



AVALIAÇÃO DA POLUIÇÃO URBANA DIFUSA NA BACIA DO CÓRREGO
QUITANDINHA NO MUNICÍPIO DE PETRÓPOLIS, RJ

Selena Lopes Carvalho

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientadores: Otto Corrêa Rotunno Filho

Jorge Henrique Alves Prodanoff

Rio de Janeiro

Abril de 2011

AVALIAÇÃO DA POLUIÇÃO URBANA DIFUSA NA BACIA DO CÓRREGO
QUITANDINHA NO MUNICÍPIO DE PETRÓPOLIS, RJ

Selena Lopes Carvalho

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO
LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA
(COPPE) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE
EM CIÊNCIAS EM ENGENHARIA CIVIL.

Examinada por:

Prof. Otto Corrêa Rotunno Filho, Ph. D.

Prof. Jorge Henrique Alves Prodanoff, D. Sc.

Prof. André de Souza Avelar, D. Sc.

Prof. Flávio César Borba Mascarenhas, D. Sc.

Prof. Theophilo Benedicto Ottoni Filho, Ph. D.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

ABRIL DE 2011

Carvalho, Selena Lopes

Avaliação da Poluição Urbana Difusa na Bacia do
Córrego Quitandinha no Município de Petrópolis, RJ/ Selena
Lopes Carvalho - Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2011.

XI, 139 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadores: Otto Corrêa Rotunno Filho

Jorge Henrique Alves Prodanoff

Dissertação (mestrado) - UFRJ/ COPPE/ Programa de
Engenharia Civil, 2011.

Referências Bibliográficas: p. 126-134.

1. Poluição Difusa. 2. Geoprocessamento 3.
Bacias Urbanas. 4. Bacia do Quitandinha, Petrópolis – RJ.
I. Rotunno Filho, Otto Corrêa *et al.* II. Universidade Federal
do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil.
III. Título.

AGRADECIMENTOS

Inicialmente, agradeço as instituições que viabilizaram este estudo, sobretudo a COPPE através do Programa de Engenharia Civil (PEC) pela oportunidade de aprendizado e desenvolvimento. Ao CNPq e a CAPES, pela bolsa de estudos. Ao projeto MCT/FINEP/CNPq/CT-HIDRO - Bacias Representativas 04/2005, ao projeto CT-HIDRO 037/2006– CNPq (2006-2010) Curso de Extensão em Hidrometria e ao projeto FAPERJ Edital 014/2010 (2010-2012) – Centro de Referência em Modelagem Ambiental Aplicado à Gestão de Bacias Hidrográficas Rurais e Urbanas – Apoio às instituições de pesquisa sediadas no estado do Rio de Janeiro, pelo suporte de infraestrutura e financeiro que permitiu adquirir material relevante para o desenvolvimento desta pesquisa.

A CPRM, pelo fornecimento de dados e de materiais relativos à bacia do rio Piabanha, assim como à Prefeitura Municipal de Petrópolis, principalmente às secretarias de Planejamento e Obras. Ao Laboratório de Recursos Hídricos e Meio Ambiente (PEC), pelo apoio e pela gentileza de seus funcionários, assim como ao Departamento de Recursos Hídricos e Meio Ambiente (DRHIMA), vinculado à Escola Politécnica da UFRJ, pelo apoio com análises laboratoriais, estrutura e companheirismo.

Aos orientadores, Professor Jorge Henrique Alves Prodanoff e Professor Otto Corrêa Rotunno Filho, por me aceitarem como sua orientanda, por ensinarem, por compartilharem e por discutirem sobre o objeto de estudo da presente dissertação.

Aos colegas de mestrado, por compartilharmos não só nossos conhecimentos, mas também ótimos momentos, os quais me deixaram adoráveis memórias. Agradeço sobretudo a amiga Ana Emília de Souza Silva, por sempre me emprestar seus ouvidos e sorriso, ao colega Daniel Medeiros Moreira, pelo constante incentivo e interesse, procurando tirar minhas dúvidas e sempre estando aberto a colaborar.

Agradeço muito a minha família. Aos meus pais, que me apoiaram mesmo que, para o desenvolvimento deste trabalho, tenha sido necessário o meu deslocamento para outro estado. Apesar de sofrerem pela distância, apoiaram, de forma incondicional, a realização dos desafios a que me propus. Às minhas irmãs, por terem crescido tanto nesse período e me encherem de orgulho e amor. E é claro, ao meu namorado (Marcos Henriques Guimarães), que me ajudou a passar por tudo, sempre acreditando em mim. E, em especial, a sua família, que me acolheu.

Agradeço a todos supracitados e àqueles aqui não mencionados, mas que guardo em meu coração, pela ajuda, pela amizade, pelo suporte, pelo companheirismo, pelos ensinamentos e por compartilharem parte de suas vidas comigo. Mas, sobretudo, agradeço a Deus por sempre olhar por mim!

Resumo da Dissertação apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

AVALIAÇÃO DA POLUIÇÃO URBANA DIFUSA NA BACIA DO CÓRREGO
QUITANDINHA NO MUNICÍPIO DE PETRÓPOLIS, RJ

Selena Lopes Carvalho

Abril / 2011

Orientadores: Otto Corrêa Rotunno Filho

Jorge Henrique Alves Prodanoff

Programa: Engenharia Civil

A poluição difusa, presente em ambientes urbanos, reflete características fisiográficas, morfológicas e de uso e ocupação do solo da bacia. Adicionalmente, a distribuição espaço-temporal de chuvas influencia, por exemplo, o transporte de material sedimentar e o grau de continuidade espaço-temporal no lançamento dos poluentes, processos de difícil controle e monitoramento. O objetivo desta dissertação é avaliar, mediante medições *in situ*, informações satelitais e técnicas geoespaciais, a produção de poluição difusa na bacia do Córrego Quitandinha. Essa região de estudo foi subdividida em unidades para caracterizar os correspondentes potenciais de poluição. A divisão foi feita com base no aplicativo Archydro, que delimita sub-bacias de escoamento, conjuntamente com o apoio na identificação de forma de vias preferenciais de escoamento superficial, imagem ortorretificada e modelo digital do terreno. Em cada unidade ou célula de estudo, foram escolhidos pontos representativos para coleta de material depositado nas sarjetas, permitindo a investigação dos tipos de materiais produzidos e acumulados. O mapeamento realizado, por sua vez, evidenciou áreas de interesse com vistas a implementar e hierarquizar projetos e ações na busca de melhorar a qualidade do fluxo transportado de água, além de permitir quantificar e controlar o volume produzido por cada unidade, informação, então, consolidada na escala da bacia.

Abstract of Dissertation presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

EVALUATION OF DIFFUSE URBAN POLLUTION AT QUITANDINHA
BASIN CREEK IN THE CITY OF PETROPOLIS, RJ

Selena Lopes Carvalho

April/2011

Advisors: Otto Corrêa Rotunno Filho

Jorge Henrique Alves Prodanoff

Department: Civil Engineering

Diffuse pollution, which is present in rural and urban environments, reflects physiographical and morphological features and characteristics due to the use and occupation of the basin. Additionally, the rainfall spatial-temporal distribution influences, for example, the transport of sedimentary material and the degree of continuity in space-time release of pollutants, process control and monitoring difficult. The objective of this dissertation is to evaluate, through *in situ* measurements, satellite information and geospatial techniques, the production of diffuse pollution in the basin of the Quitandinha stream. This study area was divided into corresponding units to characterize the potential pollution. The division was made based on the Archydro software, which delimits the sub-basin outlets, together with support in the form of identifying preferred routes of runoff, orthorectified image and digital terrain model. In each unit or cell of study, representative points were chosen for collection of material deposited in the gutter, allowing investigation of the types of materials produced and accumulated. The mapping done, in turn, has highlighted areas of interest in order to prioritize and implement projects and actions seeking to improve the quality of transported water flow, and allow to quantify and to control the volume produced by each unit, information then consolidated at the basin scale.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO	1
1.1- CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	1
1.2 - MOTIVAÇÃO.....	6
1.3- OBJETIVOS.....	6
1.4 – ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	7
CAPÍTULO 2 – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	9
2.1 – O PROCESSO DE URBANIZAÇÃO	9
2.1.2 – MAGNITUDE DO PROCESSO DE URBANIZAÇÃO	10
2.1.3. – PRINCIPAIS IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO	12
2.2.1- POLUIÇÃO	20
2.2.2 - POLUIÇÃO DIFUSA	21
2.2.3 – POLUENTES E FONTES	23
2.2.5 – CONTAMINANTES, MOBILIZAÇÃO E VIAS DE TRANSPORTE.....	39
2.2.6 – PRINCIPAIS VIAS DE CONTAMINAÇÃO.....	39
2.2.7 – PLUTOGRAMAS E A PRIMEIRA CARGA DE LAVAGEM (FIRST FLUSH)	42
2.2.8 – CME – CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE EVENTO	43
2.3 GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO APLICADOS A MODELAGEM HIDRÁULICO-HIDROLÓGICA E DA POLUIÇÃO DIFUSA.....	46
2.3.1 – GEOPROCESSAMENTO E MODELAGEM NA IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE PRODUÇÃO E ACÚMULO DE POLUIÇÃO DIFUSA EM BACIAS URBANAS	50
CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA	58
3.1 – CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	58
3.2 – AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA IMAGEM	62
3.3 – DELIMITAÇÃO DA UNIDADE DE ESTUDO	65
3.4 – CARACTERIZAÇÃO E LEVANTAMENTO DE DADOS DA BACIA	68
3.5 – COLETA E ANÁLISE DE MATERIAL DEPOSITADO NAS SARJETAS	74
3.6 – PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS ANALISADOS.....	76
3.7 – APLICAÇÃO DO STORMNET	77
CAPÍTULO 4 - ESTUDO DE CASO	80
4.1 – CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	80
4.2 – SIMULAÇÃO DE ACÚMULO E LAVAGEM DE POLUENTES.....	97
CAPÍTULO 5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	100
5.1 – BASE DE DADOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO QUITANDINHA	100
5.2 – DELIMITAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO QUITANDINHA E SUBUNIDADES DE ESTUDO	101
5.3 – FONTES, ÁREAS DE ACÚMULO E VIAS DE TRANSPORTE DE POLUENTES	104
5.4 – SIMULAÇÃO DE ACÚMULO E LAVAGEM DE POLUENTES NA SUBUNIDADE 3.....	116
CAPÍTULO 6- CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	120
REFERÊNCIAS	126
ANEXOS	135
ANEXO A – PONTOS DE CONTROLE	135
ANEXO B - COLETA DE MATERIAL SECO NAS SARJETAS E VERIFICAÇÃO DE ÁREAS EM SOLO EXPOSTO	136

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Crescimento populacional brasileiro no século XX.....	10
Figura 2.2 – Readaptação do canal à nova dinâmica de sedimentos	15
Figura 3.1 – Fluxograma geral	59
Figura 3.2 – Fluxograma com o detalhamento de cenários e dados tratados.....	60
Figura 3.3- Imagem de alta resolução ortorretificada da região de interesse	62
Figura 3.4- Bacia de drenagem da região de interesse - 1ª delimitação	65
Figura 3.5- Acúmulo de resíduos grosseiros em vias urbanas	66
Figura 3.6- Solo exposto na bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ.....	66
Figura 3.7- Depósito de resíduos irregular	67
Figura 3.8- Declividades na bacia do córrego Quitandinha em Petrópolis/RJ	69
Figura 3.9- Células de captação de escoamento na bacia do córrego Quitandinha em Petrópolis/RJ	70
Figura 3.10 – Mapa de subunidades da bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ.....	72
Figura 4.1 – Localização da bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ	80
Figura 4.2 – Mapa de drenagem natural da bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ	81
Figura 4.3 – Mapeamento das quatro (4) subunidades da bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ	83
Figura 4.4 – Modelo digital do terreno para a bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ	85
Figura 4.5 - Solo saprolítico pouco intemperizado	86
Figura 4.6– Precipitação mensal total no município de Petrópolis	86
Figura 4.7 – Probabilidade de acidentes nos distritos do município de Petrópolis	88
Figura 4.8 – Mapa de uso e ocupação do solo na bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ	90
Figura 4.9 – Subunidade I – bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ	91
Figura 4.10 – Perfil topográfico (em metros) da subunidade I – bacia do Quitandinha – Petrópolis/RJ	92
Figura 4.13 – Subunidade III – bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ	93
Figura 4.14 – Perfil topográfico (em metros) da subunidade III – bacia do Quitandinha– Petrópolis/RJ	94
Figura 4.15 – Subunidade IV – bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ	94

Figura 4.16 – Perfil topográfico (em metros) da subunidade IV– bacia do Quitandinha– Petrópolis/RJ	95
Figura 4.17 – Tabela de dados de curva-número (CN) – código computacional STORMNET.....	97
Figura 5.1 - Bacia de Drenagem da Região de Interesse - 2ª delimitação	103
Figura 5.2 – Sub Unidades da bacia do córrego Quitandinha.....	104
Figura 5.3 – Drenagem Principal: Principais vias de mobilização e transporte de contaminantes	106
Figura 5.4 – Pontos de coleta selecionados para amostragem na bacia do córrego Quitandinha	108
Figura 5.5 – Diferença de pavimento no ponto 1.....	109
Figura 5.6 – Presença de vegetação entre os espaços dos paralelepípedos (P1.1)	110
Figura 5.7 – Áreas de solo exposto na bacia do córrego Quitandinha	111
Figura 5.8 – Quantidade de material coletado em cada ponto por unidade métrica	112
Figura 5.9 – Análise granulométrica para os pontos de coleta na bacia do Quitandinha.....	113
Figura 5.10 – Estrada em solo exposto na sub – bacia 3, próxima a fragmento de mata	114
Figura 5.11 – Hietograma / hidrograma da chuva de TR de 20 anos simulada pelo Hidro-Flu – Subunidade III – Córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ	127
Figura 5.12 – Hietograma / hidrograma da chuva de TR de 50 anos simulada pelo Hidro-Flu – Subunidade III – Córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ.....	128
Figura 5.13 – Hietograma / hidrograma da chuva de TR de 100 anos simulada pelo Hidro-Flu – Subunidade III – Córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ	128

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 – População dos principais aglomerados urbanos.....	2
Tabela 2.1 - Principais fontes de comprometimento da qualidade da água em relação às atividades humanas para rios, lagos e estuários nos Estados Unidos	11
Tabela 2.2 - Alterações no ciclo hidrológico em função do aumento da superfície impermeável	14
Tabela 2.3 – Deposição de compostos de nitrogênio na baía de Santa Mônica – EUA	25
Tabela 2.4 Contaminante associada à poeira e a partículas de sujeira urbana	27
Tabela 2.5 - Concentração de poluentes convencionais no sedimento urbano	43
Tabela 2.6 – Resumo de parâmetros de qualidade da água com os valores típicos para esgoto urbano, córregos urbanos e esgoto de tratamento secundário	44
Tabela 2.7 - Típicas fontes de contaminantes no escoamento urbano	44
Tabela 2.8 - Modelos para avaliar a contaminação de fontes não pontuais.	48
Tabela 4.1 – Dados físicos das unidades de estudo.....	84
Tabela 4.2 – Análise da precipitação na bacia do córrego Quitandinha.....	87
Tabela 4.3 – Dados dos canais usados na simulação.....	96
Tabela 5.1 – Descrição dos pontos de coleta, subunidades e área de entorno.....	109
Tabela 5.2 – Resultados das análises químicas por unidade linear de sarjeta	114
Tabela 6.3 – Resultados das análises químicas	114
Tabela 5.4 – Material volátil e orgânico presente nas amostras	115
Tabela 5.5 – Alturas em mm das fases do Ciclo Hidrológico segundo o STORMNET para a subunidade III.....	116
Tabela 5.6 – Acúmulo de poluentes na bacia do córrego Quitandinha	117
Tabela 5.7 – Lavagem de poluentes na bacia do córrego Quitandinha.....	117

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO

1.1- CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Dentre os usos atribuídos ao solo, à urbanização é a segunda maior causa de degradação, perdendo apenas para a agricultura. Por outro lado, a área da superfície do planeta ocupada pela agricultura é muito maior que aquela ocupada pela urbanização e atinge mais diretamente um número menor de pessoas. Nesta dissertação, optou-se por investigar o alto potencial degradador da poluição urbana difusa, na medida em que se torna grave a situação de núcleos urbanos crescentes vis a vis o aumento preocupante da população urbana mundial (USA-EPA, 1999 *apud* PAUL e MEYER, 2001).

DESA (2007) traz dados de população dos principais aglomerados urbanos do mundo. A partir dessa análise, verifica-se que apenas 430 aglomerados somavam 1.260.100.000 habitantes no ano de 2007, enquanto, em 1975, havia tão somente 623.000.000 ocupando esses núcleos. No relatório, há 17 centros urbanos brasileiros com posições destacadas no ordenamento mundial de contingentes populacionais. Por exemplo, São Paulo ocupa a quinta posição e a grande região no entorno de São Luiz, no Maranhão, está na 409ª posição, enquanto o Rio de Janeiro ocupa a 18ª posição. As avaliações integradas desses centros mostra um total de 86.000.000 de habitantes em 2007 e de 31.100.000 de habitantes em 1975, registrando-se um fator de aumento de cerca de 2,75.

A Tabela 1.1 revela os dados publicados sobre as cidades brasileiras, incluindo os centros urbanos mais populosos e menos populosos. As taxas de crescimento populacional anual no período de 2005 a 2010 variam entre os centros urbanos de 1,2% a 4%, apresentando, no entanto, uma queda considerável na estimativa projetada para o período de 2020 a 2025, variando de 0,3 a 0,7%.

BREMAEKER (2001) analisa o crescimento demográfico brasileiro no período de 1996 a 2000 com base nos dados publicados do censo demográfico do IBGE realizado em 2000. O autor traz considerações sobre o crescimento total no país e por regiões, assim como o crescimento populacional urbano na nação e nas grandes regiões do país. Segundo o autor, em 1996, 78,4% da população brasileira vivia em zonas urbanas, enquanto que, em 2000, esse percentual é de 81,2%; a região sudeste mantém-

se, tanto em 1996 como em 2000, como a região de maior percentual de população urbana.

Tabela 1.1 – População dos principais aglomerados urbanos (Fonte: DESA (2007)).

Centro Urbano	País	População (milhões)			Ranking			Taxa média anual (percentual)	
		1975	2007	2025	1975	2007	2025	2005-2010	2020-2025
Belém	Brasil	0,7	2,2	2,7	264	172	188	2,7	0,6
Belo Horizonte	Brasil	1,9	5,6	6,7	80	43	50	2,3	0,5
Brasília	Brasil	0,8	3,6	4,6	234	84	85	3,3	0,5
Campinas	Brasil	0,8	2,8	3,5	247	126	129	2,6	0,5
Curitiba	Brasil	0,9	3,1	3,8	201	107	114	2,7	0,5
Florianópolis	Brasil	0,2	1,0	1,4	413	413	381	4,0	0,7
Fortaleza	Brasil	1,1	3,4	4,1	152	91	102	2,1	0,5
Goiânia	Brasil	0,5	2,0	2,6	321	189	203	2,9	0,6
Grande São Luís	Brasil	0,3	1,0	1,3	385	409	398	2,2	0,7
Grande Vitória	Brasil	0,5	1,7	2,1	330	228	260	2,5	0,6
Maceió	Brasil	0,3	1,2	1,5	386	356	360	2,8	0,7
Manaus	Brasil	0,4	1,8	2,2	361	216	241	2,9	0,6
Natal	Brasil	0,4	1,1	1,4	373	388	384	2,3	0,7
Porto Alegre	Brasil	1,7	3,9	4,6	96	73	81	1,5	0,5
Recife	Brasil	1,9	3,7	4,3	83	82	90	1,7	0,5
Rio de Janeiro	Brasil	7,6	11,7	13,4	11	14	18	1,2	0,4
Salvador	Brasil	1,3	3,5	4,2	127	86	97	2,1	0,5
São Paulo	Brasil	9,6	18,8	21,4	5	5	5	1,3	0,3
Total:		31,1	72,1	86,0				1,2 - 4	0,3 - 0,7
Tóquio	Japão	26,6	35,7	36,4	1	1	1	0,4	0,0
Abuja	Nigéria	0,1	1,6	3,4	431	252	139	8,3	2,5

Complementarmente, aproximadamente 47% da população mundial ocupavam áreas urbanas em 2002, tendo sido prevista, nos números apresentados na Tabela 1.1, uma taxa de crescimento média de 2% ao ano no período de 2000 a 2015. Assim, o crescimento populacional nas cidades eleva sobremaneira as pressões sobre os recursos naturais, exercendo impactos severos no meio ambiente (PNUMA, 2004).

O processo de urbanização está irremediavelmente associado ao crescimento populacional em si e à migração de habitantes da zona rural para a zona urbana, atraídos geralmente pela infraestrutura apresentada nos grandes centros urbanos e por melhores condições de vida. O PIB dos grandes centros urbanos costuma ser alto e países

desenvolvidos, em sua maioria, apresentam-se com alto grau de urbanização (PNUMA, 2004; EGLER, 2001).

Registra-se ainda que intervenções antrópicas em ecossistemas induzam a alterações no ciclo hidrológico em sua fase terrestre. Muitas vezes, essas intervenções são necessárias às demandas sociais como; abastecimento de água, produção agrícola, pecuária, desenvolvimento industrial, recursos energéticos, paisagismo, lazer, entre outras. Aspectos de quantidade de água disponível e correspondente qualidade merecem receber análise integrada, visto que, em termos de recursos hídricos, os conceitos de qualidade e quantidade são indissociáveis (SPERLING, 2000; TUNDISI, 2003).

Diversos estudos (DUNCAN, 1999; TUCCI, 2001; CHRISTOFOLETTI, 1980; PAUL e MEYER, 2001; TUNDISI, 2003; WALTON *et al.*, 2007; SPERLING, 2000) documentam pesquisas com associações entre o uso da terra e parâmetros que refletem a condição do curso de água, usando diversas técnicas e ferramentas, com comparações envolvendo modelos empíricos, modelos analíticos, modelos conceituais determinísticos e modelos estatísticos e estocásticos. Esses estudos, quando avaliados sob um ponto de vista integrado, fornecem fortes evidências da importância da dinâmica adaptativa da paisagem circunvizinha e da evolução das atividades humanas para a manutenção ou restabelecimento da integridade ecológica de um corpo de água.

A característica mais marcante da urbanização é a remoção da cobertura natural do solo com a sua correspondente impermeabilização, alterando o balanço hídrico de cada parcela que o compõe, gerando, como consequência, novas características ambientais.

Com a remoção da vegetação natural, as taxas de evapotranspiração são alteradas e, conjuntamente com a impermeabilização dos solos, a infiltração passa a sofrer redução significativa, produzindo elevação do escoamento superficial (PAUL e MEYER, 2001; BOOTH e JACKSON, 1997; ALLAN, 2004; WALTON *et al.*, 2007). Um novo volume de fluxo de água passa a escoar sobre a bacia de drenagem, por vezes com sua velocidade aumentada, pela ausência de barreiras físicas ou de amortecimento do fluxo e pelo próprio aumento de seu volume.

A ausência da vegetação deixa o solo exposto à ação do intemperismo, com conseqüente geração de processos erosivos e carreamento de sedimentos produzidos na bacia para o leito do rio. A bacia de drenagem, assim como o curso de água, passa por intensas modificações buscando comportar o novo volume por eles escoado (PAUL e

MEYER, 2001; ALLAN, 2004; WALTON *et al.*, 2007; SILVEIRA, 2002; TUCCI, 2001; NETO, 2009; GRIBBIN, 2009).

As atividades do meio urbano geram uma variedade de substâncias que costumam se depositar sobre as superfícies (telhados, ruas, sarjetas, entre outras superfícies), as quais são lavadas durante eventos de precipitação e conduzidas até os cursos de água, constituindo-se, então, em fontes difusas de poluição (PAUL e MEYER, 2001; BOOTH e JACKSON, 1997).

De forma sintética, o volume escoado é proporcional ao percentual impermeabilizado, ao volume precipitado e à área da bacia. Todavia obras de contenção, áreas de amortização e obras que acelerem a passagem da água na escala da bacia, incluindo, por exemplo, rede de drenagem artificial e retificação de canais, interferem no volume escoado (SILVEIRA, 2002; TUCCI, 2001; NETO, 2009; GRIBBIN, 2009; ALLAN, 2004; SILVEIRA, 2002; TUCCI, 2001).

No que se refere à poluição difusa, a complexidade é ainda maior, uma vez que o volume escoado sobre a bacia é apenas uma parte dessa equação. A poluição difusa é uma função dos usos do solo, das características físicas da bacia hidrográfica, do volume precipitado, da eficiência e da periodicidade do sistema de coleta de resíduos e varrição associada a características da população local (DUNCAN, 1999; PORTO, 1995; BOLMANN e MARQUES, 1996; PRODANOFF, 2005; POLETO, 2007; BELLINASSO e PAIVA, 2007).

De fato, a proporcionalidade entre o volume escoado e o volume de poluentes produzidos é alta, gerando, conseqüentemente, uma relação positiva também com a intensidade de precipitação. Também é necessário compreender os tipos e as concentrações de poluentes presentes na bacia. Do mesmo modo, faz-se necessário compreender os correspondentes mecanismos hidrológicos, hidráulicos e hidrodinâmicos, permitindo, assim, estimar a distribuição espaço-temporal dos escoamentos.

Uma observação importante é sobre a escala de trabalho, uma vez que determinados índices e técnicas de averiguação tendem a ter respostas variadas de acordo com a escala de estudo. A título de exemplo, podem-se citar estudos conduzidos na escala da bacia hidrográfica. Para essa escala espacial, em algumas situações, melhores resultados são obtidos por parametrizações que englobem a paisagem inteira, incluindo a representação da quantidade e da variedade dos constituintes da água e dos índices relacionados à caracterização da comunidade bentônica, uma vez que esses

elementos tendem a responder de forma mais integrada a variações do ecossistema (ALLAN, 2004).

De fato, a complexidade dos ecossistemas urbanos dificulta a avaliação da poluição difusa, contudo, com um levantamento adequado de dados e do emprego de técnicas condizentes com a realidade local, é possível.

No presente estudo, a escala de trabalho exige um alto nível de detalhe, como consequência da necessidade de homogeneidade dentro das unidades estudadas. Para a caracterização de bacias hidrográficas urbanas, as imagens de satélite de alta resolução surgem como alternativa, permitindo um adequado nível de detalhamento do uso e ocupação do solo, assim como uma caracterização física detalhada da bacia. Adicionalmente, o emprego de técnicas de geoprocessamento permite o detalhamento das características físicas da bacia e o levantamento conjugado dos dados necessários para compreender os processos que nela ocorrem.

Ressalta-se ainda uma grande vantagem das imagens de satélite de alta resolução, na medida em que constituem uma alternativa para o uso de modelos hidrológicos, no que diz respeito ao uso e ocupação do solo, já que estas permitem um levantamento de precisão das áreas impermeáveis e de baixa permeabilidade. Também auxiliam identificando potenciais áreas que atuam como fontes de poluentes e pontos de acúmulo.

Uma grande vantagem obtida com o uso de imagens de alta resolução é a possibilidade de alternativa para o uso de modelos hidrológicos, no que diz respeito à caracterização do uso e ocupação do solo, já que estas permitem um levantamento de precisão das áreas impermeáveis e de baixa impermeabilidade. Também auxiliam na identificação de áreas com alto potencial para atuarem como fontes de poluentes, áreas de transporte e pontos de acúmulo.

Em especial, para o presente trabalho, como estudo de caso, escolheu-se a bacia do córrego Quitandinha, situada no município de Petrópolis, de configuração urbana, pertencente à região hidrográfica da bacia do rio Piabanha, afluente, por sua vez, do rio Paraíba do Sul. Ao longo do texto, apresentam-se, com maior riqueza de detalhes, especificidades da área de estudo desta dissertação.

1.2 - MOTIVAÇÃO

Os problemas comuns do processo de urbanização são freqüentemente estudados. Do ponto de vista hidrológico, o aspecto mais abordado na literatura refere-se à quantidade e não à qualidade do escoamento superficial. Em relação a outros países, o Brasil está extremamente atrasado nessa área do conhecimento. Muito tem se falado e discutido sobre enchentes, inundações, qualidade dos recursos hídricos nacionais e fontes de poluição, porém o escoamento superficial urbano não tem recebido atenção correspondente a sua importância nesse cenário.

Uma vez que os aspectos quantitativos e qualitativos da água são indissociáveis, espera-se, sob esse ponto de vista, contribuir, no âmbito do recorte do objeto de pesquisa aqui delimitado, com novos conhecimentos baseados em medições *in situ* e em técnicas de geoprocessamento e de sensoriamento remoto, preenchendo parte dessa lacuna e estimulando futuros trabalhos e projetos que permitam uma melhoria na qualidade dos recursos hídricos nacionais.

1.3- OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho é identificar áreas que atuam como fontes de produção de poluição difusa e áreas de acúmulo de poluentes na bacia hidrográfica do córrego Quitandinha, no município de Petrópolis – RJ. Para tanto, empregam-se geoprocessamento e imagem de satélite, conjuntamente com medições *in situ*, no levantamento e aquisição de dados que serão utilizados na identificação dessas áreas em ambientes urbanizados. Especificamente, este trabalho objetiva:

- construir base inicial de dados sobre a bacia de interesse; levantar dados físicos, morfológicos, hidrológicos, entre outros;
- gerar arquivos com base nos dados levantados, utilizando materiais e técnicas de geoprocessamento e imagens de satélite associados a trabalhos de campo que permitam uma caracterização ambiental adequada da bacia;
- identificar áreas de produção de poluentes, o tipo de atividade desenvolvido nessas regiões e os poluentes associados;

- caracterizar áreas de acúmulo de poluentes dentro da bacia do córrego Quitandinha;
- coletar, em pontos de interesse da bacia, material que fica depositado nas sarjetas e efetuar análises físico-químicas dos componentes, investigando o tipo de material produzido e acumulado na bacia;
- contribuir para o estudo de bacias urbanas, sobretudo nos aspectos de integração de tecnologias espaciais nos estudos ambientais com vistas à estimativa da poluição difusa, incluindo sua importância, dinâmica e seus impactos.

Este trabalho busca desenvolver, na medida do possível, metodologia para identificação de áreas importantes na dinâmica da poluição difusa em bacias urbanas, como áreas fontes e de acúmulo. Assim, são identificados valores típicos de produção de poluentes e tipos de poluentes presentes em bacias urbanas, permitindo, em um futuro próximo, a implementação de técnicas de controle de poluição na localidade.

1.4 – ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

O presente capítulo introdutório apresenta considerações iniciais conjuntamente com ênfase na relevância do assunto abordado na dissertação, estimulando a leitura do presente documento. Adicionalmente, são descritos brevemente seus fundamentos e metodologia, consolidados no enunciado dos objetivos do trabalho.

Os Capítulos 2, 3 e 4 trazem uma revisão de literatura, buscando fontes e bases pertinentes ao tema proposto pelo trabalho e fundamentando a metodologia aplicada na dissertação. Os assuntos abordados no Capítulo 2 englobam o processo de urbanização e crescimento populacional de bacias. O Capítulo 3, por sua vez, apresenta uma discussão sobre a poluição difusa, fontes de poluição difusa, principais poluentes e o correspondente transporte. O Capítulo 4 discute a integração da modelagem em poluição difusa por meio de técnicas de geoprocessamento, envolvendo a análise do uso e ocupação do solo e levantamento de dados físicos de bacias hidrográficas mediante imagens de alta resolução.

O Capítulo 5 apresenta a metodologia e descreve sucintamente a abordagem usada durante todo o trabalho, desde as etapas iniciais de aquisição e tratamento da

imagem de satélite como o levantamento de dados nela referenciado, os procedimentos de campo, análises de laboratório, além da caracterização da área de estudo.

No Capítulo 6, os resultados oriundos dos trabalhos de campo, do emprego das técnicas de geoprocessamento, assim como dos valores encontrados nas análises físico – químicas das amostras, são apresentados e assim discutidos através de tabelas, gráficos e outras ferramentas explanatórias.

Finaliza-se o texto do trabalho no Capítulo 7, onde as conclusões baseadas nos resultados são expressas, e recomendações são propostas objetivando a redução do impacto ambiental na bacia e aperfeiçoamento de métodos explorados nesta dissertação, permitindo consolidar e estimular eixos de pesquisa com referência à poluição urbana de natureza difusa.

Por último, são apresentadas as referências bibliográficas nas quais este trabalho apoiou-se, com material complementar à dissertação em anexo.

CAPÍTULO 2 – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Neste capítulo, são discutidas as técnicas e abordagens empregadas para tratamento dos assuntos relacionados ao processo de urbanização, à poluição difusa, ao geoprocessamento e à identificação de fontes de poluição difusa.

2.1 – O PROCESSO DE URBANIZAÇÃO

O processo de urbanização de bacias hidrográficas tem como marco a impermeabilização da superfície levando a alterações nas fases do ciclo hidrológico. Simultaneamente, a diversidade de atividades desenvolvidas em solo urbano gera uma gama de substâncias que são inseridas no ambiente, sendo algumas tóxicas, com aumento considerável em sua concentração.

A urbanização é uma atividade crescente em todo o mundo. Por volta de 2030, espera-se que mais de 60% da população mundial venha a ocupar áreas urbanas, aumentando significativamente o percentual da superfície coberta por áreas urbanizadas, que, hoje, é de 2% no mundo (USA EPA *apud* PAUL e MEYER, 2001). Nas últimas décadas, a população mundial cresceu consideravelmente, e a maioria das pessoas passou a se concentrar nos centros urbanos. No Brasil, esse fenômeno começa a ser percebido na década de 1960 (MOTA, 1999; HOGAN e TOLMASQUIM, 2001), como esboçado na Figura 2.1.

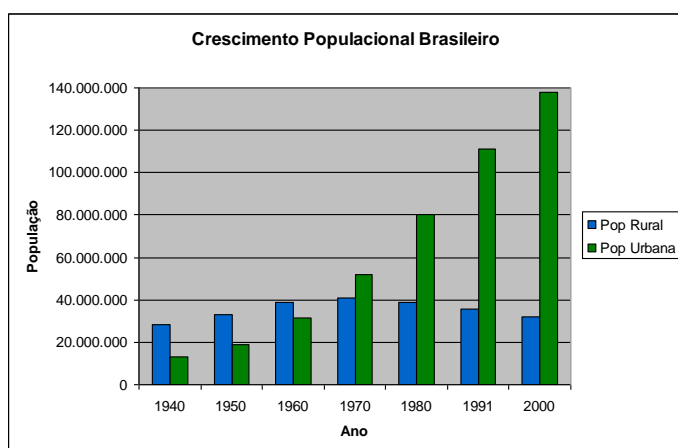


Figura 2.1 – Crescimento populacional brasileiro no século XX
Fonte: IBGE, 2010

Até a década de 1950 do século XX, a população rural é relativamente maior que a urbana, porém, em 1960, é possível notar que a população urbana cresceu muito mais do que a rural e, em 1970, ocorre à inversão, consolidando-se essa nova configuração do valor do contingente populacional das zonas rurais nas décadas seguintes.

2.1.2 – MAGNITUDE DO PROCESSO DE URBANIZAÇÃO

A transição global de paisagens naturais a ocupadas pela ação humana tem causado um impacto mundial nos ecossistemas, tornando o procedimento de quantificação do uso e cobertura da terra valiosa para indicar o estado do ecossistema.

O princípio dos estudos de licenciamento ambiental, diz respeito à atividade desenvolvida e a sua correspondente dimensão. Quanto à caracterização da atividade, subentendem-se os processos envolvidos e o caráter degradador dos produtos e subprodutos que dela resultam, além, evidentemente, dos insumos utilizados na produção. A dimensão do empreendimento permite inferir o seu potencial impacto, tanto maior quanto maior o empreendimento.

A urbanização possui alto potencial degradador, examinada a variedade de substâncias presentes no meio urbano e o seu potencial perturbador, além de revelar uma ocupação crescente com percentual considerável de uso e ocupação do solo em todo o mundo. Como qualquer atividade impactante, a magnitude da urbanização influencia diretamente no impacto causado no ecossistema em que está inserida. Quanto à magnitude do desenvolvimento urbano, o índice mais aceito para sua representação e quantificação diz respeito à medida de superfície impermeável, ou seja, aquela área cujo volume de escoamento superficial tende a ser aproximadamente igual ao volume precipitado, como em uma superfície de concreto (PAUL e MEYER, 2001).

Muitos pesquisadores vêm buscando parâmetros que permitam quantificar a dimensão da urbanização. Alguns afirmam que a impermeabilização da superfície do solo tornou-se um prognóstico da urbanização (PAUL e MEYER, 2001; BOOTH e JACKSON, 1997; ALLAN, 2004; WALTON *et al.*, 2007), adotando, assim, valores de impermeabilização do solo como indicador de sua magnitude.

Esse índice recebe diversas denominações na literatura. Como exemplo, pode-se citar o índice caracterizado por Paul e Meyer (2001), que foi intitulado cobertura superficial impermeável - CIS (ISC- *impervious surface cover*), , assim como os índices

criados por Schueler (1989) *apud* Booth e Jackson (1997) chamados de AIE – área impermeável efetiva (EIA - *effective impervious area*), que informa sobre áreas que apresentam uma alta taxa de infiltração no instante inicial, mas apresentam um escoamento superficial considerável, uma vez que a infiltração nessas superfícies tende à zero em um intervalo curto de tempo, e AIT – área impermeável total (TIA - *total impervious area*), que consiste em um índice mais global que compreende somente áreas com taxa de infiltração próxima a zero. Dessa forma, a utilização de índices concebidos com o conceito do EIA é mais difícil, embora esse seja um índice mais completo e que melhor retrata a urbanização. A TIA, por sua vez, é um índice mais prático e que também alcança bons resultados no sentido de representar a magnitude da urbanização.

DUNCAN (1999) apresenta trabalhos com um grau de diferenciação ainda mais detalhado, separando sítios como estradas, telhados, áreas residenciais, parques e jardins, porém a separação é justificada visto o objeto de estudo desse autor versar sobre poluição difusa. A Tabela 2.1 resume as principais atividades fontes que contribuem para a deterioração dos recursos hídricos norte-americanos.

Tabela 2.1 - Principais fontes de comprometimento da qualidade da água em relação às atividades humanas para rios, lagos e estuários nos Estados Unidos. (Fonte: adaptado de EPA, 2007).

	Rios e córregos	Lagos e Reservatórios	Estuários
Fontes	Agricultura (48%)	Agricultura (41%)	Fontes pontuais municipais (37%)
	Modificações hidrológicas (20%)	Modificações hidrológicas (18%)	Escoamento urbano / Galerias pluviais (32%)
	Modificação de habitats (14%)	Escoamento urbano / Galerias pluviais (18%)	Descargas industriais (26%)
	Escoamento urbano / Galerias Pluviais (13%)	Fontes difusas (14%)	Deposição atmosférica (23%)
	Sivicultura (10%)	Deposição atmosférica (13%),	Agricultura (18%)
	Fontes pontuais municipais (10%)	Fontes pontuais municipais (12%)	Modificações hidrológicas (14%)
	Atividades extrativistas (10%)	Disposição de terra (10%)	Atividades extrativistas (12%)

Na Tabela 2.1, os valores percentuais descritos entre parênteses referem-se à parcela do total da extensão dos corpos de água estudados que foram afetados por fontes relacionadas às atividades descritas. Por exemplo, de toda a amostra de rios estudados, 20% destes foram afetados por fontes relativas a modificações hidrológicas. As modificações hidrológicas incluem, por exemplo, regularização de fluxos a partir da construção de barragens. Modificação de habitats, por sua vez, considera toda atividade que modifica o leito ou margens do rio, seu material de fundo, alterando a composição dos habitats do ambiente aquático estudado, como a remoção de bancos de areia e da mata ciliar.

Outra questão essencial é a localização dos espaços urbanos, que, via de regra, tende a se concentrar no entorno de ecossistemas aquáticos. A ocupação tende a se iniciar a jusante dos cursos e subir em direção a montante. Essa tendência de proximidade junto aos ambientes frágeis ressalta ainda mais o potencial degradador da ocupação urbana.

2.1.3. – PRINCIPAIS IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO

São inúmeros os efeitos da urbanização sobre os cursos de água e suas bacias de drenagem, produzindo alterações físicas, químicas e biológicas, causadas diretamente ou indiretamente pelas atividades antrópicas (MENESES FILHO e TUCCI, 2003).

A remoção da vegetação ribeirinha, da vegetação natural da bacia, ocupação de várzeas e movimentos de massa constantes são exemplos de atividades que impactam negativamente os ecossistemas urbanos. As alterações de natureza quantitativa nas variáveis do ciclo hidrológico em sua fase terrestre, como o aumento do escoamento superficial, são também decorrentes do processo de urbanização. Adicionalmente, a influência destruturadora da urbanização reflete-se em outras variáveis como diversidade de habitat, taxa de sedimentação e qualidade das águas de uma forma geral (BOOTH e JACKSON, 1997; PAUL e MEYER, 2001; ALLAN, 2004; WALTON *et al.*, 2007; MENESES FILHO e TUCCI, 2003).

