

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA

**DIFERENTES ABORDAGENS PARA O MANEJO DAS ÁGUAS
PLUVIAIS E SEUS IMPACTOS NO CICLO DE VIDA EM
LOTEAMENTO DE INTERESSE SOCIAL**

MARIA FERNANDA NÓBREGA DOS SANTOS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Urbana.

Orientação: Prof. Dr. Ademir Paceli Barbassa

São Carlos

2018

Santos, Maria Fernanda Nóbrega dos

Diferentes abordagens para o manejo das águas pluviais e seus impactos no ciclo de vida em loteamento de interesse social / Maria Fernanda Nóbrega dos Santos. -- 2018.

190 f. : 30 cm.

Tese (doutorado)-Universidade Federal de São Carlos, campus São Carlos, São Carlos

Orientador: Ademir Paceli Barbassa

Banca examinadora: Aldo Roberto Ometto, Maryam Imani, Erich Kellner, Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira

Bibliografia

1. Desenvolvimento de Baixo Impacto. 2. Avaliação do Ciclo de Vida. 3. Modelagem Hidrológica. I. Orientador. II. Universidade Federal de São Carlos. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Programa de Geração Automática da Secretaria Geral de Informática (SIn).

DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)

Bibliotecário(a) Responsável: Ronildo Santos Prado – CRB/8 7325




UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana

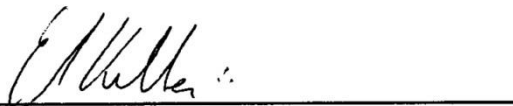
Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado da candidata Maria Fernanda Nóbrega dos Santos, realizada em 06/12/2018:


Prof. Dr. Ademir Paceli Barbassa
UFSCar


Prof. Dr. Aldo Roberto Ometto
USP


Profa. Dra. Maryam Imani
ARU


Prof. Dr. Erich Kellner
UFSCar


Prof. Dr. Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira
UFSCar

AGRADECIMENTOS

Difícil acreditar que tão longa jornada tenha chegado ao fim. Gosto mais da ideia de um ciclo terminando para que outro possa se iniciar, em um movimento contínuo como a própria vida e parte fundamental do pensamento que norteou esse trabalho. É hora de olhar para trás e agradecer àqueles que fizeram parte dessa história.

Primeiramente, gostaria de agradecer àqueles que acompanharam de perto o caminho e o fizeram possível. Meu querido Vinícius, meus pais Cristina e Gilberto, meus sogros Vanda e Evilásio, e nossa família: Gabo e Natália, Marina e Bruno, e o pequeno Henrique. E ao meu orientador, Prof. Dr. Ademir Barbassa, pela paciência ao me guiar pelo campo da hidrologia, pela disponibilidade em discutir e revisar os textos, e principalmente, pela confiança e amizade que construímos ao longo dos anos.

Agradeço também à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), ao Programa de Apoio à Pós-Graduação (PROAP-CAPES) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana (PPGEU), nas pessoas dos seus funcionários e professores, por todo o apoio financeiro e técnico para a condução deste trabalho.

Aproveito para agradecer aos demais colegas do Grupo de Pesquisa G-Hidro/PPGEU. Ao Prof. Dr. Bernardo Teixeira e Profa. Dra. Luciana Gonçalves, e aos muitos alunos que passaram pelo grupo, companheiros de reuniões e comemorações: Sidnei, Thays, Tássia, Geovana, Thaís, Rodi, Isabela, Carol, Alinne, Leonardo, Maria Camila, Carlos. Em especial à Eliane, pelo auxílio com os equipamentos e ensaios, e à Anaí, com quem tive o prazer de trabalhar no último ano, e muito contribuiu na realização da modelagem hidrológica. Mas não só isso Naná: obrigada por ter sido tão presente nessa etapa crucial, mesmo estando tão longe!

Ainda sobre aqueles que trabalharam diretamente comigo, agradeço aos alunos de graduação em Engenharia Civil da UFSCar/São Carlos (agora engenheiros), Carol e Cláudio, que trabalharam comigo no dimensionamento dos sistemas de manejo de águas pluviais dos cenários e na execução dos ensaios de campo (e suas muitas aventuras). Agradeço também, às alunas de graduação em Arquitetura e Urbanismo da UNESP/Bauru (agora arquitetas), Mari e Sara, que trabalharam comigo na elaboração do material de divulgação das TC construídas na UFSCar e na realização das oficinas e workshops sobre o tema da drenagem urbana.

Chegando mais ao final do trabalho, agradeço ao Prof. Dr. Aldo Ometto pelas contribuições no trabalho e por ter me acolhido no Laboratório de Gestão de Operações da USP/São Carlos, para a realização da modelagem de ciclo de vida. Agradeço ainda aos demais colegas do laboratório que tão bem me receberam, especialmente à Efigênia.

Pelas contribuições técnicas ao texto, agradeço também ao Prof. Dr. Xavier Gabarrell, da UAB/Espanha, à Profa. Dra. Maryan Imani, da ARU/Reino Unido, e ao Prof. Dr. Bernardo Teixeira e Prof. Dr. Erich Kellner do PPGEU/UFSCar.

Não posso deixar de agradecer também aos amigos antigos de São Carlos: à Rô, pela generosidade de sempre, e à Camila, pelo incentivo e por ter sido quem (literalmente) me trouxe para o PPGEU. E aos muitos amigos que fazemos pelo caminho e nem sempre temos a oportunidade de expressar a nossa gratidão e admiração. André e Angela, Diogo, Lígia, Sol, Tarsi e Paula: obrigada por serem parte da minha vida.

Agora olhando para frente, deixo este trabalho para meus alunos: aqueles que passaram, aqueles que passarão. É por acreditar na educação, enquanto força maior de transformação da nossa sociedade, que tive forças para concluir tão difícil tarefa. Espero ter contribuído para uma compreensão cada vez mais sistêmica das implicações de nossas decisões projetuais.

Neste momento, não posso deixar de lembrar aquela pequena oração que diz: “Obrigada Deus por existir, por viver e por chegar até aqui”.

RESUMO

Os problemas originados pelas águas pluviais nos assentamentos urbanos estão se tornando cada vez mais recorrentes e acentuados, à medida que as cidades, principalmente nos países em desenvolvimento, estão crescendo sem o planejamento adequado. Esse fato, aliado ao atual declínio da qualidade da água, torna premente discutir a maneira como o manejo das águas pluviais é concebido e implantado nos loteamentos. É nesse contexto que as estratégias preconizadas pela abordagem integrada do Desenvolvimento de Baixo Impacto, traduzido do termo *Low Impact Development (LID)*, se colocam como uma alternativa aos sistemas convencionais, ao propor estratégias que se alinham com o planejamento urbano, e têm como objetivo final regular os processos hidrológicos em sua origem. Entretanto, se os sistemas de manejo possuem como premissa a minimização de impactos nas bacias urbanas, é preciso ponderar suas implicações na hora de escolher qual a abordagem mais adequada. Assim, o presente estudo tem como objetivo geral desenvolver e aplicar em um estudo de caso, uma avaliação multidimensional (desempenho hidrológico, ambiental e econômico) que possibilite comparar diferentes estratégias para o manejo de águas pluviais em loteamentos a partir da perspectiva de ciclo de vida. Para tanto, adotou-se como objeto de estudo um loteamento localizado no município de São Carlos/SP, o Américo Alves Margarido, e foram desenvolvidos três cenários para a área: *Scen.CONV*, urbanização e drenagem convencional; *Scen.WELL*, urbanização convencional com controle na fonte dos lotes (poços de infiltração); e *Scen.LID*, no qual são associadas estratégias estruturais (valas e trincheiras de infiltração) e não estruturais (alterações nos padrões de uso/ocupação do solo e no projeto urbanístico). Para tal análise, procedeu-se a modelagem hidráulico-hidrológica dos cenários no *software Storm Water Management Model (SWMM)*, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e o Custeio do Ciclo de Vida (CCV). De acordo com os resultados, quando comparado com o *Scen.CONV*, o *Scen.WELL* apresentou uma redução de 60% na vazão de pico, uma diminuição de custos da ordem de 54-58% e impactos potenciais por m³ de volume de águas pluviais manejado entre 51-65% menores. Para o *Scen.LID*, foi possível alcançar as condições de pré-desenvolvimento, com uma diminuição de 100% na vazão de pico em comparação com o *Scen.CONV*, uma diminuição de custos da ordem de 71-79% e impactos potenciais por m³ entre 74-82% menores, para todas as categorias de impactos ambientais.

Palavras-chave: Sistemas de manejo de águas pluviais. Desenvolvimento de Baixo Impacto. Modelagem hidrológica. Custeio do Ciclo de Vida. Avaliação do Ciclo de Vida.

ABSTRACT

Stormwater-derived problems in urban settlements are occurring more frequently and intensely, particularly in developing countries, where cities are growing without planned implementation. Coupled with the current water quality decline, this makes it more urgent to reconsider the way in which stormwater management is conceived and implemented in urban allotments. In this context, strategies proposed by low impact development (LID) integrated approach, stand out as an alternative to conventional systems. LID promotes stormwater management aligned with urban planning and, as a main goal, regulates hydrological processes in their origin. However, if minimized impact on urban basins is one of the fundamental purposes of stormwater management systems, it will be necessary to consider the wider implications when choosing the most appropriate approach. This study's objective is to develop a multidimensional evaluation (hydrological, environmental, and economic) from a life cycle perspective, which should make it possible to compare different strategies for stormwater management in urban settlements. As such, an area located in the municipality of São Carlos/SP (the settlement *Américo Alves Margarido*) was used as a study object and three scenarios of occupation and stormwater management systems were designed: *Scen.CONV*, a conventional urbanization plan and storm-sewer drainage-system; *Scen.WELL*, a conventional urbanization plan associated with the use of infiltration wells to disconnect lots; and *Scen.LID*, which uses structural (vegetative swales and infiltration trenches) and nonstructural strategies (such as land use/imperviousness coefficients and urban changes). For a comparative analysis, these scenarios were modeled in storm water management model (SWMM), and both life cycle assessment (LCA), and life cycle costing (LCC) were performed. According to the results, hydraulic-hydrologic modeling indicated a decrease of 60% in the peak flow of *Scen.WELL* compared to *Scen.CONV*, potential impact per m³ of stormwater volume managed in *Scen.Well* that was 51–65% lower, and costs per m³ that were 54–58% lower than in *Scen.CONV*. In *Scen.LID* it was possible to achieve pre-development conditions, with a decrease of 100% in the peak flow compared to *Scen.CONV*. *Scen.LID* costs per m³ were 71–79% lower, and potential impacts per m³ 74–82% lower than in *Scen.CONV*, also for all impact categories.

Keywords: Stormwater management systems. Low impact development. Hydrological modeling. Life cycle costing. Life cycle assessment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: Alteração das áreas de várzea em decorrência da urbanização.....	26
Figura 2.2: Esquema de classificação das TC.	30
Figura 2.3: Sistema Filtro-Vala-Trincheira construído no campus da UFSCar.	33
Figura 2.4: Planos de infiltração construídos no campus da UFSCar.	34
Figura 2.5: Poços de infiltração construídos no campus da UFSCar.	36
Figura 2.6: Padrões hidrológicos típicos de pré e pós-desenvolvimento.	40
Figura 2.7: Diferença entre os sistemas de manejo com TC e a abordagem integrada LID. ...	41
Figura 2.8: Princípios e possibilidades de aplicação do LID em uma residência.	43
Figura 4.1: Esquema do método da pesquisa.	71
Figura 4.2: Mapa mostrando localização do município de São Carlos.	74
Figura 4.3: Totais pluviométricos mensais em São Carlos - Normais Climatológicas.	76
Figura 4.4: Zoneamento de São Carlos e localização do loteamento Américo.	81
Figura 4.5: Exemplo de quadra representando o padrão de ocupação atual do loteamento.	82
Figura 4.6: Implantação geral do loteamento Américo.	83
Figura 4.7: Imagens do loteamento para compreensão da implantação geral.	83
Figura 4.8: Planta topográfica do loteamento Américo.....	84
Figura 4.9: Sub-bacias para dimensionamento dos sistemas de manejo dos cenários.	86
Figura 4.10: Superposição da curva PD para o Tr escolhido e a curva de evacuação.	90
Figura 4.11: Áreas que compõem a unidade mínima de análise.	94
Figura 4.12: Estrutura e fases de uma ACV.	102
Figura 4.13: Fronteiras do sistema de produto para uma TC genérica.	105
Figura 4.14: Inter-relações entre emissões, impactos potenciais e efeitos.	107
Figura 5.1: Aerial photo of São Carlos, watershed boundaries and settlement.....	115
Figura 5.2: Settlement's masterplan and scenarios' CDS configuration.....	117
Figura 5.3: Differences between the scenarios' road configurations.	121
Figura 5.4: Settlement streets under different scenarios' design.	122
Figura 5.5: LID controls modeled in the scenarios.	124
Figura 5.6: Outlet hydrographs for <i>Scen.CONV</i> , <i>Scen.WELL</i> , and <i>Scen.LID</i>	124
Figura 5.7: Total sensitivity analysis chart.....	129
Figura 5.8: Sub-systems sensitivity analysis chart.	130
Figura 6.1: Scenarios' elements in <i>Scen.CONV</i> , <i>Scen.WELL</i> , and <i>Scen.LID</i>	141

Figura 6.2: Monthly pluviometric data monitored in UFSCar station.	143
Figura 6.3: Frontiers of the analyzed system.....	144
Figura 6.4: Potential impacts related to the components CDS and IWs.	152
Figura 6.5: Potential impacts related to the components IS's and ISTs.....	153
Figura 6.6: Hydrological performance based LCIA and sensitivity analyses charts.....	156
Figura A.1: Procedimentos de instalação do infiltrômetro de duplo anel.	178
Figura A.2: Procedimentos de enchimento do infiltrômetro de duplo anel.	179
Figura A.3: Procedimentos de leitura do ensaio de infiltrômetro de duplo anel.	179
Figura A.4: Procedimentos de coleta e preparo das amostras para os ensaios.....	180
Figura A.5: Procedimentos de sedimentação das amostras.....	181
Figura A.6: Procedimentos de peneiramento fino das amostras.	181

LISTA DE TABELAS

Tabela 5.1. Summary of scenarios' drainage systems.....	118
Tabela 5.2: Summary of scenarios' drainage systems.....	123
Tabela 5.3: <i>Scen.CONV</i> baseline detailed component costs.	125
Tabela 5.4: <i>Scen.CONV</i> baseline grouped sub-system costs.....	126
Tabela 5.5: <i>Scen.WELL</i> baseline detailed component costs.....	126
Tabela 5.6: <i>Scen.WELL</i> baseline grouped sub-system costs.	127
Tabela 5.7: <i>Scen.LID</i> baseline detailed component costs.....	127
Tabela 5.8: <i>Scen.LID</i> baseline grouped sub-system costs.	128
Tabela 6.1: Alternative parameters for sensitivity analysis.....	147
Tabela 6.2: Materials and energy inputs for each scenarios' component.....	148
Tabela 6.3: Materials' end-of-life destination for each scenario's components.....	149
Tabela 6.4: Scenario's components LCIA.....	151
Tabela 6.5: Hydrological SWMM modeling results.	154
Tabela 6.6: Hydrological performance based LCIA and sensitivity analyses results.	155

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1: Conceito de canalização x conceito de reservação.....	29
Quadro 2.2: Estratégias LID não estruturais para concessão de créditos de águas pluviais. ..	44
Quadro 3.1: Resumo das ACV de estruturas e sistemas de manejo de águas pluviais.	70
Quadro 4.1: Valores de C baseados nas características das superfícies.	87
Quadro 4.2: Função, UF e FR nos diferentes cenários.....	104

LISTA DE SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

ACV - Avaliação do Ciclo de Vida

AICV - Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

AIDC - Área Impermeabilizada Diretamente Conectada

AINC - Área Impermeabilizada Não Conectada

AP - Área Permeável

APP - Área de Preservação Permanente

ASTM - *American Society for Testing and Material*

BMP - *Best Management Practices*

CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior

CCV - Custeio do Ciclo de Vida

CDS - *Conventional Drainage System*

CDW - *Construction and Demolition Waste*

CEMADEN - Centro Nacional de Monitoramento a Alertas de Desastres Naturais

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CMP - *Cloudburst Management Plan*

CO - Coeficiente de Ocupação

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

CP - Coeficiente de Permeabilidade

CVP - Ciclo de Vida do Produto

DNIT - Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes

DUA - *Dwelling Units per Acre*

EDIP - *Environmental Development of Industrial Products*

ETE - Estação de Tratamento de Esgoto

FR - Fluxo de Referência

FU - *Functional Unit*

GEE - Gases de Efeito Estufa

G-Hidro - Grupo de Pesquisa em Sistemas Hídricos Urbanos

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IC - Iniciação Científica

ICV - Inventário do Ciclo de Vida

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia

IS - *Infiltration Swale*

ISO - *International Organization for Standardization*

IST - *Infiltration Swale-Trench*

IW - *Infiltration Well*

LCA - *Life Cycle Assessment*

LCC - *Life Cycle Costing*

LCI - *Life Cycle Inventory*

LCIA - *Life Cycle Impact Assessment*

LENHS - Laboratório de Eficiência Energética e Hidráulica em Saneamento

LID - *Low Impact Development*

LIDRA - *Low Impact Development Rapid Assessment*

LIUDD - *Low Impact Urban Design and Development*

MDE - *Maryland Department of the Environment*

MS4 - *Municipal Separate Stormwater Sewer Systems*

NPV - *Net Present Value*

PADEP - *Pennsylvania Department of Environmental Protection*

PE - *Person Equivalent*

PGCo - *Prince George's County*

PMSP - Prefeitura Municipal de São Paulo

PPGEU - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana

REPA - *Resource and Environmental Profile Analysis*

SEESP - Secretaria de Estado da Educação de São Paulo

SELIC - Sistema Especial de Liquidação e de Custódia

SINAPI - Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil

SIURB - Secretaria Municipal de Infraestrutura Urbana e Obras

SSA - *Sub-Surface Alternative*

SST - Sólidos Suspensos Totais

SUDS - *Sustainable Urban Drainage System*

SWMM - *Storm Water Management Model*

TC - Técnica Compensatória

TCC - Trabalho de Conclusão de Curso

TRACI - *Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impact*

TRCA - *Toronto Region Conservation Authority*

UACDC - *University of Arkansas Community Design Center*

UF - Unidade Funcional

UFSCar - Universidade Federal de São Carlos

UNH - *University of New Hampshire*

US EPA - *United States Environmental Protection Agency*

US I-O - *United States Input Output Accounts*

US LCI - *United States Life Cycle Inventory Database*

VPL - Valor Presente Líquido

WSU - *Washington State University*

WSUD - *Water Sensitive Urban Design*

SUMÁRIO

PARTE I: CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	17
1 INTRODUÇÃO	18
1.1 Hipótese	20
1.2 Objetivos	20
1.3 Estrutura do Trabalho	21
2 SISTEMAS DE MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS.....	23
2.1 Histórico dos sistemas de manejo de águas pluviais	23
2.2 Sistemas alternativos de manejo de águas pluviais	28
2.2.1 <i>Técnicas Compensatórias estruturais centralizadas.....</i>	<i>31</i>
2.2.2 <i>Técnicas Compensatórias estruturais descentralizadas</i>	<i>32</i>
2.2.3 <i>Técnicas Compensatórias não estruturais</i>	<i>37</i>
2.3 Abordagem integrada de manejo de águas pluviais.....	38
2.3.1 <i>Desenvolvimento de Baixo Impacto</i>	<i>40</i>
3 AVALIAÇÃO DOS SISTEMAS DE MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS	46
3.1 Avaliação do Ciclo de Vida	47
3.2 Estudos preliminares relacionados à ACV	52
3.3 ACV de Técnicas Compensatórias descentralizadas	54
3.4 ACV de cenários com Técnicas Compensatórias descentralizadas.....	62
3.5 Considerações sobre o capítulo.....	69
4 MATERIAIS E MÉTODOS	71
4.1 Objeto de estudo	74
4.1.1 <i>Município de São Carlos.....</i>	<i>74</i>
4.1.2 <i>Loteamento Américo Alves Margarido</i>	<i>79</i>
4.1.3 <i>Ensaio de caracterização do solo.....</i>	<i>85</i>
4.2 Desenvolvimento dos cenários	85

4.2.1	<i>Dimensionamento da rede de microdrenagem convencional</i>	86
4.2.2	<i>Dimensionamento de Técnicas Compensatórias descentralizadas</i>	89
4.2.3	<i>Descrição dos cenários</i>	91
4.2.4	<i>Subsistemas, componentes e unidades de análise dos cenários</i>	93
4.3	Modelagem dos cenários	98
4.3.1	<i>Modelo e simulação</i>	98
4.3.2	<i>Dados de entrada na simulação</i>	100
4.4	Avaliação do Ciclo de Vida dos cenários	102
4.4.1	<i>Definição de objetivos</i>	102
4.4.2	<i>Definição de escopo</i>	103
4.5	Custeio do Ciclo de Vida dos cenários	110

PARTE II: RESULTADOS E DISCUSSÃO.....111

5	LIFE-CYCLE COST-BENEFIT ANALYSIS OF LID STRATEGIES FOR A LOW-INCOME SETTLEMENT IN BRAZIL	112
5.1	Introduction	113
5.2	Materials and methods	115
5.2.1	<i>Site and study object</i>	115
5.2.2	<i>Scenarios' hydraulic-hydrologic modeling</i>	116
5.2.3	<i>Scenarios' life-cycle costing inventory</i>	117
5.2.4	<i>Scenarios' cost-benefit analysis</i>	119
5.3	Results and discussion	120
5.3.1	<i>Social-urbanistic perspective</i>	120
5.3.2	<i>Hydraulic-hydrologic perspective</i>	122
5.3.3	<i>Cost-benefit perspective</i>	125
5.3.4	<i>Sensitivity analysis</i>	129
5.4	Conclusions	131

6	ADDRESSING NONSTRUCTURAL LID STRATEGIES IN LCA: A CASE STUDY COMPARING DIFFERENT STORMWATER MANAGEMENT SYSTEMS IN BRAZIL.....	135
6.1	Introduction.....	136
6.2	Material and methods.....	140
6.2.1	<i>Overview.....</i>	<i>140</i>
6.2.2	<i>Stormwater runoff model.....</i>	<i>142</i>
6.2.3	<i>Goal and scope definition</i>	<i>143</i>
6.2.4	<i>Life cycle impact assessment.....</i>	<i>145</i>
6.2.5	<i>Uncertainty.....</i>	<i>146</i>
6.3	Results and discussion	147
6.3.1	<i>Life cycle inventory</i>	<i>147</i>
6.3.2	<i>Scenarios life cycle impact assessment</i>	<i>149</i>
6.3.3	<i>Hydrological performance based LCIA and sensitivity analyses</i>	<i>154</i>
6.4	Conclusions.....	156
7	CONCLUSÕES.....	162
	REFERÊNCIAS.....	165
	GLOSSÁRIO	175
	APÊNDICES.....	178
	ANEXOS	190

PARTE I: CONSIDERAÇÕES GERAIS

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos cinquenta anos, os padrões de crescimento e urbanização promovidos pelas sociedades modernas têm afetado e alterado a fisionomia no planeta como nenhuma outra atividade humana em toda a história – lembrando que o *Homo sapiens* possui cerca de 2.500 gerações, mas apenas ao longo das últimas 200 desenvolveu os aglomerados urbanos (BOYDEN et al., 1981).

E essas alterações não são poucas. De acordo com Dias (1997), ao construir as cidades: a vegetação natural é removida; destroem-se os sistemas naturais de drenagens e sistemas artificiais são criados; o solo natural é compactado e impermeabilizado; a fauna local ou é expulsa, ou dizimada; alteram-se os padrões de absorção e reflexão da radiação solar; são introduzidas novas fontes de emissão de gases poluentes, de resíduos sólidos, de calor e de efluentes das mais variadas origens.

As consequências destas alterações influenciam tanto os ecossistemas naturais, quanto a qualidade da saúde humana, e são particularmente notadas no que diz respeito ao ciclo hidrológico urbano. Segundo *Maryland Department of the Environment Manual* (MDE, 2009) a vegetação e as culturas agrícolas que anteriormente haviam interceptado e absorvido as chuvas são removidas e as depressões naturais que alagavam temporariamente são niveladas para uma inclinação uniforme. Além disso, o solo nos locais nivelados e desmatados muitas vezes é severamente compactado e/ou impermeabilizado e, com a diminuição das taxas de infiltração, não pode mais evitar que a precipitação seja rapidamente convertida em escoamento superficial e supere a capacidade do sistema de drenagem natural existente.

Conforme retratado por Tucci (2015), a gestão pública tradicionalmente responde a estas alterações propondo que o sistema de drenagem natural seja "melhorado" para recolher e escoar mais rapidamente a água (empregando para tanto, todo o arsenal de técnicas de manejo de águas pluviais convencionais, como os pavimentos, meio-fio e sarjeta, bocas de lobo, galerias pluviais fechadas e canais revestidos) e posteriormente descarregando-a em cursos de água à jusante, como córregos, represas e lagos.

Pode-se dizer então, que o modo como a produção do espaço tem historicamente acontecido nas cidades, interfere diretamente na dinâmica natural do ciclo hidrológico, mais especificamente, na ação espontânea das águas fluviais e pluviais e incorre em duas preocupações distintas, como sintetiza Tucci (2014a, p. 31): “[...] a) o impacto do meio sobre a população através das enchentes; e b) o impacto do homem sobre a bacia [...]” no que concerne à preservação ambiental.

Entretanto, a partir da década de 1970, em função do grande crescimento das discussões em torno da questão ambiental, principalmente nas regiões industrializadas – relacionadas à preservação dos recursos naturais, ao controle das emissões, ao tratamento dos efluentes e à regulamentação das atividades produtivas e conhecimento de seus impactos, como bem recordam Foley et al. (2010) – este modelo de desenvolvimento começou a ser questionado e outras abordagens, que pudessem incorporar os novos paradigmas de busca pela sustentabilidade, foram sendo concebidas.

É nesse contexto que as abordagens integradas de manejo das águas pluviais urbanas surgem e, dentre elas, destacam-se as estratégias preconizadas pelo *Low Impact Development* (LID) que se utilizam de técnicas de drenagem que emulam os processos hidrológicos naturais da paisagem, ao mesmo tempo em que apresentam diretrizes urbanísticas que poderão diminuir os problemas relacionados às águas pluviais em longo prazo, conforme o *Prince George's County LID Manual* (PGCo, 1999).

Ao reduzir o escoamento das águas pluviais que deixa a área de projeto, estas estratégias consequentemente também diminuem a quantidade de água que passa através de tubulações enterradas e que poderá necessitar de tratamento, de modo que o LID possui benefícios implícitos (embora, ainda não sistematicamente quantificados), no que se refere a alguns objetivos-chave da busca pela sustentabilidade, como a diminuição no consumo de energia e as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE), como pontuaram Spatari et al. (2011), além de possibilitar melhorias na qualidade de vida da população e no ambiente urbano (Eckart et al., 2017).

Pois, se os sistemas de manejo das águas pluviais possuem como premissa a minimização de impactos nas bacias urbanas, é preciso ponderar suas implicações na hora de escolher qual a abordagem mais adequada para cada caso. Alguns sistemas necessitam de uso intensivo de energia em seu funcionamento, outros utilizam materiais de construção que possuem uma grande quantidade de energia incorporada, enquanto outros sistemas ocupam grandes extensões de terra. Dixon et al. (2003) foi um dos pioneiros ao afirmar que é preciso conceber os sistemas de manejo de águas urbanas de modo que o impacto total sobre o ambiente seja reduzido, e uma das formas mais eficientes de se alcançar este objetivo é por meio da realização de uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

Assim, partindo do pressuposto que as abordagens integradas são um modelo de desenvolvimento que visa promover a sustentabilidade nos assentamentos urbanos no que se refere ao manejo de águas pluviais – haja em vista os aspectos supracitados – este trabalho se propõe a avaliar e quantificar as implicações (hidrológicas, ambientais e econômicas)

associadas ao seu emprego no contexto brasileiro, levando em consideração as peculiaridades, potencialidades e limitações que seu uso apresenta no país, desde a legislação vigente, os instrumentos urbanísticos existentes, até outras características como a necessidade de atendimento do déficit habitacional, a concentração fundiária urbana, além de aspectos hidrológicos próprios da paisagem.

1.1 Hipótese

A transformação da precipitação em vazão nas bacias hidrográficas urbanas é um processo dinâmico, interdependente e diretamente influenciado pelas modificações nos padrões de uso e ocupação do solo. E as abordagens integradas de manejo das águas pluviais (dentre elas, o LID) apoiam-se nesse conceito ao propor estratégias que, por definição, se alinham com o planejamento urbano, e têm como objetivo final regular os processos hidrológicos em sua origem, emulando as condições de pré-desenvolvimento.

A partir dessa premissa, formula-se a hipótese que: se as consequências da aplicação de diferentes abordagens para o manejo das águas pluviais de loteamentos urbanos não se restringem às mudanças observadas nos padrões de geração de escoamento superficial (leia-se, controle de enchentes); o uso de estratégias integradas (ao influenciar de modo sistêmico os demais fenômenos que integram o ciclo hidrológico em bacias urbanas) resulta, em última instância, na redução dos impactos dos loteamentos (hidrológicos, ambientais e econômicos) a serem quantificados por meio de uma avaliação multidimensional destes sistemas, baseada no pensamento de ciclo de vida.

1.2 Objetivos

Objetivo geral

O presente trabalho tem como objetivo geral desenvolver e aplicar em um estudo de caso, uma avaliação multidimensional (desempenho hidrológico, ambiental e econômico) que possibilite comparar diferentes estratégias para o manejo de águas pluviais em loteamentos urbanos a partir da perspectiva de ciclo de vida.

Objetivos específicos

- A. Adaptar as estratégias LID para uso em loteamentos de interesse social, a partir das limitações e especificidades que esses assentamentos apresentam no Brasil.
- B. Desenvolver diferentes projetos para o manejo das águas pluviais no loteamento estudo de caso, que contemplem as seguintes linhas de abordagem: drenagem convencional, controle na fonte dos lotes com TC e a abordagem integrada LID.
- C. Avaliar o desempenho hidrológico das diferentes propostas desenvolvidas por meio de modelagem no *software Storm Water Management Model (SWMM)*.
- D. Avaliar o custo-benefício das diferentes propostas por meio do Custeio do Ciclo de Vida (CCV), ao longo da vida útil de 30 anos estimada para os sistemas.
- E. Avaliar os impactos ambientais das diferentes propostas desenvolvidas por meio da ACV, utilizando o Método EDIP 97 e modelagem no *software GaBi*.
- F. Identificar os pontos de maior destaque ao longo do ciclo de vida dos sistemas analisados (aspectos, impactos e processos elementares mais significativos), e sugerir alterações para tornar estes sistemas ambientalmente mais adequados.
- G. Incorporar a avaliação de estratégias LID não estruturais na ACV dos sistemas de manejo, avaliando os efeitos de seu uso no desempenho geral dos cenários a partir dos resultados da modelagem hidrológica.

1.3 Estrutura do Trabalho

O presente trabalho está organizado em duas partes e sete capítulos, sendo:

PARTE I: CONSIDERAÇÕES GERAIS

- **Capítulo 1:** Introdução
Breve **contextualização** sobre o tema do manejo das águas pluviais urbanas e apresentação das justificativas do trabalho, hipótese e objetivos a serem alcançados.
- **Capítulo 2:** Sistemas de manejo de águas pluviais
Estruturação da **base teórica** do trabalho, abrangendo uma revisão bibliográfica dos seguintes temas: evolução histórica dos sistemas de manejo de águas pluviais; apresentação dos sistemas alternativos e Técnicas Compensatórias (TC); conceituação da abordagem integrada de manejo das águas pluviais; princípios e aplicações do LID.

- **Capítulo 3:** Avaliação dos sistemas de manejo de águas pluviais
Estruturação da **base metodológica** do trabalho, abrangendo uma revisão bibliográfica dos seguintes temas: definição da ACV e sua metodologia, como normas, princípios, objetivos, fases e termos; apresentação e discussão de estudos que conduziram a ACV para avaliar diferentes estruturas e sistemas de manejo de águas pluviais.
- **Capítulo 4:** Materiais e métodos
Descrição dos **materiais e métodos** adotados para a condução do trabalho, contendo: objeto de estudo (município de São Carlos, a seleção e caracterização do loteamento); desenvolvimento dos cenários (o dimensionamento e a descrição dos sistemas de manejo); modelagem dos cenários (definição do modelo hidrológico e seus principais dados de entrada); delimitação de objetivos e escopo do estudo de ACV e CCV.

PARTE II: RESULTADOS E DISCUSSÃO

- **Capítulo 5:** *Life-cycle cost-benefit analysis of LID strategies for a low-income settlement in Brazil.*
Apresentação dos **resultados e discussão**, enfocando a adaptação das estratégias LID para uso em loteamentos de interesse social (com suas limitações e especificidades), seu desempenho hidrológico e a avaliação de custo-benefício dos diferentes projetos de manejo de águas pluviais desenvolvidos para os cenários. Neste capítulo, buscou-se atender aos objetivos específicos A, B, C e D.
- **Capítulo 6:** *Addressing nonstructural LID strategies in LCA: A case study comparing different stormwater management systems in Brazil.*
Apresentação dos **resultados e discussão**, abordando os impactos ambientais dos diferentes projetos de manejo de águas pluviais desenvolvidos para os cenários e propor uma estrutura integrada de avaliação entre desempenho hidrológico e ambiental, que possibilite a comparação entre as estratégias LID (tanto estruturais, quanto não estruturais) por meio da ACV. Neste capítulo, buscou-se atender aos objetivos específicos E, F e G.
- **Capítulo 7:** Conclusões
Apresentação das **conclusões e recomendações** para futuros trabalhos.

2 SISTEMAS DE MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS

Para iniciar a discussão, pode-se citar Urbonas e Stahre (1993), que colocam uma definição bastante simples, porém apropriada: o fato de que o manejo das águas pluviais urbanas é, fundamentalmente, uma questão de “alocação de espaços”. Alocação de espaços no sentido de que as terras pertencentes às várzeas, e hoje ocupadas pelos assentamentos humanos (e impermeabilizadas), são invariavelmente requeridas à jusante quando ocorrem períodos de cheias dos cursos de água, ocasionando enchentes e alagamentos.

O problema decorre do fato que as áreas de várzea foram historicamente preferidas nos processos de ocupação, primeiro, em virtude da facilidade de acesso à água e segundo, em função da topografia ser mais plana, facilitando o seu uso para construção de vias de transporte em fundos de vale. Priorizaram-se sempre o mínimo custo e o máximo benefício, sem planejamento e maiores preocupações com a preservação ambiental (TUCCI, 2014a).

Esse modelo de desenvolvimento tem sido levado às consequências mais extremas nos últimos anos, devido ao aumento populacional e à crescente urbanização experimentados mundialmente. Contudo, essa problemática nem sempre foi tão evidente. O processo de ocupação destas áreas e a maneira com que a sociedade lida com a questão das águas urbanas foram alterando-se ao longo do tempo. Assim, para que se possa ter um panorama mais amplo da questão, apresenta-se a seguir uma revisão histórica do tema: a evolução dos sistemas de drenagem convencionais, os questionamentos levantados pelas abordagens alternativas e a busca atual pelo manejo integrado com questões de sustentabilidade mais amplas.

2.1 Histórico dos sistemas de manejo de águas pluviais

É durante a Idade Antiga, que se acredita que foram criados os sistemas de manejo de águas pluviais mais primitivos, a partir das mesmas técnicas de drenagem que estavam sendo desenvolvidas para o esgotamento sanitário. Águas residuárias e pluviais seguiam juntas, em canais, para serem lançadas nos corpos hídricos, no intento de atenuar os problemas que ocasionavam para os assentamentos humanos. E, apesar de terem sido os sistemas de distribuição de água – os aquedutos – que tornaram célebre a engenharia romana antiga, foram igualmente importantes as construções destes sistemas de drenagem, conforme os autores Butler e Davies (2004) recordam.

Todavia, foi na Idade Média que os problemas relacionados com as águas urbanas se acentuaram. Os muros e fortificações ao redor das cidades, características marcantes do período medieval europeu, deixavam pouco espaço para a construção dos sistemas de

drenagem anteriores, que caem em desuso, e as estreitas ruas passam a cumprir esta função, recebendo resíduos de toda ordem. Nas palavras de Butera (2009, p. 41): “Excrementos e lixos eram habitualmente lançados pelas janelas, prenunciados por um grito de aviso, como era tradição medieval [...]”.

Para que se possa imaginar o cenário, Le Goff (1992, p. 144) cita um regulamento municipal da cidade francesa de Saintes-Maries-de-la-Mer editado em 1286, que tenta coibir algumas práticas nocivas que eram cometidas pelos habitantes das cidades, dentre elas, o costume dos açougueiros de fazer da rua do matadouro um “local fétido” e dos moradores de jogar “sebo podre” nas ruas, além de evidenciar a questão da água potável: enquanto alguns indivíduos lucram armazenando a água para posteriormente vendê-la, outros ainda, negligentemente poluem as suas fontes.

É proveniente deste contexto que se origina o termo em francês *tout à la rue* ou “tudo à rua” (tradução nossa), assim como a expressão “cidade pútrida”, em alusão à insalubridade proveniente das práticas anteriormente citadas e à falta de condições de higiene comuns nos assentamento urbanos dessa época. Quadro este, que irá permanecer praticamente inalterado durante os próximos séculos (BAPTISTA et al., 2015).

Butler e Davies (2004) ainda ajuízam que, é somente quando as cidades passam por um período de rápida expansão, que este cenário começa a mudar. Tome-se como exemplo a cidade de Londres, Inglaterra. Até o ano de 1815, em Londres, era considerado ilegal ligar as fossas das residências aos canais de esgoto da cidade. Em tempo: esses canais tinham inicialmente a função de drenar terras pantanosas.

Entretanto, quando Londres atinge a marca de um milhão de habitantes, a solução encontrada para o problema foi permitir a conexão das fossas ao sistema de canais de esgoto já existentes – e que desaguavam no rio Tâmsa. A rede coletora de esgoto passa a receber, diretamente, todos os tipos de dejetos e resíduos provenientes não apenas das residências, mas das indústrias, açougues, etc. Butera (2009, p. 62) conclui que o rio Tâmsa nesse ponto da história, apesar de ser a principal fonte de captação de água do município, poderia ser considerado uma verdadeira “cloaca a céu aberto”, tamanha a contaminação de suas águas.

Os rios, como coloca Le Goff (1992, p. 19), são para as cidades um elemento crucial, contudo, sua relação com a urbe e seus cidadãos é no mínimo ambígua. Ao mesmo tempo em que os rios se configuram como uma das principais vias de ligação, transporte de mercadorias e fonte de água potável; são também veículo de dispersão de toda sorte de efluentes indesejáveis e um dos principais obstáculos a serem transpostos, sendo que muitos recursos foram destinados à construções de pontes nesse período.

Baptista et al. (2015, p. 16) ainda ressaltam que, apesar de algumas tentativas de retificar e canalizar os cursos de água urbanos, era durante os eventos pluviais excepcionais que os rios lembravam os cidadãos de sua presença iminente, muitas vezes de forma “dramática” – como aliás, infelizmente ainda ocorre nos dias e cidades atuais.

É nesse contexto que o conceito higienista de drenagem das águas urbanas surge e se avulta como possível solução para os problemas enfrentados pelas cidades no século XIX, amparado pelas recentes descobertas que se seguiram no campo da epidemiologia. A relação entre a falta de condições sanitárias e a difusão de doenças, como a cólera e o tifo, estava começando a ser estabelecida, o que se traduz em uma abordagem que prioriza a evacuação imediata das águas, por meio de massiva impermeabilização e implantação de sistemas condutores artificiais, como definem Baptista et al. (2015, p. 17), ou ainda, conforme sintetizado pela expressão em francês: *tout à l'égout* ou “tudo ao esgoto” (tradução nossa).

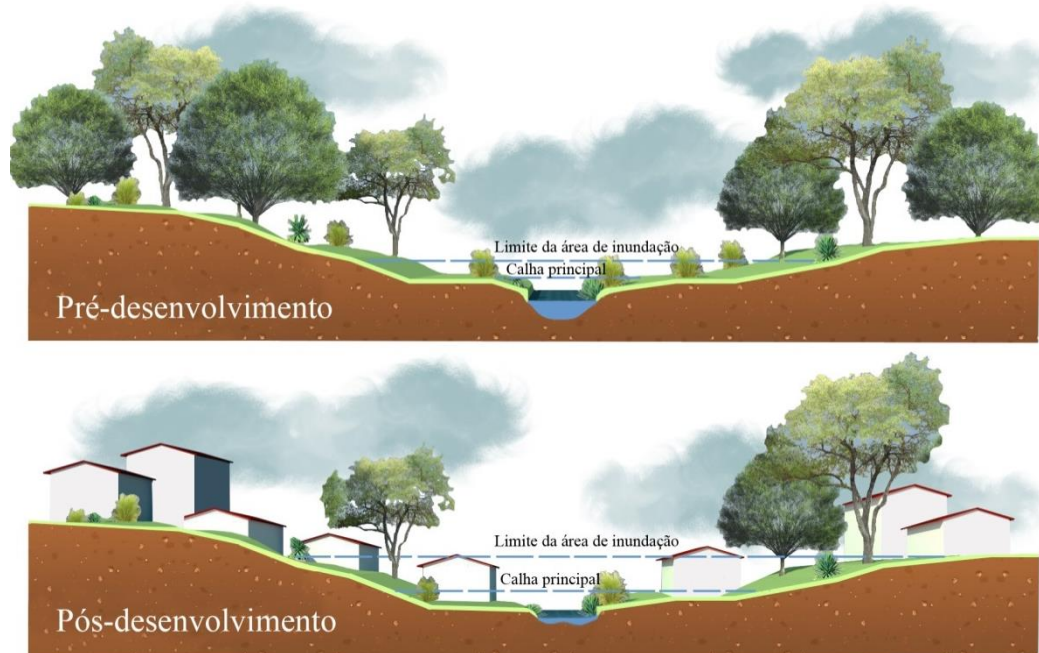
Canholi (2005, p. 16) também assinala que a visão higienista de drenagem é rígida pela transferência o mais rápido possível das águas do ponto onde ela se origina (em se tratando de águas pluviais, do ponto onde ocorre a precipitação) para áreas à jusante (por exemplo, um curso de água situado em uma cota de nível inferior). Ainda segundo o autor, o resultado é que, quanto menor o tempo de concentração, maior o pico da vazão à jusante, sobrecarregando os corpos hídricos receptores e, conseqüentemente, áreas que anteriormente não eram inundadas, passam a ser. Esse processo torna-se especialmente pernicioso nas cidades, uma vez que a urbanização tradicional ocorre principalmente no sentido da jusante à montante, ou seja, as áreas de ocupação mais antigas encontram-se justamente nas proximidades desses corpos receptores.

Como conseqüências diretas desse modelo de desenvolvimento urbano, baseadas nos conceitos higienistas de manejo das águas, o manual do MDE (2009) cita os problemas sucintamente descritos a seguir.

- a) **Declínio da qualidade da água:** O escoamento das águas pluviais carrega os poluentes existentes nas áreas impermeáveis e os depositam nas águas à jusante. São exemplos desses poluentes: os sólidos suspensos, nutrientes, matéria orgânica, bactérias, hidrocarbonetos, metais, pesticidas, cloretos, resíduos sólidos, dentre outros.
- b) **Diminuição da recarga e da qualidade das águas subterrâneas:** As águas subterrâneas são um recurso hídrico crítico, não apenas pelo fato de que grande parte da água destinada ao abastecimento das cidades é retirada dessa fonte, mas também porque a saúde de muitos sistemas aquáticos é dependente de sua recarga constante. E a infiltração da precipitação no solo é essencial para a reposição destas águas.

- c) **Degradação dos cursos de água:** O escoamento das águas pluviais é um fator que influencia a geometria dos cursos de água. Com a urbanização, tanto a frequência quanto a magnitude dos fluxos de águas pluviais podem aumentar. Consequentemente, os cursos de água urbanos experimentam eventos de cheias e vazantes mais intensos a cada ano, do que tinham antes do desenvolvimento. Como resultado, o leito do rio e as margens estão expostos a fluxos altamente erosivos com maior frequência e por períodos mais longos. Os cursos de água normalmente respondem a esta mudança aumentando a área da seção transversal, para manejar os frequentes fluxos erosivos, por meio do alargamento do canal ou seu aprofundamento, ou ambos. Isso resulta em um ambiente instável, e o curso de água experimenta um processo erosivo das margens e degradação do habitat.
- d) **Aumento das inundações:** Os eventos de precipitação que, eventualmente, produzem um escoamento que excede a capacidade de cheia das várzeas de um curso d'água, provocam as inundações, que podem danificar propriedades e estruturas de drenagem à jusante, além de incorrerem em graves riscos à população.
- e) **Alterações das áreas de várzea:** As áreas que fazem fronteira com o nível dos córregos e rios são conhecidas como várzeas. Estas áreas são muito importantes, englobando as matas ciliares, as zonas alagadas e consideradas corredores de vida selvagem. As alterações nas áreas de várzea em decorrência da urbanização e seus efeitos na definição de seus limites de alagamento são esquematicamente apresentados na Figura 2.1.

Figura 2.1: Alteração das áreas de várzea em decorrência da urbanização.



Fonte: Traduzido e adaptado de MDE (2009, p. 12).

E, pode-se dizer que, de certo modo, muitas das ideias do conceito higienista de drenagem ainda vigoram atualmente, e são a base do que se denomina como sendo o sistema “clássico” de drenagem, ou “convencional”, conforme substanciado no excerto:

Os sistemas clássicos [...] são constituídos, basicamente, de dispositivos de *microdrenagem*, que efetuam o transporte das águas superficiais nas ruas (sarjetas), sua captação quando a capacidade de vazão é superada (bocas de lobo), e de condutos, usualmente enterrados, destinados ao transporte dessas águas até desague ou até os sistemas de *macrodrenagem*, constituídos de canais abertos ou de condutos enterrados de porte significativo (galerias). (BAPTISTA et al. 2015, p. 23, grifo do autor).

Martins (2015) coloca que o problema advém do fato que, ao implantar as estruturas artificiais de microdrenagem convencional, aumentam-se as vazões afluentes à rede de drenagem natural que, sobrecarregada, acaba necessitando de intervenções estruturais para não ser completamente degradada. E, tradicionalmente, estas obras se resumiam à construção de galerias e canais artificiais de grandes dimensões, além da realização de “melhorias” nos canais naturais para o aumento da vazão, por meio de retificações e aumento da sua seção transversal e/ou da sua velocidade, obtidos pela redução da rugosidade do canal por desobstrução e pelo incremento de declividade provocado pelo corte de meandros e aprofundamento do rio. Estas medidas configuram o que se denomina macrodrenagem convencional e, novamente, acabam por transportar os problemas para áreas mais à jusante.

Mas, como bem pontuado pelo Manual de Projeto do Departamento de Águas e Energia Elétrica da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 1980, p. 3), uma das particularidades no que diz respeito aos sistemas de manejo de águas pluviais – e que o difere de outros melhoramentos urbanos – é que, independente de um sistema adequado de drenagem ter sido implantado, os fenômenos que integram o ciclo hidrológico nas bacias urbanas irão ocorrer, inexoravelmente. Deste feita, são os benefícios (ou prejuízos) à população, decorrentes da implantação de um sistema de manejo de águas pluviais, que irão justificar as obras de infraestrutura realizadas e, conseqüentemente, que irão determinar a qualidade de um projeto.

Pode-se dizer então, que os efeitos da urbanização e da implantação dos sistemas de drenagem convencionais, aliados ao fato da qualidade da água ser declinante em todo o mundo, tornam premente a necessidade de seu uso mais eficiente, levando à busca de sistemas “alternativos” para o manejo das águas pluviais, que possam garantir qualidade sanitária e ainda assim, manter as funções hidrológicas da paisagem em bacias urbanas.

2.2 Sistemas alternativos de manejo de águas pluviais

Essa compreensão cada vez mais sistêmica do ciclo hidrológico e das suas interações com o ambiente urbano tem, gradativamente, alterado a maneira como os projetos de manejo das águas pluviais têm sido concebidos e implantados nas cidades, superando os antigos preceitos que reduziam os complexos processos que ocorrem na bacia hidrográfica apenas à evacuação do escoamento superficial.

Além disso, como complementam Baptista et al. (2015, p. 25), a preocupação com a preservação dos recursos naturais e a busca por uma maior qualidade ambiental a partir da década de 1970, impulsionaram o desenvolvimento de uma nova abordagem que pudesse abarcar esses elementos aos sistemas de manejo convencionais. Principalmente na Europa e nos EUA, a discussão em torno do tema se amplia e o foco das pesquisas passa a ser o desenvolvimento de metodologias que possam incorporar os impactos da urbanização no ciclo hidrológico para efeito de planejamento e dimensionamento das estruturas de controle das águas pluviais, além de possuírem como base de estudo a bacia hidrográfica.

Desta feita, as medidas que visavam à aceleração do escoamento, foram aos poucos sendo substituídas por medidas que promoviam justamente o oposto: retardavam o escoamento; e por isso mesmo, ficaram conhecidas como medidas “não convencionais”, ou ainda, “alternativas”. Sobre este fato, Urbonas e Stahre (1993) ainda relatam que em duas décadas apenas (entre 1970 e 1990), os conhecimentos na área de manejo das águas pluviais urbanas avançaram mais do que em qualquer outro período da história e que, no cerne dessa mudança de paradigma, está o surgimento do conceito de retardamento do escoamento por meio da detenção das águas pluviais.

De uma forma substanciada, pode-se dizer que a importância dessa abordagem se dá, basicamente, pela possibilidade destas estruturas atuarem na redução dos impactos negativos provenientes de áreas urbanizadas, ao diminuir a velocidade do escoamento e conseqüentemente, retardar o pico de vazão e ampliar o tempo de concentração da bacia, por meio do armazenamento (detenção) de parte do volume escoado, efeitos estes, descritos por Urbonas e Stahre (1993). Ainda de acordo com os autores, existem dois tipos de medidas de controle das águas pluviais, as quais são classificadas de acordo com a sua natureza: as medidas estruturais, que são as obras de engenharia implantadas com o objetivo de corrigir e/ou prevenir os danos provenientes das inundações; e as medidas não estruturais, que se utilizam de outras estratégias, como a introdução de normas, regulamentos e programas que disciplinam o uso e a ocupação do solo para alcançar esse mesmo objetivo.

Walesh (1989) coloca uma definição ainda mais pragmática: para o autor, todas as medidas de manejo das águas pluviais urbanas podem ser divididas em apenas duas vertentes projetuais, aquelas que pertencem ao conceito de canalização (aceleram o escoamento) em oposição àquelas vinculadas ao conceito de reservação (retardam o escoamento).

As principais características e diferenças entre esses dois conceitos são explicitadas no Quadro 2.1, a seguir, adaptado de Walesh (1989 apud CANHOLI, 2005).

Quadro 2.1: Conceito de canalização x conceito de reservação.

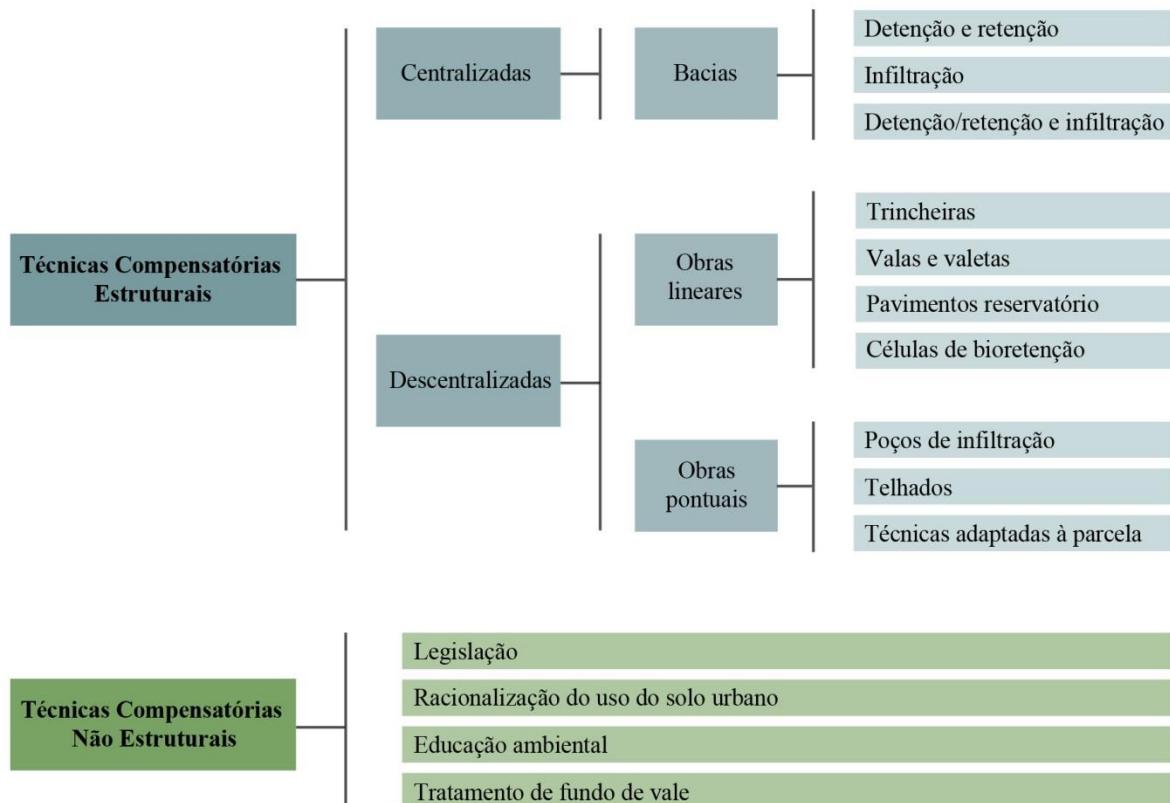
CARACTERÍSTICA	CANALIZAÇÃO	RESERVAÇÃO
Função	Remoção rápida dos escoamentos	Contenção temporária para subsequente liberação
Componentes principais	Canais abertos/galerias	Reservatórios a superfície livre Reservatórios subterrâneos Retenção subsuperficial
Aplicabilidade	Instalação em áreas novas Construção por fases Ampliação de capacidade pode se tornar difícil (centros urbanos)	Áreas novas (em implantação) Construção por fases Áreas existentes (à superfície ou subterrâneas)
Impacto nos trechos de jusante (quantidade)	Aumenta significativamente os picos das enchentes em relação à condição anterior Maiores obras nos sistemas de jusante	Áreas novas: podem ser dimensionadas para impacto zero (Legislação EUA) Reabilitação de sistemas: podem tornar vazões a jusante compatíveis com capacidade disponível
Impacto nos trechos de jusante (qualidade)	Transporta para o corpo receptor toda carga poluente afluente	Facilita remoção de material flutuante por concentração em áreas de recirculação dos reservatórios e dos sólidos em suspensão, pelo processo natural de decantação
Manutenção/operação	Manutenção em geral pouco frequente (pode ocorrer excesso de assoreamento e de lixo) Manutenção nas galerias é difícil (condições de acesso)	Necessária limpeza periódica Necessária fiscalização Sistemas de bombeamento requerem operação/manutenção Desinfecção eventual (insetos)
Estudos hidrológicos/hidráulicos	Requer definição dos picos de enchente	Requer definição dos hidrograma (volume das enchentes)

Fonte: Walesh (1989 apud CANHOLI, 2005).

E, devido à relevância que as medidas estruturais alternativas adquiriram para o manejo das águas pluviais urbanas, que foi cunhada a expressão em inglês *Best Management Practices* (BMP), ou conforme tradução nossa, “melhores práticas de gerenciamento”. Segundo Ribeiro (2014, p. 30) a primeira descrição do termo aludindo às estruturas de manejo de águas pluviais aparece em 1987 no *Water Quality Act* promulgado pelo governo dos EUA e que, originalmente, incentivava a adoção destas medidas como forma de prevenir ou reduzir a poluição difusa, já que, ao promover a detenção e a infiltração do escoamento, estas medidas também podem auxiliar no controle e tratamento dos poluentes que são descarregados nos cursos de água.

Outro termo comumente empregado no Brasil para se referir às medidas alternativas (e que também faz menção ao seu caráter de reparação dos danos causados pela urbanização) é o de Técnica Compensatória (TC). Devido à sua importância e aplicação neste trabalho, as diferentes TC estruturais e não estruturais serão definidas nos subitens a seguir, conforme classificação elaborada com base no trabalho de Baptista et al. (2015), vide Figura 2.2. De acordo com o autor, para classificar uma TC deve-se considerar tanto suas características geométricas, quanto sua forma de utilização.

Figura 2.2: Esquema de classificação das TC.



Fonte: Elaborado pela autora, com base na classificação de Baptista et al. (2015, p. 47).

2.2.1 Técnicas Compensatórias estruturais centralizadas

Conforme Baptista et al. (2015, p. 135), os diferentes tipos de bacias de retenção são classificadas como sendo TC estruturais centralizadas, projetadas para atuar nos processos hidrológicos em bacias urbanas, reduzindo os impactos provenientes da urbanização. São constituídas basicamente de um volume livre (denominado também de volume de espera, cuja função principal é armazenar temporariamente) e estruturas hidráulicas de controle de saída, de descarga de fundo e vertedores de emergência.

Ainda segundo o autor, apesar das bacias de retenção terem como objetivo principal o controle das inundações urbanas, por meio do amortecimento do pico de vazão, também podem ser citados os seguintes objetivos complementares: a redução do volume de escoamento superficial gerado, nos casos das bacias de infiltração; e a diminuição da poluição de origem difusa, por meio da decantação de partículas sólidas, nos casos das bacias de retenção (BAPTISTA et al., 2015).

Aliás, este é um ponto controverso na conceituação destas estruturas. Para alguns autores, a diferença entre as bacias de retenção, infiltração e retenção, advém de características projetuais, como suas dimensões, formas, usos e localização. Para outros, a distinção principal se refere à presença (ou não) de uma lâmina de água permanente, como observado por Canholi (2005, p. 55). Já Urbonas e Stahre (1993) distinguem as bacias pelas funções desempenhadas pela estrutura.

Baptista et al. (2015, p. 139) propõe uma distinção com relação à forma:

- Bacias a céu aberto, que podem ser divididas em:
 - Bacias a céu aberto com espelho d'água permanente;
 - Bacias a céu aberto de zonas úmidas, que são áreas úmidas artificialmente construídas (tradução do termo em inglês *constructed wetlands*), possuem capacidade de armazenamento de água em pequenas profundidades e áreas extensas, com desenvolvimento de vegetação típica de zonas úmidas;
 - Bacias a céu aberto secas, que armazenam água apenas durante eventos de precipitação, e que podem ser subdivididas ainda em:
 - Bacias secas com fundo impermeabilizado;
 - Bacias secas de infiltração;
- Bacias subterrâneas ou cobertas, geralmente empregadas em áreas densamente ocupadas e onde não existe espaço para implantação de outros tipos de bacias.

Com relação à inserção destas técnicas no espaço urbano, Baptista et al. (2015) recordam que, devido às dimensões requeridas para sua implantação e o elevado custo do solo urbano, é recomendável que as áreas dedicadas à construção das bacias de retenção estejam associadas com outros usos, como áreas verdes, reservas ecológicas, áreas para atividades esportivas e praças públicas, caracterizando espaços multifuncionais. Desta forma, tanto o investimento requerido na construção, quanto nas atividades de manutenção, podem ser diluídos e justificados, mesmo durante o período em que estas estruturas estão “vazias”, tendo em vista a aleatoriedade dos eventos pluviais para os quais foram dimensionadas.

