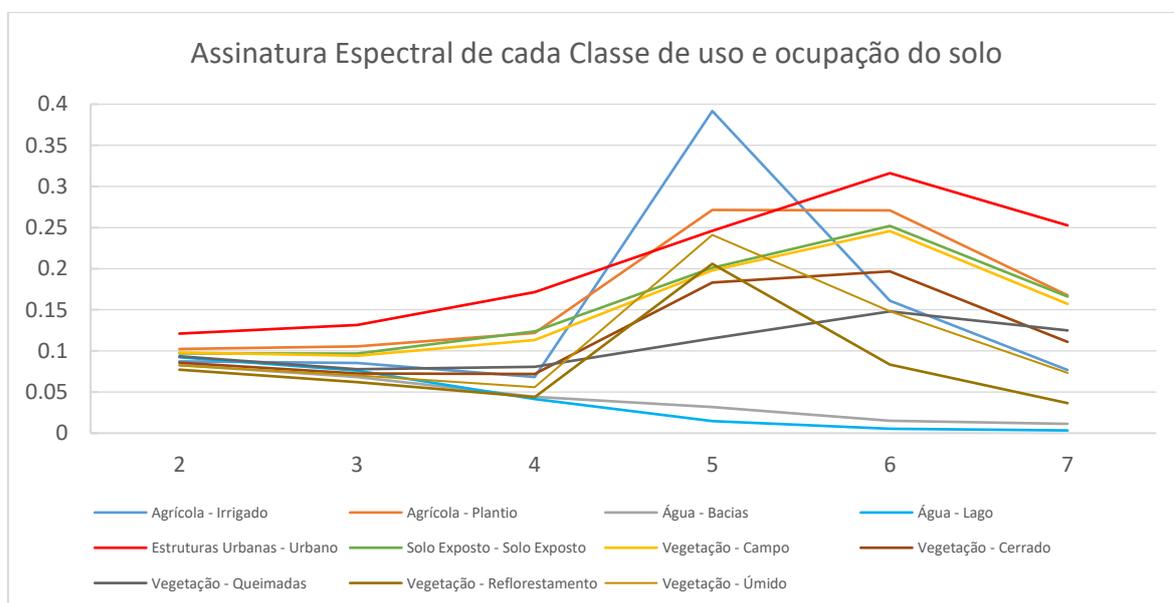


Figura 5.2 - Assinaturas espectrais de cada Classe e subclasse utilizada.

Para complementar a análise de comparação entre as assinaturas espectrais de cada micro classe verificou-se também quais os valores de distância espectral de *Jeffries-Matusita* (Richards and Jia 2006) e de similaridade de *Bray Curtis* (Bray and Curtis 1957) entre as

classes. Esses valores foram obtidos automaticamente por meio da extensão de classificação semiautomática de imagens de satélite elaborado por (Congedo 2013), e podem ser verificados na Tabela 5.2 e Tabela 5.3.

Tabela 5.2 – Distância de *Jeffries-Matusita*

Classes:	Classes:	Água		Estruturas Urbanas	Vegetação					Agrícola		Solo exposto
		Bacias	Água		Queimadas	Úmido	Campo	Cerrado	Reflorestamento	Agrícola - Plantio	Agrícola Irrigado	
Água	Bacias		2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00
Água	Água			2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00
Estruturas Urbanas					1.99	2.00	1.97	2.00	2.00	1.81	2.00	1.77
Vegetação	Queimadas					2.00	1.92	2.00	2.00	1.97	2.00	1.91
Vegetação	Úmido						1.97	1.89	1.93	1.78	2.00	1.96
Vegetação	Campo							1.88	2.00	1.67	2.00	1.42
Vegetação	Cerrado								2.00	1.96	2.00	1.93
Vegetação	Reflorestamento									1.99	2.00	2.00
Agrícola	Plantio										1.94	1.28
Agrícola	Irrigado											2.00
Solo exposto												

Tabela 5.3 - Similaridade de *Bray-Curtis* [%]

Classes:	Classes:	Água		Estruturas Urbanas	Vegetação					Agrícola		Solo exposto
		Bacias	Água		Queimadas	Úmido	Campo	Cerrado	Reflorestamento	Agrícola - Plantio	Agrícola Irrigado	
Água	Bacias		88.8	34.0	56.7	54.7	43.7	52.0	63.2	39.2	45.1	42.6
Água	Água			31.7	53.4	48.0	40.9	46.7	54.9	36.6	41.4	39.9
Estruturas Urbanas						68.1	70.3	84.5	73.6	58.2	89.0	68.7
Vegetação	Queimadas						83.2	82.7	88.8	72.8	76.2	75.9
Vegetação	Úmido							79.6	88.1	86.2	78.5	87.0
Vegetação	Campo								88.6	70.8	93.2	76.2
Vegetação	Cerrado									79.0	81.9	81.4
Vegetação	Reflorestamento										65.7	73.7
Agrícola	Plantio											78.6
Agrícola	Irrigado											94.6
Solo exposto												94.6

Conforme pode ser identificado nas Tabela 5.2 e 5.3, a classe de solo exposto se confundiu com as classes de vegetação - campo e agrícola - plantio. A classe agrícola - plantio também se confundiu com vegetação - campo. Essa similaridade entre as classes pode ser justificada pela característica da cobertura do solo, pois essas classes de uso se assemelham, haja vista que as áreas agrícolas após a colheita se apresentam com o solo desnudo e as áreas de vegetação - campo podem ser ralas o suficiente para que a refletância do solo seja perceptível pelo sensor, ocasionando uma mistura espectral intra-pixel.

Para a verificação da acurácia dos resultados foi elaborada uma matriz de erro da classificação (Tabela 5.4), de forma a verificar a acurácia da classificação desenvolvida e o índice Kappa (Tabela 5.5) que avalia a concordância entre a classificação do shapefile de treinamento e o resultado da classificação, conforme descrito por Congalton e Green (2009). A análise kappa é uma técnica utilizada para avaliar a concordância entre a verdade terrestre e o mapa temático, obtido a partir da interpretação visual de imagens (Moreira 2007).

Os resultados de acurácia (Tabela 5.5) provenientes da matriz de erro indicam que no geral todas as classes estão de acordo com a classificação desenvolvida no shapefile de treinamento, com exceção da classe de solo exposto, que teve um índice de kappa muito baixo, o que indica que a classe de solo exposto não está precisa, quando comparada à quantidade de pixels utilizados como referência na classificação.

Tabela 5.4- Matriz de erro da classificação desenvolvida

		Dados de Referência:					
		Água	Estruturas Urbanas	Vegetação	Agrícola e verdes urbanas	Solo Exposto	Total
Dados do mapa:	Água	11310	0	0	0	6	11316
	Estruturas Urbanas	0	13697	21	718	21	14457
	Vegetação	0	57	25595	4587	100	30339
	Agrícola e verdes urbanas	0	986	672	16003	13	17674
	Solo Exposto	42	489	399	3435	464	4829
	Total	11352	15229	26687	24743	604	78615

Tabela 5.5 – Análise de acurácia da classificação desenvolvida

Acurácia da classificação produzida	Acurácia (%)	Acurácia da classificação do usuário	Acurácia (%)	Kappa hat
Água	99,63	Água	99,95	0,999
Estruturas Urbanas	89,94	Estruturas Urbanas	94,74	0,935
Vegetação	95,91	Vegetação	84,36	0,763
Agrícola	64,68	Agrícola	90,55	0,862
Solo exposto	76,82	Solo exposto	9,61	0,089
Acurácia Geral [%] =		85,31323539		
Classificação Kappa hat (%) =		0,80189305		

O erro existente na classe de solo exposto pode estar relacionado a dois fatores: a baixa quantidade de pixels utilizada como referência para definição da assinatura espectral, e a

similaridade entre a assinatura espectral do solo exposto com as classes agrícola-plantio e vegetação-campo. Talvez o erro de precisão na classificação do solo exposto possa ser melhorado a partir do uso de imagens de satélite capturadas em estações chuvosas e também em épocas de plantio de grãos, o que implicaria na presença de maior quantidade de vegetação nas áreas definidas como vegetação-campo e agrícola-plantio, reduzindo assim a similaridade das assinaturas espectrais.

Ainda que exista uma baixa precisão na classe solo exposto, no geral a classificação desenvolvida teve seu índice kappa dentro de padrões de acurácia considerados satisfatórios, com o índice kappa de toda a classificação igual a 0,80.

Outra questão que deve ser levada em consideração nos resultados de classificação do uso e cobertura do solo é como essa informação é utilizada dentro da metodologia proposta neste trabalho. As classes de uso e cobertura foram utilizadas com dois propósitos: identificação de áreas com potencial geração de poluentes, e na definição de um índice de impermeabilidade do solo.

Na identificação do potencial de geração de poluentes, as áreas consideradas agrícolas, estruturas urbanas e solo exposto foram definidas como geradoras de poluentes. Quando se verifica a matriz de erro da classificação observa-se que muitas áreas de referência definidas como áreas agrícolas foram classificadas como vegetação, assim, algumas áreas com potencial geração de poluentes podem não ter sido classificadas como tal.

Outra classificação que ocorreu com baixa acurácia foi das áreas de referência definidas como agrícolas, as quais foram classificadas como solo exposto. Nessas áreas apesar da baixa acurácia, não ocorreu erro na classificação de áreas com potencial geração de poluentes, pois tanto a classe agrícola como a classe de solo exposto estão como áreas com potencial geração de poluentes.

O mapa de uso e ocupação do solo também foi utilizado para definição do índice de impermeabilidade para cada tipo de cobertura do solo, conforme definido na Tabela 4.5, do capítulo anterior, o índice de impermeabilidade das classes de uso e cobertura são: Água – 0, Vegetação – 0,10, agrícola e solo exposto – 0,50 e Estruturas urbanas – 0,85.

Comparando-se o índice de impermeabilidade e a acurácia da classificação percebe-se que áreas com erros de classificação, tais como as áreas agrícolas classificadas como vegetação,

podem ter recebido um índice menor do que lhes deveria ser aferido. Nessas áreas o índice que deveria valer 0,5 pode ter sido definido como 0,10, reduzindo o valor do índice topográfico em áreas que são agrícolas.

Mesmo com os erros identificados pela matriz de erro, os valores de acurácia da classificação executada demonstraram que a classificação de uso e cobertura do solo pode ser considerada válida, haja vista que o valor do índice kappa foi de 0,801, valor considerado excelente conforme descrito por Landis e Koch (1977) *apud* (Moreira 2007), os quais descreveram que a qualidade da classificação a partir do índice kappa calculado pode ser considerada ruim, razoável ou excelente, conforme Tabela 5.6.

Tabela 5.6 - Qualidade da classificação associada aos valores da estatística Kappa.

Valor de Kappa	Força da Concordância
< 0,00	Concordância pobre
0,00 - 0,20	Concordância leve
0,21-0,40	Concordância justa
0,21-0,60	Concordância moderada
0,21-0,80	Concordância Substancial
0,80-1,00	Concordância quase perfeita

Fonte: Adaptado de Landis e Koch (1977).

5.2 - ÁREAS HIDROLOGICAMENTE SENSÍVEIS E ÁREAS CRÍTICAS DE AFLUÊNCIA

Os 463.281 pixels de Índice Topográfico que representam a Bacia do Alto Descoberto (434,17 km²), tiveram o seu valor variando entre 0-22, com uma média de 4,13 e desvio padrão de 3,4 (Figura 5.3).

Os pixels da bacia sobrepostos ao Lago Descoberto tiveram seu IT reclassificado para zero, haja vista que, lagos geralmente são classificados com valores altos de IT, devido a sua declividade nula. Assim, dentro da metodologia proposta, o Lago Descoberto não representaria áreas adequadas para implantação de medidas de manejo, como já se esperava.

As áreas classificadas como AHS corresponderam as áreas da bacia com IT acima de 9, as quais somam um total de 52.951 pixels, o que corresponde a aproximadamente 14,2% da área da bacia, perfazendo um total 49,62 km² (Figura 5.4).

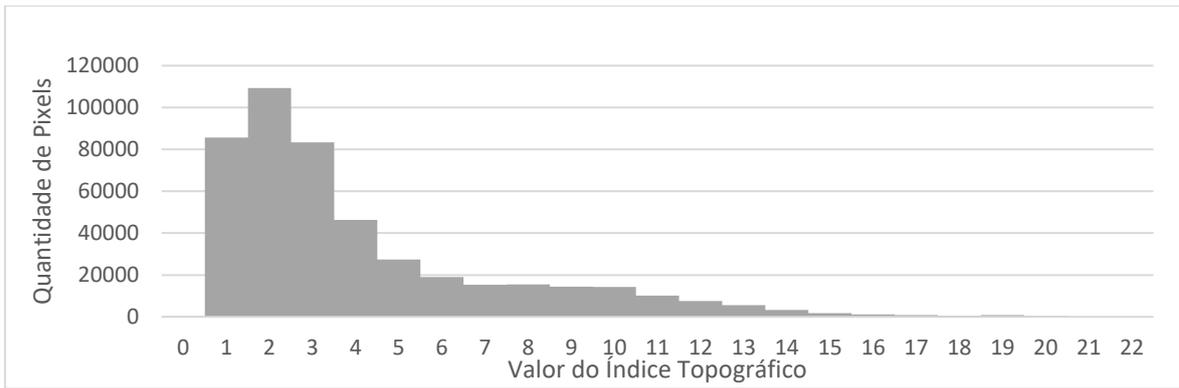


Figura 5.3 – Distribuição dos valores de índice topográfico na Bacia do Alto Descoberto. Valores acima de 11 foram considerados AHS.