Estudos recentes (BOOTH e JACKSON, 1997; PAUL e MEYER, 2001; ALLAN, 2004; WALTON *et al.*, 2007) têm buscado reunir informações a respeito dos principais efeitos da urbanização sobre os ecossistemas aquáticos e suas relações, havendo entre si um consenso de que a urbanização relaciona-se em proporção inversa

com a qualidade das águas, a diversidade de habitats e a diversidade de organismos, principalmente peixes e organismos bentônicos.

Dentre os usos atribuídos ao solo, à urbanização é a segunda maior causa de degradação, perdendo apenas para a agricultura, porém a área ocupada pela agricultura é muito maior que aquela ocupada pela urbanização (EPA, 1998). Estima-se que, em 2030, mais de 60% da população mundial venha a habitar zonas urbanas, e que, nos Estados Unidos, mais de 130.000 km de córregos e rios já estejam deteriorados pela urbanização. Embora o percentual de uso do solo urbano seja inferior aos demais usos, seu potencial degradador é extremamente significativo (USA-EPA *apud* PAUL e MEYER, 2001).

Segundo EPA (1998), estudo que traz um resumo do inventário da qualidade dos recursos hídricos dos Estados Unidos, os poluentes mais comuns em rios e córregos são bactérias e assoreamento. Esse estudo ainda menciona que a agricultura é a atividade de maior impacto nesses corpos de água, porém ressaltando que, em parte, esse resultado deve-se à sua extensão nos EUA. As atividades que modificam as funções hidrológicas dos cursos de água, como barragens e canalizações, também são citadas conjuntamente com o escoamento superficial de áreas urbanas como algumas das ações ou fenômenos mais impactantes nesses ambientes.

2. 1.3.1 – IMPACTOS FÍSICOS DA URBANIZAÇÃO

No que se refere aos efeitos físicos, pode-se descrever inúmeros processos. Todos esses processos estão ligados entre si e aos efeitos químicos, desencadeando uma série de mudanças na comunidade aquática.

O processo de urbanização leva a uma mudança drástica nas condições da bacia hidrográfica, inicialmente pela mudança radical na paisagem, sobretudo efetivada pela remoção da cobertura natural da bacia. Com a remoção da vegetação, as taxas de evapotranspiração e interceptação decaem. Em seguida, as superfícies são recobertas por pavimentos, asfaltos, telhados, entre outros materiais. Essas superfícies são impermeáveis e hidraulicamente mais lisas, reduzindo a infiltração, aumentando o escoamento superficial e alterando, então, o ciclo hidrológico na escala local. O escoamento superficial tende a aumentar com o crescimento da urbanização (Tabela 2.2); por outro lado, a taxa de infiltração tende a reduzir, interferindo na recarga de água

subterrânea negativamente (TUCCI, 2001; SILVEIRA, 2002; GRIBBIN, 2009; NETO, 2009).

Tabela 2.2 - Alterações no ciclo hidrológico em função do aumento da superfície impermeável. Fonte: PAUL e MEYER (2001).

Cobertura do Solo / Fase do Ciclo Hidrológico	Florestado	Impermeabilidade 10-20%	Impermeabilidade 35-50%	Impermeabilidade 75-100%
Evapotranspiração	45%	38%	35%	30%
Escoamento	10%	20%	30%	55%
Infiltração Rasa	25%	21%	20%	10%
Infiltração Profunda	25%	21%	15%	5%

Segundo BOOTH e JACKSON (1997), uma chuva com período de retorno de 2 anos, em uma bacia com uma superfície impermeável igual a 10%, tem os mesmos efeitos, em termos de regime de fluxo, de uma chuva de 10 anos em uma bacia florestada.

Em resposta ao aumento do volume escoado, a bacia passa por alterações, assim como a calha do curso de água. Frequentemente, padrões e índices morfométricos são alterados em função de mudanças que objetivam escoar rapidamente os fluxos dos eventos de precipitação (SUGUIO e BIGARELLA, 1990). A densidade de drenagem natural, que consiste na extensão do curso sobre área drenada – km/km², é, muitas vezes, reduzida, já que meandros tendem a ser cortados e/ou retificados, reduzindo a extensão natural do curso e modificando o padrão de drenagem do curso (SUGUIO e BIGARELLA, 1990).

Ainda na temática das mudanças drásticas na paisagem da bacia, a remoção da vegetação ribeirinha derruba uma proteção natural do curso. Essa vegetação representa um filtro natural para a carga de poluentes comumente encontrada no escoamento superficial, que tende a aumentar nas bacias alteradas por atividades antrópicas ((TUCCI, 2001; SILVEIRA, 2002; ALLAN, 2004)). Movimentos de massa são intensos, principalmente na fase primária do processo de urbanização, sendo feitos, por vezes, sem o critério técnico necessário, deixando áreas de solo exposto aos agentes de intemperismo.

Cabe ressaltar que o processo de urbanização afeta a dinâmica de sedimentos na bacia, conforme ilustra a Figura 2.2, levando ao aumento da produção de sedimentos que tendem a se depositar nas regiões de menor energia que, muitas vezes, são os cursos

de água, com conseqüente assoreamento de canais. Portanto, a dinâmica do ecossistema aquático é alterada, em que a velocidade de passagem da água aumenta e as áreas de deposição de sedimentos e erosão são alteradas, promovendo a adaptação hidrossedimentológica do curso de água (Figura 2.2).

Durante a fase de crescimento da urbanização, a erosão da rampa de colúvio aumenta o suprimento de sedimento, promovendo a agradação do leito e um depósito acima das margens. Depois que o crescimento cessa, o suprimento de sedimento da rampa de colúvio é reduzido, ao contrário dos fluxos de margem cheia; isto se deve ao aumento da impermeabilidade, o que ocasiona aceleração da erosão do canal. A incisão e o alargamento do mesmo ocorrem para acomodar o aumento da descarga de margem cheia (PAUL e MEYER, 2001).

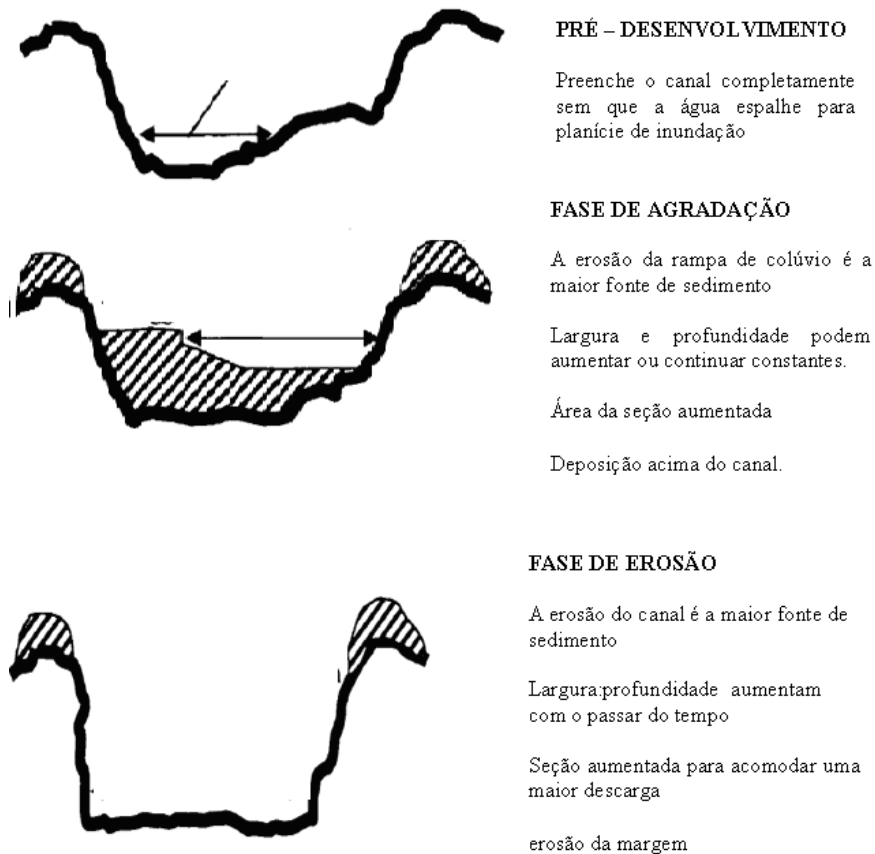


Figura 2.2 – Readaptação do canal à nova dinâmica de sedimentos
 Fonte: Adaptado de PAUL e MEYER, 2001

Para levar o escoamento da malha urbana até o curso principal, cria-se um sistema artificial constituído por bueiros, sarjetas, galerias, dentre outros, que aumentam a densidade de drenagem global de canais. Esses canais possuem um coeficiente de

rugosidade alto, permitindo, assim, a passagem rápida dos fluxos. O incremento na rede de drenagem resultante do sistema artificial anteriormente citado e a redução da drenagem natural alteram, muitas vezes, o padrão dos canais passando de meandros para padrões mais retilíneos (GRAF, *apud* PAUL e MEYER, 2001).

Como anteriormente dito, alguns cursos têm seus meandros cortados e retificados, e o material do fundo, muitas vezes, é substituído por gabiões e até mesmo concreto. Essas mudanças aumentam a velocidade de escoamento do fluxo e diminuem as retenções, fazendo com que o pico de cheia seja antecipado. Todas essas alterações têm como objetivo tornar o canal hidraulicamente mais efetivo (SUGUIO, 1990; TUCCI, 2002;).

Essas mudanças costumam ocasionar problemas a jusante. Por exemplo, o aumento da velocidade leva a um aumento na energia cinética disponível no canal, do mesmo modo que as taxas de erosão e sedimentação natural do canal são modificadas. Conseqüentemente, as dimensões do córrego tendem a se ajustar à amplitude do escoamento superficial e ao suprimento de sedimento disponível na bacia levando o córrego a uma intensa fase de readaptação (ALLAN, 2004). Com as constantes mudanças sofridas pela bacia e pelo canal, o tempo de concentração da bacia (t_c) é reduzido, e o hidrograma de uma bacia urbana passa a apresentar o pico de cheia mais cedo (TUCCI, 2001; NETO, 2009; GRIBBIN, 2009).

A bacia hidrográfica é a unidade primária de estudos hidrológicos e ambientais, todavia alguns projetos não respeitam a delimitação física da bacia hidrográfica, mas sim os limites político-administrativos, gerando, então, algumas situações mais complexas (POMPÊO, 2000).

2. 1.3.2 – IMPACTOS QUÍMICOS DA URBANIZAÇÃO

Os efeitos da urbanização sobre a química das águas são ainda mais diversos do que os efeitos físicos (WALTON *et al.*, 2007). De forma geral, o número de constituintes e a correspondente concentração no escoamento e, conseqüentemente, nos corpos urbanos de água, podem ser avaliados por meio de medidas como a demanda química de oxigênio (DQO), condutividade elétrica, sólidos suspensos, amônia, hidrocarbonetos e metais, entre outras (PAUL e MEYER, 2001; ALLAN, 2004; WALTON *et al.*, 2007).

A condutividade elétrica tornou-se um indicador geral do impacto urbano por refletir o aumento na concentração dos íons, principalmente cálcio, sódio, potássio e magnésio (PAUL e MEYER, 2001). A urbanização também eleva as concentrações de metais pesados, como o cádmio, chumbo, zinco, cobre, cromo, níquel e magnésio.

Fósforo e nitrogênio são, geralmente, associados a bacias agrícolas, porém a concentração desses nutrientes tende a aumentar com o desenvolvimento urbano. O fósforo e o nitrogênio presentes no solo podem vir a ser mobilizados pela ação dos processos erosivos, contribuindo, assim, para o aumento de suas concentrações nas águas fluviais. O uso de fertilizantes em áreas verdes públicas, como jardins e parques, é prática comum nos municípios; durante o período de precipitação, esses elementos são lixiviados para os cursos de água.

Outros contaminantes também são, freqüentemente, encontrados em cursos de água, como pesticidas, hidrocarbonetos aromáticos, hidrocarbonetos alifáticos, dentre outros. As fontes de contaminação, na maioria das vezes, são difusas. No caso dos pesticidas, é típico o seu uso nas áreas verdes públicas. Adicionalmente, é comum oficinas mecânicas lançarem seus efluentes no sistema de drenagem pluvial sem qualquer tratamento prévio. Em estradas e estacionamentos, é usual encontrar manchas de óleo oriundas de vazamentos de veículos. Todos esses contaminantes são, então, lixiviados pela chuva.

Os efluentes hospitalares são, muitas vezes, descartados junto ao sistema de esgoto, levando aos cursos de água diversos contaminantes como antibióticos, analgésicos e drogas quimioterapêuticas, cujos efeitos sobre a biota ainda permanecem praticamente desconhecidos (PAUL e MEYER, 2001; ALLAN, 2004; WALTON *et al.*, 2007).

A matéria orgânica possui uma alta capacidade de se ligar com metais. Assim, o sedimento com alto teor de matéria orgânica, seja este do leito ou superficial, tende a apresentar níveis altos de metais. Outro fator importante na concentração e no transporte de metais é quanto à textura do sedimento; o diâmetro da partícula é inversamente proporcional à concentração de metais (PAUL e MEYER, 2001).

Características relacionadas à geomorfologia do córrego também têm sido citadas como agentes de influência no acúmulo de metais, como áreas de menor velocidade, onde sedimentos finos predominam e há acúmulo de matéria orgânica; nesses locais, comumente a concentração de metais é alta (PAUL e MEYER, 2001).

2.1. 3.3 – IMPACTOS BIOLÓGICOS DA URBANIZAÇÃO

O incremento do fluxo e a remoção da vegetação ribeirinha reduzem a diversidade de habitats, uma vez que, com um fluxo mais intenso, os sedimentos que passam a predominar são as frações de menor diâmetro, como as argilas. Sem a vegetação, a entrada de troncos é limitada. A redução na diversidade de habitats reflete drasticamente na diversidade de organismos bentônicos e, com a redução destes, os peixes, que se alimentam desses organismos, também são reduzidos (PAUL e MEYER, 2001; ALLAN, 2004; WALTON *et al.*, 2007; MENESES FILHO e TUCCI, 2008).

A densidade bacteriana em córregos tende a crescer com a urbanização da bacia, mostrando que a comunidade bacteriana é influenciada não somente por fontes pontuais de poluição, mas também por fontes difusas (EPA, 1998; DUNCAN, 1999; PAUL e MEYER, 2001).

Uma vez que a biota presente é alterada e alguns níveis hierárquicos da cadeia alimentar até deixam de existir, os bioprocessos atuantes nesses ambientes também são alterados (ESTEVES, 1998). A comunidade bentônica é fortemente influenciada pela textura do sedimento e pelo regime hidrológico (CORSON, 2002; AROCENA, 2007; TAKEDA *et al.*, 2007). A presença de troncos, sedimento de textura variável, cascalhos e aporte de matéria orgânica particulada pelas margens são alguns fatores ambientais que influenciam diretamente na diversidade de habitats e na disponibilidade de alimento, sendo esses fatores extremamente determinantes na composição da comunidade bentônica (CALLISTO e ESTEVES, 2007).

Todos os aspectos dos habitats desses organismos tendem a ser alterados pelo processo de urbanização. Com os ajustes nas taxas de sedimentação, os organismos bentônicos têm seus micro-habitats e habitats reduzidos, deixando-os mais susceptíveis aos efeitos do aumento da vazão.

Em ambientes urbanos, o estoque de matéria orgânica tende a ser menor do que em bacias florestadas devido à limpeza efetuada pelos fluxos mais severos (PAUL e MEYER, 2001). A urbanização também afeta a natureza da matéria orgânica transportada. A matéria orgânica proveniente de esgotos é mais instável, afetando o oxigênio dissolvido; altas taxas de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) são fortemente correlacionadas com déficits de oxigênio dissolvido. Com a redução ou anulação da vegetação ribeirinha associada à urbanização, o alimento é reduzido, e a temperatura aumenta, diminuindo a abundância e riqueza da comunidade bentônica.

Com a alteração na química das águas, espécies sensíveis como o *Tricoptera* são, geralmente, extintos do ambiente (ESTEVEES, 1998). A poluição orgânica reduz drasticamente a diversidade, resultando em uma comunidade dominada por indivíduos das famílias *Chironomidae* e *Oligochaeta*.

De forma geral, a diversidade tende a diminuir com o aumento da área total impermeável, assim como a abundância. Um percentual pequeno de área impermeável pode ser amortecido pela influência da zona ribeirinha na integridade biológica do ecossistema aquático, porém, para um valor de área impermeável superior a 45% , os córregos são degradados indiferentemente das condições da zona ribeirinha (PAUL e MEYER, 2001).

Os peixes, de uma forma geral, também são afetados pelo aumento da superfície impermeável. Com um aumento no valor de área impermeável, o índice de integridade biológica de peixes tende a diminuir e, da mesma forma, a abundância relativa e a diversidade (PAUL e MEYER, 2001). Quanto maior a densidade populacional e a presença de indústrias, pior serão os efeitos sobre essa comunidade (PAUL e MEYER, 2001). Segundo os autores, os peixes são mais sensíveis ao uso urbano do solo do que ao uso agrícola, uma vez que alterações no fluxo reduzem o número de habitats apropriados para a procriação.

Outro aspecto a respeito do ciclo de nutrientes é a alteração da forma da matéria orgânica que ingressa no sistema aquático. Em ambientes naturais, há a constante entrada de material particulado (folhas, galhos, entre outros) que correspondem à fonte de alimento de um determinado grupo de organismos (CALLISTO e ESTEVEES, 2007).

Em ambientes urbanos, há uma redução dessa fonte de natureza particulada. Por outro lado, em cidades onde o esgoto sanitário é lançado em rios, há uma sobrecarga de matéria orgânica em estado detrital, levando à proliferação de um grupo de organismos resistentes a essas condições de baixa presença ou ausência de oxigênio dissolvido (CALLISTO e ESTEVEES, 2007).

Com as alterações químicas sofridas pelo corpo de água, a comunidade de algas também é afetada. Com o aumento dos teores de nutrientes e com níveis favoráveis de luz, essa comunidade tende a se desenvolver, porém esse crescimento pode ser limitado se outros processos na bacia vierem a aumentar o nível de turbidez da água.

2.2 - POLUIÇÃO DIFUSA

2.2.1- POLUIÇÃO

As diversas atividades desenvolvidas pelo homem e correspondentes usos do solo implicam uma série de alterações no ambiente, por vezes quebrando a sua estabilidade.

Os processos de produção inserem, nos sistemas naturais, considerável recurso energético e transformações de massa alterando as variáveis e taxas dos ciclos naturais existentes. Para compensar as variações energéticas e de massa, os ecossistemas passam a buscar o equilíbrio, tentando assimilar e reagir, de formas distintas, ao impacto (BOOTH e JACKSON, 1997).

Como toda e qualquer atividade humana, a urbanização gera uma série de impactos no meio ambiente, tanto na atmosfera, no solo, como nos recursos hídricos, com efeitos negativos sobre o bem estar dos seres humanos e de outros organismos, seja de imediato ou no longo prazo, afetando direta ou indiretamente, consistindo em poluição (BRANCO, 1972).

A poluição pode ser diferenciada sob diversos critérios, tais como: quanto ao tipo (física, química e biológica), quanto ao setor produtivo (industrial, comercial, rural e urbana), quanto à fonte (difusa ou concentrada).

Dentre os usos atribuídos ao solo, a agricultura é a maior causadora de degradação ambiental e a maior consumidora de água (EPA, 1998; USAEPA apud PAUL e MEYER, 2001), embora parte deste resultado se deva a sua extensa cobertura da superfície do planeta.

A urbanização de bacias naturais polui fisicamente, enquanto pode modificar a densidade de drenagem, tempo de concentração da bacia e fases do ciclo hidrológico. São produzidas, também, alterações de parâmetros físicos dos corpos de água, como temperatura, condutividade elétrica, cor, turbidez e cheiro.

Adicionalmente, a urbanização polui quimicamente, enquanto gera e transporta diversas substâncias sob distintas concentrações, sendo que algumas dessas substâncias não existiam anteriormente no sistema ou existiam em concentrações consideravelmente menores.

Sob o ponto de vista biológico, a urbanização reduz ou extingue um habitat natural ou alimento de uma ou mais espécies, levando a significativa redução ou até

mesmo removendo uma dada espécie da bacia, alterando, assim, a cadeia alimentar, promovendo bioacumulação de toxinas e até mesmo biomagnificação.

2.2.2 - POLUIÇÃO DIFUSA

PORTO (1995), por sua vez, define a poluição difusa como aquela cuja distribuição espacial abrange grandes áreas com transporte de material, com lançamento intermitente e relacionada a eventos de precipitação, sendo de difícil controle e monitoramento.

A ação esparsa da poluição dificulta a percepção humana, o que leva, por vezes, a ter seu impacto subestimado. Em ambientes urbanos, a poluição difusa está associada ao escoamento superficial. Em eventos de precipitação, o volume que é convertido em escoamento superficial lixivia inúmeras substâncias e partículas das diversas superfícies presentes no ambiente urbano.

Como já comentado, em áreas urbanas, a alta impermeabilização dos solos incrementa significativamente o escoamento superficial. Adicionalmente, os sistemas de drenagem são projetados para ter baixa ou nenhuma resistência ao escoamento, aumentando então a velocidade de escoamento ou de arraste.

Em uma perspectiva sistêmica, a poluição difusa age na escala da bacia hidrográfica e de suas sub-bacias, com comportamento diverso no espaço devido a usos e ocupações distintas e sujeita a variações temporais em função de eventos de chuva. Dentro da mesma área, encontram-se poluentes diferentes e em concentrações diferentes. Pequenas diferenças de uso e ocupação do solo tornam-se mais do que suficientes para configurar essa realidade. A poluição difusa é um retrato do ambiente e das características físicas da bacia, de seu uso e ocupação, sendo sensível aos eventos de precipitação.

Por exemplo, WHIPPLE et al. (1989) *apud* BOLMANN e MARQUES (1996) ressaltam que a poluição difusa é sobretudo reflexo das atividades desenvolvidas na bacia e que os estudos de poluição difusa precisam ser desenvolvidos no contexto da localidade. MENESES FILHO e TUCCI (2009), por sua vez, sugerem que conhecer a identidade e a intensidade da poluição é indispensável para o bom desenvolvimento de projetos de controle de poluição difusa.

Uma comparação plausível pode ser feita quanto ao sistema de licenciamento ambiental, que classifica os empreendimentos quanto a sua magnitude e quanto à atividade desenvolvida. A atividade desenvolvida é a identidade do empreendimento, enquanto a magnitude indica o porte do seu impacto.

A poluição difusa, por suas características espaciais e temporais, dificulta as caracterizações e análises comparativas no que tange às proporcionalidades entre vazão e concentração de poluentes no evento, à susceptibilidade e à vulnerabilidade ambiental em função de distintas intensidades de eventos de precipitação e à inter-comparação entre bacias hidrográficas.

Na literatura, YAMADA, UMEHARA, ICHIKI (1993), PORTO (1995), BOLMANN e MARQUES (1996), DUNCAN (1999), NOVOTONY (2003), EPA (2007), EPA (2008), por exemplo, correlacionaram variáveis físicas das bacias de estudo, com parâmetros populacionais e de qualidade de água, buscando extrair as relações existentes entre bacia, uso e ocupação da superfície e a produção de poluição difusa.

Em áreas urbanas, estão presentes inúmeras fontes de poluentes. A caracterização adequada das atividades de uso e ocupação do solo desenvolvidas na bacia é fundamental para que se identifiquem potenciais fontes de poluentes (PRODANOFF, 2005) e, conseqüentemente, possíveis poluentes associados.

Cerca de 70% da área impermeável é associada a funções de transporte, como estradas, calçadas e parques de estacionamento (NOVOTONY, 2003). Esse componente da área impermeável em uma bacia hidrográfica urbanizada é identificada como uma fonte importante de contaminantes de águas pluviais, tais como sólidos em suspensão (SS) e metais associados, compostos orgânicos e nutrientes. Atividades comerciais urbanas também têm sido identificadas como a principal fonte de geração de resíduos sólidos.

Determinar as fontes e o tipo de fonte é o primeiro passo para uma adequada estimativa de carga de poluentes presentes no escoamento e assim prosseguir com a escolha das melhores técnicas possíveis para a estimativa e posterior controle da poluição (AMY *et al.*, 1974; BANNERMAN *et al.*, 1993; PORTO, 1995; BOLMANN e MARQUES, 1996; PRODANOFF, 2005).

TUCCI e MENESES FILHO (2003) falam sobre os impactos decorrentes da entrada do escoamento superficial em corpos de água e separam os efeitos em agudos e cumulativos. Os agudos referem-se aos de curto prazo, algumas vezes associados a

eventos únicos, enquanto os acumulativos dizem respeito a efeitos que só seriam sentidos em longo prazo, quando um determinado contaminante atingir a concentração perigosa ou até mesmo quando, pelo efeito de biomagnificação, atingir a parte mais alta da cadeia alimentar, ou seja, os seres humanos. Esses autores também afirmam que os impactos cumulativos são melhor expressos em termos de produção anual, enquanto que os agudos são mais adequadamente caracterizados por meio de concentrações médias de evento (CME).

2.2.3 – POLUENTES E FONTES

Tão diversas como as atividades desenvolvidas em ambiente urbano são os contaminantes presentes no escoamento superficial. Embora os tipos de contaminantes sejam específicos de cada uso presente na bacia hidrográfica, às substâncias mais comumente encontradas e suas principais fontes encontram-se descritas na sequência do texto.

Resíduos Sólidos

Os resíduos sólidos são extremamente diversificados quanto à composição, quanto à granulometria, quanto aos tipos de resíduo, com variações desde restos de alimento a plástico, papelão e tantas outras matérias quanto àquelas usadas no cotidiano de uma dada localidade. Em outras palavras, os resíduos de uma localidade comercial terão uma característica que reflete essa ocupação, enquanto os de áreas residenciais terão características domésticas e assim também haverá especificidades concernentes a outras ocupações.

Sua disposição sobre as superfícies diz respeito, sobretudo, à educação e à conscientização da população local, ao sistema de varrição, coleta, transporte e destinação final de resíduos. As peculiaridades da produção de resíduos das bacias, a educação da população local e o sistema de tratamento de resíduos precisam ser estudados e conhecidos nos trabalhos de controle de poluição.

BOLMANN e MARQUES (1996) estudaram a influência da densidade populacional na produção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo em bacias similares. Esses autores concluem que mesmo pequenas densidades populacionais são capazes de alterar as variáveis físico-químicas estudadas.

Os resíduos sólidos sob ação da chuva podem ter alguns de seus componentes lixiviados, liberando, para o sistema local, nutrientes, metais e outros compostos de alta

periculosidade (POLETO, 2007). Esses resíduos podem gerar impactos físicos e biológicos, direta e indiretamente, entupindo o sistema de drenagem (bueiros, boca de lobos, dentre outros), estimulando a proliferação de macro-vetores e micro-vetores de doenças e ainda a contaminação por grupos de bactérias, e até mesmo alterando a morfologia do canal, quando nele se acumulam.

A urbanização também eleva as concentrações de metais pesados, como o cádmio, chumbo, zinco, cobre, cromo, níquel e magnésio. A contribuição desses elementos por fontes difusas é mais significativa do que a contribuição por fontes pontuais.

As fontes pontuais desses elementos são os efluentes industriais, enquanto, por fontes difusas, têm-se os metais que compõem pneus, lonas de freio e outros materiais, que acabam por gerar um acúmulo desses elementos em estradas e estacionamentos (PAUL e MEYER, 2001).

Atmosférica

A chamada deposição seca, constituída, na verdade, pela deposição atmosférica de poluentes sobre as diversas superfícies urbanas, ocorre, geralmente, nos componentes de maior peso molecular. Há também a deposição úmida, que ocorre durante os eventos de precipitação, em que compostos são lavados e carreados pelo fluxo (PORTO, 1995).

Os elementos comumente verificados pela deposição atmosférica estão associados aos processos desenvolvidos nas bacias de interesse. Comumente, encontra-se material tanto de origem antropogênica como natural, sólidos (poeira), nitrogênio, compostos de veículos, dentre outros.

Buscando investigar a deposição atmosférica e o transporte dentro de uma bacia de Los Angeles – Califórnia, EUA, de compostos de nitrogênio, BURIAN *et al.* (2000) utilizaram uma ligação entre dois modelos diferentes, um modelo de deposição atmosférica, o CIT Airshed Model (COPE e SUNHEE, 2009), e um modelo de simulação de escoamento superficial, o SWMM (EPA, 2010). Esses autores buscaram estimar o valor de nitrogênio que chega à baía de Santa Mônica através da deposição direta, sobre o corpo de água, e indireta, sobre a superfície da bacia, e através do escoamento superficial que chega ao corpo de água, encontrando valores de deposição abaixo descritos (Tabela 2.3).

A deposição úmida em ambos ambientes para ambas variáveis é consideravelmente maior. Os maiores valores de deposição úmida podem ser observados na baía. Porém há maior deposição seca de NH_4^+ na bacia.

A deposição úmida dos compostos de nitrogênio em ambos os ambientes, baía e bacia, é consideravelmente maior. Os maiores valores de deposição úmida e de eventos de precipitação podem ser observados na baía. Por outro lado, há maior deposição seca de NH_4^+ na bacia.

Tabela 2.3 – Deposição de compostos de nitrogênio na baía de Santa Mônica – EUA (Fonte: BURIAN *et al.*, 2000).

Carga	NO_3^- (Kg/há/dia)	NH_4^+ (Kg/há/dia)
Deposição úmida para a baía	5,25	0,038
Deposição seca para a baía	0,057	0,0034
Deposição úmida para a bacia	5,15	0,12
Deposição Seca para a bacia	0,46	0,0096

Telhados e vias públicas

Acumulam-se, principalmente, sobre telhados e vias públicas material de deposição atmosférica, galhos, folhas, fezes de aves e ou de outros animais, sedimentos, resíduos sólidos, entre outros.

As vias públicas suportam o tráfego das cidades e sobre elas acumulam-se diversas substâncias, sobretudo nas sarjetas (PRODANOFF, 2005). As vias públicas desgastadas são fontes de poluentes, liberando compostos de acordo com o material do qual são constituídas.

BANNERMAN *et al.* (1993) coletaram amostras em 5 sítios que consideram áreas fontes em ambientes residenciais, comerciais e industriais. Ruas e estradas apresentaram-se como críticas em qualquer um dos ambientes estudados para diversos contaminantes. Estacionamentos apresentaram-se como fontes críticas em ambientes comerciais e industriais. Telhados são fontes potenciais de zinco nos ambientes comercial e industrial.

Veículos

Principal contribuinte de subprodutos da queima de derivados do petróleo por emissão dessas substâncias no ar, estando relacionado com a deposição atmosférica.

Outros poluentes estão associados a vazamentos de combustível (óleos e graxas), derramamentos de óleo, desgaste de pneus, ferrugem, partículas de tintas (PORTO, 1995; PRODANOFF, 2005).

Áreas verdes

Parques municipais e áreas gramadas são a principal fonte de nitrogênio, fósforo e pesticidas em muitas bacias, sobretudo em áreas residenciais. Para manter a qualidade dessas áreas, freqüentemente são usados adubos e pesticidas que se acumulam e, então, são lavados nos eventos de precipitação (AMY *et al.*, 1974; BANNERMAN *et al.*, 1993; DUNCAN, 1999; NOVOTONY, 2003; PRODANOFF, 2005). Esses autores observaram, em gramados presentes em ambientes residenciais, grandes cargas de fósforo.

Outras Atividades

Outras atividades poderão contribuir com a carga de poluentes, de acordo com os próprios processos desenvolvidos em seu ambiente. Restaurantes e oficinas, entre outras atividades que despejam ilegalmente seus efluentes ricos em óleos e graxas, tintas e outras substâncias no sistema de drenagem, são exemplos.

Sedimentos

Em se tratando de poluição difusa, os sedimentos merecem destaque, existindo estudos dedicados especificamente a essa fonte de poluição difusa (AMY *et al.*, 1974; TUCCI e COLLISCHONN, 1998; NOVOTONY, 2003; BRITES e GASTALDINI, 2007; BELLINASSO e PAIVA, 2007; POLETO, 2007).

Os sedimentos poluem e impactam, por exemplo, quando obstruem a passagem de água pelo sistema de drenagem ao entupir constituintes das redes de drenagem (PORTO, 1995; TUCCI e COLLISCHONN, 1998; PRODANOFF, 2005; ZHAO *et al.* 2009). Os sedimentos depositados sobre as superfícies são lavados em eventos de precipitação, sendo encaminhados para o sistema de drenagem. Muitas vezes, o volume e o tamanho dos grãos acabam criando uma barreira para a passagem do escoamento, entupindo, bueiros, bocas de lobo e reduzindo o espaço útil de algumas obras de drenagem como reservatórios de detenção e até mesmo reduzindo a vida útil de reservatórios de abastecimento e geração de energia.

Por si só, o sedimento já oferece potencial poluidor, uma vez que sua entrada no sistema tende a reduzir a concentração de oxigênio dissolvido e alterar parâmetros físicos como cor e turbidez, contribuindo para a eutrofização do corpo de água.

Por outro lado, o sedimento pode atuar como meio de transporte de outras substâncias, que ficam adsorvidas, como metais e outras toxinas. Metais pesados, poluentes orgânicos e nutrientes sofrem adsorção em partículas menores que 100 µm de diâmetro (Tabela 2.4). Esses elementos ligam-se ao sedimento e são transportados pelas bacias. Ao entrar no curso de água, reagem com a concentração de oxigênio dissolvido e outras substâncias. A Tabela 2.4 traz uma relação do diâmetro de partículas e substâncias associadas.

Tabela 2.4 Contaminante associada à poeira e a partículas de sujeira urbana (Fonte: DEMPSEY *et al.*, 1993 in WONG *et al.*, 2010).

Contaminante (mg/L por mg/g)	Faixa de Tamanho das Partículas					
	< 74 µm	74-105 µm	105-250 µm	250-840 µm	840-2000 µm	> 2000 µm
Cu	7,100	12,000	66,000	5,900	1,600	344,000
Zn	28,000	41,000	31,000	11,000	4,100	371,000
Pb	37,000	55,000	62,000	86,000	19,000	15,000
Total P	3,000	4,800	5,400	2,500	3,000	3,900

O tipo de matéria orgânica que entra nos corpos de água é fundamental, uma vez que existem organismos adaptados para consumir a matéria orgânica em diversas formas, levando os grupos que consomem a matéria orgânica em estado detrital a uma vantagem biológica que, por vezes, leva a um aumento significativo em sua abundância, enquanto habitat para proliferação de micro-organismos. Não é afetado apenas o habitat. Ao alterar os parâmetros físicos da água, os sedimentos obstruem a passagem da luz, criando condições favoráveis à proliferação de organismos patogênicos.

As bactérias são comumente encontradas em material fecal e conectam-se ao sedimento, evitando, assim, contato com luz do sol. São encontradas na matéria orgânica disponível para consumo, tendo, nos grãos de sedimento, o habitat ideal para sua proliferação.

No que concerne a alterações na calha fluvial, o acúmulo de sedimentos no corpo de água gera bancos de sedimento e redimensiona o curso de água. Ao mesmo tempo, colmata locais usados por organismos bentônicos e por outras espécies como habitat natural.

Sólidos suspensos (SS) são compostos por dois íons, orgânicos e inorgânicos. A carga orgânica em águas pluviais origina-se, principalmente, de folhas e de lixo de jardins, contribuindo significativamente para o aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) em águas receptoras.

Uma quantidade significativa de contaminantes inorgânicos está nos sedimentos. É por essa razão que o tratamento eficaz dos sólidos em suspensão (SS) é, muitas vezes, um critério mínimo de qualidade na gestão de águas pluviais, com a expectativa de que uma quantidade significativa de contaminantes orgânicos e inorgânicos serão, também, tratados.

Nos rios, as concentrações de material particulado em suspensão (MPS), geralmente, aumentam consideravelmente durante a primeira parte do evento de inundação. Os sedimentos são arrastados para o rio, e o sedimento de fundo é ressuspensão. Material particulado em suspensão (MPS) é importante para o transporte de muitos contaminantes, como metais pesados, nutrientes, compostos orgânicos tóxicos, por meio de sistemas aquáticos. Esses contaminantes são fortemente associados a partículas coloidais e em suspensão. As colunas de sedimento e de água tornam-se favoráveis para a sua libertação. Esse mecanismo prevê a possibilidade de remobilização de contaminantes quando da ocorrência de eventos posteriores, gerando potencialmente a jusante uma maior degradação.

Destaca-se ainda que os níveis de partículas inorgânicas do solo, geradas a partir de atividades de movimentação de massa, sendo estes em média de 2 a 6 vezes maiores em fase de pré-desenvolvimento (HUDSON, 1981; CHRISTENSEN, 1985). Adicionalmente, enfatiza-se que a produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica está relacionada com a taxa de erosão sobre ela atuante. A erosão é uma função das características do solo, de sua vulnerabilidade, denominada erodibilidade, e do potencial destruturador do agente erosivo, a erosividade.

A erodibilidade é função dos aspectos mecânicos, físicos e químicos que compõem o solo e, em menores proporções, de características físicas locais, sobretudo a declividade do terreno, seguido do manejo do solo (HUDSON, 1981; CHRISTENSEN, 1985).

Para locais de baixa precipitação, a taxa de erosão mantém-se pequena, enquanto que locais de alta pluviosidade também tendem a apresentar taxas pequenas, visto que, em sua maioria, locais que apresentam alta pluviosidade normalmente possuem florestas densas, exceto onde estas são removidas e o solo se encontra desprotegido. Nesses casos, a tendência é que a taxa de erosão cresça de acordo com a precipitação.

O potencial erosivo de uma precipitação é influenciado, principalmente, por sua intensidade, tamanho das gotas de chuva e velocidade terminal de queda da gota.

Quanto maior a intensidade da chuva, maior a sua erosividade. Fenômeno similar acontece com o tamanho da gota. Cresce a erosividade com o incremento do diâmetro. Chuvas de maior intensidade comumente estão relacionadas com diâmetros maiores de gota, embora a precipitação tenha composição heterogênea quanto ao diâmetro.

Já a velocidade terminal depende de parâmetros do objeto em queda, no caso do diâmetro e a forma da gota, sendo que a velocidade terminal aumenta com o diâmetro destas (HUDSON, 1981). Melhores relações são evidenciadas por parâmetros físicos compostos como a energia cinética, que é uma função da massa e da velocidade. No caso da precipitação, pode-se dizer que, conhecendo a velocidade terminal da gota e o seu diâmetro, é possível calcular a energia cinética da gota sobre o solo no momento da queda (HUDSON, 1981).

Segundo HUDSON (1981), o potencial do escoamento superficial cresce com a declividade do terreno e com o comprimento da rampa, aumentando a velocidade do escoamento superficial e do volume escoado, dado que, com o menor ângulo de contato entre gota e terreno, uma parcela ainda menor infiltrará.

A distribuição de tamanho de partícula de MPS transportado em águas pluviais urbanas tem implicações significativas para a exportação de contaminantes associados. A classificação granulométrica de MPS em águas pluviais urbanas é considerada um elemento importante para permitir uma melhor compreensão da distribuição de contaminantes associados a partições de tamanhos de partículas, o que facilitará a seleção e a definição das medidas de tratamento adequado para os contaminantes alvos.

2.2.4 – CONTAMINANTES E PROCESSOS

No meio natural, há um equilíbrio entre as substâncias que o compõem. Com as atividades antrópicas, esse equilíbrio é alterado, havendo a inserção de substâncias que não havia no ambiente previamente.

Antes de afirmar que uma determinada substância é consequência de determinada atividade, é necessário conhecer as características químicas da região de estudo e, assim, separar a contaminação de origem antrópica da condição de origem do ambiente.

Infelizmente, não são comuns os dados de ambientes inalterados. Por outro lado, é desejável utilizar pontos com características similares à região de interesse como controle, de forma a melhor monitorar modificações ambientais. Abaixo, segue um resumo dos principais contaminantes presentes no escoamento superficial em meios urbanos e os processos típicos de contaminação que os envolve (AMY *et al.*, 1974; PORTO, 1995; BOOTH e JACKSON, 1997; ESTEVES, 1998; NOVOTONY, 2003; PRODANOFF, 2005; EPA, 2007; POLETO, 2007; EPA, 2008; WONG *et al.*, 2010).

Metais Pesados

Há uma grande variedade de metais presentes em águas pluviais, e os efeitos tóxicos podem ser observados, uma vez que suas concentrações excedam determinados níveis. Metais de interesse comum encontrados em águas pluviais incluem cádmio, cromo, cobre, níquel, chumbo e zinco.