2.2.2 Técnicas Compensatórias estruturais descentralizadas

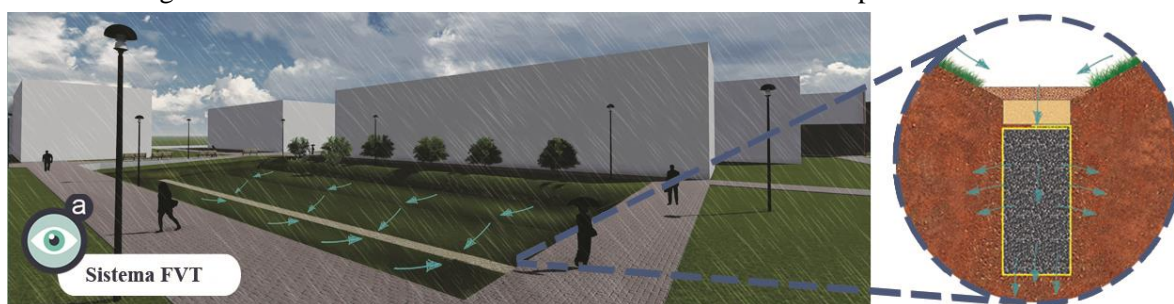
As TC estruturais descentralizadas, segundo definição de Baptista et al. (2015), são técnicas projetadas para manejar as águas pluviais de áreas de drenagem menores, com relação às anteriores, e tem como característica principal o fato de serem implantadas de modo difuso ao longo de toda a bacia. Os autores ainda dividem as TC descentralizadas em dois grupos, de acordo com o seu esquema de implantação. O primeiro grupo, as TC pontuais, ou localizadas, são as técnicas construídas nas parcelas, como os poços de infiltração ou os reservatórios de retenção individuais. Já as TC lineares recebem essa denominação pelo fato de serem estruturas nas quais as dimensões longitudinais geralmente são mais expressivas que a largura e profundidade e, justamente por isso, serem muito empregadas ao longo do sistema viário. A seguir, apresenta-se uma definição das principais TC estruturais descentralizadas.

a) Trincheiras de retenção e infiltração

As trincheiras são TC lineares, que consistem basicamente de um volume implantado próximo à superfície (geralmente de pouca profundidade) para deter e/ou infiltrar as águas pluviais que afluem perpendicularmente ao seu comprimento, com a particularidade de serem preenchidas com material granular graúdo, como pedras, seixos rolados ou britas, segundo Baptista et al. (2015). Essa característica faz com que a capacidade de armazenamento destas estruturas seja diminuída, variando de acordo com o índice de vazios de cada material de preenchimento (entre 30 até 40%). Entretanto, como relatam Urbonas e Stahre (1993), as trincheiras de infiltração podem contribuir significativamente para o aumento da qualidade das águas pluviais a serem posteriormente lançadas em corpos d'água ou aquíferos, promovendo uma remoção de 60 a 90% dos poluentes e de até 98% das bactérias.

Os achados de Lucas (2011), ao monitorar uma trincheira de infiltração em escala real, mostrada na Figura 2.3, corroboram as recomendações da literatura, ao evidenciar a importância do uso da manta geotêxtil e dos filtros de grama nestas estruturas, bem como a necessidade de atividades de manutenção preventivas, incluindo procedimentos até mesmo anteriores à construção do sistema (como a lavagem dos agregados antes da colocação na TC, para retirada do material particulado pulverulento); evitando-se assim a colmatção precoce das trincheiras, um dos aspectos prioritários para o prolongamento da vida útil da estrutura.

Figura 2.3: Sistema Filtro-Vala-Trincheira construído no campus da UFSCar.



Fonte: Imagens elaboradas pelas alunas de Iniciação Científica (IC) Mariana Reis e Sara Paiva.

b) Pavimentos permeáveis associados a estruturas de retenção e infiltração

Considerando que, nas cidades as superfícies pavimentadas destinadas às vias de circulação (pedestres e veículos) chegam a representar 30% da área total das bacias, pode-se dizer que os pavimentos permeáveis são uma alternativa interessante a ser explorada para o revestimento de passeios, áreas de estacionamentos, quadras esportivas e até mesmo ruas com pouco tráfego, conforme recomendações de Tucci e Genz (2015). De acordo com os autores, estes pavimentos podem ser de concreto ou asfalto poroso, e são construídos do mesmo modo que os convencionais, diferindo pelo fato de não serem incorporados agregados finos à mistura. Blocos de concreto vazados também são considerados pavimentos permeáveis.

Baptista et al. (2015) ponderam, no entanto, que apenas a adoção deste tipo de pavimento não representa grande diferença com relação ao controle do escoamento, sendo necessário para tanto, associar estes pavimentos com estruturas adjacentes de retenção e/ou infiltração. Os autores destacam que a diferença está justamente na camada intermediária entre o pavimento e o solo: desde que essa camada seja constituída de material granular graúdo, como a brita, é possível armazenar as águas pluviais nos volumes vazios, da mesma forma que as trincheiras o fazem. Ainda são relatados os benefícios: aumento da segurança no tráfego, pela diminuição das poças nas vias; melhoria na qualidade das águas, pelo processo de filtração e ainda redução dos custos com estruturas de drenagem à jusante.

c) Valas, valetas e planos de retenção e infiltração

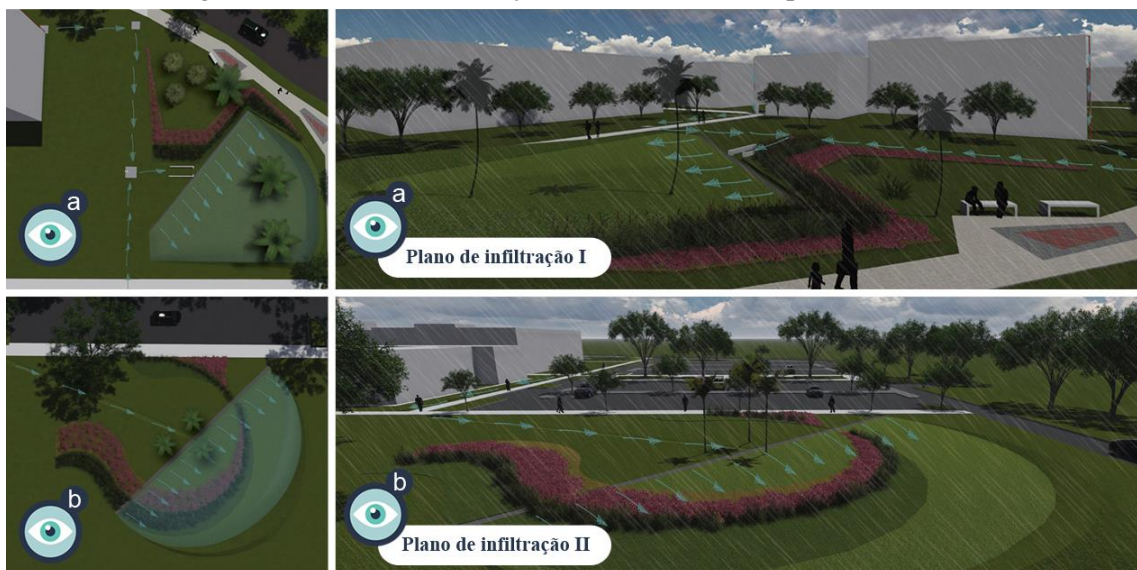
As valas, valetas e planos são TC formadas por uma depressão no solo, e também possuem como objetivo armazenar temporariamente e/ou infiltrar as águas pluviais, diferindo das trincheiras pela ausência dos agregados em seu interior. Baptista et al. (2015) destacam que as valas são estruturas mais profundas que as valetas, enquanto os planos possuem dimensões transversais semelhantes às longitudinais, sendo estas suas distinções básicas.

Em geral, este tipo de TC é constituído de áreas gramadas rebaixadas, e requerem poucos materiais de construção e relativamente pequena movimentação de terra para sua implantação, de maneira que acabam sendo uma alternativa eficiente, do ponto de vista hidrológico e ainda assim acessível, do ponto de vista econômico – quando comparadas com outras TC, como observou Tecedor (2014) em seu trabalho acerca dos planos de infiltração.

Porém, quando se trata de estruturas de infiltração, é necessário verificar alguns critérios (BAPTISTA et al., 2015): a permeabilidade do solo (para solos muito permeáveis pode ocorrer a contaminação do aquífero pelos poluentes presentes nas águas pluviais, já para solos pouco permeáveis é necessário prever outro meio de evacuação); o nível do lençol freático (garantir uma distância entre o fundo da TC e o nível do lençol é uma das medidas para evitar a contaminação); a declividade da área (que irá influir tanto no volume útil da TC, quanto na velocidade de escoamento) e a origem do escoamento manejado na TC (áreas com atividades potencialmente poluidoras, ou suscetíveis a carreamento de sedimentos requerem cuidados).

Na Figura 2.4, apresentam-se como exemplo, imagens dos dois planos de infiltração construídos pelo Grupo de Pesquisa em Sistemas Hídricos Urbanos (G-Hidro) na UFSCar.

Figura 2.4: Planos de infiltração construídos no campus da UFSCar.



Fonte: Imagens elaboradas pelas alunas de IC Mariana Reis e Sara Paiva.

d) Células de bioretenção

As células de bioretenção (tipo de técnica dentro da qual também se incluem os Jardins de Chuva) são estruturas de dimensões similares às trincheiras, valas e planos de infiltração, com a seguinte diferença: além das camadas inferiores, que usualmente contém agregados variados para permitir um volume de armazenamento, as células de bioretenção possuem uma camada de solo superficial que serve como substrato para o crescimento de vegetação, como gramíneas e herbáceas, adaptadas para ambientes sazonalmente alagados. Esta camada possui como principal função a filtração dos poluentes presentes nas águas pluviais e, de acordo com Urbonas e Stahre (1993), esta propriedade tem tornado estas estruturas bastante recomendadas quando se objetiva a melhoria da qualidade das águas.

e) Telhados verdes

A possibilidade de introduzir estruturas de armazenamento na cobertura das edificações, por meio dos telhados verdes, ou vegetados, consiste numa alternativa para minimizar os impactos decorrentes da impermeabilização (causada pelas próprias construções) em bacias densamente ocupadas. Além de atuar no controle da vazão, os telhados verdes também contribuem no isolamento térmico da edificação, reduzindo a necessidade de sistemas de aquecimento/resfriamento artificiais. Conforme salientam Baptista et al. (2015), os telhados verdes com função de armazenar as águas pluviais podem ser incorporados nos projetos de novas edificações ou mesmo em reformas, desde que sejam tomadas precauções com relação à estabilidade estrutural da cobertura e à estanqueidade da impermeabilização.

f) Reservatórios individuais ou microrreservatórios

Apesar do questionamento levantado por diversos autores, a respeito da inclusão dos reservatórios individuais como uma TC, Baptista et al. (2015) reconhecem a função destas estruturas, auxiliando no controle do escoamento superficial na fonte e possibilitando o reuso das águas pluviais armazenadas para diversos fins não potáveis, como por exemplo, a irrigação de áreas verdes, lavagem de veículos e uso em sanitários. Ademais, o exutório destas TC pode ser o solo, caso o objetivo seja a infiltração das águas pluviais, ou a rede de drenagem convencional, caso o objetivo seja somente a detenção. Essas estruturas de armazenamento podem ser construídas *in loco*, de alvenaria ou concreto, ou ainda, podem ser utilizados reservatórios pré-fabricados, e sua instalação pode ser enterrada ou superficial.

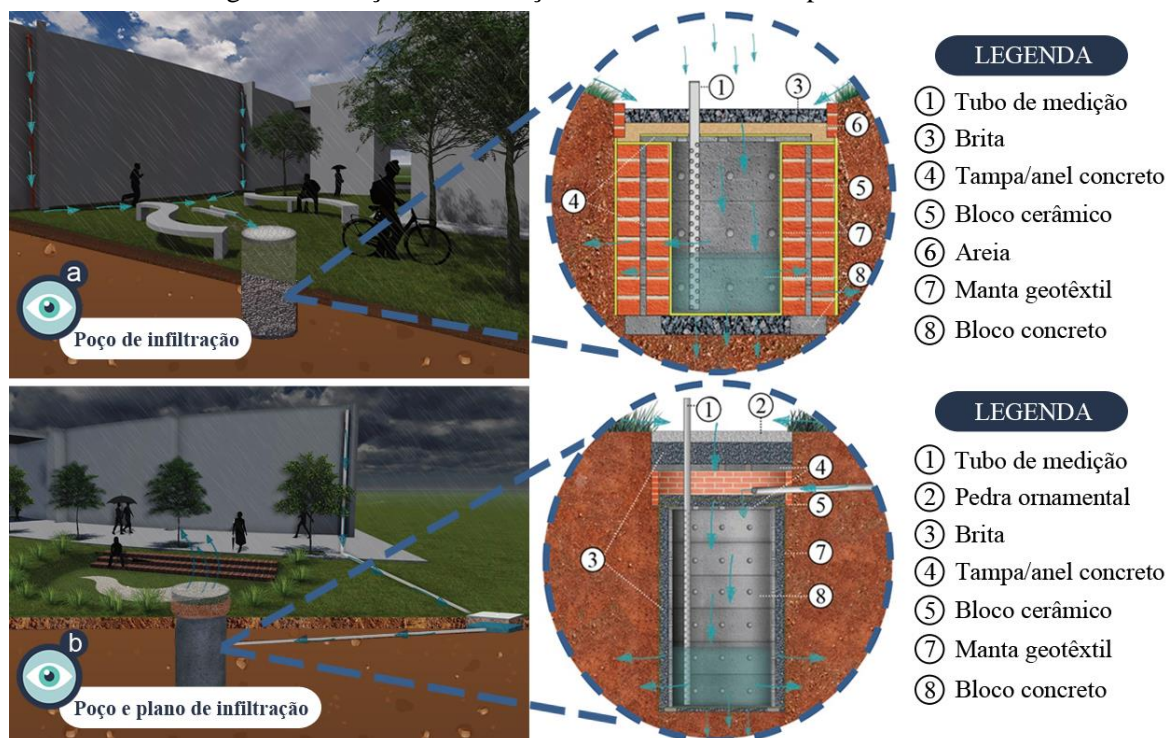
g) Poços de infiltração

Os poços de infiltração são considerados uma TC pontual, tendo em vista que ocupam uma pequena área superficial e são especialmente indicados para locais onde se dispõe de pouco espaço para a implantação de TC, como uma área já urbanizada, por exemplo. Os poços, além de auxiliarem no amortecimento da vazão de pico e na diminuição do volume que é eventualmente encaminhado para as redes de drenagem convencionais, ainda promovem a infiltração das águas no solo e a recarga dos aquíferos (BAPTISTA et al., 2015).

Segundo Ferreira (2016), os poços de infiltração consistem numa estrutura, geralmente cilíndrica, que pode ser construída com materiais autoportantes como o concreto ou reservatórios de plástico pré-moldados (permanecendo “ocos”, portanto); ou ainda, escavados diretamente no solo e preenchidos com brita para manter sua forma. Ademais, conforme recomendações da autora, destaca-se a importância do uso da manta geotêxtil ao redor destas estruturas (laterais, no fundo e na tampa), que funcionam como um filtro, protegendo a estrutura tanto dos Sólidos Suspensos Totais (SST) presentes nas águas pluviais quanto de sedimentos provenientes do próprio solo ao redor, ampliando a vida útil do poço em até 40 anos, dependendo da concentração de SST na água e características granulométricas do solo.

Na Figura 2.5, apresentam-se como exemplo, imagens e cortes dos poços de infiltração construídos pelo G-Hidro no campus da UFSCar em São Carlos.

Figura 2.5: Poços de infiltração construídos no campus da UFSCar.



Fonte: Imagens elaboradas pelas alunas de IC Mariana Reis e Sara Paiva.

2.2.3 Técnicas Compensatórias não estruturais

Urbonas e Stahre (1993) apontam que as melhores oportunidades para a inclusão das TC estão nas áreas urbanas não consolidadas, ainda em desenvolvimento, justamente pela oportunidade de aplicação de TC não estruturais. Sabe-se que as medidas não estruturais, além de possuírem um menor custo de implementação (WALESH, 1989) também proporcionam um cenário futuro mais favorável, no que diz respeito ao manejo das águas pluviais e à preservação dos ambientes naturais, pois promovem mudanças nos padrões de ocupação territorial, de comportamento e uma maior conscientização da população para com estas questões (TUCCI, 2002).

Mas também é importante salientar que, embora as medidas não estruturais para o manejo das águas pluviais urbanas diferenciam-se das medidas estruturais (incluindo as diferentes TC centralizadas e descentralizadas apresentadas nos itens anteriores), o seu emprego não necessariamente é excludente: pelo contrário, geralmente estas medidas são associadas para sua adequação e otimização (CANHOLI, 2005).

Assim, as TC não estruturais são parte essencial de um plano de manejo de águas pluviais que contemple objetivos a longo prazo e podem incluir estratégias previstas em normas e regulamentos, tais como: a incorporação de procedimentos para favorecer a desaceleração do escoamento superficial, por exemplo, a adoção de determinados tipos de revestimentos em canais e pavimentos; a desconexão de áreas impermeabilizadas ao sistema de drenagem convencional; a racionalização da ocupação e uso do solo urbano; bem como incentivos à manutenção de áreas verdes e permeáveis, por meio de dispositivos estabelecidos pelos códigos de obras e zoneamentos urbanos. Além de práticas voltadas à prevenção, como a educação e sensibilização da comunidade, visando: reduzir a deposição de resíduos e poluentes nas áreas onde pode ocorrer seu transporte pelo escoamento superficial; eliminar descargas de esgoto ilícitas nas redes coletoras de águas pluviais e a adoção de procedimentos de manutenção das estruturas privadas de manejo (URBONAS; STAHRÉ, 1993).

No Brasil, diversos instrumentos de planejamento urbanos previstos no Estatuto das Cidades, nos planos diretores municipais, nos zoneamentos urbano-ambientais, nos planos de manejo das microbacias hidrográficas, assim como nas diretrizes nacionais e estaduais para o saneamento básico, podem ser empregados para o controle dos impactos da urbanização sobre o ciclo hidrológico e os recursos hídricos, abrindo novas perspectivas para que o gerenciamento das águas pluviais esteja cada vez mais integrado com o planejamento urbano, conforme ajuízam Baptista et al. (2015).

2.3 Abordagem integrada de manejo de águas pluviais

Tucci (2014a, p. 27) traz à reflexão uma importante questão: se, desde a década de 70, a escala principal de análise dos impactos ambientais têm sido a bacia hidrográfica; hoje, com o aumento das pressões ambientais – tanto em magnitude, quanto em complexidade – o foco deverá se ampliar, abrangendo uma escala de compreensão global. Estas mudanças implicam maior complexidade nos projetos de manejo de águas pluviais, além de novas e múltiplas funcionalidades dos espaços destinados a esse fim.

Nesse contexto, Baptista et al. (2015) colocam que uma das possíveis respostas aponta para a denominada “abordagem integrada”, ou seja, projetos que possam conjugar os sistemas de manejo de águas pluviais com o ordenamento urbano. A abordagem integrada:

[...] consiste, mais precisamente, a promover a integração do projeto urbanístico com a gestão das águas pluviais, respeitando-se, por um lado, as restrições mutuamente impostas e, por outro lado, potencializando os aspectos que podem levar à valorização de soluções que atendem simultaneamente aos objetivos do empreendimento urbanístico e àqueles de adequado tratamento das águas pluviais. (BAPTISTA et al., 2015, p. 28).

Pompêo (2000) já discutia sobre os desdobramentos desta abordagem em seu trabalho a respeito da busca pela sustentabilidade no campo do manejo das águas urbanas. Segundo o autor, para que se possa atingir essa meta, muitas questões ainda precisam ser efetivamente incorporadas ao processo de planejamento destes sistemas e, para exemplificar, menciona aspectos pertinentes às três principais dimensões da sustentabilidade. Com relação ao aspecto ecológico, ele destaca a necessidade de concordância entre conservação e desenvolvimento, expandindo a visão do ciclo da água no meio urbano aos conjuntos das bacias que compõem a cidade, tanto quantitativamente, quanto qualitativamente, assim como estimulando a valoração das paisagens naturais e a (re)conciliação com as águas e seus processos.

Já no tocante social, Pompêo (2000) arrola três eixos que poderão ser contemplados mediante um projeto de manejo integrado à educação ambiental: a promoção da cidadania, da democracia e da cultura. Afinal, é por meio da educação, que a sociedade poderá, além de adquirir novos conhecimentos a respeito do tema, suscitar a mobilização necessária à participação nos processos decisórios, executivos e avaliativos da comunidade. Em referência aos aspectos econômicos, o autor propõe a busca pelo equilíbrio entre os custos a serem empreendidos na construção *versus* manutenção, por intermédio de ações regulamentadoras e fiscalizadoras, e com vistas à prolongar ao máximo a vida útil das estruturas de manejo.

Para orientar o desenvolvimento de projetos de manejo de águas pluviais que possuam essa visão holística, Butler e Parkinson (1997) elaboraram uma lista dos principais objetivos alusivos à sustentabilidade, em ordem de prioridade para os autores:

- Manutenção de uma barreira eficaz, no que diz respeito à saúde pública;
- Evitar inundações no próprio local ou em áreas distantes;
- Prevenir degradação do ambiente (água, solo, ar) no próprio local ou áreas distantes;
- Minimizar a utilização dos recursos naturais (água, nutrientes, energia, materiais);
- Promover a confiabilidade em longo prazo e a possibilidade de adaptação à requisitos futuros (mesmo que ainda desconhecidos).

Deste modo, os sistemas de manejo de águas pluviais, que antes possuíam um único propósito (o controle sobre a quantidade de água), agora deliberadamente compreendem muitos outros objetivos – tão importantes quanto o inicial. Zhou (2014), em sua revisão acerca dos desafios que o crescimento populacional e as mudanças climáticas impuseram ao tema, coloca que hoje o controle sobre a qualidade da água, a “amenidade visual” destes projetos (que também pode ser traduzido como a qualidade projetual e a adequada integração destas estruturas à paisagem), o uso múltiplo destas áreas para atividades recreativas e educacionais, bem como a proteção dos ambientes naturais, são temas frequentes nos processos de tomada de decisão a respeito das melhores alternativas para o manejo das águas pluviais urbanas e que, evidentemente, requerem uma equipe multidisciplinar para tanto.

Além disso, a escolha do sistema a ser implantado deve ser conduzida considerando não apenas a solução dos problemas presentes, mas como isso irá afetar as decisões futuras da área em estudo. Sendo assim, Canholi (2005, p. 23) cita que além dos critérios gerais de projeto, operação e manutenção, também é importante considerar aspectos como: dados físicos da bacia, hidráulicos, hidrológicos, de uso e ocupação da área em estudo, os dados de qualidade da água (pontuais e difusos), a regulamentação para aprovação de projetos no âmbito da bacia (escopo mínimo, eficiências, custos e aspectos ambientais), os planos de financiamento (agências internacionais, recursos locais), e as políticas fiscais (taxas de melhoria, descontos para incentivar práticas de conservação, etc.).

Tendo em vista que cada um dos aspectos supracitados possui uma ampla gama de informações a serem coletadas, analisadas e processadas, pode-se dizer que hoje, o planejamento integrado dos sistemas de manejo das águas pluviais urbanas configura-se uma atividade complexa, dinâmica, e que as soluções projetuais a serem adotadas serão sempre específicas para cada caso.

Assim, em busca de metodologias que possam contemplar os objetivos de sustentabilidade, ao mesmo tempo em que propõem diretrizes práticas de projeto para o manejo integrado das águas pluviais, diversas iniciativas têm surgido ao redor do mundo – com diferentes nomenclaturas, mas em grande consonância de objetivos, conforme destacado por Fletcher et al. (2014): na Europa, o *Sustainable Urban Drainage System* (SUDS), ou Sistemas de Drenagem Urbana Sustentáveis (tradução nossa); na Austrália, o *Water Sensitive Urban Design* (WSUD), ou Projeto Urbano Sensível às Águas (tradução nossa); nos EUA e Nova Zelândia o LID e *Low Impact Urban Design and Development* (LIUDD), ou Desenvolvimento de Baixo Impacto (tradução nossa); podem ser considerados os principais, ou mais notórios, representantes dessa linha de abordagem.

2.3.1 Desenvolvimento de Baixo Impacto

O LID é uma das alternativas para o gerenciamento integrado das águas pluviais, e surgiu como meio de conciliar os diferentes aspectos da questão discutidos previamente, por meio da utilização de estratégias que emulam os processos hidrológicos naturais da paisagem anteriores ao desenvolvimento, Figura 2.6, ao mesmo tempo em que apresenta diretrizes urbanísticas que poderão diminuir os problemas relacionados às águas pluviais em longo prazo (PGCo, 1999).

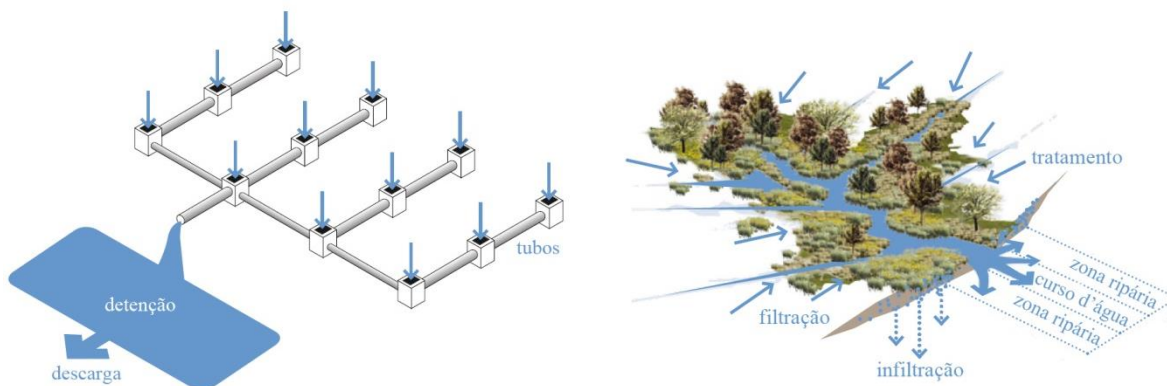


Fonte: Traduzido e adaptado de Roseen (2011, p. 20).

Por ser uma solução integrada, o LID combina diferentes áreas do conhecimento (como o planejamento urbano, a ecologia de paisagens, as ciências ambientais e a hidrologia), no desenvolvimento de projetos que, além dos benefícios vinculados ao manejo das águas pluviais, promovem o controle de inundações, atuam na melhoria da qualidade, coleta e armazenamento da água, e no equilíbrio ecológico e estético do ambiente (JIA et al., 2014).

Ao contrário dos sistemas convencionais, as estratégias de LID são projetadas para deter e infiltrar as águas pluviais, principalmente por meio do uso de TC e vegetação, Figura 2.7, e de uma maneira sintética, pode-se dizer que seu objetivo principal é reduzir a quantidade de escoamento superficial que deixa o local de projeto, por meio da coleta e gestão de águas pluviais no próprio local ou dispersando-as na paisagem do entorno (CHE; TANG, 2012).

Figura 2.7: Diferença entre os sistemas de manejo com TC e a abordagem integrada LID.



Fonte: Traduzido e adaptado de UACDC (2010, p. 18 e 19).

Um dos principais benefícios do uso da vegetação no tratamento das águas pluviais está relacionado com a sua capacidade de filtração. Sobre isto, Rowe (2011) argumenta que a vegetação atua na remoção de poluentes de diversas formas: as plantas são capazes de absorver poluentes atmosféricos por meio de seus estômatos, podem interceptar material particulado em suas folhas e ainda podem decompor certos tipos de compostos orgânicos em seus tecidos, ou no solo. Além disso, as plantas contribuem indiretamente para reduzir a formação de poluentes fotoquímicos, como o ozônio: ao proporcionar sombra e umidade (por meio da evapotranspiração) ocorre uma diminuição nas temperaturas superficiais e por conseguinte, na geração das ilhas de calor urbanas. Todavia, o autor destaca que a qualidade final do efluente que deixa estas TC é dependente de muitos fatores, como a composição do substrato, sua profundidade, as espécies de plantas utilizadas, a idade da TC, as práticas de fertilização e manutenção adotadas, o volume de chuva, as fontes de poluição locais e as propriedades físico-químicas destes poluentes.

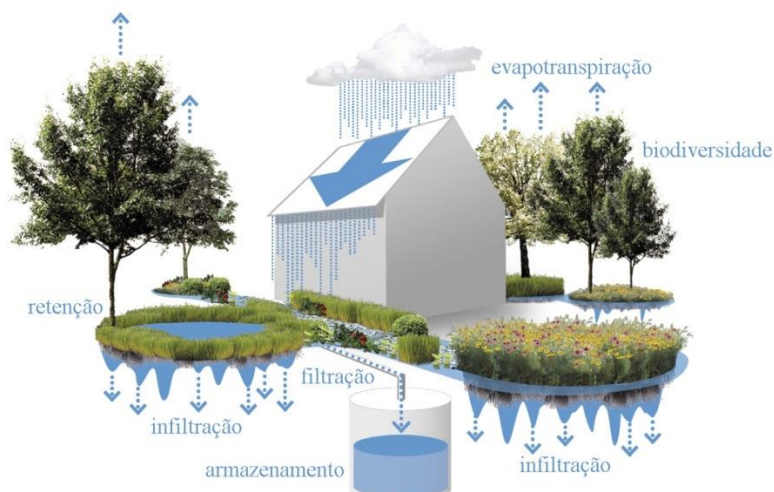
Além disso, tal qual Wardynski et al. (2014) destacaram, o uso destas estratégias também pode ser considerado uma medida eficaz para a redução e controle da temperatura das águas superficiais, mitigando vários problemas relacionados a este fato, já que o aumento de temperatura nos cursos de água afeta o metabolismo, a fisiologia e o ciclo de vida dos organismos, resultando em uma redução da biodiversidade, produtividade e ciclagem dos nutrientes nos ambientes aquáticos.

Na concepção do LID, os objetivos hidrológicos devem ser incorporados ao processo de planejamento urbano o mais cedo possível, de tal modo que a abordagem preconiza os seguintes princípios (PGCo, 1999, p. 26-39):

- Identificar o que determinam as regulamentações de zoneamento urbano, uso do solo e outras legislações aplicáveis ao local, para que o projeto possa incorporá-las.
- Definir o arcabouço de projeto (tradução do termo: *development envelope*): delimitar as áreas onde irão ocorrer modificações significativas da superfície, como a compactação ou a impermeabilização do solo, mantendo sempre que possível, áreas destinadas à resguardar as funções hidrológicas da paisagem; manter as características peculiares do local (tradução do termo: *site fingerprinting*), reduzindo a impermeabilização do solo e as superfícies pavimentadas, minimizando áreas compactadas pelo trânsito de maquinário e estoque de materiais durante a fase de construção, desencorajando a remoção de vegetação, desconectando áreas impermeáveis do sistema de drenagem, favorecendo todas as oportunidades de infiltração das águas pluviais, mantendo a topografia existente, os caminhos de fluxo e as características naturais do terreno, ao invés de propor drenos artificiais.
- Usar a hidrologia e o manejo das águas pluviais como elemento de projeto, minimizando a geração de escoamento e aumentando o tempo de concentração.
- Reduzir as áreas impermeabilizadas, utilizando para tanto, diferentes *layouts* de vias: diminuindo os estacionamentos ao longo das ruas, as faixas de circulação de veículos, a largura das ruas e modificando os revestimentos destas superfícies.
- Desenvolver um planejamento integrado preliminar, para avaliar a efetividade do projeto em manejar as águas pluviais e manter as condições hidrológicas do local.
- Minimizar áreas impermeabilizadas conectadas, enviando o escoamento proveniente dos telhados e das superfícies pavimentadas para áreas naturais vegetadas ou áreas onde é possível a infiltração no solo.
- Modificar e aumentar os caminhos dos fluxos de drenagem.
- Comparar as condições pré e pós-desenvolvimento, para que se possa determinar, por meio de análise hidrológica, se houve a manutenção das condições prévias.
- Completar o plano LID para o local, isso significa que, caso ainda haja necessidade, garantir a manutenção das condições pré-desenvolvimento por meio do emprego de outros sistemas de manejo, como as TC.

Estes princípios e possibilidades de aplicação das estratégias LID em um lote residencial são apresentados, de modo esquemático, pelo *University of Arkansas Community Design Center LID Manual* (UACDC, 2010), como se observa na Figura 2.8.

Figura 2.8: Princípios e possibilidades de aplicação do LID em uma residência.



Fonte: Traduzido e adaptado de UACDC (2010, p. 49).

A China é atualmente, um dos países que mais tem se destacado nas pesquisas com a aplicação do LID fora dos EUA e, segundo dados apresentados por Che et al. (2014), depois de mais de dez anos de planejamento, projeto, construção e operação, um dos maiores experimentos de LID no país, a Oriental Sun City, tornou-se uma das primeiras comunidades LID em grande escala na China. Os autores concluem que o projeto não só abordou a questão do manejo de águas pluviais de forma eficiente e eficaz, mas também rendeu benefícios econômicos e ecológicos à comunidade em questão.

Já como um exemplo de aplicação do LID em projetos de loteamentos, pode-se citar o sistema de créditos de águas pluviais que foi implantado em diversas cidades nos EUA. Conforme descrito no manual do MDE (2009) existem incentivos tributários aos proprietários de terras que utilizam boas práticas para reduzir a quantidade e melhorar a qualidade das águas pluviais que são encaminhadas para o sistema público de drenagem. Ao utilizar estas práticas, os proprietários recebem créditos que podem ser utilizados para pagar com desconto os impostos e taxas municipais. Dentro desse sistema de créditos, o LID propõe que, além do uso de TC estruturais, também sejam utilizadas TC não estruturais. Para o LID as medidas não estruturais desempenham um papel fundamental, já que atuam na diminuição da quantidade de escoamento e no aumento da qualidade das águas pluviais *in situ*, o que se reflete posteriormente na redução dos custos (econômicos, sociais e ambientais) e do tamanho das construções para armazenamento e tratamento das águas pluviais.

O manual do MDE (2009) apresenta as estratégias de LID não estruturais que podem ser usadas para concessão de créditos de águas pluviais, conforme exposto no Quadro 2.2.

Quadro 2.2: Estratégias LID não estruturais para concessão de créditos de águas pluviais.

ESTRATÉGIAS DE LID NÃO ESTRUTURAIS
<p>Conservação das áreas naturais: O crédito de águas pluviais é dado quando áreas naturais são conservadas em locais em desenvolvimento, mantendo as características de qualidade da água e condições hidrológicas pré-desenvolvimento. Exemplos de áreas naturais para conservação: áreas de retenção florestais; áreas alagadas não salinas e áreas protegidas por servidão (várzeas, espaços livres, encostas). O objetivo dessa prática é encorajar a preservação de áreas e recursos naturais em sua fonte.</p>
<p>Desconexão do escoamento do telhado: O crédito é dado quando o escoamento das águas do telhado é desconectado da rede de drenagem tradicional e é dirigido para uma área permeável, onde pode ser infiltrado no solo ou filtrado na superfície. O crédito é obtido pelo nivelamento do local para promover a filtração via terrestre ou fornecendo áreas de bioretenção em lotes residenciais unifamiliares.</p>
<p>Desconexão do escoamento dos pavimentos: Assim como o anterior, esse crédito é dado para as práticas que desconectam o escoamento das superfícies impermeáveis direcionando-o para as áreas permeáveis onde é infiltrado no solo. Este crédito pode ser obtido pelo nivelamento do local para promover a filtração superficial por meio da vegetação ou fornecendo áreas de bioretenção em lotes residenciais unifamiliares.</p>
<p>Envio do escoamento à um <i>buffer</i>: Este crédito é dado quando o escoamento de águas pluviais é tratado por um <i>buffer</i> (área de vegetação natural que “amortece” o escoamento antes dele alcançar um curso d’água). O tratamento eficaz é alcançado quando o escoamento de áreas impermeáveis e permeáveis é descarregado numa área de <i>buffer</i> gramada ou florestal através do escoamento superficial.</p>
<p>Uso de canais de grama (biovaletas): O crédito é dado quando os canais gramados são utilizados para reduzir o volume do escoamento e poluentes durante chuvas menores. O uso de um canal de grama atende automaticamente o volume de recarga para áreas impermeáveis que drenam para o canal.</p>
<p>Desenvolvimento ambientalmente correto: O crédito é dado quando várias técnicas de projeto ambientalmente corretas são aplicadas para diminuir a densidade de loteamentos residenciais. O crédito elimina a necessidade de medidas estruturais para tratar tanto o volume de recarga quanto o volume de armazenamento para qualidade da água, e é recomendado para grandes lotes.</p>

Fonte: Traduzido e adaptado de MDE (2009).

No Brasil, trabalhos como os de Tavanti (2009), Baptista (2015), Bonfim (2016) e Pereira (2016) se dedicaram tanto ao desenvolvimento de projetos com base nos princípios do LID quanto à avaliação de diferentes TC integradas, em uma área localizada no campus da UFSCar. Também nessa linha de pesquisa, pode-se citar o trabalho de Silva (2015), para o campus Samambaia da Universidade Federal de Goiás, em Goiânia; e o trabalho de Macedo (2017), para o campus Área 2 da Universidade de São Paulo, em São Carlos.

Já para o controle de alagamentos nas áreas urbanas, a pesquisa desenvolvida por Lima Junior (2011) adota como estudo de caso as alterações ocorridas na sub-bacia do Rio Poty, zona leste de Teresina. Conforme o autor aponta, uma das soluções para o problema é justamente a adoção de estratégias não estruturais de controle, e sugere para tanto, o uso de instrumentos já presentes na legislação de uso do solo urbano, como: a fixação de cotas de áreas permeáveis nos terrenos, a regulamentação de limitações à ocupação de áreas propensas à inundações, e a determinação de vazões máximas de escoamento geradas nos imóveis.

Outro trabalho pioneiro ao propor e avaliar a utilização de diferentes estratégias LID no manejo das águas pluviais em loteamentos urbanos foi desenvolvido por Bahiense (2013). Segundo a autora, o uso combinado das estratégias LID em áreas públicas e privadas (como o rebaixamento da parcela permeável dos lotes, a implantação de reservatórios individuais, o uso de pavimentos permeáveis nas calçadas e estacionamentos, a utilização da praça como bacia de retenção e a condução do escoamento superficial em canais gramados), fez com que as vazões totais atingissem um valor de pico 65% mais baixo do que aquele estimado para um sistema de drenagem convencional. Além disso, o uso do LID proporcionou uma vazão obtida que se apresentou 6% inferior à estimada no cenário pré-desenvolvimento, o que demonstra o potencial destas técnicas para recuperar as condições de drenagem naturais do terreno.

Todavia, apesar do Brasil apresentar um grande potencial para a aplicação do LID, a maioria das iniciativas ainda é restrita ao ambiente acadêmico e, segundo Souza et al. (2012a, p. 16), isso se deve ao fato de que ainda não são bem conhecidas as implicações do uso do LID no contexto nacional, conforme destacado no excerto:

O lançamento do programa “Drenagem Urbana Sustentável” pelo Ministério das Cidades (Brasil, 2006), apoiando municipalidades que utilizarem técnicas de LID na elaboração/ampliação de seus sistemas de drenagem, deveria impulsionar o emprego desta técnica em escala nacional e impelir à reformulação de mecanismos institucionais e à capacitação geral (profissionais e usuários). O alcance destes objetivos, no entanto, é refém da capacidade gerencial para a adoção de LID. A construção da base de referência, atividade inicial para implementação de LID, necessita ser trabalhada, o que aproximaria profissionais dos diferentes campos de atuação do sistema público e direcionaria a definição de metas de controle de águas pluviais.

Deste modo, tendo em vista tanto as possibilidades, quanto a importância que as abordagens integradas de manejo das águas pluviais têm alcançado, é relevante que se discutam as particularidades de sua aplicação, bem como se conheçam suas implicações (de forma mais ampla), antes que estes sistemas sejam efetivamente empregados no país.

3 AVALIAÇÃO DOS SISTEMAS DE MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS

Uma das questões motivadoras deste trabalho, e compartilhada por autores como Flynn (2011) é que, embora os aspectos relativos ao desempenho das TC atualmente se encontrem bem documentados e, os benefícios adicionais ao uso destas técnicas tenham sido identificados (como a possibilidade de usos múltiplos destes espaços, as oportunidades de emprego que o setor gera, a economia de energia, dentre outras), poucas pesquisas se dedicam a quantificar, de fato, os impactos ambientais associados à implantação destas técnicas.

Segundo Flynn (2011, p. 5), essa lacuna no conhecimento leva às seguintes indagações:

- Os benefícios destas técnicas suplantam os impactos que elas geram?
- Quais são (e onde estão) os custos “não monetários” ao longo do ciclo de vida?
- Existem algumas práticas que são “mais verdes” que outras?
- Que métodos e ferramentas podem ser empregados para avaliar seus impactos?

Outros autores vão ainda mais longe: Kirk et al. (2006) ponderam que, em função do atual foco das pesquisas estar nos benefícios adicionais que estas técnicas proporcionam, seus impactos ambientais aparentemente têm sido ignorados. E, tal como qualquer obra de infraestrutura, a implantação, operação, manutenção e demolição destas técnicas possuem impactos sociais, econômicos e ambientais. Sobre esta questão, um dos pioneiros estudiosos a debater o tema dos impactos ambientais decorrentes de instalações de tratamento de águas residuárias, Antonucci e Schaumburg (1975, p. 2694, tradução nossa) já advertiam que:

Historicamente, a eficácia das instalações de tratamento de águas residuárias tem sido julgada com base na remoção de contaminantes por unidade de custo e em termos de melhoria da qualidade da água recebida. O impacto total que as tecnologias de tratamento geram no ambiente não foi adequadamente considerado. Como consequência desta abordagem um tanto míope à gestão ambiental, muitos problemas relacionados à poluição para o ar e para o solo têm sido criados na busca de rigorosos parâmetros de qualidade da água.

O objetivo do trabalho desenvolvido por Antonucci e Schaumburg (1975) foi estimar a demanda de energia e os principais impactos durante a fase de operação de uma estação de tratamento de esgoto construída em South Lake Tahoe, EUA. O trabalho se destaca pela preocupação em considerar, de forma abrangente, os impactos que os processos de tratamento de água podem acarretar, compreendendo essa relação de *trade-off* ambiental que ocorre em qualquer sistema: “O pensamento de que as tecnologias de tratamento sozinhas podem efetivamente mitigar a poluição da água é tecnicamente falacioso, porque toda tecnologia é inerentemente poluente.” (ANTONUCCI; SCHAUMBURG, 1975, p. 2694, tradução nossa).

Para corroborar tal afirmação, Dixon et al. (2003) também argumentam que, antes de propor quaisquer intervenções que visem à melhoria da qualidade ambiental, é imprescindível que se conheçam todas as implicações ao ambiente decorrentes do projeto. Se a minimização dos impactos ambientais é uma das principais funções dos sistemas de manejo e tratamento de águas, é preciso que eles sejam concebidos de modo que o impacto total sobre o meio ambiente seja reduzido: e uma das formas mais eficientes de se alcançar este objetivo é considerando todo o ciclo de vida do sistema.

Kirk (2006, p. 4) considera que, sem esta preocupação, muitos projetos estariam apenas “trocando os impactos de lugar”: transferindo o ônus ambiental de uma localidade à outra, ou de um compartimento ambiental a outro (a água, o solo ou o ar). Essa visão sistêmica implica uma verdadeira mudança de paradigma, e a compreensão de que os impactos ambientais podem ocorrer em qualquer etapa do ciclo de vida dos sistemas – durante a aquisição das matérias-primas, seu transporte, seu processamento, durante a construção dos sistemas, durante seu uso, ou mesmo na etapa de disposição final – alavanca o interesse por uma ferramenta capaz de responder em que ponto os impactos são mais significativos, para que se possa efetivamente intervir: essa ferramenta é a ACV.

A conscientização da importância de se analisar estas estruturas de forma sistêmica, tem resultado em um expressivo crescimento, principalmente nos últimos dez anos, do número de trabalhos dedicados a quantificar os impactos ambientais dos projetos de manejo das águas pluviais por meio desta ferramenta. Deste modo, o que se apresenta nesse capítulo, é uma discussão a respeito dos trabalhos publicados em periódicos internacionais indexados que realizam a ACV de diferentes estruturas e sistemas de manejo de águas pluviais. Porém antes, pondera-se necessário conceituar alguns termos e princípios da metodologia da ACV, conforme se apresenta no próximo item.

3.1 Avaliação do Ciclo de Vida

Atualmente, uma das metodologias mais aceitas internacionalmente quando se trata de discutir os impactos ambientais de determinado sistema é a ACV, justamente devido à amplitude de sua abordagem, que a torna uma ferramenta valiosa, capaz de proporcionar uma visão geral (e ainda detalhada) do sistema estudado. Especialmente quando se trata de projetos que possuem objetivos de cunho ambiental, a condução de uma ACV se mostra relevante, ao antecipar os possíveis impactos ambientais decorrentes do sistema, para que se possam promover melhorias em seu desempenho global.

A ACV, enquanto conceito de avaliação que engloba todo o Ciclo de Vida dos Produtos (CVP), surge ao final da década de 1960, a partir de preocupações concernindo os impactos ambientais das indústrias de embalagens norte-americanas, e era inicialmente denominada de análise de perfil ambiental, do termo em inglês *Resource and Environmental Profile Analysis* (REPA). Durante os anos seguintes, essa metodologia passa por um período de amadurecimento e grande divergência de abordagens, até que no início da década de 1990 o termo ACV se consolida e a ferramenta começa a ser cada vez mais aceita enquanto método de análise, gerando interesse na criação de uma norma internacional para sua padronização, conforme cronologia da ACV descrita por Mourad et al. (2002).

Essa mobilização resulta na publicação da série de normas da ISO 14040, cuja tradução no Brasil ficou a cargo da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e abrange os seguintes documentos, incluindo as normas publicadas, revisadas, canceladas e substituídas:

- **NBR ISO 14040:** Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura; publicada em 2001, revisada em 2009 e corrigida em 2014.
- **NBR ISO 14041:** Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Definição de objetivo e escopo e análise de inventário; publicada em 2004, cancelada em 2009 e substituída pela NBR ISO 14040:2009 e NBR ISO 14044:2009.
- **NBR ISO 14042:** Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Avaliação do Impacto do ciclo de vida; publicada em 2004, cancelada em 2009 e substituída pela NBR ISO 14040:2009 e NBR ISO 14044:2009.
- **NBR ISO 14042:** Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Interpretação do ciclo de vida; publicada em 2005, cancelada em 2009 e substituída pela NBR ISO 14040:2009 e NBR ISO 14044:2009.
- **NBR ISO 14044:** Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações; publicada em 2009 e corrigida em 2014.

Além dos seguintes Relatórios Técnicos, do termo em inglês *Technical Report*, que foram editados com o objetivo de fornecer exemplos que ilustrem as práticas atuais:

- **NBR ISO/TR 14047:** Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Exemplos ilustrativos de como aplicar a ABNT NBR ISO 14044 a situações de avaliação de impacto; publicada em 2016.
- **NBR ISO/TR 14049:** Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Exemplos ilustrativos de como aplicar a ABNT NBR ISO 14044 à definição de objetivo e escopo e à análise de inventário; publicada em 2014.

Segundo a NBR ISO 14044 (2009), a ACV é somente uma, dentre as diversas técnicas de gestão ambiental existentes (como por exemplo, a avaliação de risco ou a avaliação de impacto ambiental), e cujo emprego deve ser ponderado em cada situação particular. O que efetivamente diferencia a ACV de outras técnicas é justamente o fato que toda sua abordagem de análise está indissociavelmente vinculada à definição da Unidade Funcional (UF). Neste ponto, é elementar que se estabeleça uma breve definição conceitual. De acordo com a NBR ISO 14044 (2009, p. 4), a UF é definida como: “desempenho quantificado de um sistema de produto para utilização como unidade de referência”. Em outro trecho da norma, destaca-se a importância e o propósito da UF para a ferramenta:

A unidade funcional define a quantificação das funções identificadas (características de desempenho) do produto. O propósito primário de uma unidade funcional é fornecer uma referência à qual as entradas e saídas são relacionadas. Esta referência é necessária para assegurar a comparabilidade dos resultados de ACV. A comparabilidade dos resultados de ACV é particularmente crítica quando diferentes sistemas estão sendo avaliados, para assegurar que as comparações entre eles sejam feitas em uma base comum. (NBR ISO 14044, 2009, p. 13).

Os princípios de um estudo de ACV englobam (NBR ISO 14044, 2009, p. 7):

- A **perspectiva de ciclo de vida**, ou seja, o entendimento que a ACV deve considerar em sua análise todo o CVP, objetivando reconhecer (e, eventualmente evitar) as transferências de cargas ambientais potenciais que possam ocorrer entre os diferentes processos e/ou fases do ciclo de vida;
- O **foco ambiental**, ou a compreensão que a ACV possui uma finalidade tipicamente ambiental, sendo que questões econômicas ou sociais podem ser objetos de outras ferramentas usadas associadas com a ACV, caso se deseje uma análise mais ampla;
- A **abordagem relativa e unidade funcional**, como explicitado no excerto anterior;
- A **abordagem iterativa**, ou a ideia que os resultados de cada uma das distintas fases da ACV relacionam-se de forma iterativa com as outras (dentro e entre as fases), colaborando para tornar o estudo mais completo e consistente;
- A **transparência**, ou a premissa que, pela complexidade destes estudos, é essencial a transparência na execução e na comunicação de uma ACV, para que se assegurem condições adequadas de interpretação dos resultados;
- A **completeza**, ou o conceito que a ACV deve considerar todos os aspectos do ambiente natural, da saúde humana e dos recursos na condução de um determinado estudo, em uma perspectiva sistêmica que perpassa diferentes disciplinas;

- A **prioridade da abordagem científica**, ou o princípio de que as decisões a serem tomadas ao longo de um estudo de ACV devem, sempre que possível, estar embasadas nas ciências naturais, ou ainda, em metodologias derivadas de outras abordagens científicas, como as ciências econômicas e sociais, evitando-se ao máximo o juízo de valores durante a condução destes estudos.

Além de seguir estes princípios, conforme descrito pela NBR ISO 14040 (2009), a ACV se destaca pela possibilidade de subsidiar: primeiro, a identificação de pontos no CVP onde existem oportunidades de melhoria dos produtos, no que se refere ao seu desempenho ambiental; segundo, a ampliação do nível de informação dos tomadores de decisão, em todos os setores da sociedade, no que tange o planejamento estratégico, à definição de prioridades, ou ainda durante o projeto ou reprojeto de produtos e processos; terceiro, a seleção de indicadores de desempenho ambiental relevantes e as suas respectivas técnicas de aferição; e por fim, para o marketing de produtos, em processos de rotulagem ambiental, de reivindicação ambiental, ou ainda, de declaração ambiental de produto.

Outro trecho substancial da norma a elucidar, diz respeito ao fato da ACV enfocar tanto os **aspectos ambientais** quanto os **impactos ambientais potenciais** ao longo de todo o CVP. Distingue-se: no entendimento da norma, **aspecto ambiental** é todo “elemento das atividades, produtos ou serviços de uma organização, que interage ou pode interagir com o meio ambiente”, conforme a definição 3.2.2 da NBR ISO 14001 (2015); enquanto **impacto ambiental** é considerado uma “modificação no meio ambiente, tanto adversa como benéfica, total ou parcialmente resultante dos aspectos ambientais de uma organização”, segundo a definição 3.2.4 da NBR ISO 14001 (2015); enquanto que os **impactos ambientais potenciais** “[...] são expressões relativas, uma vez que correspondem à unidade funcional de um sistema de produto”, de acordo com a nota 2 da introdução da NBR ISO 14040 (2009).

Portanto, podem-se considerar como aspectos ambientais então, as entradas e saídas ao longo do CVP, como as emissões para o ar, os lançamentos em água e em terra, o uso de matérias-primas e recursos naturais, o uso de energia, a geração de rejeito ou subprodutos, a emissão de energia (como o calor, a radiação, a vibração e a luz) e o uso do espaço. E os impactos ambientais como sendo as consequências para o ambiente dessas modificações decorrentes do CVP (em uma relação de causa e efeito que pode ser direta, indireta ou ainda de natureza cumulativa), e que resulta em impactos de escala local, regional, ou mesmo global. Para completar, os impactos ambientais potenciais referem-se, portanto, às implicações para o ambiente das entradas e saídas de um determinado CVP relativos à sua unidade de desempenho de referência, a UF.

Metodologicamente, um estudo de ACV é composto de quatro fases, de acordo com a NBR ISO 14040 (2009). A fase inicial, de definição de objetivo e escopo, irá delinear a abrangência e profundidade do estudo que será conduzido. A segunda fase, de análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV), envolve tanto a coleta quanto a sistematização dos dados de entradas e saídas no decorrer de todo o CVP. A terceira fase, de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV), abrange a transformação das entradas e saídas do CVP em impactos ambientais potenciais, objetivando entender a sua magnitude e significância. A última fase, de interpretação do ciclo de vida, correlaciona os resultados das fases de ICV e AICV com os objetivos e escopo anteriormente determinados, como base para que se obtenham as conclusões, recomendações e tomada de decisões do estudo.

Pode-se perceber assim, o quanto a fase inicial de definição de objetivo e escopo é relevante para a ACV, visto que os seus resultados dependem diretamente das métricas que foram estabelecidas nesta fase. Para tanto, é fundamental neste momento a determinação das fronteiras do sistema e do sistema de produto a ser analisado. As **fronteiras do sistema** englobam o “conjunto de critérios que especificam quais processos elementares fazem parte de um sistema de produto”, segundo a definição 3.32 da NBR ISO 14040 (2009). Por sua vez, o **sistema de produto**, é o “conjunto de processos elementares, com fluxos elementares e de produto, desempenhando uma ou mais funções definidas e que modela o ciclo de vida de um produto”, conforme a definição 3.28 da NBR ISO 14040 (2009).

Já um sistema de produto é composto de vários **processos elementares**, que são o “menor elemento considerado na análise de ICV para o qual dados de entrada e saída são quantificados”, de acordo com a definição 3.34 da NBR ISO 14040 (2009). Enquanto **fluxo de produto**, entende-se qualquer “entrada ou saída de produtos provenientes de ou com destino a um outro sistema de produto”, conforme a definição 3.27 da NBR ISO 14040 (2009). E para finalizar, os **fluxos elementares** são “material ou energia retirado do meio ambiente e que entra no sistema em estudo sem sofrer transformação prévia por interferência humana, ou material ou energia que é liberado no meio ambiente pelo sistema em estudo sem sofrer transformação subsequente por interferência humana” segundo a definição 3.12 da NBR ISO 14040 (2009).

Com estes conceitos estabelecidos – acerca dos princípios norteadores da ACV, das normas que regem sua condução, dos objetivos de sua aplicação, das suas fases e de alguns dos principais termos empregados pela metodologia – prossegue-se a apresentação e discussão de trabalhos que foram realizados visando avaliar os impactos ambientais de diferentes estruturas e sistemas de manejo das águas pluviais, empregando-se a ACV.

3.2 Estudos preliminares relacionados à ACV

Pode-se dizer que um dos primeiros trabalhos a empregar o pensamento de ciclo de vida para análise de TC é escrito por Wong et al. (2003), e se dedica a comparar os telhados tradicionais com diferentes tipos de telhados verdes (intensivos e extensivos), em Singapura. Na verdade, o tema central da pesquisa é o diagnóstico dos custos econômicos da implantação destas estruturas, entretanto, para realizar tal análise os autores também abordam a questão do consumo de energia, seja em função da necessidade de manutenção, seja em função da economia de energia que estes telhados podem proporcionar para as edificações. De acordo com os autores, ao considerar todo o seu ciclo de vida (40 anos), os telhados verdes extensivos (não acessíveis) podem reduzir o consumo de energia do edifício estudado em 14,6%, o que justificaria os altos custos iniciais requeridos para sua implantação.

Carter e Keeler (2008) também se debruçam sobre o assunto dos telhados verdes e seus custos e benefícios, mas, apesar do trabalho também considerar o desempenho ambiental destas estruturas – além dos aspectos econômicos – o objetivo central do trabalho é calcular o Valor Presente Líquido (VPL) de cada estrutura. Essa metodologia, apesar de considerar todo o ciclo de vida dos telhados verdes (vida útil de 40 anos), diferencia-se de uma ACV habitual pelo foco ser nas implicações econômicas de diferentes opções de projetos e não na avaliação de seus impactos ambientais, para subsidiar processos de tomada de decisão. Neste método, os autores elencam uma série de custos e benefícios relacionados com o uso dos telhados verdes, como: gastos com construção e manutenção, consumo de energia, melhoria de qualidade do ar, assim como os gastos evitados com a necessidade de construção de TC adicionais para o recebimento de créditos de compensação das águas pluviais.

Na sequência, os autores comparam os custos e benefícios associados com aplicação destas estruturas (considerando um cenário em que todos os telhados planos convencionais serão substituídos pelos telhados verdes) com o cenário atual, em uma bacia urbana da cidade de Athens, EUA. Os resultados indicam que o VPL desse tipo de telhado verde pode variar entre 10-14% mais caro que o seu equivalente convencional. Entretanto, Carter e Keeler (2008) recomendam que uma redução de 20% no custo de construção dos telhados verdes já poderá torná-los mais atrativos, considerando que existem muitos benefícios sociais e ambientais correlacionados ao seu uso. Outra reflexão interessante diz respeito às premissas adotadas pelo estudo: se nos próximos anos os custos de energia aumentarem ou a proteção contra as enchentes tornar-se uma prioridade pública, ambas possibilidades plausíveis segundo os autores, os telhados verdes se tornam economicamente mais atraentes.

Bianchini e Hewage (2012) endossam estes achados ao afirmar que, apesar dos inúmeros benefícios ambientais relacionados ao uso dos telhados verdes, essa prática ainda é pouco empregada principalmente devido ao seu alto custo de construção. Ademais, o peso do substrato necessário ao desenvolvimento da vegetação acaba sobrecarregando a estrutura do telhado, que precisa ser reforçada e resulta em um projeto mais caro. Para sanar esta questão, muitas pesquisas têm se voltado ao desenvolvimento de estruturas mais leves, utilizando materiais plásticos, mas os autores lembram que, ao realizar tal mudança é preciso também considerar as suas implicações ambientais. Deste modo, os autores se dedicaram a estudar toda a cadeia produtiva do polietileno de baixa densidade e polipropileno, que são polímeros empregados na construção dos telhados verdes, e utilizam para tanto, a ferramenta de ACV.

Baseado nas características construtivas dos telhados verdes canadenses, os dados do ICV foram modelados no *software SimaPro 7.1* e a metodologia de análise dos impactos adotada foi a *Eco-Indicator 2.06*. Tendo em vista a capacidade de remoção de poluentes da vegetação, o foco do trabalho de Bianchini e Hewage (2012) foi justamente estimar o período de *payback* dos telhados verdes, ou seja, o período que leva para que a vegetação “resgate” os gases (NO₂, SO₂, O₃ e PM₁₀) que foram emitidos para a atmosfera durante o processo produtivo dos materiais. Os resultados indicam que, em geral, os telhados verdes são uma alternativa mais sustentável que os convencionais apenas em longo prazo: estima-se que demore de 13 a 32 anos para que a poluição atmosférica emitida na produção dos polímeros seja compensada pela ação filtrante da vegetação. Outrossim, ainda existem outros impactos relacionados ao uso dos polímeros que não foram contabilizados pela análise, de maneira que os autores recomendam a substituição destes materiais sempre que possível, seja por opções ambientalmente mais adequadas, seja pelo uso de matérias-primas recicladas.

A despeito da importância dos estudos supracitados, ao abordar questões ambientais relacionadas ao emprego dos telhados verdes em comparação aos convencionais, apontam-se as seguintes ressalvas: primeiro, o fato de focalizarem somente os aspectos ambientais que influenciam diretamente o desempenho econômico dos sistemas (WONG et al., 2003 e CARTER; KEELER, 2008); e segundo, por não terem adotado um sistema produto completo, considerando apenas a cadeia produtiva de um dos seus componentes (BIANCHINI; HAWAGE, 2012). Entretanto, é inegável a contribuição, principalmente de Wong et al. (2003), para a estruturação das ACV na área, o que pode ser comprovado pelas numerosas referências ao artigo e seu uso como base de dados para diversas pesquisas. Desta feita, apresentam-se a seguir, um detalhamento dos estudos de ACV (que se dedicam à avaliação de TC) considerados mais abrangentes, para discussão.