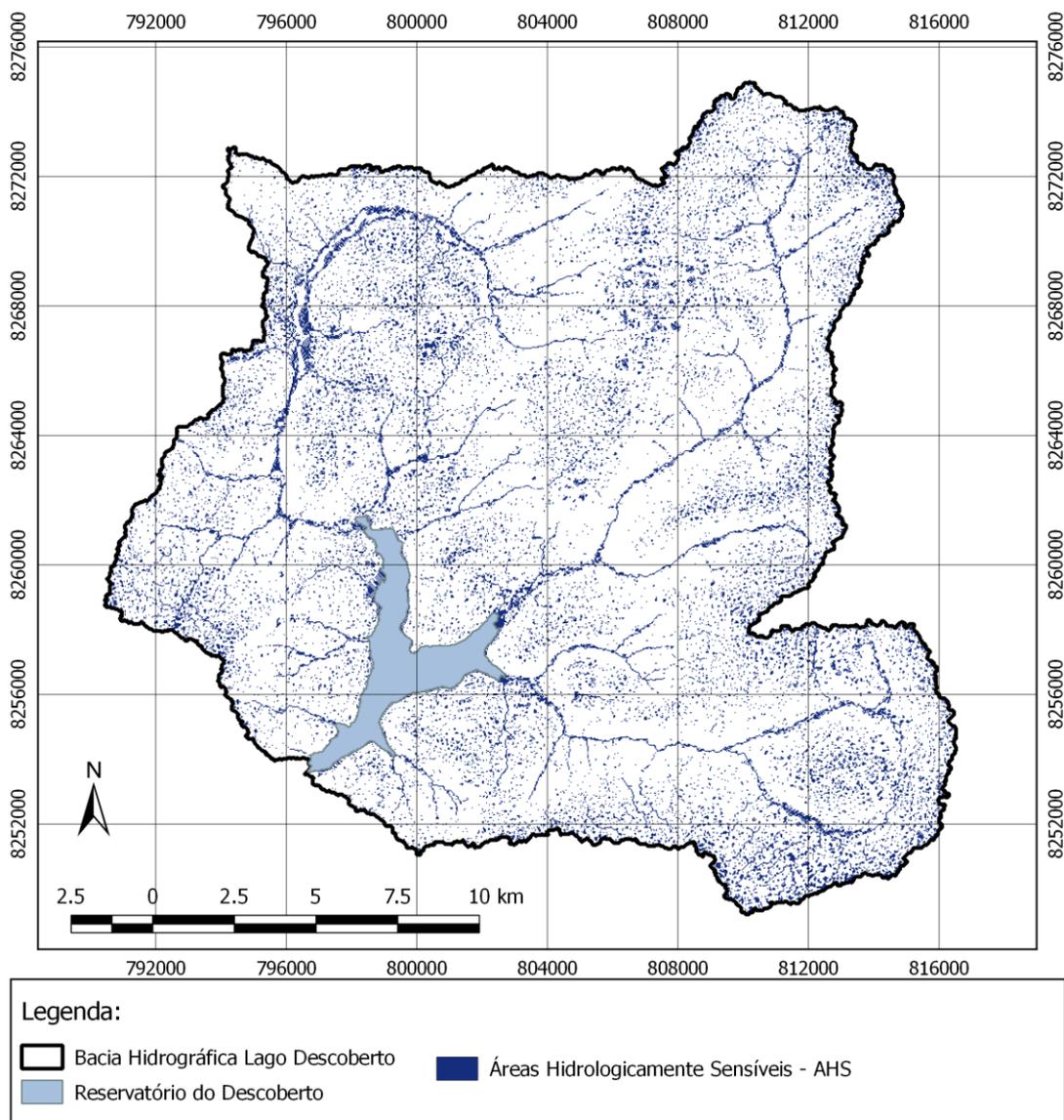


Figura 5.4 – Mapa das AHS existentes na Bacia do Alto Descoberto

A Tabela 5.7 mostra a quantidade de AHS por classe de uso e ocupação do solo, não sendo contabilizado neste cálculo a área ocupada pelo Lago do Descoberto (11,25 km²).

Tabela 5.7 –Quantidade de Áreas Hidrologicamente Sensíveis por classe de uso e cobertura do solo.

Classe	Quantidade de pixels	Porcentagem %	Área (km ²)
Estruturas urbanas	6.769	12,78	6,34
Áreas agrícolas	7.244	13,68	6,79
Solo Exposto	16.032	30,28	15,02
Vegetação	22.906	43,26	21,47
Total	52.951	100	49,62

Conforme estabelecido pela metodologia, as AHS sobrepostas as áreas classificadas como estruturas urbanas, agrícolas e solo exposto foram consideradas ACAs, por serem potenciais áreas fontes de poluição difusa. Assim, do total de 52.951 células de AHS, 30.045 células foram classificadas como ACAs, o que representa 28,16 km², ou seja, 56% do total de AHS e 6,4% da área total da Bacia do Alto Descoberto. A Figura 5.5 mostra a distribuição das ACAs em relação às AHS.

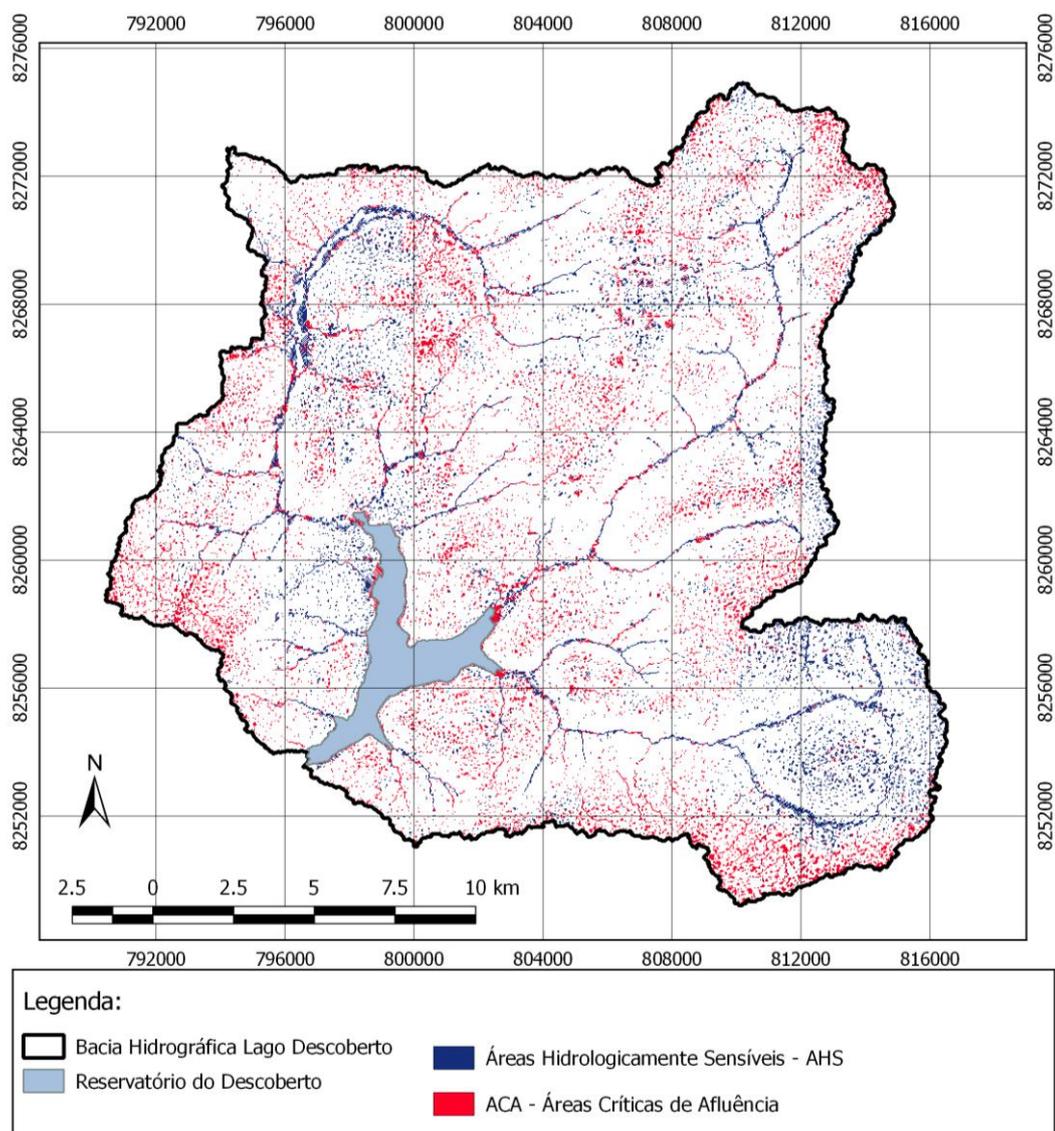


Figura 5.5 – Mapa das Áreas Hidrologicamente sensíveis e Áreas Críticas de Afluência.

As variáveis utilizadas no cálculo do índice topográfico (Equação 5) são: área específica contribuinte (α), declividade (β), condutividade hidráulica do solo (k_s), profundidade da camada do solo (D) e o índice de impermeabilidade (II). Nas áreas classificadas como AHS e ACAS essas variáveis tiveram seus valores variando de acordo com os resultados apresentados na Tabela 5.8.

Tabela 5.8 - Limites mínimos e máximos das variáveis consideradas no cálculo das AHS e ACAs

Variável	Amplitude de valores nas AHS (min – máx)		Amplitude de valores nas ACA (min – máx)	
Declividade (%)	0	17	0	17
Área específica contribuinte (m ² /m)	30,61	3,7x10 ⁶	30,61	4,3x10 ⁴
Condutividade hidráulica do solo (m/dia)	26,1	132,91	26,1	132,91
Produtividade da camada do solo (m)	1	3,5	1	3,5
Índice de Impermeabilização	0,1	0,85	0,5	0,85

Ao analisar as áreas identificadas como AHS, verificou-se que as áreas de maior altitude da Bacia tinham a seguinte característica: baixa de declividade, por estarem em uma área de chapada, e pouca área contribuinte a montante, haja vista serem áreas de cabeceira de bacia. Devido à declividade praticamente nula ocorrida nesses locais, muitas áreas de cabeceira tiveram o valor de IT acima do limiar de sensibilidade. Como consequência, muitas áreas presentes no início da bacia foram consideradas como AHS pelo método, ainda que não tenham características as áreas próprias dessas áreas, quais sejam, áreas com declividade baixa e grande concentração de fluxo superficial em locais próximos aos corpos hídricos, em áreas com ocorrência de AVA.

Para explicar essa questão é necessário voltar aos fundamentos das AHS. O método de classificação de AHS, utilizando-se o índice topográfico foi proposto por Agnew *et al.* (2006), baseado nos trabalhos de Walter *et al.* (2000) e Beven e Kirkby (1979). De acordo com os autores do método, ele foi desenvolvido a partir do conceito de hidrologia de áreas variáveis de afluência as quais geralmente ocorrem em áreas de encostas com o solo raso, onde, em épocas chuvosas, o aquífero alcança o nível do solo, podendo as áreas de escoamento superficial variar de localização conforme o nível do lençol freático muda.

Este tipo de escoamento superficial, denominado de saturação, ou ‘Dunneano’, em referência ao autor que comprovou sua existência (Dunne 1978), pode ocorrer em qualquer

bacia hidrográfica, haja vista que o escoamento superficial pode ocorrer simultaneamente de diversas formas.

Assim, quando da preparação da metodologia proposta neste trabalho, considerou-se que na Bacia do Alto Descoberto o escoamento superficial *dunneano* era predominante, assim, o fenômeno de áreas variáveis de afluência ocorreria e, portanto, o método proposto por (Agnew et al. 2006) poderia ser aplicado.

No entanto, percebe-se que o método proposto por (Agnew et al. 2006) não pode ser replicado para bacias com áreas planas de cabeceira de bacia, pois nessas áreas o IT alto não pode ser totalmente relacionado à probabilidade de saturação do solo como demonstrado pelos autores no referido trabalho.

5.3 - ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA IMPLANTAÇÃO DE MEDIDAS DE MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS

A partir da classificação do uso do solo e da identificação das AHS e ACA, elaborou-se um procedimento para identificação de áreas prioritárias à implantação de medidas de manejo de águas pluviais. A partir desse procedimento as AHS foram classificadas de acordo com sua adequabilidade a certos tipos de medidas de manejo de águas pluviais.

Essa classificação foi desenvolvida a partir da classificação do uso e cobertura do solo, proximidade com a rede de drenagem e tamanho das áreas de contribuição para cada célula de AHS. A partir dessas características as AHS foram categorizadas em quatro categorias de escala de atuação das medidas de manejo.

Essas categorias se distribuem no território conforme ilustrado nas Figuras 5.6, 5.7 e 5.8. As medidas de manejo na Escala da Drenagem Natural estão detalhadas no mapa da figura 5.6. A figura 5.7 mostra o mapa de distribuição das áreas adequadas a implantação de medidas nas escalas de bacia e intermediária e a Figura 5.8 mostra o mapa de distribuição das áreas para as medidas locais.

A medida que atua na escala da drenagem é a única medida não estrutural, dentre as medidas utilizadas no trabalho, portanto, é a medida que tem menos necessidade de intervenção junto às AHS, devendo somente ser estabelecido um tipo de zoneamento para a sua proteção, análogo ao que ocorre com as áreas de preservação permanente - APP do Código Florestal,

que são um tipo de faixa de proteção vinculada a uma distância fixa para proteção dos rios. No caso das faixas de proteção que utilizam como referência as AHS, e não uma distância fixa como no caso das APP, as áreas que tivessem maior probabilidade de saturação do solo seriam protegidas, sendo mais efetiva na proteção e preservação da qualidade dos corpos hídricos, haja vista que locais com maior probabilidade de geração de escoamento superficial, e portanto, com maior risco de carreamento de poluentes difusos estariam vegetados e assim reduziriam o risco de lançamento de poluentes de fontes difusas nos corpos hídricos.

