

Diego Parenti
Edigleisson Bessa Pereira
Lucas Hime Funari

**PROJETO DE CONTROLE DA POLUIÇÃO DIFUSA NA SUB-
BACIA DO CÓRREGO DO SAPÉ**

Projeto de Formatura apresentado à Escola Politécnica
da Universidade de São Paulo, no âmbito do Curso de
Engenharia Ambiental

São Paulo
2016

Diego Parenti
Edigleisson Bessa Pereira
Lucas Hime Funari

**PROJETO DE CONTROLE DA POLUIÇÃO DIFUSA NA SUB-
BACIA DO CÓRREGO DO SAPÉ**

Projeto de Formatura apresentado à Escola Politécnica
da Universidade de São Paulo, no âmbito do Curso de
Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. José Rodolfo Scarati Martins

Co-orientadora: Prof^a. Dra. Ana Paula Zubiaurre Brites

São Paulo
2016

Parenti, Diego

Projeto de Controle da Poluição Difusa na Sub-Bacia do Córrego do Sapé / D. Parenti, E. Pereira, L. Funari – São Paulo, 2016.

136p.

Trabalho de Formatura - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental.

1.Controle da Poluição Difusa em Ambiente Urbano 2.Tratamento de Águas Pluviais em Ambiente Urbano 3.Melhores Práticas de Manejo 4.Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental II.t. III.Pereira, Edigleisson IV.Funari, Lucas

AGRADECIMENTOS

Diego Parenti

Aos admiráveis Edil e Lucas, sou grato pela tão valiosa amizade cultivada. São dois exemplos de pessoas extraordinárias e excelentes profissionais, que, indubitavelmente, levarei para a vida, tanto como colegas e amigos quanto como exemplos a seguir.

Não posso deixar de agradecer também ao nosso caro professor e orientador Rodolfo Scarati, um exemplo de profissional a seguir, pelos diversos ensinamentos valiosos ao longo do curso, bem como pelo suporte e companheirismo para a realização deste projeto, o que conferiu motivação, confiança e qualidade de trabalho a esta equipe.

Por fim, registro aqui minha eterna gratidão pelo imensurável apoio dos meus amados irmãos Danielle e Heitor Jr., da minha amada mãezinha Vera Lucia e do meu amado pai Heitor Parenti. A indescritível sensação do amor que recebi deles serviu como mola propulsora dos meus sonhos.

Edigleisson Bessa Pereira

Agradeço aos meus companheiros, Lucas e Diego, pelo incentivo e apoio ao longo desse trabalho e ao longo de todo o curso. Vocês me ajudaram a ter força para superar as dificuldades que tive ao longo desse projeto e a amizade de vocês foi essencial.

Ao nosso orientador Rodolfo Scarati, pela paciência em ensinar e transmitir o conhecimento para que pudéssemos concluir essa primeira etapa. Sem dúvida, a sua orientação nos inspirou de diversas formas, tanto na elaboração desse trabalho quanto em nossa formação profissional.

À nossa co-orientadora Ana Paula Brites e à toda equipe do FCTH, pelos ensinamentos transmitidos, por nos proporcionar uma experiência profissional e pela paciência e disponibilidade em nos orientar nesse trabalho.

Agradeço a minha mãe Maria, que apesar da distância nunca deixou de me incentivar e proporcionar o meu sustento para que eu pudesse estudar e seguir meus sonhos. Por fim, agradeço a todos os meus amigos que direta ou indiretamente fizeram parte da minha formação e que me incentivaram nos momentos que eu mais precisei.

Lucas Hime Funari

Aos meus queridos pais, por tudo.

Ao meu irmão gêmeo, Paulo, por ter sido um companheiro fiel por toda a minha vida, desde muito antes de eu me conhecer por gente.

À minha companheira, Tici, por entrar na minha vida durante o curso de engenharia ambiental e por me inspirar e ajudar muito além dele.

Gostaria de agradecer aos meus dois colegas acima, Edil e Timtim, os quais me acompanham desde o primeiro semestre da POLI, e com os quais irei concluir minha graduação e iniciar minha carreira de engenheiro, na certeza de que irei carregar essa amizade por toda a vida.

Gostaria também de agradecer ao professor Rodolfo Scarati, que desde as aulas de decaimento me mostrou, através do exemplo prático, a grandeza de ser engenheiro ambiental. Agradeço também à nossa co-orientadora Ana Paula, que entrou no projeto ao longo do ano e foi fundamental para concluirmos essa importante etapa da nossa graduação. Aproveito também para agradecer a todos os professores e funcionários, da USP e da POLI, que, indiretamente ou diretamente, participaram da construção do pequeno, mas maravilhoso, conhecimento de engenharia ambiental, que possuo hoje.

Por fim, agradeço à natureza e ao meio ambiente, por oferecerem seus processos e serviços ao desenvolvimento do conhecimento humano. Espero poder usá-lo sabiamente, sempre em prol da preservação e do bem-estar de todos os seres vivos.

Quando uma cidade toma um banho, o que você faz com a água suja? - Parafraseado de
Larger et al. (1977b)

“Toda pessoa aprende cedo na vida que a auto-preservação é a primeira lei da natureza” -
Parafraseado de Henry P. Caufield (1991)

Sumário

AGRADECIMENTOS.....	4
RESUMO EXECUTIVO	9
ABSTRACT	10
LISTA DE FIGURAS.....	11
LISTA DE TABELAS.....	15
LISTA DE SÍMBOLOS.....	17
1. INTRODUÇÃO.....	19
2. OBJETIVOS	21
3. MÉTODO DE TRABALHO	22
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
4.1. GESTÃO DA ÁGUA EM AMBIENTES URBANOS.....	23
4.2. POLUIÇÃO DIFUSA.....	24
4.3. FORMAS E METODOLOGIAS PARA SE ESTIMAR E QUANTIFICAR A POLUIÇÃO DIFUSA.....	27
4.3.1. COEFICIENTES DE EXPORTAÇÃO (CE) OU CARGAS UNITÁRIAS (CU)	29
4.3.2. CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE EVENTOS DE CHUVA – CME.....	31
4.3.3. MODELAGEM MATEMÁTICA DE CARGAS POLUIDORAS DECORRENTES DA AÇÃO DAS CHUVAS	35
4.3.4. MODELO MQUAL	36
4.3.5. AVALIAÇÃO BASEADA EM PERCENTUAL DE IMPERMEABILIZAÇÃO.....	38
4.3.6. MODELO PNPI	39
4.3.7. AVALIAÇÃO BASEADA EM AMOSTRAGEM	40
4.3.8. MODELO XP-AQUALM	44
4.3.9. MODELO MONERIS.....	45
4.4. MÉTODOS DE CONTROLE E TRATAMENTO DAS CARGAS DIFUSAS EM CENTROS URBANOS. ..	45
4.4.1. DRENAGEM URBANA E POLUIÇÃO DIFUSA.....	45
4.4.2. PROGRAMAS DE DESPOLUIÇÃO DOS CÓRREGOS URBANOS: CONCEITO E EXEMPLOS PARA A RMSP	46
4.4.3. CONTROLE DA POLUIÇÃO DIFUSA URBANA: BEST MANAGEMENT PRACTICES (BMPs)	47
A. MEDIDAS NÃO ESTRUTURAIS PARA CONTROLE NA FONTE	48
B. MEDIDAS ESTRUTURAIS PARA CONTROLE À MONTANTE (OU CONTROLE NO LOTE)	52
i. TRINCHEIRA DE INFILTRAÇÃO.....	52
ii. VEGETAÇÃO RIPARIANA AO LONGO DOS CURSOS D'ÁGUA.....	56
iii. CANAIS GRAMADOS	57

iv.	FILTRAÇÃO	60
C.	MEDIDAS ESTRUTURAIS PARA CONTROLE A JUSANTE (FIM DA TUBULAÇÃO)	64
i.	BACIA DE DETENÇÃO MOLHADA.....	65
ii.	WETLANDS.....	66
iii.	PARQUES LINEARES	75
4.4.4.	SELEÇÃO DAS MPM (OU BMPs)	75
5.	CARACTERIZAÇÃO E DIAGNÓSTICO DA SUB-BACIA DO CÓRREGO DO SAPÉ.....	78
5.1.	JUSTIFICATIVA DA ESCOLHA DA SUB-BACIA DO CÓRREGO DO SAPÉ	78
5.2.	DESCRIÇÃO DA SUB-BACIA DO CÓRREGO DO SAPÉ.....	81
5.3.	PROGRAMA CÓRREGO LIMPO	87
6.	ANÁLISE DOS DADOS COLETADOS	93
6.1.	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA SUB-BACIA DO SAPÉ	93
7.	CÁLCULO DA CARGA DE POLUIÇÃO DIFUSA.....	94
7.1.	ESCOLHA DA MICROBACIA DE CONTRIBUIÇÃO	95
7.2.	USO DO SOLO NA MICRO BACIA DE CONTRIBUIÇÃO.....	96
7.3.	ACÚMULO DE CARGA DIFUSA NA SUPERFÍCIE DA BACIA	97
8.	DIMENSIONAMENTO DOS CANTEIROS PLUVIAIS.....	99
8.1.	JUSTIFICATIVA DA ESCOLHA DA MELHOR PRÁTICA DE MANEJO (MPM) – CANTEIROS PLUVIAIS.....	99
8.2.	VAZÃO DE PROJETO.....	99
8.3.	DIMENSIONAMENTO DOS DISPOSITIVOS	101
8.4.	ESTIMATIVA DO ABATIMENTO DA CARGA DE POLUIÇÃO DIFUSA.....	106
8.5.	MANUTENÇÃO E OPERAÇÃO	107
9.	ESPECIFICAÇÃO DO PROJETO PARA CONTROLE DA POLUIÇÃO DIFUSA DO CÓRREGO DO SAPÉ 108	
9.1.	ASPECTOS CONSTRUTIVOS DOS DISPOSITIVOS	108
9.2.	RECOMENDAÇÕES SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS E VARRIÇÃO PÚBLICA	110
9.3.	ENVOLVIMENTO POPULACIONAL	118
10.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES FINAIS.....	121
I.	Aspectos técnicos	121
II.	Aspectos sociais.....	123
11.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	129

RESUMO EXECUTIVO

Ainda que todos os efluentes industriais e domésticos fossem tratados, antes do lançamento nos corpos hídricos receptores, os rios e córregos urbanos continuariam poluídos e inaptos ao desenvolvimento das suas funções naturais. Grandes concentrações de poluentes, dos mais variados tipos, aportam diretamente aos cursos d'água, sem nenhum tratamento ou preocupação por parte do poder público. Esse fenômeno ocorre devido à poluição difusa, cuja principal característica é a dificuldade em precisar o exato local e origem, comprometendo assim as medidas de controle e tratamento, principalmente devido à ausência de estimativas precisas das concentrações dos contaminantes de interesse. A poluição difusa é uma consequência direta do processo de urbanização das cidades e aglomerações humanas, que ao crescerem de maneira desorganizada e caótica, comprometem os processos naturais pré-existentes à ocupação humana, como a infiltração das águas pluviais e o transbordamento natural dos rios e córregos. Isso posto, além dos problemas com enchentes e inundações, as cidades modernas enfrentam um grave problema relacionado à contaminação e poluição do solo, que ao ser lavado pelas águas pluviais durante os eventos chuvosos, acabam por contaminar os escoamentos superficiais, que irão atingir os rios e córregos urbanos, deteriorando a qualidade das águas e a qualidade de vida de toda a população. Diversos países, em especial aqueles que já resolveram as questões relacionadas ao abastecimento de água potável e ao esgotamento e tratamento dos efluentes sanitários e industriais, estão desenvolvendo práticas de manejo, conhecidas por BMP's, sigla em inglês para Melhores Práticas de Manejo, com o intuito de controlar, tratar e atenuar a poluição difusa presente nos escoamentos superficiais. Essas medidas envolvem práticas estruturais e não estruturais, como estruturas que promovam a infiltração e a retenção das precipitações e também práticas de gestão e leis sobre o uso e ocupação do solo. Algumas BMP's buscam a renaturalização dos espaços urbanos, agregando às medidas de controle da poluição difusa conceitos de lazer e bem-estar, através da criação de áreas verdes e recreacionais, que sirvam ao mesmo tempo como tecnologias de tratamento para melhoria da qualidade das águas e também da qualidade de vida e da saúde de toda a população.

PALAVRAS-CHAVE: poluição difusa, melhores práticas de manejo (BMP's), corpos hídricos urbanos, uso e ocupação do solo, qualidade da água.

ABSTRACT

Although all of the industrial and domestic effluents were treated, before the release in the receiving water bodies, the rivers and urban streams would continue polluted and inapt to the development of their natural functions. Great concentrations of pollutants, of the most varied types, dock directly to the water course ways, without any treatment or concern on the part of the public government. That phenomenon happens due to the diffuse pollution, whose main characteristic is the difficulty in defining the exact place and origin, committing the control measures and treatment, mainly due to the absence of necessary estimates of the concentrations of the pollutants of interest. The diffuse pollution is a direct consequence of the process of urbanization of the cities and human gatherings, which grow in a disorganized and chaotic way, committing the pre-existent natural processes, before the human occupation, such as the infiltration of the pluvial waters and the natural overflow of the rivers and streams. Nevertheless, besides the problems with inundations and floods, the modern cities face a serious problem related to the contamination and pollution of the soil, and when it's washed by the pluvial waters during the rainy events, they contaminate the superficial drainages, that will reach the rivers and urban streams, deteriorating the quality of the waters and the quality of life of the whole population. Several countries, especially those that already solved the problems related to the potable water supply and to the control and treatment of the sanitary and industrial effluents, are developing management practices, known as BMP's (Best Management Practices), for controlling, treatment and lessen of the diffuse pollution, present in the superficial drainages. Those measures involve structural and non structure practices, such as structures to promote the infiltration and retention of the precipitations and also administration practices and laws about the use and occupation of the soil. Some BMP's look for naturalization of the urban spaces, adding to the measures of controlling the diffuse pollution, concepts such as leisure and well-being, through the creation of green areas and playgrounds, that serve, at the same time, as treatment technologies for improvement of the water quality and also for the improve of life quality and the health of the whole population.

MAIN WORDS: diffuse pollution, BMP's, urban water ways, use and occupation of the soil, water quality.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - FONTES DE POLUIÇÃO NO MEIO URBANO. ELABORADO A PARTIR DO WALESH (1989). FONTE: SILVA, 2014.....	26
FIGURA 2 - HIDROGRAMA E POTUTOGRAMA DA DBO DO RIO CABUÇU. POSTO JARDIM VISTA ALEGRE 02/04/01. FONTE: HAUPT (2001).	33
FIGURA 3 - HIDROGRAMA E POLUTOGRAMA DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO DO RIO CABUÇU. POSTO JARDIM VISTA ALEGRE 02/04/01. FNT: HAUPT (2001).	33
FIGURA 4 - RELAÇÃO ENTRE A PRECIPITAÇÃO (MM) E A DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO) NA NASCENTE DO CÓRREGO DO SAPÉ NO PERÍODO 01/01/2007 A 01/01/2012. FONTE: ADAPTADO DE SILVA, 2014, A PARTIR DE CÓRREGO LIMPO (S/D) E SAISP (2012).	34
FIGURA 5 - RECUPERAÇÃO DE CÓRREGOS URBANOS ATRAVÉS DO CONTROLE DE CARGAS PONTAIS E DIFUSAS. CÓRREGO IBIRAPORÃ, SÃO PAULO. FONTE: ADAPTADO A PARTIR DE NOVOTNY, 2000.	34
FIGURA 6 - SUB-REGIÃO RIO GRANDE / RIO PEQUENO: CENÁRIO PARA A EVOLUÇÃO DA CARGA DE FÓSFORO TOTAL. FONTE: PRIME ENGENHARIA, 2005.	38
FIGURA 7 - SENSOR E Sonda PARAMÉTRICA DE QUALIDADE DA ÁGUA FONTE: TELEDYNE ISCO, 2007.	41
FIGURA 8 - AMOSTRADORES AUTOMÁTICOS DE QUALIDADE DA ÁGUA. FONTE: TELEDYNE ISCO, 2007.	42
FIGURA 9 - A. COLETOR E DETALHE DA TAMPA; 9- B. SUPORTE PARA OS COLETORES DE ÁGUA NO TANQUE DE LAGOA DE INFILTRAÇÃO. FONTE: UFRN (S/D).	42
FIGURA 10 - AMOSTRADOR SIMPLES, COM DETALHE PARA A VISTA SUPERIOR DO LOCAL ONDE FICA INSTALADO O AMOSTRADOR (SARJETA) E PARA A GRADE RETENTORA DE SÓLIDOS GROSSEIROS. FONTE: UFRN (S/D).	43
FIGURA 11 - AMOSTRADOR COMPOSTO A SER INSTALADO NA SARJETA. FONTE: ADAPTADO DE UFRN (S/D). ..	44
FIGURA 12 - EXEMPLO DE BMP EM PORTLAND, OREGON, COM O DESTINO DA ÁGUA DE DRENAGEM EXEMPLIFICADO PELAS SETAS AZUIS. FONTE: MOURA, 2014.	51
FIGURA 13 - EXEMPLO DE BMP EM PORTLAND, OREGON, COM O DESTINO DA ÁGUA DE DRENAGEM EXEMPLIFICADO PELAS SETAS AZUIS. FONTE: MOURA, 2014.	52
FIGURA 14 - EXEMPLO DE TRINCHEIRA DE INFILTRAÇÃO SIMPLES, EM SEINE-SANT-DENIS, FRANÇA. FONTE: PROSAB, 2005.	53
FIGURA 15 - EXEMPLO DE TRINCHEIRA DE INFILTRAÇÃO COMBINADA COM VALA DE DETENÇÃO, EM SEINE-SANT-DENIS, FRANÇA. FONTE: PROSAB, 2005.	53
FIGURA 16 - EXEMPLO DE MATA CILIAR EM AMBIENTE URBANO, NO RIO CAMANDUCAIA, EM AMPARO. FONTE: CAXUMBU, 2008.	57
FIGURA 17 - O RIO PIRACICABA, APESAR DA INTENSA URBANIZAÇÃO, AINDA POSSUI GRANDES TRECHOS DE MATA CILIAR. FONTE: CAXUMBU, 2008.	57
FIGURA 18 - CANAIS VERDES OU RAIN GARDENS. FONTE: WWW.LANDCARESEARCH.CO.NZ, 2016.	58
FIGURA 19- PERFIL ESQUEMÁTICO DE UM FILTRO DE AREIA, COM DESTAQUE PARA A INCLINAÇÃO NECESSÁRIA AO ARMAZENAMENTO DAS ÁGUAS PLUVIAIS. FONTE: AUSTRÁLIA, 2006.	61
FIGURA 20 - PERFIL DE DIFERENTES TIPOS DE FILTROS. FONTE: CLAYTOR E SCHUELER, 1996.	62
FIGURA 21 - FILTRO DE AREIA DE SUPERFÍCIE. FONTE: PORTLAND, 2000.	63
FIGURA 22 - FILTRO DE AREIA DE SUPERFÍCIE. FONTE: PORTLAND, 2000.	64

FIGURA 23 - DESENHO ESQUEMÁTICO DE UMA BACIA DE DETENÇÃO ALAGADA. FONTE: URBAN DRAINAGE AND FLOOD CONTROL DISTRICT, 1992.....	66
FIGURA 24 - WETLAND NATURAL. FONTE: TOMAZ, 2006.....	66
FIGURA 25 - WETLAND RIPARIANA DE UM DIVISOR DE ÁGUAS, EM CÀ DI MEZZO. FONTE: STUDENT BLOG (2014).	67
FIGURA 26 - WETLAND CONSTRUÍDA EM ÁREA URBANA DE VITÓRIA (AUS). FONTE: GOOGLE, 2016.....	67
FIGURA 27 - PERFIL ESQUEMÁTICO DE UMA WETLAND ARTIFICIAL DESDE O PRÉ-TRATAMENTO ATÉ O LANÇAMENTO NO CANAL DE DRENAGEM. FONTE: FHWA, 2004.	69
FIGURA 28 - WETLAND DE FLUXO SUPERFICIAL E WETLAND DE FLUXO SUB-SUPERFICIAL, RESPECTIVAMENTE. FONTE: WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION, 1990.	69
FIGURA 29 - GRUPOS DE MACRÓFITAS E OUTRAS COMUNIDADES AQUÁTICAS, COM DESTAQUE PARA: (1) A COMUNIDADE EPILÍTICA, (2) COMUNIDADE EPIPÉLICA, (3) COMUNIDADE EPISÂMICA E (4) COMUNIDADE EPIFÍTICA. FONTE: ESTEVES, 1998.	73
FIGURA 30 - PLANTA ESQUEMÁTICA DE UMA WETLAND. FONTE: ESTADO DE MASSACHUSETTS, 1997.	74
FIGURA 31 - DESENHO ESQUEMÁTICO MOSTRANDO UM PARQUE LINEAR COMO FERRAMENTA PARA CONTROLE DE ENCHENTES. FONTE SILVA, 2014.....	75
FIGURA 32 - LOCALIZAÇÃO DAS SUB-BACIAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO JAGUARÉ. FONTE: ADAPTADOS PELOS AUTORES A PARTIR DE FCTH, 2016.	79
FIGURA 33 - CONDIÇÕES ATUAIS DO CÓRREGO ÁGUA PODRE. FOTO A: TRECHO DO CÓRREGO COM MARGENS NATURAIS E ACÚMULO DE RESÍDUOS SÓLIDOS. FOTO B: TRECHO PRÓXIMO AS NASCENTES DO CÓRREGO COM ACÚMULO DE ENTULHO. FONTE: FOTOS DOS AUTORES, 2016.	80
FIGURA 34 - CONDIÇÕES ATUAIS DO CÓRREGO DO SAPÉ. FOTO A: TRECHO DO CÓRREGO COM ACÚMULO DE RESÍDUOS SÓLIDOS APÓS A CONCLUSÃO DO PARQUE LINEAR. FOTO B: ACÚMULO DE RESÍDUOS NO INTERCEPTOR DE ESGOTO PRÓXIMO A CHEGADA DO AFLUENTE NO CÓRREGO JAGUARÉ. FONTE: FOTOS DOS AUTORES, 2016.	80
FIGURA 35 - LOCALIZAÇÃO DO CÓRREGO DO SAPÉ E DELIMITAÇÃO DE SUA SUB-BACIA INSERIDA NA BACIA DO JAGUARÉ EM SÃO PAULO - SP. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES.....	81
FIGURA 36 - CÓRREGO DO SAPÉ: LOCALIZAÇÃO, DISPOSIÇÃO ESPACIAL E VIAS DE ACESSO. FONTE: SILVA, 2014.	82
FIGURA 37 - CÓRREGO DO SAPÉ: BACIA CONTRIBUINTE. FONTE: SILVA, 2014.	83
FIGURA 38 - OCUPAÇÃO IRREGULAR DE FAVELA NAS MARGENS DO CÓRREGO DO SAPÉ: EMISSÃO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS E DISPOSIÇÃO DE RSU NO CÓRREGO. FONTE: ANELLI, 2012.....	85
FIGURA 39 - FAVELA DO SAPÉ ANTES DAS OBRAS DE HABITAÇÃO SOCIAL: “PONTOS VICIADOS” DE DISPOSIÇÃO INADEQUADA DE RSU NAS MARGENS DO CÓRREGO. FONTE: BLOG DO SAPÉ, 2016.....	86
FIGURA 40 - EMISSÃO DE EFLUENTE SANITÁRIO NO CÓRREGO DO SAPÉ. FONTE: VISITA TÉCNICA REALIZADA PELOS AUTORES EM 29/09/2016.	86
FIGURA 41 - FOTO A: HABITAÇÕES SOCIAIS E INFRAESTRUTURA URBANA E SANITÁRIA FINALIZADAS. FOTO B: OCUPAÇÃO IRREGULAR E RSU NO CÓRREGO DO SAPÉ . FONTE: VISITA TÉCNICA REALIZADA PELOS AUTORES EM 29/09/2016.....	87
FIGURA 42 - FOTO A: REGIÃO PRÓXIMA À FOZ DO CÓRREGO DO SAPÉ. RSU RETIDOS EM TUBULAÇÃO IRREGULAR DO SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO. FOTO B: RSU NÃO RETIDOS QUE, PASSANDO POR BAIXO DA AV. ESCOLA POLITÉCNICA, SÃO LANÇADOS NO CÓRREGO JAGUARÉ. FONTE: VISITA TÉCNICA REALIZADA PELOS AUTORES EM 29/09/2016	87

FIGURA 43 - MUTIRÃO DE LIMPEZA DO CÓRREGO DO SAPÉ. FONTE: PORTAL DA PREFEITURA, ACESSADO EM SETEMBRO DE 2016.....	88
FIGURA 44 - NASCENTE DO SAPÉ: DETALHE DO CANAL EM 12/08/2008 (FOTO DA ESQUERDA) E EM 17/02/2012. FONTE: SILVA, 2013.....	90
FIGURA 45 - PERÍMETRO DE 1 KM AO LONGO DAS MARGENS DO CÓRREGO SAPÉ, NO BAIRRO DO RIO PEQUENO, EM SÃO PAULO, FOI DESABITADO PARA OBRAS DE ARTE ESPECIAIS, CANALIZAÇÃO, PAISAGISMO E CICLOVIA. FONTE: SILVA, 2014.....	90
FIGURA 46 - PARQUE LINEAR 28 – TRECHO 2 – CONCEPÇÃO. FONTE: SILVA, 2014.....	91
FIGURA 47 - MODELAGEM DO PROJETO DE REVITALIZAÇÃO DO CÓRREGO DO SAPÉ. FONTE: SILVA, 2014.....	91
FIGURA 48 - OBRAS DE INTERVENÇÃO NO SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO. FOTO À ESQUERDA: IMPLANTAÇÃO E COLETORES-TRONCO. FOTO À DIREITA: OBRA DE CANALIZAÇÃO DO CÓRREGO DO SAPÉ E IMPLANTAÇÃO DA INFRAESTRUTURA DO “PARQUE LINEAR” DO SAPÉ. FONTE: ANELLI, 2012.....	92
FIGURA 49 - FAVELA DO SAPÉ. FOTO À ESQUERDA: APÓS A CANALIZAÇÃO DO CÓRREGO E INTERVENÇÕES NO SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO. FOTO À DIREITA: OBRAS DE HABITAÇÃO SOCIAL E INFRAESTRUTURA URBANA SENDO CONSTRUÍDOS. FONTE: SILVA, 2014.....	92
FIGURA 50 - USOS DO SOLO NA SUB-BACIA DO CÓRREGO DO SAPÉ. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES A PARTIR DE FCTH, 2016.....	93
FIGURA 51 - CLASSE DO USO RESIDENCIAL E DE FAVELAS. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES A PARTIR DE FCTH, 2016.....	94
FIGURA 52 - ÁREA DA MICROBACIA DE CONTRIBUIÇÃO DELIMITADA PELOS PONTOS P1 E P2 E LOCALIZAÇÃO DA ÁREA ESCOLHIDA NA SUB-BACIA DO CÓRREGO DO SAPÉ. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES A PARTIR DE FCTH, 2016.....	95
FIGURA 53 - USO DO SOLO NA MICROBACIA DE CONTRIBUIÇÃO PARA AS DUAS ÁREAS. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES A PARTIR DE FCTH, 2016.....	96
FIGURA 54 - QUADRAS VIÁRIAS E CURVAS DE NÍVEL DO CÓRREGO DO SAPÉ, COM DESTAQUE PARA A ÁREA DE CONTRIBUIÇÃO DO ESCOAMENTO. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES.....	100
FIGURA 55: DETALHE DO TRAÇADO DA REDE DE DRENAGEM E DAS ÁREAS DE CONTRIBUIÇÃO NO CDREN. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES.....	101
FIGURA 56 - ÁREA DISPONÍVEL PARA A CONSTRUÇÃO DO DISPOSITIVO 1. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES A PARTIR DE GOOGLE MAPS, 2016.....	103
FIGURA 57 - ÁREA DISPONÍVEL PARA A CONSTRUÇÃO DO DISPOSITIVO 2. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES A PARTIR DE GOOGLE MAPS, 2016.....	103
FIGURA 58 - DIMENSÕES SUGERIDAS PARA VAGAS DE VEÍCULOS DE PASSEIO. FONTE: BLOG VIVA CORRETOR, 2016.....	104
FIGURA 59 - CORTE ESQUEMÁTICO DO DISPOSITIVO 1. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES, 2016.....	105
FIGURA 60 - PLANTA ESQUEMÁTICA DO DISPOSITIVO 1. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES, 2016.....	105
FIGURA 61 - CORTE ESQUEMÁTICA DO DISPOSITIVO 2. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES, 2016.....	106
FIGURA 62 – PLANTA ESQUEMÁTICA DO DISPOSITIVO 2. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES, 2016.....	106
FIGURA 63- LOCALIZAÇÃO SUGERIDA PARA A INSTALAÇÃO DOS JARDINS DE CHUVA, COM MARCAÇÃO EM VERMELHO. FONTE: ADAPTADA DE GOOGLE MAPS, 2016.....	108
FIGURA 64 - FOTO A: ESCAVAÇÃO DAS VALAS PARA A CONSTRUÇÃO DOS CANTEIROS. FOTO B: PREENCHIMENTO DA ESTRUTURA COM SOLO E PLANTIO DA VEGETAÇÃO. FONTE: FCTH, 2016.....	109

FIGURA 65 - DESENHO ESQUEMÁTICO DE UM JARDIM DE CHUVA. FONTE: MOURA, 2014.	109
FIGURA 66 - ELEMENTOS DE BIORRETENÇÃO ALINHADOS AO TRÁFEGO. ALGUNS JARDINS DE CHUVA PODEM SUBSTITUIR VAGAS DE CARRO, COMO ESSE EXEMPLO EM PORTLAND, OREGON. FONTE: MOURA, 2014.....	110
FIGURA 67 - PONTO DE ENTREGA VOLUNTÁRIA (PEV) NA CIDADE DE SÃO PAULO. FONTE: SÍTIO ELETRÔNICO DA PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO, 2016.	112
FIGURA 68 - PONTO VICIADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO SAPÉ. FONTE: SEHAB-SP, 2016.	113
FIGURA 69 - PONTOS VICIADOS DE DISPOSIÇÃO DE RSU SUB-BACIA DO SAPÉ. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES A PARTIR DE FCTH, 2016.	113
FIGURA 70 - CAMINHÃO-COLETOR POLIGUINDASTE DUPLO DE CAÇAMBAS METÁLICAS DE RCD. FONTE: CAL LEVE (2016).	114
FIGURA 71: PEV DE PARA COLETA SELETIVA. FONTE: SÍTIO ELETRÔNICO DA PREFEITURA DE TERESINA (2016).	115
FIGURA 72 - BASCULAMENTO DE CONTÊINERES METÁLICOS PARA RSD. FONTE: ADAPTADO DO MANUAL DE GERENCIAMENTO INTEGRADO, IBAM/SEDU, 1995.	117
FIGURA 73: FOTO DO MUTIRÃO DE LIMPEZA DO CÓRREGO DO SAPÉ, OCORRIDO NO DIA 2 DE JUNHO DE 2016. FONTE: PORTAL DA PREFEITURA, 2016.	119
FIGURA 74: FOTO DO MUTIRÃO DE LIMPEZA DO CÓRREGO DO SAPÉ, OCORRIDO NO DIA 2 DE JUNHO DE 2016. FONTE: PORTAL DA PREFEITURA, 2016.	119
FIGURA 75 - CANTERIOS DE BIORRETENÇÃO INSTALADOS NOS DORMITÓRIOS DA UNIVERSIDADE DE PORTLAND. FONTE: MOURA, 2014.	122
FIGURA 76 - LANÇAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO DIRETAMENTE AO CÓRREGO DO ÁGUA PODRE, A CERCA DE POUCOS METROS DA NASCENTE. FONTE: VISITA REALIZADA PELOS ALUNOS EM 18/09/2016.	124
FIGURA 77 - ESTRUTURAS PRECÁRIAS DE ACONDICIONAMENTO DE RSU NA BACIA DO CÓRREGO ÁGUA PODRE. FONTE: VISITA REALIZADA PELOS ALUNOS EM 18/09/2016.	125
FIGURA 78 - FAVELAS E SUB-MORADIAS AO LONGO DO CÓRREGO DO SAPÉ. FONTE: VISITA REALIZADA PELOS AUTORES EM 29/09/2016.	126
FIGURA 79 - ACÚMULO DE LIXO AO LONGO DO LEITO DO CÓRREGO DO SAPÉ. FONTE: VISITA REALIZADA PELOS ALUNOS EM 29/09/2016.	126
FIGURA 80 - CONSTRUÇÃO DE NOVOS BARRACOS NAS MARGENS DO CÓRREGO DO SAPÉ. FONTE: VISITA REALIZADA PELOS ALUNOS EM 29/09/2016.	127

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - CLASSIFICAÇÃO DAS CHUVAS. FONTE: ADAPTADO DE REICHARDT (1987).	28
TABELA 2 - INTENSIDADE DA CHUVA PARA REMOÇÃO DO MATERIAL PARTICULADO DEPOSITADO SOBRE SUPERFÍCIES IMPERMEÁVEIS. FONTE: ADAPTADO DE USEPA (1986).	28
TABELA 3 - CARGAS UNITÁRIAS EM FUNÇÃO DOS TIPOS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO URBANO. FONTE: SONZOGNI ET AL (AMERICAN CHEMICAL SOCIETY).	30
TABELA 4 - PRODUÇÃO DE CARGA DIFUSA PARA AS DIFERENTES PARCELAS DE CLASSE DE USO DO SOLO NA BACIA DO CÓRREGO IBIPORÃ, CALCULADA PELO MÉTODO DA UNIDADE DE CARGA. FONTE: ELABORADO A PARTIR DE STEIKE (2007) E CECCHI ET AL (2007).	30
TABELA 5 - MATRIZ DE COEFICIENTES DE EXPORTAÇÃO DE CARGAS. FONTE: ADAPTADO DE SMA/PRIME ENGENHARIA (1998).	31
TABELA 6 - COEFICIENTES DE EXPORTAÇÃO (CE) PARA FÓSFORO TOTAL, NITROGÊNIO TOTAL, DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO), SÓLIDOS TOTAIS DISSOLVIDOS E COLIFORMES TOTAIS EM [KG/(KM ² .DIA)] PARA CADA TIPO DE ÁREA DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO MODELO MQUAL 1.5. FONTE: SMA, 2003.	37
TABELA 7 - MÉDIA DOS PESOS DOS INDICADORES RESULTANTE DA CONSULTA DOS ESPECIALISTAS, NORMALIZADA PARA SOMA IGUAL A 10. FONTE: CECCHI ET AL. (2007).	40
TABELA 8 - CATEGORIAS DE MEDIDAS NÃO ESTRUTURAIS. FONTE: ADAPTADO DE PROSAB5 (2005).	49
TABELA 9- REMOÇÃO DE CONTAMINANTES POR BACIAS DE INFILTRAÇÃO. FONTE: ADAPTADA DE SCHUELE, 1989.	54
TABELA 10 - RECOMENDAÇÕES PARA O PROJETO DE TRINCHEIRAS DE INFILTRAÇÃO. FONTE: ADAPTADO DE SCHUELER, 1991 E NOVOTNY, 2002.	55
TABELA 11 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE CONTAMINANTES PARA CANAIS GRAMADOS. FONTE: ESTADO DA GEORGIA, (2001). ADAPTADO.	60
TABELA 12- EFICIÊNCIA DOS FILTROS DE AREIA DE SUPERFÍCIE. FONTE: FHWA, 2004.	64
TABELA 13 - MECANISMOS DE REMOÇÃO DE CONTAMINANTES WETLANDS CONSTRUIDAS. FONTE: ADPATADO DE MITCHELL, 1996.	68
TABELA 14 - PERCENTUAL DE REMOÇÃO DE POLUENTES POR WETLANDS ARTIFICIAIS E NATURAIS (STRECKER, 1992).	72
TABELA 15 - MATRIZ DE REMOÇÃO DE POLUENTES. FONTE: ADAPTADA DE ESTADO DE VERMONT, 2000.	76
TABELA 16 – CUSTO TÍPICO ESTIMADO PARA BMP’S. FONTE: ADAPTADA DE ASCE, 1998.	76
TABELA 17 – CUSTOS TÍPICOS DE OBRAS ESTRUTURAIS DE BMP’S. FONTE: ADAPTADA DE FLORIDA URBAN STORMWATER MANAGEMENT SYSTEM, 2002.	77
TABELA 18 - CARACTERIZAÇÃO FISIAGRÁFICA DA SUB-BACIA DO SAPÉ. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES A PARTIR DE FCTH, 2016.	84
TABELA 19 - ÁREA DE CADA TIPO DE USO DO SOLO PARA AS DUAS ÁREAS DA MICROBACIA DE CONTRIBUIÇÃO. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES, 2016.	96
TABELA 20 - MATRIZ DE COEFICIENTES DE EXPORTAÇÃO DE CARGAS. FONTE: ADAPTADO DE SMA/PRIME ENGENHARIA, 2008.	ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.