3.3 ACV de Técnicas Compensatórias descentralizadas

Apresentando uma estrutura de ACV mais completa, o trabalho de Saiz et al. (2006) propõe uma análise comparativa entre três diferentes opções de cobertura para um edifício residencial em Madrid, Espanha: um telhado plano convencional de telhas *filtron* (segundo descrição, são placas de 4 cm de espessura de poliestireno extrudado, colocadas sobre uma membrana de PVC e protegidas por uma camada de cascalho); um telhado branco reflexivo; e um telhado verde extensivo armazenador. A UF adotada pelo estudo consiste no desempenho do edifício como um todo: são 34 unidades habitacionais divididas em 8 pavimentos, média de 2 moradores/apartamento, área construída total de 3.381 m² e estimativa de vida útil do edifício de 50 anos. As fontes dos dados do ICV abrangem desde os desenhos e especificações de projeto (para quantificação dos materiais de construção), informações do processo produtivo dos materiais retirados da base de dados do *software* empregado para modelagem, o *SimaPro*, simulações de consumo de energia pelo *software Environmental Systems Performance-research*, além de medições *in loco* de dados climáticos.

Conforme os resultados apresentados por Saiz et al. (2006), a etapa de uso do edifício é responsável por mais de 50% do impacto ambiental em todas as categorias analisadas. A etapa de produção dos materiais de construção contribui com cerca de 20% do impacto total na maioria das categorias. Ao realizar a comparação de desempenho do edifício considerando o uso do telhado verde, Saiz et al. (2006) observaram uma redução de 1,2% de consumo anual de energia, ao passo que o telhado branco reflexivo obteve 0,4% de redução. Já com relação aos impactos ambientais, no edifício com telhado verde verificou-se uma diminuição da ordem de 1,0-5,3% em todas as categorias analisadas. Buscando explorar os benefícios adicionais do telhado verde, os autores também efetuaram a avaliação de outro sistema, desta vez, com capacidade para retenção de águas pluviais. Esse sistema, além das camadas descritas, possui uma camada extra de 10 cm para armazenamento, formada por espaçadores de polietileno. Com base nos padrões de precipitação de Madri, estima-se que o sistema possa economizar 6.420 m³/ano de água para abastecimento do edifício, além de reduzir em 0,2-2,0% os impactos ambientais, seja pela diminuição do consumo de água, ou em função da resistência térmica adicional que a camada de água/ar proporciona.

Seguindo a mesma linha de pesquisa, Kosareo e Ries (2007) realizaram uma ACV comparativa entre os telhados verdes extensivos e intensivos, *versus* um telhado plano convencional com lastro de pedra, para cobertura de edifícios em Pittsburgh, EUA. A UF adotada pelo estudo foi o desempenho de cada telhado, considerando sua área total (1.115 m²)

e durante todo o seu ciclo de vida, que para os telhados verdes foi estimado em 45 anos e para o convencional em 15 anos. Para a elaboração do ICV foram coletados dados *in loco* durante a fase de construção e posterior operação de um edifício comercial com telhado verde extensivo e, para comparação, um edifício com telhado convencional, mesma área construída e condições semelhantes também foi monitorado. Não obstante, a opção com telhado verde intensivo foi apenas simulada.

Todos os processos foram modelados no *software SimaPro 5.0* e para proceder a AICV, os autores optaram por uma dupla abordagem: primeiramente, foi realizada uma análise preliminar com cinco categorias de impactos ambientais, em nível de *midpoints*; em seguida, essas categorias foram agregadas de acordo com a metodologia *Impact 2002+* em nível de *endpoints* – saúde humana, qualidade do ecossistema, mudanças climáticas e recursos. Todos os resultados foram normalizados de acordo com o controle, no caso, o telhado convencional. Os resultados de Kosareo e Ries (2007) indicam um melhor desempenho dos telhados verdes em todas as categorias *midpoints* analisadas e, de modo geral, detectou-se que os telhados verdes possuem cerca de metade dos impactos ambientais de um telhado convencional. Quando os resultados foram agrupados nas categorias *endpoints*, essa relação fica mais nítida e o telhado intensivo possuiu um desempenho ainda melhor que o extensivo. Nos três tipos de telhados analisados, os impactos relacionados à saúde humana são a categoria *endpoint* preponderante e representam 70-90% do total, o que se deve, principalmente à emissão de SO_x e NO_x durante a produção de energia (queima de carvão e produção de gás natural).

Já Cubi et al. (2015) apresentam em seu trabalho uma preocupação muito coerente, no que diz respeito aos impactos ambientais associados ao emprego dos telhados verdes, colocando a seguinte questão: como o clima frio afeta o desempenho ambiental destas estruturas? Os autores argumentam que, dentre as diversas ACV nesse tema já realizadas, todas foram conduzidas em locais de clima quente, nos quais a vegetação desempenhou um papel importante – pelo seu potencial de redução da temperatura interna do edifício. Tendo esse objetivo em vista, os autores realizam uma ACV comparativa entre diferentes alternativas de cobertura para edifícios comerciais localizados em três cidades canadenses: Vancouver, Calgary e Toronto. As opções de coberturas avaliadas foram os telhados verdes, os telhados reflexivos e painéis fotovoltaicos para produção de energia solar.

A UF adotada compreende uma área de cobertura de 1.340 m² (área mínima para que um edifício de escritórios seja considerado de grande porte, segundo regulamentações canadenses). As fronteiras do sistema incluem a produção, transporte e instalação dos diversos componentes dos telhados, além da fase de uso do edifício, estimada em 50 anos. O

ICV foi modelado no *software SimaPro 8.0.2*, as simulações de consumo de energia dos edifícios foram realizadas por meio do *software EnergyPlus 8.1* e para a AICV foi empregada a metodologia *Impact 2002+*.

Os achados de Cubi et al. (2015) demonstram que, apesar de todas as opções de cobertura apresentarem impactos negativos durante a fase de produção dos materiais (*upstream*), ao longo da vida útil do edifício esse cenário pode efetivamente se inverter para alguns tipos. Destaca-se o potencial de redução de impactos dos painéis fotovoltaicos, que se mostrou entre 1 a 3 vezes maior que as outras opções de telhado, em todas as categorias e nas três cidades. No outro extremo, os telhados reflexivos apresentaram os piores resultados: no cômputo geral, o consumo de energia adicional resultante da necessidade de aquecimento interno para os edifícios foi maior que a economia resultante do resfriamento proporcionado pela alta refletância solar, desencorajando seu uso em países de clima frio.

Outra discussão interessante apresentada no trabalho diz respeito aos supostos benefícios para a qualidade do ar e das águas pluviais advindos do uso dos telhados verdes (relacionados ao seu potencial para controlar a poluição). O trabalho de Cubi et al. (2015) emprega dados de um estudo conduzido pelo *Toronto Region Conservation Authority (TRCA, 2006)* – que monitorou o volume de escoamento e as concentrações médias em precipitações manejadas por telhados verdes – para modelar o desempenho destas estruturas durante toda sua vida. Com uma contribuição relativa de redução de impactos menor que 1% para a maioria das categorias, exceto para a eutrofização aquática e ecotoxicidade aquática (a máxima contribuição ocorre em Vancouver, devido ao seu maior índice pluviométrico, com 9% e 11% respectivamente; enquanto em Calgary e Toronto ambas se encontram abaixo dos 3%), os autores concluem que a influência do telhado verde para a qualidade do ar e das águas pluviais pode ser considerada um fator essencialmente negligenciável diante da magnitude dos outros impactos em seu ciclo de vida. É importante destacar que isso se deve às condições modeladas para o sistema, mas que corroboram a ideia de que o desempenho ambiental destas técnicas também está vinculado aos índices de precipitação da região.

Em sua pesquisa, Bachawati et al. (2016) apresentam como justificativas, o fato do Líbano ainda não possuir um plano de desenvolvimento sustentável, no que concerne ao manejo das águas pluviais e que acarreta significativos problemas de inundações urbanas; assim como o atual déficit de eletricidade enfrentado pelo país e a necessidade contínua de sistemas de aquecimento/resfriamento nas edificações, para propor o uso de telhados verdes. Para tanto, os autores realizam uma ACV comparativa entre: telhados verdes extensivos, intensivos, os telhados brancos reflexivos, além de um telhado tradicional de lastro de pedra.

A UF adotada para a ACV corresponde à construção e instalação de um sistema de cobertura para uma área de 834 m², durante um período de 45 anos. Como estudo de caso, foi utilizado o sistema de cobertura do edifício do Banco Central Libanês, que já possui um telhado verde extensivo, enquanto as outras opções foram projetadas e modeladas para as mesmas condições. O *software* empregado para a modelagem do ICV foi o *SimaPro 8.0.1*, com base no banco de dados *Ecoinvent 3.1*. O método de análise adotado para a AICV foi o *Impact 2002+*, considerando todas as suas categorias de impactos propostas.

Os resultados do trabalho indicam que, para as condições analisadas, o telhado verde extensivo apresentou o melhor desempenho geral. Bachawati et al. (2016) citam por exemplo, que na categoria de efeitos respiratórios orgânicos, o telhado verde extensivo apresentou um impacto 53% menor que a cobertura tradicional. Em contrapartida, o telhado verde intensivo apresentou os piores resultados nas categorias: toxicidade humana carcinogênicos; radiação ionizante; depleção de ozônio; eutrofização aquática; aquecimento global e uso de energia não renovável. Segundo os autores, a grande quantidade de concreto utilizada foi um agravante. Para as demais categorias, a opção com o pior desempenho foi o telhado reflexivo.

Como algumas das premissas projetuais adotadas por Bachawati et al. (2016) apresentavam ampla variação (visto que foram baseadas em consultas com técnicos no assunto), uma análise de sensibilidade foi conduzida para averiguar quais as implicações que alterações nas quantias de fertilizantes, concreto e vergalhões de aço teriam no desempenho dos sistemas. Os resultados sugerem que os impactos ambientais não foram significativamente afetados por variações na quantia de concreto e fertilizante, porém, quando se trata do aço, essas mudanças podem ser relevantes: na categoria de extração mineral a diferença entre os cenários chegou à ordem de 40%. Resultados similares foram percebidos na categoria toxicidade humana carcinogênicos.

Flynn (2011) e Flynn e Traver (2013), dedicaram-se a realizar uma avaliação comparativa do ciclo de vida de um telhado verde comparado à um jardim de chuva, ambos localizados no campus da *University of Villanova*, Pennsylvania, EUA. As etapas do ciclo de vida analisadas abrangem a fase de construção (incluindo a extração, produção e transporte dos materiais), a fase de operação (incluindo as atividades de manutenção) e a fase de demolição. A UF adotada para o estudo foi estabelecida como sendo a “*impervious drainage area*”, ou a “área de drenagem necessária por área impermeabilizada” (tradução nossa). A adoção desta unidade está em conformidade com as orientações do *Pennsylvania Department of Environmental Protection LID Manual* (PADEP, 2006) e possui como vantagem a

possibilidade de comparar os impactos provenientes de técnicas distintas, já que cada TC requer áreas diferentes para compensar a mesma área impermeabilizada.

Os dados empregados para elaboração do inventário foram obtidos a partir de desenhos técnicos do projeto, faturas de prestadores de serviços, inspeções *in loco*, entrevistas com os profissionais envolvidos no projeto e na construção, bem como a análise de registros fotográficos. Informações a respeito dos fluxos de energia e matérias-primas durante a etapa de produção dos materiais de construção foram retiradas da base de dados do *US Life Cycle Inventory Database* (US LCI), enquanto os dados relativos aos *inputs* e *outputs* da vegetação encontram-se disponíveis no *software i-Tree Eco*. A modelagem foi realizada utilizando o *software SimaPro 7.2* que, além de contabilizar os fluxos de energia e materiais para o cálculo dos resultados do inventário, permite definir e examinar as possíveis categorias de impactos (PRÉ CONSULTANTS, 2010). A justificativa para a escolha destas categorias se deu pelo fato de que, além de serem recomendadas pelo modelo *US EPA Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impact* (TRACI), o *SimaPro* já possui estas categorias em suas rotinas de cálculo (BARE et al., 2003).

Dentre os materiais de construção que foram empregados no jardim de chuva, a areia, usada como preenchimento do canteiro, apresentou impactos significantes em quatro das nove categorias analisadas: aquecimento global, não carcinogênicos, depleção de ozônio e ecotoxicidade. As cascas de árvores, usadas como cobertura do solo, contribuíram principalmente para a acidificação e formação de fumaça *smog* (além de contribuições menos expressivas para aquecimento global, não carcinogênicos e efeitos ao sistema respiratório). Outro impacto significativo está relacionado com o uso de cimento Portland, nas categorias de carcinogênicos e não carcinogênicos. Já a categoria de efeitos ao sistema respiratório possui como principal contribuinte as plantas do jardim de chuva. Entretanto, Flynn (2011) frisa que os impactos relativos ao transporte atividades no canteiro de obras, apesar de também contribuírem nos impactos globais, são insignificantes quando comparadas aos impactos da produção destes mesmos materiais de construção.

No caso dos impactos ao longo do ciclo de vida do telhado verde, é nítido o predomínio de apenas um dos materiais construtivos: o perfil metálico utilizado para drenagem (composto de uma liga de alumínio de alta resistência) possui a maior contribuição em todas as nove categorias de impactos ambientais avaliadas (FLYNN, 2011). Outro aspecto relevante mencionado por Flynn (2011), diz respeito aos impactos positivos constatados ao longo do ciclo de vida destas estruturas: tanto o jardim de chuva, quanto o telhado verde (em menor escala) apresentaram importantes benefícios ambientais em função do uso da vegetação.

Considerando uma vida útil de 30 anos, para ambas as estruturas, pode-se observar um potencial de redução dos impactos ambientais em todas as categorias analisadas. Por exemplo: se durante a etapa de construção do jardim de chuva foram emitidos para a atmosfera 4.942 kg CO₂-Equi (por UF), durante a fase de operação desta estrutura foram “resgatados” quase 13 vezes essa quantidade, totalizando 63.304 kg CO₂-Equiv.

Esses dados mostram que em algumas categorias, os impactos ambientais decorrentes da instalação desta estrutura são virtualmente neutralizados após alguns anos de operação. Em apenas 3 anos de operação, abatem-se os impactos relativos à ecotoxicidade e eutrofização da construção do jardim de chuva. Em 4 anos, são extinguidos os impactos para o aquecimento global. Em 12 anos, de emissões não carcinogênicas. Em contrapartida, os impactos relativos à formação de fumaça *smog* podem levar 253 anos para serem amortizados (FLYNN, 2011).

Deixando o tema dos telhados verdes, Andrew e Vesely (2008) aplicaram a ACV para comparar duas estruturas diferentes para o tratamento do escoamento proveniente de uma rodovia na cidade de North Shore City, Nova Zelândia: um jardim de chuva e um filtro de areia. Ambas as estruturas foram projetadas para receber o escoamento de uma bacia de aproximadamente 5.000 m², com 95% de área impermeabilizada, dimensionadas para uma chuva de Tempo de Retorno (*Tr*) de 2 anos. Considerando a estimativa dos autores de uma média de 5 milhões de veículos passando pela área da bacia ao longo do ano, o principal objetivo dos sistemas analisados é o controle da qualidade da água, fato este que se refletiu na escolha da UF adotada para o estudo. De acordo com os autores, a UF empregada diz respeito ao volume de armazenamento para qualidade da água que, para a chuva de projeto, equivale a 75 m³ – segundo parâmetros de projeto, esse volume é suficiente para que seja alcançado um índice de 75% de remoção de SST em longo prazo.

Para o inventário, foram utilizados dados primários provenientes de um jardim de chuva construído na área. Entretanto, tendo em vista que os dados de infiltração monitorados no local indicaram uma permeabilidade do solo dez vezes maior que a estimada inicialmente, o projeto original foi redimensionado. Para as estimativas de consumo de energia e emissões dos materiais de construção, foram utilizados dados provenientes de literatura, enquanto para o consumo de diesel durante os transportes, empregou-se o *software GaBi 4*. Assumindo um ciclo de vida de 50 anos, tanto o consumo de energia do jardim de chuva, quanto as emissões de CO₂ são menores, em comparação ao filtro de areia, entre 20% e 30%, respectivamente. Conforme Andrew e Vesely (2008) destacam, o estudo indica a possibilidade de alcançar melhores resultados de desempenho, ao longo do ciclo de vida, ao empregar um projeto de jardim de chuva mais enxuto. Para tanto, destaca-se a importância de se determinar os

parâmetros de permeabilidade do solo *in loco*, e não com base somente na literatura. Outros fatores que contribuíram para tais resultados estão relacionados com o transporte de materiais e mão-de-obra, além da manutenção contínua dos dispositivos.

Similares foram os estudos conduzidos por O'Sullivan et al. (2015) na cidade de Christchurch, também na Nova Zelândia, que envolvem uma ACV comparativa entre diferentes estruturas: uma unidade de concreto pré-fabricada para tratamento de águas pluviais, um filtro de areia subterrâneo e um jardim de chuva. Já com o objetivo de investigar como o dimensionamento das estruturas (condicionado a parâmetros como a condutividade hidráulica do solo – que na Nova Zelândia é alto) pode interferir nos impactos ambientais do sistema, em um dos cenários foi modelado um jardim de chuva com área 40% menor.

Tais sistemas de tratamento, cujos ciclos de vida foram estimados em 30 anos, foram projetados para manejar as águas pluviais de uma bacia de 5.300 m² (75% de área impermeabilizada) através de um sistema que funciona exclusivamente pela gravidade e capaz de prover a mesma remoção de metais e SST. Para tanto, também adotou-se como UF o volume de armazenamento para qualidade da água que, para a chuva de projeto, equivale a 35 m³. Com relação às fontes de dados para o ICV, estas abrangem desde especificações de projeto e plantas *as-built* e dados advindos das bases de dados *Australasian* e *Ecoinvent*. Na etapa de AICV foi usado o *ReCiPe* para analisar 18 categorias *midpoint* de impacto, além de 3 categorias *endpoint*. A modelagem foi realizada no *software SimaPro 7.3* e para análise de incertezas usado Método de Monte Carlo.

Os resultados de O'Sullivan et al. (2015) apontam que a unidade de concreto possui o maior impacto ambiental nas categorias: mudança climática, toxicidade humana, formação de matéria particulada e depleção fóssil, sendo que 45% dos impactos são provenientes de sua manutenção. Em seguida, têm-se os filtros de areia. Já os jardins de chuva apresentaram os menores impactos em todas as categorias. A respeito dos impactos do jardim de chuva, os autores observam que estes decorrem principalmente do transporte dos volumosos materiais empregados para a sua construção. Em geral, concluiu-se que a presença de concreto ou a necessidade de manutenção são os principais fatores que elevam os impactos ambientais.

Outro trabalho a respeito aos jardins de chuva, é apresentado por Kirk (2006), que compara os resultados apresentados por diferentes TC construídas no campus da *University of New Hampshire* (UNH) - bacia hidrográfica do *UNH Stormwater Center*. O autor adota como UF o manejo e tratamento das águas pluviais escoadas de uma área de 4.047 m² (1 acre), 100% impermeável, durante o período de um ano, segundo os critérios de projeto de manejo de águas pluviais do estado de New York, as características de precipitação da cidade de

Durham, EUA, e o perfil de poluentes encontrados no estacionamento do *UNH Stormwater Center*. As TC estudadas por Kirk (2006) foram: uma unidade de subsuperfície para armazenamento e tratamento denominada *Advanced Drainage Systems*, que consiste em dois reservatórios de polietileno em série, sendo que o primeiro tanque visa o tratamento da água, enquanto o segundo possui o objetivo de detenção e infiltração; uma bacia de detenção com lâmina de água permanente; um jardim de chuva e um alagado construído de fluxo de subsuperfície.

Baseado em autores como Lampe et al. (2005), Wossink e Hunt (2003), que estimaram o CCV de TC, Kirk (2006) optou por assumir a duração do ciclo de vida destas estruturas em 30 anos. Já as fronteiras do sistema analisados por Kirk (2006) incluem todas as atividades relacionadas com o projeto, construção, operação, manutenção e demolição das TC, assim como a produção, transporte e disposição dos materiais que entram e saem deste sistema. Espacialmente, as fronteiras do sistema correspondem basicamente aos limites da bacia hidrográfica analisada: as atividades que ocorrem dentro da bacia, como as etapas de construção e operação das TC, foram modeladas por meio de levantamentos *in loco*; enquanto as atividades que ocorrem fora da bacia, como a produção e transporte de materiais e equipamentos, foram estimadas com base em médias nacionais, como por exemplo, os modelos da Agência Norte Americana de Proteção Ambiental (US EPA NONROAD2005, 2005; US EPA MOBILE6.2, 2003).

Para avaliação dos impactos, Kirk (2006) adotou o modelo TRACI. Na sequência, o potencial de impacto de cada categoria foi normalizado e ponderado. De acordo com Coltro (2007, p. 10), a normalização e a ponderação são etapas opcionais em uma ACV e correspondem respectivamente, ao “[...] cálculo da magnitude dos resultados do Indicador da categoria em relação a um valor de referência” e ao “[...] processo de conversão dos resultados do Indicador das diferentes categorias de Impacto a uma mesma base empregando fatores numéricos oriundos de atribuição de valores”. Em seu trabalho, Kirk (2006) usa para a normalização dados referentes aos impactos ambientais anuais de um cidadão médio norte-americano e, para a ponderação, os pesos determinados pela *US EPA Science Advisory Board* de acordo com a importância atribuída a cada impacto. Como resultados, Kirk (2006) assinala que apesar do alagado construído apresentar bom desempenho geral, nenhuma das TC se destaca como superior em todas as categorias de impactos ambientais analisados, indicando a necessidade de se atribuir uma avaliação subjetiva para ranqueá-las.

Petit-Boix et al. (2015, 2017) também aplicaram a ACV para análise de uma estrutura modelo construída no campus da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), em São

Carlos/SP: um sistema Filtro-Vala-Trincheira de infiltração. A infraestrutura recebe, em média, 5.930 m³ de águas pluviais por ano, considerando uma área total de contribuição de 3.901 m² e uma média pluvial anual de 1.520 mm. Com um ciclo de vida de 10 anos, a UF empregada corresponde a 1 m³ de água pluvial infiltrada pelo sistema. Para o ICV, foram obtidos dados primários da construção da TC, além de dados provenientes da base internacional *Ecoinvent 2.2* (emissões e consumo de energia relacionados aos materiais). Para modelagem foi usado o *software SimaPro 7.2.0* e o método para AICV foi o *ReCiPe*.

Além da ACV, os autores também conduziram o CCV do sistema. Ambas as análises compreendem todos os estágios do ciclo de vida: extração de matéria-prima, produção de bens manufaturados, transporte para o local da obra, construção, plantio da vegetação (gramado), manutenção, demolição e fim de vida. Os resultados demonstram que o modelo contribui significativamente para a redução do escoamento no local em estudo (entre 80-95%). Com relação aos impactos ambientais, os componentes que apresentaram as maiores contribuições foram a trincheira de infiltração e o gramado. Considerando todo o ciclo de vida do Filtro-Vala-Trincheira, os autores atribuem ao sistema um custo de 0,35US\$/m³ e um impacto de 0,13 kg/CO₂-Equiv/m³. Destacam-se as considerações a respeito da importância da manutenção do sistema como a medida mais eficaz para aumentar sua vida útil e consequentemente, diluir os seus impactos ao longo do ciclo de vida.

3.4 ACV de cenários com Técnicas Compensatórias descentralizadas

Outra possibilidade a ser explorada com a ACV consiste na elaboração de diferentes cenários, com TC combinadas, para serem avaliadas em contraposição aos sistemas convencionais. Nessa linha de pesquisa, Spatari et al. (2011) se dedicam a analisar quais os potenciais benefícios de se investir na combinação de diferentes estratégias de LID (ao invés da infraestrutura convencional) para reforma das ruas e calçadas em um quarteirão de um bairro residencial típico de New York, EUA, em termos de dois objetivos-chave da sustentabilidade: a redução no consumo de energia e a emissão de GEE, nomeadamente CO₂, CH₄, N₂O. Além disso, o trabalho objetiva testar um modelo de bacia urbana estocástica em conjunto com métodos de ACV para estimar os benefícios introduzidos pelas estratégias ao longo do tempo, segundo os padrões de chuvas esperadas para a região. A UF definida para o estudo abrange uma área de 26.600 m² no bairro Bronx, densamente povoada, com tamanhos de lotes que variam entre 50-1.070 m² (lote médio de 384 m²), com área impermeável média de 75% e inclinação máxima ≤ 3%.

As fronteiras do sistema compreendem: a produção dos materiais de construção utilizados e seu transporte para o local de estudo; a redução do escoamento de águas pluviais resultante do uso das estratégias LID; e as operações das instalações municipais de controle de poluição da água (no original: *municipal water pollution control facilities*) para estimar as emissões de GEE e o consumo de energia que são evitados (em função do uso do LID) para tratar as águas pluviais ao longo da vida útil do projeto (não especificada). Foram comparados dois cenários: o primeiro, que reproduz uma rua convencional; e o segundo, uma rua na qual foram implantadas estratégias de LID, que consistem na colocação de pavimento permeável nas vias e plantio de árvores nas calçadas. A maior parte dos dados do ICV é proveniente da literatura, especificamente do trabalho de Wegst et al. (2010), que realizou a ACV de sete diferentes práticas de infraestrutura verde.

Para estimar a redução no escoamento de águas pluviais em função do LID, foi testado o *software Low Impact Development Rapid Assessment 2.0* (LIDRA), um programa desenvolvido com base no SWMM e criado para avaliar a relação custo-eficácia do uso do LID em bacias urbanas, descrito por Montalto et al. (2007); Aguayo (2010) e Yu et al. (2010). Segundo Spatari et al. (2011), o modelo permite aos usuários estimar a redução de escoamento anual e os custos do ciclo de vida que podem ser alcançados através da implementação de 46 diferentes estratégias de LID para lotes, e 18 estratégias para espaços públicos, em bacias hidrográficas cujas configurações são definidas pelo usuário. O LIDRA 2.0 gera um conjunto de precipitação estocástica não paramétrica a partir de dados históricos locais, utilizando o *Markov Chain* e métodos de *Bootstrapping*.

Os resultados da ACV do cenário LID indicam um elevado consumo de energia (em comparação com uma reforma convencional) e alta emissão de GEE (em função dos materiais de construção utilizados) em relação ao que foi poupado anualmente, respectivamente. Para o cenário LID, a economia anual de energia foi de aproximadamente 1,1% (1% a 1,3%) e as emissões de GEE evitadas da ordem de 0,8% (0,4% a 0,6%). Essa variação em ambas as métricas dependem da precipitação anual, com maiores economias coincidindo com os anos de maior precipitação. A pequena economia anual, seja em consumo de energia ou em emissões de GEE, torna o período de *payback* lento. Considerando essa variação, o período total de *payback* é de 78 a 110 anos para a energia e 100 a 150 anos para as emissões de GEE. Ao examinar os materiais que mais contribuem com os impactos ambientais, os autores destacam as placas de borracha recicladas e os elementos de concreto das calçadas como os mais representativos, com 31 e 28% do consumo de energia e 34 e 27% da emissão de GEE. Spatari et al. (2011) ainda salientam que esses impactos estão diretamente ligados à decisões

projetuais, e podem ser mitigados empregando materiais e técnicas construtivas ambientalmente mais adequadas.

Wang et al. (2013) abordaram em sua pesquisa questões relacionadas não apenas à avaliação ambiental proporcionada pela ACV, mas também uma análise de CCV, para determinar qual a melhor opção para expansão de uma área em uma bacia urbana, uso misto, 80% impermeabilizada, em Connecticut, EUA. A área de 4.047 m² possui urbanização convencional e rede de coleta de esgoto e águas pluviais combinadas e, para sua expansão, foram considerados três cenários possíveis: no primeiro foram empregadas as técnicas de células de bioretenção, telhados verdes e pavimentos permeáveis; no segundo foi considerada a implantação de um sistema de separação de separação de esgoto e águas pluviais (no original: *Municipal Separate Stormwater Sewer Systems - MS4*); e no terceiro, cada uma das técnicas foi combinada com o sistema de separação de esgoto e águas pluviais para análise.

Um dos pontos a ser destacado no trabalho de Wang et al. (2013), é sua definição da UF que, diferentemente de outras pesquisas, vincula essa unidade com a capacidade de manejar as águas pluviais de cada uma das técnicas avaliadas, bem como a eventual redução nas estruturas convencionais que o uso associado com as TC proporciona. Isso se reflete no cenário híbrido (TC e MS4) no qual, em função da diminuição na geração de escoamento que as TC proporcionam, a necessidade de capacidade de armazenamento do sistema foi reduzida. O ICV foi realizado com informações das bases de dados do *Ecoinvent 2.2, US Input Output Accounts* (US I-O) e US LCI, modelado no *software SimaPro 7.3.3*. A AICV foi conduzida segundo o *ReCiPe* e levou em consideração seis indicadores *midpoints*.

Como descrito por Wang et al. (2013) os resultados demonstram que as células de bioretenção são as estruturas que podem alcançar os objetivos de qualidade da água (como a mitigação da eutrofização de água doce, e.g.) com os menores custos e impactos ambientais (emissão de CO₂, e.g.). A unidade de comparação dos resultados é expressa em quantidade de remoção de fósforo equivalente (kg P-Equiv), sendo que as células de bioretenção apresentam uma emissão de 61 kg CO₂-Equiv e um custo de US\$98 por kg P-Equiv. Já o sistema MS4 apresenta o menor potencial de depleção de combustíveis fósseis, com uma relação de consumo de 42 kg petróleo Equiv por kg P-Equiv, mas também as maiores emissões globais de CO₂, estimadas em 11.860 kg CO₂-Equiv/ano. Esse alto potencial de impacto do sistema MS4 está relacionado principalmente aos materiais de construção utilizados – somente o processo produtivo do concreto contribui com a emissão de 3.310 kg CO₂-Equiv/ano.

Um dos achados interessantes do trabalho, diz respeito a análise de sensibilidade conduzida para detectar a influência da impermeabilização do solo nos resultados. Segundo os

autores, quando a impermeabilização aumenta, o volume de escoamento gerado pelo mesmo evento pluvial analisado aumenta exponencialmente. Como esperado, a qualidade da água diminui (indicado pelo aumento da eutrofização) conforme aumenta a impermeabilização e vice-versa. Devido a essa relação exponencial, o aumento de 10% do coeficiente de impermeabilização do solo incorre em um aumento da ordem de 15-41% no potencial de eutrofização, enquanto que a diminuição de 10% do coeficiente de impermeabilização provoca a diminuição de apenas 8-15% na carga de fósforo (WANG et al., 2013).

O trabalho desenvolvido por Kim et al. (2013) utilizou a metodologia da ACV para estimar (e comparar) o balanço de GEE de diferentes TC preconizadas pelo LID, ou seja: foram considerados tanto os GEE emitidos durante a produção/transporte dos materiais e a construção/operação/manutenção destas técnicas; quanto as emissões de GEE que foram evitadas em função de seu uso, pelo reuso da água ou por meio da absorção de CO₂ pela vegetação. Para tanto, os autores definiram como UF cada TC independente, efetuaram a modelagem dos sistemas e posteriormente, para verificar o potencial de mitigação de GEE das técnicas combinadas e comparar os resultados obtidos com uma urbanização convencional, realizaram um estudo de caso em uma área urbana de 1,7 km², existente no distrito de Asan Tangeong, Coreia do Sul.

Segundo os autores, essa área foi escolhida uma vez que havia sido construída com base nos conceitos do LID e possui: 60 alagados construídos, 463 trincheiras de infiltração laterais, 80 canais gramados, 845 canais de infiltração e 5 tanques de armazenamento de águas pluviais. Para análise comparativa, um cenário de urbanização convencional da mesma área também foi projetado pelos autores. Os dados referentes ao consumo de energia e emissões durante a produção dos materiais foram coletados do *Ecoinvent 2.1* e da base de dados Sul Coreana. Os dados relacionados ao tipo, dimensões, distância de transporte e vida útil dos materiais utilizados na construção das TC foram baseados nos desenhos técnicos e especificações da construtora. Já os dados de absorção de CO₂ pela vegetação que compõem estas técnicas foram retirados de literatura (KIM et al. 2012; ZHOU et al. 2009). A análise de sensibilidade dos resultados foi conduzida utilizando o Método de Monte Carlo, por meio de simulações no *software The Crystal Ball 11.1*, com um intervalo de confiança de 95%.

Pelo fato de não existir um modelo específico para a Coreia do Sul, os autores empregaram para a condução da AICV o *Environmental Development of Industrial Products* (EDIP), um modelo de caracterização de abrangência global desenvolvido na Dinamarca (WENZEL et al. 1997). Conforme os resultados apresentados por Kim et al. (2013), dentre as diferentes TC avaliadas, aquela que individualmente possui maior emissão de GEE durante

seu ciclo de vida é o tanque de armazenamento de águas pluviais, com $3,77 \times 10^5$ kg CO₂-Equiv em uma vida útil de 50 anos. Mas são também as estruturas que mais evitam a emissão de GEE, em função de permitirem o reuso da água, com um valor anual de GEE evitados de $1,49 \times 10^3$ kg CO₂-Equiv.

Outro achado interessante, diz respeito à comparação entre o cenário LID e a urbanização convencional. De acordo com os autores, apesar do cenário LID possuir uma maior emissão de GEE no processo de produção dos materiais e construção, com o passar do tempo as emissões evitadas de GEE ($1,95 \times 10^4$ kg CO₂-Equiv/ano) superam o impacto inicial. Entretanto, o tempo para amortização dos impactos ainda é longo (aproximadamente 162 anos), o que traz à discussão as melhores alternativas para diminuir este período, seja na substituição de materiais, quanto na escolha de espécies vegetais mais apropriadas.

Ademais, é importante citar que, apesar deste ser um trabalho pioneiro ao abordar os impactos da aplicação de TC em um projeto de LID de escala urbana, outras categorias de impactos não foram avaliadas e, igualmente, outros benefícios das técnicas não foram contabilizados, como as mudanças nos padrões de precipitação-vazão, a formação de escoamento superficial e a capacidade de recarga de aquíferos, sendo que os autores sugerem para trabalhos futuros a modelagem destas características em *softwares* como o SWMM.

Vineyard et al. (2015) realizaram análises de ACV e CCV para um projeto desenvolvido em Cincinnati, EUA, o *Shepherd Creek Rain Garden*, que consiste na implantação sistemática de jardins de chuva residenciais ao longo de toda a bacia (que possui área impermeabilizada de 13%) e comparam com sistemas de tratamento pluvial e esgoto combinados. O estudo emprega uma UF equivalente à capacidade de retenção e tratamento de um único jardim de chuva, cuja capacidade de armazenamento média foi determinada em 4,28 m³, e estima-se que cada unidade trate um volume de 1.650 m³ de água pluvial ao longo de sua vida útil de 35 anos. Como o trabalho baseia-se em um projeto já construído, o ICV foi elaborado com base nos dados médios a respeito dos materiais de construção, equipamentos e relatórios de horas trabalhadas, além da estimativa de transporte, obtidas a partir da construção destes jardins de chuva, durante os anos 2006 a 2011. Para modelagem do ICV, os autores empregam o *software* de código aberto *OpenLCA 1.3.3* e para a AICV o TRACI.

Os resultados apresentados por Vineyard et al. (2015) sugerem que o cenário com os jardins de chuva são altamente favoráveis quando comparado com o cenário convencional: no aspecto ambiental, devido à eficiência do tratamento dos efluentes; e no aspecto econômico, devido aos custos evitados com a construção de tubulações enterradas. Ainda de acordo com os autores, os jardins de chuva exigem um investimento inicial proporcionalmente menor,

mas podem incluir um custo de manutenção relativamente maior durante seu tempo de vida (mesmo que sejam procedimentos mais simples). Como conclusões, a implantação dos jardins de chuva resultou em uma redução de 42% nos custos e de 62-98% nos impactos ambientais.

De acordo com Brudler et al. (2016), a cidade de Copenhagen, Dinamarca, tem investido no desenvolvimento de planos de manejo de águas pluviais para eventos extremos, visando adaptar as bacias urbanas às mudanças climáticas mundiais. Assim, os autores utilizam a ACV para comparar duas propostas para a mesma bacia: uma abordagem convencional, cenário *Sub-Surface Alternative* (SSA); e um sistema descentralizado, que utiliza estratégias, como dispositivos de retenção e canais superficiais para manejar o escoamento, cenário *Cloudburst Management Plan* (CMP). Para ambas alternativas, a UF é definida como sendo o gerenciamento do escoamento superficial adicional esperado devido às mudanças climáticas para uma bacia de 2,6 km², considerando um *Tr* de 100 anos.

Para garantir a proteção aos eventos extremos, Brudler et al. (2016) empregam a metodologia *Three Points Approach* (FRATINI et al. 2012), que analisa e projeta os sistemas para eventos pluviais de diferentes frequências: em eventos classificados como sendo do domínio A (*Tr* = 0,2), o escoamento é infiltrado (cenário CMP) ou enviado para as redes subterrâneas (cenário SSA); para o domínio B (*Tr* = 10), o escoamento é recolhido por tubulações e canais e, em seguida, detido em volumes espalhados por parques e ruas (cenário CMP) ou detido em bacias e parcialmente tratado em uma estação (cenário SSA); por fim, nos eventos de domínio C (*Tr* = 100), as águas pluviais permanecem na superfície em ambas as alternativas, antes de serem descarregadas em um lago (CMP) ou em uma baía (SSA). Os estágios de ciclo de vida de cada sistema envolvem desde a produção do material até seu descarte. Desta forma, mesmo que os ciclos de vida de cada componente possuam durações distintas, o escopo temporal da ACV equivale a um período de 100 anos.

Brudler et al. (2016), conduzem as análises no *software Easetech*, com base nos dados da *Ecoinvent 3* e os resultados são expressos em *person equivalents* (PE), unidade que relaciona o impacto com a média do impacto anual por pessoa na Europa. Com relação aos dados do ICV, estes foram coletados de planos, entrevistas com especialistas, e também da base *Ecoinvent 3*. Conforme os resultados apresentados, ao utilizar os sistemas alternativos, o plano adaptado possui impactos ambientais 71 a 92% menores em todas as categorias analisadas. Os principais impactos são causados pelos eventos de chuva com *Tr* entre 0,2 e 10 anos. Além disso, os processos de produção causam a maior parcela dos impactos, devido à presença de materiais como concreto, aço e pavimento.

Xu et al. (2017), em sua pesquisa dedicaram-se a avaliar os custos econômicos e o desempenho ambiental de diferentes TC construídas para manejar as águas pluviais de uma área de quadras poliesportivas localizada no sul da China. Para tanto, os autores utilizam como ferramentas de avaliação a ACV e o CCV. As técnicas analisadas foram: três valas gramadas, um *buffer* de proteção, uma célula de bioretenção, dois poços de infiltração e um alagado construído. Em sua totalidade, as TC receberam o escoamento de águas pluviais provenientes de uma área de 7.672 m².

Em relação ao método de AICV empregado, o *ReCiPe*, as categorias de impactos analisadas foram: mudança climática, depleção de ozônio, toxicidade humana, formação de oxidantes fotoquímicos, formação de matéria particulada, radiação ionizante, acidificação terrestre, eutrofização de água doce e marinha, ecotoxicidade terrestre, de água de doce e marinha, transformação de área agrícola, urbana e natural, depleção de água, de metal e fóssil. O ICV foi elaborado com os dados disponíveis na base de dados chinesa (SHANDONG, 2016), dados primários de um projeto construído em Foshan, na província de Guangdong, além de literatura (Flynn, 2011; Flynn e Traver, 2013). O CCV, por sua vez, baseia-se no preço de matéria-prima praticada no mercado chinês, nos custos de mão-de-obra utilizadas nas etapas de construção e operação, bem como custos de manutenção e equipamentos adicionais relativos à fase de operação. Para análise de incerteza dos impactos ambientais foi empregado o Método de Monte Carlo, conduzido no *software SimaPro 8.2*.

Xu et al. (2017), tendo como referência a UF determinada por Flynn (2011) referente à “área de drenagem necessária por área impermeabilizada”, sendo que a área impermeabilizada corresponde a 1 ha, concluíram que os impactos ambientais aumentam de forma gradativa na sequência: valas gramadas, *buffer* de proteção, alagados construídos, célula de bioretenção e poços de infiltração. O poço de infiltração apresenta o maior impacto ambiental devido ao uso de PVC e manta geotêxtil. Além disso, as categorias que contribuem significativamente para os impactos ambientais são: mudança climática, toxicidade humana, ecotoxicidade terrestre e ecotoxicidade de água doce. Já os resultados das análises de CCV, por outro lado, crescem na seguinte ordem: valas gramadas, *buffer* de proteção, célula de bioretenção, poços de infiltração e alagados construídos. Atribui-se o maior custo de construção aos alagados construídos, devido ao uso de cascalho e plantas ornamentais, enquanto as valas gramadas possuem o menor custo, devido ao baixo consumo de materiais.

3.5 Considerações sobre o capítulo

Com vistas a obter um panorama mais amplo dos impactos e implicações do uso de diferentes sistemas de manejo das águas pluviais, pesquisadores no mundo todo tem se dedicado a conduzir estudos de ACV e, principalmente, adaptar seus procedimentos metodológicos à uma área deveras complexa, como a hidrologia e a drenagem urbana. Esse aumento no interesse acerca da ACV, enquanto ferramenta capaz de responder algumas das questões supracitadas, pode ser denotado pelo crescimento recente nos trabalhos sobre o tema. Também é relevante comentar, o quanto ainda existe discrepância quanto aos procedimentos adotados nestes estudos, principalmente no que diz respeito à determinação da UF.

Entretanto, já é possível perceber algumas tendências: enquanto alguns trabalhos se dedicam ao estabelecimento de parâmetros de qualidade da água, e usam como UF o volume de armazenamento; outros, mais voltados à elaboração de ICV de uma determinada TC, usam como UF o desempenho de cada técnica, individualmente.

Geralmente, a maior dificuldade está relacionada com a comparação de desempenho entre os sistemas alternativos com TC e os sistemas convencionais. Isso porque, sendo o ciclo hidrológico integrado por fenômenos dinâmicos e interdependentes, o tipo de sistema de manejo escolhido influencia o Fluxo de Referência (FR), ou seja, a quantidade de produto necessário para cumprir a função expressa pela UF. Em termos bastante simples, apenas o fato de empregar uma TC poderá induzir à mudanças nos padrões de infiltração, evapotranspiração e principalmente, na formação do escoamento superficial da área de estudo que, por conseguinte, irá influenciar no dimensionamento de eventuais estruturas de controle adjacentes, diminuindo a quantidade de produto necessário para cumprir a mesma função.

Compreender essa relação de causa e efeito, e quais são suas implicações para a avaliação dos impactos ambientais, é parte importante dos objetivos da ACV, de maneira que a escolha da UF deve ser capaz de refletir essa correlação. Deste modo, no presente capítulo buscou-se discutir estas questões, para que se possa avançar cada vez mais na consolidação da metodologia. A seguir, no Quadro 3.1 apresenta-se um resumo das principais características das ACV de diferentes estruturas e sistemas de manejo de águas pluviais. No quadro, com relação às etapas abrangidas pelos estudos, as letras possuem o significado:

- E_P - Etapa de Produção dos materiais utilizados;
- E_C - Etapa de Construção dos sistemas;
- E_O - Etapa de Operação dos sistemas ao longo do seu ciclo de vida estimado;
- E_D - Etapa de Demolição e subsequente destinação final das estruturas componentes.

Quadro 3.1: Resumo das ACV de estruturas e sistemas de manejo de águas pluviais.

AUTORES (ANO) ESCOPO ACV	ETAPAS				VIDA ÚTIL	MODELO ICV	MÉTODO AICV
	EP	EC	EO	ED			
Andrew e Vessely (2008) Jardins de chuva, filtros de areia	x	x	x	x	50 anos	GaBi Versão 4	Pegada Carbono
Bachawati et al. (2016) Telhados verdes extensivos, intensivos, reflexivos e convencionais.	x	x			45 anos	SimaPro Versão 8.0.1	Impact 2002+
Brudler et al. (2016) Cenário LID (dispositivos de retenção e canais superficiais) e sistema drenagem convencional	x	x	x	x	100 anos	Easetech	Híbrido*
Cubi et al. (2015) Telhados verdes extensivos, reflexivos, painéis fotovoltaicos	x	x	x		50 anos	SimaPro Versão 8.0.2	Impact 2002+
Flynn (2011), Flynn e Traver (2013) Jardins de chuva, telhados verdes	x	x	x	x	30 anos	SimaPro Versão 7.2	TRACI
Kim et al. (2013) Cenário LID (alagados construídos, trincheiras de infiltração, canais gramados e reservatórios) e urbanização convencional	x	x	x		50 anos	SimaPro	EDIP 97
Kirk (2006) Reservatórios, bacias retenção, jardins de chuva, alagados construídos	x	x	x	x	30 anos	MEFA	TRACI
Kosareo e Ries (2007) Telhados verdes extensivos, intensivos e telhado convencional	x	x	x	x	15-45 anos	SimaPro Versão 5.0	Impact 2002+
O'Sullivan et al. (2015) Unidade concreto pré-fabricada, filtro de areia subterrâneo, jardins de chuva	x	x	x		30 anos	SimaPro Versão 7.3	ReCiPe
Petit-Boix et al. (2015, 2017) Filtro-Vala-Trincheira de infiltração	x	x	x	x	10 anos	SimaPro Versão 7.2.0	ReCiPe
Saiz et al. (2006) Telhados verdes extensivos, reflexivos e telhado convencional	x		x		50 anos	SimaPro	CML 2002
Spatari et al. (2011) Cenário LID (pavimento permeável e árvores) e urbanização convencional	x	x	x		Anual (<i>payback</i>)	LIDRA Versão 2.0	Híbrido*
Vineyard et al. (2015) Cenário LID (jardins de chuva) e sistema drenagem convencional	x	x	x	x	35 anos	OpenLCA Versão 1.3.3	TRACI
Wang et al. (2013) Cenário LID (células de bioretenção, telhados verdes, pavimento permeável), sistema drenagem convencional e sistema híbrido	x	x	x		30-50 anos	SimaPro Versão 7.3.3	ReCiPe
Xu et al. (2017) Valas gramadas, <i>buffer</i> de proteção, alagados construídos, células de bioretenção e poços de infiltração	x	x	x		30 anos	SimaPro Versão 8.2	ReCiPe

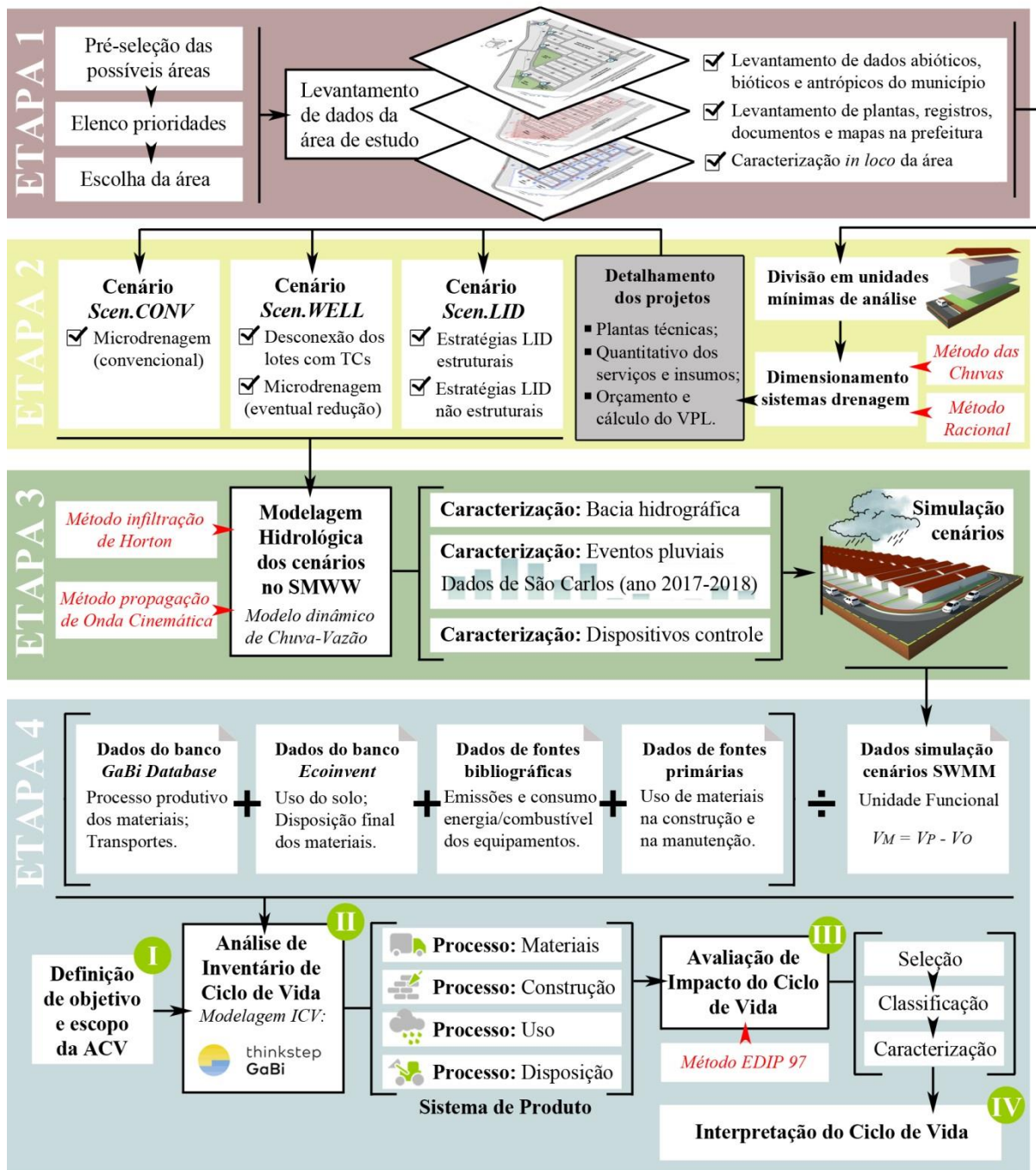
*AICV que integram diferentes métodos, específicos para avaliação de bacias urbanas.

Fonte: Elaborado pela autora.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Objetivando compreender de forma sistêmica as implicações do emprego de diferentes abordagens para o manejo das águas pluviais em loteamentos urbanos, adotou-se como objeto de estudo um loteamento localizado no município de São Carlos/SP e foram realizados os subsequentes procedimentos metodológicos, esquematicamente representados na Figura 4.1.

Figura 4.1: Esquema do método da pesquisa.



Fonte: Elaborado pela autora.

A primeira etapa do trabalho, representada na Figura 4.1 por meio da caixa de seleção vermelha, diz respeito ao processo de escolha da área urbana a ser utilizada como objeto de estudo e consecutivo levantamento de dados. É importante destacar que, sendo os processos hidrológicos condicionados por características abióticas, bióticas e antrópicas, específicas de cada bacia, é imprescindível a adoção de uma área real para determinação destes parâmetros e posterior modelagem dos cenários. O processo de seleção da área, assim como sua justificativa e levantamento de dados, estão descritos no item **4.1 Objeto de estudo**.

A segunda etapa do trabalho, representada pela caixa de seleção amarela, refere-se ao desenvolvimento dos diferentes cenários a serem avaliados nesta pesquisa. Para que se pudesse estabelecer uma comparação equivalente entre o desempenho dos sistemas de manejo nos diferentes cenários analisados, verificou-se que seria necessário antes, recalcular e redimensionar todo o projeto da rede de microdrenagem convencional, para incluir algumas áreas contíguas ao loteamento (que também contribuía para a microbacia em questão). Assim, o loteamento foi dividido em 39 sub-bacias para o cálculo da rede de microdrenagem convencional. Prossegue-se o dimensionamento das estruturas de manejo de águas pluviais requeridas em cada cenário, por meio do Método das Chuvas e do Método Racional. Esse processo de dimensionamento dos sistemas de drenagem e a descrição de cada um dos cenários resultantes estão no item **4.2 Desenvolvimento dos cenários**.

A terceira etapa do trabalho, representada pela caixa de seleção verde, corresponde à simulação hidráulico-hidrológica dos cenários, por meio de modelagem computacional. Para esta etapa, optou-se por utilizar o *software* SMWW, versão 5.1, um modelo dinâmico que permite simular vários processos do ciclo hidrológico, como precipitação, interceptação, infiltração, escoamento superficial nas vertentes, na rede de drenagem e em canais, evapotranspiração, infiltração, interceptação e armazenamento em depressões. O SWMM enquadra-se como um modelo hidrológico de comportamento, classificado como sendo um Modelo de Precipitação-Vazão. Para simulação de infiltração adotou-se o Método de Horton, e para propagação de fluxos o Método de Onda Cinemática. Tendo em vista a escala de análise desta pesquisa, torna-se substancial o uso de um *software* como o SWMM para representar o desempenho hidrológico dos sistemas de manejo projetados ao longo de todo o seu ciclo de vida, possibilitando gerar informações que irão subsidiar a ACV dos cenários. Os dados de entrada para as simulações, como a caracterização da bacia hidrográfica, dos eventos pluviais (chuvas de projeto) e dos dispositivos de controle de águas pluviais adotados se encontram detalhados no item **4.3 Modelagem dos cenários**.

A quarta etapa deste trabalho, representada pela caixa de seleção azul, abrange a ACV dos diferentes cenários projetados, cuja estrutura encontra-se descrita no item **4.4 Avaliação do Ciclo de Vida dos cenários**. Segundo estabelecido pela Norma NBR ISO 14040 (2009), que regulamenta a ACV no Brasil, a realização de um estudo dessa natureza compreende quatro fases (respectivamente demarcadas na Figura 4.1 com algarismos romanos):

- **Fase I:** Definição de objetivo e escopo

Com relação a esta fase, é importante destacar que a definição dos objetivos e do escopo constitui uma fase decisiva na delimitação da abrangência de um estudo de ACV, de modo que os elementos que compõem esta fase estão pormenorizados nos itens **4.4.1 Definição de objetivos do estudo** e **4.4.2 Definição de escopo do estudo**.

- **Fase II:** Análise de inventário do ciclo de vida

A fase de ICV corresponde ao processo de aquisição e análise dos dados de entradas e saídas do sistema de produto. Neste trabalho, determinou-se uma ACV do berço-à-cova (do inglês, *cradle-to-grave*), ou seja, os processos analisados compreendem desde a aquisição dos materiais usados nas diferentes estruturas de drenagem dos loteamentos, sua construção, o seu uso e disposição final. A fonte dos dados do ICV é proveniente tanto de dados primários coletados a partir das TC já construídas no campus da UFSCar, além de fontes de origem bibliográfica e consulta aos bancos de dados do *GaBi Database* e *Ecoinvent 3.3*. Para a modelagem do ICV foi utilizado o *software GaBi*, versão 6.

- **Fase III:** Avaliação do impacto do ciclo de vida

A terceira fase, a AICV, compreende as atividades de seleção das categorias de impactos, indicadores e modelos de caracterização; correlação dos resultados da ICV com as categorias de impactos (classificação) e cálculo dos resultados dos indicadores de categorias (caracterização). Em virtude da ausência de modelos específicos para as características regionais brasileiras, optou-se por adotar o Método EDIP 97, um modelo de caracterização desenvolvido na Dinamarca, em nível de *midpoints*, mas que pode ser considerado adequado pelo uso de fatores de normalização de abrangência global.

- **Fase IV:** Interpretação do ciclo de vida

Para concluir, a fase de interpretação do ciclo de vida corresponde a uma avaliação geral, abrangendo a identificação de questões significativas levantadas pela ACV, as limitações do estudo, conclusões e recomendações para trabalhos futuros.

A última etapa, representada pela caixa de seleção cinza, corresponde à análise de custo-benefício dos diferentes sistemas de manejo avaliados. O CCV foi realizado com base nos dados do ICV, e se encontra descrito no item **4.5 Custeio do Ciclo de Vida dos cenários**. Uma das vantagens do CCV é justamente a possibilidade de comparar diferentes alternativas ao longo do tempo, transformando os valores a serem desembolsados no futuro (como as atividades de manutenção e as renovações necessárias ao longo do ciclo de vida dos sistemas analisados) em Valor Presente Líquido (VPL).

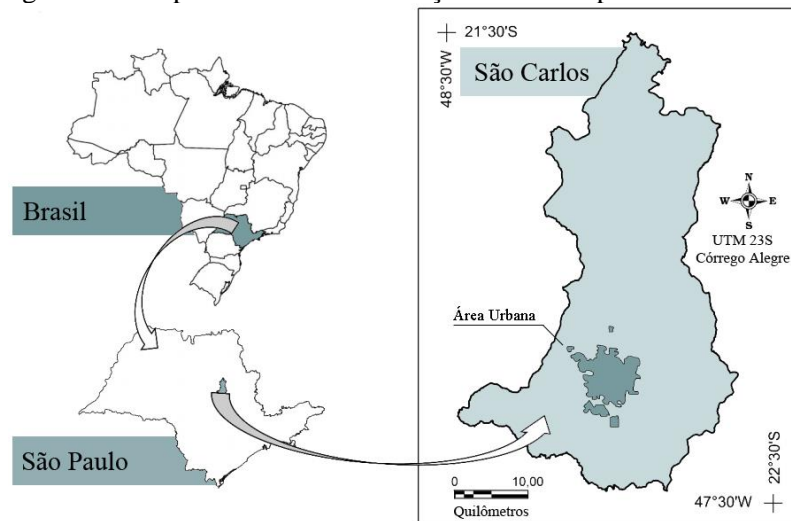
4.1 Objeto de estudo

Neste item, apresentam-se brevemente o município de São Carlos/SP e o loteamento residencial Américo Alves Margarido, adotado como objeto de estudo, assim como se arrolam as justificativas para sua escolha e prossegue-se com o levantamento de dados da área.

4.1.1 Município de São Carlos

O município de São Carlos, como se visualiza na Figura 4.2, está situado na região central de São Paulo, Brasil. Distante cerca de 240 km da capital do estado, seus limites encontram-se nas coordenadas 47°30' e 48°30' Longitude Oeste, 21°30' e 22°30' Latitude Sul (SOUZA, 2016). Com uma altitude média de 856 m e área total de 1.136,97 km², o município de São Carlos atualmente possui uma população estimada de 243.765 habitantes e densidade demográfica de 195,15 hab/km², segundo dados divulgados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2016).

Figura 4.2: Mapa mostrando localização do município de São Carlos.



Fonte: Adaptado de Souza (2016, p. 23).

A respeito das características geomorfológicas, segundo subdivisão do relevo do estado de São Paulo elaborada por Almeida (1964 apud BARBOSA, 2009), o município assenta-se sobre as bordas das Cuestas Basálticas, localizada entre as províncias do Planalto Ocidental Paulista e a Depressão Periférica Paulista, na unidade geomorfológica denominada Planalto Residual de São Carlos. De acordo com Barbosa (2009), o relevo do município apresenta-se com um aspecto bastante movimentado, composto de mesas e morros isolados originários de processos erosivos fluviais, com altitude variando entre 520 a 1000 m. Dentro da zona urbana, as maiores cotas (em torno de 910 m de altitude) estão localizadas na porção leste da cidade, na região onde se situa a nascente do córrego Monjolinho. O autor ainda aponta que, quanto à geologia, o Planalto Residual de São Carlos apresenta um perfil composto por camadas de quatro tipos litológicos: Formação Botucatu, Formação Serra Geral, Grupo Bauru e Formações superficiais.

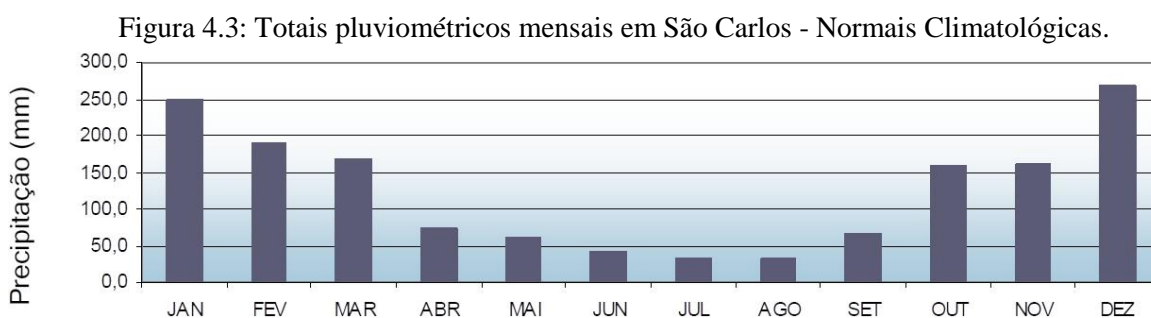
Relativamente à pedologia, de modo geral o solo do município é caracterizado pela sua alta permeabilidade à água, sendo que a maioria das áreas se encontra em zonas de Latossolo Vermelho-Amarelo e Neossolo Quartzarênico, antigamente denominado Areia Quartzosa (POLIS, 2002). Conforme compilação sobre os solos do Bioma Cerrado apresentada por Reatto et al. (2008), a classe dos Latossolos é considerada a mais expressiva e de maior variabilidade, e consiste em solos altamente intemperizados, quimicamente distróficos e ácidos, com níveis de pH em torno de 4,0 a 5,3 e de baixa a média capacidade de troca catiônica. Especificamente sobre o Latossolo Vermelho-Amarelo, é um solo que tem como material de origem as rochas sedimentares, metamórficas, sedimentos argilosos a argilo arenosos e couraças lateríticas. Sua textura é classificada como média, argilosa e muito argilosa, sua cor (úmida) é qualificada como vermelho-amarelada a bruno-forte e quanto à drenagem, é considerado um solo bem a acentuadamente drenado.