Os impactos das elevadas concentrações de metais em águas receptoras são complexos e seus efeitos em níveis de toxicidade no ambiente são muito variados. A toxicidade é afetada pelas interações complexas associadas com os parâmetros biofísicos da água, como pH, potencial redox e temperatura.

Fontes antropogênicas de cromo, por exemplo, incluem a indústria de metais e produtos domésticos, pesticidas e fertilizantes, corantes e tintas, peças de motor e papel. Em águas naturais, o cromo está presente principalmente nas formas cromo trivalente (III) e cromo hexavalente (VI). Precipitação de hidróxido de cromo é tido como o mecanismo dominante para a remoção de cromo (III) em águas naturais. A proporção de cromo (III) a cromo (VI) é afetada pela quantidade de matéria orgânica e oxigênio dissolvido. O cromo (VI) é bastante solúvel, existente na forma de um ânion

complexo. Cromo (III) é facilmente removido da coluna de água por matéria orgânica dissolvida e suspensa durante a sedimentação do material.

A forma do cromo parece afetar significativamente a toxicidade para os organismos aquáticos e o próprio comportamento do cromo no ambiente aquático. A toxicidade do cromo (VI) em água doce aumenta em pH baixo e diminui com o incremento da salinidade e com a concentração de sulfato. O cromo (VI) pode sofrer bioacumulação em algum grau, e o cromo (III) pode ser biodisponível por sólidos em suspensão.

Cobre

O cobre é um elemento traço essencial exigida por muitos organismos aquáticos. A toxicidade do cobre diminui com o aumento da dureza e alcalinidade. Está em algas, em invertebrados e em peixes. Como regra geral, aumenta com a diminuição da salinidade. O cobre pode acumular nos organismos aquáticos.

O cobre é encontrado em baixas concentrações na maioria das águas doces e estuarinas. Fontes antropogênicas de cobre incluem o desgaste dos pneus de veículos e pastilhas de freio, com geração pela indústria de metais e correspondentes produtos nacionais.

Em águas naturais, grande parte do cobre é complexado por matéria orgânica dissolvida natural, tais como, ácidos fúlvicos e ácidos húmicos, ou adsorvidos em matéria húmica, revestidos de ferro coloidal ou por partículas de óxido de manganês.

Chumbo

O chumbo está, geralmente, presente em concentrações muito baixas nas águas naturais. Fontes antropogênicas de chumbo incluem gasolina e aditivos para tintas industriais e descargas de águas residuais. Essas fontes superam todas as fontes naturais.

Na água doce, as principais espécies de chumbo são os complexos biológicos de carbonato, com uma menor quantidade de íons de chumbo. Em águas marinhas, o carbonato de chumbo é a forma predominante. O chumbo é fortemente adsorvido pela argila em suspensão, substâncias húmicas e outros materiais em suspensão.

A toxicidade da ligação é, muitas vezes, reduzido, aumentando alcalinidade, dureza e salinidade. Por outro lado, a toxicidade do chumbo é aumentada pela redução de pH abaixo de 6,0. O chumbo é fortemente complexado por matéria orgânica dissolvida na maioria das águas naturais. Adicionalmente, o chumbo pode acumular nos

organismos aquáticos, mas, em geral, não é disponível em concentrações suficientes para causar problemas significativos.

Níquel

O níquel pode entrar no ambiente natural através do intemperismo de minerais e rochas e através de fontes antropogênicas. As fontes antropogênicas incluem a indústria metalúrgica e de produtos domésticos e peças do motor. O níquel é encontrado em concentrações baixas na maioria das águas naturais.

Mais de 90% do níquel no ambiente aquático está associada a partículas de matéria de sedimentos. Em ambientes com pH maior do que 6, o sedimento adsorve níquel a partir de co-precipitados de hidróxidos de ferro e manganês e também pode absorvê-lo a partir de matéria orgânica em suspensão. Nas águas aeróbicas e na presença de microrganismos, o níquel pode ser remobilizado a partir dos sedimentos de fundo.

O níquel é um elemento vital para os organismos aquáticos, mas pode ser tóxico em altas concentrações. A biodisponibilidade do níquel reduz significativamente com a adsorção de partículas em suspensão. A toxicidade de níquel diminui com o aumento da dureza e, geralmente, aumenta à medida que diminui o pH. Na água do mar, aumenta a toxicidade do níquel com a diminuição da salinidade.

Zinco

O zinco é encontrado, na maioria das águas naturais, em baixas concentrações. Esse elemento pode entrar no ambiente por meio de processos naturais, como intemperismo e erosão, e por meio de fontes antrópicas, como desgaste dos pneus e pastilhas de freio, corrosão de objetos metálicos, intemperismo de coberturas galvanizadas, entre outras.

O zinco é absorvido pelo material em suspensão. Não há evidências conflitantes sobre a sua biodisponibilidade após a adsorção. O potencial redox terá pouca influência direta sobre a especiação do zinco. No entanto, nas águas e na presença de enxofre, há a redução para zinco insolúvel, reduzindo a concentração de zinco dissolvido.

O zinco é um oligoelemento essencial exigido por muitos organismos aquáticos. A toxicidade de zinco diminui com o aumento de alcalinidade, dureza e pH (abaixo de um pH menor do que 8).

Os níveis de matéria orgânica dissolvida, encontrados na maioria dos sistemas de água doce, comumente, são suficientes para eliminar a toxicidade de zinco. O zinco forma complexos químicos com a matéria orgânica dissolvida, cuja estabilidade depende do pH. A formação de compostos com a matéria orgânica é comum em águas marinhas. Absorção de zinco e de toxicidade, como regra geral, diminui com o aumento da salinidade.

Nitrogênio

Como principal forma de composto de nitrogênio no ambiente aquático, tem-se a amônia, que ocorre naturalmente em níveis baixos. A proporção de azoto presente é significativamente afetada pelas fontes antropogênicas, tais como matéria orgânica e nutrientes, erosão do solo, resíduos humanos e animais e fertilizantes. A amônia é também usada em uma ampla gama de processos industriais.

Perda de nitrogênio por parte da indústria e da agricultura para o ambiente aquático pode resultar em eutrofização, onde ocorre o crescimento excessivo de plantas com o esgotamento temporário do dióxido de carbono.

Em geral, o nitrogênio não se acumula em ambientes aquáticos, mas o seu aumento, em curto prazo, pode ter efeitos significativos sobre a saúde dos ecossistemas e impedir usos benéficos de ambientes aquáticos. O nitrogênio, no ambiente, é usualmente controlado pelo equilíbrio entre a fixação de nitrogênio, normalmente um processo terrestre, e a reação de nitrificação ou desnitrificação, normalmente um processo aquático. Sob condições severas de redução, ou seja, carga orgânica elevada, N-nitrato é reduzido à amônia, aumentando significativamente os níveis de amônia nas águas. N-amoniacal, por sua vez, é altamente biodisponível, estimulando e promovendo a fotossíntese das algas.

A toxicidade da amônia pode depender da temperatura, pH e composição iônica da água e da sua forma de exposição. O termo refere-se a duas espécies químicas de amônia que estão em equilíbrio na água: a amônia (NH_3), tóxica, e o íon amônio (NH_4^+), não tóxico.

O equilíbrio entre essas formas é largamente controlado pelo pH. À medida que aumenta o pH do ambiente, a proporção de amônia aumenta. Na maioria das condições ambientais, o equilíbrio é dominado pelo íon amônio, e, assim, a amônia é normalmente um nutriente ao invés de uma substância tóxica. No entanto, quando a proporção de amônia, no meio ambiente, aumenta, o potencial de toxicidade aumenta.

Hidrocarbonetos

Substâncias orgânicas tóxicas comuns incluem óleos e graxas, surfactantes, compostos organoclorados, hidrocarbonetos aromáticos, hidrocarbonetos fenólicos, compostos orgânicos de enxofre, fósforo e pesticidas organoclorados, herbicidas e fungicidas. Óleos e graxas são compostos de milhares de produtos químicos orgânicos com propriedades e toxicidades diferentes. Óleo, graxa e outros tensoativos são e aumentam a demanda química de oxigênio (DQO) do corpo de água. Suas principais fontes são geralmente relacionadas com os transportes, lavagens de carros e más práticas na manutenção dos veículos.

Óleos e surfactantes depositados nas superfícies de estrada são levados para águas receptoras pelo efeito de lavagem da chuva. Práticas inadequadas na manipulação e descarte de óleos e tensoativos também podem levar a que essas substâncias sejam lançadas em águas receptoras.

Clorobenzenos

Os benzenos clorados são utilizados como solventes industriais para ceras, gomas, resinas, borrachas, óleos, asfalto e retirada da gordura. As descargas para o ambiente aquático são pelo esgoto e pelo sistema de águas pluviais.

O comportamento dos compostos individuais depende do peso molecular e do grau de cloração. Os compostos de baixo peso molecular serão perdidos do ambiente através de volatilização e solução. Os compostos que possuírem maior peso molecular tendem a persistir no ambiente local e são incorporados aos sedimentos por adsorção sobre as partículas. Como é comum com muitas substâncias tóxicas orgânicas, clorobenzenos não são degradados em condições anaeróbias, mas a degradação ocorre em condições aeróbias. Bioacumulação pode ocorrer para formas superiores de clorobenzenos.

Petróleo e hidrocarbonetos de petróleo

As fontes antropogênicas incluem derrames de navios petroleiros e de transporte, escoamento do óleo natural e de origem urbana e industriais, lavagem de esgoto, terminais de petróleo e refinarias.

O petróleo é menos denso do que a água e é biodegradável. Ao longo do tempo, o petróleo é fisicamente disperso e reduzido por biodegradação. Quando o óleo é derramado no mar, a taxa de desgaste depende da natureza do óleo, temperatura da água, ação das ondas, utilização de dispersantes e disponibilidade de nutrientes para a degradação microbiana. Depois de alguns dias, sedimentação e biodegradação assumem como principais processos de remoção.

Em ambientes confinados, como, por exemplo, pequenos riachos de água doce ou lagos, a biodegradação resultará em redução de oxigênio dissolvido, levando a um acúmulo de frações tóxicas. Como o petróleo não é um único produto homogêneo, não é possível ser prescritivo sobre sua toxicologia ou para derivar valores de referência utilizando o procedimento padrão.

Pesticidas, herbicidas e fungicidas

Pesticidas organofosforados compreendem vários produtos químicos com uma vasta gama de utilizações. Eles exercem seus efeitos agudos em insetos, peixes, aves e mamíferos. Há uma grande variedade de tipos de herbicidas diferentes, o que dificulta uma caracterização mais precisa de seus efeitos diretos.

Principais nutrientes responsáveis pelo crescimento de plantas, macrófitas e algas são fósforo (P), nitrogênio (N) e carbono (C). Nitrogênio (N) e fósforo (P) são nutrientes essenciais para a vida na Terra. Nitrogênio representa cerca de 78% da atmosfera, enquanto fósforo representa cerca de 0,1% da crosta terrestre. Oxigênio, nitrogênio e fósforo, como todos os nutrientes, são essenciais para a biota em determinadas concentrações.

Geralmente, as maiores produções de nutrientes são provenientes de áreas urbanas, com níveis variáveis de geração a partir de bacias hidrográficas agrícolas e com níveis de geração mais baixos a partir de bacias hidrográficas florestadas. A exportação urbana típica do fósforo total (Pt) e do nitrogênio total (Nt) é da ordem de 1 kg/ha e 20 kg/ha/ano, respectivamente. As concentrações médias do evento (CME) correspondente são 0,12 mg/L e 1,6 mg/L para Pt e 0,6 mg/L e 8,6 mg/L para o Nt. (WONG *et al.*, 2010).

As formas mais comuns de nitrogênio disponível para o crescimento da planta em água são as formas inorgânicas, tais como, nitrito, nitrato e amônia e formas orgânicas como a ureia. O nitrato é mais comumente disponível, e a amônia é mais facilmente assimilável pelas plantas.

O fósforo existe na água e em partículas, ambos nas formas dissolvidas. P-particulado inclui P ligado em compostos orgânicos, como proteínas, e P adsorvido a material particulado em suspensão, como argilas e detritos (organismos mortos e em decomposição). Em bacias urbanas, a proporção de partículas de fósforo para ortofósforo é geralmente elevada.

A biomassa é normalmente limitada quanto à disponibilidade de nutrientes, temperatura, luz e pelo pastoreio de zooplâncton, macro invertebrados e animais superiores. Essa relação pode ser significativamente perturbada por mudanças no uso do solo, resultando em fontes antropogênicas de nutrientes, incluindo as descargas de esgotos, a matéria orgânica vegetal, resíduos orgânicos, fertilizantes, resíduos de cozinha, incluindo detergentes, óxido nitroso produzido pelos automóveis e cinzas de queimadas.

Problemas associados com níveis elevados de nutrientes nas massas de água estão bem documentados. Nutrientes promovem o crescimento de plantas aquáticas. Com um aumento de nutrientes, o crescimento das algas torna-se excessivo, muitas vezes resultando na produção de toxinas.

MARTINS *et al.* (1991) caracterizaram, quanto à qualidade do escoamento, duas bacias com diferentes taxas de urbanização. Na bacia mais urbanizada, os autores averiguaram que os parâmetros de SS e Nt podiam explicar boa parte da contribuição de poluentes na bacia e os associaram à atividade residencial da região, ao passo que, na bacia com taxa menor de urbanização, onde se averiguou presença de atividades agrícolas, os autores afirmam que os parâmetros predominantes são Nt, Pt e DBO, os quais podem ser explicados por uso de fertilizantes e lançamentos intermitentes de esgoto.

Oxigênio

O oxigênio dissolvido é freqüentemente utilizado como um indicador da saúde geral do corpo de água. A concentração de oxigênio dissolvido em um corpo de água é altamente dependente da temperatura, da salinidade, da atividade biológica (primária - produção microbiana), da taxa de transferência de oxigênio da atmosfera e da própria carga de oxigênio existente em substâncias no corpo de água.

A instabilidade no equilíbrio de oxigênio nos cursos de água ocorre como resultado do aumento da procura de oxigênio dissolvido existente, muitas vezes, como

resultado da captação de mudança no uso da terra e de descargas urbanas e industriais, ou enriquecimento de nutrientes de efluentes de águas.

A troca da atmosfera é a principal fonte de oxigênio em um ecossistema. As plantas aquáticas também produzem oxigênio pela fotossíntese durante o dia. No entanto, também usam o oxigênio quando respiram. Sob condições naturais, as concentrações de oxigênio dissolvido (OD) podem mudar consideravelmente ao longo de um período diurno. Em sistemas altamente produtivos, como, por exemplo, zonas úmidas tropicais e lagos de dunas, um esgotamento pesado de oxigênio dissolvido (OD) pode ocorrer, sobretudo quando esses sistemas são estratificados.

Todos os materiais orgânicos utilizam oxigênio no processo de biodegradação, como é o caso da conversão microbiana da amônia em nitratos e nitritos através de nitrificação, e no processo de oxidação química, que inclui a oxidação de hidrocarbonetos e a redução dos metais. A excessiva carga orgânica, nesses processos de transformação, pode ser limitada pela disponibilidade de oxigênio, contribuindo para a eutrofização.

Adicionalmente, quase todos os materiais orgânicos mobilizados a partir de uma entrada de águas pluviais contribuirão para a DBO através da decomposição da matéria orgânica. Por exemplo, a matéria orgânica em forma particulada, não reage imediatamente com o oxigênio dissolvido, uma vez que antes é necessária a sua metabolização por consumidores primários presentes na biota local.

O baixo nível de oxigênio dissolvido em um corpo de água pode originar vários problemas ambientais, incluindo a mortandade da comunidade aquática e da propagação de reações químicas no substrato orgânico, que pode levar à dissorção de fósforo e de metais do sedimento.

Concentrações baixas de OD podem resultar em efeitos adversos em muitos organismos aquáticos, como, por exemplo, peixes, invertebrados e microrganismos, que dependem do oxigênio para sua respiração. Essa condição eleva a toxicidade de muitos compostos. A toxicidade do zinco, chumbo, cobre, sulfeto de hidrogênio, cianeto e amônia aumentam em baixas concentrações de OD.

Como mencionado acima, condições severas de redução de OD podem levar a uma liberação de inúmeros metais e ânions do sedimento para a coluna de água em uma forma altamente biodisponível.

Material particulado em suspensão

Material particulado em suspensão (MPS) é comum em águas naturais. Além disso, as partículas orgânicas naturais são provenientes de material orgânico lixiviado de solos, ou erosão dos solos, crescimento e decomposição de plantas. A turbidez da água é causada pela presença de partículas coloidais e em suspensão, que consiste basicamente de argila, silte, fitoplâncton e detritos.

Fontes antropogênicas de MPS inorgânicos incluem partículas oriundas de erosão e degradação do solo, de ruas, casas e edifícios e de partículas em suspensão no ar. Contribuem, para o MPS, orgânicos, como bactérias, e micro-organismos, tais como aqueles encontrados no esgoto. Partículas inorgânicas do solo merecem uma preocupação especial, devido à variedade significativa do limite de contaminantes nos sedimentos transportados por MPS. Grandes quantidades de partículas inorgânicas no solo são frequentemente associadas com a construção urbana e com o desenvolvimento de infraestrutura urbana, incluindo estradas, esgotos e sistemas de drenagem.

Edwards (1995) apud POLETO (2007) define o sedimento como fragmentos de rocha e de solo desagregados pelo processo de intemperismo. O autor fala sobre a diversidade de sedimentos, tanto em diâmetro quanto composição. A sedimentação é diretamente proporcional à erodibilidade dos solos e à erosividade dos agentes de intemperismo atuantes na bacia. A deposição de sedimentos pode resultar na liberação dessas toxinas e de nutrientes em um momento posterior.

Patógenos Microbianos

Bactérias comuns encontradas em águas pluviais incluem coliformes fecais e patógenos específicos como a *Salmonella*. As fontes mais comuns de microrganismos em bacias urbanas são esgoto e fezes de animais onde as áreas de deposição estão diretamente ligadas ao sistema de drenagem. Em bacias urbanas, a gama típica do microrganismo é de 4.000 a 200.000 cfu/100ml, que é de três a quatro ordens de magnitude maior que os níveis recomendados para o contato humano com o corpo de água.

Objetos de um tratamento eficaz dos esgotos, as chuvas e as descargas de águas pluviais urbanas associadas e o potencial de transbordamento de esgoto são os principais motores da alta de patógenos para águas interiores ou

continentais. Conseqüentemente, os níveis de patógenos em vias urbanas podem ser altamente variáveis.

Fatores que influenciam a taxa de decaimento dos elementos patógenos incluem a adsorção de material particulado em suspensão e sua retirada da coluna de água por sedimentação, temperatura, exposição aos raios ultravioletas e salinidade, entre outros.

A salinidade parece acelerar a inativação de certos grupos de coliformes em ambientes marinhos. Depois de eventos como lançamentos de esgoto ou de chuva, os indicadores bacterianos têm ápice e, em seguida, podem retornar aos níveis mais baixos dentro de um dia ou dois, mas, na ausência de diluição, podem ser mantidos por períodos mais longos.

O efeito direto de patógenos humanos nos ecossistemas aquáticos é limitado. No entanto, os efeitos são muito significativos em termos de contato humano com ambientes aquáticos. Organismos que causam preocupação são os patogênicos; bactérias, vírus e protozoários causam doenças que variam em severidade.

O número de microrganismos, ou seja, a dose que pode causar infecção ou doença depende do patógeno específico, da forma em que foi encontrado, das condições de exposição e da suscetibilidade do hospedeiro.

2.2.5 – CONTAMINANTES, MOBILIZAÇÃO E VIAS DE TRANSPORTE

Em ambientes inalterados, também ocorre o transporte de substâncias entre as diversas esferas que compõem os ecossistemas e entre esses ecossistemas, sendo os ciclos de compostos como oxigênio, nitrogênio e fósforo, além do próprio ciclo hidrológico, exemplos óbvios.

Mais uma vez, as intervenções antrópicas levam a um desequilíbrio nesses processos. Os principais meios de mobilização e as mais comuns vias de transporte de contaminantes em ambientes urbanos são descritas na sequência do texto.

2.2.6 – PRINCIPAIS VIAS DE CONTAMINAÇÃO

Existem três principais categorias de mobilização, transporte e vias de interceptação e de processos de contaminação, com implicações importantes para a seleção e concepção de medidas de gestão. Elas estão relacionadas com os sistemas de profundidade do solo, subdivididos em solos profundos e solos rasos, e áreas

impermeáveis (HUDSON, 1981; CHRISTENSEN, 1985; PRODANOFF, 2005; EPA, 2007; EPA, 2008; WONG *et al.*, 2010).

Solos profundos

Em solos porosos profundos, ocorre uma infiltração rápida da chuva. Nesse processo, partículas são filtradas. O fluxo de material orgânico coloidal fino e formas de nutrientes dissolvidos nas águas subterrâneas configuram os principais contaminantes. As descargas das bacias hidrográficas podem ser predominantemente através desses solos por meio do escoamento e das descargas de águas subterrâneas do aquífero. As descargas são pobres em sólidos suspensos, mas potencialmente rica em formas coloidais e em nutrientes dissolvidos e elementos tóxicos.

O biofilme formado sobre sedimentos imersos, em canais ou zonas úmidas, tem papel importante como meio filtrante, sendo o principal processo de remediação desses contaminantes em sistemas subterrâneos, passando a matéria orgânica e nutriente para as respectivas formas inorgânicas.

Sempre que os resultados de urbanização caminham para a adoção de um sistema de drenagem canalizada, os meios de transportes e vias de transformação de material poderão sofrer expressivas alterações, resultando em assoreamento e poluição, aumentando o risco de crescimento de algas, dentre outros elementos.

Solos rasos

As taxas de infiltração e o preenchimento rápido dos poros desses solos aumentam o volume escoado superficialmente. Essa situação é agravada em situações de significativas áreas impermeáveis, limitando ainda mais as oportunidades de infiltração e retenção de água no solo.

As rápidas taxas de escoamento superficial levam à mobilização de partículas do solo, aumentando ainda mais a concentração de sólidos suspensos na carga de lavagem. Nutrientes, metais e compostos orgânicos são rapidamente (em minutos) adsorvidos à superfície das partículas de sólidos em suspensão (SS), e transportados pelas condições de fluxo de água elevado para águas receptoras, como zonas úmidas, rios e estuários, onde se instalam na zona de deposição de entrada.

Descargas provenientes dessas bacias são tipicamente dominadas pela fase do escoamento superficial, com picos de sólidos suspensos, nutrientes, metais e compostos orgânicos absorvidos. Resíduos grosseiros e domésticos também são normalmente liberados a partir da captação por esses processos. O mecanismo principal de interceptação de contaminante é o de sedimentação de sólidos em suspensão, em primeira instância, seguido pelo colapso bacteriano e pela oxidação do material orgânico e nutrientes associados nos sedimentos, com liberação de gás nitrogênio (N₂) para a atmosfera (desnitrificação) e de ferro fosfato nos sedimentos.

Nos locais em há taxas de excesso de deposição de material orgânico, como resultado de cargas de exportação de captação ou da morfologia da área de deposição de entrada, ocorre à redução das condições de sedimentação, levando o sistema a mudar para amonificação e remobilização de fósforo, gerando um sistema propício às condições incômodas de crescimento de algas, metano e sulfureto de produção.

Áreas Impermeáveis

A maioria da precipitação interceptada por áreas impermeáveis transforma-se em escoamento superficial. A disposição das sarjetas no arruamento favorece a maior deposição de material por efeito de gravidade. Assim, a maior parte do material depositado nas áreas impermeáveis tende a nelas acumular. A freqüente secagem e umedecimento dessas áreas, associada à profundidade do escoamento superficial, promove:

- lixiviação e abrasão de materiais de superfície (asfalto, concreto, telhas de metal);
- lavagem de óleos e materiais particulados acumulados em superfícies impermeáveis;
- lavagem de serapilheira acumulada sobre superfícies impermeáveis;
- lavagem de solo, fertilizantes e pesticidas acumulados sobre as áreas impermeáveis.

Esses sistemas normalmente têm taxas de vazão de pico extremas e altas taxas de entrega de contaminantes para águas receptoras na ausência de componentes de interceptação natural. Esses fluxos são tipicamente altos quanto a sólidos em suspensão, metais pesados, e podem incluir lavagem de graxa dos veículos e das emissões de petróleo.

Para eventos de precipitação menores e mais freqüentes, as descargas de águas receptoras são predominantemente baseadas em escoamento superficial das áreas impermeáveis. Com o aumento da intensidade de chuvas, a descarga da área

impermeável será modificada pelo escoamento superficial das áreas permeáveis. Para sistemas de solos rasos, com barro e argila, o mecanismo de interceptação principal de contaminante é a sedimentação das partículas de sólidos em suspensão (SS), em primeiro lugar, seguido pelo colapso bacteriano e oxidação da matéria orgânica e nutriente associada ao sedimento.

Mobilização de Processos de Contaminação

As vias por onde escoam o volume precipitado consistem em importantes mecanismos na mobilização de contaminantes, transporte e interceptação. Em bacias urbanas, eventos mais frequentes geram cargas contaminantes mais significativas. Uma grande percentagem (70% a 90%) de contaminantes é exportada por tempestades de um evento com tempo de retorno menor (WONG *et al.*, 2010). Por exemplo, a soma dos fluxos de um evento de tempo de retorno de até 1 ano pode representar mais de 95% do volume do escoamento médio anual (WONG *et al.*, 2010).

Eventos extremos periódicos de cheia são importantes impulsionadores da biodiversidade nos cursos de água. Por outro lado, aumentam a frequência de descargas de pico. Assim, os grandes eventos podem aumentar significativamente a geração de contaminantes e reduzir a biodiversidade, limitando a capacidade da biota para se reestabelecer antes do próximo evento.

2.2.7 – PLUTOGRAMAS E A PRIMEIRA CARGA DE LAVAGEM (*FIRST FLUSH*)

Assim como as vazões, os poluentes variam ao longo do evento de precipitação, sendo o gráfico resultante da variação da concentração de poluentes ao longo do tempo denominado de polutograma. O polutograma expõe essa variação e possui forma semelhante ao hidrograma (PORTO, 1995; PRODANOFF, 2005).

A primeira carga de lavagem (*first flush*) é um fenômeno bastante estudado que consiste na remoção do material acumulado entre eventos de precipitação. Em outras palavras, o material que se acumulou por determinado tempo desde o último evento chuvoso é removido nos primeiros instantes da precipitação. Os primeiros instantes costumam apresentar uma concentração maior de poluentes. Com base nessa definição, seria possível prever, ao menos em partes, o polutograma (PORTO, 1995; PRODANOFF, 2005).

Segundo essa definição, o pico do polutograma deveria ocorrer antes do pico do hidrograma, todavia nem sempre esse fenômeno é verificado, sendo de maior ocorrência em bacias menores (PORTO, 1995).

A primeira carga de lavagem (*first flush*) interessa ao controle de poluição difusa, pois, em alguns casos, a remoção do volume de poluentes nela contido já permitiria avanços na melhoria da qualidade ambiental da bacia.

Assim, quando é verificada a ocorrência desse evento de lavagem, é comum que as técnicas de controle sejam projetadas para esse volume inicial, porém nem sempre esse fenômeno é verificado nas bacias.

2.2.8 - CME – CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE EVENTO

Os polutogramas, por vezes, representam grandes desafios e, em alguns casos, os desenvolvedores preferem trabalhar com indicadores mais simples e genéricos da poluição difusa presente no escoamento urbano, como o CME – Concentração Média do Evento (PORTO, 1995; PRODANOFF, 2005).

A CME é um indicador que sintetiza a massa de poluentes pelo volume escoado, sendo um indicador geral da qualidade do escoamento. A CME permite comparações entre eventos de mesma localidade, constituindo um dado fácil de ser compreendido e manipulado, permitindo ainda ser empregado como um índice com possibilidade de ser tratado segundo técnicas de probabilidade e estatística em sua manipulação.

TUCCI (2001) realizou experimentos em duas bacias urbanas diferentes, encontrando que a massa de poluentes na bacia aumentou com a precipitação total, precipitação média e volume escoado. A carga de lavagem apresentou comportamento diferente para eventos de precipitação diferentes. A CME foi maior durante o período chuvoso.

A Tabela 2.5 resume as principais fontes de alguns contaminantes comuns em áreas urbanas. Sólidos suspensos (SS), nutrientes, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e micro-organismos são geralmente considerados como tendo o maior impacto ecológico. Óleos e surfactantes e resíduos sólidos têm impactos estéticos, além de seus impactos ecológicos.

Tabela 2.5 - Concentração de poluentes convencionais no sedimento urbano (Fonte: SARTOR e BOYD, 1972).

Parâmetro	Residencial (mg/kg)	Comercial (mg/kg)	Industrial (mg/kg)
DBO	9200	8300	7500
DQO	20800	19400	35700
Nitrogênio Kjeldahl	1700	1100	1400
Nitrato	50	500	60
Fósforo	900	800	1200

Com a urbanização da bacia de captação, pode-se esperar que os níveis típicos de concentração da maioria dos contaminantes serão elevados. A Tabela 2.6 apresenta um resumo de variáveis básicas e seus valores para o escoamento urbano, esgoto de tratamento secundário e córregos urbanos. A Tabela 2.7 traz um resumo de típicos contaminantes no escoamento superficial.

Tabela 2.6 – Resumo de parâmetros de qualidade da água com os valores típicos para esgoto urbano, córregos urbanos e esgoto de tratamento secundário (Fonte: WONG, 2010).

Variável / Média e faixa de concentração por fonte de PD	Escoamento urbano	Córregos Urbanos	Esgoto secundário
SS (mg /L)	250 (13-1620)	2,5-23	25
DBO (mg /L)	15 (7-40)	1,0-4,0	15
Chumbo (mg /L)	0,01-2,0	<0,002-0,024	0,02
Zinco (mg /L)	0,01-5,0	0,009-0,14	0,1
Cobre (mg /L)	0,4	0,001-0,017	0,03
Cromo (mg /L)	0,02	-	0,01
Cadmio (mg /L)	0,002-0,05	<0,0005	0,002
Coliformes fecais (orgs./100 mL)	10^4 (10^3 - 10^5)	$0,4$ - $7,4 \times 10^3$	10^5
fósforo total (mg /L)	0,6 (0,1-3)	0,02-1,2	8
Amônio (mg /L)	0,7 (0,1-2,5)	0,002-0,16	20

Tabela 2.7 - Típicas fontes de contaminantes no escoamento urbano (Fonte: WONG, 2010).

Contaminante / Fonte contaminante	Sólidos	Nutrientes	Micro-Organismos	OD	Metais	Óleos	Orgânicos Sintéticos
Erosão do solo	X	X		X	X		
Solo exposto	X	X	X				
Fertilizantes		X			X		
Resíduos humanos	X	X	X	X			
Resíduos animais	X	X	X	X	X		
Veículos e combustíveis	X		X	X	X		
Desgaste de veículos	X				X		
Produtos químicos domésticos e Industriais	X	X			X	X	X
Pintura e conservantes					X	X	
Pesticidas						X	X
Instalações de drenagem	X	X	X	X	X		

2.3 GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO APLICADOS A MODELAGEM HIDRÁULICO-HIDROLÓGICA E DA POLUIÇÃO DIFUSA

Muitas vezes, dispõe-se de informações pontuais no tempo e no espaço para descrevermos fenômenos essencialmente espaciais. Com as tecnologias de geoprocessamento disponíveis, é importante incorporar essa base de dados, em conjunto com as informações pontuais, na análise dos fenômenos físicos.

Muitas informações espaciais inerentes a um processo de modelagem de bacias hidrográficas não são contempladas nos modelos hidrológicos. Essa grave limitação já é superada em função da disponibilidade de imagens de sensoriamento remoto, contendo informações relevantes sobre os processos físicos que se desenvolvem nas bacias

Em relação a modelos hidrológicos do tipo chuva-vazão, podemos indicar pelo menos seis grandes campos de aplicação: (i) extensão de séries de descarga; (ii) geração de estatísticas sobre descarga; (iii) acesso aos efeitos provenientes das mudanças no uso do solo; (iv) possibilidade de acesso aos efeitos globais climáticos; (v) predição de vazões em bacias não monitoradas; (vi) predição de vazões provenientes das mudanças no uso do solo.

As duas primeiras aplicações têm sido implementadas com relativo sucesso. As demais têm encontrado grandes dificuldades em apresentar resultados satisfatórios. Uma das saídas para tal dilema é o desenvolvimento de novos modelos do tipo chuva-vazão, que apresentem uma estrutura distribuída, facilitando a incorporação de informações espaciais e temporais.

A modelagem hidrológica teve seu início na década de trinta do século passado, com a teoria da hidrógrafa unitária (SHERMAN, 1932), que considera a relação chuva-vazão linear, sem considerar a infiltração. No entanto, avanços expressivos ocorreram e a hidrologia deixou de ter caráter descritivo, como era predominante, e passou a dar a mesma importância ao aspecto quantitativo, assumindo um grau de complexidade maior, procurando melhor representar, temporalmente e espacialmente, os diversos fenômenos contidos no ciclo hidrológico.

CRAWFORD e LINSLEY (1966) desenvolveram um modelo chamado STANFORD IV que buscava detalhar todos os processos na bacia discretizada temporalmente (15 minutos). Ficou bastante conhecido por ser um modelo bastante completo pela quantidade de processos que representava. Antes do STANFORD IV, a

engenharia do corpo armado dos EUA (*US Army Corps of Engineers*) desenvolveu o modelo SSARR (*Streamflow Synthesis and Reservoir Regulation*), que tinha como objetivo, simular os processos hidrológicos e a regularização de vazão no rio Columbia (TUCCI, 1998).

Uma década depois, os esforços estavam voltados aos procedimentos automáticos de calibração, onde a comunidade científica buscava uma metodologia que melhor ajustasse o resultado do modelo às séries naturais observadas.

Ainda nos anos 70, iniciou-se a pesquisa por procedimentos automáticos para a calibração desses modelos (DAWDY e O'DONNELL, 1965), entendida como a busca pelo conjunto de parâmetros do modelo que, a partir de determinado critério, permitisse que o modelo obtivesse uma resposta que se aproximasse ao máximo das séries naturais observadas.

Com a disseminação dos computadores, a formulação de modelos também foi dispersa, pois cada um dos laboratórios envolvidos com o procedimento de modelagem estabeleceu seu modelo segundo sua necessidade. Contudo, assim como a capacidade dos computadores cresceram, também cresceu a necessidade de responder a questões que a modelagem concentrada não conseguia mais atender.

No período da década de sessenta a meados da década de oitenta, o conjunto de modelos hidrológicos disponíveis, do tipo concentrado, apresentava dificuldades em responder aos impactos advindos das atividades humanas no ciclo hidrológico, tais como: os efeitos da devastação florestal sobre a erosão do solo, os regimes de cheia e a dispersão de poluentes das atividades agrícolas e industriais. A evolução ocorreu no sentido de que os modelos pudessem avaliar e melhor explicitar os impactos decorrentes do desenvolvimento da bacia.

Assim, destaca-se, na década de oitenta, o desenvolvimento de um projeto que tinha como objetivo a construção de um modelo hidrológico distribuído com base física, utilizando um conjunto de equações diferenciais que procuravam descrever os diferentes processos físicos do ciclo hidrológico. Esse projeto foi apresentado com o nome de Sistema Hidrológico Europeu – SHE (ABBOTT *et al.*, 1986a,b). Outros trabalhos nessa linha podem ser encontrados em MAHMOOD e YEVJEVICH (1975), KOUWEN (1986) e MIGUEZ (2001), ARAUJO (2006), LIBOS (2008) e GETIRANA (2009).

Segundo ABBOT *et al.* (1986b), os modelos concentrados apresentam algumas limitações em seu uso, tais como: (i) as séries hidrometeorológicas precisam ser longas; do contrário, não se tem uma boa calibração dos parâmetros; (ii) a calibração automática

que, na maioria das vezes, é utilizada, não alcança valores para os parâmetros com significado físico; (iii) as previsões sobre os efeitos das mudanças no uso do solo com base nos parâmetros calibrados automaticamente nem sempre são confiáveis; (iv) a maior parte dos modelos não leva em consideração as informações de topografia, diferentes tipos de vegetação e solo.

Na linha de modelagem hidrológica distribuída, o princípio do processo de discretização de uma bacia foi abordado no final da década de sessenta, recebendo o nome de malha quadrada (XAVIER, 2002). Essa técnica, desenvolvida e aplicada no Canadá (GUPTA e SOLOMON, 1977a,b; SOLOMON e GUPTA, 1977), apresentou bons resultados, passando então, a ser implementada e aprimorada nos grandes centros da Europa. Esse novo tratamento ou procedimento metodológico na abordagem de balanços hídricos resultou em um grande avanço para a área da hidrologia, que passou, então, a usar modelos hidrológicos distribuídos. A técnica fundamenta-se na divisão de elementos individuais que atuam como um sistema composto a partir de dados topográficos de cada elemento, delineando as direções de escoamento, de forma consistente com a topografia da bacia.

Para a modelagem utilizando a malha quadrada, quanto mais refinada for essa malha, maior é a quantidade de dados necessária, porém, melhor e mais fiel é a representação da natureza. Os comportamentos de certos pontos particulares da bacia hidrográfica também podem ser acessados através dessa técnica, pois as informações estão ligadas a cada uma das células da malha.

Os modelos distribuídos estão melhor relacionados com os fenômenos físicos e com a variabilidade espacial dos parâmetros, suprimindo a deficiência que existe nos modelos concentrados. NOVOTNY e OLEM (1994) ponderam que a precisão e a confiabilidade dos modelos são limitadas, apresentando assim algumas restrições, tais como: (i) exigência de grande quantidade de dados de entrada para poder representar com maior fidelidade os fenômenos; (ii) requer uma abordagem discreta, geralmente na forma de malhas quadradas ou células, que se torna, então, concentrada em cada malha ou célula; (iii) devido à falta de dados, chega-se a resultados que poderiam ser obtidos com modelos mais simplificados. Os autores enfatizam que, apesar dos modelos distribuídos apresentarem uma abordagem fisicamente mais consistente, ainda estão longe de representarem a natureza, que, em geral, não segue a mesma escala dos modelos.

Existem dois tipos de modelos de poluição por fonte difusa. Os mais utilizados são os modelos de parâmetros concentrados, enquanto que modelos mais complexos são baseados em conceitos de parâmetros distribuídos. Trabalhos sobre os modelos de qualidade da água aplicavam à poluição por fonte difusa de bacias urbanas e de agricultura têm sido desenvolvidos como em GIORGINI e ZINGALES (1986), DOMIGIAN e HUBER (1990).

A evolução no procedimento de modelagem hidrológica tem sido no sentido de acoplar os modelos distribuídos do tipo chuva-vazão aos conceitos envolvidos no problema de poluição por fontes difusas. A Tabela 2.8 apresenta características de alguns desses modelos matemáticos para a avaliação da contaminação por fontes não pontuais.

Os modelos apresentados na Tabela 2.8 são do tipo comercial e necessitam de critérios bem definidos para sua escolha, exigindo que o usuário conheça os conceitos, hipóteses e limitações para que sua simulação não seja considerada como verdade absoluta em condições desconhecidas, evitando assim erros e desapontamentos.

Tabela 2.8 - Modelos para avaliar a contaminação de fontes não pontuais.

Nome	Aplicação	Escala de Tempo	Escala Espacial
Cargas por superfície unitária* (estatístico)	Perda de sedimento e de nutrientes	De médio a longo prazo	Dezenas de centenas de km ²
USLE** (Equação universal de perda de solo)	Perda média do solo em relação com cultivos específicos, entre outros.	Anual	Terreno/campo
RUSLE/MUSLE** (USLE revisada/modificada)	Perda média do solo em relação com cultivos específicos, entre outros.	Anual	Terreno/campo
Modelos que requerem grande disponibilidade de dados			
ACTMO (Modelo de transporte de produtos químicos agrícolas)	Processos hidrológicos Qualidade da água	Eventos contínuos	Campo
AGNPS (Contaminação de fontes agrícolas não localizadas)	Hidrologia, erosão, N, P e pesticidas	Eventos contínuos, diários	Células, campo
ANSWERS (Simulação de respostas ambientais em bacias hidrográficas de fontes rurais não localizadas)	Hidrologia, erosão, N, P e pesticidas	Uma tempestade	Células
CREAMS (Erosão química e escoamento dos sistemas de gerenciamento agrícolas)	Hidrologia, erosão, N, P e pesticidas	Diário, contínuo	Campo
EPIC (Calculador do efeito erosão-productividade)	Hidrologia, erosão, ciclo de nutrientes, supervisão de colheitas e solos e economia	Eventos contínuos, diários	Campo

Tabela 2.8 - Modelos para avaliar a contaminação de fontes não pontuais.