TABELA 21 - MATRIZ DE EXPORTAÇÃO DOS COEFICIENTES DE CARGA DIFUSA. FONTE: ADAPTADO DE STEINKE, 2007.....	ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.
TABELA 22 - PRODUÇÃO DE CARGA DIFUSA POR TIPO DE USO DE SOLO. FONTE: ADAPTADO DE SILVA, 2014.....	ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.
TABELA 23 – PRODUÇÃO DE CARGA DIFUSA POR TIPO DE USO DO SOLO. FONTE: ADAPTADO PELOS AUTORES A PARTIR DE SILVA, 2014.....	ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.
TABELA 24 - CARGA DIFUSA POR TIPO DE USO DO SOLO E TOTAL PARA AS DUAS ÁREAS DE CONTRIBUIÇÃO DA MICROBACIA. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES, 2016.	ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.
TABELA 25 - REMOÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO. FONTE: ADAPTADO DE USPA (1987).	97
TABELA 26 - ACÚMULO DE CARGA DIFUSA NA SUPERFÍCIE DA BACIA DA NASCENTE DO SAPÉ. FONTE: ADAPTADO DE SILVA, 2014.	98
TABELA 27 - PARÂMETROS DE DIMENSIONAMENTO. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES A PARTIR DO CDREN E DE TOMAZ (2003).	102
TABELA 28 - PRINCIPAIS DIMENSÕES DOS DISPOSITIVOS. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES, 2016. .	102
TABELA 29 - DIMENSÕES DA ÁREA SUPERFICIAL DE CADA DISPOSITIVO. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES, 2016.....	104
TABELA 30 - ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE RSU NA BACIA DO SAPÉ. FONTE: ELABORADO PELOS AUTORES, 2016.....	116
TABELA 31 - PLANEJAMENTO DA COLETA. FONTE: MANUAL DE GERENCIAMENTO INTEGRADO, IBAM/SEDU (1995).....	117

LISTA DE SÍMBOLOS

A	Área de Drenagem
APP	Área de Preservação Permanente
BMP's	Best Management Practices
CD	Carga Difusa
Cd	Cádmio
CE	Coeficiente de Exportação
Cetesb	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CME	Concentração Média de Evento
COBRAPE	Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos
CQO	Carência Química de Oxigênio
Cu	Cobre
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO _{5,20}	DBO medida após 5 dias e a 20 °C
DBOc	Demanda Bioquímica de Oxigênio Carbonácea
DBOn	Demanda Bioquímica de Oxigênio Nitrogenada
Dd	Densidade de Drenagem
DI	Distance Indicator
DQO	Demanda Química de Oxigênio
E	Extensão do Curso Principal
EPA	Environmental Protection Agency
FCTH	Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica
I	Índice de Extensão Médio de Escoamento
IC	Índice de Circularidade
IIEGA	Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental
IS	Índice de Sinuosidade
Kc	Coeficiente de Compacidade
Kf	Fator de Forma
L	Extensão Total dos Cursos D'água
LCI	Land Cover Indicator
MQUAL	Modelo de correlação entre o uso do solo e a qualidade da água
N	Nitrogênio
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
Pm	Perímetro da Bacia Hidrográfica
PDDU	Plano diretor de drenagem urbana
pH	Potencial Hidrogeniônico
PVC	Policloreto de Polivinila
PCL	Programa Córrego Limpo
PMSB	Plano Municipal de Saneamento Básico da cidade de São Paulo
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RMSP	Região Metropolitana da cidade de São Paulo
ROI	Run-Off Indicator
SAISP	Sistema de Alerta a Inundações de São Paulo
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SMA	Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo

SST	Sólidos em Suspensão Totais
SVMA	Secretaria do Verde e do Meio Ambiente
TF I	Trabalho de Formatura
UFRN	Universidade Federal do Rio Grande do Norte
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
Zn	Zinco

1. INTRODUÇÃO

Ao longo da história e do desenvolvimento das civilizações, os seres humanos raramente apresentaram uma boa relação com os recursos hídricos e com a poluição de maneira geral. Quase todos os rios e lagos, ao redor de povoados e aglomerações humanas, eram poluídos, causando frequentes epidemias e inúmeros problemas de saúde (Novotny, 2002).

O abatimento da poluição só foi reconhecido como uma necessidade, em diversos países desenvolvidos, quase no final do século XIX, e ainda assim, de maneira pouco eficaz e incipiente. Por quase todo o século vinte, o foco dos engenheiros, gestores e tomadores de decisão sempre esteve direcionado aos procedimentos tradicionais para tratamento e controle da poluição pontual, como efluentes industriais e esgoto doméstico (Novotny, 2002).

Depois da segunda metade do século XX, a temática de desenvolvimento sustentável e preservação dos recursos naturais vieram à tona, com grande enfoque para as mudanças climáticas e poluição atmosférica, focando também em problemas relacionados à chuva ácida, primeira referência à poluição difusa.

Devido ao intenso processo de urbanização das cidades modernas, com grande fluxo migratório do campo para a cidade, ocorreram diversas mudanças na forma de interação entre o ser humano e o meio ambiente, com alterações intensas e irreversíveis na paisagem natural, levando a um aumento da pressão sob os recursos naturais e gerando inúmeros impactos ambientais, sociais e econômicos ao meio ambiente urbano.

Toda essa mudança no estilo de vida da população e a demanda imposta no ambiente natural acabam por resultar em riscos catastróficos à manutenção de um meio ambiente ecologicamente equilibrado, uma vez que todos esses processos de urbanização e de desenvolvimento não vêm acompanhados de sólidos mecanismos de planejamento urbano e de conceitos de desenvolvimento sustentável. Como resultado negativo desse processo descoordenado de crescimento, tem-se o desmatamento, a impermeabilização do solo, o adensamento, a ocupação de zonas de risco, a poluição e contaminação do solo, da água e do ar e inúmeros outros prejuízos ao meio ambiente, que acabam por refletir diretamente na qualidade de vida e na saúde de toda população (SILVA, 2014).

Em relação aos corpos hídricos, esse intenso processo de urbanização traz consigo consequências devastadoras aos ambientes aquáticos, comprometendo a capacidade de resiliência dos rios e córregos e prejudicando diretamente toda a população, uma vez que a demanda por água, como recurso imprescindível à vida, continua a crescer. Portanto, a recuperação desses corpos d'água torna-se uma condição sem as quais as qualidades de vida e ambiental, nas grandes cidades, jamais serão alcançadas, comprometendo todo o desenvolvimento humano e econômico da sociedade.

Desde o final dos anos noventa, diversas medidas são tomadas para combater as principais fontes de poluição pontual, especialmente após a criação de uma rigorosa legislação de controle de lançamento de efluentes industriais e domésticos nos rios urbanos. Entretanto, essa abordagem tradicional já não é mais suficiente, uma vez que os escoamentos superficiais, extremamente contaminados ao lavar as superfícies impermeáveis das grandes

ciudades, continuam a aportar aos rios sem nenhum tipo de tratamento, chegando a contribuir com até 25% de toda carga poluidora, em eventos de chuva intensa.

Para resolver o problema da poluição difusa nas grandes cidades, é necessário repensar o papel da engenharia urbana e de drenagem e a abordagem dos processos ambientais. Historicamente acostumados a conduzir e afastar os deflúvios pluviais com um foco apenas quantitativo, os engenheiros e gestores estão aderindo a um novo conceito, semelhante aos processos naturais que ocorriam anteriormente à ocupação humana, que envolve técnicas de retenção, filtração e infiltração dos escoamentos superficiais, permitindo o desenvolvimento de processos biológicos, físicos e químicos que promovam o tratamento das águas pluviais contaminadas.

Assim, se torna imprescindível desenvolver métodos e conceitos para quantificar a carga poluidora presente nos escoamentos superficiais, para a partir de dados concretos, pensar em projetos e estruturas de engenharia que reduzam a poluição através de processos naturais e simples. Diversas medidas para o controle da poluição difusa envolvem ações não estruturais, de cunho administrativo e educacional, de forma que é extremamente importante o envolvimento da população nesse processo, discutindo-se exaustivamente um problema que afeta todos os setores da sociedade.

Portanto, o presente trabalho propõe discussões a respeito da poluição difusa nos ambientes urbanos, pensando-se em modelos para quantificá-la, a fim de se ter subsídios e parâmetros de projeto que permitam a aplicação de medidas estruturais e não estruturais para o abatimento dessa carga poluidora, compreendendo de forma holística e global, os processos de poluição dos rios e córregos urbanos, possibilitando o desenvolvimento de uma sociedade urbana integrada aos processos ambientais pré-existentes, usufruindo de maneira sustentável dos recursos naturais disponíveis, em especial a água.

2. OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho é, a partir do entendimento da relevância e importância da poluição difusa na deterioração da qualidade dos corpos hídricos urbanos, estudar os principais métodos e modelos para a estimativa e medição dessa carga poluidora, presente nos escoamentos superficiais, oriundos dos deflúvios pluviais.

Após a estimativa dos contaminantes presentes nos escoamentos superficiais, medidos a partir de parâmetros de interesse, como DBO, DQO, SST, N, P e metais pesados, também objetiva-se, nesse trabalho de formatura, estudar, especificar e avaliar os principais mecanismos de controle e abatimento dessa poluição difusa, definindo assim um plano para a recuperação dos corpos hídricos em ambientes urbanos, envolvendo medidas estruturais e não estruturais.

São objetivos específicos desse trabalho:

- Apresentar uma revisão detalhada da bibliografia, brasileira e mundial, sobre conceitos chaves de poluição difusa;
- Abordar os melhores modelos, utilizados por instituições de referência global, para estimar as cargas poluidoras, presentes nos escoamentos superficiais, em ambientes urbanos;
- Definir as melhores estratégias e técnicas de engenharia para controle, tratamento e destinação da carga poluidora presente nos deflúvios pluviais que atingem os centros urbanos;
- Escolher uma sub-bacia hidrográfica para objeto de estudo, a qual será detalhada e caracterizada quanto aos aspectos ambientais pertinentes;
- Estimar a carga de poluição difusa;
- Dimensionar as melhores práticas de manejo (MPM) a serem utilizadas para o controle e abatimento da carga de poluição difusa gerada na sub-bacia de estudo.

A partir dos objetivos gerais e específicos propostos para esse trabalho, pode-se pensar em uma aplicação prática dos conceitos estudados, utilizando as informações adquiridas nesse primeiro momento para subsidiar as decisões a serem tomadas no trabalho final de formatura.

Sendo assim, pretende-se, na primeira parte do trabalho, reunir informações e aprendizados que possibilitem a escolha de uma medida de controle de poluição difusa, a partir das estimativas dessa poluição, para ser aplicada em uma bacia hidrográfica específica, entregando ao final do trabalho de formatura um dimensionamento completo de um dispositivo de controle e abatimento de poluição difusa, considerando também medidas não estruturais juntamente com uma análise social e geográfica da sub-bacia escolhida para objeto de estudo.

3. MÉTODO DE TRABALHO

O presente trabalho de formatura é constituído de duas etapas, divididas em dois semestres ao longo do quinto ano de graduação, conhecidas por TF I e TF II.

A primeira etapa do trabalho contemplará o desenvolvimento da revisão bibliográfica, sendo realizada em três esferas principais, complementares umas às outras, a partir da seguinte metodologia:

- I. Pesquisa e estudo sobre os principais conceitos relacionados à poluição difusa, contemplando parâmetros de qualidade da água, processos hidráulicos, urbanismo e construção civil, políticas públicas, gestão de recursos hídricos, entre outros.
- II. Pesquisa e estudos detalhados sobre as principais metodologias para estimar a carga de poluição difusa, contemplando modelos e experiências reconhecidas pela comunidade internacional. Essa parte também contempla o levantamento de casos práticos e coeficientes utilizados em outros trabalhos e dissertações acadêmicas e também em projetos e estudos de consultorias ambientais, tendo por referência as agências de fiscalização ambiental do Brasil e dos EUA (CETESB e EPA, respectivamente).
- III. Por fim, para conclusão da primeira parte do trabalho de formatura (TFI), será feito um levantamento detalhado e minucioso das principais medidas para controle, atenuação e tratamento da carga poluidora difusa, presente nos escoamentos superficiais, antes do lançamento nos corpos hídricos receptores.

Após a realização de cada etapa, pode-se pensar em uma abordagem holística e completa de um dos principais problemas que assolam grandes aglomerações urbanas: as enchentes e a poluição oriunda dos deflúvios pluviais. A complementariedade dos assuntos pode ser entendida na sequência que foi apresentada acima, primeiramente deve-se proceder com uma abordagem inicial sobre a poluição difusa e seus conceitos, para a partir de então, compreender os principais processos e parâmetros de qualidade da água, como DBO, SST, N, P e metais pesados. A partir dessas informações, podemos entender os modelos para estimar, com maior precisão possível, as concentrações dos contaminantes presentes nos escoamentos superficiais. Finalmente, à luz dos valores calculados com auxílio dos modelos e coeficientes de carga, podemos dimensionar os melhores métodos para controle e tratamento dessa poluição. Para tanto, é necessário estudar cada prática de manejo, tanto estrutural como não estrutural, e que serão abordadas na última seção do trabalho de formatura I.

Após a conclusão dessa etapa, será feita a aplicação dos conceitos através do estudo detalhado de uma bacia hidrográfica e do dimensionamento dos dispositivos para controle e abatimento da carga difusa, observando a seguinte metodologia:

- I. Escolha da bacia hidrográfica e da sub-bacia respectiva;

- II. Diagnóstico ambiental da área de estudo;
- III. Caracterização do uso e ocupação do solo, detalhando as principais atividades desenvolvidas (uso comercial, residencial, industrial, etc.) e também as respectivas intensidades (pouco adensado, muito adensado, vegetação primária, secundária, entre outros).
- IV. Visitas de campo e entrevista com os moradores da sub-bacia, com o intuito de obter informações sobre o interesse da população em participar do projeto e também fazer uma análise investigativa sobre eventuais medidas de controle existentes e avaliação da infraestrutura e espaço físico disponível.
- V. Cálculo e estimativa da carga poluidora difusa, com a definição das concentrações dos contaminantes de interesse, cujo tratamento será proposto, para a melhoria da qualidade das águas superficiais.
- VI. Levantamento das principais medidas de controle, tanto estruturais como não estruturais, plausíveis de serem aplicadas na sub-bacia estudada.
- VII. Por fim, com as concentrações dos contaminantes, com as características físicas, sociais e ambientais da sub-bacia e com a(s) melhor(es) prática(s) de manejo escolhida(s), o trabalho de formatura irá concluir com o dimensionamento do dispositivo para controle, tratamento e atenuação da poluição difusa presente nos deflúvios pluviais, pensando-se na integração de toda a comunidade, a partir de conceitos de infraestrutura verde e renaturalização dos ecossistemas naturais, abarcando também medidas não estruturais para o gerenciamento dos resíduos sólidos.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. GESTÃO DA ÁGUA EM AMBIENTES URBANOS.

Desde o início da formação das grandes civilizações, os corpos d'água foram tidos como sinônimo de fartura, por serem eles provedores dos recursos responsáveis pelo desenvolvimento da nossa sociedade. Entretanto, nos dias de hoje, podemos verificar que os corpos hídricos urbanos representam diversas fontes de problemas para os moradores das cidades. Tais problemas são na verdade resultado da ocupação não planejada e uso intensivo do espaço urbano.

Tucci (2008) menciona que, nos países desenvolvidos a gestão das águas no meio urbano passou por quatro fases, sendo elas:

- Primeira fase: pré-higienista, até início do século XX, na qual o esgoto era lançado sem qualquer tratamento no corpo hídrico mais próximo;

- Segunda fase: higienista, antes de 1970, na qual o esgoto era afastado para longe da cidade através de emissários e os corpos d'água canalizados como medida de contenção de cheias;
- Terceira fase: corretiva, entre 1970 e 1990, na qual os esgotos passaram a receber tratamento com o objetivo de reduzir as cargas poluidoras antes do descarte nos rios ou mares e novas técnicas de amortecimento de cheias surgiram como alternativas à canalização dos rios urbanos;
- Quarta fase: desenvolvimento sustentável, após 1990, na qual há preocupação em dar tratamento terciário aos esgotos domésticos e industriais com possibilidade de reúso não potável da água e recuperação das condições naturais dos córregos e rios urbanos, com construção de parques lineares e reflorestamento das matas ciliares.

4.2. POLUIÇÃO DIFUSA

Um dos grandes problemas nos cenários urbanos atuais é a poluição dos corpos hídricos, como rios e córregos, e outras adversidades decorrentes da poluição como mau cheiro, proliferação de doenças, inundações e enchentes. Além disso, a diminuição da qualidade destes corpos d'água traz inúmeros danos ao meio ambiente e a sociedade que depende desse recurso para seu consumo direto e para viabilizar seus processos produtivos.

De acordo com a lei federal nº6938/81, a poluição pode ser definida como a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente prejudiquem a saúde, segurança e bem-estar da população, além de serem ações que criam condições adversas às atividades sociais e econômicas, afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente e lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

Em corpos hídricos urbanos, a poluição que atinge as águas pode ser caracterizada em dois tipos de acordo com a sua natureza: poluição pontual, referente a lançamentos localizados e de fácil identificação, como por exemplo, efluentes de uma estação de tratamento de esgoto; e poluição difusa, que é formada por diversas contribuições e é resultado do escoamento superficial das águas da chuva ao longo da bacia hidrográfica. A identificação das cargas difusas é difícil, tornando o controle dessas um dos grandes desafios das cidades na atualidade (SILVA, 2014).

São consideradas cargas difusas de poluição aquelas em que o lançamento da fonte poluidora é intermitente e dependente da duração e da intensidade da chuva, além da área produtora. Essas cargas são transportadas por grandes distâncias, não sendo possível precisar a sua origem exata (PORTO, 1995).

A caracterização da poluição difusa está diretamente relacionada com o uso e ocupação do solo e, em áreas urbanas, grande parte da superfície do terreno é coberta por pavimentos de concreto e diversas áreas são impermeáveis, aumentando a quantidade de escoamento das águas pluviais durante as chuvas e provocando distúrbios nos ciclos ecológicos e hidrológicos. A impermeabilização das superfícies também aumenta as cargas de poluentes que são transportados para córregos, rios e recursos hídricos subterrâneos, acelerando seu processo de degradação ambiental, inviabilizando sua recuperação e a restauração da paisagem e dos processos ecológicos (MOURA, 2014).

A velocidade do escoamento também varia em função das características topográficas da bacia, desta forma bacias que apresentam altas declividades, a princípio, apresentarão um maior potencial para geração de carga difusa do que bacias, que sobre as mesmas condições de ocupação e impermeabilização do solo, apresentem um terreno mais plano (SILVA, 2014).

Outra consequência da urbanização é a poluição atmosférica. Os poluentes encontrados na atmosfera em áreas urbanas são oriundos dos lançamentos de veículos e indústrias e também são levados para os rios e córregos através das precipitações, resultado da deposição úmida. Já os poluentes encontrados sobre a superfície urbana, como telhados, vias e calçadas, são oriundos da deposição seca de material particulado presente na atmosfera, de desgaste de pavimento, de derramamento de óleos e graxas por veículos, de resíduos de construção civil, lixo e entulho inadequadamente destinados, dentre outros. O rápido e fácil arraste desses materiais até os corpos d'água é possibilitado pelo aumento do escoamento superficial (HAUPT, 2009). Novotny (2002) afirma que a primeira parcela do escoamento superficial contém a maior parte da carga poluidora.

Em locais onde não há uma política efetiva na gestão de resíduos sólidos e onde a população não dá a devida importância em gerenciar os seus resíduos, a poluição difusa é ainda mais agravante. Os resíduos despejados de forma incorreta em vias e calçadas e espalhados na área de contribuição da bacia hidrográfica são arrastados para os corpos d'água com a chuva, sendo essa uma contribuição significativa na composição da carga difusa em áreas urbanas. Além disso, o manejo inadequado dos resíduos sólidos em todo o seu ciclo, desde a coleta, manuseio, transporte até a disposição final, contribuem de maneira expressiva na constituição da carga poluidora.

Outra carga de poluição importante em rios e córregos está ligada às ligações irregulares de esgotos domésticos e industriais e deficiências da rede coletora. Tal contribuição é igualmente difícil de identificar e caracterizar por se tratar de cargas compostas por fontes não rastreáveis. Alguns autores consideram essa forma de poluição como pontual, já que a sua chegada aos corpos d'água não é função direta do escoamento superficial. Entretanto, por se tratar de uma contribuição importante e de difícil identificação, também será tratada no escopo desse trabalho. Como exemplo de carga irregular, temos: efluentes de fossas

sépticas, ligações de esgoto irregulares, vazamentos na rede coletora de esgoto e produtos tóxicos despejados em bueiros.

Como visto, a carga de poluição difusa é formada por diversas contribuições que são difíceis de quantificar e detectar. Entre os constituintes dessa carga podemos destacar: freios de automóveis, resíduos de pneus, resíduos de pinturas em geral, fezes de animais, resíduos de ferro, zinco, cobre e alumínio de materiais de construção, deposição seca e úmida de particulados de hidrocarbonetos, restos de vegetação, derramamentos, erosão fuligem, poeira, enxofre, metais, pesticidas, nitritos e nitratos, cloretos, fluoretos silicatos, cinzas, compostos químicos e resíduos sólidos, entre outros (SILVA, 2014). A figura 1 representa as principais fontes poluidoras e tipos de poluentes gerados em áreas urbanas.

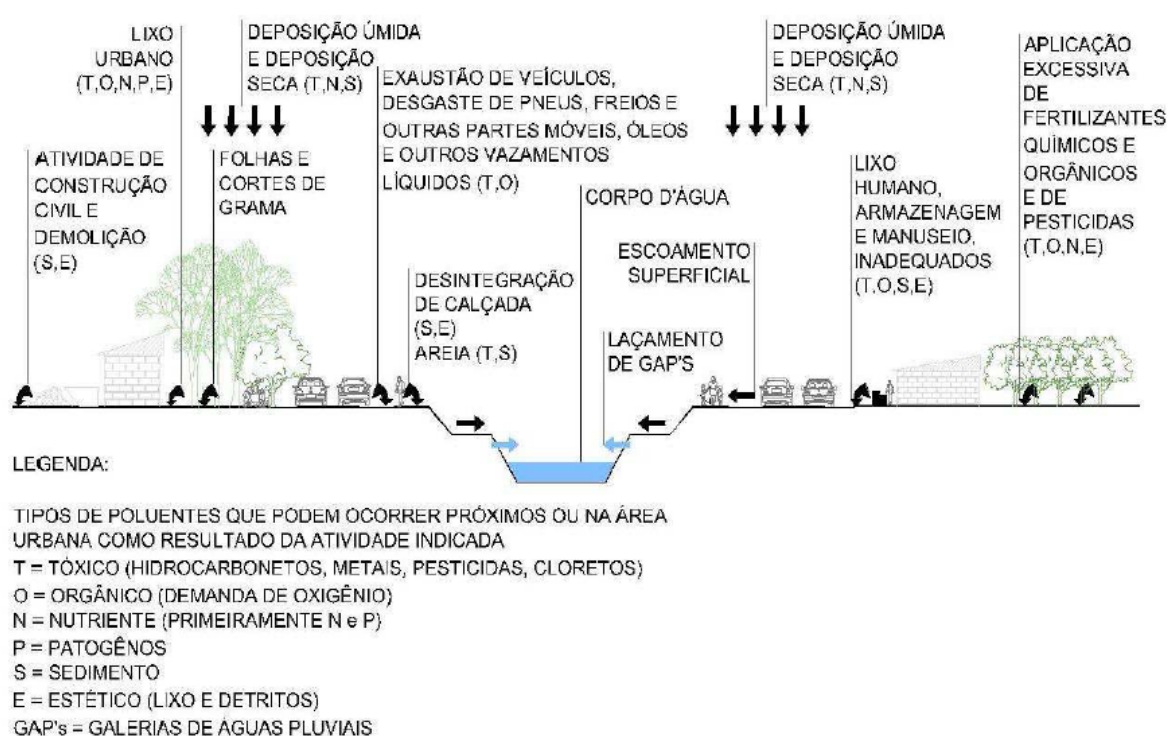


Figura 1 - Fontes de Poluição no Meio Urbano. Elaborado a partir do Walesh (1989). Fonte: Silva, 2014.

O grau de poluição das águas é medido através das variáveis físicas, químicas e biológicas existentes, que, por sua vez, são identificadas por parâmetros de qualidade das águas. De modo geral, as características físicas são analisadas sob o ponto de vista de sólidos (suspensos e dissolvidos na água) e gases. As características químicas, nos aspectos de substâncias orgânicas e inorgânicas e as biológicas através da análise da vida animal, vegetal e organismos unicelulares (PRODANOFF, 2005).

A importância da carga difusa no problema da poluição dos corpos d'água é evidente, todavia a preocupação com essa forma de poluição é mais notória em países onde o problema da poluição pontual não é mais uma grande preocupação. No Brasil, essa temática começou a

ser abordada em algumas cidades brasileiras a partir da década de 1990 (PRODANOFF, 2005). Apesar deste assunto ser mais abordado nos locais onde já há uma política efetiva no controle das cargas pontuais, é importante que ele seja estudado e debatido para que a sociedade tome conhecimento do tema. Dessa forma, seria possível que fossem criadas políticas de despoluição dos corpos d'água de maneira integrada, evitando transtornos maiores no futuro.

4.3. FORMAS E METODOLOGIAS PARA SE ESTIMAR E QUANTIFICAR A POLUIÇÃO DIFUSA

Considerando a significativa influência do aporte de cargas difusas no comprometimento da qualidade dos corpos hídricos, pesquisaram-se formas e metodologias na bibliografia nacional e internacional para a estimativa e quantificação destas cargas. Com isso torna-se possível se identificar parâmetros (e valores de referência) de qualidade da água os quais apresentam maior aplicabilidade neste projeto de formatura.

A quantificação e estimativa de poluição difusa são caracterizadas pela dificuldade de coleta e análise dos dados, devido à inexistência de fonte específica de geração, bem como a variação da qualidade e frequência de geração. Além disso, o potencial de determinada área para geração de poluição difusa é função do uso praticado, além de fatores naturais como tipo de solo, relevo, capacidade de suporte, dentre outras (GIANANTE, 2005). Assim, de acordo com Pessoa, Zúri e Bao (2013), como a quantificação das cargas difusas não ocorre de forma direta, é necessário que sejam aplicadas metodologias específicas para tanto, tornando possível a estimativa da poluição difusa e permitindo assim a adoção de medidas para o controle e minimização dos impactos negativos relacionados.

Com isso, vale salientar que a abordagem dos parâmetros físicos e químicos deve ser feita, segundo Silva (2014), em períodos hidrológicos distintos, quais sejam de tempo seco e de tempo úmido, a fim de que se possa realizar uma avaliação adequada da influência da carga difusa e caracterização da qualidade do corpo hídrico em análise. De acordo com a autora, em tempo seco há a tendência de ocorrer acúmulo de potencial poluidor na área estudada (aumento da massa de poluentes a ser carregada pelo escoamento superficial das águas de chuva).

Um dos fatores contribuintes para esse acúmulo é a deposição atmosférica, que consiste em uma das principais fontes geradoras de cargas difusas, pois se acumula na superfície da bacia no período de tempo seco e também contribui com cargas carregadas pelas gotas de chuva, gerando cargas elevadas. É uma fonte de compostos químicos como óxidos, nitritos e nitratos, enxofre, metais, micropoluentes orgânicos, partículas de solo, fungo, pólen, asfalto, cinzas entre outros. Uma estimativa não recente da carga difusa por deposição atmosférica para a cidade de São Paulo apresenta valores de 7 a 30 t/km².mês (NOVOTNY, V. E OLEM, H., 1994), sendo que, atualmente, a probabilidade de esses valores terem se elevado significativamente é alta. A Tabela 1 e a Tabela 2 servem como base para a escolha de uma chuva de projeto bem como

subsidiar a estimativa da remoção do material particulado depositado sobre a superfície da área estudada em função da intensidade da chuva em análise.

Tabela 1 - Classificação das chuvas. Fonte: Adaptado de Reichardt (1987).

CLASSIFICAÇÃO DAS CHUVAS	
Fraca	Até 2,5 mm/h
Moderada	De 2,5 a 7,5 mm/h
Forte	Acima dos 7,5 mm/h

Tabela 2 - Intensidade da chuva para remoção do material particulado depositado sobre superfícies impermeáveis. Fonte: Adaptado de USEPA (1986).

Intensidade da chuva para remoção do material particulado	
30%	4,2 mm/h
60%	8,5 mm/h
90%	12,7 mm/h

Outro fator fundamental a se considerar na quantificação e estimativa de poluição difusa é o efeito da carga de lavagem ou *first flush*, que é definida (GUPTA & SAUL, 1996) como sendo a porção do evento até o local de máxima divergência entre as curvas adimensionais da percentagem de massa poluente cumulativa e a percentagem de volume escoado cumulativo, traçadas em relação à percentagem acumulada do tempo do evento. Isto significa que se trata da remoção inicial do material acumulado no período entre chuvas, quer sobre o solo, quer no interior das canalizações, significando que o pico do polutograma (gráfico que explicita o comportamento da concentração do poluente no evento de chuva com o tempo) ocorreria antes do pico das vazões (como mostra a Figura 2 e a Figura 3). O grau de intensidade do fenômeno da carga de lavagem é maior em bacias menores. Em grandes bacias, áreas distantes podem produzir elevados valores de concentração que se misturam a valores decrescentes dos locais próximos da seção de medição (GUPTA & SAUL, 1996, LEE et al., 2002).

As cargas pontuais e difusas podem ser quantificadas e estimadas por diversos métodos, como por exemplo: Coeficientes de Exportação (CE) ou Cargas Unitárias, Concentração Média de Evento (CME) e Modelos Matemáticos de Simulação (NOVOTNY, 2002). Entretanto, alguns métodos são utilizados de maneira conjunta, devido à limitação dessas metodologias em produzir resultados confiáveis e seguros quando aplicados isoladamente.

4.3.1. COEFICIENTES DE EXPORTAÇÃO (CE) OU CARGAS UNITÁRIAS (CU)

Método que relaciona as categorias de uso do solo com valores médios de cargas poluentes por unidade de área e tempo (Tabela 3 e Tabela 4). Os coeficientes de exportação são obtidos através de observações sob condições hidrológicas médias em bacia hidrográfica, no ciclo anual, o quanto uma determinada área com atividade exportará de fósforo total, nitrogênio total, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos em suspensão e coliformes totais para os rios, lagos e represas desta bacia hidrográfica (SVMA e IIEGA, 2009). Ao se multiplicarem as áreas de contribuição com uso homogêneo representado pelo CE, têm-se as cargas poluentes por unidade de tempo (PESSÔA, 2013). Vale ressaltar que este método considera a hidrologia da bacia hidrográfica, porém, por construção, não permite descrever explicitamente a correlação das cargas difusas com a hidrologia da bacia. Além do mais, apresenta a vantagem de ter uma formulação matemática muito simples e ser facilmente utilizado.

MORUZZI et al. (2012) calcularam as cargas difusas da seguinte forma:

$$CD = A.CE \quad (1)$$

na qual CD é a carga difusa (kg/dia), A a área total de cada classe proposta de uso e ocupação do solo (km²) e CE o coeficiente de exportação [kg/(km².dia)] ou [kg/ha.ano].

Tabela 3 - Cargas Unitárias em função dos tipos de uso e ocupação do solo urbano. Fonte: Sonzogni et al (American Chemical Society).

Poluente (kg/ha.ano)	Parques	Expansão	Urbano geral	Residencial	Comercial	Industrial
Sólidos Suspensos	3	27000	200 a 4800	620 a 2300	50 a 830	450 a 1700
Fósforo total	0,03	23	0,3 a 4,8	0,4 a 1,3	0,1 a 0,9	0,9 a 4,1
Nitrogênio total	0,15	63	0,2 a 1,8	5 a 7,3	1,1 a 1,9	1,9 a 14

Tabela 4 - Produção de carga difusa para as diferentes parcelas de classe de uso do solo na bacia do córrego Ibiporã, calculada pelo método da Unidade de Carga. Fonte: Elaborado a partir de Steike (2007) e Cecchi et al (2007).

Classe	Área (km²)	N total (kg/dia)	P total (kg/dia)	SS total (kg/dia)	Carga Gerada (kg/dia)
Tecido Urbano Contínuo	0,1505	0,1917	0,0051	7,5254	7,7222
Tecido Urbano Descontínuo	0,1812	0,1935	0,0052	7,5945	7,7932
Redes Viárias e Ferroviárias e espaços associados	0,6656	0,5849	0,0156	22,9567	23,5572
Espaços verdes Urbanos	0,0586	0,0212	0,0006	0,8309	0,8526
Equipamentos desportivos e de lazer	0,1115	0,0518	0,0014	2,0349	2,0882
TOTAL	1,1675	1,0432	0,0278	40,9423	42,0134

A Tabela 5 consiste em uma matriz de CE para diversos indicadores de qualidade da água para um vasto conjunto de fontes de geração de poluição, tanto rurais quanto urbanos, sendo que as fontes estão bastante detalhadas, considerando, por exemplo, a influência da disposição de esgotos na rede de drenagem urbana, bem como o grau de intensidade de ocupação do solo. Nota-se que áreas urbanas de padrão inferior apresentam valores significativamente mais elevados que áreas urbanas de padrão superior.

Tabela 5 - Matriz de coeficientes de exportação de cargas. Fonte: Adaptado de SMA/PRIME Engenharia (1998).

Matriz de Coeficientes de Exportação de Cargas							
Fonte	Unidade	Fósforo total	Nitrogênio total	DBOc	DBOn	Sólidos em suspensão	Coliformes totais
Atividade Agrícola	kg/(km ² .dia)	0,346	2,95	7,564	7,315	230	1 x 10 ¹¹
Reflorestamento	kg/(km ² .dia)	0,039	0,6	1,302	1,197	20	1 x 10 ⁸
Mata/ Capoeirão	kg/(km ² .dia)	0,039	0,6	1,302	1,197	20	1 x 10 ⁸
Capoeira/ Campo	kg/(km ² .dia)	0,028	0,5	1,079	1,064	30	1 x 10 ⁸
Chácaras	kg/(km ² .dia)	0,05	0,9	2	2,25	40	1 x 10 ⁹
Áreas urbanas - Padrão Superior	kg/(km ² .dia)	0,034	1,274	4	5,535	50	1 x 10 ⁹
Áreas urbanas - Padrão Inferior	kg/(km ² .dia)	0,135	2,548	8	11,07	100	1 x 10 ⁹
Áreas de uso industrial e comercial	kg/(km ² .dia)	0,081	1,784	5,6	7,749	70	1 x 10 ⁹
População com lançamento direto de esgotos nos corpos d'água	kg/(km ² .dia)	0,00093	0,00775	0,0228	0,0354	0,0275	3,6 x 10 ¹⁰
População de áreas urbanizadas com sistema individual de disposição de esgotos - Alta densidade	kg/(km ² .dia)	0,00079	0,00659	0,0148	0,0337	0,01375	1,8 x 10 ¹⁰
População de áreas urbanizadas com sistema individual de disposição de esgotos - Baixa densidade	kg/(km ² .dia)	0,0006	0,00388	0,0057	0,0177	0	1,8 x 10 ⁹

4.3.2. CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE EVENTOS DE CHUVA - CME

Este método permite obter uma estimativa do potencial de geração de poluição difusa de cada evento de chuva. Conceitualmente a CME é a razão entre a massa do poluente e o volume total escoado em determinado evento (HAUPT , 2009). Conhecendo o evento e por meio de análises estatísticas estabelecem-se relações entre o pico do hidrograma, uso do solo, carga poluente etc. (PESSÔA, 2013).

Trata-se de um conceito amplamente adotado na literatura internacional, que representa a concentração média observada durante um evento de chuva. Análises estatísticas de um conjunto de eventos de chuva permitem obter CME's características para determinados padrões de uso do solo ou tipos de bacias. A correta aplicação do método é necessária a realização de monitoramento de qualidade da água (PORTO E HAUPT, 2004). As cargas correspondentes são calculadas multiplicando-se as CME's pelos deflúvios (anuais ou sazonais), sendo este o método utilizado neste estudo para modelar a geração de cargas durante eventos de chuva. Vale salientar que a distribuição da Concentração Média de Evento (CME) em uma bacia hidrográfica é lognormal (NURP, 1983). Ademais, a CME é mais utilizada que o polutograma, pois o estresse do corpo hídrico dá-se num prazo mais longo e, portanto, sua resposta será em relação à concentração média total. O polutograma é mais utilizado para cálculo do volume de escoamento que deve ser retido para controle dos impactos de poluição.

A CME é um importante parâmetro analítico porque é apropriado para avaliar os efeitos das águas pluviais nos corpos receptores; isso se deve à forma relativamente lenta que estes corpos d'água respondem à influência da variação da concentração ao longo do evento de chuva, comparada à grande variação da concentração que chega. Isso significa que apesar do grande impacto que sofrem as águas dos corpos receptores com a chegada do escoamento superficial, a variação da concentração dos parâmetros ao longo da chuva não é tão significativa (LEE et al. 2002). A equação (2) mostra como pode ser calculada a Concentração Média de Evento (CME), (HAUPT, 2001):

$$CME = \frac{\sum Qi \times Ci}{\sum Qi} \quad (2)$$

Em que Qi é a vazão do escoamento superficial e Ci a concentração do parâmetro de qualidade da água analisado no instante i após o início do evento de chuva.