Muitas áreas agrícolas distantes das áreas urbanas foram identificadas como propícias à implantação de medidas na escala intermediária e de bacia (Figura 5.7). Nessas áreas, as medidas de manejo das águas pluviais do tipo bacias de detenção e retenção, valas vegetadas e trincheiras de infiltração poderiam ser substituídas ou mescladas com medidas de manejo e conservação do solo, como plantio direto, terraceamento e curvas de nível, haja vista que nessas áreas o uso agrícola com bom manejo do solo é o mais adequado para reduzir ou até mesmo eliminar a geração de escoamento superficial sem que isso impeça a atividade agrícola.

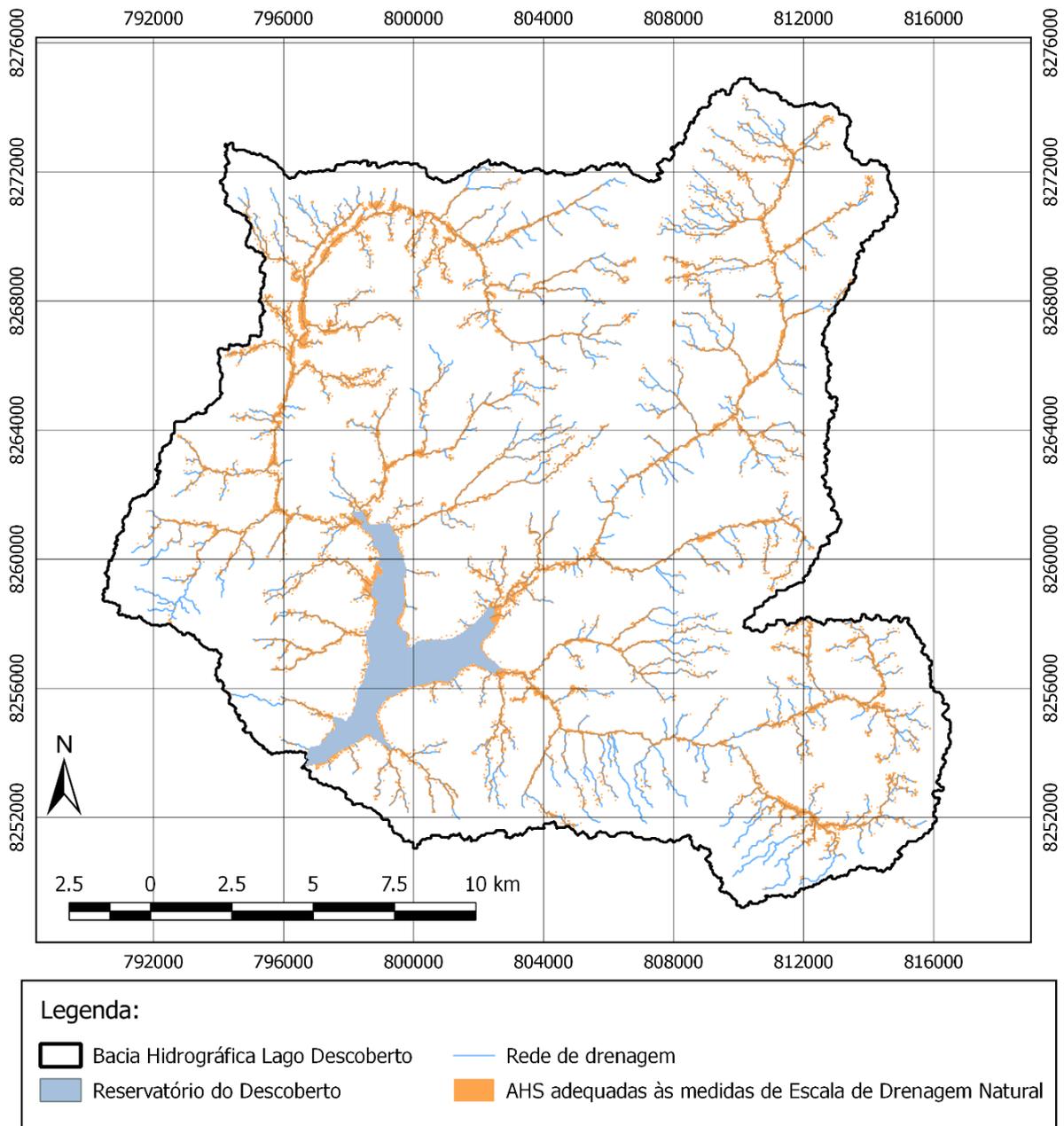


Figura 5.6 - Mapa de áreas adequadas à implantação de medidas na escalada Drenagem natural.

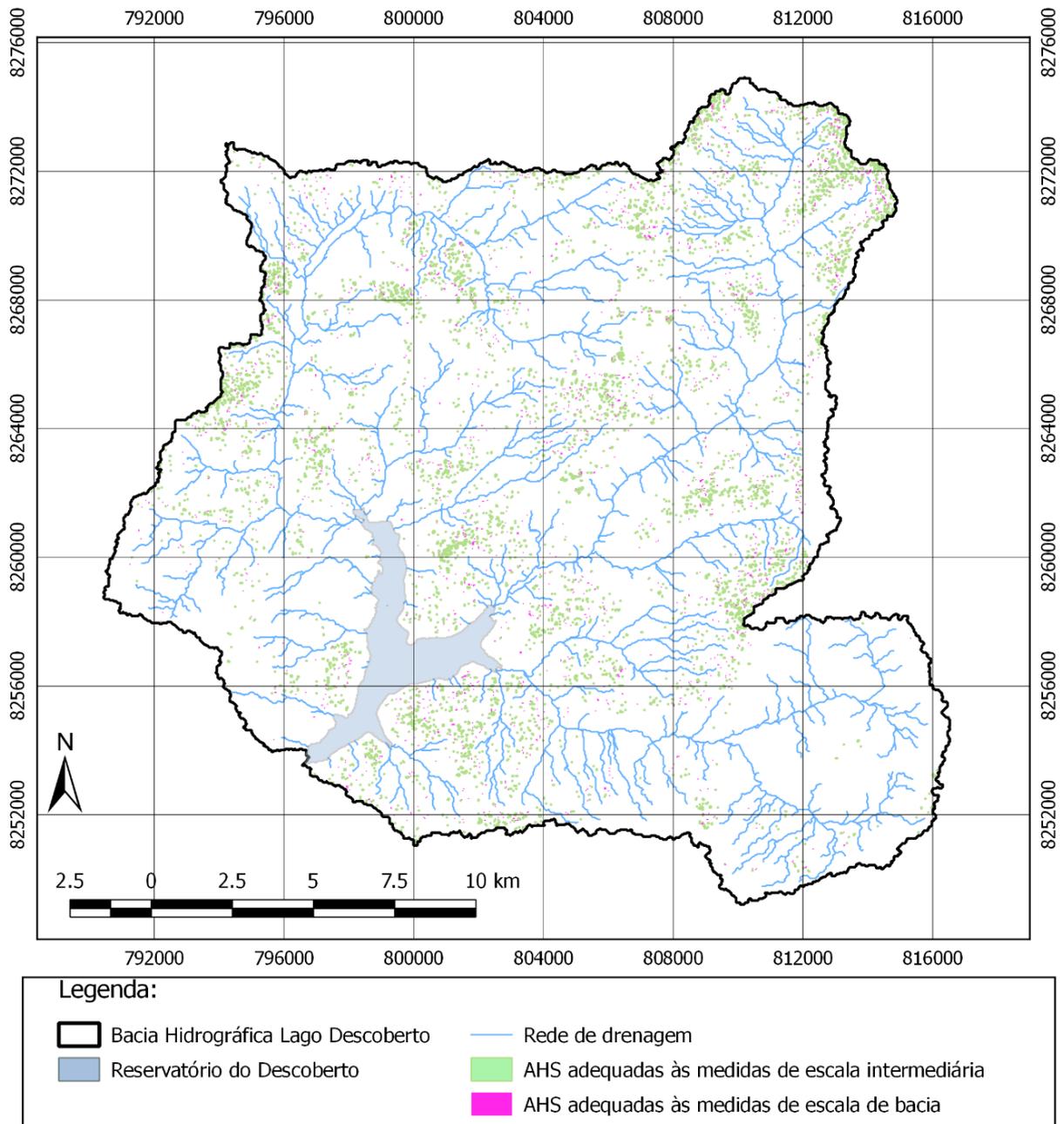


Figura 5.7 - Mapa de áreas adequadas à implantação de medidas em escala intermediária e de bacia.

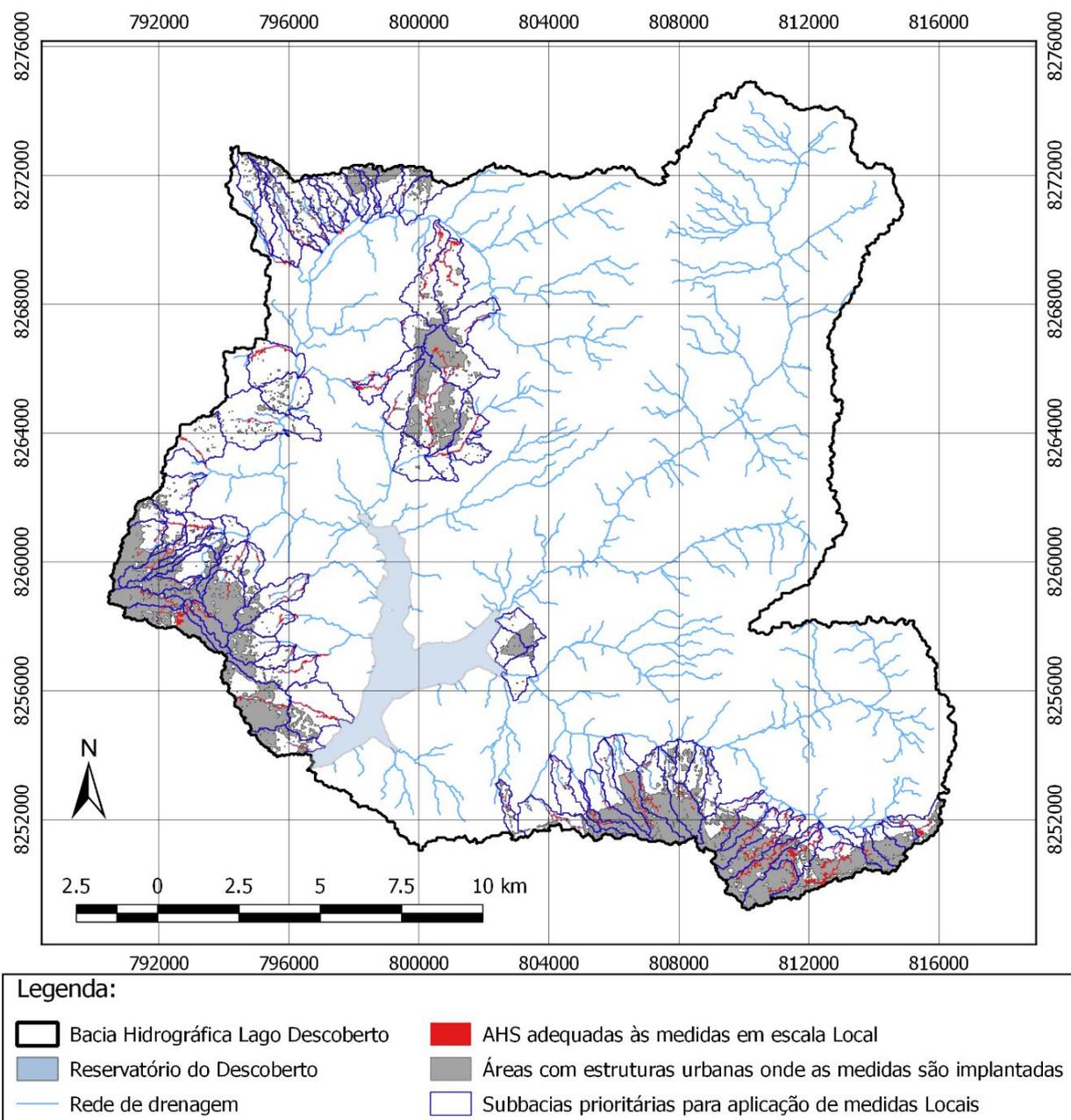


Figura 5.8 – Mapa de áreas adequadas à implantação de medidas em escala local.

A Tabela 5.9 detalha o quantitativo de AHS e ACA categorizadas por escala de atuação e o mapa presente na Figura 5.9 mostra a distribuição das áreas prioritárias de todas as quatro categorias de manejo.

A Escala de Drenagem foi a categoria com maior quantidade de área identificada como prioritárias para implantação das medidas de manejo, com uma área total de 19,4 km². Em seguida, mas com muito menos área, a Escala intermediária foi a categoria com a segunda maior quantidade de áreas adequadas para implantação das medidas dessa categoria, as

quais são implantadas em locais com áreas contribuintes a montante menores que cinco hectares e com espaço disponível para intervenção.

Tabela 5.9 – Somatória da quantidade de áreas identificadas como adequadas para cada categoria de escala, separadas em ACA e AHS.

