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

AVALIAÇÃO DO RISCO DE CONTAMINAÇÃO DE MANANCIAIS HÍDRICOS PARA O ABASTECIMENTO: O CASO DA BACIA DA BARRAGEM DO DESCOBERTO

MARCO DE VITO

ORIENTADOR: NABIL JOSEPH EID

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS

PUBLICAÇÃO: PTARH. DM – 104/2007
BRASÍLIA/DF: JUNHO – 2007
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

AVALIAÇÃO DO RISCO DE CONTAMINAÇÃO DE MANANCIAIS HÍDRICOS PARA O ABASTECIMENTO: O CASO DA BACIA DA BARRAGEM DO DESCOBERTO

MARCO DE VITO

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. Nabil Joseph Eid, Dr. (ENC- UnB)
(Orientador)

_____

Prof. Marco Antonio Almeida de Souza, PhD (ENC-UnB)
(Examinador interno)

_____

Prof. Laerte Guimarães Ferreira Junior, PhD (UFG)
(Examinador Externo)

BRASÍLIA/DF, 15 de junho de 2007.

de VITO, MARCO
Avaliação do risco de contaminação de mananciais hídricos para o abastecimento: o caso da bacia da barragem do Descoberto. [Distrito Federal] 2007.
XX, 181p., 210x297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2007).
Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.
1. Poluição difusa 2. Geoprocessamento
3. Análise de Risco 3. Qualidade da água
I. ENCT/FT/UnB II. Título (série)

FICHA CATALOGRÁFICA

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

de VITO, M. (2007). Avaliação do risco de contaminação de mananciais hídricos para o abastecimento: o caso da bacia da barragem do Descoberto. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH. DM.104/2007, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 181p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Marco de Vito

TÍTULO: Avaliação do risco de contaminação de mananciais hídricos para o abastecimento: o caso da bacia da barragem do Descoberto.

GRAU: Mestre ANO: 2007

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.

_____

Marco de Vito

mardev@terra.com.br

"Estamos todos a jusante!"
Grito dos ambientalistas.

"*Apezar de ser a região abundantissima de excellente agua potavel, em geral a do uso commum é má, ou porque antes de chegar ao logar de consumo, tem atravessado chiqueiros de porcos, curraes de gado, etc., ou em fim, porque é tirada de uma pequena bacia cavada no chão...*"

"Relatório do Dr. Antonio Pimentel
Médico Hygienista da Comissão"
Relatório da Comissão Exploradora do
Planalto Central (1894)
(Relatório Cruls)

AGRADECIMENTOS

Quem já passou por uma defesa de dissertação de mestrado sabe bem que o sucesso da investida se partilha com tantas pessoas que é até difícil saber com quem começar e com quem terminar os agradecimentos.

Começarei, então, agradecendo, com muita saudade, nossa querida Dona Lígia (*in memoriam*), que nestes anos cuidou da limpeza das nossas salas com grande carinho. Por uma infeliz coincidência, resolveu nos deixar no dia seguinte à minha defesa.

Mas, o PTARH é vida, é alegria! Por isso, quero agradecer a todo o corpo docente, professores Nabil, Marco Antonio, Koide, Nestor, Cristina, Oscar, e aos colegas, que, sempre com atitudes positivas e muito alto astral, me ajudaram a superar momentos difíceis.

Um agradecimento particular vai ao professor Nabil pelas tardes que me dedicou, discutindo os rumos a serem tomados, resolvendo dilemas que pareciam intransponíveis, corrigindo meu claudicante português e, sobretudo, pela confiança que depositou em mim e que espero ter repagado.

Obrigado, também, à minha esposa Nina e a meus filhos, que me entenderam nos momentos difíceis e me apoiaram incondicionadamente.

Um obrigado vai também a meus pais. À minha mãe, pelo estimulo a retomar os estudos e a meu pai, que me transmitiu a paixão pela engenharia relacionada aos recursos hídricos.

A meus filhos Carlo e Enrico, aos quais espero ter dado um exemplo de dedicação e determinação.

RESUMO

Nas bacias hidrográficas onde a ameaça de degradação das águas é devida à poluição difusa, identificar as áreas que de forma mais importante colocam em risco a qualidade da água de um manancial é de grande importância para o desenvolvimento sustentável da bacia. Entretanto, os recursos para a gestão das bacias hidrográficas são escassos e não há como estabelecer uma rede de monitoramento capilar ou calibrar e validar modelos sofisticados para identificar tais áreas críticas.

Neste trabalho é apresentada uma metodologia para mapear as áreas que mais oferecem riscos de contaminação a um manancial para abastecimento, empregando dados disponíveis de características físicas (pedologia, geomorfologia, geologia, drenagem e precipitação), censitários, bem como dados oriundos de sensoriamento remoto.

Na fase inicial foi gerado, por meio de uma análise multicritério e técnicas de sensoriamento remoto, um plano de informação reproduzindo a magnitude de impacto da ocupação da bacia na água de escoamento e foram utilizadas geotecnologias e lógica *fuzzy* para diagnosticar a vulnerabilidade da área.

Numa segunda fase, sobrepondo os resultados obtidos, elaborou-se um plano de informação que indica o nível de risco de contaminação oriunda de poluição difusa que as áreas oferecem à qualidade da água do manancial receptor, identificando as áreas críticas com maior potencial poluidor.

O reservatório do Descoberto foi escolhido como caso de estudo por ser o manancial mais importante da região e, embora sua bacia esteja situada numa Área de Proteção Ambiental (APA), sua água está sofrendo uma degradação contínua e o volume do reservatório está se reduzindo devido ao assoreamento.

ABSTRACT

In catchments where the threat of impairment is due to non-point pollution, identifying the critical areas that contribute a large amount of pollutants is of paramount importance for the sustainable development of the watershed. Often resources for catchment's management are poor and there is no way to establish a comprehensive monitoring system or to calibrate and validate sophisticated models in order to identify such areas.

A methodology to trace the most probable sources of non point pollution, making use of available data of physical features (pedology, geomorphology, geology, drainage and precipitation) and land use data derived from SPOT satellite (2003), is presented.

A multicriteria analysis is presented to assess the effect of the various pollutants in raw water. Remote sensing and muticriteria analysis has been used in order to identify the magnitude of the impact of land use on water quality.

Geotechnologies (GIS, spatial data fuzzy analysis) were applied to diagnose the vulnerability of the area.

By overlapping these information, a final map of hazard from non-point pollution is obtained, identifying probable critical source areas. The information obtained is of paramount importance in managing the basin within a sustainable development.

The Descoberto reservoir is taken as a case study as it is the most important source of fresh water in the region and, although its basin is an environment protected area with no direct industrial or domestic waste discharges, is suffering a continuous degradation of its water quality and reduction of its volume.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO 1

2 - OBJETIVOS 4

2.1 - OBJETIVOS GERAIS 4

2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS 4

3 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 5

3.1 - CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA 6
3.1.1 - Fontes de poluição e sua implicação na qualidade da água 7
3.1.2 - Poluição natural e agropastoril 10
3.1.3 - Poluição urbana 13
3.1.4 - Contaminação das águas subterrâneas 14

3.2 - AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL 15
3.2.1 - Fase de formulação do problema 19
3.2.2 - Fase de análise 20
3.2.3 - Fase de caracterização 21

3.3 - GEOPROCESSAMENTO 24
3.3.1 - Mapeamento 24
3.3.2 - O SIG na Análise de Risco Ambiental 31

4 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 33

4.1 – POLUENTES AGRÍCOLAS 33

4.2 - POLUIÇÃO DIFUSA DE ÁREAS URBANAS 37

4.3 - MAPEAMENTO DO RISCO DE CONTAMINAÇÃO 41

5 - METODOLOGIA PROPOSTA 50

5.1 - FORMULAÇÃO 50

5.2 - ANÁLISE 50
5.2.1 - Análise da magnitude do impacto 52
5.2.2 - Análise da Vulnerabilidade 52
5.2.3 - Caracterização do risco 56

6 - CASO DE ESTUDO 57

6.1 - MATERIAIS 57

6.2 - FORMULAÇÃO DO PROBLEMA 58

6.2.1 – Área de estudo - Bacia do lago Descoberto 58
6.2.2 - Modelo conceitual..... 64
6.2.3 - Indicadores de conseqüências da ocupação da bacia..... 67
6.2.4 - Base de Dados Georreferenciados 68

6.3 - ANÁLISE 68
6.3.1 - Magnitude do impacto da ocupação da bacia do lago Descoberto 69
6.3.2 - Vulnerabilidade das áreas da bacia do Descoberto..... 74

6.4 - CARACTERIZAÇÃO DOS RISCOS..... 86

6.5 - INDAGAÇÃO AVALIATIVA 89
6.5.1 – Dados da qualidade da água disponíveis 89
6.5.2 - Metodologia de avaliação..... 90

7 – RESULTADOS E DISCUSSÃO..... 92

7.1 - MAGNITUDE DO IMPACTO..... 92

7.2 - VULNERABILIDADE..... 97
7.2.1 - Vulnerabilidade por águas subterrâneas 98
7.2.2 - Vulnerabilidade por águas superficiais..... 102

7.3 - RISCO DE CONTAMINAÇÃO..... 104
7.3.1 - Risco de contaminação por águas subterrâneas..... 106
7.3.2 - Risco de contaminação por águas superficiais 108
7.3.3 - Indagação avaliativa 110

8 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 114

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 117

APÊNDICES..... 125

APÊNDICE A - BASE DE DADOS GEORREFERENCIADOS..... 126

A.1 HIPSOMETRIA..... 127
A.1.1 - Conteúdo 127
A.1.2 – Metodologia..... 127
A.1.3 - Importância..... 127

A.2 – HIDROGRAFIA 128
A.2.1 - Conteúdo 128
A.2.2 - Metodologia..... 128
A.2.3 - Importância..... 129

A.3 - DISTÂNCIA HIDRÁULICA..... 129
A.3.1 - Conteúdo 129
A.3.2 - Metodologia..... 129

A.3.3 - Importância 129

A.4 - DECLIVIDADE 130
A.4.1 - Conteúdo 130
A.4.2 - Metodologia 130
A.4.3 - Importância 130

A.5 - PEDOLOGIA 131
A.5.1 - Conteúdo 131
A.5.2 - Metodologia 131
A.5.3 - Importância 132

A.6 – UNIDADES GEOMORFOLOGICAS 132
A.6.1 - Conteúdo 132
A.6.2 - Metodologia 133
A.6.3 - Importância 133

A.7 - DENSIDADE DE DRENAGEM 133
A.7.1 - Conteúdo 133
A.7.2 - Metodologia 134
A.7.3 - Importância 134

A.8 - HIDROGEOLOGIA - DOMÍNIO POROSO 134
A.8.1 - Conteúdo 134
A.8.2 - Metodologia 135
A.8.3 - Importância 135

A.9 - HIDROGEOLOGIA – DOMÍNIO FRATURADO 136
A.9.1 - Conteúdo 136
A.9.2 - Metodologia 137
A.9.3 - Importância 137

A.10 - GEOLOGIA 137
A.10.1 - Conteúdo 138
A.10.2 - Metodologia 139
A.10.3 - Importância 139

A.11 - ÍNDICE DE COMPACIDADE E ÍNDICE DE FORMA 139
A.11.1 - Conteúdo 139
A.11.2 – Metodologia – Índice de compacidade 140
A.11.3 - Metodologia – Índice de forma 140
A.11.4 - Importância 141

A.12 - DENSIDADE DEMOGRÁFICA 141
A.12.1 - Conteúdo 141
A.12.2 - Metodologia 141
A.12.3 - Importância 142

A.13 – CONSERVAÇÃO DA APP - BMP 142
A.13.1 - Conteúdo 142
A.13.2 - Metodologia 143

A.13.3 - Importância..... 143

A.14 - USO DO SOLO..... 143
A.14.1 - Conteúdo 144
A.14.2 - Metodologia..... 144
A.14.3 - Importância..... 147

APÊNDICE B - PRINCIPAIS MAPAS E PLANOS DE INFORMAÇÃO (PIS) DA BASE DE DADOS GEORREFERENCIADOS..... 148

APÊNDICE C – PRINCIPAIS PLANOS DE INFORMAÇÃO (PIS) DE VULNERABILIDADE ESPECÍFICA E INTERMEDIÁRIOS..... 159

APÊNDICE D – PLANOS DE INFORMAÇÃO (PIS) FINAIS..... 169

APÊNDICE E - FORMULÁRIO DE CONSULTA A ESPECIALISTAS..... 172

APÊNDICE F – PLANILHA DE CÁLCULO DE IMPACTO. 176

APÊNDICE G – GLOSSÁRIO METODOLÓGICO..... 178

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Exemplo de inter-relação uso do solo e focos de alteradores de qualidade da água (von Sperling, 2005, modificado). 8
Figura 3.2 - Estrutura da Avaliação de Risco Ecológico (EPA, 1998, modificado). 17
Figura 3.3 - Diagrama da avaliação e gerenciamento de risco (acesso Internet: http://www.epa.gov/ttn/atw/toxsource/paradigm.html 05/05/2006, modificado). 19
Figura 3.4 - Plano de Análise de Risco (Chaves e Mainier, 2004). 20
Figura 3.5 - Estrutura básica da análise de risco ecológico (Hoppenstedt e Riedl, 2002, modificado). 23
Figura 3.6 - Técnica de agregação aritmética da informação (CEOTMA, 1983, modificado). 27
Figura 3.7 - Comparação entre modelo *booleano* e lógica *fuzzy* (Mendes e Cirilo, 2001). 31
Figura 4.1 - Fluxograma modelo L-THIA (modificado-acesso internet 23/03/2007: http://cobweb.ecn.purdue.edu/runoff/) 48
Figura 5.1 - Plano de análise. 51
Figura 5.2 – Processo de recodificação do PI temático em PI de vulnerabilidade específica (p.ex. Erodibilidade). 54
Figura 6.1 - Localização da Bacia (Reatto, 2003). 59
Figura 6.2 - Modelo Conceitual 66
Figura 6.3 - Fluxograma do procedimento de sobreposição – Magnitude do Impacto. 84
Figura 6.4 - Fluxograma do procedimento de sobreposição – Vulnerabilidade por águas superficiais 85
Figura 6.5 - Fluxograma do procedimento de sobreposição – Vulnerabilidade por águas subterrânea 86
Figura 6.6 – Fluxograma do procedimento de sobreposição – Caracterização do risco. 88
Figura 7.1 - Rede viária detectada (sem escala). 95
Figura 7.2 - Rede viária do SICAD (sem escala). 95
Figura 7.3 - Detecção de estradas na bacia do Capão Comprido (sem escala) 96

Figura 7.4 - Comparação dos valores da vulnerabilidade das águas subterrâneas por bacia. 100
Figura 7.5 - Risco de contaminação por águas subterrâneas - μ médio por sub-bacia. 108
Figura 7.6 - Risco de contaminação por águas subterrâneas 110
Figura 7.7 - Comparação entre os valores de pertinência observados e modelados. 112
APÊNDICE B.
Figura B. 1: Mapa da hidrografia 149
Figura B. 2: PI da distância de escoamento. 150
Figura B. 3: PI da distância hidráulica 151
Figura B. 4: PI da declividade 152
Figura B. 5: PI da Pedologia 153
Figura B. 6: PI da hidrogeologia – Domínio poroso. 154
Figura B. 7: PI da demografia 155
Figura B. 8: PI da conservação da APP -BMP 156
Figura B. 9: PI do uso do solo. 157
Figura B. 10: Mapa da rede de monitoramento. 158
APÊNDICE C
Figura C. 1: PI Magnitude do impacto. 160
Figura C. 2: PI Erosão 161
Figura C. 3: PI Vulnerabilidade por declividade. 162
Figura C. 4: PI Vulnerabilidade dos rios. 163
Figura C. 5: PI Vulnerabilidade fisiográfica. 164
Figura C. 6: PI Vulnerabilidade por águas superficiais. 165
Figura C. 7: PI Vulnerabilidade das águas subterrâneas 166
Figura C. 8: PI Vulnerabilidade por águas subterrâneas. 167
Figura C. 9: PI Adoção de BMP 168
APÊNDICE D
Figura D. 1: PI Risco por águas subterrâneas. 170
Figura D. 2: PI Risco por águas superficiais. 171

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Principais agentes poluidores da água (von Sperling, 2005, modificado)..... 10
Tabela 3.2 - Exemplo de matriz de sensibilidade resultante. 29
Tabela 4.1 - Concentração de P, N e SS nas águas de escoamento da bacia Capão Comprido (Avila, 2005). 35
Tabela 4.2 - Concentração média de poluente por evento em função do uso do solo (Baird e Jennings (1996, *apud* Prodanoff, 2005)). 38
Tabela 4.3 - Produção de contaminantes (kg $ha^{-1}ano^{-1}$) por uso de solo urbano (Prodanoff, 2005). 39
Tabela 4.4 - Valores médios de contaminantes observados no escoamento superficial de estradas (Prodanoff, 2005)..... 40
Tabela 4.5 - Critérios para classificação das sub-bacias (modificado-Caruso, 2001)..... 43
Tabela 4.6 - Uso do solo e risco de contaminação - Nova Scotia Environment and Labour Water and Wastewater Branch (NSEL, sem data, modificado)..... 45
Tabela 6.1 - Sub-bacias da Bacia do Lago Descoberto (Campana *et al.,* 1998, modificado)..... 60
Tabela 6.2 - Regime Pluviométrico (Campana *et al.*, 1998). 62
Tabela 6.3 - Planos de Informação (PIs) e mapas do SIG. 68
Tabela 6.4 - Características dos parâmetros por classe de uso do solo. 70
Tabela 6.5 - PIs utilizados para a avaliação da magnitude do impacto antrópico. 73
Tabela 6.6 - PIs utilizados para a elaboração dos PIs de vulnerabilidade específica. 76
Tabela 6.7 – PIs utilizados para caracterização do risco. 88
Tabela 6.8 – Concentração média de poluentes de tributários do lago Descoberto (Koide, 2006, modificado) 89
Tabela 6.9 - Vazões de tributários do lago Descoberto (Campana *et al.*,1998, modificado)..... 90
Tabela 7.1 - Pesos dos poluentes/parâmetros de poluição. 92
Tabela 7.2 - Uso do solo da bacia do lago Descoberto. 93
Tabela 7.3 - Uso do solo e magnitude do impacto na bacia do lago Descoberto. 93

Tabela 7.4 - Superfície classificada em funçao dos níveis de impacto do uso do solo nas águas do lago Descoberto, por sub-bacias. 97
Tabela 7.5- Estatísticas dos valores da função de pertinência μ da vulnerabilidade. 98
Tabela 7.6 - Limiares das classes de vulnerabilidade. 98
Tabela 7.7 - Densidade de drenagem (*Dd*)das sub-bacias da área de estudo. 99
Tabela 7.8 - Superfície classificada em funçao dos níveis de vulnerabilidade por águas subterrâneas por sub-bacias. 101
Tabela 7.9 – Índice de Compacidade das sub-bacias. 102
Tabela 7.10 – Superfície classificada em função dos níveis de vulnerabilidade por águas superficiais por sub-bacias. 103
Tabela 7.11 – Superfícies da APP, de uso e remanescente e NRVI das sub-bacias. 104
Tabela 7.12- Estatísticas dos valores da função de pertinência do risco de contaminação. 105
Tabela 7.13 – Superfície das sub-bacias classificada em função do nível de risco oferecido ao lago Descoberto por águas subterrâneas. 106
Tabela 7.14 - Valores estatísticos do nível de risco (μ*1000) oferecido por águas subterrâneas ao lago Descoberto pelas sub-bacias. 107
Tabela 7.15 - Superfície das sub-bacias classificada em função do nível de risco oferecido ao lago Descoberto por águas superficiais. 109
Tabela 7.16- Valores estatísticos do nível de risco (μ*1000) oferecido por águas superficiais ao lago Descoberto pelas sub-bacias. 109
Tabela 7.17 - Carga específica dos tributários. 111
Tabela 7.18 - Valores da função de pertinência observados 111
Tabela 7.19- Valores da função de competência observados e modelados 112
Tabela A.1 - Valores do fator de erodibilidade dos solos (*K*). 132
APÊNDICE E
Tabela E. 1- Planilha de cálculo de impacto. 177

LISTA DE SIMBOLOS, ABREVIAÇÔES E NOMENCLATURA

μ	- Grau de pertinência [1]
v	- Valor do atributo
μg	- Micrograma
A	- Área
Adim.	- Adimensional
AGNPS	- Agricultural Non Point Sources
ANSWER	- Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation
APA	- Área de Proteção Ambiental
APP	- Área de Preservação Permanente
ARA	- Análise de Risco Ambiental
As	- Arsênico
BPM	- Best Management Practice
Ca	- Concentração final do poluente
Ca_i	- Concentração inicial do poluente
C	- Comprimento do rio
CAESB	- Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
Cd	- Cádmio
CEOTMA	- Centro de Estudos de Ordenacion Del Territorio Y Medio Ambiente
CETESB	- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental.
CN	- Curva número
CODEPLAN	- Companhia de Desenvolvimento do Planalto Central
Coef.	- Coeficiente
Cr	- Cromo
Cu	- Cobre
cf	- Confronte
d	- Distância
D	- Dano
Dd	- Densidade de drenagem
DBO	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO_5	- Demanda Bioquímica de Oxigênio de 5 dias

DQO - Demanda Química de Oxigênio

DF - Distrito Federal

E - Índice ecológico

EMC - Concentração Média por Evento

EPA - Agência de Controle ambiental dos EUA

Eq. - Equação

EUA - Estados Unidos da América

ESRI - Environmental System Research Institute Inc.

Er - Erosão estimada para estradas vicinais em m^3/m ano

exp. - Expoente

F - Índice de sensibilidade

FNEA - Análise por falhas e efeitos

FTA/ETA - Análise por Árvore de falha/evento

FWR - Foundation for Water Research

GDF - Governo do Distrito Federal

GO - Goiás

GRID - Estrutura em grades regulares.

ha - Hectare

Hab. - Habitantes

HAZOP - Estudo de Perigo e Operabilidade

HEC-GeoHMS - Geospatial Hydrologic Modeling Extension do Hydrologic Engineering Center

Hg - Mercúrio

i.e. - Isto é

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INCRA - Instituto de Colonização e Reforma Agrária

INPE - Instituto Nacional de Pesquisa Espacial

IQA - Índice de Qualidade da Água

k - Taxa de decaimento

K - Índice de erodibilidade do solo da USLE (t.h/MJ.mm)

Kc - Coeficiente de Compacidade

[1] Em alguns mapas ou gráficos, por limitações do programa de elaboração, esse símbolo não é reproduzido, nesses casos utilizou-se "mi".

Kf	-Coeficiente de Conformação
km	- Quilômetro
L	- Litro
Log	- Logaritmo decimal
L-THIA	- Long-Term Hydrologic Impact Assessment
m	- Metro
máx.	- Máximo(a)
mg	- Miligrama
Mg	- Magnésio
mín.	- Mínimo(a)
Mj	- Megajoule
mm	- milímetro
MNT	- Modelo Numérico do Terreno
n.	- número
N	- Nitrogênio
Na	- Sódio
NH_3	- Nitrogênio amoniacal
ND	- Não disponível
n.d.a.	- Nota do autor
Ni	- Níquel
NMP	- Número Mais Provável
NRVI	- Índice Normalizado de Vegetação Remanescente
NSEL	- Nova Scotia Environment and Labour Water and Wastewater Branch
NO_2	- Nitrito
NO_3	- Nitrato
P	- Probabilidade
P	- Fósforo
p. ex.	-Por exemplo
PI	- Plano de Informação
Pb	- Chumbo
PDOT	- Plano de Ordenamento Territorial
pH	- Potencial hidrogeniônico
PICAG	- Projeto Integrado de Colonização Alexandre de Gusmão

PMSP	- Prefeitura do Município de São Paulo
PR	- Estado do Paraná
PTARH	- Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da Universidade de Brasília
R	- Risco
R^2	- Coeficiente de determinação
RA	- Região administrativa
S	- Declividade
SANEAGO	- Companhia de Saneamento do Estado de Goiás
SCS	- Soil Conservation Service
SD	- Sólidos dissolvidos
SEMARH	- Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos
SICAD	- Sistema Cartográfico do Distrito Federal
SIG	- Sistema de Informações Geográficas
SP	- Estado de São Paulo
SPOT	- Satellite Pour l´Observation de la Terre
SPRING	- Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas
SS	- Sólidos em suspensão
ST	- Sólidos totais
SuDS	- Sustainable drainage system
t	- Tonelada
T	- Tempo de detenção
TIN	- Rede de Triângulos Irregulares
Tr	- Tempo de retorno
UAL	- Carga da unidade de área
USDA-SCS	- United States Department of Agriculture – Soil Conservation Service
USLE	- Equação Universal de Erosão do Solo
uT	- Unidades de Turbidez
UTM	- Universal Transversa de Mercador
v	- Velocidade.
V	- Valor resultante
w	- Peso do atributo
Zn	- Zinco

1 - INTRODUÇÃO

A água é fundamental para o desenvolvimento de qualquer atividade humana e, para cada um dos seus usos, é necessário que certas características qualitativas sejam respeitadas.

Obter água de boa qualidade para o abastecimento humano torna-se uma necessidade fundamental, uma vez que a água potável é de grande importância não apenas pela capacidade de dessedentar, mas também pela possibilidade de, se contaminada, poder se tornar um veículo direto de vários agentes causadores de doenças graves (Branco, 1972).

As águas para o abastecimento humano devem ser submetidas a tratamento, mas a proteção do manancial é igualmente importante, pois seu comprometimento por elementos nocivos à saúde encarece o processo de tratamento e pode, até, impedir sua utilização.

A poluição difusa, oriunda da crescente urbanização e da expansão da agricultura, devido à grande quantidade de poluentes carreados pelas águas de drenagem dessas áreas, já é uma importante causa de degradação dos recursos hídricos no País (Chavez, 2005).

As características da água bruta dependem das condições naturais e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica (von Sperling, 2005). Um bom planejamento e gerenciamento de uma bacia hidrográfica, portanto, não pode prescindir de uma ferramenta que permita prever e avaliar o escoamento superficial, a perda de solo e a possível carga de poluentes gerada pelas atividades nela desenvolvidas, além do controle de fontes pontuais de poluentes.

Teoricamente, o melhor método para avaliar a geração e transporte de poluente de origem difusa, ligada ao manejo da bacia, é estabelecer uma ampla rede de monitoramento. Contudo as fontes de poluição difusa não podem ser monitoradas nos pontos de lançamento e os próprios pontos de lançamento são difíceis de serem localizados (Mostaghimi *et al.,* 1997). Assim, o alto custo operacional e a dificuldade de identificar a "área crítica", i.e., que contribui de maneira mais importante com sedimentos e poluentes químicos, constituem entraves à sua aplicação.

Como alternativa, os modelos matemáticos constituem uma das melhores ferramentas para a análise de problemáticas relacionadas ao uso dos recursos hídricos. Com eles é possível prever as conseqüências de diferentes alternativas de manejo da bacia e reduzir sensivelmente o custo do gerenciamento da bacia (Lovejoy, 1997).

A maioria dos modelos tenta simular o sistema físico, usando informações geográficas e de processo, para avaliar os impactos na qualidade da água de diferentes alternativas de manejo, procurando as melhores práticas (BMP - *Best Management Practices*).

Na busca de resultados mais próximos à realidade, os modelos adquiriram uma complexidade sempre maior, requerendo uma grande quantidade de dados para calibrá-los e validá-los e um grande empenho, tanto financeiro como humano, por parte do órgão gestor.

Devido aos sempre limitados recursos financeiros e humanos disponíveis e à grande extensão territorial da bacia a ser monitorada, é necessário identificar e priorizar aquelas áreas críticas mais favoráveis à degradação do manancial, para poder concentrar os esforços e os limitados recursos visando a um efetivo controle da poluição difusa.

Este trabalho tem o objetivo de desenvolver uma metodologia de rápida aplicação, utilizando dados de fácil aquisição, baseada em análise de risco, que permita a identificação dessas áreas críticas, que necessitam ser estudadas mais detalhadamente visando à adoção de medidas para reduzir sua contribuição de contaminantes ao manancial.

Para s realização deste trabalho, escolheu-se a bacia do lago Descoberto como caso de estudo, considerando sua importância para o abastecimento do Distrito Federal e a constatação que a boa qualidade de sua água vem sendo comprometida por causa de ocupação urbana, atividade rural, uso de agrotóxicos e movimentação de terra (CAESB, 2005).

Organizou-se o texto em sete capítulos, incluindo a presente introdução, que constitui o primeiro.

No segundo capítulo expõem-se os objetivos a serem perseguidos.

No terceiro capitulo, apresentam-se as bases teóricas dos conceitos de contaminação, análise de risco e geoprocessamento, que constituem o motivo condutor do inteiro estudo. Objetivou-se esclarecer as diferenças entre os termos poluição e contaminação, e, ao mesmo tempo, evidenciar sua convergência na engenharia sanitária. Analisam-se os principais poluentes e/ou seus indicadores. Visa-se, também, a salientar as diferenças entre uma análise de risco clássica, e a análise de risco ambiental, além de expor as principais metodologias adotadas. É tratada, também, a importância do geoprocessamento e dos sistemas de informação geográfica (SIG) em trabalhos que envolvam análise de risco ambiental.

No quarto capítulo, que constitui a revisão bibliográfica, analisam-se as pesquisas desenvolvidas recentemente, visando a melhor definir a poluição difusa, avaliar o risco ambiental, assim como a sugerir metodologias para identificar as áreas críticas e sua priorização, mediante o uso de SIG.

No quinto capítulo, descreve-se a área de estudo, os materiais utilizados e a metodologia adotada. Sugere-se que a avaliação de risco se desenvolva em três fases: formulação do problema, análise e caracterização. A metodologia apresentada segue a Análise de Risco Ecológico da Agência de Proteção Ambiental norte-americana (EPA) e vale-se de técnicas de sensoriamento remoto, ferramentas de SIG e análise multicritério, que permitem a obtenção de dados fisiográficos, a ponderação e a integração destes com as informações do uso e cobertura do solo.

No sexto capítulo, apresentam-se e se discutem os resultados obtidos e, no sétimo, expõem-se as conclusões do estudo e se indicam caminhos para as próximas pesquisas.

2 - OBJETIVOS

2.1 - OBJETIVOS GERAIS

- A partir de um estudo de caso, desenvolver uma metodologia, baseada em análise de risco, que subsidie a gestão dos recursos hídricos, identificando as áreas, de maior contribuição efetiva ou potencial de carga de poluição difusa.

2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Organizar num SIG as informações referentes às características fisiográficas e de uso do solo da bacia do lago Descoberto.
- Ordenar, por meio de uma análise multicritério/multiobjetivo, as classes de uso do solo em função do risco de contaminação que oferecem ao lago Descoberto.
- Elaborar um plano de informação da bacia do lago Descoberto que avalie a vulnerabilidade das áreas à ocupação da bacia.
- Ordenar as áreas, em nível de sub-bacias, em função da provável carga poluidora gerada e comparar os resultados com os obtidos por meio de processamento de dados laboratoriais de análise da qualidade da água dos tributários do lago descoberto.

3 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

De difícil conceituação, a avaliação de risco possui significados diferentes para pessoas diferentes.

Spadotto e Gomes (2004) sustentam que, ao estudar o risco de contaminação de um corpo d'água, é necessário averiguar se o objeto de estudo é sua potabilidade ou a toxicidade a organismos aquáticos**.**

O termo "contaminação", no contexto de um manancial para o abastecimento humano, é esclarecido objetivando identificar o compartimento ambiental, os recursos naturais e os contaminantes de interesse.

Apesar de as fontes pontuais serem as principais causas da degradação dos corpos d'água brasileiros, no caso em estudo, o maior risco de contaminação advém da poluição difusa.

Neste capítulo, os principais contaminantes e suas fontes são brevemente analisados. Sem querer esgotar o assunto, pretende-se apenas permitir a identificação dos parâmetros e variáveis que devem ser considerados numa avaliação de risco de contaminação de um manancial para abastecimento doméstico.

Em sua formulação mais simples e genérica, o risco pode ser traduzido por uma equação matemática, sendo definida como o produto da probabilidade de ocorrer o evento danoso por suas conseqüências previstas. A literatura apresenta uma série de técnicas para a análise de risco ligado às diversas áreas de interesse, todavia, ainda existem controvérsias quanto ao significado de "análise de risco ambiental" (Spadotto e Gomes, 2004).

Na análise de risco ambiental, devido à falta de informações precisas e à impossibilidade de se criar uma função de densidade de probabilidade, tais técnicas não são aplicáveis.

Algumas alternativas para avaliar tais riscos ambientais são aqui analisadas e, em particular, apresenta-se o método sugerido pela EPA (1988).

As vantagens do uso das modernas técnicas de geoprocessamento, que permitem elaborar e apresentar dados cartográficos, estatísticos e oriundos de sensoriamento remoto, são apresentadas, salientando a importância dessas técnicas nos estudos de análise de risco ambiental.

3.1 - CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA

De um lado, poluir significa alterar artificialmente a qualidade físico-química da água de forma suficiente a superar os limites preestabelecidos para um determinado fim. Do outro, por água contaminada, entende-se aquela que possui organismos patogênicos, substâncias tóxicas e/ou radioativas em teores prejudiciais à saúde do homem. Assim, nem toda água poluída é contaminada, mas toda água contaminada é poluída (Manoel Filho, 2000).

No caso do uso da água para abastecimento humano, os dois conceitos, mesmo que distintos, estão intimamente ligados, em que um é a conseqüência do outro. Na engenharia sanitária, diz-se que a água está poluída se ameaçar a saúde pública (Manoel Filho, 2000).

Os tratamentos convencionais exigem que a água bruta esteja dentro de um determinado padrão de qualidade, pois a presença de poluentes num manancial pode gerar variações rápidas e inesperadas da qualidade da água, doenças de origem bacteriana, dureza excessiva, corrosão das canalizações, cor, sabor e odor desagradáveis, desenvolvimento de algas, formação de espuma, elevação do custo de tratamento (Derísio, 1992).

Os tratamentos especiais de águas poluídas visam a eliminar várias conseqüências diretas da poluição, tais como o aumento da matéria orgânica, elevadas concentrações de patogênicos, sabor e odor produzidos pelos próprios elementos poluentes, etc. (Branco, 1972). O custo desses tratamentos é muitas vezes tão elevado que inviabiliza o uso da água para fim de abastecimento doméstico.

Os principais e mais utilizados parâmetros de qualidade da água são: coliformes, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio (N) total, fósforo (P) total, temperatura, turbidez, resíduo total, oxigênio dissolvido (OD), dureza, cloro e elementos tóxicos.

Para o uso doméstico, maior atenção é dada, aos sólidos dissolvidos, elementos tóxicos, coliformes e à turbidez (CEOTMA, 1983).

Para avaliar a qualidade da água, a CAESB adota o índice de qualidade da água (IQA), que considera nove parâmetros: coliformes, pH, DBO, nitrogênio total, fósforo total, temperatura, turbidez, resíduo total e OD. Esse índice foi desenvolvido para avaliar a qualidade da água, tendo como determinante principal sua utilização para o abastecimento público, considerando aspectos relativos ao seu tratamento. Esse índice não substitui uma avaliação detalhada da água, todavia é útil para fornecer uma avaliação integrada (Derísio, 1992).

3.1.1 - Fontes de poluição e sua implicação na qualidade da água

A bacia hidrográfica é usualmente definida como uma área de captação natural da água da precipitação que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída, seu exutório.

Numa bacia hidrográfica, o impacto decorrente da alteração do uso do solo se reflete em todos os componentes do ciclo hidrológico, assim como na qualidade da água e no transporte de sedimentos (Mendes e Cirilo, 2001).

A poluição pode ser de caráter pontual, quando os poluentes atingem o corpo d'água de forma concentrada no espaço, e difusa, quando a poluição se dá ao longo de toda a extensão do corpo receptor (von Sperling, 2005).

Esta inter-relação entre uso e ocupação do solo e focos de alteradores da qualidade da água é bem exemplificada por von Sperling (2005) na Figura 3.1.

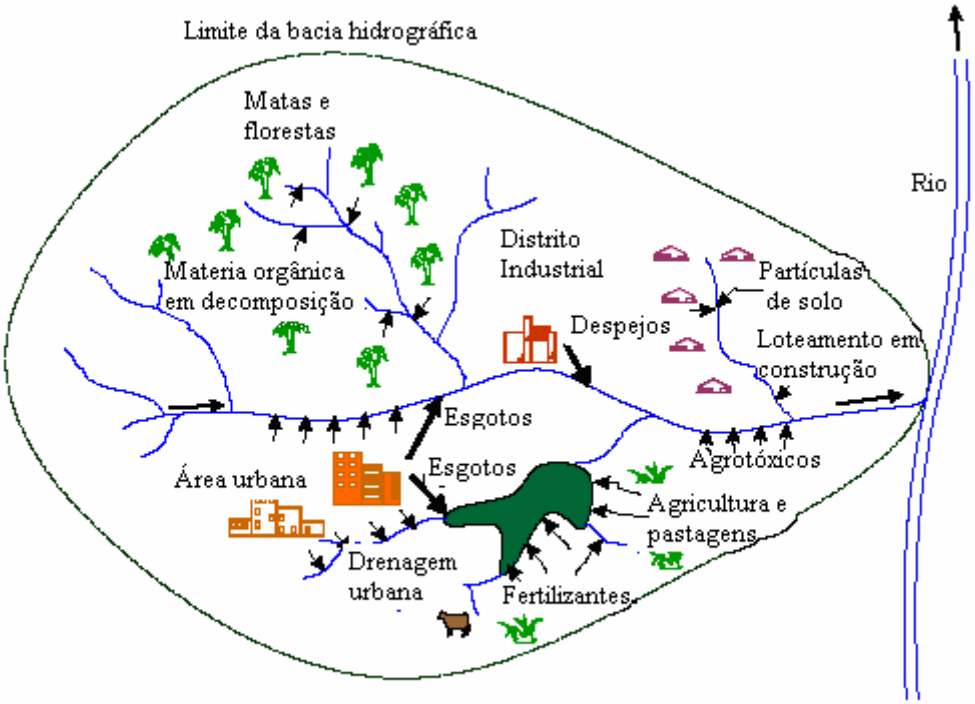


Figura 3.1 - Exemplo de inter-relação uso do solo e focos de alteradores de qualidade da água (von Sperling, 2005, modificado).

Em águas superficiais, Derísio (1992) caracteriza cinco tipos de fontes de poluição:

- Poluição natural: não está associada à atividade humana, é causada por chuvas e escoamento superficial, salinização e decomposição de vegetais e animais. Por não ser possível seu controle direto, não se realizam levantamentos específicos;
- Poluição industrial: causada pelos resíduos líquidos (e também sólidos e gasosos, n.d.a.) dos processos industriais;
- Poluição urbana: deriva dos esgotos domésticos (quanto à poluição oriunda das águas de drenagem, cf subitem 4.2). Dispõe-se de tecnologia de controle, o levantamento e controle deve ser executado cuidadosamente;
- Poluição agropastoril: decorre da aplicação de defensivos agrícolas e fertilizantes, excrementos de animais e erosão. É de difícil controle. Necessita de um esquema de conscientização elevado; e
- Poluição acidental: deriva de derramamento de substâncias prejudiciais. As ações de controle são de emergência. Entretanto, as ações devem ser previstas e o acidente prevenido.

De acordo com as definições de Derísio (1992), poder-se-ia classificar como poluição difusa, a natural e a agropastoril; como concentrada, a industrial, a urbana e a acidental. Atualmente, a poluição urbana é considerada difusa, por levar em conta os poluentes carreados pela água de drenagem das áreas urbanizadas (PMSP, 1999).

Ao avaliar os efeitos dos poluentes nos corpos d´água receptores, é importante destacar que *"as águas suportam carga de resíduos (até mesmo de esgotos) desde que seu volume tenha capacidade para diluí-la. Microorganismos, protozoários, fungos, bactérias, peixes e plantas proliferam em ambiente aquático e são capazes de aproveitar o material orgânico lançado. Executam o processo de nutrição e digestão e mineralizam esse material. Cascatas, corredeiras, ação dos ventos e da gravidade ajudam no processo"* (Santos, 2006).

Portanto, um rio já comprometido, sem capacidade de assimilar os despejos, alcançará o corpo receptor sem ter reduzido a sua carga. Entretanto, um rio com uma boa qualidade da água conseguirá eliminar, dentro de determinados limites, as cargas poluidoras que porventura o alcancem.

Von Sperling (2005) vai além, sustenta que "*a capacidade que um corpo d'água tem de assimilar despejos, sem apresentar problemas ambientais, é um recurso natural que pode ser explorado"* e sugere que, dentro de critérios técnicos seguros bem definidos e com parcimônia, essa capacidade seja utilizada como um complemento ao tratamento de esgotos.

A Tabela 3.1 resume e completa as informações apresentadas neste e nos próximos subitens.

Tabela 3.1 – Principais agentes poluidores da água (von Sperling, 2005, modificado).

Constituinte	Principais Parâmetros	Águas Pluviais URBANAS	Águas Pluviais AGROPASTORIS	Possível efeito poluidor
SS	Turbidez	XX	X	Problemas estéticos; depósitos de lodo; absorção de poluentes; proteção de patogênicos.
Matéria orgânica biodegradável	DBO	XX	X	Consumo de OD; mortandade de peixes; condições sépticas.
Nutrientes	Nitrogênio e fósforo.	XX	X	Crescimento excessivo de algas; toxicidade aos peixes (amônia); doença em recém-nascidos (nitrato); poluição da água subterrânea.
Organismos patogênicos	Coliformes fecais	XX	X	Doenças de veiculação hídrica.
Matéria orgânica não biodegradável	Pesticidas; alguns detergentes; produtos farmacêuticos; outros.	X	XX	Toxicidade; espumas; redução de transferência de oxigênio; biodegradabilidade reduzida ou inexistente; maus odores (p.ex. fenóis).
Metais	Elementos específicos (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn).	X		Toxicidade; inibição de tratamento biológico de esgotos; contaminação de águas subterrâneas.
SD inorgânicos	SD		X	Salinidade excessiva; toxicidade; problema de permeabilidade do solo (sódio).

Legenda: X pouco XX: médio XXX: muito (utilizado apenas para poluição concentrada)

3.1.2 - Poluição natural e agropastoril

Segundo Spadotto e Gomes (2004) os impactos ambientais ligados à agricultura podem ser vistos sob diferentes perspectivas:

- Intrínsecos: com efeitos da atividade agrícola sobre a própria agricultura;
- Extrínsecos: com efeitos que surgem nas atividades agrícolas e que se expandem além dos seus limites;
- Externos: originários de outras atividades e não da própria agricultura.

Como exemplo de impacto extrínseco, esses autores citam a contaminação de água para o abastecimento humano afetada por contaminantes agrícolas.

Nos fenômenos de poluição difusa de águas superficiais, grande importância é dada à erosão.

A erosão é o processo de desprendimento e arraste de partículas do solo. Apesar de o vento também exercer certa atividade, o principal agente erosivo é a água que não infiltra no solo (Bertoni e Lombardi Neto, 1990).

De acordo com Bertoni e Lombardi (1990), a erodibilidade reflete as propriedades inerentes do solo: a permeabilidade, a capacidade de absorção, a resistência ao salpicamento, à abrasão e às forças de transporte da chuva.

Wischemeier e Smith (1978), ao elaborarem a equação universal de perda de solo (USLE), atribuíram a cada tipo de solo um valor "*K*" (t.h/MJ.mm) que indica sua erodibilidade.

De fato, a erosão hídrica transporta partículas de solo, nutrientes e agroquímicos, que causam problemas na qualidade e disponibilidade da água (Merten *et al., apud* Bloise *et al.*, 2001).

São conhecidos três tipos de erosão: laminar, em sulcos e em voçorocas. A erosão laminar remove camadas finas de solo sobre toda a área e, por ser menos perceptível, é considerada por Bertoni e Lombardi Neto (1990) a mais perigosa.

Cunha dos Anjos e van Raij (2004) salientam que, além da perda de solo, os danos causados pela erosão são: o assoreamento de canais naturais de drenagem, a sedimentação de reservatórios de água, a poluição de mananciais por resíduos da agricultura, o aumento do custo de tratamento, o risco de enchentes e a alteração dos ecossistemas aquáticos.

A poluição de mananciais com resíduos da agricultura se dá pela presença de agrotóxicos e fertilizantes.

Os fertilizantes contribuem para o aumento da disponibilidade de nutrientes, notadamente fósforo e nitrogênio, que freqüentemente provocam a eutrofização em águas epicontinentais (Esteves, 1988). Nesse caso, não é apenas o grau de toxicidade dos elementos que exprime sua periculosidade. De fato, as concentrações desses nutrientes usualmente encontradas são pequenas, e os efeitos negativos da eutrofização são bem mais severos que seus moderados efeitos nocivos à saúde humana (Branco, 1973).

Por eutrofização, entende-se o excessivo crescimento de plantas aquáticas, em níveis que interferem com o uso da água pretendido (Thomann e Muller, 1987). Para controlar a eutrofização, maior atenção é dada ao controle de aporte de fósforo, que constitui o nutriente limitante ao crescimento das populações de algas (von Sperling, 2005).

Von Sperling (1994) salienta que a conseqüência imediata da eutrofização é um desequilíbrio do balanço do oxigênio dissolvido (OD). Nessa situação de anaerobiose, ocorre a solubilização do fosfato, agravando assim a situação, a predominância de compostos reduzidos, tais como gás sulfídrico, metano e amônia, os quais trazem graves inconvenientes à água para abastecimento, a floração de cianobactérias, que conferem fortes odores e sabores e a eventual liberação de toxinas.

Esteves (1988) observa que um lago em estado eutrófico, devido à citada solubilização de fosfatos, denominada de "fertilização interna", mantém-se nesse estado, mesmo eliminando todas as fontes externas de nutrientes. Disso advém a necessidade de ações preventivas visando a reduzir o aporte de nutrientes ao lago.

Além de serem fonte de nutrientes, os fertilizantes são responsáveis, também, pela carga de metais pesados oriundos das rochas fosfatadas e calcárias de onde são extraídos. Outras fontes de metais pesados são os agrotóxicos e o esterco (Oliveira-Filho e Lima, 2002).

Oliveira-Filho e Lima (2002) destacam a importância dos agrotóxicos por serem intencionalmente biocidas e por serem responsáveis pela introdução no ambiente de matéria orgânica não biodegradável que, em meio aquático, dá-se por aplicação direta, deriva, escoamento superficial ou subterrâneo.

Resíduos orgânicos, fezes, carcaças de animais e água de esgotamento de quintais podem introduzir no corpo d'água material orgânico biodegradável. Essa contaminação, entretanto, é mais importante em áreas urbanas e, portanto, será tratada a seguir.

3.1.3 - Poluição urbana

De acordo com a PMSP (1999), as principais fontes geradoras de cargas difusas urbanas são: a deposição atmosférica, o desgaste da pavimentação, as descargas de veículos, os restos de vegetação, o lixo, a poeira, os dejetos de animais, os derramamentos e a erosão. Essa lista é válida para os países desenvolvidos, onde os problemas de esgotamento são praticamente resolvidos (von Sperling, 2005). Na área de estudo, onde existem adensamentos urbanos sem esgotamento, a poluição oriunda de esgotos a céu aberto e/ou vazamentos de fossas sépticas deve ser considerada.

É interessante observar que todas as fontes acima citadas estão relacionadas com a densidade habitacional. De fato, Souza (1990) salienta que a DBO e a introdução de seres patogênicos é proporcional à população urbana da bacia.

É notório que a DBO é uma medida indireta da quantidade de matéria orgânica presente no corpo d'água e é entendida como a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação dessa por parte de microorganismos. Se a concentração da carga orgânica for grande, todo o OD é consumido, levando às condições prejudiciais de anaerobiose (Derísio, 1992) precedentemente descritas por von Sperling (1994). As principais fontes de matéria orgânica são os lançamentos de esgoto e a água de drenagem de áreas urbanas (von Sperling, 2005).

Os lançamentos de esgotos e as águas de drenagem de áreas urbanas não esgotadas são responsáveis também pela contaminação por seres patogênicos. Segundo Derísio (1992), detectar a presença de seres patogênicos é, na prática, inviável e, portanto, usam-se indicadores de sua possível presença. O número de coliformes fecais presentes tem se mostrado o melhor indicador. A presença de coliformes fecais, em si, não é um perigo para a saúde pública, mas aponta para a presença de seres causadores de problemas à saúde.

Entre os nutrientes presentes nas águas de drenagem urbana, destaca-se o fósforo por estar presente nos detergentes, em aditivos para o óleo lubrificante e em fertilizantes para jardins (PMSP, 1999).

Thomann e Muller (1987) apresentaram uma lista ordenada das principais fontes de nutrientes. Os lançamentos de esgoto municipal e industrial ocupam os primeiros lugares e somente no final da lista se encontram as águas de drenagem urbanas e suburbanas, mais importantes apenas que as precipitações atmosféricas. Novamente, cabe salientar que esses dados se referem a áreas urbanas esgotadas e agrícolas intensivamente exploradas, situações típicas de países desenvolvidos, que não refletem a realidade da área de estudo.

3.1.4 - Contaminação das águas subterrâneas

Ao avaliar o risco de contaminação de águas subterrâneas, CEOTMA (1983) salienta que cinco fatores devem ser considerados: hidrografia, geologia; topografia, pedologia e vegetação.

Em termos gerais, CEOTMA (1983) afirma que o risco de contaminação de águas subterrâneas cresce com a permeabilidade e proximidade do lençol freático à superfície e decresce com a declividade e a profundidade da rocha mãe.

Segundo Manoel Filho (2000), o Office of Technology Assessment distingue as seguintes fontes de contaminação de águas subterrâneas:

- Fontes projetadas para recepção de substâncias (p.ex. fossas sépticas);
- Fontes projetadas para armazenar, tratar ou receber substâncias (p.ex. aterros sanitários);
- Fontes projetadas para reter substâncias durante o transporte (p.ex. oleoduto);
- Fontes produtoras de substâncias em virtude de outras atividades (p.ex. agricultura);
- Fontes que podem atuar como condutoras da água contaminada (p.ex. poços);
- Fontes naturais criadas por atividade humana (p.ex. interação entre águas superficiais contaminadas e subterrâneas).

Tucci (2001/a) separa o escoamento em superficial, subsuperficial e subterrâneo ou de base.

O escoamento subsuperficial e subterrâneo podem também ser agentes de transporte de contaminantes ao manancial nos casos em que as águas subterrâneas sejam atingidas por poluentes. Nesse estudo, considerou-se o escoamento subsuperficial e subterrâneo num só compartimento ambiental: águas subterrâneas.

3.2 - AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL

Desde os tempos antigos, o risco esteve sempre presente em qualquer atividade humana e, no dia-a-dia, efetua-se continuamente sua avaliação ao tomar qualquer decisão.

A avaliação quantitativa do risco começou a ser desenvolvida no final da idade média, visando a reduzir os riscos de perdas financeiras ligadas às atividades comerciais e bancárias. Grande impulso ao aprofundamento do estudo da avaliação de risco, adveio dos estudos sobre cálculos de probabilidade e pesquisa operacional, desenvolvidos a partir da primeira guerra mundial, que garantem seu suporte racional (Giuseppetti *et al.*, 2004).

Pode-se dizer que a Análise de Risco Ambiental (ARA) é uma espécie do gênero Análise de Risco que, segundo Aurand *et al.* (2000, *apud* Chaves e Mainier, 2004), permite a avaliação das possíveis conseqüências das atividades humanas e grandes catástrofes, com foco no meio ambiente e utilizando processos metodológicos próprios.

De acordo com Wadge *et al.* (1993), os perigos ambientais derivam de um subconjunto de processos que afetam a superfície da Terra. Para a avaliação do risco, existem duas distintas abordagens: a dedutiva, que faz uso de representações matemáticas, como no presente estudo, e a indutiva, que prevê o perigo por meio da caracterização de eventos danosos que aconteceram no passado.

A EPA (1998) elaborou um manual propondo uma metodologia para a avaliação do risco

ecológico.

De acordo com essa metodologia, a avaliação de risco se desenvolve em três fases: formulação do problema, análise e caracterização do risco. Identificados os perigos, é analisada a sensibilidade do meio e a dimensão do impacto. O risco é caracterizado pelo cruzamento dessas informações. A estrutura proposta é resumida na Figura 3.2 e as três fases serão analisadas nos subitens a seguir.