Já sobre o Neossolo Quartzarênico, Reatto et al. (2008) colocam que essa classe é composta por solos profundos, de textura arenosa ou franco-arenosa e constituídos principalmente de quartzo, sendo que a argila representa no máximo 15% de sua composição. Outra característica a ser destacada sobre essa classe é que, por serem solos condicionados à baixos teores de argila e de matéria orgânica, conseqüentemente apresentam baixa capacidade de agregação de partículas e são muito suscetíveis aos processos erosivos. Os autores ainda frisam que estes solos, quando ocorrem nas cabeceiras de drenagem e mananciais, devem ser obrigatoriamente isolados e preservados. Assim, quanto ao tipo de solo da área enfatizam-se: primeiro, a possibilidade do uso de estruturas de infiltração e, segundo, a necessidade de se observar alguns cuidados para a prevenção de erosões e contaminação de águas subterrâneas.

Acerca do clima, Barbosa (2009, p. 36), em sua análise sobre a formação de ilhas de calor no município, recorda que: “As características climáticas de São Carlos, como em qualquer outra localidade, são condicionadas pela interação dos fatores estáticos (latitude, altitude, relevo etc.) e dinâmicos (massas de ar e sistemas atmosféricos atuantes) da região”. Sobre os fatores estáticos, Tolentino (1967) aponta que, devido à localização geográfica de São Carlos (situada sobre o divisor de águas das bacias hidrográficas do Mogi-Guaçu e do Tietê, sem obstáculos naturais ao redor), tanto a incidência de insolação quanto a ventilação são favorecidas. Especialmente no verão, essa insolação abundante que a cidade recebe (associada aos altos índices de umidade do ar) resulta em intensa formação de nuvens, por meio dos processos de ascendência e resfriamento adiabático do ar.

Barbosa (2009) também menciona a influência da topografia no clima: as formas do relevo escarpado da região resultam em linhas de drenagem bastante próximas e amplas, o que se traduz num rápido processo de escoamento das águas pluviais e, por sua vez, acaba por influenciar também os índices de evaporação e umidade atmosférica.

Assim, pode-se dizer que São Carlos, considerando seus índices pluviométricos, possui duas estações bem definidas, vide Figura 4.3. Uma estação seca, que ocorre durante o período de abril a setembro, caracterizada pela baixa umidade, reduzida nebulosidade, menores temperaturas e evidentemente, chuvas escassas – a precipitação acumulada nesses seis meses, da ordem de 301,9 mm, representa somente 20,2% do total anual. E uma estação chuvosa, que ocorre durante o período de outubro a março, caracterizada por alta umidade, temperaturas elevadas e aumento da nebulosidade, assim como farta precipitação – valor acumulado de 1.193,2 mm, que representa 79,8% do total precipitado anualmente (TOLENTINO, 1967).



Fonte: BRASIL (1992 apud BARBOSA, 2009).

Segundo classificação climática de Köppen, o município situa-se na ampla faixa que compreende o norte e nordeste do estado e pertence ao tipo Aw “clima tropical com estação seca de inverno”, conforme Rolim et al. (2007), sendo janeiro o mês mais quente, com temperatura média de 24,9 °C e julho o mais frio, com temperatura média de 12,9 °C.

Quanto à vegetação, o município de São Carlos está localizado em uma zona de transição entre o Bioma Cerrado e a Mata Atlântica, o que se reflete na ampla variedade de paisagens que pode ser identificada na região. Soares et al. (2003) estimaram a área originalmente ocupada pelas diversas coberturas vegetais do município e chegaram aos seguintes valores: cerca de 55% de floresta semidecidual e matas ripárias; 27% de cerrados (cerrado *stricto sensu*, campo sujo e brejos); 16% de cerradão e 2% de floresta semidecidual com *Araucaria angustifolia* (popularmente conhecida como araucária). Entretanto, atualmente a vegetação é bastante heterogênea e fragmentada, fato este, em parte atribuído pelos autores às alterações climáticas e de solo, mas principalmente devido à interferência antrópica.

Essa devastação da vegetação nativa se inicia no período de expansão do plantio do café, aproximadamente nos anos 1860, como consequência do uso do solo em larga escala para a agricultura. Os ciclos do algodão, das frutas cítricas, seguidos das culturas de arroz, milho, feijões e tabaco, além da destinação de áreas para pastagens e atualmente a expansão do cultivo da cana-de-açúcar (impulsionado pelas indústrias de álcool e de açúcar), foram os fatores determinantes nesse processo de fragmentação da zona rural do município e decréscimo das áreas de vegetação nativas. Soares et al. (2003) apresentam os dados alarmantes da fisionomia vegetal atual do município: cerca de 2,5% de cerradão; 2% de cerrados; 1,5% de capoeiras; 1% de floresta semidecidual e matas ripárias e 0% de floresta semidecidual com *Araucaria angustifolia*.

De uma forma bastante sintética, as diferentes fisionomias que o Cerrado apresenta na região podem ser explicadas por aspectos que vão desde o clima, as características do solo, como a sua composição química e física, a disponibilidade de água e de nutrientes, passando pela geomorfologia, topografia e, além disso, Ribeiro e Walter (2008) argumentam que a distribuição da flora é também condicionada pela latitude, pela profundidade do lençol freático, pela ocorrência de queimadas e ainda por numerosos aspectos antrópicos, como as atividades agropecuárias descritas no parágrafo anterior.

As florestas semidecíduais, o cerradão e as matas ripárias (ou matas ciliares) apresentam-se como formações florestais do Cerrado, o que em sentido fisionômico representa áreas com predominância de espécies arbóreas, com a formação de dossel, contínuo ou não. Destaca-se que uma diferença importante desta última: por matas ripárias, entende-se a vegetação contígua aos cursos de água. Já o cerrado *stricto sensu* designa a formação savânica do Cerrado, e pode ser considerada a fisionomia mais emblemática deste Bioma: uma área que apresenta árvores e arbustos esparsos, sem a formação de um dossel, e sobre um estrato gramíneo (RIBEIRO; WALTER, 2008).

Por último, conforme Ribeiro e Walter (2008), os campos sujos representam uma das fisionomias campestres do Cerrado, designando as áreas onde existe um predomínio de herbáceas e algumas arbustivas, distribuídas de forma espalhada e sem a ocorrência de árvores. Já o termo capoeira é uma denominação alusiva ao estágio de sucessão da vegetação de uma área após determinada perturbação, como o desmatamento ou fogo. Também pode ser utilizado para designar a vegetação que cresce espontaneamente em uma área abandonada após o cultivo. Assim, considerando a diversidade de paisagens existente na região e a riqueza florística que o Cerrado possui, em paralelo aos escassos índices de áreas remanescentes de matas nativas e o uso cada vez mais legitimado da vegetação para compor o que se convencionou chamar de infraestrutura verde urbana, pode se dizer que as estratégias LID se mostram uma alternativa promissora para o manejo das águas pluviais na área.

No tocante à hidrografia, quase toda a área urbana do município de São Carlos encontra-se localizada na bacia do Monjolinho, afluente do rio Jacaré-Guaçu (que limita o município em sua parte sul), este por sua vez, um dos principais afluentes do rio Tietê (considerado um dos rios mais importantes do estado de São Paulo). À exceção de seus dois distritos, a área urbana do município desenvolveu-se circunscrita dentro dessa bacia, sendo que à montante, encontra-se um importante ponto de captação de água para uso do município, no córrego Espreado e à jusante, o Monjolinho recebe todo o esgoto proveniente da cidade, atualmente tratado na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Monjolinho. Além disso, o rio foi um dos grandes impulsionadores do desenvolvimento na região em função da construção em 1893 da Usina Hidrelétrica Monjolinho (ainda em operação), sendo esta a primeira usina hidrelétrica do Estado de São Paulo, a segunda do Brasil e do hemisfério sul (SÉ, 1992).

E com relação aos aspectos demográficos, é interessante salientar que, de acordo com levantamentos realizados por POLIS (2002), na ocasião do processo de elaboração do Plano Diretor do município, cerca de 95% da população do município residia na área urbana, que corresponde a apenas 6% do território. E desta população, dados atuais do IBGE (2016) constata que apenas 34.2% dos domicílios urbanos localizam-se em vias públicas com urbanização considerada adequada (que, segundo o instituto, consiste na presença de bueiros, calçadas, pavimentação e meio-fio). Isso denota uma precariedade da infraestrutura urbana do município, principalmente no que diz respeito aos sistemas de manejo das águas pluviais, bem como a necessidade do desenvolvimento de projetos voltados para a resolução destas questões de forma economicamente acessível e ambientalmente adequada, visando este grande contingente que ainda situa-se às margens da urbanidade – situação esta, que ainda é comumente encontrada nas cidades brasileiras.

4.1.2 Loteamento Américo Alves Margarido

O loteamento escolhido como objeto de estudo, o Américo Alves Margarido – doravante denominado Américo – localiza-se na região leste de São Carlos, dista cerca de 2 km do centro do município, possui uma área total urbanizada de 158.184 m² e sua construção foi aprovada pela municipalidade no ano de 1999. Próximo da rodovia Washington Luiz - SP 310, o loteamento tem como delimitações: ao norte, a Rua José de Paulo Lattanzio; ao sul, proximidades da Rua Lourenço Innocentinni; ao leste, a Gleba B, remanescente da Granja São Carlos e a Rodovia Washington Luiz; e a oeste, a Rua Prima Lazarini (SÃO CARLOS, 1999).

Dentre os fatores que influenciaram a escolha deste loteamento, em específico, para ser utilizado como objeto de estudo, pode-se citar inicialmente a importância da bacia do Monjolinho. Entretanto, visto que essa bacia abrange quase toda a área urbana do município, buscou-se então, um loteamento que estivesse localizado em áreas próximas à sua nascente, região leste de São Carlos. Explica-se:

Primeiro, pela proximidade com a microbacia experimental do campus da UFSCar, onde estão já se encontram construídas em escala real diversas TC, cujos dados irão subsidiar os inventários de ciclo de vida a serem usados nos cenários. Atualmente, existem seis TC construídas no campus da UFSCar pelo grupo de pesquisa G-Hidro, sendo: o Poço de Infiltração, implantado em 2011, que recebe as águas da cobertura de parte do prédio do Núcleo de Formação de Professores; o Poço e Plano de Infiltração, implantados em 2015, que recebe as águas da cobertura da outra parte do prédio do Núcleo de Formação de Professores; o Filtro-Vala-Trincheira, implantado em 2012, que recebe as águas referentes ao prédio da Medicina; e os Planos de Infiltração I e II, implantados em 2013, que recebem as águas da cobertura dos prédios da Fisioterapia e do prédio da Medicina II, assim como da Gerontologia e seu estacionamento, respectivamente.

E segundo, para que não houvesse contribuições significativas de áreas à montante (como por exemplo, pontos onde o Monjolinho recebe afluentes importantes como os córregos Tijuco Preto, Gregório e Mineirinho) o que poderia comprometer a avaliação do loteamento enquanto unidade de análise. Este fato limitou a área de escolha para loteamentos localizados no extremo leste e nordeste da área urbana, nas microbacias dos córregos Douradinho, São Rafael e Ponte de Tábua. E ainda assim, buscou-se um loteamento cujos limites estivessem dentro de apenas uma microbacia (alguns loteamentos possuíam sistemas de drenagem com saídas para duas microbacias distintas) e localizado nas cabeceiras de captação superficial, de modo que restaram poucas opções que cumpriam todos os requisitos.

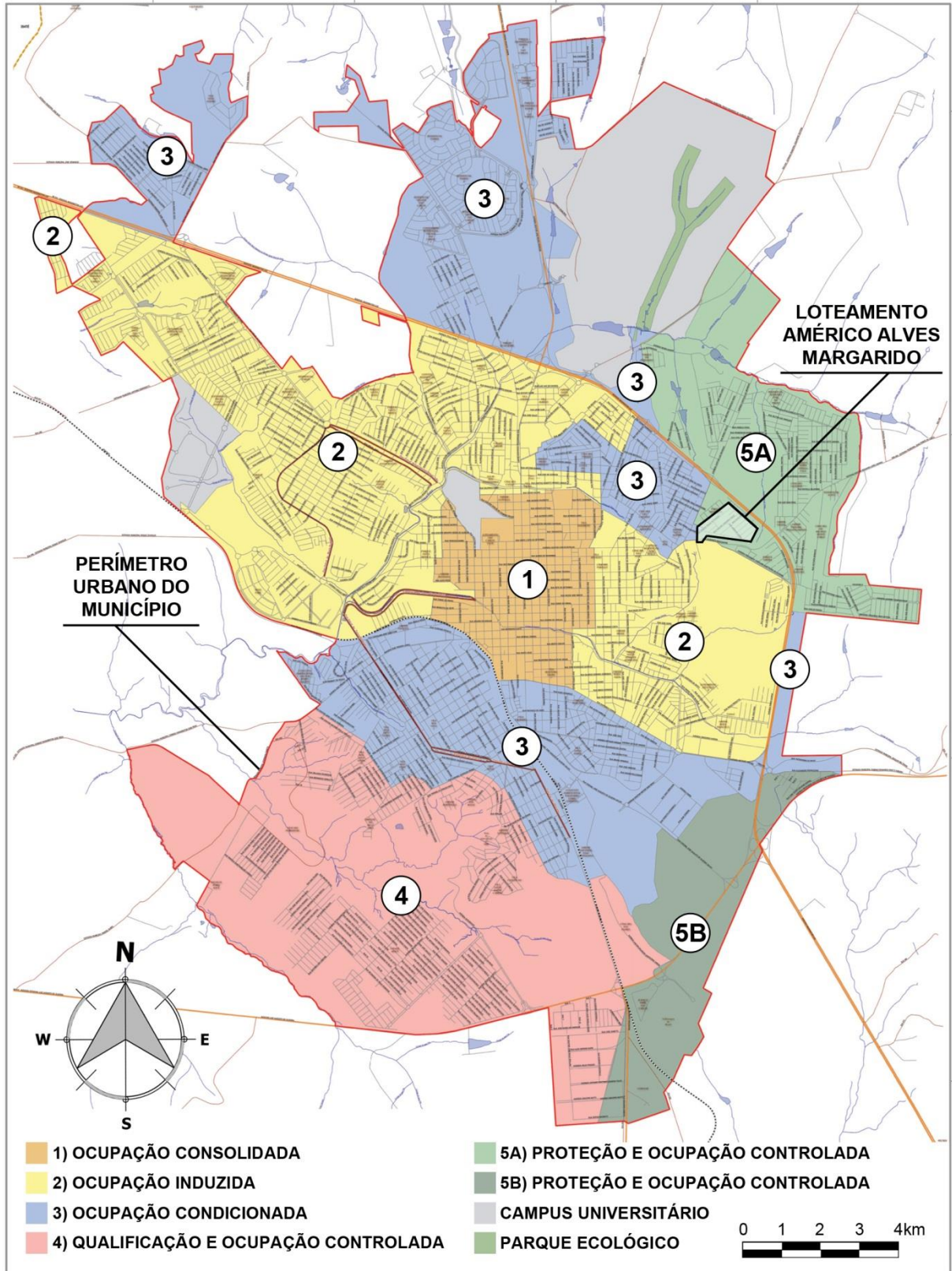
Dentre os loteamentos que apresentavam estas características, destacam-se duas opções: o loteamento Parque Sabará e o loteamento Américo. Entretanto, com um lote regular de área 512 m² (os maiores lotes chegam a exceder os 1100 m²), o loteamento Parque Sabará foi descartado por ser um padrão pouco representativo das condições de urbanização encontradas em São Carlos – segundo levantamento realizado para subsidiar o Plano Diretor do município, menos de 18% dos lotes cadastrados possuem metragem acima de 500 m² (POLIS, 2002). Por outro lado, apresentando lotes regulares de 172,5 m² (em algumas esquinas, os maiores lotes podem chegar até 327 m²) e sistema viário com largura variando entre 12 e 17 m, o Américo oferece condições urbanísticas similares aos loteamentos dedicados à habitação de interesse social, não apenas em São Carlos, mas em todo o país e, considerando-se questões econômicas e sociais mais amplas, assim como o atual déficit habitacional brasileiro, optou-se por explorar as possibilidades projetuais que estes loteamentos podem proporcionar ao manejo das águas pluviais.

Ainda, com relação ao zoneamento urbanístico atual, o loteamento em questão encontra-se situado na Macrozona Urbana, Zona 5A, como se visualiza na Figura 4.4. Conforme determinação do Art. 31 do Plano Diretor do município (SÃO CARLOS, 2016), esta zona configura-se como sendo de “Proteção e Ocupação Controlada” e corresponde às regiões de proteção dos mananciais do Monjolinho-Espraiado, localizadas dentro do perímetro urbano. Em termos simples, o fato de ser classificada como uma Zona de Proteção e Ocupação Controlada significa que, nesta área, devido à fragilidades sociais e ambientais o ordenamento territorial está sujeito à regulamentação específica, que visam a observância de determinadas diretrizes para restringir o adensamento construtivo e populacional, assim como os impactos ambientais decorrentes desses processos.

Estas diretrizes, arroladas pelo Art. 32 do Plano Diretor municipal (SÃO CARLOS, 2016), consistem em: restringir e regular a ocupação das duas bacias urbanas; preservar e proteger os principais pontos de captação de água do município; prever e controlar densidades demográficas e de ocupação de solo urbano, como medida para a gestão do bem público, da oferta de abastecimento público e da conservação do meio ambiente; garantir a melhoria do sistema público de saneamento ambiental; prevenir e corrigir os processos erosivos; bem como proteger e recuperar as Áreas de Preservação Permanentes (APP), em atendimento ao que rege a legislação. Assim, tendo em vista tanto as características do loteamento e sua localização, quanto as diretrizes urbanístico-ambientais previstas pelos instrumentos municipais (diretrizes estas que, ressalta-se, também se encontram alinhadas com os princípios do LID), acredita-se serem justificativas satisfatórias para a escolha da área.

Na Figura 4.4, pode-se observar o zoneamento atual do município de São Carlos e a localização do loteamento Américo com relação ao perímetro urbano.

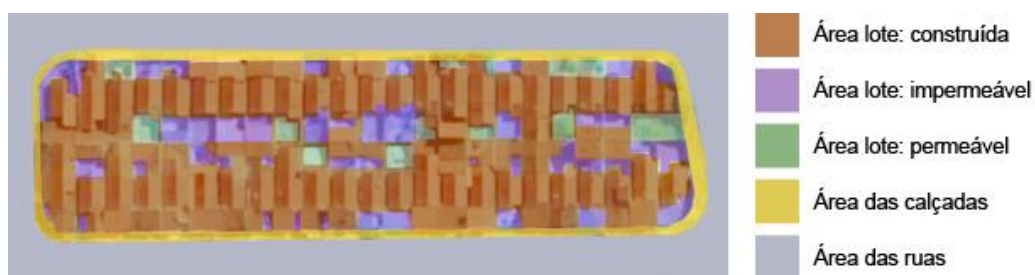
Figura 4.4: Zoneamento de São Carlos e localização do loteamento Américo.



Fonte: Adaptado de São Carlos (2016).

Contudo, há de se destacar que, quando a construção do loteamento foi aprovada pela prefeitura no ano de 1999, ainda não existiam os atuais dispositivos de proteção às áreas de mananciais do município, estabelecida pelo Plano Diretor de 2005 e que incorrem em parâmetros de parcelamento do solo mais rígidos para esta região. Este fato se reflete nos coeficientes aprovados na época de construção e posteriores ampliações das residências, superiores aos permitidos atualmente para a zona. Na Figura 4.5, a seguir, é possível observar esse padrão de ocupação atual do loteamento, como se denota da fotografia aérea de uma de suas quadras, manipulada digitalmente de modo a evidenciar o arruamento, as calçadas, as áreas construídas, as áreas permeáveis e impermeáveis dos lotes.

Figura 4.5: Exemplo de quadra representando o padrão de ocupação atual do loteamento.



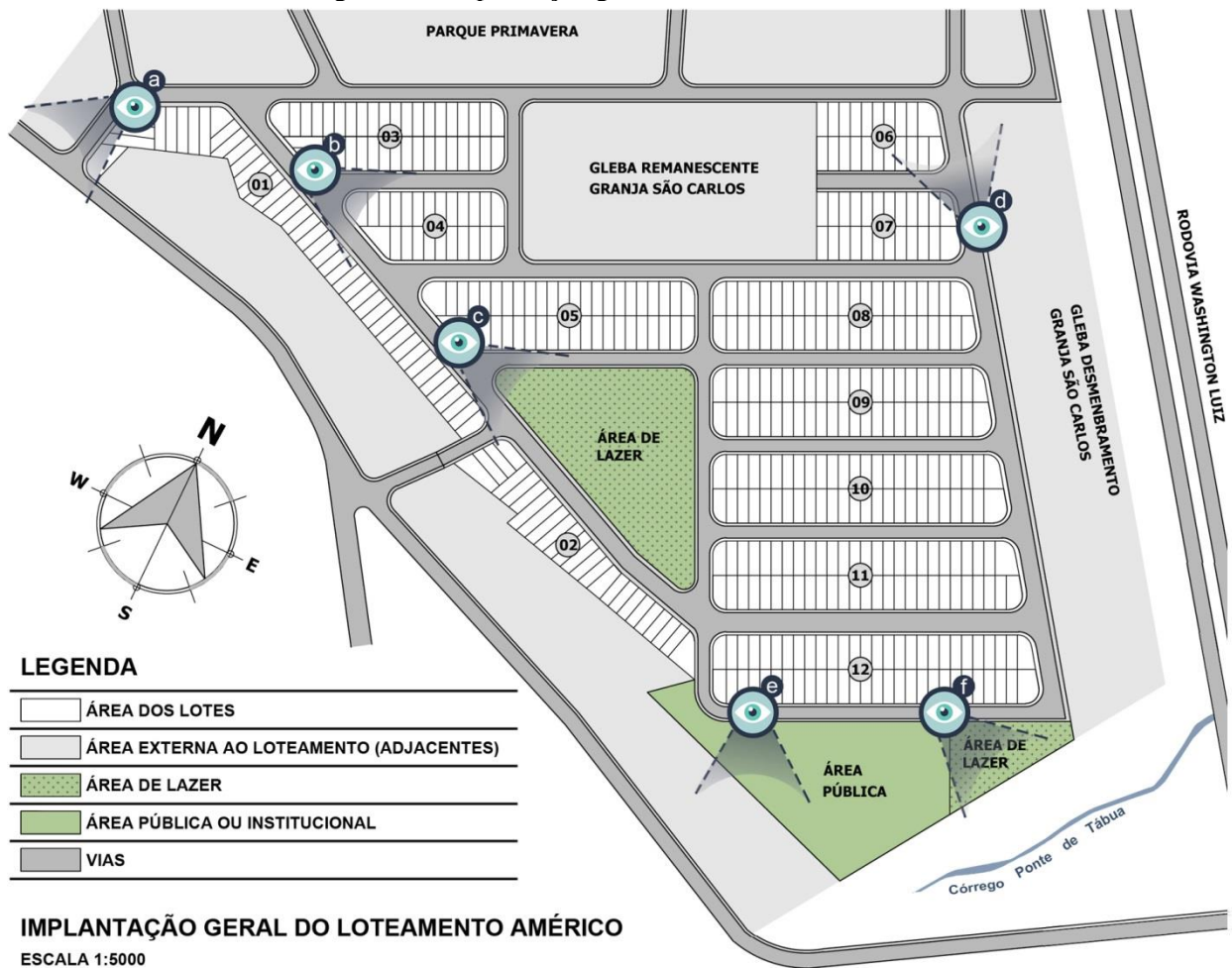
Fonte: Adaptado de Google Maps (2017).

Pode-se dizer ainda, que essa divergência entre o estabelecido pela legislação e o encontrado na prática, é um fenômeno relativamente comum – tanto em outras regiões de São Carlos, quanto em outros municípios brasileiros do mesmo porte – tendo em vista que muitos dos instrumentos de política urbana e de proteção ambiental foram estabelecidos pelo poder público posteriormente à ocupação destas áreas. Mas, considerando que o projeto do loteamento será utilizado apenas como base para o desenvolvimento dos cenários alternativos, no que diz respeito aos sistemas de drenagem e também ao padrão de urbanização, pondera-se que esta divergência não constitui impedimento à sua utilização para tal, de modo que apresenta-se a seguir, um detalhamento do loteamento Américo, conforme consta no memorial descritivo do projeto aprovado pela prefeitura (SÃO CARLOS, 1999).¹

O projeto urbanístico do loteamento Américo compreende 474 lotes, divididos em 12 quadras, sendo duas glebas destinadas à área de lazer e uma institucional. A implantação geral do loteamento pode ser visualizada na Figura 4.6, enquanto na Figura 4.7 são apresentadas algumas fotos atuais para melhor compreensão da sua implantação.

¹ De acordo com a Lei Federal nº. 12.527/2011, que dispõe acerca do acesso à informação, os documentos que constam nos autos do processo administrativo de aprovação do loteamento não são considerados sigilosos, tendo, portanto, sua cópia autorizada, conforme parecer da Procuradoria Municipal de São Carlos (Anexo 1).

Figura 4.6: Implantação geral do loteamento Américo.



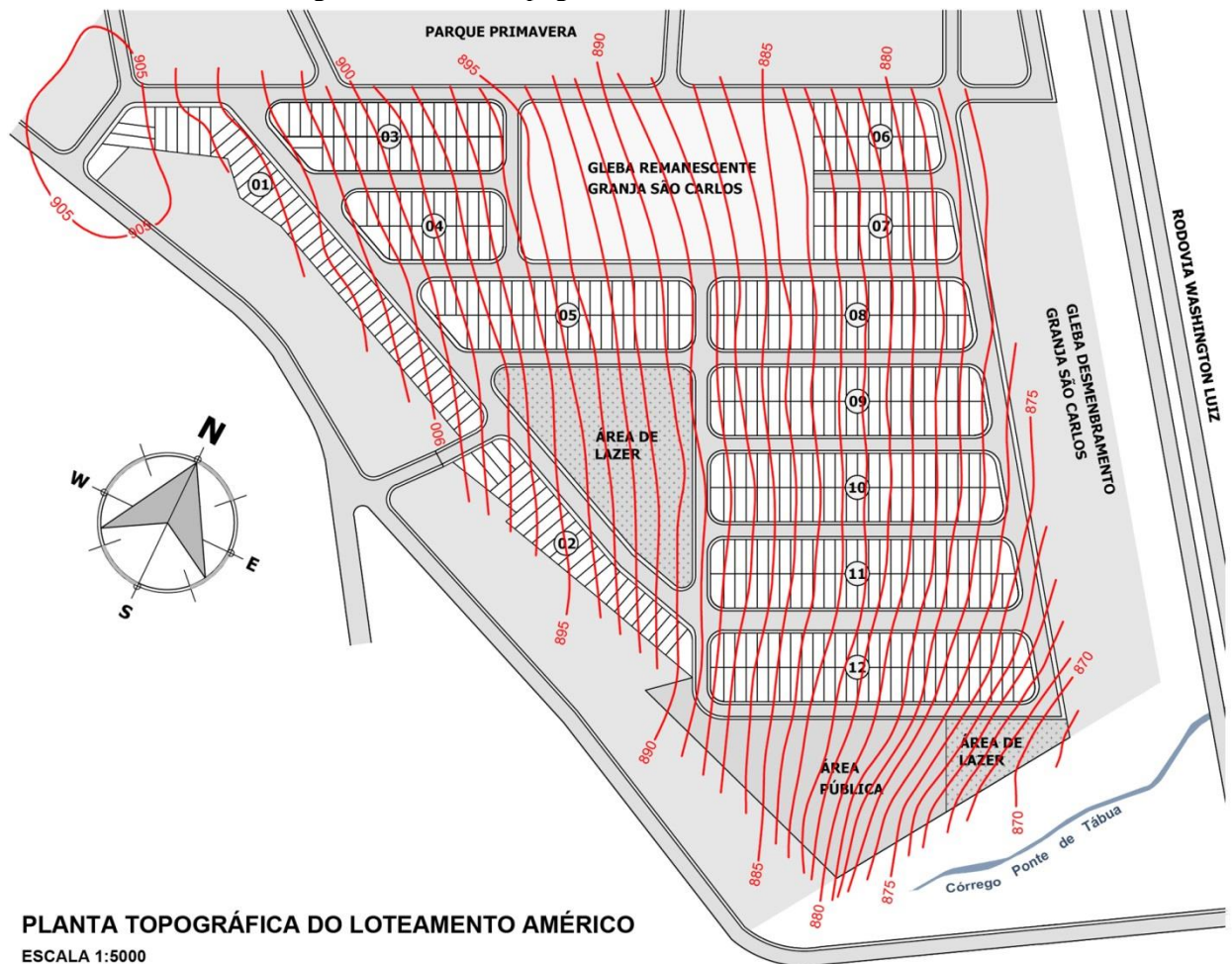
Fonte: Adaptado de São Carlos (1999).

Figura 4.7: Imagens do loteamento para compreensão da implantação geral.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 4.8: Planta topográfica do loteamento Américo.



Fonte: Adaptado de São Carlos (1999).

Além da implantação geral, consta no memorial descritivo do loteamento uma planta topográfica da área com curvas planialtimétricas (com equidistância de 1 metro), conforme se observa na Figura 4.8. Nessa planta, primeiramente é possível notar que as quadras do loteamento foram alocadas perpendicularmente às curvas de nível, no sentido do escoamento superficial das águas pluviais. Também é nítida a circunscrição do loteamento dentro dos divisores de água da microbacia, como se denota pela presença do topo de morro (cota 905) em uma das extremidades do loteamento e do curso de água na outra. Ademais, sobre as características da gleba onde o loteamento foi construído, ressalta-se um excerto retirado do memorial descritivo (SÃO CARLOS, 1999):

[...] em sua maioria apresenta topografia constantes, apresentando uma diferença de nível entre a parte mais alta e a mais baixa de aproximadamente 36 metros. Não possui áreas vulneráveis (alagadiços, aterrados, declividades, geologicamente frágeis), nem de valor paisagístico natural (grotas, nascentes, destaque vegetal, etc.), nem corpos d'água, nem vales secos e linhas de drenagem natural.

4.1.3 Ensaios de caracterização do solo

Para o dimensionamento dos diferentes sistemas de drenagem dos cenários é necessário obter alguns parâmetros *in loco*, de modo que foram realizados ensaios de campo para caracterização do solo na área do loteamento. As amostras foram coletadas durante o mês de agosto de 2017, em pontos localizados na praça central do loteamento Américo.

Para determinação da condutividade hidráulica do solo (K) foi utilizado o Método do Infiltrômetro de Duplo Anel, normatizado pela *American Society for Testing and Material* (ASTM) D 3385-09 (2009): *Standard test method for infiltration rate of soils in Field using Doble-Ring Infiltrometer*. Nestes mesmos pontos, também foram retiradas amostras de solo nas profundidades de 0,25 m, 0,50 m, 0,75 m e 1,00 m, para realização dos ensaios necessários para a análise granulométrica e identificação do solo, segundo a norma ABNT NBR 7181 (1984): Solo Análise Granulométrica - Método de Ensaio. Os procedimentos adotados para a condução dos ensaios encontram-se detalhados nos Apêndices 1 e 2.

Os resultados indicam o solo como sendo areno-argiloso, cuja alta taxa de infiltração é uma de suas características. Com relação à taxa de infiltração de 226 mm/h aferida por meio do ensaio, pode-se dizer que é coerente com Savietto (2014), que realizou amplo estudo na região norte de São Carlos e obteve valores de 162-360 mm/h empregando o mesmo ensaio.

4.2 Desenvolvimento dos cenários

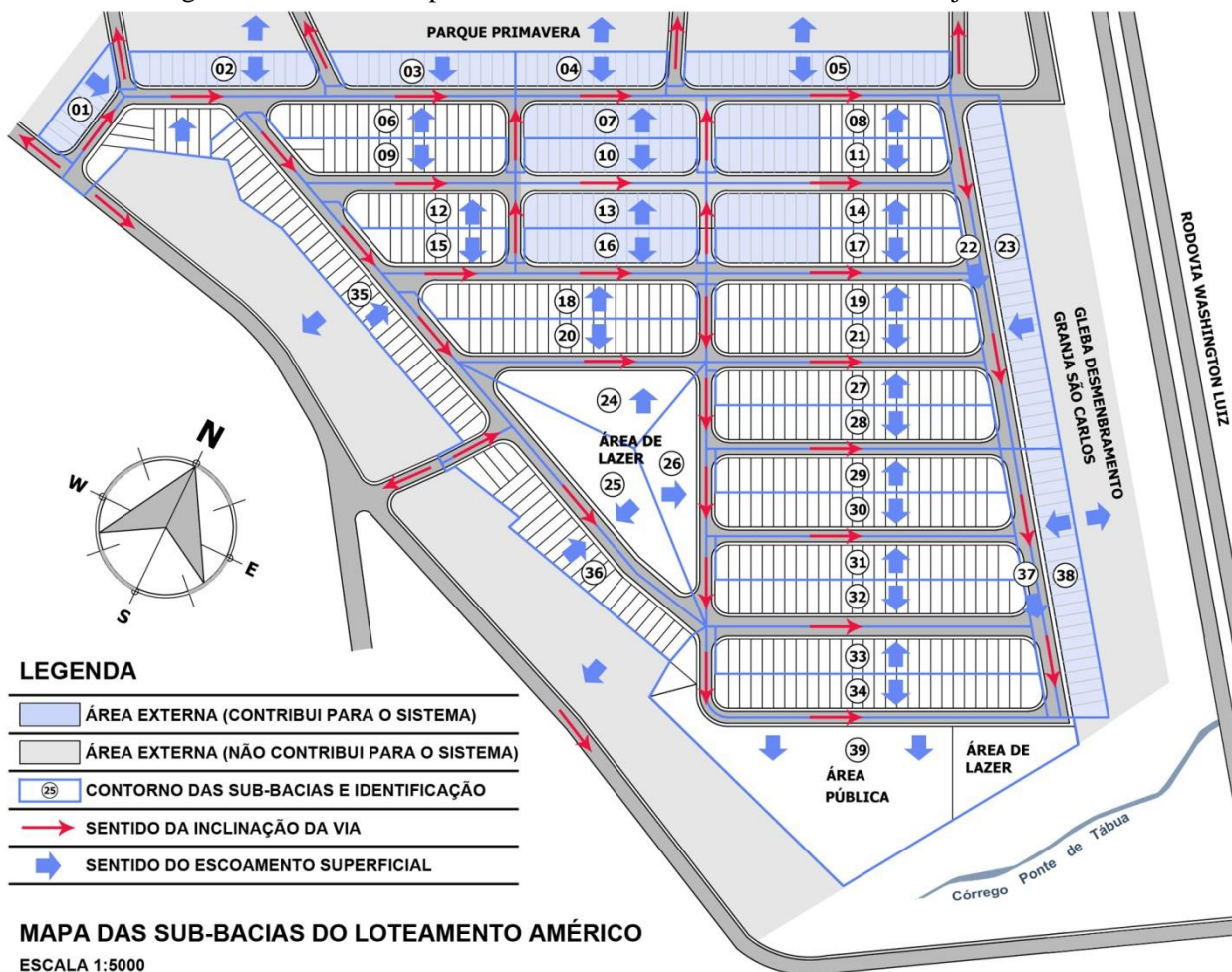
Para que se pudesse estabelecer uma comparação equivalente entre o desempenho dos sistemas de manejo nos diferentes cenários analisados, verificou-se que seria necessário antes, recalcular e redimensionar todo o projeto da rede de microdrenagem convencional do loteamento Américo. Primeiro, pelo fato que, após ter sido constatado que algumas áreas contíguas ao loteamento também contribuíam para a bacia analisada, ponderou-se a incorporação destas áreas para o cálculo de vazão máxima de projeto, tendo em vista a influência deste parâmetro no dimensionamento das estruturas de manejo. Segundo, para que se garantissem os mesmos parâmetros estabelecidos para os outros cenários, a equação de chuva adotada, assim como os parâmetros determinados *in loco* por meio dos ensaios.

É importante frisar que, nas áreas contíguas ao loteamento que também contribuem para a bacia analisada, foi simulado o mesmo padrão de urbanização, sendo acrescentados então, 224 lotes regulares ao projeto original, o que resulta em uma área loteada de 124.997 m², enquanto as vias (ruas e calçadas) ocupam 56.564 m². Ainda são destinados 13.312 m² para a área pública e 14.857 m² para a área de lazer, integrando 209.730 m² como área total da bacia.

4.2.1 Dimensionamento da rede de microdrenagem convencional

Para o dimensionamento da rede de microdrenagem convencional, inicialmente foi realizada uma análise das áreas de contribuição da microbacia do Córrego Ponte de Tábua. A partir de plantas topográficas e levantamentos *in loco*, constatou-se que, além das 12 quadras do loteamento Américo, algumas áreas externas contíguas também contribuíam para a bacia em questão, conforme representado na Figura 4.9, nas regiões destacadas com a cor azul. Nestas áreas contíguas que contribuem para a bacia, supõe-se um padrão de urbanização similar ao do loteamento Américo (como se observa pela divisão de lotes projetada para a área). Já as áreas contíguas ao loteamento que não contribuem para a bacia, aparecem representadas na Figura 4.9 na cor cinza. Após essa análise das áreas de contribuição, o loteamento foi dividido em 39 sub-bacias para o cálculo das estruturas de drenagem necessárias para a rede, e foram determinados: o sentido do escoamento superficial e da inclinação das vias, identificados com as setas azuis e vermelhas, respectivamente.

Figura 4.9: Sub-bacias para dimensionamento dos sistemas de manejo dos cenários.



Fonte: Elaborado pela autora.

Para cada uma das sub-bacias, efetuaram-se os cálculos de área (porcentagem de área ocupada pelos lotes *versus* área ocupada pelas vias), inclinação do terreno e procedeu-se a caracterização das suas superfícies para a determinação do Coeficiente de escoamento superficial (C), também denominado Coeficiente de perdas, ou ainda, conforme definição de Baptista et al. (2015, p. 107): “[...] fração da chuva que chega realmente ao exutório da bacia considerada por meio do escoamento superficial”. Os valores de C foram retirados de Villela e Matos (1980), conforme exposto no Quadro 4.1, a seguir.

Quadro 4.1: Valores de C baseados nas características das superfícies.

COEFICIENTE DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL	
Características detalhadas das diversas superfícies presentes nas bacias	C
Telhados perfeitos sem fuga;	0,70 a 0,95
Superfícies asfaltadas em bom estado;	0,85 a 0,90
Pavimentação de paralelepípedos, ladrilhos ou blocos de madeira com juntas bem tomadas;	0,70 a 0,85
Para superfícies anteriores sem as juntas tomadas;	0,50 a 0,70
Pavimentação de blocos inferiores sem as juntas tomadas;	0,40 a 0,50
Estradas macadamizadas;	0,25 a 0,60
Estradas e passeios de pedregulho;	0,15 a 0,30
Superfícies não revestidas, pátios de estradas de ferro e terrenos descampados, parques, jardins, dependendo da declividade;	0,10 a 0,30
Do solo na natureza e do subsolo.	0,01 a 0,20

Fonte: Villela e Mattos (1980).

Prosseguindo o dimensionamento da rede de microdrenagem, para determinar a vazão máxima de projeto foi adotado o Método Racional. O método propõe a transformação da precipitação em vazão por meio do C , e se caracteriza pela simplicidade dos mecanismos de quantificação, o que faz com que seja amplamente utilizado para o dimensionamento de sistemas de drenagem convencionais em loteamentos. Para consulta dos diversos parâmetros adotados para o dimensionamento do sistema de microdrenagem, ver Apêndice 3.

Segundo Bidone e Tucci (2015, p. 84), o uso deste método é restrito para bacias pequenas (com área menor que 2 km²), tendo em vista seus princípios básicos:

[...] a duração da precipitação máxima de projeto é igual ao tempo de concentração da bacia. Admite-se que a bacia é pequena para que essa condição aconteça, pois a duração é inversamente proporcional à intensidade; adota um coeficiente único de perdas, denominado C , estimado com base nas características da bacia; não avalia o volume da cheia e a distribuição temporal das vazões.

A equação do Método Racional é a seguinte (BIDONE; TUCCI, 2015):

$$Q = 0,278 \times C \times i \times A$$

Sendo:

Q = Vazão (m³/s)

C = Coeficiente de escoamento (adimensional)

i = Intensidade da precipitação (mm/hora), e

A = Área de contribuição da bacia (m²).

Para o cálculo da Intensidade da precipitação, foi empregada a equação de chuva (ou, curva IDF) para a cidade de São Carlos, proposta por Barbassa (1991):

$$i = \frac{28,03 \times Tr^{0,199}}{(D + 16)^{0,936}}$$

Sendo:

i = Intensidade da precipitação (mm/min)

Tr = Tempo de retorno (anos), e

D = Duração da precipitação (minutos)

O Tr utilizado na microdrenagem varia de 2 a 10 anos, dependendo do tipo de ocupação da área e dos riscos admissíveis para o projeto, conforme recomendações do manual da CETESB (1980). Para este trabalho, adotou-se um Tr de 2 anos para todos os sistemas de manejo – justamente para que se pudessem comparar as estruturas necessárias para garantir a mesma proteção nos diferentes cenários.

Já para a estimativa da Duração da precipitação é necessário determinar o tempo de concentração (tc) da bacia, tendo em vista que a equidade entre estas duas variáveis é uma das premissas do Método Racional. Em superfícies urbanas, o tc pode ser obtido com base na velocidade do escoamento através de superfícies e condutos. Tendo discretizado a bacia em trechos pavimentados, compostos de condutos e superfícies, pode-se calcular o tc pela equação do Método Cinemático, conforme SCS (1975 apud TUCCI et al., 2015):

$$tc = te + \frac{1000}{60} \cdot \sum \frac{L}{v}$$

Sendo:

tc = Tempo de concentração (minutos)

te = Tempo de entrada (minutos)

L = Comprimento do trecho (m), e

v = Velocidade no trecho (m/s)

4.2.2 Dimensionamento de Técnicas Compensatórias descentralizadas

Nos cenários onde são previstas estruturas de manejo alternativas, como os diferentes dispositivos de infiltração, foi adotado o Método das Chuvas para a estimativa do volume máximo de água a armazenar, bem como para determinar o tempo de funcionamento e esvaziamento das diferentes estruturas que compõem os sistemas. O Método das Chuvas enquadra-se na categoria de métodos simplificados e limita-se à aplicação em pequenas bacias, conforme Baptista et al. (2015, p. 107):

[...] os métodos simplificados, que possibilitam efetuar o dimensionamento dos volumes das obras, são baseados nas hipóteses de que a vazão de saída da obra de armazenamento é constante e que ocorre a transferência simultânea da chuva à obra de retenção. Os fenômenos de transferência e amortecimento decorrentes do escoamento superficial na bacia são, então, desconsiderados.

Baseando-se nas curvas IDF, o método transforma as Intensidades de precipitação (i) em Altura de precipitação (P) para posteriormente dimensionar as obras de retenção, sendo que a Altura é produto da Duração do evento pela Intensidade. A partir desta transformação obtém-se a curva PDF, também denominada curva envelope, que representa a evolução das Alturas precipitadas para diferentes Durações. Ao pressupor que a estrutura de detenção tem uma vazão de saída constante (Q_S), é possível determinar a vazão específica (q_S) da bacia de acordo com a Área de drenagem efetiva (A_α), conforme equação (BAPTISTA et al., 2015):

$$q_S = \frac{Q_S}{A_\alpha}$$

Sendo:

Q_S = Vazão de saída (m^3)

q_S = Vazão específica (m^3/m^2)

A_α = Área de drenagem efetiva (m^2), sendo $A_\alpha = A \times C$

Desta forma, pode ser traçado um gráfico vinculando a curva que representa a Altura da precipitação $P(D, Tr)$ com a curva que representa a evolução das alturas de águas evacuadas em função do tempo ($q_S \times D$), conforme exemplo da Figura 4.10. A maior diferença observada entre essas curvas $DP_{max}(q_S, Tr)$, associada à Duração da precipitação (D_P), corresponde à altura máxima específica a ser armazenada para que não haja transbordamento. O volume de água a armazenar (S_{max}) é então calculado pela equação (BAPTISTA et al., 2015):

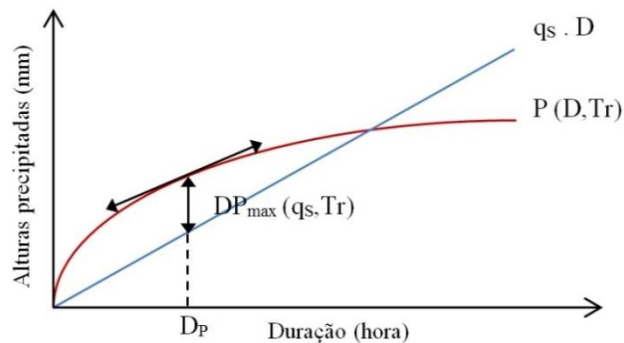
$$S_{max} = DP_{max}(q_S, Tr) \times A_\alpha$$

Sendo:

S_{max} = Volume de água a armazenar (m^3)

O processo de superposição das curvas de alturas precipitadas e de alturas evacuadas para a determinação da altura máxima específica a ser armazenada pela estrutura de detenção é mais facilmente compreensível por meio do gráfico que se apresenta na Figura 4.10.

Figura 4.10: Superposição da curva PD para o Tr escolhido e a curva de evacuação.



Fonte: Adaptado de Baptista et al. (2015, p. 110).

Para o cálculo do tempo de funcionamento da obra de detenção (intervalo de tempo durante o qual existe água na estrutura), o Método das Chuvas admite a igualdade entre os volumes de entrada e saída de água: considera-se a entrada constante de água na bacia de Intensidade $I_c = P(D_p, Tr)$ ao longo da Duração (D_p), enquanto a saída corresponde à vazão específica (q_s) ao longo da Duração (D_p), resultando na equação (BAPTISTA et al., 2015):

$$D_f = \frac{P(D_p, Tr)}{q_s}$$

Sendo:

D_f = Duração do funcionamento (minutos)

Outro aspecto relevante diz respeito ao tempo de esvaziamento da obra de detenção (intervalo de tempo necessário para escoar todo o volume armazenado, considerando a vazão constante), tendo em vista recomendações sanitárias para que este período não seja superior a 24 horas, conforme recorda Baptista et al. (2015). Ainda de acordo com o autor, o Método das Chuvas prevê a seguinte equação para determinação do tempo de esvaziamento (D_v):

$$D_v = \frac{S_{max}}{Q_s} = \frac{DP_{max}(q_s, Tr) \times A_\alpha}{q_s \times A_\alpha} = \frac{DP_{max}(q_s, Tr)}{q_s}$$

Sendo:

D_v = Duração do esvaziamento (minutos)

4.2.3 Descrição dos cenários

Tendo apresentado os métodos adotados no dimensionamento das estruturas que compõem os diferentes sistemas de manejo, prossegue-se a descrição dos cenários.

a) Cenário *Scen.CONV*

O primeiro cenário foi elaborado com base nas características urbanísticas do loteamento Américo (acrescido das áreas contíguas que também contribuem para a bacia), de maneira que esse cenário pudesse retratar as condições de urbanização e drenagem convencionais para um loteamento de interesse social no município. Os cálculos para a elaboração e o detalhamento do projeto de manejo de águas pluviais do cenário *Scen.CONV* foram realizados em parceria com o estudante de graduação em Engenharia Civil da UFSCar, Cláudio Uehara, em seu respectivo Trabalho de Conclusão de Curso (TCC).

Tradicionalmente, para projetos urbanísticos da escala do Américo, é somente requerida a construção de uma rede de microdrenagem, de modo a garantir proteção contra inundações na área do loteamento para eventos de acordo com o *Tr* adotado (no caso, 2 anos). Conforme previamente discutido no Capítulo 2, como consequência direta da implantação dos sistemas convencionais de drenagem, ocorre justamente o transporte das águas pluviais para áreas à jusante, incidindo em riscos de inundações nestas áreas.

Nesse cenário, o escoamento é conduzido através de condutos superficiais, como as guias e sarjetas e, tendo excedido a sua capacidade de vazão, é captado pelas bocas de lobo e enviado para os condutos enterrados, como os tubos de concreto. Finalmente, o escoamento é descarregado em um curso de água à jusante: no caso do loteamento, o córrego Ponte de Tábua. Assim, a partir dos métodos descritos no item **4.2.1**, o sistema de drenagem convencional foi dimensionado, composto das seguintes estruturas: guias; sarjetas; sarjetões; bocas de lobo; tubos de concreto; poços de visita e caixas de ligação. Detalhes do processo de dimensionamento e a descrição do sistema são apresentados em Uehara (2018).

b) Cenário *Scen.WELL*

O segundo cenário foi elaborado com base nas características urbanísticas do loteamento Américo (acrescido das áreas contíguas que também contribuem para a bacia), porém, com relação ao sistema de manejo, além da rede de microdrenagem convencional foram previstas a construção de estruturas de controle na fonte dos lotes, ou TC descentralizadas. No caso deste estudo, optou-se pelos poços de infiltração individuais, cuja implantação tem sido incentivada e regulamentada pela municipalidade de São Carlos.

Os cálculos para a elaboração e detalhamento do projeto de manejo de águas pluviais do cenário *Scen.WELL* foram realizados em parceria com os estudantes de graduação em Engenharia Civil da UFSCar, Cláudio Uehara e Caroline Julio, em seus respectivos TCC.

O uso das TC descentralizadas tem como objetivo principal desconectar a área do lote da rede de microdrenagem convencional, promovendo a infiltração das águas pluviais no próprio local. Como efeito da diminuição da área de contribuição, verificou-se a possibilidade de redução dos condutos enterrados (tanto em comprimento, quanto em diâmetro). Ao final, o escoamento das vias também é descarregado no córrego Ponte de Tábua.

Portanto, além das estruturas que configuram a rede de microdrenagem do cenário *Scen.CONV* (guias; sarjetas; sarjetões; bocas de lobo; tubos de concreto; poços de visita e caixas de ligação), a partir dos métodos descritos no item 4.2.2, foram dimensionadas as seguintes estruturas de manejo alternativas para o cenário *Scen.WELL*: poços de infiltração. É importante frisar que, em virtude de critérios de segurança para a construção destas estruturas, a profundidade máxima estabelecida para os poços de infiltração foi de 3 m. Assim, para lotes que necessitavam de maior volume de armazenamento em função de sua área de contribuição, foram previstos dois poços. Detalhes do processo de dimensionamento e a descrição dos diferentes sistemas que compõem este cenário se encontram em Uehara (2018) e Julio (2018).

c) Cenário *Scen.LID*:

Já no último cenário, manteve-se o desenho das quadras do loteamento (acrescido das áreas contíguas que também contribuem para a bacia), porém, foram propostas algumas mudanças no padrão de urbanização baseadas nos princípios preconizados pela abordagem integrada LID. Essas medidas incluem modificações nas vias, como: a redução da largura das faixas de circulação das ruas, a diminuição das faixas de estacionamento e alteração nos tipos de revestimentos das calçadas. E também nos lotes: apesar de manter o mesmo tamanho de lote e a mesma área construída das edificações, foram propostas outras formas de ocupação, ampliando as áreas permeáveis e desconectando as áreas impermeáveis.

Com relação ao sistema de manejo, o objetivo deste cenário foi explorar ao máximo o controle do escoamento na fonte. Apesar de manter os canais de condução superficial (guias e sarjetas) foram eliminados os condutos enterrados da rede de microdrenagem convencional. Para tanto, foram previstas a implantação de TC descentralizadas vegetadas nos lotes e nas calçadas, no caso, planos e valas-trincheiras de infiltração. Os cálculos para a elaboração e detalhamento do projeto de manejo de águas pluviais do cenário *Scen.LID* foram realizados em parceria com a estudante de graduação, Caroline Julio, em seu respectivo TCC.

Assim, além das estruturas que configuram a rede superficial de microdrenagem do cenário *Scen.CONV* (guias, sarjetas e sarjetões), a partir dos métodos descritos no item 4.2.2, foram dimensionadas as seguintes estruturas de manejo alternativas para o cenário *Scen.LID*: planos e valas-trincheiras de infiltração. Maiores detalhes do processo de dimensionamento das TC descentralizadas empregadas no cenário são descritos por Julio (2018).

4.2.4 Subsistemas, componentes e unidades de análise dos cenários

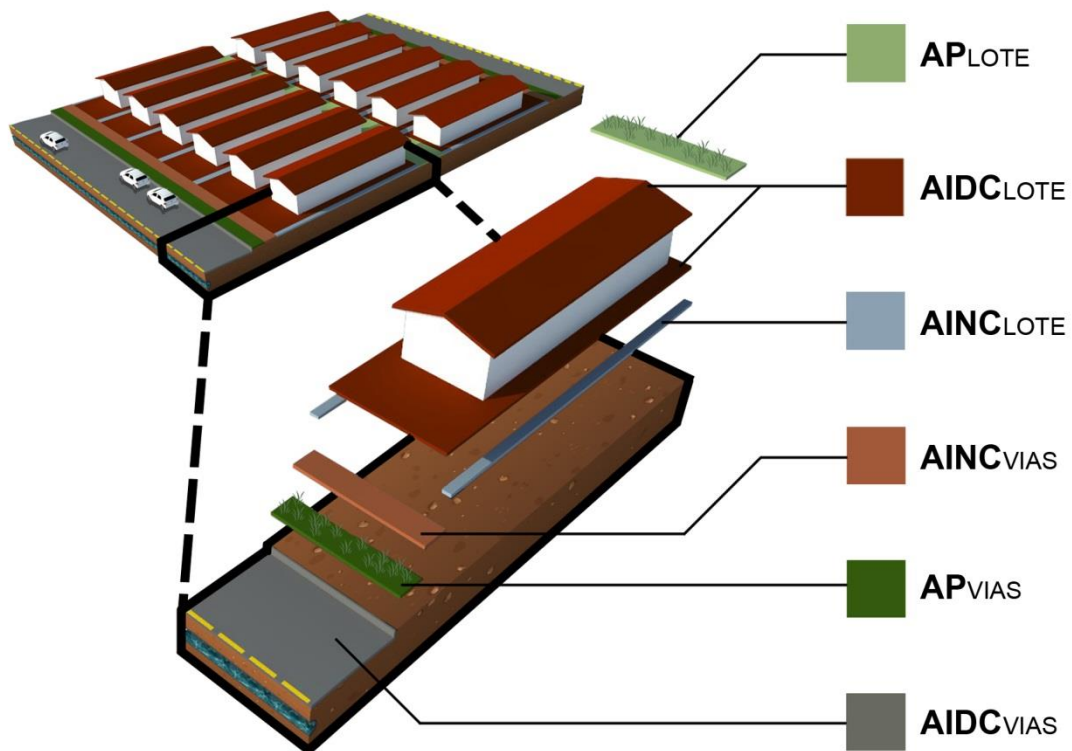
Para facilitar a exposição dos resultados e comparação de desempenho, os cenários foram divididos em subsistemas e componentes. A seguir, são apresentados os subsistemas, seus respectivos componentes e, entre parênteses, os cenários nos quais estão presentes:

- Subsistema *drenagem convencional*, cujos componentes são:
 - Tubos de concreto enterrados (*Scen.CONV*; *Scen.WELL*);
 - Bocas de lobo (*Scen.CONV*; *Scen.WELL*);
 - Poços de visita (*Scen.CONV*; *Scen.WELL*);
 - Caixas de ligação (*Scen.CONV*; *Scen.WELL*).
- Subsistema *dispositivos de infiltração nos lotes*, cujos componentes são:
 - Poços de infiltração (*Scen.WELL*);
 - Planos de infiltração (*Scen.LID*).
- Subsistema *dispositivos de infiltração nas vias*, cujos componentes são:
 - Valas-trincheiras de infiltração (*Scen.LID*).
- Subsistema *urbanização das ruas*, cujos componentes são:
 - Pavimentação das ruas (*Scen.CONV*; *Scen.WELL*; *Scen.LID*).
- Subsistema *urbanização das calçadas*, cujos componentes são:
 - Pavimentação das calçadas (*Scen.CONV*; *Scen.WELL*; *Scen.LID*).

É importante destacar que, tendo em vista que os demais elementos de microdrenagem (condutos superficiais) se repetem em todos os cenários, não foi necessária sua inclusão na avaliação comparativa. Também nesse sentido – para facilitar a comunicação dos resultados – o loteamento foi subdividido em unidades de análise menores, compostas do lote e suas vias contíguas. Explica-se: cada uma destas unidades mínimas de análise é composta de diferentes áreas, com distintas características hidrológicas (como a formação de escoamento superficial, possibilidades de infiltração e armazenamento), morfológicas (dimensões, padrões de ocupação), e nas quais irão incidir os diversos instrumentos urbanístico-ambientais (regulamentos, leis e normas) que condicionam a configuração dos cenários.

Para melhor compreender como foi realizada essa subdivisão, apresenta-se na Figura 4.11, um exemplo da unidade mínima de análise (lote + vias adjacentes) e suas diferentes áreas constituintes. Na sequência, cada uma destas áreas é caracterizada, bem como são discutidos os instrumentos urbanístico-ambientais que condicionam sua configuração nos cenários elaborados para este estudo.

Figura 4.11: Áreas que compõem a unidade mínima de análise.



Fonte: Elaborado pela autora.

a) **AP_{LOTE}**

A **AP_{LOTE}** corresponde à Área Permeável (AP) do lote, ou seja, a parte do lote que não foi revestida com um pavimento impermeável. Além de contribuir (em menor parte) para a geração de escoamento superficial, a área permeável também contribui (em grande parte) para a infiltração das águas pluviais, sendo o seu exutório o próprio solo. A parcela do lote que deve ser mantida permeável está vinculada à legislação específica de cada município, por meio da definição do Coeficiente ou Taxa de Permeabilidade (CP ou TP). Em São Carlos, segundo estabelecido pelo Art. 153 do Plano Diretor em vigor (SÃO CARLOS, 2016), a área permeável mínima pode variar entre 15 a 50% da área total do lote, dependendo da zona e tamanho do lote em questão.

b) AIDC_{LOTE}

A AIDC_{LOTE} compreende as Áreas Impermeáveis Diretamente Conectadas (AIDC) do lote, ou seja, a somatória da área ocupada tanto pelo telhado da edificação quanto pelos pavimentos impermeáveis. Por estarem diretamente conectadas ao sistema de drenagem convencional, estas áreas contribuem para a geração de escoamento superficial, sendo seu exutório o sistema de microdrenagem. A área do lote que pode ser ocupada pela edificação está condicionada à legislação de uso do solo e zoneamento específico de cada município, por meio da definição do Coeficiente ou Taxa de Ocupação (CO ou TO), que é a relação existente entre a área de projeção da edificação no solo e a área do terreno. Em São Carlos, segundo estabelecido pelo Art. 150 do Plano Diretor em vigor (SÃO CARLOS, 2016), o CO pode variar entre 25 a 70% da área total do lote, dependendo da zona e tamanho do lote em questão. Entretanto, essa área impermeável pode ser ainda maior, pois além do telhado da edificação são consideradas também as áreas revestidas com pavimentos impermeáveis, como estacionamentos e quintais. A parcela do lote que pode ser revestida por um pavimento impermeável também está vinculada à legislação específica de cada município, por meio da definição do CP ou TP. Em São Carlos, segundo estabelecido pelo Art. 153 do Plano Diretor em vigor (SÃO CARLOS, 2016), a área impermeável máxima pode variar entre 50 a 85% da área total do lote, dependendo da zona e tamanho do lote em questão.

c) AINC_{LOTE}

A AINC_{LOTE} abrange as Áreas Impermeáveis Não Conectadas (AINC) do lote, ou seja, as áreas que encontram-se desconectadas do sistema de drenagem convencional. Essas áreas, apesar de contribuírem para a geração de escoamento superficial, possuem como exutório uma AP ou uma TC, como um poço ou vala de infiltração, por exemplo. A desconexão das áreas impermeabilizadas, bem como a “destubulação” dos sistemas de drenagem, são preconizadas pelo LID como algumas das estratégias mais eficientes do ponto de vista ambiental. Isso se deve ao fato que, nesse modelo, as águas pluviais estão sendo manejadas de forma descentralizada, o mais próximo possível de onde ocorre a geração do escoamento superficial, ao invés de percorrer grandes distâncias através de sistemas canalizados enterrados. É justamente nesse ponto que reside um dos maiores desafios na elaboração dos cenários alternativos: encontrar “espaços” onde seja admissível (tanto pelas características físicas, quanto pelas exigências normativas) a incorporação das AP e das TC em um loteamento urbano altamente impermeabilizado, de interesse social e composto por lotes de dimensões mínimas.