A Figura 2 e a Figura 3 consistem em resultados do monitoramento realizado pelos técnicos do projeto Cabuçu. Depreende-se da análise destes gráficos que para ambos os poluentes analisados, DQO e SST, o segundo apresenta valor do pico do polutograma 25% maior do que o do primeiro. Vale inferir que Sólidos em Suspensão Totais apresentam valores de CE muito elevados em relação aos outros parâmetros de qualidade da água monitorados, com exceção dos coliformes totais que apresentam valores com ordem de grandeza de até 10^{11} , como se pode observar na Tabela 3, na Tabela 4, na Tabela 5 e na Tabela 6. Isso evidencia a grande contribuição dos SST para o processo de poluição difusa de corpos hídricos em ambientes urbanos e rurais.

Este estudo do rio Cabuçu foi dividido em monitoramento de tempo seco e monitoramento de tempo úmido. Este último trouxe os dados fundamentais para o cálculo da Concentração Média de Evento (CME), que é a utilização de uma concentração média do evento de chuva para representar o comportamento e influência da carga difusa, enquanto o primeiro contribuiu para o desenvolvimento de metodologia para interpolação destes dados (HAUPT, 2001).

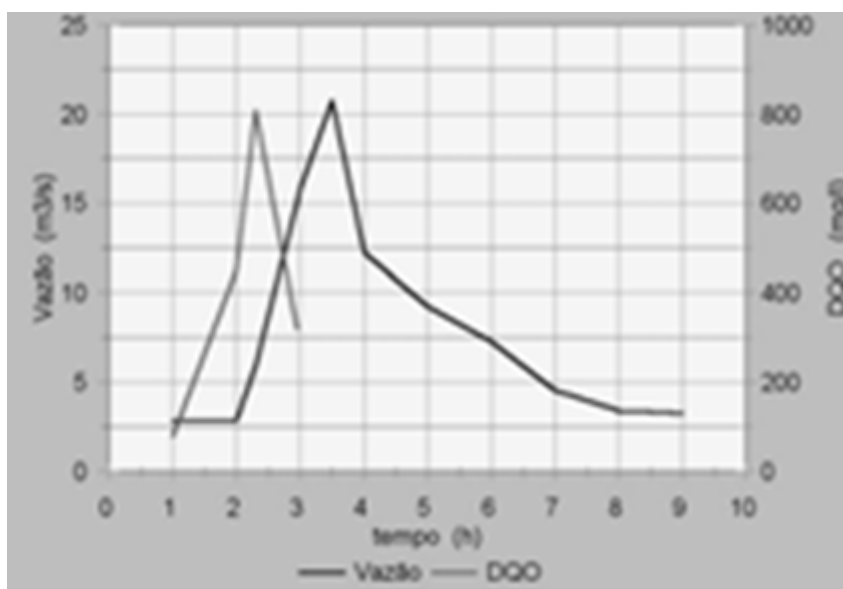


Figura 2 - Hidrograma e Potutograma da DBO do Rio Cabuçu. Posto Jardim Vista Alegre 02/04/01. Fonte: HAUPT (2001).

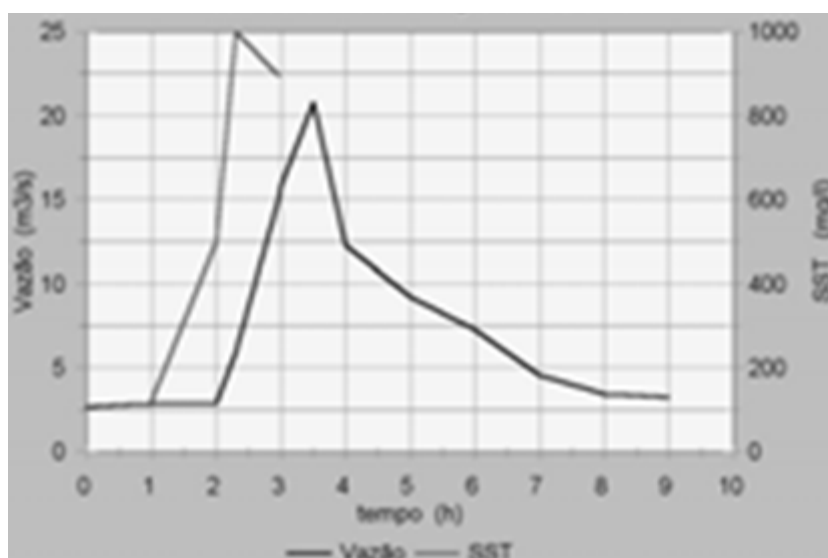


Figura 3 - Hidrograma e Polutograma de Sólidos em suspensão do Rio Cabuçu. Posto Jardim Vista Alegre 02/04/01. Fnte: HAUPT (2001).

A Figura 4 e a Figura 5 apresentam dados interessantes do monitoramento de bacias hidrográficas da cidade de São Paulo, ao mostrar a correlação entre o hidrograma e polutograma das duas áreas de estudo, em que quando há alto índice de precipitação, o valor

da concentração do poluente é abatido significativamente. Além do mais, a análise apresenta a eficiência das ações mitigadoras de poluição do Programa Córrego Limpo, no caso da Figura 4 o qual surgiu do Plano Municipal de Saneamento Básico da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). A Figura 5 explicita a eficiência das intervenções de recuperação de córregos urbanos através do controle de fontes pontuais e difusas.

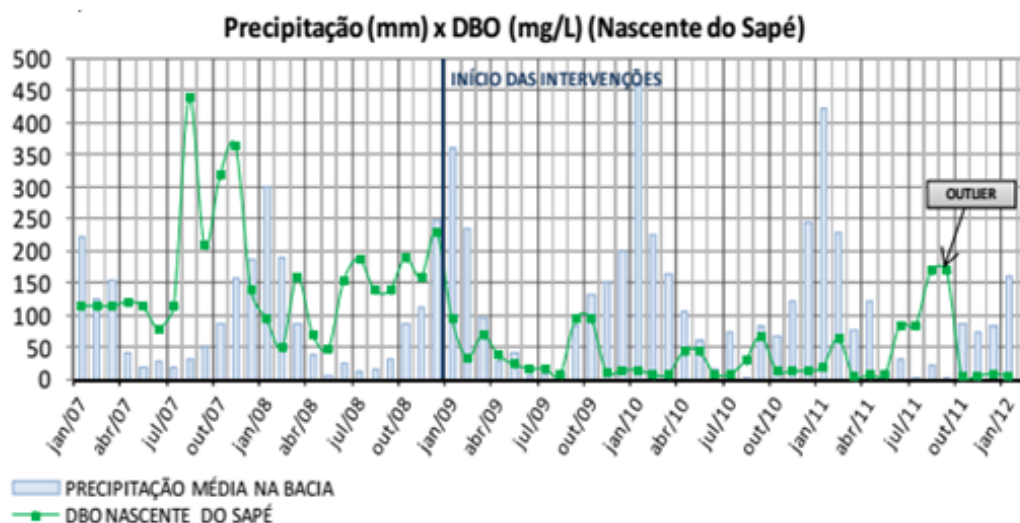


Figura 4 - Relação entre a Precipitação (mm) e a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) na nascente do córrego do Sapé no período 01/01/2007 a 01/01/2012. Fonte: Adaptado de SILVA, 2014, a partir de Córrego Limpo (s/d) e SAISP (2012).

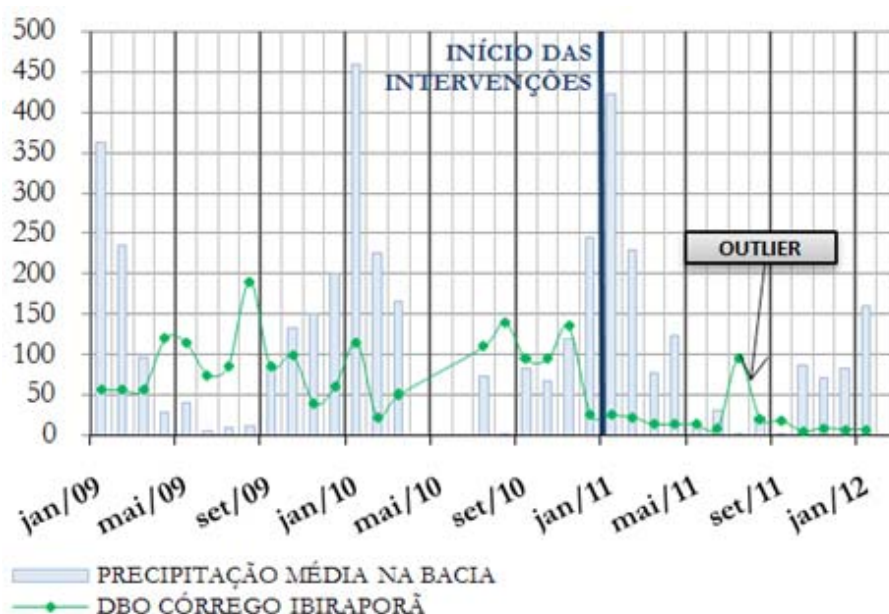


Figura 5 - Recuperação de córregos urbanos através do controle de cargas pontuais e difusas. Córrego Ibiraporã, São Paulo. Fonte: Adaptado a partir de Novotny, 2000.

4.3.3. MODELAGEM MATEMÁTICA DE CARGAS POLUIDORAS DECORRENTES DA AÇÃO DAS CHUVAS

Teoricamente constituem os melhores métodos de representação, pois, em tese, consideram em seus algoritmos os mecanismos de acumulação, arraste e transporte dos poluentes da bacia para a foz do corpo d'água. São modelos complexos e requerem a disponibilidade de uma ampla base de dados, sendo mais indicados para estudos de bacias representativas.

Os modelos matemáticos são amplamente utilizados no gerenciamento da qualidade da água (STRASKRABA & TUNDISI, 2008). No entanto, a aplicação destes modelos para o gerenciamento dos recursos hídricos é totalmente dependente dos estudos quantitativos e qualitativos da água, assim como da caracterização espacial e temporal dos resíduos lançados nos corpos hídricos. Os dados obtidos em campo são essenciais para calibração do modelo, interferindo significativamente na qualidade do resultado (GONÇALVES, 2009). Ademais, o gerenciamento da qualidade da água os modelos matemáticos podem ser utilizados para representar os focos de poluição existentes nas bacias hidrográficas, auxiliando a tomada de decisões sobre diferentes opções de gerenciamento e apoiar decisões voltadas ao planejamento ambiental em curto, médio e longo prazo.

A modelagem matemática de carga difusa pode se basear em um modelo que postula que, durante um evento chuvoso, a taxa temporal de perda de massa de um determinado constituinte é diretamente proporcional à massa disponível para ser transportada e à vazão de escoamento superficial por unidade de área de drenagem da bacia hidrográfica. Tal modelo baseia-se em conclusões obtidas em experimentos efetuados por SARTOR & BOYD (1972) e constitui a base matemática adotada para uma série de estudos de cargas difusas (HUBER, 1986). Matematicamente, este modelo é escrito da seguinte forma:

$$\frac{dM}{dt} = -kM \frac{Q_{es}}{A} \quad (3)$$

Onde M é a massa do constituinte disponível na superfície da bacia hidrográfica, t é o tempo, k é a constante de proporcionalidade, Q_{es} a vazão de escoamento superficial, ou seja, a vazão decorrente da chuva excedente, A a área de drenagem da bacia hidrográfica.

A equação anterior pode ser integrada conforme a Equação (4). Sabendo-se que A é constante e supondo-se que k também seja constante durante um evento de chuva intenso, então a equação anterior produz:

$$M(t) = M(t=0) \exp\left(-\frac{k}{A} \int_0^t Q_{es} dt\right) = M(t=0) \exp\left(-\frac{k}{A} V_{es}(t)\right) \quad (4)$$

Sendo $M(t=0)$ a massa de constituinte disponível superficialmente no início do evento chuvoso e $V_{es}(t)$ o volume escoado superficialmente desde o início do evento chuvoso até o

instante t . Portanto, a massa total transportada por escoamento superficial desde o início do evento chuvoso (M_{es}) até o instante t é dada por:

$$M_{es}(t) = M(t = 0) - M(t) = M(t = 0) \left\{ 1 - \exp \left[-k \frac{V_{es}(t)}{A} \right] \right\} \quad (5)$$

A aplicação do modelo apresentado depende do conhecimento da massa $M_0 = M(t=0)$ disponível no instante inicial do evento chuvoso e da constante k característica do evento. Tais valores podem ser obtidos através de um processo de calibração se forem conhecidas as outras variáveis que são utilizadas pelo modelo. Medições de concentrações do constituinte em pauta ao longo do tempo, juntamente com as vazões de escoamento superficial estimadas através de hidrogramas medidos permitem a calibração destes parâmetros. Tal calibração pode ser efetuada minimizando-se a somatória das diferenças quadráticas entre as cargas poluidoras medidas e observadas (Método dos Mínimos Quadrados). Esta minimização pode ser efetuada com o emprego do “add-in” SOLVER do EXCEL.

4.3.4. MODELO MQUAL

Modelo matemático desenvolvido pela Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA) que associa o uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas com a qualidade dos rios e reservatórios no estado de São Paulo, proporcionando subsídios para a análise de qualidade de água e, conseqüentemente, fornecendo importantes informações para a gestão do uso e ocupação em bacias hidrográficas (SVMA e IIEGA, 2009).

De acordo com SMA e Cobrape (2009), o modelo oferece respostas à análise: (i) da qualidade futura do manancial sob diversos cenários de ocupação da área estudada, de implantação de sistemas de saneamento e ações de controle de poluição, (ii) de novas políticas de uso do solo, com a identificação clara das contribuições específicas de cada categoria de classificação do uso do solo na qualidade da água, além de identificar áreas prioritárias para preservação e recuperação; (iii) do licenciamento de grandes empreendimentos, com uso de uma ferramenta adequada para avaliação de impactos sobre a qualidade das águas e (iv) de novas medidas de controle ambiental que possam ser propostas, a partir do conhecimentos detalhado da bacia.

O modelo MQUAL funciona como uma planilha que contabiliza e calcula cargas poluidoras por meio de três módulos interrelacionado (HAUPT, 2009): (1) módulo da geração de cargas, obtido pela somatória das cargas de cada sub-região da área estudada, (2) módulo da simulação ao longo dos principais tributários, que possibilita calcular a carga afluente nos reservatórios e, por final, (3) módulo do reservatório, que permite analisar as concentrações ao longo do reservatório. Cada um dos módulos representa os fenômenos de geração e autodepuração das cargas poluidoras em três ambientes considerados, ou seja, a superfícies do terreno, onde

estão às fontes de cargas poluidoras, os rios principais e seus afluentes e, por fim, o reservatório.

Tabela 6 - Coeficientes de exportação (CE) para fósforo total, nitrogênio total, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos totais dissolvidos e coliformes totais em [kg/(km².dia)] para cada tipo de área de uso e ocupação do solo modelo MQUAL 1.5. Fonte: SMA, 2003.

Uso e Ocupação do solo	Fósforo total	Nitrogênio total	DBO	Sólidos em suspensão	Coliformes totais
Atividade Agrícola	0,346	2,95	7,32	230	1×10^{11}
Reflorestamento	0,039	0,6	1,2	20	1×10^8
Pastagem	0,05	0,9	2,25	40	1×10^9
Mata/ Capoeirão/ Mata galeria	0,039	0,6	1,2	20	1×10^8
Capoeira/ Campo	0,028	0,5	1,06	30	1×10^8
Solo Exposto	0,034	1,27	5,54	50	1×10^9
Áreas urbanas	0,034	1,27	5,54	50	1×10^9

Em um estudo da PRIME Engenharia, 2005, sobre a representação de cargas poluidoras foi utilizado o modelo MQUAL, o qual calculou a afluência de cargas poluidoras na área de estudo possibilitando analisar diversos cenários de distribuição populacional sob diferentes condições de investimentos em recuperação urbana e ampliação da infraestrutura sanitária. A Figura 6 mostra o comportamento das concentrações de Fósforo Total na sub-região do Rio Pequeno, na Zona Oeste do município de São Paulo em diferentes cenários com relação a investimentos em saneamento e urbanização:

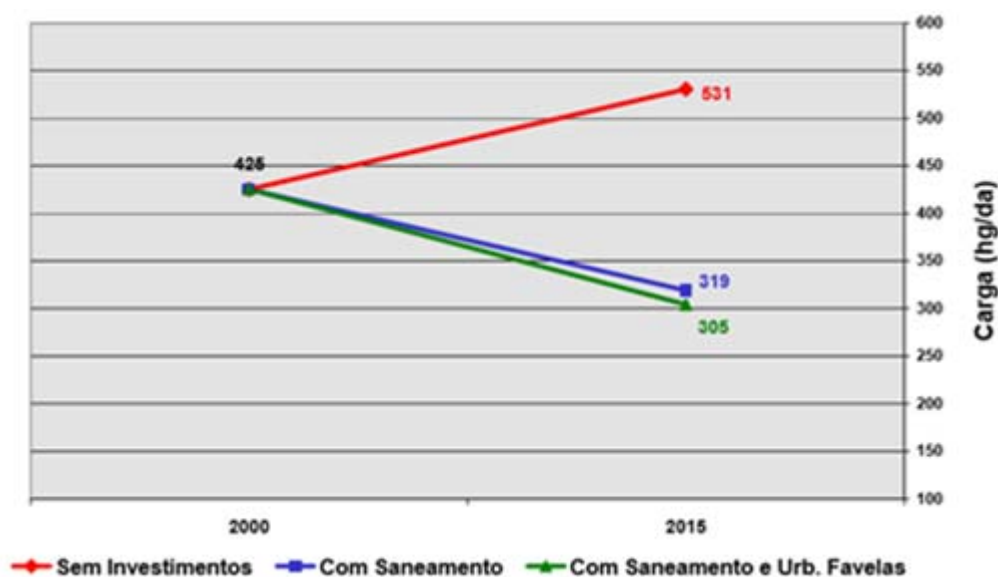


Figura 6 - Sub-região Rio Grande / Rio Pequeno: Cenário para a evolução da carga de Fósforo total. Fonte: PRIME engenharia, 2005.

Nota-se que o cenário sem investimento para a área estudada propõe um aumento de 24,7% no valor da carga de Fósforo Total (hg/dia) e com investimento em saneamento apresenta um abatimento de 25,1% e o cenário de investimento em saneamento e urbanização de favelas mostra uma redução de 28,4% entre os anos 2000 e 2015.

O modelo MQUAL vai além da metodologia simplificada de coeficiente de exportação (CE) de cargas (HAUPT, 2009). A justificativa se depreende de LOPES (2003), ao expor que o modelo congrega áreas de diferentes uso e ocupação do solo e aborda também o mecanismo de transporte de cargas de poluição difusa, por representar de forma agregada os processos de retenção e autodepuração entre os pontos de geração e a foz do curso d'água que drena a sub-bacia estudada. Além disso, o modelo é representativo das condições de urbanização e saneamento encontradas no Brasil, pois considera diferenças nas densidades de urbanização e ocorrência de lançamentos diretos de esgotos no corpo d'água na estimativa de cargas de tempo seco (HAUPT, 2009).

4.3.5. AVALIAÇÃO BASEADA EM PERCENTUAL DE IMPERMEABILIZAÇÃO

Consiste em um método simplificado de avaliação do potencial de produção de poluição difusa proposto por CONWAY e LATHROP (2004), com a finalidade de avaliar impactos futuros da urbanização sobre os corpos hídricos de uma bacia em New Jersey, Estados Unidos. Para quantificar as potenciais alterações nos índices de qualidade da água, estimou-se o percentual de impermeabilização da bacia de acordo com o uso do solo projetado para diferentes cenários, tomando como referência o limiar estabelecido por Arnold e Gibbons (1996), o qual

indica que a partir de 10% de impermeabilização da área estudada já ocorrem impactos negativos significativos na qualidade da água.

Este modelo vale apenas para locais onde existe um zoneamento municipal ou uma proposta para o mesmo que limite o tipo e a localização do desenvolvimento futuro. De acordo com SHUELER (1994), este método oferece a mais refinada medida de poluição não pontual urbana. Outro aspecto a considerar deste método é que a utilização do percentual de impermeabilização como indicador de carga difusa nivela os diferentes usos do solo, o que não fere gravemente os objetivos deste projeto de formatura, que visa estudar uma área relativamente pequena, uma sub-bacia hidrográfica em que seja aceitável considerar o uso e a ocupação do solo como sendo homogêneos.

Ademais, pode-se inferir que o que realmente importa para o potencial de produção de poluição difusa é o quanto cada uso do solo é impermeabilizado. Entretanto, esta metodologia não abrange diversos aspectos da produção de poluição difusa, como por exemplo, cada tipo de uso do solo pode ter uma maneira própria de produzir poluição e até mesmo características peculiares da área de estudo que afete os resultados do estudo, como por exemplo, o fato de a mata ciliar não ser considerada pela medida de impermeabilização da superfície, a qual pode servir para reduzir o aporte direto de poluentes nos rios.

Além disso, nota-se que o escopo desta metodologia não abrange todas as peculiaridades relevantes de uma área de estudo para a avaliação do potencial produtor de poluição difusa. Ademais, este método não explicita informações sobre os diversos indicadores de qualidade da água, tão pouco estabelece correlações com a hidrografia e a morfologia da bacia hidrográfica. Todavia, por outro lado, é um indicador bastante objetivo e não apresenta dificuldades relevantes na obtenção de seus valores quando comparado com o monitoramento de tempo úmido de qualidade da água. Este método pode ser indicado para avaliações globais com objetivos de planejamento e gestão da bacia e especialmente em regiões com falta de dados de monitoramento que é o caso da grande maioria das bacias brasileiras. (HAUPT, 2009).

4.3.6. MODELO PNPI

O Modelo PNPI, *Potencial Non-Point Pollution Index*, proposto por MUNAFÒ et al. (2005), é um método simplificado de caráter qualitativo, que não exige monitoramento da qualidade da água e que possibilita a avaliação do potencial de produção de poluição difusa por unidade de área estudada. Esta metodologia é subsidiada pelo Sistema de Informação Geográfica (SIG) e possui foco nas forças que direcionam a poluição ao invés de focar em seus impactos. O modelo PNPI é baseado na ponderação dos seguintes indicadores, feita por um grupo de especialistas (dentre eles biólogos, planejadores urbanos, engenheiros florestais e profissionais com experiência em engenharia ambiental):

- *Land Cover Indicator* (LCI), que é um indicador relacionado com a superfície da área estudada, com o uso do solo;
- *Run-Off Indicator* (ROI) é um indicador que considera a mobilidade do poluente e a possível infiltração de acordo com a declividade, cobertura e geologia do terreno;
- e *Distance Indicator* (DI), que é um indicador de distância hidráulica ou a distância de transporte da carga.

Tabela 7 - Média dos pesos dos indicadores resultante da consulta dos especialistas, normalizada para soma igual a 10. Fonte: Cecchi et al. (2007).

Indicador	Peso do Indicador (Média)	Desvio padrão
LCI	4,8	0,72
DI	2,6	0,51
ROI	2,6	0,72

Este método possui vantagem de requerer poucos dados de entrada: mapas de uso do solo, mapas geológicos e modelos de elevação digital. Ademais, permite identificar áreas da bacia hidrográfica de maior potencial de produção de carga difusa, informação útil para a priorização de ações de controle da poluição nessas áreas críticas. Outra vantagem a se considerar é que os resultados deste modelo são obtidos de maneira relativamente simples e economiza tempo e recursos em necessidade de análises mais profundas de situações críticas. Entretanto, não possibilita a identificação de quais poluentes estão em questão, tão pouco oferece dados quantitativos sobre os mesmos, o que dificulta a tomada de decisão quanto a medidas de controle mais eficientes. Vale ressaltar, segundo a autora, que os usos do solo adotados para a determinação do LCI foram aplicados de acordo com o sistema europeu, e este fato pode induzir distorções quando aplicados em outro continente, tanto pela dificuldade de correlacionar os dados de uso do solo quanto pela nomenclatura (HAUPT, 2009).

4.3.7. AVALIAÇÃO BASEADA EM AMOSTRAGEM

Consiste em um método, apresentado por LIU, CHE e LI (2005), que permite quantificar a carga poluidora, por meio de amostras de telhados e vias, e simulá-la em função das condições de transporte de poluentes através do sistema de drenagem urbana. A quantificação possui o auxílio de um modelo numérico que possibilita quantificar a carga poluidora, a partir da variação da concentração do poluente e da intensidade de chuva ao longo do tempo. Esse método não inclui diversos dados da bacia como, por exemplo, o uso e ocupação do solo, fato que o torna inviável para fazer previsões, conferindo caráter parcial de quantificação da poluição difusa (HAUPT, 2009). Por outro lado, porém, a calibração do

modelo não enfrenta grandes dificuldades. O método permite determinar as concentrações de alguns parâmetros de qualidade da água como a DBO, SST, Nitrogênio Total e Fósforo Total. No entanto, não aborda outras fontes relevantes de poluição difusa pela dificuldade de amostragem (LIU, CHE e LI, 2005).

As evidências conceituais relacionadas à poluição difusa requerem monitoramento qualitativo bastante peculiar em função das características da natureza hidrológica, que, em geral, impõem questões operacionais de monitoramento muito específicas. Segundo o autor o foco deve se centrar no sentido de sobrepor limitações de amostragem durante eventos de chuva, buscando a adaptação às condições específicas de estudo de forma inteligente, que permita a calibração automática, em tempo real, dos indicadores de amostragem (BRAGA, 2013).

As medições das concentrações de poluentes podem ser feitas a partir de diversos equipamentos de amostragem, tais quais equipamentos para monitoramento sistemático tradicional da água (como frascos para análise laboratorial), equipamentos para monitoramento automático (Figura 7 e Figura 8), e amostradores para monitoramento alternativo (Figura 9, Figura 10 e Figura 11).

Há também equipamentos para monitoramento automático os quais conferem precisão às medições e podem ser usadas tanto fixas em determinado local quanto de forma dinâmica, ao acompanhar quem está monitorando. Possui como vantagem também a grande capacidade de armazenamento de dados e possibilitam o envio dos resultados via sistema de telemetria e quando fixos, podem ser acopladas em sistemas transmissores de dados, permitindo um monitoramento em tempo real e de modo contínuo.



Figura 7 - Sensor e sonda paramétrica de qualidade da água Fonte: Teledyne Isco, 2007.



Figura 8 - Amostradores automáticos de qualidade da água. Fonte: Teledyne Isco, 2007.

A Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) desenvolveu ainda coletores de tubos de PVC dispostos verticalmente em reservatórios de acumulação na cidade de Natal no Estado do Rio Grande do Norte (Figura 9.a e 9.b), possuindo diferentes alturas, a fim de monitorar a variação da qualidade da água ao longo do evento de chuva, de acordo com a variação do nível d'água.



Figura 9 - a. Coletor e detalhe da tampa; 9- b. Suporte para os coletores de água no tanque de lagoa de infiltração. Fonte: UFRN (s/d).

A Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) desenvolveu alguns tipos de amostradores manuais que se diferenciam de acordo com os objetivos e condições de monitoramento, podendo ser simples (Figura 10) e compostos (Figura 11). Os amostradores possuem a finalidade de caracterizar a qualidade da água do escoamento superficial do sistema viário, o que o torna interessante para o monitoramento de concentrações de poluentes difusos em áreas urbanas.



Figura 10 - Amostrador Simples, com detalhe para a vista superior do local onde fica instalado o amostrador (sarjeta) e para a grade retentora de sólidos grosseiros. Fonte: UFRN (s/d).

O amostrador composto (Figura 11) foi criado para a verificação da variação temporal da qualidade da água. A água é captada por um tubo instalado verticalmente e, logo em seguida, direcionado aos respectivos coletores sem que ocorra mistura desses volumes captados.



Figura 11 - Amostrador composto a ser instalado na sarjeta. Fonte: Adaptado de UFRN (s/d).

4.3.8. MODELO XP-AQUALM

PHILLIPS e YU (2001) utilizaram este modelo para avaliar os impactos da mudança no uso do solo e da poluição pontual e difusa na Austrália. O modelo possui diversos módulos de simulação, entre eles o de chuva-vazão que permite avaliar a variação da vazão diária em função da precipitação, considerando a interceptação, evapotranspiração e o armazenamento superficial e do solo. Além disso, permite que o usuário crie seu próprio modelo de infiltração que se adeque às suas condições locais, o que permite que o modelo XP-Aqualm possa ser aplicado em diversas localidades.

Em se tratando do módulo da poluição difusa, pode-se afirmar que é bastante simplificado, pois os dados de entrada são valores manipulados previamente pelo usuário, como por exemplo, o coeficiente de exportação (CE) ou carga unitária ou concentração média de evento (CME). No caso do módulo da poluição pontual o usuário pode entrar tanto uma carga diária constante para fins de modelagem simplificada, ou inserir um arquivo de série histórica característica de modelagem de maior complexidade. O módulo de qualidade da água incorpora funções de decaimento definidas pelo usuário.

O estudo possibilita o embasamento da concepção de estratégias de controle da poluição uma vez que conseguiu apresentar cargas de poluição para a situação existente e situação futura com e sem controle, em uma condição de relativamente poucos dados de qualidade da água (HAUPT, 2009).

4.3.9. MODELO MONERIS

Permite calcular as cargas geradas por fontes pontuais e difusas, tendo por base o balanço hídrico para a estimativa de emissões de diferentes origens. Moneris é uma abreviação de *Modelling Nutrient Emissions into River Systems*, desenvolvido por Behrendt na Alemanha em 1999. A aplicação do modelo requer dados analíticos, estatísticos e geográficos, sendo que estes últimos são obtidos a partir de mapas digitais utilizando Sistema de Informações Geográficas (SIG).

O cálculo das cargas é feito em duas etapas. A primeira visa representar o total de emissões, calculado pela somatória das sub-áreas contribuintes. Já a segunda etapa consiste na representação das cargas originadas pelas emissões, considerando o abatimento durante o transporte através dos rios. Os dados de entrada do modelo são de simples determinação e não exigem extensos monitoramentos de qualidade da água, o que é de grande conveniência para a aplicação em bacias brasileiras. No entanto, o fato de o modelo avaliar essencialmente nutrientes prejudica uma análise global, necessária ao planejamento e à gestão dos recursos hídricos, das fontes de poluição difusa, especialmente nas porções urbanas das bacias mistas (HAUPT, 2009). Para a avaliação do abatimento das emissões, Moneris usa um modelo clássico de retenção que pode ser calibrado e adaptado para as condições específicas de análise.

4.4. MÉTODOS DE CONTROLE E TRATAMENTO DAS CARGAS DIFUSAS EM CENTROS URBANOS.

4.4.1. DRENAGEM URBANA E POLUIÇÃO DIFUSA

A preocupação com o controle da poluição difusa e as primeiras ações e dispositivos de controle surgiram nos países desenvolvidos que já haviam alcançado bons resultados de universalização dos serviços de esgotamento sanitário e controle da poluição pontual. Portanto, como Brasil ainda enfrenta grandes desafios para implementação de coleta, tratamento de esgoto e distribuição de água potável para a população, mesmo em grandes centros urbanos e financeiros, como São Paulo (maior cidade da América do Sul), a consolidação dos processos de recuperação dos rios urbanos, através do controle e tratamento da poluição difusa, fica em segundo plano frente demandas mais urgentes (SILVA, 2014).

No cenário mundial, verificam-se medidas e práticas relacionadas à condução dos escoamentos e ao tratamento das águas urbanas (MOURA, 2014). Enquanto nos países desenvolvidos a ênfase nas questões de drenagem urbana se concentra na qualidade da água coletada, com as práticas relacionadas ao controle das inundações bastante adiantadas, no Brasil, o controle quantitativo dos escoamentos e a prevenção de enchentes ainda é o

principal foco das ações (CANHOLI, 2015), resultando, na maioria das vezes, em ações emergenciais de resposta aos desastres naturais.

4.4.2. PROGRAMAS DE DESPOLUIÇÃO DOS CÓRREGOS URBANOS: CONCEITO E EXEMPLOS PARA A RMSP

Com o desenvolvimento do novo conceito de gestão hídrica em ambientes urbanos, diversos programas e projetos foram pensados para o controle da poluição pontual que aporta aos rios. Esses projetos englobam prioritariamente sistemas de coleta e afastamento de efluentes domésticos, incluindo redes coletoras, coletores tronco, interceptores, estações elevatórias de esgoto (EEE) e também o tratamento desses efluentes, antes do seu lançamento nos corpos receptores, nas estações de tratamento de esgoto (ETE).

Outras medidas estruturais envolvem a reurbanização de favelas e assentamentos irregulares, com remoção de população das áreas de risco e também a revitalização de áreas degradadas e contaminadas (PROSAB 5, 2009).

Medidas não estruturais como zoneamento e legislação sobre uso e ocupação do solo, protegendo as zonas de matas ciliares também são fundamentais para os programas de despoluição dos rios urbanos.

Na região metropolitana de São Paulo, existem diversos programas de despoluição, alguns em andamento e outros já concluídos, com destaque para o “Programa Mananciais”, coordenado pelas prefeituras da região metropolitana de São Paulo e pelo governo do Estado. Algumas ações envolvem: Projeto Orla Guarapiranga, Programa Pró Billings, Programa Córrego Limpo, entre outros (SILVA, 2014).

Entretanto, mesmo que estendêssemos esses programas para todos os córregos e rios urbanos, de todas as bacias e sub-bacias, incluindo a coleta e o tratamento de todos os efluentes, domésticos ou industriais, nossos rios continuariam poluídos e abaixo dos parâmetros de qualidade estabelecidos pelo CONAMA (PROSAB 5, 2009).

Esse fenômeno acontece por conta do grande aporte de cargas poluidoras nas águas pluviais que “lavam” o solo urbano antes de aportarem aos rios. Como o uso e a ocupação do solo nas cidades acontece de forma intensa e desorganizada, diversas substâncias tóxicas, como óleos e graxas, e grande quantidade de matéria orgânica, são lixiviados diretamente para os corpos d’água sem nenhum tratamento. A poluição difusa é responsável por 25% da poluição total dos cursos de água no Brasil (TOMAZ, 2006) e mesmo assim não existem medidas reguladoras para ela, sendo as iniciativas quase sempre baseadas em exemplos internacionais que ainda estão longe de alcançar credibilidade entre profissionais, técnicos e demais atores envolvidos na gestão e no planejamento das cidades.

Isso posto, discute-se nos próximos itens possíveis soluções para essa realidade dos centros urbanos, exemplificando-as com experiências bem sucedidas, tanto no Brasil como no exterior.

4.4.3. CONTROLE DA POLUIÇÃO DIFUSA URBANA: BEST MANAGEMENT PRACTICES (BMPs)

As BMPs podem ser entendidas como métodos, medidas ou práticas selecionadas e implementadas com a finalidade de atenuar a carga de poluição difusa presente nos escoamentos superficiais (NOVOTNY, 2002). As BMPs podem ser aplicadas antes, durante e depois do evento poluidor, produzindo o efeito de reduzir e até eliminar a introdução de poluentes, de qualquer tipo, no corpo hídrico receptor. Ainda segundo a definição de Novotny, e da qual MOURA (2014) se utiliza, essas práticas incluem tantas medidas estruturais como medidas não estruturais.

As Melhores Práticas de Manejo (MPM – tradução em português das BMPs), segundo NASCIMENTO & BATISTA (2009), tem sido utilizadas como tecnologia alternativa para tratar as questões relacionadas à qualidade e à quantidade dos escoamentos superficiais em ambientes urbanos. Essas práticas de manejo, especialmente após a introdução das mesmas no Clean Water Act dos EUA em 1987, passaram a ser referência mundial para soluções em drenagem urbana e controle da poluição difusa (HA & STENSTROM, 2008), sendo usadas intensamente nos EUA ao longo dos anos noventa (ROESNER, 2001) e ganhando adeptos em todo o mundo a partir do terceiro milênio (HA & STENSTROM, 2008).

Desde os últimos 15 anos, as BMPs ganharam novas estratégias e concepções, desviando o foco inicial de apenas coletar e tratar os escoamentos pluviais para uma visão mais ampla, incluindo também a conservação das características naturais dos corpos hídricos urbanos. Essas novas medidas de preservação dos ambientes naturais enquadram-se nos moldes do Low Impact Development (LID) ou Desenvolvimento de Baixo Impacto, que reúnem uma série de soluções para mitigar os impactos da urbanização intensa das cidades com o intuito de diminuir as áreas impermeáveis através de intervenções de baixo impacto estrutural e visual (MOURA, 2014).