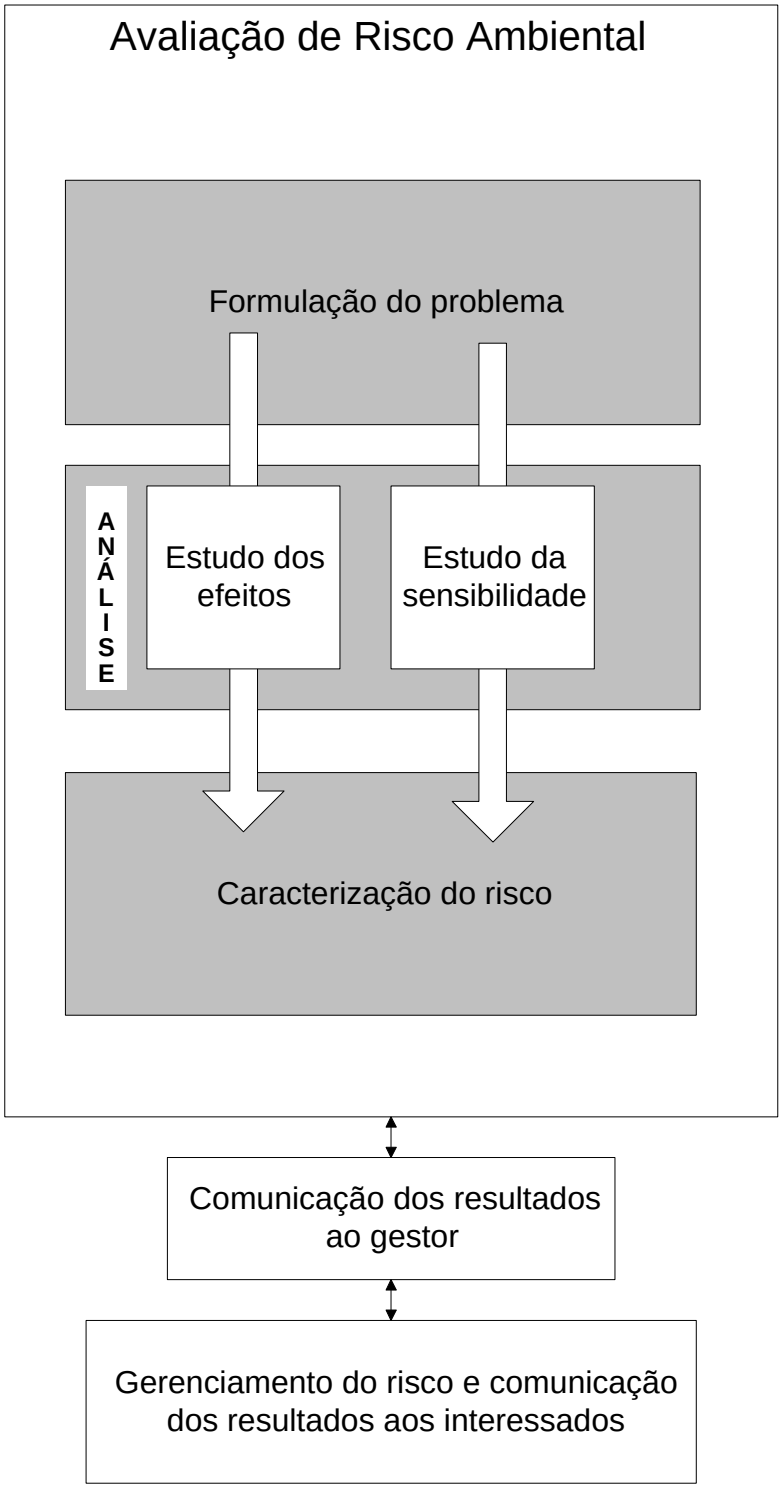


Figura 3.2 - Estrutura da Avaliação de Risco Ecológico (EPA, 1998, modificado).

Vieira (2005) propôs uma metodologia cuja estrutura, apesar de mudanças nos termos, que é usual e cria certa confusão nessa área, é a mesma da sugerida pela EPA: identificação (formulação), análise e avaliação (caracterização).

Com efeito, para o autor, a Análise de Risco *(lato sensu)* compreende duas fases:

- Qualificação ou identificação dos riscos;
- Quantificação ou avaliação dos riscos.

Para Vieira (2005), a caracterização dos riscos é efetuada, após "análise perspicaz e aprofundada" (*stricto sensu*) das informações da dimensão do impacto e da sua probabilidade de acontecer.

É importante salientar que, numa análise de risco de contaminação de corpos hídricos, a probabilidade de um poluente alcançar um manancial está estritamente ligada a suas características fisiográficas. Portanto, há concordância de visão, *mutatis mutandis*, nos métodos de avaliação de risco descritos por Vieira (2005) e pela EPA (1988).

De acordo com a EPA, a caracterização do risco deve servir, em última análise, a gerenciar o risco. Constitui elemento de entrada (*input*) da fase decisória, junto com as opções de controle, considerações legais e outros fatores econômicos e sociais, e funciona de elo entre as fases de avaliação e de gerenciamento, isto é; entre a comunidade e os órgãos decisórios. Daqui, a importância de ser apresentada de forma facilmente inteligível, como detalhado no subitem 3.3.2.

É importante observar que fatores econômicos e sociais, assim como medidas de controle e considerações legais, não são levados em conta pela EPA para efetuar a avaliação do risco ambiental, mas são considerados na fase de gerenciamento.

O gerenciamento de risco visa a, segundo Viana (2005), tornar mais eficiente o uso dos recursos disponíveis por meio de uma estratégia de atuação que inclua a comunicação constante com a sociedade envolvida.

A Figura 3.3 resume a visão da EPA, e complementa a Figura 3.2.

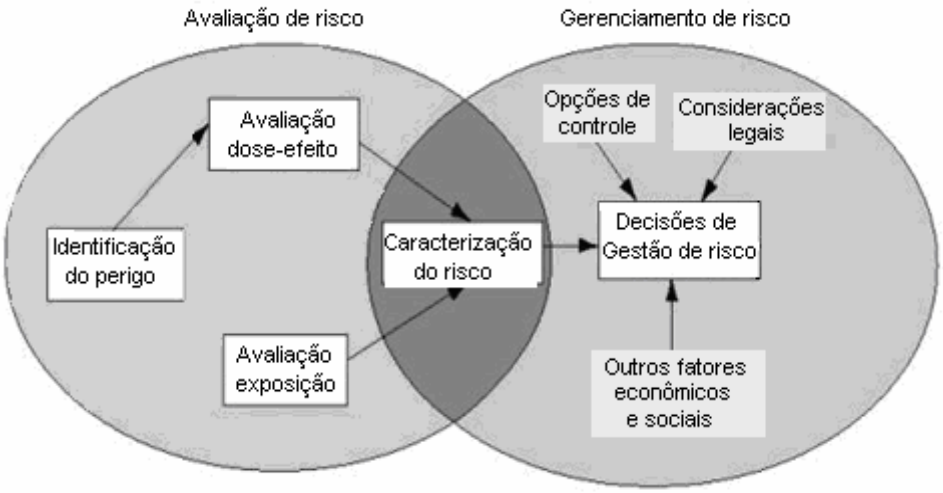


Figura 3.3 - Diagrama da avaliação e gerenciamento de risco (acesso Internet: http://www.epa.gov/ttn/atw/toxsource/paradigm.html 05/05/2006, modificado).

Essa metodologia de avaliação e gerenciamento de risco, apesar de ter sido elaborada para riscos de derramamento de produtos nocivos, pode ser aplicada, com as devidas interpretações, aos estudos de risco ambiental que têm como objeto as atividades humanas.

3.2.1 - Fase de formulação do problema

Nesta fase, descrevem-se os poluentes, as fontes, os efeitos, o ecossistema e o corpo receptor. Identificam-se os indicadores das conseqüências de um eventual evento danoso e se elabora um modelo conceitual que é uma descrição e uma representação visual do previsto relacionamento entre o meio ambiente e o poluente. Os resultados dessa fase são, portanto: a definição do modelo conceitual, a determinação dos indicadores de conseqüências e a preparação do plano de análise.

A respeito de estudos que envolvem recursos hídricos, ao descrever o ecossistema, Mendes e Cirilo (2001) definem como imperiosa a necessidade de sistematizar as informações de forma articulada para que seja possível processá-las e gerar subsídios à previsão dos processos naturais ou induzidos pela ação do homem nas bacias hidrográficas.
O plano de análise deverá considerar que, num estudo de Análise de Risco, é necessário identificar os perigos, avaliar as freqüências de eventos danosos e estimar as conseqüências (Chaves e Mainier, 2004).

No caso da ARA, entende-se como perigo *"um agente químico, biológico ou físico ou um conjunto de condições que se apresentem como uma fonte de risco, mas não o risco propriamente dito"* (Galvão Filho e Newman, 2001).

A Figura 3.3 sintetiza as etapas do plano de Análise de Risco Ambiental (ARA), avaliando-o sob o ponto de vista do homem, do patrimônio e do meio ambiente.

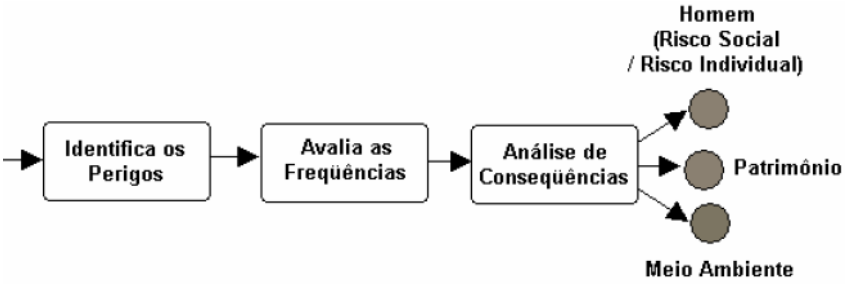


Figura 3.4 - Plano de Análise de Risco (Chaves e Mainier, 2004).

Ao aplicar esse plano de análise neste estudo, algumas ressalvas, para sua correta aplicação, devem ser destacadas:

- Neste estudo, considerou-se o perigo como um conjunto de condições que se apresentem como uma fonte de risco. É, portanto, a interação entre o uso do solo e as características físicas e morfológicas deste.
- Segundo essa visão, é possível efetuar uma análise de risco considerando apenas o compartimento de interesse, que, no caso de mananciais de abastecimento, é a saúde humana.
- Não foi possível avaliar as freqüências de eventos danosos, como adiante será melhor explicado no subitem 3.2.3.

3.2.2 - Fase de análise

Nesta fase, executa-se o plano preparado na fase anterior estudando o meio que sofre o impacto e sua resposta. Como resultado, obtém-se um perfil da vulnerabilidade do meio ambiente e dos efeitos do impacto.

A Análise Preliminar de Perigo, a HAZOP (Hazard Operability), a FNEA (Fail Mode Effects Analysis), a Árvore de Eventos são algumas metodologias encontradas na literatura. Essas, e outras metodologias, foram desenvolvidas pelo setor industrial na prevenção e controle da poluição e acidentes ambientais.

Buie (1996, *apud* Chaves e Mainier, 2004) salienta que, na visão de alguns autores, a ARA, chamada também de análise de risco ecológico, deve ser separada da análise de risco tradicional, pois deve estudar principalmente riscos ligados à atividade humana e não apenas ao risco de falha.

No caso de bacias hidrográficas, Villela e Mattos (1975) salientaram que as características físicas de uma bacia constituem elemento de grande importância para avaliar seu comportamento hidrológico. Hoje, é reconhecida, de maneira unânime, a grande importância da análise de fatores ligados à drenagem, relevo e geologia, uso do solo e pedologia, para a compreensão da dinâmica ambiental das bacias hidrográficas.

3.2.3 - Fase de caracterização

A partir das informações, obtidas na fase anterior, da magnitude do impacto e da vulnerabilidade, é elaborada uma estimativa de risco.

Vieira (2005) sistematiza as várias abordagens para a avaliação de risco:

- Abordagem determinística: trabalha-se com valores esperados e adoção de coeficientes de segurança;
- Abordagem probabilística: trabalha-se com coeficientes de desempenho, tempo de retorno;
- Abordagem difusa: trabalha-se com a lógica difusa (*fuzzy*) empregando-se funções de pertinência.

De acordo com Galvão Filho e Newman (2001) o estudo de risco é "um processo de estimativa da probabilidade de ocorrência de um evento e a magnitude provável de seus efeitos adversos, durante um período de tempo especificado". Ou seja:

$$R = P * D \qquad \text{Equação (3.1)}$$

Onde:

R = risco de um desastre ou acidente;

P = probabilidade do desastre ou acidente ocorrer;

D = possível dano.

Essa, de acordo com a literatura, é a equação básica da avaliação de risco (Xuegong e Huiping, 2003), aplicável, entretanto, apenas em caso de eventos estatisticamente mensuráveis.

Na análise de risco ambiental, quando não há dados suficientes para a construção das funções de densidade, faz-se uso da abordagem difusa com a utilização de conjuntos difusos. Nesses casos, às vezes, a única fonte de informações para modelar deriva de opiniões de especialistas. As variáveis de uma análise de risco difusa são variáveis lingüísticas, tais como: muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto.

Hoppenstedt e Riedl (2002), ao fornecerem as diretrizes para prever os impactos na captação de águas subterrâneas na Alemanha, sugerem uma metodologia para a caracterização do risco.

No seu estudo, Hoppenstedt e Riedl (2002) concluíram que a ARA resulta da combinação dos fatores sensibilidade e intensidade. A Figura 3.5 reproduz, com modificações, aquela apresentada no texto citado. Nela, pode-se observar que o cruzamento entre a sensibilidade e a intensidade, permite obter uma avaliação de risco resultante, classificado como alto, médio ou baixo.

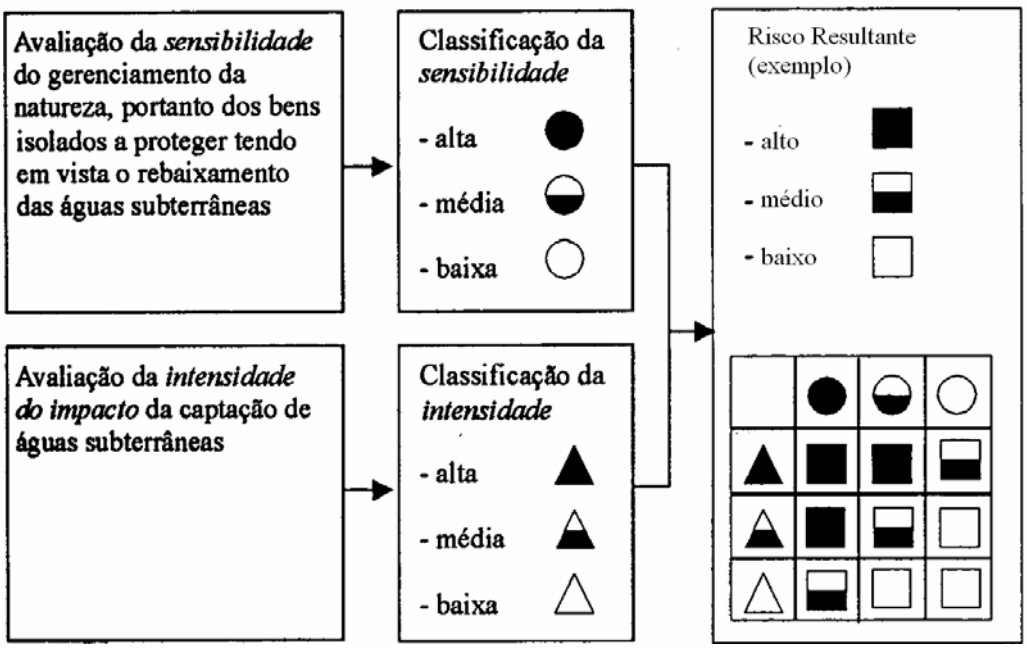


Figura 3.5 - Estrutura básica da análise de risco ecológico (Hoppenstedt e Riedl, 2002, modificado).

O método utilizado por Hoppenstedt e Riedl (2002) sugere que, após ter analisado a sensibilidade da área e a intensidade dos impactos e tê-las classificadas em três classes (alta, média e baixa), seja montada a matriz de "risco resultante". O cruzamento entre os valores da sensibilidade e da intensidade caracteriza o nível de risco. No caso em epígrafe, por exemplo, ter-se-á um risco médio com o encontro de uma sensibilidade alta e uma intensidade baixa. Cabe ao analista, com base em sua experiência, determinar qual será o risco após o cruzamento de diferentes classes de sensibilidade e intensidade, não sendo obrigatório o uso da tabela apresentada em outros casos.

A lógica *fuzzy* permite representar matematicamente essa informação imprecisa, fundamentando-se na seguinte lei: qualquer objeto pode pertencer a um conjunto "em um determinado grau"; i.e., uma afirmação lógica, chamada também de proposição básica, pode ser verdadeira "em um determinado grau". Esse "determinado grau", resultado de uma função de pertinência, é representado pela letra grega "μ" (Forsyth, 1989).

Regras de decisão, do tipo "se... então...", estabelecem os valores das variáveis de saída em função dos valores das variáveis de entrada e do conhecimento dos especialistas (Vieira, 2005).

Observa-se que o conjunto *fuzzy* não é uma distribuição probabilística, na qual a soma das

probabilidades deve ser igual à unidade, mas é uma distribuição de possibilidade que indica a facilidade com que, entre várias alternativas, uma possa ser a resultante.

3.3 - GEOPROCESSAMENTO

À medida que as regiões se desenvolvem, mais intenso é o uso dos recursos hídricos e maior é o risco de degradação ambiental causadas pelas atividades antrópicas. O rio, que é o destino final da trajetória da água na bacia hidrográfica, é reflexo de qualquer ação que altere o equilíbrio do território e, funcionando como indicador, caracteriza a sustentabilidade da região. Para subsidiar o planejamento e administração dos recursos hídricos, é necessária a existência de informações sistematizadas da área de estudo e, sobretudo, modelos que articulem e processem essas informações (Mendes e Cirilo, 2001).

Entre todas as técnicas utilizáveis para esse fim, Mendes e Cirilo (2001) afirmam que o Geoprocessamento é considerado o "modelo dos modelos" pela sua facilidade de compreensão ligada à apresentação de mapas.

Neste capítulo, portanto, analisa-se essa importante ferramenta, o mapa, assim como evidenciam-se as vantagens comparativas do uso de um SIG na análise de risco ambiental, entre as quais a possibilidade de melhor representar as incertezas com a adoção da lógica difusa.

3.3.1 - Mapeamento

Segundo Varnes (1974, *apud* Duarte, 2003), o mapeamento pode ser definido como a delimitação de áreas homogêneas, sendo aceitáveis suas heterogeneidades para os propósitos do mapa. O mapa consiste de duas partes: um plano bidimensional mostrando os contornos das áreas mapeadas e uma legenda que descreve os atributos de cada unidade mapeada.

Fedra (1993) salienta que o SIG compõe-se de sistemas computacionais capazes de capturar, armazenar, consultar, manipular, analisar e imprimir dados referenciados espacialmente. Esses sistemas contêm dados geométricos (coordenadas e informações topológicas) e

atributos que descrevem as propriedades de objetos geométricos como pontos, linhas e áreas.

A estrutura base do SIG são mapas flutuantes, chamados também de Planos de Informação (PI), onde as informações espaciais são representadas numericamente. A "álgebra de mapas" utiliza um processamento seqüencial de operações matemáticas primitivas para desempenhar complexas análises. A seqüência lógica de cálculo pode implicar a recuperação de mapas da base de dados, o processamento daqueles dados, a criação de um novo mapa com os resultados obtidos e sua gravação (Berry, 1993).

Mendonça (2002) lista os principais tipos de mapas utilizados no SIG:

- Mapa temático: descreve de forma qualitativa a distribuição espacial de uma grandeza geográfica;
- Mapa cadastral: cada elemento é considerado como um objeto geográfico que possui atributos, podendo estar associado a várias representações gráficas;
- Produto de sensoriamento remoto: imagens obtidas por satélites, fotografias aéreas;
- Modelo numérico do terreno: reproduz uma superfície real a partir de algoritmos e de um conjunto de pontos, em um referencial qualquer, que descrevem a variação contínua da superfície.

Em Geoprocessamento, mapas são dados e não desenhos. Tratar mapas como dados significa associar, a cada localização, um valor que represente a grandeza em estudo. Isso requer, na maior parte dos casos, o uso do formato matricial (*raster*), mais adequado a uma representação contínua do espaço (INPE, 2004).

A combinação desses mapas e a adoção de modelos, estruturados em encadeamento de regras de transformação espacial de dados cartográficos, permitem a elaboração de novos mapas, que representem a informação desejada de forma contínua, sem gerar descontinuidades, inexistentes nos dados originais.

As técnicas de sobreposição automática ultrapassaram o conceito da simples sobreposição manual (CEOTMA, 1983) e, ao elaborar um mapa temático dessa forma, obtém-se um en-

tendimento muito maior dos problemas espaciais utilizando uma classificação contínua, onde os dados são transformados para o espaço de referência [0,1] e processados por combinação numérica, através de média ponderada ou inferência *fuzzy* (INPE, 2004).

Um esquema operativo denominado "Técnica de agregação aritmética da informação", para o processo lógico da sobreposição, foi elaborado pelo South Yorkshire County Council (1979, *apud* CEOTMA, 1983).

Em síntese, o método sugere que, para a elaboração de um mapa específico, não haja mais uma simples sobreposição de um mapa sobre o outro, segundo uma lógica booleana, mas uma soma, ponderada ou não, dos valores dos atributos que se encontram presentes em cada ponto identificado pelas próprias coordenadas (CEOTMA, 1983) (Figura 3.6).

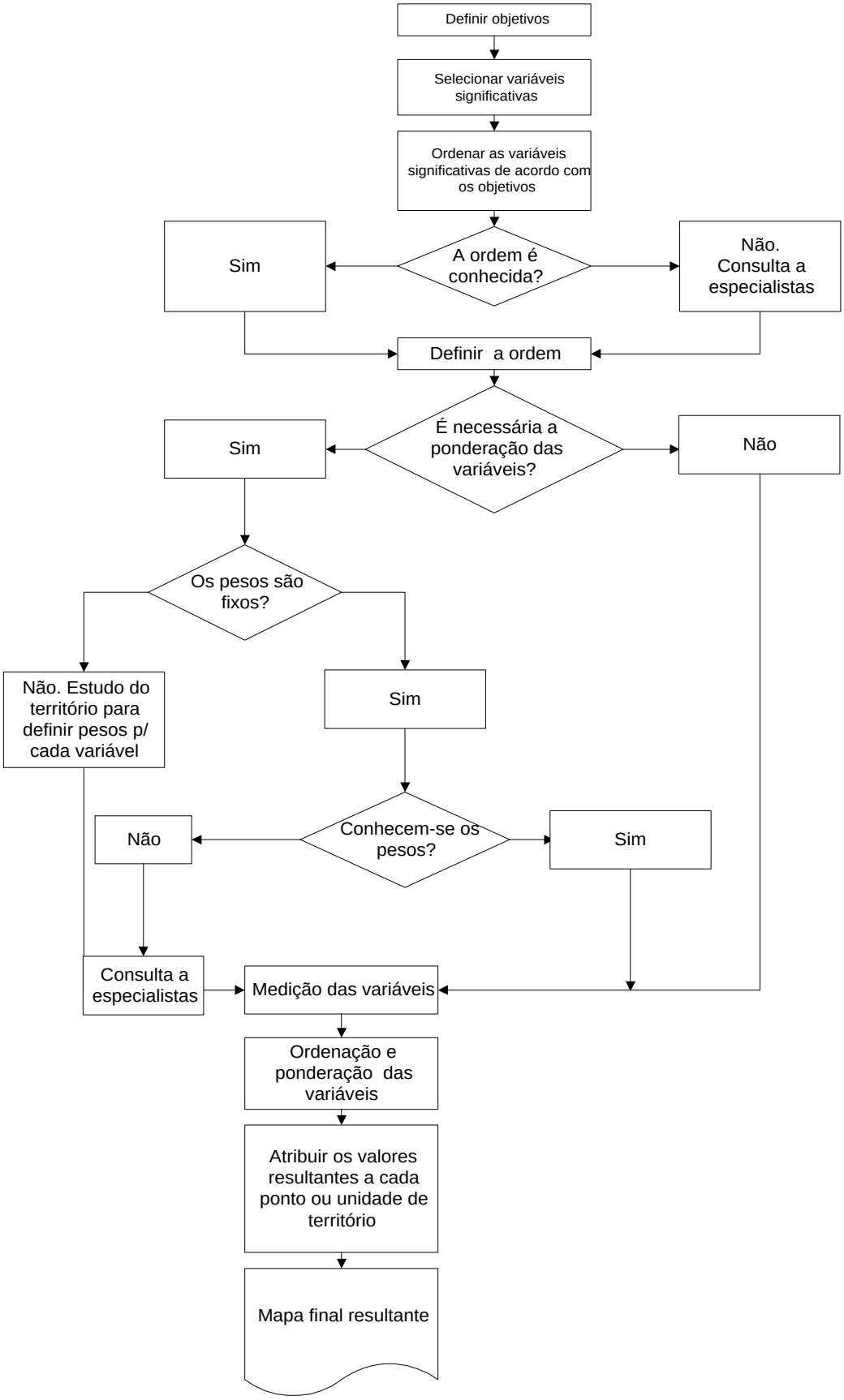


Figura 3.6 - Técnica de agregação aritmética da informação (CEOTMA, 1983, modificado).

Segundo CEOTMA (1983), de uma forma geral, são atribuídos valores "v_i" a cada um dos "n" atributos "i" e um peso "w_i" a cada característica descrita pelo atributo. O valor "V" para cada ponto da análise será:

$$V = \sum_{i=1}^{n} v_i \times w_i \qquad \text{Equação (3.2)}$$

A Equação (3.2) é normalmente utilizada em inúmeros trabalhos que utilizam os SIGs para estudos ambientais. Entretanto, a necessidade de atribuição de pesos faz com que o estudo se revista de certa subjetivação.

A introdução da lógica difusa (*fuzzy*) no geoprocessamento permite que seja possível a sobreposição de mapas utilizando outros operadores lógicos, tais como:

$$\mu_{\text{interseção}}\ \mu(\text{A e B}) = \text{mín.}(\mu(\text{A}), \mu(\text{B})) \qquad \text{Equação (3.3)}$$

$$\mu_{\text{união}}\ \mu(\text{A ou B}) = \text{máx.}(\mu(\text{A}), \mu(\text{B})) \qquad \text{Equação (3.4)}$$

$$\mu_{\text{soma probabilística}}\ \mu(\text{A e B}) = \mu(\text{A}) \times \mu(\text{B}) \qquad \text{Equação (3.5)}$$

$$\mu_{\text{interseção limitada}}\ \mu(\text{A e B}) = \text{máx}\ (0, \mu(\text{A}) + \mu(\text{B}) - 1) \qquad \text{Equação (3.6)}$$

$$\mu_{\text{união limitada}}\ \mu(\text{A ou B}) = \text{mín.}\ (1, \mu(\text{A}) + \mu(\text{B})) \qquad \text{Equação (3.7)}$$

A utilização de um ou de outro operador lógico depende de regras de decisão do tipo "se... então..." a serem elaboradas caso a caso, pois o geoprocessamento, apesar de oferecer um grande número de recursos de análise, não oferece fórmulas prontas e tampouco sistemas ou dados padronizados para uma análise ambiental (Mendes e Cirilo, 2001).

Citam-se, a seguir, dois exemplos que visam a esclarecer esse conceito, reduzindo as variáveis consideradas a apenas duas.

Para avaliar a sensibilidade de uma área à contaminação de águas subterrâneas, é necessário considerar a declividade e a estrutura geológica. Em áreas sem cobertura vegetal, com uma declividade superior a 20% a água praticamente não percolará, enquanto que, com um

terreno plano, ocorre a maior percolação. Sendo assim, atribuir-se-á o valor 1 à declividade 0% (máximo risco de contaminação) e 0 à declividade superior a 20%. Da mesma forma, pode-se atribuir um valor 1 à rocha fraturada e 0 à rocha compacta. Ao sobrepor os mapas, nesse caso, é oportuno utilizar o operador lógico de interseção, pois uma característica limita os efeitos da outra. O valor assumido pela função de pertinência será o valor mínimo entre as duas. Nesse caso a matriz de resultante de sensibilidade seria expressa pela Tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Exemplo de matriz de sensibilidade resultante.

Características		DECLIVIDADE	
ESTRUTURA		*0%*	*>20%*
GEOLÓGICA	*μ*	*1*	*0*
Fraturada	*1*	**1**	**0**
Não fraturada	*0*	**0**	**0**

Legenda: em itálico a função de pertinência de cada característica, em negrito a função de pertinência do risco resultante.

Em outras palavras, o operador lógico de interseção foi utilizado em função das regras de decisão:

- Se a estrutura geológica for fraturada e a declividade for alta, a infiltração é baixa;
- Se a estrutura geológica for não fraturada e a declividade for baixa, a infiltração é baixa;
- Se a estrutura geológica for fraturada e a declividade for baixa, a infiltração é alta;
- Se a estrutura geológica for não fraturada e a declividade for alta, a infiltração é baixa.

Suponha-se que, após uma atenta análise, elaborou-se um mapa de sensibilidade à contaminação de uma área, classificando-a de 0 (pouco) a 1 (muito), e, da mesma forma, um mapa que meça o impacto antrópico sobre essa área. A pergunta é: qual operador lógico utilizar ao sobrepor os dois mapas para obter-se o risco de contaminação?

Ao utilizar o operador lógico de interseção, como no caso anterior, uma área de sensibilidade 0,5, que recebeu impacto 1, receberia um valor de função de pertinência de risco 0,5,

da mesma forma que uma área caracterizada por sensibilidade 0,5 mas com um impacto avaliado em 0,6. Obviamente, isso não corresponde à realidade, portanto esse operador lógico deve ser descartado.

Na mesma linha de raciocínio, pode-se excluir a utilização do operador lógico de união. Duas áreas que recebam um impacto 1, mas com sensibilidades diferentes, receberiam um valor de função de pertinência ao risco igual a 1. Isso também é inaceitável.

Aplicando a lógica *fuzzy*, as regras de decisão são:

- Se o impacto for alto e a vulnerabilidade, baixa, o risco será alto;
- Se o impacto for alto e a vulnerabilidade, alta, o risco será muito alto;
- Se o impacto for baixo e a vulnerabilidade, alta, o risco será alto;
- Se o impacto for baixo e a vulnerabilidade, baixa, o risco será muito baixo.

Pode-se observar que, quando há impacto ou vulnerabilidade alta, o risco também será alto. Poder-se-ia justificar, portanto, a utilização do operador de interseção, entretanto, o valor de pertinência depende dos dois valores e não apenas do que assume o maior valor.

Nesse caso, é válida a utilização do operador lógico de soma aritmética.

Mendes e Cirilo (2001) utilizaram a lógica difusa (*fuzzy*) para avaliar as áreas com potencialidade de recarga do aqüífero e compararam os resultados com os obtidos por meio de um modelo booleano.

Nesse trabalho, Mendes e Cirilo (2001) assumiram que as regiões potencialmente favoráveis à alimentação do aqüífero fraturado deviam satisfazer as seguintes condições:

- Pertencer a áreas de rochas granitóides;
- Pertencer a áreas com declive inferior a 18%;
- Pertencer a áreas de rochas fraturadas;
- Pertencer a áreas com cobertura vegetal.

O resultado é resumido na Figura 3.7. Pode-se observar que, no modelo booleano, são apresentados apenas os pontos com potencialidade de recarga, enquanto no modelo *fuzzy*

cada ponto e representado por um valor que varia entre 0 e 1 representado da menor à maior potencialidade de recarga. Isto é, graças ao geoprocessamento, foi possível realçar as incertezas envolvidas no processo, além de fornecer um valioso ordenamento das áreas em função do risco que apresentam de poluir o lençol freático em função da expansão da urbanização.

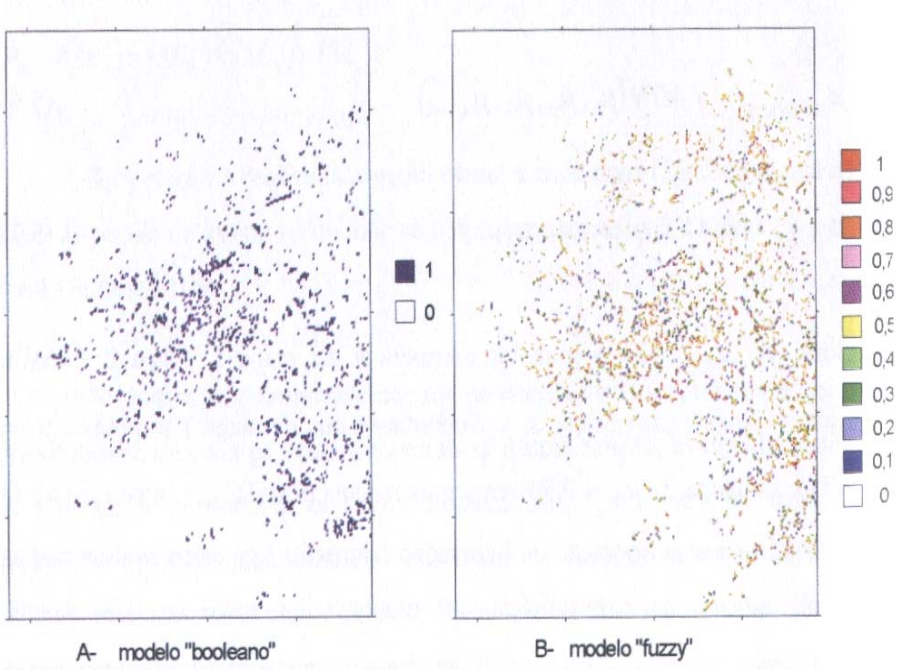


Figura 3.7 - Comparação entre modelo *booleano* e lógica *fuzzy* (Mendes e Cirilo, 2001).

3.3.2 - O SIG na Análise de Risco Ambiental

Segundo Varnes *et al.* (1984, *apud* Wadge, 1993) e Crandel *et al.* (1990, *apud* Wadge, 1993) os mapas são o principal meio para representar e resumir os riscos relacionados a processos naturais.

Esses mapas representam a presença de um perigo em zonas de risco que pode ser alto, médio ou baixo, segundo a probabilidade de ocorrência do evento danoso em cada célula (*pixel*) ou como uma relação adimensional resumindo um estado físico (Wadge *et al.*,1993).

Segundo Wadge *et al.* (1993), na análise de risco ambiental, os SIGs possuem as seguintes vantagens comparativas:

- A modelagem e os mapas podem ser elaborados no mesmo ambiente computacional;
- Pode-se criar uma grande variedade de modelos e os resultados podem ser representados por diferentes cenários; e
- As implicações do perigo, em termo de risco e planejamento, são representadas de forma facilmente inteligíveis.

Esse último ponto é de particular interesse, tendo em vista a importância da comunicação entre os atores envolvidos no gerenciamento de risco, que foi evidenciada por Viana (2005) e a EPA (1998).

Rejeski (1993) observa que o tema "risco" é muitas vezes avaliado de forma diferente, em função do ator envolvido. Os cientistas avaliam os riscos sob um ponto de vista técnico, a população, em geral, sob um ponto de vista cultural e os gestores de risco, sob o ponto de vista político. Cada um desses atores navega num espaço próprio e se confronta com diferentes problemáticas: os cientistas navegam no espaço físico e se confrontam com a incerteza do conhecimento; os agentes decisórios navegam no espaço da decisão e se confrontam com a ambigüidade das escolhas; a população, em geral, navega no espaço da percepção e se confronta com a falta de consenso sobre qual risco é aceitável. Para o autor, o SIG pode ser considerado como ponte entre as três culturas e fazer com que a análise de risco extrapole a área de estudo especifica e possa ser regionalizado.

Mesmo não apresentando a solução do problema, a modelagem e mapeamento do risco permitem analisar o problema sob nova e mais ampla perspectiva e abrir espaço a novas discussões, de outra forma negligenciadas. Entretanto, para que isso aconteça, é necessário que o SIG possua quatro importantes características (Rejeski, 1993):

- Credibilidade: os modelos e os dados de entrada foram propriamente escolhidos?
- Honestidade: consegue-se eliminar as incertezas? Se não, foi apresentado um mapa com as margens de erro?
- Utilidade decisória: fornecem bases claras para a ação?
- Clareza: são facilmente inteligíveis pelo público alvo e suas diferentes percepções?

4 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo, analisam-se estudos recentes relacionados ao tema em questão. Desses, é possível extrair direcionamentos a serem adotados ou aprimorados, com o objetivo de fundamentar e formular uma metodologia própria para o problema em questão. Em particular, quis-se evidenciar a importância das geotecnologias, do uso da metodologia da EPA e das técnicas multicritério, na avaliação dos riscos ambientais para priorizar áreas de intervenção.

As informações contidas neste capítulo complementam as apresentadas nos anteriores, fundamentam e norteiam a indagação, visando à ponderação e valoração das variáveis que descrevem o fenômeno e dos parâmetros que caracterizam o sistema, necessários para a modelagem.

4.1 – POLUENTES AGRÍCOLAS

Segundo a EPA (1983, *apud* Mostaghimi, 1997), nos grandes corpos d'água norte americanos, os principais poluentes advindos de fontes difusas são o nitrogênio o fósforo e os sedimentos. Os fertilizantes e os resíduos animais e de cultivos são as maiores fontes de poluição não pontual.

Oliveira-Filho e Lima (2002) consideram, como principais fontes de contaminação de recursos hídricos do cerrado relacionados à atividade agrícola, a erosão e o uso de corretivos agrícolas e agrotóxicos. A mobilidade desses elementos, além de fatores intrínsecos aos próprios elementos, depende principalmente da precipitação, topografia e textura e teor de matéria orgânica do solo.

Randtke e Noyelles (1985, *apud* Mankin *et al.*, 2003) compreendem que, para o bom manejo de um corpo hídrico, quanto ao aporte de nutrientes, é necessário um profundo conhecimento da complexidade das interações entre o meio terrestre e o aquático.

Em reservatórios, esse conhecimento deve ser ainda mais aprimorado, pois, como Mankin

et al. (2003) salientam, o homem transformou um ambiente lótico em lêntico, tornando o ecossistema aquático muito instável.

Muitos estudos foram desenvolvidos visando a conhecer o comportamento dos poluentes agrícolas e indicar as melhores práticas de manejo, para a redução da poluição difusa causada pela agricultura.

Wit e Behrendt (1999, *apud* Avila, 2005), analisando numerosas bacias dos rios Reno e Elba, concluíram que existe uma relação direta entre as emissões de nitrogênio nas águas superficiais e o excesso de nitrogênio presente no solo. Essa relação não era observada quando se considerava o fósforo. Para os autores, devido à forte absorção por parte do solo das partículas desse elemento, as emissões de fósforo dependem mais das condições que afetam a erosão do que das práticas de adubação.

Vangstad *et al.* (2000, *apud* Avila, 2005) encontraram, nos valores de emissão desses nutrientes, grandes variações, de 80% a 129% para o nitrogênio total e de 13% a 83% para o fósforo total. De um lado, esses resultados demonstram que o processo de perda de nutrientes é ocasional. De outro, foi possível mostrar uma dependência acentuada entre as perdas de nitrogênio e fósforo com relação ao uso do solo e às práticas de manejo.

A adubação fosfatada de origem química ou o uso de adubo de origem animal é a principal fonte de fósforo. O fósforo pode ser carreado pelo escoamento superficial e pela erosão. O fósforo transportado por escoamento superficial presente até em áreas naturais é definido como "carga base" (Sharpley e Halvorson, 1994, *apud* Avila, 2005).

Souza (1990), estudando a bacia do rio Corumbá, destaca que o perigo de eutrofização dos lagos é o principal fator limitante do desenvolvimento regional, uma vez que a eutrofização é provocada por atividades agropecuárias, principal fator de crescimento econômico da região.

Avila (2005) conduziu um extenso estudo na bacia Capão Comprido, sub-bacia do rio Descoberto, visando relacionar a contribuição de nitrogênio, fósforo e sedimentos a corpos hídricos com o manejo da área. Os dados revelaram uma grande variabilidade dos valores

das concentrações de todos os parâmetros (nitritos, nitratos, nitrogênio amoniacal, ortofosfato, fósforo total, sólidos suspensos, sólidos totais e dissolvidos). Ávila (2005) concluiu que a perda de nutrientes é muito influenciada pelas características do evento, entretanto, conseguiu determinar a concentração média das águas de escoamento por algumas classes de uso do solo, assim como seus coeficientes de defluxo. A Tabela 4.1 resume os dados obtidos.

Tabela 4.1 - Concentração de P, N e SS nas águas de escoamento da bacia Capão Comprido (Avila, 2005).

Classe de uso	**Coef. Defluxo (Adim.)**	**N total (mgL^{-1})**	**P total (mgL^{-1})**	**SS (mgL^{-1})**
Cultivos	0,30	4,12	2,12	859
Natural	0,08	2,10	0,85	364
Floresta	0,1	0,70	0,01	Sem dados
Solo exposto	0,45	4,40	1,30	Sem dados
Urbanizado	0,90	1,82	0,57	Sem dados

Ainda, Ávila (2005) constatou-se que o escoamento superficial representa apenas 10% do deflúvio total e responde por 48% da carga anual de contaminantes, enquanto que o deflúvio gerado pelo escoamento de base corresponde a 90% do deflúvio total e é responsável por 52% da carga anual. Esses dados demonstram de um lado a importância do escoamento de base e de outro, a capacidade do solo de agir como filtro.

Mostaghimi (1997) lista algumas práticas (BMP) que podem amenizar os efeitos da agricultura na qualidade da água de drenagem em pequenas bacias rurais, são elas: manutenção do estado natural em áreas críticas, cultivo direto, cultivo em curva de nível, valetas e fossos gramados, faixas de vegetação de proteção, gestão da aplicação de fertilizantes.

Quanto aos sólidos suspensos, Avila (2005), no seu já citado estudo, pôde confirmar que o comprimento da rampa gera maior concentração de sólidos suspensos. Forte influência da cobertura vegetal foi também encontrada na avaliação desse parâmetro: quando o cultivo proporciona cobertura total do solo, a concentração de sólidos suspensos diminuiu notavelmente, mesmo naquelas parcelas onde a declividade for elevada. Nas parcelas onde era

praticada agricultura, ficou evidente que a concentração de sólidos tendia a aumentar com o aumento da intensidade de precipitação da chuva. Essa tendência não foi encontrada nas parcelas com cobertura natural.

Avila (2005) não estudou a quantidade de solo carreada nas áreas classificadas como solo exposto e optou por adotar o valor de 113 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$ obtida na literatura.

Souza (1990) destaca que, na bacia do rio Corumbá, mais do que 85% dos sólidos transportados provêm de atividade agrícola.

Bonnet *et al.* (2007) propuseram relacionar o uso do solo e a qualidade da água mediante um índice normalizado de vegetação remanescente (NRVI):

$$NRVI = \frac{área_{remanescente} - área_{uso}}{área_{remanescente} + área_{uso}} \qquad \text{Equação (4.1)}$$

Os resultados preliminares sugerem certa dependência entre o NRVI e a qualidade da água, apesar de necessitar de investigações mais profundas.

Problema à parte é a avaliação dos impactos causados pela abertura de estradas vicinais devido ao desencadeamento de processos erosivos que provocam e por serem responsáveis, funcionando como canais que transportam águas e sedimentos, pelo assoreamento e contaminação de mananciais (Camargo Corrêa, 2005)

De fato, Meirelles *et al.* (2005) inseriram a densidade da rede viária como um dos principais critérios para avaliar o impacto antrópico numa bacia e Avila (2005) recomendou que futuros estudos sobre a contribuição de sedimentos da bacia ao lago Descoberto levem em consideração as estradas vicinais.

Camargo Correa (2005), estudando a influência das estradas florestais em áreas de reflorestamento do planalto catarinense, observou que elas provocam perdas de solo. No entanto, não constatou que esse processo altere a qualidade da água dos mananciais. Nesse trabalho, ponderou-se que dos sedimentos em suspensão, parte fique retida no micro-relevo e parte decante no fundo dos córregos.

A quantidade de sedimentos presente nas águas de drenagem de estradas florestais depende, segundo Camargo Corrêa (2005), do relevo, tipo de solo, densidade da rede viária, perfil e da adoção de medidas de conservação (BMP). Entre as medidas a serem adotadas, destacam-se barreiras de contenção, caixas de retenção e revestimentos primários. Essas práticas permitem uma redução de sedimentos entre 22 e 40% aproximadamente.

Anderson e MacDonald (1998) constataram que, em áreas preservadas, as estradas vicinais são as maiores responsáveis pela turbidez das águas. Estudaram o problema em St John, (Virgin Islands, EUA) e desenvolveram uma equação empírica para estimar o transporte anual de sedimentos:

$$Er = 0,0057AS + 0,034 \qquad \text{Equação (4.2)}$$

Onde:

Er = erosão estimada em m^3.m de estrada ao ano;

A= área da Estrada de contribuição (m^2);

S= declividade da Estrada (m/m).

4.2 - POLUIÇÃO DIFUSA DE ÁREAS URBANAS

A Prefeitura do Município de São Paulo (PMSP, 1999) atualizou a visão de Derísio (1992), que atribuía apenas aos esgotos domésticos (subitem 3.1) a poluição urbana, ressaltando a importância da poluição difusa nessas áreas. A poluição urbana difusa é gerada pelos contaminantes que se depositam em forma esparsa sobre a área da bacia, e é caracterizada por ser intermitente, por depender da precipitação e pela dificuldade em localizar exatamente a proveniência dos poluentes. Os problemas relacionados a esse tipo de poluição são de ordem qualitativa e quantitativa. Em termos qualitativos, tem-se que analisar a toxicidade da substância, e em termos quantitativos, a carga do contaminante. Citou-se, como exemplo, a erosão urbana, responsável pelo aumento da turbidez, assoreamento de lagos e alterações morfológicas.

Segundo Lager (1977, *apud* PMSP, 1999), as principais fontes geradoras de cargas difusas são: deposição atmosférica, desgaste da pavimentação, veículos, restos de vegetação, lixo e

poeira, restos e dejetos animais, derramamentos e erosão.

Said *et al.* (2001), em estudo realizado na bacia do Snake River, confirmaram que as águas escoadas de áreas agrícolas possuem maior concentração de nutrientes. Entretanto, as áreas urbanizadas, por escoar maior vazão, podem gerar maior carga poluidora. Essa carga pode causar eutrofização do corpo d'água e problemas de saúde a homens e animais.

Baird e Jennings (1996, *apud* Prodanoff, 2005), após terem consultado um grande número de publicações e analizados dados de qualidade da água, elaboraram a Tabela da Concentração Média por Evento (EMC) (Tabela 4.2) que relaciona sete usos de solo com a concentração média por evento dos principais poluentes.

Tabela 4.2 - Concentração média de poluente por evento em função do uso do solo (Baird e Jennings (1996, *apud* Prodanoff, 2005)).

Contaminante	**Uso do solo**						
	Residencial	Comercial	Industrial	Em consolidação	Misto	Agrícola	Natural
N total (mgL^{-1})	1,82	1,34	1,26	1,86	1,57	4,4	0,70
P total (mgL^{-1})	0,57	0,32	0,28	0,22	0,35	1,3	0,01
SS (mgL^{-1})	41	55,5	60,5	73,5	57,9	107	1,00
SD (mgL^{-1})	134	185	116	194	157	1225	245
Pb (μgL^{-1})	9	13	15	11	12	1,5	5,0
Cu (μgL^{-1})	15	14,5	15	11	13,9	1,5	10
Zn (μgL^{-1})	80	180	245	60	141	16	6,00
Cd(μgL^{-1})	0,75	0,96	2	1	1,05	1	1,00
Cr (μgL^{-1})	2,1	10	7	3	5,5	10	7,5
Ni (μgL^{-1})	10	11,8	8,3	4	7,3	---	---
DBO (mgL^{-1})	25,5	23	14	6,4	17,2	4,0	0,5
DQO (mgL^{-1})	49,5	116	45,5	59	67,5	---	---
Óleos e graxas (mgL^{-1})	1,7	9	3	0,4	3,5	---	---

Prodanoff (2005), "*a partir de diversos estudos"*, elaborou uma tabela que relaciona a produção anual (kg/ha/ano) de contaminantes por áreas urbanas (Tabela 4.3)

Tabela 4.3 - Produção de contaminantes (kg $ha^{-1}ano^{-1}$) por uso de solo urbano (Prodanoff, 2005).

Uso da terra	**ST**	**SS**	**Cl**	**P**	**N**	**NH_3**	**NO_2**	**NO_3**	**DBO_5**
Comercial	2100	1000	420	1,5	6,7	1,9	3,1		62
Estacionamento	1300	400	300	0,7	5,1	2	2,9		47
Alta densidade residencial	670	420	54	1	4,2	0,8	2		27
Média densidade residencial	450	250	30	0,3	2,5	0,5	1,4		13
Baixa densidade residencial	65	10	9	0,04	0,3	0	2,0		11
Auto-estradas	1700	880	470	0,9	7,9	1,5	4,2		ND
Industrial	670	500	25	1,3	3,4	0,2	1,3		ND
Parques	ND	3	ND	0,03	ND	ND	ND		ND
Shopping center	720	440	36	0,5	3,1	0,5	1,7		ND
Uso da terra	**DQO**	**Pb**	**Zn**	**Cr**	**Cu**	**Cd**	**As**		
Comercial	420	2,7	2,1	0,15	0,4	0,03	0,02		
Estacionamento	270	0,8	0,8	ND	0,06	0,01	ND		
Alta densidade residencial	170	0,8	0,7	ND	0,03	0,01	ND		
Média densidade residencial	50	0,05	0,1	0,02	0,03	0,01	0,01		
Baixa densidade residencial	7	0,01	0,04	0,002	0,01	0,001	0,001		
Auto-estradas	ND	4,5	2,1	0,09	0,37	0,02	0,02		
Industrial	200	0,2	0,4	0,6	0,1	0,05	0,04		
Parques	ND	0,005	ND	ND	ND	ND	ND		
Shopping center	ND	1,1	0,6	0,04	0,09	0,01	0,02		

De acordo com Mitchel (2004), no Reino Unido, a poluição difusa urbana é uma das maiores causas de os rios não alcançarem os padrões de qualidade da água estabelecidos pela classe na qual foram enquadrados. Para controlar esse tipo de poluição, foi implantado um Sistema de Drenagem Sustentável (SuDS). Esse sistema, em áreas já urbanizadas, necessita a elaboração de um mapa de risco que localize as áreas críticas (*hot spots*) para o correto planejamento do sistema.

Mitchel (2004), ainda, salienta que existe uma grande variedade de abordagens para estimar a carga poluidora oriunda de águas de drenagem urbana. Todavia, ao considerar que não existe uma abordagem "ótima" para tal estimativa, cita a FWR (1994, *apud* Mitchel, 2004) que sugere balizar a escolha do modelo ao objetivo do estudo, evitando a adoção de modelos extremamente sofisticados quando um modelo simples pode ser suficiente.

Para analisar as contribuições oriundas das estradas, Prodanoff (2005) fornece informações válidas. Na Tabela 4.4, encontram-se as concentrações médias da água de drenagem

(mgL^{-1}), a carga anual ($kg.ha^{-1}.ano^{-1}$) e a carga por evento ($kg.ha^{-1}$), oriundas de estradas urbanas.

Tabela 4.4 - Valores médios de contaminantes observados no escoamento superficial de estradas (Prodanoff, 2005)

Constituintes	**Concentração**	**Carga**	**Carga**
	(mgL^{-1})	($kg.ha^{-1}.ano^{-1}$)	($kg.ha^{-1}$)
SÓLIDOS			
ST	437-147		58,2
SD	356	148	
SS	45-798	314-11.862	1,84 - 107,6
Voláteis, dissolvidos	131		
Voláteis, suspensos	4,3 – 79	45 – 961	0,89 - 28,4
Voláteis, totais	57 - 242	179 - 2518	10,5
METAIS			
Zn	0,056 - 0,929	0,22 - 10,4	0,004 - 0,025
Cd	0,0 – 004	0,0072- 0,037	0,002
As	0,058		
Ni	0,053	0,07	
Cu	0,022 - 7,033	0,030 - 4,67	0,0063
Fe	2,429 - 10,3	4,37 - 28,81	0,56
Cr	0,00 - 0,04	0,012 - 0,10	0,0031
Mg	1.062		
Hg	3,22	0,007	0,007
NUTRIENTES			
NH_3	0,07 - 0,22	1,03 – 4,60	
NO_2 NO_3	0,15 – 1,636	0,8 – 8,0	0,078
N Orgânico	0,965 - 2,3		
N Kjeldahl Total	0,335 - 55,0	1,66 - 31,95	0,17
P total	0,113 - 0,998	0,6 - 8,23	
OUTROS			
Coliformes Totais	570 - 6200		
Coliformes Fecais	50 - 590		
Na	1,95		
Cl	4,63 – 1.344		
Carbono Orgânico Total	24 - 77	31,3 – 342,1	0,88 - 2,35
DQO	14,7 - 272	128 – 3868	2,90 - 66,9
DBO_5	12,7 - 37	30,6 – 164	0,98
Hidrocarbonetos Polia-romáticos	0,005 - 0,18		
Óleo e Graxa	2,7 - 27	4,85 - 767	0,09 - 0,16

Pode-se observar a grande variabilidade dos valores que, entretanto, mantém-se, aproxi-madamente, dentro da mesma ordem de grandeza. Para estradas vicinais, a variabilidade

assume proporções ainda mais importantes, ao ponto em que se torna difícil encontrar tabelas com valores típicos na literatura.