Como uma das possibilidades a ser explorada, salienta-se que já estão sendo implementadas com alguma frequência, regulamentações municipais visando a desconexão de determinadas áreas do sistema de drenagem convencional, como por exemplo, por meio da construção de reservatórios individuais para compensar a vazão gerada no lote, conforme destaca Miguez et al. (2015). Em São Carlos, no parágrafo II do Art. 79 do Código de Obras e Edificações do Município (SÃO CARLOS, 2011), que tem como objetivo incorporar “elementos ou sistemas de sustentabilidade” nos projetos arquitetônicos, ficou determinada a obrigatoriedade da construção de um reservatório de retenção em lotes que possuem área impermeável superior a 50%, sendo que o volume do reservatório deverá ser calculado na razão de 5 litros para cada metro quadrado impermeabilizado do terreno. Entretanto, estes reservatórios individuais ainda são conectados à rede de drenagem convencional, não caracterizando uma AINC. Isso pode ser explicado, em parte, pelo fato que o volume determinado pela legislação é considerado subdimensionado para eventos pluviais de maior T_r , dentre outros aspectos.

d) AP_{VIAS}

A AP_{VIAS} representa a fração de AP das vias, área esta que não foi revestida com um pavimento impermeável e, portanto, além de gerar uma pequena parcela de escoamento superficial, contribui de forma significativa para a infiltração de águas pluviais. Reitera-se que a definição de vias, neste trabalho, engloba tanto a rua quanto a calçada, bem como as diferentes faixas que configuram este sistema. Com relação às vias, considera-se possível a inclusão de uma AP na calçada, dentro do que é usualmente denominado como sendo a “faixa de serviço”. A “faixa de serviço” é a parte da calçada atribuída à alocação de mobiliário urbano (como placas de sinalização, semáforos, bancos e postes), canteiros de vegetação e árvores, bem como para o rebaixamento de guias para acesso de veículos. A largura mínima da “faixa de serviço” pode ser estabelecida pela municipalidade, porém, na ausência de parâmetros específicos, também recomendam-se as orientações da ABNT NBR 9050 (2015), que propõe uma largura mínima de 0,70 m para a “faixa de serviço”. Em São Carlos a legislação municipal não determina uma largura mínima, porém, no parágrafo II do Art. 121 do Código de Obras e Edificações do Município (SÃO CARLOS, 2011), que estabelece diretrizes para o rebaixamento de guias nas calçadas, existe uma menção às suas dimensões, conforme denota-se no excerto: “[...] a dimensão transversal da rampa de acesso de veículos junto ao meio fio deverá ocupar, no máximo, uma faixa de 50 cm (cinquenta centímetros) do passeio público, a partir da guia, restringindo-se à faixa de serviço [...]”.

e) AIDC_{VIAS}

A AIDC_{VIAS} equivale à parcela de AIDC das vias, que são as áreas que contribuem diretamente para a geração de escoamento superficial e tem como exutório, obrigatoriamente, o sistema de microdrenagem. Com relação às calçadas, tanto pelo tipo de pavimento que geralmente recebe, quanto pelas características necessárias para a adequada circulação de pedestres, considera-se impermeável a parte da calçada que é denominada “faixa de passeio”. A largura mínima da “faixa de passeio” da calçada pode ser estabelecida pela municipalidade, porém, na ausência de parâmetros específicos, recomendam-se as orientações da ABNT NBR 9050 (2015), que tem servido como base às legislações atuais e determina uma largura mínima de 1,2 m para a “faixa de passeio”, garantindo as condições de acessibilidade. Em São Carlos a legislação municipal atende essas recomendações e, segundo estabelecido pelo Art. 120 do Código de Obras e Edificações do Município (SÃO CARLOS, 2011) a “faixa de passeio” obrigatoriamente deverá possuir largura mínima de 1,2 m e uma inclinação transversal constante máxima de 3%. Já com relação às ruas, tanto a “faixa de rolamento” quanto a “faixa de estacionamento” podem ser consideradas AIDC para um projeto de urbanização convencional. Em virtude do foco do presente estudo ser loteamentos residenciais, adotaram-se como parâmetro de projeto as vias de função local, conforme definido pelo parágrafo VI do Art. 118 do Plano Diretor em vigor (SÃO CARLOS, 2016). A “faixa de rolamento” é a área correspondente à parte da via designada ao tráfego de veículos (tanto veículos leves, como carros; quanto pesados, como caminhões e ônibus). Conforme determinado pelo Manual de Projeto Geométrico de Travessias Urbanas do Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT, 2010), a largura recomendada da “faixa de rolamento” varia entre 3,0 a 3,3 m. Em São Carlos, segundo estabelecido pelo parágrafo I do Art. 98 do Código de Obras e Edificações do Município (SÃO CARLOS, 2011), as faixas de rolamento deverão possuir as dimensões mínimas de “[...] 3 m (três metros) de largura e 2,30 m (dois metros e trinta centímetros) de altura livre de passagem, quando destinadas à circulação de automóveis e utilitários [...]”. Enquanto a “faixa de estacionamento” é a área correspondente à parte da via reservada ao estacionamento de veículos. A largura da “faixa de estacionamento” em uma via local varia de 2,2 a 2,5 m, conforme estipulado em DNIT (2010). Em São Carlos, segundo estabelecido pelo Art. 107 do Código de Obras e Edificações do Município (SÃO CARLOS, 2011), quando as vagas destinadas ao estacionamento de veículos forem paralelas à faixa de circulação ou manobra, deverão possuir as dimensões mínimas acrescidas de 1 m no comprimento e 25 cm na largura para automóveis e utilitários. Isso resulta em vagas de estacionamento de 2,25 m de largura.

f) AINC_{VIAS}

A AINC_{VIAS} engloba a parte de AINC das vias, ou seja, as áreas impermeabilizadas que, a despeito de contribuírem para a formação de escoamento superficial, foram desconectadas do sistema de drenagem convencional e possuem como exutório uma AP ou uma TC. Para que se possa realizar tal desconexão, é preciso antes encontrar “espaços” onde seja admissível a inclusão de AP e TC no sistema viário, de modo que apresentem-se as possibilidades a serem exploradas: as “faixas de serviço” das calçadas e as “faixas de estacionamento” das ruas, conforme previamente definido. Outra opção diz respeito à implantação de dispositivos de drenagem alternativos nas áreas verdes do loteamento, como prevê o Art. 137 do Plano Diretor em vigor (SÃO CARLOS, 2016).

A proposta apresentada (de subdivisão das unidades mínimas de análise em áreas) tem como objetivo permitir uma maior flexibilidade projetual aos cenários avaliados, para que se possam realizar simulações variando a largura das faixas nas vias, as diferentes configurações de ruas e calçadas, os padrões de uso e ocupação do solo no lote, bem como a diversificação dos pavimentos empregados. Essa pluralidade de configurações irá gerar diferentes respostas na modelagem dos cenários, auxiliando na compreensão acerca das influências no desempenho dos cenários que decorrem das mudanças no ordenamento urbano.

4.3 Modelagem dos cenários

Neste item, apresenta-se uma descrição e justificativas do modelo escolhido para simulação dos processos hidrológicos, o SWMM, bem como são elencados os seus principais dados de entrada. Para consulta dos parâmetros adotados para a simulação, ver Apêndice 4.

4.3.1 Modelo e simulação

A variedade de fenômenos envolvidos no ciclo hidrológico torna sua análise e, conseqüentemente, a elaboração de um projeto de manejo destas águas uma atividade multidisciplinar, por definição. Ademais, se para os projetos de manejo convencionais (por convencionais, entenda-se: sistemas de canalização) a estimativa da vazão de projeto é um dos parâmetros mais importantes a serem determinados, para se projetar um sistema de manejo integrado com técnicas de retenção e infiltração é preciso observar inúmeros outros aspectos que tornam o processo ainda mais complexo (CANHOLI, 2005).

Esse fato, aliado a pouca disponibilidade de dados dessa natureza, tem levado à busca de modelos matemáticos e simulações que possam conferir mais agilidade, sem perda de confiabilidade, na elaboração destes projetos, conforme apontado por Urbonas e Stahre (1990 apud CANHOLI, 2005).

Deste modo, objetivando facilitar este processo que foram criados os modelos hidrológicos, como definido por Tucci (2005, p. 17, grifo do autor): “O modelo é a representação de algum objeto ou sistema, numa linguagem ou forma de fácil acesso e uso, com o objetivo de entendê-lo e buscar suas respostas para diferentes entradas.” Os modelos são amplamente utilizados em hidrologia para antecipar eventos em sistemas que, devido à sua escala, dificilmente seriam prognosticados de outra forma, como por exemplo, os impactos decorrentes da urbanização em uma bacia antes mesmo da construção, ou a prevenção de enchentes em tempo real, ou ainda a simulação de eventos extremos, estatisticamente raros, mas possíveis (TUCCI, 2005).

O SWMM é um modelo de simulação dinâmico, que está entre os mais comumente utilizados na engenharia de recursos hídricos para gestão das águas pluviais urbanas, e é usado para simulações de evento único ou em longo prazo. Este modelo, que foi desenvolvido pela *US Environmental Protection Agency* (US EPA), a agência de proteção ambiental dos EUA, é disponibilizado pelo próprio site da agência.

O *software* permite a simulação de vários processos do ciclo hidrológico, como precipitação, interceptação, infiltração, escoamento superficial nas vertentes, na rede de drenagem e em canais, evapotranspiração, infiltração, interceptação e armazenamento em depressões. Além disso, o SWMM também possibilita simular a geração, entrada e transporte de poluentes, além da acumulação e lixiviação em sub-bacias, bem como sua eventual remoção através das estruturas de manejo (ROSSMAN, 2015).

Segundo De Souza et al. (2012b), o SWMM foi considerado um método mais adequado para simulações de modelagem de sistemas de drenagem de bacias urbanas do que outros modelos frequentemente utilizados, como o HEC-HMS. Além disso, em função de sua grande aceitação no Brasil, o Laboratório de Eficiência Energética e Hidráulica em Saneamento (LENHS) da Universidade Federal da Paraíba, por meio de um convênio com a Eletrobras, elaborou um manual completo do SWMM para incentivar o uso do *software*, traduzindo publicações internacionais para a língua portuguesa.

Portanto, considerando a escala do objeto de estudo, bem como a complexidade do sistema analisado, torna-se substancial o uso de um *software* como o SWMM para representar o desempenho hidrológico dos sistemas de manejo projetados ao longo de todo o seu ciclo de

vida. Os dados de entrada para as simulações, como a caracterização da bacia hidrográfica, dos eventos pluviais (chuvas de projeto), e dos dispositivos de controle de águas pluviais adotados, se encontram listados no próximo item.

4.3.2 Dados de entrada na simulação

Conforme descreve Rossman (2015, p. 15), as etapas para modelagem do escoamento sobre uma determinada área de estudo utilizando o SWMM geralmente consistem nos seguintes passos: primeiro, especificar um conjunto predeterminado de opções de trabalho e propriedades dos objetos; em seguida, desenhar uma representação gráfica dos objetos físicos do sistema no mapa da área de estudo; depois, editar as propriedades dos objetos que compõem o sistema; selecionar o conjunto de opções para análise; executar a simulação e por fim, analisar os resultados da simulação.

Já os principais parâmetros das sub-bacias que precisam ser determinados para inserção no modelo são (ROSSMAN, 2015, p. 48):

- O pluviômetro atribuído à sub-bacia;
- O nó exutório (ou outra sub-bacia) onde a sub-bacia em questão descarrega;
- Os usos do solo atribuídos à sub-bacia;
- A área da sub-bacia;
- A porcentagem de área impermeável;
- A declividade da sub-bacia;
- A largura característica do fluxo superficial;
- O valor do coeficiente de *Manning* (n) para o fluxo superficial, tanto para as áreas permeáveis, como para as áreas impermeáveis;
- O armazenamento em depressão para as áreas permeáveis e impermeáveis;
- A porcentagem de solo impermeável isenta de armazenamento em depressão.

Para a determinação da chuva de projeto, foram usados dados pluviográficos como dados de entrada na simulação. As principais propriedades a serem fornecidas ao objeto pluviômetro são as seguintes, segundo Rossman (2015, p. 47):

- Tipo de dados de chuva (intensidade de chuva, volume ou volume acumulado, e.g.);
- Intervalo de tempo dos dados (por exemplo, cada hora, cada 15 minutos etc.);
- Origem dos dados de chuva (série temporal ou arquivo externo);
- Nome dado ao objeto a partir do qual se acessam os dados de chuva.

Os dispositivos de controle LID que podem ser inseridos nos modelos são projetados para subtrair parte do escoamento superficial por meio dos processos de retenção, infiltração e evapotranspiração. São representados por meio da combinação de diferentes camadas verticais, cujas propriedades são definidas por unidade de área. Os dispositivos que podem ser modelados no SWMM incluem, de acordo com descrição de Rossman (2015, p. 69):

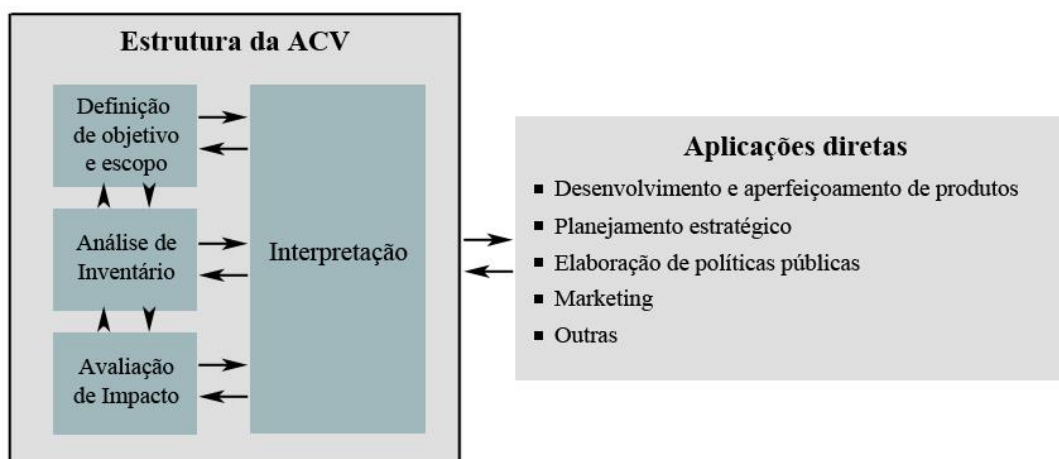
- **Células de bioretenção:** são depressões artificiais que contêm vegetação plantada em um solo preparado para remover sedimentos e agentes poluentes. Também possuem a função de armazenar, infiltrar e evapotranspirar a água proveniente diretamente da precipitação ou do escoamento superficial. Jardins de chuva e tetos vegetados são exemplos de células de bioretenção.
- **Trincheiras de infiltração:** são valas escavadas a jusante de uma área impermeável preenchidas com pedras. Permitem armazenamento e posterior infiltração no solo da água de chuva escoada, proporcionando um amortecimento da onda de cheia.
- **Pavimentos permeáveis:** são superfícies que foram escavadas, preenchidas com cascalhos e posteriormente pavimentadas com concreto poroso, asfalto poroso ou elementos vazados. A chuva atravessa o pavimento permeável, infiltra-se através do leito de pedras e percola no solo natural, de acordo com a sua taxa de infiltração.
- **Reservatórios individuais:** coletam a água da chuva escoada durante os eventos pluviais, permitindo sua posterior descarga ou utilização.
- **Valas vegetadas de infiltração:** são canais ou depressões com paredes laterais inclinadas, recobertas por grama, e tem a função de armazenar e retardar o escoamento da água da chuva, proporcionando um tempo maior para sua infiltração.

No presente trabalho foram utilizados os seguintes dispositivos LID: para modelagem dos planos de infiltração foram utilizadas valas vegetadas de infiltração, e para modelagem das valas-trincheiras, foram utilizadas as trincheiras de infiltração. Já para a simulação dos poços de infiltração propostos no *Scen.WELL* adaptou-se o controle LID do tipo trincheira de infiltração. A modelagem apresentou resultados satisfatórios quando comparado com poços de infiltração construídos em escala real. Os detalhes do processo de modelagem dos poços de infiltração no SWMM, sua configuração, bem como os resultados da comparação de desempenho com poços reais estão descritos por Vasconcelos et al. (2019).

4.4 Avaliação do Ciclo de Vida dos cenários

Com os resultados das simulações dos cenários em mãos, é possível obter uma projeção de seu desempenho hidrológico ao longo de todo o ciclo de vida, provendo respostas acerca de como os diferentes sistemas de manejo irão se comportar frente aos parâmetros e eventos pluviais de projeto. Esses dados serão utilizados para subsidiar a ACV dos cenários, que será conduzida de acordo com as recomendações da série de normas NBR ISO 14040, que regulamenta os princípios e a estrutura da ACV no Brasil. Essa estrutura, conforme esquema apresentado na Figura 4.12, abrange quatro fases iterativas.

Figura 4.12: Estrutura e fases de uma ACV.



Fonte: Adaptado de NBR ISO 14040 (2009, p. 8).

4.4.1 Definição de objetivos

Neste trabalho, a ACV foi utilizada com o objetivo determinar os principais aspectos e impactos ambientais relacionados com a aplicação de diferentes abordagens para o manejo das águas pluviais em loteamentos urbanos.

Dentre as razões para a condução do estudo pode-se destacar: a possibilidade de identificar os pontos de maior destaque ao longo dos CVP analisados, também denominados *hotspots* ambientais, aferindo os pontos positivos e negativos de cada processo e permitindo operar melhorias nos sistemas. Ainda, salienta-se o caráter exploratório e acadêmico do estudo, visando ampliar a compreensão de como os diferentes sistemas de manejo de águas pluviais interferem na dinâmica do ciclo hidrológico urbano e a importância de se discutir adequadamente estas implicações (advindas de escolhas projetuais) nos processos de tomada de decisão a respeito das melhores alternativas para o manejo das águas pluviais urbanas.

4.4.2 Definição de escopo

Segundo as diretrizes da NBR ISO 14040 (2009), o escopo, as fronteiras, o nível de detalhamento e profundidade podem diferir consideravelmente de um estudo de para outro, mas, o importante é que se mantenham os princípios e estrutura estabelecidos pela norma, assim como se verifique, se os requisitos de qualidade dos dados se encontram alinhados com os objetivos pretendidos pela pesquisa. Assim, na definição do escopo de uma ACV, é muito importante que cada um dos seguintes itens seja considerado e claramente descrito.

a) Função dos sistemas de produtos

A função é definida como uma característica de desempenho do produto em análise, de modo que, no caso deste trabalho, a função dos diversos sistemas projetados é manejar as águas pluviais do loteamento escolhido como objeto de estudo e garantir a proteção contra inundações para eventos de Tr de 2 anos.

b) Unidade funcional

A questão da UF demanda especial atenção em se tratando de sistemas de manejo de águas pluviais, vide discussão a respeito das diversas UF adotadas nos estudos apresentados no Capítulo 3. Isso porque, sendo o ciclo hidrológico integrado por fenômenos dinâmicos e interdependentes, o tipo de abordagem adotada para o manejo de águas pluviais influencia o FR, ou seja, a quantidade de produto necessário para cumprir a função.

Por exemplo: ao se empregar uma TC não estrutural, como uma regulamentação que determina a obrigatoriedade dos proprietários de manter 10% da área do lote com vegetação, ocorre uma mudança nos padrões de infiltração, evapotranspiração e principalmente, na formação do escoamento superficial da área de estudo que, por conseguinte, irá influenciar no dimensionamento de eventuais estruturas de controle adjacentes, diminuindo a quantidade de produto necessário para cumprir a mesma função (manejar as águas pluviais do loteamento e garantir a proteção contra inundações para o Tr adotado).

Assim, partindo da premissa que os cenários possuem a mesma função, mas que, devido às exigências específicas de cada método de dimensionamento e ao desempenho particular de cada um dos seus diferentes componentes, ainda que a entrada seja a mesma (volume de precipitação, ou V_p) a resposta da bacia (volume de saída do exutório, ou V_o) será diferente. Para possibilitar então a comparação entre estes sistemas tão diferentes, propõe-se o uso de uma UF baseada no desempenho hidrológico de cada cenário ao longo de todo o CVP.

A UF proposta neste trabalho, foi denominada de volume manejado localmente (V_M), é expressa em m^3 e calculada pela Equação, a seguir:

$$\text{Volume manejado } (V_M) = \text{Volume de precipitação } (V_P) - \text{Volume de saída do exutório } (V_O)$$

Tanto o V_P quanto o V_O são dados resultantes da simulação contínua no SWMM, acumulados para o período analisado de um ano (no caso, o ano hidrológico de 2017-2018) e extrapolados para o ciclo de vida útil de 30 anos dos cenários. Para compreender como será esta análise, apresenta-se no Quadro 4.2, um resumo dos cenários no que se refere à função, UF e FR (diferentes elementos que compõe cada sistema de manejo de águas pluviais, e que são necessários para cumprir a função estabelecida).

Quadro 4.2: Função, UF e FR nos diferentes cenários.

FUNÇÃO, UNIDADE FUNCIONAL E FLUXO DE REFERÊNCIA			
Cenários	Função	Unidade Funcional	Fluxo de Referência
<i>Scen.CONV</i>	Manejar as águas pluviais do loteamento e garantir a proteção contra inundações para eventos de Tr 2 anos.	UF = m^3 manejado. V_M do <i>Scen.CONV</i> : $V_M = 63.798 m^3/ano$	* 1.251 m de tubos de concreto * 60 bocas de lobo * 13 poços de visita * 10 caixas de ligação
<i>Scen.WELL</i>	Manejar as águas pluviais do loteamento e garantir a proteção contra inundações para eventos de Tr 2 anos.	UF = m^3 manejado. V_M do <i>Scen.WELL</i> : $V_M = 183.533 m^3/ano$	* 1.018 m de tubos de concreto * 36 bocas de lobo * 11 poços de visita * 6 caixas de ligação * 794 poços de infiltração (lotes), com volume total de $2.547 m^3$
<i>Scen.LID</i>	Manejar as águas pluviais do loteamento e garantir a proteção contra inundações para eventos de Tr 2 anos.	UF = m^3 manejado. V_M do <i>Scen.LID</i> : $V_M = 252.030 m^3/ano$	* 406 valas de infiltração (lotes), com volume total de $984 m^3$ * 698 valas-trincheiras infiltração (vias), com volume total $2.003 m^3$

Fonte: Elaborado pela autora.

Salienta-se que a ponderação dos resultados da ACV pelo volume que cada cenário consegue manejar localmente, foi o modo encontrado para possibilitar a comparação entre sistemas com características de desempenho tão distintas.

Explica-se: quanto maior for o volume V_M , menor a transferência de vazões à jusante, menores são os riscos de inundações na área e entorno, e mais o sistema irá se aproximar das condições de pré-desenvolvimento, certamente aspectos importantes a serem ponderados em uma análise multidimensional da sustentabilidade dos sistemas de manejo de águas pluviais.

c) Sistema de produto a ser estudado e suas fronteiras

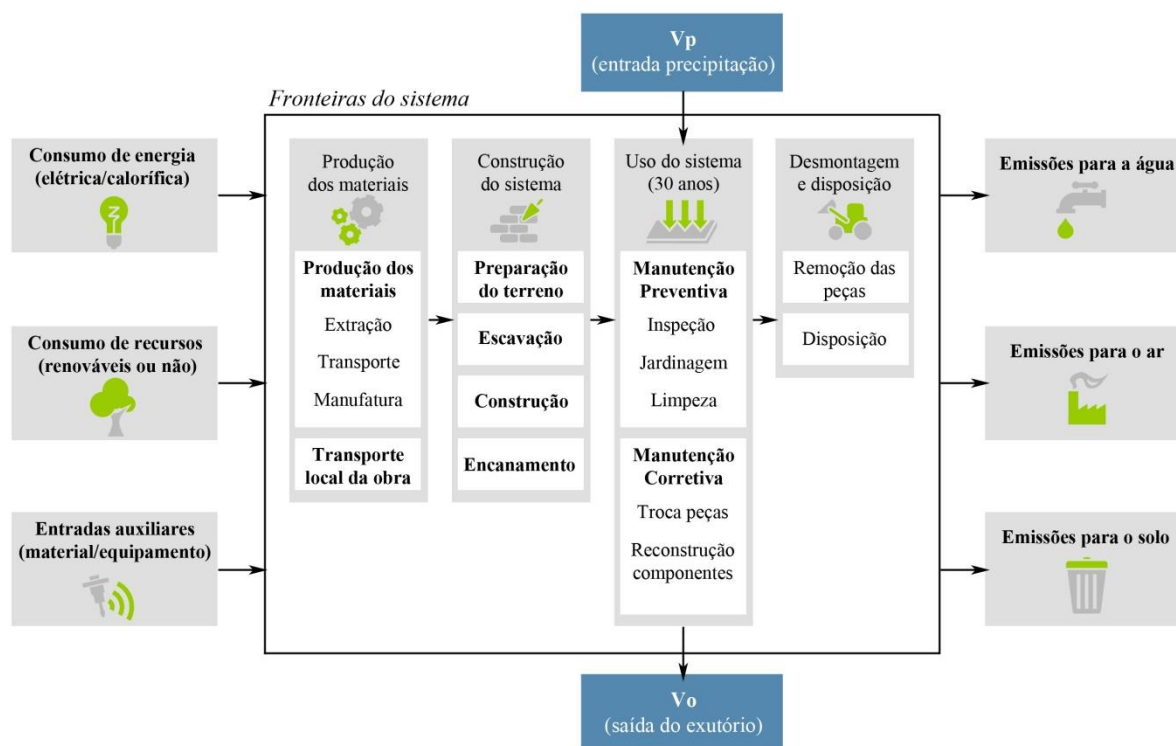
O sistema de produto consiste no conjunto de processos elementares, com suas distintas entradas e saídas (fluxos elementares e fluxos de produtos) ao longo de todo o CVP analisado. Neste trabalho, determinou-se uma ACV do berço-à-cova, ou seja, os processos elementares compreendem desde a aquisição dos materiais usados nas diferentes estruturas de manejo de águas pluviais dos loteamentos (incluindo a sua produção e transporte até o local da obra); o processo de construção das estruturas; o seu uso (incluindo eventuais procedimentos de manutenção ao longo do ciclo de vida útil estimado de 30 anos) e o processo de desmontagem e a disposição final dos materiais ao final do CVP.

Para cada cenário serão quantificadas as seguintes entradas e saídas:

- **Entradas (*inputs*):** consumo de energia; consumo de recursos renováveis e não renováveis e entradas auxiliares (como materiais e equipamentos).
- **Saídas (*outputs*):** emissões para o ar; emissões para a água; emissões para o solo.

Uma representação genérica das fronteiras dos sistemas a serem considerados na elaboração deste trabalho está representada no esquema da Figura 4.13. Para detalhamento das fronteiras de cada subsistema avaliado, consultar Apêndice 5.

Figura 4.13: Fronteiras do sistema de produto para uma TC genérica.



Fonte: Elaborado pela autora.

Com relação ao final de vida dos materiais, os resíduos poderão ser encaminhados para a deposição em aterro sanitário municipal ou para o aterro de inertes da construção civil. Os resíduos que atualmente são reciclados pelo município deverão ser encaminhados às respectivas usinas. Já o solo escavado, que constitui um grande volume neste tipo de construção, deverá ser reutilizado na própria obra para terraplenagem e elaboração de aterros.

d) Metodologia de AICV e interpretação subsequente

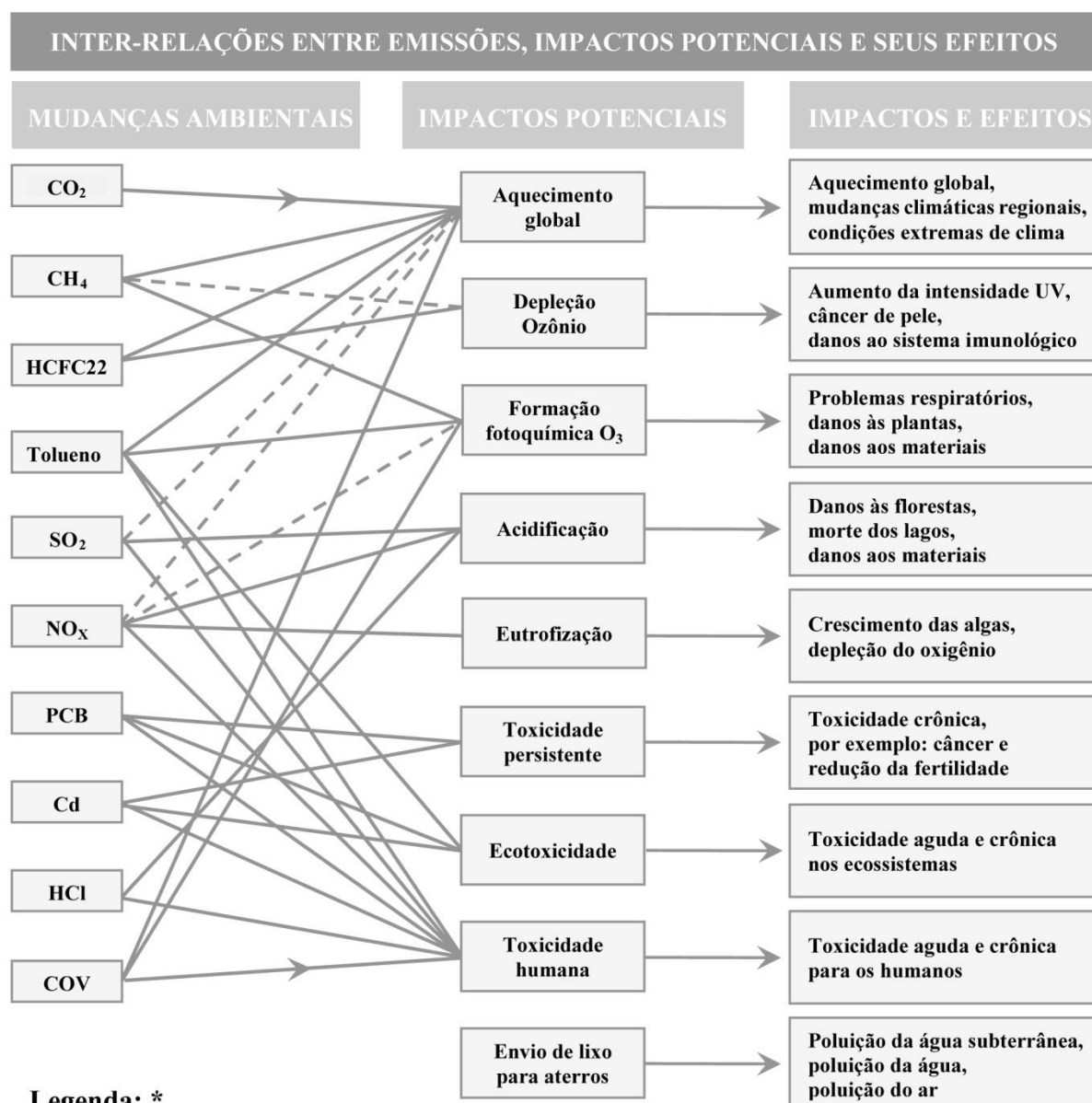
Após sistematização dos dados de entradas e saídas do sistema de produto, que configuram a etapa de análise de inventário, procede-se a AICV, cujos procedimentos encontram-se descritos na NBR ISO 14044 (2009). Segundo a norma, a AICV tem como objetivo principal avaliar os resultados do ICV de um sistema de produto e, por meio da modelagem de seus impactos, melhor compreender sua significância ambiental. Para modelagem da AICV, utilizou-se o *software GaBi 6*.

Os elementos compõem a AICV neste trabalho são: seleção das categorias de impacto, escolha dos indicadores de categoria e modelos de caracterização; correlação dos resultados do ICV às categorias de impacto (classificação) e cálculo dos resultados dos indicadores de categoria (caracterização). Esses são os elementos considerados obrigatórios em uma AICV, enquanto os opcionais abrangem a normalização (dos resultados em uma única categoria), o agrupamento (agregação e possibilidade de hierarquizar as categorias de impactos) e a ponderação (atribuição de diferentes pesos para as categorias).

Com relação ao modelo de caracterização, optou-se por basear este trabalho no Método EDIP 97, um modelo em nível de *midpoints*, descrito por Wenzel et al. (1997). Dentre as particularidades do método que justificam sua escolha, destaca-se o fato de ser um método consolidado na comunidade científica, além de ser um modelo de abrangência de aplicação global, visto que ainda não existem modelos específicos para as características regionais brasileiras, ou mesmo para a América do Sul, conforme recomendações de Mendes (2013) para seleção de modelos de caracterização em estudos de ACV no Brasil.

De acordo com Wenzel et al. (1997), existem três fatores essenciais para determinar o impacto da emissão de uma substância química no ambiente: quantidade, riscos inerentes e exposição. Os autores apresentam então, uma extensa lista de substâncias químicas que podem ser emitidas em um sistema de produto e sua correlação com os impactos potenciais e, finalmente, seus efeitos – como exemplificado na Figura 4.14, que apresenta um resumo de alguns dos principais poluentes e suas inter-relações.

Figura 4.14: Inter-relações entre emissões, impactos potenciais e efeitos.



CO₂ - Dióxido de carbono: é o gás de efeito estufa mais importante, sua maior fonte é a produção de energia.

CH₄ - Metano: outro importante gás de efeito estufa, a emissão de CH₄ está mais vinculada com a agropecuária.

HCFC22 - Hidroclorofluorocarbonetos: são os substitutos temporários do CFC, sendo o HCFC22 o mais conhecido.

Tolueno - é um hidrocarboneto aromático, incolor e de odor característico, muito utilizado em solventes e colas.

SO₂ - Dióxido de enxofre: um gás incolor, proveniente dos processos de queima de carvão e óleo combustível.

NO_x - Óxidos de nitrogênio: conjunto de gases presentes na atmosfera, do qual fazem parte o NO, NO₂ e N₂O.

PCB - Bifenilas policloradas: grupo de produtos químicos industriais organoclorados, muito tóxicos e persistentes.

Cd - Cádmio: um metal pesado, tóxico para os humanos e não degradável, acumulando-se na cadeia alimentar.

HCl - Ácido clorídrico: um ácido forte, extremamente corrosivo, que tem efeito direto na acidificação.

COV - Compostos Orgânicos Voláteis: hidrocarbonetos e seus derivados que vaporizam na atmosfera facilmente.

Fonte: Santos (2010). Traduzido e adaptado de Wenzel et al. (1997). * Definições de Baird (2002).

Conforme traduzido de Wenzel et al. (1997), as setas na Figura 4.14 indicam uma correlação direta entre a emissão e os efeitos, enquanto as setas de linha tracejada indicam que a emissão, apesar de também contribuir para determinada categoria, possui um efeito indireto. Na sequência, os resultados do ICV são multiplicados pelos respectivos fatores de caracterização e transformados em potencial de impactos para cada categoria.

e) **Categorias de impactos selecionadas**

Em um estudo de ACV existem várias categorias de impactos ambientais que podem ser consideradas, dependendo do método adotado e do produto avaliado, visto que cada sistema de produto interage de maneira distinta com o ambiente. Neste trabalho, foram adotadas as seguintes categorias de impactos (e suas respectivas unidades de equivalência):

- Potencial de acidificação (kg SO₂-Equiv);
- Potencial de ecotoxicidade crônica para o solo (volume de um determinado compartimento ambiental², no caso, m³ de solo necessário para neutralizar os efeitos de uma emissão, de modo que sua concentração seja baixa o bastante para não causar efeitos de ecotoxicidade);
- Potencial de ecotoxicidade aguda para a água (m³ de água);
- Potencial de ecotoxicidade crônica para a água (m³ de água);
- Potencial de aquecimento global (kg CO₂-Equiv);
- Potencial de toxicidade humana para o solo (m³ de solo necessário para neutralizar os efeitos de uma emissão, de modo que sua concentração seja baixa o bastante para não causar efeitos de toxicidade aos humanos);
- Potencial de toxicidade humana para o ar (m³ de ar);
- Potencial de toxicidade humana para a água (m³ de água);
- Potencial de enriquecimento de nutrientes (kg NO₃-Equiv);
- Potencial de depleção de ozônio (kg CFC11-Equiv);
- Potencial de formação de ozônio fotoquímico, *high* NO_x (kg C₂H₄-Equiv);
- Potencial de formação de ozônio fotoquímico, *low* NO_x (kg C₂H₄-Equiv);
- Consumo de energia (alocação direta dos resultados do ICV referentes à quantidade de energia consumida em um determinado sistema de produto, expresso em kWh).

² O ar, a água e o solo são compartimentos ambientais. O tempo que leva determinada substância a causar toxicidade pode ser curto (agudo) ou longo (crônico). Wenzel et al. (1997) considera para efeitos de caracterização os seguintes compartimentos ambientais: água, de modo crônico e agudo, e solo, de modo crônico.

f) Requisitos de qualidade dos dados

Para que os objetivos da ACV possam ser alcançados, os requisitos mínimos que devem ser considerados para determinar a qualidade dos dados correspondem à: cobertura temporal do estudo; cobertura geográfica e tecnológica; precisão, completeza e representatividade dos dados; consistência e reprodutibilidade dos métodos; fontes dos dados e incertezas.

Com relação à cobertura temporal, será adotado um ciclo de vida útil dos cenários de 30 anos, um valor considerado médio para este tipo de sistema, utilizado por: Kirk (2006), Flynn (2011), Wang et al. (2013), O'Sullivan et al. (2015) e Xu et al. (2017). A cobertura geográfica compreende o loteamento no município de São Carlos/SP, assim como as origens dos materiais empregados para a construção das estruturas de manejo. Sobre os impactos ambientais, salienta-se a abrangência global das categorias determinadas pelo Método EDIP 97, tendo em vista que as substâncias químicas analisadas pelo modelo (apesar de sua diluição durante a dispersão) são capazes de causar efeitos sentidos mundialmente.

Os dados a serem empregados no presente estudo serão provenientes tanto de fontes primárias como secundárias. Os dados de fontes primárias incluem os resultados da simulação dos cenários no *software* de modelagem hidrológica SWMM e os dados de desempenho coletados a partir das TC instaladas e em funcionamento no campus da UFSCar em São Carlos. Os dados de fontes secundárias abrangem informações obtidas a partir de pesquisa bibliográfica (a respeito de outras TC); bem como consulta aos bancos de dados do *Ecoinvent 3.3* e *GaBi Database*.

Com relação às incertezas, destacam-se as questões envolvendo a vida útil, frequência e os procedimentos de manutenção das estratégias LID, em função da escassez de dados a respeito do funcionamento em longo prazo destas estruturas no país. Além disso, outro aspecto que possui grande influência nos resultados da ACV, diz respeito à destinação dos resíduos ao final da sua vida útil. Deste modo, alguns parâmetros alternativos foram analisados, principalmente no que diz respeito a estas questões.

g) Pressupostos e limitações

A interpretação do ciclo de vida deve incluir a avaliação da qualidade dos dados e análise de sensibilidade dos principais parâmetros analisados, de modo a permitir a compreensão das incertezas e limitações do estudo. Para tanto, realizou-se uma avaliação a partir do Método de Monte Carlo, uma abordagem muito utilizada em simulações estocásticas, baseada nos valores de desvio padrão relativos às principais incertezas avaliadas.

4.5 Custeio do Ciclo de Vida dos cenários

Para avaliar a viabilidade econômica do uso de estratégias LID em loteamentos de interesse social, realizou-se paralelamente à ACV, uma análise de custo-benefício das propostas. Para tanto, foi conduzido o CCV dos diferentes cenários a partir do ICV, incluindo as etapas de construção, operação e manutenção, para uma vida útil de 30 anos. Com isto, objetiva-se auxiliar nos processos de tomada de decisão quanto às melhores alternativas para o manejo das águas pluviais em loteamentos de interesse social.

Para o inventário dos materiais, mão-de-obra e equipamentos necessários para a construção das diferentes estruturas que compõem os cenários, foi realizado o detalhamento do projeto e seu orçamento quantitativo, utilizando principalmente dados do Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI, 2018).

Para o cálculo do VPL dos valores a serem desembolsados no futuro (como as atividades de manutenção e as renovações necessárias ao longo do ciclo de vida dos sistemas analisados) foi utilizada a taxa de juros do Sistema Especial de Liquidação e de Custódia (SELIC), que atualmente está estimada em 7% ao ano.

Tendo em vista que, assim como na ACV, os resultados do CCV dependem em grande parte da incerteza dos parâmetros adotados, também foi conduzida uma análise de sensibilidade. Desse modo, os parâmetros alternativos que foram analisados dizem respeito à vida útil, frequência e atividades de manutenção das estratégias LID. Além disso, também foi variada a estimativa dos custos de manutenção da rede enterrada do sistema convencional.

Por fim, outro parâmetro que influi de modo substancial para os resultados do CCV, refere-se à taxa de juros adotada para o cálculo de VPL. Deste modo, adotou-se também como parâmetros alternativos: taxa de juros de 4% ao ano (cenário econômico otimista, baseado nas taxas de juros usualmente adotadas para este tipo de análise) e 12% ao ano (cenário econômico pessimista, com base nas taxas de juros praticadas no Brasil nos últimos 15 anos).

PARTE II: RESULTADOS E DISCUSSÃO

5 LIFE-CYCLE COST-BENEFIT ANALYSIS OF LOW IMPACT DEVELOPMENT STRATEGIES FOR A LOW-INCOME SETTLEMENT IN BRAZIL

Uma versão modificada deste capítulo foi submetida como: SANTOS, Maria Fernanda Nóbrega; VASCONCELOS, Anaí Floriano; BARBASSA, Ademir Paceli. Life-cycle cost-benefit analysis of low impact development strategies for a low-income settlement in Brazil. **Journal of Environmental Management.**

Abstract: The challenges of applying integrated stormwater management strategies in developing countries such as Brazil are particularly complex due to economic, environmental, and other wider social issues. Urban land costs, real-estate speculation, massive demand for affordable housing, and an attempt to associate economic development with environmental preservation are significant constraints. In this context, this paper aims to explore the possibilities of using low impact development (LID) strategies in a low-income settlement in São Carlos, Brazil, for runoff management (two-year return period). To evaluate the feasibility and hydrological performance, the following three scenarios were simulated using the US Environmental Protection Agency's Storm Water Management Model (SWMM): *Scen.CONV*, a conventional urbanization and storm-sewer drainage-system scenario; *Scen.WELL*, a conventional urbanization scenario associated with the use of infiltration wells (IW) to disconnect lots; and *Scen.LID*, which uses infiltration swales (IS) and infiltration swale-trenches (IST) associated with urbanistic changes, such as land use/imperviousness coefficients and road typologies. A life-cycle cost-benefit analysis also was conducted. Hydraulic-hydrologic modeling results indicated a decrease of 60% in the peak flows of *Scen.CONV*, compared with *Scen.WELL*, and 100% compared with *Scen.LID*. The life-cycle cost-benefit analysis revealed that *Scen.WELL* requires higher overall costs, 3–12% higher than the conventional scenario. However, when these values were weighted with the proposed unit (locally managed stormwater volume, in m³), the scenario's costs per m³ were 54–58% lower than those of *Scen.CONV*. Also, the *Scen.LID* presented very promising results, with overall costs 5–30% lower than the conventional and even better weighted results, with costs per m³ 71–79% lower than *Scen.CONV*.

Keywords: Stormwater. Low impact development. Storm water management model. Cost-benefit analysis. Low-income housing. Brazil.

5.1 Introduction

Stormwater management systems, the main purpose of which originally had been water-quantity control, now comprise many other purposes that are just as important as the initial one. Zhou (2014) discussed how population growth and climate change have added challenges to the stormwater management field, indicating that nowadays, water-quality control, visual amenity and multiple uses of the projects areas, as well as protecting the natural environment are frequent themes in urban stormwater management planning.

In the search for methodologies that can both achieve sustainability goals and propose practical project guidelines for integrated stormwater management in urban areas, several initiatives have emerged worldwide. Although they use different terminology, they still feature strong consonance in their objectives (Fletcher et al., 2015).

To put it succinctly, the hydrological importance of these approaches is the possibility of reducing negative impacts from urbanization on the water cycle. Through runoff source control (decreasing its speed and volume) using certain storage and infiltration techniques, basins' time of concentration and pre-development flows can be maintained – effects that Urbonas and Stahre (1993) described.

One integrated stormwater management approach is low impact development (LID), a term used widely in North America and New Zealand. LID emerged as a multidisciplinary proposal, encompassing urban planning, landscape ecology, environmental sciences, and hydrology, as defined in Prince George's County LID manual (PGCo, 1999).

According to the LID approach, hydrological objectives must be incorporated into urban planning as early as possible while following these key principles: Use hydrology as an integrating framework; focus on micromanagement; runoff source control; use simplistic, nonstructural methods; and create a multifunctional landscape (PGCo, 1999).

However, applying LID principles becomes especially complex in low-income settlement projects that are being built in developing countries. The social inequality present in these countries, real-estate speculation, and the high value of urban land have reduced lot sizes, making LID strategies difficult to implement, as they usually require a considerable amount of permeable land and some investment by landowners (Eckart et al., 2017).

To better understand the challenges of introducing LID strategies into a low-income settlement, the combination of high density and small lot sizes that has become a reality in Brazil, vs. strategies and technical guidance presented in LID manuals (e.g., WSU, 2012; MDE, 2009; PGCo, 1999), provides an important discussion.

Washington State University (WSU, 2012) classifies urban areas with more than six dwelling units per acre (DUA) as high density (lot area of 674 m²) and recommends minimizing individual lot sizes to 278–372 m². Jacob and Lopez (2009), when studying the relationship between urban density in the US and runoff-quality parameters, have proposed increasing standard suburban density of three to five DUA (lots with areas ranging from 1,348 to 809 m²) to eight DUA (area of 505 m²) to achieve a significant reduction in per-capita pollutant loads.

In this context, the objective of the present study is to explore the possibilities and effects of applying LID strategies to stormwater management in a low-income settlement in Brazil, with additional challenges presented by high-density land-use patterns (18 DUA), small lots (average lot area of 172.5 m²), and social-economic constraints.

To evaluate the feasibility of using LID strategies in these conditions, a cost-benefit analysis was conducted, along with hydrological modeling, in which a life-cycle costing (LCC) inventory of different scenarios was carried out for a 30-year project life (including construction, operation, and maintenance phases). This multidimensional approach is expected to better assist the decision-making processes in choosing alternatives for stormwater management in affordable housing, from a life-cycle perspective.

Discussing ways to adapt LID principles to these localities also is an important issue, considering that Brazil currently suffers from a deficit of more than 6 million housing units, including those considered to be inadequate and irregular settlements, e.g., the favelas (FJP, 2017). Worldwide, the housing deficit is expected to reach 1.6 billion people by 2025 (Woetzel et al., 2014).

Fletcher et al. (2015) also indicate that one of the frontiers in the sustainable drainage field lies in the discussion of how these approaches will evolve to face current densification trends, as urban sprawl was prevalent when LID emerged.

5.2 Materials and methods

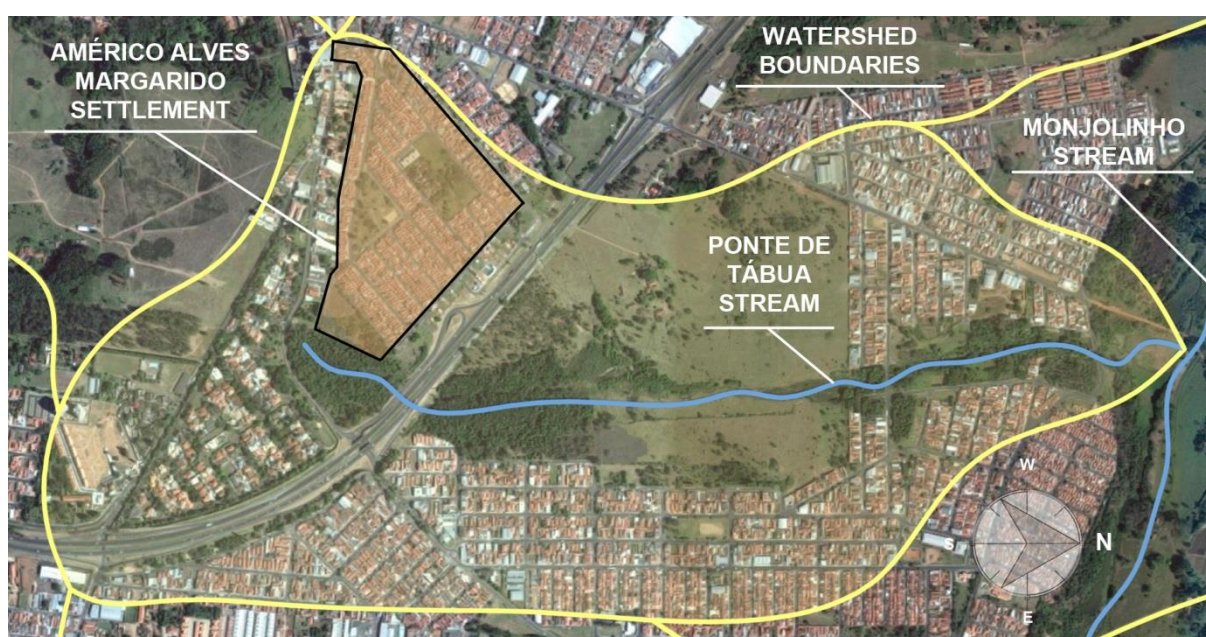
5.2.1 Site and study object

The City of São Carlos is located in the center of São Paulo state. The region's soil mainly is characterized by its high water permeability, confirmed by the conduction of double-ring infiltrometer testing in the project area (the results indicated an infiltration rate of 226 mm/h). Regarding its climate, São Carlos is described as Aw, Group A, according to the Köppen classification. Average annual precipitation is 1,558.3 mm (INMET, 2010).

The settlement *Américo Alves Margarido* was chosen for the study, as it is representative of low-income housing not only in São Carlos, but also in medium-size municipalities in Brazil. The settlement was built in 1999 and has a total area of 209,730 m² divided into 698 lots with an average area of 172.5 m² per lot (lot dimensions: 7.5 x 23.0 m).

Figure 5.1 provides an aerial photo of São Carlos, in which the settlement and surrounding areas can be visualized. The yellow lines represent the watershed boundaries in which the settlement is located; the blue line presents the Ponte de Tábua stream, which drains into the Monjolinho stream, the municipality's principal water stream. It also should be noted that the settlement was placed on one of the highest points of the urban perimeter; thus, the area does not receive significant upstream runoff contributions.

Figura 5.1: Aerial photo of São Carlos, watershed boundaries and settlement.



Adapted from Google Maps (2018).

The following conditions were assumed in designing the drainage systems: runoff management with a two-year return period, a projected rainfall that lasts 12 minutes (equal to the basin's time of concentration), and a rainfall intensity of 85.34 mm/h based on São Carlos' intensity-duration-frequency (IDF) curve (Barbassa, 1991). The conventional drainage network was pre-dimensioned by the rational method, and according to São Paulo State Environmental Agency (CETESB, 1980) guidelines, storage volumes were determined using the rain-envelope method (Urbonas and Stahre, 1993).

5.2.2 Scenarios' hydraulic-hydrologic modeling

The following modeled scenarios were created with Storm Water Management Model (SWMM) using Horton's infiltration method and the kinematic wave-flow routing method:

Scen.CONV. This scenario was modeled by simulating the settlement's actual characteristics. The configuration of the lots, roads, and conventional drainage system (CDS) were reproduced (including curbs, gutters, inlets, and storm-sewer pipes). The imperviousness coefficients were 100% for roads, 80% for lots, and 20% for other areas (e.g., public spaces).

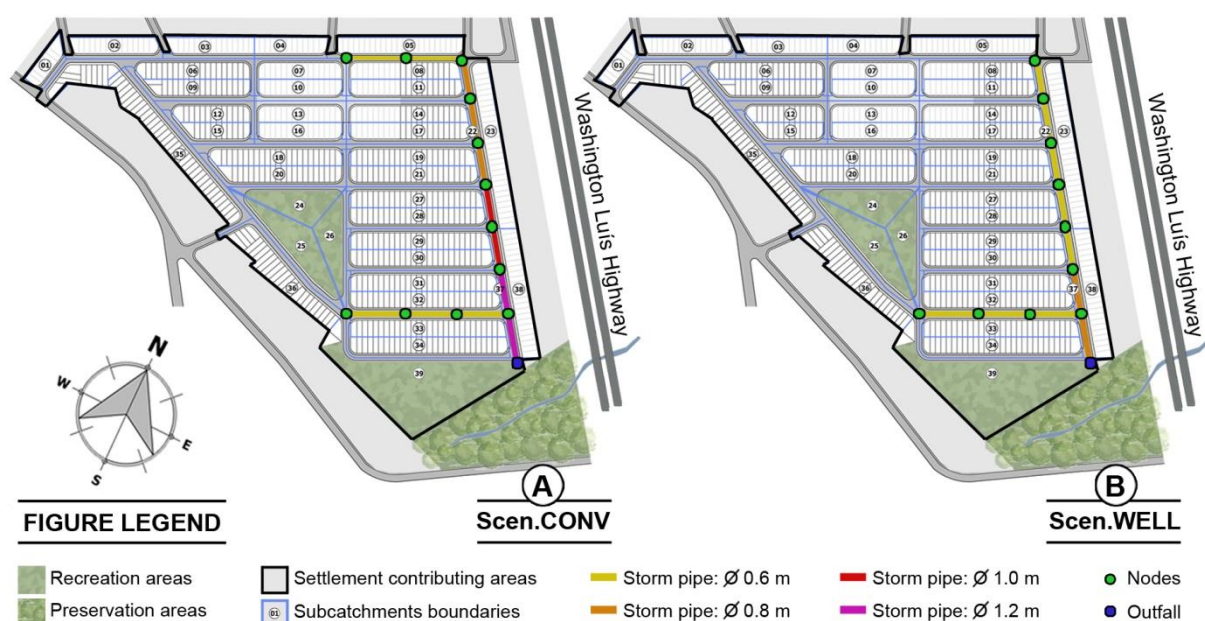
Scen.WELL. This scenario was modeled to represent one of the techniques used most often in this type of settlement: infiltration wells (IW). Use of such wells has been rising, partly because they require small areas for installation and because municipalities recently have been embracing them under urban regulations (São Carlos, 2011). The settlement's current urbanization patterns were maintained.

Scen.LID. This scenario was based on LID's combined structural and non-structural strategies, in which some modifications were made in lots' occupation patterns to allow for the use of infiltration swales (IS), as well as road configurations that would enable the use of infiltration swale-trenches (IST), to achieve the objective of 100% runoff source control.

Figure 5.2 presents the settlement's master plan, which features the conventional drainage networks modeled in each scenario. Figure 2A depicts the buried gallery network in *Scen.CONV.* Figure 2B shows the buried gallery network in *Scen.WELL*, which is reduced due to the flow decrease achieved from IWs. Buried galleries were not needed in *Scen.LID*, in which all runoff is controlled at source.

Figure 5.2 also depicts the settlement's contribution area (delimited by black lines) and its subcatchments (delimited by blue lines). Besides the buried conduits (galleries), superficial conduits (gutters) also were modeled in SWMM. To connect buried and superficial networks, flow dividers (weirs) were used, simulating curb inlets.

Figura 5.2: Settlement's masterplan and scenarios' CDS configuration.



A) Settlement's masterplan and *Scen.CONV* CDS configuration. B) Settlement's masterplan and *Scen.WELL* CDS configuration.

5.2.3 Scenarios' life-cycle costing inventory

To inventory the construction materials, labor hours, and equipment required to construct the different structures that make up the scenarios, it was necessary to carry out the project detailing and its quantitative budget mainly using data from the National System of Costs Research and Civil Construction Index (SINAPI, 2018).

However, due to the absence of data regarding some specific LID control devices in national indices, a few operations were estimated based on previous researches. In the past eight years, several LID controls were constructed in real scale in an experimental microbasin (4.8 ha) on the UFSCar campus in São Carlos. They were built and monitored as follows: one IST system (Lucas et al., 2013); one IS plan (Tecedor et al., 2015); and three different IWs (Barbassa et al., 2014; Ferreira et al., 2018).

Regarding operation/maintenance activities, as well as the expected life-cycle of the structures, Baptista et al. (2015) and Moura's (2004) guidelines, an important source of information about LID strategies cost, were adopted. To determine the maintenance activities of lawn areas in Brazil, some recommendations by Rajj et al. (1985) were followed. The grass species used was *Paspalum notatum* ("bahiagrass").

Table 5.1 presents a summary of the scenarios' components, a brief description, and the frequency of operation/maintenance activities throughout its 30-year life-cycle.

Tabela 5.1. Summary of scenarios' drainage systems.

Components	Frequency	Description of operation/maintenance activities
Storm pipes	1 year	Cleaning and routine maintenance (fixed annual rate, per m/tube)*
Curb inlets	1 year	Replacement of 10% of the concrete grids*
Inspection chambers	1 year	Replacement of 10% of the concrete lids*
Junction chambers	1 year	Reconstruction of 10% of the junction chambers*
Infiltration wells	2 years	Replacement of geotextile (also remove and put back gravel layer)*
Swale-trenches	3 months	Mow the lawn*
	3 months	Fertilize the lawn (NPK 10-10-10)***
	5 years	Manual decompression of grass' superficial layer*
	5 years	Replacement of grass layer*
	5 years	Replacement of geotextile (also remove and put back gravel layer)*
Swales	3 months	Mow the lawn*
	3 months	Fertilize the lawn (NPK 10-10-10)***
	5 years	Manual decompression of grass' superficial layer*
	5 years	Replacement of grass layer*
Streets	1 year	Cleaning and routine maintenance (fixed annual rate, per km/road)**
	10 years	Reconstruction of the pavement's superficial layer (3 cm asphalt)**
Sidewalks	10 years	Reconstruction of the pavement's superficial layer (3 cm concrete)**

Sources of the information: * Moura (2004). ** Santos (2011). *** Raij et al. (1985).

To allow the construction of IST on the sidewalks, it was necessary to change the roads' original configuration. For that reason, the roads were also included in the scenarios' LCC inventory. The roads' layer dimensions were adopted according to the National Department of Terrestrial Infrastructure (DNIT, 2006) manual's method, as well as design instructions for light traffic in São Paulo (PMSP/SIURB, 2004). As for maintenance activities for asphalt pavements, Santos' (2011) recommendations were adopted, while considering a fixed annual rate for routine maintenance and superficial layer renewals every 10 years.

One of the LCC's main advantages is the possibility of comparing different alternatives over time, thereby transforming the amounts to be spent in the future (e.g., maintenance activities and necessary renewals over the system's life-cycle) in net present value (NPV). Thus, NPV for each operation was calculated using the interest rate of the Special Financial Settlement and Custody System (SELIC), which currently is estimated at 7% per year.