Enquanto as técnicas tradicionais de manejo das águas urbanas concentram-se no controle quantitativo dos escoamentos superficiais, a fim de se reduzirem as vazões de pico durante o evento chuvoso, com especial atenção para a contenção de enchentes e inundações, as LID e BMPs visam a retenção desse volume de chuva escoado através de áreas verdes de infiltração, remetendo às condições pré-antrópicas, promovendo assim o incremento de áreas naturalizadas e, ao mesmo tempo, removendo nutrientes, patógenos e outros poluentes, tratando dessa maneira as águas pluviais antes de encaminhá-las para os corpos receptores (NASCIMENTO & BAPTISTA, 2009).

Assim, o foco dessa nova fase do desenvolvimento urbano busca não apenas o controle quantitativo, mas também o controle qualitativo dos escoamentos superficiais, sempre pensando-se em novas maneiras de organizar o espaço urbano, cada mais entrosado e restituído aos aspectos ambientais que sempre existiram muito antes da ocupação humana.

A. MEDIDAS NÃO ESTRUTURAIS PARA CONTROLE NA FONTE

As medidas não estruturais envolvem ações e práticas de cunho social e administrativo para modificar o comportamento e promover a conscientização da população, incentivando o uso racional dos recursos urbanos. Dessa maneira, não são necessárias grandes obras de infraestrutura, mas sim programas educativos, programas de fiscalização, legislações de zoneamento e de uso e ocupação de solo, controle de conexões ilegais, manutenção periódica e adequada dos elementos estruturais, elaboração de manuais e diretrizes para projetos de drenagem urbana, entre outros (PROSAB, 2005).

Tabela 8 - Categorias de medidas não estruturais. Fonte: Adaptado de PROSAB5 (2005).

PRINCIPAIS CATEGORIAS	MEDIDAS NÃO ESTRUTURAIS
Educação pública	Educação pública e disseminação do conhecimento
Planejamento e manejo da água	Equipe técnica capacitada
	Superfícies com vegetação
	Áreas impermeáveis desconectadas
	Telhados verdes
	Urbanização de pequeno impacto
Uso de Materiais e produtos químicos	Uso de produtos alternativos não poluentes
	Práticas de manuseio e de armazenamento adequadas
Manutenção dos dispositivos de infiltração nas vias	Varrição de ruas
	Coleta de resíduos sólidos
	Limpeza dos sistemas de filtração
	Manutenção das vias e dos dispositivos
	Manutenção dos canais e cursos d'água
Controle de conexão ilegal de esgoto	Medidas de prevenção contra a conexão ilegal
	Fiscalização: detecção, retirada e multa
	Controle do sistema de coleta de esgoto e de tanques sépticos
Aproveitamento de água pluvial	Jardinagem e lavagem de veículos
	Sistema predial
	Fontes e lagos

Outra medida não estrutural extremamente importante para o controle da poluição difusa é a varredura e limpeza das vias urbanas, englobando todas as etapas do sistema de gestão de resíduos sólidos, que ao serem mal coletados e transportados, acabam arrastados pelos escoamentos pluviais, alcançando as galerias e deteriorando a qualidade dos corpos d'água (PROSAB, 2005). Inclusive, a presença de resíduos sólidos em bocas de lobo e nas entradas das galerias estão diretamente relacionadas com o funcionamento dos sistemas de micro e de macrodrenagem (MOURA, 2014). Por isso, o manual de drenagem urbana organizado pelo PROSAB em 2005, cita a limpeza das galerias urbanas, com hidro jateamento e limpeza a vácuo, como uma ação fundamental para remover materiais sólidos e outros contaminantes que, além de deteriorarem a qualidade das águas pluviais, tendem a se acumularem nos trechos de baixa declividade, reduzindo assim a área de fluxo dos escoamentos. Além da limpeza na tubulação, o mesmo manual do PROSAB ainda cita o uso de dispositivos de gradeamento, como peneiras, grades médias e grades grossas, para a retenção de sólidos grosseiros, que possam obstruir as galerias pluviais e comprometer a qualidade do escoamento. Para o correto funcionamento desses dispositivos, deve-se prever uma

frequência adequada de limpeza dos mesmos, definida em função da acumulação de sólidos e das precipitações pluviais (TOMAZ, 2006).

Em áreas urbanas com elevada impermeabilização do solo, a correta limpeza e varredura das ruas e calçadas, pode remover até 80% dos poluentes, sendo recomendada a frequência mínima de duas operações de limpeza entre cada intervalo das chuvas TOMAZ (2006). Apesar de fundamental, a varredura das vias urbanas não possibilita a remoção de óleos, graxas e sedimentos finos. A varredura das ruas envolve a remoção da poeira, sujeira, fezes animais e humanas e resíduos sólidos, folhas e matéria orgânica seca, entre outros. As operações de limpeza urbana, ao retirarem os materiais poluentes das superfícies impermeáveis, evitam que os mesmos sejam arrastados pelo fluxo de água dos escoamentos superficiais e assim alcancem o corpo hídrico receptor (NOVOTNY, 2010). Para a remoção de sedimentos finos, devem-se utilizar equipamentos modernos desenvolvidos para essa aplicação específica, os quais, normalmente, são muito caros para o orçamento público, uma vez que nem a varrição manual das ruas e logradouros está bem definida na grande parte dos centros urbanos brasileiros (PROSAB, 2005).

Outro fator determinante de degradação da qualidade da água dos corpos hídricos urbanos é o lançamento de efluente doméstico, sem nenhum tipo de tratamento, diretamente na rede de drenagem (PROSAB, 2005). Essas conexões ilegais têm origem nas redes residenciais de coleta e afastamento de esgoto doméstico, que por não atingirem toda a população, ou apenas por interesse do município em não arcar com os custos decorrentes desse serviço prestado pela empresa de saneamento, acabam conectadas diretamente ao sistema de drenagem, sendo encaminhados, conseqüentemente, aos rios e córregos urbanos. Dessa maneira, as medidas de controle da poluição “acidental”, como é conhecido esse tipo ilegal de conexão, devem contemplar estratégias de combate das mesmas, com o estabelecimento de normas de controle e fiscalização, sanções e multas, educação e conscientização da população e mutirões de investigação, com o auxílio de equipamentos, para detectar eventuais pontos de conexão. Alguns indicadores da presença de conexão ilegal incluem a presença de fluxo sem ocorrência de chuva e a presença de coliformes fecais na água (PROSAB, 2005).

Pela Lei Federal nº 11.445/2007, entende-se que o manejo de águas pluviais urbanas corresponde ao conjunto de práticas estruturais de infraestrutura urbana e de engenharia, mas também às ações de planejamento e gestão do uso e ocupação do espaço territorial urbano. Amplia-se, portanto, o escopo de trabalho e das ações relacionadas com a drenagem urbana e o controle da poluição difusa, em estreita interação com o urbanismo e estética das cidades, incluindo até o aproveitamento dos deflúvios como recurso hídrico utilizável.

Entendido dessa maneira, o manejo de águas pluviais, do qual fazem parte as medidas de controle da poluição difusa, deve estar alinhado com as políticas de uso e ocupação do solo, que regulamentam e autorizam as diferentes atividades e suas respectivas intensidades ao

longo da área urbana (PDEMSP, 2014). Essas políticas devem prever medidas regulamentadas por lei, que incentivem a execução de estruturas de controle dos escoamentos superficiais, como área mínima permeável nos lotes, bacias de infiltração e retenção, utilização de pavimentos permeáveis, incentivos fiscais e financeiros a boas práticas de manejo de água pluviais, entre outros mecanismos para alinhar o desenvolvimento urbano com a preservação e recuperação dos recursos hídricos.

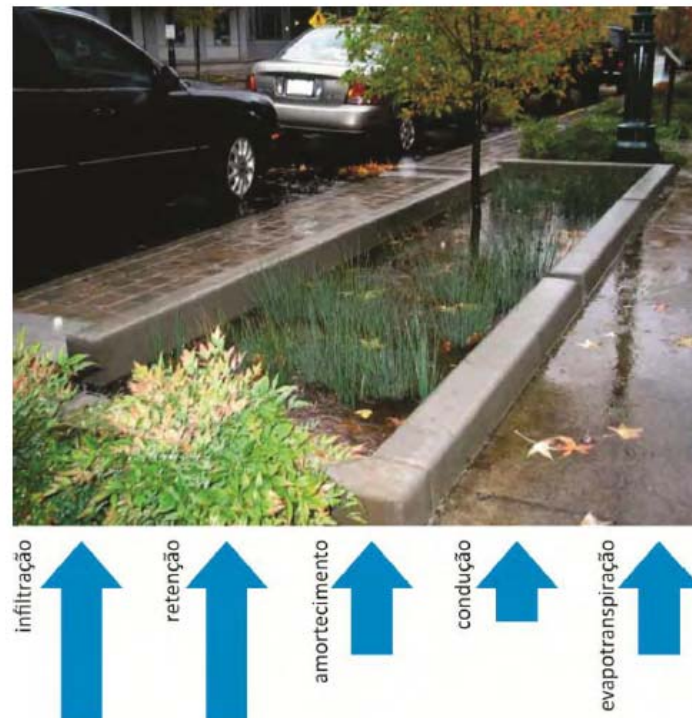


Figura 12 - Exemplo de BMP em Portland, Oregon, com o destino da água de drenagem exemplificado pelas setas azuis. Fonte: MOURA, 2014.

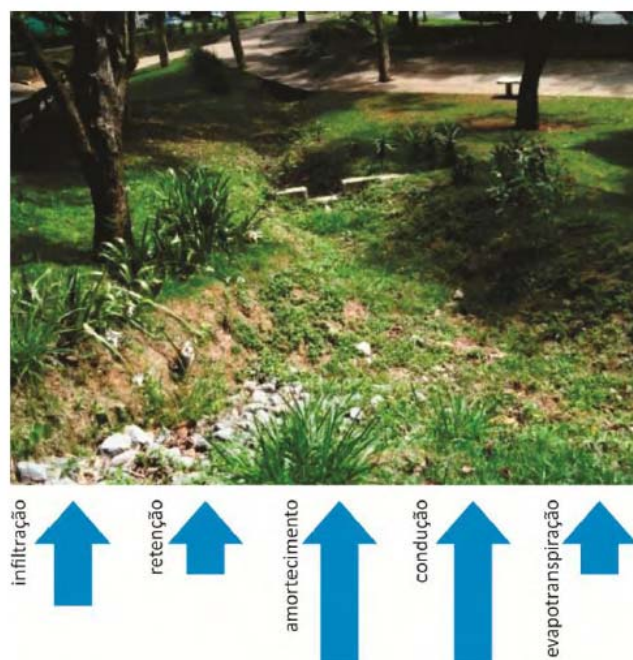


Figura 13 - Exemplo de BMP em Portland, Oregon, com o destino da água de drenagem exemplificado pelas setas azuis. Fonte: MOURA, 2014.

B. MEDIDAS ESTRUTURAIS PARA CONTROLE À MONTANTE (OU CONTROLE NO LOTE)

O controle à montante, segundo Ontário (2003), pode ser baseado em medidas de armazenamento e infiltração do escoamento superficial, geralmente aplicados para áreas menores do que 2 ha.

i. TRINCHEIRA DE INFILTRAÇÃO

A prática de infiltração consiste em capturar, temporariamente, o volume destinado a melhoria da qualidade das águas pluviais, conhecido como o *first flush*, ou os primeiros milímetros de chuva que incidem sobre a bacia, permitindo a absorção gradativa e lenta da água pelo solo (TOMAZ, 2006). As técnicas de infiltração constituem, principalmente, nas trincheiras e bacias de infiltração.



Figura 14 - Exemplo de trincheira de infiltração simples, em Seine-Saint-Denis, França. Fonte: Prosab, 2005.



Figura 15 - Exemplo de trincheira de infiltração combinada com vala de retenção, em Seine-Saint-Denis, França. Fonte: Prosab, 2005.

Conforme o Estado de Maryland, 2000, as práticas de infiltração são uma excelente técnica para garantir o volume de recarga de água subterrânea e também, para reduzir as vazões de pico em eventos chuvosos, atenuando os efeitos adversos das inundações e enchentes.

A trincheira de infiltração pode ser entendida como uma vala rasa, preenchida com pedra britada e pedregulhos, permitindo a criação de um reservatório subterrâneo, que irá transportar a água dos escoamentos pluviais para o lençol freático (NOVOTNY, 2002). As trincheiras de infiltração trabalham de modo semelhante às bacias de infiltração, que serão

estudas a seguir, nas práticas de controle a jusante do escoamento. Os processos de tratamento da carga poluidora, bem como as respectivas eficiências de remoção de contaminantes, são bastante parecidas para essas duas práticas de manejo da água pluvial em ambientes urbanos (NOVOTNY, 2002). A tabela a seguir resume esses números.

Tabela 9- Remoção de contaminantes por bacias de infiltração. Fonte: Adaptada de Schuele, 1989.

Contaminante	Faixa típica de remoção (%)
Sedimentos	75-90
Fósforo total	50-70
Nitrogênio total	45-60
DBO	70-80
Metais	75-90

Esses dispositivos de infiltração para controle da poluição difusa exigem um pré-tratamento intensivo, de modo a evitar o aporte excessivo de sedimentos e gorduras, que podem levar à colmatção do meio drenante e redução da vida útil da trincheira (HAAK E OBERTS, 1983). Para evitar os problemas mencionados acima, deve-se prever armadilhas para retenção de sólidos e dispositivos de pré-tratamento, como faixas de filtros gramados ou canais verdes (HARRINGTON, 1989).

A experiência de Maryland (NOVOTNY, 2002) mostrou que 20% das trincheiras de infiltração convencionais, instaladas entre 1970 e 1980, operaram de modo diferente do que previamente projetado e menos do que a metade desses dispositivos continuaram a operar, após cinco anos da construção.

Nas trincheiras que tiverem os poros e vazios entupidos, deve-se proceder com a remoção e lavagem do solo e das pedras britadas, o que pode acarretar em altos custos de manutenção. Para evitar esse problema, toda área de contribuição do escoamento deve estar estabilizada e contemplada no projeto dos dispositivos de infiltração (HAAK e OBERTS, 1983). Óleos e gorduras podem ser removidos em dispositivos específicos instalados na entrada das trincheiras de infiltração.

O dimensionamento da trincheira depende da textura do solo e da porosidade do reservatório de pedra britada, podendo ser calculada através da seguinte equação (Estado de Maryland, 2000):

$$d_{max} = \frac{f Ts}{n} \quad (6)$$

- d_{\max} = profundidade máxima admissível (m). $0,9 < d_{\max} < 2,4$;
- f = taxa final de infiltração (mm/h). $7,6 < f < 60$;
- T_s = tempo máximo permitido (h). $24 < T_s < 48$;
- n = porosidade das pedras britadas, $n = V_v/V_t$ (volume de vazios dividido pelo volume total, normalmente $n = 0,4$).

O volume total da trincheira de infiltração pode ser calculado, também de acordo com o Estado de Maryland, 2000, através da seguinte equação:

$$V = V_w + (P \times A_t) - (f \times T \times A_t) \quad (7)$$

- V = volume de armazenamento da trincheira (m^3);
- V_w = volume de água considerado para melhoria da qualidade do escoamento (m^3);
- A_t = área superficial da trincheira (m^2);
- f = taxa final de infiltração (mm/h).
- T = tempo de enchimento da trincheira, inferior a 2 horas.
- n = porosidade das pedras britadas, $n = V_v/V_t$ (volume de vazios dividido pelo volume total, normalmente $n = 0,4$).
- P = precipitação sobre a trincheira (mm).

A Equação 7, permite o cálculo da área superficial da trincheira, ao substituir o valor de V por $A_t \times d$, onde d é a profundidade adotada, a partir da equação 6 (TOMAZ, 2006). A tabela a seguir resume os principais critérios para dimensionamento das trincheiras de infiltração, segundo Novotny, 2002:

Tabela 10 - Recomendações para o projeto de trincheiras de infiltração. Fonte: Adaptado de Schueler, 1991 e Novotny, 2002.

Parâmetro de projeto	Faixa de valor
Área de drenagem	0,8 a 2 ha
Taxa mínima de infiltração	0,7 cm/h
Distância mínima de residências	6,6 m
Distância mínima do lençol freático	0,6 a 0,9 m

ii. VEGETAÇÃO RIPARIANA AO LONGO DOS CURSOS D'ÁGUA

A criação de parques lineares e a manutenção da vegetação nativa ao longo dos cursos d'água podem ser entendidas como medidas compensatórias para o controle da poluição difusa (PROSAB, 2005).

A ausência de vegetação ao longo dos rios e córregos urbanos, característica típica de grandes cidades, acarreta em inúmeros desequilíbrios ecológicos, como o desaparecimento da fauna, flora e microbiota, o aumento dos eventos erosivos, comprometimento da capacidade de infiltração e recarga dos rios, aumento da temperatura média, entre outros efeitos adversos à sustentabilidade ambiental (MOURA, 2014).

Nesse sentido, a manutenção da vegetação ripariana ao longo dos cursos d'água é uma excelente medida para proteger os rios e córregos do aporte da carga poluidora difusa, reduzindo o acúmulo de sedimentos através da diminuição das velocidades superficiais de escoamento e também agindo como barreira física a diversos resíduos sólidos presentes nos deflúvios pluviais (NOVOTNY, 2002). Outro benefício é a provisão de habitat para a fauna e microfauna urbana, permitindo o desenvolvimento de espécies animais em ambientes normalmente nocivos aos mesmos.

Deve-se buscar o reflorestamento das margens com espécies nativas e adaptadas a ambientes úmidos e alagadiços, sendo fundamental um acompanhamento das árvores por até dois anos após o plantio. Essas medidas fazem parte de um conceito de renaturalização dos espaços urbanos, buscando transformar os cursos d'água canalizados em ecossistemas mais próximos possíveis das condições naturais, anteriores à ocupação antrópica, contemplando reservas de áreas para comportar as inundações e enchentes cíclicas das várzeas pluviais (PROSAB, 2005).

As remoções de sedimentos chegam a atingir até 90% de eficiência, a remoção de fósforo entre 50% e 75% e nitrogênio total entre 75% e 90% (MEALS E HOPKINS, 2001). Esses altos valores de remoção ocorrem devido à filtração promovida pelas raízes das árvores, que transformam e absorvem os poluentes presentes no escoamento superficial e sub superficial (NOVOTNY, 2002).



Figura 16 - Exemplo de mata ciliar em ambiente urbano, no rio Camanducaia, em Amparo.
Fonte: Caxumbu, 2008.



Figura 17 - O rio Piracicaba, apesar da intensa urbanização, ainda possui grandes trechos de mata ciliar. Fonte: Caxumbu, 2008.

iii. CANAIS GRAMADOS

O sistema de drenagem pode se servir de superfícies permeáveis para promover a infiltração da água no solo, reduzindo o impacto do escoamento a jusante e melhorando a qualidade da água dos deflúvios pluviais (PROSAB, 2005). O escoamento na forma de lâmina sobre áreas verdes permite a remoção de alguns tipos de poluentes, com a vegetação atuando como uma

espécie de filtro biológico. Nesses sistemas, o escoamento pode ser retido por pequenas estruturas construídas em série.

Essas soluções são indicadas para fundos de lotes em áreas residenciais e no acostamento de vias, substituindo as soluções tradicionais de drenagem PROSAB (2005). Esses canais gramados ou canais verdes, como mostra a figura 18, são considerados uma das maneiras mais baratas e eficientes de tratamento da poluição difusa podendo ser dimensionados em formas parabólicas, triangulares, retangulares e trapezoidal (NOVOTNY, 2002).

Para o correto funcionamento dessas estruturas, segundo o dimensionamento proposto por TOMAZ (2006), devem-se levar em conta três vazões distintas: a vazão devido ao volume para melhoria da qualidade das águas pluviais (Q_1), a vazão para um período de retorno, considerada como a vazão que mais produz erosão (Q_2) e a vazão para um período de retorno de 10 anos, utilizada nos projetos de microdrenagem (Q_{10}).

Caso haja entrada de vazões laterais, deve-se pensar em um pré-tratamento, com armazenamento de $0,1 \times Q_1$, construídos na entrada do canal. Normalmente costuma-se fazer faixas de filtro gramado para absorver essa primeira vazão do escoamento superficial (TOMAZ, 2006).



Figura 18 - Canais verdes ou rain gardens. Fonte: www.landcareresearch.co.nz, 2016.

Os canais verdes são comumente utilizados para controle do *run-off* e tratamento dos deflúvios pluviais através da absorção do escoamento, reduzindo as vazões e promovendo assim a infiltração da água no solo. A remoção dos poluentes ocorre principalmente pela filtração das raízes das gramas e absorção de nutrientes pela vegetação NOVOTNY (2002).

Geralmente, quanto mais suave for a declividade do canal, menor será a velocidade do escoamento e melhor será a eficiência do tratamento, que pode chegar a 30% de remoção de poluentes como metais pesados e fósforo (Seattle Metro and Washington Ecology, 1992). Velocidades mais baixas também contribuem para a preservação dos canais, devido à atenuação dos processos erosivos (HARPER, 1988).

Para um controle efetivo da remoção dos poluentes, a profundidade do canal não deve ser superior a 0,45 metros e a velocidade deve estar entre 0,9 e 1,8 m/s. Caso a declividade seja acentuada (maior que 4%), pode-se reduzi-la com a construção de pequenas barragens e obstáculos ao longo do canal (NOVOTNY, 2002). Outros parâmetros de projeto a serem considerados são um comprimento mínimo de 30 metros para o canal, tempo de residência mínima de 5 minutos (máximo de 9 minutos) e uma declividade do talude de 4 (H) : 1 (V) (TOMAZ, 2006).

Usando esses parâmetros de referência como base, o dimensionamento é feito a partir de sucessivas tentativas para estimar a geometria do canal, usando a fórmula de Manning para calcular a velocidade do escoamento e garantir que esteja dentro da faixa adequada (NOVOTNY, 2002).

Para calcular a área transversal do escoamento, deve-se fazer uma estimativa da vazão afluente, podendo-se utilizar diversas fórmulas e metodologias de cálculo, fundamentadas em análises hidrológicas complexas TOMAZ (2006).

A fórmula de Manning é dada a seguir (VEN TE CHOW, 2002):

$$Q = \frac{1}{n} A \times R_h^{2/3} \times S^{0,5} \quad (8)$$

- Q = vazão estimada pela análise hidrológica, em m³/s;
- A = área transversal ao escoamento, calculada a partir da velocidade máxima adotada, em m²;
- R_h = raio hidráulico, igual a razão entre a área molhada e o perímetro molhado, dado em m;
- S = declividade adota para o canal, dada em m/m ou em %.

O coeficiente de rugosidade de Manning (n) é dado em função do tipo de vegetação presente no canal e também em função da frequência que é feita a roçagem, variando entre 0,20, para canais gramados onde frequentemente é feita a roça, até 0,24, para canais onde a roça não é realizada com grande frequência. O valor mais comumente adotado é 0,25 (TOMAZ,2006).

O comprimento total do canal é dimensionado em função do tempo de detenção hidráulico, cujo valor mínimo deve ser 5 minutos. Uma vez conhecida a velocidade, calcula-se o comprimento através da seguinte fórmula:

$$L = V \times T \times 60 \quad (9)$$

- L = comprimento em metros;

- V = velocidade em m/s;
- t = tempo de residência mínimo.

Os custos estimados para a construção dos canais gramados são relativamente baixos quando comparados a outras medidas estruturais, envolvendo gastos com aquisição de terrenos e manutenção durante a operação (Vancouver, 2003). Segundo a FHWA, 2004, o custo de um canal de drenagem comum varia de US\$ 16/m a US\$ 49/m.

Os canais gramados, em tempo de seca, devem ser regados com frequência adequada para garantir o desenvolvimento das espécies vegetais e caso não haja grama, a mesma deve ser plantada ao longo de toda a área do canal. Outras medidas de manutenção dessas estruturas incluem a retirada de lixo e outros resíduos carregados pelo escoamento e inspeções para roça e limpeza de sedimentos, fundamentais para aumentar a vida útil do canal (TOMAZ, 2006). O custo anual de manutenção de um canal verde, segundo a EPA (1999), é de aproximadamente US\$ 1,90/m.

A tabela 11 mostra algumas eficiências de remoção de poluentes esperadas para canais verdes.

Tabela 11 - Eficiência de remoção de contaminantes para canais gramados. Fonte: Estado da Georgia, (2001). Adaptado.

Poluente	Remoção
Sólidos em suspensão totais (SST)	50%
Fósforo total (PT)	25%
Nitrogênio total (NT)	20%
Metais pesados	30%

iv. FILTRAÇÃO

O filtro de areia é destinado ao tratamento de águas pluviais do chamado *first flush* e são construídos, normalmente, *off-line* do sistema de transporte dos deflúvios pluviais, ideais para o tratamento da água de drenagem de áreas pequenas (SCHUELER, 1991).

Os filtros de areia são tecnologias antigas, porém em drenagem urbana possuem uma aplicação recente, sendo diferentes dos filtros de areia e antracito das estações de tratamento de água ou esgoto (TOMAZ, 2006). Para a aplicação em drenagem urbana, os processos de tratamento dos filtros incluem a sedimentação, além da filtração, e são construídos em áreas planas, com baixa permeabilidade e elevada taxa de evaporação (NOVOTNY, 2003).

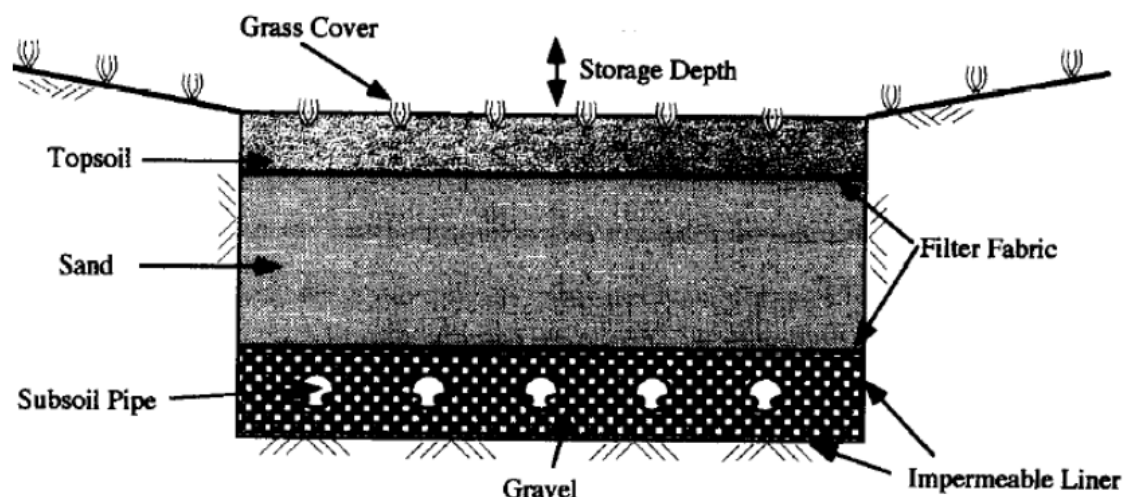


Figura 19- Perfil esquemático de um filtro de areia, com destaque para a inclinação necessária ao armazenamento das águas pluviais. Fonte: Austrália, 2006.

Os filtros de areia vêm sendo empregados desde 1980, na cidade de Austin, Texas, com excelentes resultados na melhoria da qualidade da água pluvial, contemplando ao todo mais de 500 dispositivos instalados na cidade, com uma vida útil de até 50 anos (TOMAZ, 2006)

Os projetos desses filtros contemplam uma câmara de sedimentação, para remoção das partículas mais grosseiras e largas, e outra de filtração, onde os sólidos menores serão removidos (NOVOTNY, 2003). Esses filtros são feitos para trabalharem em regime de escoamento temporário não contínuo, armazenando a água da chuva durante as precipitações. Após o escoamento pela camada filtrante, voltam a ficar secos (TOMAZ, 2006). Também deve-se prever dispositivos de gradeamento na entrada do pré-tratamento, para a retenção de lixo e materiais de grandes dimensões, frequentemente presentes nos escoamentos superficiais (FHWA, 2004).

Esses dispositivos de filtração são utilizados para pequenas áreas de até 4 ha de superfície impermeável (NOVOTNY, 2003), são classificados de acordo com o material filtrante e podem ser enterrados ou de superfície. Todos os filtros necessitam de um pré-tratamento, que pode ser uma câmara de sedimentação ou uma faixa gramada (TOMAZ, 2006).

Alguns filtros permitem o desenvolvimento de biofilmes ao longo dos grãos do material filtrante, o que contribui para a adsorção de alguns metais, como selênio (CARLO, 1992). Outra alternativa à areia é a utilização de elementos compostos com turfa, por exemplo, que permite um aumento da troca catiônica, o que permite maiores remoções de fósforo, nitrogênio e DBO (TOMAZ, 2006). Os principais tipos de elementos filtrantes utilizados são areia, pedregulho (cascalho) e turfa (*peat*, em inglês), conforme a figura abaixo.

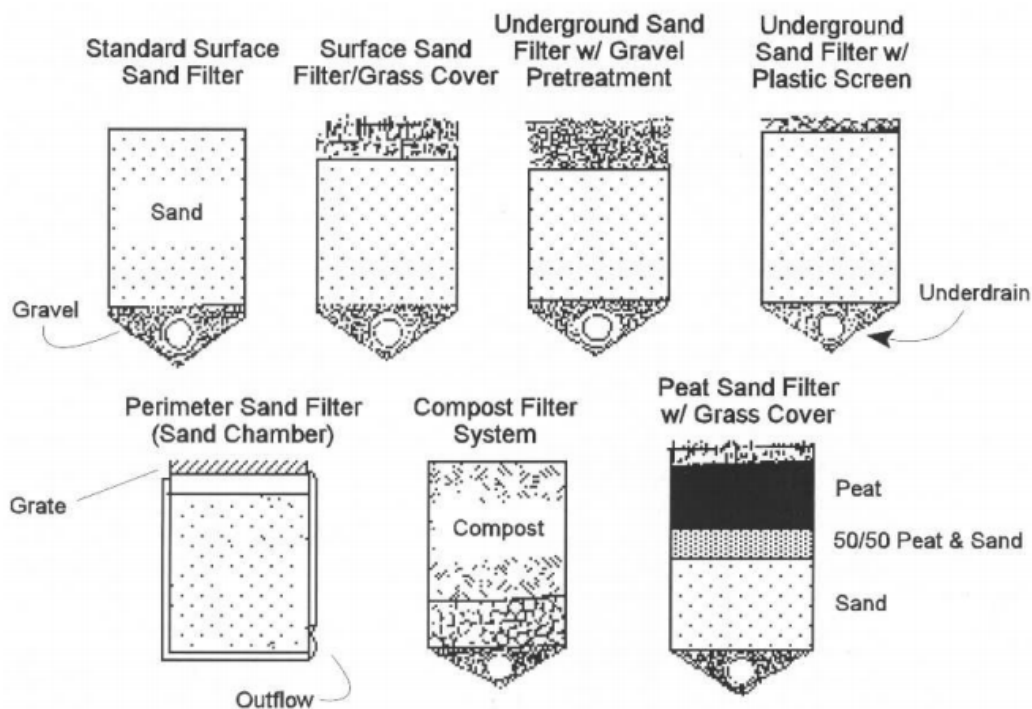


Figura 20 - Perfil de diferentes tipos de filtros. Fonte: Claytor e Schueler, 1996.

Recomenda-se um área superficial de filtração de cerca de 0,5% da área total de contribuição do escoamento e uma taxa de aplicação hidráulica de até 75 m/ano (GAULLI, 1990). Os autores Claytor e Schueler recomendam a utilização da equação de Camp-Hazen para o cálculo da área superficial do pré-tratamento:

$$As = \left(\frac{Q_0}{v_s} \right) \times \ln \left(1 - \frac{E}{100} \right) \quad (10)$$

- Q_0 = vazão na saída da bacia, em m^3/s , calculada por: $Q_0 = Wqv/t_d$;
- Wqv = volume, em m^3 , considerado para melhoria da qualidade da água pluvial (*first flush*).
- T_d = tempo de detenção, em segundos. Recomendado que seja 24h.
- Velocidade de sedimentação da partícula, em m/s. Consultar bibliografia específica.
- Eficiência da sedimentação, em %. Recomendado que seja 80%.

Uma vez conhecidos o volume e a área superficial, calcula-se a altura útil e as dimensões da base e da largura da câmara de sedimentação. (TOMAZ, 2006).

Para o dimensionamento do filtro, o Estado de Maryland, 2000, utiliza a lei de Darcy para calcular a área superficial de filtração (A_f), conforme a equação a seguir:

$$A_f = \frac{W_{qv} \times d_f}{K \times (h_f + d_f) \times t_f} \quad (11)$$

- A_f = área superficial de filtração (m^2);
- W_{qv} = volume, em m^3 , considerado para melhoria da qualidade da água pluvial (*first flush*).
- d_f = altura da camada filtrante. $0,45m \leq d_f \leq 0,60m$;
- h_f = metade da altura de água sobre o filtro de areia, em metros.
- t_f = tempo, em dias, para o dreno do filtro de areia. $1 \text{ dia} \leq t_f \leq 1,67 \text{ dias}$.
- K = coeficiente de permeabilidade do elemento filtrante (m/dia).

Para o término do dimensionamento do filtro, deve-se calcular o volume temporário de armazenamento (V_{temp}), que será equivalente ao volume mínimo de armazenamento (V_{min}) menos o volume de água presente no filtro (V_f), todos calculados em m^3 . Segundo Tomaz, 2006, temos:

- $V_{min} = 0,75 \times W_{qv}$;
- $V_f = A_f \times d_f \times n$, onde $n = 0,40$ é a porosidade efetiva;
- $V_{temp} = V_{min} - V_f$.

Após o cálculo do volume temporário, pode-se calcular a altura da lâmina d'água sobre o elemento filtrante (V_{temp}/A_f) e verificar se esta é maior do que duas vezes h_f , para avaliar a coerência das contas (TOMAZ, 2006).



Figura 21 - Filtro de areia de superfície. Fonte: Portland, 2000.



Figura 22 - Filtro de areia de superfície. Fonte: Portland, 2000.

As principais desvantagens, associadas aos filtros, para controle da qualidade dos escoamentos pluviais, são os altos custos construtivos, necessidade de verificação constante dos dispositivos de pré-tratamento, baixos volumes de tratamento e problemas de entupimento (TOMAZ, 2006).

O custo anual de manutenção desses filtros pode chegar a 5% do custo de construção, sendo necessária a troca do elemento filtrante, no mínimo, a cada 3 anos, não havendo a necessidade do descarte desse material em aterros de resíduos do tipo classe I (SCHUELER, 1992).

A tabela 12 mostra as eficiências esperadas para remoção de contaminantes.

Tabela 12- Eficiência dos filtros de areia de superfície. Fonte: FHWA, 2004.

Poluente	Remoção
Sólidos em suspensão totais (SST)	75%
Fósforo total (PT)	59%
Nitrogênio total (NT)	44%
Metais pesados	55%

C. MEDIDAS ESTRUTURAIS PARA CONTROLE A JUSANTE (FIM DA TUBULAÇÃO)

O controle a jusante, objetiva-se a redução dos impactos da urbanização na qualidade das águas pluviais, antes de serem lançadas no corpo receptor. Também envolvem medidas de infiltração e armazenamento, e geralmente são aplicadas para áreas maiores do que 2 ha (TOMAZ, 2006).

i. BACIA DE DETENÇÃO MOLHADA

Existem dois tipos de bacias destinadas ao controle da poluição difusa, sendo o primeiro tipo conhecida como bacia de detenção úmida, largamente utilizada nos países ao redor do mundo e caracterizada por manter um nível de água permanente (TOMAZ, 2006). O segundo tipo, conhecido como bacias de detenção secas, são caracterizados por presença intermitente de água, utilizados para armazenamento e tratamento de grandes deflúvios pluviais (NOVOTNY, 2003).

A bacia de retenção promove a melhoria da qualidade do escoamento superficial através dos processos de sedimentação de sólidos e do tratamento biológico de contaminantes, permitindo o desenvolvimento de um verdadeiro ecossistema permanente. Como vantagens adicionais tem-se a formação de um habitat para a vida aquática, de um local para recreação e lazer públicos, de melhorias paisagísticas e também o controle de enchentes e inundações (PDDU, vol. 2, 2012).

As bacias de detenção molhadas devem ter uma área mínima de 4 ha para o efetivo controle da qualidade da água e a profundidade deve ser escolhida a partir de diversos critérios, não podendo ser muito grande para evitar a estratificação térmica e ausência de oxigênio no fundo, ao mesmo tempo, não pode ser muito rasa para impedir o crescimento de algas e plantas fixas (TOMAZ, 2006), porém devem ter uma profundidade mínima de modo a permitir a mistura e diluição do oxigênio pela ação do vento (PDDU, vol. 2, 2012). A cidade de Portland, 2000, ainda recomenda um pré-tratamento com 10% da superfície da área da bacia.

O volume total da bacia de detenção pode ser dimensionado a partir do cálculo do volume para melhoria da qualidade do escoamento, apresentado no tópico anterior. A partir desse volume calculado, pode-se dimensionar a profundidade mínima e depois as dimensões do comprimento e largura, mantendo sempre essa relação entre 3:1 e 5:1 (HOUSTON, 2006). Uma alternativa no projeto dessas estruturas é destinar apenas 50% da vazão de melhoria da qualidade do escoamento ao reservatório permanente, e dimensionar os outros 50% para escoarem em até 24 horas, projetando-se um vertedouro ou orifício para escoar esse volume de água (TOMAZ, 2006).