Categorias das medidas	ACA		AHS (sem ACA)		Área total (ACA + AHS sem ACA)	
	(km ²)	(%)	(km ²)	(%)	(km ²)	(%)
Escala de Drenagem Natural	7,842	26,1%	11,645	38,8%	19,488	65,0%
Escala de sub-bacias de contribuição	2,638	8,8%	0	0,0%	2,638	8,8%
Escala Intermediária	6,293	21,0%	0	0,0%	6,293	21,0%
Escala Local	1,523	5,1%	0,062	0,2%	1,585	5,3%
Total Geral	18,296	61,0%	11,707	39,0%	30,003	100,0%

A Escala Local foi a categoria com a menor quantidade de área indicada como prioritária para implantação, 1,58 km², no entanto, a lógica de implantação de medidas para essa categoria é diferente das outras. As áreas identificadas como adequadas para a Escala local são as áreas que se beneficiam com as medidas de manejo que são implantadas nas áreas urbanas, em vias e edificações que contribuem com escoamento superficial para as AHS na escala local. Assim um pixel que foi identificado como na escala local tem suas medidas de manejo implantadas nas áreas contribuintes de escoamento das áreas indicadas como adequadas.

As AHS enquadradas em uma das categorias de manejo foram consideradas áreas prioritárias à implantação de medidas de manejo de águas pluviais e compuseram o mapa de áreas prioritárias para o manejo das águas pluviais, da Figura 5.10. O mapa mostra a distribuição de todas as AHS e ACAS que foram consideradas aptas a receberem medidas de manejo das águas pluviais nos quatro níveis de escala de manejo das águas pluviais. Essas áreas ocupam uma área total de 30km², o que representa 60,4% das AHS e 6,9% da área total da Bacia. Do total das áreas prioritárias, 18,1km² são ACAS, ou seja, são áreas propícias ao carreamento de poluentes pelo escoamento superficial.

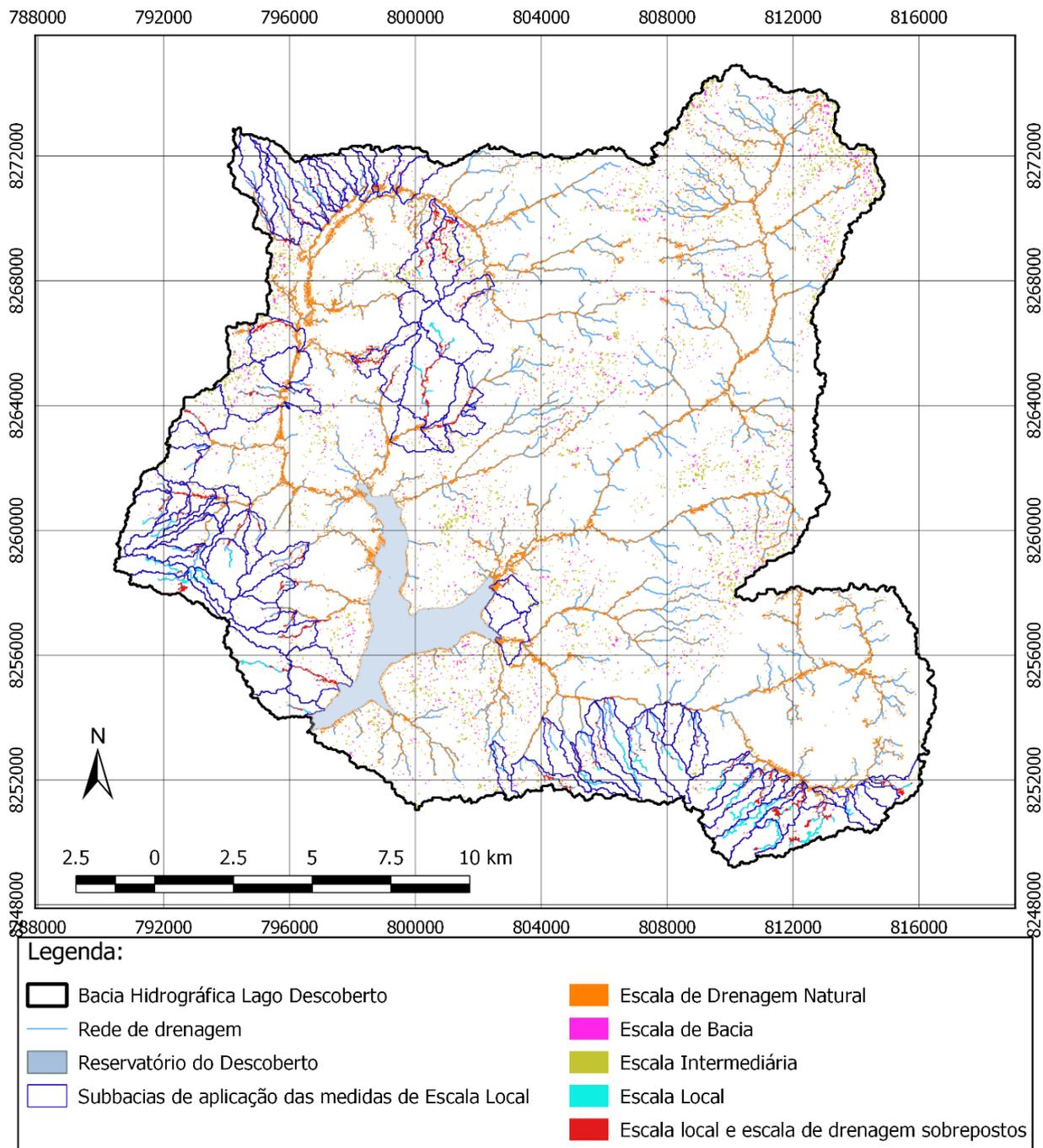


Figura 5.9 – Mapa de áreas prioritárias classificada de acordo com as categorias de atuação das medidas de manejo.

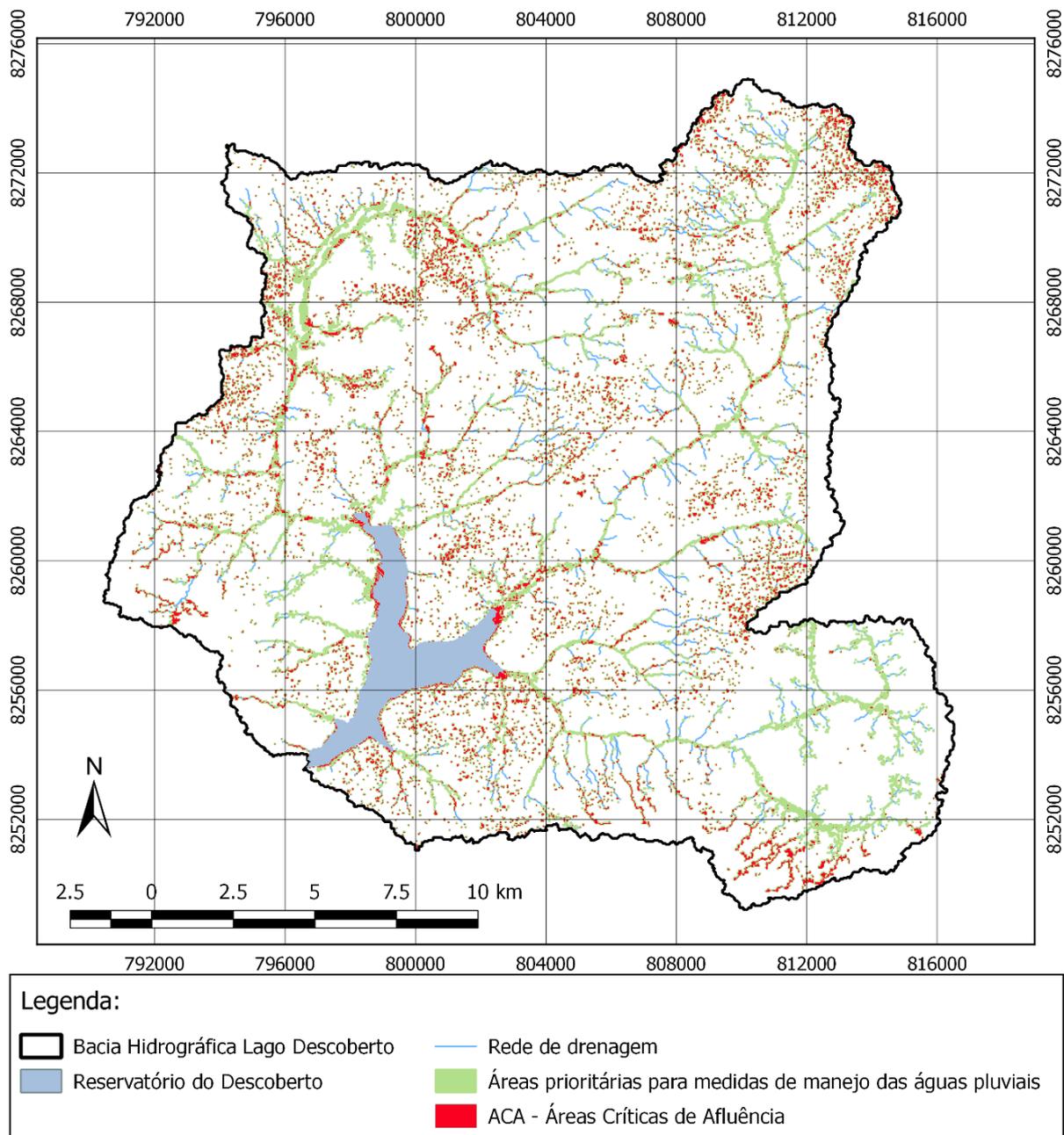


Figura 5.10 - Mapa das áreas prioritárias para implantação de medidas de manejo das águas pluviais, com destaque às ACAs existentes nessas áreas.

5.3.1 - Áreas prioritárias nas sub-bacias urbanas da área de estudo

Sabendo-se que as medidas de manejo de águas pluviais das categorias de escala de atuação local, intermediária e de sub-bacia de contribuição são medidas focadas no escoamento superficial gerado em áreas urbanas, foi executado um recorte das áreas prioritárias para que fosse gerado uma visualização dessas tão somente em sub-bacias de uso urbano.

Os mapas das figuras 5.11 e 5.12 detalham a distribuição das áreas prioritárias das sub-bacias com uso urbano na bacia do Alto Descoberto.

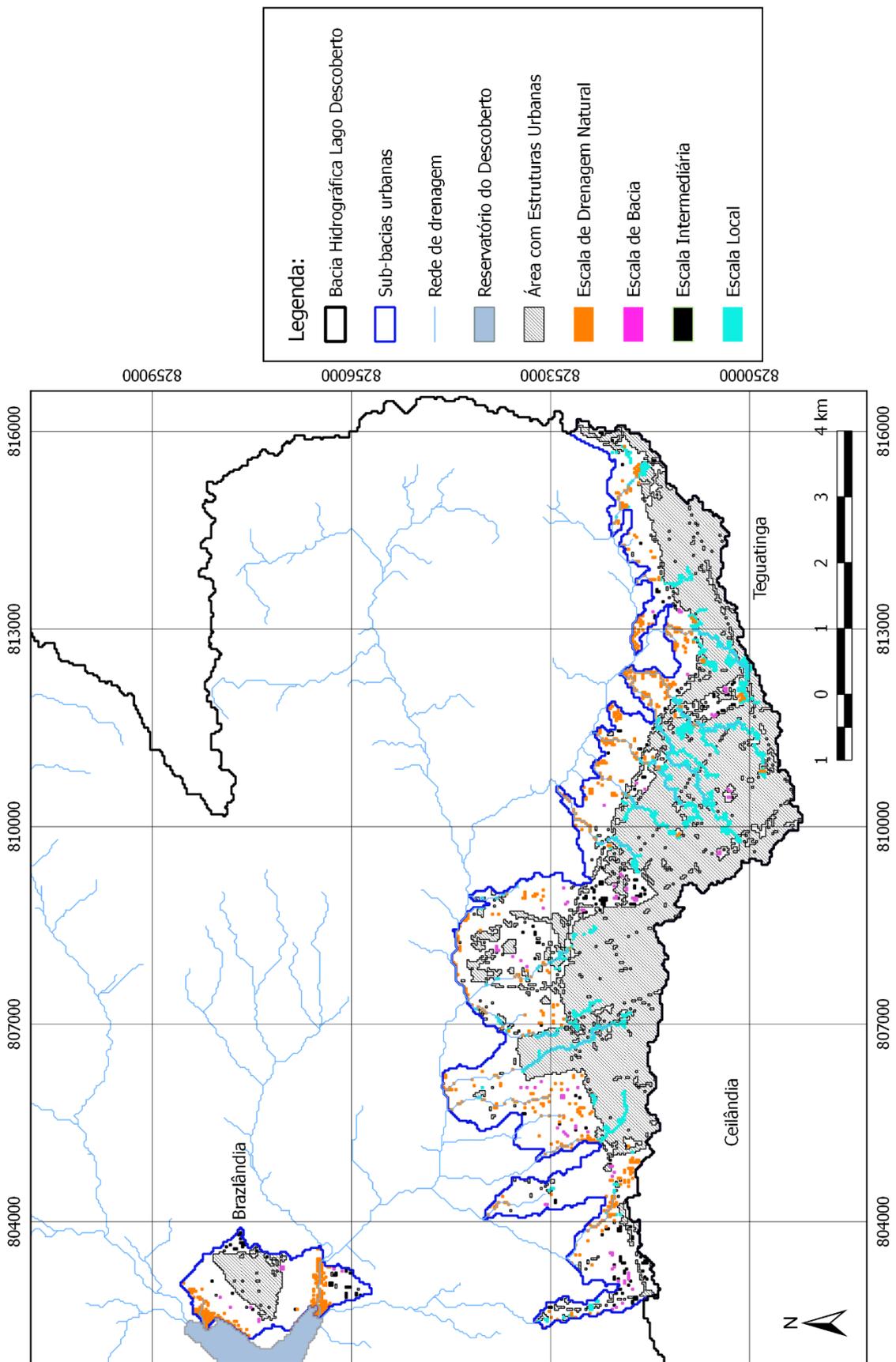


Figura 5.11 – Mapa de áreas prioritárias em sub-bacias urbanas classificada de acordo com as categorias de atuação das medidas de manejo. Parte 1 – Ceilândia, Taguatinga e parte de Brazlândia