Nome	Aplicação	Escala de Tempo	Escala Espacial
SHE (Sistema hidrológico europeu)	Hidrologia, com módulos de qualidade da água	Eventos contínuos, diários	Bacia hidrográfica
SWAM (Modelos de bacias hidrográficas pequenas)	Processos hidrológicos, sedimentos, nutrientes e pesticidas	Diário, contínuo	Bacia hidrográfica
SWAT (Instrumento de avaliação de solos e água)	Processos hidrológicos, sedimentos, nutrientes e pesticidas	Eventos contínuos, diários	Simulação simultânea para 100 sub-bacias
SWRRB (Simulador para recursos hídricos em bacias rurais)	Balço hídrico e processos hidrológicos e sedimentação	Eventos contínuos, diários	Bacia hidrográfica
WEPP (Projeto de previsão da erosão hídrica)	Processos hidrológicos, processos de sedimentação	Diário, contínuo, tempestades simples	Ladeiras, bacias hidrográficas, células
STORMNET	Bacias urbanas. Diversificada.	Variada	Diversificada

Fonte: ONGLEY, 1997, adaptado pela autora.

2.3.1 – GEOPROCESSAMENTO E MODELAGEM NA IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE PRODUÇÃO E ACÚMULO DE POLUIÇÃO DIFUSA EM BACIAS URBANAS

Os modelos aplicados no escoamento urbano, assim como muitos modelos hidrológicos convencionais, simulam a resposta da bacia a um ou mais eventos de precipitação.

PRODANOFF (2005) realiza uma revisão de trabalhos que aplicaram modelos de transporte e empíricos com a finalidade de estudar a poluição presente no escoamento superficial. O autor também cita que esses modelos vêm o problema basicamente em três fases: acumulação, lavagem e transporte.

A acumulação ocorre entre os períodos de chuva. Os poluentes acumulam-se na bacia, e a lavagem de poluentes é representada por um decaimento na carga de poluentes disponíveis (PRODANOFF, 2005), associada geralmente a valores de precipitação. Já o transporte é influenciado pelas drenagens naturais e artificiais da bacia.

Mais recentemente, por exemplo, Maniquiza *et al.* (2010) reuniram dados de vazão líquida, em 28 meses, mediante o emprego de equipamento de coleta em estradas

e em estacionamentos. Foram conduzidas análises de regressão múltipla entre dados de vazão junto a seções exutórias do sistema de drenagem e variáveis físico-químicas associadas à qualidade de água desse escoamento, levando os autores a concluir que é necessário um monitoramento de longo prazo associado a dados de qualidade de água.

Os modelos variam quanto a tipo, objetivo, complexidade e funções. Existem modelos preparados apenas para diagnósticos, enquanto outros mais complexos vão além do diagnóstico dando um planejamento detalhado das medidas de controle a serem implementadas, permitindo múltiplos cenários.

EPA (1985) *apud* PORTO (1995) traz uma classificação dos modelos quanto ao nível de detalhe usado na simulação, a saber:

- nível expedito - complexidade simples tem como objetivo realizar diagnóstico e planejamento preliminar; utiliza equações baseadas em estatística de dados;
- nível de simulação contínua - complexidade simples a média; objetiva diagnóstico, planejamento preliminar, dimensionamento preliminar de estruturas de controle e avaliação de impactos de longa duração; necessita de série de dados de precipitação;
- nível de simulação de eventos – simula eventos, sendo de complexidade maior; realiza análises para projeto e inclui planejamento detalhado, com maior precisão.

KUO *et al.* (1993) apresenta um modelo simplificado para ser utilizado por engenheiros em pequenas bacias. Os autores subdividiram a bacia em sub-áreas de acordo com as condições hidrológicas; usaram um ano de dados de vazão e 3 parâmetros químicos (DQO, DBO e SS) para calibrar o modelo. Como resultado, afirmam que o modelo atendeu bem a demanda no caso de pequenas bacias, economizou tempo e recurso, permitindo trabalhar com uma pequena faixa de dados para calibração e podem ser utilizados para planejamento e controle de fontes de poluição difusa.

Comumente, em trabalhos de modelagem hidráulica e hidrológica, necessita-se de séries de dados de porte considerável para obtenção de bons resultados. Em bacias pequenas, os aspectos qualitativos do escoamento podem ser calibrados por poucos parâmetros e pequenas séries. Por outro lado, a interação da carga de poluição difusa

presente no escoamento superficial com a carga de poluentes presentes no corpo de água receptor necessita de significativa quantidade de dados para sua avaliação, ou, então, a modelagem das cargas de poluentes no escoamento superficial servirá apenas como guia para prováveis intervalos de inserção de poluentes no escoamento (CHIEW e MCMAHON, 1999).

HUANGA *et al.* (2010) realizaram uma análise sobre a incerteza dos dados de análise de qualidade de água e de poluição difusa em bacias urbanas. Os autores discutem acerca da confiabilidade gerada pela coleta e tratamento das amostras, chegando a concluir que as incertezas em relação ao volume de eventos fluviométricos, à concentração média do evento (CME) e à demanda química de oxigênio (DQO) são de aproximadamente 7,03%, 10,26% e 18,47%, respectivamente.

CHANDLER (2005) *apud* FILHO e TUCCI (2009) descreve sobre a utilização de modelos sofisticados e simples para simulação do escoamento superficial, chegando a concluir que, dadas as incertezas envolvidas nas estimativas não havia diferenças significativas nas suas respostas.

BORAH E BERA (2003) comparam diversos modelos de simulação de escoamento superficial. As bases matemáticas de diferentes componentes desses modelos foram identificadas, compiladas e documentadas em tabelas. O trabalho objetivou comparar os modelos entre si, mostrando a capacidade de cada um deles em diferentes situações, trazendo ainda as limitações, escalas de atuação, desenvolvimento e principais equações utilizadas.

EPA (2007) compara e avalia diferentes modelos hidráulicos e hidrológicos de bacias hidrográficas e fazem recomendações, identificando áreas de melhoria dos modelos. Nessa publicação, os diversos autores revisam modelos comumente usados e avaliados, utilizados em áreas urbanas ou não urbanas, separando-os quanto à aplicação. Os autores também tecem considerações para auxiliar na escolha do melhor modelo a ser aplicado para diferentes situações, afirmando que a questão central na escolha de modelos apropriados é a correspondência adequada à dimensão financeira e geográfica do projeto com as necessidades para a realização de uma avaliação condizente e eficaz do problema. Esses autores ainda sugerem seis critérios que podem ser usados para analisar os modelos disponíveis para o potencial de aplicação em um determinado projeto:

- tempo e recursos disponíveis para aplicação do modelo;
- facilidade de aplicação;

- disponibilidade de documentação;
- aplicabilidade de processos de modelagem e componentes para os objetivos do projeto;
- capacidade de modelagem hidrodinâmica;
- demonstração de aplicabilidade para o tamanho e para o tipo de projeto.

Diversos métodos, modelos e técnicas vêm sendo desenvolvidas e empregadas na busca pela compreensão dos fenômenos ligados à poluição difusa no escoamento superficial de bacias urbanas. Alguns desses modelos trabalham integrados com ferramentas, como sistemas de informação geográfica - SIG, até mesmo outros modelos, amostragens e análises de qualidade das amostras, tratamentos estatísticos dos dados coletados, correlações, entre outros módulos.

Nas seções seguintes, destaca-se o modelo StormNET, empregado, nesta dissertação, conjuntamente com ferramentas de geoprocessamento e imagens de satélite, para a geração de cenários e correspondentes simulações para a área de estudo na bacia do córrego Quitandinha em Petrópolis/RJ, inserida na parte urbana da bacia do rio Piabanha na região serrana do Rio de Janeiro, no que concerne à produção de poluição urbana difusa. Maiores detalhes encontram-se no capítulo de metodologia deste trabalho.

2.3.2.1 – STORMNET

Segundo BOSS (2009), o StormNET é um código computacional que reúne um conjunto poderoso e abrangente de modelos disponíveis para analisar e projetar sistemas de drenagem urbana, esgotamento sanitário e estudos de qualidade do escoamento superficial, combinando elementos complexos de hidrologia hidráulica e de qualidade de água.

Esse código computacional tem capacidade para simular a geração e o transporte de qualquer volume de fluxo, devidamente pré-definidos pelo usuário. A esse volume, são associados dados de poluentes de acordo com a caracterização das sub-bacias repassadas pelo usuário.

O modelo USAEPA SWMM é um modelo distribuído que opera a nível de sub-bacias, recebendo determinada precipitação e, a partir da caracterização do uso e ocupação do solo, gera carga de poluentes, sendo o modelo de interesse para os

trabalhos que enfocam os aspectos qualitativos do escoamento. O SWMM foi desenvolvido, pela primeira vez, em 1971, pela USAEPA e passou por diversas atualizações desde então (EPA, 2009).

O StormNET é um dos códigos computacionais aprovados pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA, como parte do NPDES – *National Pollutant Discharge Elimination System*, que permite a modelagem dos processos relativos à poluição difusa (BOSS, 2009).

A caracterização da bacia hidrográfica consiste, principalmente, em informações de precipitação, altitude, sistema de drenagem presente na bacia, áreas permeáveis e impermeáveis, atividade ou uso presente na região de interesse, poluente associado a essa atividade e co-poluentes, além de informações adicionais de entradas de poluentes como contribuições laterais, por infiltração, ou simplesmente pela precipitação de poluentes no sistema.

Pelo uso atribuído à bacia, o modelo simula a geração e o acúmulo de poluentes. Após as informações de relevo, drenagem e precipitação, o transporte desses poluentes pode ser modelado. Um exemplo de uma relação de co-poluentes seria a de que a concentração do escoamento de um metal pesado particular é uma fração fixa da concentração do escoamento de sólidos em suspensão. Neste caso, sólido em suspensão não pode ser declarado como o co-poluento para metal pesado.

As informações necessárias para cada poluente incluem:

- nome dos poluentes;
- unidades de concentração;
- concentração na precipitação;
- concentração nas águas subterrâneas;
- concentração em infiltração direta;
- coeficiente de decaimento de primeira ordem.

Os seguintes processos podem ser definidos para cada tipo de terreno:

- limpeza da rua e eficiência da limpeza;
- acúmulo de poluentes, que define taxa na qual o acúmulo de poluentes ocorre entre os eventos de precipitação;
- lavagem de poluentes, que define a taxa de poluentes lavados durante um evento de precipitação.

Caso não existam estudos que levantem essas informações na bacia de interesse, existem tabelas com dados típicos destes valores, de acordo a atividade e uso do solo.

Essas tabelas são, em sua maioria, resultados de estudos desenvolvidos pela USAEPA (BOSS, 2009).

O código computacional permite compartilhar dados espaciais e representar visualmente o sistema de drenagem assim como outros elementos da bacia. O uso do geoprocessamento na caracterização de bacias, na modelagem hidrológica e sua aplicação em estudos de poluição difusa são abordados a seguir.

2.3.2.2 – GEOPROCESSAMENTO APLICADO À POLUIÇÃO DIFUSA

A poluição difusa apresenta distribuição espacial e temporal variada, sendo de difícil monitoramento. Para sua modelagem, são comumente usados modelos do tipo determinístico. O uso do geoprocessamento e sensoriamento remoto como ferramentas na modelagem hidrológica permite a coleta, manuseio, interpretação, e até mesmo exibição da variação espacial de dados não pontuais.

Com o auxílio dessas valiosas ferramentas, diversos trabalhos têm conseguido bons resultados ao integrar os sistemas de informação geográfica – SIG's com modelos hidrológicos (ENGEL *et al.*, 1993; FERRAZ *et al.*, 1999; LIBOS, 2002; LIBOS, 2008).

Imagens de satélite de alta resolução permitem ao usuário uma forte caracterização da bacia de interesse, dada à escala de maior detalhe. Essas imagens são recomendáveis para estudos de poluição difusa em bacias urbanas, pois, como averiguado por diversos pesquisadores, é necessário conhecer a identidade da poluição presente na bacia por meio das atividades nela desenvolvidas (YAMADA, UMEHARA, ICHIKI, 1993; Whipple *et al.*, 1989 *apud* BOLMANN e MARQUES, 1996; DUNCAN, 1999; FILHO e TUCCI, 2009).

Diversos produtos e recursos presentes nos códigos computacionais que trabalham com SIG's interagem perfeitamente com as necessidades da modelagem conceitual determinística. A construção de uma base de dados geoespaciais que contemple informações de drenagem natural e artificial, relevo e uso e cobertura do solo permite uma interação com os modelos de qualidade de escoamento acima apresentados. Em outras palavras, a caracterização da identidade do poluente baseado nas atividades presentes na bacia, associada a suas características físicas pelo SIG, pode ser usada como base de entrada nos processos de modelagem qualitativa.

As informações de relevo e drenagem ajudam na compreensão do comportamento do fluxo na bacia, permitindo aos pesquisadores compreenderem parte importante da dinâmica das águas na bacia. Com os modelos digitais de elevação – MDE é possível visualizar áreas de acúmulo e de passagem de fluxo assim como poluentes. As imagens e classificações de uso e ocupação do solo auxiliam na visualização das atividades e usos desenvolvidos na bacia.

A identidade do poluente e o grau de permeabilidade de uma região podem ser realçados através de imagens de alta resolução. Áreas produtoras de poluentes, como áreas de solo exposto, vias sem asfalto, áreas utilizadas pela população como bota-fora ou simplesmente para despejo de resíduos sólidos, podem ser visualizadas nessas imagens.

Os SIG's, por sua vez, permitem a construção de base que alimenta os modelos qualitativos, podendo até mesmo trabalhar como alternativa em locais que não contam com série histórica de dados hidrometeorológicos ou possuem poucos dados.

De posse dessas informações, pode-se cruzá-las com outros temas, como a drenagem artificial presente na localidade, focos de doenças de veiculação hídrica, saneamento básico, entre outros, que permitem identificar áreas de interesse para o controle de poluição difusa.

ENGEL *et al.* (1993) propõem o uso integrado de SIG com os modelos AGNPS, ANSWERS e SWAT. Os autores citam a necessidade de grande quantidade de dados de entrada para os modelos convencionais como uma dificuldade comum para a modelagem hidrológica em bacias que dispõem de pouco ou nenhum dado de monitoramento, sugerindo a incorporação do SIG aos modelos como solução prática e eficiente. Os autores ainda sugerem que os produtos obtidos pelos SIG's, como dados de direção dos fluxos, pontos de acúmulo, células de escoamento, entre outros, podem ser utilizados como dados de entrada nos modelos supracitados.

A drenagem natural pode ser mostrada pelo MDE associada a modelos de escoamento, porém, no caso de bacias urbanas, a drenagem artificial tem um importante papel, não devendo ser menosprezada. Adicionalmente, dados do sistema artificial são necessários para concluir sobre o funcionamento do escoamento superficial. Afinal, bacias urbanas, são sistemas onde a matriz antrópica e a matriz natural interagem (MOTA, 1999).

Vale lembrar que tão importante quanto o dimensionamento correto das técnicas e projetos de estruturas de controle de poluição difusa são a sua correta disposição na

área, evitando, assim, o desperdício de recursos financeiros e aumentando a eficácia do controle.

A interação entre SIG – STORMNET apresenta uma economia de tempo e recursos. Com os dados obtidos em SIG, faz-se apenas necessário construir, na tabela de atributos dessas camadas (*shapes*), campos com a especificação dos dados de entrada do código computacional. Ao abrir o arquivo, o STORMNET lê e interpreta a tabela de atributos, permitindo ao usuário um direcionamento rápido e prático das informações. A caracterização manual levaria o usuário à perda considerável de tempo e recurso para satisfazer os requerimentos do STORMNET.

Cada bacia pode ser inicialmente analisada pelos seus usos do solo. A entrada de dados é feita por subunidade. Assim, o código computacional trabalha com unidades definidas pelo usuário e com os dados por ele fornecidos. O código computacional caracteriza cada unidade da bacia.

Essa leitura de informações pela camada é feita pelo código computacional de geoprocessamento, que calcula, para cada polígono, esses dados. O STORMNET reconhece cada polígono do vetor, cada qual representando um uso do solo, como uma micro-bacia, levando o usuário a uma detalhada caracterização dessas unidades de estudo reduzindo o custo de tempo.

A seguir, as demais informações das sub-bacias são inseridas manualmente, sendo elas: rugosidade de Manning, curva – número, poluentes, uso do solo e escolha das equações que serão utilizadas para o cálculo de acúmulo e lavagem de poluentes da sub – bacia. Alguns desses dados são escolhidos com base em tabelas presentes no STORMNET. Inseridos os dados de caracterização de poluentes e lido os dados da bacia pela informação de vetor, resta informar o caminho do fluxo, sendo, então, necessários os dados de projeto da drenagem artificial.

CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA

3.1 – CONSIDERAÇÕES INICIAIS

A urbanização de bacias é, de fato, uma atividade altamente impactante. A poluição difusa nesses ambientes têm se mostrado de difícil mensuração e controle, dada a sua natureza distribuída sobre a bacia, variando em função de eventos de precipitação e das características de uso do solo na bacia hidrográfica. A caracterização da poluição presente no escoamento superficial pode ser conduzida através do conhecimento das atividades desenvolvidas na bacia. Em especial, as principais vias de transporte de contaminantes, as suas correspondentes fontes de produção e as áreas de acúmulo são variáveis importantes nos estudos de identificação, controle e gerenciamento de poluição difusa.

A partir desse referencial, resgata-se, neste capítulo, o objetivo geral do trabalho de identificar áreas que atuam como fontes de produção de poluição difusa e áreas de acúmulo de poluentes na bacia hidrográfica do córrego Quitandinha, no município de Petrópolis – RJ.

Nesse sentido, a abordagem metodológica enfatiza o emprego de geoprocessamento e imagem de satélite, conjuntamente com medições *in situ*, no levantamento e aquisição de dados que serão utilizados na discriminação dessas áreas em ambientes urbanizados.

Adicionalmente, cenários são propostos e simulações são realizadas com o modelo Stormnet com vistas a melhor compreender a produção e geração da poluição difusa na área de estudo, permitindo tecer recomendações e estabelecer um plano de monitoramento e acompanhamento dos impactos causados por esse tipo de poluição na região.

Com vistas a oferecer um tratamento integrado, neste capítulo, são apresentados os procedimentos e os tratamentos utilizados na presente dissertação. Desde a fase inicial, baseada na captação e tratamento dos dados que vieram a constituir a base de informações da bacia, passando pela delimitação da unidade de estudo e sua segmentação em subunidades, a identificação de áreas fontes e de acúmulo e a coleta de amostra de material da sarjeta.

A Figura 3.1 apresenta, de forma sintética, o fluxo geral de processos empregados ao longo da dissertação, enquanto, na Figura 3.2, apresenta um detalhamento dos diferentes cenários e informações tratadas. Na sequência do texto, discute-se cada uma das fases apresentadas nos Fluxogramas 3.1 e 3.2, facilitando, mais adiante, a exposição de resultados obtidos ao longo dos Capítulos 4 e 5 desta dissertação.

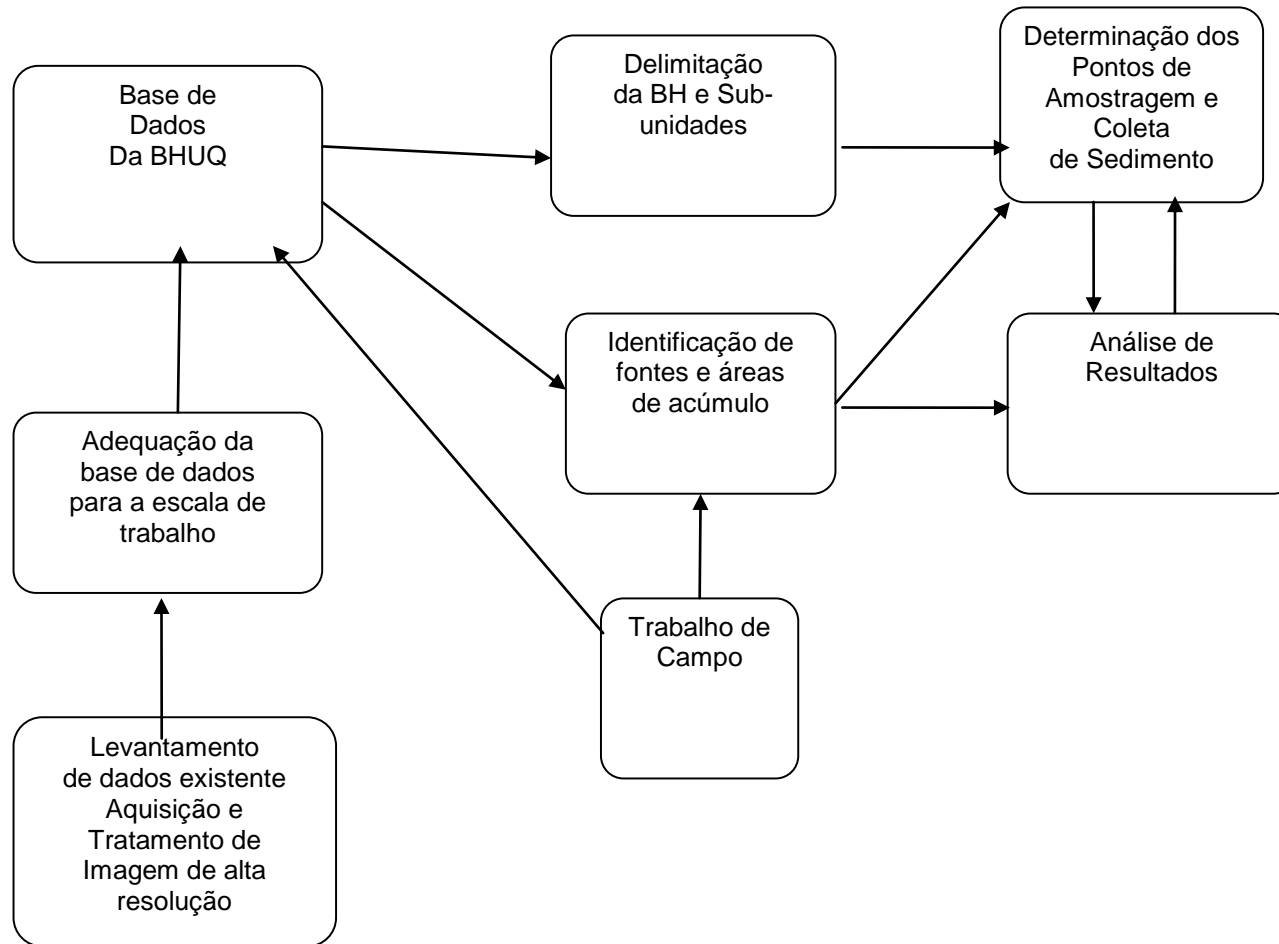


Figura 3.1 – Fluxograma geral

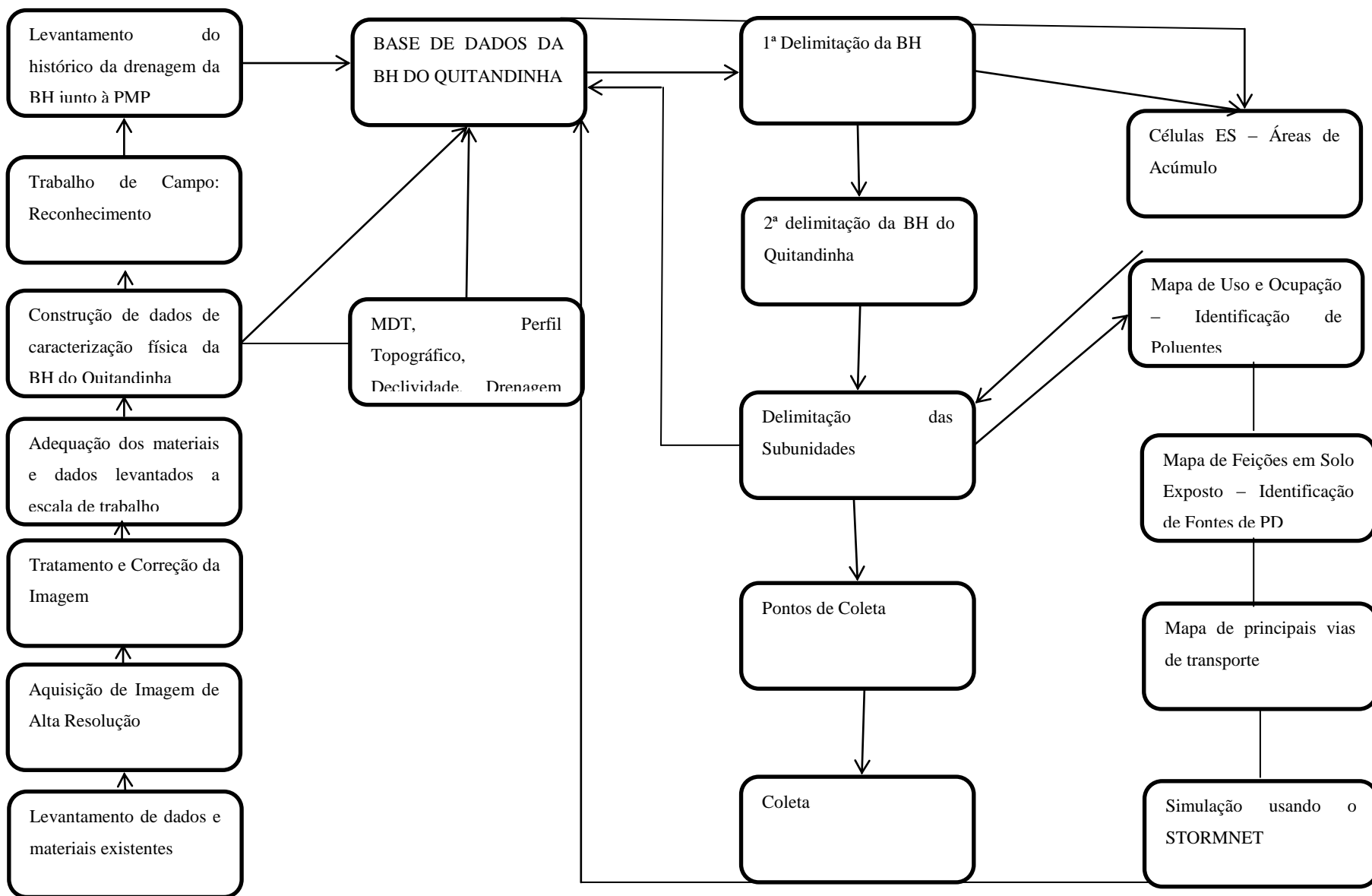


Figura 3.2 – Fluxograma com o detalhamento de cenários e dados tratados

3.2 – AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA IMAGEM

Inicialmente, foi adquirida imagem de satélite de alta resolução, por meio do projeto *EIBEX – Estudo Integrado de Bacias Experimentais – Parametrização Hidrológica na Gestão de Recursos Hídricos das Bacias da Região Serrana do Rio de Janeiro*. A área da imagem corresponde a cerca de 25 km², abrangendo a área de estudo correspondente à bacia do córrego Quitandinha em Petrópolis/RJ.

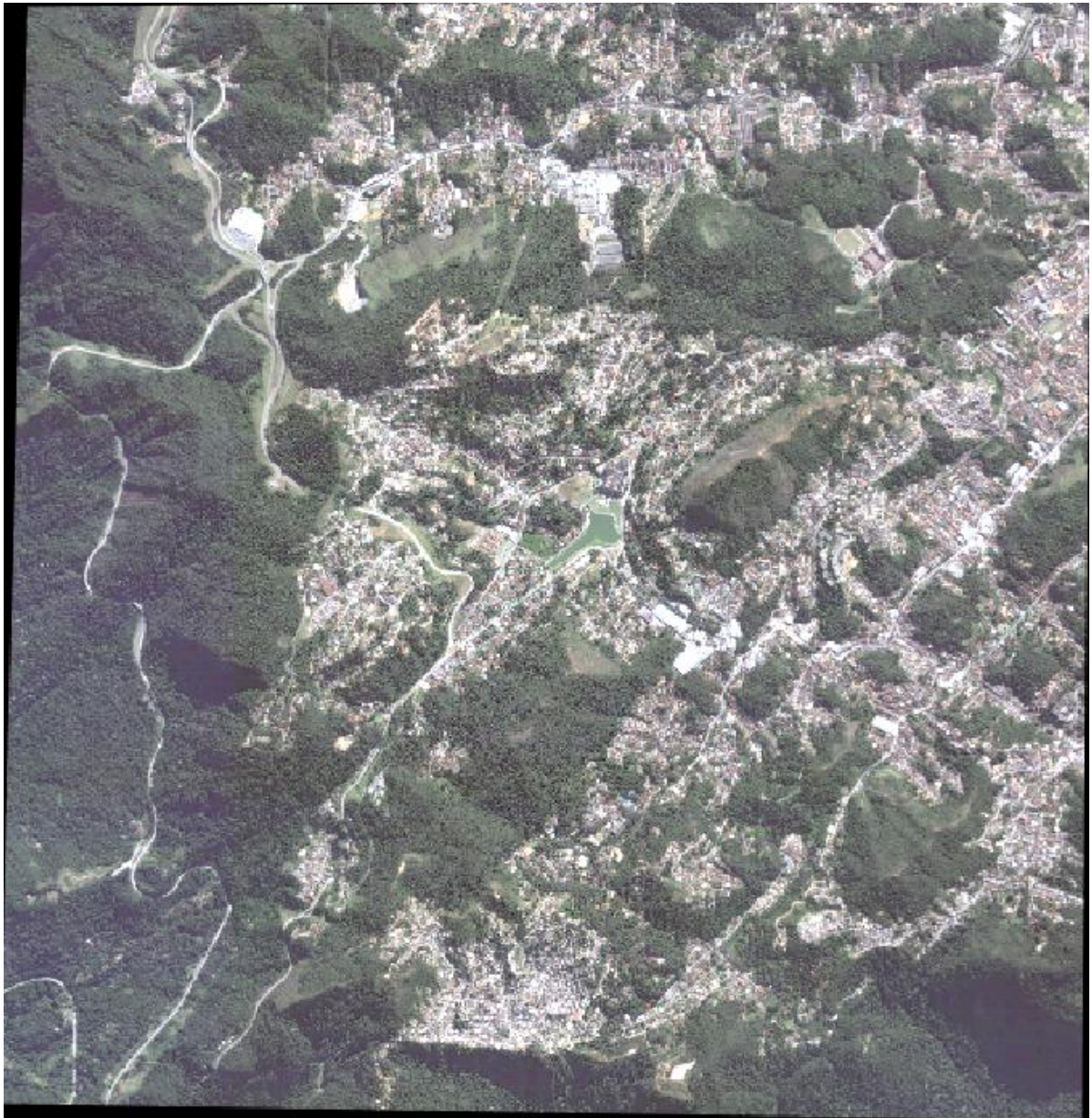
Foi escolhida imagem do satélite Quickbird, que foi lançado em outubro de 2001, na Califórnia – EUA, pela empresa Digital Globe, tendo 0,6m de resolução espacial na banda pancromática e 2,44m no produto multiespectral (DIGITAL GLOBE, 2006).

A imagem fornecida pela *Digital Globe* já se encontrava georreferenciada, adotando, como referência espacial, o datum WGS 1984, sistema de projeção UTM zona 23S. A imagem foi, então, ortorretificada (Figura 3.3).

Uma imagem ortorretificada representa a coordenada exata de um determinado objeto. Em outras palavras, não há distorções ou estas são reduzidas significativamente. Assim o objeto ocupa somente o seu verdadeiro espaço, sendo ideal para trabalhos que necessitam de medidas de maior precisão.

Imagens de satélite possuem distorções geométricas oriundas do processo de aquisição, sendo em função tanto do satélite (ângulo de visada, velocidade da plataforma) como do objeto observado (rotação da terra, efeitos atmosféricos), necessitando, então, de técnicas de correção (INPE, 2007; PEDRO *et al.*, 2007; BOGONI, 2008).

Os materiais utilizados na fase de tratamento da imagem e levantamento de dados em ambiente SIG envolveram além da imagem Quickbird, mosaico nº5 produzido pela Fundação CIDE e base de dados gerada pela PROSPEC (bases de curvas de nível, hidrografia e vias), a pedido da secretaria de planejamento do município de Petrópolis. Tais produtos foram desenvolvidos tendo como base aerofotografias de 1994 e 2001 correspondendo a toda bacia do Piabanha. Os arquivos estavam em escala de 1:10.000, exceto a hidrografia, que se encontrava na escala de 1:50.000.



Legenda: 1:28.000

Figura 3.3- Imagem de alta resolução ortorretificada da região de interesse
Fonte: DIGITAL GLOBE, 2009

Para corrigir as distorções geométricas, são usados modelos matemáticos ou funções de interpolação. Os modelos trabalham com base em dados dos satélites que as empresas fornecem, sendo necessários para a ortorretificação. Foram empregados os coeficientes polinomiais racionais (CPR), obtidos pelo modelo de função racional (MFR). Com esse arquivo, executa-se o processo de ortorretificação em diversos programas (INPE, 2007; PEDRO *et al.*, 2007).

Os pontos de controle usados na ortorretificação da imagem foram levantados com base nos seguintes arquivos: modelo digital do terreno (*datum* SAD 69), camadas de curvas de nível (*datum* SAD 69) e mosaico nº5 (*datum* Córrego Alegre). No total, foram utilizados 21 pontos de controle com erro médio quadrático de 10m (ver Anexo A). Utilizando-se o código computacional ENVI, realizou-se o processo de ortorretificação.

Todavia, o modelo digital do terreno e pontos de controle são comumente usados buscando uma otimização do resultado do processo de ortorretificação. Pontos de controle são obtidos com base em mapas ou imagens devidamente georreferenciadas e, então, interpolados. Obviamente, uma maior quantidade de pontos de controle acarretará num volume maior de informações, gerando um melhor resultado (INPE, 2007; PEDRO *et al.*, 2007; BOGONI, 2008; INPE, 2009).

De posse da imagem corrigida, faz-se a conversão da camada vetorial de interesse para o *datum* WGS84, conforme especificações da imagem base do trabalho. As camadas vetoriais também foram adaptadas para a escala empregada.

3.3 – DELIMITAÇÃO DA UNIDADE DE ESTUDO

De posse da imagem corrigida, a camada vetorial de interesse da base anteriormente citada foi, então, convertida para o *datum* WGS84, conforme especificações da imagem base do trabalho. As camadas vetoriais também foram adaptadas para a escala empregada.

A bacia contribuinte ao córrego Quitandinha foi preliminarmente definida com base em curvas de nível de 10m. Para essa primeira unidade de estudo, foi gerado o modelo digital do terreno e aplicado o código computacional Arcgis (extensão *ArcHydro*), pelo qual foi possível visualizar e confirmar a bacia de drenagem anteriormente delimitada, acrescido de camadas que esboçaram a drenagem natural da bacia, realçando o comportamento do seu escoamento superficial. A primeira delimitação abrangeu uma área aproximada de 5,2 km² e o perímetro de 18,96 km (Figura 3.4).

Visitas de campo foram realizadas buscando confirmar de perto a realidade da bacia, suas peculiaridades e ter um contato inicial com a realidade presente na bacia. Na oportunidade, encontraram-se problemas típicos de áreas cuja expansão se deu de forma irregular, como ocupações em áreas de risco, entupimento e/ou deterioração de constituintes do sistema de drenagem local, entulho disposto irregularmente, dentre outros, que podem ser vistos pelas fotografias abaixo (Figuras 3.5 a 3.7). Em outras oportunidades, foram realizadas visitas à prefeitura de Petrópolis, onde foram trocadas informações, arquivos e experiências a respeito da cidade e de seus problemas ambientais.

Todavia grande parte dessas informações não se encontrava disponível em formato digital. Parte das informações foi baseada na experiência e conhecimento dos profissionais das secretarias de planejamento e obras, e checadas com visitas de campo, ao longo das quais houve o acompanhamento por funcionários da prefeitura municipal de Petrópolis. As informações coletadas junto aos funcionários da prefeitura de Petrópolis levaram a uma remodelagem da bacia, a qual pode ser visualizada mais adiante no Capítulo 5. Durante o trabalho de campo, houve a informação de que, por haver problemas frequentes com enchentes na região, parte do sistema de drenagem artificial havia sido alterada, reduzindo a área efetiva a contribuir com vazão para o córrego Quitandinha. Com essas medidas, reduziu-se o volume de escoamento transportado pelo Quitandinha.

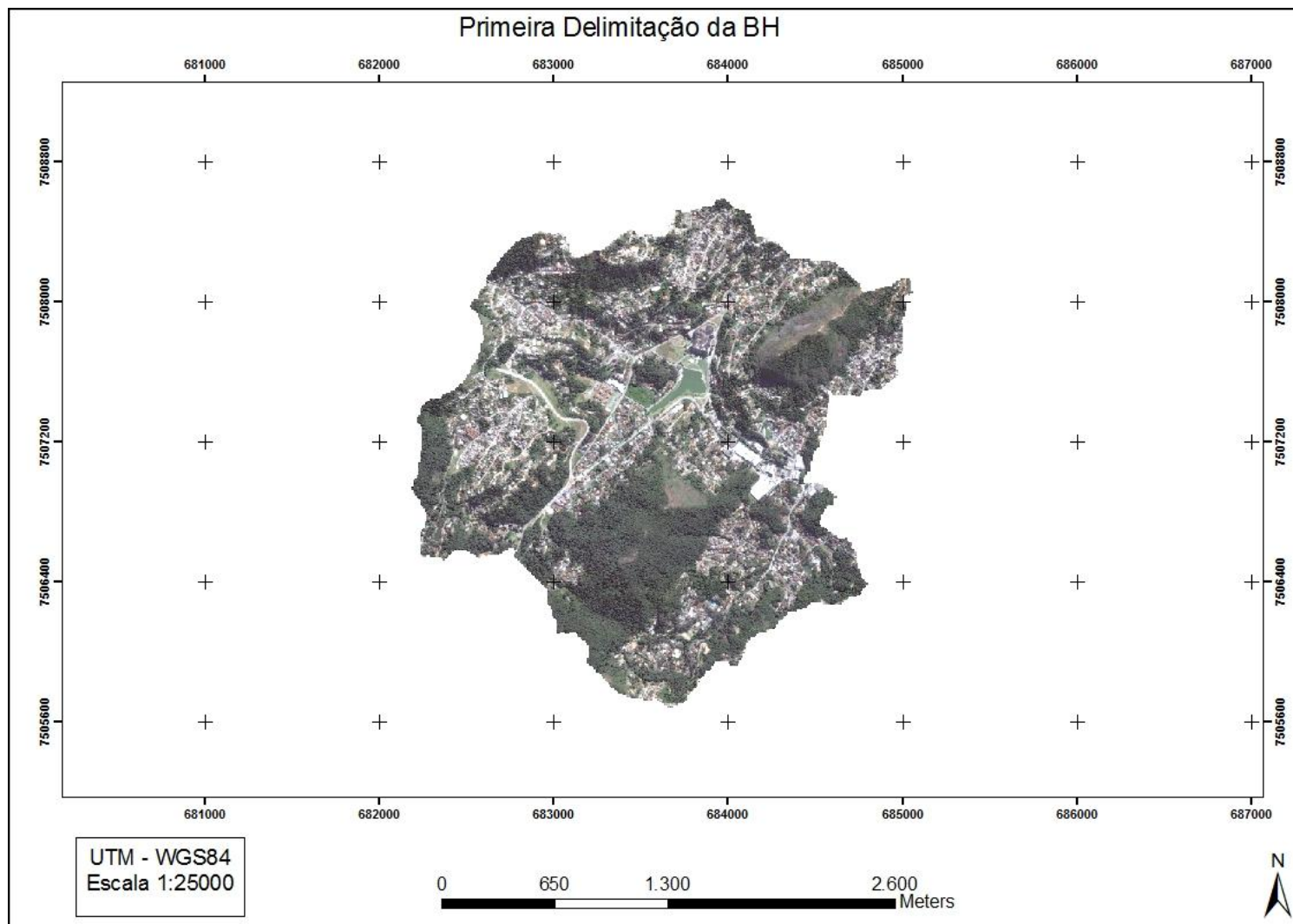


Figura 3.4- Bacia de drenagem da região de interesse - 1ª delimitação



Figura 3.5- Acúmulo de resíduos grosseiros em vias urbanas



Figura 3.6- Solo exposto na bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ



Figura 3.7- Depósito de resíduos irregular

As informações de drenagem artificial são imprescindíveis para a correta delimitação da bacia hidrográfica e permitem uma maior compreensão do comportamento do escoamento das águas pluviais.

3.4 – CARACTERIZAÇÃO E LEVANTAMENTO DE DADOS DA BACIA

Após o levantamento de informações realizado junto à prefeitura municipal de Petrópolis, tendo de fato a bacia realmente contribuinte ao córrego Quitandinha, as camadas de interesse, imagem de satélite e demais componentes da base foram, então, redimensionados, e novos mapas foram desenvolvidos a partir dessa nova configuração.