Outra recomendação, do Estado de Massachutes, 1997, é manter a entrada o mais longe possível da saída, de modo que não haja um escoamento preferencial para as águas.

O controle de pragas como mosquitos e outros insetos pode ser feito com o uso de peixes e crustáceos, permitindo o desenvolvimento de um habitat aquático para manter um controle natural das espécies indesejadas. O monitoramento da bacia de detenção inclui vistorias frequentes à instalação, a fim de se verificar eventuais entupimentos, especialmente após eventos chuvosos intensos. Outras medidas incluem a retirada de lixo, papéis e outros resíduos, a remoção de sedimentos quando estes atingirem 1/3 da profundidade total, análises laboratoriais para medir sólidos em suspensão, DBO, metais pesados, entre outros

poluentes e o acompanhamento da vegetação e do crescimento de algas, sendo fundamental observar problemas relativos aos processos de eutrofização e acúmulo excessivo de nutrientes (TOMAZ, 2006).

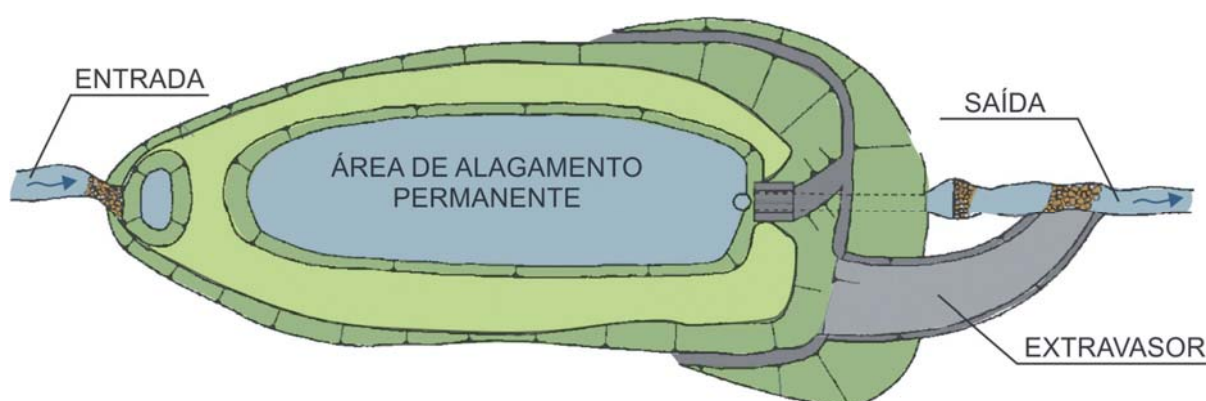


Figura 23 - Desenho esquemático de uma bacia de retenção alagada. Fonte: Urban Drainage and Flood Control District, 1992.

ii. WETLANDS

Os sistemas de *wetlands* se caracterizam por áreas inundadas onde o solo encontra-se saturado e ocorrem no mundo de forma natural ou artificial, podendo ser permanentes ou temporárias, com fluxo ou estáticas, de água doce, salgada ou salobra, abrangendo ecossistemas como pântanos, mangues, estuários, zonas marinhas e outros similares (TOMAZ, 2006).



Figura 24 - Wetland natural. Fonte: TOMAZ, 2006.

As *wetlands* têm sido utilizadas para controle da poluição dos escoamentos devido aos processos de sedimentação e degradação biológica, que são facilitados pelas características inerentes a esses sistemas (MITSCH E GOSSELINK, 2000). Segundo os mesmos autores, as *wetlands* podem ser utilizadas para: controle de cheias, tratamento de águas residuárias,

tratamento de poluição difusa, melhoria da qualidade ambiental, melhoria e preservação da vida animal (especialmente de peixes, crustáceos e outros organismos aquáticos), recuperação de habitats naturais, harmonia paisagística e lazer, entre outros.



Figura 25 - *Wetland* ripariana de um divisor de águas, em Cà di Mezzo. Fonte: Student Blog (2014).



Figura 26 - *Wetland* construída em área urbana de Vitória (AUS). Fonte: Google, 2016.

As *wetlands* são compostas, basicamente, por água, substrato (solo) e vegetação hidrófila (EPA, 1988) e são enormemente afetadas pelo ciclo hidrológico, alternando entre épocas de seca e de cheia e apresentando enorme variedade em função do clima, da paisagem, do relevo, da vegetação, da presença antrópica e do regime de chuvas (TOMAZ, 2006).

De acordo com o *Constructed Wetlands Handbook*, da EPA (1988), as *wetlands* se formam em regiões planas e rasas, onde os escoamentos superficiais tendem a se acumularem, normalmente em cima de um solo pouco permeável, criando assim áreas alagadiças favoráveis ao crescimento de espécies vegetais adaptadas a essas condições. Por se tratar de zonas com baixa velocidade, os sedimentos e sólidos em suspensão tendem a se depositarem ao longo do substrato, sendo posteriormente degradados por microrganismos, como bactérias e protozoários (EPA, 1988).

A vegetação presente nas *wetlands*, tanto vascular como não vascular (como algas, por exemplo), são de extrema importância para o bom funcionamento desses sistemas (EPA, 1988), podendo-se destacar as seguintes funções: transferência de oxigênio para a água, retenção de sólidos em suspensão, fornecimento de habitat para a micro vida e para o crescimento de biofilmes, redução da velocidade do escoamento e, ao morrerem, irão contribuir com matéria orgânica para o crescimento de novas espécies vegetais, animais e microbiológicas (NOVOTNY, 2003).

Por se tratarem de ambientes complexos, envolvendo água, substrato, plantas, algas, bactérias, protozoários, animais vertebrados e invertebrados, entre outros elementos, em uma complexa rede de interações, as *wetlands* contribuem para a melhoria da qualidade das águas através de diversos processos (MITSCH, 1989), entre eles: sedimentação e precipitação química através do contato dos poluentes com a água, decomposição e degradação de matéria orgânica pelas bactérias e protozoários, absorção e transformação de nutrientes pelas plantas, predação de organismos patogênicos e decaimento por morte natural, entre outros (NOVOTNY, 2003). Esses e outros processos são resumidos na tabela a seguir.

Tabela 13 - Mecanismos de remoção de contaminantes *wetlands* construídas. Fonte: adaptado de Mitchell, 1996.

Contaminante	Principais processos de remoção
Material orgânico (DBO)	Degradação biológica, sedimentação e absorção por plantas e animais
Nitrogênio	Sedimentação, nitrificação, desnitrificação, absorção por plantas e volatilização
Fósforo	Sedimentação, filtração, adsorção, absorção por plantas e microorganismos
Sólidos em suspensão	Sedimentação, adsorção e filtração
Metais pesados	Sedimentação, adsorção e tratamento por plantas
Organismos patogênicos	Predação, decaimento natural, desinfecção por UV, filtração, degradação biológica e adsorção

Devido aos inúmeros processos de melhoria da qualidade da água que acontecem nas *wetlands*, as mesmas passaram a ser construídas, artificialmente, pelo homem, a fim de controlar problemas relacionados à qualidade dos escoamentos superficiais e ao amortecimento das vazões de run-off. Segundo WONG *et al* (1999), os objetivos e benefícios de uma *wetland* artificial são: proteção contra enchentes, atenuação de inundações, melhoria da qualidade das águas pluviais, paisagismo ecológico, provimento de lazer e recreação, melhoria do habitat de ecossistemas aquáticos e renaturalização de ambientes urbanos.

As *wetlands* artificiais visam a melhoria da qualidade das águas pluviais antes do seu lançamento nos corpos receptores e por isso são classificadas como métodos de controle à jusante (TOMAZ, 2006).

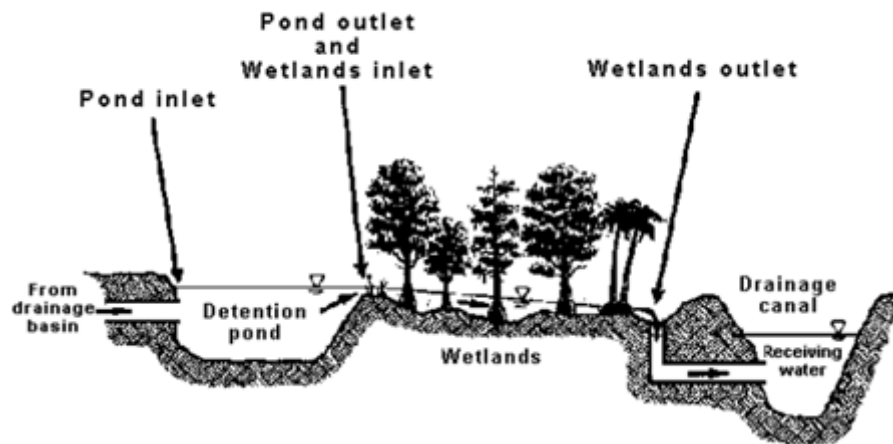


Figura 27 - perfil esquemático de uma wetland artificial desde o pré-tratamento até o lançamento no canal de drenagem. Fonte: FHWA, 2004.

As *wetlands* artificiais podem ser classificadas em duas categorias distintas, segundo o manual “*A handbook of constructed wetlands*”, escrito por profissionais de diversas universidades norte-americanas. Os dois tipos propostos pelo manual são: *wetlands* de escoamento superficial (*surface flow ou free water flow wetlands*, em inglês) e *wetlands* de escoamento subsuperficial (*subsurface flow wetlands*). As figuras a seguir, exemplificam os dois tipos.

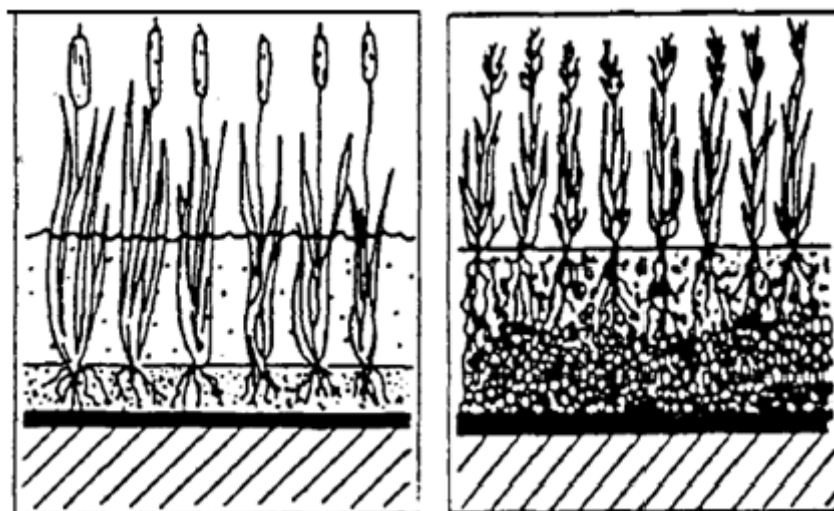


Figura 28 - Wetland de fluxo superficial e wetland de fluxo sub-superficial, respectivamente. Fonte: Water Pollution Control Federation, 1990.

Nas *wetlands* de fluxo superficial, o nível d’água está acima da superfície do solo, e a vegetação do solo emerge sobre a água. O escoamento acontece, principalmente, sobre o

solo (TOMAZ, 2006). Nessas *wetlands*, as águas mais rasas permitem o desenvolvimento de processos aeróbios, enquanto que em zonas mais profundas, predominam processo anaeróbios de decomposição da matéria orgânica (EPA, 1992).

Já nas *wetlands* de escoamento sub-superficial, o nível de água está abaixo do solo e o escoamento acontece através dos grãos presentes no substrato, como areia, pedregulho ou seixos. O escoamento é horizontal e o ambiente anaeróbio, podendo apresentar problemas de entupimento. A principal vantagem desse tipo de *wetland* é a adaptação e tolerância às temperaturas mais baixas, apresentando bons resultados na remoção da DBO, especialmente em países de clima temperado (EPA, 1992).

Ambos os tipos de *wetlands* são utilizados para o tratamento de efluentes agrícolas, esgotos domésticos, efluentes de mineração e águas pluviais (NOVOTNY, 2003).

MITSCH & JORGENSEN (1989) entendem que a engenharia ecológica deve priorizar os princípios e valores sustentáveis, escolhendo práticas que imitem ao máximo os processos naturais. Sendo assim, as *wetlands* devem ser dimensionadas como sistemas mais próximos possíveis dos processos e ambientes que ocorrem na natureza, exigindo baixa manutenção e causando poucos impactos visuais.

Os principais critérios para dimensionamento de *wetlands* de fluxo superficial são: área superficial de 3% a 5% da área total da bacia, diferença entre o nível da entrada e o nível da saída de 0,90m a 1,50m, profundidade máxima de 1,80m, tempo de detenção mínimo de 24h e velocidade máxima de escoamento de 0,003m/s (TOMAZ, 2006).

O volume total das *wetlands* deve ser dimensionado para suportar enchentes de período de retorno de 10 a 25 anos, e é fundamental um pré-tratamento de pelo menos 10% do volume considerado para o projeto da *wetland*, que será descontado do volume total (TOMAZ, 2006). A velocidade do fluxo da água não deve ultrapassar 0,25 m/s, para evitar processos erosivos (EPA, 1992). Além do pré-tratamento, recomenda-se uma faixa gramada mínima de 7,5 metros, ao longo de toda a margem da *wetland* (TOMAZ, 2006).

Para o correto funcionamento das *wetlands*, é importante avaliar as características hidrológicas da bacia, através de um balanço hídrico detalhado, evitando assim a falta de água em eventos de seca e escassez hídrica (TOMAZ, 2006). O balanço hídrico pode ser entendido como todo o volume de água que entra, menos o volume de água que sai, em um dado intervalo de tempo, conforme a equação abaixo (*A handbook of constructed wetlands*, 1992):

$$\Delta V = (\text{runoff} + \text{vazão de base} + \text{precipitação}) - (\text{infiltração} + \text{overflow} + \text{evapotranspiração})$$

Caso a vazão de base da bacia hidrográfica não seja suficiente para manter a *wetland*, deve-se prever estratégias para o fornecimento de água durante épocas de seca, de maneira a permitir o desenvolvimento da vegetação (MITSCH, 1989). Outro aspecto fundamental, que

impacta diretamente no correto funcionamento desses dispositivos, é a permeabilidade do solo utilizado como substrato, priorizando-se solos pouco permeáveis que permitam o armazenamento de água superficial, diminuindo assim as perdas por infiltração e possibilitando o correto desenvolvimento das plantas e microorganismos (NOVOTNY, 2003). Caso o solo seja muito permeável, como solos arenosos, pode ser necessária a impermeabilização, com membranas geotêxtil ou argila (TOMAZ, 2006).

A tabela 14 mostra as eficiências na remoção de poluentes, para *wetlands* artificiais e *wetlands* naturais. Pela tabela, pode-se observar que, se forem corretamente planejadas e manejadas, as *wetlands* construídas artificialmente podem oferecer melhores resultados na remoção de contaminantes, como fósforo, nitrogênio e metais, do que as naturais (NOVOTNY, 2003).

Tabela 14 - Percentual de remoção de poluentes por *wetlands* artificiais e naturais (Strecker, 1992).

Tipo de <i>wetland</i>	Sólidos em suspensão	Fósforo total	Nitrato	Chumbo	Zinco
Artificial	80%	58%	44%	83%	42%
Natural	76%	5%	25%	69%	62%

O procedimento para o dimensionamento de uma *wetland* artificial inclui: calcular o volume de melhoria da qualidade da água (W_{qv}), usando o critério do *first flush* e um valor de precipitação (P) adequado; considerar no pré-tratamento um consumo de 10% de Q_{wa} ; avaliar a topografia local, o volume requerido, e as áreas superficiais necessárias e, por fim, avaliar os dispositivos de saída da água (TOMAZ, 2006).

As áreas superficiais podem ser calculadas com base nos nutrientes que se deseja remover, considerando taxas máximas de aplicação, como 50 kg/ha.ano para fósforo e 262 kg/ha.ano para o nitrogênio. Isso só é possível em bacias onde se conhecem as cargas anuais dos contaminantes. (TOMAZ, 2006).

O volume de uma *wetland* para melhoria da qualidade da água (W_{qv}) pode ser calculado da seguinte maneira (SCHUELER, 1987):

$$W_{qv} = \frac{P}{1000} \times R_v \times A \quad (12)$$

- R_v = coeficiente volumétrico adimensional, dado por: $0,05 + 0,009 \times AI$;
- AI = área impermeável da bacia, em %;
- P = *first flush*, em mm;
- A = área de bacia, em m^2 ;
- W_{qv} = volume para melhoria da qualidade das águas pluviais, em m^3 .

Outro parâmetro de verificação que deve ser considerado no projeto de *wetlands* artificiais é a taxa de aplicação hidráulica, dada em cm/dia, e que pode ser entendida como a vazão de entrada dividida pela área superficial total (NOVOTNY, 2003), e que não deve ultrapassar 5 cm/dia, segundo a *Water Pollution Control Federation*, de 1990.

Por fim, a vegetação a ser introduzida nas *wetlands* artificiais deve contemplar, principalmente, macrófitas aquáticas, com excelente adaptação a ambientes saturados (TOMAZ, 2006). Os principais grupos de macrófitas são (ESTEVEZ, 1998): macrófitas aquáticas submersas livres, macrófitas aquáticas submersas enraizadas, macrófitas aquáticas emersas e macrófitas aquáticas flutuantes.

A melhor maneira de implementar a vegetação em uma *wetland* é transportar espécies vivas criadas em ambientes adequados, ao invés da semeadura direta (TOMAZ, 2006). A correta espécie a ser introduzida deve ser estudada e avaliada por profissionais competentes, como biólogos e agrônomos.

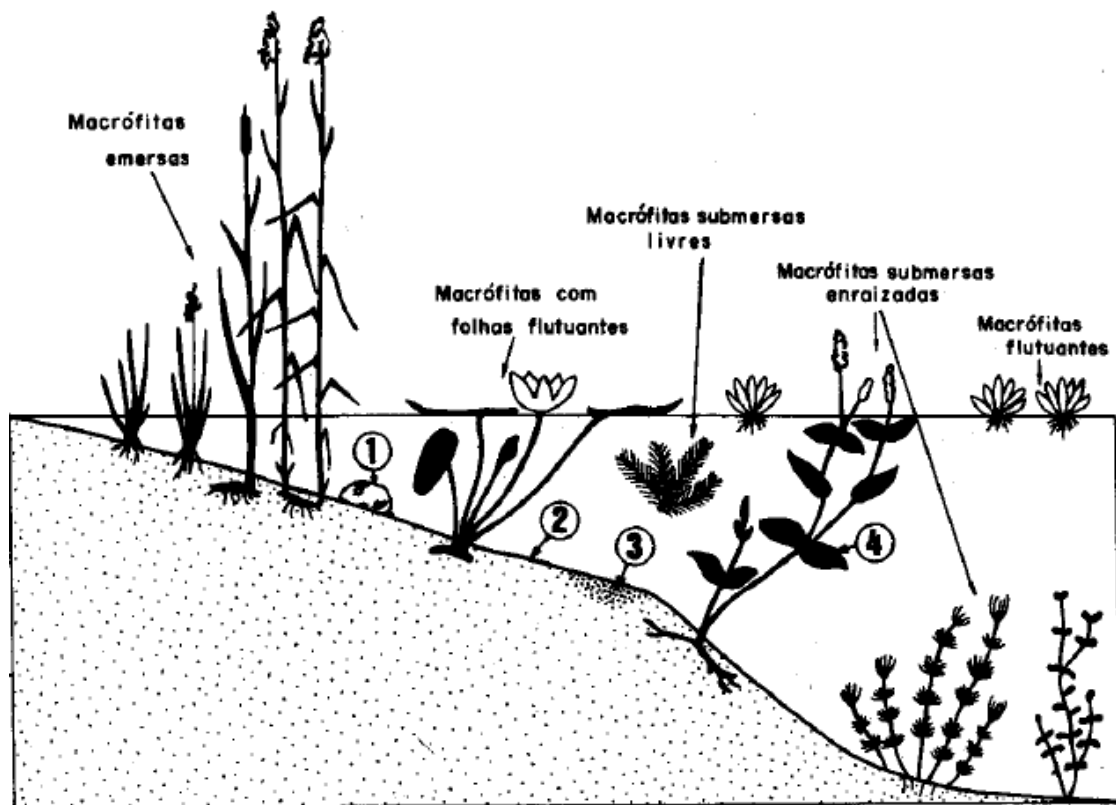


Figura 29 - Grupos de macrófitas e outras comunidades aquáticas, com destaque para: (1) a comunidade epilítica, (2) comunidade epipéllica, (3) comunidade episâmica e (4) comunidade epifítica. Fonte: Esteves, 1998.

The Pocket Stormwater Wetland

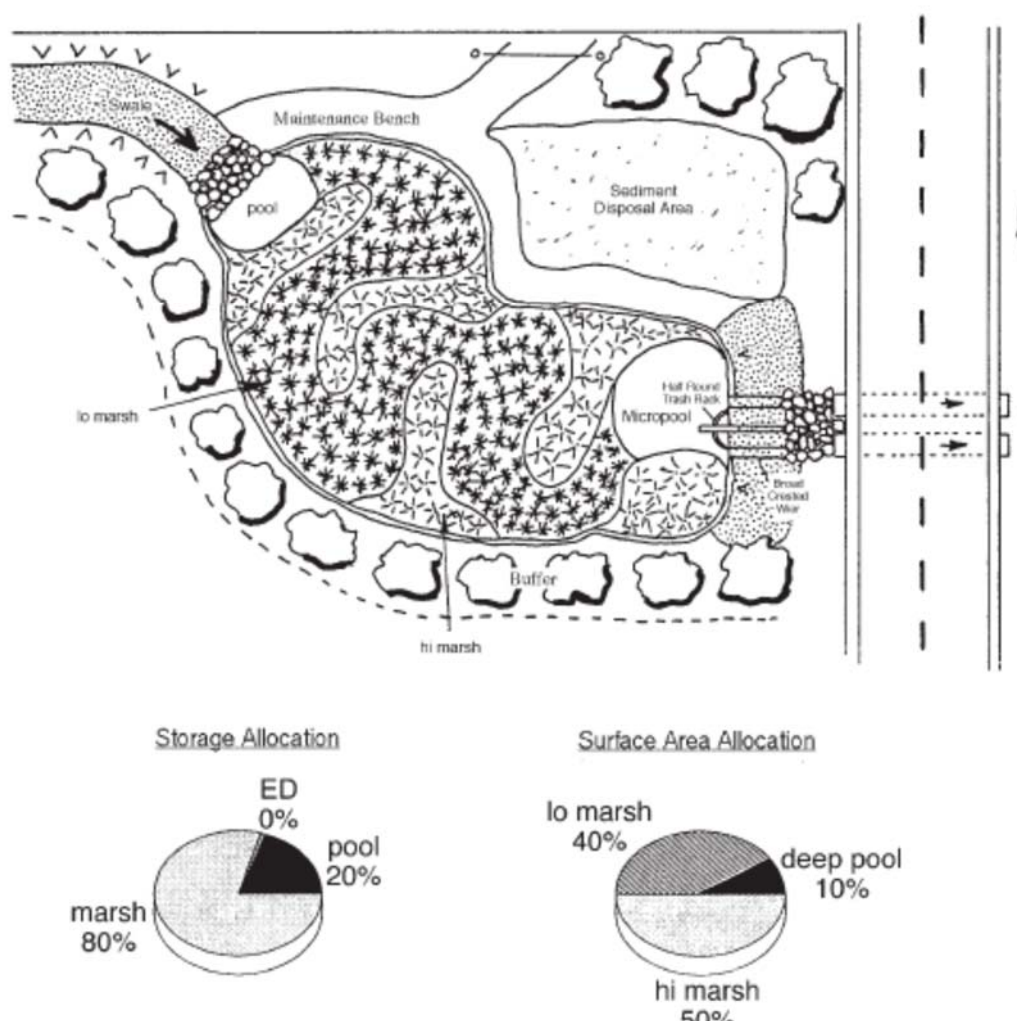


Figura 30 - Planta esquemática de uma wetland. Fonte: Estado de Massachusetts, 1997.

Por se tratar de sistemas próximos aos naturais, a manutenção das *wetlands* é simples, resumindo-se em vistorias periódicas dos dispositivos de entrada e saída do fluxo d'água, verificação da profundidade dos sedimentos depositados para eventual limpeza e remoção, avaliação do volume de água nas épocas de seca e estiagem, entre outros (A HANDBOOK OF CONSTRUCTED WETLANDS, 1992). Segundo Kadlec e Wallace, 2009, o custo anual de operação e manutenção de uma *wetland* é em torno de US\$ 2.000,00/ha.

A principal desvantagem da utilização de *wetlands* artificiais para o controle da poluição difusa, especialmente em grandes centros urbanos adensados, é a necessidade de áreas grandes, normalmente superiores a 4 ha, que muitas vezes inviabilizam o projeto e a execução dessa prática de manejo de águas pluviais (NOVOTNY, 2003).

iii. PARQUES LINEARES

O conceito de parques lineares surgiu dos movimentos dos parques urbanos, iniciados entre o século XVIII e XIX, na Europa, especialmente França e Inglaterra, e também nos EUA. O que todos esses movimentos têm em comum é a ideia de utilizar áreas verdes para atenuar os problemas estéticos e ambientais advindos da urbanização desorganizada e do adensamento populacional intenso nas grandes metrópoles (FRIEDRICH, 2007).

Recentemente, tem-se pensado nesses parques verdes ao longo de rios e córregos urbanos, restituindo as áreas ciliares próximas às suas condições originais, respeitando assim as zonas de várzea e alagamento naturais dos corpos hídricos, minimizando problemas relacionados às enchentes.

Outra vantagem significativa dos parques lineares é o aproveitamento paisagístico e recreacional dessas áreas, que servem como zonas de convívio da população com a natureza, com outros munícipes e também como zonas de lazer e descanso, através da instalação de equipamentos e unidades como quadras, ciclovias e parquinhos.

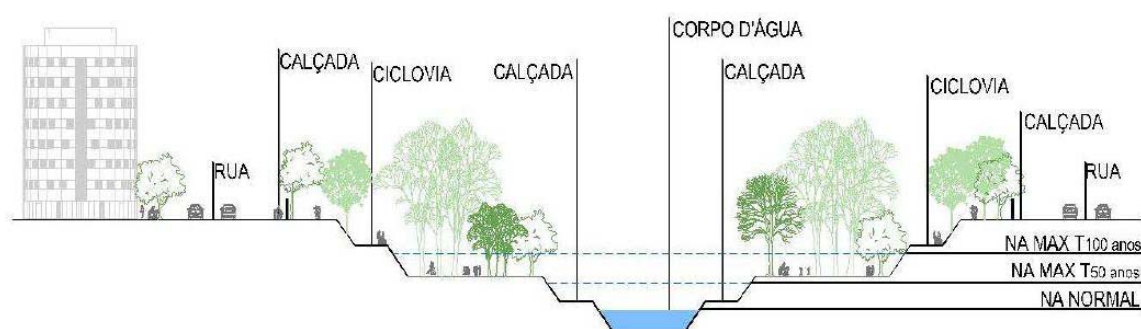


Figura 31 - Desenho esquemático mostrando um parque linear como ferramenta para controle de enchentes. Fonte SILVA, 2014.

4.4.4. SELEÇÃO DAS MPM (OU BMPs)

Cada prática de manejo, para controle da poluição difusa, apresentada acima, deve ser minuciosamente estudada e avaliada, antes da implementação na bacia escolhida. É fundamental o estudo completo da bacia de contribuição, com a definição dos tipos de usos e ocupações do solo, do regime pluviométrico, medidas de controle existentes, entre outros.

A seguir, são apresentadas três tabelas com as respectivas eficiências de remoção e tratamento dos contaminantes presentes nos escoamentos pluviais, custos médios de execução e manutenção, retiradas do livro de Tomaz, 2006.

Tabela 15 - Matriz de remoção de poluentes. Fonte: adaptada de Estado de Vermont, 2000.

BMP	SST (%)	P (%)	N (%)	METAIS (%)
Bacias de detenção	80	51	33	62
Wetlands	76	49	30	42
Filtração	86	59	38	69
Trincheira de Infiltração	95	80	51	99
Canais gramados	84	34	84	70

Tabela 16 – Custo típico estimado para BMP's. Fonte: adaptada de ASCE, 1998.

BMP	Custo típico (US\$/m³)
Bacias de detenção	18 a 35
Wetlands	21 a 44
Filtração	106 a 212
Trincheira de Infiltração	141
Canais gramados	18

Tabela 17 – Custos típicos de obras estruturais de BMP's. Fonte: adaptada de Florida Urban Stormwater Management System, 2002.

BMP	Custo típico (US\$/m³)	Manutenção e operação
Bacias de detenção	18 a 36	Anual, de 3% a 5% do custo inicial
Wetlands	2 a 36	Anual, de 1% a 5% do custo inicial
Faixa de filtros gramados	14	Anual, de US\$ 250/ha a US\$ 3500/ha
Trincheira de infiltração	89 a 281	3% a 20% do custo inicial, a partir de 5 anos
Canais gramados	6 a 17	Anualmente, 5% a 7% do custo inicial
Estruturas de entrada	US\$ 1100 a US\$ 3000, por unidade	US\$ 7,5 a US\$ 90, por unidade, anualmente
Estruturas de separação das águas	US\$ 2300 a US\$ 40000, por unidade	Inferior a US\$ 1000 por ano

Quanto às medidas não-estruturais, como limpeza das ruas, educação pública e programas governamentais, é muito difícil se ter um valor exato para quantificar os custos médios, variando enormemente de acordo com as características da população e com as particularidades da comunidade, bairro ou cidade (TOMAZ, 2006).

As leis de uso e ocupação do solo são a maneira mais eficiente de minimizar os impactos negativos oriundos da urbanização, reduzindo áreas impermeáveis e estimulando a criação de zonas verdes, com vegetação nativa e preservação das áreas riparianas às margens dos corpos hídricos (ASCE, 1997).

Independentemente da solução adotada, deve-se sempre pensar em uma abordagem holística da gestão de recursos hídricos em ambientes urbanos, atuando através de medidas práticas e estruturais, sem jamais abrir mão de programas educacionais e governamentais, que estimulem a participação popular e o envolvimento de toda a comunidade, na preservação dos corpos hídricos urbanos e na melhoria da qualidade de vida em grandes cidades.

A partir do conhecimento e das informações levantadas, nessa primeira etapa do trabalho de formatura, podemos pensar no seguinte planejamento para as etapas subsequentes:

- I. Definição de uma sub-bacia hidrográfica, com atenção especial para comunidades vulneráveis;

- II. Levantamento de dados e informações necessárias, incluindo visitas de campo e amostragens, para propor um projeto de revitalização dos corpos hídricos existentes nessa sub-bacia;
- III. Escolha do método de quantificação da carga de poluição difusa a partir dos levantamentos feitos nesta primeira etapa;
- IV. Escolha dos dispositivos de controle mais adequados para tratamento da carga de poluição difusa, calculada a partir do método escolhido;
- V. Dimensionamento dos dispositivos estruturais adotados com envolvimento da comunidade e discussão das medidas não estruturais pertinentes a serem aplicadas na sub-bacia.

5. CARACTERIZAÇÃO E DIAGNÓSTICO DA SUB-BACIA DO CÓRREGO DO SAPÉ

5.1. JUSTIFICATIVA DA ESCOLHA DA SUB-BACIA DO CÓRREGO DO SAPÉ

Para avaliar a influência da poluição difusa nos corpos hídricos urbanos e propor medidas de controle capazes de reduzir a carga de poluição difusa, auxiliando no processo de recuperação dos rios nas cidades, devemos escolher uma sub-bacia para estudo, onde será possível estimar as contribuições da carga difusa a partir dos diferentes usos do solo.

De início, selecionamos duas sub-bacias pertencentes à bacia hidrográfica do córrego Jaguaré, na região do Rio Pequeno em São Paulo-SP: a sub-bacia do córrego Água Podre e a sub-bacia do córrego do Sapé. A escolha dessa região foi motivada por diversos motivos, o primeiro deles, a disponibilidade de dados necessários para a elaboração desse trabalho, por conta do estudo de revitalização da bacia hidrográfica do Jaguaré, que está sendo desenvolvido pela Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica (FCTH). A Figura 32 mostra a localização das duas sub-bacias na bacia hidrográfica do córrego Jaguaré.

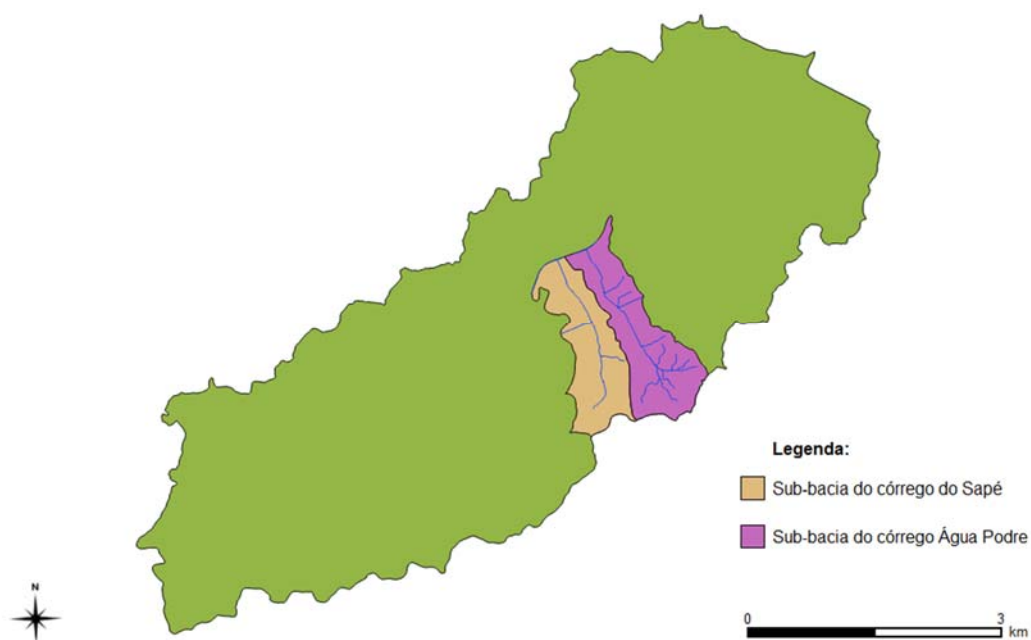


Figura 32 - Localização das sub-bacias na bacia hidrográfica do córrego Jaguaré. Fonte: Adaptados pelos autores a partir de FCTH, 2016.

Além disso, a região em questão é uma área urbana consolidada, de vulnerabilidade social, com diferentes tipos de usos do solo, destacando-se as favelas, e onde a relação da população com os córregos é de total descaso. A poluição dos corpos d'água é facilmente verificada e a população sofre com inundações, problemas de acúmulo de resíduos sólidos e mau odor dos rios. Sendo assim, torna-se necessário uma análise detalhada sobre quais são os principais fatores que interferem no processo de poluição difusa nos corpos hídricos urbanos.

A Figura 33 e Figura 34 mostram a condição atual das duas sub-bacias, onde é possível verificar a péssima situação em que se encontram os dois córregos. As figuras foram criadas a partir de fotos feitas em visitas de campo para o reconhecimento da região a fim de entender melhor os problemas da bacia e para a escolha da área mais adequada para ser o objeto de estudo desse trabalho.



Foto A



Foto B

Figura 33 - Condições atuais do córrego Água Podre. Foto A: Trecho do córrego com margens naturais e acúmulo de resíduos sólidos. Foto B: Trecho próximo às nascentes do córrego com acúmulo de entulho.

Fonte: Fotos dos autores, 2016.



Foto A



Foto B

Figura 34 - Condições atuais do córrego do Sapé. Foto A: Trecho do córrego com acúmulo de resíduos sólidos após a conclusão do parque linear. Foto B: Acúmulo de resíduos no interceptor de esgoto próximo a chegada do afluente no córrego Jaguaré. Fonte: Fotos dos autores, 2016.

O córrego do Sapé foi objeto do programa Córrego Limpo da PMSP e da Sabesp, que visa à despoluição dos rios a partir do controle das cargas pontuais a partir da correção das deficiências do sistema de coleta e transporte de esgoto. Com isso, a qualidade da água no córrego melhorou significativamente, já que houve abatimento de grande parte das cargas pontuais. Além disso, a área foi contemplada com intervenções para urbanização das favelas e com a criação de um parque linear ao longo do córrego, integrando esse à paisagem da região.

Além disso, tínhamos disponível uma dissertação de mestrado, elaborada por SILVA, 2014, com o tema de recuperação de córregos urbanos e um estudo de caso do córrego do Sapé.

Sendo assim, tínhamos disponível uma grande quantidade de dados e uma análise detalhada sobre o córrego em questão.