De fato, Ramos-Scharrón e MacDonald (2007) fizeram uma extensa pesquisa bibliográfica sobre a carga de sedimentos das águas de drenagem de ruas não pavimentadas e se evidenciou a grande variabilidade de sua concentração, com valores que oscilam entre 0.2 e 270.000 mgL^{-1}.

4.3 - MAPEAMENTO DO RISCO DE CONTAMINAÇÃO

Stephen *et al.* (1997) salientam que os modelos para estudar as bacias hidrográficas são essenciais para avaliar a poluição difusa, uma vez que prevêem as variações de escoamento e o movimento dos nutrientes.

Segundo Mostaghimi *et al.* (1997), apenas com modelos matemáticos é possível identificar, numa bacia, aquela área que contribui demasiadamente com sedimentos e poluentes químicos e que é chamada pelos autores de "área crítica".

Mostaghimi *et al.* (1997) apresentam, como alternativa a uma ampla rede de monitoramento da poluição difusa, dois modelos matemáticos: AGNPS (Young *et al.*, 1987) e ANSWERS (Beasley *et al.*, 1980, *apud* Mostaghimi *et al.*, 1997).

Os modelos utilizados para avaliar a poluição difusa simulam o sistema físico e, segundo La Laina Porto e Azevedo (2002), o modelo é uma representação simplificada do sistema real que se deseja analisar. Neles, reduz-se a complexidade do problema, considerando apenas sua essência, eliminando os aspectos irrelevantes. Modelar e simplificar são conceitos indissociáveis.

De fato, ao elaborar os primeiros modelos foram adotadas algumas simplificações, tais como homogeneidade da bacia e independência e uniformidade dos elementos da bacia, mas, na busca de resultados mais próximos à realidade, foi necessário aumentar a complexidade e fez-se necessário operar numa interface que pudesse integrar uma grande quanti-

dade de parâmetros. No modelo AGNPS, por exemplo, são empregados 22 parâmetros para representar fisicamente a bacia. Os SIGs respondem a essa necessidade e, atualmente, a maioria dos modelos utilizam-se dessa valiosa ferramenta. .
De um lado, portanto, a adoção de uma ampla rede de medições para monitorar a poluição difusa, além de não garantir a identificação das áreas críticas, esbarra em problemas de ordem prática e financeira. De outro, os modelos precisam de uma grande quantidade de dados e precisam ser calibrados e validados.

Caruso (2001) sugere que, devido aos limitados recursos humanos e financeiros, um efetivo controle da poluição difusa, numa bacia hidrográfica, deva começar pelas áreas críticas que oferecem maiores riscos de contaminação ao manancial. Ainda, considerando que não se podem identificar essas áreas sem certo grau de incerteza, deve ser utilizada uma abordagem que leve em conta a análise de risco.

Por meio de uma análise multicritério, Caruso (2001) classificou seis bacias hidrográficas, tributárias do lago Hyaes na Nova Zelândia, considerando o risco que essas ofereciam à qualidade da água do lago quanto ao seu conteúdo de fósforo.

Caruso (2001) atribuiu a cada bacia, em função de diferentes critérios, uma nota conforme a Tabela 4.5 e classificou as bacias em estudo, considerado-as como “alternativas” de uma análise multicritério. Por se tratar de superfície pouco extensa, considerou o regime pluviométrico uniforme sobre toda a extensão.

As bacias foram ordenadas em função de critérios definidos por seis diferentes “métodos”. Cada “método” admitiu um conjunto de critérios dentre os expostos na Tabela 4.5.

Pela relevância das informações que se podem extrair da Tabela 4.5, essa é, a seguir, analisada detalhadamente.

A primeira coluna expõe os critérios considerados. São eles: concentração de fósforo nas águas dos tributários, distância do lago, erodibilidade, declividade, uso do solo (percentagem de área ocupada por pastagens) e resultados estatísticos.

Tabela 4.5 - Critérios para classificação das sub-bacias (modificado-Caruso, 2001).

Critério	Valor	Unidade de medida	Nota
Concentração média de P	Valor	(mg L^{-1})	1-6
Concentração máx. de P	Valor	(mg L^{-1})	1-6
Concentração de P superior a 0,035 mgL^{-1}	Nenhum valor Máximo superior Médio superior	Adim.	0 1 2
Carga média de P	Valor	(g dia^{-1})	1-6
Carga máx. de P	Valor	(g dia^{-1})	1-6
Carga de P média específica	Valor	(mg $ha^{-1}dia^{-1}$)	1-6
Carga de P máx. específica	Valor	(mg $ha^{-1}dia^{-1}$)	1-6
Distância até o lago	Valor	(km)	1-6
Distância até o lago	Longe Perto	Adim.	1 2
Presença de voçorocas	Pequena Moderada Grande	Adim.	1 2 3
Superfície com sinais de erosão	Valor	(%)	1-6
Erosão (classe)	Pequena Moderada Grande	Adim.	1 2 3
Declividade média	Valor	(%)	1-6
Declividade (classe)	Pequena Moderada Grande	Adim.	1 2 3
Pastagens	%	(%)	1-6
Pastagens (classe)	Pequena Moderada Grande	Adim.	1 2 3
Resultados estatísticos	Todos > dos da estação com menor concentração	Adim.	3
Resultados estatísticos	Pelo menos um > dos da estação com menor concentração	Adim.	2
Resultados estatísticos	Todos próximos aos da estação com menor concentração	Adim.	1
Resultados estatísticos	Bacia da estação com menor concentração	Adim.	0

Cada critério é considerado sob uma ótica diferente. No caso do critério "concentração de P", os diferentes métodos apresentados consideram sua concentração média ou máxima, avaliam a ocorrência de valores que excedam o limite de 0.035 mgL^{-1}ou, ainda, consideram a carga média, máxima e específica deste nutriente (primeiras sete linhas da tabela).

O critério “distância até o lago” (linhas 8-9), a “erodibilidade” (linhas 10-11-12) e “declividade” (linhas 13-14) são considerados em termos absolutos, assim como de pertinência a classes.

A única classe de uso do solo considerada é a classe “pastagens”. A nota é atribuída em função de sua extensão nas sub-bacias.

As notas que consideram o critério “Resultados estatísticos” foram assim atribuídas: aquela bacia que registrou a menor concentração de fósforo recebeu nota 0; bacia que apresentou valores de concentração de fósforo superiores ao mínimo registrado em todos os testes recebeu nota 3; à sub-bacia em que pelo menos um teste resultou maior, foi atribuída nota 2; à sub-bacia bacia em que os valores dos testes ficaram muito próximos à menor concentração registrada, foi atribuída nota 1 .

A última coluna da tabela apresenta a nota atribuída. Essa nota, quando expressa como “1-6”, é atribuída em função da posição que ocupa a bacia no ordenamento para aquele determinado critério: por se tratar de seis sub-bacias, atribuiu-se a nota 6 àquela que apresentou valores mais favoráveis à degradação das águas e 1 àquela que apresentou valores menos favoráveis. As outras sub-bacias receberam notas intermediárias de acordo com sua classificação (2-3-4-5).

Alguns critérios, de particular importância, foram considerados em todos os “métodos”. São eles: valores médio e máximo da concentração de fósforo, valores maiores do que o valor máximo estabelecido (0,035 mgL^{-1}), presença de voçorocas (linhas 1-2-3-9 da Tabela 4.5). Para Caruso (2001), a qualidade da água do rio que drena a bacia é um dos principais critérios a ser considerado.

As sub-bacias foram classificadas da pior, ou seja, que apresenta maiores riscos ao manancial, à melhor. Essa classificação varia segundo o “método” utilizado e, portanto, em última análise, varia em função dos critérios considerados.

Caruso (2001) sugere que, para a escolha dos critérios a serem aplicados no “método”, seja

efetuada uma análise de regressão plotando o critério em questão contra a carga total de P. Os critérios que oferecem um R^2 maior devem ser utilizados.

Outra abordagem para avaliação dos riscos de contaminação de água para o abastecimento humano é devida ao Nova Scotia Environment and Labour Water and Wastewater Branch (NSEL, sem data), que elaborou uma lista de atividades de risco, classificando-as a partir da menos perigosa (Tabela 4.6).

Tabela 4.6 - Uso do solo e risco de contaminação - Nova Scotia Environment and Labour Water and Wastewater Branch (NSEL, sem data, modificado).

Nível de risco	Classe de uso do solo
1.1 (menor)	Áreas de proteçáo de poços e reservatórios da companhia de abastecimento.
1.2	Área de lazer permanente pública.
1.3	Bosque e florestas com plano de manejo.
2.1	Agricultura: pastagens, grâos, hoticaliças.
2.2	Áreas residenciais de baixa densidade: lotes com menos de 0,81 ha.
2.3	Igrejas e edifícios públicos.
3.1	Usos Institucionais.
3.2	Arcas residenciais de densidade média: lotes 0,20-0,40 ha.
3.3	Uso comercial com armazenamento limitadamente perigoso ou tanques de gasolina enterrados.
4.1	Produçâo agrícola: leiteria, pecuária, viveiros, hortas.
4.2	Campos de golf, pedreiras.
4.3	Áreas residenciais de densidade alta: lotes até 0,20 ha.
5.1	Varejo: Postos de gasolina, equipamento agrícola, automotivo, lava seco, Laboratórios fotográficos, lojas de maquinário, fábrica de móveis.
5.2	Indústrias de qualquer tipo.
5.3	Armazenamento subterrâneo de produtos químicos ou combustível.
5.4 (maior)	Disposiçâo de lixo: aterros, lixões, fossas sépticas, lagoas.

Após ter cadastrado as atividades que podem colocar em risco a qualidade da água em função do poluente gerado, essas são classificadas de acordo com sua importância em termos de sua extensão e prioridade. O resultado da análise de risco, para o NSEL, é uma lista, ordenada por prioridade, dos problemas, reais e potenciais, a serem enfrentados na fase de gestão da bacia.

Xuegong e Huiping (2003) avaliaram o risco ecológico na várzea do delta do rio Yang-Tze aplicando a equação básica da análise de Risco (Equação (3.1)).

O desenvolvimento do trabalho de Xuegong e Huiping (2003) seguiu a metodologia sugerida pela EPA (subitem 3.2). Para avaliar o possível dano, foram utilizados diferentes índices ecológicos (Índice de Conservação da Espécie, Índice de Diversidade Biológica e Nível de Estado Natural do Ecossistema) multiplicados pela sensibilidade dos ecossistemas envolvidos.

$$D = E_i F_i \qquad \text{Equação (4.3)}$$

Onde:
Ei = índice ecológico e
Fi = índice de sensibilidade de cada ecossistema.
D = possível dano.

Xuegong e Huiping (2003) elaboraram, utilizando o SIG, mapas de risco específico para cada evento danoso (cheia, estiagem, acidente ambiental) e esses mapas foram sobrepostos para estimar o risco total de cada subárea, caracterizada por um nível de risco de 1 a 5.

Uma análise do risco de contaminação por poluição difusa em áreas urbanizadas foi elaborada por Mitchel (2004). Os parâmetros de poluição e poluentes objetos de estudo, identificados pelo autor em função da freqüência com que são encontrados e sua toxicidade, foram: os sedimentos, DBO, DQO, metais pesados, nutrientes, óleos e graxas.

Mitchel (2004) utilizou um modelo SIG para estimar a "carga da unidade de área" (*UAL*) de cada poluente. Todos os dados foram convertidos num formato matricial, cuja dimensão da célula é de 200x200 ou 10x10 m no caso em que estradas tivessem que ser estudadas. Nesses cálculos, o volume de escoamento foi determinado usando o Método Racional Modificado Wallingford e a concentração do poluente foi definida utilizando diferentes bases de dados disponíveis. Para cada poluente, foi então elaborado um mapa de risco de contaminação relacionando *UAL/ UALmáx*, onde *UALmáx* é a carga máxima que a área pode aportar ao rio sem que a concentração do poluente não ultrapasse a máxima concentração permitida à sua classe.

Prado *et al.* (2005) identificaram, na bacia do reservatório de Barra Bonita - SP, as áreas

prioritárias para intervenção, suspeitas de possuírem maior potencial poluente, usando técnicas de sensoriamento remoto, ferramentas de SIG e análise multicritério. Essas técnicas permitiram a obtenção de dados fisiográficos, assim como a ponderação e integração destes com as informações do uso e cobertura da terra. A técnica de análise multicritério utilizada foi a da Soma Ponderada, onde os pesos foram atribuídos valendo-se da experiência profissional de especialistas. Os autores classificaram as sub-bacias em cinco classes de risco a partir de mapas temáticos da densidade de drenagem, distância das sub-bacias ao reservatório, coeficiente de variação da pluviosidade, pedologia, geologia, geomorfologia e uso e cobertura do solo. Cenários foram criados variando o peso dos valores dos mapas de uso do solo, mantendo invariáveis os demais.

Pachechenik (2004), na avaliação da fragilidade ambiental da bacia do Rio das Pedras -PR, utilizou a metodologia da análise empírica sugerida por Ross (1994, *apud* Pachechenik, 2004). Nessa metodologia, distinguem-se a fragilidade potencial, que compreende as integrações dos elementos físicos naturais e a fragilidade emergente, que compreende a análise integrada da fragilidade potencial do meio natural e do uso de solo. O mapa final do trabalho foi elaborado cruzando as informações do mapa de fragilidade potencial com as do uso do solo utilizando uma matriz de decisão similar à apresentada na Figura 3.5.

O programa L-THIA, desenvolvido pela Universidade de Purdue e a EPA (acesso internet: http://cobweb.ecn.purdue.edu/runoff), permite avaliar as cargas de poluição difusas relacionando dados pluviométricos, de uso do solo e de concentrações médias dos principais poluentes. Para a avaliação das cargas, o programa prevê que o mapa de uso do solo se relacione com o coeficiente Curva Número – CN do Serviço de Conservação do Solo do Departamento de Agricultura norte americano (USDA-SCS) e a tabela dos Valores de Concentração Média por Evento (EMC), reproduzida na Tabela 4.2.

Após determinar o uso do solo (p.ex. residencial densamente povoado – *HD Res*) e o grupo hidrológico do terreno (p.ex. tipo A), sobrepondo os dois mapas, obtém-se um valor (p.ex. 4001) que permite selecionar a CN (p.ex. 79). Em função da CN e dos dados pluviométricos obtém-se a altura da lâmina escoada (p.ex. 0.85 mm/mês) e sucessivamente o volume (p.ex., 100 m^3/mês); multiplicando o volume pelos valores da tabela da ECM, obtém-se a carga (p.ex., 2,5 kg/mês) (Figura 4.1).

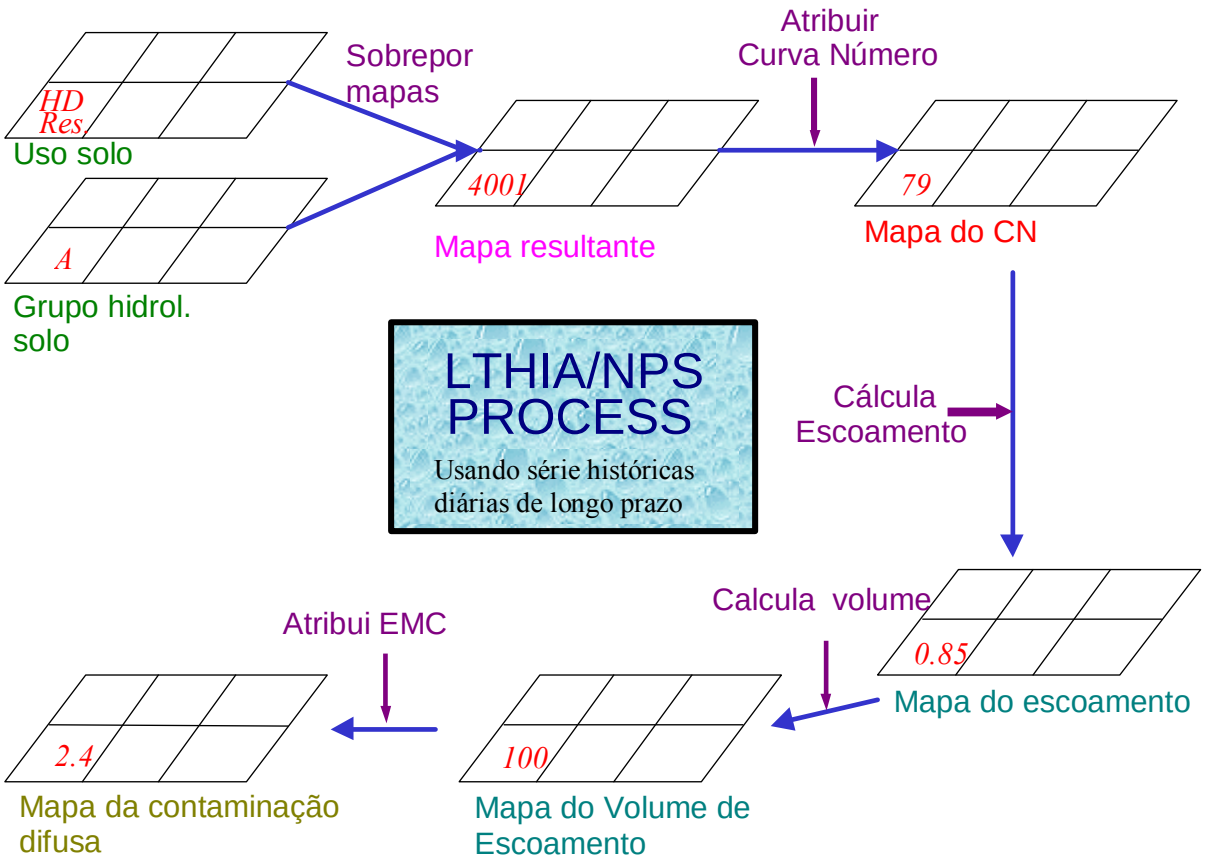


Figura 4.1 - Fluxograma modelo L-THIA (modificado-acesso internet 23/03/2007: http://cobweb.ecn.purdue.edu/runoff/)

Sem entrar em detalhes, basta lembrar que o parâmetro CN representa uma curva média de infiltração que separa a parte da precipitação que escoará e é tabelado em função do tipo (grupo hidrológico do solo) e da cobertura do solo, além de outras variáveis que não são consideradas no programa.

Meirelles *et al.* (2005) propuseram uma metodologia para auxiliar no processo de tomada de decisões relativas à mitigação dos impactos erosivos em bacias hidrográficas, através da determinação de áreas prioritárias por meio da lógica *fuzzy*.

Nas palavras dos autores "*a metodologia proposta desenvolve uma estrutura hierárquica de indicadores, implementada através de redes de dependência e avaliada com o auxílio de lógica nebulosa*". O objetivo final dessa modelagem hierárquica é criar um índice geral, capaz de capturar as características-chave do ambiente como um todo, em um único valor.

Para Meirelles *et al.* (2005), a base de análise foi a microbacia e os indicadores utilizados foram:

- A presença de mata ciliar;
- A densidade de estradas (km/ha);
- A densidade de drenagem;
- Solos;
- Classes de uso do solo;
- Clima; e
- Conflito de uso.

Esses indicadores foram divididos em duas classes, de "Estado" e de "Pressão", que, pode-se dizer, correspondem, neste estudo, à vulnerabilidade e impacto, atribuindo a estes uma nota entre 1 e 10 após consulta a especialistas. O operador lógico utilizado na sobreposição dos mapas é o da soma aritmética e os resultados obtidos foram satisfatórios, mas precisam ser ainda validados com ulteriores informações.

5 - METODOLOGIA PROPOSTA

A metodologia apresentada objetiva elaborar um Plano de Informação (PI) temático que permita identificar aquelas áreas que oferecem maiores riscos de contaminação das águas do lago Descoberto. Seguindo a metodologia proposta pela EPA (1998) (item 3.2), o estudo desenvolveu-se em três fases: formulação, análise e caracterização.

5.1 - FORMULAÇÃO

Na fase de formulação do problema, descrevem-se o ecossistema, o corpo receptor, os poluentes, as fontes e os efeitos. Procura-se identificar os indicadores das conseqüências de um eventual evento danoso, elabora-se um modelo conceitual e um plano de análise (subitem 3.2.1). Nessa fase, preparam-se os vários Planos de Informação (PI) que, para poderem ser analisados e relacionados entre si, são organizados em mapas e armazenados numa base de dados georreferenciados (SIG). Ao elaborar a base de dados georreferenciados, discute-se como a característica fisiográfica interage com o meio ambiente, influenciando o fenômeno de degradação das águas do lago Descoberto. Identifica-se, assim, aquele atributo, denominado parâmetro principal, que de forma mais explícita relaciona o fenômeno da degradação com as feições representadas no mapa ou PI.

Para avaliar a influência das características fisiográficas no processo de contaminação do manancial, é necessário escolher uma unidade de mapeamento comum para não gerar inconsistências que dificultem a apresentação dos resultados (Prado *et al.,* 2005). De acordo com a característica considerada, a unidade de mapeamento foi a sub-bacia (p.ex. densidade de drenagem), microbacia (p.ex. distâncias até o lago) ou até o próprio *pixel* (p.ex. declividade), contudo a análise foi desenvolvida utilizando o *pixel* como unidade de mapeamento e a indagação avaliativa do modelo levou em contas a sub-bacias.

5.2 – ANÁLISE

A análise tem que se desenvolver em duas fases, para avaliar os impactos do uso do solo na qualidade da água do manancial, assim como a vulnerabilidade da área.

A Figura 5.1 constitui o plano de análise, que resume as várias etapas das duas fases a serem vencidas para obter os PIs da magnitude do impacto e da vulnerabilidade, necessários para poder caracterizar o risco. Nos subitens a seguir, as várias etapas são descritas e analisadas.

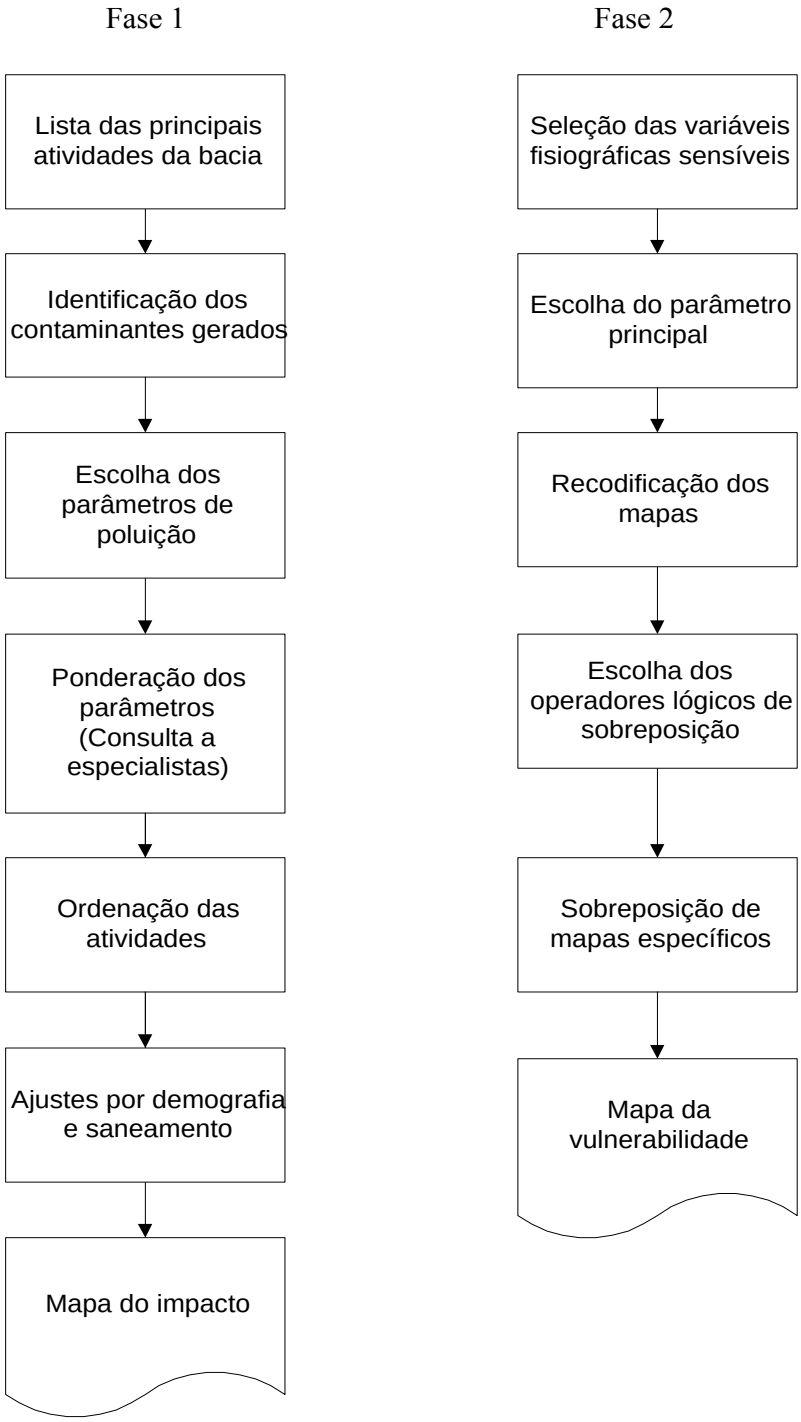


Figura 5.1 - Plano de análise.

5.2.1 - Análise da magnitude do impacto

Na primeira fase, após ter identificado as classes de uso do solo mais representadas na bacia em exame, avalia-se a magnitude do impacto da sua ocupação, analisando os poluentes gerados e/ou transportados pelas águas de escoamento das classes de uso do solo selecionadas. Os poluentes são ponderados em função da importância da qual se revestem no processo de contaminação, tendo em vista os efeitos da sua presença nas águas do manancial, previstos no modelo conceitual. Para isso, utilizam-se técnicas de consultas a especialistas e análise multicritério e, como resultado intermediário, obteve-se uma lista ordenada das classes de uso do solo em função dos poluentes presentes nas suas águas de drenagem em que cada classe de uso de solo é representada por um valor da função de pertinência (μ) oscilante entre 0 e1, em que o valor unitário é atribuído àquela classe que apresenta maior magnitude de impacto.

O mapa de uso do solo, elaborado na fase de formulação mediante técnicas de sensoriamento remoto e geotecnologias, é recodificado em função do valor (μ) precedentemente descrito. Utilizando os PIs que reúnem as informações referentes a saneamento e densidade demográfica, efetuam-se alguns ajustes, tendo em vista as condições sócio-sanitárias da área em estudo. Gera-se, assim, o mapa de magnitude de impacto, concluindo a primeira fase da análise.

5.2.2 - Análise da Vulnerabilidade

A segunda fase objetiva avaliar a vulnerabilidade do ecossistema. Analisam-se as características fisiográficas da bacia que, na fase de formulação, foram identificadas, mapeadas, organizadas e armazenadas na base de dados georreferenciados.

Com a análise da vulnerabilidade, pretende-se atribuir a cada unidade de mapeamento (*pixel,* microbacia ou sub-bacia) um valor μ, que possa medir em que grau é verdadeira a afirmação básica “a área é vulnerável à ação antrópica”, tendo em vista a geração e transporte de poluentes no lago Descoberto.
O valor do parâmetro principal, assim como descrito no subitem 5.1, de cada unidade ele-

mentar de estudo é utilizado como variável de entrada para a atribuição do valor da função de pertinência μ.

Quando o parâmetro principal for diretamente proporcional à vulnerabilidade, a função de pertinência é:

$$\mu = \frac{\nu}{\nu_{máx.}} \qquad \text{Equação (5.1)}$$

Entretanto, quando o parâmetro principal for inversamente proporcional à vulnerabilidade, é:

$$\mu = 1 - \frac{\nu}{\nu_{máx.}} + \frac{\nu_{mín.}}{\nu_{máx.}} \qquad \text{Equação (5.2)}$$

Onde:

ν = valor do parâmetro principal;

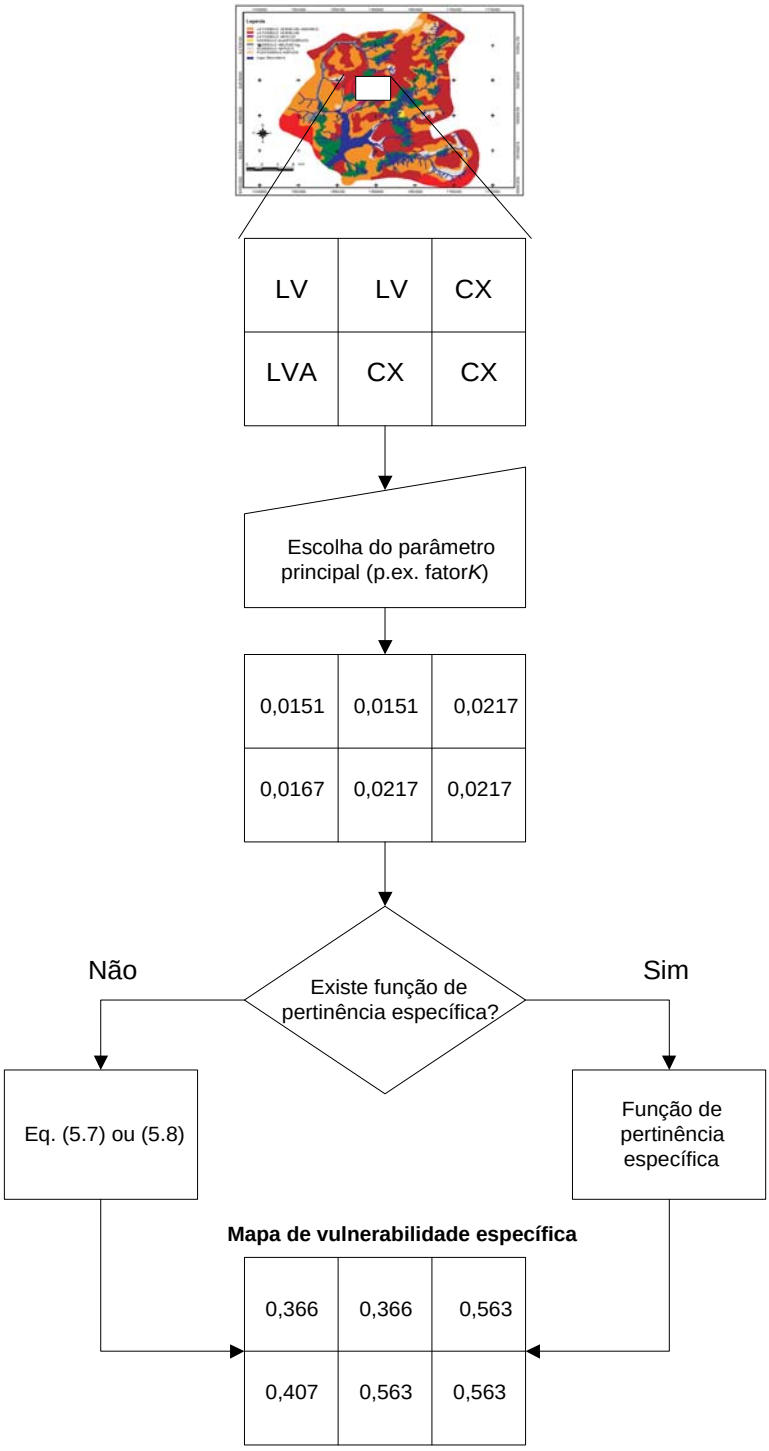
μ = função de pertinência.

Valor de μ igual à unidade, receberá aquela área que, de acordo com a lógica *fuzzy*, apresenta o maior grau de pertinência à proposição básica: "Esta área é perigosa para o lago Descoberto".

Interessante observar que, para calcular o valor de μ, quando o parâmetro principal for inversamente proporcional, não é suficiente apenas avaliá-lo como o complemento de μ diretamente proporcional, mas foi necessário trasladar a função até que a situação mais desfavorável obtivesse o valor 1. De fato, não operando essa trasladação, não se estaria atribuindo valor 1 àquelas áreas que apresentam condições mais favoráveis à degradação das águas, mas, valor 0 àquelas que oferecem a menor vulnerabilidade. Essa inversão criaria desequilíbrios na hora de sobrepor, e então comparar os valores de μ dos PIs temáticos diretamente proporcionais. È, portanto, necessário transladar a curva da função de pertinência μ até que seu valor máximo alcance o valor unitário.

Em casos particulares, em lugar de aplicar-se a Equação (5.1) ou a Equação (5.2), aplicam-se funções de pertinência específicas, no caso em que essas forem plausíveis e melhor representem o fenômeno que se pretende descrever. Os PIs assim recodificados passaram a assumir a denominação de PIs de vulnerabilidade específica. A Figura 5.2 esquematiza o

processo para a elaboração do PI de vulnerabilidade específica da erodibilidade do solo, recodificando o PI temático da pedologia.



Legenda: LV: latossolo vermelho; LVA: latossolo vermelho amarelo; CX: Cambissolo.

Figura 5.2 – Processo de recodificação do PI temático em PI de vulnerabilidade específica (p.ex. Erodibilidade).

O PI em formato contínuo é transformado em matricial, no qual cada *pixel* é classificado

em função de sua classe de solo à qual pertence (p.ex. LV, latossolo vermelho, LVA, latossolo vermelho amarelo e CX, Cambissolo). Após ter escolhido o fator *K* como parâmetro principal, o PI é recodificado em função deste (cf Tabela A.1). Por não existir uma função de pertinência específica e se relacionar com a vulnerabilidade da área de forma diretamente proporcional, aplica-se a Equação (5.1), recodificando o PI no PI Erodibilidade. Por não ter lançado mão de função de pertinência específica, a linha do fluxograma correspondente é tracejada.

Os PIs de vulnerabilidade específica são sobrepostos observando regras de decisão do tipo "se...então", gerando PIs denominados de "intermediários". A sobreposição de PIs intermediários, entre si ou com PIs de vulnerabilidade específica, gera novos PIs intermediários até a obtenção dos PIs finais desejados. Geralmente, os PIs são sobrepostos de forma pareada, na ordem em que, no ciclo hidrológico, as características descritas entram no processo de geração e transporte dos contaminantes. Após cada sobreposição, aplicou-se novamente a Equação (5.1) para atribuir à unidade de mapeamento um valor que represente o grau de pertinência [0.1] daquela área à preposição básica: "Esta área é vulnerável". Em outras palavras: **após cada sobreposição, os *pixels* são ordenados em função de sua potencialidade em gerar e transportar poluentes até o manancial, considerando as feições fisiográficas até então analisadas.** A última sobreposição, portanto, identifica as áreas mais vulneráveis à ação antrópica, tendo em vista o processo de contaminação do corpo d´água receptor final.

Lembrando que o escopo do trabalho não é a obtenção de valores absolutos, mas identificar as áreas que sobremaneira colocam em risco a qualidade da água em comparação com as demais, para classificar as áreas em função do seu uso, vulnerabilidade e risco, utilizou-se o seguinte critério: a variável lingüística "alto(a)" classifica as áreas cujo valor da função de pertinência ultrapassou o valor da média mais um desvio padrão, as áreas definidas como "médio(a)" são aquelas áreas cujo valor não excede de um desvio padrão o valor da média, a mais ou a menos. Com "baixo(a)", são definidas as demais.

À luz das informações contidas neste subitem, podemos detalhar o plano de análise descrito na Figura 5.1 nas seguintes etapas:

- Resgate das informações contidas nos mapas da base de dados georreferenciados;

- Escolha do parâmetro principal;
- Pesquisa bibliográfica visando a encontrar a função de pertinência do parâmetro;
- Recodificação dos PIs temáticos em PIs de vulnerabilidade específica;
- Resgate dos PIs de vulnerabilidade específica e/ou intermediários;
- Escolha dos operadores lógicos de sobreposição;
- Sobreposição dos PIs de vulnerabilidade específica; e
- Recodificação.

5.2.3 - Caracterização do risco

A caracterização do risco constitui a última etapa da sua avaliação.

Visa-se, com essa última operação, a identificar as áreas que, em função da atividade nelas desenvolvidas e da sua vulnerabilidade fisiográfica e geomorfológica, oferecem condições mais favoráveis à contaminação do manancial. A cada *pixel* é atribuído um valor entre 0 e 1 que indica o nível de risco que este *pixel* oferece às águas do manancial.

O mapa de risco é obtido sobrepondo os mapas de magnitude de impacto e vulnerabilidade utilizando-se do operador lógico de soma aritmética e aplicando em seguida a Equação (5.1).

6 - CASO DE ESTUDO

A metodologia apresentada no capítulo 5 foi elaborada estudando a bacia do lago Descoberto, que constitui o mais importante manancial do Distrito Federal.

Nos subitens a seguir, descrevem-se em detalhes todas as fases e etapas que consentiram mapear as áreas que apresentam risco de contaminação das águas do lago Descoberto e extrair a metodologia proposta.

6.1 - MATERIAIS

Para desenvolver o estudo, foram utilizados dados cartográficos (hipsometria, pedologia, geomorfologia e geologia), dados orbitais de sensoriamento remoto (imagens multiespectrais) e dados censitários (demografia, saneamento).

A base cartográfica digital é o SICAD da Companhia de Desenvolvimento do Planalto central (CODEPLAN 1976/b), elaborado em escala 1:10.000 (folhas 1,2,9,10,17,18 e 19), no sistema de projeção *Universal Transversa de Mercador* (UTM), South American Datum (SAD-69), meridiano central 45º w, com curvas de nível eqüidistantes 5 metros. Para cobrir uma pequena área do estado de Goiás, esses mapas topográficos tiveram que ser complementados com dados hipsométricos da CAESB disponíveis em meio ótico.

O PI temático da pedologia foi elaborado a partir do mapa base utilizado por Reatto *et al.* (2003) para classificar detalhadamente os solos da bacia numa escala de 1:100.000.

Os dados de geologia estão disponíveis em forma digital nos trabalhos de Campana *et al*. (1998) e nos trabalhos de Godler e Fahma (2005).

Os dados censitários foram resgatados do censo do IBGE do ano 2000, efetuando *download* desses dados a partir do portal desse instituto. São disponibilizados arquivos georreferenciados em formato vetorial (*shape*) dos distritos e planilhas em *Microsoft Excel* dos dados censitários.

Os índices de saneamento foram levantados por meio de acesso aos *sites* da SANEAGO e CAESB, que disponibilizam essa informação com base municipal, no caso da SANEAGO, e com base na divisão em RA, no caso da CAESB.

As informações da geomorfologia foram extraídas do estudo de Novaes Pinto (1990).

Para a determinação do uso do solo, utilizou-se a imagem do satélite SPOT-5. Trata-se de imagem multiespectral (bandas R2 G3 B1) com 10 metros de resolução espacial, datada de 29 de abril de 2003.

Para as operações de geoprocessamento foram utilizados os seguintes aplicativos:
- *SPRING* (Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas) para processar as imagens digitais;
- *ArcView 3.0* (ESRI) para a geração do SIG que permitiu a organização e tratamento das informações contidas nos PIs.

Para a indagação avaliativa do modelo, foram utilizados os dados de qualidade da água disponibilizados pelo Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da Universidade de Brasília - PTARH-UnB. Trata-se de uma série histórica, de fevereiro de 2003 até meado de 2005, de resultados laboratoriais de amostragens quinzenais nos principais afluentes do lago Descoberto (Koide, 2006).

6.2 - FORMULAÇÃO DO PROBLEMA

6.2.1 – Área de estudo - Bacia do lago Descoberto

A bacia do lago Descoberto localiza-se a oeste do Distrito Federal, recaindo parcialmente no estado de Goiás, conforme ilustra a Figura 6.1. A região tem como retângulo envolvente as coordenadas 15º 30’ e 15º 48’ de latitude sul e de 48º 03’ e 48º15’ de longitude oeste, e sua área é de aproximadamente 435 km^2. É uma sub-bacia da bacia do rio Corumbá, que por sua vez é tributária da bacia do rio Paraná.

Abrange os núcleos urbanos de Brazlândia e, parcialmente, Ceilândia, Taguatinga e Águas Lindas de Goiás. Está localizada nas regiões administrativas do DF de Brazlândia (RA IV) e Ceilândia (RA IX) e nos municípios de Águas Lindas de Goiás e Padre Bernardo, no estado de Goiás.

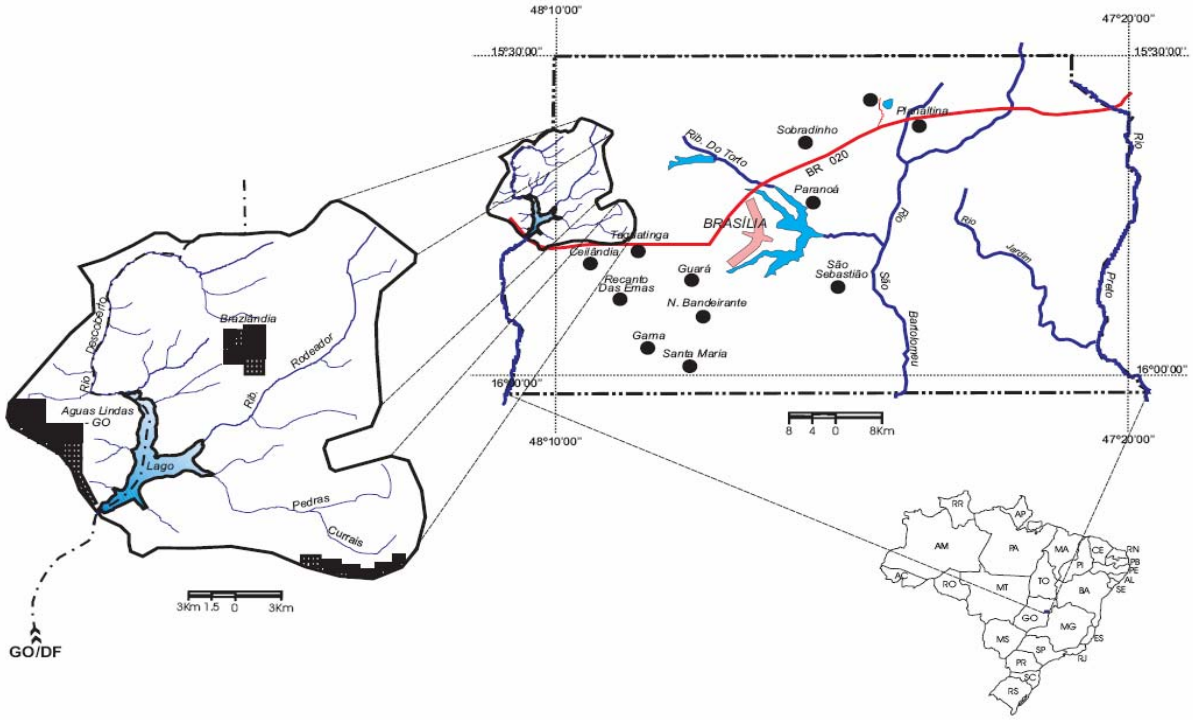


Figura 6.1 - Localização da Bacia (Reatto, 2003).

O Sistema Integrado Rio Descoberto, com disponibilidade hídrica de 6.614 l/s e uma vazão média de água tratada em 2004 de 3.815 l/s, abastece atualmente cerca de 60% da população atendida do Distrito Federal (CAESB, 2006). Em termos territoriais é responsável pelo fornecimento às localidades de Taguatinga, Ceilândia, Samambaia, Guará, Núcleo Bandeirante e parte do Plano Piloto.

O sistema hídrico do lago Descoberto tem sua origem nos contrafortes da Chapada Veredinha com o córrego Capão da Onça. Com o encontro deste e dos córregos Bocanhão e Barrocão, tem origem o rio Descoberto.

Após percorrer cerca de 15 km e receber a contribuição dos córregos Buriti e Veredinha e Cortado, é represado, constituindo o lago do Descoberto. Fluindo pelo Distrito Federal, nesse lago deságuam: o córrego Chapadinha, após ter recebido contribuição do córrego Pulador, Veredinha e Capãozinho, o córrego Olaria, após ter recebido a contribuição do

córrego Índio, o ribeirão Rodeador, após ter recebido contribuição do córrego Jatobazinho, o córrego Capão Comprido, o ribeirão das Pedras, após ter recebido contribuição do córrego Currais e do córrego Veredinha, o córrego Buriti Chato, o córrego Rocinha e o córrego do Meio. Oriundos da área de contribuição de Goiás deságuam os córregos Coqueiro e Rocinha (cf Figura B. 1). Essa descrição fez-se necessária tendo em vista a toponomástica a ser adotada para a distinção das várias sub-bacias em estudo.

Com efeito, a área de estudo foi dividida em sub-bacias e microbacias, entendida, estas, como bacias, de ordem imediatamente inferior ou de contribuição direta com dimensão mínima de 300 ha. As sub-bacias (Tabela 6.1) são as indicadas por Campana *et al.* (1998), para as incluídas dentre dos limites do Distrito Federal, e pelo autor para as que recaem em território goiano.

Tabela 6.1 - Sub-bacias da Bacia do Lago Descoberto (Campana *et al.,* 1998, modificado).

BACIA	SUB-BACIA
ALTO DESCOBERTO	Córrego Capão da Onça
	Rio Descoberto
	Rio Descoberto montante lago
	Córrego Veredinha
	Córrego Olaria
	Ribeirão Rodeador
	Córrego Capão Comprido
	Ribeirão das Pedras
	Córrego da Rocinha DF
	Área de contribuição direta DF
	Córrego Rocinha GO
	Coqueiro
	Área de contribuição direta GO
	Contribuição rio Descoberto GO

Carmo *et al.* (2005) investigaram a qualidade da água, de um ponto de vista físico e químico, do rio Descoberto. O estudo refere-se à inteira bacia do rio e não apenas a do lago homônimo, entretanto desse estudo é possível extrair valiosas informações, entre as quais:

- A maioria dos poluentes deriva de atividade agrícola e urbanização desordenada;
- A capacidade dos rios diluírem a carga poluidora ameniza, ou até afasta o perigo de contaminação dos mananciais;
- O pH mantém-se constante e dentro da média dos rios do DF.

Sob o ponto de vista geomorfológico, de acordo com Novaes Pinto (1990), a bacia do lago

Descoberto compreende a unidade Dissecada de Vale do alto curso do rio Descoberto e a unidade da Chapada de Contagem.

A Chapada de Contagem constitui a unidade geomorfológica mais elevada do Distrito Federal e apresenta uma topografia plana ou levemente ondulada, ao passo que a Unidade Dissecada de vale varia ente os 1030 e 1120 m, corresponde a um pediplano embutido no residual da Chapada da Contagem. De acordo com Godler e Fahma (2004), "*As áreas dissecadas são portadoras de grande tendência ao desenvolvimento da erosão laminar e em sulcos. Os últimos podem evoluir para voçorocas, caso ocorra a ruptura da dinâmica do escoamento superficial... Em função do uso para o pastejo, muitas áreas apresentam-se como superfície de solos expostos, potencializando a erosão num domínio de substrato tenro e facilmente desagregável"*.

De um ponto de vista geológico, o alto curso do rio Descoberto corre sobre ardósias e quartzitos da série Paranoá, que consta de uma seqüência de rochas arenosas, argilosas e carbonáticas, englobando como litotipos característicos conglomerados, ardósias, metarritmitos, calcários e dolomitos onde, em geral, as feições sedimentares primárias estão bem preservadas (Campana *et al.,* 1998).

O padrão de drenagem é dendrítico, mas com densidade fraca. O gradiente é de 3% nas cabeceiras e 1% no alto curso (CODEPLAN, 1976/a).

No Distrito Federal, podem ser diferenciados dois grandes grupos de aqüíferos: o domínio aqüífero poroso, superficiais, e o domínio aqüífero fraturado, profundos (Campana *et al.,* 1998).

De maior interesse para o estudo, são os aqüíferos de domínio poroso (Figura B. 6). Estes são caracterizados por reservatórios onde a água ocupa os espaços entre os minerais constituintes do corpo rochoso. Como no Distrito Federal não existem rochas sedimentares com espaços intersticiais, este domínio é representado pelo manto de alteração das rochas (solos) (Campana *et al.*, 1998). Os aqüíferos do domínio poroso estão localizados sobre os do domínio fraturado, protegendo-os da contaminação.
Campana *et al.* (1998) e Godler e Fahma (2005) classificaram esse domínio, em função da

espessura e condutividade hidráulica, em:

- P1: domínio poroso espesso mais de 5 m com condutividade hidráulica alta;
- P2: domínio poroso espesso mais de 5 m com condutividade hidráulica média;
- P3: domínio poroso espesso mais de 5 m com condutividade hidráulica baixa; e
- P4: domínio poroso com espessura pequena com condutividade hidráulica baixa.

A pedologia da área foi objeto de estudo de um levantamento de alta intensidade (Reatto *et al*., 2003) que constatou que na maioria da bacia é encontrado Latossolo Vermelho-Amarelo (36%), Latossolo Vermelho (33%) e Cambissolo (18%). Maiores detalhes estão reproduzidos no PI, Pedologia (Figura B. 5), que é auto-explicativo.

A região está incluída no clima do Planalto Central que, pela classificação climática de Köppen, corresponde ao tipo climático AW, clima tropical chuvoso, caracterizados por verões quentes e chuvosos e invernos secos (CODEPLAN, 1976/a). Considerando a importância que é dada à cobertura vegetal nos processos de erosão, é importante salientar que a época chuvosa coincide com o período em que cultivos, como milho, soja e arroz, apresentam o máximo desenvolvimento de cobertura vegetal (Oliveira-Filho, 2002).

Campana *et al.* (1998) desenvolveram um minucioso estudo da pluviometria no Distrito Federal, cujo resultado, para a área em exame, está resumido na Tabela 6.2.

Tabela 6.2 - Regime Pluviométrico (Campana *et al.*, 1998).

Número da estação pluviométrica	**Nome da estação pluviométrica**	**Média mm.ano^{-1}**	**Desvio Padrão**	**Intensidade máxima mm.dia^{-1} Tr5**
01548000	Brazlândia Q.18	1.541,96	341,55	99,5
01548007	Brazlândia	1.559,03	262,92	87,3
01548008	Descoberto	1.458,02	313,86	82,8
01548006	Taguatinga	1.550,77	219,72	88,9
01548009	Jatobazinho	1.585,28	281,91	94,7

Na Tabela 6.2, podem ser lidos os seguintes dados: código da estação pluviométrica, nome da estação, a lâmina d'água média anual de chuva, o desvio padrão e a intensidade de chuva de duração de um dia com tempo de retorno de cinco anos. Com base nesses dados, pode-se afirmar que a área em exame possui um regime pluviométrico aproximadamente uni-

forme.

No Distrito Federal, as áreas de recarga dos mananciais destinados ao abastecimento público têm seu uso restringido pelo Plano Diretor de Ordenamento Territorial (PDOT) e em particular, a área de contribuição do lago Descoberto está inserida numa área de proteção ambiental (APA).

A Área de Proteção Ambiental (APA) do Descoberto, criada pelo Decreto 88.940 (Brasil, 1983), foi normatizado pela SEMA (1988) como Zona de Proteção e Recuperação, estabelecida pelo Plano de Proteção do Descoberto. Apesar de serem proibidas atividades que gerem fontes pontuais de contaminantes, a área vem sofrendo constante degradação ambiental principalmente pela poluição difusa advinda da água de escoamento.

O problema da degradação da bacia é antigo. Já em 1994, observava-se que o uso crescente dos cursos d'água para projetos de irrigação, a contaminação por poluentes domésticos não tratados e pelo uso intensivo de agrotóxicos na agricultura, os desmatamentos, inclusive de mata de galeria ao longo dos cursos d'água, a implantação de condomínios irregulares e exploração de cascalheiras e areais comprometiam a utilização da rede de drenagem superficial para fins de abastecimento público (GDF, 1994).

Ainda, o Projeto Integrado de Colonização Alexandre de Gusmão - PICAG, projeto agrícola implantado a partir de 1966 pelo INCRA, que ocupa 57% da APA, é um dos principais locais de produção de hortifrutigranjeiros graças à construção do sistema de irrigação na área, que atende hoje a inúmeras chácaras. A canalização das águas em grande quantidade poderá acarretar a diminuição da vazão média afluente ao lago (GDF, 1994).

Atualmente, a CAESB (2006) identifica como causa de degradação da qualidade da água as seguintes atividades: desmatamento, parcelamento do solo urbano e rural, atividades extrativas, deposição de lixo e entulho, queimadas, escoamento inadequado de águas pluviais, caça e pesca ilegais, invasões, práticas agrícolas inadequadas, construção de estradas sem os critérios técnicos adequados.

Além dos mais importantes focos de degradação ambiental detectados, os centros urbanos

de Brazlândia (DF) e Águas Lindas de Goiás (GO), existem na área, ainda numerosos outras ocorrências de ocupação desordenada do solo, entre os quais os numerosos condomínios, com destaque para os adensamentos populacionais Lucena Roriz e INCRA 8.