O programa utilizado, mais uma vez, foi o Arcgis, através das extensões de gerenciamento e espacialização de dados (*spatial analyst tools, 3D analyst tools, analysis tools, data management tools e ArcHydro*). Tendo em mente os objetivos de identificação de áreas fontes, transporte e acúmulo de poluentes, foi iniciada análise das características físicas da bacia, especificamente aquelas determinantes sobre o direcionamento e passagem de escoamento superficial e seus aspectos qualitativos.

A bacia foi, inicialmente, caracterizada quanto a propriedades básicas, tais como área e perímetro. Em seguida, novos dados foram levantados e informações

constituídas com base em três (3) linhas de caracterização: características físicas e informações relativas ao relevo (MDT, declividade, perfil topográfico), uso e ocupação do solo (atividades desenvolvidas na bacia, comportamento populacional, cobertura vegetal, afloramentos rochosos, entre outros fatores) e informações de vias de transporte de massa (vias de tráfego urbano, drenagem natural e artificial da bacia).

Vista a distribuição igualitária de energia solar na bacia, a gravidade foi identificada como a fonte de energia atuante nas variações existentes dentro dos processos de distribuição de fluxos de escoamento na região de estudo, o que enfatiza a importância do relevo neste trabalho. As características físicas relativas ao relevo da bacia apresentaram, então, grande peso na compreensão da distribuição de áreas de acúmulo e vias de transporte e um peso menor, porém atuante, nas áreas fontes.

Foi gerado, então, o modelo digital do terreno – MDT. Com o MDT convertido à forma matricial (*raster*), foram gerados os mapas de captação de escoamento e principais vias de drenagem. As classificações de todos os mapas foram baseadas em 5 faixas, as quais estão expressas nas suas correspondentes legendas.

O modelo digital do terreno foi à base para o desenvolvimento dos mapas de declividade (Figura 3.8) e de escoamento (Figura 3.9). Essas camadas também permitiram responder a questões importantes sobre a morfometria da bacia e foram utilizadas na sua segmentação em subunidades.

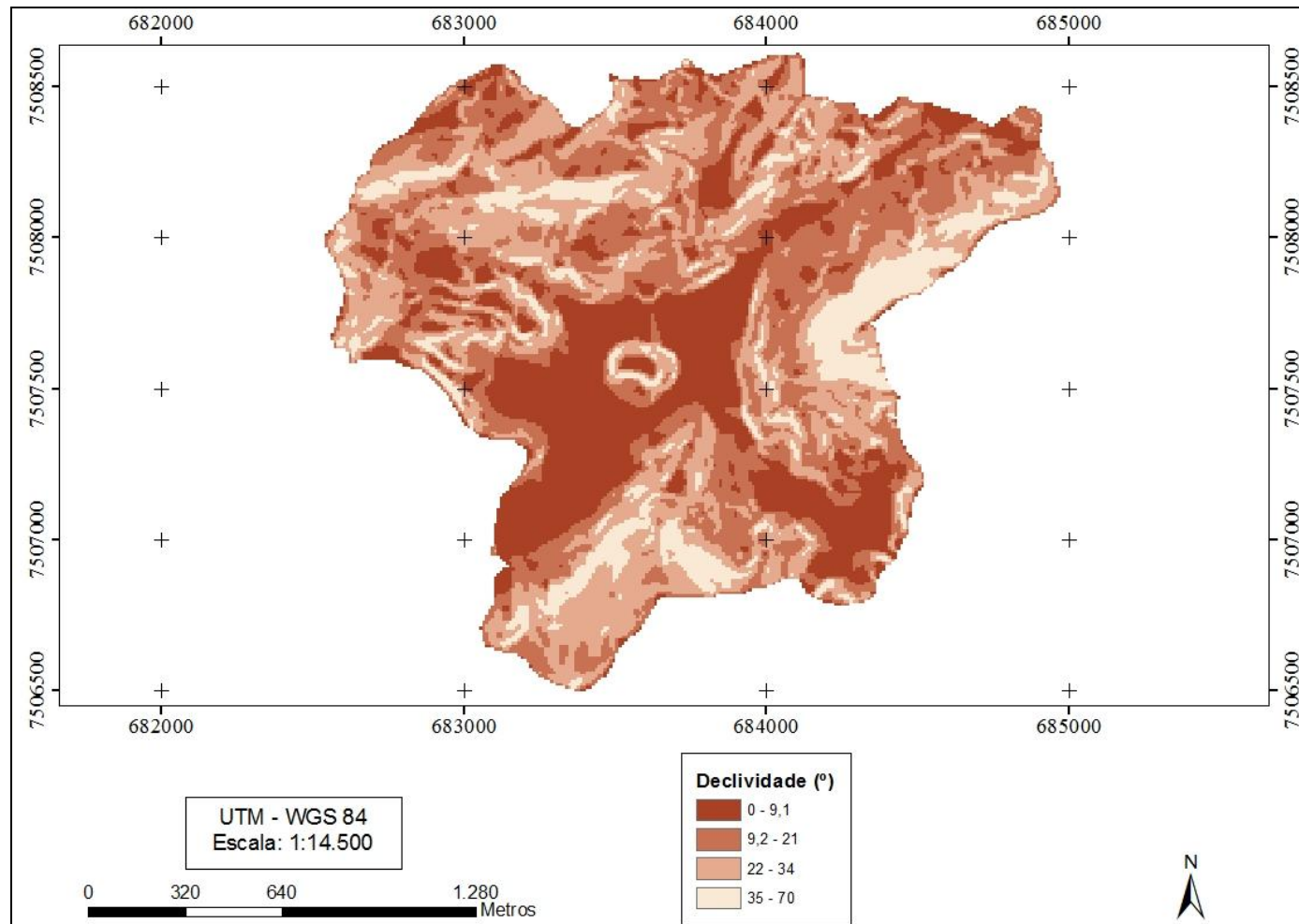


Figura 3.8- Declividades na bacia do córrego Quitandinha em Petrópolis/RJ

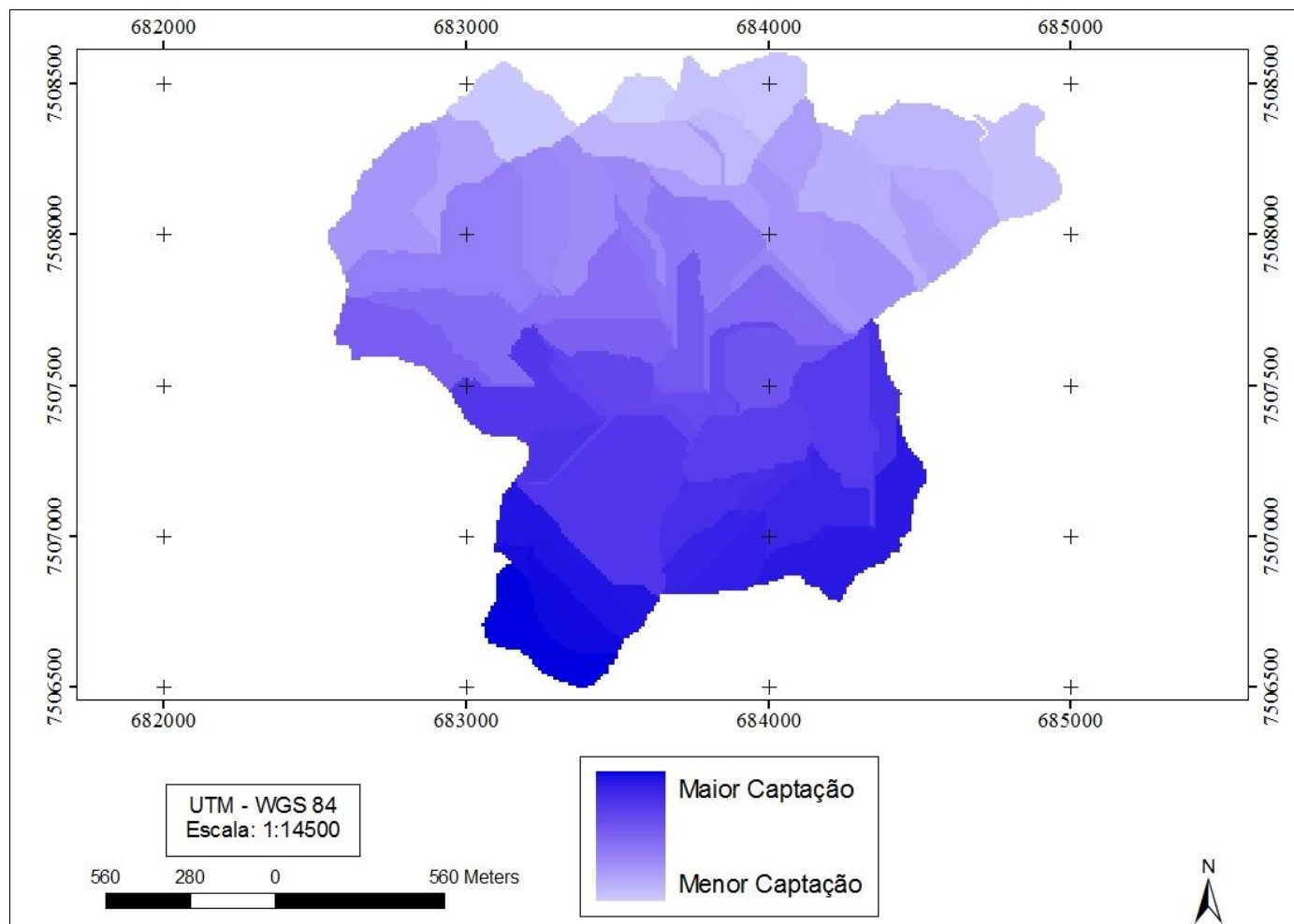


Figura 3.9- Células de captação de escoamento na bacia do córrego Quitandinha em Petrópolis/RJ

Como já dito anteriormente, neste trabalho, a extensão utilizada para evidenciar o escoamento superficial na bacia foi o *arhydro*, extensão do programa Arcgis. O *ArcHydro Tools*, foi desenvolvido no Centro de Pesquisas em Recursos Hídricos (*Center for Research in Water Resources - CRWR*) na Universidade do Texas em Austin (EUA) e gratuitamente distribuído pela empresa fabricante do Arcgis, a ESRI.

Usando o modelo digital de elevação como dado de entrada, convertido para o formato matricial, de modo que as informações de altitudes possam ser lidas adequadamente, convertem-se os valores de tons de cinza, mostrando os caminhos de escoamento de fluxo baseados nas informações de altitude, simulando o fluxo de água na bacia (acúmulo e distribuição).

Cria-se uma grade (função *catchment grid delineation*) que contém um código para cada célula, indicando a qual área de captação essa célula pertence. O valor corresponde ao valor carregado pelo segmento de drenagem que drena para aquela área definida pelos segmentos de drenagem gerados no item anterior. Delimitam-se, então, as bacias de escoamento com base na informação obtida do MDT. As delimitações são complementadas tendo em vistas as vias públicas e áreas residenciais.

Em seguida, a bacia foi dividida em subunidades (Figura 3.10) para dar continuidade ao estudo do escoamento e seu potencial poluidor. A divisão foi feita com base na camada de bacias, juntamente com as camadas de vias de tráfego, imagem ortorretificada e MDT. A camada de bacias compõe o mapa de células de escoamento; pela legenda, é possível identificar que, em tom mais escuro, estão as células que captam maior escoamento da bacia (Figura 3.9).

O cálculo da área e do perímetro foi feito pelo aplicativo *XTools Pro*, extensão do Arcgis. Os dados de declividade foram obtidos por ferramenta estatística (*slope*), presente no módulo de análise espacial do Arcgis.

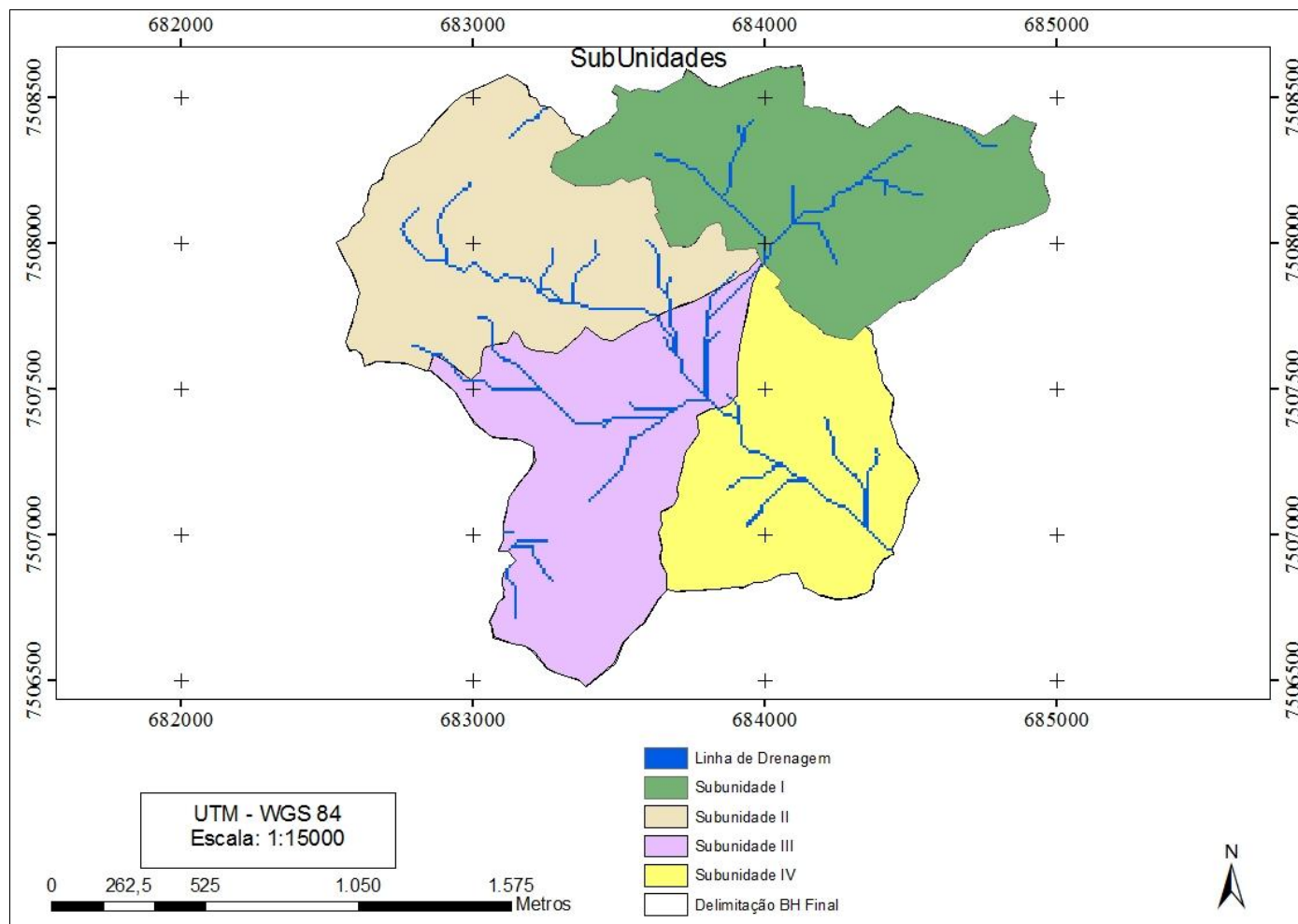


Figura 3.10 – Mapa de subunidades da bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ

3. 5 – COLETA E ANÁLISE DE MATERIAL DEPOSITADO NAS SARJETAS

Em cada célula de estudo, foram separados pontos representativos para coleta de material depositado nas sarjetas. A representatividade desses pontos é baseada na sua localização e relação com os dados de drenagem artificial e natural coletados.

Embora não tenha sido possível dispor de mais informações específicas quanto ao sistema de drenagem artificial da bacia, assumiram-se, como ponto de partida, as informações obtidas junto às equipes das secretarias de planejamento e obras da prefeitura de Petrópolis, dados obtidos pelas camadas de arruamento da bacia, supondo que a drenagem artificial siga o arruamento, dados de declividade obtidos pela camada vetorial de curvas de nível e da imagem de satélite, que permitiu delimitar o uso e ocupação do solo.

Foram feitas duas coletas totalizando 5 pontos (fotografias no Anexo B). Identificaram-se os pontos utilizados para coleta de material seco, mediante suas coordenadas e descrição da área em seu entorno e a sub-bacia em que o ponto de coleta se encontra.

Cada ponto encontra-se no principal caminho de drenagem das subunidades. Estima-se que, com a junção dos dados previamente mencionado, como declividade, mapa de células de escoamento, modelo digital do terreno, mapa de drenagem natural e imagem ortorretificada, entre outros, pode-se determinar pontos de acúmulo das sub-bacias que permitam, após coleta, conhecer o tipo de sedimento, os compostos e resíduos presentes nesses pontos.

O material foi recolhido na sarjeta, em toda sua base, numa superfície de 1m de comprimento, por ela delimitada, com auxílio de escovão, pincel e pá; posteriormente, esse material foi ensacado e transportado para o Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente – LEMA/UFRJ.

As amostras foram quantificadas, homogeneizadas, etiquetadas e separadas para diferentes análises. O material de cada ponto teve quatro réplicas, sendo que: a primeira foi empregada no ensaio de matéria orgânica; a segunda foi usada como testemunho; a terceira foi solubilizada para realização dos ensaios de determinação dos parâmetros físicos descritos abaixo (item 3.6); e a quarta foi levada para o ensaio de granulometria no Laboratório de Geotecnia do Programa de Engenharia Civil da COPPE - UFRJ.

O ensaio de granulometria foi realizado buscando traçar um perfil a respeito das características físicas do sedimento de cada bacia, pois, como citado anteriormente, o sedimento desempenha importante papel nesse cenário. O tamanho da partícula é fortemente relacionado à adsorção de compostos metálicos, matéria orgânica e microrganismos ao sedimento (WONG *et al.*, 2010).

Foram utilizadas as peneiras nº 200, 100, 60, 40, 30, 20, 10, 8, 4 e 3/8. As peneiras foram montadas no agitador e, em seguida, o material foi colocado e permaneceu em agitação por dez minutos. Em seguida, a fração contida em cada peneira foi quantificada, e o percentual contido em cada malha foi, então, calculado. O ensaio foi feito seguindo as instruções das normas ABNT NBR 6502 e NBR NM 248.

A análise de parâmetros físico-químicos buscou avaliar o potencial de liberação de compostos pelo sedimento analisado em águas sem a presença de outros compostos. A análise de sedimentos pode ser realizada principalmente por 3 métodos. O primeiro método abrange a digestão total, onde o sedimento é digerido por solução ácida, o que libera todos os compostos e substâncias por ele adsorvidos. O segundo método engloba a digestão parcial, no qual o sedimento é solubilizado em água destilada e autoclavada, com pH neutro. Nessas condições, espera-se verificar a liberação de contaminantes em um estado ótimo de qualidade de água. Por fim, o terceiro método diz respeito à dissolução dos sedimentos em solução que apresentem características similares ao corpo de água ou à precipitação local, ou seja, de modo a representar o pH e outras condicionantes na simulação, sendo essa alternativa de análise mais precisa, porém mais complexa de ser realizada. No presente trabalho, não foi possível representar, com fidelidade, a água de precipitação ou do curso de água da região, tendo sido feito apenas uma digestão parcial da amostra.

A solubilização do material foi adaptada da metodologia sugerida por SANEPAR (1998) para solubilização de lodo. 10 gramas de material foram diluídos em 1000ml de água, destilada e auto clavada, ficando, então, por 3 dias sem agitação ou sem qualquer outra interferência. Para evitar contaminação das amostras, os frascos do tipo *becker* que as continham foram tampados com papel alumínio e, após o tempo de digestão, a solução foi analisada conforme metodologia detalhada abaixo (item 3.6) pelos técnicos do LEMA.

3.6 – PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS ANALISADOS

Fósforo

O fósforo na água apresenta-se principalmente nas formas de ortofosfato, diretamente disponíveis para o metabolismo biológico, polifosfato, que corresponde a moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo, e fósforo orgânico. Estão associados aos sólidos em suspensão ou dissolvidos (GONÇALVES, 2009; CETESB, 2010), sendo determinado pelo método 4500 P – E (digestão com ácido ascórbico) - *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* – APHA - 20ª Edição (1995).

Matéria Orgânica

Os principais componentes orgânicos são os compostos de proteínas, carboidratos, gordura e os óleos, além da ureia, surfactantes, fenóis, pesticidas e outros em menor quantidade. A matéria orgânica está ligada à disposição de alimentos para microrganismos e conseqüentemente ao aumento do consumo de oxigênio.

As primeiras amostras foram pesadas e levadas à estufa onde ficaram submetidas à temperatura de 102°C por doze horas, permitindo a volatilização de gases e evaporação da água presente, conforme FEEMA (1983). Após esse período, as amostras foram novamente pesadas e, então, levadas à mufla em 550°C, por quatro horas, e, após esse período, foram pesadas novamente. A diferença de peso entre cada estágio do processo acima reflete a matéria orgânica presente nas amostras (TORRADO e SILVA JUNIOR, 1999).

Demanda Química de Oxigênio (DQO),

É a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica através de um agente químico. Foi determinada pelo método de refluxo aberto segundo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* – APHA -20ª Edição (1995).

3.7 – APLICAÇÃO DO STORMNET

Neste trabalho, foi empregado o programa STORMNET da empresa *Boss International* para estimativas de acúmulo de poluentes e correspondente lavagem na subunidade 3.

3.7.1 - DESCRIÇÃO DO STORMNET-BOSS

STORMNET é a forma mais genérica de um programa que reúne diferentes modelos de gestão de águas pluviais. Esse código computacional é amplamente utilizado em todo o mundo para planejamento, análise e gestão de projetos relacionados ao escoamento de águas pluviais, esgotos combinados, esgotos sanitários, permitindo estimar cargas de poluentes de origem difusa e planejar outros sistemas de drenagem em áreas urbanas, havendo a possibilidade de diversas aplicações em áreas não urbanas.

Em geral, seu uso é voltado para hidrologia urbana com vistas a dimensionar redes hidráulicas de coleta e a determinar o transporte de efluentes. É um modelo qualitativo de simulação dinâmica do fenômeno precipitação-escoamento usado para eventos isolados ou simulação contínua, principalmente nas áreas urbanas. A componente de escoamento do STORMNET opera em um conjunto de sub-bacias de drenagem que recebem precipitação e geram escoamento e cargas de poluentes.

A rotina de propagação encarrega-se de transportar esse escoamento através de um sistema de tubos, canais, dispositivos de armazenamento e tratamento, bombas e reguladores. O modelo controla a quantidade e a qualidade do escoamento gerado dentro de cada sub-bacia, vazão, profundidade de fluxo e qualidade da água em cada tubo e canal durante um período de simulação.

O modelo avalia explicitamente o desempenho hidrológico de diferentes tipos específicos de dispositivos de controle de baixo impacto, como pavimentos porosos, áreas de bio-retenção, como, por exemplo, jardins de chuva, telhados verdes e calçadas de ruas, cisternas de chuva, trincheiras de infiltração e depressões verdes.

O programa permite que se represente qualquer combinação de técnicas de controles dentro de uma área de estudo, possibilitando a determinação de sua eficácia na gestão de águas pluviais e no extravasamento de esgoto combinado.

O modelo é capaz de simular os vários processos hidrológicos que produzem escoamento das áreas urbanas. Esses processos incluem a evaporação, acumulação, interceptação, infiltração, armazenamento em depressões em solos não saturados, percolação da água infiltrada, escoamento de sub-base, águas subterrâneas, passagem por reservatório não linear e sistemas de redução de escoamento do fluxo por meio de controles de baixo impacto desenvolvimento. A variabilidade espacial em todos esses processos é alcançada subdividindo-se uma área de estudo em áreas menores e homogêneas, sendo cada sub-bacia com sua própria fração de subzonas permeáveis e impermeáveis.

O modelo também contém um conjunto de recursos de modelagem hidráulica usado para escoamento e fluxos externos através da rede de sistema de drenagem de tubos, canais, unidades de armazenamento e tratamento e estruturas de desvio de escoamento. Esse modelo utiliza uma grande variedade de formas padrão do tipo canal fechado e aberto, bem como elementos especiais de modelo de canais naturais tais como unidades de armazenamento e tratamento, divisores de fluxo, bombas, soleiras e orifícios. Permite ainda a aplicação de fluxos externos e entradas de escoamento superficial, de águas subterrâneas, dependente de chuvas e infiltração/afluência, fluxo sanitário de tempo seco e definido pelo usuário. A propagação utiliza a aproximação por onda cinemática ou modelos hidrodinâmicos completos para diversos regimes de fluxo, tais como remanso, rapidamente variado e inversão de fluxo.

Além de modelagem da geração e transporte de fluxos de escoamento, o modelo STORMNET também pode estimar a produção de cargas poluentes associados a esse escoamento. Os seguintes processos podem ser modelados para qualquer número de componentes de qualidade de água definidos pelo usuário: acúmulo de poluentes de tempo seco sobre diferentes usos do solo, diferentes funções de lavagem de poluentes, redução de deposição no acúmulo de tempo seco devido à limpeza urbana de varrição, redução da carga de lavagem devido a técnicas de controle, entrada de fluxos sanitários de tempo seco. No presente estudo, não foi utilizada essa capacidade de incluir fluxos sanitários de tempo seco, uma vez que, na bacia do Quitandinha, o sistema sanitário é do tipo combinado, ou seja, as águas pluviais são integradas ao esgoto sanitário. Por não ter sido possível levantar a produção de esgotos da bacia para a presente dissertação, optou-se por não incluir seu valor na simulação com o modelo STORMNET.

O programa contempla diferentes equações e modelos para estimativa das componentes escoamento e infiltração, tais como: USEPA SWMM 5.0, NRCS (SCS), TR-55, NRCS (SCS) - TR-20, método racional, método racional modificado e HEC-1.

Como já dito, esse programa permite ao usuário a simulação de diversos processos, além de considerar, com fidelidade, a interferência de diversos equipamentos urbanos que tanto aceleram como retardam os processos referentes às componentes do ciclo hidrológico e de qualidade do escoamento superficial. Entretanto, o STORMNET não aborda aspectos relativos ao curso de água em si. Sua escala de aplicação é no nível de bacia hidrográfica, podendo ser integrado com códigos computacionais de modelagem atmosférica e com modelos que simulem os corpos de água. Esse programa é aprovado pela USAEPA (*Environmental Protection Agency* – Estados Unidos).

O STORMNET permite a integração de dados de diferentes bases como arquivos CAD e alguns de geoprocessamento. Assim, a entrada de dados pode ser feita por importação e projetos já existentes nessas e em outras bases ou o projeto pode ser construído por diferentes ferramentas existentes no programa.

Após a construção das estruturas e componentes do projeto, podem ser aplicadas diferentes variáveis de interesse na simulação do escoamento nesses elementos construtivos. No código computacional, há tabelas que acompanham a entrada de dados, por meio das quais o usuário pode se orientar pela descrição nelas contida para atribuir valores a tais variáveis de cada objeto.

De um modo geral, a concepção do código permite desenvolver trabalhos e pesquisas de forma a abordar a temática de poluição urbana difusa tratada nesta dissertação. Na seqüência do texto, examina-se a área de estudo empregada nesta pesquisa.

CAPÍTULO 4 - ESTUDO DE CASO

4.1 – CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A chegada de colonos alemães, em 1845, à região serrana do Rio de Janeiro, estimulou que o governo pensasse em transformar as terras em colônia agrícola. Para tal, adquiriu as fazendas do Velasco e do Itamarati e aceitou a doação da Fazenda da Quitandinha; o propósito, porém, não foi consumado, o que não impediu, entretanto, o desenvolvimento da aglomeração recém-constituída (IBGE, 2011).

Em 1846, a povoação passava de simples curato à freguesia do território da Vila da Estrela. Em 1883, chega a Petrópolis o primeiro trem da estrada de ferro Príncipe do Grão-Pará, conduzindo o imperador Dom Pedro II e a família imperial.

O progresso da região, que teve ligeira estabilização com o advento da República, intensificou-se com a transferência do governo estadual de Niterói para Petrópolis, onde permaneceu de 1893 até 1902. A estrada Rio-Petrópolis, inaugurada em 1928, foi fator preponderante no desenvolvimento do município, transformando-o de simples cidade de veraneio em grande centro industrial e comercial (IBGE, 2011).

Essa breve retrospectiva histórica foi feita, uma vez que a bacia de estudo localiza-se no município de Petrópolis no estado do Rio de Janeiro, conforme Figura 4.1.

Segundo a Figura 4.1, está inserida na região hidrográfica IX – bacia hidrográfica do Piabanha. Possui 3,04 km² de área e 8,87 km de perímetro, compreendendo parte significativa da região urbana do município. O córrego Quitandinha é o único curso de água a passar na bacia hidrográfica (Figura 4.2), sendo que, na parte alta da bacia, escoar em canal fechado, segundo informações coletadas na prefeitura municipal de Petrópolis. A partir do lago Quitandinha, o curso passa a fluir em canal aberto, porém em galeria.

Na Figura 4.2, há um detalhamento da hidrografia e canais de drenagem, juntamente aos divisores de água da bacia. A drenagem presente na fronteira da subunidade 3 é referente à informação de drenagem natural, porém, como já citado anteriormente, a PMP interviu na região, remodelando a passagem do fluxo, lançando a drenagem da região seguinte em bacia vizinha e não na do Quitandinha, como era a orientação da drenagem natural.

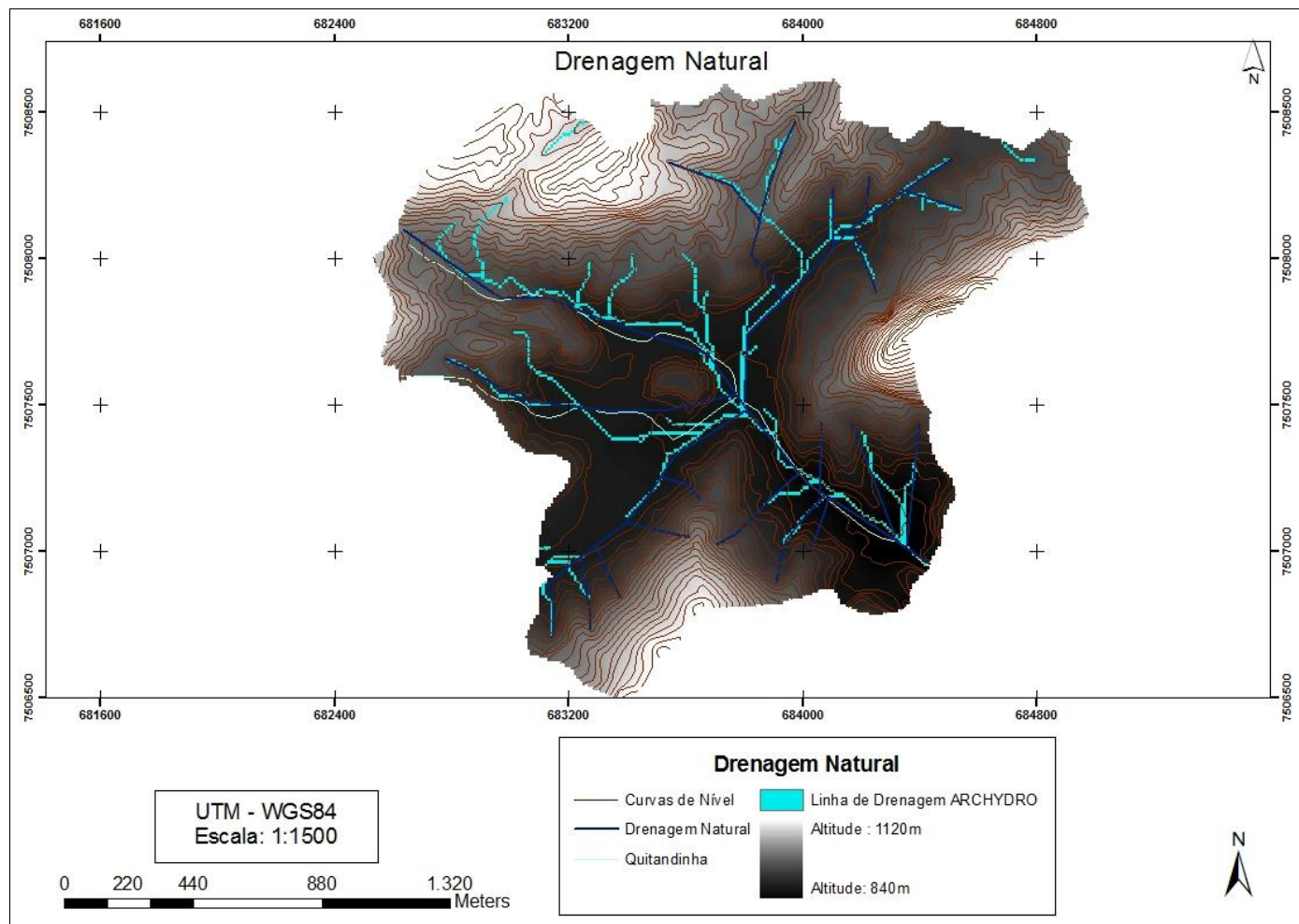


Figura 4.2 – Mapa de drenagem natural da bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ

Os dados físicos das quatro subunidades e da bacia principal (Figura 4.3) encontram-se especificados na Tabela 4.1. Apresenta relevo montanhoso, com alta declividade na maior parte da bacia tendo uma média de 18,65° e atingindo o valor máximo de 70,14°.

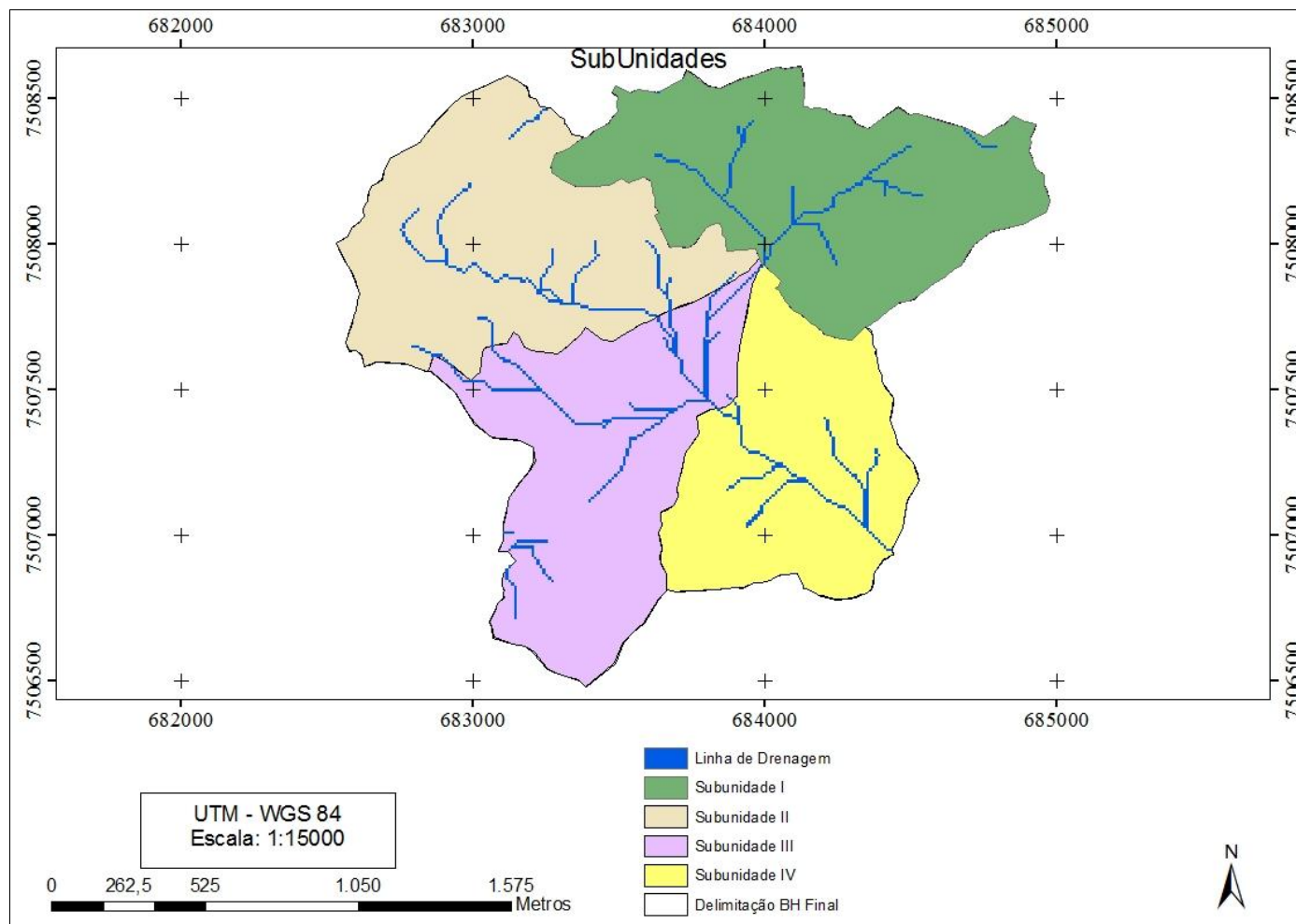


Figura 4.3 – Mapeamento das quatro (4) subunidades da bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ

Tabela 4.1 – Dados físicos das unidades de estudo

Perímetro (m)	Área (m ²)	Área (Acres)	Área (Hectares)
Subunidade 1			
4.871	841.921,333	208,043	84,192
Subunidade 2			
Perímetro (m)	Área (m ²)	Área (Acres)	Área (Hectares)
4.657,901	811.068,089	200,419	81,107
Subunidade 3			
Perímetro (m)	Área (m ²)	Área (Acres)	Área (Hectares)
4.817,364	754.212,979	186,370	75,421
Subunidade 4			
Perímetro (m)	Área (m ²)	Área (Acres)	Área (Hectares)
3.584,676	629.419,926	155,533	62,942

A Figura 4.4, por sua vez, apresenta o modelo digital do terreno da bacia. O modelo evidencia uma possível região de acúmulo na sua parte central. As partes altas da bacia, dotadas de grande declividade e ocupadas, sobretudo por afloramentos rochosos, conforme a imagem de satélite adquirida para a região (Figura 3.3) indicam regiões de possível arraste de partículas, em que o escoamento superficial ganharia velocidade até a sua região central, onde tenderia a depositar material.

Nessa parte central da bacia, logo após o local em que se encontra o lago Quitandinha, o córrego Quitandinha passa a escoar em galeria aberta, com leito artificial, oferecendo baixa resistência ao fluxo de água.

O ponto mais baixo da bacia encontra-se a 840 metros de altitude, e o mais alto está a 1200 metros. A bacia está situada, sob o ponto de vista geomorfológico na unidade Serra dos Órgãos (*RADAMBRASIL*, 1983). Mais especificamente, o bairro Quitandinha situa-se na folha Petrópolis do mapeamento realizado pelo IBGE. Há, na bacia, o predomínio do mineral biotita – gnaisse e dos solos rasos, saprolíticos pouco e muito intemperizados (*THEOPRATIQUE*, 2007). A Figura 4.5 ilustra o tipo de solo saprolítico.