Considering that LCC results mostly depend on the uncertainty of assumptions, it is relevant when carrying out a sensitivity analysis. Thus, alternative parameters were analyzed:

- IS and IST: activities related to the replacement of lawns and geotextile layers every two years (pessimistic maintenance scenario) or every 10 years (optimistic maintenance scenario).
- IW: replacement of geotextile and cleaning the upper gravel layer every year (pessimistic scenario) or every five years (optimistic scenario).
- Conventional drainage system: since it was adopted, a fixed annual rate per m/tube for buried conduits, with an estimate of network maintenance costs increasing by 50% (pessimistic scenario) or decreasing by 20% (optimistic scenario).
- Interest rate: 4% per year (optimistic economic scenario, based on interest rates usually adopted in other countries) or 12% per year (pessimistic economic scenario, based on the interest rates practiced in Brazil over the past 15 years).

In sensitivity analysis, 11 parameters combinations were assessed for 3 interest rates (7%, 12%, and 4%), totalizing 33 situations: baseline; only varying the swales' maintenance frequency (optimistic, pessimistic); only varying the wells' maintenance frequency (optimistic, pessimistic); only varying the CDS's annual maintenance rate (optimistic, pessimistic); maintenance frequency optimistic for swales, pessimistic for wells; maintenance frequency pessimistic for swales, optimistic for wells; optimistic maintenance frequency for all systems; and pessimistic maintenance frequency for all systems.

5.2.4 Scenarios' cost-benefit analysis

Based on the assumption that the scenarios do not have the same hydrological performance due to the same input (precipitation volume, or V_P), but different outputs (outflow volumes, or V_O), it was necessary to establish a cost-benefit analysis that could weigh LCC results based on each scenario's hydrological performance.

So, for multidimensional evaluation of the assessed drainage systems, modeling results were associated with LCC analysis, and a comparison unit is proposed: locally managed stormwater volume, or V_M . The comparison unit is expressed in m^3 and calculated by:

Locally managed stormwater volume (V_M) = precipitation volume (V_P) – outflow volume (V_O)

It should be noted that the greater the locally managed stormwater volume is, the more the urbanized environment's water balance gets closer to pre-development conditions, making the settlement more sustainable from a hydrological perspective.

5.3 Results and discussion

5.3.1 Social-urbanistic perspective

One of the solutions to make the application of LID principles possible, even with the settlement's constraints, was to change the streets. To better understand these modifications, below are descriptions of the settlement's various road configurations under the scenarios:

Collector roads: perimeter roads that connect the settlement with surrounding areas.

- In *Scen.CONV* and *Scen.WELL*, these are main roads, with a total width of 17 m. Specifically, they are two-way streets with two traffic lanes and two parking lanes (width of 11 m), plus sidewalks with a width of 3 m each on both sides.
- In *Scen.LID*, these remain two-way streets, with the width reduced to 9.5 m (two traffic lanes and only one parking lane) and the sidewalks' width increased to 3.25 m (on the right side) and 4.25 m (on the left side).

Local roads: inner roads of the settlement.

- In *Scen.CONV* and *Scen.WELL*, these are secondary roads, with a total width of 12 m. They are two-way streets with one traffic lane and two parking lanes (width of 8 m), plus sidewalks with a width of 2 m each on both sides.
- In *Scen.LID*, the local roads were changed to one-way streets with a width of 5.5 m (only one traffic lane and one parking lane), plus sidewalks with a width of 3.25 m on both sides.

The scenarios' road configurations are displayed in Figure 5.3.

Figura 5.3: Differences between the scenarios' road configurations.



A) Local road in *Scen.CONV*. B) Local road in *Scen.WELL*. C) Differences between collector and local road in *Scen.LID*.

These modifications allow for not only the installation of infiltration and detention techniques, but also provide a more livable urban area, with a pedestrian-oriented design and a more socially focused community. To illustrate these changes, the area previously dedicated to vehicles in the settlement was 37,486 m² in *Scen.CONV* and *Scen.WELL* (66% of total road area), while sidewalk areas occupied only 19,078 m² (34%).

In *Scen.LID*, areas exclusively used for vehicles were reduced to 27,238 m² (48% of total), and the sidewalk areas now represent 29,327 m² (52%), with 20% of the sidewalks used for vegetative LID controls (5,748 m²).

Inside the lots, despite some changes in the building configuration (to enable installation of LID controls), the parameters of land use and occupation were sustained. To maintain an affordable housing pattern, no changes were made in the building area (69 m²), and the LID controls were designed to occupy merely the lot part, which already should have been kept as a vegetative, permeable area (10% of lot area), according to current municipal legislation (São Carlos, 2016).

Another advantage of changing the roads' configuration was the possibility of introducing best-quality urban afforestation on the settlement's sidewalks. Formerly, sidewalk trees were restricted only to small and medium-size species (3.0–4.5 m canopy diameter). However, the dilated sidewalks of *Scen.LID* allow for medium and large-size trees (4.5–6.0 m diameter). A survey conducted on the site's area indicated the existence of 130 small trees and 68 medium-size trees in *Scen.CONV*. In *Scen.LID*, it is possible to accommodate 149 medium-size and 77 large-size trees. This raises the shaded-area estimate of 2,000 m² in *Scen.CONV* and *Scen.WELL* to over 4,500 m² in *Scen.LID* (125% increase).

Increasing sidewalk areas, reducing traffic and parking lanes, creating curb extensions, planting vegetation, and raising the amount of shaded areas on sidewalks – these are some of the various recommendations related to promoting pedestrian traffic and alternative transport modes (Litman, 2004).

In a low-income settlement, these measures can lead to enhancing a community's urban-space appropriation, consequently improving quality of life and promoting security and equity. These changes not only would pave the way for LID control devices, but also facilitate multifunctionality that had never existed in the settlement.

Figure 5.4 contains an actual photo of one of the settlement streets and a rendering that depicts the same street with the suggested changes, according to the *Scen.LID* project.

Figura 5.4: Settlement streets under different scenarios' design.



A) Photo of one of the settlement actual streets. B) Depiction of same street under the *Scen.LID* plan.

5.3.2 Hydraulic-hydrologic perspective

Generally, when comparing the *Scen.CONV* with *Scen.WELL* scenarios, the use of IWs to disconnect the lots has led to a reduction in both the diameter and extension of the buried conduits (18% decrease in storm pipes' total linear length), the number of curb inlets (40% decrease), and the number of junction and inspection chambers. The reductions in CDS were even greater under *Scen.LID*: LID-combined strategies eliminated the buried conduits.

Tabela 5.2: Summary of scenarios' drainage systems.

Scenarios	CDS Components					LID Strategies						
	Storm pipes' total linear length					Curb inlets (unit)	Street controls			Lot controls		
	Ø 0.4 (m)	Ø 0.6 (m)	Ø 0.8 (m)	Ø 1.0 (m)	Ø 1.2 (m)		Type	Vol* (m ³ /m ²)	Items (unit)	Type	Vol* (m ³ /m ²)	Items (units)
<i>Scen.CONV</i>	409	406	179	118	139	60	-	-	-	-	-	-
<i>Scen.WELL</i>	365	514	139	-	-	36	-	-	-	IW	0.024	794
<i>Scen.LID</i>	-	-	-	-	-	-	IST	0.021	406	IS	0.016	698

*Specific volume: For each technique, the necessary volume to control the imperviousness area runoff, in m³/m².

To achieve this reduction in *Scen.WELL*, 794 wells in three different configurations were modeled (with the same 1.2 m diameter and varying depths). Several combinations of these wells were used to compensate for different lot-impervious areas. For example, an average lot needs one IW, Type L, to compensate for its impervious area.

The total storage volume of the IWs is 2,547.5 m³ (all lot areas), with 0.024 m³/m² of impervious area, distributed in:

- 55 IWs, Type S = 1.2 m diameter x 1.5 m depth
- 94 IWs, Type M = 1.2 m diameter x 2.0 m depth
- 645 IWs, Type L = 1.2 m diameter x 3.0 m depth

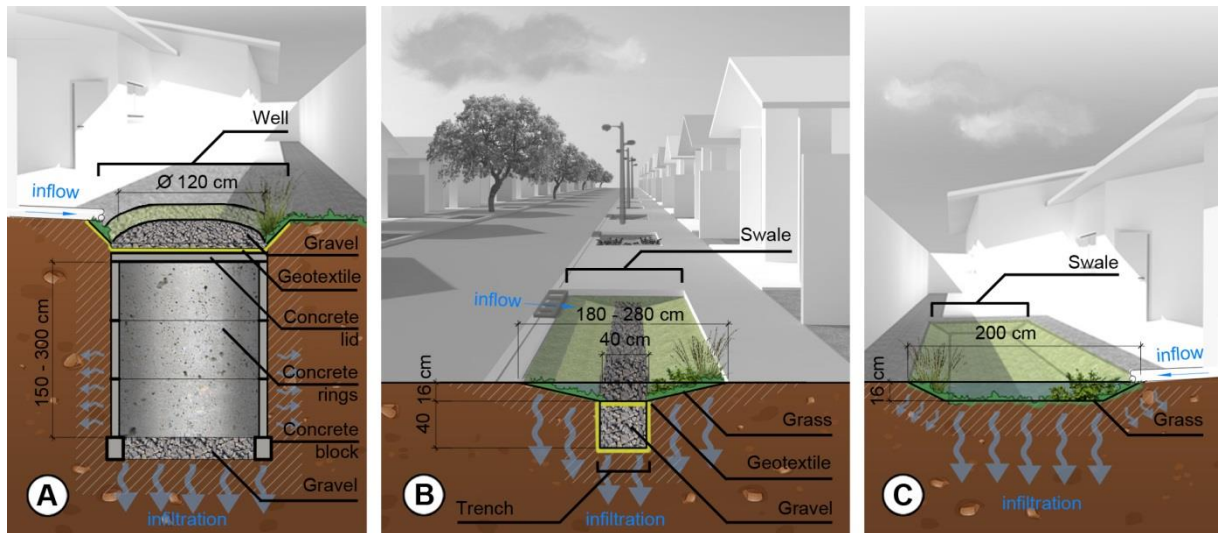
In *Scen.LID*, to manage road runoff, 406 IST were modeled with four configurations, varying both in width (1.8 or 2.8 m) and length (5.0 or 14.0 m) due to the sidewalk dimensions available for installation. The swales' depth was set at 0.16 cm for safety reasons, and the trenches' depth was set at 0.40 cm, with a void index of 0.4 (gravel).

The total storage volume of the IST is 984.4 m³ (all road areas), with 0.021 m³/m² of impervious area, distributed in:

- 201 IST, Type S = 1.8 m width x 5.0 m length
- 127 IST, Type M = 2.8 m width x 5.0 m length
- 64 IST, Type L = 1.8 m width x 14.0 m length
- 14 IST, Type XL = 2.8 m width x 14.0 m length

Also, in *Scen.LID*, to manage lot runoff, 698 IS were simulated, which should occupy only 10% of the lot area. The swales' depth was set at 0.16 cm for safety reasons. The total area occupied by trenches is 12,520 m², while the total storage volume is 2003.0 m³, with 0.016m³/m² of impervious area. Figure 5.5 illustrates the different LID controls modeled in scenarios: 5.5A shows the IWs (lots); 5.5B shows the ISTs (streets); and 5.5C the ISs (lots).

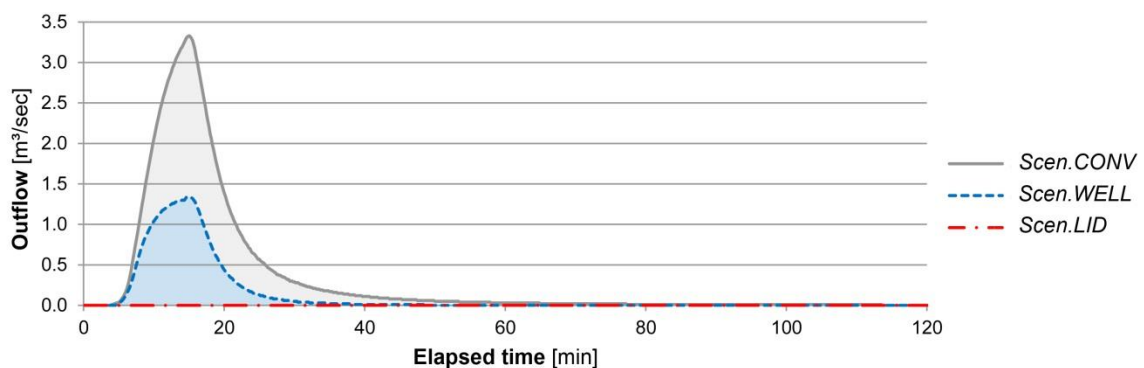
Figure 5.5: LID controls modeled in the scenarios.



A) IW, for lot runoff control. B) IST, for street runoff control. C) IS, for lot runoff control.

The data analysis revealed a peak flow decrease in the outfall node of the CDS, from 3.33 m³/sec in *Scen.CONV* to 1.34 m³/sec in *Scen.WELL*; it reached zero in *Scen.LID*. The total outflow volume in *Scen.CONV* was 2,458 m³ and 913 m³ in *Scen.WELL*. Figure 5.6 shows the scenarios' outlet hydrographs, illustrating the volume and flow reductions achieved by the different drainage systems.

Figure 5.6: Outlet hydrographs for *Scen.CONV*, *Scen.WELL*, and *Scen.LID*.



Using the same input for all scenarios (precipitation volume = 3,574 m³), the respective scenario's output values (outflow volumes found in modeling), and Equation 1, it is possible to obtain the locally managed stormwater volume. In *Scen.CONV*, the volume is 1,116 m³; in *Scen.WELL*, the volume is 2,661 m³; and in *Scen.LID*, the volume is 3,574 m³.

5.3.3 Cost-benefit perspective

To highlight the differences between the construction and maintenance operations for each scenario's component, a brief description of the costs for the *Scen.CONV* baseline is provided in Table 5.3. It also should be noted that all maintenance values are corrected and expressed in NPV for a 30-year life-cycle.

Tabela 5.3: *Scen.CONV* baseline detailed component costs.

Components	Construction costs (US\$)	Maintenance costs (US\$)	Total cost (US\$)	Specific cost* (US\$/unit)
Storm pipes	90,222.44	426,224.34	516,446.78	412.72 US\$/m linear
Curb inlets	12,117.73	1,294.13	13,411.86	223.53 US\$/item
Inspection chambers	10,873.26	647.07	11,520.33	886.18 US\$/item
Junction chambers	3,606.78	4,428.29	8,035.08	803.51 US\$/item
Streets	852,018.06	270,818.25	1,122,836.31	29.95 US\$/m ²
Sidewalks	273,209.02	102,107.05	375,316.07	19.67 US\$/m ²
Total	1,242,047.30	805,519.13	2,047,566.43	-

*Specific cost: For each component, the cost is stated in different units, e.g., per m linear, item, m³ storage, or m².

Hereafter, the component costs were grouped into five subsystems to verify the relative importance of each one in the overall budget composition, as well as to correlate these values with the number of lots. Construction and maintenance costs for each lot of the *Scen.CONV* baseline, grouped by subsystem, are shown in Table 5.4.

Tabela 5.4: *Scen.CONV* baseline grouped sub-system costs.

Sub-systems	Specific lot cost* (US\$/lot)			Percentage
	Construction	Maintenance	Total cost	
Conventional drainage sub-system	167.36	619.76	787.13	26.83 %
Lots' infiltration sub-system	0.00	0.00	0.00	0.00 %
Streets' infiltration sub-system	0.00	0.00	0.00	0.00 %
Streets' pavement sub-system	1,220.66	387.99	1,608.65	54.84 %
Sidewalks' pavement sub-system	391.42	146.29	537.70	18.33 %
Total	1,779.44	1,154.04	2,933.48	100.00 %

*Specific lot cost: For each sub-system, total cost is subdivided by number of lots and stated per lot.

Scen.CONV baseline total construction costs are US\$1,242,047 (representing 61% of the total), while the system's required maintenance costs are US\$805,519 (39%). This achieves a total cost of US\$2,047,566. When analyzed per lot, the conventional drainage network (storm pipes, curb inlets, junction and inspection chambers) cost US\$787 (27%). Street paving totals US\$1,608 (55%), and sidewalks account for US\$537 (18%). Each lot has a total cost of US\$2,933 in *Scen.CONV* baseline.

A description of *Scen.WELL*'s baseline costs is provided in Table 5.5.

Tabela 5.5: *Scen.WELL* baseline detailed component costs.

Components	Construction costs (US\$)	Maintenance costs (US\$)	Total cost (US\$)	Specific cost* (US\$/unit)
Storm pipes	56,868.50	331,745.88	388,614.38	399.01 US\$/m linear
Curb inlets	6,664.75	711.77	7,376.52	223.53 US\$/item
Inspection chambers	7,263.38	547.52	7,810.90	710.08 US\$/item
Junction chambers	2,164.07	2,656.97	4,821.05	803.51 US\$/item
Infiltration wells	257,141.45	43,838.68	300,980.13	118.15 US\$/m ³ storage
Streets	852,018.06	270,818.25	1,122,836.31	29.95 US\$/m ²
Sidewalks	273,209.02	102,107.05	375,316.07	19.67 US\$/m ²
Total	1,455,329.22	752,426.13	2,207,755.35	-

Construction and maintenance costs for each lot of the *Scen.WELL* baseline, grouped by subsystem, are shown in Table 5.6.

Tabela 5.6: *Scen.WELL* baseline grouped sub-system costs.

Sub-systems	Specific lot cost* (US\$/lot)			Percentage
	Construction	Maintenance	Total cost	
Conventional drainage sub-system	104.53	480.89	585.42	18.51 %
Lots' infiltration sub-system	368.40	62.81	431.20	13.63 %
Streets' infiltration sub-system	0.00	0.00	0.00	0.00 %
Streets' pavement sub-system	1,220.66	387.99	1,608.65	50.86 %
Sidewalks' pavement sub-system	391.42	146.29	537.70	17.00 %
Total	2,085.00	1,077.97	3,162.97	100.00 %

Scen.WELL baseline total construction costs are US\$1,455,329 (representing 66% of total), while the system's required maintenance costs are US\$752,426 (34%). This achieves a total cost of US\$2,207,755. When analyzed per lot, the conventional drainage network costs US\$585 (18%). Lot infiltration controls (wells) cost US\$431 (14%). Street paving totals US\$1,608 (51%), and sidewalks account for US\$537 (17%). Each lot has a total cost of US\$3,162 at *Scen.WELL* baseline.

A description of *Scen.LID* baseline costs is given in Table 5.7.

Tabela 5.7: *Scen.LID* baseline detailed component costs.

Components	Construction costs (US\$)	Maintenance costs (US\$)	Total cost (US\$)	Specific cost* (US\$/unit)
Swale-trench	43,002.24	111,658.33	154,660.57	157.11 US\$/m ³ storage
Swale	39,543.09	80,699.95	120,243.04	60.02 US\$/m ³ storage
Streets	654,064.13	216,671.76	870,735.88	31.97 US\$/m ²
Sidewalks	336,997.65	126,189.70	463,187.35	19.64 US\$/m ²
Total	1,073,607.10	535,219.74	1,608,826.85	-

Construction and maintenance costs for each lot of *Scen.LID* baseline, grouped by subsystem, are shown in Table 5.8.

Tabela 5.8: *Scen.LID* baseline grouped sub-system costs.

Sub-systems	Specific lot cost* (US\$/lot)			Percentage
	Construction	Maintenance	Total cost	
Conventional drainage sub-system	0.00	0.00	0.00	0.00
Lots' infiltration sub-system	56.65	115.62	172.27	7.47
Streets' infiltration sub-system	61.61	159.97	221.58	9.61
Streets' pavement sub-system	937.05	310.42	1247.47	54.12
Sidewalks' pavement sub-system	482.80	180.79	663.59	28.79
Total	1,538.12	766.79	2,304.91	100.00

Scen.LID baseline total construction costs are US\$1,073,607 (representing 67% of the total), while the system's required maintenance costs are US\$535,219 (33%). This brings the total cost to US\$1,608,826. When analyzed per lot, lot controls (IS) cost US\$172 (7%). Street controls (IST) cost US\$221 (10%). Street paving totals US\$1,247 (54%), and sidewalks account for US\$663 (29%). Each lot has a total cost of US\$2,304 in *Scen.LID* baseline.

Without weighting the results, it is possible to imply that *Scen.WELL* has the highest overall cost (US\$3,162 per lot, 8% higher than conventional), followed by *Scen.CONV* (US\$2,933 per lot), then *Scen.LID*, with the lowest cost (US\$2,304 per lot, 21% lower than conventional). However, weighting the LCC results with the locally managed stormwater volume (m³) can lead to a different conclusion:

- *Scen.CONV*: US\$1,888 per m³ locally managed
- *Scen.WELL*: US\$836 per m³ locally managed, 56% lower than conventional
- *Scen.LID*: US\$450 per m³ locally managed, 76% lower than conventional

Weighting the LCC results gives *Scen.WELL* a new perspective: despite having a higher total cost than *Scen.CONV*, it provides better performance per locally managed volume. The high value of *Scen.CONV* is a consequence of the small locally managed volume in its drainage system, which makes this scenario the most unsustainable from a hydrologic perspective. However, *Scen.LID*'s performance is superior to both.

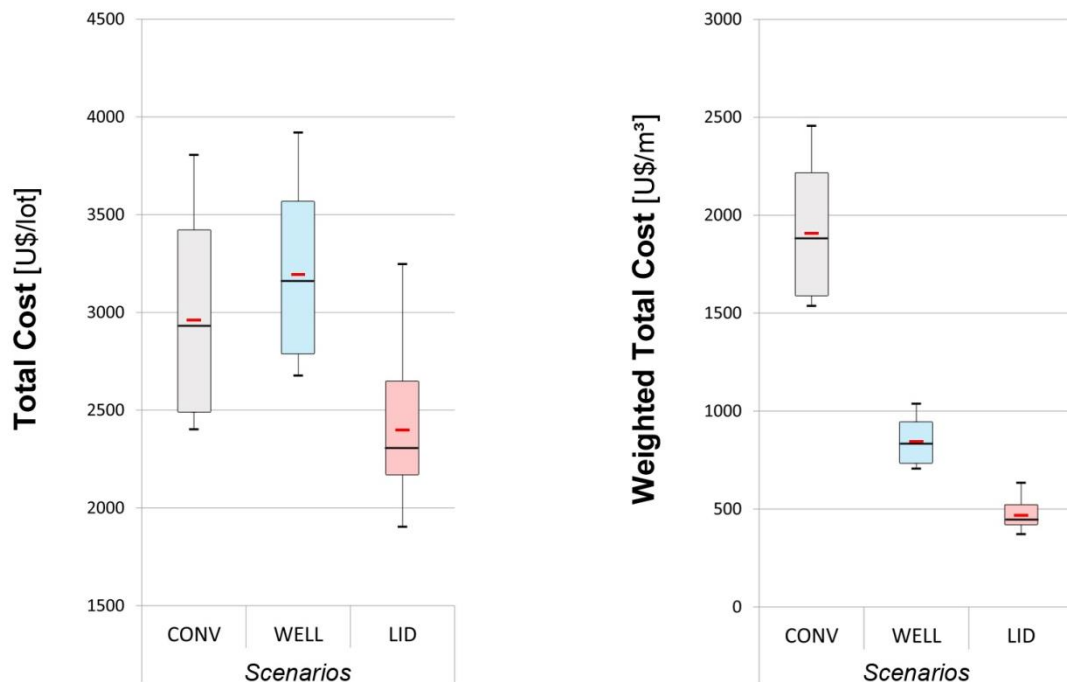
5.3.4 Sensitivity analysis.

A sensitivity analysis confirmed *Scen.LID* offers the best performance in the face of several changes in its parameters. In all 33 parameter combinations, *Scen.LID* always has been the lowest-cost alternative, 5% to 30% lower than the conventional scenario. Regarding the locally managed volume cost, *Scen.LID*'s costs were 71% to 79% lower than *Scen.CONV*'s.

On the other hand, *Scen.WELL* was the higher-cost alternative in all parameter combinations. *Scen.WELL*'s total costs were 3% to 12% higher than the conventional scenario. Nonetheless, regarding locally managed volume cost, *Scen.WELL*'s costs were 54% to 58% lower than *Scen.CONV*'s.

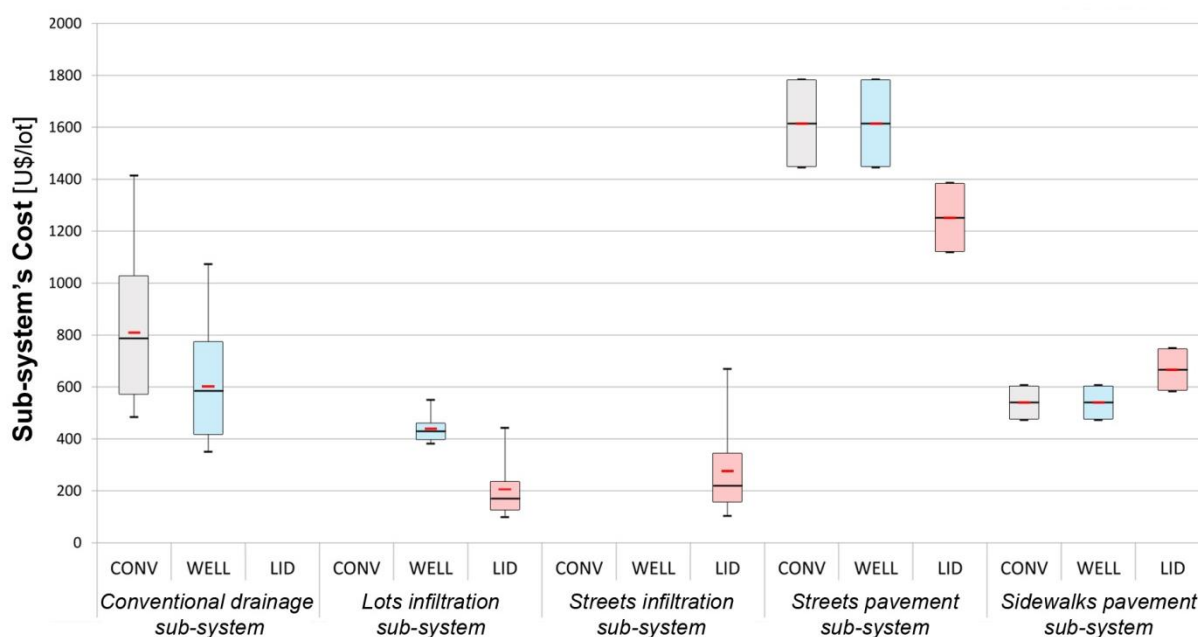
Sensitivity analysis results (scenarios' total and weighted costs) presented in Figure 5.7.

Figure 5.7: Total sensitivity analysis chart.
Results are presented in total cost (per lot) and weighted cost (per m³).



To better understand the influence of the different elements that make up the scenarios in the sensitivity analysis results, a detailed graph with each subsystem's contributions is presented in Figure 5.8.

Figura 5.8: Sub-systems sensitivity analysis chart.
Results are presented with sub-systems' total costs (per lot).



It is important to note that one of the reasons why the upper limits of the chart's values are so extended is because the work aimed to evaluate the performance of alternative drainage systems, even in the face of the most conservative conditions for maintenance and expected life-cycle duration (worst case scenario).

Furthermore, the few variations in the chart's values (related to street and sidewalk-pavement costs) can be justified due to the fact that only the interest rates applied to the NPV were varied, as the focus of the present study has been on drainage systems.

In contrast, the large variation in the chart's values (related to CDS) occurred due to the difficulties in estimating the maintenance costs of buried conduits in Brazil, as well as the consequent adoption of a fixed annual rate for cleaning and routine maintenance costs, per meter of tube, according to Moura (2004).

The same cannot be said of LID control devices, as the costs for maintenance activities costs (consumption of building materials, labor hours, machinery equipment, and fuels) all were estimated in detail for each structure, resulting in more accurate values for LID devices.

Regarding costs of LID lot controls, it should be noted that even though IWs incur steep initial costs during the construction phase, they are offset by these structures' low maintenance requirements. The NPV for IWs ranges from US\$382 to US\$550 per lot, with an average cost of US\$440 per lot.

ISs have remarkably lower construction costs; however, due to uncertainties (regarding the support-soil capacity to maintain the infiltration rates in future years), it was decided that conservative estimates were warranted on routine maintenance activities for lawns, which ended up being reflected in the IS NPV. Even so, the IS NPV ranges from US\$98 to 442 per lot, with an average cost of US\$205 per lot.

The differences between the NPV values of ISs (used in lots) and ISTs (used in streets) occur initially during the construction phase (due to the use of geotextiles and gravel to fill the trenches), and mainly because of maintenance costs (periodic cleaning of the gravel layer and geotextile replacement). The NPV for IST ranges from US\$103 to US\$670 per lot, with an average cost of US\$276 per lot.

Despite the significant difference between the NPV of IS and IST, the adoption of swale-trenches on the project's roads is justified due to their better hydrological performance under topographical settlement conditions. As it was chosen an already constructed settlement to analyze, most of the roads were built perpendicular to the contour lines and, thus, have considerable slopes.

For pedestrian safety reasons, the swales' depth was not enough for all runoff. The same does not occur in the lots, which already were leveled, making it possible to use plain IS without the need for trenches with additional volume.

Thus, in a settlement designed from scratch, it would be possible to adjust these conditions (roads' direction and slope), which could permit the use of IS to control road runoff, reducing the total cost of *Scen.LID* even more.

5.4 Conclusions

Even with small lot dimensions and high-density constraints, characteristics like the local soil's high permeability and the adoption of urban changes in the *Scen.LID* allowed for successful source control of all area runoff for the intended return period.

By transforming the settlement's inner streets into one-way local roads, reducing the number of parking lanes by half, and increasing the sidewalk width, areas that previously were meant to be used exclusively for vehicles now can be used to implement infiltration techniques. Furthermore, these areas can be used to build gardens, plant trees, put out street furniture, and provide more security and walkability for pedestrians, turning the street into a multifunctional space.

The hydraulic-hydrologic modeling results confirmed the proposal's feasibility concerning project conditions, evidencing the potential for an LID approach in these settlements. In addition, the modeling results allowed for LCC weighting (using the proposed unit, the locally managed volume), effectively comparing the cost-benefits of one scenario against another, in a more systemic, multidimensional assessment of stormwater management systems.

Regardless of several restrictions inherent in affordable housing, the roads were the present study's true discoveries (both physically and figuratively) when considering most of these potential changes, yielding interesting results and encouraging examinations of more sustainable management strategies for urban stormwater in these localities without overlooking economic viability.

Acknowledgements

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001. The authors would also like to thank the Programa de Apoio à Pós-Graduação - Brasil (PROAP-CAPES).

References

- Baptista, M., Nascimento, N., Barraud, S. (2015) *Técnicas Compensatórias em Drenagem Urbana*. 2. ed. Porto Alegre: Editora da ABRH.
- Barbassa, A.P. (1991) *Simulação do efeito da urbanização sobre a drenagem pluvial na cidade de São Carlos, SP*. PhD thesis, Dept. Hydraulic and Sanitation, Univ. of São Paulo, São Carlos, Brazil.
- Barbassa, A.P., Sobrinha, L.A., Moruzzi, R.B. (2014) *Poço de infiltração para controle de enchentes na fonte: avaliação das condições de operação e manutenção*. *Ambiente Construído* 14(2), 91-107.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. (1980) *Departamento de Águas e Energia Elétrica. Drenagem Urbana: Manual de Projeto*. São Paulo: DAEE/CETESB.
- DNIT. Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. (2006) *Diretoria de Planejamento e Pesquisa. Coordenação Geral de Estudos e Pesquisa. Manual de Pavimentação*. 3. ed. Rio de Janeiro: DNIT.
- Eckart, K., McPhee, Z., Bolisetti, T. (2017) *Performance and implementation of low impact development – A review*. *Science of The Total Environment* 607-608(12), 413–432.

- Ferreira, T.S., Barbassa, A.P., Moruzzi, R.B. (2018) Controle de enchentes no lote por poço de infiltração de água pluvial sob nova concepção. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 23(3), 437-446.
- FJP. Fundação João Pinheiro. (2017) Diretoria de Estatística e Informações. Relatório do Déficit Habitacional no Brasil, elaborado com base nos dados do IBGE/PNAD 2015. Belo Horizonte: DIREI/FJP.
- Fletcher, T.D., Shuster, W., Hunt, W.F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J., Mikkelsen, P.S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D., and Viklander, M. (2014) SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal* 12(7), 525–542.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. (2010) Normas Climatológicas Brasil: 1981–2010. Brasília: INMET.
- Jacob, J.S., Lopez, R. (2009) Is denser greener? An evaluation of higher density development as an urban stormwater-quality best management practice. *Journal of the American Water Resources Association* 45(3), 687–701.
- Litman, T. (2004) Sustainable Transport: A sourcebook for policy-makers in developing cities: Module 2b - Mobility Management. Disponível: <http://www.vtpi.org/gtz_module.pdf>.
- Lucas, A.H., Barbassa, A.P., Moruzzi, R.B. (2013) Modelagem de um sistema filtro-vala-trincheira de infiltração pelo método de PULS adaptado para calibração de parâmetros. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 18(2), 225–236.
- MDE. Maryland Department of the Environment. (2009) Water Management Administration. Maryland Stormwater Design Manual (Volumes I and II). Maryland.
- Moura, P. M. (2004) Contribuição para a avaliação global de sistemas de drenagem urbana. Master dissertation, Dept. Hydraulic and Sanitation Engineering, Univ. Federal of Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil.
- PGCo. Prince George's County. (1999) Department of Environmental Resources. Low-Impact Development Design Strategies: an integrated design approach. Maryland.
- PMSP/SIURB. Prefeitura Municipal de São Paulo. Secretaria Municipal de Infraestrutura Urbana e Obras. (2004) Instrução de Projetos IP - 04/2004 Dimensionamento de pavimentos flexíveis para tráfego leve e médio.

- Raij, B., Cantarella, H., Silva, N.M., Bataglia, O.C. (1985) Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. Campinas: IAC/FUNDAG, (Boletim Técnico, 100).
- Santos, C.R.G. (2011) Dimensionamento e análise do ciclo de vida de pavimentos rodoviários: uma abordagem probabilística. PhD thesis, Dept. Transport Engineering, Univ. of São Paulo, São Paulo, Brazil.
- São Carlos. (2011) Lei nº 15.958: Dispõe sobre o Código de Obras e Edificações do Município de São Carlos, e dá outras providências. São Carlos, Brazil.
- São Carlos. (2016) Lei Municipal nº 18.053 de 19 de dezembro de 2016. Estabelece o Plano Diretor do Município de São Carlos e dá outras providências. São Carlos, Brazil.
- SINAPI. Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil. (2018) Gerência Nacional Padronização e Normas Técnicas. Caixa Econômica Federal. Relatórios de Insumos e Composições para o Estado de São Paulo. Disponível: <http://www.caixa.gov.br/site/Paginas/downloads.aspx#categoria_664>.
- Tecedor, N., Barbassa, A.P., Moruzzi, R.B., Gonçalves, L.M. (2015) Monitoramento e modelagem hidrológica de plano de infiltração construído em escala real. Revista Brasileira de Recursos Hídricos 20(3), 594–604.
- Urbonas, B., Stahre, P. (1993) Stormwater Detention for Drainage, Water Quality, and CSO Management. New Jersey: Prentice-Hall.
- Woetzel, J., Ram, S., Mischke, J., Garemo, N., Sankhe, S. (2014) A Blueprint for Addressing the Global Affordable Housing Challenge. New York: McKinsey
- WSU. Washington State University. (2012) Low impact development: Technical guidance manual for Puget Sound. Washington: Puget Sound Partnership.
- Zhou, Q. (2014) A review of sustainable urban drainage systems considering the climate change and urbanization impacts. Water 6(4), 976–992.

6 ADDRESSING NONSTRUCTURAL LOW IMPACT DEVELOPMENT STRATEGIES IN LIFE CYCLE ASSESSMENT: A CASE STUDY COMPARING DIFFERENT STORMWATER MANAGEMENT SYSTEMS IN BRAZIL

Uma versão modificada deste capítulo foi submetida como: SANTOS, Maria Fernanda Nóbrega; BARBASSA, Ademir Paceli; VASCONCELOS, Anaí Floriano; OMETTO, Aldo Roberto. Addressing nonstructural low impact development strategies in life cycle assessment: A case study comparing different stormwater management systems in Brazil. **Journal of Cleaner Production.**

Abstract: Within the contemporary view of stormwater management, introduced through integrated approaches (e.g., low impact development [LID]), there are several strategies that can be used and associated in urban areas, including structural measures, such as the construction of detention and infiltration devices, and nonstructural measures, such as changes in urbanization and land-use patterns. Structural strategies have been a frequent subject of research, and their performance comparison using life cycle assessment (LCA) has gained acceptance in recent years. Yet, nonstructural measures, even though they are the first and foremost recommended by LID manuals, are still a little explored area, mostly because it is difficult to quantify their implications throughout the life cycle. In this context, this paper aims to shed light on this knowledge gap, using as a case study a comparative LCA between different stormwater management approaches for a low-income settlement in Brazil (with several constraints related to this pattern of urban area). Three different projects were developed for the study area and evaluated using a hybrid framework based on hydrological modeling and LCA. Even though the projects have different elements, their system function is the same: to manage stormwater for a 2-year return period. The *Scen.CONV* project used a conventional urbanization and storm-sewer conventional drainage system (CDS); *Scen.WELL* used a conventional urbanization and CDS associated with the use of decentralized structural LID controls (infiltration wells [IW] to disconnect the lots); and *Scen.LID* used decentralized structural LID measures (infiltration swales [IS] and infiltration swale-trenches [IST]) associated with nonstructural strategies (urbanistic changes, such as land use/imperviousness

coefficients and roads typologies). According to the results, hydraulic-hydrologic modeling indicated a decrease of 60% in the peak flow of *Scen.WELL* compared to *Scen.CONV* and showed, for all categories analyzed, potential impact per m³ of stormwater volume managed in *Scen.Well* that was 51–65% lower than in *Scen.CONV*. In *Scen.LID*, it was possible to achieve source control for all runoff for the intended return period, with a decrease of 100% in the peak flow compared to *Scen.CONV*, and potential impacts per m³ 74–82% lower than in *Scen.CONV*, also for all impact categories.

Keywords: Stormwater. Flood protection. Low impact development. Environmental impact. Life cycle assessment. Brazil.

6.1 Introduction

In urban watersheds, the transformation of precipitation into runoff is a very dynamic process, interdependent and influenced by many aspects, such as the basin physiographic factors, land-use and occupation patterns, and climate changes. Based on this, integrated stormwater management approaches, including low impact development (LID) propose several strategies that can be aligned with the urban planning and that aim to regulate the hydrological processes at their source, emulating pre-development conditions (Eckart et al., 2017).

By reducing the surface runoff that leaves the project area, these strategies decrease the quantity of water passing through buried sewer pipes and that may require treatment. Therefore, the LID approach has implicit benefits regarding some sustainability key objectives, such as a reduction in energy consumption and greenhouse gas emissions—though, these advantages have not yet been systematically quantified, as pointed out Spatari et al. (2011). In addition, applying LID principles can also improve the quality of life in urban areas and help build communities based on environmental stewardship, as outlined in Prince George’s County LID manual (PGCo, 1999).

According to Urbonas and Stahre (1993), there are two types of stormwater control measures, which are classified according to their nature: structural measures, which are constructions with the purpose of correcting and preventing flooding damages; and nonstructural, which uses other strategies, such as the introduction of norms, regulations, and

programs that discipline land use and occupation, to achieve the same goals. Even though these strategies are different, they are not used separately but, instead, are usually associated for adequacy and optimization.

It can also be said that the best opportunities for enhancing LID principles are in developing urban areas, precisely because we have the chance to apply these combined strategies. It is known that nonstructural measures, in addition to having a lower implementation cost, also provide a more favorable future scenario regarding stormwater management and the preservation of the natural environment, as they promote changes in territorial occupation patterns and population behavior as well as increase awareness about water issues (Tucci, 2002).

In Brazil, several urban planning instruments presented in *Estatuto das Cidades* regarding municipal management plans, urban-environmental zoning, hydrographic basins management plans, as well as national and state guidelines for basic sanitation can be used to control the impacts of urbanization on the hydrological water cycle, thus paving the way for stormwater management to become even more integrated with urban planning (Baptista et al., 2015).

Thus, if stormwater management systems are designed to minimize the impacts on urban catchments, it is necessary to consider their wider implications when choosing the most appropriate approach for each case. While some systems require intensive energy use, others employ building materials with high embodied energy, and other systems need large land areas to be installed. Dixon et al. (2003) were pioneers in stating that urban water management systems should be designed in a manner that reduces the total impact on the environment, and the most efficient way to achieve this objective is by considering the system's entire life cycle.

This awareness has resulted in significant growth, especially in the last 10 years, of the number of papers that use life cycle assessment (LCA) to evaluate different stormwater management systems. One of the first study objects was the green roof, which employs LID controls for rainfall detention that can provide other gains for the building, for example, reducing the energy consumption for heating/cooling. Saiz et al. (2006), Kosareo and Ries (2007), Cubi et al. (2015), and Bachawati et al. (2016) can be cited as works in this line of research. Other works have compared the performance of green roofs with other LID structures—for example, Flynn (2011); and Flynn and Traver (2013), who also evaluated rain gardens.

Vineyard et al. (2015) analyzed rain gardens for residences by comparing their use along a watershed in Cincinnati, USA, with a combined water and sewage treatment system. In the Asan Tangeong district of South Korea, Kim et al. (2013) evaluated different LID structures for a residential area: constructed wetland, infiltration trenches, infiltration swale (IS), and a rainwater harvesting tank. In China, Xu et al. (2017) assessed the environmental and economic performance of several LID controls for a sports court area: vegetated swales, buffer stripes, bioretention cells, infiltration wells (IW), and a constructed wetland.

In New Zealand, Andrew and Vesely (2008) compared two different structures for runoff treatment in a highway: a rain garden and a sand filter. Also in New Zealand, O'Sullivan et al. (2015) analyzed the performance of a prefabricated concrete unit for stormwater treatment, an underground sand filter, and a rain garden. In Brazil, Petit-Boix et al. (2015, 2017) evaluated the environmental and economic performance of a system filter-swale-trench (FST) for stormwater management built at the Federal University of São Carlos (UFSCar).

Though LCA is becoming more recognized as a valuable tool to understand the different environmental trade-offs involved in the employment of structural LID controls, the same cannot be said of nonstructural strategies. The complexity involved in their evaluation—which often requires a consequential LCA, allocation and weighting procedures, and even the inclusion of other urban infrastructure systems besides the drainage systems (such as roads, sidewalks, and other urban equipments' construction processes)—ends up burdening the process and creates obstacles to the broad discussion of the implications of adopting such strategies.

One of the papers addressing the matter was presented by Spatari et al. (2011), who discuss the benefits of investing in associated LID controls (rather than conventional infrastructure) for the retrofit of residential streets in New York, USA. The interesting thing about Spatari et al.'s (2011) research is that the authors include tree planting on the sidewalks and changes in the roads' pavements as LID strategies and quantify their impacts in the hydrological cycle. The results show that the LID scenario has a small annual saving compared to conventional retrofit (energy consumption and greenhouse gas emissions), but this gain can be increased by using more environmentally friendly materials.

Wang et al. (2013) used a consequential LCA to evaluate different urban water management systems for an expanding area in Connecticut, USA. The joint assessment of green and gray infrastructures stands out in this study. The infrastructures were sized for rainfall events of different frequencies (according to legal requirements), but the use of LID

controls was shown to play an important role in the reduction of runoff and, consequently, of buried nets (quantified by the allocation criteria). The results demonstrate that bioretention basins can achieve water-quality objectives (e.g., mitigation of freshwater eutrophication) with the lowest environmental costs and impacts (e.g., CO₂ emissions).

Brudler et al. (2016) assessed different stormwater management approaches to adapt an urban catchment to climate changes and extreme rainfall events in Copenhagen, Denmark. The proposals cover a conventional subsurface alternative (SSA) and a decentralized system known as a cloudburst management plan (CMP) that uses combined LID strategies, such as lowered detention areas and surface runoff vegetated channels. An important topic presented by Brudler et al. (2016) regards the process of allocating the results according to the flow volume managed by each structure for rainfall events of different frequencies. According to the results presented, CMP has 71–92% less environmental impact in all categories analyzed.

The similarity between these studies is the link between LCA and hydrological modeling, which connects the LCA results within each system's performance. The need for a joint assessment of the modeling leads to a greater concern in these studies with the functional unit (FU) as a variable capable of expressing and quantifying this performance. For example, Spatari et al. (2011), who analyzed the hydrological response of combined LID strategies, define the FU as the performance in reducing the runoff of a typical neighborhood block with an area of 2.6 ha. Wang et al. (2013), adopting volume m³/year as the FU, also associate the use of LID strategies with the reduction in annual runoff for an area of 0.4 ha. For Brudler et al. (2016), the FU is defined as the management of the additional surface runoff expected due to climate change for an area of 260.0 ha for a 100-year return period.

The importance of the papers discussed above lays in the idea that it is necessary to systematically evaluate the different elements that comprise the urban environment since they act both in surface runoff generation as well as in its attenuation and management, making the analyses of these systems even more complex and instigating. However, to advance the discussion, it is necessary that, in addition to applying LID strategies to roads (as in the aforementioned papers), changes in lot patterns should be incorporated into the evaluation to reach other areas of urban planning.

In this context, this paper aims to evaluate different approaches for stormwater management in a low-income settlement in Brazil using LCA and focusing on the combined use of structural and nonstructural LID strategies for source control regarding both lots and roads and its impacts on the surface runoff reduction in the study area.

6.2 Material and methods

6.2.1 Overview

In order to evaluate these implications, the settlement *Américo Alves Margarido* (located in the city of São Carlos, São Paulo state) was chosen as a case study, and three different projects for stormwater management were developed that represent the main lines of flood-protection approaches in Brazil. The settlement was built in 1999, in the eastern area of São Carlos' urban perimeter. It has 698 lots, with a total area of 209,730 m².

One of the key aspects influencing the choice for the settlement was its proximity to the experimental microbasin of the UFSCar campus (4.8 ha), where several LID controls were built in real scale and would be used as a data source for the LCA inventory. Currently, there are six LID devices in operation and monitored by the G-Hidro research team: one FST system, built in 2009; two IWS, built in 2011; two infiltration plans (IPs), built in 2013; and one IW associated with an IP, built in 2015. Performance data and design details regarding the LID controls can be found in Lucas et al. (2013), Barbassa et al. (2014), Tecedor et al. (2015), and Ferreira et al. (2018).

In addition to its proximity to UFSCar, the settlement Américo was chosen since it has an affordable housing pattern with several constraints related to this type of urban area in Brazil: high density (18 dwelling units per acre); small lots (standard lot area of 172.5 m²); roads occupying large areas (road widths of 12–17 m); and high soil imperviousness coefficient (100% for roads, 80% for lots, and 20% for other urban areas). Therefore, the first scenario evaluated, entitled *Scen.CONV*, was based on the settlement's actual characteristics: conventional urbanization and conventional drainage system (CDS) composed of concrete storm-sewer pipes, curbs, gutters, inlets, and inspection and junction chambers.

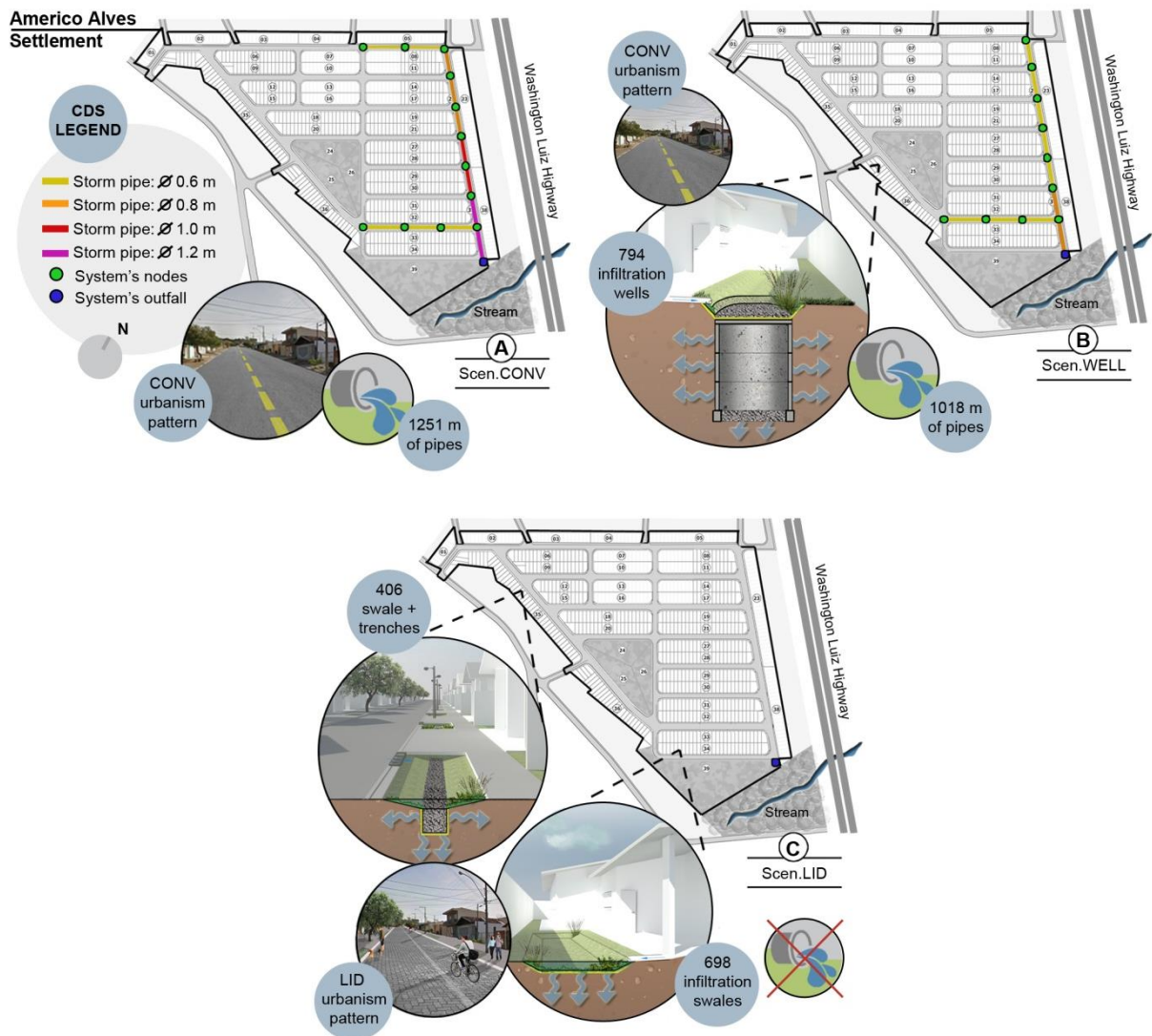
The second scenario is based on recent trends in Brazil's municipal legislation that have encouraged the use of decentralized structural LID controls for flood protection in urban settlements. In São Carlos city, since 2011, it has been compulsory to implement IWS in lots, sized according to the imperviousness of the area (São Carlos, 2011). Thus, the scenario entitled *Scen.WELL* was designed to represent this perspective: conventional urbanization and reduced CDS due to the lot's area disconnection (source control of runoff with IW).

Finally, the third scenario was designed based on wider LID principles recommending the use of combined structural and nonstructural strategies, which represents the contemporary concept of integrated stormwater management. In the scenario entitled

Scen.LID, the lot's density and original dimensions were kept, but changes were proposed in the road configurations (increasing sidewalks widths, decreasing street widths, and reducing traffic lanes and parking areas) as well as for increasing urban afforestation and alterations in the lot's occupation patterns. With these changes, it was possible to exclude all the buried net structures (concrete storm-sewer pipes, inlets, and inspection and junction chambers) due to the source control of runoff using vegetated LID controls; for this, infiltration swales (IS) were used in lots and infiltration swale-trenches (IST) in sidewalks.

The different elements composing the evaluated scenarios are represented in Figure 6.1, and detailed information about the scenarios is provided in the supporting information.

Figura 6.1: Scenarios' elements in *Scen.CONV*, *Scen.WELL*, and *Scen.LID*.



6.2.2 Stormwater runoff model

In view of the research analysis scale, it is essential to use hydraulic-hydrological modeling software to represent the combined performance of the different management systems and to enable comparison of the scenarios. Thus, the software chosen was the US Environmental Protection Agency's Storm Water Management Model (SWMM), version 5.1. SWMM is one of the most employed dynamic models in water resources engineering for urban stormwater management, and it can be used for single-event or long-term continuous simulations.

SWMM is classified as a precipitation-flow model and allows simulating several processes of the hydrological cycle, such as precipitation, interception, and storage in depressions, infiltration, runoff, drainage network, and channels (Rossman, 2015). To simulate quantities (water quality parameters were not modeled due to the focus of the Brazilian regulation on flood prevention), the Horton method was adopted for infiltration and the kinematic wave method for flow propagation. Simulation's main parameters are provided in the supporting information.

To determine the infiltration values, it was necessary to obtain some parameters *in loco*; therefore, field tests were performed to characterize the soil in the settlement area. To delimit the soil hydraulic conductivity (K), the double-ring infiltrometer method was used, which was standardized by the American Society for Testing and Material (ASTM, 2009). For the soil granulometric classification, the standard procedures of the Brazilian Association of Technical Standards (ABNT, 1984) were followed.

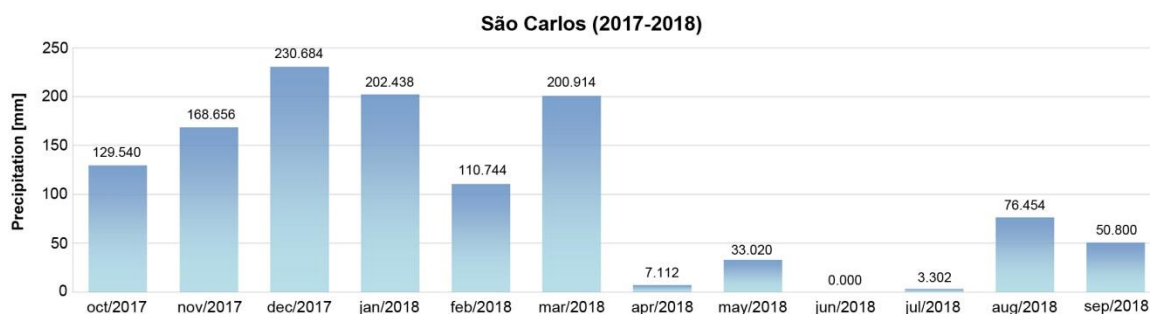
São Carlos precipitation pattern.

Considering pluviometric indices, São Carlos has two well-defined seasons. The rainy season, which occurs from October to March, is characterized by high humidity, elevated temperatures, increased nebulosity, and abundant precipitation. The accumulated average precipitation in this season is 1,174.4 mm, which represents 78% of the annual total. The dry season, which occurs from April to September, is characterized by low humidity, reduced nebulosity, lower temperatures, and scarce rainfall. The accumulated precipitation in these six months, about 332.9 mm, represents 22% of the annual total (Santos et al., 2017).

According to Santos et al.'s (2017) classification, years deviating between +15% and -15% of this mean are considered within normal pluviometric behavior, as is the case of the hydrological year 2017–2018, presented in Figure 6.2 and used for long-term continuous

simulation in SWMM. Rainfall data were monitored by a rain gauge installed at the climatological station located at UFSCar (main station - number 83726 - São Carlos).

Figura 6.2: Monthly pluviometric data monitored in UFSCar station.



6.2.3 Goal and scope definition

In order to enable a comparative LCA without the need to adopt allocation criteria, the different structures used in the evaluated scenarios were designed to fulfill the same function: stormwater management in the study area to assure flood protection for rainfall events with a 2-year return period and for a 30-year service life. The CDS was dimensioned using the rational method, based on São Carlos' intensity-duration-frequency (IDF) curve, proposed by Barbassa (1991).

To calculate the storage volume of LID devices, the envelope curve method was used (Urbonas and Stahre, 1993). It is important to emphasize that, despite the different methodologies used to design the systems, it was possible to adopt the same return period due to the recommendations of São Paulo State Environmental Agency manual (CETESB, 1980), which indicates a 2-year return period for the microdrainage of residential areas.

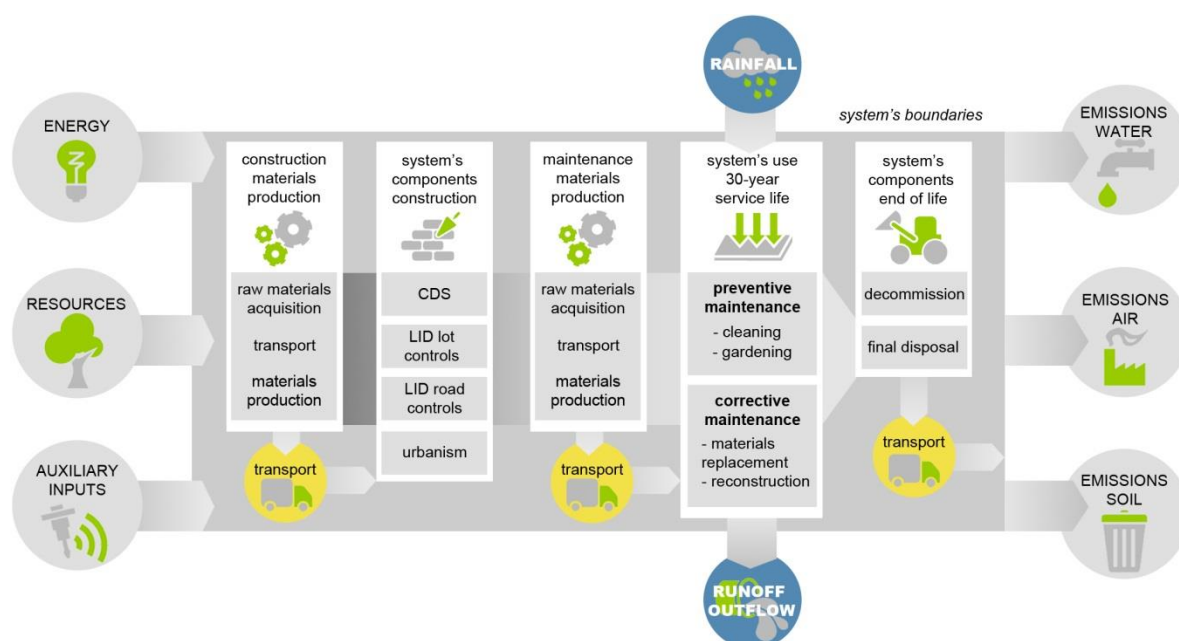
To evaluate nonstructural strategies, in addition to the drainage systems, we also needed to include the urbanization processes in the LCA: opening and road paving for the settlement area, according to each scenario's project. Therefore, the roads' layer dimensions were adopted according to the National Department of Terrestrial Infrastructure's (DNIT, 2006) method and design instructions for light traffic in São Paulo (PMSP/SIURB, 2004).

The expected life cycle and the need for replacing materials of the drainage systems were based on Baptista et al. (2015) and Moura (2004). The grass species used in the LID vegetative controls was *Paspalum notatum* (also called "bahiagrass"). To determine the maintenance activities of grass areas, some recommendations by Rajj et al. (1985) were followed, for example, fertilizer quantities (kg N/ha/year) for grass in São Paulo state. Finally,

Santos' (2011) research was used to estimate the expected life cycle and road's pavement maintenance routine. A summary of maintenance activities and their frequency during the entire systems' life cycle is provided in the supporting information.

Thus, a cradle-to-grave LCA was carried out. The elementary processes comprise the acquisition of materials used in the different stormwater management systems and in the urbanization processes (including material production and transport to the construction site); the construction process; maintenance procedures over the estimated service life; and the process of decommissioning and final disposal of materials at the end of their life cycle. The frontiers of analyzed systems are depicted in Figure 6.3. This research followed the recommendations of the Brazilian standards (NBR) ISO 14040 (ABNT, 2009a) and NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b).

Figura 6.3: Frontiers of the analyzed system.



The following procedures were adopted regarding the materials' end of life.

- Residues such as ceramics, concrete, and mortar must be sent to São Carlos construction and demolition waste (CDW) recycling plant. These are the materials that are currently processed by the plant and reused to produce urban paving blocks.
- Wastes such as steel profiles, used in reinforced concrete, should be sent to the nearest recycling plant, located in Piracicaba, São Paulo.