Na RA de Brazlândia, a vegetação perdeu as características originais e hoje apresenta pastagens, reflorestamento de *Pinus* e *Eucaliptus*, culturas horti-frutículas e apenas alguns remanescentes dos originais cerradões, campos, várzeas de buritizais "murundus" e das matas ciliares (Perreira, 2000).

De um ponto de vista sanitário, a região de Brazlândia é servida por rede de abastecimento de água potável, coleta de esgoto quase em sua totalidade (100,00%) (CAESB, 2007). Objetivando proteger o manancial, os efluentes tratados são exportados para a bacia do rio Verde. Ao contrário, a ocupação desordenada do município de Águas Lindas de Goiás faz com que, segundo dados da SANEAGO, o município, de 168.770 habitantes, não possua algum sistema de esgotamento sanitário e apenas 43% da população seja servida por rede de abastecimento de água (Correio Braziliense, 2005).

A CAESB efetua regularmente o controle da qualidade da água bruta do lago Descoberto. A coleta de amostras é realizada sempre próximo dos pontos de captação. Diversos parâmetros são analisados, seguindo-se uma sistemática de controle que conduz ao Índice de Qualidade da Água (IQA) (cf item 3.1). O IQA médio classifica as águas do lago como "boas" a "muito boas". Entretanto, a CAESB reconhece que a ocupação desordenada da APA do Descoberto, e conseqüente utilização dos seus recursos naturais, estão colocando em risco a qualidade da água do manancial do lago homônimo (CAESB, 2005).

6.2.2 - Modelo conceitual

Qualquer atividade humana modifica a paisagem natural e com ela interage. O homem introduz no ecossistema novas substâncias ou aumenta sobremaneira as quantidades de determinados elementos que estariam de qualquer forma presentes no estado natural. Numa bacia ocupada por áreas agrícolas e expansão de centros urbanos, onde a atividade industrial é extremamente reduzida e não há lançamentos diretos de esgotos, a principal preocupação é a poluição difusa. Os principais parâmetros de poluição a serem estudados no caso

da poluição difusa, de acordo com von Sperling (2005), são os sedimentos, a DBO, os metais pesados, pesticidas, o nitrogênio, o fósforo, os coliformes e os sólidos dissolvidos.

As conseqüências da captação de água bruta contaminada, para ser tratada com fins de suprir à demanda para o abastecimento humano, são de natureza diversa. Podem acarretar problemas apenas econômicos, com o aumento do custo de tratamento, de saúde pública, ambos e ainda implicações sobre o meio ambiente físico-biológico.

Evitar a contaminação do manancial tem como meta a obtenção de água potável de qualidade, satisfazendo uma série de objetivos específicos: minimizar o custo de tratamento, maximizar a confiabilidade do sistema, minimizar os riscos de eutrofização, maximizar a vida útil da barragem e maximizar as qualidades organolépticas da água tratada. Cada um desses objetivos pode ser afetado por diferentes contaminantes, que, por sua vez, são oriundos de água de escoamento e infiltração de áreas pertencentes a diferentes classes de uso de solo.

O modelo conceitual descrito é ilustrado na Figura 6.2, e serviu de base para preparar o plano de análise.

.

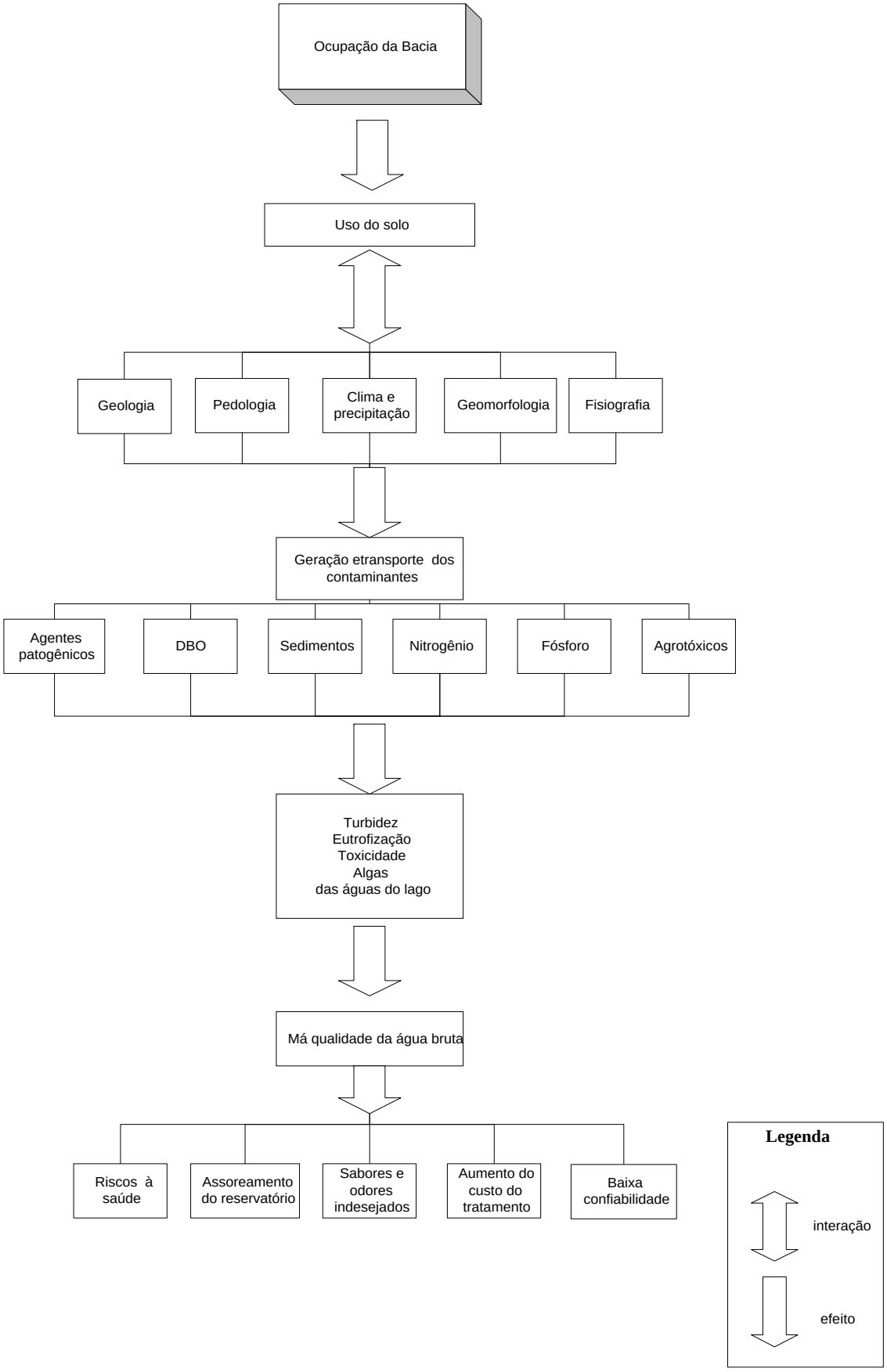


Figura 6.2 - Modelo Conceitual.

Estudar os riscos de contaminação dos poluentes separadamente forneceria uma informação demasiadamente segmentada, que se tornaria inútil para o gestor na fase de gerenciamento de risco, pois não fornece critério algum de priorização de ação.

O problema, então, adquire a estrutura de uma análise multiobjetivo e multicritério, onde a meta e os objetivos específicos foram acima identificados, os poluentes representam os critérios, e as atividades desenvolvidas na área de estudo são as alternativas que precisam ser classificadas em função de sua capacidade de gerarem poluentes e, interagindo com o ambiente, contaminar o manancial.

Braga e Gobetti (2002) salientam que, de acordo com muitos autores, a análise multiobjetivo pode ser estruturada de forma hierárquica em que uma meta, denominada também de objetivo geral, é alcançada perseguindo objetivos específicos. A partir dessas considerações, infere-se que o impacto gerado pelas atividades antrópicas é do tipo extrínseco (cf 3.1.1.1). Sob esta ótica, a vulnerabilidade da área não deve ser vista de forma restrita a seus limites geográficos, mas sob a ótica de que eventual ação antrópica naquela área deixaria o manancial vulnerável à poluição.

6.2.3 - Indicadores de conseqüências da ocupação da bacia

A identificação dos indicadores de conseqüências é o último produto desta fase.

A CAESB mantém um plano de monitoramento da qualidade da água para averiguar a correspondência das amostras coletadas com os padrões exigidos pela Portaria 518-2004-MS (Brasil, 2004). O percentual de amostras que extrapolam esses padrões é o principal indicador da conseqüência do impacto da ocupação da bacia por atividades humanas.

Todavia, para este estudo, foi mais interessante achar indicadores que permitam a identificação das sub-bacias que contribuem de forma mais acentuada à degradação das águas do lago. Nesse sentido, o aumento da carga específica, isto é, a carga de poluente gerada por ano por hectare em cada sub-bacia, pode servir como indicador do seu potencial poluidor.

Esse indicador permite a comparação dos resultados do modelo proposto com dados disponíveis de qualidade da água devidamente processados.

6.2.4 - Base de Dados Georreferenciados

Os mapas citados no subitem 6.2.1 foram resgatados, digitalizados e manipulados, quando necessário, elaborando uma série de mapas com o intuito de descrever as principais variáveis do processo de transporte e/ou geração de poluentes, que Prado e Novo (2004), em alguns casos, definem como "*condicionadores fisiográficos da bacia hidrográfica*".

A Tabela 6.3 lista os mapas e os PIs elaborados e armazenados no SIG.

Tabela 6.3 - Planos de Informação (PIs) e mapas do SIG.

Mapa	PIs
Hidrografia	Bacia, Sub-bacias, Microbacias, Rede de drenagem, Distância hidráulica, Distância de escoamento.
Pedologia	Pedologia.
Geologia	Geologia.
Hidrogeologia	Domínio fraturado, Domínio poroso.
Demografia	Densidade populacional, Saneamento básico.
Adoção de BMP	Conservação da APP - BMP.
Geomorfologia	Hipsometria, Declividade, Índice de forma, índice de compacidade, regiões geomorfológicas, densidade de drenagem.
Uso do solo	Uso do solo, Rede viária.

Nota-se que não foi elaborado o PI do regime pluviométrico devido ao fato de essa característica apresentar comportamento muito similar em toda a área em exame.

No Apêndice A, relacionam-se os principais mapas e PIs que compõem a base de dados georreferenciados. Adotou-se a estrutura utilizada por Torres (1999). Para cada mapa ou PI, descreveu-se seu conteúdo, a metodologia empregada para sua elaboração e sua importância para o trabalho.

6.3 - ANÁLISE

6.3.1 - Magnitude do impacto da ocupação da bacia do lago Descoberto

Esta análise visa a ponderar a importância dos poluentes em função de sua capacidade de afetar negativamente as características das águas do lago Descoberto.

A análise dos efeitos da presença do poluente no manancial da bacia em estudo é efetuada a partir dos estudos citados nos capítulos 3, 4 e subitem 6.2.1, dos quais é possível chegar às conclusões aqui repetidas por clareza:

- A contaminação dos rios deve-se, principalmente, às atividades agrícolas e à urbanização;
- Os parâmetros de poluição mais importantes, em termo de distribuição, espacial e temporal, e de toxicidade, presentes nas águas de drenagem de áreas urbanas e agrícolas, são: DBO, nitrogênio, fósforo, os coliformes fecais, os pesticidas, os metais e os sedimentos.
- A presença de diferentes poluentes na água bruta destinada ao abastecimento doméstico acarreta conseqüências diferenciadas e características para cada um deles.

Tendo em vista o modelo conceitual (Figura 6.2) e os problemas apontados por Derísio (1992), que derivam do uso de água bruta de má qualidade (item 3.1), os parâmetros de poluição foram classificados e ponderados, por meio de uma análise multiobjetivo, em função de sua importância para o alcance dos seguintes objetivos:

1. Maximizar características organolépticas;
2. Minimizar o custo do tratamento;
3. Maximizar a vida útil da barragem;
4. Maximizar a confiabilidade do sistema; e
5. Minimizar o risco de eutrofização.

Os objetivos acima não foram hierarquizados e foi atribuído a todos o peso 1.

Foi efetuada uma consulta a especialista para que fosse expresso um juízo sobre a importância de cada poluente tendo em vista os objetivos acima. O formulário apresentado ao

especialista é anexado (Apêndice E).

Para a ponderação dos poluentes, foi utilizado o método da Classificação em Escala Ordenada (CEOTMA, 1983). Nesse método, os *n* especialistas colocam os *m* elementos a serem ponderados em uma escala ordenada, dando ao mais importante o valor *m* e ao menos importante valor unitário.

Somando os valores dados a cada elemento pelos especialistas e dividindo esse valor pela soma de todos os valores atribuídos aos vários elementos, obtém-se o peso de cada elemento *m* (Tabela 7.1).

Sucessivamente, classificaram-se, por meio da soma ponderada, as várias classes de uso do solo encontradas na bacia do lago Descoberto, em função de sua capacidade de gerar contaminantes prejudiciais ao manancial.

Numerosos autores, citados no capítulo 4, relacionam o uso do solo com a concentração de alguns poluentes na água de drenagem, possibilitando a montagem da Tabela 6.4, onde, além da Concentração Média por Evento (EMC) dos principais parâmetros, lista-se o número de curva CN do SCS, por meio da qual é possível relacionar a concentração média do poluente à carga que poderia alcançar o lago, além da dose de aplicação de agrotóxicos.

Tabela 6.4 - Características dos parâmetros por classe de uso do solo.

Parâmetros / Uso do solo	SS EMC mgL^{-1}	DBO EMC mgL^{-1}	P EMC mgL^{-1}	N EMC mgL^{-1}	Colif. Fecais EMC NMP/ml	Pestic. Aplic. kg/ha	Metais EMC mgL^{-1}	Sólidos dissol. EMC mgL^{-1}	CN adim.
Cobertura Natural	1	0.5	0.01	0.7	20	0	0.0295	245	39
Reflorestamentos	1	0.5	0.01	0.7	20	0	0.0295	245	49
Estrada pavimentada	45	12.7	0.11	1.18	50	0	6.88	356	98
Loteamento	73.5	6.4	0.22	1.86	5.600	0	0.09	194	85
Urbanização	57.9	17.2	0.35	1.57	5.600	0	0.180	157	89
Agricultura Intensiva	107	4	1.3	4.4	2.600	2	0.03	1225	89
Agricultura extensiva	107	2	0.65	2.2	2.600	1	0.015	1225	89
Hortas	859	2	2.12	4.12	2.600	1	0.015	1225	89

A Tabela 6.4, que constitui a matriz de decisão da análise multicritério, foi elaborada a partir dos dados encontrados na literatura e reproduzidos nas tabelas: Tabela 4.1, Tabela 4.2, Tabela 4.3.

Por não se dispor de informações específicas para algumas classes de uso do solo e para o parâmetro "pesticida", foi necessário inferir alguns dados.

Para as hortas foram utilizados os dados de Avila (2005) para fósforo, nitrogênio e sólidos em suspensão (Tabela 4.1). Para os restantes dos poluentes, foram utilizadas concentrações iguais às da agricultura intensiva quando não dependentes do uso de insumos agrícolas e, caso contrário, equivalentes à metade desse valor. Essa mesma hipótese foi utilizada para atribuir os dados à classe "agricultura extensiva".

Quanto aos pesticidas, inferiu-se que sua concentração nas águas de drenagem de áreas agrícolas está diretamente relacionada com a quantidade de agrotóxico aplicado na lavoura.

Oliveira-Filho e Lima (2002) constataram que, nas áreas agrícolas do Cerrado, 65% dos ingredientes ativos são aplicados na dose de 2 kg/ha. Esse valor foi utilizado para estimar a contribuição das áreas da classe "agricultura intensiva", metade desse valor para as classes hortas e agricultura extensiva e valor nulo às demais.

Os valores encontrados, reproduzidos na Tabela 6.4, foram relativizados dividindo-os pelo maior valor observado correspondente (cf Tabela E. 1, "valores relativizados"). Aplicando os pesos aos respectivos poluentes e por meio da soma ponderada, ordenaram-se os usos em função da potencialidade poluidora (cf Tabela E. 1, "soma valores ponderados").

Relativizando, atribuiu-se nota 1 àquele uso que apresenta maior potencialidade poluidora e um valor proporcional μ aos demais (Tabela 7.4).

O valor atribuído a cada classe de uso de solo, reflete o determinado grau em que a proposição básica "Esta classe de uso de solo possui potencial de contaminação das águas do lago Descoberto" é verdadeira.

Nota-se que as estradas e os solos expostos não foram contemplados na matriz de decisão por falta de dados típicos. Considerando a grande importância de que se revestem essas áreas na degradação das águas de escoamento (Anderson e MacDonald, 1998 e Avila, 2005), foi atribuído às áreas pertencentes a essas classes o valor máximo de impacto.

Quanto às estradas vicinais, a utilização de indicadores, tais como km/km^2, parecem não serem idôneos, por não levar em conta as características fisiográficas em que a rede viária se desenvolve, perdendo assim informações disponíveis para a modelagem.

Avalia-se melhor o impacto dessa classe do uso de solo, levando em conta os parâmetros da Equação (4.2) (Anderson e MacDonald, 1998), que considera a geração de sedimentos em estradas vicinais como diretamente proporcional à área ocupada pela estrada e à declividade: características, essas, resgatáveis da base de dados georreferenciados (Apêndice A).

A classificação dos usos do solo, similar àquela apresentada na Tabela 4.6 pelo NSEL (sem data), mas específica para o caso em estudo, é reproduzida na Tabela 7.3 em ordem crescente de magnitude de impacto.

Essa informação, entretanto, não é suficiente pra avaliar a real magnitude de impacto da ocupação antrópica nos corpos receptores. Para completar a análise, foram considerados os dados de densidade demográfica e a existência, ou não, de rede coletora de esgoto doméstico.

O PI da demografia foi recodificado, utilizando a lógica *fuzzy* e a Equação (5.1), em função da densidade populacional.

Para levar em conta o fator saneamento, deve-se considerar que, na área de estudo, existem duas realidades distintas (cf subitem 6.2.1): de um lado, a CAESB possui uma rede de coleta de esgoto que atende a 100% da população, do outro, os municípios de Goiás não possuem rede alguma de coleta e tratamento. Nesse PI do saneamento, atribuiu-se, portanto, um valor 1 às áreas urbanizadas ou loteadas dos municípios goianos e 0 àquelas do Distrito

Federal.

Esses PIs foram sobrepostos apenas às áreas da classe urbanizado e loteamento utilizando-se o operador lógico de união Equação (4.3). De fato, a regra de decisão a ser respeitada é a seguinte: "se a população é elevada ou inexiste rede de esgoto, o impacto é alto". Dessa forma, recodificou-se o mapa de uso do solo, gerando o PI de Magnitude de impacto (Figura C. 1), em que algumas áreas urbanizadas ou loteadas tiveram seus valores de pertinência alterados.

Esse PI não é ainda suficiente para descrever o impacto antrópico na bacia, pois não considera a adoção de BMP pelos usuários.

Para avaliar se os usuários da bacia estão realmente utilizando-se das melhores práticas de manejo, o NRVI (Equação (4.1)) das sub-bacias foi utilizado como parâmetro e o PI específico foi denominado Adoção de Boas Práticas de Manejo (BMP).

Cabe aqui lembrar que ao considerar esse PI não se pretende apenas descrever os efeitos da mata ciliar na redução da carga poluidora aos corpos hídricos, mas é um indicador sobre o grau de respeito das BMP por parte dos usuários da bacia. Na verdade, as BMP incidem tanto no impacto, amenizando-o, como na vulnerabilidade, reduzindo-a. Esse PI foi tratado, portanto, de forma diferenciada conforme será tratado no subitem 6.4.

Os PIs específicos utilizados para a avaliação da magnitude do impacto antrópico são relacionados na Tabela 6.5.

Tabela 6.5 - PIs utilizados para a avaliação da magnitude do impacto antrópico.

Impacto Específico	**Fonte de informação**	**Parâmetro – unidade de medida**	**Unidade Territorial**
Uso do solo	SPOT (2003) Elaboração	SS, P, N, Metais, SD, DBO. ECM mgL^{-1} Coliformes ECM $NMP.L^{-1}$ Pesticidas $kg.ha^{-1}$ CN-adim.	Pixel
Demografia	IBGE	Densidade demográfica. Hab./ha	Distrito Censitário
Saneamento	CAESB	% de esgoto coletado	Região adm.

6.3.2 - Vulnerabilidade das áreas da bacia do Descoberto

Uma vez resgatados os PIs de interesse da base de dados georreferenciados, estes foram recodificado, em função do parâmetro principal, utilizando-se, geralmente, a Equação (5.1) e a Equação (5.2). Para avaliar a erodibilidade, a capacidade de autodepuração, utilizaram-se funções de pertinência específicas.

A função de pertinência μ quanto à erodibilidade e à infiltração, foi a sugerida por Freitas (1989) (*apud* Mendes e Cirilo, 2001) em que:

$$\mu(x)\begin{cases} x < mín. \Rightarrow 1 \\ mín \le x \le máx \Rightarrow x = \cos^2 \alpha \\ x > máx \Rightarrow 0 \end{cases} \qquad \text{Equação (6.1)}$$

Onde: $\alpha = \dfrac{(x - máx.)}{máx - mín} \times \dfrac{\pi}{2}$

Os limiares (*máx.* e *mín*.) foram:

a) *máx*. 30 %, *min* 3%, para gerar o PI Erosão;

b) *máx*. 15%, *mín.* 2%, para gerar o PI Infiltração (Mendes e Cirilo, 2001).

Para avaliar a capacidade de autodepuração, considerou-se que os rios são usualmente representados como reatores de fluxo pistão (von Sperling, 2005) e a função do decaimento de primeira ordem de um poluente é dada pela Equação (6.2) (Thomann *et al.* 1987):

$$Ca = Ca_i e^{-kt} \qquad \text{Equação (6.2)}$$

Onde:

Ca = concentração do poluente final (mgL^{-1});

Ca_i = concentração do poluente inicial (mgL^{-1});

k = coeficiente de decaimento (dia^{-1}).

t = tempo de detenção (d/v), em que d é a distância até o lago e v a velocidade de escoa-

mento admitida (0,5 m/s).

Considerando que o propósito do estudo é ordenar as sub-bacias em função da capacidade de autodepuração, não é necessário quantificar a concentração dos contaminantes. É suficiente apenas uma informação qualitativa e relativa. Portanto, ao atribuir valores constantes à velocidade e á taxa de decaimento, determina-se o valor da relação Ca/Ca_i, que representa a capacidade de autodepuração do rio. Neste estudo, adotaram-se valores de k=1 e v=0,5 m/s, compatíveis com a situação real do ecossistema em tela. Assim, a única variável da função de pertinência é a distância hidráulica ao lago, que é representada neste PI. Recodificou-se, então, o PI, aplicando-lhe a função de pertinência da Equação (6.2), para gerar o PI Autodepuração.

Cabe aqui observar que, por serem oriundos de diferentes fontes, os PIs não apresentam uma perfeita coincidência quanto às margens do lago e da bacia, portanto a soma total das áreas poderá apresentar algumas pequenas diferenças, que, todavia, não interferem no resultado final.

A Tabela 6.6 lista os PIs de vulnerabilidade específica, elaborados de acordo com o método apresentado.

Tabela 6.6 - PIs utilizados para a elaboração dos PIs de vulnerabilidade específica.

Vulnerabilidade específica	PI temático	Fonte de informação	Parâmetro - Unidade de medida	Função de pertinência	Contaminação águas	Unidade territorial
Isodistância até o rio	Dist. Escoamento	SICAD (elaboração)	Distância ao corpo receptor - m	Inversamente prop. $\mu = m/m_{máx} + m_{mín}/m_{máx}$	Superficiais	Pixel
Autodepuração	Dist. hidráulica	SICAD (elaboração)	Dist. hidráulica – d	Inversamente prop. $\mu = e^{-d/05}$ [2]	Superficiais	Microbacia
Erodibilidade	Pedologia	Reatto *et al* (2003)	K – t.h/MJ.mm	Diretamente prop. $\mu = k/k_{máx.}$	Superficiais	Pixel
Declividade	Declividade	SICAD (elaboração)	Declividade - m/m	Diretamente prop. $3\% < 1-\cos^2\alpha < 30\%$ [3]	Superficiais	Pixel
Infiltração	Declividade	Elaboração	Declividade - m/m	Inversamente. Prop. $2\% < 1-\cos^2\alpha < 15\%$ [4]	Subterrâneas	Pixel
Domínio Poroso	Hidrogeologia	Campana *et al.*(1998)	Transmissividade hidr. m^2/s (Log)	Diretamente prop. $Log/Log_{.máx.}$	Subterrâneas	Pixel
Densidade de drenagem	Hidrografia	SICAD (elaboração)	Índice adim.	Diretamente prop. $\mu = Dd/Dd_{máx}$	Superficiais	Sub-bacia
Escoamento	Declividade	SICAD (elaboração)	Declividade - m/m	Diretamente prop. $\mu = \%/\%_{máx}$	Superficiais	Pixel
Distância até o lago	Dist. Escoamento Dist. Hidráulica	SICAD (elaboração)	Distância - m	Inversamente prop. $\mu = m/m_{máx} + m_{mín}/m_{máx}$	Subterrâneas	Pixel

[2] Equação (6.2)
[3] Equação (6.1) hipótese a
[4] Equação (6.1)hipótese b

Na primeira coluna, lê-se o nome do PI representando a vulnerabilidade específica, obtido ao se recodificar o PI temático listado na segunda coluna, que, por sua vez, tem origem na fonte de informação listada na terceira coluna.

Na quarta coluna, encontra-se o parâmetro principal, com respectiva unidade de medida, utilizado para a recodificação.

Na quinta coluna, reproduz-se a função de pertinência utilizada e menciona-se como o parâmetro principal escolhido se relaciona com o aporte de poluentes ao manancial.

Na sexta coluna, menciona-se o departamento ambiental de interesse: águas superficiais ou subterrâneas.

Na sétima coluna, enfim, relaciona-se a unidade territorial de análise, levando em conta que, quando esta for uma sub-bacia ou uma microbacia, o valor encontrado para esta, foi atribuído a todos os *pixels* nela contidos.

No processo de sobreposição, para determinar o operador lógico a serem utilizados, utilizaram-se regras de decisão que se referem, por concisão, a apenas duas variáveis lingüísticas de entrada (alto e baixo ou pouco e muito). Quando a variável lingüística de saída adquirir sempre um dos valores de entrada, aplicou-se a equação de interseção (Equação (3.3)) ou de união (Equação (3.3)). Se a variável de saída exprimir maiores detalhes (p.ex. muito baixa, baixa, alta e muito alta), supõe-se que haverá interação entre as duas variáveis, justificando o uso de operadores tais como soma probabilística (Equação (3.5)) ou soma limitada (Equação (3.6)) ou até soma aritmética (Equação (3.2)).

A análise se desenvolveu considerando os dois compartimentos ambientais: águas superficiais e subterrâneas.

Ao estudar as águas superficiais, em primeiro lugar, foi necessário estudar qual é a tendência das áreas sofrer processos erosivos, pela importância de que se reveste este fenômeno na geração de contaminantes.

Os PIs de declividade (Figura B. 4) e pedologia (Figura B. 5), recodificados nos respectivos PIs de vulnerabilidade específica, foram sobrepostos tendo em vista identificar o potencial de erodibilidade das áreas, gerando o PI Erosão (Figura C. 2).

De fato, sem considerar a erosividade da chuva, que na área se está considerando homogeneamente distribuída, e tampouco a cobertura vegetal e uso do solo, considerados em outros PIs, o potencial de erodibilidade de uma área será função, principalmente, de sua declividade e da erodibilidade do solo.

Na verdade, a EUPS considera, também, o fator comprimento de rampa. Nesse estudo, apenas qualitativo, optou-se por desconsiderar esse fator, em razão da similaridade da compartimentação geomorfológica da bacia.

Na sobreposição do PIs de vulnerabilidade específica Erodibilidade e Declividade, à luz da lógica *fuzzy*, tem-se uma proposição básica, "está área oferece risco de erosão", e as seguintes regras de decisão:

1. Se a declividade for baixa (<3%) e a erodibilidade, baixa, então a erosão é baixa;
2. Se a declividade for baixa (<3%) e a erodibilidade, alta, então a erosão é baixa;
3. Se a declividade for alta e a erodibilidade, baixa, então a erosão é alta;
4. Se a declividade for alta e a erodibilidade alta, então a erosão é muito alta.

Os operadores lógicos de união (que deveria ter "ou" como termo de conjunção entre as duas variáveis de entrada) e interseção (que atribuiria à variável de saída sempre o valor mínimo entre os dois da variável de entrada) não puderam ser utilizados.

Tampouco se pôde utilizar o operador lógico de soma probabilística (produto dos valores de pertinência das variáveis), pois, aplicando este, não se respeitariam as regras 2 e 3, que apresentariam o mesmo valor resultante. Isto é, se a declividade tivesse valor 0.2 e a erodibilidade 1, ou vice-versa, a erosão seria sempre igual a 0.2.

O operador lógico escolhido foi o de interseção (Equação (3.3)) apenas para áreas com declividade de até 3%, e o de soma limitada (Equação (3.7)), para declividades superiores.

O PI intermediário gerado indica o potencial da área de gerar sedimentos oriundos da erosão e foi denominado PI Erosão (Figura C. 2).

Esse PI apenas descreve a área do ponto de vista da capacidade de gerar sedimentos, mas não diz respeito à interferência que a declividade tem no processo de transporte de sedimentos e outros poluentes. Essa interferência se manifesta com qualquer declividade. Por menor que seja, a água, mais ou menos rapidamente, carregará os contaminantes até o lago, não sendo possível, nesse caso atribuir valor 0 para declividades menores de 3%, o que equivaleria a afirmar que nessas áreas os contaminantes, aí despejados, nunca escoariam até o lago pelas águas superficiais.

O PI da declividade (Figura B. 4) foi recodificado para que fosse levada em conta sua influência no fenômeno do transporte. Atribuiu-se valor 1 às áreas com declividade maior ou igual a 30%, uma vez que na bacia apenas um número desprezível de *pixels* possui declividade superior a esta e valor proporcional a esta declividade às demais áreas, gerando o PI de vulnerabilidade específica denominado Escoamento.

A sobreposição dos PIs Escoamento e Erosão permitiu descrever a influência que a declividade possui na geração e transporte de sedimentos, assim como no transporte de outros poluentes.

Procurou-se, então, a função de pertinência a ser utilizada na sobreposição desses dois PIs para a geração de um PI de vulnerabilidade específica.

As regras de decisão foram:

1. Se o escoamento for baixo e a erosão, baixa, então poucos poluentes são transportados;
2. Se o escoamento for baixo e a erosão, alta, a situação é impossível, pois se tem erosão alta só com escoamento alto;
3. Se o escoamento for alto e a erosão, baixa, então muitos poluentes (não apenas sedimentos) são transportados;
4. Se o escoamento for alto e a erosão, alta, então muitos poluentes são transportados.

Usou-se, portanto, o operador lógico de união (Equação (3.3)) para gerar o PI que classificou as áreas em função de sua potencialidade de gerar sedimentos e transportar contaminantes até um afluente do lago Descoberto, denominado Vulnerabilidade por declividade.

Para completar a inferência de como o relevo interfere no processo, foi preciso relacionar a declividade com a distância até os rios (Figura B. 2).

À procura do operador lógico de sobreposição, elaborou-se novamente o conjunto de regras que reflitam o processo natural do transporte em termo de carga que pode atingir o lago:

1. Se a declividade for alta e a distância, grande, então a vulnerabilidade é alta;
2. Se a declividade for alta e a distância, pequena, então a vulnerabilidade é muito alta;
3. Se a declividade for baixa e a distância, grande, então a vulnerabilidade é baixa;
4. Se a declividade for baixa e a distância, pequena, então a vulnerabilidade é alta.

De acordo com essas regras, o operador lógico de sobreposição dos PIs Vulnerabilidade por declividade (Figura C. 3) e Distâncias até os rios (Figura B. 2) foi o de soma algébrica. Essa sobreposição gerou o PI intermediário que indica as áreas que, de maneira mais importante, podem contaminar os afluentes do lago Descoberto, denominado Vulnerabilidade dos rios (Figura C. 4).

De certa forma, o PI Vulnerabilidade dos rios forneceu uma informação a respeito da concentração do poluente que alcança o rio, pois foi extraído de vários PIs que estão relacionados com esse processo. Isto é: o PI Erosão fornece indicações sobre a concentração de sedimentos, o PI Vulnerabilidade por declividade e o PI Distância até os rios, fornece uma idéia sobre o tempo e a distância necessária para que o poluente chegue até o rio, grandezas que estão relacionadas com o processo de sedimentação e diluição que ocorrem durante o transporte do contaminante por escoamento superficial. Maior o valor da Vulnerabilidade dos rios, maior será a concentração dos poluentes nas águas de drenagem que chegam ao rio.

Feita essa relação entre Vulnerabilidade do rio e a concentração de poluentes das águas

superficiais que atingem os cursos d´água, pode-se inferir que esse PI e o da Autodepuração, obtido da recodificação do PI de Distância hidráulica (Figura B. 3) por meio da Equação (6.2), interagem, uma vez que aquele indica a concentração que alcança o tributário e este sua capacidade de autodepuração. De fato, o PI Autodepuração considera a capacidade do rio de reduzir a concentração. A função de pertinência da Equação (6.2), analisada anteriormente, reflete exatamente essa capacidade.

Gerou-se um PI que indica o nível de vulnerabilidade fisiográfica das áreas quanto ao aporte de contaminantes até o lago, denominado Vulnerabilidade fisiográfica (Figura C. 5) aplicando como operador lógico, para a sobreposição dos PIs Vulnerabilidade dos rios e Autodepuração, o produto aritmético.

Quanto aos PIs Densidade de drenagem (*Dd*) e Compacidade (*Kc*), conceitualmente, percebeu-se que as características geomorfológicas densidade de drenagem e compacidade, estão ligadas a conceitos de possibilidade. O PI Compacidade considera a possibilidade de uma bacia sofrer as conseqüências de uma inundação, e o PI Densidade de drenagem a possibilidade de o contaminante entrar em contato com os corpos d'água.

As regras de decisão ao sobrepor esses dois PIs foram:

1. Se o índice de compacidade for alto e a densidade de drenagem, alta, então a vulnerabilidade é muito alta;
2. Se o índice de compacidade for alto e a densidade de drenagem, baixa, então a vulnerabilidade é baixa;
3. Se o índice de compacidade for baixo e a densidade de drenagem, alta, então a vulnerabilidade é baixa;
4. Se o índice de compacidade for baixo e a densidade de drenagem, baixa, então a vulnerabilidade é muito baixa;

Esses PIs foram sobrepostos usando o operador de soma probabilística (Equação (3.5)), gerando o PI intermediário Vulnerabilidade geomorfológica.

Os PIs Vulnerabilidade fisiográfica e Vulnerabilidade geomorfológica foram sobrepostos utilizando o operador de soma aritmética. Como resultado, obteve-se um PI que reproduz o

nível de vulnerabilidade das áreas, quanto ao aporte de contaminantes ao lago Descoberto, relacionado aos fenômenos de geração e transporte de poluentes por águas superficiais. O PI foi denominado Vulnerabilidade por águas superficiais (Figura C. 6).

Quanto às águas subterrâneas, Avila (2005) observou que 48% da carga anual de fósforo, e nitrogênio é transportada pelo escoamento superficial, enquanto que pelo restante 52% é responsável o escoamento de base que, por sua vez representa o 90% do deflúvio total da bacia.

Dentre os fatores que controlam a recarga dos aqüíferos porosos, destacam-se: a topografia (hipsometria), as formas de relevo predominantes na bacia (geomorfologia) e a condutividade hidráulica da zona vadosa (Campana *et al.*, 1998). Portanto, da base de dados georreferenciados, foram resgatados os seguintes PIs: Densidade de drenagem, Domínio poroso, Domínio fraturado e Declividade.

Analisando o processo físico da infiltração, foram deduzidos os operadores de sobreposição.

Ao analisar o PI de domínio poroso e de domínio fraturado, levou-se em conta que esta formação hidrogeológica é protegida por aquela, e que as áreas que apresentam uma maior condutividade hidráulica são as que têm maiores espessuras. Outrossim, constatou-se que a limitada transmissividade do domínio fraturado limitaria a infiltração no estrato poroso somente quando alcançado o estado de saturação deste.

Ainda, é difícil afirmar que as águas percoladas profundamente, através do domínio fraturado, realmente alcancem as águas do lago. Por essas razões, resolveu-se descartar o PI temático do domínio fraturado, mantido, entretanto, na base de dados georreferenciados apenas com fim descritivo.

O PI Domínio poroso (Figura B. 6) foi sobreposto ao denominado Infiltração, que foi gerado recodificando o PI da declividade de forma que considere a declividade no processo aplicando a Equação (6.1), hipótese *b*. Como já descrito, a declividade é uma feição que limita a infiltração, portanto, ao sobrepor esses temas, utilizou-se o operador de interseção.

Gerou-se assim o PI Vulnerabilidade das águas subterrâneas (Figura C. 7).

Para a avaliação do risco de contaminação oriundo de poluentes carreados até o lago por águas subterrâneas, o parâmetro a ser considerado é a distância das áreas até o corpo d'água mais próximo que se encarregará, no seu escoamento de base, de transportar o contaminante até o lago Descoberto. De acordo com Avila (2005), no escoamento de base, grande parte dos poluentes é retida pelo solo, portanto relevante importância deverá ser dada à distância até o lago.

Os PIs da distância de escoamento e da distância hidráulica foram sobrepostos por meio do operador lógico de soma aritmética. Obteve-se o PI de isodistância de cada *pixel* até o lago.

Interessante observar que os PIs de distância até os rios e autodepuração foram utilizados tanto para águas superficiais quanto subterrâneas. Todavia, por estarem associados a fenômenos diferentes (autodepuração as superficiais, e filtração as subterrâneas), os valores de pertinência, a ordem e o operador lógico de sobreposição foram diferentes.

Na recodificação, aos *pixels* do PI de isodistância até o lago, foi atribuído valor entre 0 e 1, de acordo com a Equação (5.2), uma vez que a variável é inversamente proporcional à vulnerabilidade. Gerou-se o PI Distância até o lago

O PI Vulnerabilidade **das** águas subterrâneas foi então sobreposto ao PI Distância até o lago para gerar o PI Vulnerabilidade **por** águas subterrâneas (Figura C. 8).

O operador lógico de sobreposição deverá observar as seguintes regras de decisão (por clareza, entre parentes se encontra o valor de μ correspondente à variável lingüística):

1. Se a vulnerabilidade das águas subterrâneas for alta (1) e a distância até o lago, baixa (1), então a vulnerabilidade por águas subterrâneas será muito alta (1).
2. Se a vulnerabilidade das águas subterrâneas for baixa (0) e a distância até o lago, baixa (1), então a vulnerabilidade por águas subterrâneas será baixa (0).
3. Se a vulnerabilidade das águas subterrâneas for alta (1) e a distância até o lago, alta (0), então a vulnerabilidade das águas subterrâneas será baixa (0).
4. Se a vulnerabilidade das águas subterrâneas for baixa (0) e a distância até o lago,

alta (0), então a vulnerabilidade por águas subterrâneas será muito baixa (0).

O operador lógico de sobreposição utilizado nesse caso foi o de soma probabilística pela Equação (3.5). Como resultado, obteve-se um PI que reproduz o nível de vulnerabilidade das áreas, quanto ao aporte de contaminantes ao lago Descoberto, relacionado aos fenômenos de transporte de poluentes por águas subterrâneas. O PI foi denominado Vulnerabilidade por águas subterrâneas (Figura C. 8).

O resultado final do processo de análise foram os PIs Vulnerabilidade específica para as águas superficiais e subterrâneas. Nesses PIs, os *pixels* foram classificados em função do nível de vulnerabilidade, definido como alto, médio e baixo, conforme discutido no subitem 6.3.2. A extensão da área das sub-bacias em função do nível de vulnerabilidade apresentado foi medido e devidamente representado em tabelas específicas (Tabela 7.8 e Tabela 7.10).

As figuras abaixo, Figura 6.3, Figura 6.4 e Figura 6.5, esquematizam o inteiro processo de sobreposição efetuado na fase de análise.

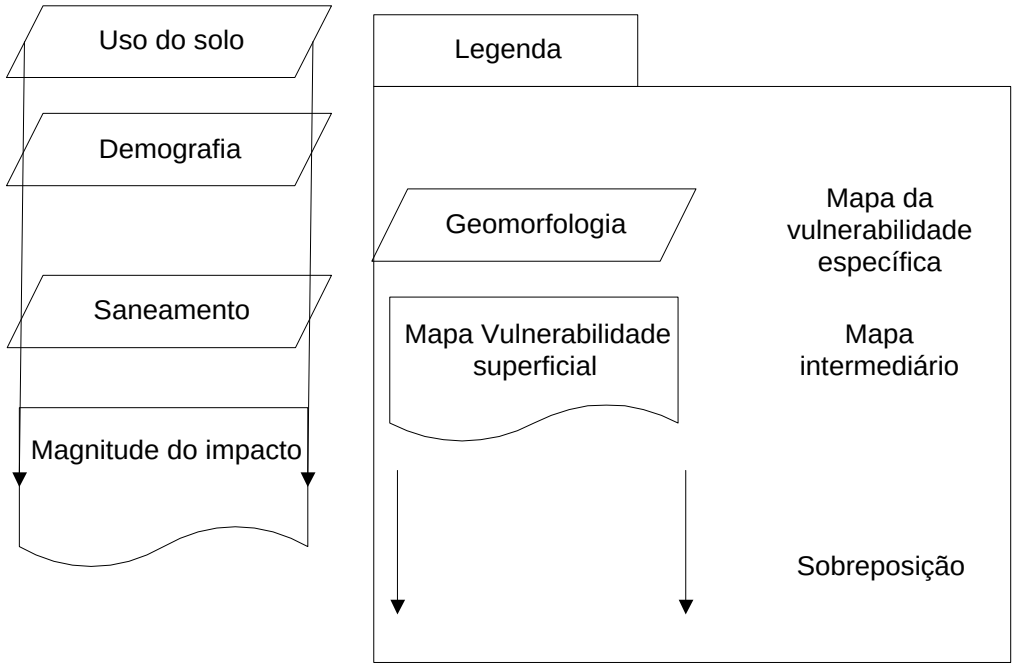


Figura 6.3 - Fluxograma do procedimento de sobreposição – Magnitude do Impacto.

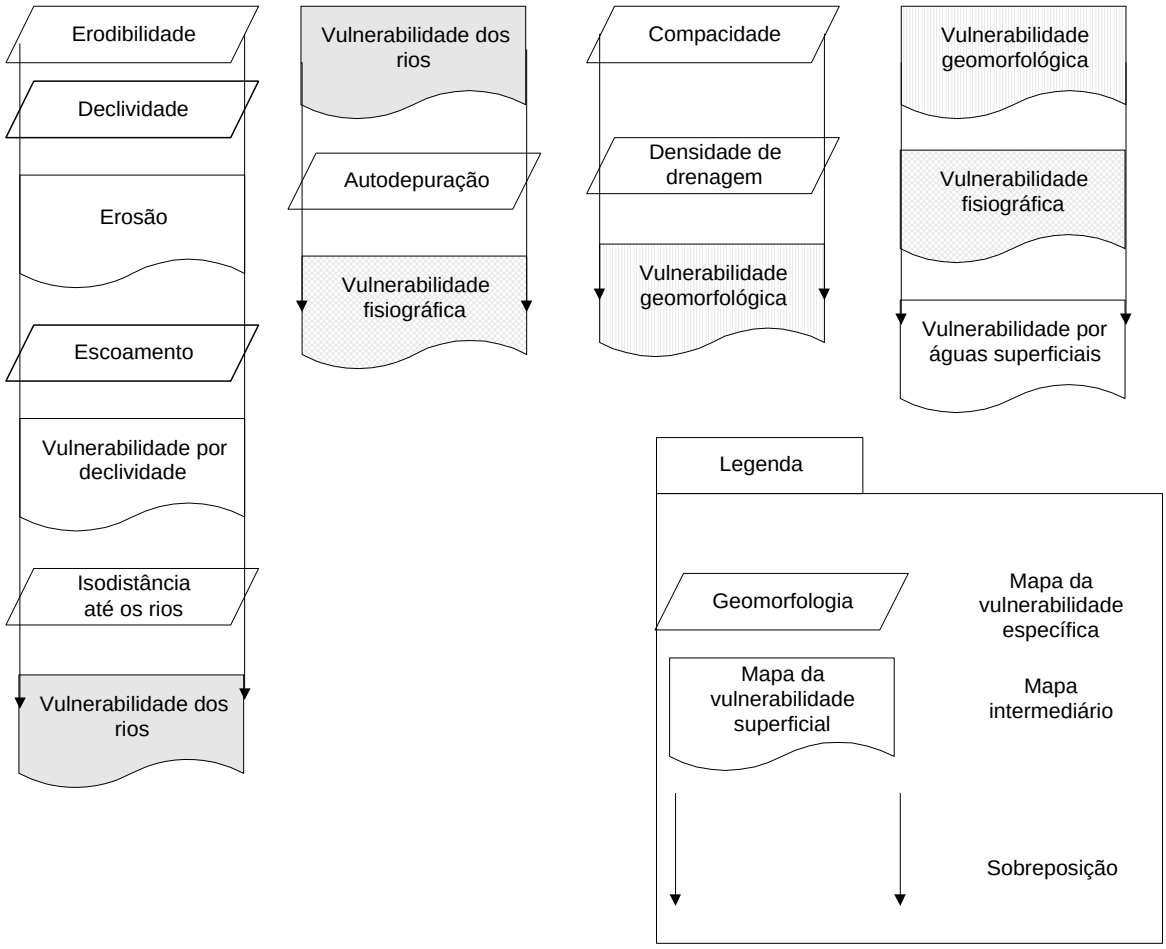


Figura 6.4 - Fluxograma do procedimento de sobreposição – Vulnerabilidade por águas superficiais.

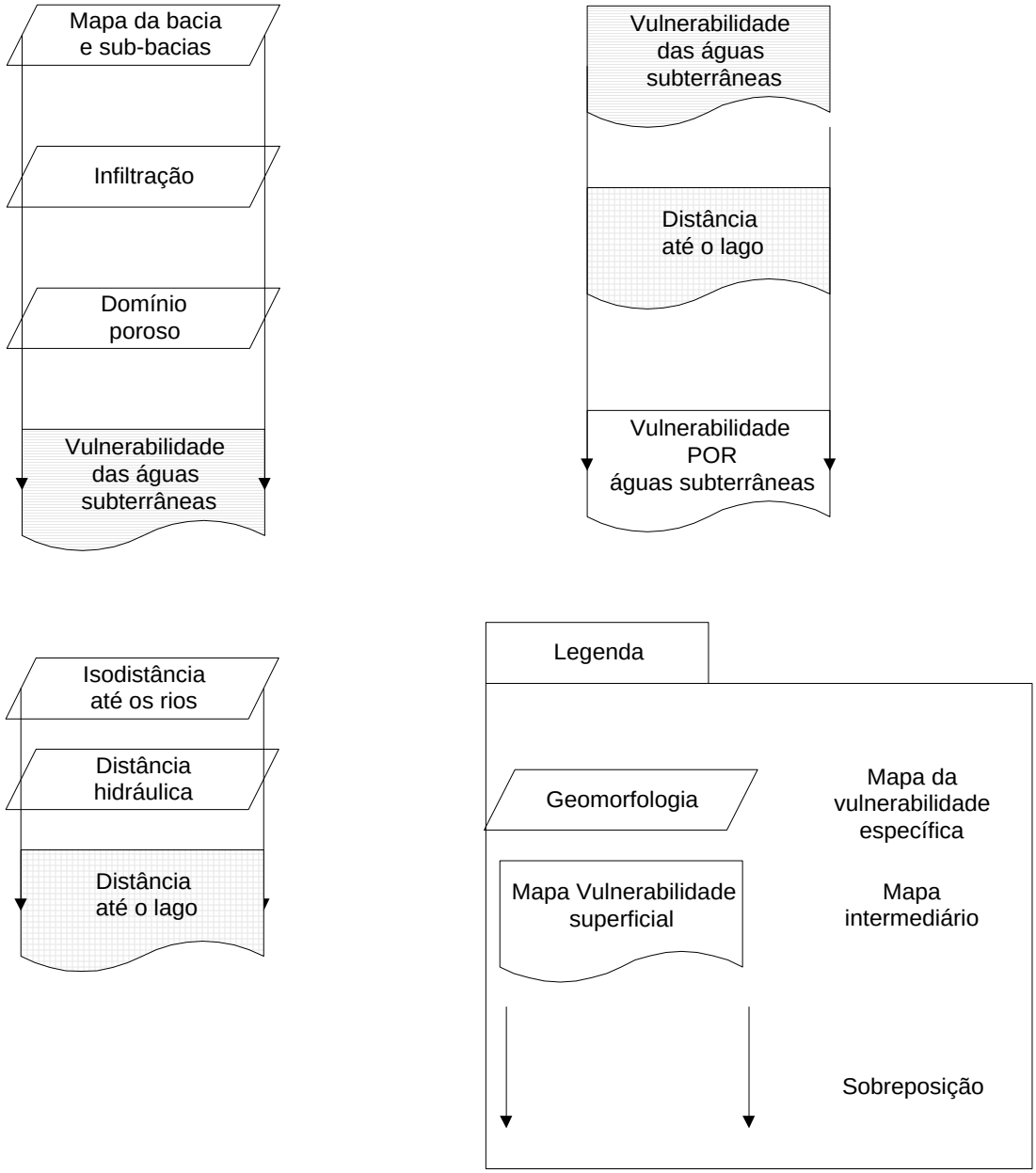


Figura 6.5 - Fluxograma do procedimento de sobreposição – Vulnerabilidade por águas subterrânea.

6.4 - CARACTERIZAÇÃO DOS RISCOS

Na fase de caracterização dos riscos, os PIs Magnitude do impacto (Figura C. 1) e Vulnerabilidade por água superficiais (Figura C. 6) e subterrâneas (Figura C. 8) foram reunidos numa única vista do programa *ArcView 3.0* para proceder à sua sobreposição. O operador lógico utilizado foi o de soma aritmética, conforme discutido no subitem 3.3.1.

A utilização do PI Adoção de BMP, que indica o nível de adoção de boas práticas de manejo, no modelo gerou algumas controvérsias. A adoção de boas práticas de manejo representa, de um lado, amenização do impacto, de outro, uma diminuição da vulnerabilidade da bacia. Em primeiro lugar, como avaliar a adoção de boas práticas? Em seguida, como inseri-la no modelo? Na avaliação da magnitude de impacto ou na avaliação da vulnerabilidade? A discussão não é apenas acadêmica, pois no modelo proposto, o momento em que o PI entra na modelagem tem importância.

A retirada de matas ciliares indica a adoção de nenhuma prática de manejo sustentável, assim para aquelas áreas cujo desmatamento atingiu o 50% é atribuído valor de pertinência 1. Na transformação do PI temático em PI de impacto específico utilizou-se o NRVI como parâmetro principal aplicando os seguintes critérios: naquelas sub-bacias que apresentarem um NRVI igual a 0 ou negativo, a função de pertinência assumiu o valor máximo de pertinência e para as demais se aplicou a Equação (5.2). Isto é:

$$\mu(x)\begin{cases} NRVI \leq 0 \Rightarrow 1 \\ NRVI > 0 \Rightarrow Equação(5.2) \end{cases} \qquad \text{Equação (6.3)}$$

Ao recodificar-se o PI de Conservação da APP – BMP, atribuiu-se a toda a bacia o valor derivado de acordo com a função de pertinência descrita (Equação (6.3).

Optou-se por não inseri-lo na avaliação do risco por águas subterrâneas por sua pequena interferência no processo, que teria efeitos opostos aos das águas superficiais, tendo em vista o aumento da percolação. Para as águas superficiais, ele foi sobreposto aos de Magnitude de impacto e Vulnerabilidade, respeitando assim sua característica híbrida.

Portanto, para determinar o nível de risco de contaminação por águas subterrâneas, os PIs Magnitude do impacto (Figura C. 1) e Vulnerabilidade por águas subterrâneas (Figura C. 8) foram sobrepostos, somando-os, ao passo que, para determinar o nível de risco de contaminação que as áreas oferecem ao lago Descoberto por via superficial, foram sobrepostos os PIs: Magnitude do impacto (Figura C. 1), Vulnerabilidade superficial (Figura C. 6) e Adoção de BMP (Figura C. 9). Aplicou-se em seguida a Equação (5.1), adotando como $\nu_{máx.}$ o maior valor que este poderia assumir: 2 para as água subterrâneas e 3 para as superficiais.

O nível de risco, relativo à contaminação por águas superficiais e por águas subterrâneas, que as diferentes áreas oferecem ao lago Descoberto está reproduzido nos PIs denominados Risco de contaminação por águas superficiais (Figura D. 2) e Risco de contaminação por águas subterrâneas (Figura D. 1). Os PIs utilizados para a caracterização dos riscos estão reproduzidos sucintamente na Tabela 6.7

Tabela 6.7 – PIs utilizados para caracterização do risco.