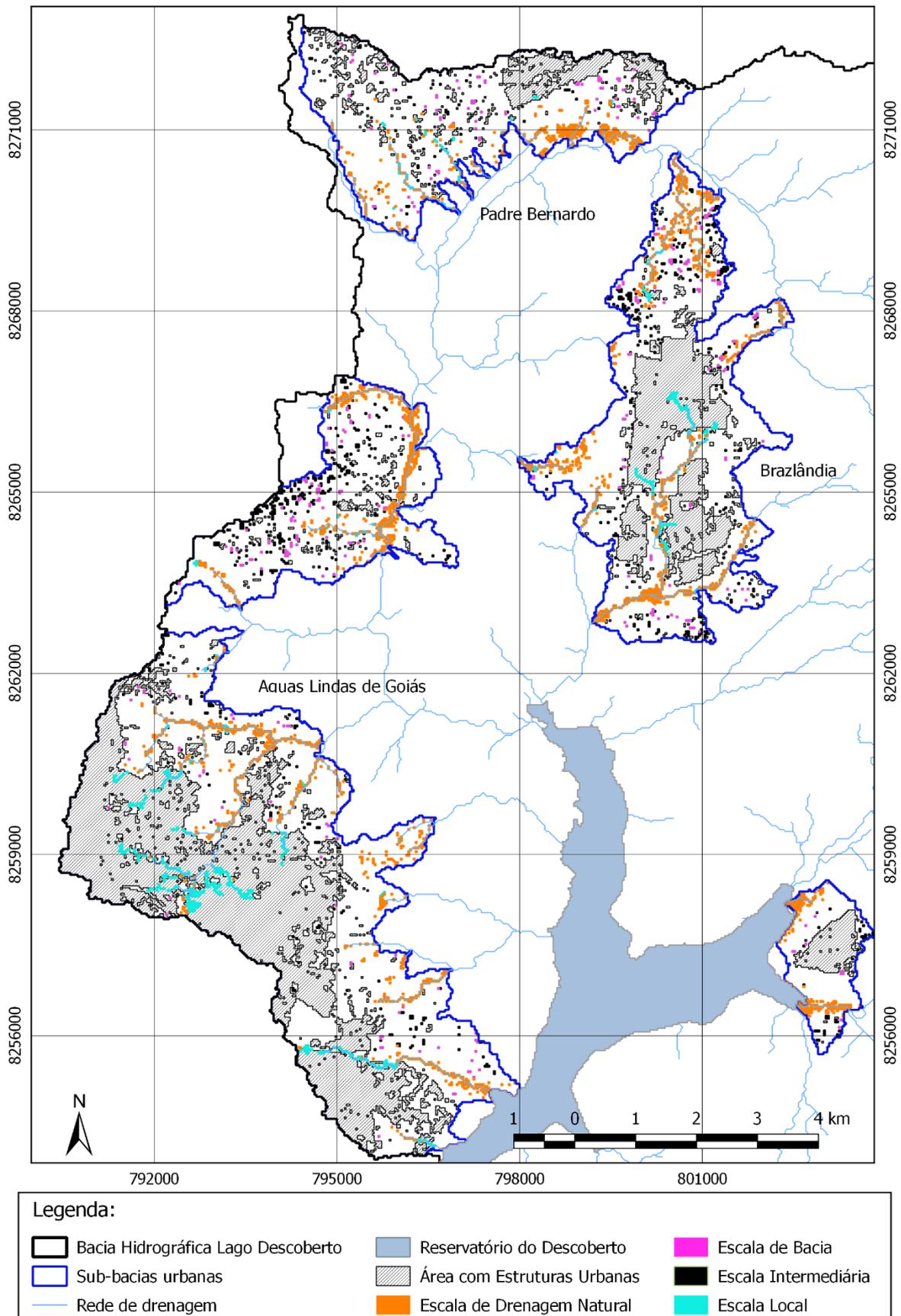


Figura 5.12 - Mapa de áreas prioritárias em sub-bacias urbanas classificada de acordo com as categorias de atuação das medidas de manejo. Parte 2 – Águas Lindas de Goiás, Padre Bernardo e Brazlândia

A Tabela 5.10 detalha o quantitativo de AHS e ACA categorizadas por escala de atuação nas sub-bacias com ocupação urbana. A Escala de Drenagem foi novamente a categoria com maior quantidade de área identificada como prioritárias para implantação das medidas de manejo, com uma área total de 3,66 km². A Escala local foi a categoria com a segunda maior quantidade de áreas adequadas para implantação das medidas dessa categoria (1,58km²). Nessa categoria de medida, a implantação ocorre nas áreas urbanas consolidadas, nas residências e vias esse tipo de categoria atua principalmente em áreas com potencial de produção de poluentes (ACAs).

A categoria de escala intermediária teve um total de 0,96 km² de áreas identificadas nas sub-bacias urbanas. As medidas de manejo dessa categoria atuam unicamente em áreas com potencial produção de poluentes, sendo identificada em áreas livres da urbanização, mas que recebem o escoamento superficial de áreas urbanizadas com menos de cinco hectares de área contribuinte, haja vista a restrição de recepção de volume existente nessas medidas.

Tabela 5.10 – Somatória da quantidade de áreas identificadas nas sub-bacias urbanas como adequadas para cada categoria de escala, separadas em ACA e AHS.

Categorias das medidas	ACA		AHS (sem ACA)		Área total (ACA + AHS sem ACA)	
	(km ²)	(%)	(km ²)	(%)	(km ²)	(%)
Escala de Drenagem Natural	1,737	26,196%	1,928	29,079%	3,665	55,275%
Escala de sub-bacia contribuinte	0,417	6,281%	0	0,000%	0,417	6,281%
Escala Intermediária	0,965	14,547%	0	0,000%	0,965	14,547%
Escala Local	1,523	22,968%	0,062	0,928%	1,585	23,896%
Total Geral	4,641	69,993%	1,990	30,007%	6,631	100,000%

A Escala de sub-bacia contribuinte foi a categoria com a menor quantidade de área indicada como prioritária para implantação, 0,41 km², identificando que há poucos espaços existentes em bacias urbana, principalmente naquelas já consolidadas, sendo necessário o uso de áreas mais a jusante das áreas urbanas para recepção das águas pluviais em medidas do tipo bacias de retenção e retenção, como comumente já ocorre nas cidades que utilizam este tipo de dispositivo.

5.4 - VERIFICAÇÃO DOS RESULTADOS

A verificação dos resultados deste trabalho foi desenvolvida a partir da análise da adequabilidade das áreas identificadas como prioritárias pela abordagem desenvolvida. A

verificação dessa adequabilidade foi procedida da seguinte forma: inicialmente foram escolhidas algumas sub-bacias de uso misto presentes na área de estudo. Nessas sub-bacias as áreas identificadas como prioritárias foram analisadas, verificando-se se as áreas são adequadas para a medida de manejo indicada. A avaliação das áreas foi executada utilizando-se fotografias aéreas do ano de 2015, com resolução espacial de 0,25 metros, adquiridas pela TERRACAP – Agência de Desenvolvimento do Distrito Federal e disponibilizadas pela CODEPLAN – Companhia de Planejamento do Distrito Federal por meio de um Geoserviço configurado no QGIS.

Para auxiliar na análise também foi utilizado imagens do *Google Street View*, de forma que, caso surgisse alguma dúvida, fosse possível verificar a área por meio de fotografia em nível do solo.

Na análise foi verificado se as áreas têm as características consideradas necessárias para serem consideradas adequadas às medidas de manejo. As características utilizadas para comparação são o tipo de uso do solo e a existência de evidências de concentração do escoamento superficial na área. As características utilizadas estão detalhadas na Tabela 5.11:

Tabela 5.11 – critérios utilizados para verificar as áreas identificadas no resultado

Categoria de Medidas	Características consideradas na avaliação
Escala de Drenagem Natural	<ul style="list-style-type: none"> • Existência de drenagem natural (talvegue), • área não ocupada por uso antrópico • área com possibilidade de continuidade; ligação entre as faixas de proteção
Escala de Bacia	<ul style="list-style-type: none"> • Existência de área livre para implantação das medidas • Localizado próximo a áreas que concentram escoamento superficial
Escala Intermediária	<ul style="list-style-type: none"> • Existência de área livre para implantação das medidas • Localizado próximo a áreas que concentram escoamento superficial
Escala Local	<ul style="list-style-type: none"> • Existência de residências e vias à montante da AHS identificada para esta categoria

As sub-bacias selecionadas para verificação dos resultados foram as sub-bacias de uso misto localizadas nos municípios de Águas Lindas de Goiás e Padre Bernardo - GO. Esses municípios juntos têm uma área de 74,9 km² no interior da Bacia do Alto Descoberto. As

sub-bacias de uso misto existentes nesses municípios e que serão utilizadas na verificação somam uma área total de 48,71km², o que representa 11,1% do total de área da Bacia do Alto Descoberto (438,53 km²) e 65% das áreas dos municípios que estão no interior da Bacia.

Como resultado da verificação das áreas prioritárias foi obtido um percentual de erro de classificação de cada categoria das medidas de manejo, conforme pode ser verificado na Tabela 5.12.

Foi verificado um total de 2.714 amostras. O total de amostras identificadas como inadequadas à categoria de manejo foi de 403, ou seja, 14,85% do total de amostras foi identificada erroneamente.

Tabela 5.12- Resultado da verificação da adequabilidade das áreas prioritárias

Categoria	Inadequadas			Adequadas			(C) Total
	(A)	(A/C)	(A/∑C)	(B)	(B/C)	(B/∑C)	
	Amostras	% relativo	% absoluto	Amostras	% relativo	% absoluto	
Escala de Bacia	20	8,93%	0,74%	204	91,07%	7,52%	224
Escala de Drenagem	327	17,76%	12,05%	1514	82,24%	55,78%	1841
Escala Intermediária	33	6,59%	1,22%	468	93,41%	17,24%	501
Escala Local	23	15,54%	0,85%	125	84,46%	4,61%	148
Total Geral	403	14,85%	14,85%	2311	85,15%	85,15%	2714

Das categorias de medidas, a com maior quantidade de amostras foi a da Escala de Drenagem, a categoria de medida do tipo faixas de proteção. Essa categoria também foi a que teve a maior quantidade de amostras classificada inadequadamente. De um total de 1841 amostras identificadas como prioritárias para faixas de proteção, 327 foram classificadas inadequadamente, ou seja, um erro relativo à categoria de 17,76%. Quando se observa a quantidade de amostras inadequadas em relação ao total de amostras, tem-se uma quantidade de erros de 12,05% em relação ao total.

Ao se verificarem as amostras classificadas como inadequadas para a categoria escala de drenagem é possível constatar que o erro de classificação dessa categoria geralmente está vinculado à rede de drenagem utilizada no método. A rede de drenagem foi gerada por meio de algoritmo de geração de drenagem por limite de concentração de escoamento. A rede gerada acabou sendo maior que a drenagem natural existente na Bacia, assim, muitas áreas

à montante do início dos córregos reais foram classificadas como áreas prioritárias para faixas de proteção de vegetação. Para evitar este tipo de erro, sugere-se que os valores de limite (*threshold*) utilizado para geração das redes de drenagem sejam testados até que se encontre um resultado de rede de drenagem mais próximo da realidade das redes de drenagem. Outra opção seria a utilização de dados já existentes de rede de drenagem da bacia de estudo, o que não foi possível neste trabalho devido à ausência de dados de qualidade relativos à área da Bacia do Descoberto no estado de Goiás.

A Figura 5.13 ilustra como as áreas a montante dos córregos naturais foram classificadas de forma inadequada devido ao estabelecimento de rede de drenagem em local onde não há drenagem. Nessa figura as áreas mais propícias ao estabelecimento de faixas de proteção encontram-se à direita, em área com drenagem natural. No entanto, áreas em local com drenagem inexistente foram identificadas mais à esquerda, em local com ocorrência de rede de drenagem simulada.