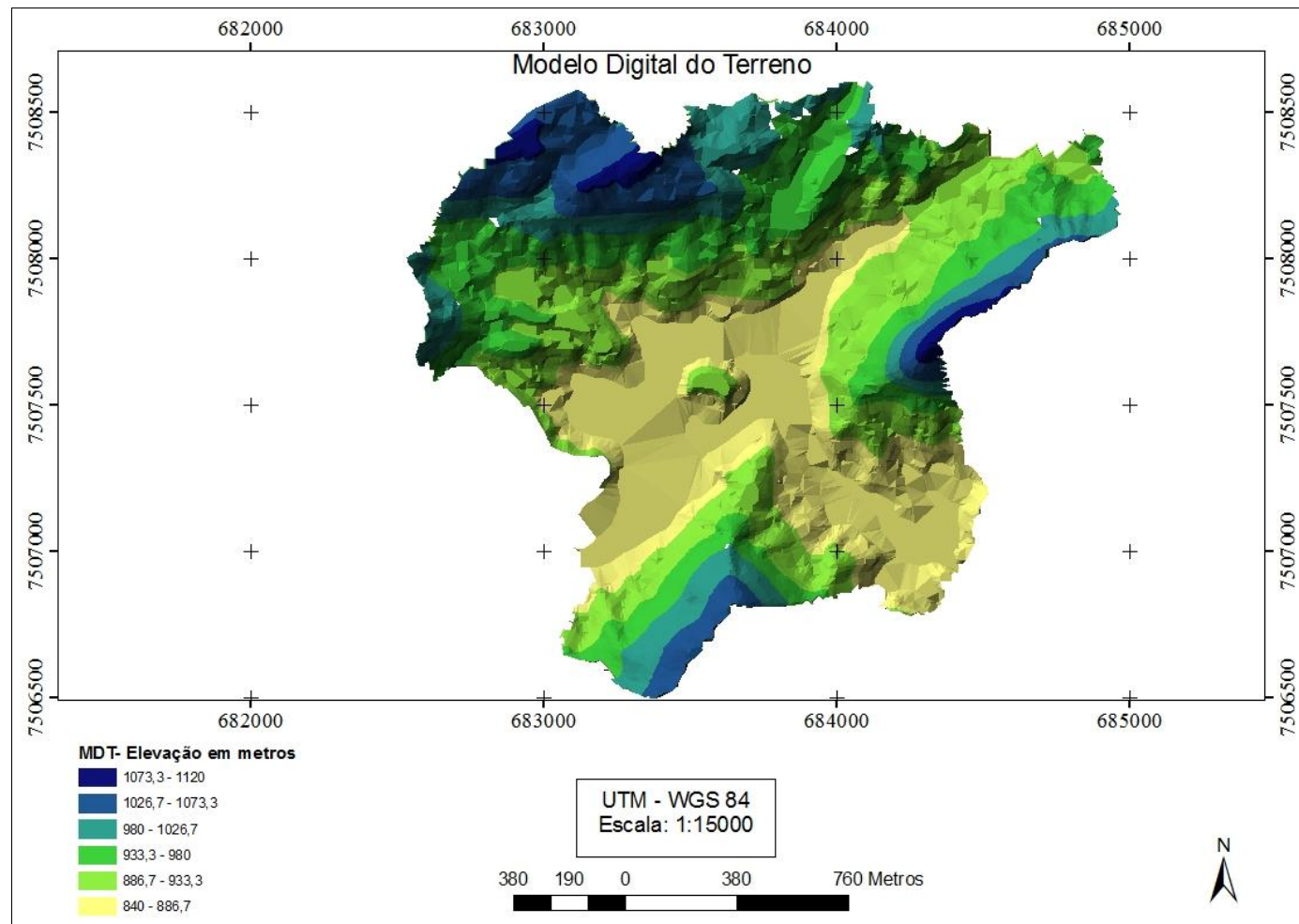


Figura 4.4 – Modelo digital do terreno para a bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ



Figura 4.5 - Solo saprolítico pouco intemperizado (Fonte: adaptado de THEOPRATIQUE, 2007).

THEOPRATIQUE (2007) observou, na região, a ocorrência de solos rasos sobre rocha. Trata-se de solos com 1 a 2 metros de espessura, pedregosos e, por vezes, ricos em matéria orgânica. Essa classe de solo aparece tanto associada à biotita-gnaisses quanto a migmatitos.

Segundo COPPE (2007), o município de Petrópolis apresenta alta pluviosidade chegando a 2500 mm de média anual, o que possivelmente se deve a combinação do efeito orográfico a seu clima tropical úmido (Figura 4.6).

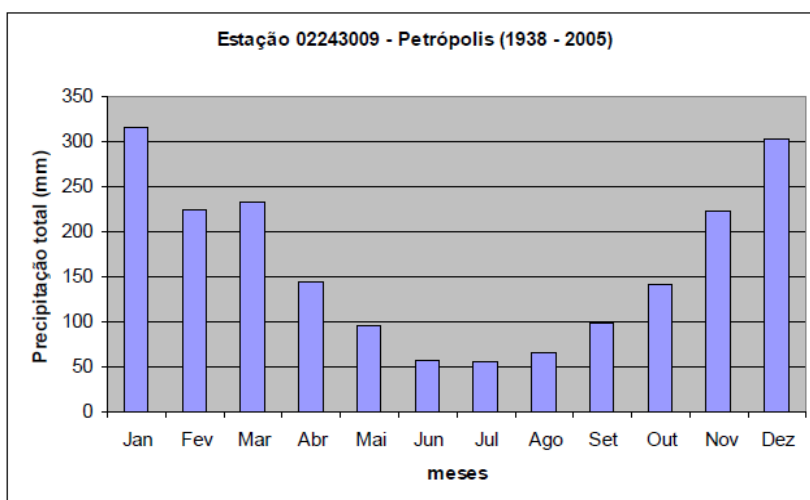


Figura 4.6– Precipitação mensal total no município de Petrópolis (Fonte: COPPE, 2007)

A diferença média entre as estações de seca e chuvosa no período abordado por Gonçalves (2008) sugere um valor de até 250 mm/mês. A bacia possui as estações de seca e chuvosa bem definida.

A estação Petrópolis encontra-se atualmente desativada, com seus dados disponíveis no endereço eletrônico mantido pela Agência Nacional das Águas. Essa estação encontra-se na bacia do Quitandinha, com coordenadas geográficas de latitude -22,5191S e longitude -43,1872W, situada a 824,2 metros de altitude.

Na Tabela 4.2, encontra-se uma caracterização do regime pluviométrico na bacia no período de 2001 a 2005, permitindo observar a distribuição da chuva ao longo dos meses estudados. São distinguidos a média dos valores mensais dos 5 anos observados conjuntamente com a máxima média (MAX), total precipitado (TOTAL), dia de máxima (DIAMAX), números de dias de chuva (NDIASCHUVA) e chuva média diária (CHUVA MÉDIA).

Tabela 4.2 – Análise da precipitação na bacia do córrego Quitandinha (Fonte: adaptado de <http://hidroweb.ana.gov.br/>).

ANÁLISE DA PRECIPITAÇÃO NA ESTAÇÃO PETRÓPOLIS NO QUITANDINHA					
ANO	MÊS	MÁX (mm)	TOTAL (mm)	NDIASCHUVA	CHUVA MÉDIA (mm)
2001-2005	1	99,18	353,20	11,00	33,75
2001-2005	2	65,58	231,32	7,25	26,11
2001-2005	3	58,44	246,80	9,60	25,94
2001-2005	4	40,92	103,38	4,60	21,70
2001-2005	5	43,52	110,84	5,60	24,00
2001-2005	6	29,02	44,06	2,60	18,59
2001-2005	7	38,06	85,52	4,60	20,86
2001-2005	8	20,23	24,27	2,00	16,22
2001-2005	9	33,40	102,68	5,75	18,49
2001-2005	10	33,70	130,40	6,75	17,88
2001-2005	11	76,40	292,90	8,00	36,61
2001-2005	12	155,25	455,75	11,25	41,00

A bacia é bem variada quanto ao uso e ocupação do solo. Há unidades com regiões residenciais isoladas e de intenso tráfego de veículos, ao mesmo tempo em que outras unidades mesclam áreas residenciais com núcleos de vegetação, afloramentos rochosos, áreas de gramado, vegetação de maior porte e densidade com ocorrência em maiores altitudes, vias e pequenas localidades com solo exposto.

As características da vegetação na bacia variam quanto a sua densidade principalmente, sendo perfeitamente distinguível áreas com núcleos mais conservados e

densos de outros menos expressivos, sendo que, em geral, esses últimos núcleos estão localizados em áreas residenciais.

Em todas as unidades, quantidade significativa de solo exposto foi encontrada através das imagens de satélite. Esses pontos foram visitados para averiguação, consistindo em fontes de sedimentos e outros poluentes.

O município de Petrópolis possui 296.044 habitantes segundo o CENSO 2010 (IBGE, 2011), sendo que 281.256 habitantes estão localizados em áreas urbanas do município. Segundo IBGE (2000), o distrito do Quitandinha tinha cerca de 12.703 habitantes.

THEOPRATIQUE (2007) classificou os distritos do município de Petrópolis quanto à probabilidade anual de acidentes de deslizamento de encostas. O distrito do Quitandinha apresentou a 4ª maior probabilidade de ocorrência desses acidentes. Os autores afirmam que o cálculo foi baseado nas características ocupacionais da bacia, geomorfológicas e de drenagem (Figura 4.7).

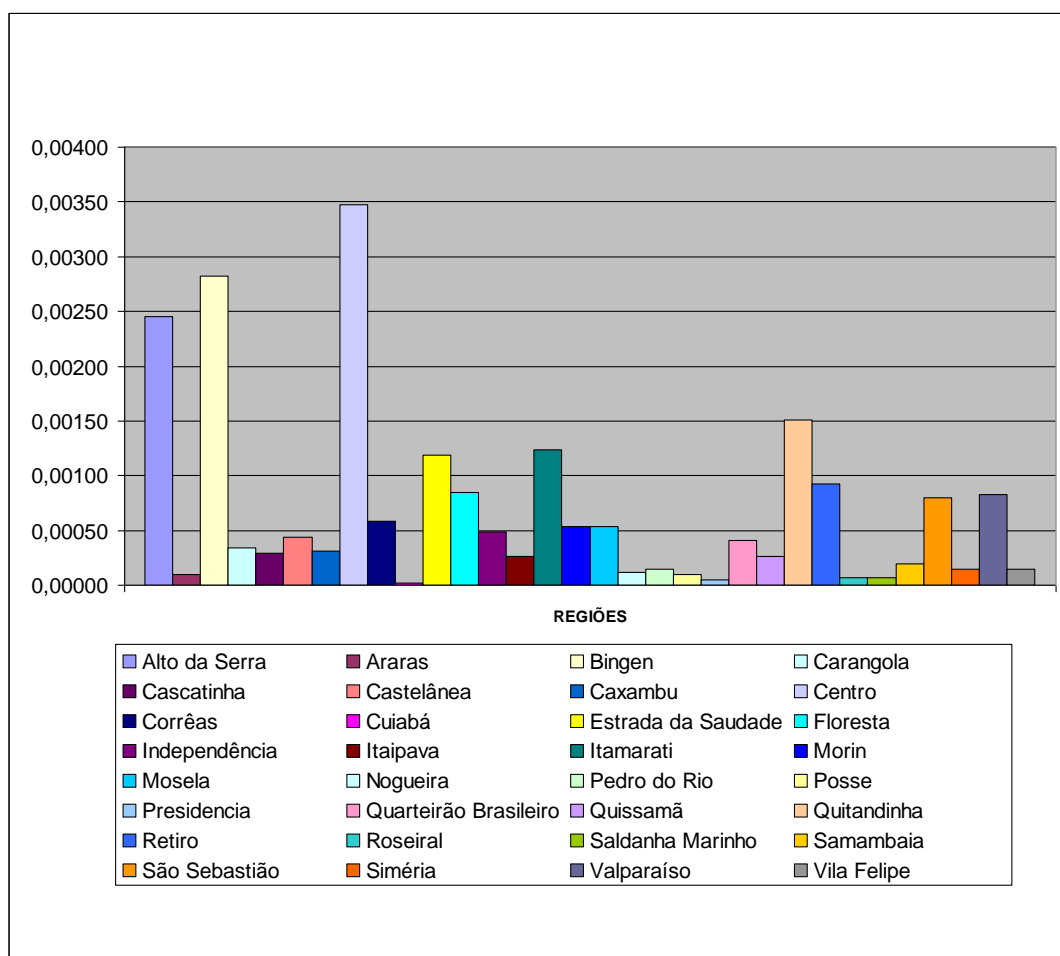


Figura 4.7 – Probabilidade de acidentes nos distritos do município de Petrópolis
 Fonte: THEOPRATIQUE (2007)

O uso residencial predomina na bacia do córrego Quitandinha (Figura 4.8), havendo um sítio comercial de maior destaque na subunidade IV. A vegetação encontrada apresenta-se em estágios diferentes, podendo ser distinguida pela imagem de satélite e em campo. Vias sem pavimentação, com solo exposto ao intemperismo, também foram identificadas, assim como áreas em solo exposto e sem aparente movimentação de massa.

Há, na bacia, uma considerável variação da altitude e conseqüentemente da declividade. Solos rasos e afloramentos rochosos somados a essas bruscas variações de declividade configuram, nas regiões de maiores altitudes e declividades, um caráter de áreas produtoras, sobretudo, de sedimentos. De mesmo modo, é possível visualizar, na bacia, áreas de nenhuma ou baixíssimas declividades. Essa característica indica que essas regiões atuam como áreas de acúmulo de poluentes. Nas Figuras 4.9 a 4.16, as características físicas e de ocupação são ilustradas. Destaca-se que o perfil topográfico (Figuras 4.10, 4.12, 4.14 e 4.16) foi traçado segundo indicado nos mapas de declividade de cada unidade (Figuras 4.9, 4.11, 4.13 e 4.15) pelo elemento linha adicionado a cada um.

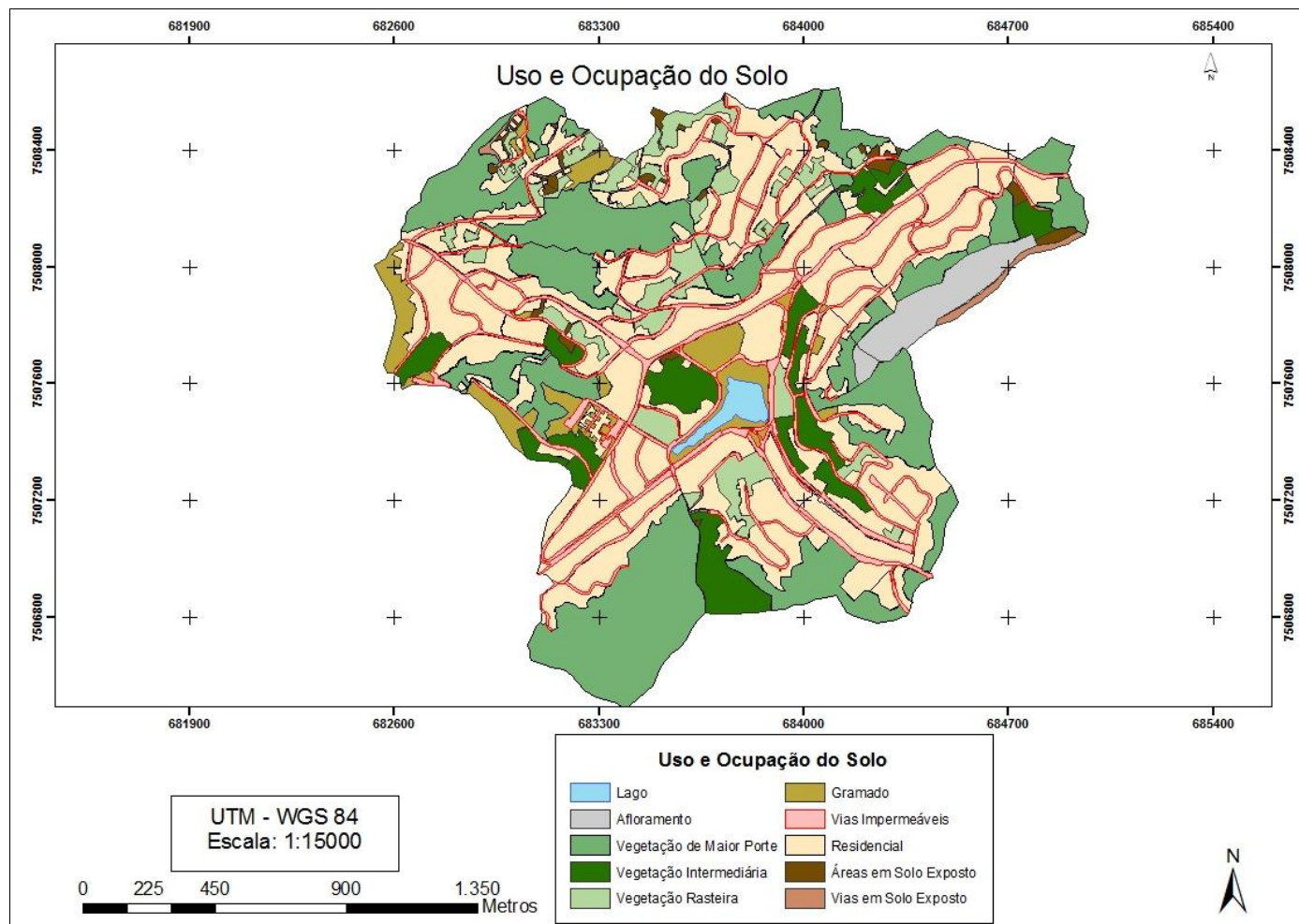


Figura 4.8 – Mapa de uso e ocupação do solo na bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ

A subunidade I apresenta um padrão residencial de ocupação, onde partes das vias são de paralelepípedo. A drenagem assim como a limpeza da rua aparenta ser razoavelmente eficiente. Não foram vistos bota-foras ou outras irregularidades. Nessa unidade, há um afloramento rochoso, além de vias e áreas em solo exposto.

Declividades altas podem ser vistas em toda a bacia, conforme Figura 4.9. As características físicas e de ocupação dessa subunidade sugerem que esta possui caráter produtor de poluentes. Essas características também sugerem que aqui o escoamento superficial adquire grande velocidade pelo diferencial de declividade existente na bacia, o que leva a um potencial erosivo e lixiviador de partículas e substâncias consideravelmente alto. A Figura 4.10 traz o perfil topográfico da bacia, no qual pode-se ver, com maior clareza, a grande variação de altitude presente na bacia. O perfil topográfico foi traçado seguindo a drenagem natural da bacia ou pela via de maior escoamento superficial.

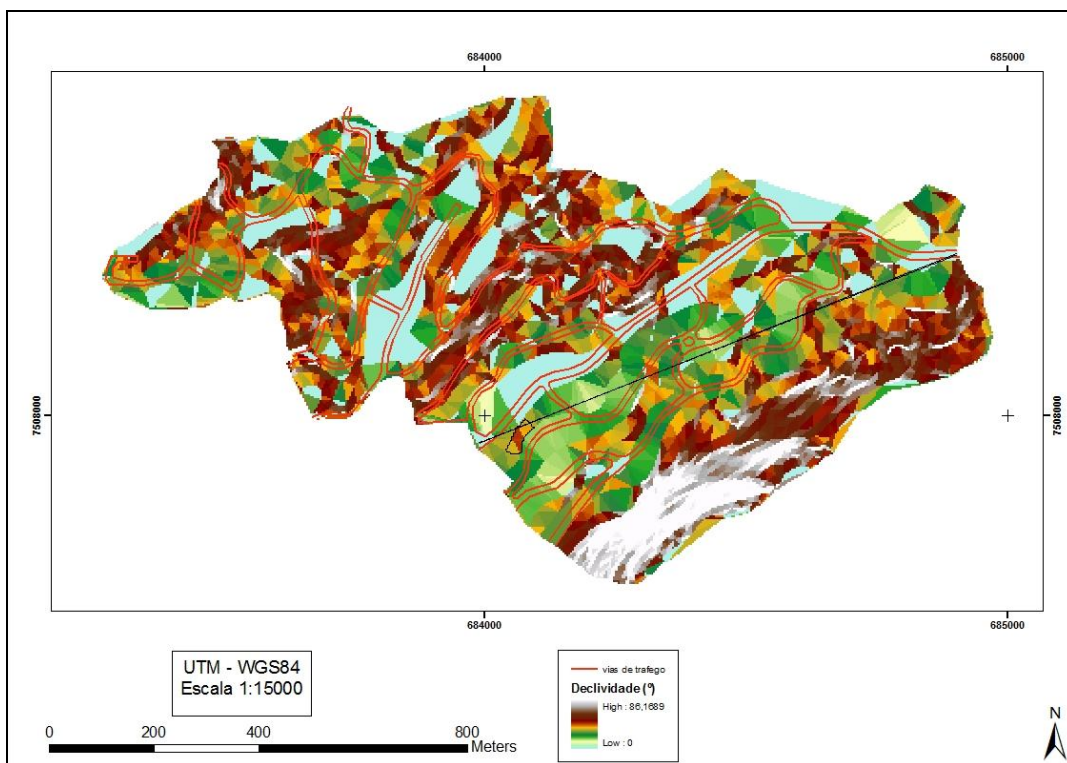


Figura 4.9 – Subunidade I – bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ

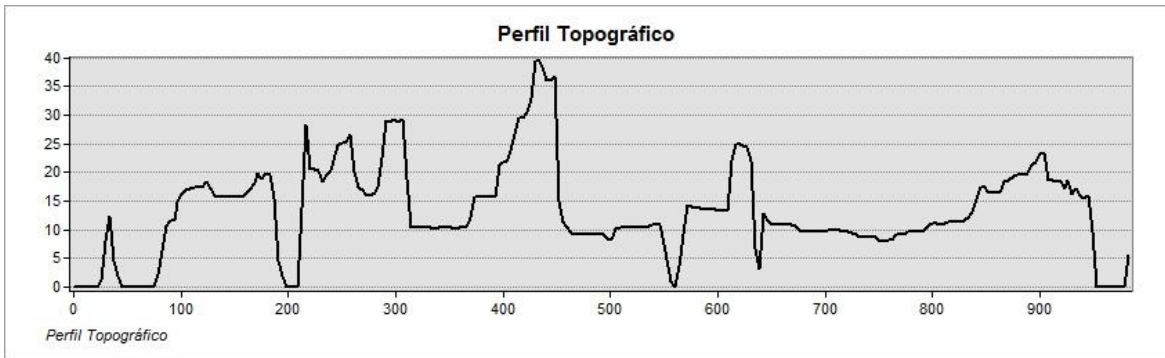


Figura 4.10 – Perfil topográfico (em metros) da subunidade I – bacia do Quitandinha – Petrópolis/RJ

Na subunidade II, a população, em sua maioria, aparenta carência quanto a alguns serviços básicos e de educação ambiental. As ruas e outras componentes urbanas apresentam-se deterioradas em quase toda a bacia. A limpeza de ruas é ineficiente, deixando um volume considerável de resíduos sobre essas superfícies. Bota-foras são vistos com relativa frequência e, por vezes, próximos a áreas de uso comum.

A drenagem artificial, em alguns pontos, corre superficialmente, principalmente por canaletas, onde o escoamento superficial passa com grande velocidade dada às altas declividades atuantes. A Figura 4.11 traz o mapa de declividade desta unidade, e a Figura 4.12 apresenta o perfil topográfico.

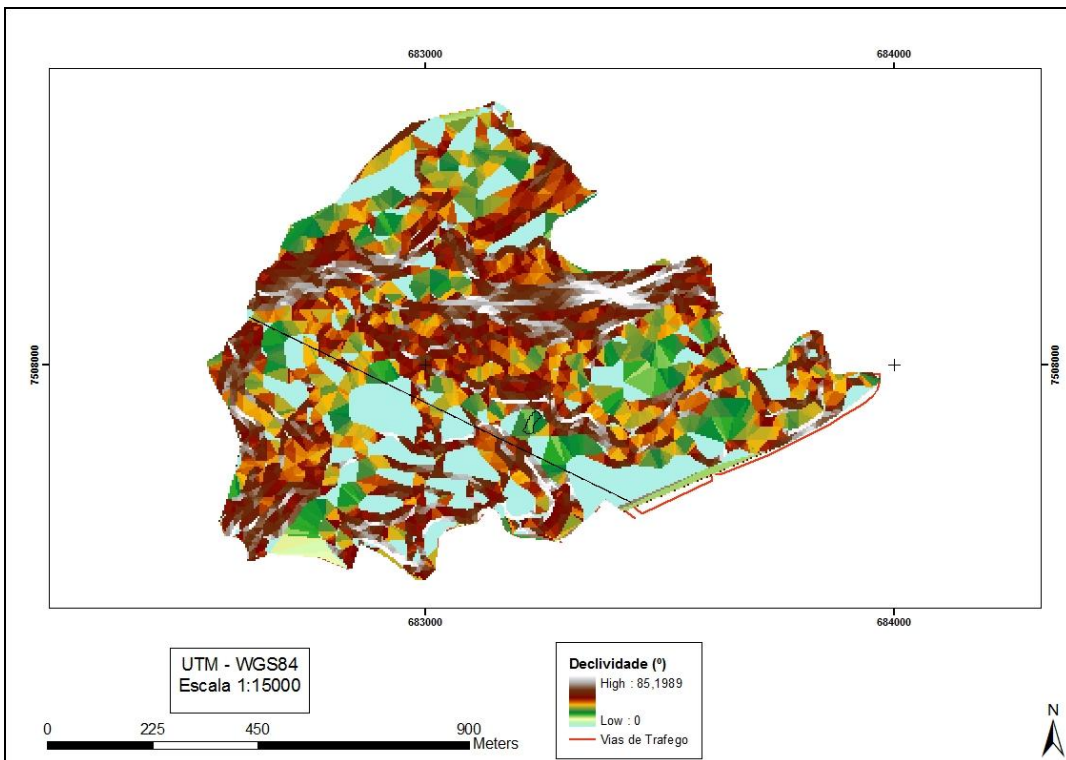


Figura 4.11 – Subunidade II – bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ

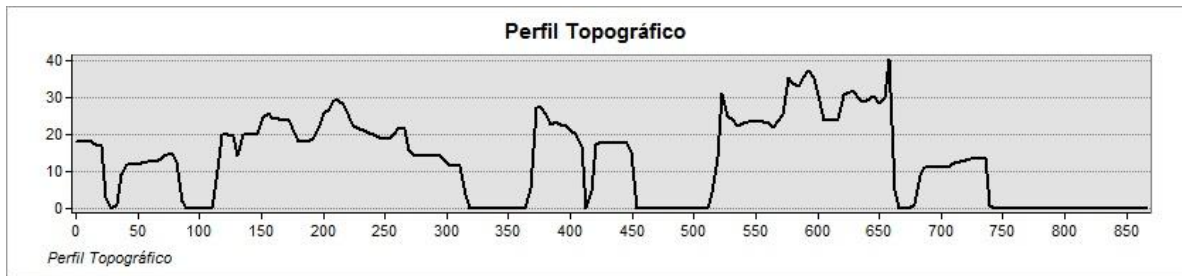


Figura 4.12 – Perfil topográfico (em metros) da subunidade II– bacia do Quitandinha – Petrópolis/RJ

A subunidade III, de uso residencial, possui diversas áreas verdes. Há, nessa unidade, fragmento de vegetação de maior densidade e porte, assim como áreas de gramado, com efeito paisagístico.

Nesta bacia, as declividades presentes na área correspondente ao fragmento de vegetação indicado na Figura 4.8 são consideravelmente altas. No restante da bacia, predominam baixas declividades (Figura 4.13), configurando caráter acumulativo de poluentes nessa região. O perfil topográfico, aqui representado pela Figura 4.14, demonstra a diferença de altitude na bacia, evidenciando o acima apresentado.

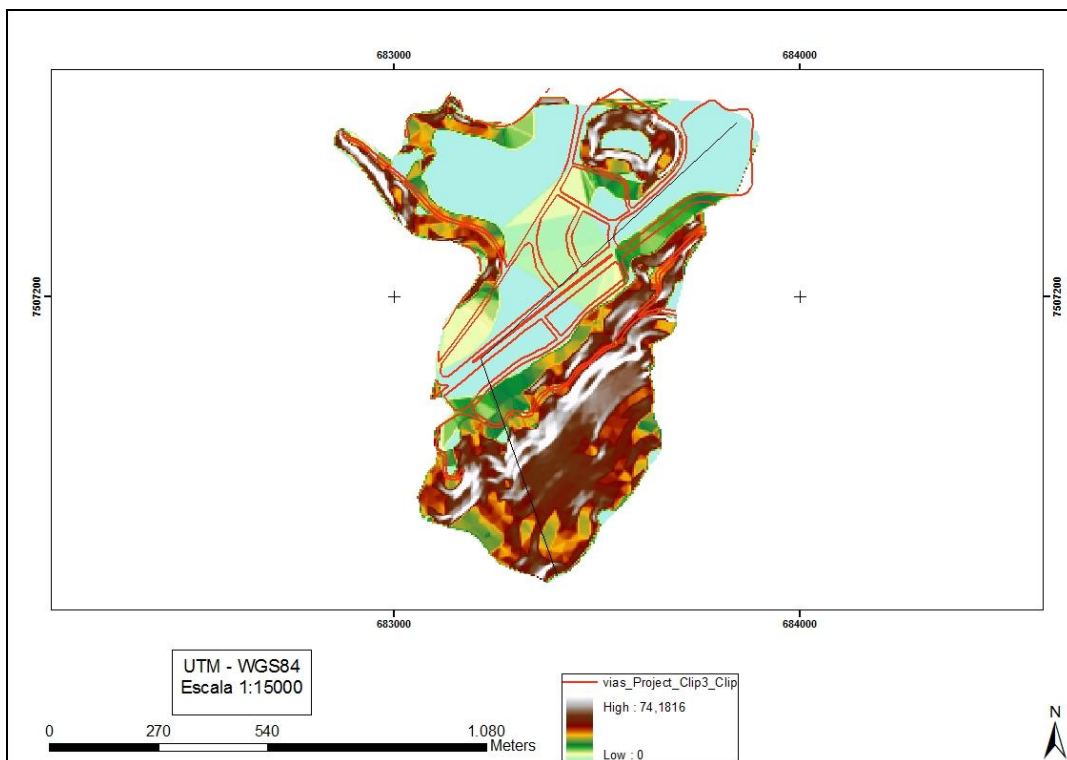


Figura 4.13 – Subunidade III – bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ

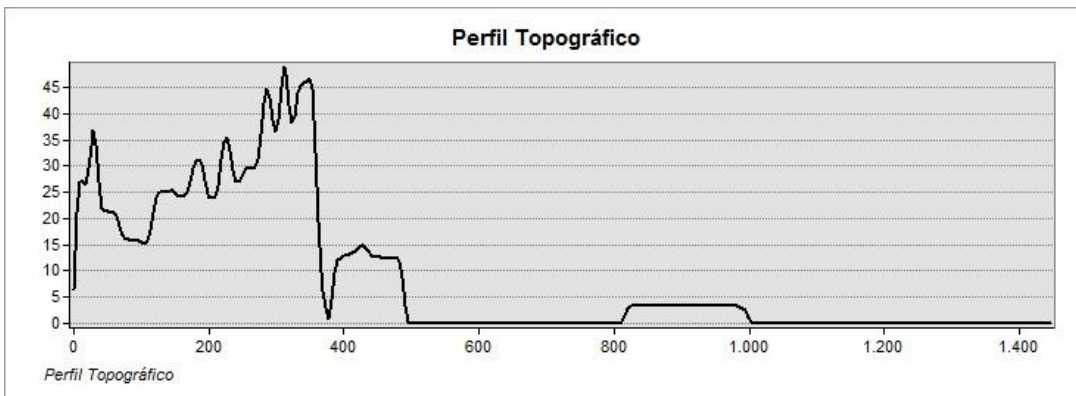


Figura 4.14 – Perfil topográfico (em metros) da subunidade III – bacia do Quitandinha–Petrópolis/RJ

A subunidade IV tem caráter mais comercial, com ruas mais largas e maior tráfego de veículos. O córrego Quitandinha pode ser visto fluindo em galeria aberta. Nesse ponto, ocorrem inundações freqüentes segundo relatos da prefeitura municipal de Petrópolis.

Esta bacia tem, em seus extremos, áreas de grandes declividades e altitudes consideravelmente altas, porém, na região central, onde flui o córrego Quitandinha, a declividade sofre significativa redução. Essa subunidade apresenta, como já relatado, constantes problemas de inundaçã, sendo aqui o acúmulo de todo o volume drenado pelas demais subunidades, justificando as constantes inundações.

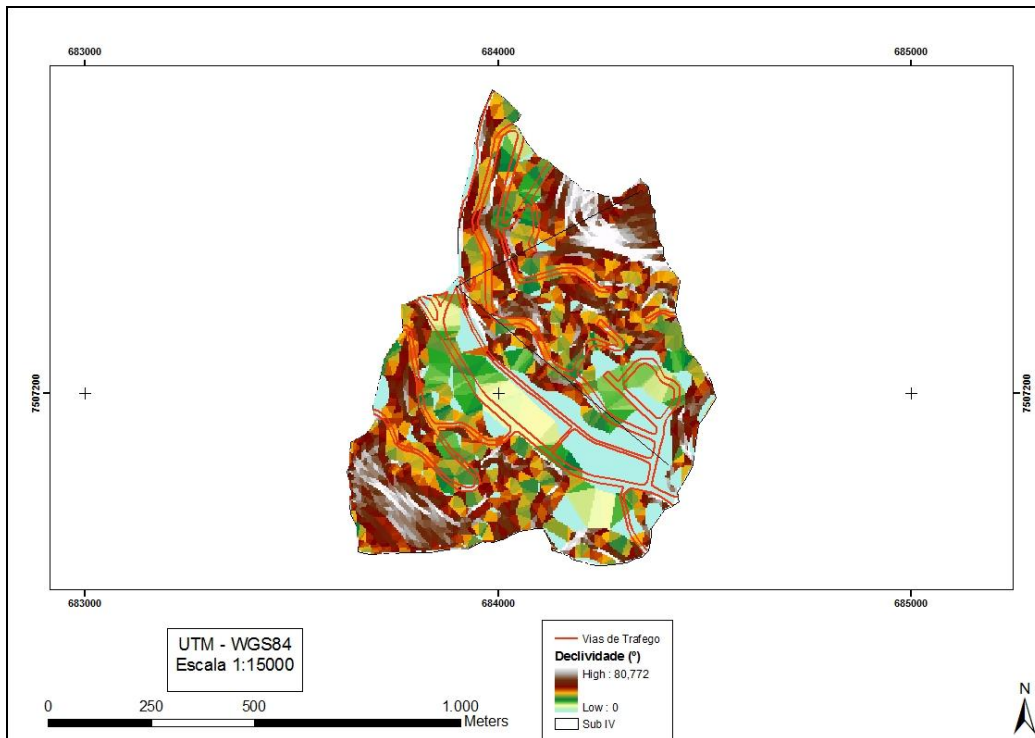


Figura 4.15 – Subunidade IV – bacia do córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ

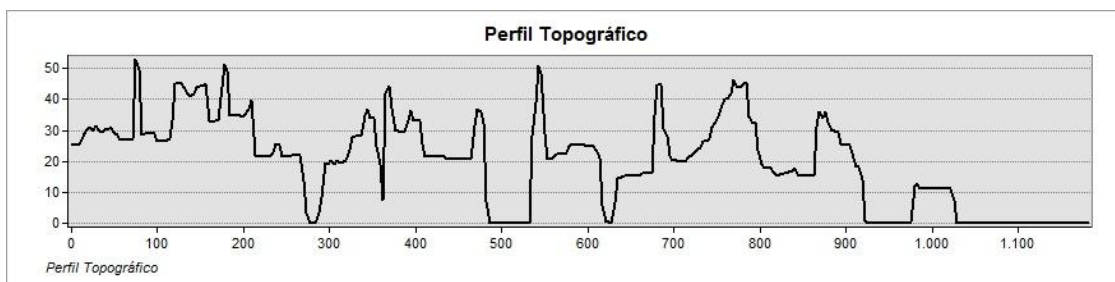


Figura 4.16 – Perfil topográfico (em metros) da subunidade IV– bacia do Quitandinha– Petrópolis/RJ

4.2 – SIMULAÇÃO DE ACÚMULO E LAVAGEM DE POLUENTES

Inicialmente, imaginou-se realizar a simulação para todas as subunidades, para diferentes poluentes e de acordo com o uso do solo predominantemente encontrado na bacia. Todavia não foi possível acessar dados essenciais para tal simulação, dada a ausência de cadastro digital da drenagem da bacia do Quitandinha.

Em função dessa limitação, optou-se por realizar o estudo de simulação para um cenário baseado no recolhimento de registros visuais obtidos durante as visitas de campo, adotando-se como base a subunidade III. A simulação foi gerada pelo emprego do programa STORMNET, previamente discutido nos Capítulos 2 e 3. . A drenagem criada na bacia foi a mais enxuta possível e partiu das medidas do canal aberto presente no exutório da bacia do Quitandinha. Em outras palavras, as dimensões do sistema de drenagem e quantidades de itens desse sistema foram definidas de modo a permitir a simples passagem do escoamento proposto.

A camada vetorial correspondente à subunidade III foi, então, importada para o STORMNET, que gerou 19 sub-bacias que, de acordo com o uso e ocupação do solo, foram simplificadas em classes do tipo “residencial” e do tipo “vegetação”.

O programa calculou as áreas e perímetros de cada micro-bacia da subunidade III. Os demais dados foram inseridos pela tabela de atributos da camada, para cada sub-bacia gerada, a saber: largura da bacia (m), área impermeável (%), área permeável (%) e rugosidade de Manning. O valor de curva-número (CN) foi escolhido com base na tabela existente no próprio código computacional (Figura 4.17) de acordo com a ocupação definida, assim como o valor das áreas permeáveis e impermeáveis e a rugosidade de Manning.

Foram utilizados 6 canais (*pipes*), uma junção para cada canal e uma saída (*outfall*) no exutório da subunidade III. Na Tabela 4.3, são apresentados os dados de cada elemento da drenagem simulada.

Tabela 4.3 – Dados dos canais empregados na simulação para a subunidade III

Canal	Forma	Comprimento (m)	Diâmetro/Largura (mm)	Rugosidade (s.m ^{-1/3})
1	Retangular	220,6	1000	0,015
2	Retangular	322,7	1500	0,015
3	Circular	425,0	600	0,015
4	Retangular	100,4	1500	0,015
5	Retangular	259,2	1500	0,015
6	Retangular	254,6	1500	0,015

Select Curve Number							
Select curve number from table							
	Description	Condition	A	B	C	D	Condensed Description
1	FULLY DEVELOPED URBAN AREAS	Vegetation					
2	Open space (lawns, parks, etc.)						
3	grass cover < 50%	Poor	68	79	86	89	< 50% grass cover, Poor
4	grass cover 50% to 75%	Fair	49	69	79	84	50 - 75% grass cover, Fair
5	grass cover > 75%	Good	39	61	74	80	> 75% grass cover, Good
6	Impervious Areas						
7	Paved parking lots, roofs, driveways		98	98	98	98	Paved parking & roofs
8	Streets and roads						
9	Paved: curbs and storm sewers		98	98	98	98	Paved roads with curbs & sewers
10	Paved: open ditches (with right-of-way)	50% imp	83	89	92	93	Paved roads with open ditches, 50% imp
11	Gravel (with right-of-way)		76	85	89	91	Gravel roads
12	Dirt (with right-of-way)		72	82	87	89	Dirt roads
13	Urban Districts	impervious					
14	Commercial & business	85% imp	89	92	94	95	Urban commercial, 85% imp
15	Industrial	72% imp	81	88	91	93	Urban industrial, 72% imp
16	Residential Districts						
17	(by average lot size)	impervious					
18	1/8 acre (town houses)	65% impervious	77	85	90	92	1/8 acre lots, 65% impervious
19	1/4 acre	38% impervious	61	75	83	87	1/4 acre lots, 38% impervious
20	1/3 acre	30% impervious	57	72	81	86	1/3 acre lots, 30% impervious
21	1/2 acre	25% impervious	54	70	80	85	1/2 acre lots, 25% impervious
22	1 acre	20% impervious	51	68	79	84	1 acre lots, 20% impervious
23	2 acre	12% impervious	46	65	77	82	2 acre lots, 12% impervious
24	Western Desert Urban Areas						
25	Natural desert (pervious areas only)		63	77	85	88	Natural western desert
26	Artificial desert landscaping		96	96	96	96	Artificial desert landscape
27							
28	DEVELOPING URBAN AREA	(No Vegetation)					
29	Newly graded area (pervious only)		77	86	91	94	Newly graded area
30	CULTIVATED AGRICULTURAL LAND						
31	Fallow						
32	Bare soil		77	86	91	94	Fallow, bare soil

Figura 4.17 – Tabela de dados de curva-número (CN) – código computacional STORMNET

A chuva foi gerada pelo programa Hidro-Flu para tempos de recorrência (TR) de 20 anos, 50 anos e 100 anos, baseados na equação de Otto Pfafstetter de Petrópolis, de duração de 120 minutos, dividida em 12 intervalose. O modelo utilizado foi o método do *Soil Conservation Service*, atribuindo-se o valor de 72 para a curva-número.

O código computacional Hidro-Flu utilizado refere-se à versão 2.0. Esse código foi desenvolvido no âmbito do Laboratório de Hidráulica (LHC) do Programa de Engenharia Civil da COPPE/UFRJ. A equação de Otto Pfafstetter foi desenvolvida após estudos realizados em diversos locais do Brasil, através de diversos parâmetros, os quais foram ajustados empiricamente por dados obtidos junto aos registros de pluviógrafos. Apresenta-se na forma de precipitação x duração x frequência.

$$P = K \cdot [a \cdot t + b \cdot \log(1 + c \cdot t)] \quad \text{(Equação 4.1)}$$

em que

$$K = T_R^{\left(\alpha + \frac{\beta}{T_R^\gamma} \right)}$$

T_R é o tempo de retorno ou recorrência da chuva em anos;

t é a duração da precipitação em horas;

a , b e c são constantes determinadas a partir de análise dos dados históricos de precipitação da localidade de interesse.