Por conta do que foi exposto aqui nesse item, optamos por fazer a escolha da sub-bacia do córrego do Sapé, onde será possível fazer um estudo mais completo e significativo sobre os efeitos da poluição difusa.

5.2. DESCRIÇÃO DA SUB-BACIA DO CÓRREGO DO SAPÉ

O córrego do Sapé está localizado na subprefeitura do Butantã, Zona Oeste da cidade de São Paulo - SP, e constitui uma sub-bacia contribuinte da bacia hidrográfica do córrego Jaguaré, o qual é afluente de um dos principais corpos hídricos da RMSP, o rio Pinheiros. Sabe-se que o perímetro da bacia do Jaguaré é de 31,4 km e a área ocupada, de aproximadamente 28 km², equivale a cerca de 10% de sua bacia principal.

Já a sub-bacia do Sapé ocupa uma área de 1,2 km² (4,3% da área da bacia do Jaguaré), conta com uma população de quase 17 mil habitantes, e altitude média em relação ao nível do mar de 766 m (FCTH, 2016). O córrego do Sapé é um corpo hídrico perene, intermitente e um valor representativo da largura da seção do canal construído no córrego é 3,5 m. A Figura 35 ilustra a localização e alguns parâmetros fisiográficos da sub-bacia em questão.

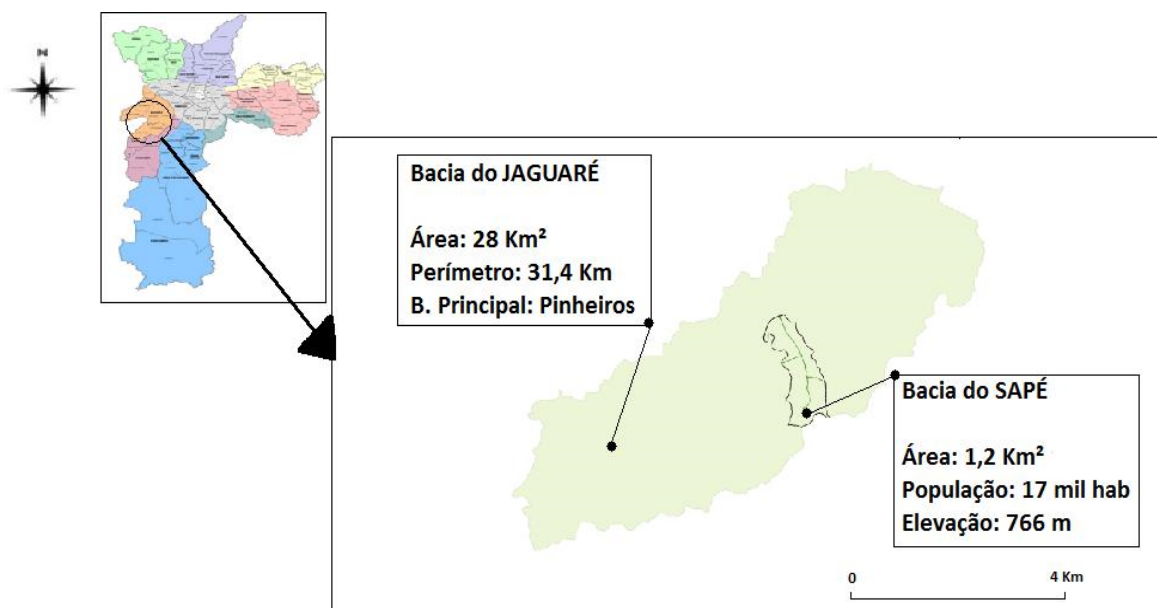


Figura 35 - Localização do córrego do Sapé e delimitação de sua sub-bacia inserida na bacia do Jaguaré em São Paulo - SP. Fonte: Elaborado pelos autores.

A ilustração seguinte mostra a localização e a disposição da sub-bacia hidrográfica do córrego do Sapé e duas de suas três principais vias de acesso, quais sejam: a Avenida Escola Politécnica, a Avenida do Rio Pequeno e a Rodovia Raposo Tavares. Esta rodovia, além de significativas emissões atmosféricas, contribui para a carga difusa, principalmente do Trecho

1 do córrego, devido ao escoamento superficial pela microdrenagem urbana, que carrega óleos, graxas, resíduos sólidos (bitucas de cigarro, embalagens etc), material particulado depositado na Rodovia, entre outros contaminantes para a nascente do córrego.

A área da nascente do sapé, indicada na Figura 36, possui ocupação residencial adensada, apresentando moradias de baixo e médio padrão, áreas verdes restritas e tráfego intenso. Já a região da foz do córrego do Sapé, entre as avenidas do Rio Pequeno e Jaguaré, é caracterizada por um uso intenso do solo ocupado por uma expressiva malha de atividades comerciais e serviços do bairro do Rio Pequeno além do intenso fluxo viário nas duas avenidas.

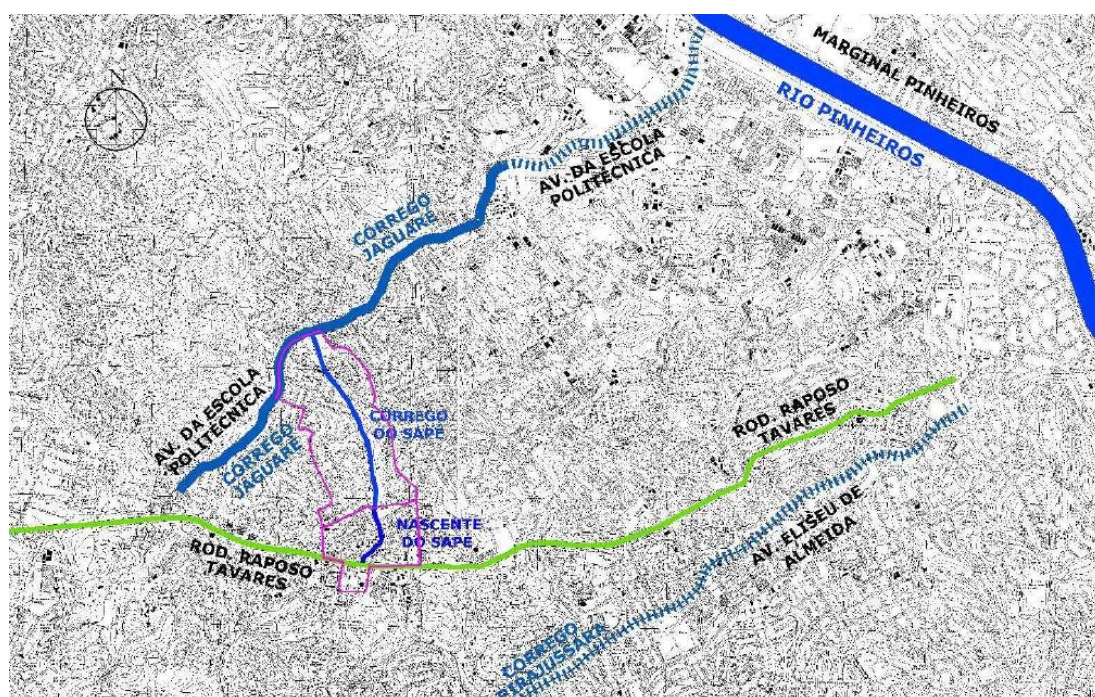


Figura 36 - Córrego do Sapé: Localização, disposição espacial e vias de acesso. Fonte: Silva, 2014.

A Figura 37 é um mapa digital georreferenciado que mostra com maior detalhamento a bacia do córrego Sapé e explicita concomitantemente a disposição da malha viária e da topografia local. Além disso, ilustra a subdivisão da área no Trecho 1 (0,5 km²), contendo a nascente do curso d'água principal do Sapé, e no Trecho 2 (0,7 km²), englobando a região restante, que contém a favela do Sapé e a foz do córrego (que se localiza na Avenida Escola Politécnica). Além do mais, pode-se notar a localização do ponto de amostragem para análise de DBO_{5,20} feita pela SABESP antes da execução do programa, conforme indicado na mesma figura.

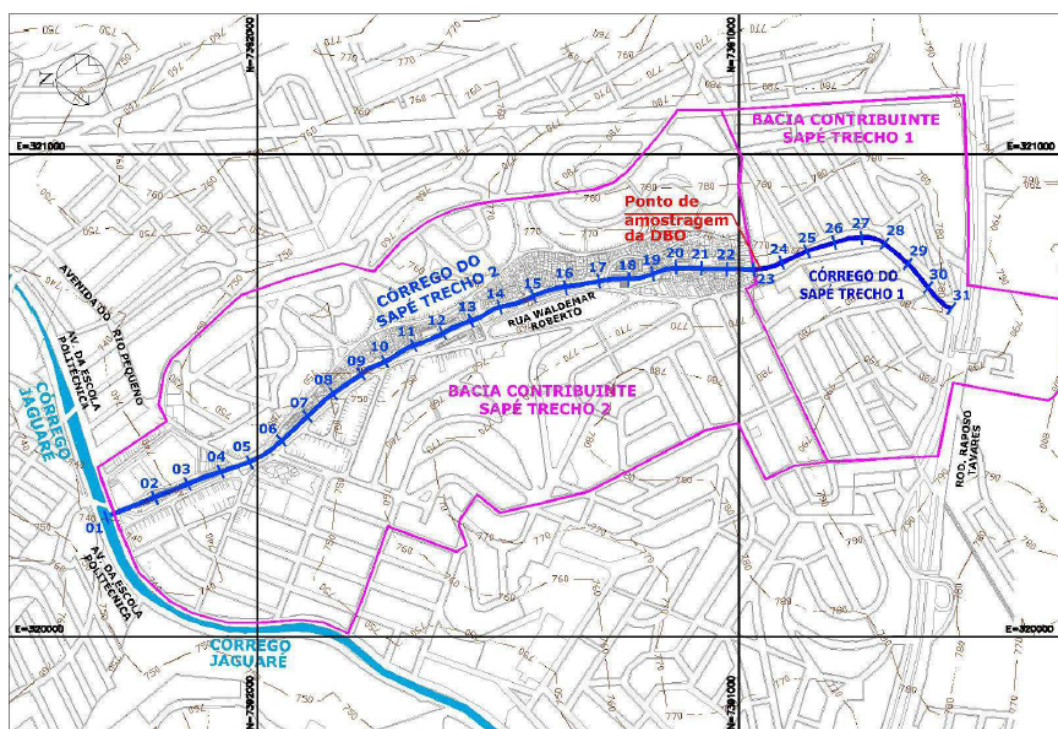


Figura 37 - Córrego do Sapé: Bacia Contribuinte. Fonte: Silva, 2014.

A Tabela 18 seguinte caracteriza a sub-bacia do Sapé quanto aos aspectos fisiográficos do corpo hídrico. Estes dados foram gerados através do software de geoprocessamento Quantum GIS, o qual possibilitou a manipulação de mapas digitais da sub-bacia do Sapé contendo dados levantados pelo monitoramento da FCTH (cálculos dos índices abaixo baseado em LEÃO, R., 2009).

Tabela 18 - Caracterização Fisiográfica da Sub-bacia do Sapé. Fonte: Elaborado pelos autores a partir de FCTH, 2016.

Sub-bacia do Sapé	
Parâmetros Fisiográficos	Valores
Localização Geográfica	46° 45' 28" Longitude Oeste 23° 34' 37" Latitude Sul
Área da Sub-Bacia Hidrográfica (A)	1,2 km ²
Extensão do Curso Principal (E)	2,0 km
Quantidade de Tributários	2
Densidade de Drenagem ($Dd = L/A$)	2,25 km/km ² (Capacidade de Drenagem Média)
Índice de Sinuosidade [$IS = 100.(E-Ev)$]	18,1 (Muito Reto)
Perímetro (Pm)	6,6 Km
Coeficiente Compacidade [$Kc = 0,28.Pm/(A)^{0,5}$]	1,69 (Formato Alongado)
Fator de forma ($Kf = A/E^2$)	0,3 km ² /km ²
Índice de Extensão Média do Escoamento ($I = A/4L$)	111,11 m
Índice de Circularidade ($IC = 12,57. A/Pm^2$)	0,35 km ² /km ²
Altitude Máx	807 m
Altitude Mín	728 m
Altitude Média	766 m
Extensão Total dos Cursos D'Água (L)	2,7 km

Como se pode depreender do Índice de Sinuosidade e das figuras acima, a sub-bacia do Sapé possui um formato alongado e os meandros do córrego são pouco sinuosos, isto é, o curso d'água principal é considerado retilíneo. Com isso, pode-se inferir que a tendência de formação de enchentes é baixa em relação ao aspecto do índice de compacidade, porém é inegável o impacto do uso urbano intenso do solo que propicia uma menor infiltração para o escoamento básico sub-superficial e conseqüentemente gera um escoamento superficial direto mais intenso, isto é, com maiores vazões, o que pode resultar em inundações e enchentes durante os períodos de chuvas intensas.

A densidade de drenagem pode variar de 0,5 km/km² em bacias com drenagem pobre a 3,5 km/km², ou mais, em bacias bem drenadas, indicando, assim, que a sub-bacia do Sapé possui capacidade de drenagem média (VILLELA & MATTOS, 1975). Com isso, pode-se afirmar que a sub-bacia em estudo apresenta uma profunda dissecação fluvial e perenidade, devido a uma pluviosidade elevada, ocasionando uma erosão expressiva pelo córrego.

Em se tratando do uso e ocupação do solo, e segundo este mesmo monitoramento do FCTH, a bacia do Sapé apresenta oito tipos diferentes, tais quais: Favela, Viário, Industrial, Massa D'Água, Residencial Horizontal ou Residencial Vertical (ambos podendo ser de padrão Baixo ou Médio-Alto), Comércio e Serviços (em Área Pavimentada ou não) e Áreas Verdes (Praças, Área Associada ao Viário ou ao Industrial). O uso predominante é o Residencial.

Historicamente, a ocupação das APP's (Áreas de Preservação Permanente) das margens do córrego do Sapé bem como o intenso crescimento das atividades antrópicas na região da bacia do Sapé, nas últimas décadas, alterou substancialmente a configuração dos usos e tipos de ocupação do solo e consequentemente interferiu na dinâmica natural do ciclo da água local. Isso se deve à alteração dos parâmetros hidrológicos do corpo hídrico, principalmente pela redução substancial da área de infiltração de águas pluviais no solo, o que incitou o aumento da vazão do escoamento superficial direto que transporta as cargas difusas, além de contribuir para o aumento da probabilidade de enchentes e rompimento de taludes, entre outros impactos. Ademais, a falta de conscientização e cultura ecológica impeliu a permanência da prática da disposição de RSU no córrego, pontos viciados de disposição irregular e uma grande quantidade de resíduos sólidos despejados diretamente no curso d'água.

Um fenômeno típico da expansão da urbanização nos grandes centros urbanos é a ocupação, pela população socialmente vulnerável, de áreas ambientalmente frágeis, como encostas de morros e margens de cursos d'água. Esse processo pode ser observado na sub-bacia do córrego do Sapé, onde uma grande parcela da população vive em sub-moradia sob condições insalubres. Portanto, a conscientização da população em relação à importância da conservação dos serviços ecossistêmicos oferecidos pelo córrego do Sapé, bem como a preocupação com a limpeza e cuidado do mesmo é muito pequena, fato que foi comprovado através da entrevista feita com os moradores do local.



Figura 38 - Ocupação irregular de favela nas margens do córrego do Sapé: emissão de efluentes domésticos e disposição de RSU no córrego. Fonte: Anelli, 2012.



Figura 39 - Favela do Sapé antes das obras de habitação social: “pontos viciados” de disposição inadequada de RSU nas margens do córrego. Fonte: blog do Sapé, 2016.



Figura 40 - Emissão de efluente sanitário no córrego do Sapé. Fonte: visita técnica realizada pelos autores em 29/09/2016.



Foto A

Foto B

Figura 41 - Foto A: Habitações sociais e infraestrutura urbana e sanitária finalizadas. Foto B: Ocupação irregular e RSU no córrego do Sapé . Fonte: Visita técnica realizada pelos autores em 29/09/2016.



Foto A

Foto B

Figura 42 - Foto A: Região próxima à foz do córrego do Sapé. RSU retidos em tubulação irregular do sistema de esgotamento sanitário. Foto B: RSU não retidos que, passando por baixo da Av. Escola Politécnica, são lançados no córrego Jaguaré. Fonte: visita técnica realizada pelos autores em 29/09/2016

5.3. PROGRAMA CÓRREGO LIMPO

Apesar dos severos impactos danosos à sub-bacia do Sapé, sofridos com os efeitos da alteração do uso e da intensa e rápida ocupação urbana na região, o córrego se recuperou significativamente com as ações do Programa Córrego Limpo do PMSP em parceria com a Sabesp, com a implantação do projeto de urbanização da Favela do Sapé e com os esforços da comunidade local que organizou mutirões de limpeza dos RSU dispostos no leito e margens do Sapé.

O Programa Córrego Limpo é um programa que atua na despoluição dos corpos d'água, da região metropolitana de São Paulo, através do controle das cargas pontuais de poluição, agindo principalmente na otimização dos sistemas de esgotamento sanitário. Esse programa é pioneiro no que se refere à adoção de medidas que integram a população no processo de recuperação dos corpos hídricos, pois implementa nas bacias um programa de governança colaborativa, integrando a população residente dessas áreas com os córregos, através da governança colaborativa (SILVA, 2014).



Figura 43 - Mutirão de Limpeza do córrego do Sapé. Fonte: Portal da Prefeitura, acessado em setembro de 2016.

O Programa Córrego Limpo classificou o córrego do Sapé em relação à $DBO_{5,20}$ como de “condições boas a naturais”. Após a conclusão do primeiro trecho, a $DBO_{5,20}$ mínima registrada, no ponto de monitoramento indicado na **Erro! Fonte de referência não encontrada.**, foi de 6,0mg/L. Porém, devido à carga accidental sazonal em alguns períodos, a DBO chegou a atingir 170 mg/L. Antes das intervenções, a $DBO_{5,20}$ máxima registrada foi de 440 mg/L.

A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** apresenta os dados coletados no ponto de amostragem indicados, explicitando a correlação entre o hidrograma e o polutograma do córrego do Sapé, o que permite a análise dos parâmetros físico-químico das águas do córrego do Sapé, em função dos eventos de chuva monitorados.

Desta análise, portanto, além de picos do polutograma (como o *outlier*) que podem indicar um vazamento de tubulação de esgotamento sanitário ou até mesmo lançamento “clandestino” de águas residuárias, pode-se observar que a qualidade da água do córrego piora substancialmente em períodos hidrológicos de estiagem (abril até outubro), principalmente antes das intervenções do PCL, quando a DBO chegou a apresentar valores de

até 100 a 450 mg/L. E, no caso contrário, quando há alto índice de precipitação, o valor da concentração do poluente é abatido significativamente. Além disso, nota-se a eficiência, mesmo que parcial, das ações mitigadoras de poluição do Programa Córrego Limpo.

A característica de parcialidade das melhorias desse programa se justifica pela construção parcial e insuficiente de obras de habitação social, somado ao fato de que após alguns anos do monitoramento, ainda há significativos lançamentos clandestinos de águas residuárias domésticas e industriais, bem como vazamentos, infiltrações e irregularidades infraestruturais, como explicitam as Figuras 40 e 42.

Isso indica que, apesar de as ações tomadas terem gerado resultados positivos quanto à recuperação do córrego do Sapé, diversos aspectos ambientais ainda comprometem a qualidade do curso d'água bem como a qualidade de vida da comunidade local. Como exemplo desses aspectos, pode-se citar a gestão de RSU que não é adequada à recuperação da qualidade do córrego, bem como o serviço de varrição, apontando que um dos maiores desafios a serem enfrentados a fim de se recuperar a qualidade do corpo hídrico é a implantação de uma gestão eficaz de RSU, concomitantemente com a conscientização da população quanto à necessidade de gestão adequada desses resíduos, juntamente com o controle da carga difusa.

Vale salientar que o investimento exclusivo em abatimento da poluição difusa não é a solução mais adequada sob a ótica da engenharia ambiental e sanitária, a qual sugere que a redução das cargas difusas é mais eficiente quando possui função complementar a uma série de diretrizes emergenciais e, logo, prioritárias das quais a sub-bacia em questão ainda carece. Como exemplo, pode-se citar: a implantação de uma infraestrutura urbanística de qualidade; implantação de uma gestão dos RSU eficaz na região, considerar a frequência de serviços de varrição das vias e quadras públicas e pontos de disposição de RSU suficientes e adequados; priorização pelo modal cicloviário, pois o tráfego intenso na região contribui expressivamente para o aporte de cargas difusas; e também conscientização da população quanto aos impactos negativos gerados ao meio ambiente e à comunidade, decorrente das atividades antrópicas não planejadas.

O projeto de urbanização da favela do Sapé, com a completa implantação do Parque Linear do Sapé, iniciou-se pela canalização do córrego no perímetro adensado pela comunidade (1 km) de maneira irregular e danosa. Esse tipo de regularização traz como benefício imediato um aumento da segurança no que se refere ao risco de alagamento de áreas marginais ocupadas, provocadas por enchentes, inundações e extravasamento do nível da água máximo do canal (SILVA, 2014). Tal fenômeno tem menor frequência em ambientes naturais, porém em áreas urbanas é mais comum, devido à intensa impermeabilização do solo (CANHOLI, 2005). A Figura 45 mostra em detalhe a seção da nascente do córrego do Sapé antes e depois das ações do Programa Córrego Limpo.



Figura 44 - Nascente do Sapé: detalhe do canal em 12/08/2008 (foto da esquerda) e em 17/02/2012. Fonte: Silva, 2013.

Outras medidas da primeira fase do programa córrego limpo envolvem a remoção das moradias instaladas irregularmente às margens do Sapé e seu reassentamento em moradias populares, construção de ciclovias e equipamentos de lazer, construção de pontes e travessias, entre outras melhorias.



Figura 45 - Perímetro de 1 km ao longo das margens do córrego Sapé, no bairro do Rio Pequeno, em São Paulo, foi desabitado para obras de arte especiais, canalização, paisagismo e ciclovia. Fonte: Silva, 2014.

À jusante, o trecho 2 contém na região lindeira do córrego a favela do Sapé, a qual foi beneficiada pela implantação de obras infraestruturais de urbanização e regularização da área que resultarão na construção completa do Parque Linear do Sapé.

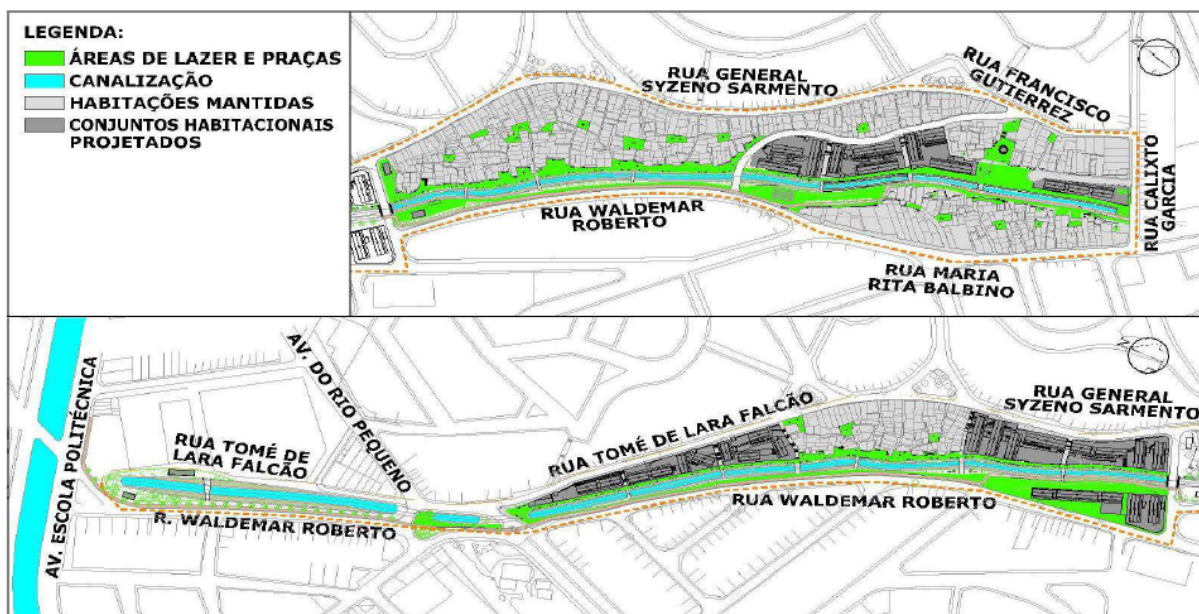


Figura 46 - Parque Linear 28 – Trecho 2 – concepção. Fonte: Silva, 2014.



Figura 47 - Modelagem do projeto de revitalização do córrego do Sapé. Fonte: Silva, 2014.

Ao desenvolver a geometria das seções do canal - de acordo com as diretrizes do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) e considerando tempo de retorno de 100 anos (TR 100) - os projetistas procuraram respeitar a topografia original do leito, sem alterar substancialmente as cotas de fundo e largura do córrego. Foram utilizadas seções hidráulicas variadas, mistas, em T e retas.

A canalização foi realizada com muros de gabião e com fundo de colchão reto, garantindo que o fluxo do córrego se mantenha com velocidade constante, além de facilitar a própria

drenagem do córrego. Segundo Silva (2014), o gabião possui vantagem por ser de fácil implantação, porém de difícil manutenção e prejudica o estabelecimento de uma biota diversificada.



Figura 48 - Obras de intervenção no sistema de esgotamento sanitário. Foto à esquerda: implantação e coletores-tronco. Foto à direita: Obra de canalização do córrego do Sapé e implantação da infraestrutura do “parque linear” do Sapé. Fonte: Anelli, 2012.



Figura 49 - Favela do Sapé. Foto à esquerda: após a canalização do córrego e intervenções no sistema de esgotamento sanitário. Foto à direita: obras de habitação social e infraestrutura urbana sendo construídos. Fonte: Silva, 2014.

Além disso, ao longo de todo o curso do canal implantado, em ambas as margens, foram instalados coletores-tronco responsáveis por receber a maior porcentagem das vazões de efluentes domésticos da área da favela (cerca de 121 m²), que antes das obras eram lançadas diretamente no córrego.

6. ANÁLISE DOS DADOS COLETADOS

6.1. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA SUB-BACIA DO SAPÉ

A sub-bacia do córrego do Sapé é caracterizada por diversos tipos de uso do solo, sendo predominante o uso residencial. A Figura 50 mostra um mapa com os principais usos do solo na área compreendida pela sub-bacia. A região é dividida em Residencial, Área verde, Comércio e Serviço, Favela, Industrial e Viário.

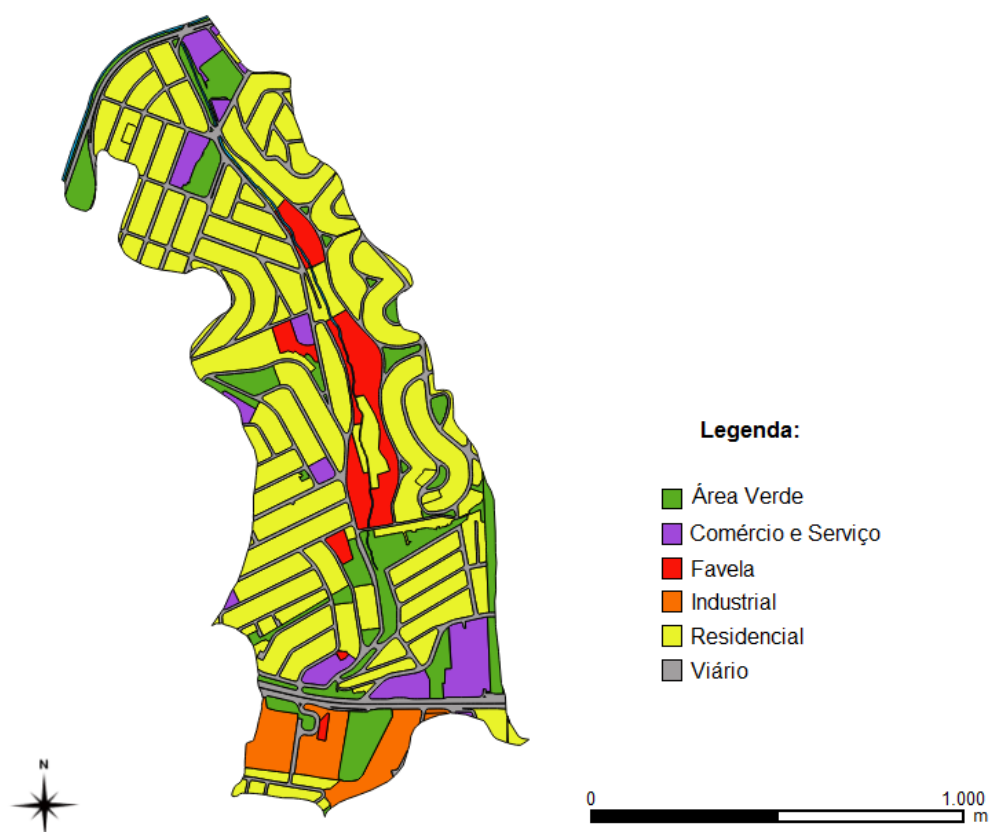


Figura 50 - Usos do Solo na sub-bacia do córrego do Sapé. Fonte: Elaborado pelos autores a partir de FCTH, 2016.

Como podemos identificar, a área de uso residencial ocupa cerca de 50% da área total da sub-bacia, sendo esse uso distribuído uniformemente pela bacia. As áreas verdes ocupam cerca de 16% da área total da microbacia, distribuídas ao longo de toda a sub-bacia. As áreas de favela ocupam 4% da região e estão localizadas nas proximidades do córrego. Os usos industrial e de comércio e serviços são menos significativos, apresentando respectivamente, cerca de 5% e 7% da área total da sub-bacia, a distribuição do uso residencial é mais concentrada na região das nascentes da bacia, por conta da proximidade com a rodovia Raposo Tavares, onde é um polo industrial, já as áreas de comércio e serviços estão distribuídas ao longo da extensão da sub-bacia.

É possível ainda fazer distinção entre as áreas residenciais com relação à classe do uso, ou seja, classificando-as em uso residencial de baixo, médio e alto padrão. A Figura 51 mostra um mapa que classifica as áreas residenciais e de favela entre alto e médio padrão e baixo padrão. Como é possível observar, as áreas mais precárias de moradia encontram-se próximas ao córrego, enquanto as áreas de maior poder aquisitivo estão dispostas nas partes altas da sub-bacia. Esse fato mostra que a população de baixa renda é a que mais sofre com os problemas causados pelo córrego, por conta da proximidade, essas áreas estão sujeitas a alagamentos, proliferação de vetores e mau odor e problemas com os resíduos sólidos.

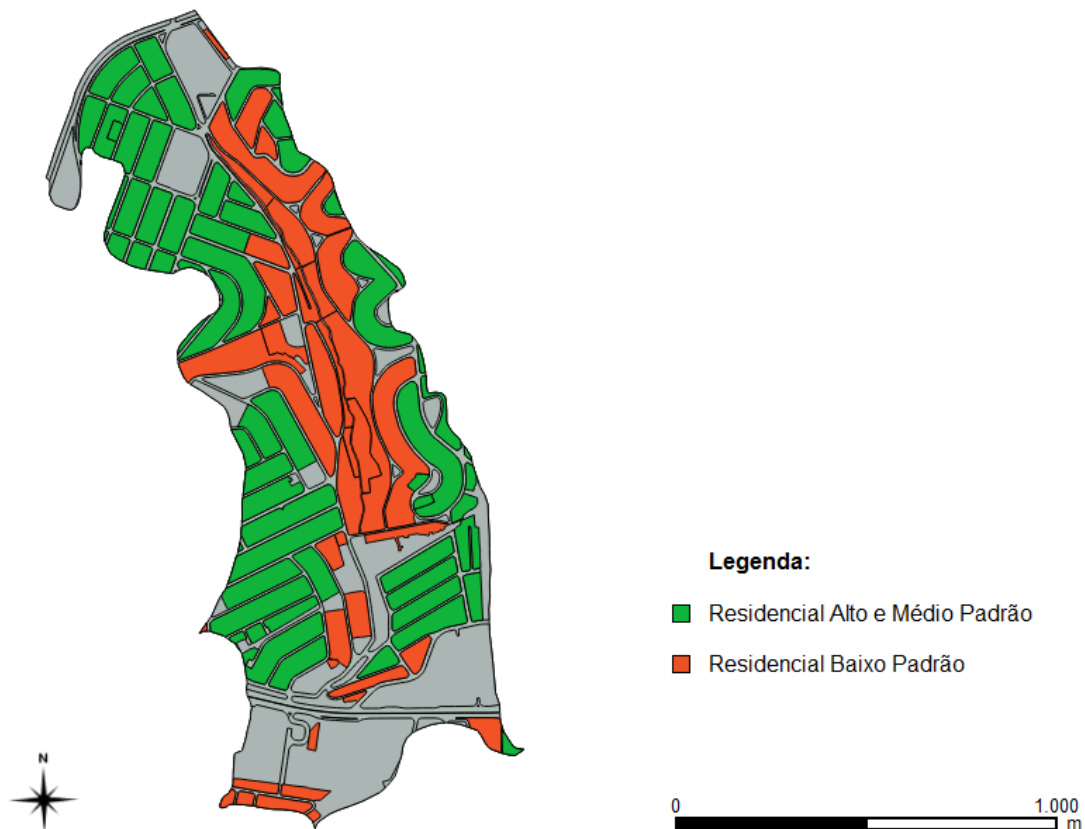


Figura 51 - Classe do uso residencial e de favelas. Fonte: Elaborado pelos autores a partir de FCTH, 2016.

7. CÁLCULO DA CARGA DE POLUIÇÃO DIFUSA

Conforme apresentado no trabalho de formatura I, existem diversas metodologias para o cálculo e estimativa da carga de poluição difusa de uma microbacia de drenagem, podendo destacar duas metodologias principais: o método da Unidade de carga (UC) e da CME, isto é, a Concentração Média de Evento (NOVOTNY, 2003). Com o método da Unidade de Carga (UC) é possível determinar as cargas anuais ou diárias das bacias, a partir dos diferentes tipos de ocupação do solo, porém não considerados os efeitos de transporte de poluentes ao longo dos eventos chuvosos. Já a CME, avalia os impactos causados pela carga difusa diretamente

no corpo hídrico, monitorado através dos parâmetros de qualidade da água (SILVA, 2014). A seguir será detalhada a aplicação do método UC (ou CE) na bacia do Sapé, uma vez que este foi o método escolhido para o trabalho em questão, por se caracterizar pela simplicidade na formulação matemática bem como por ter sido o método utilizado com maior frequência na bibliografia, particularmente em SILVA (2014), em que consta valores de CE estimados para a região do Sapé a partir dos diversos usos e tipo de ocupação do solo.

7.1. ESCOLHA DA MICROBACIA DE CONTRIBUIÇÃO

Para a escolha dos dispositivos mais adequados para abatimento da carga de poluição difusa, delimitamos uma microbacia de contribuição a partir de dois pontos onde serão construídos os dispositivos. A escolha da região foi feita a partir da análise da declividade da região e da área disponível para construção. Com isso, definimos dois pontos próximos ao córrego principal, onde é possível definir a área contribuinte a partir do sistema viário e das curvas de nível. A Figura 52 mostra a delimitação das áreas a partir dos pontos escolhidos e a localização da região escolhida dentro da sub-bacia do Sapé.



Figura 52 - Área da microbacia de contribuição delimitada pelos pontos P1 e P2 e localização da área escolhida na sub-bacia do córrego do Sapé. Fonte: Elaborado pelos autores a partir de FCTH, 2016.

Essa delimitação foi feita a partir de dois pontos: P1 e P2. Foram traçadas linhas que delimitam a área de contribuição de cada quadra viária no escoamento das águas pluviais para as sarjetas das vias adjacentes, essa metodologia consiste em dividir as quadras viárias em formato de “telhado”, onde cada parte dessa divisão corresponde a via mais próxima. Em seguida, foram verificadas a partir da declividade do terreno, qual dessas áreas contribuiu para o escoamento que convergia nos pontos P1 e P2. Dessa forma foram obtidas duas áreas de contribuição, uma para cada dispositivo.

A Área 1, delimitada a partir do ponto P1 tem cerca de 73% da área total da microbacia, totalizando 52.646,7 m² ou 5,26 ha, enquanto a região delimitada pelo ponto P2 tem 27% da área total da microbacia, ou seja, 18.548,9 m² ou 1,86 ha. A área total de contribuição da microbacia, que contempla as duas áreas citadas é de 71.195,6 m² ou 7,12 ha.

7.2. USO DO SOLO NA MICRO BACIA DE CONTRIBUIÇÃO

A partir do mapa de uso e ocupação do solo da sub-bacia do Sapé, elaboramos o mapa de uso do solo na microbacia de contribuição, distinguindo as áreas em quatro tipos de uso: Áreas verdes, Residencial, Comércio e Serviços e Viário. A Figura 53 ilustra os diferentes tipos de uso na região, fazendo distinção entre as áreas 1 e 2. A Tabela 19 mostra a área calculada para os diferentes tipos de uso do solo nas duas áreas.