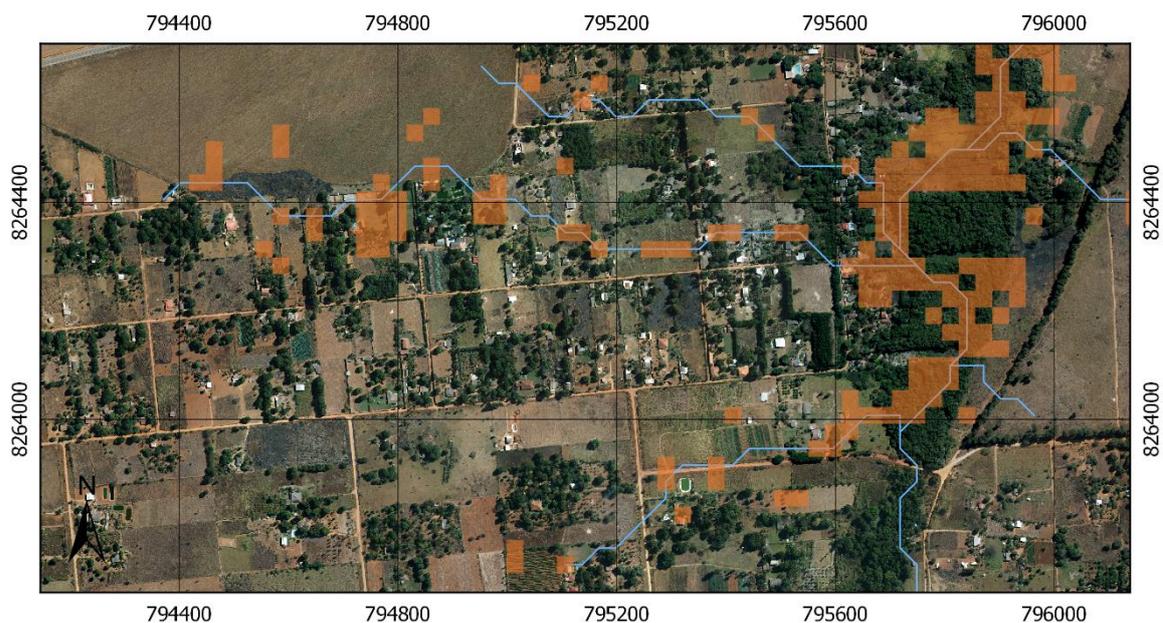


Figura 5.13 – Exemplo de área com identificação inadequada da categoria da Escala de Drenagem

Uma solução alternativa ao uso da ferramenta *Stream by threshold*, de definição de drenagem da extensão TAUDM, seria a utilização de arquivos vetoriais de corpos hídricos disponíveis em órgãos públicos para a região, com complementação das drenagens ausentes por meio de delimitação da drenagem a partir de foto interpretação de imagens de satélite

disponíveis para a área, como as imagens existentes no Google Earth visualizadas no software QGIS. Esse procedimento demandaria tempo, no entanto, ele corrigiria grande parte das fontes de erro da classificação das áreas prioritárias para a Escala da Drenagem.

A segunda categoria com maior percentual de erro de classificação é a de Escala Local, com 15,54% das amostras da categoria sendo inadequadamente classificadas. Porém, quando se observa a quantidade de erros dessa categoria em relação ao total geral, verifica-se que, em relação ao total de amostras avaliadas, a quantidade de erros dessa categoria representa somente 0,85% de erros em relação ao total.

Nessa categoria as áreas selecionadas são locais de cabeceira de rede de drenagem que devem ser beneficiadas pelo uso de medidas de captação de água de chuva e pavimento permeável nas áreas urbanas à montante da área identificada para essa categoria. Os erros relacionados a essa categoria estão vinculados principalmente ao processo de ocupação das áreas urbanas. Em áreas urbanas consolidadas as áreas indicadas para essa categoria foram adequadamente classificadas, porém, quando se trata de uma área com processo de parcelamento de solo recente, com muita área livre as áreas selecionadas são classificadas como inadequadas. Não que elas sejam sempre inadequadas, de fato o que ocorre é que áreas pouco adensadas e com muita área disponível não são as áreas mais prioritárias para se implantar estes tipos de medida. Nessas áreas ainda há muito espaço livre disponível para infiltração da água da chuva diretamente no solo, não sendo razoável essas áreas serem consideradas adequadas para as medidas de Escala local.

Na figura 5.14 é possível observar classificações adequadas e inadequadas da escala local. No quadro à esquerda é possível verificar uma área urbana adensada, onde as medidas da Escala Local seriam apropriadas, haja vista a falta de local para implantação de outros tipos de medidas. Na imagem à direita é verificado uma área em processo de urbanização e adensamento, mas que ainda guarda características rurais, e que, portanto, devido à baixa densidade do parcelamento, as áreas identificadas como prioritárias para medida local não surtiriam efeito ou seriam postas de lado em detrimento de medidas de manejo de águas pluviais que requerem área disponível e comportam maior quantidade de volume de água pluvial.

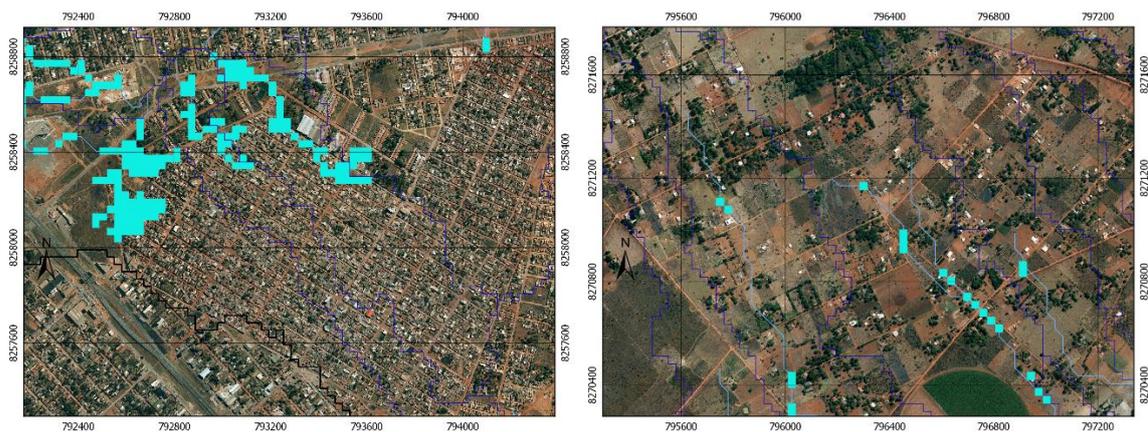


Figura 5.14 – Áreas classificadas como adequadas (esquerda) e inadequadas (direita) para implantação de medidas da Escala Local

A categoria de medidas de Escala Intermediária foi a categoria com a segunda maior quantidade de amostras indicadas como prioritárias (501 amostras), ficando atrás somente da Escala de Drenagem (1841 amostras). Quando se verificam as áreas identificadas para a categoria de escala intermediária é possível observar que muitas áreas rurais são identificadas para implantação dessas medidas, haja vista ser necessário área disponível para implantação das medidas. No entanto, quando essas áreas livres são selecionadas sem haver feições geradoras de escoamento superficial à montante, como áreas urbanas, elas acabam perdendo o sentido de sua adequação. Assim, as áreas indicadas para a medida intermediária, que estão próximas aos limites da Bacia de estudo, em local onde não há concentração de escoamento superficial proveniente de montante, foram consideradas inadequadas às medidas na escala intermediária.

Outra característica das áreas indicadas para medidas de Escala intermediária é a baixíssima seleção de áreas urbanas consolidadas para esse tipo de medida (Figura 5.15), o que está correto, haja vista a necessidade de área disponível para implantação dessas medidas.

Quando se observam as áreas em processo inicial de parcelamento de solo e, portanto, com área disponível, a quantidade de áreas indicadas para essas medidas aumenta (Figura 5.16), no entanto, essas áreas não superam a quantidade de áreas agrícolas selecionadas para essa categoria (área mais ao Norte na Figura 5.16), o que indica que pode ser necessário um filtro de classificação que selecione áreas próximas às áreas urbanas, que são localidades com maior geração de escoamento superficial e portanto com maior prioridade.



Figura 5.15 – Exemplo de área urbana consolidada com localização das áreas prioritárias para medidas da Escala Intermediária.

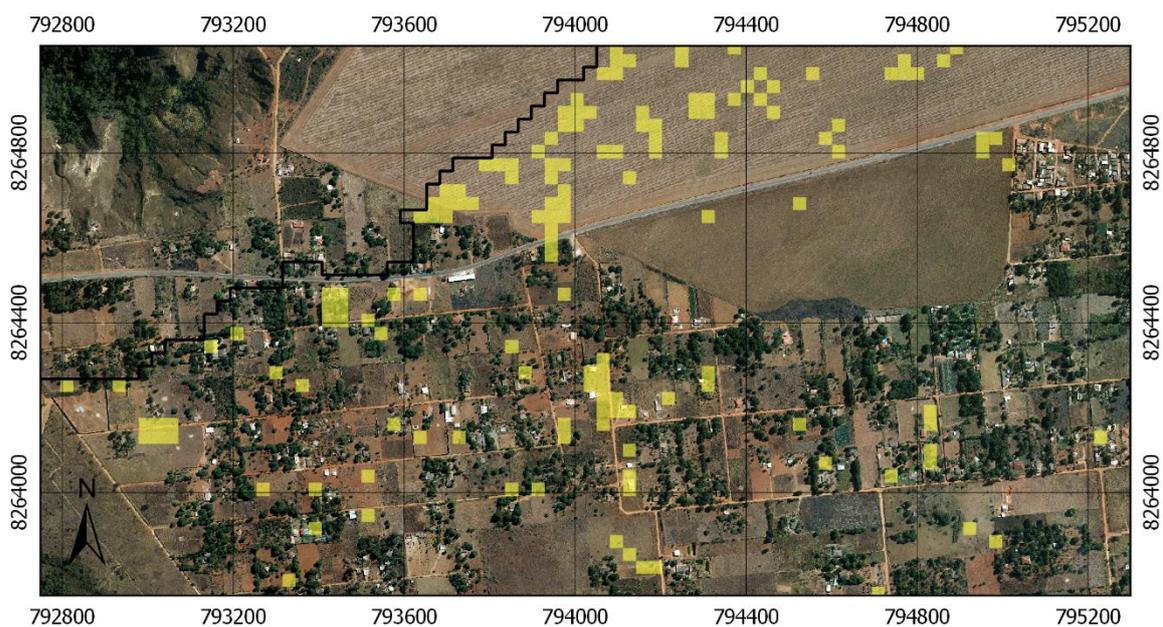


Figura 5.16 - Exemplo de área em processo inicial de parcelamento de solo com localização das áreas prioritárias para medidas da Escala Intermediária.

As áreas identificadas como prioritárias para implantação de medidas na escala de bacia tiveram um total de 224 amostras, sendo que somente 20 foram consideradas inadequadas, um erro relativo a escala de bacia de 8,93%. As Bacias de Detenção e retenção são as medidas dessa categoria que devem ser utilizadas em locais que recebem contribuição de escoamento superficial de áreas urbanas acima de 5 hectares, conforme metodologia proposta. Essas medidas demandam uma grande quantidade de área, porém são as medidas

que mais retém volume de água dentre às medidas de manejo estruturais expostas nesse trabalho.

As áreas identificadas para essa categoria são áreas livres que recebem escoamento superficial de áreas contribuintes maiores que 5 hectares. Como pode ser observado nas Figura 5.17 e Figura 5.18 algumas áreas identificadas para essa categoria, onde a ocupação é predominantemente urbana já apresentam em sua localidade bacias de retenção de águas pluviais.



Figura 5.17 – Exemplo de área identificada como prioritária para medidas da Escala de Bacia que já contém em sua localidade Bacias de Detenção.

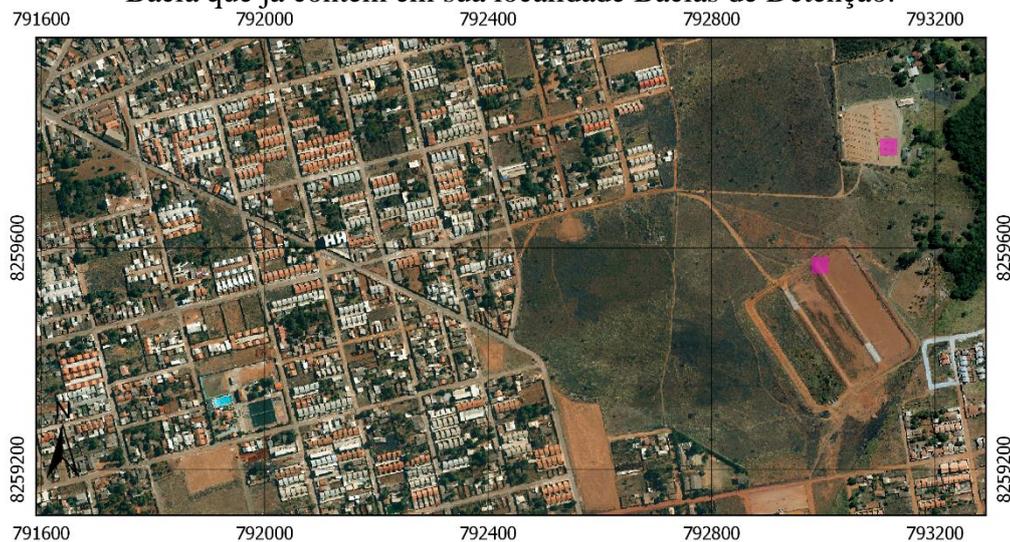


Figura 5.18 - Exemplo de área identificada como prioritária para medidas da Escala de Bacia que já contém em sua localidade Bacias de Detenção.

Também foi possível observar que em áreas em processo de adensamento do parcelamento do solo, onde ainda existe muitas áreas livres disponíveis, é possível distribuir as bacias de forma mais equilibrada. Já onde parcelamento já está consolidado, poucas áreas são identificadas como prioritárias para escala de bacia, haja vista a existência de poucas AHS livres e que recebam escoamento superficial da área urbana (Figura 5.19).