O poluente selecionado para avaliação foi o TSS - total de sólidos em suspensão, que teve seu acúmulo e lavagem gerados com base nas constantes já existentes no STORMNET. A função de acumulação selecionada foi a exponencial, enquanto a de lavagem foi a curva-chave (*rating curve*). A aplicação do poluente foi atribuída a toda a bacia, e a eficiência da lavagem foi adotada como 90%, enquanto a limpeza da rua foi mantida com intervalo de sete dias. Esse valor fundamenta-se em função das características de ocupação da subunidade III, predominantemente residencial.

CAPÍTULO 5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 – BASE DE DADOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO QUITANDINHA

Ao longo deste trabalho, uma base de dados envolvendo múltiplas áreas do conhecimento foi desenvolvida. Aspectos hidrológicos, climáticos e ambientais, como vegetação, relevo, declividade e outros aspectos naturais, assim como antropológicos, sobretudo os de uso e ocupação do solo, foram levantados e trabalhados, gerando dados sobre a bacia. Esses dados alimentaram a base de dados da bacia do Quitandinha, a qual subsidiou adequadamente as necessidades das técnicas e métodos propostos na presente pesquisa.

Os dados iniciais foram recolhidos em instituições reconhecidas e serviram de orientação para o levantamento, produção e aquisição de novos dados e materiais, economizando tempo e recursos. O desdobramento dessa base inicial em novos arquivos conjuntamente com a aquisição de novos materiais preencheram os requisitos para o emprego da metodologia proposta.

Não foi possível o repasse de projetos da drenagem artificial da localidade por parte dos órgãos competentes. Infelizmente, essa carência de dados gerou algumas lacunas quanto ao transporte de parte da poluição difusa, visto que o sistema de drenagem artificial transporta parte do material lavado nos eventos chuvosos.

A situação foi contornada na medida do possível, assumindo-se que a drenagem artificial segue a disposição do arruamento e que esta, dada sua impermeabilidade e geometria, é uma via principal de transporte, conforme fundamentado pelo item 3.6 do presente trabalho.

A integração de dados foi fundamental neste trabalho. As informações obtidas em campo com os órgãos executivos do município mostraram-se indispensáveis na confecção dos mapas e na seleção de pontos para a coleta. Tal fato demonstra a importância da integração de trabalhos acadêmicos com instituições governamentais, tanto no repasse de informações como de materiais e dados.

Bacias urbanas, freqüentemente, têm sua dinâmica hidrológica alterada pelas atividades humanas. Com as fases do ciclo hidrológico alteradas, sobretudo pelos novos valores do grau de permeabilidade e de rugosidade da bacia, há a necessidade de se integrar a drenagem artificial na análise.

A compreensão do escoamento superficial e de todas as fases do ciclo hidrológico passa a ser dependente do entendimento dessa nova componente. Adicionalmente, destaca-se que a componente de drenagem natural é indissociável do comportamento do escoamento superficial.

5.2 – DELIMITAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO QUITANDINHA E SUBUNIDADES DE ESTUDO

A Figura 5.1 enfatiza o resultado das informações de drenagem presentes na bacia. O mapa produzido é o resultado da integração das informações de drenagem artificial e natural da bacia. Os valores de área contribuinte, densidade de drenagem, forma da bacia e outros parâmetros morfológicos precisam ser revistos e adaptados à nova configuração da bacia. A Figura 5.1 representa, portanto, uma atualização em relação a Figura 3.4, na medida em que foi suprimida uma porção da bacia tendo em vista alterações na configuração da rede de drenagem artificial atuante.

Com a delimitação da bacia realmente contribuinte ao Quitandinha e a partir dos materiais e métodos relatados no Capítulo 3, a bacia foi dividida em subunidades de escoamento de acordo com aspectos físicos, hidrológicos e de uso e ocupação do solo (Figura 5.2).

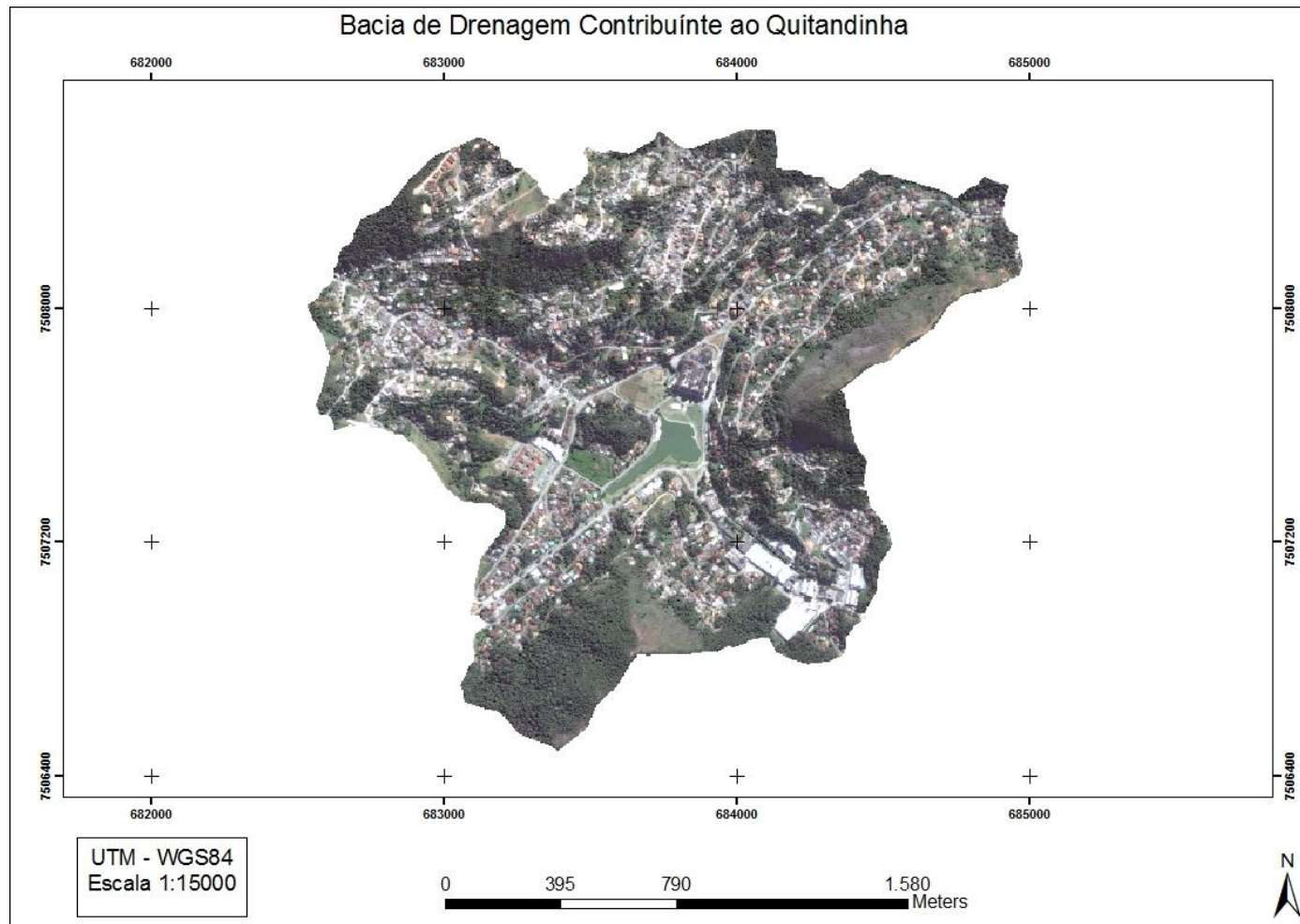


Figura 5.1 - Bacia de drenagem da região de interesse - 2ª delimitação

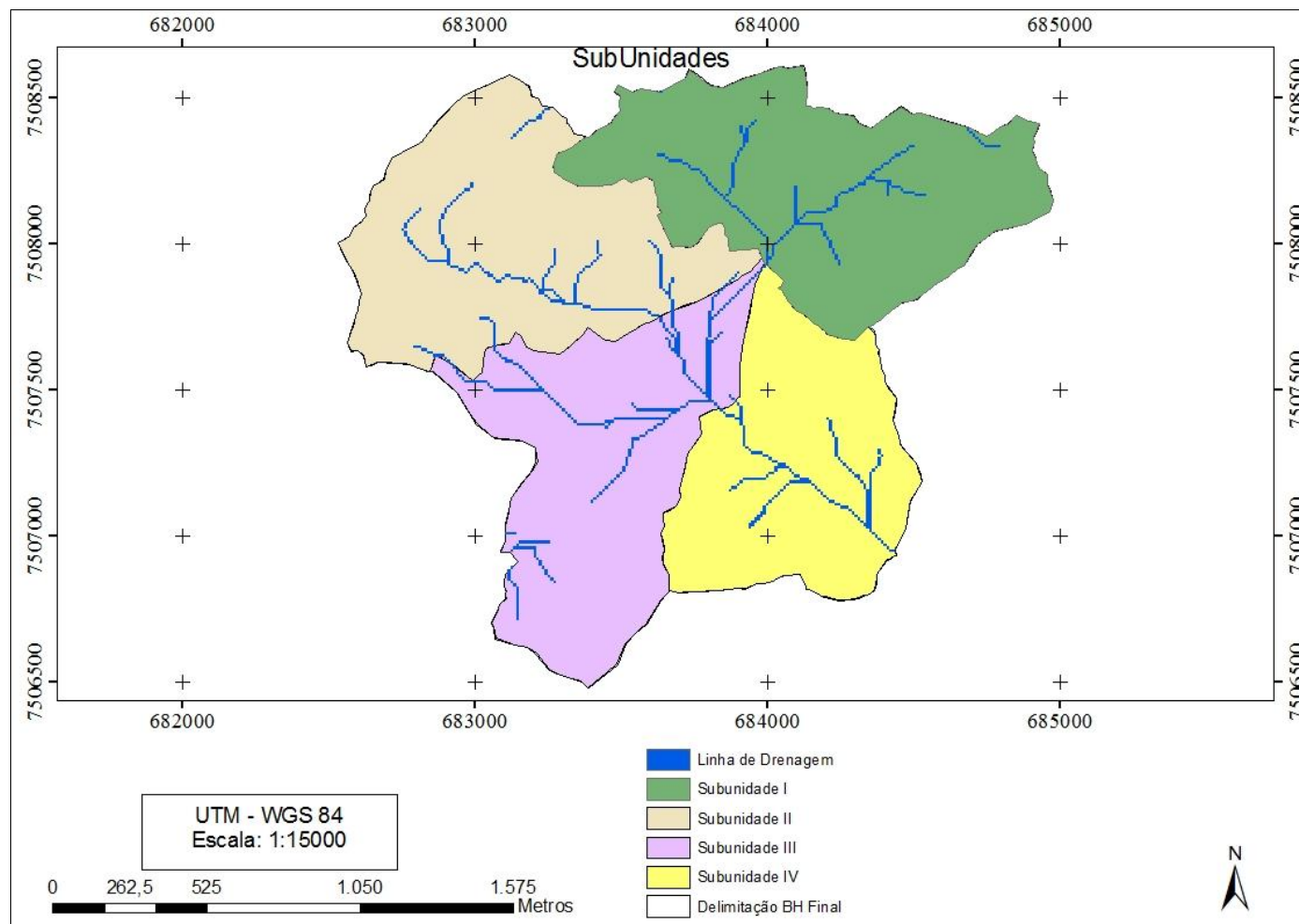


Figura 5.2 – Subunidades da bacia do Quitandinha

Salienta-se que a Figura 5.2 foi construída a partir dos seguintes arquivos: mapa de declividade, imagem de satélite, modelo digital do terreno, mapa de escoamento superficial e linha de drenagem, sendo os dois últimos arquivos de camadas vetoriais obtidas pela aplicação da extensão Archydro, tendo como entrada o modelo digital do terreno (MDT).

5.3 – FONTES, ÁREAS DE ACÚMULO E VIAS DE TRANSPORTE DE POLUENTES

Da análise do mapa de células de captação (Figura 3.9), pode-se observar um padrão semelhante na região que vem a constituir a subunidade I. Nessa unidade, um padrão de escoamento mantém-se quase uniforme havendo pouca diferenciação no valor drenado.

Na subunidade II também pode ser observado um padrão uniforme entre os valores captados pelas células de escoamento. Cada célula capta um valor de drenagem, evidenciado pela escala. Nessa região, verifica-se um padrão de captação similar por toda a área.

As subunidades III e IV apresentam valores similares de captação. Em ambas, altos valores de captação de escoamento são observados, indicando áreas de possível acúmulo de escoamento e material.

A imagem de satélite (Figura 5.1) evidencia o uso atribuído ao solo. A bacia consiste em região urbanizada, tendo 3 sítios de maior ocupação residencial (subunidade I, Subunidade II e Subunidade III), e um sítio com presença comercial considerável (subunidade IV).

As vias de transporte evidenciam um maior tráfego nas subunidades III e IV. A evidência desse fato foi observada em função das maiores dimensões das vias nessa região, ao mesmo tempo em que, nas subunidades I e II, ainda foram registradas presenças de vias em solo exposto, sem pavimentação.

A linha de drenagem indica, mais uma vez, o grande aporte de material pelas vias de tráfego. O mapa de declividade e o MDT (Figuras 3.8 3 4.4) mostram áreas de maior arraste, sobretudo nas subunidades I e II, que apresentam maiores declividades, e áreas de deposição presentes, em maior grau, nas subunidades III e IV.

Com base nas observações previamente apresentadas, o mapa de subunidades foi gerado e, a partir dessa carta, outros dois mapas foram elaborados, ambos apresentados na seqüência do texto, a saber: mapa de drenagem principal (Figura 5.3) e o mapa de pontos de coleta (Figura 5.4).

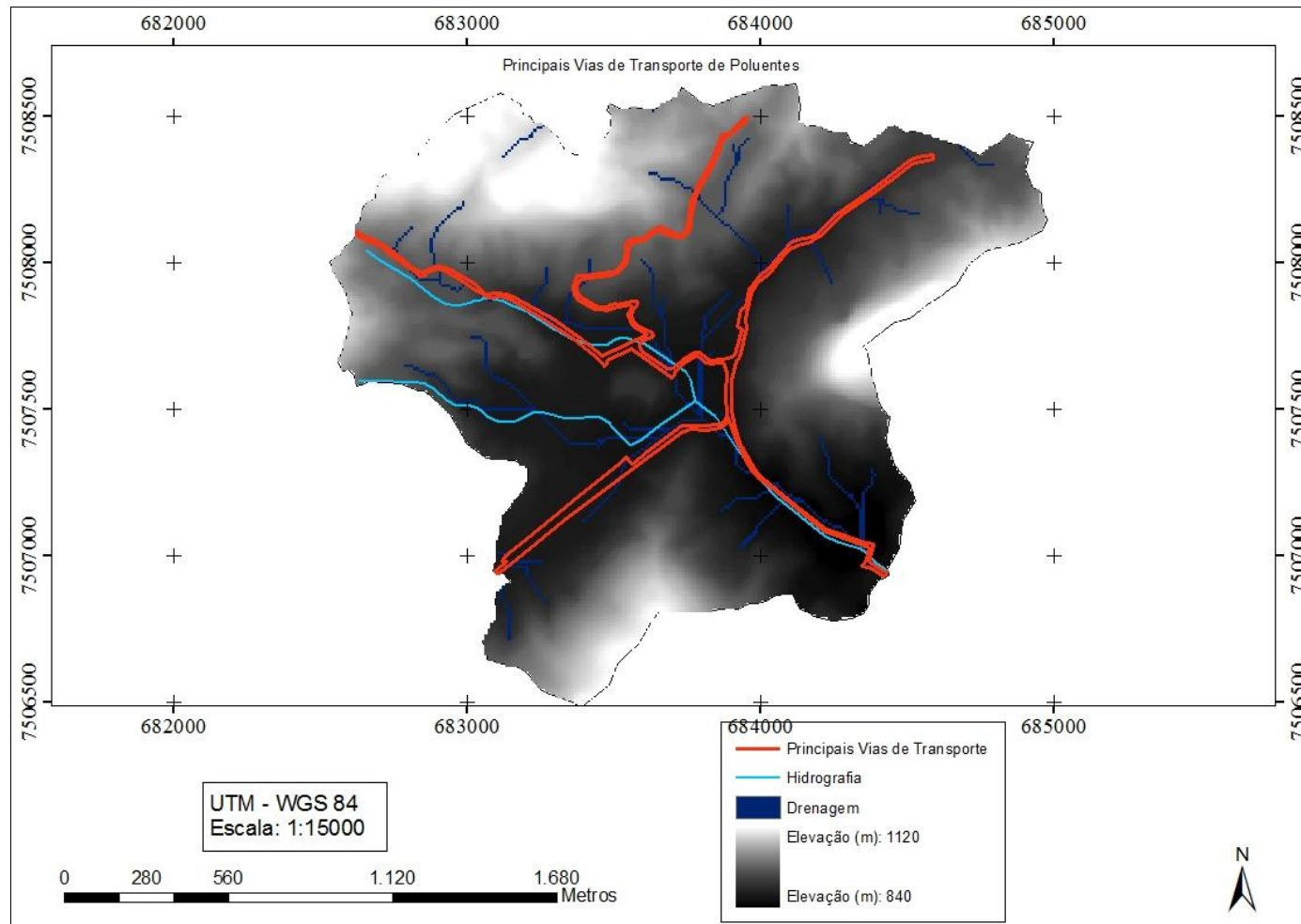


Figura 5.3 – Drenagem principal: principais vias de mobilização e transporte de contaminantes

Como discutido no Capítulo 3, entre as principais vias de transporte de poluentes, estão as áreas impermeáveis, com destaque para as sarjetas, os solos rasos e sistemas porosos.

No Capítulo 5, foram apresentados dados sobre os solos e rochas da bacia de estudo. Na maior parte da bacia do Quitandinha, solos rasos associados a rochas podem ser encontrados, os quais não permitem uma alta infiltração do volume precipitado, além do arraste de partículas desses solos.

Na bacia do Quitandinha, mais precisamente nas sub-bacias III e IV, estão presentes áreas extremamente urbanizadas, cujas vias de tráfego agem como condutores do volume precipitado, levando ao arraste de diversos contaminantes.

Como apresentado ainda no Capítulo 3, a erosão do solo está ligada a sua erodibilidade e à erosividade do agente de intemperismo. A chuva, na região de estudo, atinge altos valores, e os solos, em sua maioria, são rasos. A declividade presente na bacia contribui para o aumento da energia cinética do escoamento superficial, aumentando o arraste de partículas.

A Figura 5.3, conforme mencionado, apresenta as principais vias de passagem de fluxo. Essa informação é valiosa, pois evidencia o principal meio de transporte de poluentes na bacia. O mapa é composto por camadas resultantes da aplicação do Archydro e camadas de vias, recortado para as vias mais expressivas da bacia.

Em tons mais escuros, estão realçadas as áreas de perda de energia. A tendência é que nelas ocorra acúmulo de poluentes e conseqüente perda de energia. Em vermelho (Figura 5.3), as vias mais expressivas da bacia. A linha de drenagem do Archydro é apresentada coincidindo com as vias de tráfego. Baseado nesse mapa e no de subunidades, os pontos de coleta foram determinados.

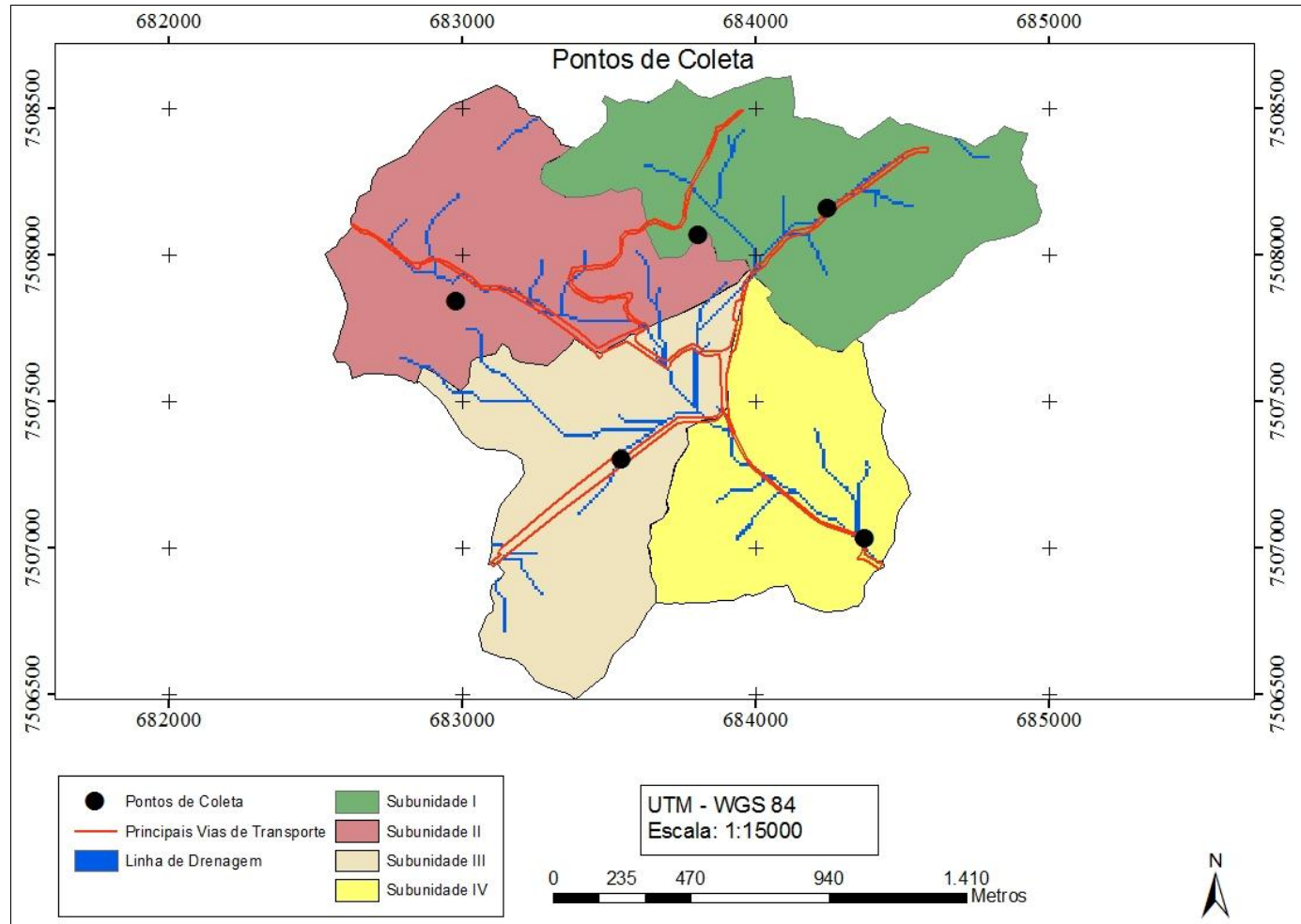


Figura 5.4 – Pontos de coleta selecionados para amostragem na bacia do córrego Quitandinha

Adicionalmente, a Tabela 5.1 contém uma descrição do entorno dos pontos de coleta e suas respectivas subunidades.

Tabela 5.1 – Descrição dos pontos de coleta, subunidades e área de entorno.

Ponto	Sub-bacias	Descrição
1.1	3	Área residencial, paralelepípedos intercalados com grama, fluxo de veículos alto, próxima a fragmento de mata, presença de áreas verdes municipais, declividade baixa.
1.2	3	Área residencial, pavimento em concreto, fluxo de veículos alto, próxima a fragmento de mata, presença de áreas verdes municipais, declividade baixa.
2	2	Área residencial, próxima a depósito de lixo irregular, baixo fluxo de veículo, próxima a pontos erosivos, declividade alta.
3	1	Área de passagem de fluxo, capta a drenagem de parte alta da bacia, residencial.
4	1	Área de acumulo de fluxo, região residencial, focos de solo exposto próximo, declividade média a alta.
5	4	Área altamente urbanizada, sítios residencial e comercial bem desenvolvidos, fluxo de veículos intensos, próxima ao exutório da bacia.

A partir dessa divisão, os pontos de coleta de resíduos foram, portanto, determinados. Foi coletado material em um ponto para cada subunidade, exceto no ponto P1 (subunidade III), onde ocorreram duas coletas por peculiaridades da pavimentação local. Assim, nesse caso, um ponto foi gerado em cada lado da via (Figura 5.5). O ponto P1.1 corresponde a material coletado da via em paralelepípedos com abundante presença de grama conforme Figura 5.6, enquanto o ponto P1.2 refere-se ao lado da via com pavimento de concreto (Figura 5.5).



Figura 5.5 – Diferença de pavimento no ponto 1



Figura 5.6 – Presença de vegetação entre os espaços dos paralelepípedos (Ponto P1.1)

Áreas e vias em solo exposto foram evidenciadas durante a construção da base, ilustradas por meio da Figura 5.7. Como citado no Capítulo 3, os sedimentos constituem contaminante com alto potencial poluidor e degradador, havendo estudos que enfocam exclusivamente nesse poluente.

A identificação de áreas de solo exposto ou movimentação de massa deve ser vista como parte do gerenciamento de fontes de poluição difusa. Essa análise deve incluir ainda a caracterização dos sítios observados na bacia, das áreas utilizadas pela população como depósito irregular de resíduos sólidos domésticos e as sarjetas. Em particular, a sarjeta deve ser tratada como fonte e, então, ser incorporada ao sistema de gerenciamento e controle de fontes.

Cabe ressaltar que a maior parte dos pontos identificados que se encontravam em solo exposto não apresentou movimentação de massa nos dias de visita de campo. Pelo contrário, em sua maioria, parecem áreas desmatadas e sem qualquer uso. A única exceção é o ponto na parte superior da subunidade II, o qual se trata de via sendo asfaltada, havendo, então, intensa movimentação de massa.

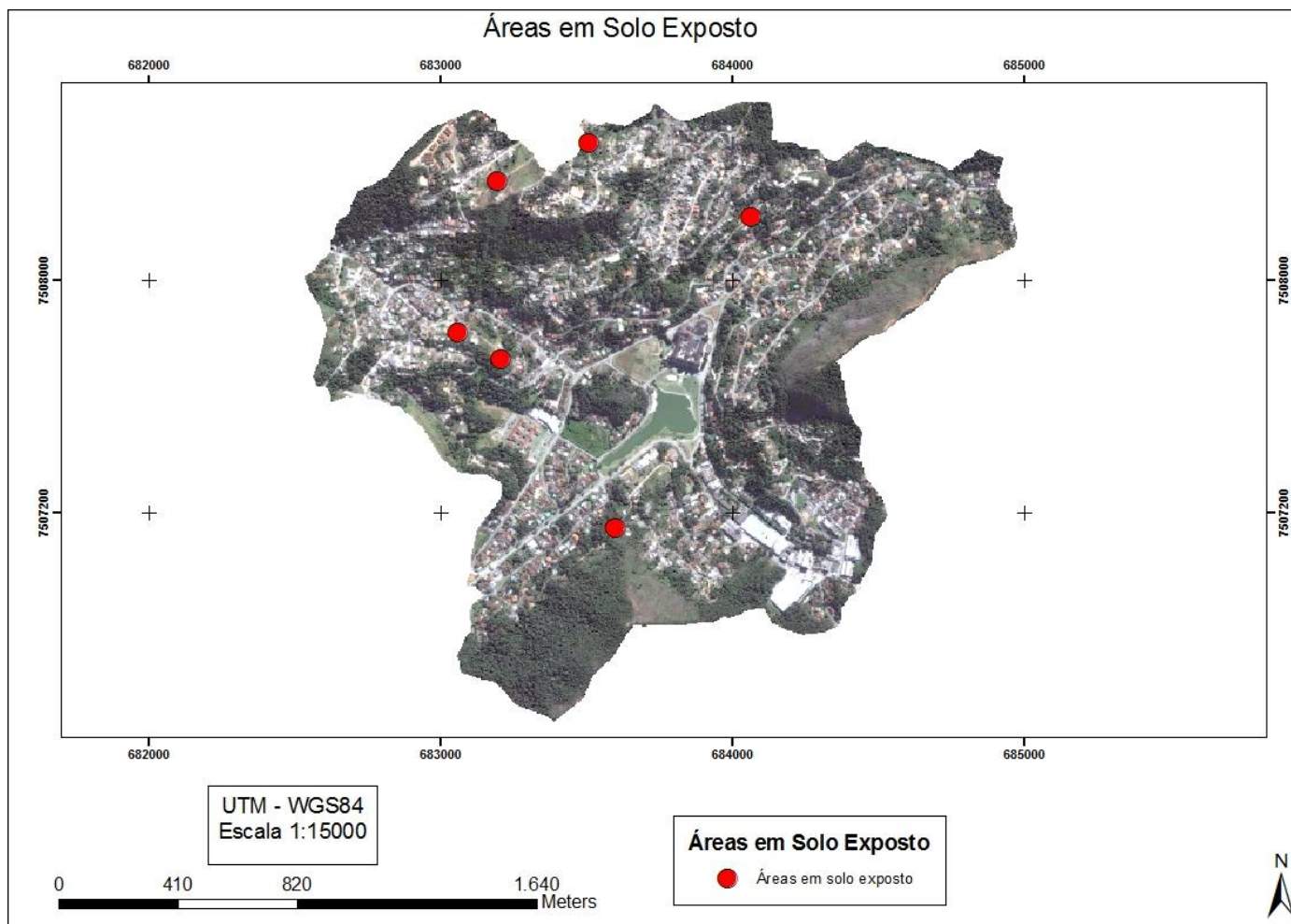


Figura 5.7 – Áreas de solo exposto na bacia do córrego Quitandinha

Feitas essas considerações, os materiais coletados nas sarjetas dos pontos acima descritos (Tabela 5.1) levaram aos resultados apresentados a seguir.

Quanto ao peso amostrado por ponto coletado, os valores são expressos na Figura 5.8, por meio de uma relação de massa por ponto amostrado.

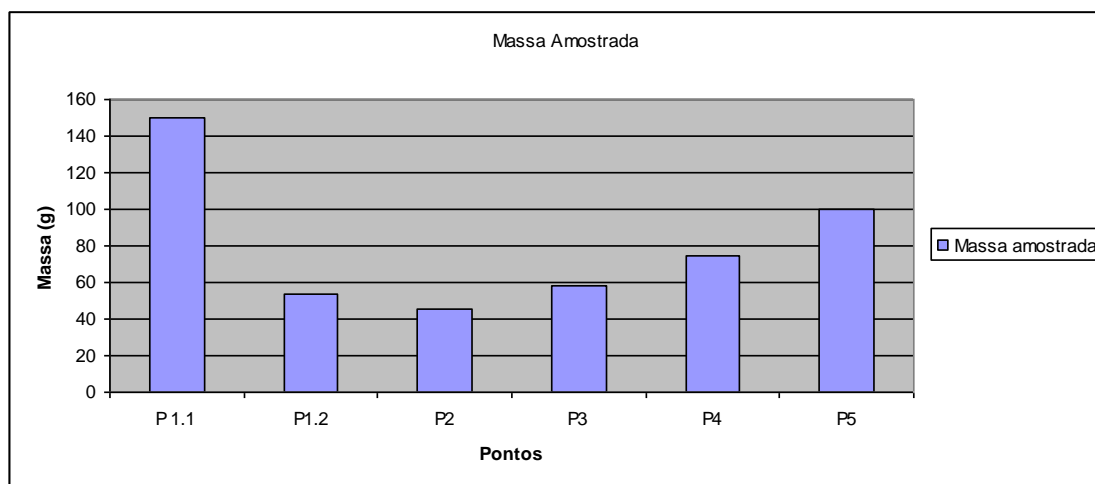


Figura 5.8 – Quantidade de material coletado em cada ponto por unidade métrica

Em alguns pontos, houve a necessidade de se coletar em superfícies maiores (P1.2 e P3) para que o material coletado fosse o suficiente para todas as análises mais o testemunho, porém os valores expressos na Figura 5.8 estão relacionados à unidade métrica. Os maiores resultados são observados nos pontos P1.1 e P5.

O P5 está localizado próximo à jusante da bacia, numa região de menor altitude e declividade. Associada a essa condição, a caracterização da área de entorno fornece mais justificativas para esse comportamento. Trata-se de área de movimentação intensa, tanto de veículos como de pedestres, havendo sítios comerciais e concentrações residenciais intercalados.

Próximo a P2, existem áreas de depósito irregular de resíduos sólidos, em calçadas e terrenos baldios, sobretudo domésticos. O local apresenta declividade elevada na maior parte de entorno. No ponto escolhido, há acúmulo de material de duas áreas adjacentes de maior altitude, cujas vias se encontram no ponto em questão. Esperava-se encontrar uma maior quantidade de material nessa área.

Quanto aos pontos P1.2, P3 e P4, esses apresentam, conforme esperado, quantidades significativas de material. A caracterização do material coincide com o uso do solo atribuído à localidade.

Os pontos P1.2 e P5, por seu tráfego mais intenso de veículos, apresentam material mais uniforme e com grandes quantidades de material solto do pavimento

local. Os pontos residenciais apresentaram material comum dessas áreas, resíduos domésticos associados a resíduos de pavimentos e de áreas verdes próximas.

A Figura 5.9 exibe a quantidade percentual de material por diâmetro para os diferentes pontos analisados neste estudo. As alterações na distribuição dos sedimentos têm influência direta na disponibilidade de habitats e de alimento, sendo fatores ambientais imprescindíveis na organização da comunidade bentônica (TAKEDA *et al.*, 2007).

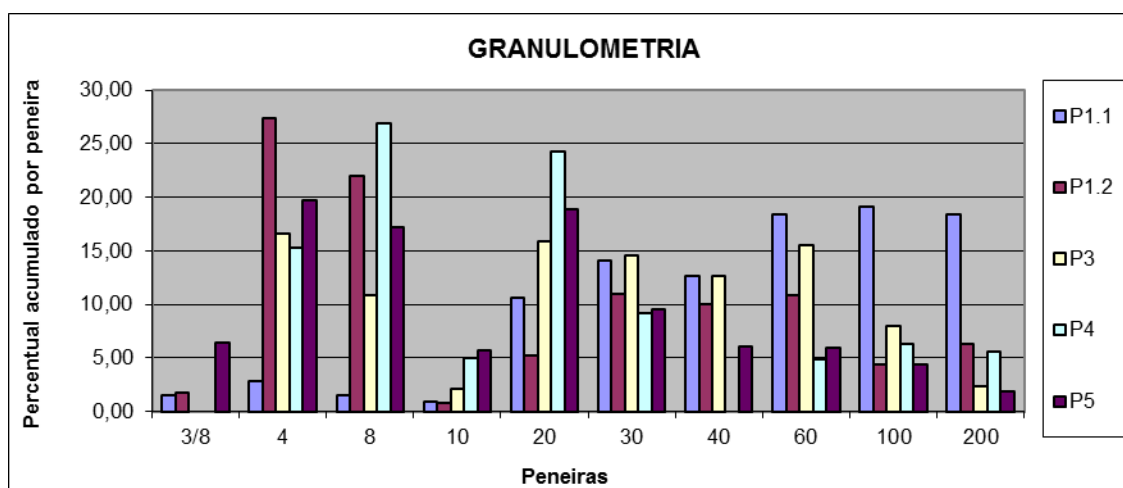


Figura 5.9 – Análise granulométrica para os pontos de coleta na bacia do Quitandinha

A variação na textura do sedimento ocorre como consequência da urbanização, havendo um aumento na produção de sedimentos mais finos, entretanto a matéria orgânica e outros poluentes, como os metais, tendem a ser adsorvidos por sedimentos de menor diâmetro (BOOTH e JACKSON, 1997; PAUL e MEYER, 2001).

A relação de DQO, nitrogênio total e fósforo total por ponto é expresso nas tabelas a seguir (Tabela 5.2 e Tabela 5.3).

Tabela 5.2 – Resultados das análises químicas por unidade linear de sarjeta

MATERIAL ANALISADO POR METRO LINEAR DE SARJETA (g/m)			
PONTOS	DQO	NT	PT
P 1.1	0,240	0,010	0,040
P1.2	0,091	0,002	0,060
P2	0,086	0,001	0,010
P3	0,041	0,002	0,013
P4	0,424	0,003	0,015
P5	0,110	0,005	0,023

Tabela 5.3 – Resultados das análises químicas

PONTOS	Peso	Nitrogênio	DQO	MO
	g/m	mg/L	mg/L	(%)
P 1.1	150,15	0,6331	16	5
P1.2	53,78	0,2807	17	2
P2	45,12	0,199	19	1
P3	58,62	0,3951	7	1
P4	74,35	0,346	57	2
P5	100,1	0,5023	11	6

Os pontos P1.1, P4 e P5 apresentaram, respectivamente, os maiores valores de DQO e NT. O ponto P1.2 apresentou um comportamento inesperado quanto ao fósforo, tendo o maior resultado, o qual se esperava para o ponto P1.1, dada a maior presença de vegetação nesse ponto. Ambos encontram-se em contato com áreas verdes municipais, mas, dado o fato de que a declividade natural das vias encaminha o fluxo para a via onde o ponto P1.2 se encontram, esperava-se que, nesse local, a maior concentração de fósforo fosse obtida.

Quanto a P1.1, a presença visível de material vegetal e sedimento acumulado na sarjeta já indicava esse ponto como de alto potencial para acúmulo. Esse é um ponto de menor declividade na subunidade. A montante desse ponto há um fragmento de vegetação no qual há, na borda inferior do fragmento, uma estrada em solo exposto. Essa estrada foi um dos pontos observados durante a fase de construção da base e foi visitado posteriormente (Figura 5.10).

As concentrações de DQO, NT e PT mantém uma seqüência, como já esperado, havendo apenas uma contradição quanto ao ponto P1.2, mencionada anteriormente. Essa situação é acompanhada pela quantidade de material amostrado em cada ponto; novamente, os pontos de maior potencial foram P1.1, P4 e P5.

Quanto ao percentual de voláteis e matéria orgânica, novamente pode-se visualizar o grau de importância das regiões compreendidas pelos pontos P1.1, P4 e P5, (Tabela 5.4).



Figura 5.10 – Estrada em solo exposto na subunidade III, próxima a fragmento de mata

Tabela 5.4 – Material volátil e orgânico presente nas amostras

Amostra	Voláteis (%)	MO (%)
P1.1	1,66	3,59
P1.2	1,22	1,94
P2	0,29	0,67
P3	0,81	0,99
P4	1,78	2,26
P5	1,66	4,16

P1 = Peso da cápsula vazia (tarada)

P1+A = Peso da cápsula + amostra (20 gramas)

P2= Peso da cápsula após estufa de secagem e esterilização 103 - 105°C - >12 horas

P3= Peso da cápsula após Forno de Mufla - 550°C

MARTINS *et al.* (1991), por exemplo, analisou a carga poluidora gerada em duas bacias da região metropolitana de São Paulo. Esses autores concluem que, apesar dos coeficientes obtidos serem baixos quando comparados a valores encontrados em outras áreas da hidrologia urbana, esses são indispensáveis na fase de planejamento e controle das fontes difusas da bacia.

Quando se contrastam os resultados aqui obtidos com outros estudos, os valores dos parâmetros analisados neste trabalho, embora também se mostrem baixos quando comparados a resultados de outros estudos, como indicou MARTINS *et al.* (1991), não

devem ser subestimados e devem ser interpretados como amostras coletadas em uma unidade linear de superfície.

5.4 – SIMULAÇÃO DE ACÚMULO E LAVAGEM DE POLUENTES NA SUBUNIDADE 3

Conforme descrito no item 4.2, foi gerada simulação de acúmulo e lavagem de poluentes na subunidade III da bacia do Quitandinha, por meio do código computacional STORMNET. As Figuras 5.11, 5.12 e 5.13 apresentam os hietogramas e hidrogramas gerados para eventos com TR de 20, 50 e 100 anos, respectivamente.