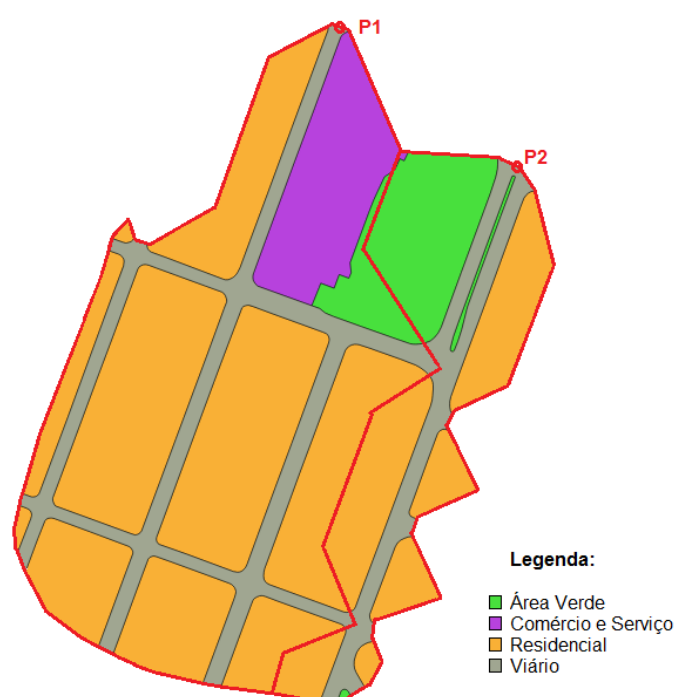


Figura 53 - Uso do solo na microbacia de contribuição para as duas áreas. Fonte: Elaborado pelos autores a partir de FCTH, 2016.

Tabela 19 - Área de cada tipo de uso do solo para as duas áreas da microbacia de contribuição. Fonte: Elaborado pelos autores, 2016.

Tipo de uso	Área 1 (m ²)	Área 2 (m ²)
Residencial	33584,8	8809,2
Área verde	2107,0	4830
Comércio e Serviço	6431,6	0
Viário	10523,3	4909,7
TOTAL	52646,7	18548,9

7.3. ACÚMULO DE CARGA DIFUSA NA SUPERFÍCIE DA BACIA

O acúmulo de poluentes na superfície da sub-bacia de drenagem é afetado por dois fatores principais: frequência de varrição e ocorrência de precipitação. Com relação à varrição, uma varrição de alto rendimento (2 dias por semana) pode remover até 25% do material fino, 50% do material médio e 75% do material grosseiro, o que resulta em um abatimento efetivo de poluentes de aproximadamente 15% (NOVOTNY, 2003).

Em relação à precipitação, a eficiência da remoção de poluentes é relacionada à intensidade das chuvas (TOMAZ, 2003). As chuvas podem ser classificadas em: fraca (até 2,5 mm/h), moderada (de 2,5 a 7,5 mm/h) e forte (acima de 7,5 mm/h); sendo que a remoção de poluentes tende a ser maior para as chuvas mais intensas (SILVA, 2014).

Segundo a agência de proteção ambiental dos EUA, a seguinte tabela pode ser utilizada para estimar a remoção de material particulado:

Tabela 20 - Remoção de material particulado. Fonte: adaptado de USPA (1987).

Remoção de material particulado	Intensidade de chuva
30%	4,2 mm/h
60%	8,5 mm/h
90%	12,7 mm/h

A partir desses dados, SILVA(2014) desenvolveu um algoritmo para estimar o acúmulo de poluentes na bacia do Sapé, considerando 6 cenários distintos: 1) Sem chuva e varrição diária; 2) Sem chuva e sem varrição; 3) Chuva fraca a cada 3 dias e varrição diária; 4) Chuva moderada a cada 2 dias e varrição diária; 5) Chuva forte a cada 2 dias e varrição diária; 6) Chuva forte todos os dias e varrição diária. Os resultados do trabalho são mostrados na tabela a seguir:

Tabela 21 - Acúmulo de carga difusa na superfície da bacia da nascente do Sapé. Fonte: Adaptado de Silva, 2014.

Dia	Produção de CD na bacia (kg/m ² .dia)	Cenário 1: 15 dias sem chuva e com varrição	Cenário 2: 15 dias sem chuva e sem varrição	Cenário 3: chuva fraca a cada 3 dias e com varrição	Cenário 4: chuva moderada a cada 2 dias e com varrição	Cenário 5: chuva forte a cada 2 dias e com varrição	Cenário 6: chuva forte todos os dias e com varrição
		Residual na superfície da bacia (kg/km ²)	Residual na superfície da bacia (kg/km ²)	Residual na superfície da bacia (kg/km ²)	Residual na superfície da bacia (kg/km ²)	Residual na superfície da bacia (kg/km ²)	Residual na superfície da bacia (kg/km ²)
1º Dia	39,78	33,81	39,78	33,81	33,81	33,81	3,38
2º Dia	39,78	62,56	79,56	62,56	50,05	6,26	3,67
3º Dia	39,78	86,99	119,35	69,59	76,35	39,13	3,69
4º Dia	39,78	107,75	159,13	92,97	78,97	6,71	3,70
5º Dia	39,78	125,41	198,91	112,84	100,94	39,52	3,70
6º Dia	39,78	140,41	238,69	103,78	95,69	6,74	3,70
7º Dia	39,78	153,16	278,47	122,03	115,15	39,54	3,70
8º Dia	39,78	164,00	318,26	137,54	105,36	6,74	3,70
9º Dia	39,78	173,22	358,04	120,58	123,37	39,55	3,70
10º Dia	39,78	181,05	397,82	136,31	110,94	6,74	3,70
11º Dia	39,78	187,71	437,60	149,68	128,12	39,55	3,70
12º Dia	39,78	193,37	477,38	128,83	114,17	6,74	3,70
13º Dia	39,78	198,18	517,17	143,32	130,86	39,55	3,70
14º Dia	39,78	202,26	556,95	155,64	116,04	6,74	3,70
15º Dia	39,78	205,74	596,73	132,89	132,45	39,55	3,70

A partir da análise dos resultados obtidos, podemos observar o papel fundamental da varrição pública no abatimento da carga de poluentes difusos na bacia considerada, o que é fundamentado pela concentração de poluentes muito maiores, no 15º dia de simulação, para o cenário sem varrição e sem chuva, do que para qualquer um dos cenários com varrição (SILVA, 2014).

Portanto, pode-se concluir que longos períodos sem chuva e sem varrição tornam a qualidade da superfície da bacia em questão péssima, com grande acúmulo de material particulado e outros contaminantes. Tal situação é comum nos meses de inverno, quando a ocorrência de chuvas é mais rara. O maior período de estiagem que a capital de São Paulo passou foi de 78 dias, segundo o Centro de Gerenciamento de Emergências (CGE), o que resulta em um acúmulo de aproximadamente 3500 kg/Km² no período considerado (SILVA, 2014).

Isso posto, a gestão dos logradouros e vias públicas é de fundamental importância para o controle e abatimento da carga de poluição difusa que aporta aos rios devido ao escoamento superficial, sendo importante uma participação ativa e constante do poder público para

garantir a correta frequência de limpeza da superfície dos centros urbanos, em especial nas regiões com usos mais intensos do solo (PROSAB, 2005).

8. DIMENSIONAMENTO DOS CANTEIROS PLUVIAIS

8.1. JUSTIFICATIVA DA ESCOLHA DA MELHOR PRÁTICA DE MANEJO (MPM) – CANTEIROS PLUVIAIS

Considerando o conceito de infraestrutura verde – entendida como um sistema natural de suporte aos processos ambientais e sociais – como um caminho inovador e eficiente para restaurar os processos naturais que ocorriam anteriormente à ocupação antrópica, as práticas de biorretenção e de infiltração constituem soluções adequadas para manejo dos escoamentos superficiais e controle e abatimento das cargas difusas que incidem sobre os corpos hídricos e seus ecossistemas (MOURA, 2014).

Isso posto, foram adotadas algumas premissas para a definição da tecnologia a ser utilizada para o controle e abatimento da carga de poluição difusa na sub-bacia do córrego do Sapé:

- Solução de baixo impacto construtivo, exigindo escavações simples e material de uso comum na construção civil;
- Solução de baixo impacto visual, por imitar as condições naturais da paisagem, com uso de vegetação;
- Solução híbrida, no sentido de abatimento da carga difusa e retenção das vazões de pico para controle de enchentes;
- Solução que demanda pouca área superficial, o que possibilita sua instalação em vagas para carro ao longo das vias.
- Solução que não demanda grande manutenção, como regas, podas e limpezas frequentes, o que facilita sua operação ao longo do tempo.

A eficiência desses elementos de biorretenção quanto à diminuição do volume escoado, bem como no abatimento de contaminantes, como sólidos em suspensão, nitrogênio, fósforo e metais pesados tem sido comprovada por estudos e trabalhos práticos. Entretanto, essa tecnologia de manejo de águas pluviais é bastante recente e, portanto, estão em evolução, apresentando grande potencial para mitigação dos problemas oriundos da urbanização das grandes cidades (MOURA, 2014)

8.2. VAZÃO DE PROJETO

As vazões de projeto foram calculadas com auxílio do software para projetos de rede de drenagem, o CDren. A partir da área escolhida para controle e abatimento da poluição difusa, foi desenhada a rede de drenagem, considerando as sarjetas, sarjetões e bocas de lobo. O traçado da rede seguiu as curvas de nível, que também definiram a área de contribuição do

escoamento superficial, que foi coletado e direcionado para os locais que receberão os jardins de chuva.

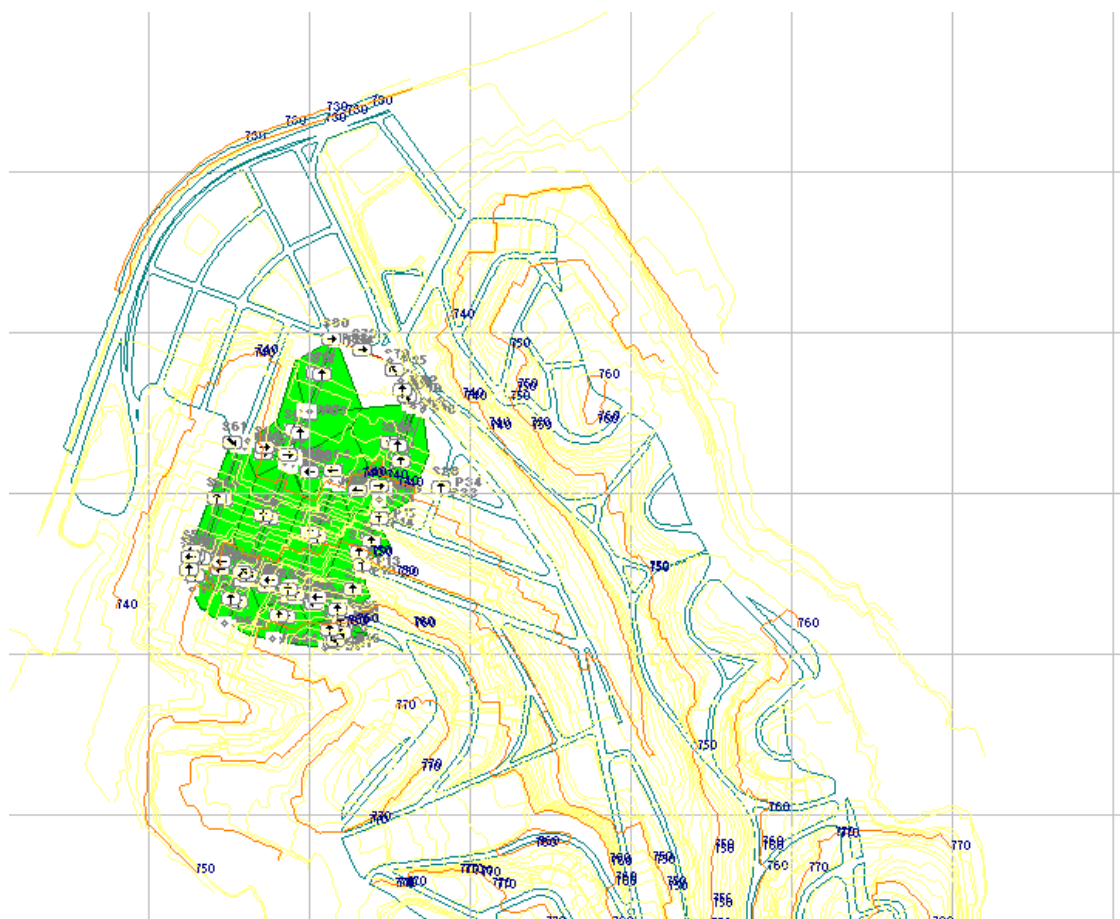


Figura 54 - Quadras viárias e curvas de nível do córrego do Sapé, com destaque para a área de contribuição do escoamento. Fonte: Elaborado pelos autores.

Ao lado esquerdo da área de contribuição pode-se observar o córrego do Jaguaré, onde o córrego do Sapé, que está representado no limite superior direito da área de contribuição, deságua. A área em branco será onde os dispositivos serão instalados.

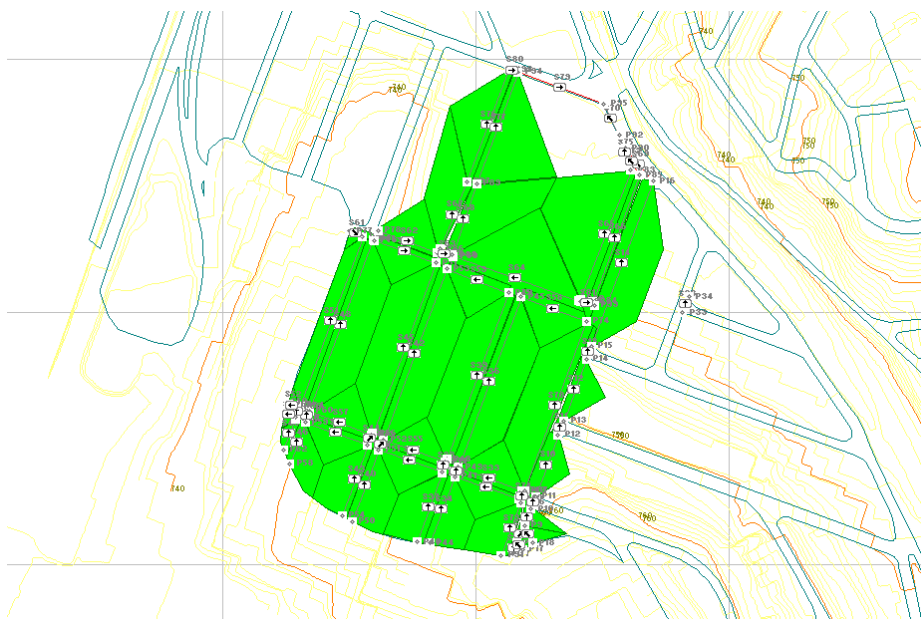


Figura 55: Detalhe do traçado da rede de drenagem e das áreas de contribuição no CDren. Fonte: Elaborado pelos autores.

O período de retorno considerado foi de 2 anos (TR 2), pois esses dispositivos servem para conter apenas as vazões de escoamento mais frequentes, não sendo adequados para grandes chuvas. As precipitações seguiram as médias observadas na cidade de São Paulo, sendo considerados seis cenários distintos, com precipitações de 5, 7, 9, 11, 13, e 15 mm de chuva. A duração da chuva de projeto adotada foi de 20 minutos, a partir da decisão da equipe de projeto tomando como base a experiência de projeto do orientador bem como familiaridade com a bacia do Jaguaré, com o intuito de escolher os parâmetros hidrológicos da chuva de projeto tomando como base as chuvas mais frequentes na região em estudo.

A partir de cada cenário de precipitação, foram calculadas, com auxílio do software Excel, as vazões de contribuição e, com esses dados, dimensionados os dispositivos. Com os resultados das áreas dos dispositivos, decidiu-se por uma precipitação média, que representasse bem os eventos chuvosos mais intensos, ao mesmo tempo em que não exigisse áreas demasiadamente grandes. Com esses critérios, foi estabelecida a precipitação de 11 mm como referência para a construção dos canteiros pluviais. A seguir será detalhado o memorial de cálculo das dimensões dos dispositivos.

8.3. DIMENSIONAMENTO DOS DISPOSITIVOS

O dimensionamento dos canteiros pluviais depende principalmente da porosidade do solo escolhido, que será do tipo arenoso para o projeto em questão. A Tabela 22 mostra os parâmetros que serão utilizados no dimensionamento dos dispositivos 1 e 2, referentes às áreas 1 e 2, respectivamente.

Tabela 22 - Parâmetros de dimensionamento. Fonte: Elaborado pelos autores a partir do CDren e de Tomaz (2003).

Parâmetros de dimensionamento		
	Dispositivo 1	Dispositivo 2
Vazão total de escoamento Q_t (m^3/s)	0,0279	0,0104
Permeabilidade do solo arenoso k (mm/h)	3600	3600
Porosidade do solo arenoso n (%)	25	25
Precipitação P (mm)	11	11
Tempo de duração da chuva t (min)	20	20
Área total de drenagem A_t (m^2)	52646,7	18548,9
Tempo de detenção no dispositivo T_d (min)	9	9

A partir desses parâmetros usa-se as equações a seguir para o cálculo das Áreas superficiais, volume, profundidade e volume total precipitado para cada um dos dispositivos. Em seguida, são mostrados na Tabela 23 os valores dessas dimensões para os dois dispositivos.

$$1) \text{Área superficial do dispositivo } (A_s) = \frac{Q_t}{k}$$

$$2) \text{Volume do dispositivo } (V_d) = \frac{Q_t}{T_d \times n}$$

$$3) \text{Profundidade do dispositivo } (h) = \frac{V_d}{A_s}$$

$$4) \text{Volume total precipitado } (V_p) = P \times A_t \times \left(\frac{t}{60}\right) \times 10$$

Tabela 23 - Principais dimensões dos dispositivos. Fonte: Elaborado pelos autores, 2016.

	Dispositivo 1	Dispositivo 2
Área superficial A_s (m^2)	25,1	9,4
Volume V_d (m^3)	62,8	23,4
Profundidade h (m)	2,5	2,5
Volume total precipitado V_p (m^3)	193,0	68,0

A partir da área superficial necessária, podem-se adotar as dimensões de largura e comprimento que sejam adequadas para ocupar as vagas de carro ao longo das vias. Nas

áreas escolhidas, existem uma rua com vagas de estacionamento de carros dos dois lados, para a instalação do dispositivo 1 e uma rua com canteiro central, onde também há algumas vagas de estacionamento para a instalação do dispositivo 2, como mostra as Figuras a seguir.

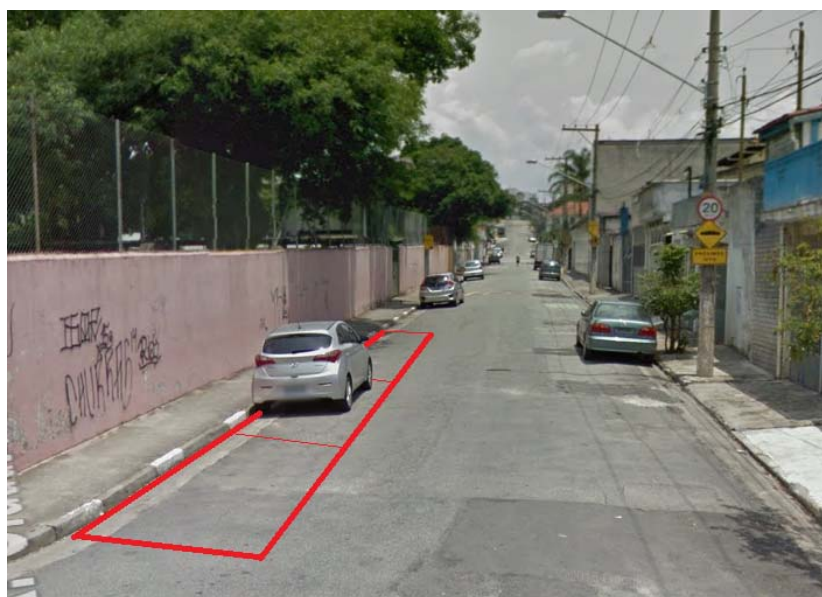


Figura 56 - Área disponível para a construção do dispositivo 1. Fonte: Elaborado pelos autores a partir de Google Maps, 2016.



Figura 57 - Área disponível para a construção do dispositivo 2. Fonte: Elaborado pelos autores a partir de Google Maps, 2016.

A área total calculada para acomodar os dispositivos é de 25,1 m² e 9,4 m², aproximadamente. Segundo os parâmetros da prefeitura de Juiz de Fora, o tamanho médio de vagas de estacionamento para veículos de passeio é de 2,5 x 5,0 ms, o que totaliza uma área útil de 12,5 m², conforme a imagem a seguir:

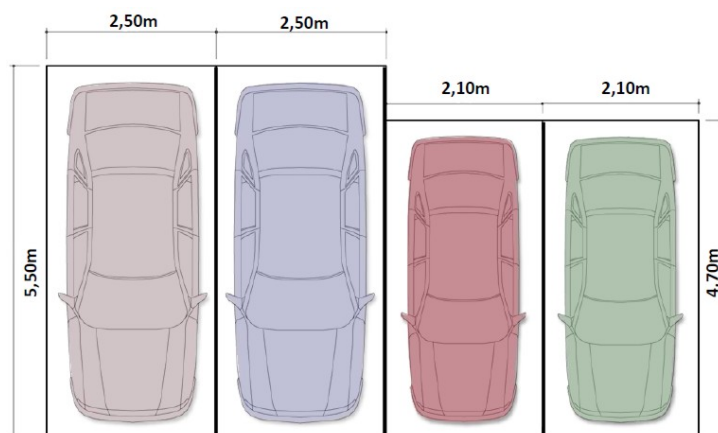


Figura 58 - Dimensões sugeridas para vagas de veículos de passeio. Fonte: Blog Viva Corretor, 2016.

Portanto, fixamos a largura dos dois em 2,4 m, de modo a ocuparem boa parte da largura destinada a estacionamento de veículos. Sendo assim, calculamos o comprimento de cada dispositivo dividindo a área superficial pela largura estabelecida, como mostra a tabela a seguir.

Tabela 24 - Dimensões da área superficial de cada dispositivo. Fonte: Elaborado pelos autores, 2016.

	Dispositivo 1	Dispositivo 2
Área Superficial (m²)	25,1	9,4
Largura (m)	2,4	2,4
Comprimento (m)	10,5	3,9

Para ajustar os dispositivos às dimensões das vagas de veículos em vias públicas, o dispositivo 1 ocupará duas destas vagas de carro, tendo dimensões 2,4 x 10,5 m e o dispositivo 2 terá as dimensões de 2,4 x 5,0 m, ocupando o espaço de uma vaga de veículo. Por fim, temos um perfil esquemático dos dispositivos, mostrando as suas dimensões principais em planta e em corte, como mostram as figuras 59 e 60.

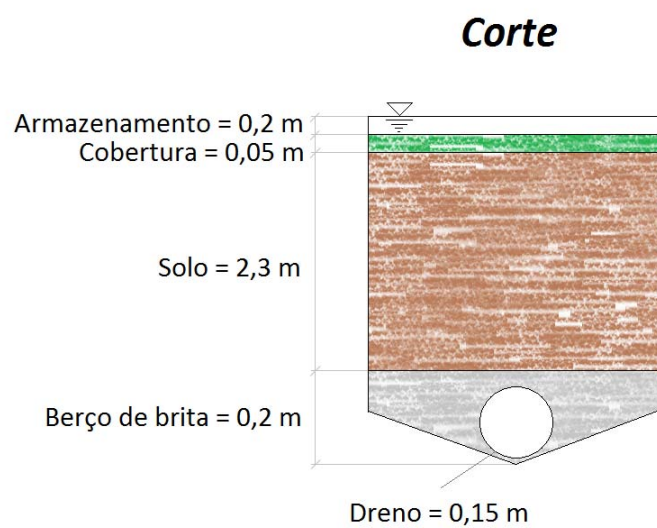


Figura 59 - Corte esquemático do dispositivo 1. Fonte: Elaborado pelos autores, 2016.

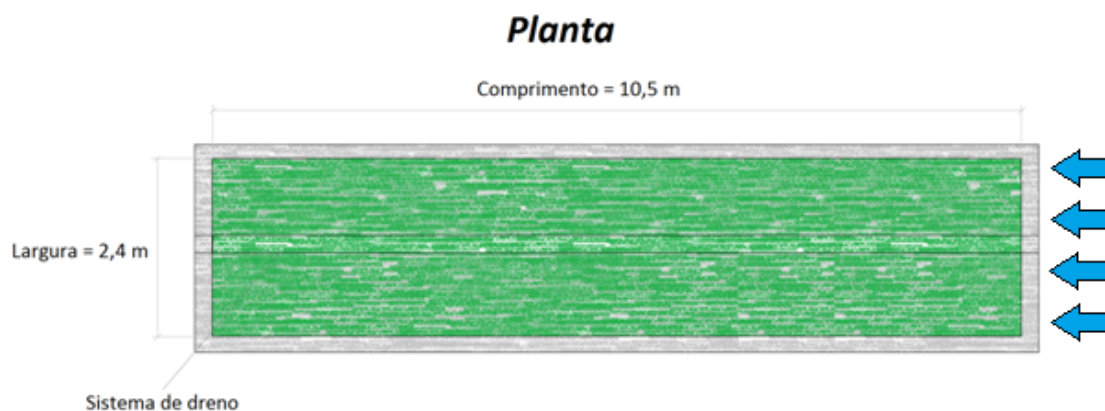


Figura 60 - Planta esquemática do dispositivo 1. Fonte: Elaborado pelos autores, 2016.

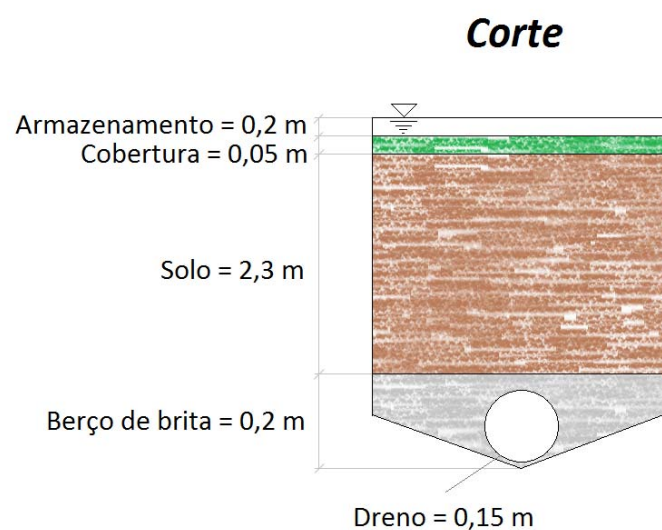


Figura 61 - Corte esquemática do dispositivo 2. Fonte: Elaborado pelos autores, 2016.

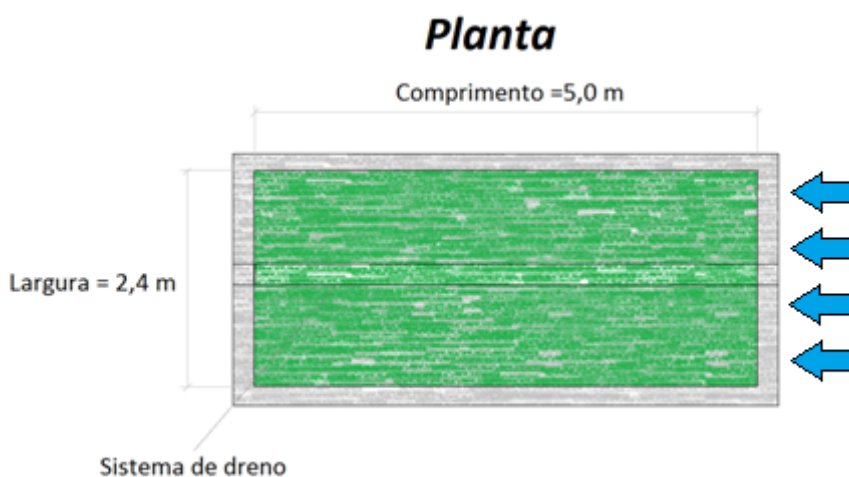


Figura 62 – Planta esquemática do dispositivo 2. Fonte: Elaborado pelos autores, 2016.

8.4. ESTIMATIVA DO ABATIMENTO DA CARGA DE POLUIÇÃO DIFUSA

A partir da **Erro! Fonte de referência não encontrada.** e considerando o pior intervalo sem chuvas já registrado pelo Centro de Gerenciamento de Emergências (CGE) de 78 dias, chega-se aos seguintes valores de acúmulos de contaminantes, devido à poluição difusa, na área da sub-bacia considerada:

$$Carga\ total\ de\ N = 78 \times (0,06055 + 0,01728) = 6,10\ kg$$

$$\text{Carga total de } P = 78 \times (0,00161 + 0,00046) = 0,16 \text{ kg}$$

$$\text{Carga total SST} = 78 \times (2,3764 + 0,67825) = 238,27 \text{ kg}$$

A partir desses valores e com o auxílio da Tabela 9, chega-se aos seguintes valores de remoção dos contaminantes:

$$\text{Remoção de } N = 6,10 \times 0,55 = 3,34 \text{ kg}$$

$$\text{Remoção de } P = 0,6 \times 0,16 = 0,10 \text{ kg}$$

$$\text{Remoção de SST} = 0,8 \times 238,27 = 190,61 \text{ kg}$$

Considerando o volume de água pluvial captado nos dispositivos, calculado no item anterior através da equação 4, podemos estimar a concentração de contaminantes lançados no córrego do Sapé:

$$\text{Concentração final de } N \text{ no escoamento pluvial} = \frac{(1 - 0,55) \times 6,10}{266} = 10,31 \text{ mg/L}$$

$$\text{Concentração final de } P \text{ no escoamento pluvial} = \frac{(1 - 0,60) \times 0,16}{266} = 0,24 \text{ mg/L}$$

$$\begin{aligned} \text{Concentração final de SST no escoamento pluvial} &= \frac{(1 - 0,80) \times 238,27}{266} \\ &= 179,15 \text{ mg/L} \end{aligned}$$

8.5. MANUTENÇÃO E OPERAÇÃO

A experiência de Maryland (NOVOTNY, 2002) mostrou que 20% das trincheiras de infiltração convencionais, instaladas entre 1970 e 1980, operaram de modo diferente do que previamente projetado e menos do que a metade desses dispositivos continuaram a operar, após cinco anos da construção.

Nos jardins de chuva que tiverem os poros e vazios entupidos, deve-se proceder com a remoção e lavagem do solo e das pedras britadas, o que pode acarretar em altos custos de manutenção. Para evitar esse problema, toda área de contribuição do escoamento deve estar estabilizada e contemplada no projeto dos dispositivos de infiltração (HAAK e OBERTS, 1983). Óleos e gorduras podem ser removidos em dispositivos específicos instalados na entrada das trincheiras de infiltração.

Por fim, a eficiência dos dispositivos de biorretenção pode ser comprometida por aspectos de projeto e execução inadequados, como o uso de substratos argilosos que impedem a infiltração e a instalação em terrenos muito inclinados ou com leito de rochas muito superficial (MOURA, 2014).

9. ESPECIFICAÇÃO DO PROJETO PARA CONTROLE DA POLUIÇÃO DISFUSA DO CÓRREGO DO SAPÉ

9.1. ASPECTOS CONSTRUTIVOS DOS DISPOSITIVOS

Os dispositivos serão instalados na parte final da bacia de contribuição, em uma região plana e com espaço disponível, sem exigir desapropriações ou comprometer o tráfego de veículos. As imagens a seguir ilustram os espaços disponíveis para a instalação dos dispositivos:



Figura 63- Localização sugerida para a instalação dos jardins de chuva, com marcação em vermelho. Fonte: adaptada de Google Maps, 2016.

Os principais gastos com os dispositivos serão a escavação dos volumes de terra necessários para criação dos espaços de biorretenção e as estruturas de concreto para controle dos fluxos de entrada e de extravasamento. A parte inferior será coberta com uma manta geotêxtil impermeável e com um dreno para conduzir o escoamento tratado para o córrego do Sapé. O resto do espaço será preenchido com uma graduação de substratos, desde brita até solo vegetal para o crescimento de vegetação. A maior parte, entretanto, será preenchida com solo arenoso de graduação média, a qual foi usada para o dimensionamento.

A Figura 64 ilustra o processo de construção dos canteiros pluviais, exemplificando algumas das etapas necessárias para a implantação dos dispositivos.



Foto A



Foto B

Figura 64 - Foto A: Escavação das valas para a construção dos canteiros. Foto B: Preenchimento da estrutura com solo e plantio da vegetação. Fonte: FCTH, 2016.

Afigura 65 exemplifica a adaptação dos dispositivos de biorretenção à infraestrutura urbana, permitindo o convívio dos jardins de chuva com pedestres, veículos e servindo também de alternativapaisagística e de lazer.

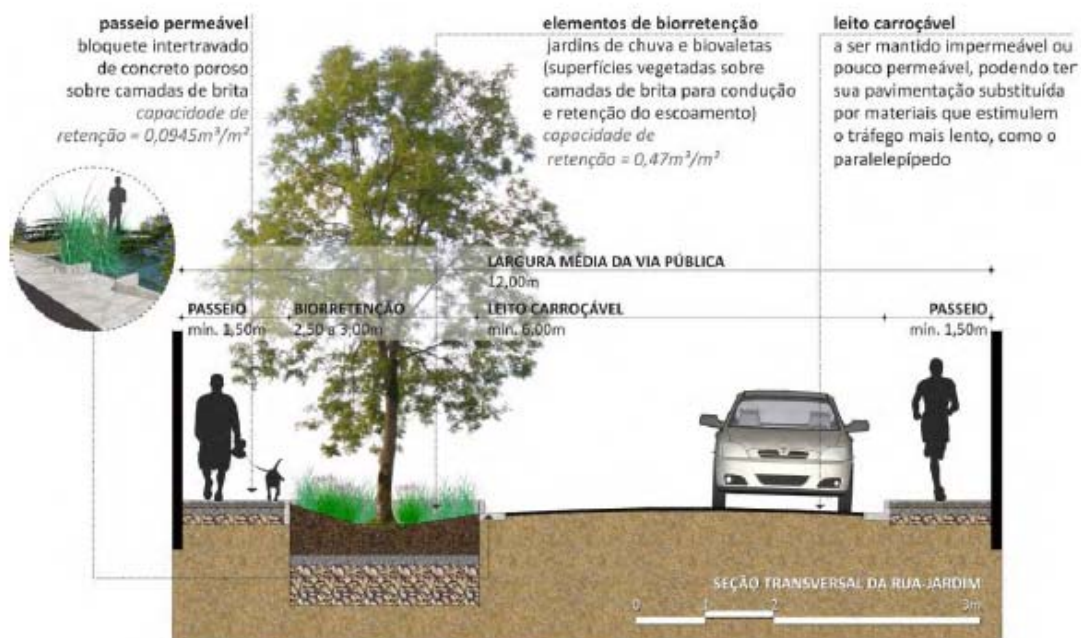


Figura 65 - Desenho esquemático de um jardim de chuva. Fonte: Moura, 2014.

Por fim, a Figura 66 ilustra uma aplicação prática dos jardins de chuva sugeridos para a área em estudo na bacia do Sapé. Percebe-se na ilustração o perfeito convívio desses dispositivos

com a estrutura viária, permitindo uma inserção harmoniosa dessas soluções no espaço público urbano, sem interferir no trânsito ou nas propriedades privadas.



Figura 66 - Elementos de biorretenção alinhados ao tráfego. Alguns jardins de chuva podem substituir vagas de carro, como esse exemplo em Portland, Oregon. Fonte: Moura, 2014.

9.2. RECOMENDAÇÕES SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS E VARRIÇÃO PÚBLICA

A Norma Brasileira NBR 10.004 (ABNT, 2004) caracteriza resíduos sólidos como dejetos nos estados sólidos e semissólidos que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Incluem-se os lodos gerados em sistemas de tratamento de água e esgoto, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Para CALDERONI (1997), a geração desses resíduos é uma consequência inevitável da produção mundial diária e segundo OLIVEIRA E PEIXOTO FILHO (2007) aspectos como o crescimento exponencial da população, principalmente urbana, e novos padrões de consumo têm ocasionado o aumento dessa geração.

Atualmente, aponta-se o aterro sanitário como uma das maneiras mais adequadas para a disposição final desses resíduos sólidos, já que se refere a uma técnica de engenharia, sendo

projetado e operado com o objetivo de minimizar os impactos ambientais e à saúde pública (TCHOBANOGLIOUS e O'LEARY, 2002).

Prescindir-se da gestão adequada dos resíduos sólidos urbanos (RSU) consiste em um severo equívoco no sentido de que prejudica a qualidade de vida e do meio ambiente de uma comunidade. Na região do córrego do Sapé, na Zona Oeste de São Paulo, embora tenha havido melhorias relativas à habitação social emergencial e irregular bem como quanto ao sistema de esgotamento sanitário e microdrenagem urbana, é evidente a falta de gestão adequada dos resíduos sólidos na região, bem como a precariedade do acondicionamento destes resíduos, bem como sua coleta.