Figura 5.19 – Exemplo de áreas com parcelamento de solo e locais identificados como prioritários para implantação de medidas na Escala de Bacia

Diante dos resultados encontrados pela metodologia é possível avaliar que o método pode ser melhorado a partir das seguintes medidas:

- Melhorar a acurácia da classificação do uso e cobertura do solo através do uso de imagens de satélite com maior resolução espacial e que possibilitem melhor diferenciação da assinatura espectral entre as classes solo exposto, uso agrícola e vegetação do tipo campo limpo.
- Utilização de dados altimétricos com escala maior e mais recente, como cartas topográficas em escala 1:10.000, de forma que os índices topográficos calculados para o método possam refletir melhor a topografia da bacia.
- Utilização de redes de drenagem confiáveis e gerados por meio de interpretação de imagens de satélite, contribuindo assim para uma definição mais confiável das faixas de proteção dos corpos hídricos.

O método proposto mostrou ser adequado para análises em menor escala, para avaliação preliminar das áreas de uma bacia hidrográfica com potencial de implantação de medidas de

manejo de águas pluviais. a metodologia proposta pode, portanto, ser utilizada em Planos de Saneamento Básico de municípios de pequeno porte que não possuam rede de drenagem implantada na área urbana, mas que tenha necessidade ou queira melhorar a qualidade das águas superficiais a partir da redução do impacto ambiental provenientes do lançamento de poluentes de fontes difusas, como é o caso das águas pluviais.

Apesar dos erros de identificação, os procedimentos adotados para identificar medidas na escala de drenagem mostraram um bom potencial de aplicação para gestão de áreas sensíveis da bacia hidrográfica. Esses procedimentos poderiam ser adotados para identificar áreas sensíveis de uma bacia que podem ser definidos por meio do zoneamento do uso do solo como áreas de proteção dos corpos hídricos.

A partir desse trabalho não foi possível compreender se na Bacia do Alto Descoberto há predominância de mecanismos de escoamento superficial presentes em áreas de encosta, dessa forma, sugere-se que sejam desenvolvidos estudos que avaliem quais os mecanismos de escoamento superficial predominantes nessa bacia.

6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O objetivo do trabalho foi desenvolver um procedimento para identificação de áreas prioritárias para implantação de medidas de manejo das águas pluviais. A área de estudo utilizada para aplicação do procedimento foi a bacia do Alto Descoberto. Os resultados demonstraram que foi possível identificar, de forma razoável, e utilizando-se do conceito de AHS, as áreas mais prováveis de ocorrência de escoamento superficial e potencial de geração de poluentes prioritárias à implantação de medidas de manejo das águas pluviais.

O procedimento foi desenvolvido utilizando-se a classificação do uso do solo da bacia, o cálculo de um Índice Topográfico (IT), o qual levou em consideração a morfometria da bacia, por meio do cálculo de declividade e áreas contribuintes específicas à montante de cada pixel, as características do solo (profundidade do solo e taxa de permeabilidade) e as classes de uso do solo, qualificadas em um índice de permeabilidade. Após obtenção do IT, foi definido um limiar de sensibilidade. Os pixels com valores acima desse limiar eram considerados AHS. Utilizando-se da classificação do solo, essas AHS também foram classificadas de acordo com seu potencial de geração de poluentes, resultando nas áreas críticas de afluência (ACAs).

A partir dessa classificação e utilizando-se das características topográficas e de drenagem da bacia, foram definidas máscaras de seleção de AHS e ACAS para quatro tipologias de medidas de manejo baseadas na sua escala de aplicação. As AHS e ACAS que se enquadravam na máscara de seleção de uma das categorias de medida de manejo eram assim consideradas áreas aptas a receber medidas de manejo e, portanto, prioritárias para a implantação das medidas de manejo das águas pluviais.

Ao se aplicar a metodologia na Bacia do Alto Descoberto, 14,2% (49,62km²) do total de área da bacia foram identificadas como AHS e 6,4% (28,16 km²) da área total foram classificadas como ACAs. Dessas áreas, um total de 6,9% (30km³) da área total da bacia se enquadraram como prioritárias à implantação de medidas de manejo das águas pluviais, sendo que os maiores quantitativos de áreas foram classificados como da categoria de medidas de manejo relacionadas ao estabelecimento de faixas de proteção dos corpos hídricos, com 19,48 km².

Em sub-bacias com urbano a quantidade de áreas prioritárias identificadas foram de 6,63 km², sendo que desse total, a categoria com maior quantidade de área prioritária foi a de

medidas na escala de drenagem, com 3,66km² (55%). Nessas sub-bacias urbanas, haja vista a quantidade de áreas produtoras de poluente, as ACAS foram o tipo de área prioritária em maior proporção, ocupando 4,64km² (69%) do total de áreas prioritárias.

Na verificação dos resultados observou-se que o método conseguiu uma acurácia de 85,15% na identificação das AHS e ACAS como prioritárias na implantação de medidas de manejo de águas pluviais.

Os resultados obtidos indicam que a metodologia tem um bom potencial de uso na gestão ambiental de municípios com carência de medidas de manejo de águas pluviais e que tem restrição orçamentária para implantar sistemas de drenagem, principalmente na área urbana, onde a geração de escoamento superficial é maior.

No entanto, foi observado que, mesmo já sendo possível se obter prognósticos sobre quais áreas são prioritárias para a implantação de medidas de manejo de águas pluviais, ainda é preciso avançar no uso de parâmetros mais condizentes com a geração de escoamento superficial hortoniano, principal mecanismo existente em áreas urbanas. Também seria importante que o procedimento seja complementado com uma etapa de avaliação das limitações e potencialidades das medidas de manejo, de forma avaliar se as medidas de manejo são passíveis de implantação quando comparado as características do solo.

Recomenda-se para trabalhos futuros que seja incorporado ao método uma análise das probabilidades de saturação do solo, por meio do uso de simulações hidrológicas, como o modelo TOPMODEL (Beven e Kirkby, 1979), inserindo assim os dados de chuva e saturação do solo na definição do limiar de sensibilidade. Trabalho similar pode ser verificado em (Siefert and Santos 2015).

O resultado do procedimento também pode ser melhorado a partir do uso de dados de topografia, como levantamentos topográficos em escala maior, e imagens de satélite com maior resolução espacial, o que permitiria uma classificação de imagens mais precisa. A classificação do uso do solo também pode ser melhorada a partir da melhora da definição da assinatura espectral do solo exposto, e vegetação do tipo campo. Também deve-se atentar ao uso de imagens que sejam obtidas em épocas onde as áreas agrícolas estejam com menor quantidade de solo exposto. Outra opção seria unificar a classe agrícola com a classe solo exposto.

Outra melhoria do procedimento pode ser obtida a partir da utilização de um coeficiente de escoamento superficial, como os existentes no método SCS ou no método racional, devendo ser tratado junto à variável de área contribuinte específica do IT. A área contribuinte específica poderia ser ponderada com esse coeficiente de forma que áreas com maiores coeficientes de escoamento tenham maiores valores de IT.

Assim, diante do procedimento proposto e das possíveis melhorias aqui indicadas, o procedimento poderia ser utilizado por gestores municipais para identificação de áreas prioritárias à implantação de medidas de manejo, focando sempre naquelas que áreas onde as águas pluviais ocasionam maior risco à vida da população e naquelas que podem utilizar de medidas mais sustentáveis para reduzir os riscos associados a ausência de dispositivos de manejo de águas pluviais nas áreas urbanas e arredores.

Outra utilização observada durante a elaboração do procedimento foi a possibilidade da sua alteração para auxiliar na proposição de áreas prioritárias para a proteção da vegetação, tais quais as áreas de preservação permanente (APP) e de Reserva Legal em áreas rurais. Esse uso é possível pois o método utiliza o índice topográfico que está altamente relacionado com as áreas variáveis de afluência as quais são as áreas mais sensíveis de uma bacia e que, portanto, podem ser mantidas e preservadas por meio de dispositivos legais como a Reserva Legal e APP. Essa forma de utilização do procedimento poderia auxiliar no desenvolvimento de Zoneamentos Ecológicos e Econômicos de Municípios e suas respectivas Bacias Hidrográficas, podendo a informação das AHS e ACAS ser utilizada como parâmetro de restrição ao uso nesses Zoneamentos Ambientais.

Por fim, o procedimento também poderia ser utilizado para auxiliar no processo de planejamento do parcelamento do solo urbano, haja vista que os resultados permitiriam identificar as áreas com maior tendência à concentração do escoamento superficial. Assim, durante o processo de planejamento urbano e licenciamento ambiental de parcelamentos seria possível determinar quais áreas não recomendadas ao uso e que, por isso, devem ter restrições ao uso e ocupação devido à proximidade de áreas acumuladoras de escoamento superficial, as AHS, o que deveria ser evitado para não aumentar o carreamento de poluentes urbanos e rurais para os corpos hídricos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADASA. (2012). *Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal - PGIRH - Volume II - Prognóstico*. Agência Reguladora de Águas Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal, Brasília - DF.
- Agnew, L. J., Lyon, S., Gérard-Marchant, P., Collins, V. B., Lembo, A. J., Steenhuis, T. S., and Walter, M. T. (2006). "Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application." *Journal of Environmental Management*, 78(1), 63–76.
- ANA - Agência Nacional de Águas. (2014). *Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil - Informe 2014*. Brasília, DF.
- Anderson, M. G., and Burt, T. P. (1978). "The role of topography in controlling throughflow generation." *Earth Surface Processes*, 3(4), 331–334.
- Barbosa, a E., Fernandes, J. N., and David, L. M. (2012). "Key issues for sustainable urban stormwater management." *Water research*, Elsevier Ltd, 46(20), 6787–98.
- Betson, R. P. (1964). "What is watershed runoff?" *Journal of Geophysical Research*, 69(8), 1541–1552.
- Beven, K. J. (1986). "Runoff production and flood frequency in catchments of order n: an alternative approach." *Scale problems in hydrology: Runoff Generation and Basin Response*, 107–132.
- Beven, K. J., and Kirkby, M. J. (1979). "A physically based, variable contributing area model of basin hydrology." *Hydrological Sciences Bulletin*, 24(1), 43–69.
- Beven, K., Lamb, R., Quinn, P., Romanowicz, R., and Freer, J. (1995). "TOPMODEL." *Computer models of watershed hydrology*, V. P. Singh, ed., Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado, 627–668.
- BRASIL. (2007). *Lei nº 11.445, de 5 de Janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras provid. Diário Oficial da União. Seção 1. 08/01/2007. p. 3 e retificado em Seção 1. 11/01/2007. p. 1*, Brasília.
- BRASIL. (2013). *PLANSAB - Plano Nacional de Saneamento*. Ministério das Cidades, Brasília, DF.
- Bray, J. R., and Curtis, J. T. (1957). "An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin." *Ecological Monographs*, article, Ecological Society of America, 27(4), 325–349.
- Cahill, T. H. (2012). *Low impact development and sustainable stormwater management*. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey.
- Canholi, A. (2015). *Drenagem urbana e controle de enchentes*. Oficina de Textos, São Paulo, SP.

- Chocat, B., Ashley, R., Marsalek, J., Matos, M. R., Rauch, W., Schilling, W., and Urbonas, B. (2007). "Toward the Sustainable Management of Urban Storm-Water." *Indoor and Built Environment*, 16(3), 273–285.
- Chorley, R. J. (1978). "The hillslope hydrological cycle." *Hillslope Hydrology*, M. J. Kirkby, ed., Wiley, London, 1–42.
- Congalton, R. G., and Green, K. (2009). *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices. The Photogrammetric Record*, CRC Press, Boca Raton, FL.
- Congedo, L. (2013). "Semi-Automatic Classification Plugin for QGIS." Sapienza University, Rome.
- Congedo, L. (2015). *Semi-Automatic Classification Plugin Documentation*. Rome.
- Congedo, L., and Munafò, M. (2012). *Development of a Methodology for Land Cover Classification in Dar es Salaam using Landsat Imagery*. Rome.
- Dietz, M. E. (2007). "Low impact development practices: A review of current research and recommendations for future directions." *Water, Air, and Soil Pollution*, 186(1–4), 351–363.
- Dunne, T. (1978). "Field Studies of Hillslope Flow Processes." *Hillslope Hydrology*, M. J. Kirkby, ed., John Wiley & Sons, New York, NY, 227–293.
- Dunne, T., and Black, R. D. (1970). "Partial area contributions to storm runoff in a small New England watershed." *Water Resources Research*, 6(5), 1296–1311.
- Ferrigo, S. (2014). "Análise de consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática – Estudo de caso da bacia do lago Descoberto – DF." Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-159/14, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Fletcher, T. D., Andrieu, H., and Hamel, P. (2013). "Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art." *Advances in Water Resources*, Elsevier Ltd, 51, 261–279.
- Gburek, W. J., and Sharpley, A. N. (1998). "Hydrologic Controls on Phosphorus Loss from Upland Agricultural Watersheds." *Journal of Environment Quality*, 27(2), 267.
- Gorsevski, P. V., Boll, J., Gomezdelcampo, E., and Brooks, E. S. (2008). "Dynamic riparian buffer widths from potential non-point source pollution areas in forested watersheds." *Forest Ecology and Management*, 256(4), 664–673.
- Heaney, J. P. (2002). "Research Needs to Quantify the Impacts of Urbanization on Streams." *Linking Stormwater BMP Designs and Performance to Receiving Water Impact Mitigation*, American Society of Civil Engineers, Reston, VA, 403–419.
- Hewlett, J. D. (1961). *Soil moisture as a source of base flow from steep mountain watersheds*. Asheville.