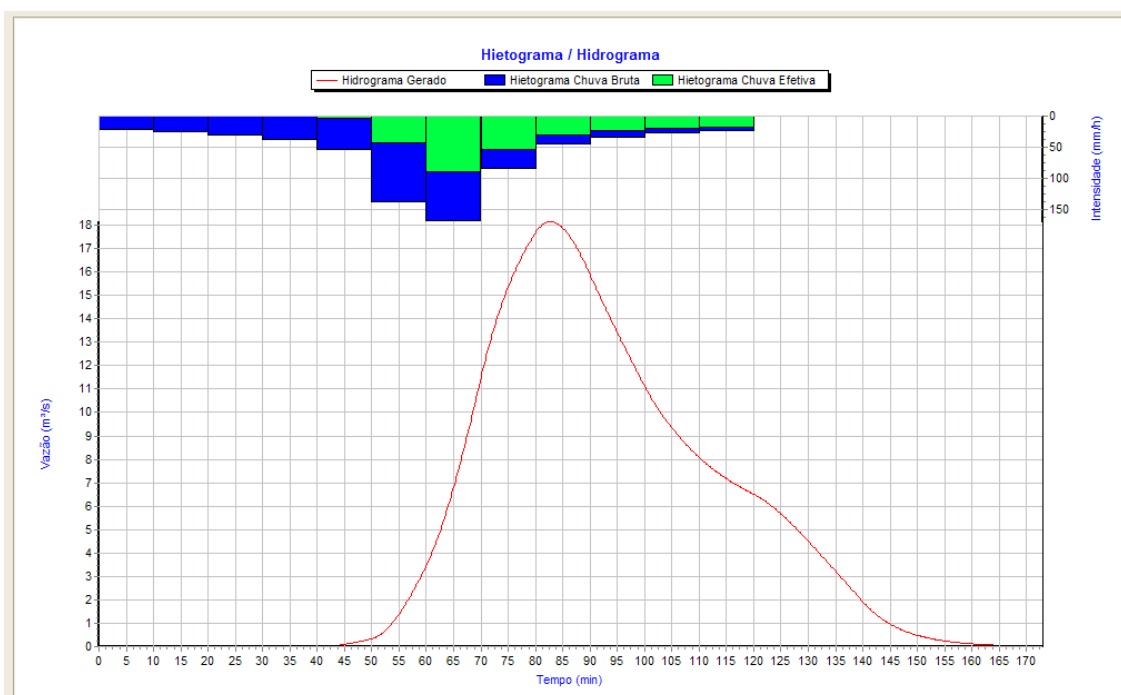


Figura 5.11 – Hietograma/hidrograma da chuva de TR de 20 anos simulada pelo Hidro-Flu – Subunidade III – Córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ

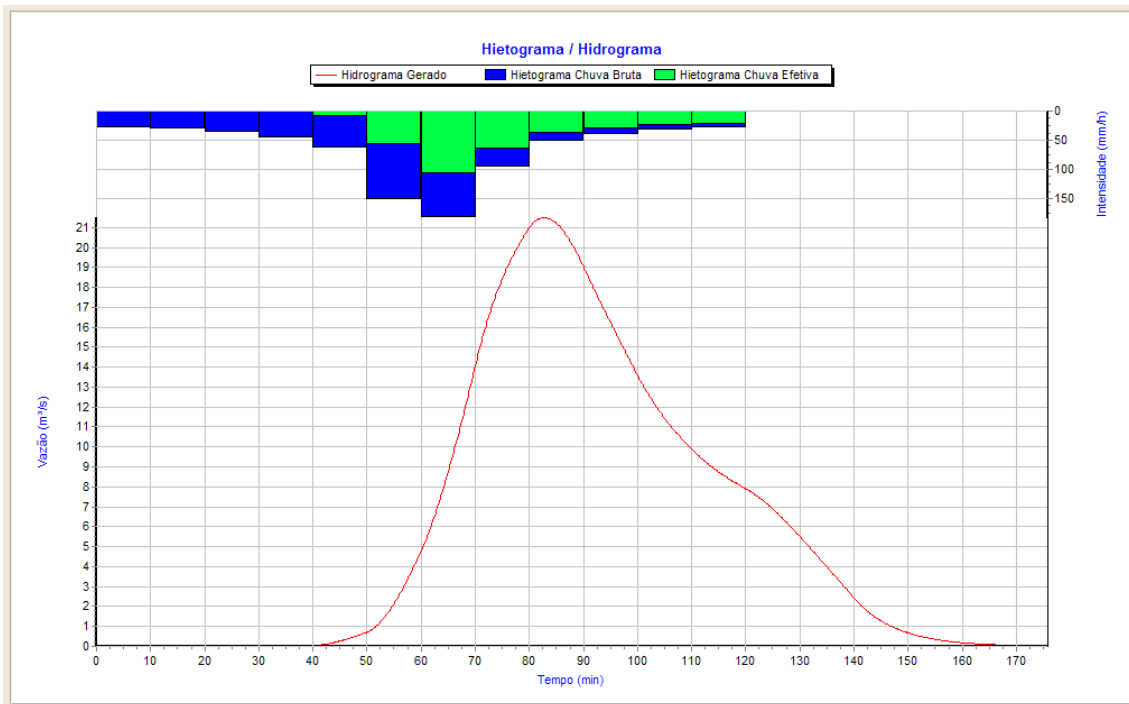


Figura 5.12 – Hietograma / hidrograma da chuva de TR de 50 anos simulada pelo Hidro-Flu – Subunidade III – Córrego Quitandinha – Petrópolis/RJ

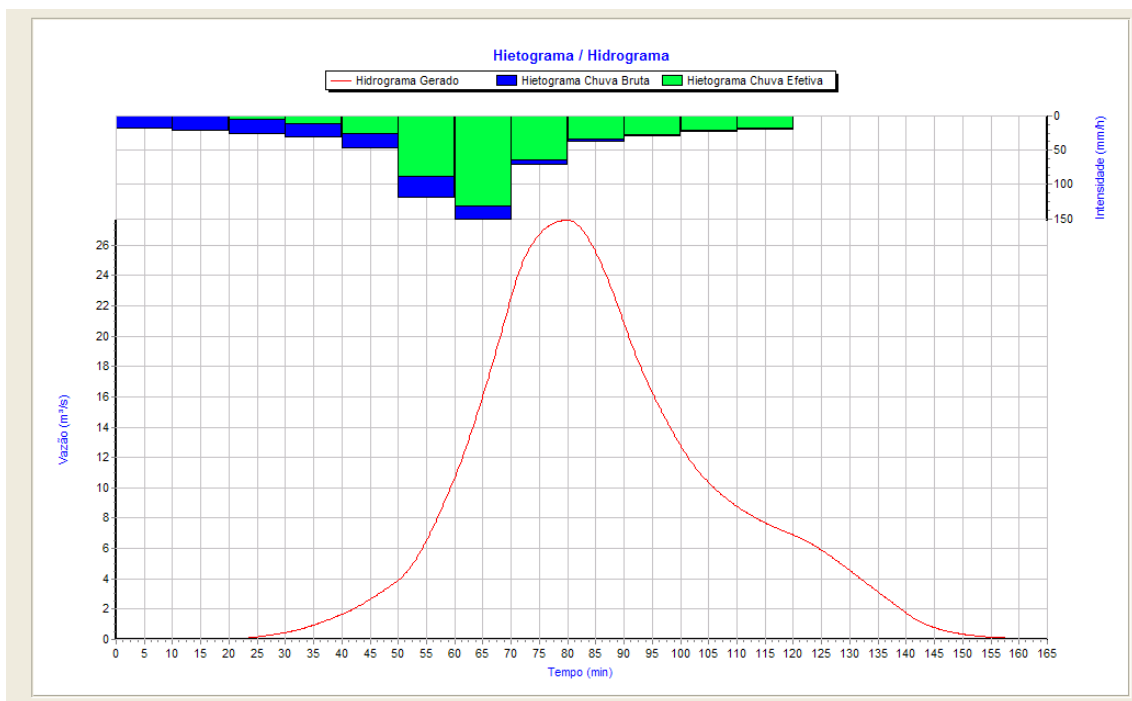


Figura 5.13 – Hietograma / hidrograma da chuva de TR de 100 anos simulada pelo Hidro-Flu

Complementarmente, as Tabelas 5.5, 5.6 e 5.7 trazem os resultados dessas simulações. Na Tabela 5.5, foram discretizados os valores de altura em milímetros (mm) de cada fase do ciclo hidrológico. A fase da evapotranspiração apresentou valor zero em todas as simulações, dado que essa fase do ciclo hidrológico foi suprimida durante a construção do cenário, por ter sido considerada pouco significativa na bacia.

Os valores de altura que foram gerados pelo STORMNET para as fases do ciclo hidrológico crescem proporcionalmente ao período de retorno simulado. O tempo simulado não foi suficiente para que todo o escoamento da bacia passasse pelo exutório, havendo, então, armazenamento superficial de parte do volume precipitado no período simulado de 2 horas. Para a chuva de tempo de recorrência de 20 anos, observa-se que, de todo o montante precipitado, houve, em termos percentuais, uma maior infiltração do que para as demais chuvas simuladas, indicando a fragilidade da bacia em relação a eventos de precipitação de maior intensidade.

Tabela 5.5 – Alturas (em mm) das fases do ciclo hidrológico segundo o STORMNET para a subunidade III

Fases do escoamento superficial	TR 20 ANOS	TR 50 ANOS	TR 100 ANOS
Precipitação total (mm)	101,2	118,0	125,7
Infiltração (mm)	31,5	35,5	36,2
Escoamento superficial (mm)	32,6	77,2	84,2
Armazenamento superficial (mm)	3,7	5,5	5,6

Na Tabela 5.6, estão ilustrados os valores totais de acúmulo na bacia. O *acúmulo inicial* refere-se ao valor inicial que foi informado durante a construção do cenário, sendo esse um valor inicial considerado *típico* para o uso do solo de cada bacia analisada. O *acúmulo restante* refere-se à massa acumulada que não foi lavada pelo evento de precipitação. Em todos os eventos de precipitação simulados, a diferença de material que continuou na bacia é significativamente pequena. A variação observada para os eventos simulados não foi expressiva.

Tabela 5.6 – Acúmulo de poluentes na bacia do córrego Quitandinha

Acúmulo de poluentes	TR 20 ANOS	TR 50 ANOS	TR 100 ANOS
Acúmulo inicial (kg)	37047,0	37047,0	37047,0
Acúmulo restante (kg)	3269,5	3269,5	3269,5

A lavagem de poluentes foi ilustrada na Tabela 5.7. O *volume total de lavagem* refere-se à parte do escoamento superficial que gerou carga de lavagem de poluentes em toda a bacia. O *volume de lavagem na saída da bacia* corresponde à parcela do volume total que foi escoada no exutório da bacia durante o período simulado, enquanto o *volume de lavagem acumulado* diz exatamente sobre o diferencial das duas variáveis anteriores, ou seja, o volume que ficou acumulado na bacia.

Tabela 5.7 – Lavagem de poluentes na bacia do córrego Quitandinha

Lavagem de poluentes	TR 20 ANOS	TR 50 ANOS	TR 100 ANOS
Volume total de lavagem (mm)	24,1	57,2	62,4
Volume de lavagem na saída da bacia (mm)	23,9	55,1	59,7
Volume de lavagem acumulado (mm)	0,226	0,443	0,440

CAPÍTULO 6- CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Neste trabalho, a poluição difusa na bacia hidrográfica do Quitandinha foi avaliada com base em 3 processos: produção de Poluentes, áreas de transporte e áreas de acúmulo. A metodologia empregada consiste em emprego de técnicas de geoprocessamento e investigação de campo.

6.1 - BASE DE DADOS DA BACIA DO QUITANDINHA

Quanto às técnicas de geoprocessamento, essas se mostraram satisfatórias, sobretudo a análise do escoamento superficial, dos dados de relevo e forma da bacia e a classificação do uso do solo, que permitiram a construção de uma base de dados em um primeiro momento, sendo constantemente alimentada no decorrer do trabalho.

A construção da base de dados da bacia, na fase inicial do presente trabalho, foi indispensável para a continuação das demais técnicas aqui aplicadas. A base permitiu um rápido levantamento de dados, questionamentos e hipóteses a cerca do comportamento da poluição difusa na bacia. Esses elementos foram investigados por meio da coleta de informações junto a prefeitura municipal de Petrópolis (PMP), visitas de campo, coleta de material na bacia e por meio da própria base de dados.

A reunião dessas informações, levantamento e construção, antes inexistentes, colaborará futuramente com órgãos e instituições que se interessem por desenvolver novos trabalhos na bacia.

As técnicas e programas adotados mostraram-se satisfatórios na construção da base, atendendo as necessidades da metodologia proposta. A escala de trabalho permitiu um nível consideravelmente alto de detalhe o qual possibilitou velocidade na tomada de decisão quanto aos pontos a serem amostrados.

O uso da extensão Archydro permitiu o delineamento das unidades de estudo e evidenciou áreas de acúmulo de poluentes. Esse aplicativo colaborou em muito para a construção desta dissertação, além de ser de fácil aplicação e requerer dados de entrada relativamente simples de serem obtidos e manuseados para uma análise no nível de diagnóstico.

6.2 – DELIMITAÇÃO DA UNIDADE DE ESTUDO E SUBUNIDADES

As visitas de campo e coleta de informações junto a PMP denotam a importância da integração dos trabalhos acadêmico-científicos com os órgãos governamentais e a comunidade das áreas estudadas. Sem as informações de drenagem obtidas junto a PMP, não seria possível determinar o comportamento do escoamento superficial da bacia na localidade, visto que não foi possível, neste trabalho, dispor dos projetos de drenagem local.

Baseado apenas nas informações da drenagem natural, foi delimitada uma primeira unidade de estudo, a qual, como explicado nos capítulos anteriores, não configurava como a real unidade hidrológica contribuinte ao Quitandinha, dada a intervenção dos órgãos competentes. Somente integrando as informações de drenagem natural e artificial foi possível iniciar o processo de identificação de fontes, vias de transporte e áreas de acúmulo de poluentes. Essa integração de fontes de informação e a interação com o órgão público local mostrou-se indispensável e satisfatória, sendo um ponto forte que merece ser ressaltado no presente trabalho

Ao dividir a bacia contribuinte em subunidades, foi obtida uma caracterização dessas regiões, o que facilitou, em muito, o processo de investigação da dinâmica da poluição difusa na bacia e a síntese de tais dados.

Quanto às unidades de estudo, foi possível identificar os usos atribuídos ao solo. Foram observados uso comercial e residencial, predominando este último. De acordo com a bibliografia aqui apresentada, pode-se identificar alguns contaminantes e fontes (sítios) de interesse, aos quais maior atenção deve ser dada.

Nas subunidades I e II, o comportamento residencial predomina. Sugere-se, então, que trabalhos futuros de investigação ou controle sejam focados naqueles poluentes associados a esse uso do solo, tais como: bactérias, resíduos sólidos domésticos e sedimento.

O mapa de uso e ocupação do solo traz áreas em solo exposto e vias não pavimentadas. Recomenda-se que, nessas áreas, quando possível, sejam implementadas áreas verdes e ou algum equipamento de controle e retenção de sedimentos e ainda que as vias sejam pavimentadas adequadamente.

Como já frisado, em algumas localidades presentes nas subunidades I e II, foram identificados depósitos irregulares de lixo doméstico. A própria educação ambiental da

população local deve ser tomada em consideração, além da própria efetividade do sistema de varrição, coleta e destinação desses resíduos.

Maiores declividades e altitudes foram vistas nessas subunidades, sugerindo um comportamento de produção e transporte de poluentes. As vias destacadas na Figura 5.3 merecem atenção especial e recomenda-se a implementação de dispositivos de controle de poluição difusa.

A subunidade III é caracterizada, principalmente, por seu aspecto residencial. Ressalta-se aqui a presença de lotes sem aparente ocupação ou uso, além de áreas verdes, as quais podem ser reformuladas, contemplando estruturas de controle, como valas e trincheiras de infiltração, por exemplo. Essa subunidade também apresenta um foco de vegetação relativamente bem conservada quando comparada aos demais fragmentos presentes na bacia. Sua baixa declividade, na maior parte da bacia, leva-nos a sugerir a implementação de dispositivos que retenham parte dos sólidos nessa área, os quais sejam removidos por manutenção e limpeza por parte do órgão competente, pois, naturalmente, espera-se o acúmulo desses sólidos visto suas características físicas.

A subunidade IV apresenta um comportamento mais comercial, com um tráfego de veículos mais intenso. Áreas de estacionamento e pátio são fontes produtoras de poluentes e têm sido citado, na literatura, como sítios com alto potencial poluidor. Associados a esses sítios, destacam-se óleos e graxas e subprodutos da queima de derivados de petróleo. A esses poluentes e a essas áreas, sugere-se atenção especial. Outros sítios de interesse são as próprias vias que aqui contam com maior intensidade de tráfego e as áreas de acúmulo identificadas pelos mapas de declividade (Figura 3.8) e pelo mapa de escoamento (Figura 3.9).

Vista a importância da declividade na velocidade do escoamento superficial, assim como a influência do relevo na distribuição dos fluxos e associado à disposição da drenagem artificial da bacia, pode-se perceber que a drenagem natural é predominante e exerce maior influência sobre a unidade de estudo do que a drenagem artificial em si. Esse fato pode ser explicado pelo relevo marcante presente na bacia, pelas altas declividades aqui encontradas e pela própria disposição da drenagem artificial que se orienta pela drenagem natural.

6.3 – ÁREAS DE PRODUÇÃO DE POLUENTES, ÁREAS DE TRANSPORTE E ÁREAS DE ACÚMULO

Ao identificar as áreas de produção, transporte e acúmulo de poluentes, o presente trabalho contribui para a formação de um banco de dados de áreas prioritárias de ação. Ações de controle e gerenciamento nesses locais terão melhores resultados dado a localidade que ocuparão, sendo espacialmente distribuídas em pontos de interesse, otimizando, então, os processos de controle da poluição difusa.

As fontes de poluentes atuantes na bacia do Quitandinha configuram-se principalmente em: sedimentos, os quais foram observados em vias e áreas de solo exposto na bacia, além de focos de erosão; resíduos sólidos, principalmente nas bacias onde a população se apresenta carente; nitrogênio e fósforo nas áreas de jardins e fragmentos de vegetação espalhadas pela bacia, as quais são relativamente frequentes; subprodutos de petróleo e outros poluentes comuns de sítios de transporte e de vias públicas.

O mapa de principais vias de fluxo (Figura 5.3) evidencia áreas de interesse para a implementação de projetos e ações que busquem melhorar a qualidade do fluxo transportado por essas áreas, além do controle do volume trafegado na região. Essas vias funcionam como o principal meio de transporte de poluentes na bacia. Por essa razão, em trabalhos de gerenciamento do escoamento superficial e da poluição difusa, essas áreas devem ser abordadas e contempladas com intervenções que busquem reduzir, amortecer ou reter o escoamento superficial e poluentes que trafegam por essas regiões.

Regiões de acúmulo de fluxo superficial são importantes pontos de controle do escoamento superficial, assim como as demais áreas necessitam de intervenções de modo a melhorar o percentual de infiltração. Estas regiões devem ser consideradas como localidades ótimas para implementação de estruturas de controle da qualidade do escoamento superficial.

A contribuição deste trabalho é buscar respostas úteis para o entendimento dos processos envolvidos na poluição difusa urbana. Através do levantamento de dados físicos da bacia, de ocupação e uso do solo, buscou-se identificar áreas que agem como fontes produtoras de poluentes, entender como ocorre o transporte desses poluentes na bacia e encontrar áreas de acúmulo desses poluentes.

6.4 – COLETA E ANÁLISE DO SEDIMENTO

A coleta de material que fica depositado nas sarjetas permitiu a investigação dos tipos de materiais produzidos e acumulados na bacia. Além disso, permitiu distinguir, entre os pontos amostrados, quais necessitam de ações mais imediatas, criando uma ordem preferencial de implementação de controle e gerenciamento.

Salienta-se ainda a dificuldade em realizar análises físico-químicas em sedimento, devido principalmente ao alto custo dessas análises e à escassez de laboratórios devidamente equipados e preparados para tais análises.

Observa-se, porém, que a faixa em que alguns contaminantes se encontram no escoamento superficial difere daquelas verificadas em rios e esgoto doméstico, o que pode levar a erros. Cuidados na escolha da metodologia de análise e a correta calibragem dos instrumentos e aparelhos devem ser observados. Valores comuns de contaminantes podem ser recolhidos na literatura, e algumas tabelas com valores típicos desses materiais no escoamento superficial são apresentados neste trabalho (Tabelas 2.5 e 2.6).

Sugere-se, para trabalhos futuros que busquem avaliar a carga de poluentes no escoamento superficial, que em adição à metodologia aqui empregada, a qual consistiu de análise de MO, granulometria, massa total amostrada por ponto e a caracterização do material presente em cada ponto amostrado, que sejam feitas análises físico-químicas com a dissolução completa da amostra (digestão total) ou se possível, que sejam representados as condições do corpo d'água analisado. Tal metodologia gera um aumento nos custos de análise, onerando o processo de investigação, todavia, tais técnicas tem o potencial de apresentar resultados mais condizentes com a realidade, permitindo conclusões, observações e sugestões mais satisfatórias no processo de avaliação da poluição difusa.

Acrescenta-se a essa recomendação, a coleta de material em galerias durante eventos chuvosos, através de equipamentos automáticos, os quais permitiriam uma coleta de amostra do escoamento superficial em si, onde análises de parâmetros de qualidade de água poderiam ser empregadas. Vale ressaltar mais uma vez que em ambientes urbanizados a rede de drenagem artificial é um dos principais meios de transporte de poluentes.

6.5 – SIMULAÇÃO DE ACÚMULO E LAVAGEM DE POLUENTES NO STORMNET

O código computacional STORMNET permite ao usuário uma detalhada caracterização da bacia de estudo. O programa é relativamente simples de ser usado, tendo uma interface simples e funcional, além de diversas ferramentas úteis na compreensão da dinâmica das águas pluviais urbanas.

Os valores de acúmulo e lavagem na bacia foram obtidos com base em um cenário idealizado, com condições ótimas de escoamento dada a falta de dados sobre a drenagem da bacia. Realizar as simulações propostas com uma base de dados mais representativa da bacia do Quitandinha, pode ser considerado um grande desafio para futuros trabalhos acadêmicos e para os órgãos públicos. Em especial, deve-se gerar uma base de dados que contemplem informações vitais sobre o sistema de drenagem da região.

O STORMNET apresenta tabelas com valores de constantes e outros dados de caracterização das bacias, poluentes e demais variáveis, porém, em todos os casos, tais constantes referem-se a trabalhos desenvolvidos em outros países. Portanto, uma importante recomendação deste trabalho é a necessidade de se criar uma rede nacional de monitoramento do escoamento superficial, tendo em vista gerar equações próprias, assim como constantes locais, que sejam mais condizentes com a realidade de nosso país.

Ainda existem muitas lacunas a respeito dos efeitos da urbanização em ecossistemas aquáticos. Um grande desafio diz a respeito à fragmentação das características oriundas das ações antrópicas e daquelas provenientes de fatores ambientais locais.

A urbanização gera alterações na paisagem cujos efeitos são acumulativos ao longo dos cursos de água, assim como modificações nas esferas físicas, químicas e biológicas são indissociáveis.

Como síntese final desta dissertação, destaca-se que a metodologia adotada mostrou-se satisfatória. Por outro lado, enfatiza-se, mais uma vez, a importância da integração do trabalho de campo com os trabalhos de modelagem computacional e de emprego de técnicas geoespaciais, destacando-se ainda a relevância do suporte que se obtém mediante reuniões com equipes técnicas municipais locais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBOTT, M. B., BATHURST, J. C., CUNGE, J. A., O'CONNEL, P. E., RASMUSSEN, J., 1986a, "An Introduction to the European Hydrological System – Système Hydrologique 'SHE', 1: History and Philosophy of a Physically Based Distributed Modelling System," **Journal of Hydrology**, v. 87, pp. 45-59.

ABBOTT, M. B., BATHURST, J. C., CUNGE, J. A., O'CONNEL, P. E., RASMUSSEN, J., 1986b, "An Introduction to the European Hydrological System – Système Hydrologique 'SHE', 2: Structure of a Physically Based Distributed Modelling System", **Journal of Hydrology**, v. 87, pp. 61-67.

ALLAN, D J., **LANDSCAPES AND RIVERSCAPES: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Michigan, v. 35, p. 257-284, junho. 2004.

ARAUJO, A. A. M. **Um Novo Esquema De Parametrização Hidrológica Da Superfície Terrestre Com Redistribuição Lateral Da Água No Solo**. Disponível em: http://www.coc.ufrj.br/index.php?option=com_content&task=view&id=3844&Itemid=191. Acessado em: 04 de janeiro de 2011.

AROCENA, R. **La comunidad bentónica como indicadora de zonas de degradación y recuperación en el arroyo Toledo**. Uruguai, 1995. Disponível em: <http://www.ots.ac.cr/tropiweb/read/revistas/44-2/aroce.htm> Acesso em: 10 de abril de 2007

AMY,G., R.E., PITT, S. W.L., et al.,1974. **Water Quality Management Planning for Urban Runoff**. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/9-75-004

BANNERMAN, R. T., OWENS, D. W., DODDS, R. R. "Sources of Pollutants in Wisconsin Stormwater." **IAWQ**, 2003. Vol 28. Pp 241-259.

BORAH, D. K., BERA, M., “Watershed – Scale Hydrologic and Nonpoint – Source Pollution Models: Review of Mathematical Bases” **American Society of Agricultural Engineers ISSN**, 2003. Vol. 46. Pág. 1553 -1566.

BREMAEKER, F. E. J, 2001. **Evolução da população brasileira no período de 1996 – 2000**. Disponível em: <<http://www.ibam.org.br/publique/media/DEM021P.pdf>> Acessado em 02 de fevereiro de 2009.

BOLMANN, A. H. MARQUES, D. M.L.M., “Influência da densidade populacional nas relações entre matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo em rios urbanos situados em áreas com baixa cobertura sanitária.” **Revista da ABRH, Porto Alegre**, p. (15-36) 1965.

BOOTH, D. B; JACKSON, R. C. Urbanization of aquatic systems: degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation. **JOURNAL OF THE AMERICAN WATER RESOURCES ASSOCIATION AMERICAN WATER**, Washington, v. 33, n. 5, outubro. 1997.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F.. A. **Composição granulométrica do sedimento de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita e um lago natural**. Pará. Disponível em: <www.icb.ufmg.br/big/benthos/index_arquivos/pdfs_pagina/ArtigoAnaisPoa.pdf> Acesso em 10 de março de 2007.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **VARIÁVEIS DE QUALIDADE DAS ÁGUAS E DOS SEDIMENTOS**. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br> Acesso em 17 de fevereiro de 2010.

CHISTOFOLETTI, A., 1980. **Geomorfologia**; A análise de Bacias Hidrográficas, 2ª edição, São Paulo: Editora Edgard Blucher, 1980.

CHIEW, F.H.S. e MCMAHON, T.A. **Modelling runoff and diffuse pollution loads in urban areas**. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273122399003406>, acessado em: 01 de janeiro de 2011.

COPPE, 2007. “Projeto – EIBEX-I - Estudos Integrados de Bacias Experimentais – Parametrização Hidrológica na Gestão de Recursos Hídricos das Bacias da Região Serrana do Rio de Janeiro”. COPPE – UFRJ, Fundação COPETEC.

Corson, W.H. 2002. **Manual global de ecologia**. Editora Augustus, São Paulo. 4^a edição. 413.

CRAWFORD, N. H., LINSLEY, R. K., 1966, “**Digital Simulation in Hydrology**”, Stanford Watershed Model IV, Department of Civil Engineering, Stanford University, Technical Report 39.

COPE, M. SUNHEE L., 2009. **Chemical Transport Model User Manual**. Disponível em: http://www.cmar.csiro.au/research/tapm/docs/CSIRO-TAPM-CTM_UserManual.Pdf, acessado em 20 de setembro de 2010.

DAWDY, D. R., O’DONNELL, T., 1965, “Mathematical Models of Catchment Behaviour”, **Journal of Hydrology Division of the American Society of Civil Engineering**, v. 91, pp. 123-137.

DESA – Departamento de Assuntos Econômicos e Sociais, 2007. **Urban Agglomerations 2007**. Disponível em: <<http://www.un.org/esa/population/>> Acessado em 27 de agosto de 2010.

DIGITAL GLOBE, 2006. **QuickBird Imagery Products: Producte Guide** – Disponível em: <http://www.img.com.br/marketing/ intersat/QuickBird.pdf> , acessado em: 02 de junho de 2009.

DOMIGIAN, A. S., HUBER, W. C., 1990, **Modeling Nonpoint Source Water Quality in Urban and Non-Urban Areas**, EPA 68-03-3513, U.S. EPA, Athens, GA.

DUNCAN, H. P, 1999. **URBANSTORMWATER QUALITY: A Statistical Overview**. Disponível em: <http://www.catchment.crc.org.au/archive/pubs/1000063.html> > Acessado em: 03 de março de 2010.

EGLER, C. A. G., 2001. **Configuração e Dinâmica da Rede Urbana**. Disponível em: <<http://www.laget.igeo.ufrj.br/egler/pdf/Redeur.pdf>>, acessado em 02 de fevereiro de 2009.

EPA, 1998 - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **The Quality of Our Nation's Waters A Summary of the National Water Quality Inventory: 1998 Report to Congress**. Disponível em: <http://www.epa.gov/>. Acessado em 10 de novembro de 2008.

EPA, 2008 - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **TMDLS TO STORMWATER PERMITS HANDBOOK**. Disponível em: <http://www.epa.gov/>. Acessado em 10 de novembro de 2008.

EPA, 2010 - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Storm water management model user's manual**. Version 5.0. Disponível em: http://www.epa.gov/nrmrl/wswrd/wq/models/swmm/epaswmm5_user_manual.pdf, acessado em 10 de novembro de 2008.

EPA, 2007 - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Hydromodification**. Disponível em: <http://www.epa.gov/>. Acessado em 15 de maio de 2009.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. 129d. Rio de Janeiro. Editora Interciência/FINEP, 1998.

FAN, F. M., COLLISCHON W. **Manual Arc-hydro para aplicação do modelo MGB-IPH**. In: Projeto Integrado de Cooperação Amazônica e de Modernização do Monitoramento Hidrológico, Versão 1.2, 2009.

GETIRANA, A. C. V. **Contribuições Da Altimetria Espacial À Modelagem Hidrológica De Grandes Bacias Na Amazônia**. Disponível em: http://www.coc.ufrj.br/index.php?option=com_content&task=view&id=4202&Itemid=191. Acessado em 04 de janeiro de 2011.

GRIBBIN, J. E. 2009. **Introdução á Hidrologia, Hidráulica e Gestão de Águas Pluviais**. 3ª Ed. Cengage Learning Edições Ltda. São Paulo.

GIORGINI, A., ZINGALES, F., 1986, **Agricultural Nonpoint Source Pollution: Model Selection and Application**, Elsevier, Amsterdam.

GUPTA, S. K., SOLOMON, S. I., 1977a, “Distributed Numerical Model for Estimating Runoff and Sediment Discharge of Ungaged Rivers. 1. The Information System” **Water Resources Research**, v. 13, n. 3, pp. 613-618.

HUANGA, J. *et al.*, 2011. **Uncertainties in stormwater runoff data collection from a small urban catchment, Southeast China**. Disponível em: <http://www.science-direct.com/science/article/pii/S1001074209603090>, acessado em 02 de janeiro de 2011.

HOLGAN, D. J; TOLMASQUIN, M. T. **Human Dimensions of Global Environmental Change**. Rio de Janeiro. Academia Brasileira de Ciências, 2001. 392p.

IBGE, 2011. **IBGE CIDADES**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>, acessado em 01 de fevereiro de 2011.

IBGE, 2010: **Series Estatísticas**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/series/estatisticas/> acessado em 02 abril de 2010.

INPE, 2009. **Teria: Modelo Digital de Terreno** – Disponível em: 130d130P://www.dpi .Inpe. br/spring/teoria/mnt/mnt.htm, acessado em 03 de agosto de 2009.

KOUWEN, N., 1986, **SIMPLE: A Watershed Model for Flood Forecasting**, User’s manual, Water Resources Group, Department of Civil Engineering , University of Waterloo, Waterloo, Canada.

KUO, J. T. et al., **A Simplified Computer Model for Nonpoint Source Pollution In A Small Urban Area**. In: IAWQ, 199. Vol 28, pag. 701 – 706.

MAHMOOD, K., YEVJEVICH, V., 1975, **Unsteady Flow in Open Channels**. Water Resource Publications, Fort Collins.

MANIQUIZA, M. C. **Multiple linear regression models of urban runoff pollutant load and event mean concentration considering rainfall variables**. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074209602035> _acessado em 02 de janeiro de 2011.

MIGUNTANNA, N. P *et al.*, 2011. **Understanding nutrient build-up on urban road surfaces**. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074209601819> _acessado em 02 de janeiro de 2011.

MOTA, S. **Urbanização e Meio Ambiente**. Rio de Janeiro, ABES, 1999. 352p.

NETO, A. C. N. **Sistemas Urbanos de Drenagem**. Disponível em: < http://www.ana.gov.br/AcoesadministrativasCDOC/ProducaoAcademica/Antonio%20Cardoso%20Neto/Introducao_a_drenagem_urbana.pdf. Acessado em novembro de 2009.

NOVOTONY, V. **Water Quality. Diffuse Pollution and Watershed Management**. 2^a ed. John Wiley e Sons, INC. 864p. Boston, EUA.

NOVOTNY, V., OLEM, H., 1994, **Water quality: prevention, identification, and management of diffuse pollution**, New York, John Wiley and Sons, Inc.

ONGLEY, E. D., 1997, **Control of Water Pollution from Agriculture** - FAO Irrigation and Drainage Paper 55, GEMS/Water Collaborating Centre, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Canada, Food and Agriculture Organization of the United Nations.

PAUL, M. J; MEYER J. L. STREAMS IN THE URBAN LANDSCAPE. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Georgia, v. 32, p. 333-365, junho. 2001.

PNUMA, 2004 – Programa das Nações Unidas para Meio Ambiente, 2004. **Perspectivas do Meio Ambiente Mundial – 2002 GEO – 3.** Disponível em: <http://www.wviuma.org.br/geo_mundial_arquivos/capa_pretexto.pdf> Acessado em 02 de fevereiro de 2009.

POLETO, C. 2007. **Fontes Potenciais e Qualidade dos Sedimentos Fluviais em Suspensão em Ambiente Urbano.**

POMPÊO, C. A; Drenagem Urbana Sustentável. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos.** Vol. 5Pág. 15-23. 2000.

PORTO, M.F.A., 1995. **Aspectos Qualitativos do Escoamento Superficial em Áreas Urbanas.** In: Drenagem Urbana. Editora da UFRGS, ABRH.

RADAMBRASIL (PROJETO), 1983, “**Levantamento de Recursos Naturais do Brasil**”, folhas SF.23/24, Rio de Janeiro/Vitória, vol. 32. 775p.

MARTINS, R. H. O. *et al.*, 1991. **Carga Poluidora Difusa Gerada na Região Metropolitana de São Paulo.** In: V Simpósio Luso Brasileiro de Hidráulica e Recursos Hídricos. Vol. 2. Pág. 27 - 36

SHERMAN, L. W., 1932, “**Streamflow from Rainfall by the Unit-Graph Method**”, Engineering News-Record, 108.

SUGUIO, K.; BIGARELLA, J. J. **Ambientes Fluviais.** 2. 132d. Rio de Janeiro. Editora Interciência/FINEP, 1990.

SILVEIRA, A. L. L. 2002 – **Drenagem Urbana – Aspectos de Gestão – Gestores Regionais de Recursos Hídricos.** Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS, Fundo Setorial de Recursos Hídricos (CNPq).

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 2. 132d. Rev. Belo Horizonte: UFMG, 2000.

TAKEDA A. M., F, *et al*, 2007. **A influência da heterogeneidade ambiental e do nível fluviométrico na distribuição de zoobentos da planície aluvial do Rio Paraná (Sistema Baía e Paraná)**. Paraná. Disponível em:<[http://www.peld. uembr/Relat2002 /peld-reltec02-Comp_Biotico.htm#Heterogeneidade](http://www.peld.uembr/Relat2002/peld-reltec02-Comp_Biotico.htm#Heterogeneidade)> Acesso em: 10 de março de 2007.

TUCCI, C. E. M. *133d 133d*. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 3. 133d. Porto Alegre. Editora UFRGS/ABRH, 2002.

TUCCI. C E. M.. “Gerenciamento da Drenagem Urbana” **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Vol. 7, Pág. 5-27. 2001.

TUCCI, C. E. M., 1998, **Modelos Hidrológicos**, Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS.

TUCCI C. E. “M, MENESES F, 2003.” Impacto “Da Urbanização Na Produção Anual De Cargas Poluentes, Com Incerteza”. **SILUSBA**. disponível em: [http://www.aprh.pt/6_ silusba/vol3 _APRH_LF_889_.pdf](http://www.aprh.pt/6_silusba/vol3_APRH_LF_889_.pdf)

TUCCI C. E. M., COLLISCHONN W, 1998. ”Drenagem urbana e Controle de Erosão”. **VI Simpósio Nacional De Controle Da Erosão**, 1998, Presidente Prudente, São Paulo Disponível em: <http://www.rhama.net/download/artigos/artigo5.pdf>

TUNDISI, J. G. Água no Século XXI – Enfrentando a Escassez. **São Carlos. Editora RIMA 2003**.

Walton B. M, Salling M; Wylesb J.; *et al*. Biological integrity in urban streams: Toward resolving multiple dimensions of urbanization. **Science Direct**, Cleveland, p. 110-123, 2007.

WONG, et al., 2006. **Australian Runoff Quality : A Guide To Water Sensitive Urban Design**. **Crows**. Nest, N.S.W. : Engineers Media , 2006. Disponível em: <http://catalogue.nla.gov.au/Record/3766612>, acessado em 10/11/2009.

XAVIER, L. N. R., 2002, **Análise da Incerteza Causada pela Representação da**

Precipitação no Modelo TOPMODEL, Dissertação de MSc., Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro.

YAPO, P. O., GUPTA, H. V., SOROOSHIAN, S., 1998, “Multi-Objective Global Optimization for Hydrologic Models”, **Journal of Hydrology**, v. 204, pp. 83-97.

ZHAO, H. et al., 2010. **Size distribution and diffuse pollution impacts of PAHs in street dust in urban streams in the Yangtze River Delta**. Disponível: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074208622457>, acessado em 02 de janeiro de 2011.

ANEXOS

ANEXO A – PONTOS DE CONTROLE

Ortorretificação - Pontos de controle				
Mapa			Imagem	
X	Y	Elevação	X	Y
-4.322.615.891	-2.254.525.075	787.510.000	2.335.000.000	7.158.750.000
-4.320.987.248	-2.254.907.147	822.338.000	5.111.000.000	7.886.500.000
-4.319.299.508	-2.254.163.342	882.735.100	8.013.250.000	6.531.500.000
-4.319.873.593	-2.251.484.859	885.840.000	7.086.500.000	1.582.500.000
-4.321.980.404	-2.253.437.208	869.000.000	3.441.000.000	5.144.000.000
-4.322.783.726	-2.252.369.848	899.961.900	2.090.000.000	3.127.250.000
-4.322.484.730	-2.254.366.033	803.620.000	2.562.000.000	6.861.250.000
-4.322.092.067	-2.250.903.360	877.219.000	3.309.750.000	447.500.000
-4.320.696.861	-2.251.014.257	818.550.000	5.707.220.000	712.440.000
-4.319.309.754	-2.252.055.183	849.999.000	8.057.000.000	2.650.400.000
-4.321.140.106	-2.252.548.047	867.411.000	4.925.000.000	3.509.800.000
-4.320.906.270	-2.253.130.781	864.090.000	5.288.250.000	4.619.000.000
-4.322.409.124	-2.252.510.436	961.290.000	2.727.750.000	3.397.250.000
-4.321.182.500	-2.252.316.182	949.830.000	4.844.250.000	3.071.750.000
-4.319.799.725	-2.252.673.018	847.790.000	7.199.250.000	3.793.000.000
-4.320.988.909	-2.253.704.756	852.140.000	5.146.000.000	5.674.000.000
-4.321.689.453	-2.254.861.420	865.209.000	3.921.000.000	7.782.170.000
-4.320.342.663	-2.252.910.999	874.479.400	6.271.500.000	4.218.750.000
-4.321.398.522	-2.252.793.726	857.046.000	4.456.250.000	3.966.500.000
-4.319.775.738	-2.253.459.982	837.841.000	7.233.250.000	5.228.750.000
-4.320.719.311	-2.253.269.571	837.114.500	5.620.800.000	4.882.000.000

ANEXO B - COLETA DE MATERIAL SECO NAS SARJETAS E VERIFICAÇÃO DE ÁREAS EM SOLO EXPOSTO



Figura B.1 - Sub 06, área residencial, com alto nível de impermeabilização. A Avenida principal na qual foram coletadas duas amostras apresenta na via da direita superfície em placas de concreto, calçadas em concreto. Observa-se ao fundo, fragmento de vegetação.



Figura B.2 - Na via da esquerda, paralelepípedo intercalado com gramineas com maior presença destas na sarjeta.



Figura B.3 - Área residencial, classe baixa. Resíduos lançados direto no solo sem critério algum nas proximidades ao ponto de coleta dão indicativos do comportamento da população local.



Figura B.4 – Coleta de resíduos



Figura B.5 - Área residencial, classe baixa, mais uma vez com presença de resíduos lançados nas ruas, calçadas



Figura B.6 - Sub 01, a declividade local permite uso de simulador de chuva. Próximo a afloramento rochoso, área residencial,



Figura B.7 - Via sendo Asfaltada