- Residues such as asphalt are not yet recycled by the São Carlos plant, so they should be sent to the municipal landfill for inert CDW disposal.
- Other residues such as wood and plastics (used for *in loco* manufacture of concrete and consequently, difficult to be recycled), should be sent to the São Carlos municipal landfill for solid waste disposal.
- The excavated soil, which constitutes a large volume in this type of construction, should be reused in the construction site or surrounding areas, for embankment.

Functional unit.

Although they use distinct stormwater management approaches, the scenarios have the same function: meet safety flood protection for events with 2-year return period. However, even though the input is the same (total precipitation volume, or P) the basin's response will be different, as will the output (total surface runoff volume that leaves the study area for the simulated events, or R).

This occurs due to the specific requirements of each sizing method and the particular performance of the system's diverse components. Thus, an FU based on the hydrological performance of each scenario was used. This unit was denoted as "locally managed stormwater volume" or simple managed volume (M), expressed in m^3 and calculated by:

$$M = [\sum P - \sum R] \times \text{Service Life}$$

Presenting LCA results based on the precipitation volume that each scenario can locally manage throughout its entire service life, we can effectively compare systems with such different characteristics.

6.2.4 Life cycle impact assessment

According to NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b), the main objective of the life cycle impact assessment (LCIA) is to evaluate the life cycle inventory (LCI) results of a product system and, through its impacts modeling, understand its environmental significance. The elements comprising the LCIA in this study are the selection of impact categories, the choice of characterization models, correlation of the LCI results to impact categories (classification), and the results calculations for each impact category indicator (characterization).

Regarding the characterization model, we chose to base this study on the EDIP 97 method, a midpoint-level model described by Wenzel et al. (1997). Among the particularities of the method that justify its choice is the fact that it is a widely established model, in addition to being a comprehensive application model, since there are no specific models for regional Brazilian characteristics, or even for South America, as recommended by Mendes (2013) for characterization models in Brazil.

Impact categories used in this study, their acronyms, and their respective equivalent units are as follows:

- acidification potential (AP), kg SO₂-Equiv;
- ecotoxicity to soil chronic (ESC), m³ soil;
- ecotoxicity to water acute (EWA), m³ water;
- ecotoxicity to water chronic (EWC), m³ water;
- global warming potential (GWP), kg CO₂-Equiv;
- human toxicity to air (HTA), m³ air;
- human toxicity to soil (HTS), m³ soil;
- human toxicity to water (HTW), m³ water;
- nutrient enrichment potential (NEP), kg NO₃-Equiv;
- ozone depletion potential (ODP), kg R11-Equiv;
- photochemical oxidant potential - high NO_x (POP-H), kg C₂H₄-Equiv; and
- photochemical oxidant potential - low NO_x (POP-L), kg C₂H₄-Equiv.

6.2.5 Uncertainty

Considering that LCA results depend on several adopted parameters and data assumptions, it is relevant to perform a sensitivity analysis to evaluate the impact on uncertainties for the final result. Thus, due to the lack of data regarding these structures' long-term operation in Brazilian conditions, some alternative parameters were analyzed, mainly regarding the maintenance procedures of LID controls. For each parameter uncertainty, alternative parameters were established considering an optimist/pessimist scenario, as displayed in Table 6.1.

Another aspect that has great influence on the results is the IW depth, which is based on the adoption of a safety factor to determine the IW infiltration area. This safety factor is selected based on many characteristics, such as the maintenance frequency, the stormwater

source, and existence of devices to prevent clogging. Therefore, considering this to be an important uncertainty, we decided to variate this parameter, which will influence the IW depth and, consequently, will determine the quantity of concrete rings to be used in the construction of the IW.

Tabela 6.1: Alternative parameters for sensitivity analysis.

Alternative parameters	<i>Scen.CONV</i>		<i>Scen.WELL</i>		<i>Scen.LID</i>		
	Baseline	Optimist	Baseline	Pessimist	Optimist	Baseline	Pessimist
Geotextile replacement	-	Every 5 years	Every 2 years	Every year	Every 10 years	Every 5 years	Every 2 years
Grass area maintenance							
- Fertilizer quantities	-	-	-	-	No fertilizer	40 kg N /ha/year	80 kg N /ha/year
- Grass replacement	-	-	-	-	Every 10 years	Every 5 years	Every 2 years
IW depth (concrete)	-	-10%	100%	+10%	-	-	-

6.3 Results and discussion

6.3.1 Life cycle inventory

LCI was modeled in GaBi software, version 6.0, and was based on the urban planning, architecture, and engineering plans of each designed scenario. Data gathering for construction materials consumption, required equipment, and labor hours for construction and maintenance activities was performed using the National System of Costs Research and Civil Construction Index (SINAPI, 2018). In addition, primary data from the already installed and operating LID controls at UFSCar were used, as well as bibliographic sources and data from the Ecoinvent 3.3 (Ecoinvent, 2018) and GaBi databases (Thinkstep, 2018).

It is important to say that many of the datasets used were regionalized for Brazilian conditions, covering the production phase of the most significant materials (e.g., concrete, cement, gravel, lime, bricks, steel sections, wood, sand, and mortar); Brazil energy mix (electric, from hydroelectric); and the consumption of machines, trucks, and diesel for loads transport. An inventory of the principal materials and energy inputs are presented in Table 6.2 and subdivided into the scenarios' individual components: CDS; LID controls applied to lots; LID controls applied to roads; and urbanization processes (streets and sidewalks).

Tabela 6.2: Materials and energy inputs for each scenarios' component.

Materials [t]; energy inputs [kW/h]; and transport [tons.km]	<i>Scen.CONV</i>		<i>Scen.WELL</i>			<i>Scen.LID</i>		
	CDS	Urbanism	CDS	LID lot: IW	Urbanism	LID lot: IS	LID road: IST	Urbanism
Asphalt pavement [t]	-	191.18	-	-	191.18	-	-	138.91
Asphalt support layer [t]	-	11917.34	-	-	11917.34	-	-	8698.49
Bricks [t]	78.17	-	44.48	-	-	-	-	-
Cement [t]	15.18	-	8.84	-	-	-	-	-
Concrete [t]	578.05	6666.93	337.66	2230.05	6666.93	-	-	8239.37
Concrete bricks [t]	-	-	-	161.74	-	-	-	-
Crushed sand [t]	87.72	2.28	50.64	-	2.28	-	-	2.60
Geotextile [t]	-	-	-	10.75	-	-	12.85	-
Grass fertilizer NPK [t]	-	0.16	-	-	0.16	10.01	4.59	0.18
Grass sods [t]	-	-	-	-	-	2015.79	925.52	-
Gravel [t]	41.12	12258.23	23.81	317.71	12258.23	-	865.50	8906.94
Lime [t]	1.49	-	0.82	-	-	1.88	0.86	-
Mortar [t]	25.65	-	9.70	133.20	-	-	-	-
Plastic film [t]	-	6.46	-	-	6.46	-	-	7.98
Steel sections [t]	23.57	133.20	13.54	80.80	133.20	-	-	164.61
Timber pine [t]	8.71	19.53	6.73	-	19.53	-	-	24.14
Energy for the machines [kW/h]	115.69	2785.24	72.87	254.52	2785.24	68.73	83.44	2125.79
Transport [tons.km]	63974.2	7461245.0	93409.7	556501.2	7461245.0	1113257.5	649195.5	5983145.7

To determine the site of materials acquisition, transport type, and traveled distances, the main production sites in Brazil and their respective distances from the construction site were surveyed, as detailed in the supporting information. Most of the materials' production units are located within a radius of 100 km from the construction site in São Carlos. The total transport load's distance for each scenario component is also presented in Table 6.2. In order to determine the emissions in the atmosphere from the machinery and trucks involved in the construction phase, we adopted the maximum limits established by the actual Brazilian legislation, according to the National Council of the Environment (CONAMA, 2011).

Another key aspect of the LCI is the materials' destination at the end of the system's life cycle. On this topic, a description of the different waste types, their quantities, and their final disposal or required treatment are presented in Table 6.3 and subdivided into each scenario's components.

Tabela 6.3: Materials' end-of-life destination for each scenario's components.

Total waste [t]	<i>Scen.CONV</i>		<i>Scen.WELL</i>			<i>Scen.LID</i>		
	CDS	Urbanism	CDS	LID lot: IW	Urbanism	LID lot: IS	LID road: IST	Urbanism
Recycling plant: CDW	827.50	18,930.00	476.76	2,850.00	18,930.00	-	865.00	17,120.00
Landfill: inert CDW	-	12,160.00	-	-	12,160.00	-	-	8,840.00
Recycling plant: steel	23.57	133.20	13.55	80.80	133.20	-	-	164.60
Landfill: solid waste	8.71	26.00	6.83	10.75	26.00	-	12.84	32.18
Reusing on site: soil	-	-	-	3,670.00	-	8,310.00	3,910.00	-

6.3.2 Scenarios life cycle impact assessment

Table 6.4 presents the overall result of the scenarios' LCIA. Initially, we will explore the total results for each scenario and the differences between their components, and then, we will discuss the results under the scenarios' hydrological performance perspective, presenting the results with the proposed FU. It is important to note that the urbanization process in each scenario accounts for most of the environmental potential impacts for all categories (85–99%

in *Scen.CONV*, 56–96% in *Scen.WELL*, and 84–99% in *Scen.LID*). Therefore, the LCIA results will remain presented separately in Table 3, in order to properly address the potential impacts on each scenario's components.

More broadly, it can be said that the *Scen.WELL* scenario has the greatest impacts for all categories evaluated. In contrast, *Scen.LID* has the lowest impacts for all categories evaluated (with the exception of the ODP category, for which *Scen.CONV* has the lowest potential impact). Compared to the conventional scenario, *Scen.WELL* shows an increase in potential impacts of between 3% (POP category) and 52% (ODP). Compared to the *Scen.CONV*, *Scen.LID* has an impacts reduction of 12% (GWP) to 27% (POP); and only in the ODP category, *Scen.LID* showed a 5% increase compared to *Scen.CONV*.

Regarding the GWP category, throughout the system's life cycle, *Scen.CONV* has a total impact of 2,690 t CO₂-Equiv; *Scen.WELL* has an impact of 3,020 t CO₂-Equiv; and *Scen.LID* has an impact of 2,360 t CO₂-Equiv. These values can be considered suitable for a project area of 209,730 m², while meeting well-defined flood safety requirements of a 2-year return period and a 30-year service life. It is important to point out that it is an intensely urbanized site study, with the area occupied by roads being 37,486 m² (in *Scen.CONV* and *Scen.WELL*) and 27,238 m² (*Scen.LID*).

For comparison, Brudler et al. (2016) found values in the GWP category of 11,500 t CO₂-Equiv for a project area of 141,848 m² (roads area of 26,930 m²) and 31,200 t CO₂-Equiv for a project area of 62,822 m² (roads area of 19,475 m²), while meeting well-defined flood safety requirements of a 100-year return period and a 100-year service life. These values corroborate the results of the LCIA, which addresses most of the impacts regarding the process of urbanization and pavement of roads.

It is still possible to observe the importance of urban changes in reducing the scenarios' impacts. While in *Scen.CONV* and *Scen.WELL*, conventional urbanization has a total impact of 2,447 t CO₂-Equiv, the small changes in the roads' configurations proposed in *Scen.LID* reduced the total impacts by 16% (or, 390 t CO₂-Equiv), totaling 2,057 t CO₂-Equiv. For comparison, it is estimated that the use of IWs in all lots caused a reduction in the CDS of 117 t CO₂-Equiv (*Scen.CONV*) to 68 t CO₂-Equiv (*Scen.WELL*). However, since the IWs are responsible for 376 t CO₂-Equiv, when evaluating all stormwater management structures together, *Scen.WELL* results show a potential impact of 444 t CO₂-Equiv. In *Scen.LID*, all stormwater management structures have a contribution of 195 t CO₂-Equiv.

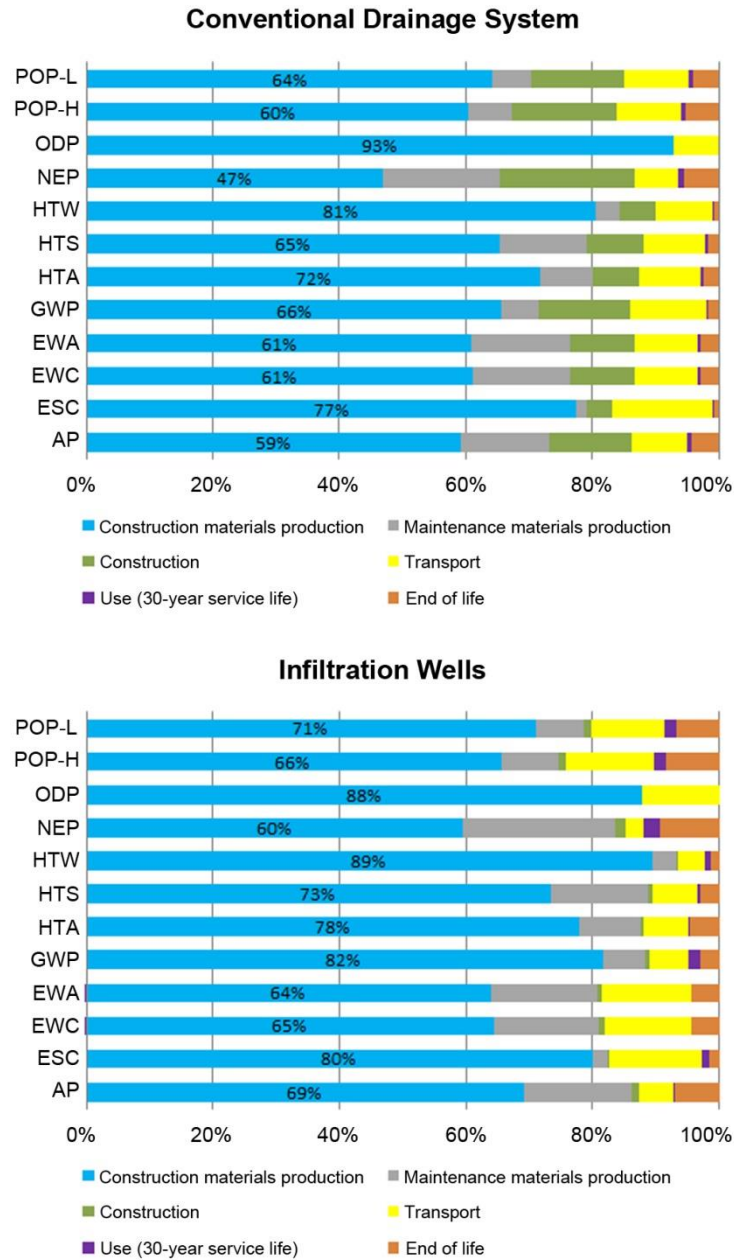
Tabela 6.4: Scenario's components LCIA.

Impacts categories	<i>Scen.CONV</i>		<i>Scen.WELL</i>			<i>Scen.LID</i>		
	CDS	Urbanism	CDS	LID lot: IW	Urbanism	LID lot: IS	LID road: IST	Urbanism
AP	4.26E+02	9.28E+03	2.56E+02	1.26E+03	9.28E+03	5.44E+02	4.61E+02	7.27E+03
ESC	3.85E+04	9.15E+05	2.49E+04	9.46E+04	9.15E+05	1.89E+04	3.71E+04	7.36E+05
EWA	5.87E+06	2.35E+08	3.54E+06	1.93E+07	2.35E+08	7.14E+06	8.09E+06	1.76E+08
EWC	5.84E+05	2.37E+07	3.52E+05	1.92E+06	2.37E+07	7.23E+05	8.21E+05	1.77E+07
GWP	1.17E+05	2.45E+06	6.82E+04	3.76E+05	2.45E+06	8.99E+04	1.05E+05	2.06E+06
HTA	1.77E+10	4.19E+11	1.07E+10	5.30E+10	4.19E+11	1.38E+10	1.46E+10	3.38E+11
HTS	1.04E+04	2.85E+05	6.21E+03	3.37E+04	2.85E+05	1.15E+04	1.05E+04	2.25E+05
HTW	6.79E+05	2.90E+07	4.15E+05	2.29E+06	2.90E+07	2.22E+05	3.41E+05	2.31E+07
NEP	6.04E+02	1.30E+04	3.71E+02	1.67E+03	1.30E+04	1.02E+03	8.00E+02	9.83E+03
ODP	1.05E-03	5.92E-03	6.01E-04	3.59E-03	5.92E-03	3.56E-06	7.62E-06	7.30E-03
POP-H	3.50E+01	3.05E+03	2.16E+01	1.02E+02	3.05E+03	2.42E+01	3.84E+01	2.20E+03
POP-L	3.79E+01	2.62E+03	2.32E+01	1.11E+02	0.00E+00	2.30E+01	3.60E+01	1.91E+03

In *Scen.CONV*, the CDS accounts for 1% (POP-H) to 15% (ODP) of the total impacts of the scenario. However, if we analyze the CDS component alone, the production of materials used for its construction (especially concrete, for storm-sewer pipes) is the cycle phase with the highest associated impacts, accounting for 47% (NEP) to 93% (ODP) of the total impacts of the component, as seen in Figure 6.4.

In *Scen.WELL*, a reduction in the CDS occurs due to the use of LID lot controls. However, this reduction turns out to be insignificant for the scenario's total performance compared to the impacts increase resulting from the construction of the IWs. The CDS in *Scen.WELL* accounts for only 0.7% (POP-H) to 6% (ODP) of the scenario's total impacts. The LID lot controls, in turn, are responsible for 3.2% (POP) to 35% (ODP) of the total impacts. Evaluating only the IW life cycle, the production of materials used for its construction is mainly responsible for its potential impacts, contributing 60% (NEP) to 89% (HTW) of the total impacts of the component, as displayed in Figure 6.4.

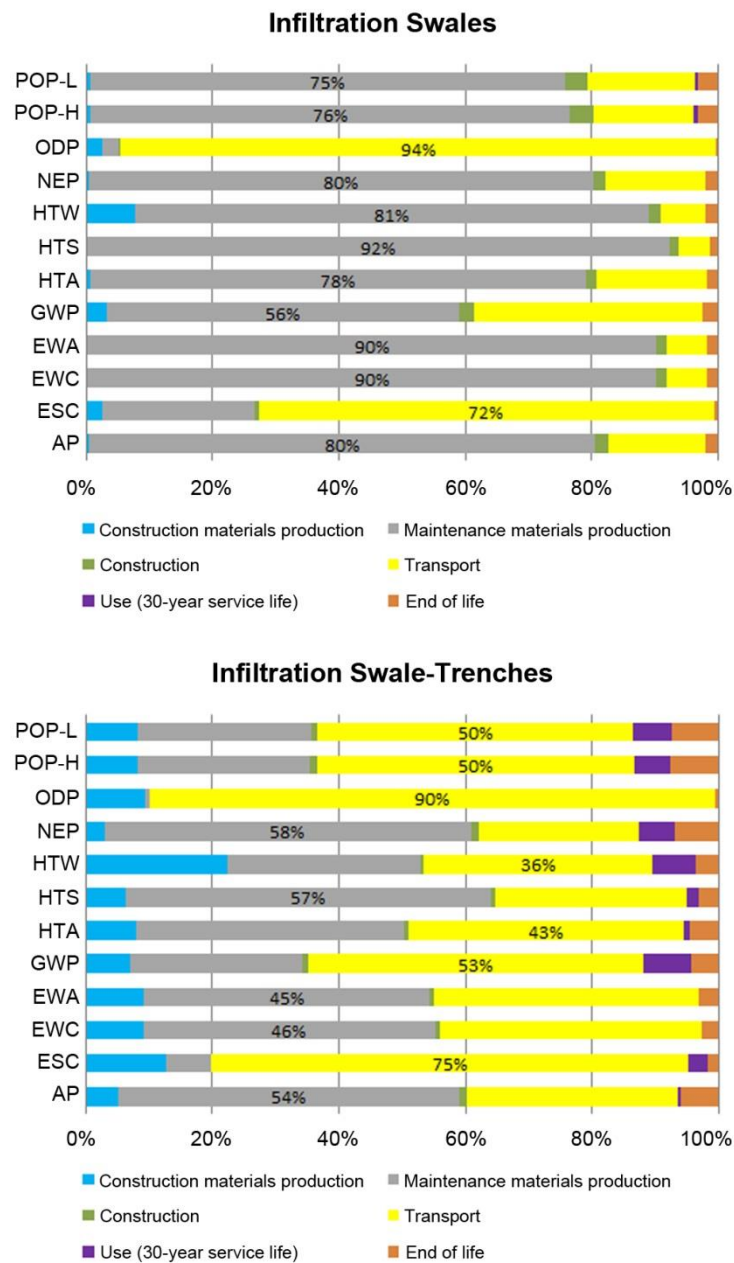
Figura 6.4: Potential impacts related to the components CDS and IWs.



In *Scen.LID*, considering the changes provided by the nonstructural strategies and the source control of all the settlement’s surface runoff, there was no need to use a CDS. With regard to the impacts of IS’s used as LID lot control, it can be said that they are responsible for 0.05% (ODP) to 9% (NEP) of the total impacts in the scenario. Analyzing the IS life cycle separately, materials transport and the use of fertilizers for maintenance of grass areas are significant contributions. Transports can account for 92% (HTS) while fertilizer production can be linked to 94% (ODP) of the component’s impacts, as shown in Figure 6.5.

Regarding the evaluation of ISTs used as LID road control, a contribution between 0.1% (ODP) and 7% (NEP) of the total impacts in the scenario is observed. Materials transport stands out as the main reason behind most of the impacts of the IST life cycle, and the production of geotextiles for maintenance activities (the material surrounding the infiltration trench and protecting the system from clogging, therefore necessitating replacement several times throughout the service life). Transports can account for 58% (NEP) while the production of materials used in maintenance activities (mainly geotextile) can be responsible for 90% (ODP), as depicted in Figure 6.5.

Figura 6.5: Potential impacts related to the components IS's and ISTs.



6.3.3 Hydrological performance based LCIA and sensitivity analyses

The scenarios' LCIA reveals that *Scen.WELL* has the greatest overall impact, followed by *Scen.CONV*, and that *Scen.LID* has the lowest total impact. Yet, it is important to note that the hydrological performance of the scenarios (compared to pre-development) is very different, as exposed in Table 6.5. As expected, *Scen.LID* is the scenario that mostly approaches the pre-development conditions (woods with dense underbrush land cover).

Tabela 6.5: Hydrological SWMM modeling results.

Scenarios	Annual precipitation (<i>P</i>) [mm]	Total Infiltration loss (<i>I</i>) [mm]	Total surface runoff (<i>R</i>) [mm]	Total superficial storage (<i>S</i>) [mm]	Mass balance (<i>I+R+S</i>) [mm]	Flow routing continuity error (%)	Runoff quantity continuity error (%)
Pre-development	1,213.156	1,213.156	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>Scen.CONV</i>	1,213.156	306.085	908.913	1.143	1,216.141	- 0.185	- 0.246
<i>Scen.WELL</i>	1,213.156	885.180	330.576	1.138	1,216.894	- 2.970	- 0.308
<i>Scen.LID</i>	1,213.156	1,214.758	1.045	1.011	1,216.814	- 9.342	- 0.302

Therefore, the presentation of LCIA results using the proposed FU (based on SWMM long-term continuous simulation and its extrapolation to a 30-year service life of drainage systems) deliver some very interesting insights into the scenarios' assessments. When it comes to potential impacts per managed volume, *Scen.WELL* presents impacts per m³ that are 51–65% lower than *Scen.CONV* in all categories analyzed. *Scen.LID* has potential impacts per m³ that are 74–82% lower than *Scen.CONV*, also in all categories.

To illustrate this difference, for each m³ of stormwater managed throughout the system's life cycle, *Scen.CONV* results in 1,405 g CO₂-Equiv; *Scen.WELL* results in 534–561 g CO₂-Equiv; and *Scen.LID* results in 292–363 g CO₂-Equiv. LCIA results using the hydrological performance based FU and sensitivity analyses for the baseline/optimist/pessimist scenarios are shown in Table 6.6.

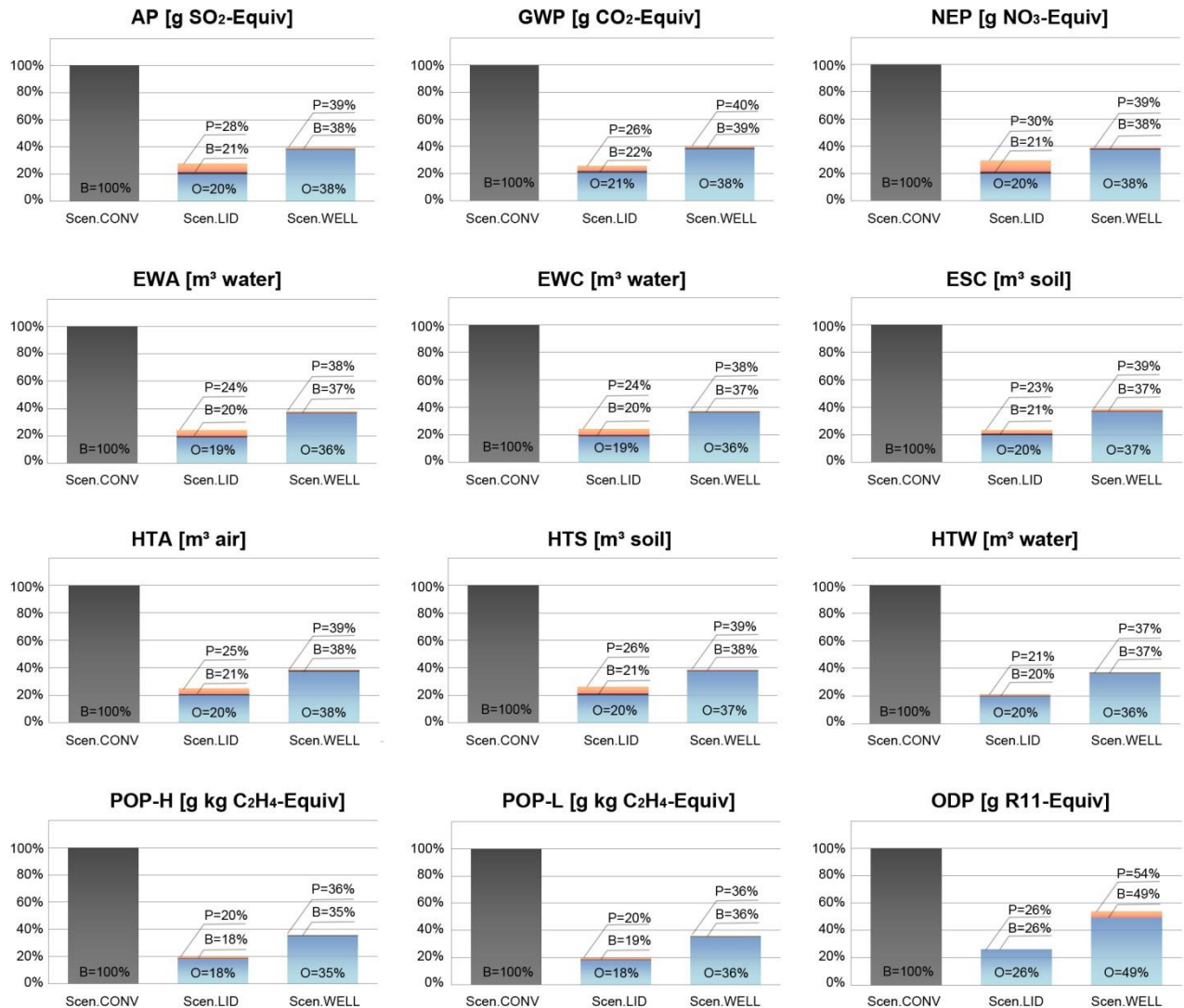
Tabela 6.6: Hydrological performance based LCIA and sensitivity analyses results.

Impacts categories	<i>Scen.CONV</i>		<i>Scen.WELL</i>		<i>Scen.LID</i>		
	Baseline	Optimist	Baseline	Pessimist	Optimist	Baseline	Pessimist
AP *	5.067	1.909	1.945	1.999	1.008	1.084	1.403
ESC	0.498	0.184	0.185	0.193	0.098	0.104	0.117
EWA	12.694	4.610	4.682	4.808	2.413	2.518	3.094
EWC	125.897	45.920	46.460	47.721	23.995	25.044	30.683
GWP *	1,405.237	534.835	543.839	561.847	292.402	309.448	363.208
HTA	228,285.669	85,717.730	86,978.288	89,319.319	45,892.68	48,121.757	57,431.416
HTS	0.154	0.058	0.059	0.060	0.031	0.032	0.041
HTW	15.515	5.654	5.709	5.781	3.068	3.108	3.291
NEP *	7.105	2.665	2.701	2.755	1.390	1.521	2.111
ODP *	3.657E-06	1.80E-06	1.801E-06	1.981E-06	9.57E-07	9.572E-07	9.572E-07
POP-H *	1.609	0.567	0.571	0.578	0.292	0.296	0.317
POP-L *	1.384	0.492	0.495	0.502	0.254	0.258	0.278

* Values of impacts categories are exposed in g -Equiv.

To conclude the results section, Figure 6.6 presents hydrological performance based LCIA impacts and sensitivity analyses in a chart showing a comparison of the scenarios. It is important to emphasize that, even in the face of the most conservative conditions for maintenance and expected life cycle duration of LID devices (worst case scenario), *Scen.WELL* and *Scen.LID* pessimist scenarios still presented considerably better performances when compared to *Scen.CONV*. In the charts, the gray columns corresponds to baseline scenarios (B values) while the blue columns represents the optimist scenarios (O values), and in orange, we see the results regarding the pessimist scenarios (P values).

Figura 6.6: Hydrological performance based LCIA and sensitivity analyses charts.



6.4 Conclusions

LID principles usually have been associated with much more generous urban areas in terms of lot sizes, density, and public space availability. Therefore, it is possible to affirm that one of the work's relevant findings is precisely to demonstrate the feasibility of the LID's application to settlements with significant area constraints and successful achievement (in *Scen.LID*) of 100% source control for the intended return period.

The FU proposed by the study (managed volume), which combines hydrological modeling with LCA, proved to be a good metric to assess both structural and nonstructural strategies for stormwater systems. While using the basin's response to the same input (precipitation), we could capture the changes in hydrologic cycle patterns that nonstructural

strategies provide, such as changes in infiltration coefficients, superficial storage, and surface runoff.

Since the most significant variable is the managed volume the scenarios promote (reducing downstream flow transfer and flooding risks, and reaching the site's pre-development conditions), combined use of structural and nonstructural LID strategies for source control, demonstrated that they can accomplish this goal with less life-cycle impacts than other approaches—*Scen.LID* has potential impacts per m³ that are 23–48% lower than *Scen.WELL*, in all categories evaluated. This is certainly an important aspect in a multidimensional analysis of stormwater management systems sustainability.

Furthermore, the study's findings suggest increases in LID possibilities for affordable housings, an important and challenging issue in developing countries since the world still needs to meet large housing deficit demands (projected to reach 1.6 billion people by 2025, according to Woetzel et al., 2014) without compromising environmental quality.

Acknowledgements

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior–Brasil (CAPES), Finance Code 001. The authors would also like to thank the Laboratório de Gestão de Operações for the access to the LCA modeling software at University of São Paulo, São Carlos.

References

- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), 1984. NBR 7181: Solo Análise Granulométrica–Método de Ensaio. ABNT, Rio de Janeiro.
- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), 2009a. NBR ISO 14040: Gestão Ambiental–Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. ABNT, Rio de Janeiro.
- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), 2009b. NBR ISO 14044: Gestão Ambiental–Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações. ABNT, Rio de Janeiro.
- Andrew, R.M., Vesely, É.-T., 2008. Life-cycle energy and CO₂ analysis of stormwater treatment devices. *Water Sci. Technol.* 58(5), 985–993.
- ASTM (American Society for Testing and Material), 2009. ASTM D 3385-09: Standard Test Method for Infiltration Rate of Soils in Field Using Double-Ring Infiltrometer. ASTM, West Conshohocken.

- Bachawati, M.E., Manneh, R., Belarbi, R., Dandres, T., Nassab, C., Zakhem, H.E., 2016. Cradle-to-gate life cycle assessment of traditional gravel ballasted, white reflective, and vegetative roofs: A Lebanese case study. *J. Clean. Prod.* 137, 833–842.
- Baptista, M., Nascimento, N., Barraud, S., 2015 *Técnicas Compensatórias em Drenagem Urbana*, second ed. Editora da ABRH, Porto Alegre.
- Barbassa, A.P., 1991. Simulação do efeito da urbanização sobre a drenagem pluvial na cidade de São Carlos, SP. PhD thesis, Dept. Hydraulic and Sanitation, Univ. of São Paulo, São Carlos, Brazil.
- Barbassa, A.P., Sobrinha, L.A., Moruzzi, R.B., 2014. Poço de infiltração para controle de enchentes na fonte: Avaliação das condições de operação e manutenção. *Ambient. Constr.* 14(2), 91–107.
- Brudler, S., Arnbjerg-Nielsen, K., Hauschild, M.Z., Rygaard, M., 2016. Life cycle assessment of stormwater management in the context of climate change adaptation. *Water Res.* 106, 394–404.
- CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), 1980. Departamento de Águas e Energia Elétrica. *Drenagem Urbana: Manual de Projeto*. DAEE/CETESB, São Paulo.
- CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), 2011. Resolução No. 433, de 13 de julho de 2011. Dispõe sobre a inclusão no Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores.
- Cubi, E., Zibin, N.F., Thompson, S.J., Bergerson, J., 2015. Sustainability of rooftop technologies in cold climates: comparative life cycle assessment of white roofs, green roofs, and photovoltaic panels. *J. Ind. Ecol.* 20(2), 249–262.
- Dixon, A., Simon, M., Burkitt, T., 2003. Assessing the environmental impact of two options for smallscale wastewater treatment: Comparing a reedbed and an aerated biological filter using a life cycle approach. *Ecological Engineering*, 20, 297–308.
- DNIT (Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes), 2006. Diretoria de Planejamento e Pesquisa. Coordenação Geral de Estudos e Pesquisa. *Manual de Pavimentação*. 3. ed. Rio de Janeiro: DNIT.
- Eckart, K., McPhee, Z., Bolisetti, T., 2017. Performance and implementation of low impact development—A review. *Sci. Total Environ.* 607–608(12/2017), 413–432.
- Ecoinvent. 2018. <http://www.ecoinvent.org/>. (Assessed on 26.10.18.).
- Ferreira, T.S., Barbassa, A.P., Moruzzi, R.B., 2018. Controle de enchentes no lote por poço de infiltração de água pluvial sob nova concepção. *Eng. Sanitar. Ambient.* 23(3), 437–446.

- Flynn, K.M., 2011. Evaluation of Green Infrastructure Practices Using Life Cycle Assessment. Master Degree Thesis, College of Engineering. Villanova University, Falvey Memorial Library.
- Flynn, K.M., Traver, R.G., 2013. Green infrastructure life cycle assessment: A bio-infiltration case study. *Ecol. Eng.* 55, 9–22.
- Kim, D., Park, T., Hyun, K., Lee, W., 2013. Life cycle greenhouse-gas emissions from urban area with low impact development (LID). *Adv. Environ. Res.* 2(4), 279–290.
- Kosareo, L., Ries, R., 2007. Comparative environmental life cycle assessment of green roofs. *Build. Environ.* 42, 2606–2613.
- Lucas, A.H., Barbassa, A.P., Moruzzi, R.B., 2013. Modelagem de um sistema filtro-vala-trincheira de infiltração pelo método de PULS adaptado para calibração de parâmetros. *Rev. Bras. Recur. Hídric.* 18(2), 225–236.
- Mendes, N.C., 2013. Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- Moura, P.M., 2004. Contribuição para a avaliação global de sistemas de drenagem urbana. Master dissertation, Dept. Hydraulic and Sanitation Engineering, Univ. Federal of Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil.
- O'Sullivan, A.D., Wicke, D., Hengen, T.J., Sieverding, H.L., Stone, J.J., 2015. Life cycle assessment modelling of stormwater treatment systems. *J. Environ. Manag.* 149, 236–244.
- Petit-Boix, A., Seigné-Itoiz, E., Rojas-Gutierrez, L.A., Barbassa, A.P., Josa, A., Rieradevall, J., Gabarrel, X., 2017. Floods and consequential life cycle assessment: Integrating flood damage into the environmental assessment of stormwater best management practices. *J. Clean. Prod.* 162, 601–608.
- Petit-Boix, A., Seigné-Itoiz, E., Rojas-Gutierrez, L.A., Barbassa, A.P., Josa, A., Rieradevall, J., Gabarrel, X., 2015. Environmental and economic assessment of a pilot stormwater infiltration system for flood prevention in Brazil. *Ecol. Eng.* 84, 194–201.
- PGCo (Prince George's County Department of Environmental Resources), 1999. Low-Impact Development Design Strategies: An Integrated Design Approach. Prince George's County, Largo.
- PMSP/SIURB (Prefeitura Municipal de São Paulo/Secretaria Municipal de Infraestrutura Urbana e Obras), 2004. Instrução de Projetos IP— 04/2004 Dimensionamento de

- pavimentos flexíveis para tráfego leve e médio. Disponível: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/obras/normas_tecnicas/index.php?p=31336.
- Raij, B., Cantarella, H., Silva, N.M., Bataglia, O.C., 1985. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. Campinas: IAC/FUNDAG, (Boletim Técnico, 100).
- Rossman, L.A., 2015. Storm Water Management Model—User’s Manual Version 5.1. National Risk Management Research Laboratory, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati.
- Saiz, S., Kennedy, C., Bass, B., Pressnail, K., 2006. Comparative life cycle assessment of standard and green roofs. *Environ. Sci. Technol.* 40, 4312–4316.
- Santos, B.C., Souza, P.H., Vecchia, F.A.S., 2017. Caracterização da precipitação do ano hidrológico de 2013-2014 na região de São Carlos/SP e sua repercussão no espaço geográfico. *Revista Brasileira de Climatologia*, 13 (21), 135–152.
- Santos, C.R.G., 2011. Dimensionamento e análise do ciclo de vida de pavimentos rodoviários: uma abordagem probabilística. PhD thesis, Dept. Transport Engineering, Univ. of São Paulo, São Paulo, Brazil.
- São Carlos, 2011. Lei nº 15.958: Dispõe sobre o Código de Obras e Edificações do Município de São Carlos, e dá outras providências. São Carlos, Brazil.
- SINAPI (Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil), 2018. Gerência Nacional Padronização e Normas Técnicas. Caixa Econômica Federal. Relatórios de Insumos e Composições para o Estado de São Paulo. Disponível: http://www.caixa.gov.br/site/Paginas/downloads.aspx#categoria_664.
- Spatari, S., Yu, Z., Montalto, F.A., 2011. Life cycle implications of urban green infrastructure. *Environ. Pollut.* 159, 2174–2179.
- Tecedor, N., Barbassa, A.P., Moruzzi, R.B., Gonçalves, L.M., 2015. Monitoramento e modelagem hidrológica de plano de infiltração construído em escala real. *Rev. Bras. Recur. Hídr.* 20(3), 594–604.
- Thinkstep. 2018. <http://www.gabi-software.com/>. (Assessed on 26.10.18.).
- Tucci, C.E.M., 2002. Gerenciamento da drenagem urbana. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, 7(1), 5–27.
- Urbonas, B., Stahre, P., 1993. Stormwater Detention for Dainage, Water Quality and CSO Management. Practice-Hall, Englewood Cliffs.

- Vineyard, D., Ingwersen, W.W., Hawkins, T.R., Xue, X., Demeke, B., Shuster, W., 2015. Comparing green and grey infrastructure using life cycle cost and environmental impact: A rain garden case study in Cincinnati, OH. *J. Am. Water Resour.* 51(5), 1342–1360.
- Wang, R., Eckelman, M., Zimmerman, J.B., 2013. Consequential environmental and economic life cycle assessment of green and gray stormwater infrastructures for combined sewer systems *Environ. Sci. Technol.* 47, 11189–11198.
- Wenzel, H., Hauschild, M., Alting, L., 1997. *Environmental assessment of products*, vol. 1, second ed. Chapman & Hall, London.
- Woetzel, J., Ram, S., Mischke, J., Garemo, N., Sankhe, S., 2014. *A Blueprint for Addressing the Global Affordable Housing Challenge*. McKinsey, New York.
- Xu, C., Hong, J., Jia, H., Liang, S., Xu, T., 2017. Life cycle environmental and economic assessment of a LID-BMP treatment train system: A case study in China. *J. Clean. Prod.* 149, 227–237.

7 CONCLUSÕES

O presente trabalho teve como objetivo desenvolver e aplicar em um estudo de caso, uma avaliação multidimensional (desempenho hidrológico, ambiental e econômico) que possibilitasse comparar diferentes estratégias para o manejo de águas pluviais em loteamentos a partir da perspectiva de ciclo de vida. Para tanto, procedeu-se o desenvolvimento de três cenários de ocupação da mesma área urbana, retratando algumas das principais linhas de abordagens atuais: a drenagem convencional (microdrenagem), o manejo alternativo com controle na fonte dos lotes (por meio de poços de infiltração) e a abordagem integrada LID (estratégias estruturais e não estruturais associadas).

Como objeto de estudo, escolheu-se o loteamento Américo, em São Carlos/SP, pelo fato de ser um loteamento de interesse social, com várias das restrições encontradas nesse tipo de área urbana. Usualmente, a aplicação do LID tem sido associada com parcelamentos urbanos muito mais generosos em termos de área dos lotes e disponibilidade de espaços públicos do que as condições encontradas nos loteamentos de interesse social no Brasil. Pode-se dizer então, que a escolha dessa área em específico, possibilitou importantes discussões sobre os desafios da incorporação do LID para estas localidades.

Para a avaliação comparativa dos diferentes cenários propostos, foram adotadas as ferramentas da ACV (desempenho ambiental) e CCV (desempenho econômico) em associação com os resultados da modelagem hidráulico-hidrológica no SWMM. A ponderação dos resultados da ACV e CCV dos cenários a partir dos seus diferentes volumes de água pluvial gerenciados localmente, possibilitou que se alcançasse uma avaliação multidimensional destes sistemas, baseada no pensamento de ciclo de vida.

Assim, os resultados da avaliação indicam que, comparado com o cenário convencional (*Scen.CONV*), o cenário de manejo alternativo com controle na fonte dos lotes por meio de poços de infiltração (*Scen.WELL*) apresentou uma redução de 60% na vazão de pico, uma diminuição de custos da ordem de 54-58% e impactos potenciais por m³ de águas pluviais gerenciada entre 51-65% menores, para todas as categorias de impactos ambientais.

Por sua vez, o cenário representando a abordagem integrada LID (*Scen.LID*), baseado no uso de estratégias estruturais e não estruturais associadas, permitiu alcançar as condições de pré-desenvolvimento da área, apresentando uma diminuição de 100% na vazão de pico em comparação com o cenário convencional (*Scen.CONV*), uma redução de custos da ordem de 71-79% e impactos potenciais por m³ entre 74-82% menores, para todas as categorias de impactos ambientais avaliadas.

No cenário LID, características como a alta permeabilidade do solo local e a adoção de algumas alterações urbanísticas, possibilitaram o controle na fonte de todo o escoamento superficial da área de projeto para o Tr pretendido. Nesse sentido, um dos achados relevantes do trabalho é justamente comprovar a viabilidade do uso dessa abordagem para um loteamento com tais restrições (tanto de área, quanto de orçamento). Isto amplia significativamente as possibilidades do uso do LID nessas localidades, tendo em vista que a questão da habitação se configura como um importante desafio para os países em desenvolvimento, que precisam discutir meios de atender as demandas de seu déficit habitacional, sem que para isso, seja comprometida a qualidade dos ambientes naturais.

Além da comparação entre os cenários, a avaliação conduzida também permitiu identificar os pontos de maior destaque ao longo do ciclo de vida das diferentes TC analisadas (custos, aspectos, impactos e processos mais significativos), possibilitando elaborar algumas sugestões para futuras investigações, com o objetivo de tornar estes sistemas ambientalmente mais adequados e economicamente mais viáveis. Seguem as recomendações:

- **Poços de infiltração:** ao longo do ciclo de vida destas estruturas, pode-se dizer que os materiais empregados na construção dos poços de infiltração correspondem à maior parte dos seus custos (acima de 85%) e do potencial de impactos ambientais (entre 60-89%) para todas as 12 categorias analisadas, com destaque para o concreto (material utilizado na produção dos tubos). Observando os recentes esforços para incentivar a implantação em larga escala destes dispositivos por parte de algumas municipalidades, como a prefeitura de São Carlos, é muito importante que se discutam novas configurações e materiais alternativos para a construção dos poços de infiltração.
- **Planos de infiltração:** já com relação aos planos de infiltração, à maior parte dos custos (acima de 67%) está alocado nas atividades de manutenção necessárias ao longo do ciclo de vida destas estruturas. Isso também é verdadeiro para o potencial de impactos ambientais (entre 56-92%) na maioria das categorias avaliadas (8 de 12 categorias). Desta feita, para que se possam promover melhorias no desempenho geral destes dispositivos, um dos aspectos prioritários a ser estudado diz respeito ao estabelecimento de rotinas para as atividades de manutenção das áreas gramadas (como corte, adubação e eventuais recomposições), para que se mantenham as taxas de infiltração necessárias ao adequado funcionamento destas estruturas. Além do levantamento de outras espécies que possam ser usadas para este fim (e demandem menos manutenção).

- **Valas-trincheira de infiltração:** similar ao que acontece nos planos de infiltração, grande parte dos custos (acima de 72%) ao longo do ciclo de vida das valas-trincheiras de infiltração incorre nas atividades de manutenção. Porém, a maior parte do potencial de impactos ambientais (entre 36-90%) está relacionada ao transporte dos materiais de construção (7 de 12 categorias). Isso ocorre devido ao grande volume de material de preenchimento utilizado nas trincheiras. Levando esse fato em consideração, os esforços devem se centrar no uso de materiais de origem local, visando diminuir os efeitos nocivos ao ambiente do transporte de cargas em longas distâncias.

É válida também, a discussão acerca de como os coeficientes de segurança adotados para o dimensionamento destas estruturas interferem nos resultados, assim como a importância e a necessidade de determinação de parâmetros *in loco*, ao invés da utilização de dados genéricos. Salienta-se ainda, que um dos maiores desafios para a elaboração deste trabalho foi justamente a falta de dados específicos para as condições brasileiras. Se por um lado, os dados relacionados à construção das estruturas de drenagem convencionais podem ser facilmente encontrados em planilhas governamentais e os dados relacionados à construção das TC podem ser extrapolados a partir de algumas experiências já realizadas, estimar as atividades de manutenção necessárias ao longo do ciclo de vida destas estruturas se revelou a maior lacuna (e barreira) encontrada.

Conforme foi apurado no levantamento bibliográfico, são poucos os autores que se arriscam a determinar a vida útil destas estruturas e estimar as atividades necessárias para sua adequada conservação. Destaca-se assim, a importância dos dados de monitoramento em longo prazo do desempenho destas estruturas a fim de construir um arcabouço consistente para subsidiar futuras análises comparativas baseadas no pensamento de ciclo de vida, seja para a realidade brasileira, seja em âmbito mundial.

Para concluir, pontua-se também a relevância do desenvolvimento de modelos de AICV específicos para as condições do Brasil, e o potencial apresentado pelas ferramentas de ACV e CCV na ampla compreensão das implicações decorrentes de decisões projetuais em ambientes urbanos. Os resultados deste trabalho corroboram a importância de se realizar uma avaliação multidimensional, tendo em vista que as diferentes estruturas e elementos que compõem o ambiente urbano atuam de forma sistêmica, agindo tanto na geração do escoamento superficial, quanto na sua atenuação e manejo, o que torna a modelagem e análise destes sistemas pela perspectiva do ciclo de vida, um campo ainda mais complexo e promissor, a ser explorado nos próximos anos.

REFERÊNCIAS

- AGUAYO, M. A. **Development of a database and website for low impact development rapid assessment (LIDRA) tool version 2.0**. 2010. Tese (Doutorado em Arquitetura e Engenharia Ambiental) - Drexel University, Philadelphia, EUA.
- ALMEIDA, F. F. M. **Fundamentos geológicos do relevo paulista**. São Paulo: Instituto de Geografia, Universidade de São Paulo, 1964. (Série Teses e Monografias).
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIAL. **ASTM D 3385-09**: Standard test method for infiltration rate of soils in Field using Doble-Ring Infiltrometer. Pennsylvania, 2009.
- ANDREW, R. M., VESELY, É. -T. Life-cycle energy and CO₂ analysis of stormwater treatment devices. **Water Science & Technoly**, v. 58, n. 5, p. 985-993, 2008.
- ANTONUCCI, D. C.; SCHAUMBURG, F. D. Environmental effects of advanced wastewater treatment at South Lake Tahoe. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 47, n. 11, p. 2694-2701, 1975.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181**: Solo Análise Granulométrica – Método de Ensaio. Rio de Janeiro, 1984.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9050**: Acessibilidade a edificações, mobiliário, espaços e equipamentos urbanos. Rio de Janeiro, 2015.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040**: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044**: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009.
- BACHAWATI, M. E.; MANNEH, R.; BELARBI, R.; DANDRES, T.; NASSAB, C.; ZAKHEM, H. E. Cradle-to-gate life cycle assessment of traditional gravel ballasted, white reflective, and vegetative roofs: A Lebanese case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 137, p 833-842, 2016.
- BAHIENSE, J. M. **Avaliação de técnicas compensatórias em drenagem urbana baseadas no conceito de Desenvolvimento de Baixo Impacto, com o apoio de modelagem matemática**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- BAIRD, C. **Química ambiental**. Tradução Maria Angeles Lobo Recio; Luiz Carlos Marques Carrera. 2 ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.
- BAPTISTA, L. F. S. **Aspectos ambientais, sanitários, hidrológicos e urbanísticos na concepção e aplicação do LID (Low Impact Development) em microbacia na UFSCar**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

BAPTISTA, M.; NASCIMENTO, N.; BARRAUD, S. **Técnicas Compensatórias em drenagem urbana**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da ABRH, 2015.

BARBASSA, A. P. **Simulação do efeito da urbanização sobre a drenagem pluvial na cidade de São Carlos, SP**. 1991. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

BARBOSA, R. V. R. **Estudo do campo térmico urbano de São Carlos (SP): análise da intensidade da ilha de calor urbano em episódio climático de verão**. 2009. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

BARE, J.; NORRIS, G.; PENNINGTON, D.; MCKONE T. TRACI – Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environment Impacts. **Journal of Industrial Ecology**, v. 6, n. 3-4, p. 49-78, 2003.

BERTONI, J. C. TUCCI, C. E. M. Precipitação. In: TUCCI, C. E. M. (Org.) **Hidrologia: Ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2014. p. 177-241.

BIANCHINI, F.; HEWAGE K. How “green” are the green roofs? Lifecycle analysis of green roof materials. **Building and Environment**, v. 48, p. 57-65, 2012.

BIDONE, F. R. A.; TUCCI, C. E. M. Microdrenagem. In: TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L. L.; BARROS, M. T. (Org.) **Drenagem Urbana**. Reimpressão da 1. ed. Porto Alegre: ABRH, 2015. p. 77-105.

BONFIM, F. C. R. **Aplicação de conceitos de Urbanização de Baixo Impacto em campus universitário: Estudo de caso UFSCar/São Carlos/SP**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

BOYDEN, S.; MILLAR, S.; NEWCOMBE, K.; O’NEIL, B. **The ecology of a city and its people**. The case of Hong Kong. Canberra: Australian National University Press, 1981.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Secretaria Nacional de Irrigação. Departamento Nacional de Meteorologia. **Normas Climatológicas (1961-1990)**. Brasília, 1992.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Programa Drenagem Urbana Sustentável. **Manual para apresentação de propostas**. Brasília, 2006.

BRUDLER, S.; ARNBJERG-NIELSEN, K.; HAUSCHILD, M. Z.; RYGAARD, M. Life cycle assessment of stormwater management in the context of climate change adaptation. **Water Research**, v. 106, p. 394-404, 2016.

BUTERA, F. M. **Da caverna à casa ecológica**. História do conforto e da energia. Tradução Elza Bassetto. São Paulo: Nova Técnica, 2009.

BUTLER, D.; DAVIES, J. W. **Urban drainage**. 2. ed. London: Spon Press, 2004.

BUTLER, D.; PARKINSON, J. Towards sustainable urban drainage. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 9, p. 53-63, 1997.

CANHOLI, A. P. **Drenagem urbana e controle de enchentes**. São Paulo: Oficina de Textos, 2005.

CARTER, T., KEELER, A. Life-cycle cost–benefit analysis of extensive vegetated roof systems. **Journal of Environmental Management**, v. 87, n.3, p. 350-363, 2008.

CEMADEN. Centro Nacional de Monitoramento a Alertas de Desastres Naturais. **Protocolo de Ação Integrada para os casos de Inundação Gradual: Definições**. Diário Oficial da União, nº 249, p. 58, 24 dez. 2013. Disponível em: <<http://www.cemaden.gov.br/inundacao/>>. Acesso em: 14 jun. 2017.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Departamento de Águas e Energia Elétrica. **Drenagem urbana: Manual de Projeto**. ed. 2. São Paulo: DAEE/CETESB, 1980.

CHE, W.; TANG, L. **Reconstruction of combined sewer system in China and combined sewer overflow pollution control strategy**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Arquitetura) - Universidade de Beijing, Beijing, China.

CHE, W.; ZHAO, Y.; YANG, Z. LI, J.; SHI, M. Integral stormwater management master plan and design in an ecological community. **Journal of Environmental Sciences**, v. 26, n. 9, p. 1818-1823, 2014.

COLODEL, M. G. **Aplicação do modelo hidrológico SWMM na avaliação de diferentes níveis de detalhamento da bacia hidrográfica submetida ao processo de transformação chuva-vazão**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

COLTRO, L. Avaliação do Ciclo de Vida - ACV. In: COLTRO, L. (Org.) **Avaliação do Ciclo de Vida como instrumento de gestão**. Campinas: CETEA/ITAL, 2007 [on line]. Disponível em: <http://cetea.ital.sp.gov.br/publicacoes/adi_25/#/1/>. Acesso em: 05 jul. 2016.

CUBI, E.; ZIBIN, N. F.; THOMPSON, S. J.; BERGERSON, J. Sustainability of rooftop technologies in cold climates: comparative life cycle assessment of white roofs, green roofs, and photovoltaic panels. **Journal of Industrial Ecology**, v. 20, n. 2, p. 249-262, 2015.

DE SOUSA, M. R.; MONTALTO, F. A.; SPATARI, S. Using life cycle assessment to evaluate green and grey combined sewer overflow control strategies. **Journal of Industrial Ecology**, v. 16, n. 6, p. 901-913, 2012.

DIAS, G. F. **Elementos de ecologia urbana e sua estrutura ecossistêmica**. Brasília: IBAMA, 1997. (Série Meio Ambiente em Debate).

DIXON, A.; SIMON, M.; BURKITT, T. Assessing the environmental impact of two options for smallscale wastewater treatment: comparing a reedbed and an aerated biological filter using a life cycle approach. **Ecological Engineering**, v. 20, n. 4, p. 297-308, 2003.

DNIT. Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. Diretoria Executiva. Instituto de Pesquisas Rodoviárias. **Manual de projeto geométrico de travessias urbanas**. Rio de Janeiro, 2010.

ECKART, K., MCPHEE, Z., BOLISSETTI, T. Performance and implementation of low impact development - A review. **Science of The Total Environment**. v. 607-608, p. 413-432, 2017.

FERREIRA, T. S. **Avaliação do comportamento hidrológico de poços de infiltração de águas pluviais sob diferentes concepções.** 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

FLYNN, K. M. **Evaluation of green infrastructure practices using life cycle assessment.** 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências, especializado em Engenharia Sustentável) - Villanova University, Villanova, EUA.

FLYNN, K. M.; TRAYER, R. G. Green infrastructure life cycle assessment: A bio-infiltration case study. **Ecological engineering**, v. 55, p. 9-22, 2013.

FOLEY, J.; HASS, D.; HARTLEY, K.; LANT, P. Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. **Water Research**, v. 44, n. 5, p. 1654-1666, 2010.

FRATINI, C. F.; GELDOF, G. D.; KLUCK, J.; MIKKELSEN, P. S. Three Points Approach (3PA) for urban flood risk management: A tool to support climate change adaptation through transdisciplinarity and multifunctionality. **Urban Water Journal**, v. 9, n. 5, p. 317-331, 2012.

JIA, H. F.; MA, H.; SUN, Z.; YU, S.; DING, Y.; LIANG, Y. A closed urban scenic river system using stormwater treated with LID-BMP technology in a revitalized historical district in China. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 448-457, 2014.

JULIO, C. B. **Impacto do uso de controle na fonte sobre o sistema de drenagem convencional.** 2018. Monografia de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) - Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

KIM, D.; PARK, T.; HYUN, K.; LEE, W. Life cycle greenhouse-gas emissions from urban area with low impact development (LID). **Advances in Environmental Research**, v. 2, n. 4, p. 279-290, 2013.

KIM, J.; HONG, T.; KOO, C.W. Economic and environmental evaluation model for selecting the optimum design of green roof systems in elementary schools. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 15, p. 8475-8483, 2012.

KIRK, B. **Suburban stormwater management: an environmental life-cycle approach.** 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências, especializado em Recursos Naturais) - University of Vermont, Burlington, EUA.

KIRK, B.; ROSEEN, R.; ETNIER, C. The big picture - evaluating stormwater BMPs through the Life Cycle lens. In: ANNUAL STORM CONFERENCE, 5, 2006, Denver. **Proceedings**. Denver: ASCE, 2006. 8 p.

KOSAREO, L.; RIES, R. Comparative environmental life cycle assessment of green roofs. **Building and Environment**, v. 42, n. 7, p. 2606-2613, 2007.

LAMPE, L.; ANDREWS, H.; BARRETT, M.; HOLLON, M.; JEFFERIES, C.; KELLAGHER, R.; MARTIN, P.; WOODS-BALLARD, B. **Post-project monitoring of BMPs/SUDS to determining performance and whole-life costs:** Phase 2. Alexandria, Virginia, EUA: Water Environmental Research Foundation, 2005.

- LE GOFF, J. **O apogeu da cidade medieval**. Tradução Antônio de Padua Danesi. São Paulo: Martins Fontes, 1992. (Coleção O Homem e a História).
- LIMA JUNIOR, J. M. **Cidade, solo urbano e drenagem**: abordagem sobre as inundações em área da zona leste da cidade de Teresina, Piauí. 2011. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Piauí, Teresina.
- LUCAS, A. H. **Monitoramento e modelagem de um sistema filtro-valeta-trincheira de infiltração em escala real**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- MACEDO, M. B. **Otimização de Técnicas Compensatórias de drenagem urbana em clima subtropical**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- MARTINS, J. R. S. Obras de Macrodrenagem. In: TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L. L.; BARROS, M. T. (Org.) **Drenagem Urbana**. Reimpressão da 1. ed. Porto Alegre: ABRH, 2015. p. 167-240.
- MDE. Maryland Department of the Environment. Water Management Administration. **Maryland Stormwater Design Manual**: Volumes I e II. Maryland: MDE, 2009.
- MENDES, N. C. **Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida**: análise e subsídios para a aplicação no Brasil. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- MIGUEZ, M. G.; VERÓL, A. P.; Rezende, O. M. **Drenagem urbana**: do projeto tradicional à sustentabilidade. Rio de Janeiro: Elsevier-Campus, 2015.
- MONTALTO, F. A.; BEHR, C.; ALFREDO, K.; WOLF, M.; ARYE, M.; WALSH, M. Rapid assessment of the cost-effectiveness of low impact development for CSO control. **Landscape and Urban Planning**, v. 82, n. 3, p.117-131, 2007.
- MOURAD, A. L.; GARCIA, E. E. C.; VILHENA, A. **Avaliação do Ciclo de Vida**: Princípios e aplicações. Campinas: CETEA/CEMPRE, 2002.
- O'SULLIVAN, A. D.; WICKE, D.; HENGEN, T. J.; SIEVERDING, H. L.; STONE, J. J. Life cycle assessment modelling of stormwater treatment systems. **Journal of Environmental Management**, v. 149, p. 236-244, 2015.
- PADEP. Pennsylvania Department of Environmental Protection. Bureau of Watershed Management. **Pennsylvania stormwater best management practices manual**. Doc. No. 363-0300-002. Washington: PADEP, 2006.
- PEREIRA, T. R. D. S. **Projeto paisagístico como integrador de Técnicas Compensatórias à paisagem urbana**: Estudo de caso aplicado em planos de infiltração do campus da UFSCar. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- PETIT-BOIX, A.; SEVIGNÉ-ITOIZ, E.; ROJAS-GUTIERREZ, L. A.; BARBASSA, A. P.; JOSA, A.; RIERADEVALL, J.; GABARREL, X. Floods and consequential life cycle

assessment: Integrating flood damage into the environmental assessment of stormwater Best Management Practices. **Journal of Cleaner Production**, v. 162, p. 601-608, 2017.