PI Intermediário	**PI de Impacto específico**	**Parâmetro – unidade de medida**	**Unidade Territorial**
Magnitude do impacto	X	X	Pixel
Vulnerabilidade por águas superficiais	X	X	Pixel
Vulnerabilidade por águas subterrâneas	X	X	Pixel.
X	Adoção BMP	NRVI- Adim.	Sub-bacia

O processo de sobreposição dos PIs para a caracterização do risco é resumido no fluxograma da Figura 6.6.

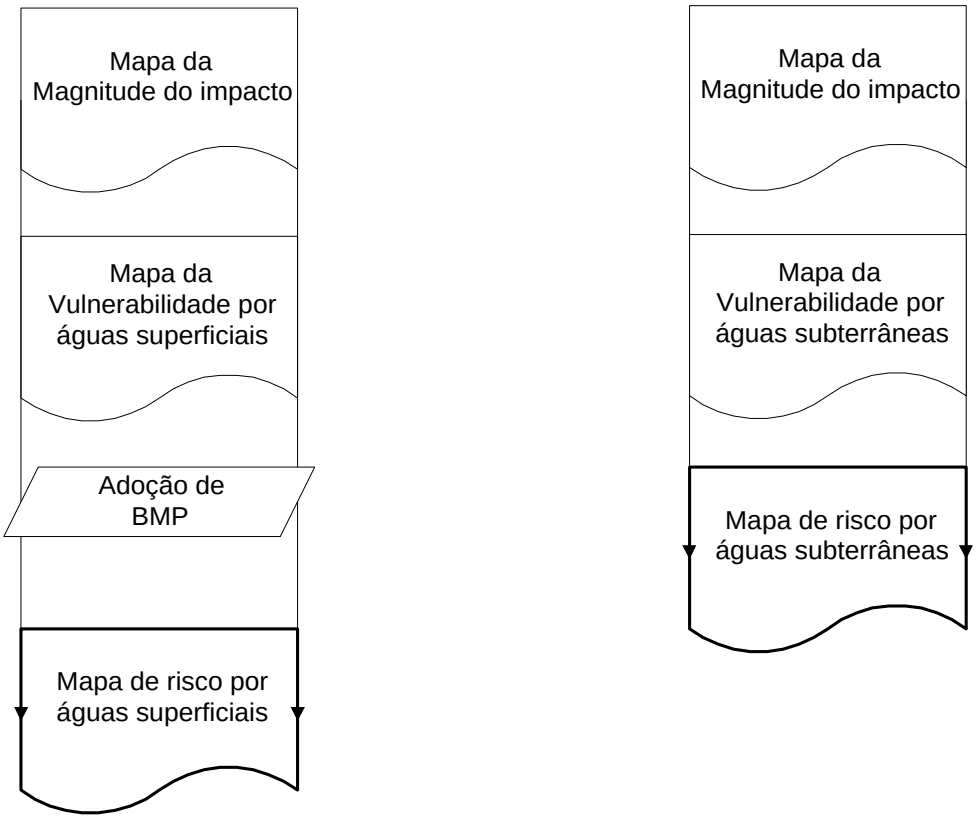


Figura 6.6 – Fluxograma do procedimento de sobreposição – Caracterização do risco.

6.5 - INDAGAÇÃO AVALIATIVA

A existência de dados de qualidade da água de alguns tributários do lago permitiu averiguar a correspondência dos resultados obtidos pelo modelo com a realidade.

6.5.1 – Dados da qualidade da água disponíveis

Utilizando os dados de qualidade da água disponibilizados pelo projeto "Definição de requerimentos de resolução espacial e temporal para monitoramento da quantidade e da qualidade da água em bacias hidrográficas" do Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da Universidade de Brasília PTARH-UnB (Koide, 2006), foi possível avaliar os resultados obtidos com o modelo proposto, quanto aos riscos oferecidos pelas águas superficiais. O programa possui dados de dois anos hidrológicos, de março 2003 até março 2005, referentes à qualidade da água dos corpos hídricos Olaria, Veredinha, Descoberto, Barrocão, Capão Comprido, Capão da Onça, Cortado, ribeirão das Pedras e Rodeador. Os valores de interesse são representados na Tabela 6.8.

Tabela 6.8 – Concentração média de poluentes de tributários do lago Descoberto (Koide, 2006, modificado)

Parâmetros / Ponto de coleta	**uT**	**SS (mgL^{-1})**	**NH_3 (mgL^{-1})**	**NO_2 (mgL^{-1})**	**NO_3 (mgL^{-1})**	**P Total (mgL^{-1})**	**Coliforme Fecal (NMP/100ml)**	**DBO (mgL^{-1})**
Barrocão 60434550	21,35	35,49	0,06	0,01	0,38	0,17	537,80	2,77
Capão Comprido 60435300	8,46	8,99	0,03	0,00	0,48	0,15	328,72	2,25
Capão da Onça 60434000	16,62	45,55	0,06	0,01	0,64	0,12	365,92	2,83
Veredinha 60435100	29,23	22,01	0,11	0,01	1,05	0,14	1895,44	2,87
Descoberto 60435000	31,43	13,21	0,08	0,01	0,46	0,12	1997,42	2,96
Cortado S/N	21,36	35,49	0,06	0,01	0,38	0,17	537,80	2,77
Olaria 60435150	8,46	9,00	0,03	0,00	0,48	0,15	328,72	2,25
Rib.das Pedras 60435400	16,62	45,56	0,06	0,01	0,64	0,12	365,92	2,83
Rodeador 60435200	29,24	22,02	0,11	0,01	1,05	0,14	1895,44	2,87

As vazões, necessárias para transformar valores de concentração em carga, foram resgatadas de Campana *et al.* (1998) e são apresentadas na Tabela 6.9.

Tabela 6.9 - Vazões de tributários do lago Descoberto (Campana *et al.*,1998, modificado).

Código da Estação	**Vazões m^3s^{-1}**					
Fluviométrica	**Tr=2**	**Tr=5**	**Tr=10**	**Tr=25**	**Tr=50**	**Tr=100**
60435000 Descoberto	2,05	3,22	3,47	3,96	4,78	6,41
60435100 Chapadinha	0,47	0,65	0,68	0,90	1,25	1,95
60435150 Olaria	0,33	0,37	0,40	0,51	0,68	1,02
60435200 Rodeador	1,86	2,13	2,61	2,99	3,62	4,88
60435300 Capão Comprido	0,36	0,47	0,48	0,53	0,61	0,79
60435400 Ribeirão das Pedras	1,60	1,95	2,15	2,23	2,36	2,62

O PI da rede de monitoramento, reproduzida em apêndice (Figura B. 10), apresenta os postos de controle fluviométricos, pluviométricos e de qualidade da água, presentes na bacia.

6.5.2 - Metodologia de avaliação

Lembrando que o indicador de conseqüência do impacto escolhido nesse estudo é a carga específica, os dados foram organizados e processados obtendo esse indicador para todas as sub-bacias.

Na fase de elaboração do modelo, nenhum dado observacional foi utilizado, pois não houve fase de calibração. Assim, para a indagação avaliativa, foram utilizados os dados de todas as observações disponíveis.

As sub-bacias foram ordenadas em função da carga específica de cada poluente separadamente, de acordo com a Equação (5.1). Sucessivamente, os valores de pertinência referentes a cada poluente foram somados e as sub-bacias ordenadas de acordo com os valores assumidos pela Equação (5.1). Dessa forma, atribuiu-se às sub-bacias um valor μ, que as ordena em função carga específica gerada e, portanto, em última análise, em função do grau de risco que oferecem às águas do lago Descoberto.

Os valores de μ assim obtidos foram comparados com os obtidos, extraindo a média, a partir dos valores de μ dos *pixels* do PI Risco por águas superficiais, uma vez que os dados se referem às águas superficiais dos tributários.

Quanto às águas subterrâneas, não foi possível avaliar os resultados obtidos, pois inexistem medições que possam ser utilizadas para esse escopo. As análises de águas subterrâneas disponíveis não dizem respeito, especificadamente, àquelas águas subterrâneas que contribuem diretamente para o lago Descoberto, e sim, dizem respeito à poluição do lençol freático e dos aqüíferos profundos.

Entretanto, para avaliar se o modelo utilizado reflete as reais condições naturais, foi efetuada uma comparação entre os valores de pertinência obtidos simplesmente por meio da densidade de drenagem e o PI Vulnerabilidade das águas subterrâneas. De fato, a permeabilidade da área é também representada pelo homônimo PI presente na base de dados georreferenciados, derivado da análise da densidade de drenagem. Os dois PIs representam, portanto a mesma feição e se prestam a uma indagação avaliativa.

Apenas com este fim, o PI Vulnerabilidade das águas subterrâneas, elaborado em nível de *pixel*, teve que passar por um processo que o torne comparável com o da densidade de drenagem, elaborado em nível de sub-bacia hidrográfica. Isto é, foi necessário uniformizar a unidade territorial de exame.

Transformou-se o PI de Vulnerabilidade das águas subterrâneas num PI que tivesse como base as sub-bacias, às quais, foram atribuídos valores de pertinência médios (μ) em função dos valores de pertinência (μ) dos *pixels* nelas contidos. Sucessivamente os valores encontrados foram comparados com os obtidos recodificando o PI Densidade de drenagem.

7 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, são apresentados e discutidos os resultados do caso de estudo, que permitiu aprimorar e avaliar a confiabilidade do modelo proposto no capítulo 5. A exposição dos resultados segue os passos das análises executadas, i.e., ponderação dos poluentes, magnitude do impacto, vulnerabilidade das áreas e, finalmente, os riscos que as áreas oferecem às águas do lago Descoberto.

Os resultados da indagação avaliativa são também apresentados e discutidos, visando a determinar a capacidade do modelo de representar a situação real.

7.1 - MAGNITUDE DO IMPACTO

Como descrito no item 6.3.1, recorreu-se à consulta a especialista para a ponderação dos parâmetros. É notório que o grande problema dessa técnica é o atraso com que as respostas são devolvidas pelos responsáveis do preenchimento do formulário. Nesta consulta, foram recebidas de volta em tempo hábil apenas três formulários, todos oriundos de funcionários da CAESB, suficientes, entretanto, para dar seguimento ao trabalho, tendo em vista seu objetivo predominantemente didático. Os formulários da consulta a especialista foram processados, sem necessidade de réplica, visando a corrigir algumas notas à luz de outros pareceres, pois as respostas obtidas foram apenas três e foram bastante congruentes entre si.

Os resultados, obtidos aplicando a metodologia indicada no item 6.3.1, são expostos na Tabela 7.1

Tabela 7.1 - Pesos dos poluentes/parâmetros de poluição.

Poluente/Parâmetro	Peso
Turbidez	0,171
DBO	0,130
P	0,114
N	0,112
Coliformes fecais	0,133
Pesticidas	0,086
Metais	0,086
Sólidos dissolvidos	0,168

Estes resultados (Tabela 7.1) são específicos para a bacia em estudo. Com efeito, os espe-

cialistas chamados a expressar um parecer levaram em conta as peculiaridades da bacia do lago Descoberto. Sem essa consideração, poder-se-ia surpreender com a baixa nota atribuída aos metais pesados, de difícil detecção e remoção, e a alta nota atribuída aos sólidos suspensos, de fácil detecção e remoção. Mas, à luz da especificidade do trabalho, observa-se que, de um lado, a contaminação por metais e pesticidas é extremamente baixa, devido respectivamente à ausência de pólos industriais e ao perfil do produtor rural local. De outro, a turbidez adquire uma importância relevante, devido ao grande transporte sólido observados nos tributários do lago.

Por meio da metodologia descrita no subitem A.14.2, foi possível a elaboração do PI do uso do solo na bacia do lago Descoberto, (Figura B. 9) cujo resultado é reproduzido numericamente na Tabela 7.2.

Tabela 7.2 - Uso do solo da bacia do lago Descoberto.

Classe de uso do solo	**(km^2)**
Agricultura irrigada	1,27
Agricultura	113,92
Água	13,54
Campo cerrado	49,16
Cerrado	30,85
Estrada asfaltada	3,02
Estrada vicinal	11,41
Hortas	18,63
Lotes irregulares	3,99
Mata	62,98
Reflorestamento	69,91
Solo exposto	23,15
Urbanização	32,21
Total	434,04

A Tabela 7.3 reproduz a magnitude do impacto das classes de uso de solo presentes na bacia. Às classes de uso do solo mais prejudiciais à qualidade das águas do lago Descoberto foi atribuído o valor unitário.

Tabela 7.3 - Uso do solo e magnitude do impacto na bacia do lago Descoberto.

Classe de uso do solo	**μ (Adim.)**

Água	0,00
Cobertura natural	0,29
Reflorestamentos	0,35
Loteamento	0,72
Urbanização	0,80
Estrada pavimentada	0,80
Agricultura extensiva	0,82
Agricultura intensiva	0,91
Hortas e estradas vicinais	1,00

À classe água foi atribuído o valor 0, às classes estrada vicinal e solo exposto, que não estão incluídas na Tabela 7.3, foi atribuído o valor 1, conforme discutido no subitem 6.3.1. Pode-se observar certa congruência entre a lista acima apresentada e a lista da Tabela 4.6.

É interessante observar que a horticultura constitui a classe de uso mais perniciosa à qualidade das águas do lago. De fato, Oliveira-Filho e Lima (2002) salientam que a maioria das culturas agrícolas possui o máximo grau de recobrimento da área durante a época das chuvas, protegendo assim o solo. Já a olericultura possui ciclos vegetativos mais curtos e é, portanto, possível que durante o período de chuva as áreas se encontrem em pousio ou em fase de preparação, expondo o solo a fenômenos erosivos. Os dados de Avila (2005), utilizados para a montagem da matriz de decisão (Tabela 4.1), evidenciam essa característica.

Interessante observar a extensão da área classificada como estrada vicinal. De fato foi possível detectar (cf subitem A.14.2), além da principal, a maior parte da rede viária vicinal (Figura 7.1).

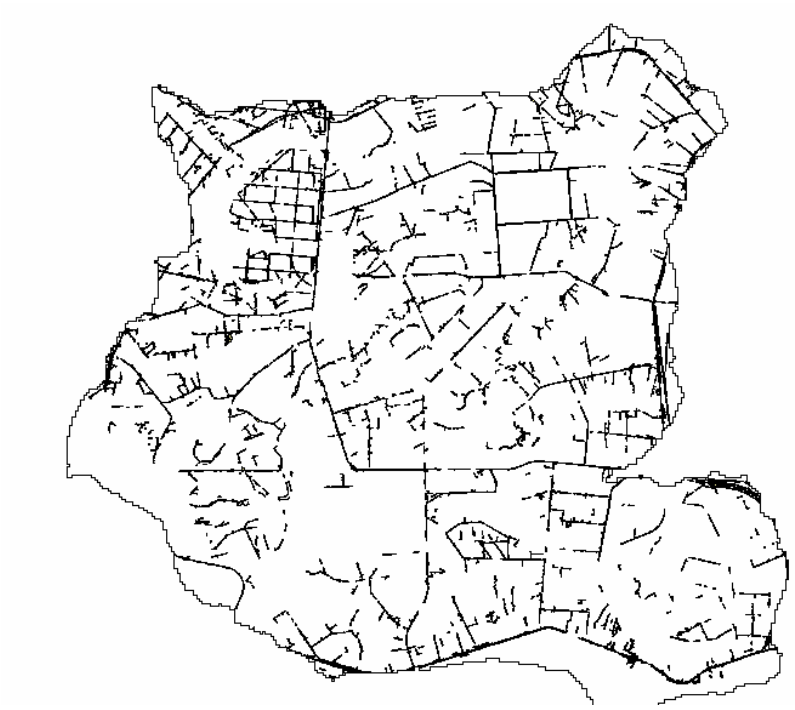


Figura 7.1 - Rede viária detectada (sem escala).

Ao comparar a quantidade de estradas detectadas com as do respectivo *layer* do SICAD (Figura 7.2), pode-se observar que o sensoriamento remoto permitiu a detecção de uma quantidade muito maior de estradas vicinais, acrescentando assim valiosas informações.

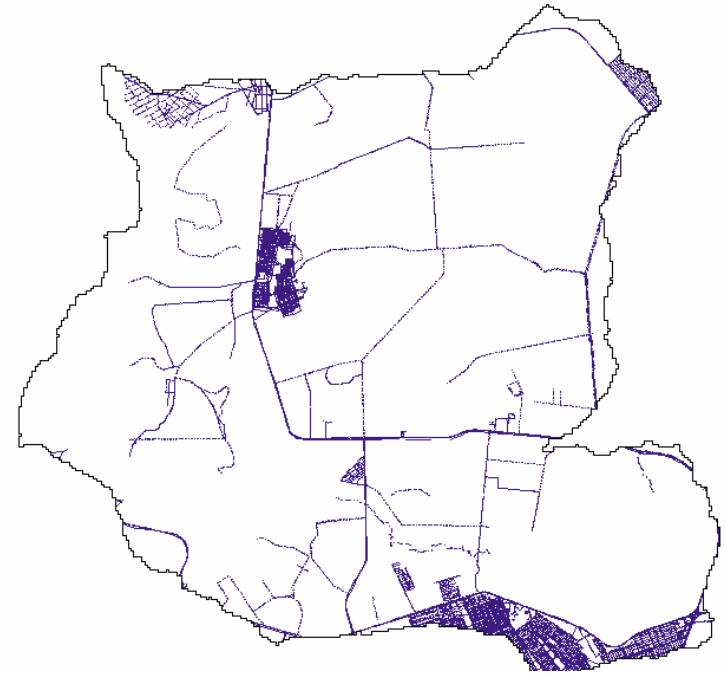


Figura 7.2 - Rede viária do SICAD (sem escala).

Ainda, ao estudar a sub-bacia do córrego Capão Comprido, foi observado que apenas alguns trechos de largura reduzida não foram detectados. Estes trechos fazem parte do próprio tipo de manejo do solo e, portanto, sua importância está já considerada no valor do impacto da classe de uso do solo à qual a área pertence (Figura 7.3).

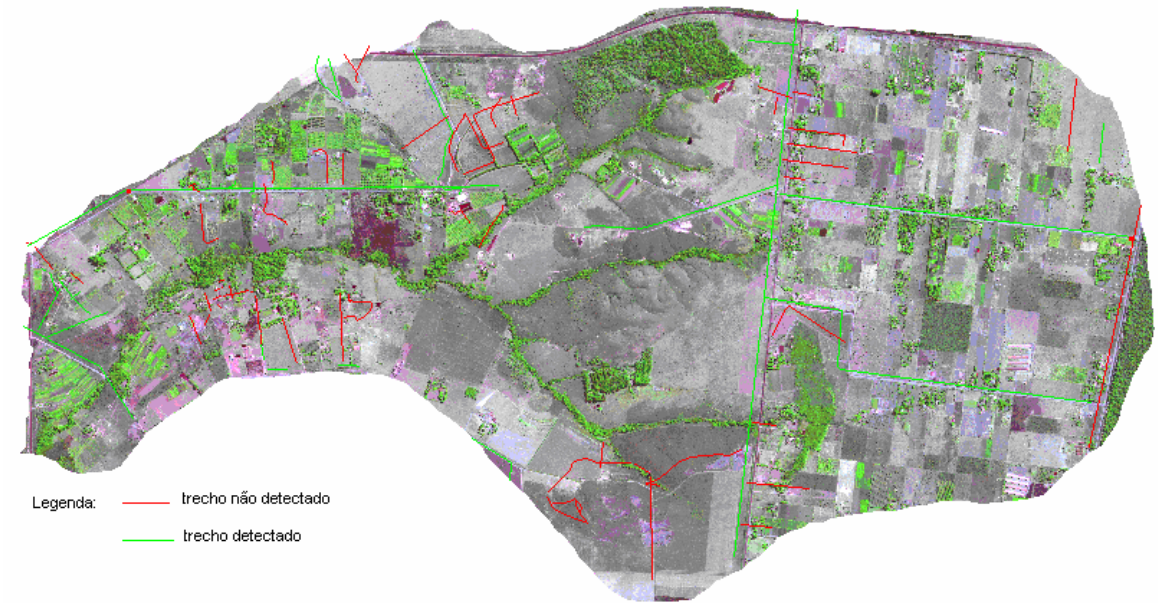


Figura 7.3 - Detecção de estradas na bacia do Capão Comprido (sem escala)

Quanto ao ajuste por fatores demográficos e sanitários, em algumas áreas urbanizadas ou loteadas, a função de pertinência adquiriu valores maiores. É o caso, por exemplo, das áreas do município de Águas Lindas que passaram a ter o maior valor de pertinência (1) devido à falta de rede coletora de esgoto. Passaram, também, a receber valor de pertinência maior aquelas áreas nas quais há uma maior concentração demográfica. Um exemplo pode ser o loteamento Privê, localizado à margem da BR 070 em frente à cidade satélite de Taguatinga, que passou a receber um valor de pertinência 1.

A magnitude do impacto, excluindo-se as áreas alagadas, assumiu valores de pertinência oscilantes entre 0,28 e 1, sendo a média 0,85 apresentando desvio padrão de 0,29. Ao analisar a Tabela 7.3, optou-se em dividir os impactos em apenas duas classes definidas pelo valor lingüístico “alto” se maior de 0.35 e “baixo”, se inferior.

De acordo com a classificação acima, as informações contidas no PI Magnitude de impacto (Figura C. 1) estão reproduzidas na Tabela 7.4.

Tabela 7.4 - Superfície classificada em funçao dos níveis de impacto do uso do solo nas águas do lago Descoberto, por sub-bacias.

Nível de Impacto	Baixo		Alto	
Sub-bacia	**(ha)**	**Percentual**	**(ha)**	**Percentual**
Capão Comprido	586,26	36,19%	1.033,63	63,80%
Capão da Onça	911,28	71,69%	359,72	28,30%
Contrib.Descoberto	772,15	34,36%	1.474,85	65,63%
Coqueiro	679,53	70,12%	289,50	29,87%
Descoberto mont. lago	1.755,34	55,06%	1.432,56	44,93%
Descoberto	2.486,72	47,24%	2.776,28	52,75%
Contribuição direta DF	454,06	22,40%	1.572,94	77,59%
Contribuição direta GO	502,17	90,03%	55,61	9,97%
Olaria	286,53	20,95%	1.081,10	79,04%
Ribeirão das Pedras	5.415,64	61,52%	3.386,47	38,47%
Rocinha DF	244,00	24,07%	769,64	75,92%
Rocinha Go	300,48	47,73%	328,97	52,26%
Rodeador	6.008,97	55,37%	4.842,03	44,62%
Veredinha	858,85	39,35%	1.323,33	60,64%
Total	21.261,80	50,63%	20.726,63	49,36%

Nessa tabela, podem-se ler o nome da sub-bacia e a superfície, em hectares e em percentual, que recebeu atividade antrópicas de impacto alto e baixo.

Pode-se constatar que a bacia inteira foi submetida a um forte impacto antrópico, 50% da área sofreu impactos altos, com destaque para as sub-bacias de Olaria, Contribuição direta DF e Rocinha DF, que apresentaram mais de 70% de sua área fortemente explorada.

7.2 - VULNERABILIDADE

Os dois compartimentos ambientais, águas subterrâneas e águas superficiais, foram estudados separadamente. Foram gerados assim dois PIs de vulnerabilidade distintos.

Nos itens a seguir, serão expostos e discutidos os resultados obtidos nas diferentes análises executadas, que servirão de parâmetro para classificar a área em estudo em baixa, média ou alta vulnerabilidade.

A Tabela 7.5 reproduz os valores máximos, médios e mínimos, assim como o desvio padrão de μ dos *pixels* dos PIs da vulnerabilidade por águas subterrâneas e superficiais.

Tabela 7.5- Estatísticas dos valores da função de pertinência μ da vulnerabilidade.

Vulnerabilidade	**Subterrânea μ (Adim.)**	**Superficial μ (Adim.)**
Máxima	1,00	1,00
Média	0,44	0,46
Mínima	0,00	0,11
Desvio Padrão	0,26	0,12

Ao aplicar-se a classificação do subitem 5.2.2, as áreas serão classificadas como com alto, médio e baixo nível de vulnerabilidade de acordo com os valores reproduzidos na Tabela 7.6.

Tabela 7.6 - Limiares das classes de vulnerabilidade.

Vulnerabilidade	**Subterrânea μ (Adim.)**	**Superficial μ (Adim.)**
Alta	0,70-1,00	0,58-1,00
Média	0,19-0,69	0,36-0,57
Baixa	0,00-0,18	0,00-0,35

Pode-se observar que apenas a vulnerabilidade subterrânea apresenta valores da função de pertinência que assumem valor 0, nas áreas localizadas nas encostas íngremes do rebordo de transição entre a unidade de Chapada e Dissecada de vale, nas quais a declividade acentuada dificulta a infiltração das águas meteóricas.

Observa-se, também, que a vulnerabilidade média por águas subterrâneas apresenta apenas uma pequena diferença a menor com respeito à das águas superficiais. Isso é congruente com as observações de Avila (2005), que apontou como equivalente a vulnerabilidade do lago quanto às águas subterrâneas e superficiais, ambas responsáveis por carrear cerca de 50% da carga média anual.

7.2.1 - Vulnerabilidade por águas subterrâneas

Adotando a metodologia proposta para a definição dessa característica, foi possível a elaboração do PI Vulnerabilidade das águas subterrâneas apresentado em apêndice (Figura C.

7).

Percebe-se que as áreas mais íngremes apresentam risco de contaminação muito baixo, ao contrário, as áreas planas e com um domínio poroso de tipo P1, com boa transmissividade hidráulica, apresentam risco máximo.

Como discutido no subitem 6.5.2, executou-se uma avaliação da correspondência do modelo adotado com a realidade, comparando os resultados do modelo com os obtidos analisando apenas a densidade de drenagem (*Dd*), que é um válido indicador do grau de permeabilidade. Os valores de *Dd* estão reproduzidos na Tabela 7.7:

Tabela 7.7 - Densidade de drenagem (*Dd*)das sub-bacias da área de estudo.

Sub-bacia	**Dd (km^{-1})**
Capão Comprido	1,38
Capão da Onça	0,84
Contribuição Descoberto	0,45
Coqueiro	2,38
Descoberto montante lago	0,80
Descoberto	0,90
Contribuição direta DF	0,12
Contribuição direta GO	0,00
Olaria	1,26
Ribeirão das Pedras	1,20
Rocinha DF	0,97
Rocinha Go	0,69
Rodeador	1,42
Veredinha	1,14

O gráfico representado na Figura 7.4 ilustra como as sub-bacias se relacionam em função do valor de pertinência μ. Os valores de μ foram obtidos, de um lado recodificando o PI da densidade de drenagem (*Dd*) de acordo com a Equação (5.2), do outro extraindo a média dos valores de pertinência μ dos *pixels* das sub-bacias (subitem 6.3.2).

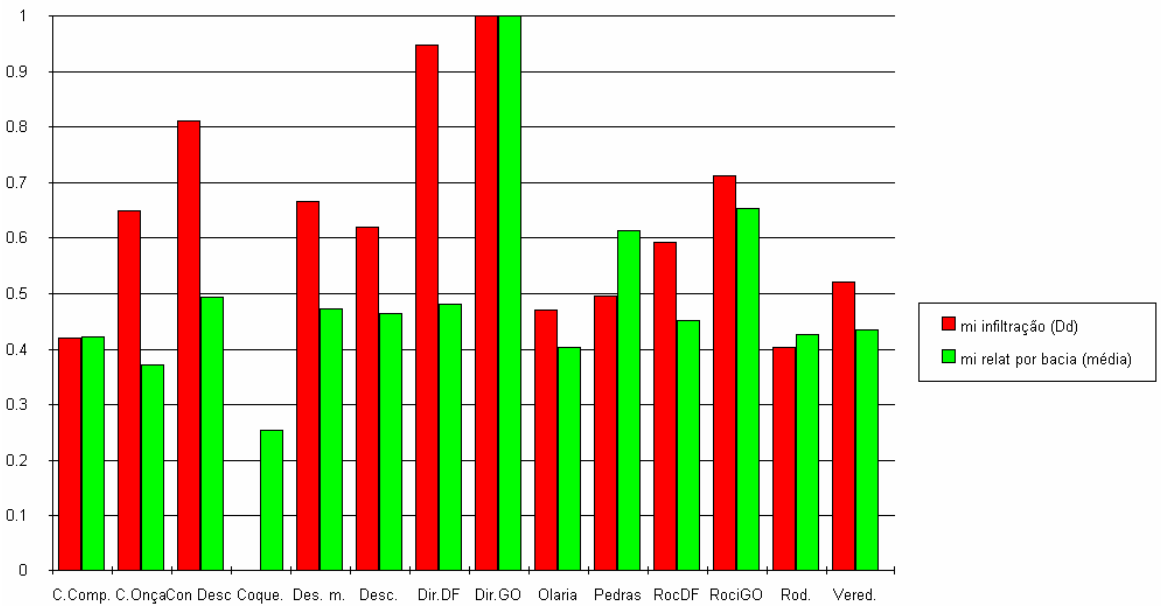


Figura 7.4 - Comparação dos valores da vulnerabilidade das águas subterrâneas por bacia.

Pode-se observar que existe uma boa correlação entre os valores de μ obtidos pelos dois métodos, com exceção das sub-bacias do Capão da Onça (C.Onça), Contribuição do Descoberto GO (Com.Desc.), Direta DF (Dir. DF). A sub-bacia Coqueiro (Coque.) por apresentar o valor de densidade de drenagem maior dentre o conjunto em que o menor valor apresentado é 0, ao aplicar-se a Equação (5.2), obteve-se o valor 0. Aparentemente, esse valor poderia ser considerado incongruente com o resultado obtido via média de *pixels*. Todavia, pode-se observar que o valor da vulnerabilidade dessa bacia é o menor entre as demais, convalidando a congruência do modelo adotado.

Apesar da similaridade dos resultados obtidos entre os dois métodos e da maior simplicidade do método envolvendo apenas a densidade de drenagem (*Dd*), o PI intermediário Vulnerabilidade por águas subterrâneas tem a grande vantagem de não se utilizar de valores médios, e sim de valores pontuais para cada *pixel* da área, avaliando melhor o risco de contaminação da água do lago Descoberto oriundo da ocupação a bacia.

A Tabela 7.8 explicita e resume os dados extraídos do PI Vulnerabilidade por águas subterrâneas (Figura C. 8). Para cada sub-bacia é reproduzida a área, em hectares e em percentual, que apresenta níveis de vulnerabilidade baixo, médio e alto, tendo como limiares os definidos na Tabela 7.6

Tabela 7.8 - Superfície classificada em funçao dos níveis de vulnerabilidade por águas subterrâneas por sub-bacias.

Nível / Sub-bacia	Baixo (ha)	Baixo (%)	Médio (ha)	Médio (%)	Alto (ha)	Alto (%)
Capão Comprido	237,22	14,62%	446,90	27,53%	938,99	57,85%
Capão da Onça	1.271,00	100,00%	0,00	0,00%	0,00	0,00%
Contribuição Descoberto	94,67	4,21%	1.628,86	72,49%	523,37	23,29%
Coqueiro	197,34	20,38%	604,16	62,40%	166,78	17,22%
Descoberto montante lago	145,22	4,55%	2.517,57	78,96%	525,67	16,49%
Descoberto	2.354,06	44,75%	2.906,84	55,25%	0,00	0,00%
Contribuição direta DF	35,01	1,61%	1.205,73	55,47%	932,89	42,92%
Contribuição direta GO	0,17	0,03%	129,57	23,43%	423,35	76,54%
Olaria	163,11	11,88%	964,61	70,25%	245,35	17,87%
Ribeirão das Pedras	550,91	6,27%	6.504,69	73,98%	1.737,00	19,76%
Rocinha DF	79,12	7,75%	363,00	35,54%	579,24	56,71%
Rocinha Go	48,43	7,71%	204,75	32,58%	375,26	59,71%
Rodeador	4.521,51	41,73%	5.346,75	49,35%	966,04	8,92%
Veredinha	150,91	6,88%	1.819,72	82,97%	222,67	10,15%
Total	9.848,68	23,38%	24.643,15	58,50%	7.636,61	18,13%

Ao comparar os PIs Vulnerabilidade **das** águas subterrâneas (Figura C. 7) e Vulnerabilidade **por** águas subterrâneas (Figura C. 8), observa-se a influência da distância até o lago. Logicamente, quanto mais distantes as áreas se encontrarem do lago, menor será a possibilidade de poluentes alcançá-lo e menor será o valor de pertinência.

Também, é interessante observar o alto grau de vulnerabilidade das áreas planas em volta do lago Descoberto e o alto percentual de terras classificadas de risco alto na sub-bacia do Capão Comprido, exatamente naquela bacia onde Avila (2005), por via experimental, constatou a alta carga por escoamento de base.

Chama atenção a sub-bacia do Capão da Onça, por estar sua área inteiramente classificada como de baixa vulnerabilidade. De fato, essa sub-bacia está localizada numa área de transição entre a Chapada e a área Dissecada de vale com encostas íngremes e é uma das sub-bacias hidraulicamente mais distantes do lago.

Na sub-bacia do Rodeador, não se encontram áreas vulneráveis, apesar de parte da sub-bacia estar localizada sobre domínio poroso de tipo P1. Este fato pode ser explicado pela grande distância em que se encontra grande parte da sub-bacia em condições de causar contaminação das águas subterrâneas (cf Figura C. 7). Já as áreas mais próximas ao lago dessa sub-bacia encontram-se nas encostas do rebordo, onde os fenômenos de escoamento

mantêm predominância sobre os de infiltração.

Chamam a atenção, também, as duas áreas com vulnerabilidade baixa na margem goiana do lago. Isso se deve à presença do domínio poroso do tipo P4, dotado de baixíssima condutividade.

À luz dessas observações, pode-se afirmar que o PI representa de forma satisfatória a realidade da bacia, não sendo possível identificar incongruências evidentes.

7.2.2 - Vulnerabilidade por águas superficiais

Conforme visto no item 6.3.2, para elaborar o PI que defina a vulnerabilidade das águas superficiais, é necessário passar por alguns PIs intermediários, são eles: Erosão (Figura C. 2), Vulnerabilidade por declividade (Figura C. 3), Vulnerabilidade do rio (Figura C. 4), Vulnerabilidade fisiográfica (Figura C. 5), Vulnerabilidade geomorfológica (não apresentado em apêndice). Com a sobreposição desses últimos dois mapas, obtém-se o mapa da vulnerabilidade da bacia.

O PI Erosão é reproduzido em apêndice (Figura C. 2). Além das áreas potencialmente mais sujeitas a processos erosivos, é reproduzido o limite entre as unidades morfológicas, Chapada e Dissecada de vale. Observa-se que há certa correspondência entre o limite que divide as duas regiões geomorfológicas da bacia e as áreas de maiores erodibilidade. Isso é congruente com a geomorfologia das áreas onde o rebordo de chapada é dissecado por erosão fluvial e erosão regressiva (Novaes, 1990).

Os índices da Densidade de drenagem (*Dd*) foram reproduzidos ao estudar a vulnerabilidade por águas subterrâneas (Tabela 7.7)

Quanto ao índice de compacidade os valores estão reproduzidos na Tabela 7.9.

Tabela 7.9 – Índice de Compacidade das sub-bacias.

Sub-bacia	Área	Perímetro	Índice de

	(km^2)	(km)	Compacidade (*Kc*) (km^{-1})
Capão Comprido	16,2327	21,9010	1,52
Capão da Onça	12,7100	18,7091	1,47
Contribuição Descoberto	22,4700	23,7085	1,40
Coqueiro	9,6881	14,3832	1,29
Descoberto montante lago	31,8871	36,8775	1,83
Descoberto	52,6300	42,4004	1,64
Contribuição direta DF	21,7283	38,8125	2,33
Contribuição direta GO	5,5632	14,3953	1,70
Olaria	13,7294	18,9697	1,43
Ribeirão das Pedras	88,0300	46,6874	1,39
Rocinha DF	10,2196	15,5453	1,36
Rocinha Go	6,2923	12,0038	1,34
Rodeador	108,5100	50,8792	1,37
Veredinha	21,9300	25,0520	1,50

A Tabela 7.10 explicita e resume os dados extraídos do PI Vulnerabilidade por águas superficiais (Figura C. 6). Para cada sub-bacia, é reproduzida a área, em hectares e em percentual, que apresenta níveis de vulnerabilidade baixo, médio e alto, tendo como limiares os definidos na Tabela 7.6.

Tabela 7.10 – Superfície classificada em função dos níveis de vulnerabilidade por águas superficiais por sub-bacias.

Nível / Sub-bacia	Baixo		Médio		Alto	
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Capão Comprido	28,07	1,73%	1.162,46	71,61%	432,75	26,66%
Capão da Onça	466,12	36,67%	800,36	62,97%	4,52	0,36%
Contribuição Descoberto	725,64	32,29%	1.447,37	64,41%	73,99	3,29%
Coqueiro	1,51	0,16%	1,49	0,15%	965,20	99,69%
Descoberto montante lago	604,90	18,97%	2.391,78	75,02%	191,58	6,01%
Descoberto	1.719,19	32,67%	3.369,37	64,02%	174,44	3,31%
Contribuição direta DF	1.420,18	65,38%	722,30	33,25%	29,60	1,36%
Contribuição direta GO	434,44	78,53%	118,32	21,39%	0,43	0,08%
Olaria	14,34	1,04%	1.085,01	79,02%	273,70	19,93%
Ribeirão das Pedras	320,52	3,64%	7.640,04	86,79%	842,44	9,57%
Rocinha DF	3,33	0,33%	882,90	86,40%	135,63	13,27%
Rocinha Go	24,81	3,96%	522,68	83,53%	78,25	12,51%
Rodeador	128,45	1,18%	8.578,59	79,06%	2.143,96	19,76%
Veredinha	4,30	0,20%	1.951,00	88,97%	237,57	10,83%
Total	5.895,80	13,99%	30.673,67	72,77%	5.584,06	13,25%

Chama atenção a grande vulnerabilidade apresentada pela sub-bacia do córrego Coqueiro, que apresenta valores elevados de pertinência em todos os parâmetros considerados.

O baixo grau de vulnerabilidade das áreas próximas ao lago deve-se à baixa declividade daquelas áreas e à baixíssima densidade de drenagem. Entretanto, cabe lembrar que essa baixa vulnerabilidade não considera a vulnerabilidade por águas subterrâneas, que se encarregam de transportar os contaminantes até o lago por meio do fluxo da água no solo.

Pode-se também observar que todas as nascentes apresentam um elevado grau de vulnerabilidade, assim como as vertentes mais íngremes dos estreitos vales dos córregos, refletindo plenamente a realidade.

O PI, portanto, também nesse caso, parece representar congruentemente a realidade física da bacia.

7.3 - RISCO DE CONTAMINAÇÃO

Da mesma forma com que se consideraram os dois departamentos ambientais (águas subterrâneas e superficiais), a caracterização do risco se desenvolveu nesse sentido.

Quanto às águas subterrâneas, o Plano de informação (PI) Magnitude de impacto (Figura C. 1) foi sobreposto ao PI Vulnerabilidade por águas subterrâneas (Figura C. 8) para determinar o nível de risco que as áreas oferecem à qualidade da água do lago Descoberto, tendo em vista o aporte de contaminantes por fluxo subterrâneo.

Diferentemente, conforme foi discutido no subitem 6.3.2, ao avaliar as áreas em função do risco de contaminação que oferecem ao lago Descoberto devido aos contaminantes carreados por águas superficiais, é necessário sobrepor não apenas os PIs Magnitude de impacto e Vulnerabilidade por águas superficiais, mas, também o PI Adoção de Boas Práticas de Manejo (BMP) (Figura C. 9), cujos resultados são expostos na Tabela 7.11, que reproduz as superfícies das Áreas de Proteção Ambiental (APP), utilizadas e preservadas, além do índice Normalizado de Vegetação Remanescente (NRVI).

Tabela 7.11 – Superfícies da APP, de uso e remanescente e NRVI das sub-bacias.

Sub-bacia	APP (ha)	Uso (ha)	Remanescente (ha)	NRVI (Adim.)

Capão Comprido	297,50	66,40	231,10	0.5536
Capão da Onça	146,38	34,59	111,79	0.5274
Cont. Desc. GO	103,31	36,20	67,10	0.2991
Coqueiro	496,50	160,73	335,76	0.3525
Descoberto montante lago	301,53	76,18	225,34	0.4947
Descoberto	592,74	134,84	457,89	0.5450
Direta DF	260,27	99,65	160,62	0.2343
Direta GO	26,65	0,16	26,48	0.9873
Olaria	151,15	170,36	128,39	0.1731
R.das Pedras	1.230,74	288,43	942,30	0.5313
Rocinha DF	144,64	55,75	88,88	0.2291
Rocinha GO	68,14	22,19	45,95	0.3487
Rodeador	1.388,64	52,31	1.336,32	0.9246
Veredinha	324,97	162,09	162,88	0.0000

Os PIs resultantes, Risco por águas superficiais (Figura D. 2) e Risco por águas subterrâneas (Figura D. 1), que constituem o resultado esperado do objetivo específico, apresentam valores de pertinência que oscilam respectivamente entre 1 - 0 e 0,93 - 0,11 para as águas superficiais (Tabela 7.12).

Tabela 7.12- Estatísticas dos valores da função de pertinência do risco de contaminação.

Risco por águas	**subterrâneas μ (Adim.)**	**Superficiais μ (Adim.)**
Máximo	1,00	0,93
Médio	0,51	0,50
Mínimo	0,00	0,11
Desvio Padrão	0,21	0,14

Interessante observar que não há áreas que apresentem riscos máximos por águas superficiais, e tampouco há áreas que apresentem risco nulo.

O fato de não existirem valores de pertinência iguais à unidade é explicado pelo fato de não existirem áreas que apresentassem o valor 1 em todos os PIs sobrepostos, uma vez que após a sobreposição, ao aplicar-se a Equação (5.1) adotou-se $\nu_{máx.}$ igual a 3.

Quanto à ausência de risco nulo, este fato tem correspondência com a realidade, pois haverá sempre a possibilidade de um contaminante alcançar o lago Descoberto pela via superficial.

7.3.1 - Risco de contaminação por águas subterrâneas

As informações contidas no PI Risco por águas subterrâneas (Figura D. 1) são resumidas na Tabela 7.13, elaborada nos moldes das precedentes tabelas de vulnerabilidade.

Tabela 7.13 – Superfície das sub-bacias classificada em função do nível de risco oferecido ao lago Descoberto por águas subterrâneas.

Nível / Sub-bacia	Baixo		Médio		Alto	
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Capão Comprido	226,09	13,96%	558,62	34,49%	835,08	51,55%
Capão da Onça	912,58	71,80%	358,42	28,20%	0,00	0,00%
Contribuição Descoberto	581,92	25,90%	1.185,13	52,75%	479,85	21,36%
Coqueiro	195,46	20,19%	679,46	70,17%	93,36	9,64%
Descoberto montante lago	134,36	4,22%	2.271,68	71,27%	781,54	24,52%
Descoberto	1.605,57	30,52%	3.583,73	68,12%	71,60	1,36%
Contribuição direta DF	28,30	1,39%	471,15	23,16%	1.534,47	75,44%
Contribuição direta GO	33,51	6,06%	481,94	87,19%	37,29	6,75%
Olaria	87,59	6,40%	441,26	32,25%	839,38	61,35%
Ribeirão das Pedras	646,34	7,35%	5.905,36	67,17%	2.240,01	25,48%
Rocinha DF	49,03	4,84%	328,06	32,38%	636,17	62,78%
Rocinha Go	73,90	11,76%	330,53	52,60%	223,95	35,64%
Rodeador	3.424,70	31,61%	6.200,61	57,23%	1.208,99	11,16%
Veredinha	99,52	4,56%	1.488,58	68,20%	594,72	27,25%
Total	8.098,87	2,406	24.284,53	7,452	9.576,41	4,143

Como era de se esperar, as áreas próximas ao lago na sub-bacia Contribuição direta DF, apresentam o maior risco. De fato, são as mais vulneráveis e apresentam uma exploração intensa.

As sub-bacias Olaria e Rocinha DF apresentam valores de risco elevados, devido ao elevado impacto antrópico recebido.

A bacia Contribuição direta GO oferece risco menor, especialmente devido às características hidrogeológicas, os domínios porosos pertencem às classes P3 e P4, e à pouca pressão antrópica sofrida.

A Tabela 7.13, apesar de conter importantes informações, não permite ainda priorizar as sub-bacias em função do seu potencial poluidor e não é instrumento idôneo para a tomada de decisão.

Instrumento válido para isso é a Tabela 7.14, elaborada automaticamente pelo programa *ArcView 3.0*, carregando a extensão *Spatial Analyst*, no menu *Analysis – Summarize zones*, que reproduz as principais medidas estatísticas deduzidas do PI. Além das usuais medidas, o programa fornece o valor da variabilidade, que indica o número de diferentes valores encontrados na bacia, o da maioria e minoria, que indica os valores mais ou menos, respectivamente, representados na bacia. Por ter que transformar os PIs de números fracionários (tipo *Float*) em inteiros (*Integer*), para sua análise, os valores de pertinência μ foram multiplicados por 1.000.

Tabela 7.14 - Valores estatísticos do nível de risco (μ*1000) oferecido por águas subterrâneas ao lago Descoberto pelas sub-bacias.

μ*1000 / Sub-bacia	Mín.	Máx.	Inter-valo	Média	Desvio padrão	Vari-edade	Mai-oria	Mi-noria	Mediana
Capão Comprido	137	929	792	619,63	232,04	428	143	473	756
Capão da Onça	59	679	620	296,72	132,36	186	239	408	236
Contribuição Descoberto	0	938	938	552,14	202,26	465	626	195	618
Coqueiro	0	1.000	1.000	423,81	233,54	180	309	29	309
Descoberto montante lago	0	997	997	555,31	180,59	622	424	182	509
Descoberto	61	806	745	418,73	168,40	608	143	263	445
Contribuição direta DF	0	866	866	715,92	145,83	304	509	109	760
Contribuição direta GO	143	1.000	857	568,04	160,36	199	638	143	608
Olaria	143	866	723	661,90	187,57	315	143	254	741
Ribeirão das Pedras	0	993	993	544,89	195,26	711	143	123	496
Rocinha DF	0	866	866	677,74	178,30	272	775	0	765
Rocinha Go	143	1.000	857	650,25	230,71	290	572	430	624
Rodeador	0	904	904	432,41	202,37	769	143	24	434
Veredinha	0	866	866	613,39	165,99	413	710	4	704

Na Tabela 7.14, além do nome da sub-bacia, são reproduzidos, os valores estatísticos de μ dentro dos limites da sub-bacia em exame: o valor mínimo e máximo, o intervalo de valores presentes na sub-bacia, a média, o desvio padrão, a quantidade de valores encontrados, o valor mais e o menos representado e a mediana.

A Figura 7.5, reproduz graficamente os dados exposto na Tabela 7.14 e ilustra como se relacionam as sub-bacias quanto ao risco de contaminação por águas subterrâneas.

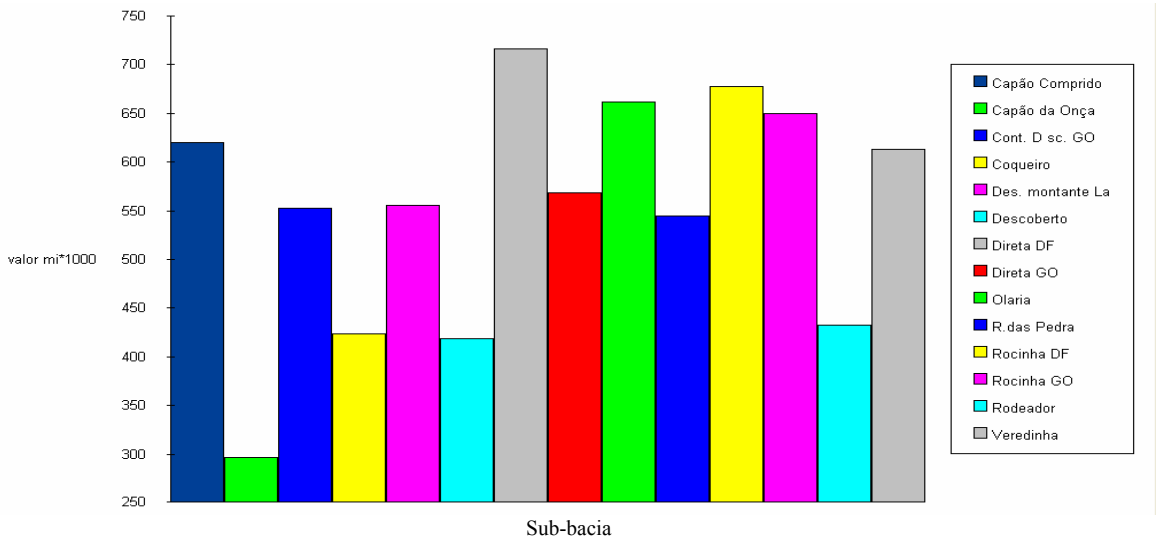


Figura 7.5 - Risco de contaminação por águas subterrâneas - μ médio por sub-bacia.

Particularmente alto é o risco oferecido pela sub-bacia Contribuição direta DF, situada em área vulnerável e com elevado impacto antrópico, enquanto que a do Coqueiro, apesar de próxima do lago, é pouco explorada e é caracterizada por encostas íngremes, apresentando o menor risco quanto às águas subterrâneas. Observa-se, também o baixíssimo nível de risco oferecido pela sub-bacia Capão da Onça, principalmente devido ao fato de ser localizada hidraulicamente longe do lago. Por esse mesmo motivo as sub-bacias Rodeador e Descoberto apresentam riscos baixos.

7.3.2 - Risco de contaminação por águas superficiais

De forma análoga à avaliação do risco por água subterrânea, avaliou-se do risco ligado à geração e ao transporte de poluentes por águas superficiais.

O PI Risco por águas superficiais é anexado em apêndice (Figura D. 2). Os resultados, extraídos automaticamente pelo programa *ArcView 3.0* (ESRI) a partir desse PI, foram organizados e reproduzidos na Tabela 7.15, em completa analogia com a Tabela 7.13.

Tabela 7.15 - Superfície das sub-bacias classificada em função do nível de risco oferecido ao lago Descoberto por águas superficiais.

Nível / Sub-bacia	Baixo (ha)	Baixo (%)	Médio (ha)	Médio (%)	Alto (ha)	Alto (%)
Capão Comprido	1,22	0,08%	1.487,66	91,84%	130,91	8,08%
Capão da Onça	14,48	1,14%	1.249,05	98,27%	7,47	0,59%
Contribuição Descoberto	0,00	0,00%	1.428,77	63,59%	818,13	36,41%
Coqueiro	1,67	0,17%	679,34	70,17%	287,19	29,66%
Descoberto montante lago	18,01	0,57%	3.075,12	96,48%	94,24	2,96%
Descoberto	170,77	3,25%	5.057,62	96,14%	32,51	0,62%
Contribuição direta DF	1,19	0,06%	1.411,31	69,47%	618,93	30,47%
Contribuição direta GO	497,85	90,04%	55,06	9,96%	0,00	0,00%
Olaria	0,44	0,03%	290,71	21,25%	1.077,08	78,72%
Ribeirão das Pedras	24,77	0,28%	8.456,88	96,19%	310,06	3,53%
Rocinha DF	0,00	0,00%	290,27	28,65%	723,03	71,35%
Rocinha Go	0,89	0,14%	403,95	64,56%	220,88	35,30%
Rodeador	5.568,87	51,40%	5.265,42	48,60%	0,01	0,00%
Veredinha	0,00	0,00%	806,18	36,94%	1.376,37	63,06%
Total	**6.300,16**	**15,02%**	**29.957,34**	**71,40%**	**5.696,81**	**13,58%**

Assim como para o risco de contaminação por águas subterrâneas, também para o risco por as águas superficiais foi elaborada uma tabela que pudesse ser um instrumento válido na decisão de priorização das áreas.

Os valores estatísticos extraídos do PI Risco por águas superficiais (Figura D. 2) estão reproduzidos na Tabela 7.16.

Tabela 7.16- Valores estatísticos do nível de risco (μ*1000) oferecido por águas superficiais ao lago Descoberto pelas sub-bacias.

μ*1.000 / Sub-bacia	Mín.	Máx.	Intervalo	Média	Desv. pad.	Variedade	Maioria	Minoria	Mediana
Capão Comprido	257	762	505	547,7	85,72	426	592	275	573
Capão da Onça	156	793	637	443,5	87,34	331	387	259	398
Contribuição Descoberto	368	795	427	593,2	100,84	412	636	368	637
Coqueiro	201	882	681	625,1	99,84	410	644	215	588
Descoberto montante lago	186	818	632	491,8	98,74	483	403	189	433
Descoberto	247	697	450	475,9	89,64	425	378	247	515
Contribuição direta DF	236	814	578	612,6	86,99	463	465	239	634
Contribuição diretaGO	115	533	418	228,6	68,48	197	212	414	209
Olaria	270	886	616	706,3	80,95	447	726	271	726
Ribeirão das Pedras	293	759	466	491,8	92,06	461	423	297	440
Rocinha DF	412	856	444	665,2	82,95	398	695	413	688
Rocinha Go	199	803	604	581,1	111,78	384	466	209	630
Rodeador	144	657	513	378,7	98,94	491	286	146	348
Veredinha	373	926	553	712,2	96,36	465	768	378	753

Considerando a média como parâmetro de decisão, foi elaborado o gráfico de Figura 7.6.