- Hewlett, J. D., and Hibbert, A. R. (1967). "Factors affecting the response of small watershed to precipitation in humid areas." *Forest Hydrology*, 275–279.
- Horton, R. E. (1933). "The role of infiltration in the hydrologic cycle." *Transactions of the American Geophysical Union*, 445–460.
- Horton, R. E. (1945). "Erosional development of streams and their drainage basins; hydrophysical approach to quantitative morphology." *Geological Society of America Bulletin*, 56(3), 275.
- IBGE. (2008). *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - 2008*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, RJ.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2010). "Censo demográfico - 2010." Rio de Janeiro, RJ, <<http://censo2010.ibge.gov.br/>> (Jul. 20, 2015).
- Joksimovic, D., and Alam, Z. (2014). "Cost Efficiency of Low Impact Development (LID) Stormwater Management Practices." *Procedia Engineering*, Elsevier B.V., 89(Lid), 734–741.
- Karamouz, M., Moridi, A., and Nazif, S. (2010). *Urban Water Engineering and Management*. CRC Press, New York.
- Klein, R. D. (1979). "Urbanization and Stream Quality Impairment." *Water resources bulletin*, 15(4), 948–963.
- Knighton, D. (2014). *Fluvial Forms and Processes: A New Perspective*. Routledge, New York, NY.
- Landis, J. R., and Koch, G. G. (1977). "The measurement of observer agreement for categorical data." *Biometrics*, 33(1), 159–174.
- Lima, J. E. F. W., Silva, E. Me. da, Strauch, M., and Lorz, C. (2013). "Desenvolvimento de base de dados de solos para aplicação do modelo SWAT em bacia do bioma cerrado." *XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 1–8.
- Marsalek, J., Karamouz, M., Goldenfum, J., and Chocat, B. (2006). *Urban water cycle processes and interactions*. UNESCO/Taylor & Francis, Paris.
- Martin-Mikle, C. J., de Beurs, K. M., Julian, J. P., and Mayer, P. M. (2015). "Identifying priority sites for low impact development (LID) in a mixed-use watershed." *Landscape and Urban Planning*, Elsevier B.V., 140, 29–41.
- Martz, L. W., and Garbrecht, J. (1998). "The treatment of flat areas and depressions in automated drainage analysis of raster digital elevation models." *Hydrological Processes*, John Wiley & Sons Ltd, 12(6), 843–855.
- Mediondo, E. M., and Tucci, C. E. M. (1997). "Escalas Hidrológicas II: Diversidade De Processos Na Bacia Vertente." *Revista Brasileira de Recursos Hidricos*, 2(1), 81–100.
- Mehta, V. K., Walter, M. T., Brooks, E. S., Steenhuis, T. S., Walter, M. F., Johnson, M., Boll, J., and Thongs, D. (2004). "Application of SMR to modeling watersheds in the

- Catskill Mountains.” *Environmental Modeling and Assessment*, 9(2), 77–89.
- Moore, I. D., Grayson, R. B., and Ladson, a R. (1991). “Digital Terrain Modeling : A Review of Hydrological Geomorphological and Biological Applications.” *Hydrological Processes*, 5(1), 3–30.
- Moreira, M. A. (2007). *Fundamentos de Sensoriamento Remoto e metodologias de aplicação*. Editora UFV, Viçosa - MG.
- NASA - ADMINISTRATION NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE, and USGS - United States Geological Service. (2013). “Shuttle radar topography mission data (SRTM).” <<http://earthexplorer.usgs.gov/>> (Aug. 1, 2015).
- NJDEP - New Jersey Department of Environmental Protection. (2004). *New Jersey Stormwater Best Management Practices Manual*. Trenton, NJ.
- Novotny, V. (2003). *Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management*. book, Wiley, Boston, MA.
- Novotny, V., Ahern, J., and Brown, P. (2010). *Water Centric Sustainable Communities: Planning, Retrofitting, and Building the Next Urban Environment*.
- O’Loughlin, E. M. (1981). “Saturation regions in catchments and their relations to soil and topographic properties.” *Journal of Hydrology*, 53(3–4), 229–246.
- Parkinson, J. (2003). “Drainage and stormwater management strategies for low-income urban communities.” *Environment and Urbanization*, 15(2), 115–126.
- Pionke, H. B., Gburek, W. J., and Sharpley, A. N. (2000). “Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin.” *Ecological Engineering*, 14(4), 325–335.
- QGIS Development Team. (2015). “QGIS Geographic Information System.” *Open Source Geospatial Foundation Project*, Boston, MA.
- Qiu, Z. (2009). “Assessing critical source areas in watersheds for conservation buffer planning and riparian restoration.” *Environmental Management*, 44(5), 968–980.
- Qiu, Z., Hall, C., Drewes, D., Messinger, G., Prato, T., Hale, K., and Van Abs, D. (2014). “Hydrologically Sensitive Areas, Land Use Controls and Protection of Healthy Watersheds.” *Journal of Water Resources Planning and Management*, 140(7), 10.
- Quinn, P. F., Beven, K. J., and Lamb, R. (1995). “The $\ln(\alpha/\tan\beta)$ index: How to calculate it and how to use it within the topmodel framework.” *Hydrological Processes*, 9(4), 161–182.
- Reatto, A., Martins, É. D. S., Cardoso, E. A., Spera, S. T., Carvalho jr., O. A., Silva, A. V. De, and Farias, M. F. R. (2003). *Levantamento de reconhecimento de solos de alta intensidade do alto curso do rio descoberto*. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 92, Brasília - DF.
- Rezende, S. C., and Heller, L. (2008). *O saneamento no Brasil: políticas e interfaces*.

Coleção Ingenium, book, Editora UFMG, Belo Horizonte - MG.

- Richards, J. a., and Jia, X. (2006). *Remote Sensing Digital Image Analysis*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Righetto, A. M., Moreira, L. F. F., and Sales, T. E. A. (2009). “Manejo de águas pluviais urbanas.” *Manejo de águas pluviais urbanas*, A. M. Righetto, ed., Rio de Janeiro, RJ, 19–73.
- Roy, A. H., Wenger, S. J., Fletcher, T. D., Walsh, C. J., Ladson, A. R., Shuster, W. D., Thurston, H. W., and Brown, R. R. (2008). “Impediments and solutions to sustainable, watershed-scale urban stormwater management: Lessons from Australia and the United States.” *Environmental Management*, 42, 344–359.
- Santos, I. (2009). “Monitoramento e modelagem de processos hidrogeomorfológicos: mecanismos de geração de escoamento e conectividade hidrológica.” Tese de Doutorado, Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC.
- Schueler, T. R. (1987). *Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban BMPs*. Metropolitan Washington Council of Governments, Washington, DC.
- Schueler, T. R. (1994). “The Importance of Imperviousness.” *Watershed Protection Techniques*, 1(3), 100–111.
- Schueler, T. R., Fraley-McNeal, L., and Capiella, K. (2009). “Is Impervious Cover Still Important? Review of Recent Research.” *Journal of Hydrologic Engineering*, 14(4), 309–315.
- Siefert, C. A. C. (2012). “Delimitação de áreas hidrologicamente sensíveis por meio de modelagem de processos e da relação solo-vegetação em ambientes hidromórficos.” Dissertação de Mestrado. Setor de Ciências da Terra. Universidade Federal do Paraná. Curitiba-PR.
- Siefert, C. A. C., and Santos, I. (2010). “Áreas hidrologicamente sensíveis: teoria e aplicação para a bacia do rio Barigui, PR, Brasil.” *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 5(2), 61–76.
- Siefert, C. A. C., and Santos, I. (2012). “Mecanismos de geração de escoamento e áreas hidrologicamente sensíveis: uma abordagem hidrogeomorfológica para delimitação de áreas de preservação permanente.” *RA'E GA - O Espaço Geográfico em Análise*, 24, 227–257.
- Siefert, C. A. C., and Santos, I. (2015). “Identificação de áreas hidrologicamente sensíveis por meio de modelagem hidrológica e da distribuição espacial de solos e vegetação em ambientes hidromórficos.” 27(1), 141–155.
- Silva, R. V. Da, and Kobiyama, M. (2007). “TOPMODEL: teoria integrada e revisão.” *Ra'E Ga*, 14, 97–110.
- Silveira, A. L. L. (2002). “Problems of modern urban drainage in developing countries.”

- Water Science and Technology*, 45(7), 31–40.
- Tarborton, D. G. (1997). “A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models.” *Water resources bulletin*, 33(2), 309–319.
- Tarborton, D. G. (2015). “Terrain analysis using digital elevation models (TauDEM).” <http://hydrology.neng.usu.edu/taudem/>, Utah.
- Tucci, C. E. M. (2003). “Águas Urbanas.” *Revista Estudos Avançados*, (C. E. M. Tucci and J. C. Bertoni, eds.), ABRH, Porto Alegre, RS, 22(63), 97–112.
- Tucci, C. E. M. (2012). *Gestão da Drenagem Urbana. Textos para discussão cepal • ipea*, CEPAL/IPEA, Brasília-DF.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. (1996). *Overview Of The Storm Water Program*. E.U.A.
- USGS. (2015). “Landsat 8 (L8) Data Users Handbook.” *Earth Resources Observation and Science (EROS) Center*, 8(June), 97.
- USGS - United States Geological Service. (2015). “Best spectral bands to use for my study?” <http://landsat.usgs.gov/best_spectral_bands_to_use.php> (Jan. 21, 2016).
- Vieux, B. E. (2005). *Distributed hydrologic modeling using GIS*. Springer.
- Walsh, C. J., Fletcher, T. D., and Burns, M. J. (2012). “Urban stormwater runoff: a new class of environmental flow problem.” *PloS one*, 7(9), 10.
- Walter, M. T., Brooks, E. S., Walter, M. F., Steenhuis, T. S., Scott, C. A., and Boll, J. (2001). “Evaluation of soluble phosphorus transport from manure-applied fields under various spreading strategies. Journal.” *Journal of Soil and Water Conservation*, 56(4), 329–335.
- Walter, M. T., Steenhuis, T. S., Mehta, V. K., Thongs, D., Zion, M., and Schneiderman, E. (2002). “Refined conceptualization of TOPMODEL for shallow subsurface flows.” *Hydrological Processes*, 16(10), 2041–2046.
- Walter, M. T., Walter, M. F., Brooks, E. S., Steenhuis, T. S., Boll, J., and Weiler, K. (2000). “Hydrologically Sensitive Areas: Variable Source Area Hydrology Implications for Water Quality Risk Assessment.” *Journal of Soil and Water Conservation*, 53(3), 277–284.
- Weyman, D. R. (1970). “Throughflow on Hillslopes and Its Relation To the Stream Hydrograph.” *International Association of Scientific Hydrology. Bulletin*, 15(3), 25–33.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFIAS CITADAS POR TERCEIROS

Beven, K. J. (1986). "Runoff production and flood frequency in catchments of order n: an alternative approach." *Scale problems in hydrology: Runoff Generation and Basin Response*. 107–132.

Beven, K. J., Lamb, R., Quinn, P., Romanowicz, R. e Freer, J. (1995). "TOPMODEL." In: V. P. Singh (ed.) *Computer models of watershed hydrology*. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado. 627–668.

Chorley, R. J. (1978). "The hillslope hydrological cycle." In: M. J. Kirkby (ed.) *Hillslope Hydrology*. Wiley, London. p.1–42.

Dunne, T. (1978). "Field Studies of Hillslope Flow Processes." In: M. J. Kirkby (ed.) *Hillslope Hydrology*. John Wiley & Sons, New York, NY. p.227–293.

Freeze, R. A., e Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 604p.

Landis, J. R. e Koch, G. G. (1977). "The measurement of observer agreement for categorical data." *Biometrics*. **33**(1), 159–174p.

Schueler, T. R. (1987). *Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban BMPs*. Metropolitan Washington Council of Governments, Washington, DC, 275p.

ANEXO - CLASSES DE SOLOS PRESENTES NA BACIA DO DESCOBERTO (REATTO ET AL. 2003)

Latosolos: são solos altamente intemperizados, resultantes da remoção de sílica e das bases trocáveis do perfil. Grande parte dos minerais existentes nesses solos são secundários, constituintes da formação de argila. Esses minerais secundários podem ser encontrados na forma de silicatos, como a caulinita ou sob a formação de óxidos, hidróxidos e oxidróxidos de Fe e Al como hematita, goethita, gibbsita e outros.

Cambissolos: são os solos que apresentam o horizonte superficial submetido a pouca alteração física e química, porém suficiente para o desenvolvimento de cor e da estrutura. Geralmente, apresentam minerais primários, facilmente intemperizáveis, teores mais elevados de silte, indicando o baixo grau de intemperização. Seu horizonte superficial é denominado B incipiente.

Gleissolos: são solos hidromórficos que ocupam, geralmente, as depressões da paisagem, sujeitas a inundações. Apresentam drenagem do tipo: imperfeitamente drenado, mal drenado ou muito mal drenado, ocorrendo, com frequência, espessa camada escura de matéria orgânica mal decomposta sobre uma camada acinzentada (gleizada), resultante ambientes de oxirredução.

Plintossolos: são solos minerais hidromórficos, com sérias restrições à percolação de água, encontradas em situação de alagamento temporário, portanto, escoamento lento.

Nitossolos: correspondem a uma classe bastante heterogênea que têm aumento substancial no teor de argila com profundidade e/ou de movimentação de argila do horizonte A para o horizonte B, expressas na forma de cerosóides. Essas classes compreendem solos minerais, não hidromórficos, com horizonte B textural de cores avermelhadas, com tendência à tonalidade escura e teores de óxido de ferro menores que 15%.

Neossolos: são solos pouco evoluídos, não hidromórficos, formados em depósitos aluviais recentes, por processos de sedimentações. Apresentação horizonte A seguindo de uma sucessão de camadas estratificadas sem relação pedogenética entre si. Não apresentam horizonte diagnóstico.