O acondicionamento dos Resíduos Sólidos domiciliares e públicos constitui-se em uma etapa fundamental para a gestão adequada dos mesmos, uma vez que precede a coleta, e por isso, influencia a qualidade da execução da etapa subsequente, qual seja o transporte. De acordo com MAMBELI BARROS (2013), os domiciliares devem ser acondicionados nos pontos de geração e os públicos devem estar espalhados pela malha viária e estrategicamente localizados de modo a otimizar a coleta e transporte. Ademais, estes resíduos devem estar acondicionados em recipientes conformes com as propriedades dos mesmos, ou seja, devem ser compatíveis mecânica e quimicamente com tais resíduos, além de que os sacos plásticos, recipientes e contêineres devem estar estanques a fim de evitar despejos indesejados. Assim, é essencial também que se saiba a origem do resíduo bem como sua periculosidade. A estanqueidade é referente à capacidade de vedação, de modo que evite o vazamento da parte líquida dos resíduos no interior do contêiner de resíduo sólido ou, ainda, durante o transporte deste saco até o caminhão que executa a coleta.

De acordo ainda com MAMBELI BARROS (2013), os sacos de RSU são, geralmente, acondicionados dentro de contêineres, ou lixeiras ou caçambas, os quais devem ser compatíveis volumetricamente em relação à geração de RSU da comunidade estudada e à frequência de coleta, e também deve ser compatível pelo aspecto da resistência mecânica, estanqueidade e possuir proteção contra Raios Ultravioletas (UV) em sua composição. Tais contêineres podem ser feitos de *Polietileno de Alta Densidade* (PEAD).

Sabe-se também que, em se tratando de resíduos domiciliares e de resíduos públicos, ocorre a geração de resíduos com periculosidade significativa, que com o estabelecimento da Responsabilidade Compartilhada e a consideração do Ciclo de Vida dos produtos, ambos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS - BRASIL, 2010a), tornam o consumidor e o produtor/comerciante também responsáveis pela sua correta disposição, no seu âmbito de competência e responsabilidade nesse ciclo de vida.

Com isso, certamente seria benéfico para a melhoria da gestão destes resíduos na região do Sapé a implantação de pontos de entrega voluntária (PEV), ou eco pontos, quais sejam instalações de contêineres ou recipientes em locais públicos para que a população,

voluntariamente, possa fazer o descarte dos materiais separados em suas residências, como explicita a Figura 67. Os PEV's ou ecopontos são espaços onde se destina resíduos sólidos urbanos, incluindo os de origem eletrônica – como computadores e seus componentes e similares – e também como, por exemplo, em comerciantes e revendedores, nos quais as pilhas e baterias, ou ainda pneus inservíveis são recebidos, e também se inclui as lâmpadas fluorescentes, as quais devem estar acondicionadas em papelão de modo a garantir a integridade física da lâmpada, uma vez que se é quebrada, há vazamento de mercúrio (Hg), que é um metal pesado com alta capacidade de contaminação.

Portanto, a consolidação de uma cultura de gestão de RSU por parte da população seria muito conveniente e benéfica no sentido de melhorar a qualidade de vida destes de uma maneira geral, e, mais especificamente, melhoria da qualidade do córrego do Sapé, bem como do solo e atmosfera, a partir de uma ótica mais holística.



Figura 67 - Ponto de Entrega Voluntária (PEV) na cidade de São Paulo. Fonte: Sítio eletrônico da Prefeitura Municipal de São Paulo, 2016.

Outro aspecto ambiental crítico que compromete a qualidade ambiental da região da sub-bacia hidrográfica do Sapé é, indubitavelmente, a existência de pontos viciados de disposição inadequada de Resíduos Sólidos Urbanos e da Construção e Demolição (RCD), como se pode observar na Figura 68 e na Figura 69.



Figura 68 - Ponto viciado de resíduos sólidos no Sapé. Fonte: SEHAB-SP, 2016.

Vale inferir que não apenas nesta região, porém na cidade de São Paulo, há ocorrência de deposição irregular de resíduos gerais em 4.500 pontos viciados, fato que incorre em diversas consequências negativas em detrimento da qualidade da microdrenagem urbana e até mesmo contribui para a multiplicação de vetores de patógenos (PGIRS, 2014).



Figura 69 - Pontos viciados de disposição de RSU sub-bacia do Sapé. Fonte: Elaborado pelos autores a partir de FCTH, 2016.

Para a sub-bacia em questão neste projeto, a fim de se evitar o aumento da intensidade de cargas difusas originadas nesses pontos viciados bem como a proliferação de vetores de patógenos e proteger os dispositivos hidráulicos da microdrenagem urbana (bocas de lobo, sarjetas, sarjetões e canaletas) e também a consolidação de uma gestão de RCD ambientalmente adequada, recomenda-se a implantação de 30 caçambas metálicas (caixas

“Dempster” ou “Brooks”) nos 30 pontos viciados identificados na região, mostrado no mapa acima.

Sugere-se também que o caminhão-coletor deste tipo de resíduo seja do tipo caminhão poliguindaste duplo (Figura 70), para exceto para as vielas estreitas mais internas à região da favela do Sapé, onde se recomenda utilizar caminhões com pequena largura a fim e viabilizar a coleta, uma vez que destarte acredita-se que seria otimizada a coleta pela capacidade de carregamento desses caminhões e praticidade dos guindastes basculantes.



Figura 70 - Caminhão-coletor poliguindaste duplo de caçambas metálicas de RCD. Fonte: Cal Leve (2016).

Acredita-se que o Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos seja uma proposta interessante para a comunidade da sub-bacia do Sapé e consiste essencialmente no envolvimento de diversos órgãos da administração pública e da sociedade civil com o intuito de realizar a limpeza urbana, a coleta, o tratamento e a disposição final desses resíduos. Isso incorreria, indubitavelmente, na elevação da qualidade de vida da população bem como a promoção do asseio da cidade, levando em consideração as características das fontes de produção, o volume e os tipos de resíduos, as características sociais, culturais e econômicas dos cidadãos e as peculiaridades demográficas, climáticas e urbanísticas locais. Para tanto, as ações normativas, operacionais, financeiras e de planejamento que envolve a questão devem se processar de modo articulado, sob a ótica de que todas as ações e operações envolvidas encontram-se interligadas, comprometidas entre si (Manual de Gerenciamento Integrado, IBAM/SEDU, 1995).

Sob essa perspectiva, vale enfatizar que o gerenciamento integrado sólido e de qualidade requer uma população participativa, engajada e tendo reconhecida sua função de agente transformador no contexto da limpeza urbana. Daí a necessidade do estabelecimento de diretrizes não estruturais de melhoria na gestão de resíduos sólidos na comunidade do Sapé, o que se materializaria por organização de parcerias público-privadas nas quais a população tenha voz ativa e poder de decisão. Como exemplo disso, pode-se citar os mutirões de limpeza do córrego em questão, que infelizmente ainda ocorrem esporadicamente apenas, isto é, com frequência insuficiente para a manutenção da limpeza do canal do córrego do Sapé.

Vale ressaltar que a consolidação do gerenciamento integrado, portanto, implica a busca contínua de parceiros, especialmente junto às lideranças da sociedade e das entidades importantes na comunidade, para comporem o sistema. Além do mais, não se deve prescindir da identificação de alternativas tecnológicas necessárias a reduzir os impactos ambientais decorrentes da geração de resíduos, ao atendimento das aspirações sociais e aos aportes econômicos que possam sustentá-lo (Manual de Gerenciamento Integrado, IBAM/SEDU, 1995).

Em se tratando da integração da população na gestão de RSU, pode ser realizada de duas maneiras, quais sejam pela participação da remuneração dos serviços e sua fiscalização, e também através da colaboração na limpeza, seja reduzindo, reaproveitando, reciclando ou dispondo adequadamente os resíduos para a coleta, seja mesmo não sujando o espaço público. A colaboração da população deve ser considerada o principal agente preconizador da transformação da eficiência desses serviços em eficácia de resultados operacionais ou orçamentários (Manual de Gerenciamento Integrado, IBAM/SEDU, 1995).

Sob essa perspectiva, sugere-se que os habitantes da sub-bacia do Sapé sejam estimulados a reduzir a quantidade de resíduos sólidos gerados e tornar a operação mais econômica. As ações que tornam o sistema de limpeza urbana excelente e a população colaboradora formam um poderoso binário capaz de solucionar os principais problemas vinculados ao sistema de limpeza urbana. Essas ações, que atuam no desenvolvimento das operações com qualidade e em um programa bem estruturado de educação ambiental.

Nas favelas e conjuntos habitacionais de baixa renda é usual existir reduzido espaço para armazenamento dos resíduos sólidos, quando existentes. Consequentemente, os resíduos, logo que produzidos, são quase sempre atirados nos logradouros, causando problemas sanitários e ambientais como proliferação de vetores de patógenos, mau odor entre outros. Nesses casos é recomendável abordagem especial, providenciando-se a colocação de contêineres plásticos padronizados (com rodas e tampas) em locais externos previamente determinados e a coleta diária. No caso do sapé, recomenda-se implantar cestos de acondicionamento de resíduos para coleta seletiva, como ilustra a Figura 71 abaixo.



Figura 71: PEV de para coleta seletiva. Fonte: Sítio eletrônico da Prefeitura de Teresina (2016).

Outra sugestão interessante seria a implantação de sistema de trabalhadores comunitários, com catadores, varredores e jardineiros como auxílio para manter a higiene e a limpeza da região da favela do Sapé, a qual ainda carece de varrição das vias públicas semanalmente e principalmente antes de eventos de chuva, a fim de reduzir cargas de poluição difusa para o corpo receptor, o córrego do Sapé, e também evitar a obstrução de bocas de lobo, sarjetas, sarjetões e canaletas da microdrenagem urbana, o que pode gerar alagamentos das vias públicas na região.

A geração de resíduos sólidos domiciliares no Brasil é de cerca de 0,9 kg/hab/dia e mais 0,4 kg/hab/dia de resíduos de varrição, limpeza de logradouros e entulhos (estimado a partir do de Gerenciamento Integrado, IBAM/SEDU, 1995). Na região da sub-bacia do sapé vivem cerca de 17 mil habitantes (FCTH, 2016). Assim, tem-se $17000 \cdot 0,9 = 15.300$ kg/dia (15,3 t/dia) de resíduos domiciliares gerados no Sapé mais $17000 \cdot 0,4 = 6800$ kg/dia (6,8 t/dia) de resíduos de varrição, limpeza de logradouros e entulhos. No total, estima-se $15.300 + 6.800 = 22.100$ kg/dia = 22,1 t/dia de RSU para a região do Sapé. Considerando uma taxa de crescimento populacional de 7% (projeção IBGE para o município de São Paulo), em 16 anos de horizonte de projeto (adotado pelos autores), estima-se uma população do Sapé de $17.000 \times 1,07 = 18.190$ habitantes em 2032. Assim, tem-se que neste ano, a geração de RSU seria de $18.190 \times 0,9 = 16371$ kg/dia (16,4 t/dia) de resíduos domiciliares no Sapé em 2032 somados a mais $18.190 \times 0,4 = 7.276$ kg/dia (7,3 t/dia), resultando em 23.647 kg/dia de RSU. Com isso, e com o volume unitário do contêiner ($1,5 \text{ m}^3$), pode-se calcular o número necessário destes para o acondicionamento adequado do volume de RSU produzidos. A tabela a seguir mostra os valores de resíduos totais gerados em 2016 e a projeção para 2032.

Tabela 25 - Estimativa da geração de RSU na bacia do Sapé. Fonte: Elaborado pelos autores, 2016.

	2016	2032
RSD gerados (kg/dia)	15300	16371
Resíduos de varrição (kg/dia)	6800	7276
TOTAL	22100	23647

Assim, se tratando do acondicionamento de resíduos domiciliares, sugere-se a implantação de contêineres metálicos na região do Sapé. Segundo o Manual de Gerenciamento Integrado, IBAM/SEDU, 1995, são recipientes providos normalmente de quatro rodízios, com capacidade variando de $0,75$ a $1,5 \text{ m}^3$, que podem ser basculados por caminhões compactadores. Destarte, considerando a produção de 23.647 kg (23,7 ton/dia) de RSU em um dia no Sapé, volume de acondicionamento unitário do contêiner metálico de $1,5 \text{ m}^3$, densidade aparente dos resíduos de 231 kg/m^3 (valor referente à cidade de Fortaleza – CE estimado por SILVA & SANTOS, 2000), estima-se que seria suficiente, considerando um horizonte de projeto de 16 anos, a implantação de 70 contêineres metálicos para acondicionar os RSU distribuídos ao longo da sub-bacia do Sapé inteira. Assim, considerando as 30 caçambas “Dempster” ou

“Brooks” a serem dispostas nos pontos viciados para RCD com coleta quinzenal, sugere-se a disposição ao longo da sub-bacia inteira de mais, no mínimo, 40 contêineres metálicos para a coleta mecanizada diária de resíduos sólidos domésticos (Figura 72, abaixo).

A fim de justificar a escolha deste tipo de recipiente de acondicionamento de resíduos, pode-se afirmar que os de plástico (PEAD) possuem duração reduzida, além de serem caracterizados pela vulnerabilidade ao vandalismo, comum em regiões urbanas de baixa renda. Esses contêineres possuem volume grande adequado para a comunidade e podem ser acoplados aos braços mecânicos do caminhão coletor, da coleta mecanizada.



Figura 72 - Basculamento de contêineres metálicos para RSD. Fonte: Adaptado do Manual de Gerenciamento Integrado, IBAM/SEDU, 1995.

O ideal, portanto, em um sistema de coleta de resíduo domiciliar, é estabelecer um recolhimento com dias e horários determinados, de pleno conhecimento da população, através de comunicações individuais a cada responsável pelo imóvel e de placas indicativas nas ruas. A população do Sapé necessita adquirir confiança de que a coleta não vai falhar e assim irá prestar sua colaboração, não atirando lixo em locais impróprios, acondicionando e posicionando embalagens adequadas, nos dias e horários marcados, com grandes benefícios para a higiene ambiental, a saúde pública, a limpeza e o bom aspecto dos logradouros públicos. Segundo o Manual de Gerenciamento Integrado (IBAM/SEDU de 1995), para redução significativa dos custos e otimização da frota, a coleta deve ser realizada em dois turnos. Dessa forma tem-se, normalmente:

Tabela 26 - Planejamento da coleta. Fonte: Manual de Gerenciamento Integrado, IBAM/SEDU (1995).

Planejamento da coleta de resíduos sólidos urbanos

Dias da coleta	Primeiro turno	Segundo turno
Segundas, quartas e sextas	1/4 dos itinerários	1/4 dos itinerários
Terças, quintas e sábados	1/4 dos itinerários	1/4 dos itinerários

Ainda de acordo com o Manual de Gerenciamento Integrado, IBAM/SEDU (1995), se, por exemplo, forem projetados 24 itinerários de coleta, efetuados com frequência de três vezes por semana, deve ser utilizada uma frota de $24/4 = 6$ veículos de coleta (além de reserva de pelo menos 10% da frota). É conveniente estabelecer turnos de 12 horas (dividindo-se o dia ao meio, mas trabalhando efetivamente cerca de oito horas por turno). Tem-se então, por exemplo, o primeiro turno iniciando às sete horas e o segundo turno às 19 horas, "sobrando" algum tempo para manutenção e reparos.

Sempre que possível, a varrição deve ser efetuada após a coleta, para recolher os eventuais resíduos derramados na operação. Nos bairros estritamente residenciais, a coleta deve preferencialmente ser realizada durante o dia. Deve-se, entretanto, evitar fazer coleta em horários de grande movimento de veículos nas vias principais.

9.3. ENVOLVIMENTO POPULACIONAL

Além das medidas estruturais propostas para o controle e o abatimento da poluição difusa, que envolvem os jardins de chuva e a instalação de contêineres para armazenamento dos resíduos sólidos gerados na bacia do Sapé, é fundamental a participação da comunidade como agentes transformadores da realidade em que se encontram, promovendo eles próprios as transformações ambientais. Desde a inclusão do curso d'água no programa Córrego Limpo, que possibilitou o afastamento de esgotos domésticos do córrego do Sapé, contribuindo para a melhora imediata da qualidade da água, os moradores passaram a observar o córrego como uma possibilidade lazer e, inclusive, mudaram a relação que tinham com o mesmo, conforme foi averiguado nas conversas com os moradores durante as visitas de campo. Isso comprova que sem um envolvimento da comunidade local, para fiscalizar e manter as ações de controle e abatimento da poluição, seja ela pontual ou difusa, jamais será possível recuperar um corpo hídrico urbano.

Diversas pessoas com quem conversamos disseram que houve alguns mutirões de limpeza, que retiraram inúmeros lixos e entulhos dispostos clandestinamente ao longo do córrego, entretanto esses mesmos moradores reclamaram do descaso e da falta de conscientização de grande parte dos moradores, que pouco fazem para evitar a poluição ao longo do curso d'água. Isso posto, qualquer projeto de engenharia que vise o controle de poluição deve considerar o engajamento da comunidade, pois será ela que permitirá a continuidade e a

manutenção das estruturas executadas, através da fiscalização diária e da denúncia de práticas irregulares.

O manual do PROSAB 5, de 2009, cita o enfoque social e participativo como fundamental para permitir a duração das medidas estruturais a longo prazo, pois são os moradores os maiores beneficiários das melhorias e, portanto, os principais agentes interessados no projeto. Diversas formas de envolvimento são possíveis, como a organização de assembleias semanais, cursos de capacitação e de educação ambiental, mutirões de limpeza e de construção, entre outras atividades e dinâmicas. Para coordenar essas atividades, pode-se incluir diversas instituições, como pastorais das Igrejas do bairro, organizações não governamentais e órgãos e secretarias do município e do estado.



Figura 73: Foto do mutirão de limpeza do córrego do Sapé, ocorrido no dia 2 de junho de 2016. Fonte: Portal da Prefeitura, 2016.



Figura 74: Foto do mutirão de limpeza do córrego do Sapé, ocorrido no dia 2 de junho de 2016. Fonte: Portal da Prefeitura, 2016.

O código nacional de águas norte americano (*Clean Water Act*), que trata do controle da poluição das águas, sendo o primeiro documento a citar, em termos jurídicos, a mitigação da poluição difusa como estratégia de preservação dos recursos hídricos, também recomenda que as opiniões populares, a educação ambiental e a participação das comunidades envolvidas sejam levadas em contas para o sucesso do planejamento das políticas públicas e das soluções de drenagem urbana sugeridas (EPA, 2016). Outros autores atestam que a participação da comunidade nas tomadas de decisão, inclusive a respeito da BMP a ser adotada, é essencial para consolidar o interesse a aceitação dessas soluções, inclusive para torna-las mais atraentes do que as soluções convencionais fortemente desgastadas na opinião popular (MOURA, 2014).

Realmente, as soluções atuais não levam em conta as preferências da população, que raramente é consultada de forma sistemática e criteriosa, portanto nesse contexto a engenharia e arquitetura devem sempre trabalhar com as opiniões dos diversos agentes e tomadores de decisão envolvidos no manejo das águas pluviais urbanas, demonstrando que as soluções naturais são mais eficientes não só quanto a aspectos técnicos, mas também quanto à paisagem, à valorização do ambiente e à participação social.

10. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES FINAIS

I. Aspectos técnicos

A biorretenção, como melhor prática de manejo (MPM), constitui uma solução viável técnica e paisagisticamente, não só para ampliar o estoque de volume de retenção disponível nas áreas urbanas, como também para controle e abatimento da poluição difusa que aporta aos corpos hídricos urbanos. A aplicabilidade e distribuição dessas estruturas em uma cidade com intensa urbanização, reforça o aceitamento dessa tecnologia como uma solução viável e econômica para o controle das cargas poluidoras difusas. Por demandar pouco espaço, as práticas de biorretenção podem ser adotadas em regiões com intensa ocupação e urbanização, aumentando em até 30% as superfícies permeáveis.

Além de proporcionar a redução de impactos sobre a infraestrutura de drenagem existente, aumentando a capacidade de retenção dos reservatórios para controle de cheias, os jardins de chuva também contribuem para o abatimento da poluição difusa através da captura de poluentes orgânicos, como nitrogênio, fósforo e sólidos em suspensão, que serão degradados através de processos naturais de adsorção e fito depuração. Complementarmente a tudo isso, essas práticas de manejo ainda possibilitam a recuperação de processos naturais anteriores à ocupação antrópica, que resgatam ambientes naturais fundamentais aos ecossistemas e à drenagem urbanos, permitindo a recuperação da paisagem e do ambiente da bacia hidrográfica em questão.

O projeto de formatura apresentado é apenas uma pequena reflexão sobre as alternativas sustentáveis à drenagem urbana e, portanto, ainda demanda um intenso aprofundamento e estudo detalhado sobre a execução e a aplicabilidade das BMP's, sigla em inglês para Melhores Práticas de Manejo, em toda a região metropolitana de São Paulo. Entretanto, a distribuição dessas soluções ao longo de bacias marcadas pelos intensos processos de urbanização, como já é prática em diversas cidades ao longo do mundo, deverá promover a adaptação da drenagem urbana ao ciclo hidrológico mais próximo às condições pré-urbanas (TOMAZ, 2003). A criação de uma situação mais naturalizada pelas estruturas de manejo sustentáveis deverá proteger os fundos de vale contra enxurradas e erosões, prevenir a sobrecarga das estruturas de drenagem existentes, prolongando sua vida útil, e inclusive melhorar o microclima da região, amenizando o efeito das ilhas de calor devido ao plantio de espécies vegetais e à criação de áreas verdes espalhadas pela bacia em questão.

Além dos benefícios diretos ao ambiente, o aumento das áreas verdes poderá também aproximar toda a população urbana dos processos naturais, através de um paisagismo e uma engenharia que respeitem os ciclos ecológicos, mesmo em um contexto radicalmente urbanizado, como ocorre nas grandes metrópoles. Essa aproximação, tão exigida e esperada

pelos cidadãos, não precisa ocorrer em áreas e regiões específicas, pois devido à adaptação das estruturas de biorretenção em qualquer ambiente, as mesmas podem ser instaladas em condomínios residenciais, dormitórios universitários, vagas de carros nas ruas, edifícios públicos e privados, parques e praças urbanas, shopping centers, entre outros, transformando esses ambientes em espaços que transcendem suas funções tradicionais. Essa estratégia deve ser permeada por ações de educação ambiental com toda a comunidade e por mutirões de limpeza e encontros periódicos para discussões que promovam o envolvimento de todos os moradores com as tecnologias implementadas, não somente de drenagem, mas também das demais infraestruturas urbanas.



Figura 75 - Canterios de biorretenção instalados nos dormitórios da Universidade de Portland. Fonte: Moura, 2014.

Na contramão das soluções convencionais, as MPM's das águas de chuva, especialmente as de biorretenção, têm conquistado respeitabilidade dos gestores e técnicos urbanos, pois atacam o problema da drenagem nas duas dimensões: o controle quantitativo dos escoamentos (vazão de pico e enchentes) e também o controle qualitativo (poluição difusa). Entretanto, essas soluções são relativamente novas, especialmente em cidades subdesenvolvidas como São Paulo, apresentando ainda imprecisões quanto aos resultados obtidos e informações detalhadas quanto aos custos, manutenção e operacionalização.

Há ainda uma lacuna quanto à performance prática desses sistemas, quando avaliados em campo e em conjunto com as demais infraestruturas. Segundo o manual de drenagem urbana, da SMDU (2012), a dificuldade em quantificar e prever os impactos da poluição difusa nos ambientes urbanos torna igualmente desafiadora sua mitigação e seu controle. Não existe, todavia, estudos que comprovem a existência de aspectos negativos das MPM's nos ambientes urbanos, enquanto que as tecnologias convencionais têm sido identificadas, em diversos estudos, como agravantes dos problemas ambientais e sociais oriundos das águas pluviais. Para o efetivo alcance dos resultados previstos com as estruturas de biorretenção, deve-se atender a recomendações importantes sobre os locais ideais para recebê-las, como

a profundidade mínima do lençol freático, leito de rochas superficial, solo colapsível ou grandes declividades.

Mesmo com todas as incertezas e restrições, a simplicidade e a facilidade de implementação dos jardins de chuva, em áreas públicas ou privadas, torna essa solução acessível e barata, portanto mais fácil de ser replicada, mesmo sem critérios precisos de dimensionamento e operação. Essas vantagens reforçam as MPM não como substitutas imediatas das tecnologias convencionais, mas, em um primeiro momento, como complementares e integradas às soluções tradicionais. Posteriormente, as MPM poderiam ser empregadas como técnicas confiáveis e seguras para todos os problemas da drenagem urbana, consolidando a transição infra estrutural urbana para soluções mais sustentáveis e próximas aos processos naturais pré-existentes à urbanização, em substituição às tradicionais tecnologias, que já se mostram insuficientes para atender às novas demandas do desenvolvimento sustentável.

Essa mudança de paradigma somente será possível com estratégias de implementação das MPM em ambientes urbanos, exigindo do poder público e dos tomadores de decisão muita coragem e ousadia para, nesse primeiro momento, tomar os riscos oriundos da ausência de informações e experiências práticas, mas, ao longo do tempo, assim como qualquer tecnologia emergente, haverá uma evolução e consolidação dessas inovadoras tecnologias de manejo de águas pluviais, até adquirirem status de estratégia e solução prioritárias no manejo da drenagem urbana.

II. Aspectos sociais

As visitas técnicas permitiram o contado direto com o problema de engenharia em foco neste estudo. Em ambas as visitas, o aspecto mais marcante ao grupo não foi o estado lastimável de poluição e degradação em que se encontravam os corpos hídricos, mas sim as condições sub-humanas e deletérias em que viviam a maior parte da população residente na área. Com a ausência total dos serviços públicos mais básicos e essenciais a uma vida digna, tais como coleta e afastamento de esgotos domésticos, postos de saúde, áreas de lazer, moradia, coleta de resíduos sólidos, educação básica, transporte, emprego, entre outros, é impossível pensar em um projeto de revitalização dos cursos da água que não busque, em primeiro lugar, proporcionar melhores qualidades de vida às populações vulneráveis.

Isso posto, um projeto de instalação de jardins de chuva ao longo de uma pequena área de contribuição da bacia do córrego do Sapé, parece uma minúscula e isolada iniciativa, que apenas terá efeitos práticos se antes forem atacados problemas sociais mais urgentes. A educação ambiental e a participação da comunidade apenas terão resultados efetivos se essas mesmas pessoas tiverem saciadas suas necessidades mais básicas e prioritárias.

A princípio, o córrego escolhido para estudo foi o do Água Podre, entretanto, o descarte de esgoto doméstico *in natura* era tão intenso e presente em todo o seu curso, desde a nascente até à foz que o abatimento da carga de poluição difusa pelo canteiro pluvial seria

insignificante perto de toda a carga de poluição pontual que é lançada ao córrego. Isso posto, foi decidido trocar córrego de estudo pelo do Sapé, que além de ter participado do programa Córrego Limpo e recebido obras de coleta e afastamento de esgotos domésticos, também é objeto de estudo da FCTH, o que facilitou o acesso a dados importantes pelo grupo.



Figura 76 - Lançamento de esgoto doméstico diretamente ao córrego do Água Podre, a cerca de poucos metros da nascente. Fonte: visita realizada pelos alunos em 18/09/2016.



Figura 77 - Estruturas precárias de acondicionamento de RSU na bacia do córrego Água Podre. Fonte: Visita realizada pelos alunos em 18/09/2016.

Ao mudar o córrego de estudo para o Sapé, o acesso aos dados e o controle do lançamento de esgotos domésticos facilitou o estudo acerca da efetividade da implementação dos jardins de chuva para controle da poluição difusa, uma vez que a poluição pontual estava equacionada. Entretanto, as dimensões sociais da bacia em questão se mostraram determinantes para a deterioração da qualidade ambiental do córrego do Sapé, uma vez que apesar dos esforços em coletar os esgotos domésticos, pouca atenção foi dada aos resíduos sólidos urbanos e às sub-moradias existentes ao longo de todo o curso do córrego.



Figura 78 - Favelas e sub-moradias ao longo do córrego do Sapé. Fonte: Visita realizada pelos autores em 29/09/2016.

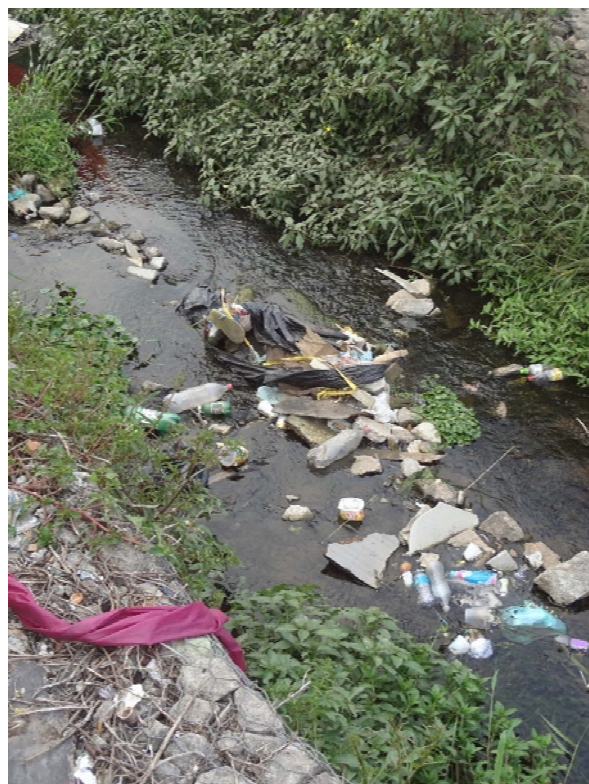


Figura 79 - Acúmulo de lixo ao longo do leito do córrego do Sapé. Fonte: Visita realizada pelos alunos em 29/09/2016.



Figura 80 - Construção de novos barracos nas margens do córrego do Sapé. Fonte: Visita realizada pelos alunos em 29/09/2016.

Muitas vezes, os trabalhos e projetos de engenharia falham ao não considerarem as questões sociais dos locais que receberão as melhorias propostas, o que resulta na ineficiência das soluções devido à ausência de condições básicas de qualidade de vida e desenvolvimento social. No que se refere as MPM para águas pluviais, o conceito de infraestrutura verde, que envolve soluções que resgatem os processos naturais, deve, obrigatoriamente, levar em conta a realidade socioeconômica da comunidade em questão, pois de nada adianta promover o abatimento da poluição difusa se a população não possui condições de manter ações em prol da preservação da qualidade das águas do córrego em questão.

O abatimento da poluição, seja ela difusa ou pontual, é tanto um problema tecnológico, como político-econômico-social e inclusive, muitas vezes, a tecnologia e os recursos financeiros estão disponíveis e, entretanto, essas condições sozinhas não garantem a implementação de programas de abatimento da poluição. Atualmente, é claro para todos os engenheiros e gestores urbanos que o manejo e tratamento de águas pluviais abrange questões que extrapolam as esferas da tecnologia e da economia, sendo importante também uma legislação específica que garanta a aplicação dessas tecnologias, suportada por ações de cunho institucional, social e político. Isso posto, para o desenvolvimento de um novo paradigma que de fato considere as MPM como alternativas referenciais de manejo das águas pluviais, diversas medidas, além das técnicas construtivas discutidas ao longo dos dois trabalhos de formatura, devem ser postas em prática, como legislações específicas, incentivos econômicos e fiscais, manuais e normas técnicas, apoio institucional do poder público para pesquisas e educação pública, planos e programas governamentais, leis de zoneamento, entre outros.

O ser humano é, ao mesmo tempo, o causador e o sofrendor da poluição, que é uma consequência direta da satisfação tanto das necessidades humanas quanto do desejo de progresso e desenvolvimento das civilizações. Entretanto, as externalidades resultantes dos processos de desenvolvimento das populações não são distribuídas de maneira justa e equilibrada entre as pessoas, o que resulta em desequilíbrios ambientais oriundos dessa desigualdade social. Portanto, o que pode ser observado e aprendido com o exemplo prático do córrego do Sapé é que para alcançar qualquer tipo de controle e abatimento efetivos das fontes poluidoras, devemos, antes de tudo, considerar a redução das desigualdades socioeconômicas e o suprimento das necessidades mais básicas das populações vulneráveis, que historicamente ocupam justamente as áreas mais degradadas ambientalmente, para que, a partir dessa transformação social, essas mesmas pessoas se tornem agentes e sujeitos transformadores do meio ambiente e de seus processos.

11. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- SEATTLE WATER POLLUTION DEPARTMENT, 1992. *Biofiltration Swale Performance, Recommendations and Design Considerations*. s.l.:s.n.
- ABNT, 2004. *NBR 10004*. Rio de Janeiro: s.n.
- BRAGA, S., 2013. *Uma nova abordagem para integração entre quantidade e qualidade da água para avaliação da poluição difusa*. s.l.:Universidade Federal do Paraná.
- CALDERONI, S., 1997. *Os Bilhões Perdidos no Lixo*. São Paulo: Humanitas Editora.
- CANHOLI, A. P., 2015. Drenagem urbana e controle de enchentes. Issue 2ª.
- CHOW, V. T., 2009. *Open-Channel Hydraulics*. 1ª ed. EUA: LIGHTNING SOURCE.
- DANIEL FONSECA DE CARVALHO ELEORNADO DUARTE BATISTA, 2006. *Apostila de Hidrologia*. Rio de Janeiro: s.n.
- EPA, 1992. *A Handbook of Constructed Wetlands*. Pennsylvania: USDA.
- FHWA, 2004. *Environmental Technology Brief*. s.l.: FHWA-RD-98-079.
- HA, S. & STENSTROM, M., 2008. Predictive Modeling of Storm-Water Runoff Quantity and Quality for a Large Urban Watershed. *Journal of Environmental Engineering*, 134(9), pp. 703-711.
- IBAM, 2001. *Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos*. Rio de Janeiro: s.n.
- IBGE, 2002. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*. Rio de Janeiro: s.n.
- IPT/CEMPRE, 1995. *LIXO MUNICIPAL: MANUAL DE GERENCIAMENTO INTEGRADO*. São Paulo: IPT/CEMPRE. São Paulo: s.n.
- LEE, 2002. First Flush Analysis of Urban Storm. *Science of the Total Environment*, Volume 293, pp. 163-175.
- MANBELLI B, R., n.d. *Tratado sobre Resíduos Sólidos - Gestão, uso e sustentabilidade*. s.l.:s.n.
- MMA, 2010. *POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS (PNRS)*. s.l.:s.n.
- MOURA, N. C. B. d., 2013. *Biorretenção: Tecnologia Ambiental Urbana para Manejo de Águas de Chuva*. São Paulo: s.n.
- NOVOTNY, V. E OLEM, H., 1994. *Water Quality, Prevention, Identification and Management of Diffuse Pollution*. 1ª ed. New York: Van Nostrand Reinhold.
- Novotny, V., 2002. *Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management*. 2ª ed. New York: s.n.
- NOVOTNY, V., 2002. *Water quality: Diffuse pollution and watershed management*. 2ª ed. s.l.:s.n.
- ONTARIO, 2003. *Stormwater Management Planning and Design Manual*.
- PRODANOFF, J. H. A., 2005. On-site stormwater detention as an alternative flood control measure in ultra-urban environments in developing countries. *IAHS-AISH Publication*, Volume 293, pp. 196-202.
- PROSAB 5, 2009. *Manejo de águas pluviais urbanas*. Rio de Janeiro: ABES.

Sapé, B. d., 2016. *Reurbanização da favela do Sapé*. [Online]

Available at: <http://www.au.pini.com.br>

[Accessed 12 Setembro 2016].

SILVA, J. C. D. A. D., 2014. *Recuperação de Córregos Urbanos Através do Controle de Cargas Pontuais e Difusas. Estudo de Caso: Córrego Ibiraporã e do Sapé*. São Paulo: s.n.

SMDU E FCTH, 2012. *Manual de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais - Aspectos Tecnológicos: Fundamentos*. Volume II ed. SÃO Paulo: SMDU.

SMDU e FCTH, 2012. *Manual de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais - Aspectos Tecnológicos: Diretrizes para Projetos*. Volume III ed. São Paulo: SMDU.

SMDU, 2014. *PLANO DE GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO*. São Paulo: s.n.

SMDU, 2016. http://geosampa.prefeitura.sp.gov.br/PaginasPublicas/_SBC.aspx;. [Online]

[Accessed 15 Novembro 2016].

TCHOBANOGLOUS, G. & O'LEARY P., R., 2002. *Handbook of solid waste management..* U.S: Inc.

TOMAZ, P., 2006. *Poluição Difusa*. 1ª ed. São Paulo: Navegar.

URBAN DRAINAGE AND FLOOD CONTROL DISTRICT, 2010. *Urban Storm Drainage*. Denver: WRP.

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

WALASH, S. G., 2007. *Urban Surface Water Management*. s.l.:John Wiley & Sons, Inc..