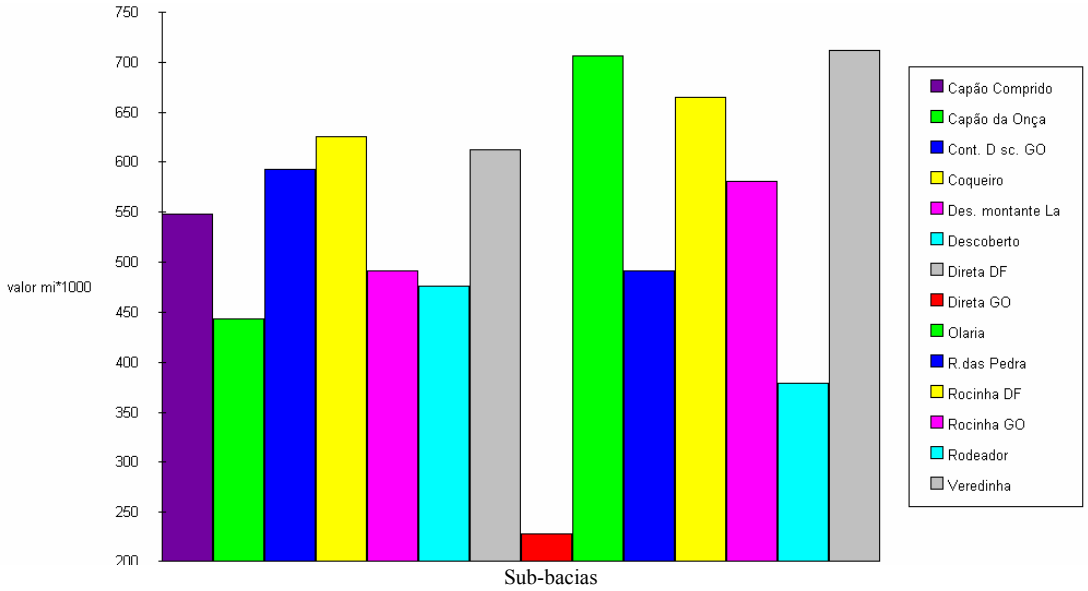


Figura 7.6 - Risco de contaminação por águas subterrâneas

Com base nessas informações, é possível afirmar que as sub-bacias do Olaria e do Veredinha oferecem maior risco de contaminação, seguidas pelas sub-bacias Rocinha DF e Coqueiro. As sub-bacias do Rodeador e Direta GO apresentam valores da função de pertinência menores.

A sub-bacia do Rodeador, que possui áreas mediamente vulneráveis, mas com amplas áreas nas vertentes do rebordo classificadas de alto risco, oferece, segundo o modelo, risco baixo. Isso pode ser explicado pelo seu uso do solo, classificado como de baixo impacto, e, sobretudo, por apresentar NRVI extremamente elevado. Além disso, as ocupações antrópicas mais impactantes, principalmente loteamentos, encontram-se a uma grande distância do lago, tendo seus efeitos amenizados pelo fenômeno da autodepuração.

7.3.3 - Indagação avaliativa

Os dados disponíveis (Koide, 2006) e aproveitáveis foram ordenados e processados, tendo em vista a obtenção da carga específica das sub-bacias, utilizada como parâmetro para definir o risco que essas sub-bacias oferecem ao lago Descoberto. Os dados assim encontrados estão reproduzidos na Tabela 7.17.

Tabela 7.17 - Carga específica dos tributários.

Poluente/Parâmetro	**SS** kg $ha^{-1}ano^{-1}$	**N** kg $ha^{-1}ano^{-1}$	**P Total** kg $ha^{-1}ano^{-1}$	**Coliforme Fecal** NMP $ha^{-1}ano^{-1}$	**DBO** kg $ha^{-1}ano^{-1}$
Corpo d'água					
Capão Comprido	63,28	3,55	1,02	23.118,08	15,85
Veredinha	148,81	7,91	0,92	12.810,80	19,42
Descoberto	81,39	3,41	0,76	12.305,24	18,21
Olaria	459,16	7,13	1,89	13.915,94	22,17
Ribeirão das Pedras	60,88	3,45	0,71	34.784,26	13,44
Rodeador	205,01	3,46	1,09	7.976,97	17,88

Observa-se que não há mensurações de alguns poluentes considerados no estudo (i.e.: Sólidos dissolvidos, metais e pesticidas), dessa forma não há perfeita uniformização dos dados observados com os modelados.

Apesar dessas deficiências, uma comparação, entre a carga específica deduzida da série histórica dos dados da qualidade da água e o nível de risco avaliado com o modelo proposto, fornece importantes indicações quanto à correspondência do modelo com a realidade.

A partir da Tabela 7.17, e inferindo que uma alta concentração específica corresponde a alta potencialidade poluidora da área, aplicando a metodologia descrita no subitem 6.5, foi determinado o valor de pertinência ($\mu_{obs.}$) à afirmação básica: o corpo d'água apresenta alto potencial de contaminação. O resultado é resumido na Tabela 7.18.

Tabela 7.18 - Valores da função de pertinência observados

Curso d'água	$\mu_{obs.}$
Capão Comprido	0,58
Veredinha	0,71
Descoberto	0,51
Olaria	1,00
Ribeirão das Pedras	0,59
Rodeador	0,58

Com o objetivo de obter valores de funções de pertinência comparáveis aos apresentados na Tabela 7.18, os valores da média assumido pela função de pertinência do PI Risco por água superficial em cada sub-bacia, foram relativizados mediante a Equação (5.1), obtendo o valor de pertinência modelado ($\mu_{mod.}$).

Ordenando as sub-bacias em função do potencial poluidor observado ($\mu_{obs.}$) e modelado ($\mu_{mod.}$), obteve-se a Tabela 7.19.

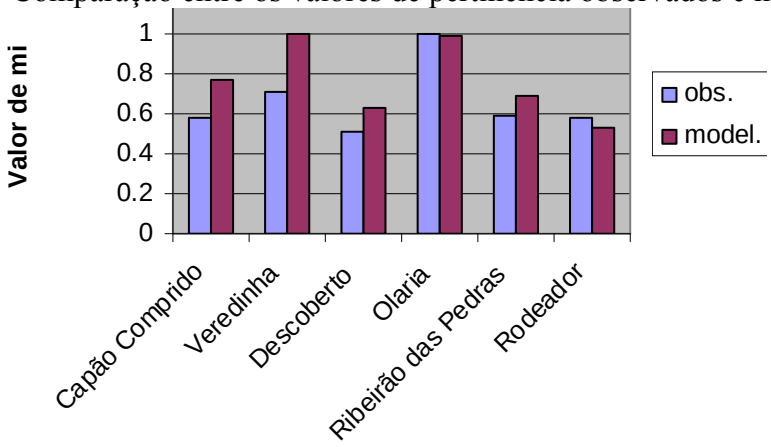
Tabela 7.19- Valores da função de competência observados e modelados

Sub-bacia	μ observado	μ modelado	N. de ordem observado	N. de ordem modelado
Olaria	1,00	0,99	1	1/2
Veredinha	0,71	1	2	1/2
Ribeirão das Pedras	0,59	0,69	3/4/5	4
Capão comprido	0,58	0,76	3/4/5	3
Rodeador	0,58	0,52	3/4/5	6
Descoberto	0,51	0,63	6	5

O valor da função de pertinência não deve ser considerado em termos absoluto, mas em termos relativos, objetivando apenas ordenar as sub-bacias em função do potencial poluidor, já que o estudo objetivou priorizar as áreas de intervenção em função de sua potencialidade poluidora.

O gráfico da Figura 7.7 visualiza melhor a relação entre os valores das funções de pertinência.

Figura 7.7 - Comparação entre os valores de pertinência observados e modelados.



O modelo superestimou proporcionalmente o potencial poluidor em quase todas as sub-bacias, de forma que a ordenação se manteve similar nos dois casos.

Pode-se afirmar que apenas o Rodeador se afastou significativamente dos valores do modelo. Talvez, o erro se encontre na sobreposição do PI Adoção de BMP que fez com que os

valores de pertinência dessa sub-bacia caíssem demasiadamente com respeito às demais.

Quanto à diferença entre os valores de pertinência do córrego Veredinha, tem-se que considerar que os valores modelados não consideram o efeito da lagoa Veredinha de Brazlândia, que, sem dúvida, contribui na redução das cargas de alguns poluentes.

8 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A metodologia apresentada se baseou em técnicas de geoprocessamento, análise de risco e lógica *fuzzy*, conseguindo reproduzir bastante fielmente a realidade da bacia do lago Descoberto, apontando com solidez aquelas sub-bacias em que se priorizaria uma eventual ação do ente gestor para reduzir a carga poluidora nas águas do lago Descoberto.

A metodologia retirou do processo de avaliação as subjetivações geradas pela utilização de pesos ao sobrepor os Planos de Informação (PIs). Fez-se uso desse recurso apenas para ponderar a importância da presença dos poluentes nas águas brutas destinadas ao abastecimento público na fase inicial do estudo. De fato, a lógica *fuzzy* não prevê a utilização de pesos e a utilização de alguns operadores lógicos, tais como a soma ponderada, em que há o produto dos valores, inviabiliza seu uso. O que realmente conferiu menor ou maior importância aos PIs foram as regras de decisão utilizadas para gerar a função de pertinência ao sobrepor de forma pareada os vários PIs temáticos.

A metodologia apresentada se baseou em técnicas de geoprocessamento, análise de risco e lógica *fuzzy*, conseguindo reproduzir bastante fielmente a realidade da bacia do lago Descoberto, apontando com solidez aquelas sub-bacias em que se priorizaria uma eventual ação do ente gestor para reduzir a carga poluidora nas águas do lago Descoberto.

Tendo em vista os objetivos específicos propostos, pode-se afirmar que:

- Foi organizada uma base de dados georreferenciados, reunindo, em vários mapas, as principais características fisiográficas e censitárias da bacia, facilmente aproveitáveis em outros estudos na bacia.
- Ao expor os resultados, observou-se que, além identificar aquelas áreas que oferecem maior risco de contaminação às águas do lago Descoberto, durante o desenvolvimento do trabalho, obtiveram-se uma série de resultados intermediários que podem ser utilizados para um planejamento sustentável da bacia. Com efeito, a ponderação dos parâmetros de poluição considerados, a definição do mapa do uso do solo, o mapa da magnitude de impacto gerado pela ocupação desordenada da bacia, assim como a vulnerabilidade das águas subterrâneas, fornecem uma impor-

tante ferramenta para o planejamento sustentado da bacia.

- Foi proposta uma metodologia baseada na análise multicritério/multiobjetivo que, ao relacionar o uso do solo com a qualidade da água, permitiu ordenar as atividades antrópicas em função do seu potencial poluidor. As principais atividades presentes na bacia foram classificadas em função desse critério.
- Foi evidenciada a necessidade de aprofundar os conhecimentos quanto à potencialidade de gerar contaminantes pelo solo exposto e pelas estradas vicinais. Tarefa de difícil execução devido à enorme variabilidade das concentrações de poluentes nas águas de drenagem dessas áreas, espacial e temporalmente.
- A base de dados georreferenciados e organizada num SIG se revelou de grande utilidade visando à classificação das sub-bacias em função de sua vulnerabilidade e potencialidade poluidora, que foi realizada e apresentou resultados consistentes.
- Os dados requeridos são de fácil acesso e disponíveis, na maior parte dos casos, em bancos de dados tradicionais ou digitais.
- De acordo com a metodologia proposta, as sub-bacias têm maior potencial poluidor e, portanto, oferecem maiores riscos de contaminação às águas do lago Descoberto, são as sub-bacias dos córregos Olaria e Veredinha e a sub-bacia de contribuição direta localizada no Distrito Federal por apresentarem maiores valores de pertinência em ambos os compartimentos ambientais (subterrâneo e superficial).

Quanto aos objetivos gerais:

- A metodologia proposta alcançou resultados consistentes na bacia analisada, entretanto a indagação avaliativa foi desenvolvida num número reduzido de sub-bacias.
- A metodologia se apresenta como um instrumento válido de gestão de recursos hídricos. De fato, em função de não ser requerida nenhuma campanha de sondagem e coleta de amostras, o processo decisório é extremamente ágil.
- Os PIs apresentados são intuitivamente compreensíveis e possuem uma grande força comunicativa, podendo assim ser utilizados como ponte entre o órgão gestor e os usuários da bacia na implementação de planos de gestão. Assim, o PI poderá tornar-se um instrumento valioso para o gerenciamento do risco e para a sensibilização da população, responsável, em última análise, pelo sucesso de qualquer plano de recuperação ambiental.
- A priorização das áreas dentro de uma sub-bacia, pode conduzir a uma maior efici-

- A metodologia apresentada permite a criação de cenários. Ao modificar o destino de determinas áreas, poder-se-á avaliar os efeitos sobre o manancial, analisando o valor da função de pertinência assumido pelas áreas.

Quanto às recomendações, salienta-se que:

- A investigação avaliativa foi executada em apenas seis sub-bacias, necessitando, para averiguar a robustez do modelo, aplicar a metodologia em outras bacias para uma completa validação dos resultados.
- Deve ser levada em consideração a integração do PI de risco da poluição difusa com PIs de eventuais fontes de poluição pontual ou outras particularidades da bacia neste trabalho não estudadas. Isto é: postos de gasolina com risco de vazamentos, lançamentos de esgoto.
- Nesse estudo, a erosividade da chuva foi considerada constante. Em estudos de escala espacial maior, a variabilidade da pluviosidade deverá ser considerada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Anderson, M.D. e Macdonald, L.H. (1998). "Modeling road surface sediment production using a vector Geographic Information System". *Earth Surface Processes and Landform.* John Wiley & Sons Ltd. EUA. **23**, 95-107.

Avila, V.B. (2005). *Relação entre o Uso e Manejo do Solo em uma Bacia Rural e a Contribuição de Nitrogênio, Fósforo e Sedimentos a Corpos Hídricos.* Dissertação de Mestrado, PTARH Universidade de Brasília, Brasília, DF, 114p.

Baird, C., Jennings M. (1996). *Characterization of Nonpoint Sources and Loadings to the Corpus Christi Bay National Estuary Program Study Area, Texas*. Natural Resource Conservation Commission, EUA.

Beasley, R., B., Hugginns, L., F., Mutchler, C., K., (1980) ANSWER: a modelfor watershed planning. *Trans.* ASAE **23**, 938-944.

Berry, J.K. (1993). "Cartographic modeling". In: Goodchild F.M., Parks B.O., Steyaert L.T. (org.) *Environmental Modeling with GIS.* Oxford University Press Inc., New York E.U.A 58-74.

Bertoni, J. e Lombardi Neto, F. (1990). *Conservação do Solo*. *4ª Ed.* Ícone Editora, São Paulo, Brasil, 355 p.

Bloise, G.L.F., Carvalho Júnior, O.A. de, Reatto, A. *et al.* (2001). "Avaliação da susceptibilidade natural à erosão dos solos da bacia do Olaria – DF". *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*. **14**. EMBRAPA CPAC, Planaltina, DF, 33 p.

Branco, S.M. (1972). *Poluição, a morte dos nossos rios*. O Livro Técnico S.A. Rio de Janeiro, Brasil 166p.

Branco, S.M. (1973). *Hidrobiologia Aplicada ao Saneamento*. Escola de Engenharia de São Carlos – USP, Departamento de Hidráulica Aplicada. São Carlos, São Paulo, Brasil, 83 p.

Brasil (1965). Lei 4.771 de 15/09/1965 modificada pelas leis 7.754, 7.803 e 7.875. Código Florestal. Brasília, DF, Brasil.

Brasil (1983). Decreto 88.940 de 7 de novembro de 1983. Brasília, DF, Brasil.

Brasil (2004). Portaria do Ministério da Saúde 518. Controle e qualidade da água para con-

sumo humano e seu padrão de potabilidade. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde, Brasília, DF, Brasil.

CAESB (2005). Sinopse do Sistema de Abastecimento de água do Distrito Federal Décima quarta edição, dezembro 2005. Ed. Siágua, Brasília, DF, Brasil. 121p.

CAESB (2006). "Programa de Proteção". Disponível em: http://www.CAESB.df.gov.br/Siagua2004/Programas_DP/Programa_Protecao2.pdf Acesso em 1/9/2006

CAESB (2007). Acesso internet em 13/5/07 http://www.caesb.df.gov.br/aguaes.asp.

Camargo Corrêa, C.M. (2005).*Perdas de Solo e a Qualidade da Água procedente de Estradas de Uso Florestal no Planalto Catarinense.* Tese de Doutorado em Ciências Florestais, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 155 p.

Campana, N.A., Monteiro, M.P., Cordeiro Netto, O.M. e Koide, S. (1998). *Inventário Hidrogeológico e dos Recursos Hídricos Superficiais do Distrito Federal.* MMA/SRH/SEMATEC-DF/IEMA-DF/UNB, Brasília, DF, em meio ótico.

Carmo, M.S.M., Boaventura, G. R., Oliveira, E. C. (2005). "Geoquímica das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Descoberto, Brasília DF". *Química Nova* **28**(4), 565-574.

Caruso, B.S. (2001). Risk-based targeting of diffuse contaminant sources at variable spatial scales in a New Zealand high country catchments. *Journal of Environmental Management*. **63**, 249-268.

CEOTMA (1983). *Guía para la Elaboración, de Estudios de Medio Físico: Contenido e Metodología 2 ed.* Ministerio de Obras Publicas y Urbanismo, Madrid, Espanha, 572p.

Chaves, O.L.A., Mainier, F.B. (2004). "Análise crítica do processo de licenciamento ambiental com foco no estudo de riscos ambientais para empreendimentos petrolíferos off-shore". *Congresso Acadêmico Sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento*. Artigo FET. 18. Rio de Janeiro, Brasil.

Chavez, A.A.A. (2005). *Avaliação do uso e qualidade do solo e da água da região de nascentes do rio Descoberto*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Faculdade de Agronomia e Veterinária, Brasília, DF, 98 p.

CODEPLAN (1976/a). Diagnóstico do Espaço Natural do Distrito Federal. Brasília, DF, 300p.

CODEPLAN (1976/b). Projeto do sistema cartográfico do Distrito Federal – SICAD, Brasília, DF, Brasil. 213p.

Correio Braziliense (2005). CorreioWeb últimas notícias – acesso 15/08/2005.

Crandel, R. P., Booth, B., Kazumadinata, K., Shimozuro K., Walker, G.P.L., Westercamp, D. (1990). *Source Book for Volcanic Hazard Zonation*. UNESCO, Natural Hazards Vol. 4, Paris, França, 97pp.

Cunha dos Anjos, L.H. e van Raij, B. (2004). "Indicadores de processos de degradação do solo". In: Romeiro, A.R. (org.). *Avaliação e Contabilização de Impactos Ambientais*. UNICAMP, São Paulo, Brasil, 87-111.

De Wit, M.J.M,. e Behrendt, H. (1999). "Nitrogen and phosphorus emission from soil surface water in Rhine and Elbe basins". *Water Science Technology*, **39** (12), 109-116.

Derísio, J.C. (1992). *Introdução ao Controle de Poluição Ambiental*. CETESB, São Paulo, Brasil. 201p.

Duarte, K. S. (2003). *Avaliação do Risco Relacionado à Contaminação dos Solos por Hidrocarbonetos no Distrito Federal*. Dissertação de Doutorado - Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Brasília, DF, 259 p.

EPA (1983). *Chesapeake Bay: a framework for action*. U.S. Emapa, Philadelphia Pennsylvania, EUA.

EPA (1998). *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. EUA Download 06/06/2006: http://oaspub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=36512

Esteves, F.de A. (1988). *Fundamentos de Limnologia*. *2ª ed.*, Interciência, Rio de Janeiro, Brasil, 575 p.

Fedra, K. (1993). "GIS and environmental modeling". In: Goodchild, F.M., Parks, B.O., Steyaert, L.T. (org.) *Environmental Modeling with GIS*. Oxford University Press Inc. New York EUA, 35-50.

FWR (1994). *Urban Pollution Management Manual, FR/CL 0002*. Foundation for Water Research, Marlow, 41-61 p.

Galvão Filho, J.B., Newman, D. (2001). "Gestão e gerenciamento de risco ambiental I". *Revista Banas Ambiental* Ano II n. 12 – junho 2001. Download em 15/06/2006: auditoriaambiental.com.br/artigos/19.pdf

GDF (1994). Rezoneamento ambiental da Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio Descoberto. SEMATEC, Brasília, DF, Brasil.

GDF (1997). Lei complementar n.17 de 28 de janeiro de 1997.

Giuseppetti, G., Fanelli, M., Manni, P., Amato, M., Doria, L., Palumbo, P., Ricciardi, C., Amirante, M., Clementel, S., Meghella, M., Mazzà, G. (2004). **"**Ricerche applicate in corso e possibili applicazioni delle metodologie dell'analisi di rischio alla realtà italiana (dal punto di vista tecnico, socio-economico,...). Obiettivi perseguibili a breve, medio e lungo termine". *Seminário do Comitato Italiano Grandi Dighe- 30 abril 2004.* Roma, Itália.

Godler e Fahma (2005). *Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal-PARCIAL, G*DF, Brasília, Acesso em meio eletrônico.

INPE (2004). "*SPRING*: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modeling" Camara G, Souza RCM, Freitas UM, Garrido J Computers & Graphics, 20: (3) 395-403, May-Jun 1996.

Jones P. (1989). Uncertainty management in expert systems. In: Forsyth, R. (org.) *Expert Systems: Principles and Case Studies*. Chapman and Hall Computing, Londres, Reino Unido, 106-121.

Koide, S. (2006). Relatório parcial do projeto "Definição de requerimentos de resolução espacial e temporal para monitoramento da quantidade e da qualidade da água em bacias hidrográficas". PTARH-UnB, Brasília, DF, Brasil, 216p. (em meio eletrônico).

La Laina Porto, R. e Azevedo, L.G.T. de (2002). "Sistemas de suporte a decisões aplicados a problemas de recursos hídricos". In: *Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos*. Editora da UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Porto Alegre. 43-96.

Lager, J.A. (1977).*Urban storm water management and technology: update and user's guide.* EPA (EPA Report 600/8-77-014). Office of Research and Development. Washington, D.C. EUA.

Lovejoy, S.B., Lee J.G., Randhir, T. O., Engel, B.A. (1997). "Research needs for water management in the 21st century: a spatial decision support". *Journal of Soil and Water Conservation*, Jan Feb 1997 v**52**n1p18 (4).

Mankin, K.R., Wang, S., Koelliker, J. K., Hugginns, D.G., deNoyelles, F. (2003). Watershed-lake water quality modeling: verification and application. (Research). *Journal of Soil and Water Conservation.* July-August 2003 v**58** i4 p188(10).

Manoel Filho, J. (2000).Contaminação das águas subterrâneas. In: *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. Feitosa F. A.C. CPRM/REFO, LABHID UFPE, Fortaleza, CE, Brasil 109-132.

Meirelles, M. S. P., Bueno, M.C.D., Diaz, T.C.S., Coutinho, H. L. C. Costa (2005).Sistema de suporte à decisão para avaliação do risco de impactos ambientais em sub-bacias hidrográficas por rede de dependência e lógica fuzzy. *Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, INPE.* Goiânia (GO), Brasil. 2259-2266.

Mendes, C.A.B., Cirilo J.A. (2001). *Geoprocessamento em Recursos Hídricos: Princípios, Integração e Aplicação*. ABRH Porto Alegre 536 p.

Mendonça, M.F.O. (2002). *Utilização do geoprocessamento no Cadastro de erosões nas Porções Centrais e Sudoeste do Distrito Federal.* Dissertação de Mestrado. Publicação GDM-/2002. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental UnB Brasília DF 189p.

Merten, G.H., Caviglione, J.H., Giacomini, D.C., Rufino, R.L., Medeiros, G., Sainttraint D., Ribas, G.C., Dedecek, R., Kessler, C.A. (1995). *El uso del SIG e del modelo USLE para determinar mapas de erosión potencial y actual en las microcuencas pilotos de Agua Grande y córrego do Pensamento, Mamboré, Paraná Brasil*. FAO. Documento de campo 6 Projeto Regional GCP/RLA/107/JPN. Santiago, Chile

Mostaghimi, S., Park S. W., Cooke R.A., Wang S.Y. (1997). Assessment of Management Alternatives on Small Agricultural Watershed. *Water Resources*. **31,** 1867-1878.

Mota, S. (1995). *Preservação e Conservação de Recursos Hídricos*. ABES. São Paulo, SP, Brasil, 222p.

Nova Scotia Environment and Labour Water and Wastewater Branch (sem data). *Developing a Municipal Source Water Protection Plan: A Guide for Water Utilities and Municipalities.* Halifax, Nova Scotia, Canadá.

Novaes Pinto, M. (1990). "Caracterização Geomorfológica do Distrito Federal". In: Novaes Pinto, M. (org.). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectives*. Ed. UnB/SEMATEC, Brasília, DF, 278-308..

Oliveira – Filho, E.C. de e Lima J.E.F.W. (2002). *Impactos da Agricultura nos Recursos Hídricos na região do Cerrado*. Embrapa Cerrado, Planaltina, DF, 50p.

Pachechenik, P.E. (2004). Caracterização Hidrológica e da Fragilidade Ambiental do Rio das Pedras, Guarapuava (PR). Dissertação de Mestrado. Setor de Ciências Agrárias Universidade Federal do Paraná, Curitiba (PR), Brasil, 79 p.

Perreira, P.R.G. (2000). *Suporte Metodológico de Apoio à Tomada de Decisão no Processo de Outorga dos Direitos de Uso de Recursos Hídricos, Aplicação para o Caso da Bacia do lago Descoberto (Distrito Federal/Goiás).* Dissertação de Mestrado, Publicação MTARH. DM-027A/00. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, DF, 128 p.

Prado, R.B. (2004). *Geotecnologias aplicadas à análise espaço temporal do uso e cobertura da terra e qualidade da água do reservatório de Barra Bonita, SP, como suporte à gestão de recursos hídricos*. Tese de Doutorado Ciências da Engenharia Ambiental Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), Universidade de São Paulo (USP), São Carlos, SP, Brasil, 172 p.

Prado, R.B. e Novo, E.M.L.M. (2005). "Aplicação de geotecnologias na modelagem do potencial poluidor das sub-bacias de contribuição para o reservatório de Barra Bonita – SP relacionado à qualidade da água". *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, INPE*, Goiânia, GO, Brasil, p. 3253-3260.

Prefeitura do Município de São Paulo (1999). *Diretrizes Básicas para Projetos de Drenagem Urbana no Município de São Paulo.* Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica, São Paulo, SP, Brasil, 289 p.

Prodanoff, J. H. A. (2005). *Avaliação da Poluição Difusa Gerada por Enxurradas em Meio Urbano*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Departamento de Engenharia Civil, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 266 p.

Ramos-Sharrón, C.E. e MacDonald, L.H. (2007). "Runoff and suspended sediment yields from unpaved road, St John, US Virgin Island". *Hydrological Processes* **21**, 35-50.

Reatto, A., Martins, E.S., Cardoso, A., E., Spera, S.T., Carvalho Jr., O. A. de, Guimarães, R., Silva, A.V. da, Farias, R.M.F. (2003). *Levantamento de Reconhecimento de Solos de Alta Intensidade do Alto Curso do Rio Descoberto*. Embrapa CPAC, boletim 92. Planaltina, DF, Brasil, 55 p.

Rejeski, D. (1993). “GIS and Risk: A Three Culture Problem”. In: Goodchild, F.M., Parks B.O., Steyaert, L.T. (orgs.) *Environmental Modeling with GIS.* Oxford University Press Inc., New York, EUA, 318-331.

Riedl, U., Hoppenstedt, A. (2002). “Estudo de Impacto Ambiental na Captação de Águas Subterrâneas”. In: Ab Saber, A.N., Muller-Plantenberg, C. (orgs.) *Previsão de Impactos: O Estudo de Impacto Ambiental no Leste, Oeste e Sul. Experiências no Brasil, Rússia e Alemanha.* 2ª Ed. Editora da Universidade de São Paulo. São Paulo, SP, Brasil, 455-496.

Ross, J.L.S. (1994). Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. *Revista do Departamento de Geografia*, **8**, 63-74.

Said, A., Stevens, D., Sehlke, G. (2001). “The Relation of land-use to total nitrogen/phosphorus in streams”. *AWRA Annual Water Resources Conference;* trabalho apresentado em Albuquerque, New Mexico; Nov 12-15, 2001.

Santos, S.Y. (2006*).* “Preocupação com saneamento é antiga”. *Jornal da USP.* http://www.usp.br/jorusp/arquivo/1999/jusp475/manchet/rep_res/rep_int/pesqui2.html. Acesso internet em 5/10/2006.

SEMA (1988). Instrução Normativa 001/88 SEMA/SEC/CAP. Brasília (DF), Brasil.

Sharpley A. N. e Halvorson, A.D. (1994). “The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality”. In: Law, R. e Stewart, B. A. (eds.) *Soil Process and Water Quality*. Lewis Publishers, 7-90.

South Yorkshire County Council (1979). *Environmental mapping of the European Community*. Barnsley, Reino Unido.

Souza, M.A.A. (1990).“Relação entre as Atividades Ocupacionais e a Qualidade da água no Cerrado”. In: Novaes Pinto, M. (org.). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectives*. Ed. UnB/SEMATEC, Brasília, 181-204.

Spadotto, C. A. e Gomes F. (2004). “Impactos ambientais de agrotóxicos: monitoramento e avaliação”. In: Romeiro A.R. (org.) *Avaliação e contabilização de impactos ambientais*. UNICAMP, São Paulo, SP, Brasil, 112-122.

Thomann, V.R. e Muller (1987). *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*. Harper e Row Publisher, EUA 643p.

Torres, E.P.(1997). *Análise da Expansão Urbana na Bacia do Lago Descoberto através de*

Geoprocessamento, Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil, Brasília, DF, Brasil, 147 p.

Tucci, C.E.M. (2001/a).“Escoamento superficial”. In Tucci, C.E.M. (org) *Hidrologia Ciência e Aplicação.* 3 ed. UFRGS/ABRH Porto Alegre, 391-441.

Tucci, C.E.M. (2001/b). “Controle de enchentes”. In Tucci, C.E.M. (org) *Hidrologia Ciência e Aplicação.* 3 ed. UFRGS/ABRH Porto Alegre, 621-658.

Vagstad, N., Janson, V., Loigu, E., Deelstra, J. (2000). “Nutrient Losses from Agricultural areas in the Gulf of Riga drainage basin”. *Ecological Engineering*, **14**:435-441.

Varnes, D.J. (1974). *The logic of geological maps, with reference to their interpretation and use*. U.S. Geological Survey Professional Paper 837. Washington, 48 p.

Varnes, D.J. (1984). “Landslide hazard zonation - a review of principles and practice”. *International Association of Engineering Geology Commission on Landslides and other Mass Movements on Slopes*. Paris: UNESCO, Natural Hazard, Vol. 3, 64p.

Vieira, V.P.P.B. (2005).*Análise de Risco em recursos hídricos - Fundamentos e Aplicações*. ABRH, Porto Alegre, RS, Brasil, 372 p.

Villela, S.M., Mattos, A. (1975). *Hidrologia Aplicada.* Mc Graw- Hill do Brasil, São Paulo, SP, Brasil, 245 p.

von Sperling, E. (1994). “Avaliação do estado trófico de reservatórios tropicais”. B*ioengenharia sanitária e ambiental*, **3,** Encarte, 68-76.

von Sperling, M. (2005). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3ª ed. UFMG, Belo Horizonte (MG), Brasil, 452 p.

Wadge, G., Wislocki, A.P., Pearson, E. J. (1993). “Spatial analysis in GIS for natural hazard assessment”. In: Goodchild F.M., Parks B.O., Steyaert L.T. (orgs.) *Environmental Modeling with GIS.* Oxford University Press Inc. New York, EUA, 332-338.

Wischemeier, W. H., Smith D.D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses: a guide planning*. USDA. Agricultural Handbook 537, Washington DC., E.U.A., 58 p.

Young, R.A., Onstad, C. A., Bosh, D. D., Anderson, W. P. (1987*). AGNPS, Agricultural Non-Point-Source Pollution Model. A Watershed Analysis Tool*. US Department Of Agriculture. Conservation Research Report 35, 80p.

APÊNDICES

APÊNDICE A - BASE DE DADOS GEORREFERENCIADOS

A.1 HIPSOMETRIA

A.1.1 - Conteúdo

O Plano de Informação (PI) representa o fatiamento de 5 em 5 m do modelo matemático do terreno. Cada faixa representa áreas de altitude compreendida entre os extremos de cada intervalo. Por não ser relevante para a compreensão da metodologia, o PI não é apresentado em apêndice.

A.1.2 – Metodologia

O Modelo Numérico do Terreno (MNT) foi confeccionado a partir dos mapas digitais em escala 1:10.000 do SICAD em formato DXF modificadas por Torres (1999) que acrescentou na tabela dos atributos a elevação das curvas. Os arquivos DXF foram transformados em arquivos "*shape*", compatíveis com o *Software ArcView 3.0*.

As curvas de nível foram interpoladas utilizando a estrutura em rede de triângulos irregulares (TIN). A superfície assim obtida foi transformada numa estrutura em grades regulares (GRID) com uma resolução espacial de 100 m para a definição da bacia, sub-bacias e microbacias, e de 10 m para os demais PIs. Esse tipo de estrutura facilita o manuseio dos dados, mas perde a definição de detalhes de uma superfície de relevo suave.

A.1.3 - Importância

Este mapa, que constituiu a base do estudo, foi utilizado para a confecção do PI de bacia, sub-bacias e microbacias, declividade, hidrografia e geomorfologia.

A.2 – HIDROGRAFIA

A.2.1 - Conteúdo

O mapa identifica os divisores de água delimitando os limites físicos da bacia do lago Descoberto em estudo (denominada bacia), das sub-bacias que a compõem, definidas por Campana *et al.* (1998) dentro dos limites do Distrito Federal e pelo autor para as que recaem em território goiano, e das microbacias, bacias de ordem imediatamente inferior ou de contribuição direta com dimensão mínima de 300 ha (cf A.2.2).

Em apêndice (Figura B. 1), está reproduzido o mapa da hidrografia, que, representa os PIs Bacia, Sub-bacias, Microbacias e Rede de drenagem. Por clareza, o PI de distância de escoamento até os corpos d´água (Figura B. 2), que mede a distância mínima entre o *pixel* e o corpo d´água, é apresentado separadamente, assim como o da distância hidráulica (Figura B. 3), tratado no subitem A.3, que representa a distância do exutório da microbacia até o lago.

A.2.2 - Metodologia

Após a elaboração de um modelo numérico do terreno (MNT), com base na cartografia digital SICAD (subitem 6.1), utilizou-se o aplicativo *ArcView 3.0* da *Environmental System Research Institute – ESRI* e sua extensão *HEC-GeoHMS* do *US Army Corps of Engineers*. O tamanho do *pixel* escolhido, apenas para essa elaboração, foi de 100m x 100 m e um limiar de 300 *pixels* acumulados para que o programa identifique a cabeceira de um rio. Dessa forma, obteve-se uma boa precisão na divisão dos limites das bacia, sub-bacias e microbacias e, ao mesmo tempo, uma resposta de cálculo bastante rápida.

Para a delimitação da bacia em exame, utilizaram-se como referência apenas os divisores de água, em consideração do fato de não existirem na área infra-estruturas (estradas, rodovias, reservatórios, ferrovias) que possam interferir de forma fundamental no escoamento da água em direção do seu exutório natural.

O PI da distância de escoamento foi elaborada, após ter separado as sub-bacias. Utilizando o comando *Find distance* da extensão *Spatial Analist* do programa *ArcView 3.0*, criou-se o

buffer de isodistância em volta aos corpos d´água receptor de cada sub-bacia.

A.2.3 - Importância

O PI da Hidrografia é de fundamental importância. Define a área de estudo e as sub-bacias que constituem as unidades de mapeamento homogêneas a serem priorizadas tendo em vista seu potencial poluidor, assim como as de ordem imediatamente inferior, denominadas microbacias. Estas foram destacadas visando a melhor identificar a influência de algumas características (p.ex. capacidade de autodepuração ligada à distância da fonte de poluição ao manancial) que, sem essa subdivisão, não seria possível avaliar. O PI de escoamento até o corpo d´água permite considerar os fenômenos de sedimentação e diluição que ocorrem até o fluxo laminar encontrar o curso d´água.

A.3 - DISTÂNCIA HIDRÁULICA

A.3.1 - Conteúdo

Neste PI (Figura B. 3), representou-se a distância dos exutórios das microbacias ao lago.

A.3.2 - Metodologia

A partir do PI da Hidrografia, os corpos d´água que drenam as sub-bacias foram segmentados, tendo os exutórios das microbacias como pontos delimitadores de cada segmento. Somando sucessivamente o comprimento dos segmentos, de jusante para montante se definiu a distância de cada exutório de microbacia ao lago Descoberto.

Todos os corpos hídricos da bacia apresentam uma boa qualidade da água, nunca atingindo as condições de anaerobiose. Portanto, não foi elaborado o PI relativo à capacidade de reoxigenação do rio. Caso fossem alcançadas tais condições, esse PI seria necessário.

A.3.3 - Importância

Ao introduzir no modelo este PI visou-se a considerar a capacidade do corpo hídrico de autodepurar-se.

Os cursos d´água possuem a capacidade de diluir e transformar os contaminantes recebidos ao longo do seu trajeto. Ao considerar essa capacidade no modelo, levou-se em conta o tempo de detenção hídrica, que é função da distância a percorrer e da velocidade do rio. Em paridade de velocidade, quanto maior for a distância, maior será sua capacidade de autodepuração. Essa capacidade pode ser expressa como relação entre a concentração que alcança o rio (Ca_i) e a concentração no exutório da sub-bacia (Ca).

Considerando as águas subterrâneas, quanto maior a distância, maior será o processo de filtração que estas sofrerão.

A.4 - DECLIVIDADE

A.4.1 - Conteúdo

O PI reproduz a declividade da área em percentual. A declividade do terreno é expressa como a variação de altitude entre dois pontos do terreno, em relação à distância que os separa (m/m). Em apêndice, o PI é reproduzido na Figura B. 4.

A.4.2 - Metodologia

Elaborou-se este PI, a partir do PI da hipsometria, com o uso do "*Map Calculator*".

A.4.3 - Importância

Em termos gerais, em condições de igualdade de todos os outros parâmetros, quanto maior a declividade, maior é a geração de sedimentos. De um lado, maiores declividades implicam velocidade maior das águas do escoamento superficial e, portanto, maior poder erosivo. Por outro, menores declividades facilitam a infiltração e, conseqüentemente, a contaminação do lençol freático.

Além da importância de que se reveste no processo de transporte de contaminantes, recodificou-se este PI para a elaboração do PI Erosão, em conjunto com o PI Erodibilidade, do PI Infiltração, em conjunto com o PI Domínio poroso, e, enfim, do PI Escoamento, como melhor discutido no subitem 6.3.2.

A.5 - PEDOLOGIA

A.5.1 - Conteúdo

O PI representa a distribuição espacial dos diversos tipos de solos da bacia, assim classificados por Reatto *et al.* (2003):

Latossolo Vermelho e Vermelho-Amarelos: ambos são solos minerais, profundos, bem drenados com alta permeabilidade. Reduzida susceptibilidade à erosão em consideração que ocupam áreas planas ou suave-onduladas.

Nitossolo Halpico: solos que apresentam certa cerosidade devido à presença de argila. Ocupam apenas 0,24% da bacia na porção inferior das encostas côncavas e com relevo suavemente ondulado (3-8%).

Cambissolo: ocupam as áreas mais elevadas da bacia e com relevo de suavemente ondulado a fortemente ondulado. São solos moderadamente drenados.

Gleissolo hálpico: ocupam as depressões sujeitas a inundações. O lençol freático encontra-se próximo da superfície. Mal drenados.

Plintossolos: solos minerais hidromórficos com sérias limitações à percolação.

Neossolo: solos pouco evoluídos, encontrados sob a fitofisionomia “Mata Ciliar”.

O PI está reproduzido na Figura B. 5.

A.5.2 - Metodologia

Este PI é o resultado da digitalização do mapa pedológico genérico utilizado por Reatto *et al.* (2003. Atribuiu-se a cada classe do solo o fator de erodibilidade (*K*) correspondente de

acordo com o estudo de Bloise *et al.* (2001) que, no seu estudo da erodibilidade dos solos na sub-bacia do rio Olaria, atribuíram aos solos daquela sub-bacia coeficientes de erodibilidade *K* em função da sua classe pedológica. Para este trabalho, utilizaram-se os valores médios para cada classe de solo. São eles:

Tabela A.1 - Valores do fator de erodibilidade dos solos (*K*).

Classe de Solo	**K (t.h/MJ.mm)**
Latossolo vermelho	0.0151
Latossolo vermelho-amarelo	0.0167
Nitossolo hálpico	0.0320
Cambissolo hálpico	0.0217
Gleissolo	0.0295

A.5.3 - Importância

Ao introduzir a pedologia do solo no modelo, pretende-se caracterizar o potencial de geração de sedimentos das áreas estudadas. O fator *K* da USLE, calculado com o nomograma de Wischemeier e Smith (1978), fornece um ótimo parâmetro principal para classificar os diversos solos em função de sua capacidade de gerar sedimentos.

A.6 – UNIDADES GEOMORFOLOGICAS

A.6.1 - Conteúdo

O PI ilustra a compartimentação geomorfológica sugerida por Novaes (1996) representando a espacialização das duas unidades geomorfológicas presentes na bacia do lago Descoberto: a unidade de Chapada e a unidade Dissecada de vale.

Não se apresentou este PI em apêndice, entretanto, considerando a importância da geomorfologia nos processos erosivos, os limites das duas unidades são exibidos no PI Erosão (Figura C. 2) objetivando destacar a maior suscetibilidade à erosão das áreas localizadas nos rebordos da chapada.

A.6.2 - Metodologia

De acordo com Novaes Pinto (1990), até a cota de 1120 m, desenvolve-se a unidade Dissecada de vale. A partir dessa cota, começa a se desenvolver a unidade geomorfológica de Chapada.

Elaborou-se este PI a partir do PI da hipsometria. As áreas acima e abaixo da citada cota de 1120 m constituem respectivamente a unidade de Chapada e Dissecada.

A.6.3 - Importância

As áreas da unidade Dissecada de vale possuem um potencial mais elevado de gerar processos erosivos, portanto, a pertinência de uma área a um ou outro sistema geomorfológico tem influência no risco que oferece à qualidade da água do lago Descoberto. Em particular, tem que ser observada a potencialidade erosiva nos rebordos de chapada, muitas vezes dissecado por erosão fluvial e regressiva.

A.7 - DENSIDADE DE DRENAGEM

A.7.1 - Conteúdo

Este PI armazena os dados referentes à densidade de drenagem entendida como:

$$Dd = \frac{\sum_{i=1}^{n} C}{A} \qquad \text{Equação (A.1)}$$

Onde:

Dd = densidade de drenagem (km^{-1}).

n = números dos cursos d´água da sub-bacia.

C = comprimento dos cursos d´água (km).

A = área da sub-bacia (km^2).

Este PI não está reproduzido em apêndice, mas os índices da densidade de drenagem das sub-bacias são expostos na Tabela 7.7

A.7.2 - Metodologia

A densidade de drenagem foi calculada a partir do mapa Hidrografia por meio de simples operações aritméticas na tabela atributos dos PIs Rede de drenagem e Sub-bacias, nele contidos.

A.7.3 - Importância

A densidade de drenagem, além de ser indicador da permeabilidade do substrato geológico, é também importante por ser indicador de contato da água com as fontes de poluição. Quanto maior for esta, maior será o contato entre o meio aquático e o meio terrestre facilitando o aporte de poluentes (Prado, 2004). Quanto menor, maior a permeabilidade do substrato geológico.

A.8 - HIDROGEOLOGIA - DOMÍNIO POROSO

A.8.1 - Conteúdo

O PI reproduz a extensão espacial (Figura B. 6) do domínio poroso em que recai a área de interesse, como classificados por Campana *et al.* (1998):

- P1: domínio poroso espesso mais de 5 m, transmissividade hidráulica da ordem de 10^{-5} m^2/s;
- P2: domínio poroso espesso mais de 5 m, transmissividade hidráulica da ordem de 10^{-7} m^2/s;
- P3: domínio poroso espesso mais de 5 m, transmissividade hidráulica da ordem de 10^{-9} m^2/s;
- P4: domínio poroso com espessura pequena, transmissividade próxima de 0.

A.8.2 - Metodologia

Elaborou-se este PI, extraindo os dados hidrogeológicos de Campana *et al.* (1998) e completando-os, para a porção de área da bacia que recai em território goiano, com os dados de Godler e Fahma (2005).

O parâmetro principal utilizado para gerar o respectivo PI de vulnerabilidade específica foi a ordem de grandeza transmissividade hidráulica. De fato, a utilização do valor físico da transmissividade hidráulica poderia acarretar incongruências, devido às grandes diferenças desses valores encontradas nos quatro grupos hidrogeológicos em exame, que, entretanto, não se refletem, nessas proporções, na vulnerabilidade das águas neles contidas. Com efeito, não se pode afirmar, por exemplo, que as áreas do domínio P1, com transmissividade hidráulica da ordem de 10^{-5} m^2 /s, apresentem uma vulnerabilidade 100 vezes menor das do domínio P2, que apresentam transmissividade hidráulica da ordem de 10^{-7} m^2/s.

A determinação da permeabilidade do substrato geológico é também avaliada por meio da densidade de drenagem. Se for elevada, indica uma baixa permeabilidade e, portanto, uma baixa capacidade da área de absorver eventuais contaminantes e poluir as águas subterrâneas. Devido às incertezas das indagações geológicas, para determinar a vulnerabilidade das águas do domínio poroso, a avaliação da permeabilidade do substrato geológico deverá efetuar-se considerando tanto o PI do domínio poros, assim como o da densidade de drenagem.

A.8.3 - Importância

De acordo com Campana *et al.* (1998): "*Águas mais rasas contidas nos sistemas P1, P2, P3 e P4, por estarem vinculadas a fluxos locais, com rápida circulação, livre contato com o meio externo e amplas áreas de recarga, apresentam grande risco a contaminação, enquanto as águas dos sistemas fraturados, por serem protegidas pela zona não saturada e pelos próprios aqüíferos porosos, apresentam menor risco de contaminação".*

Este PI é, portanto, fundamental para avaliar os riscos de contaminação por águas subterrâneas que possam alcançar o lago Descoberto carreando poluentes.

A.9 - HIDROGEOLOGIA – DOMÍNIO FRATURADO

A.9.1 - Conteúdo

O PI descreve a hidrogeologia do domínio fraturado de acordo com as informações contidas no trabalho de Campana *et al.* (1998) e Godler e Fahma (2005). Nesse trabalho, o domínio fraturado foi dividido nos seguintes subsistemas:

- Subsistema A

O subsistema A é uma unidade hidrogeológica de pequena importância relativa, com vazões médias da ordem de 4 m^3/h, com alta incidência de poços secos ou de baixa vazão e comumente com necessidade de instalação de grandes seções de filtros e revestimento (pois o manto de alteração - solo + saprolitos - nas ardósias é muito espesso).

- Subsistema R3/Q3

Este subsistema é integrado por metarritmitos arenosos e quartzitos,respectivamente atribuídos às unidades R3 e Q3 do Grupo Paranoá. Sua associação a uma única unidade hidroestratigráfica é devido ao fato de que seu comportamento hidrogeológico é muito similar. Além das características hidráulicas, a composição das águas, parâmetros dimensionais, vazões médias e demais componentes são muito similares. Formam aqüíferos livres, semiconfinados a confinados, descontínuos, anisotrópicos, heterogêneos, com extensão lateral variável. A vazão média desta unidade hidrogeológica é de 10 m^3/h. A profundidade média dos poços é da ordem de 140 metros. A vulnerabilidade varia muito conforme a situação de exposição e a litologia. Na maioria dessas áreas, pode ser considerada moderada a alta, devido a grande freqüência de ocorrência de quartzitos intercalados. Pode ser considerada alta nas zonas de maior presença de quartzitos devido ao maior fraturamento e exposição dessas litologias.

- Subsistema R4

É um sistema de aqüíferos restritos lateralmente, descontínuos, anisotrópicos e com baixa condutividade hidráulica.

- Subsistema PPC

Aqüíferos formados por sistemas de fraturas em ritmitos e unidades carbonatadas de baixo grau metamórfico. São formados por metassiltitos, metargilitos, metaritmitos, quartzitos feldspáticos finos a conglomeráticos e subordinadamente metadolomitos e metacalcários. Apresenta um comportamento hidrogeológico variado e heterogêneo. Ocorrem aqüíferos fraturados e fissuro-cársticos, livres, descontínuos, anisotrópicos, heterogêneos, com acentuada descontinuidade lateral. A vazão média de 10 m^3/h. A moda das profundidades dos poços tubulares é de 100 metros. A vulnerabilidade da maioria dessas áreas pode ser considerada de moderada a baixa. No entanto, nas zonas de ocorrência de rochas carbonáticas, a vulnerabilidade é maior devido à fragilidade do ambiente cárstico.

Este PI não é apresentado em apêndice.

A.9.2 - Metodologia

O PI foi obtido digitalizando os mapas disponibilizados nos trabalhos de Campana *et al.* (1998) e Godler e Fahma (2005).

A.9.3 - Importância

O PI deveria servir para localizar as áreas que apresentam maior risco de contaminação das águas profundas que eventualmente poderiam chegar ao manancial em estudo carreando poluentes. A classificação anterior exprime um juízo de valor a respeito da vulnerabilidade das unidades geológicas presentes na bacia. Entretanto, não é possível saber se o fluxo subterrâneo constitui um risco para as águas do lago ou apenas, com maior probabilidade, um riscos apenas para as reservas subterrâneas, problema, esse, de suma importância, mas que extrapola os objetivos deste estudo.

A.10 - GEOLOGIA

A.10.1 - Conteúdo

O mapa, integrado apenas por um PI, descreve a geologia da área. O substrato geológico pertence ao Grupo Paranoá e caracterizado das seguintes litofácies (Campana *et al*., 1998):

Unidade A - A fácies Ardósia é constituída de ardósias roxas e vermelhas, com bandas brancas, cuja estrutura mais conspícua é a clivagem ardosiana. Na parte superior ocorrem ocasionais intercalações de metassiltitos e quartzitos finos com espessuras máximas de 20 cm, apresentando uma espessura máxima de 60 m. O ambiente de deposição é interpretado como de plataforma pelítica com tempestitos no topo.

Unidade R3 - A fácies Metarritmito Arenoso caracteriza-se pela alternância de camadas arenosas e pelíticas, onde predominam as primeiras e que empresta à rocha um caráter rítmico. A espessura máxima dessa unidade é de 150 m. O ambiente deposicional é interpretado como de plataforma dominada por tempestades, nas porções basais a medianas, passando para o topo a intermaré com eventos periódicos de tempestades.

Unidade Q3 - Representada pela fácies Quartzito Médio, localmente possui leitos de granulometria grossa e microconglomerática, constituídos essencialmente de quartzo e sericita. Na base são comuns as intercalações centimétricas silto-arenosas. Raramente ocorrem intercalações lenticulares de metarritmito. A unidade apresenta-se com espessura máxima de 25 m. O ambiente de deposição é interpretado como de plataforma arenosa dominada por ondas e correntes de maré.

Unidade R4 - Representada pela fácies Metarritmito Argiloso, sendo composta por alternâncias de metassiltitos e metargilitos e quartzitos finos em camadas predominantemente centimétricas, com certo domínio da fração silte-argila. A espessura máxima dessa unidade é de 100 m. Interpreta-se o ambiente de deposição como plataforma pelítica com tempestitos ocasionais.

Unidade PC – Caracterizada pela fácies Argilo-carbonatada, com metargilitos, ardósias, metamargas, lentes de calcário e calcarenitos. Ocorrem raras lentes de dolomitos com es-

tromatólitos. Na parte inferior da unidade, as lentes de calcário possuem bandamentos argilosos, lentes de quartzitos médios a microconglomeráticos que ocorrem comumente na base de toda a unidade. A espessura máxima dessa unidade é de 150 m. O ambiente de deposição é interpretado como marinho.

A.10.2 - Metodologia

O PI foi elaborado digitalizando e georreferenciando os dados oriundos do PI geológico de Godler Fahma (2005).

A.10.3 - Importância

O PI foi utilizado para averiguar a existência de formações rochosas que contenham elementos prejudiciais à saúde humana que possam se dissolver nas águas de drenagem ou subterrâneas da bacia.

Por não ter encontrado qualquer indício de rochas que possam dissolver elementos prejudiciais à saúde, este mapa não foi considerado no modelo, mas foi mantido na base de dados georreferenciados apenas com fins descritivos, e, portanto, não é reproduzido em apêndice.

A.11 - ÍNDICE DE COMPACIDADE E ÍNDICE DE FORMA

A.11.1 - Conteúdo

Estes índices objetivam representar a tendência de cada sub-bacia a gerar ondas de cheias que possam carregar poluentes, inclusive sedimentos, até o lago Descoberto. Maior é a tendência a produzir ondas de cheia, maior será o risco que a sub-bacia oferece à qualidade da água do lago.

O índice de compacidade (*Kc*) relaciona a forma da bacia com um círculo. Constitui a relação entre o perímetro da bacia e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia. Esse coeficiente é um número adimensional que varia com a forma da bacia, independen-

temente de seu tamanho. Quanto mais irregular for a bacia, maior será o coeficiente de compacidade. Uma bacia com coeficiente de compacidade igual à unidade corresponderia a uma bacia circular, enquanto que uma bacia alongada apresentará valor significativamente superior à unidade (Villela e Mattos, 1975).

O índice de forma (*Kf*) relaciona a área da bacia com a de um retângulo, definido como a razão entre a largura média e o comprimento axial da bacia (da foz ao ponto mais longínquo do espigão).

Não se apresenta o PI desses índices, mas apenas os valores dos de compacidade das subbacias (Tabela 7.9).

A.11.2 – Metodologia – Índice de compacidade

O Índice de Compacidade (*Kc*) foi determinado baseado na Equação (A-0.2) abaixo:

$$K_C = 0{,}28\frac{P}{\sqrt{A}} \qquad \text{Equação (A-0.2)}$$

Onde:

K_c = índice de compacidade (Adim.);

P= perímetro da bacia (km);

A= área da bacia (km^2).

Para obter índices de compacidade corretos, foi necessário regularizar os limites das subbacias hidrográficas.

Os limites dessas se apresentam como uma série de segmentos horizontais e verticais acompanhando a malha regular, em que foi dividida a superfície. A redução dos vértices foi efetuada executando o *script* "*Removes unneeded vertices from selected features*" presente no *menu* de ajuda do programa *ArcView 3.0*. Aplicando a Equação (A-0.2) na tabela de atributos do tema, foi possível calcular os coeficientes.

A.11.3 - Metodologia – Índice de forma

O índice de forma (*Kf*) foi determinado, utilizando-se a seguinte Equação (A-0.3)

$$Kf = \frac{A}{L^2} \qquad \text{Equação (A-0.3)}$$

Onde:

Kf= índice de forma (Adim.);

A = área de drenagem (km^2);

L = comprimento do eixo da sub-bacia (km).

Descartou-se, entretanto, este parâmetro, por não ser possível calculá-lo nas sub-bacias de contribuição direta, uma vez que o comprimento do eixo da sub-bacia (*L)* deve ser medido acompanhando o curso d'água que drena a bacia, inexistente nesses casos.

A.11.4 - Importância

Estes coeficientes visam a complementar as informações trazidas pelo mapa Geomorfologia.

Uma bacia será suscetível a enchentes mais acentuadas, quando mais seu *Kc* for próximo da unidade, pois a possibilidade de chuvas intensas atingirem a inteira área da bacia é menor em bacias de forma alongadas.

A.12 - DENSIDADE DEMOGRÁFICA

A.12.1 - Conteúdo

O PI (Figura B. 7) reproduz a subdivisão da área da bacia em distritos censitários do IBGE, dos quais, conhecendo a área e o número de habitantes, foi possível determinar a densidade demográfica.

A.12.2 - Metodologia

O IBGE disponibiliza na Internet, no endereço eletrônico www.ibge.gov.br, planilhas ele-

trônicas com os dados do último censo (2000), assim como PIs em formato *shape* que delimitam os distritos censitários.

Foi, então, elaborado o PI dos distritos da bacia em estudo, cuja planilha de atributos contém o número de habitantes e as áreas de cada distrito. A relação entre esses valores determinou-se a densidade populacional. O PI de densidade demográfica da bacia foi obtido por meio da opção *Clipping,* disponível na extensão *Geoprocessing Wizard*.

A.12.3 - Importância

Souza (1990) ressalta a importância desse parâmetro, uma vez que a DBO e a introdução de seres patogênicos é proporcional à população da bacia. Este PI foi considerado em conjunto com os PIs Uso do solo e Saneamento, que reproduz a presença de rede de coleta de esgoto na área, para ajustar o PI do impacto antrópico na bacia à condições sócio-sanitárias da área.

A.13 – CONSERVAÇÃO DA APP - BMP

A.13.1 - Conteúdo

Este PI temático reproduz o uso do solo dentro da Área de Preservação Permanente (APP) (Figura B. 8), com o objetivo de medir o nível de adoção de BMP por parte dos usuários, usando como parâmetro principal o índice NRVI.

Para esse fim, entendem-se como APP as definidas pelo art. 2º da lei 4.771/65:
Art.2º Consideram-se de preservação permanente, pelo só efeito dessa Lei, as florestas e demais formas de vegetação natural situadas:
a) ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água, desde seu nível mais alto, em faixa marginal, cuja largura mínima seja:
2- de 50 metros para os cursos d'água que tenham de 10 a 50 metros de largura;
...
b) ao redor de lagoas, lagos ou reservatórios de águas naturais ou artificiais;

...

d) no topo de morros, montes, montanhas e serras;

e) nas encostas ou parte destas com declividade superior a 45º.

A.13.2 - Metodologia

Após ter ativado o PI Rede de drenagem, separaram-se as sub-bacias e se lançou mão do recurso *Analysis*/*Find distance*, para criar uma série de *buffers* que indicassem as isodistâncias ao curso d´água. Delimitou-se, por meio da opção *Surface/Create Contours*, as áreas cuja distância não ultrapassasse 50 m para os cursos d´água e 125 m para o lago Descoberto (cujas margens são definidos pela curva de nível 1032 m (GDF, 1997)). Em seguida, rodando o *script "Converts polylines in the active theme to polygons"* transformou-se o arquivo *polyline* em *polygon*. O *buffer* assim criado foi sobreposto ao PI de uso do solo, que foi "recortado" usando o comando *clip* do *menu* do *Geoprocessing Wizard*.

As feições previstas nos incisos *d* e *e* do art. 2º da lei 4.771/65 não estão presentes nas áreas em proporções significativas.

Medidas as áreas da APP total, as desmatadas e as preservadas (pertencentes às classes: água, cerrado, campo cerrado e mata), aplicou-se a Equação (4.1) para encontrar o NRVI da sub-bacia.

A.13.3 - Importância

O respeito da mata ciliar é de fundamental importância na preservação da qualidade dos rios por interferir nas vazões máximas, na erosão e no carreamento de sedimentos (Tucci, 2001/b). A destruição desse bioma, além de causar erosão nas margens, retira do ecossistema um importante filtro que permite a retenção de muitos poluentes antes que alcancem o curso d'água. Outrossim, atividades próximas às margens podem desencadear processos erosivos além de poder constituir importantes fontes de poluição.

A.14 - USO DO SOLO

A.14.1 - Conteúdo

Este mapa (Figura B. 9), que reproduz ao mesmo tempo o PI de uso do solo e da rede viária, reúne dados sobre a utilização do solo, visando a detectar as atividades antrópicas desenvolvidas na bacia, assim como aquelas áreas que foram preservadas e mantêm ainda suas características naturais.

A.14.2 - Metodologia

Antes de proceder à classificação, foi necessário definir as atividades que colocam em risco a qualidade da água do manancial, para balizar o trabalho e definir as classes de uso do solo a serem adotadas. Fernandes (2005) identificou os usos predominantes da bacia do córrego Capão Comprido e definiu as seguintes classes de uso do solo:

- Cobertura natural de porte arbóreo: incluindo mata ciliar;
- Cerrado: vegetação com fisionomia dominada por árvores, com sinúsias arbóreas; arbustivas e herbáceas diferenciadas;
- Campo limpo: predomínio de estrato herbáceo;
- Campo cerrado: de origem natural ou antrópica, com predomínio absoluto de espécies herbáceas e algumas arbustivas;
- Horticultura 1: talhões com plantação de hortaliças em desenvolvimento vegetativo inicial;
- Horticultura 2: talhões com plantação de hortaliças em estádio fenológico de intermediário a final, predominando a cobertura dos talhões pelas culturas;
- Fruticultura: plantações de goiaba, pocan e coco;
- Solo exposto: incluindo solos em pousio;
- Áreas construídas: galpões e casas;
- Reservatórios de água;
- Reflorestamentos;
- Estrada pavimentada; e
- Estrada sem pavimentação.

Carmo *et al.* (2005) desenvolveram um estudo de caracterização física e química das águas do rio Descoberto para uma avaliação das possíveis fontes de contaminação e suas conseqüências a médio e longo prazo. Por meio de análises químicas e tratamento estatístico não paramétrico de correlação de Spearman (R), foi possível determinar que as principais fontes de poluição derivam de atividades domésticas e agrícolas, sendo a influência das áreas urbanas maior na época da seca. Esse estudo norteou a classificação de uso do solo.

Prestou-se particular atenção na identificação de diferentes tipos de manejo do solo, destacando em particular o nível tecnológico das áreas agrícolas (definidas como agricultura extensiva, horticultura e irrigada) e o nível de urbanização destas áreas. Áreas completamente urbanizadas foram caracterizadas por polígonos contínuos *(*p.ex. Taguatinga), áreas urbanas não consolidadas apresentam-se fragmentadas, com áreas classificadas como urbanas interrompidas por áreas de outras classes, prevalentemente solo exposto, (p.ex. expansão do município de Águas Lindas de Goiás). Para o desenvolvimento deste estudo, foi utilizada, a seguinte classificação:

- Loteamento: espaços urbanos não consolidados, e/ou irregulares;
- Urbanização: espaços urbanos consolidados;
- Campos: sujos ou limpos ou pastagens;
- Cerrado: vegetação predominantemente arbórea e espaçada;
- Agricultura tradicional: atividade agrícola com baixa utilização de insumos;
- Agricultura irrigada: agricultura com alta utilização de insumo;
- Horticultura: atividades agrícolas de olericultura e fruticultura;
- Água;
- Solo exposto: áreas com retirada de cobertura vegetal;
- Reflorestamento: áreas replantadas em qualquer fase de manejo;
- Mata: vegetação densa e fechada, incluindo a mata ciliar; e
- Estradas asfaltadas.

O PI de uso do solo foi gerado a partir do processamento digital das imagens de satélite SPOT (subitem 6.1).

Chavez (2005) afirma que, por se tratar de uma área de uso e ocupação do solo muito heterogênea, resultados mais satisfatórios se obtêm mediante a aplicação de métodos não su-

pervisionados, em que o usuário utiliza algoritmos para reconhecer as classes presentes na imagem.

No caso específico, utilizou-se com êxito o método de classificação, não supervisionada Isoseg, disponível no aplicativo *SPRING 4.3*, sobre uma imagem multiespetral segmentada, utilizando as bandas RGB, com estas características: algoritmo: Crescimento de Regiões, Similaridade = 10, Área Mínima = 20. Este algoritmo apresentou resultados satisfatórios na classificação do uso do solo da sub-bacia do Capão Comprido executada por Fernandes (2005).

O classificador Isoseg é um algoritmo, utilizado para classificar regiões de uma imagem segmentada, de agrupamento de dados não-supervisionado, aplicado sobre o conjunto de regiões, que por sua vez são caracterizadas por seus atributos estatísticos de média, matriz de covariância, e também pela área (INPE, 2004).

A simples resposta de reflectância da cobertura do solo não é, entretanto, suficiente para extrair as informações necessárias para o estudo. De fato, Mendes e Cirilo (2001) salientam que a efetiva utilização das técnicas de sensoriamento remoto para avaliar o uso, controle, conservação e planejamento dos recursos hídrico requer a utilização de outros dados. No caso em questão o tamanho das glebas e campos e sua forma (p. ex. pivô) e dados cadastrais foram utilizados para distinguir as áreas de agricultura tradicional, horticultura e agricultura irrigada, assim como entre loteamento e urbanização.

Realizou-se estudo à parte visando a melhor identificar a contribuição das estradas vicinais, que revestem particular importância na produção de sedimentos.

A imagem multiespectral passou pelo processo de realce disponível no programa SRING 4.2, que permite eliminar as correlações entre as bandas (Componentes Principais). A imagem foi realçada, para evidenciar o traçado da estrada, e erodida para separar *pixels* com respostas similares aos da estrada localizados nas suas proximidades. Classificou-se a imagem utilizando o método *Isoseg*, segmentando-a com o algoritmo de Crescimento de Regiões, com Similaridade = 4 e Área Mínima = 20. Sucessivamente, após ser exportada para o *ArcView 3.0*, foram eliminadas manualmente aquelas áreas equivocadamente classificadas

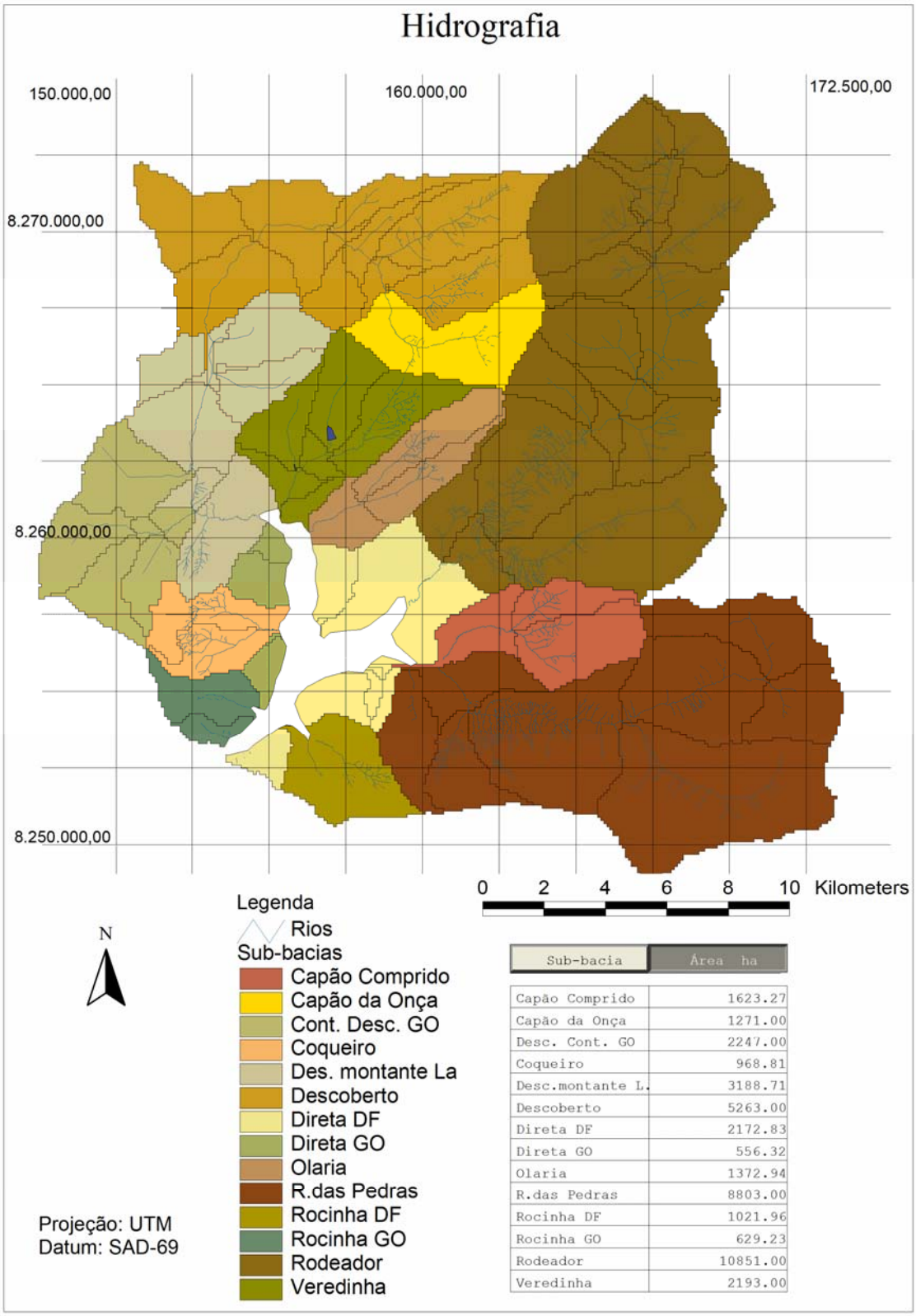
como estradas, mas

Em seguida, comparou-se o resultado com a real presença de estradas estudando a sub-bacia de Capão Comprido. Dessa sub-bacia, está disponível uma composição colorida com 0.70 m de resolução, obtida, por Fernandes (2005), pela fusão das bandas espectrais 2, 3, 4 e pancromática do satélite QuickBird-2, que permite a detecção visual das estradas.

A.14.3 - Importância

Numa bacia hidrográfica, é, fundamentalmente, o uso do solo que determina a qualidade da água no seu exutório (von Sperling, 2005, Mendes e Cirilo, 2001). A ocupação desordenada e indiscriminada leva à degradação do meio ambiente. Utilizou-se este PI para medir o impacto da ação antrópica sobre o meio ambiente e consequentemente sobre a qualidade da água do lago Descoberto, gerando o PI Magnitude do impacto (Figura C. 1).

APÊNDICE B - PRINCIPAIS MAPAS E PLANOS DE INFORMAÇÃO (PIs) DA BASE DE DADOS GEORREFERENCIADOS



Sub-bacia	Área ha
Capão Comprido	1623.27
Capão da Onça	1271.00
Desc. Cont. GO	2247.00
Coqueiro	968.81
Desc.montante L.	3188.71
Descoberto	5263.00
Direta DF	2172.83
Direta GO	556.32
Olaria	1372.94
R.das Pedras	8803.00
Rocinha DF	1021.96
Rocinha GO	629.23
Rodeador	10851.00
Veredinha	2193.00

Figura B. 1: Mapa da hidrografia

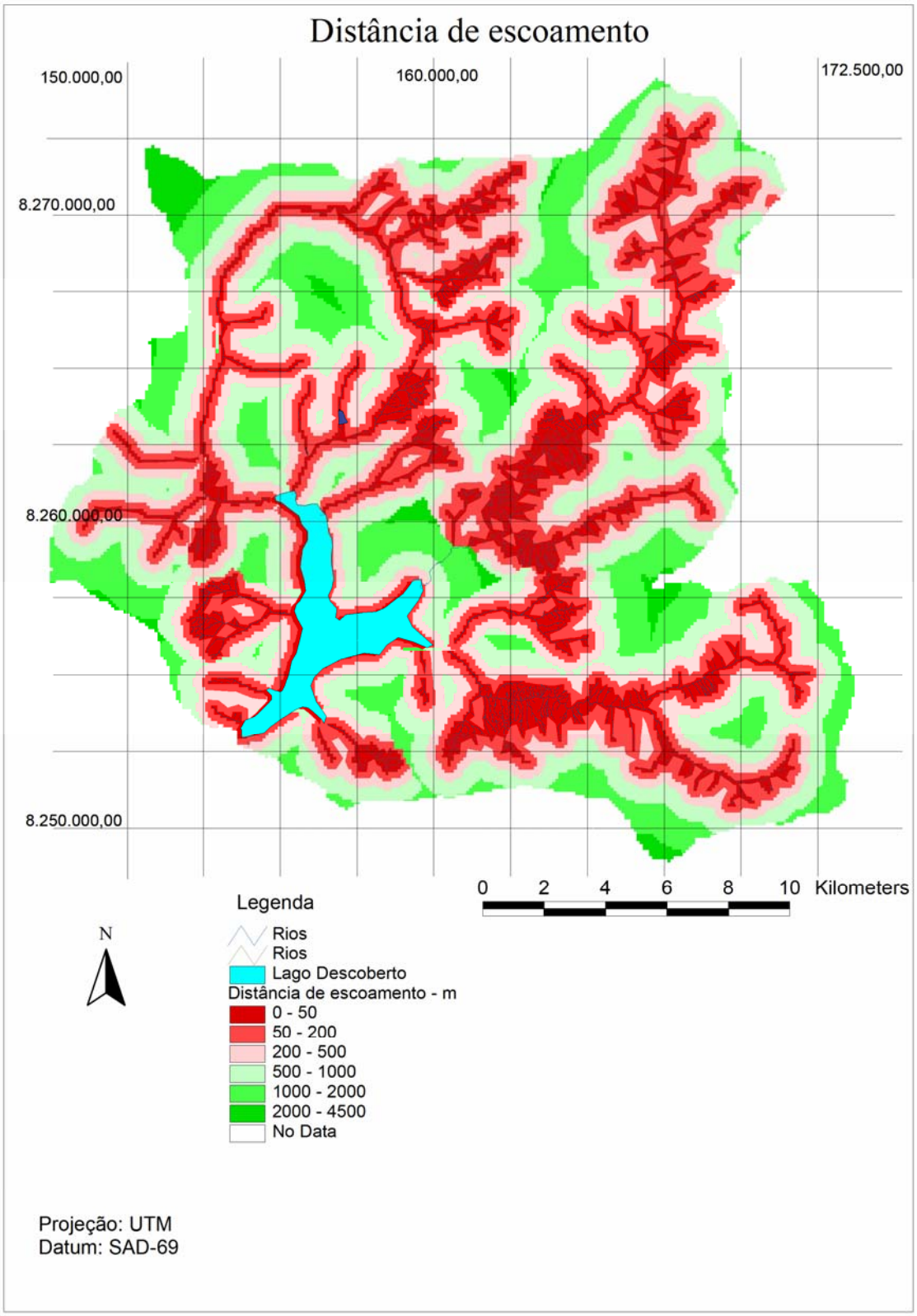


Figura B. 2: PI da distância de escoamento.

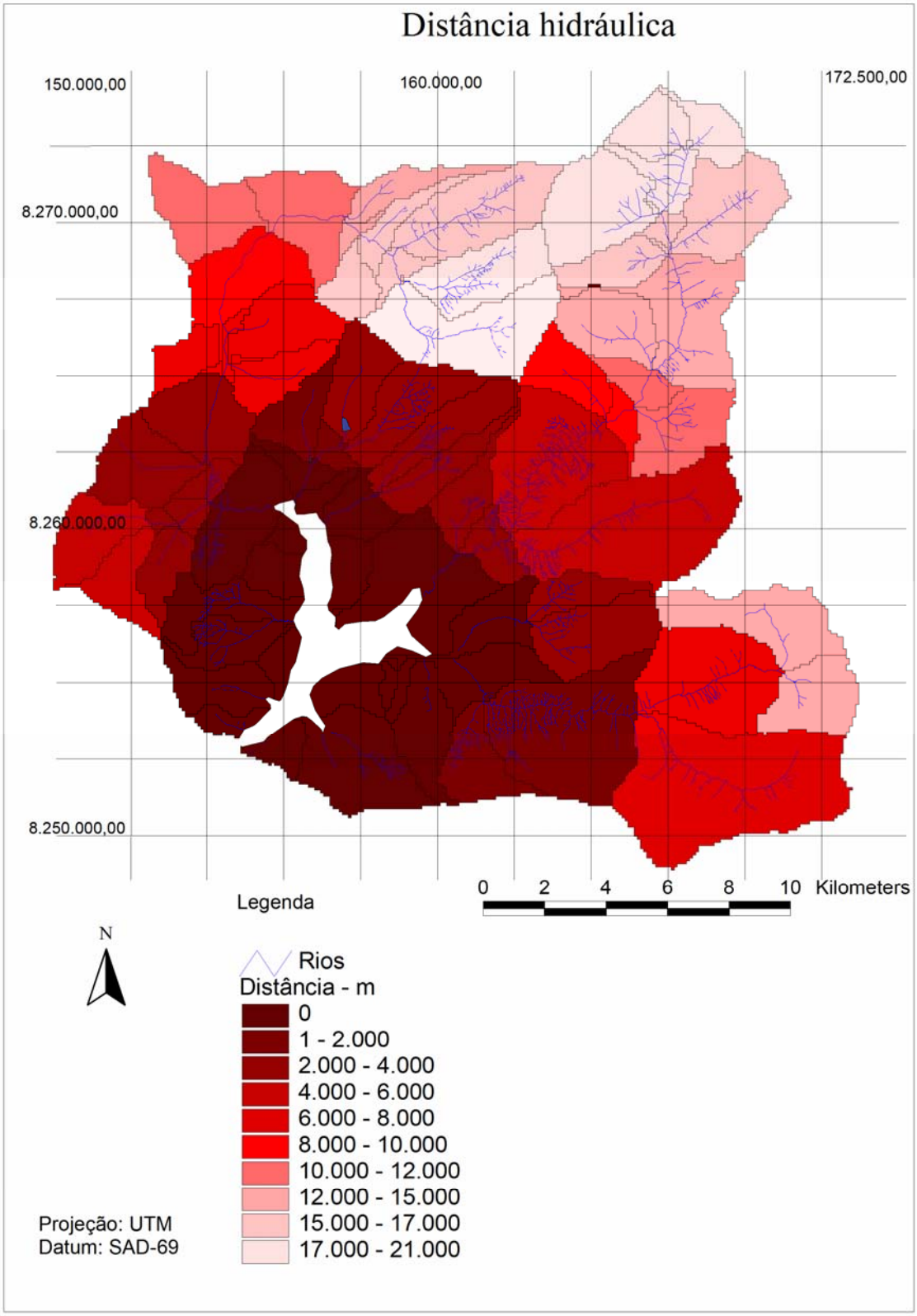


Figura B. 3: PI da distância hidráulica

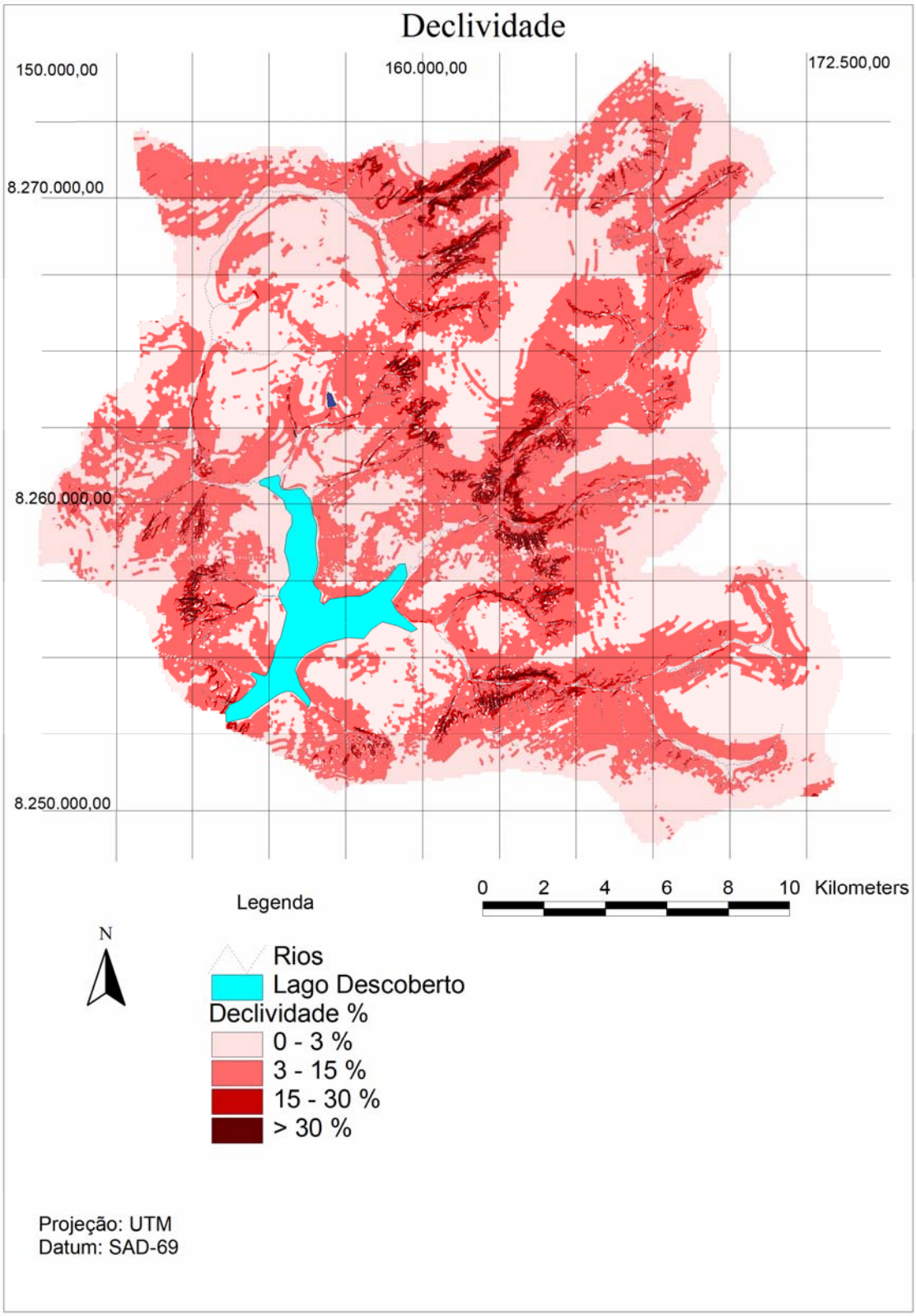


Figura B. 4: PI da declividade

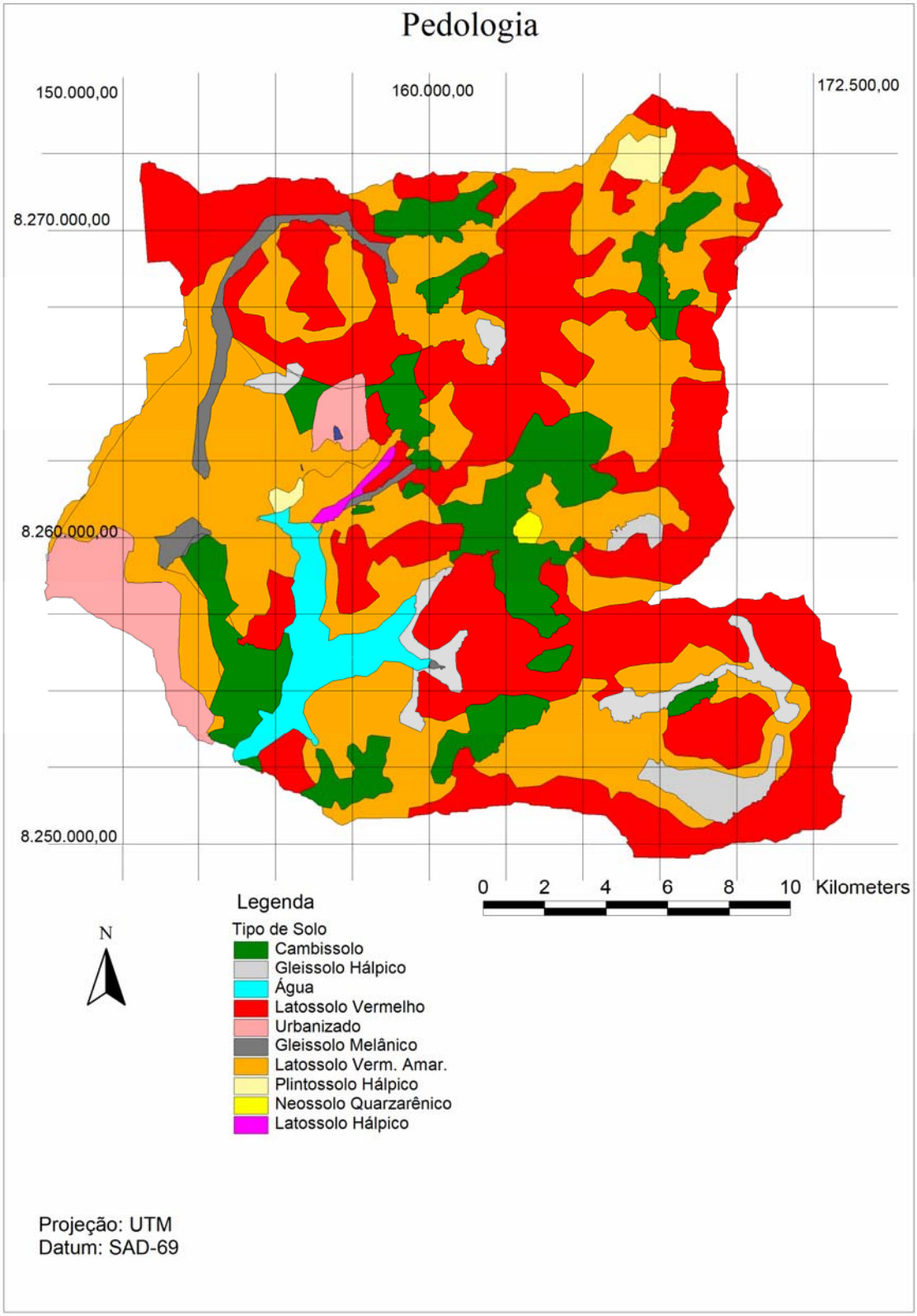


Figura B. 5: PI da Pedologia

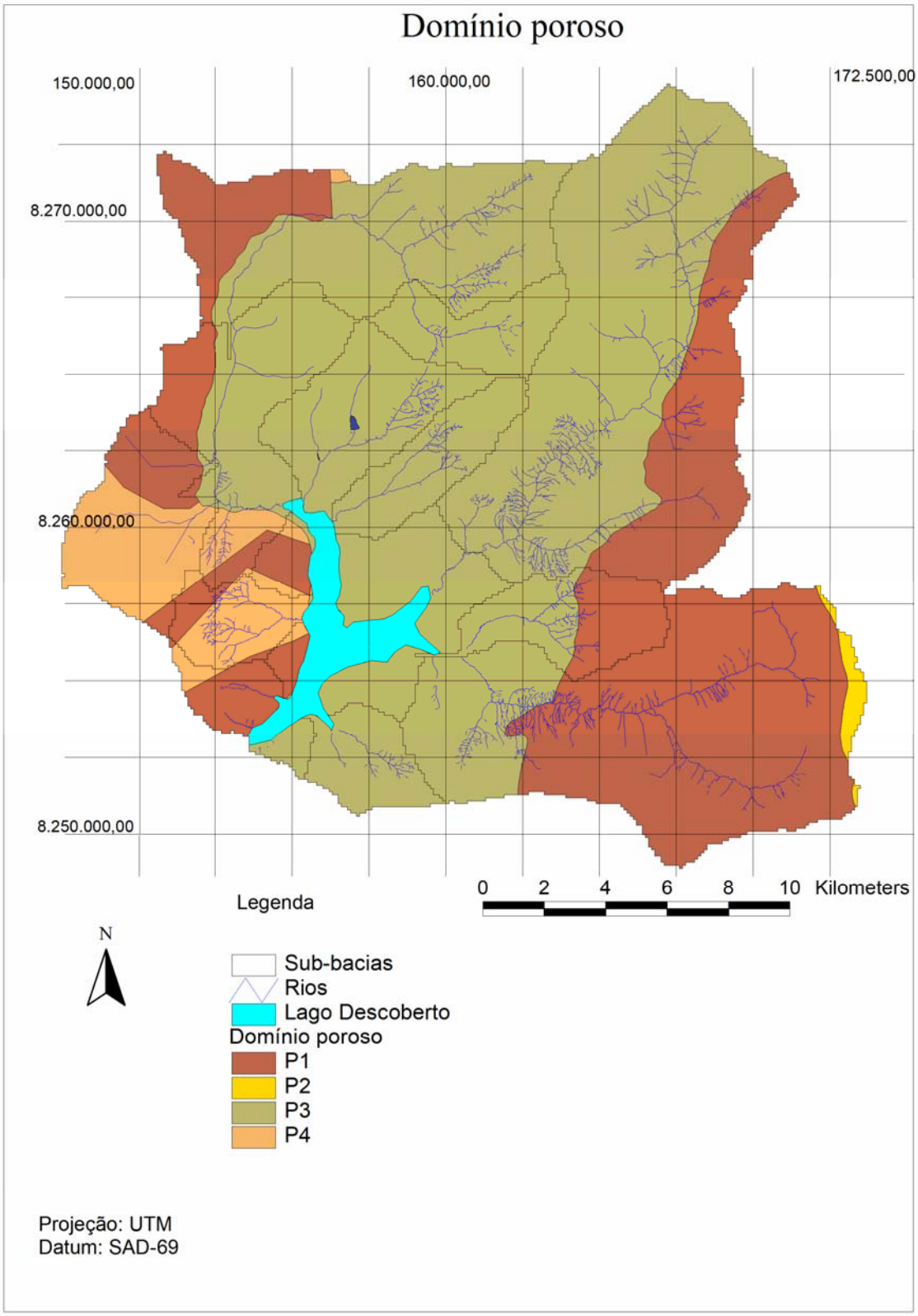


Figura B. 6: PI da hidrogeologia – Domínio poroso.

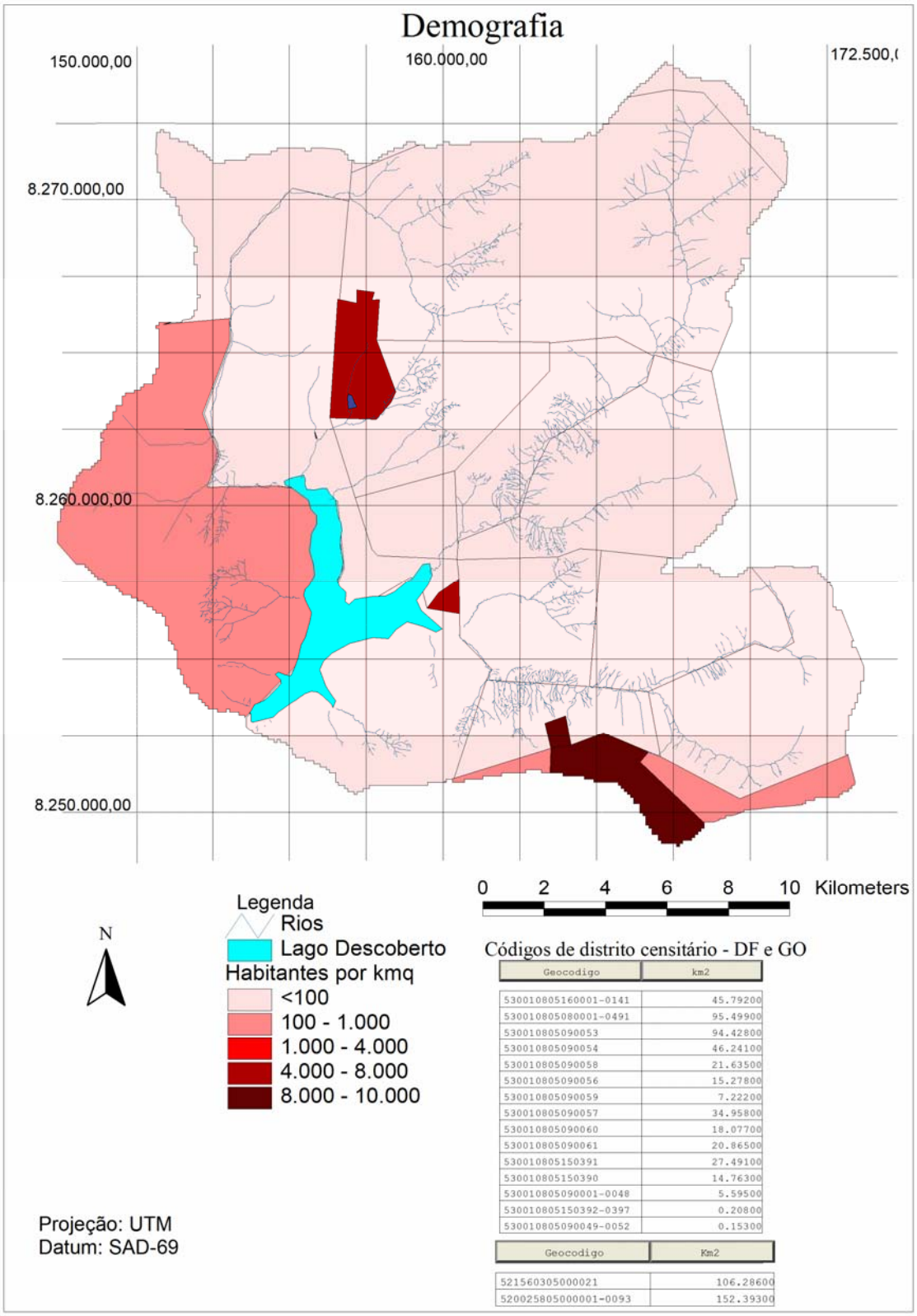


Figura B. 7: PI da demografia

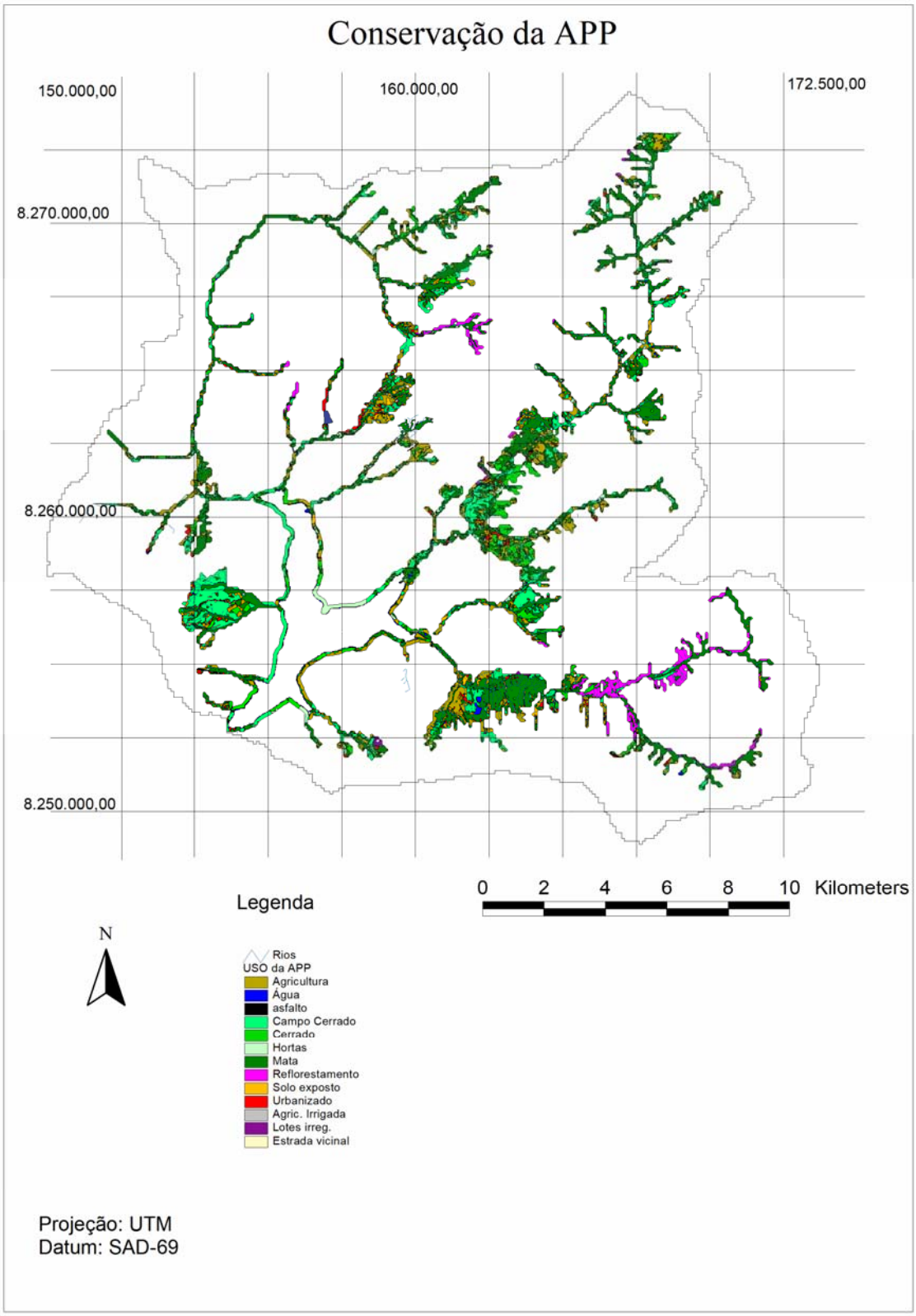


Figura B. 8: PI da conservação da APP -BMP

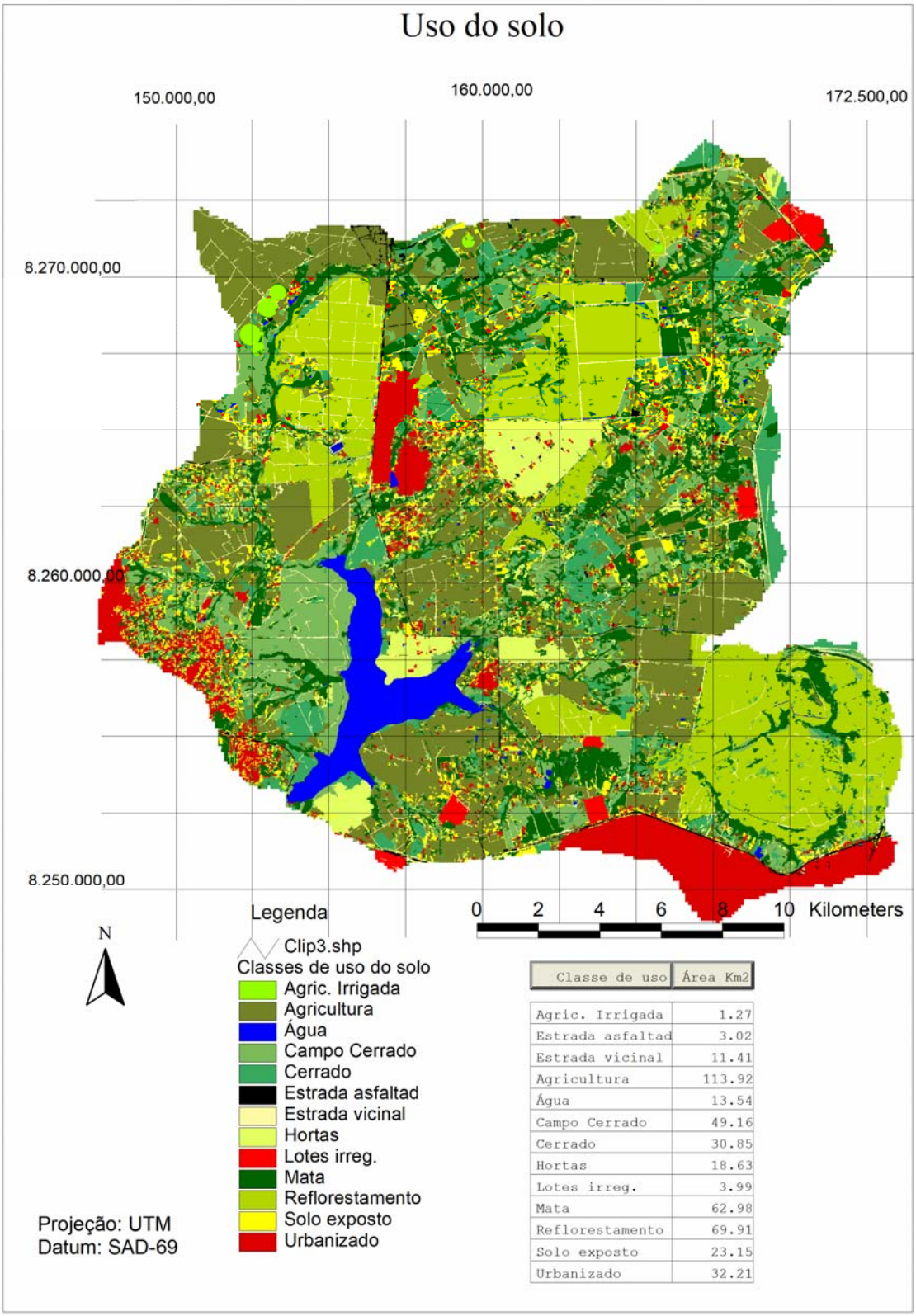


Figura B. 9: PI do uso do solo.

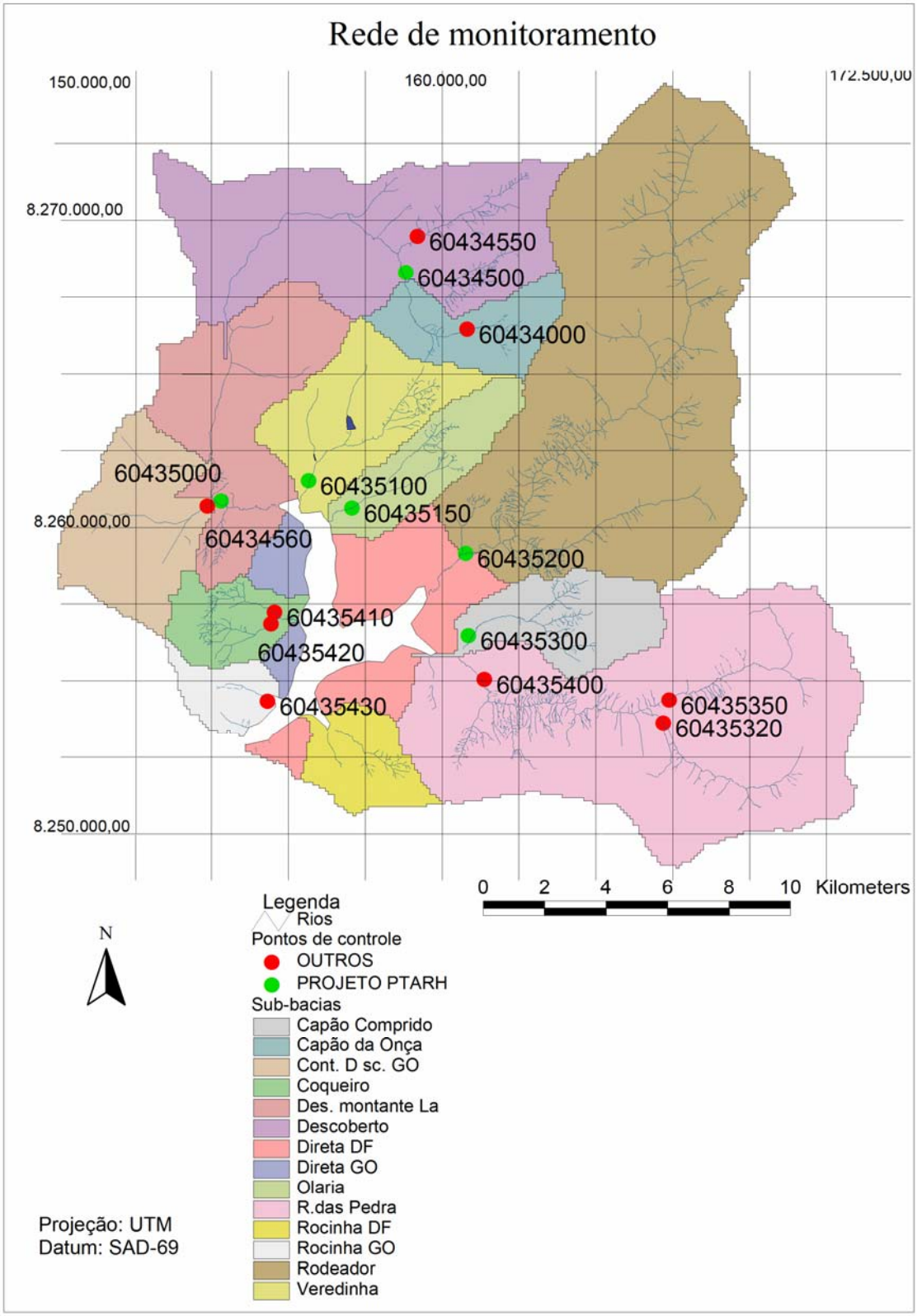


Figura B. 10: Mapa da rede de monitoramento.

APÊNDICE C – PRINCIPAIS PLANOS DE INFORMAÇÃO (PIs) DE VULNERABILIDADE ESPECÍFICA E INTERMEDIÁRIOS

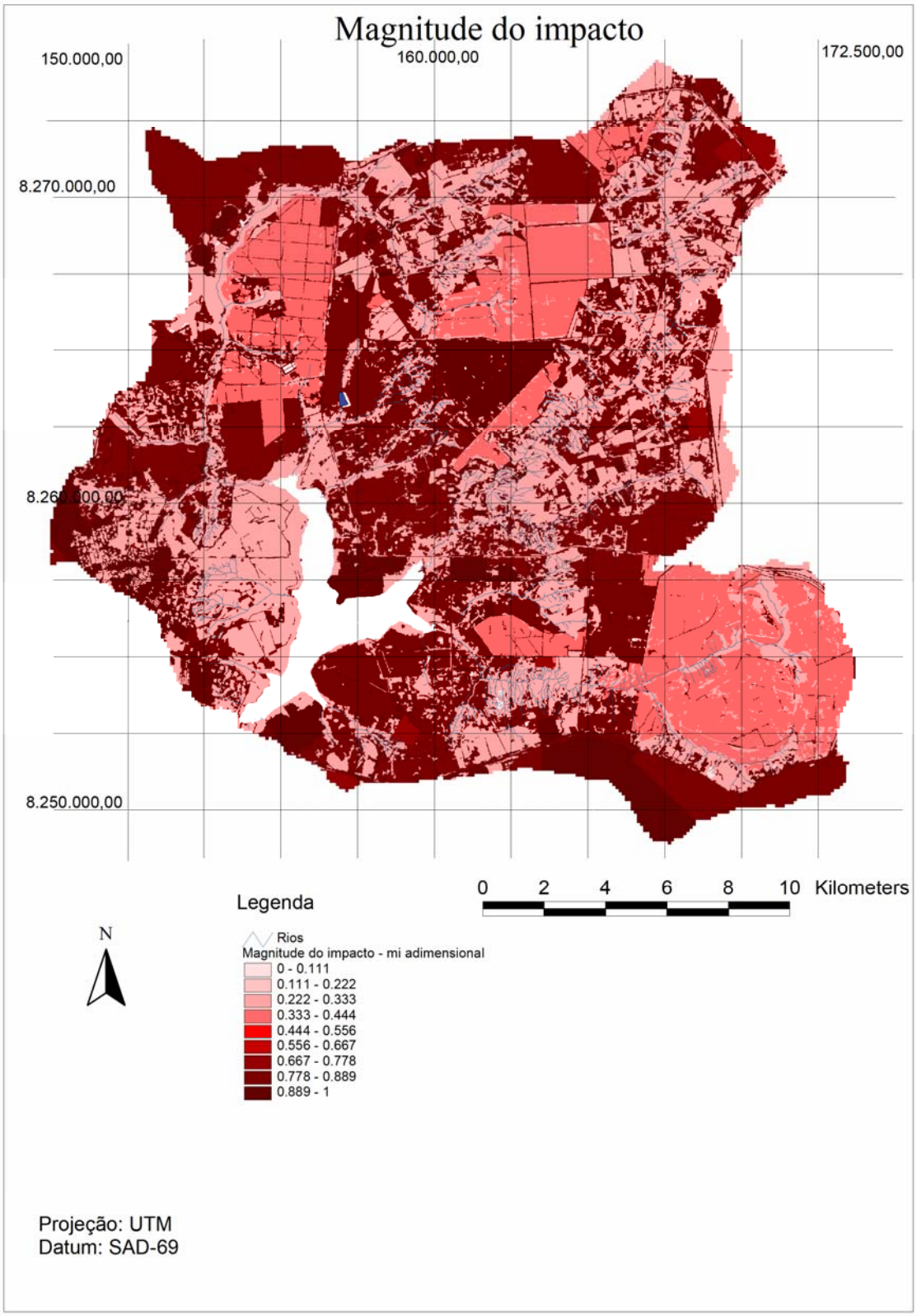


Figura C. 1: PI Magnitude do impacto.

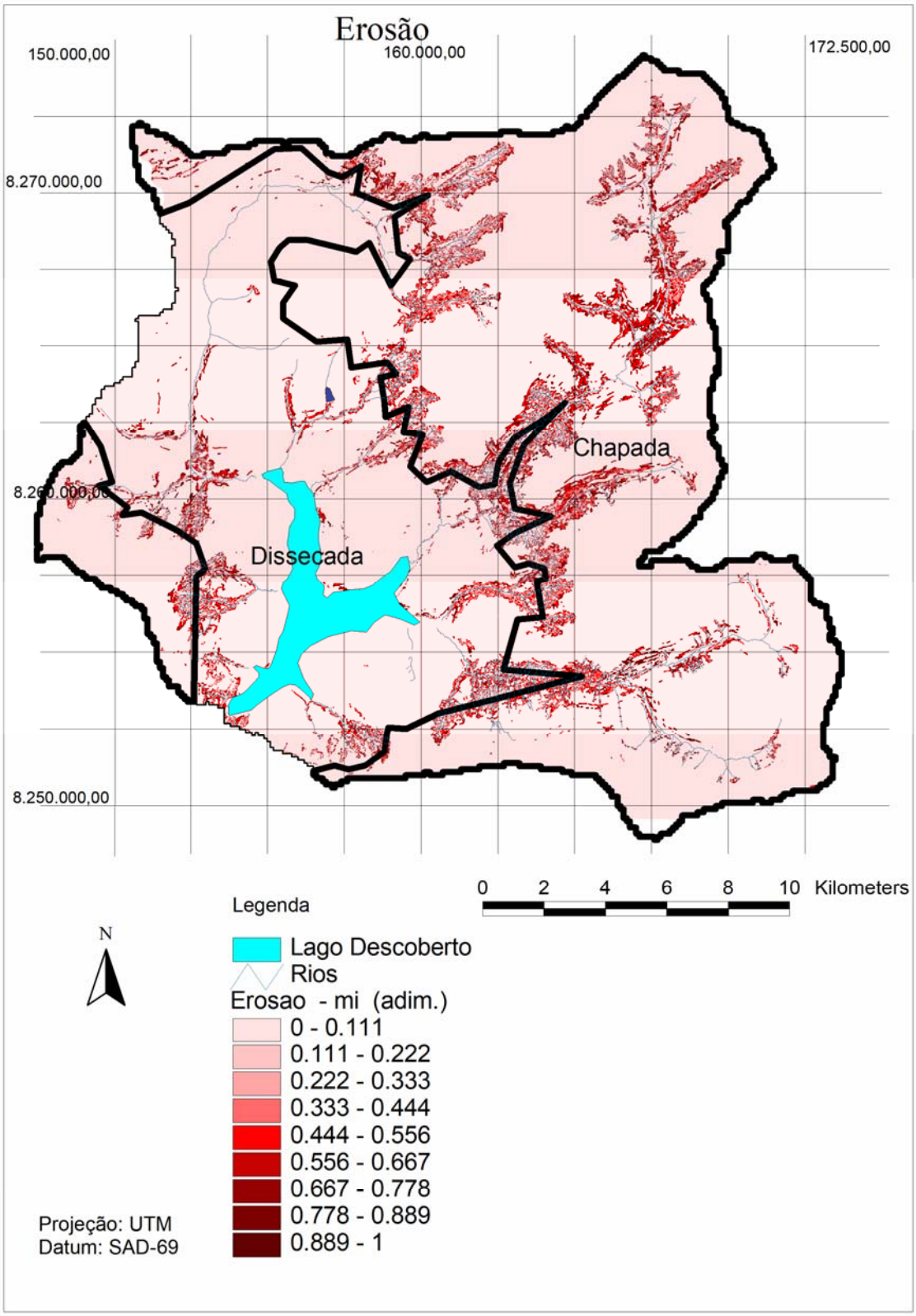


Figura C. 2: PI Erosão

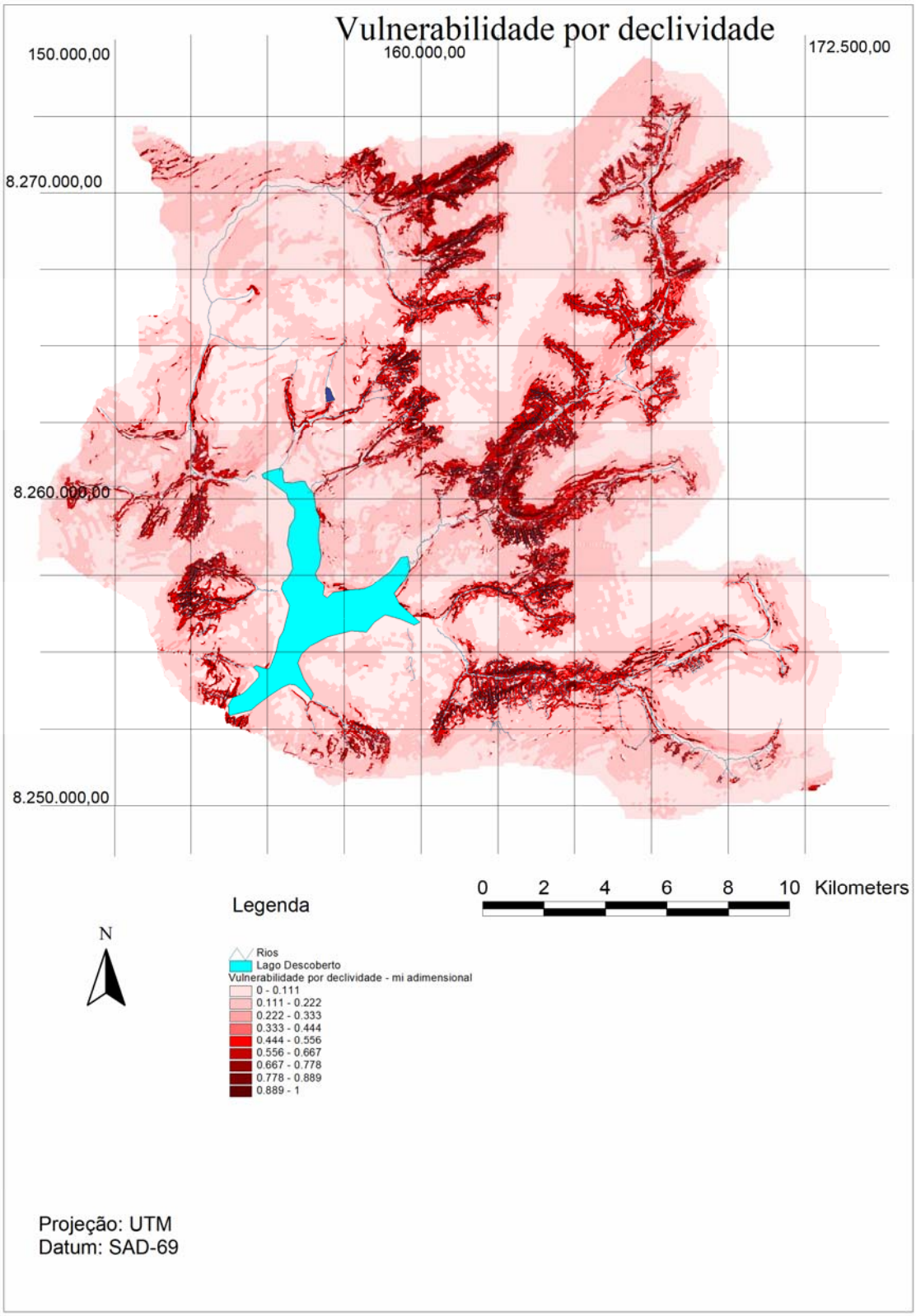


Figura C. 3: PI Vulnerabilidade por declividade.

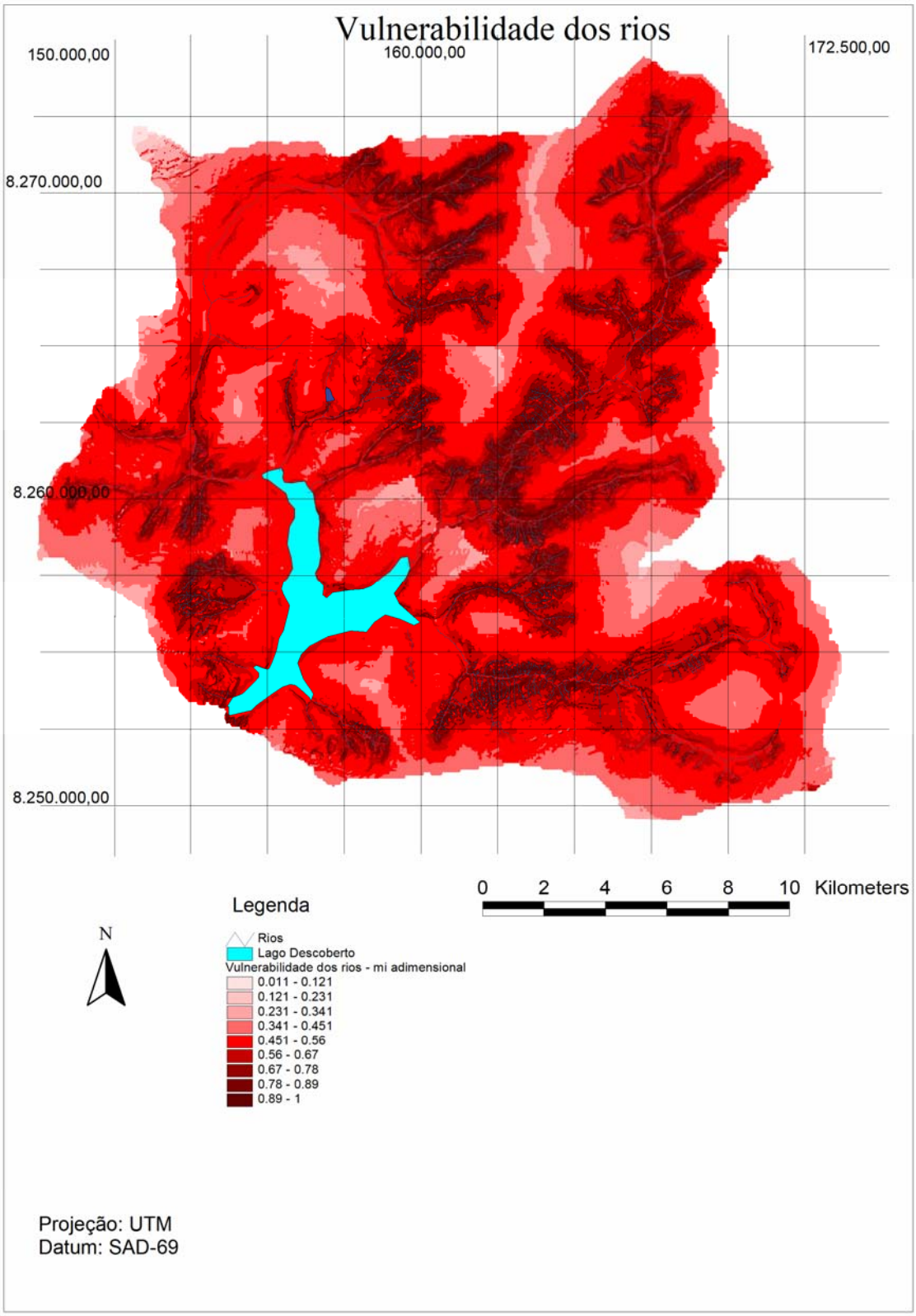


Figura C. 4: PI Vulnerabilidade dos rios.

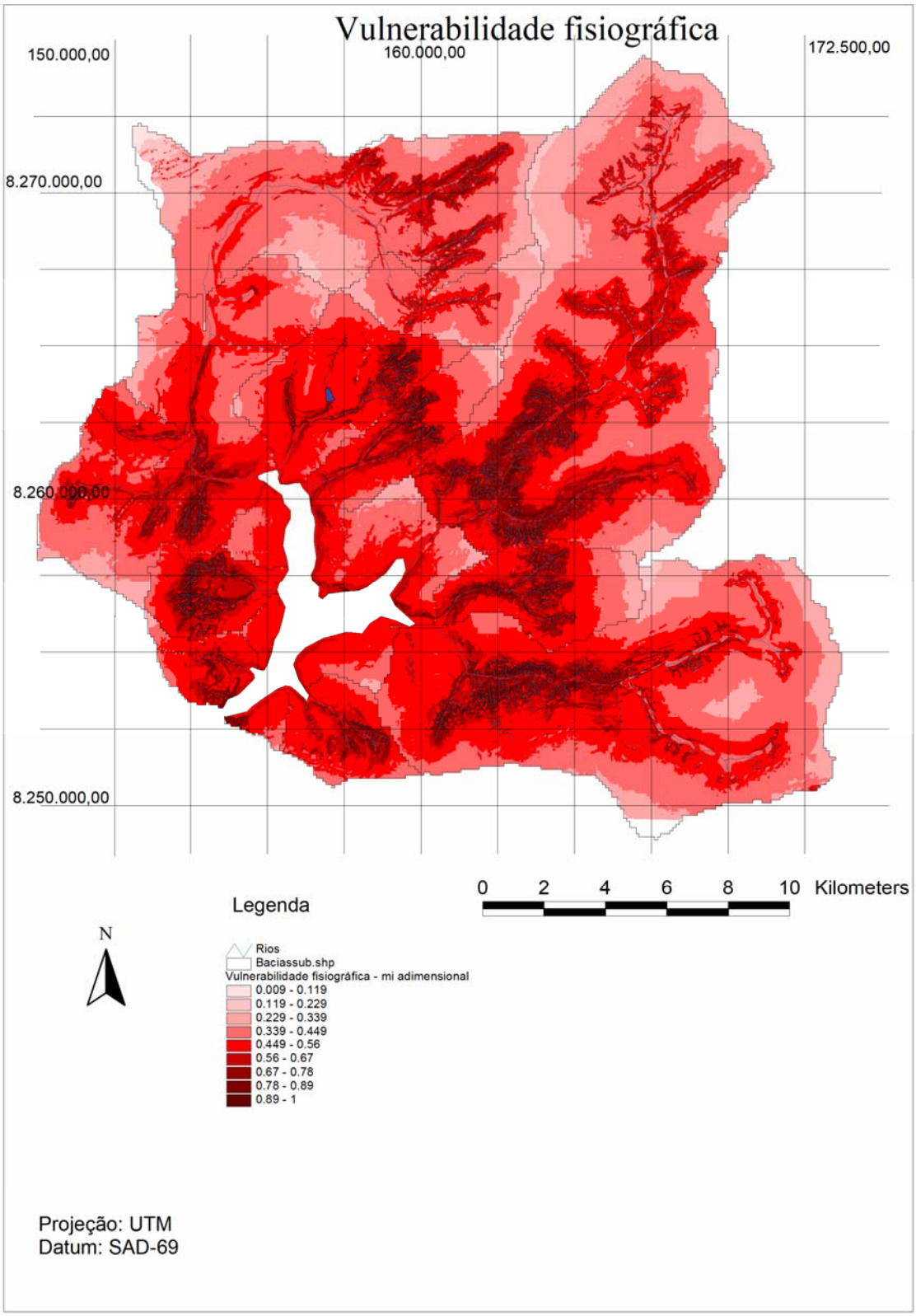


Figura C. 5: PI Vulnerabilidade fisiográfica.

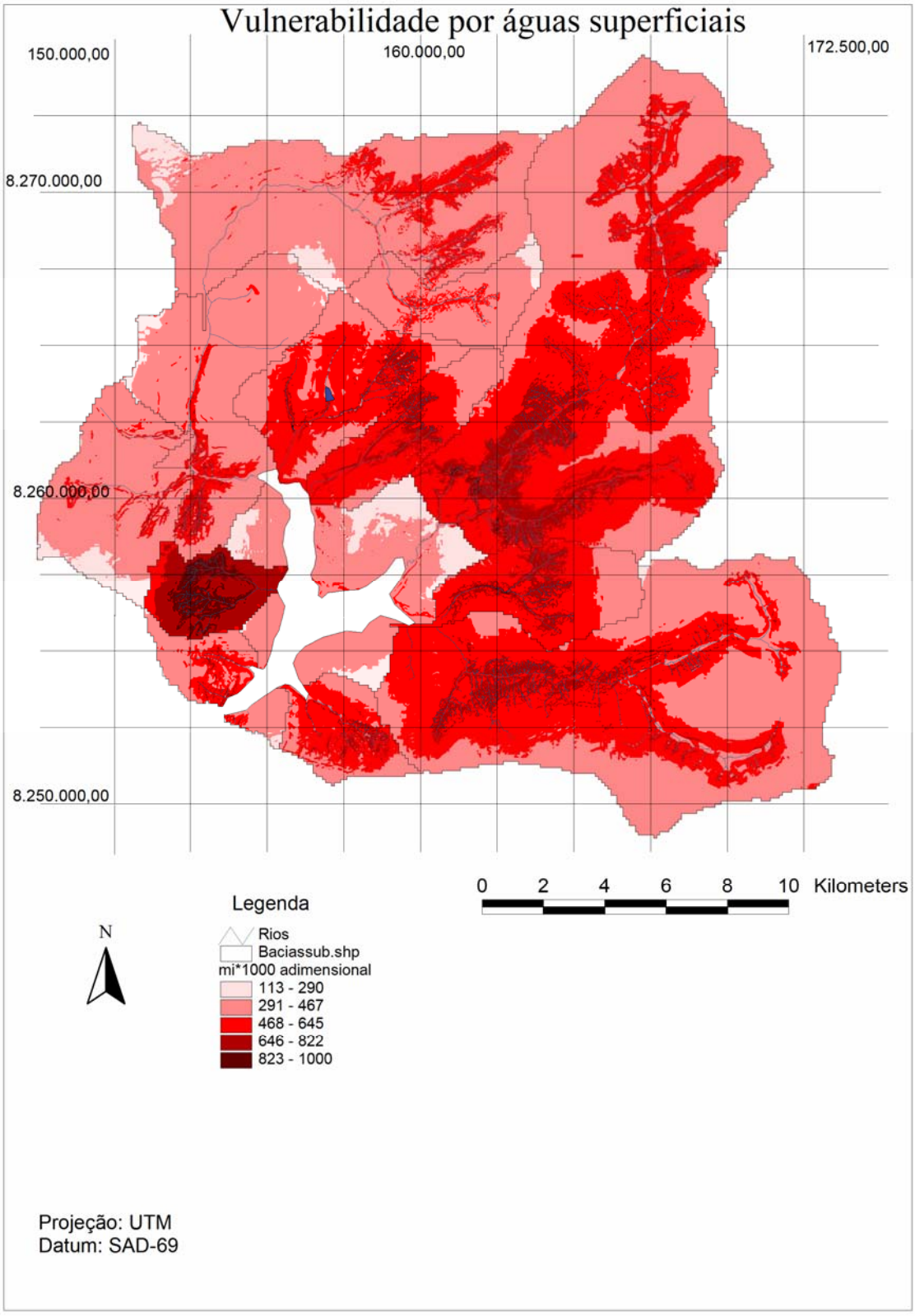


Figura C. 6: PI Vulnerabilidade por águas superficiais.

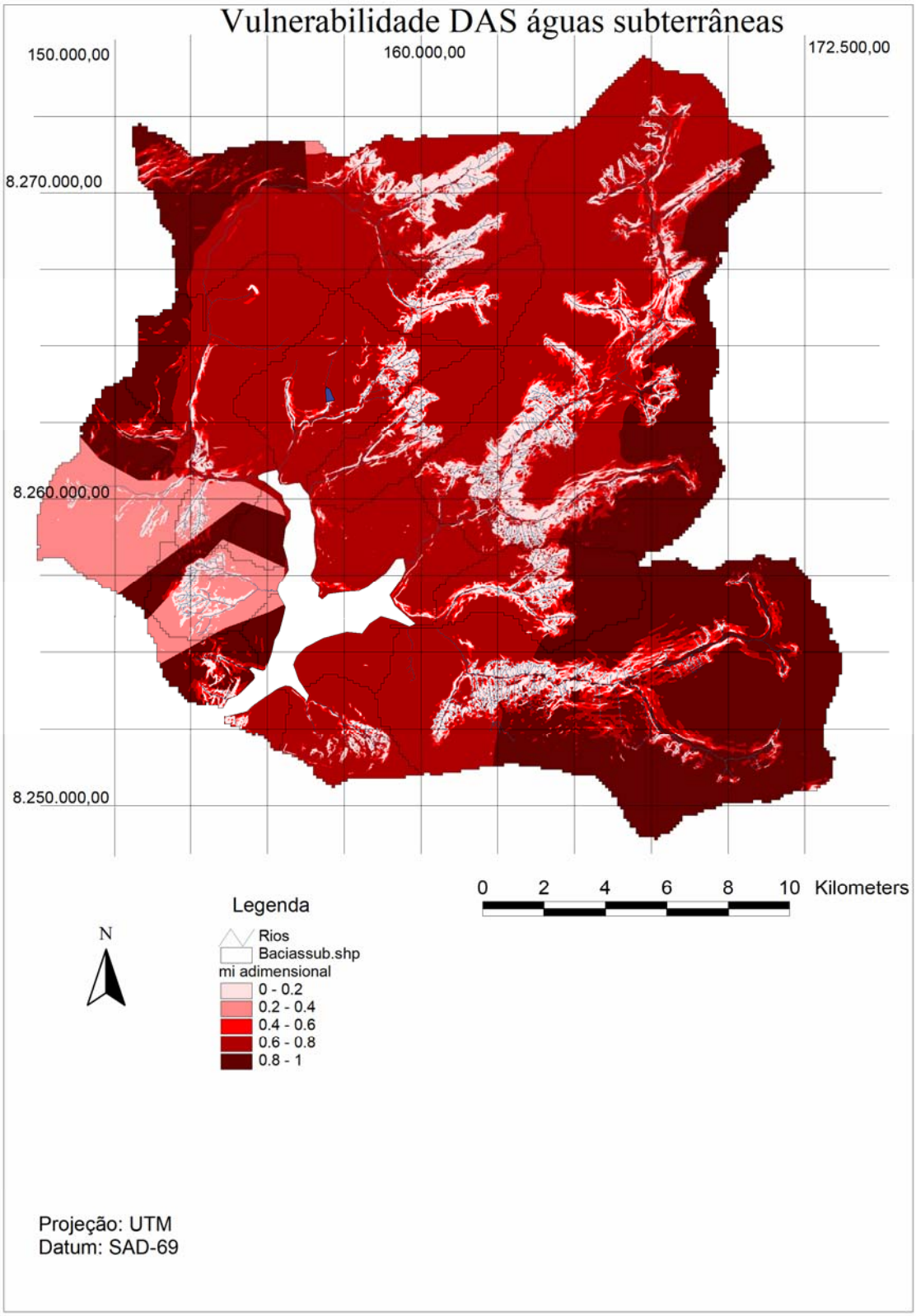


Figura C. 7: PI Vulnerabilidade das águas subterrâneas

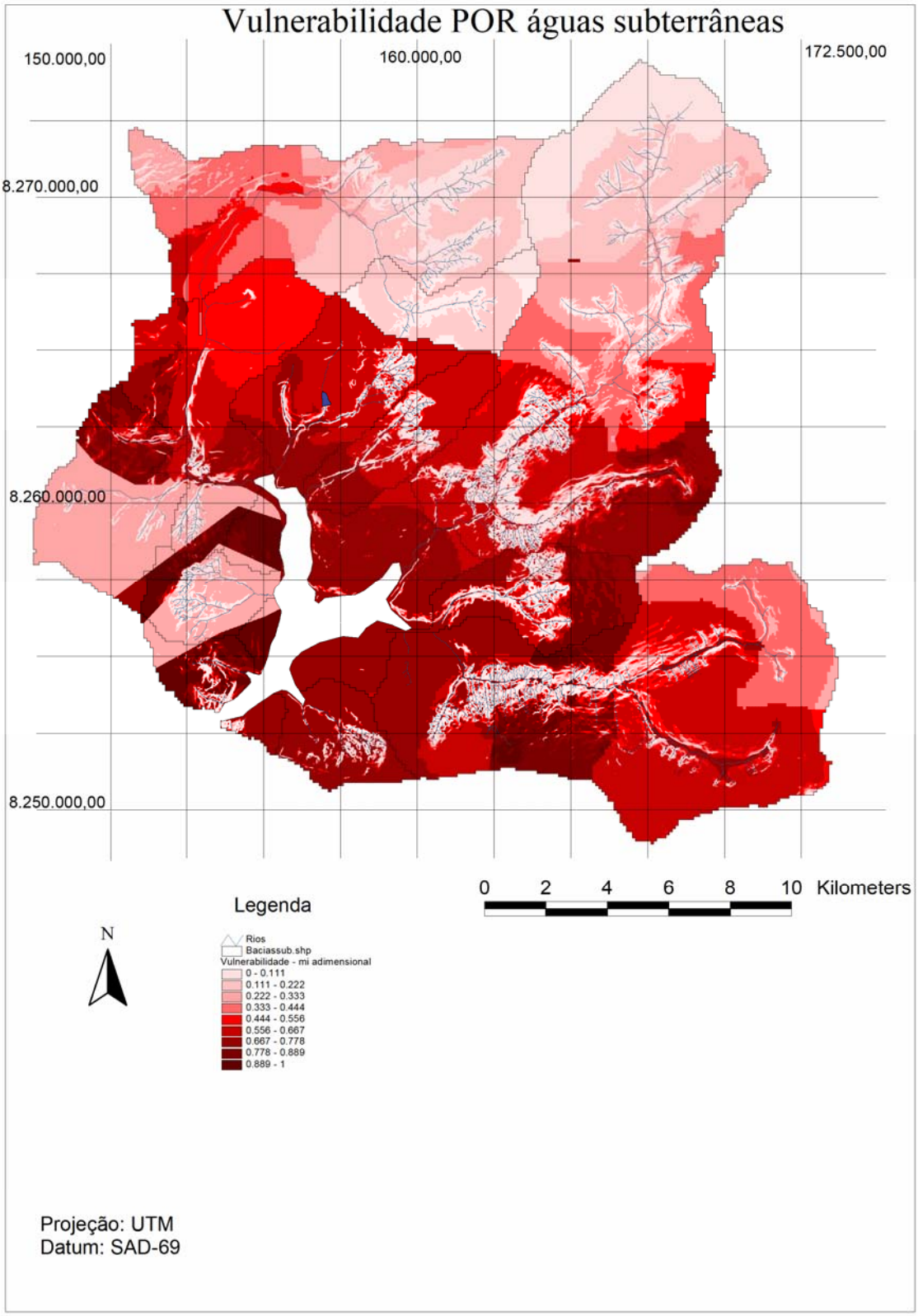


Figura C. 8: PI Vulnerabilidade por águas subterrâneas.

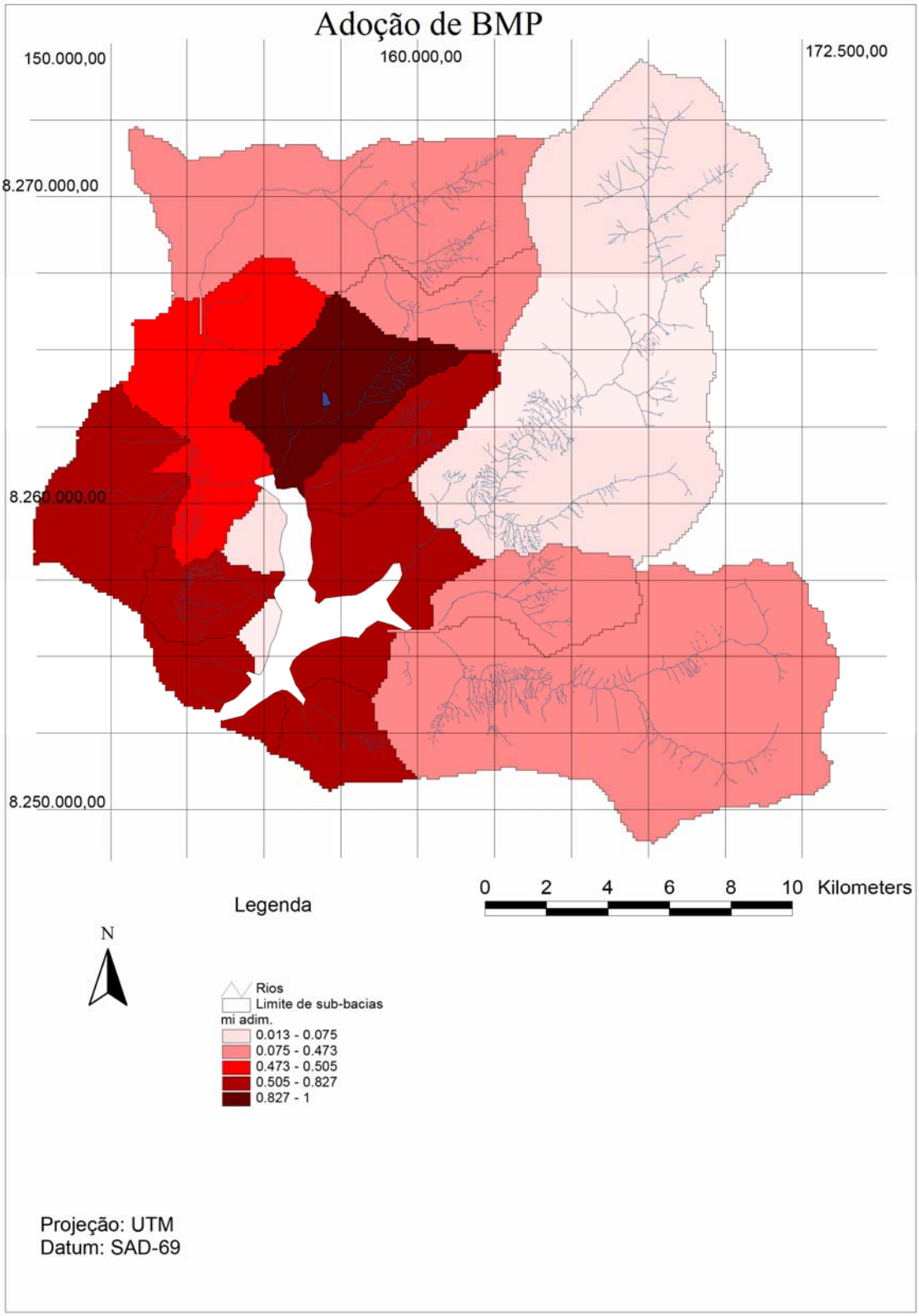


Figura C. 9: PI Adoção de BMP

APÊNDICE D – PLANOS DE INFORMAÇÃO (PIs) FINAIS.

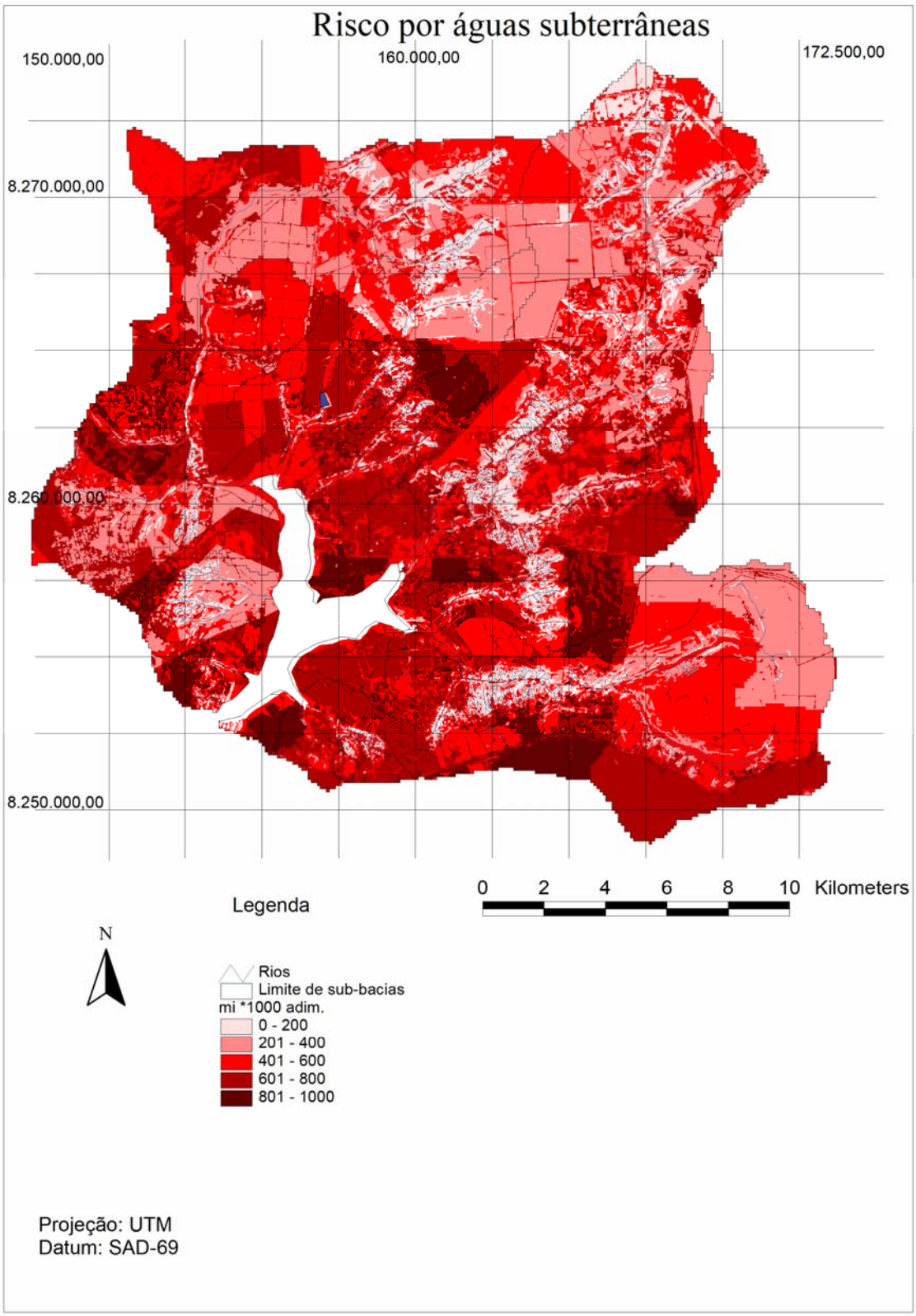


Figura D. 1: PI Risco por águas subterrâneas.

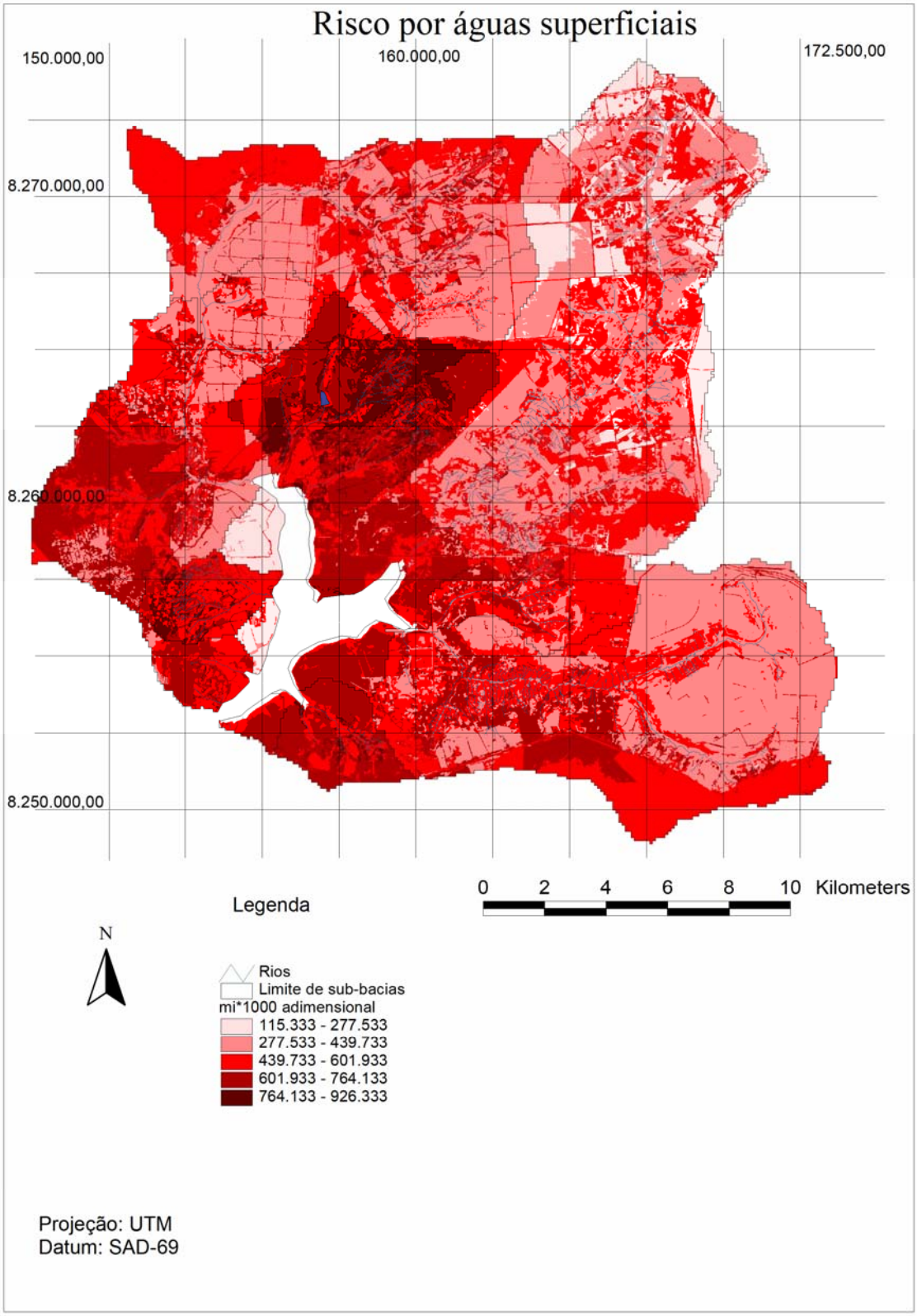


Figura D. 2: PI Risco por águas superficiais.

APÊNDICE E - FORMULÁRIO DE CONSULTA A ESPECIALISTAS.

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

AVALIAÇÃO DOS RISCOS DE CONTAMINAÇÃO DE MANANCIAIS HÍDRICOS PARA O ABASTECIMENTO: O CASO DA BACIA DA BARRAGEM DO DESCOBERTO

MARCO DE VITO

ORIENTADOR: NABIL JOSEPH EID

FORMULÁRIO DE CONSULTA A ESPECIALISTAS

BRASÍLIA/DF: OUTUBRO – 2006

INTRODUÇÃO

Para poder apresentar de forma facilmente inteligível o risco de contaminação do manancial do lago Descoberto, é necessário um ordenamento das atividades desenvolvidas na bacia em função do risco de contaminação que estas oferecem ao corpo d´água.
A necessidade de propor um ordenamento que considere de forma integrada todos os poluentes gerados por essas atividades, requer que estes sejam ponderados.
Por meio desta consulta, objetiva-se obter pesos que sejam consenso entre especialistas da área.

CONSIDERAÇÕES INICIAIS

1) von Sperling (2005) considera que, na poluição difusa, os principais agentes poluidores e respectivos parâmetros são:

- Sólidos em suspensão – Turbidez;
- Matéria orgânica – DBO;
- Nutrientes – P e N;
- Organismos patôgenos – Coliformes fecais;
- Matéria orgânica não biodegradável - Pesticidas;
- Metais pesados - Elementos específicos
- Sólidos dissolvidos - Condutividade elétrica.

2) A água do lago Descoberto destina-se ao abastecimento humano;
3) A água do lago Descoberto passa por um tratamento que consta apenas de filtração direta;
4) Objetiva-se alcançar os seguintes objetivos:

1. Maximizar características organolépticas;
2. Minimizar o custo do tratamento;
3. Maximizar a vida útil da barragem;
4. Maximizar a confiabilidade do sistema;
5. Minimizar o risco de eutrofização

QUESTIONAMENTO

Solicita-se um juízo quanto à importância da presença, na água bruta, de cada poluente citado por Von Sperling (2005) para o alcance dos objetivos almejados. O juízo deverá ser expresso atribuindo uma nota de 1 (menor importância) a 8 (maior importância), para cada objetivo relacionado, preenchendo assim a matriz de ponderação anexa, onde o poluente é identificado pelo parâmetro que o caracteriza.

MATRIZ DE PONDERAÇÃO

Objetivos/Parâmetros	Turbidez	DBO	P	N	Colif. fecais	Pesticidas	Metais	Sólidos dissol.
Maximizar características organolépticas								
Minimizar custo do tratamento								
Maximizar a vida útil da barragem								
Maximizar a confiabilidade do sistema								
Minimizar o risco de eutrofização								

ENDEREÇO PARA DEVOLUÇÃO

UnB – Campus Darcy Ribeiro
Faculdade de Tecnologia
Departamento de Engenharia Civil/PTARH
Edifício SG 12
Brasília DF
A/C Marco de Vito

PRAZO PARA DEVOLUÇÃO

Tendo em vista a proximidade da data da defesa, gentilmente solicitamos que este formulário seja devolvido até 10/12/2006 devidamente preenchido.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos desde já sua cooperação. Enviaremos, para sua informação, o resultado desta consulta assim que o estudo for concluído.

APÊNDICE F – PLANILHA DE CÁLCULO DE IMPACTO.

Tabela E. 1- Planilha de cálculo de impacto.

Valores Relativizados	**SS**	**DBO**	**P**	**N**	**Colif. fecais**	**Pesticidas**	**Metais**	**Sólidos dissol.**	**CN**
Cobertura Natural	0.001164	0.02907	0.004717	0.159091	0.003571	0	0.004288	0.2	0.397959
Reflorestamentos	0.001164	0.02907	0.004717	0.159091	0.003571	0	0.004288	0.2	0.5
Estrada pavimentada	0.052386	0.738372	0.051887	0.268182	0.008929	0	1	0.290612	1
Loteamento	0.085565	0.372093	0.103774	0.422727	1	0	0.013081	0.158367	0.867347
Urbanização	0.067404	1	0.165094	0.356818	1	0	0.026272	0.128163	0.908163
Agricultura intensiva	0.124563	0.232558	0.613208	1	0.464286	1	0.00436	1	0.908163
Agricultura extensiva	0.124563	0.116279	0.306604	0.5	0.464286	0.5	0.00218	1	0.908163
Hortas	1	0.116279	1	0.936364	0.464286	0.5	0.00218	1	0.908163
Pesos	0.170668	0.130441	0.114024	0.111643	0.132585	0.086176	0.086176	0.168287	1
Valores Relativizados *pesos									
Cobertura Natural	0.000199	0.003792	0.000538	0.017761	0.000474	0	0.00037	0.033657	0.397959
Reflorestamentos	0.000199	0.003792	0.000538	0.017761	0.000474	0	0.00037	0.033657	0.5
Estrada pavimentada	0.008941	0.096314	0.005916	0.029941	0.001184	0	0.086176	0.048906	1
Loteamento	0.014603	0.048536	0.011833	0.047195	0.132585	0	0.001127	0.026651	0.867347
Urbanização	0.011504	0.130441	0.018825	0.039836	0.132585	0	0.002264	0.021568	0.908163
Agricultura intensiva	0.021259	0.030335	0.06992	0.111643	0.061558	0.086176	0.000376	0.168287	0.908163
Agricultura extensiva	0.021259	0.015168	0.03496	0.055821	0.061558	0.043088	0.000188	0.168287	0.908163
Hortas	0.170668	0.015168	0.114024	0.104538	0.061558	0.043088	0.000188	0.168287	0.908163
Soma valores relativizados			***μ***						
Cobertura Natural	0.454749		**0.286785**						
Reflorestamentos	0.55679		**0.351136**						
Loteamento	1.277378		**0.80557**						
Urbanização	1.149877		**0.725163**						
Estrada pavimentada	1.265187		**0.797882**						
Agricultura extensiva	1.457717		**0.9193**						
Agricultura intensiva	1.308492		**0.825192**						
Hortas	1.585682		**1**						

APÊNDICE G – GLOSSÁRIO METODOLÓGICO.

Plano de Informação (PI): plano bidimensional que descreve apenas uma feição com a delimitação de áreas homogêneas, sendo aceitáveis suas heterogeneidades para os propósitos estabelecidos, chamados também de "mapa flutuante" ou *layer*.

PI Adoção de BMP: PI de vulnerabilidade/impacto específico que visa a medir o nível de adoção de boas práticas de manejo por parte dos usuários em função do NRVI da bacia.

PI Autodepuração: PI de vulnerabilidade específica que indica a capacidade do curso d´água de autodepurar-se em função da distância hidráulica do exutório da micro-bacia.

PI da conservação da APP - BMP: PI temático que considera a conservação da APP como parâmetro para avaliar o nível de adoção de práticas conservacionistas na área em estudo.

PI da distância hidráulica: PI temático que reproduz o comprimento do trecho do rio a partir dos exutórios da microbacias até o lago Descoberto.

PI de impacto específico: PI obtido após recodificação do PI temático em função do(s) parâmetro(s) principal(ais), por meio da função de pertinência, visando a medir a magnitude do impacto da atividade humana sobre as águas do lago Descoberto. O nome é grafado com inicial maiúscula.

PI de vulnerabilidade específica: PI obtido após recodificação do PI temático em função do parâmetro principal, por meio da função de pertinência, visando a medir a sensibilidade da área. O nome é grafado com inicial maiúscula.

PI Declividade: PI de vulnerabilidade específica obtido pela recodificação do PI de declividade tendo em vista o fenômeno da erosão.

PI Densidade de drenagem: PI de vulnerabilidade específica obtido pela recodificação do PI densidade de drenagem como indicador de contato entre o meio aquático e o poluente, assim como indicador de permeabilidade do substrato geológico.

PI Distância até o lago: PI de vulnerabilidade específica obtido pela recodificação da sobreposição dos PIs temáticos de distância de escoamento e de distância hidráulica, tendo em vista o fenômeno da filtração das águas subterrâneas.

PI Domínio poroso: PI de vulnerabilidade específica obtido pela recodificação do PI do

domínio poroso tendo em vista a transmissividade hidráulica no processo da infiltração.

PI Erodibilidade: PI de vulnerabilidade específica obtido por meio da recodificação do PI da pedologia em função do fator *K*.

PI Erosão: PI intermediário, oriundo da sobreposição dos PIs Declividade e Erodibilidade.

PI Escoamento: PI de vulnerabilidade específica obtido pela recodificação do PI de declividade tendo em vista o fenômeno de transporte de contaminantes.

PI Infiltração: PI de vulnerabilidade específica obtido pela recodificação do PI de declividade tendo em vista o fenômeno da infiltração.

PI Intermediário: PI temático após a sobreposição de dois PIs de vulnerabilidade específica ou intermediários, mas que não constitui ainda o resultado do estudo. O nome é grafado com inicial maiúscula.

PI Isodistância até os rios: PI de vulnerabilidade específica que representa a distância mais breve de um *pixel* até o curso d´agua de quem é tributário, obtido pela recodificação do PI temático da distância de escoamento.

PI Magnitude do impacto: PI de impacto obtido pela recodificação da PI de uso do solo.

PI Risco por águas subterrâneas: PI final que identifica as áreas em função do nível de risco de contaminação oferecido ás águas do lago descoberto, oriundo de poluentes transportados por águas subterrâneas.

PI Risco por águas superficiais: PI final que identifica as áreas em função do nível de risco de contaminação oferecido ás águas do lago descoberto, oriundo de poluentes transportados por águas superficiais.

PI temático: PI que descreve de forma qualitativa a distribuição espacial de um grandeza geográfica. O nome é grafado tudo em minúsculo.

PI Vulnerabilidade das águas subterrâneas: PI intermediário que identifica e classifica as áreas em função de sua potencialidade de transportar os poluentes até o lençol freático, levando em conta as feições de declividade e transmissividade hidráulica.

PI Vulnerabilidade dos rios: PI intermediário que identifica e classifica as áreas em função de sua efetiva capacidade de gerar sedimentos e transportar poluente até o curso d´água de que são tributárias, levando em conta as feições de declividade, pedologia e distância até os rios.

PI Vulnerabilidade fisiográfica: PI intermediário que identifica e classifica as áreas em

função de sua efetiva capacidade de gerar sedimentos e transportar poluente até o lago descoberto, levando em conta as feições de declividade e pedologia, distância até os rios e distância hidráulica até o lago.

PI Vulnerabilidade por águas superficiais: PI intermediário que identifica e classifica as áreas em função de sua potencialidade de transportar os poluentes até o lago Descoberto, levando em conta as feições de declividade, transmissividade hidráulica, distância até o lago.

PI Vulnerabilidade por águas superficiais: PI intermediário que identifica e classifica as áreas em função de sua potencialidade de gerar sedimentos e transportar os poluentes até o lençol freático, levando em conta as feições pedologia, declividade, distância até o rio e distância hidráulica.

PI Vulnerabilidade por declividade: PI intermediário que identifica e classifica as áreas em função de sua potencialidade de gerar sedimentos e transportar poluente, levando em conta as feições de declividade e pedologia.

Microbacia: bacia hidrográfica de nível imediatamente inferior à sub-bacia, cujo curso d´água foi identificado por meio de operações de geoprocessamento quando a área de contribuição alcançasse a extensão de 300 *pixels* de 100 m de lado.

Parâmetro principal: atributo utilizado para relacionar o fenômeno da degradação da água com a feição representada (p.ex. fator *K* para erodibilidade do solo).

Mapa: plano bidimensional que reúne um ou mais PIs visando a descrever determinadas feições.

Sub-bacia: bacia hidrográfica de tributário do lago Descoberto (exceto o rio Descoberto, que foi subdividido em duas sub-bacias) ou de contribuição direta.