PETIT-BOIX, A.; SEVIGNÉ-ITOIZ, E.; ROJAS-GUTIERREZ, L. A.; BARBASSA, A. P.; JOSA, A.; RIERADEVALL, J.; GABARREL, X. Environmental and economic assessment of a pilot stormwater infiltration system for flood prevention in Brazil. **Ecological engineering**, v. 84, p. 194-201, 2015.

PGCo. Prince George's County. Department of Environmental Resources. **Low-Impact Development Design Strategies: an integrated design approach**. Maryland: PGCo, 1999.

POLIS. Diagnóstico para elaboração de Plano Diretor Municipal de São Carlos - Instituto Polis - **Prefeitura Municipal de São Carlos**, São Paulo, 2002.

POMPÊO, C. A. Drenagem urbana sustentável. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos RBRH**, v. 5, n. 1, p. 15-23, 2000.

PRÉ CONSULTANTS. **Introduction to LCA with SimaPro 7**. Pré Consultants, 2010.

REATTO, A.; CORREIA, J. R.; SPERA, S. T.; MARTINS, E. S. Solos do Bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, A. P.; RIBEIRO, J. F. (Org.) **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 151-199.

RIBEIRO, A. M. **BMP'S em drenagem urbana** – Aplicabilidade em cidades brasileiras. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Ambiental) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, A. P.; RIBEIRO, J. F. (Org.) **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 89-168.

ROLIM, G. S.; CAMARGO, M. B. P.; LANIA, D. G.; MORAES, J. F. L. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o estado de São Paulo. **Bragantia**, v. 66, n. 4, p. 711-720, 2007.

ROSEEN, M. F. **Forging the link: Linking the Economic Benefits of Low Impact Development and Community Decisions**. University of New Hampshire Stormwater Center. Portsmouth: UNH, 2011.

ROSSMAN, L. A. **Storm Water Management Model** – User's Manual Version 5.1. National Risk Management Research Laboratory. United States Environmental Protection Agency. Cincinnati: US EPA, 2015.

ROWE, D. B. Green roofs as a means of pollution abatement. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 8-9, p. 2100-2110, 2011.

SAIZ, S., KENNEDY, C., BASS, B., PRESSNAIL, K. Comparative life cycle assessment of standard and green roofs. **Environmental Science & Technology**, v. 40, p. 4312-4316, 2006.

SANTOS, M. F. N. **Análise dos impactos na construção civil: Avaliação do Ciclo de Vida em chapas de partículas para forros**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Bauru.

SÃO CARLOS. Diretrizes para drenagem urbana. **Prefeitura Municipal de São Carlos**, São Carlos, 2010.

SÃO CARLOS. Lei Municipal nº 13.944 de 12 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a criação das Áreas de Proteção e Recuperação dos Mananciais do Município - APREM e dá outras providências. **Prefeitura Municipal de São Carlos**, São Carlos, 2006.

SÃO CARLOS. Lei Municipal nº 15.958 de 29 de dezembro de 2011. Dispõe sobre o Código de Obras e Edificações do Município de São Carlos, e dá outras providências. **Prefeitura Municipal de São Carlos**, São Carlos, 2011.

SÃO CARLOS. Lei Municipal nº 18.053 de 19 de dezembro de 2016. Estabelece o Plano Diretor do Município de São Carlos e dá outras providências. **Prefeitura Municipal de São Carlos**, São Carlos, 2016.

SÃO CARLOS. Memorial Descritivo proposto para implantação do empreendimento: Projeto do Loteamento Residencial Américo Alves Margarido. Secretaria Municipal de Habitação e Desenvolvimento Urbano. Processo Nº 4023/1999. **Prefeitura Municipal de São Carlos**, São Carlos, 1999.

SAVIETTO, J. P. Estudos sobre as chuvas e taxa de infiltração na região norte da cidade de São Carlos (SP). 2014. Monografia de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos.

SCS. Soil Conservation Service. United States Department of Agriculture. **Urban hydrology for small watersheds**. Washington: USDA, 1975.

SÉ, J. A. S. **O Rio monjolinho e sua bacia hidrográfica como integradores de sistemas ecológicos**. 1992. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

SEESP. Secretaria de Estado da Educação de São Paulo. Coordenadoria de Estudos e Normas Pedagógicas. **Água hoje e sempre: consumo sustentável**, São Paulo: SE/CENP, 2004.

SHANDONG UNIVERSITY SCHOOL OF ENVIRONMENTAL SCIENCE AND ENGINEERING. **Chinese Process-based Life Cycle Inventory Database**. Shandong, 2016. Disponível em: <<http://www.huanke.sdu.edu.cn/showsxdw.php?articleid¼1831>>.

SILVA, G. F. N. **Desenvolvimento de Baixo Impacto aplicado ao campus Samambaia da Universidade Federal de Goiás**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

SILVEIRA, A. L. L. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C. E. M. (Org.) **Hidrologia: Ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2014. p. 35-51.

SILVEIRA, A. L.; LOUZADA, J. A.; BELTRAME, L. F. S. Infiltração e armazenamento no solo. In: TUCCI, C. E. M. (Org.) **Hidrologia: Ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2014. p. 335-372.

SOARES, J. J.; SILVA, D. W.; LIMA, M. I. S. Current state and projection of the probable original vegetation of the São Carlos region of São Paulo state, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 3, p. 527-536, 2003.

SOUZA, C. F.; CRUZ, M. A. S.; TUCCI, C. E. M. Desenvolvimento Urbano de Baixo Impacto: Planejamento e tecnologias verdes para a sustentabilidade das águas urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos RBRH**, v. 17, n. 2, p. 9-18, 2012a.

SOUZA, I. M. M. **Mudanças de uso da terra na paisagem cultural**. Caso de estudo: município de São Carlos, SP. 2016. Tese (Doutorado em Ciências, Área de Concentração em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

SOUZA, R. M.; CRISPIM, D. C.; FORMIGA, K. T. M. Estudo comparativo entre os modelos SWMM e HEC-HMS para simulação de escoamento superficial – caso de estudo bacia do córrego Samambaia. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 5, n. 2, p. 1-11, 2012b.

SPATARI, S.; YU, Z.; MONTALTO, F. A. Life cycle implications of urban green infrastructure. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 8-9, p. 2174-2179, 2011.

TAVANTI, D. R. **Desenvolvimento de Baixo Impacto aplicado ao processo de planejamento urbano**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

TECEDOR, N. **Monitoramento e modelagem hidrológica de plano de infiltração construído em escala real**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

TOLENTINO, M. **Estudo crítico sobre o clima da região da São Carlos**. São Carlos: Prefeitura Municipal. Concurso de Monografias Municipais, 1967.

TRCA. Toronto Region Conservation Authority. Evaluation of an extensive green roof. **Final Report**. Sustainable Technologies Evaluation Program. Toronto, Canada: TRCA, 2006.

TUCCI C. E. M. Hidrologia: Ciência e aplicação. In: TUCCI, C. E. M. (Org.) **Hidrologia: Ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2014a. p. 25-33.

TUCCI C. E. M. Interceptação. In: TUCCI, C. E. M. (Org.) **Hidrologia: Ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2014b. p. 243-252.

TUCCI C. E. M.; BELTRAME, L. F. S. Evaporação e evapotranspiração. In: TUCCI, C. E. M. (Org.) **Hidrologia: Ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2014. p. 253-287.

TUCCI, C. E. M. Gerenciamento da drenagem urbana. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos RBRH**, v. 7, n. 1, p. 5-27, 2002.

TUCCI, C. E. M. Inundações Urbanas. In: TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L. L.; BARROS, M. T. (Org.) **Drenagem Urbana**. Reimpressão da 1. ed. Porto Alegre: ABRH, 2015. p. 15-36.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. Colaboração da Associação Brasileira de Recursos Hídricos/ABRH. 2. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2005.

TUCCI, C. E. M.; GENZ, F. Controle do impacto da urbanização. In: TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L. L.; BARROS, M. T. (Org.) **Drenagem Urbana**. Reimpressão da 1. ed. Porto Alegre: ABRH, 2015. p. 277-347.

TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L. L.; BARROS, M. T. **Drenagem Urbana**. Reimpressão da 1. ed. Porto Alegre: ABRH, 2015.

UACDC. University of Arkansas Community Design Center. **Low impact development: A design manual for urban areas**. Fayetteville: UACDC, 2010.

UEHARA, C. Y. **Análise de rede de microdrenagem com incorporação de Técnica Compensatória centralizada em loteamento de interesse social**. 2018. Monografia de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) - Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

URBONAS, B.; STAHERE, P. **Stormwater detention for drainage, water quality and CSO management**. New Jersey: Practice-Hall, 1993.

US EPA. Assessment and Standards Division. **MOBILE6.2** - US EPA Mobile Source Emission Factor Model. Washington, 2003.

US EPA. Assessment and Standards Division. **NONROAD2005** - US EPA Nonroad Emissions Model. Washington, 2005.

VASCONCELOS, A. F.; FERREIRA, T. S.; SANTOS, M. F. N.; BARBASSA, A. P. Modeling infiltration wells in SWMM and comparing its performance with a real-scale well. In: MANNINA, G. (Ed.) **New Trends in Urban Drainage Modelling: UDM 2018**. Cham: Springer, 2019, p. 424-428.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. 2 ed. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil Ltda., 1980.

VINEYARD, D.; INGWERSEN, W. W.; HAWKINS, T. R.; XUE, X.; DEMEKE, B.; SHUSTER, W. Comparing green and grey infrastructure using life cycle cost and environmental impact: a rain garden case study in Cincinnati, OH. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 51, n. 5, p. 1342-1360, 2015.

WALESH, S. G. **Urban surface water management**. New York: John Wiley & Sons, 1989.

WANG, R.; ECKELMAN, M.; ZIMMERMAN, J. B. Consequential environmental and economic life cycle assessment of green and gray stormwater infrastructures for combined sewer systems. **Environmental Science & Technology**, v. 47, p. 11189-11198, 2013.

WARDYNSKI, B. J.; WINSTON, R. J.; LINE, D. E.; HUNT, W. F. Metrics for assessing thermal performance of stormwater control measures. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 551-562, 2014.

WEGST, U. G. K.; BEHR, C.; MONTALTO, F. A. Eco audit of seven green infrastructure practices. In: FRANGOPOL, D. M.; SAUSE, R.; KUSKO, C. S. (Ed.) **Bridge Maintenance, Safety, Management and Life-Cycle Optimization**. London: Taylor & Francis Group, 2010. p. 264.

WENZEL, H.; HAUSCHILD, M.; ALTING, L. **Environmental assessment of products**. London: Chapman & Hall, 1997. v. 1 e 2.

WONG, N. H.; TAY, S. F.; WONG, R.; ONG, C. L.; SIA, A. Life cycle cost analysis of rooftop gardens in Singapore. **Building and Environment**, v. 38, n. 3, p. 499- 509, 2003.

WOSSINK, A.; HUNT, B. **The economics of structural stormwater BMPs in North Carolina**. Water Resources Research Institute of University of North Carolina, 2003.

XU, C.; HONG, J.; JIA, H.; LIANG, S.; XU, T. Life cycle environmental and economic assessment of a LID-BMP treatment train system: A case study in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 149, p. 227-237, 2017.

YU, Z.; AGUAYO, M.; PIASECKI, M.; MONTALTO, F. A. Developments in LIDRA 2.0: a planning level assessment of the cost-effectiveness of low impact development. In: WORLD ENVIRONMENTAL AND WATER RESOURCES CONGRESS, 2010, Providence. **Proceedings**. Providence: ASCE, 2010.

ZHOU, L.; ZHOU, G.S.; JIA, Q.Y. Annual cycle of CO₂ exchange over a reed (*Phragmites australis*) wetland in Northeast China. **Aquatic Botany**, v. 91, n. 2, p. 91-98, 2009.

ZHOU, Q. A review of sustainable urban drainage systems considering the climate change and urbanization impacts. **Water**, v. 6, n. 4, p. 976-992, 2014.

GLOSSÁRIO

Alagamento: Precipitações intensas em bacias urbanas podem ocasionar grande volume de escoamento superficial e, caso a capacidade de manejo dos sistemas de drenagem urbanos seja extrapolada, o excedente de água acaba por se acumular nas áreas mais baixas do terreno, provocando o que se caracteriza como alagamentos nas ruas e calçadas, assim como pode também atingir outras infraestruturas urbanas, conforme definição do Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN, 2013).

Altura Pluviométrica (*P*): É uma das grandezas que caracterizam uma chuva, e pode ser entendida como a altura média que teria uma lamina de água precipitada em determinada região, considerando-se a hipótese que nenhuma parte dessa água se infiltrasse no solo, evaporasse ou escoasse para fora da região analisada. Essa grandeza é expressa em milímetro de chuva (mm), correspondente ao volume de 1 litro por 1 metro quadrado de superfície (BERTONI; TUCCI, 2014).

Bacia Hidrográfica: Área formada por um conjunto de superfícies que, em função da topografia, converge para uma rede de drenagem natural (que pode ser um único curso de água ou um sistema de cursos de água), de modo que toda a precipitação desague em um único ponto de saída da seção de referência, intitulado de exutório (SILVEIRA, 2014).

Curva IDF ou Equação de Chuva: As Curvas IDF (Intensidade - Duração - Frequência) são elaboradas a partir do processamento estatístico das séries históricas de dados pluviográficos de uma determinada região, correlacionando a Intensidade (em mm/h) a Duração (em min) e a Frequência (em *Tr*) (BERTONI; TUCCI, 2014).

Desenvolvimento de Baixo Impacto ou Urbanização de Baixo Impacto: São expressões comumente utilizadas no Brasil como traduções dos termos em inglês *Low Impact Development* e *Low Impact Urban Design and Development*. Sem prejuízo de significado, ambas as expressões se referem a um conjunto de princípios e estratégias que visam o manejo integrado das águas pluviais urbanas, por meio da adoção de uma abordagem mais “natural” da hidrologia (FLETCHER et al., 2014). Tendo em vista sua maior proximidade com o termo original, optou-se pela adoção da primeira expressão ao longo do presente trabalho.

Detenção: Abordagem alternativa à drenagem convencional, que objetiva a redução dos impactos negativos provenientes de áreas urbanizadas ao empregar estruturas que atuam

diminuindo a velocidade do escoamento e conseqüentemente, retardam o pico de vazão e ampliam o tempo de concentração da bacia, por meio do armazenamento (detenção) de parte do volume escoado (URBONAS; STAHR, 1993).

Duração (D): É uma das grandezas que caracterizam uma chuva, e pode ser definida de forma bastante simples como o período de tempo durante o qual a chuva cai, sendo que as unidades normalmente utilizadas para mensuração são o minuto (min) ou a hora (h) (BERTONI; TUCCI, 2014).

Escoamento Superficial: Um dos fenômenos do ciclo hidrológico, pode ser explicado pelo fato que, sendo o solo um meio poroso, o processo de infiltração da água precipitada ocorre até a saturação de sua superfície. A partir desse momento, a taxa de infiltração decai gradualmente e a parte da precipitação não infiltrada, em função das forças exercidas pela gravidade, passa a escoar para áreas mais baixas. Esse deslocamento de água sobre o terreno é denominado de escoamento superficial (SILVEIRA, 2014; SEESP, 2004).

Evaporação: Um dos fenômenos do ciclo hidrológico, ocorre quando a água em estado líquido sofre uma adição de energia ao sistema (proveniente do sol, da atmosfera, ou ambos) e é convertida em estado gasoso, através dos processos de difusão molecular e turbulenta, retornando à atmosfera em forma de vapor de água. A evaporação pode ocorrer em meio líquido ou sólido, como a água presente no solo (TUCCI; BELTRAME, 2014).

Evapotranspiração: Assim como a evaporação, a evapotranspiração também é um dos fenômenos do ciclo hidrológico, entretanto, difere por tratar-se do processo de evaporação da transpiração que provém da vegetação existente na bacia (TUCCI; BELTRAME, 2014).

Frequência ou Probabilidade de Excedência: É uma das grandezas que caracterizam uma chuva e, para ser compreendida, é preciso recordar que a precipitação é considerada um fenômeno aleatório, de modo que a frequência pode ser definida como sendo a probabilidade de que um determinado evento pluvial seja igualado ou superado em um ano qualquer, sendo que essa grandeza é expressa em probabilidade anual (BERTONI; TUCCI, 2014).

Infiltração: Um dos fenômenos do ciclo hidrológico, a infiltração é descrita como a passagem da água para o interior do solo, após a precipitação ter alcançado a superfície terrestre; e que depende de algumas variáveis como a quantidade de água precipitada disponível para infiltrar, a natureza do solo que irá receber essa água, o estado da superfície do solo, bem como as quantidades de água e ar previamente existentes em seu interior (SILVEIRA et al., 2014).

Intensidade (i): É uma das grandezas que caracterizam uma chuva, e pode ser definida pela relação entre a precipitação (em mm) por unidade de tempo (em min ou h), sendo expressa geralmente em mm/h ou mm/min. É importante destacar que, apesar da Intensidade apresentar variabilidade temporal em uma chuva real, para efeitos de cálculos hidrológicos, é considerada uma grandeza constante durante os intervalos de tempo definidos para análise (BERTONI; TUCCI, 2014).

Interceptação: Um dos fenômenos do ciclo hidrológico, é caracterizado como a interceptação de parte da precipitação antes que a chuva atinja a superfície do solo. A cobertura vegetal atua como uma forma de reduzir o escoamento superficial e características da vegetação (como o tamanho e número de folhas), da precipitação e das condições climáticas interferem no percentual da chuva interceptada (TUCCI, 2014b).

Inundação: As inundações podem ser definidas como a submersão de áreas fora dos limites normais de um curso de água, devido a uma chuva que eventualmente excede a capacidade de cheia das várzeas e, geralmente, o transbordamento ocorre de forma gradual e em função de precipitações de longa duração (CEMADEN, 2013).

Precipitação: Um dos fenômenos do ciclo hidrológico, a precipitação ocorre quando as partículas de vapor de água presentes na atmosfera (ao aglutinar-se aos núcleos de condensação, como a poeira e o gelo) chegam a um tamanho e peso suficientes que possam romper as turbulências e forças que as mantêm em suspensão no meio atmosférico e, precipitam por meio da força da gravidade, atingindo a superfície da terra em diversas formas, sendo a chuva a mais comum delas (SILVEIRA, 2014).

Retenção Superficial: Parcela da chuva retida nas irregularidades da superfície do solo. A água retida forma pequenos reservatórios nas depressões superficiais que, eventualmente, poderão regressar à atmosfera por meio da evaporação ou infiltrar no solo (TUCCI, 2014b).

Tempo ou Período de Retorno (Tr): É mais uma das grandezas que caracterizam uma chuva e, sendo a precipitação considerada um fenômeno aleatório, o Tr pode ser definido como o intervalo de tempo (expresso em número médio de anos) dentro do qual espera-se que um determinado evento pluvial seja igualado ou superado (BIDONE; TUCCI, 2015).

APÊNDICES

Apêndice 1. Procedimentos metodológicos: Ensaio de Infiltração de Duplo Anel

Para o dimensionamento dos diferentes sistemas de drenagem dos cenários foi necessário antes, obter alguns parâmetros *in loco*, de modo que foram realizados ensaios de campo para caracterização do solo na área do loteamento. Para a determinação da condutividade hidráulica do solo (K) local foi utilizado o Método do Infiltrômetro de Duplo Anel, normatizado pela *American Society for Testing and Material ASTM D 3385-09 (2009): Standard test method for infiltration rate of soils in Field using Doble-Ring Infiltrometer*, e para a coleta de dados, foram determinados dois pontos distintos localizados na praça central do loteamento e coletadas amostras durante o mês agosto de 2017.

Os procedimentos descritos a seguir, foram adaptados com base na norma norte-americana, empregando-se os materiais: dois anéis metálicos concêntricos (sendo que a proporção entre o anel externo e o interno deve ser de 2:1); tanque de PVC com régua lateral graduada em mm e registro de gaveta de $\frac{1}{4}$ de volta instalado na parte inferior do tanque; mangueira flexível para conexão dos anéis ao tanque; boia hidráulica; marreta; nível de bolha; areia (para auxiliar o nivelamento da superfície do solo sob o tanque de PVC) e água. Além das leituras realizadas por meio da observação do nível de água na régua graduada, também se utilizou os sensores eletrônicos de nível e temperatura OTT, modelo *Orpheus mini*.

Conforme se observa na Figura A.1, foto A, inicialmente escolheu-se uma área nivelada para a execução do ensaio e sobre esta superfície instalou-se o anel interno (menor diâmetro), cravando-o no solo com o auxílio de uma marreta. Do mesmo modo, foi instalado o anel externo de maneira que ambos ficassem nivelados e concêntricos, como se nota nas fotos B e C. Em seguida, foi conectada uma boia hidráulica no furo realizado na lateral do anel interno para garantir que o nível d'água seja constante ao longo de todo o ensaio, foto D.

Figura A.1: Procedimentos de instalação do infiltrômetro de duplo anel.



Fonte: Elaborado pela autora.

Na Figura A.2, foto E, observa-se que o tanque de PVC foi colocado sobre uma superfície nivelada e posteriormente conectado aos anéis por meio da mangueira flexível. Continuando, procedeu-se o enchimento do tanque até que a água atingisse a marca de aproximadamente 500 mm, foto F. Somente após a instalação de todo o equipamento que o ensaio foi iniciado: abriu-se o registro do tanque e despejou-se água simultaneamente no interior dos anéis, até a lâmina d'água atingir 10 cm, como se observa nas fotos G e H.

Figura A.2: Procedimentos de enchimento do infiltrômetro de duplo anel.



Fonte: Elaborado pela autora.

Ao longo do ensaio, conforme Figura A.3, foto I, acompanhou-se a infiltração vertical da água no anel interno a partir de leituras realizadas na régua graduada instalada na lateral do tanque, em intervalos de 5 em 5 minutos, até ocorrer a estabilização do fluxo e as variações do nível d'água tornarem-se constantes (verificado após diversas leituras consecutivas). A lâmina d'água do anel externo foi mantida no mesmo nível (10 cm) durante todo o ensaio para orientar o fluxo vertical no anel interno, como se observa na foto J.

Além das leituras da régua, durante todo o ensaio os sensores eletrônicos OTT foram monitorados e os dados coletados (com relação ao nível e a temperatura da água) transferidos para uma planilha no *software* Excel, foto K. A partir dos dados obtidos é possível calcular a condutividade hidráulica saturada do solo (K_{sat}) e a decorrente taxa de infiltração, determinada pela equação de Horton.

Figura A.3: Procedimentos de leitura do ensaio de infiltrômetro de duplo anel.



Fonte: Elaborado pela autora.

Apêndice 2. Procedimentos metodológicos: Ensaio de Granulometria

Nos mesmos pontos da praça central do loteamento, onde foi realizado o ensaio de infiltração, também foram retiradas amostras de solo nas profundidades de 0,25 m, 0,50 m, 0,75 m e 1,00 m, para a realização dos ensaios necessários para a análise granulométrica e identificação do solo, conforme Figura A.4, fotos A e B. Os ensaios foram realizados segundo a norma ABNT NBR 7181 (1984): Solo Análise Granulométrica - Método de Ensaio, e auxiliados pelo técnico Sidnei Muzetti do Laboratório de Geotécnica (LabGeo) da UFSCar.

Inicialmente, para a verificação do teor de umidade do solo, foram separadas porções de 1 kg de cada amostra e passadas na peneira de 2,0 mm, Figura A.4, foto C. Na sequência, do material que passou pela peneira, foram retiradas três porções menores de cada amostra, conforme Figura A.4, foto D. Prosseguiu-se a realização do ensaio de sedimentação e, por meio de uma análise preliminar, foi possível verificar que o solo apresentava partículas grossas, de modo que se determinou então, a tomada de amostras de aproximadamente 130 g.

Figura A.4: Procedimentos de coleta e preparo das amostras para os ensaios.

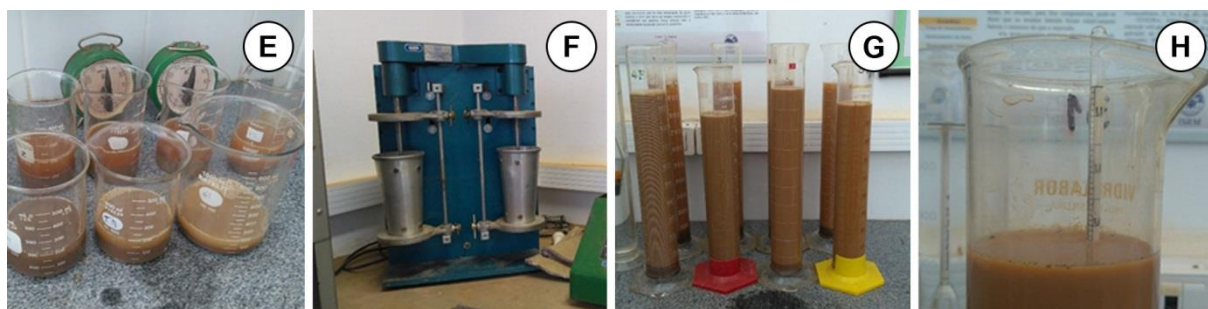


Fonte: Elaborado pela autora.

Como se visualiza na Figura A.5, foto E, as porções relativas a cada amostra foram adicionadas em béqueres contendo hexametáfosfato de sódio, utilizado como defloculante, durante o período mínimo de 12 horas. Este intervalo é importante para que as partículas se desagreguem ao máximo, diminuindo assim o índice de vazios presentes no solo. Após esse período, o conteúdo de cada béquer foi levado ao dispersor, equipamento que pode ser visto na Figura A.5, foto F, durante o período de 15 minutos para ação mecânica.

Continuando o ensaio, o material disperso foi totalmente transferido para a proveta, onde foi sendo completado com água destilada até atingir um volume de 1000 cm³, como pode ser visto na Figura A.5, foto G. A homogeneização da solução presente na proveta é importante para que se determine o marco zero para a medição da densidade, ou seja, um estado inicial onde as partículas da solução estejam o máximo possível dispersas. Para determinar a densidade, foram feitas leituras com densímetro, conforme Figura A.5, foto H.

Figura A.5: Procedimentos de sedimentação das amostras.



Fonte: Elaborado pela autora.

As leituras de densidade e temperatura foram realizadas nos seguintes intervalos de tempo: 15 s, 30 s, 1 min, 2 min, 4 min, 8 min, 15 min, 30 min, 1 h, 2 h, 4 h, 8 h e 24 h. Com esses dados, pode-se calcular a quantidade de partículas e seus respectivos diâmetros, supondo-as de geometria esférica, por meio da equação:

$$D = \sqrt{\frac{1800 \cdot \mu}{\gamma_s - \gamma_w}} \times \sqrt{\frac{z}{t}}$$

Sendo:

D = Diâmetro máximo das partículas (mm)

μ = Coeficiente de viscosidade do meio dispersor, à temperatura de ensaio, ($\text{g} \times \text{s}/\text{cm}^2$)

z = Altura da queda das partículas, correspondente à leitura do densímetro (cm)

t = Tempo de sedimentação (s)

γ_s = Massa específica dos grãos do solo, de acordo com NBR 6508, (g/cm^3)

γ_w = Massa específica do meio dispersor, à temperatura de ensaio, (g/cm^3)

Para a realização do peneiramento fino, as amostras utilizadas na proveta foram lavadas e passadas na peneira 0,075 mm, foto I, e secas na estufa, foto J, Figura A.6. As amostras passaram então pela peneira mecânica (peneiras de 0,075 mm, 0,15 mm, 0,25 mm, 0,42 mm e 1,2 mm), Figura A.6, foto K. A massa retida em cada peneira foi anotada, Figura A.6, foto L.

Figura A.6: Procedimentos de peneiramento fino das amostras.



Fonte: Elaborado pela autora.

Apêndice 3. Parâmetros adotados para o dimensionamento do sistema de microdrenagem.

Fonte: Elaborado a partir de Uehara (2018).

PARÂMETROS HIDROLÓGICOS DE PROJETO		
Parâmetro	Fórmulas e Valores adotados	Fonte
Tempo de Retorno (Tr) adotado para microdrenagem em áreas residenciais.	$Tr = 2$ anos	CETESB (1980)
Tempo de Entrada (te) escolhido para cálculo do Método Racional.	$te = 5$ minutos	Tucci et al. (2015)
Equação para o Tempo de Concentração (tc) pelo Método Cinemático.	$tc = te + \frac{1000}{60} \cdot \sum \frac{L}{v}$	SCS (1975) apud Tucci et al. (2015)

PARÂMETROS HIDRÁULICOS DE PROJETO		
Parâmetro	Fórmulas e Valores adotados	Fonte
Equação de Izzard para cálculo da vazão ao longo de sarjetas.	$Q = \frac{0,35 \cdot y^{3/8} \cdot S^{1/2}}{I \cdot n} [m^3/s]$	CETESB (1980)
Equação de Izzard para cálculo da velocidade do escoamento.	$V = \frac{0,75 \cdot y^{2/3} \cdot S^{1/2}}{n} [m/s]$	CETESB (1980)
Equação de Manning para cálculo da vazão ao longo de galerias.	$Q = \frac{A \cdot R^{2/3} \cdot S^{1/2}}{n} [m^3/s]$	Tucci et al. (2015)
Equação de Manning para cálculo da velocidade do escoamento.	$V = \frac{R^{2/3} \cdot S^{1/2}}{n} [m/s]$	Tucci et al. (2015)
Velocidade do escoamento no cenário de pré-desenvolvimento.	$V = Cv \cdot S^{1/2} [m/s]$ $Cv = 0,22$ (pastos/grama baixa)	SCS (1975) apud Tucci et al. (2015)
Coeficiente de Manning (n) utilizados para cálculo de vazão e velocidade.	$n = 0,015$ para sarjetas $n = 0,013$ para galerias	Tucci et al. (2015)
Diâmetros mínimos para ligações da galeria.	$\varnothing = 600$ mm para galerias $\varnothing = 400$ mm para bocas de lobo	São Carlos (2010)
Inclinação mínima das tubulações a fim de se evitar assoreamento.	$i = 1,0$ %	São Carlos (2010)
Altura (h) da lâmina de água na sarjeta. Inclinação (i) transversal da sarjeta.	$h = 12$ cm $i = 3$ %	Tucci et al. (2015)
Equação para o cálculo da capacidade de engolimento de uma boca de lobo.	$Q = 1700 \cdot L \cdot h^{3/2} [L/s]$	Tucci et al. (2015)
Velocidades indicadas para bom funcionamento da rede.	$v = 0,8$ m/s (<i>mínimo</i>) $v = 5,0$ m/s (<i>máximo</i>)	São Carlos (2010)

Apêndice 4. Material suplementar do Capítulo 6.

Summary of scenarios' drainage systems.

Conventional Drainage System								
Scenarios	Storm pipes' total linear length					Curb inlets (unit)	Junction chambers (unit)	Inspection chambers (unit)
	Ø 0.4 (m)	Ø 0.6 (m)	Ø 0.8 (m)	Ø 1.0 (m)	Ø 1.2 (m)			
Scen.CONV	409	406	179	118	139	60	10	13
Scen.WELL	365	514	139	-	-	36	6	11
Scen.LID	-	-	-	-	-	-	-	-

Low Impact Development Strategies								
Scenarios	Road controls				Lot controls			
	Type	Total LID area (m ²)	Vol* (m ³ /m ²)	Items (unit)	Type	Total LID area (m ²)	Vol* (m ³ /m ²)	Items (unit)
Scen.CONV	-	-	-	-	-	-	-	-
Scen.WELL	-	-	-	-	IW	898.014	0.024	794
Scen.LID	IST	5,748.60	0.021	406	IS	12,520.49	0.016	698

Urbanism patterns							
Scenarios	Streets				Sidewalks		
	No. parking lanes	No. traffic lanes	Street width (m)	Total street area (m ²)	Sidewalk width (m)	Total impervious area (m ²)	Total pervious area (m ²)
Scen.CONV	2	2	8.00–11.00	37,486.59	2.00–3.00	19,078.89	-
Scen.WELL	2	2	8.00–11.00	37,486.59	2.00–3.00	19,078.89	-
Scen.LID	1	1	5.50–9.50	27,238.10	3.25–4.25	23,578.77	5,748.60

Summary of SWMM parameters.

Simulation options		
Parameter	Value	Source
Infiltration Model	Horton	Chosen by user
Routing Model	Kinematic Wave	Chosen by user
Runoff Time Step (dry weather)	2 min	Chosen by user
Runoff Time Step (wet weather)	1 min	Chosen by user
Routing Time Step	60 s	Rossman, 2015
Reporting Time Step	2 min	Chosen by user
Rain Data		
Parameter	Value	Source
Rain Gage	UFSCar	Research group data
Rain Data Interval	2 min	Research group data
Rain Data Format	Volume	Chosen by user
Subcatchments		
Parameter	Value	Source
Impervious Surface Roughness	0.02 s/m ^{1/3} for the lots and 0.015 s/m ^{1/3} for other areas	Collodel, 2009*
Pervious Surface Roughness	0.8 s/m ^{1/3} for the pre-urbanization scenario and 0.124 s/m ^{1/3} for the other scenarios	Collodel, 2009* Rossman, 2015
Depression Storage of Impervious Areas	1.47 mm	Collodel, 2009*
Depression Storage of Pervious Areas	3.13 mm	Collodel, 2009*
Fraction of the Impervious Area without Depression Storage	0%	Chosen by user based on the area characteristics
Infiltration		
Parameter	Value	Source
Maximum Infiltration Rate	226 mm/h	Obtained per field tests
Minimum Infiltration Rate	120 mm/h	Obtained per field tests
Decay	4.4 /h	Obtained per field tests
Drying Time	7 days	Rossman, 2015

Summary of transport loads parameters.

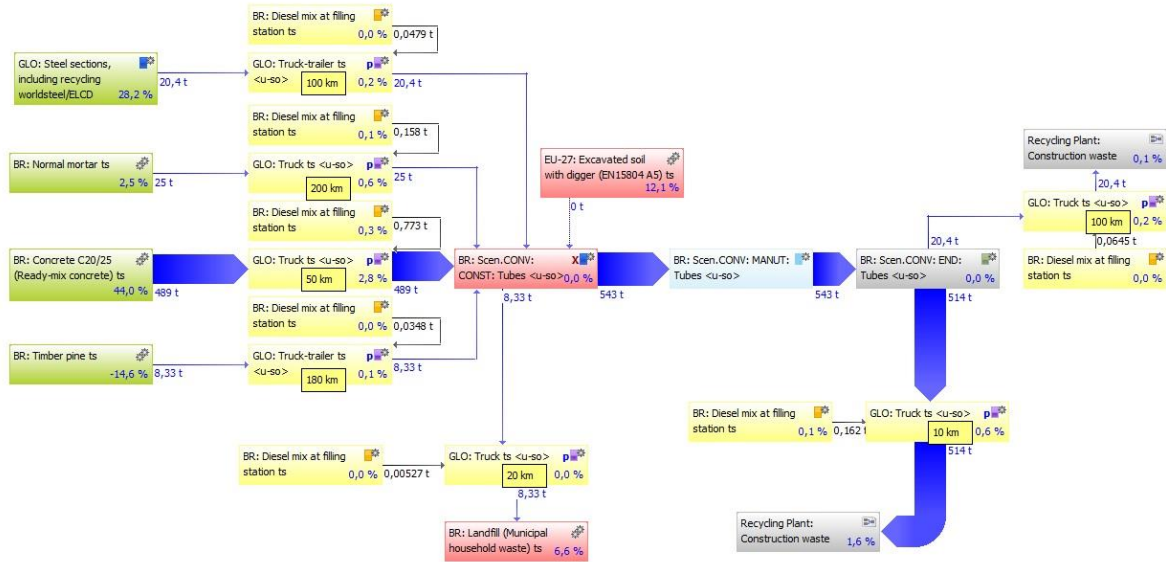
Materials' production units			
Materials	Distance	Source location	Mode of transport
Asphalt pavement	130 km	Capivari – SP	Road, truck, 26-28 t
Asphalt support layer	130 km	Capivari – SP	Road, truck, 26- 28 t
Bricks	90 km	Santa Cruz da Conceição – SP	Road, truck, 14-20 t
Cement	200 km	Sorocaba – SP	Road, truck, 14-20 t
Concrete	50 km	São Carlos – SP	Road, truck, 14-20 t
Concrete bricks	20 km	São Carlos – SP	Road, truck, 14-20 t
Crushed sand	50 km	São Carlos – SP	Road, truck, 14-20 t
Geotextile PP-fleece	200 km	Sorocaba – SP	Road, truck, 14-20 t
Grass fertilizer NPK	20 km	Ibaté – SP	Road, truck, 14-20 t
Grass sods	200 km	Itapetininga – SP	Road, truck, 14-20 t
Gravel	50 km	São Carlos – SP	Road, truck, 14-20 t
Lime	200 km	Piracicaba – SP	Road, truck, 14-20 t
Mortar	200 km	Sorocaba – SP	Road, truck, 14-20 t
Plastic film	130 km	Aguaí – SP	Road, truck, 14-20 t
Steel sections	100 km	Piracicaba – SP	Road, truck-trailer < 28 t
Timber pine	180 km	Agudos – SP	Road, truck-trailer < 28 t
Residues' recycling/disposal plants			
Residues destination	Distance	Unit location	Mode of transport
Recycling plant: CDW	10 km	São Carlos – SP	Road, truck, 14-20 t
Landfill: inert CDW	20 km	São Carlos – SP	Road, truck, 14-20 t
Recycling plant: steel	100 km	Piracicaba – SP	Road, truck, 14-20 t
Landfill: solid waste	20 km	São Carlos – SP	Road, truck, 14-20 t
Reusing on site: soil	5 km	São Carlos – SP	Road, truck, 14-20 t

Apêndice 5. Fronteiras dos diferentes subsistemas avaliados na ACV.

Fonte: Fluxogramas elaborados pela autora no software GaBi 6.

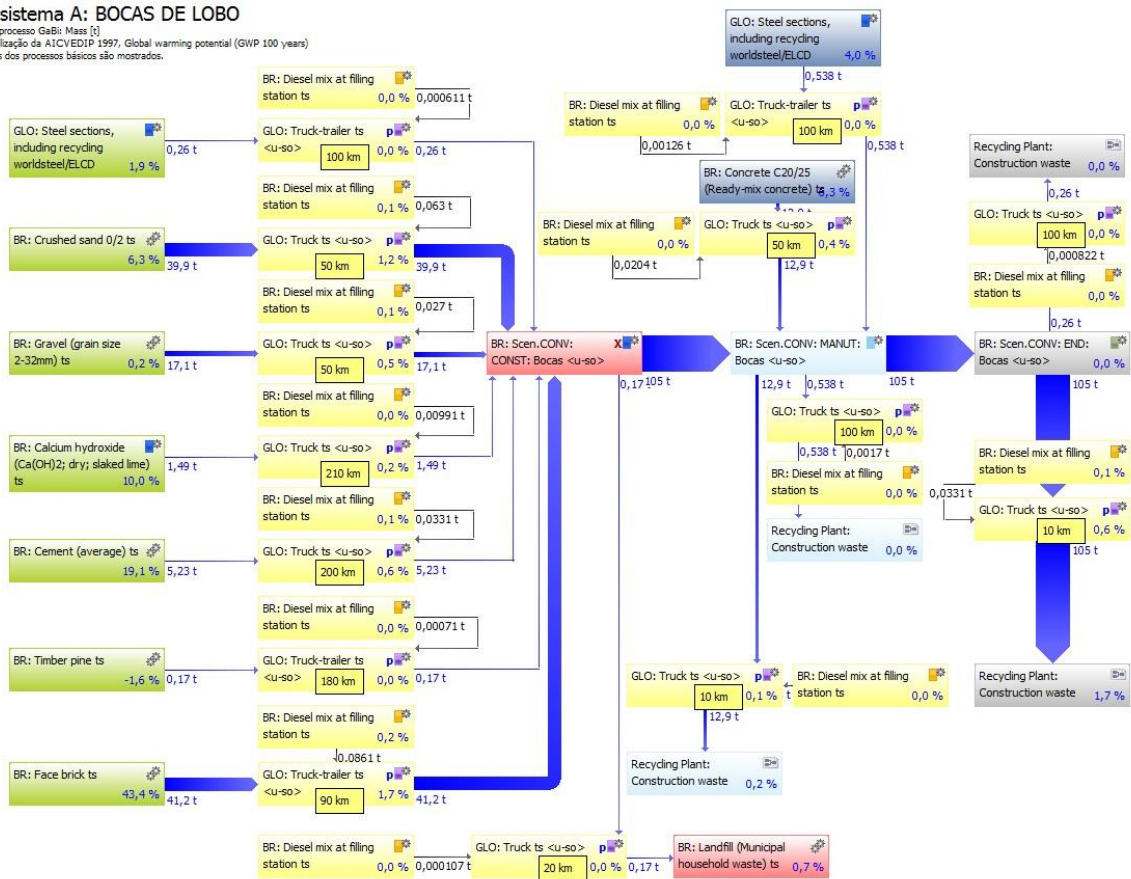
Sub-sistema A: GALERIAS

Plano de processo GaBi: Mass [t]
 Pré-Visualização de AICVEDIP 1997, Global warming potential (GWP 100 years)
 Os nomes dos processos básicos são mostrados.



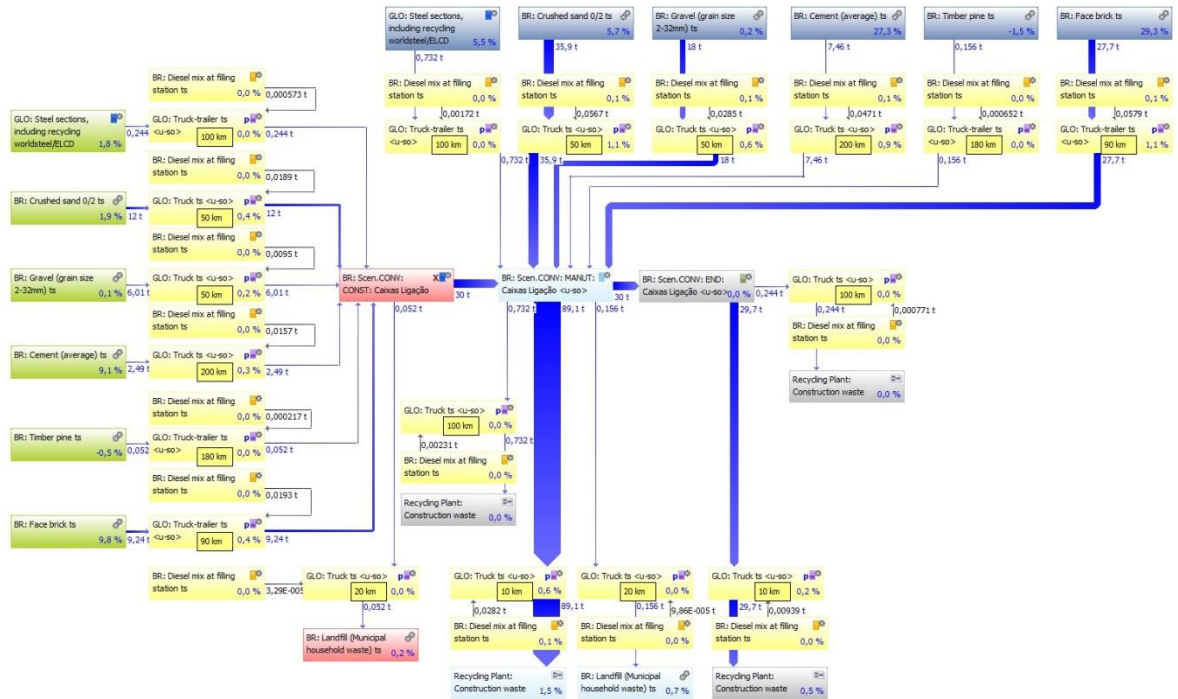
Sub-sistema A: BOCAS DE LOBO

Plano de processo GaBi: Mass [t]
 Pré-Visualização de AICVEDIP 1997, Global warming potential (GWP 100 years)
 Os nomes dos processos básicos são mostrados.



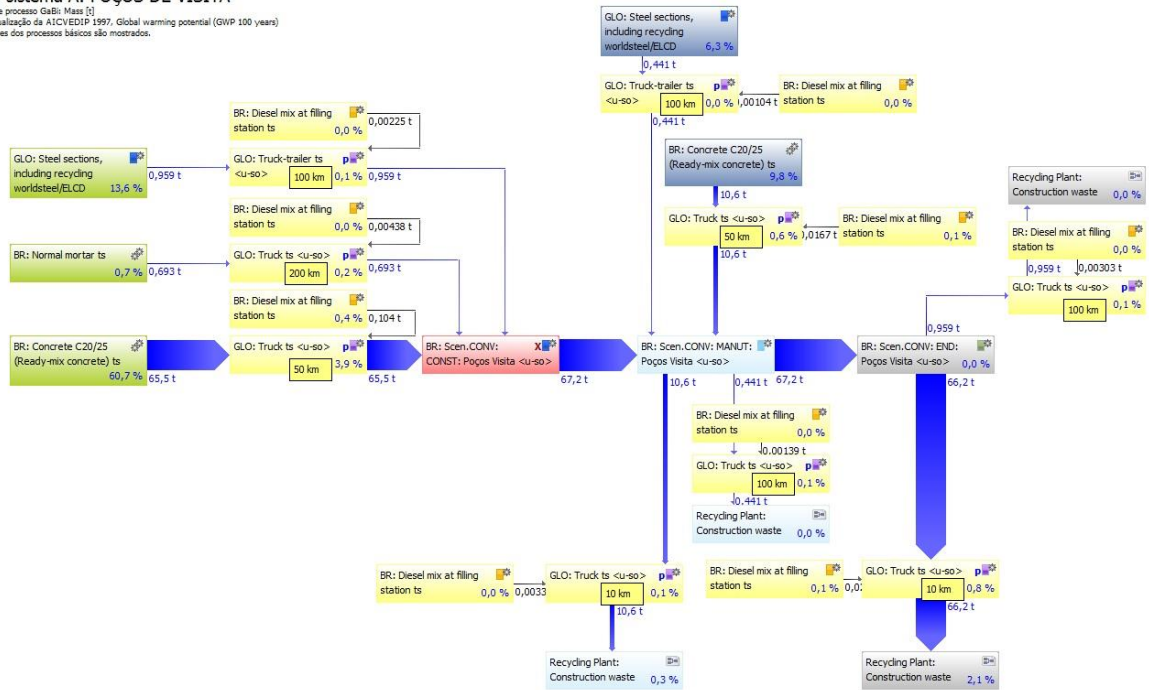
Sub-sistema A: CAIXAS LIGAÇÃO

Plano de processo Gabi: Mass [3]
 Pré-Visualização da A1C/VEDIP 1997, Global warming potential (GWP 100 years)
 Os nomes dos processos básicos são mostrados.



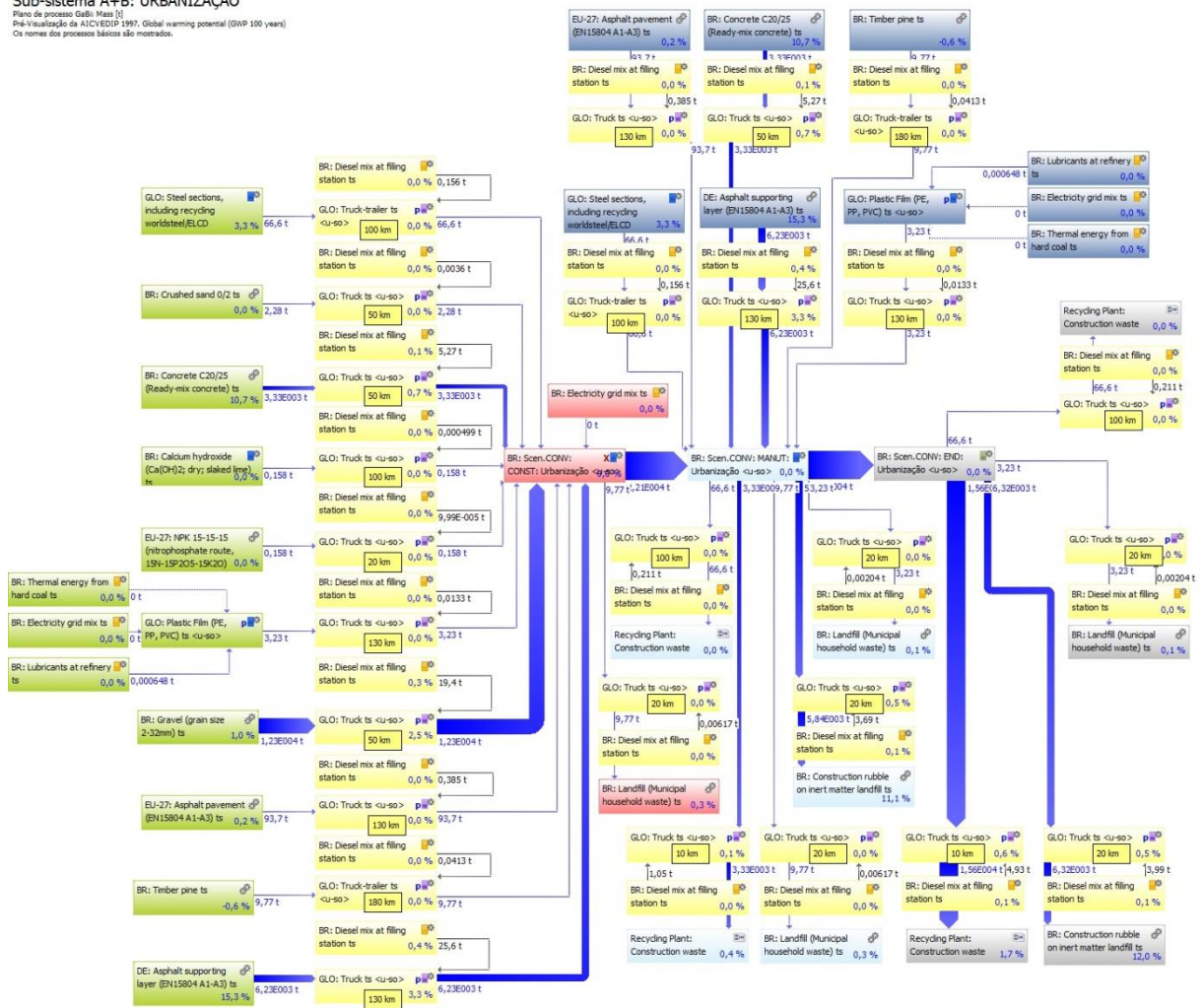
Sub-sistema A: POÇOS DE VISITA

Plano de processo Gabi: Mass [3]
 Pré-Visualização da A1C/VEDIP 1997, Global warming potential (GWP 100 years)
 Os nomes dos processos básicos são mostrados.



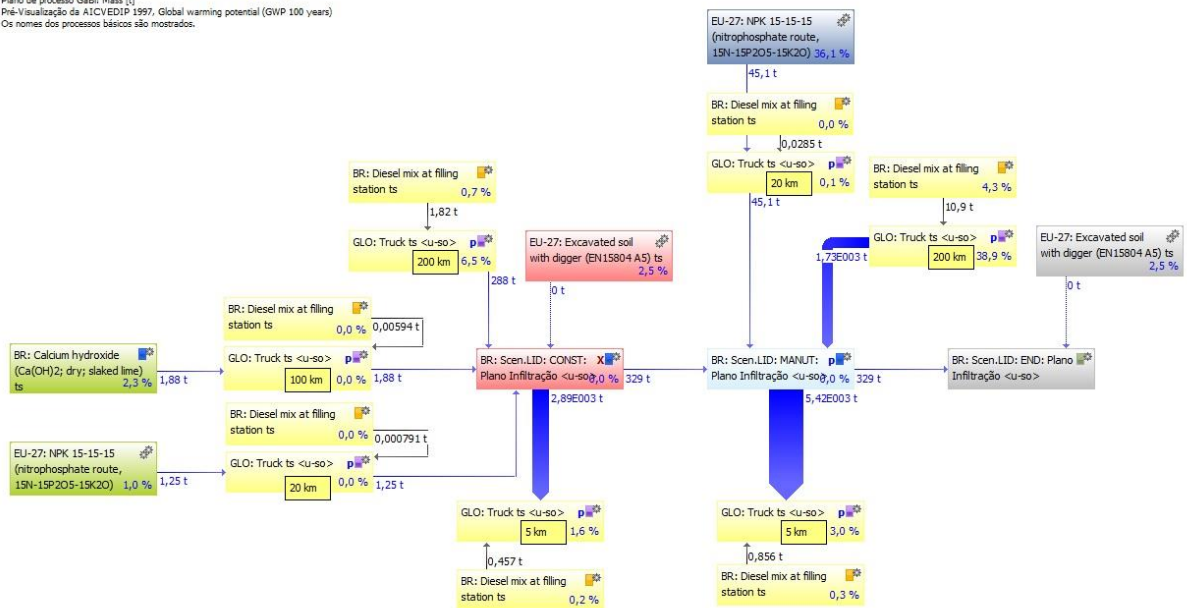
Sub-sistema A+B: URBANIZAÇÃO

Plano de processo Gabli Mass [t]
Pré-Visualização da AICVEDIP 1997, Global warming potential (GWP 100 years)
Os nomes dos processos básicos são mostrados.



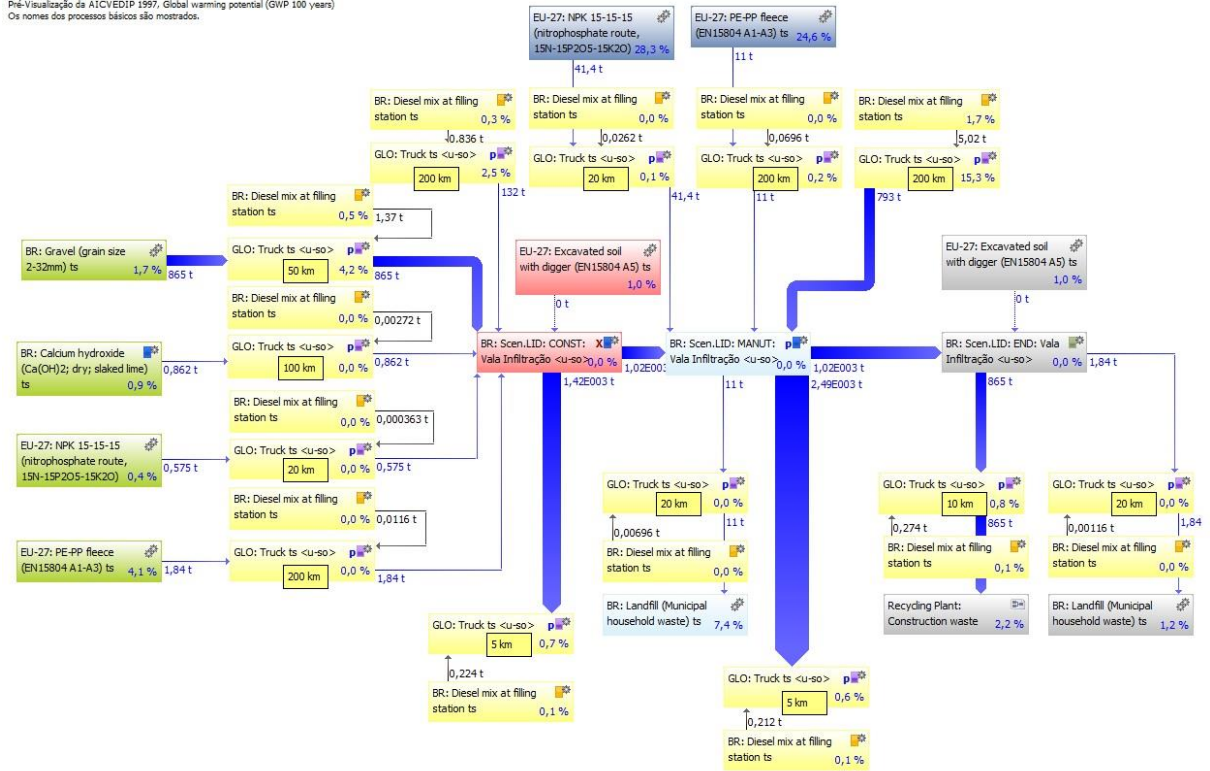
Sub-sistema C: PLANOS INFILTRAÇÃO

Plano de processo Gabli Mass [t]
Pré-Visualização da AICVEDIP 1997, Global warming potential (GWP 100 years)
Os nomes dos processos básicos são mostrados.



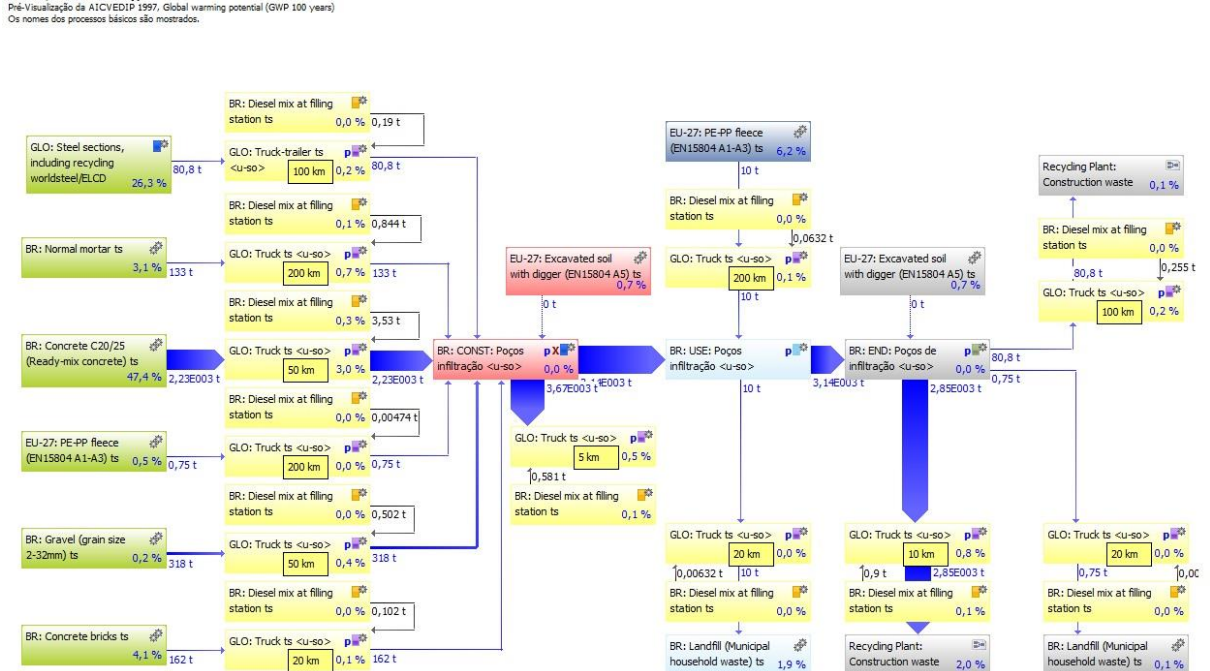
Sub-sistema C: VALAS INFILTRAÇÃO

Plano de processo GaBi: Mass [t]
 Pré-Visualização da AICV/EDIP 1997, Global warming potential (GWP 100 years)
 Os nomes dos processos básicos são mostrados.



Sub-sistema B: POÇOS DE INFILTRAÇÃO

Plano de processo GaBi: Mass [t]
 Pré-Visualização da AICV/EDIP 1997, Global warming potential (GWP 100 years)
 Os nomes dos processos básicos são mostrados.



ANEXOS

Anexo 1. Autorização para fins de pesquisa: Processo Administrativo 15706/2000

**Prefeitura Municipal de São Carlos**

Procuradoria Geral do Município

869 g

INT.:

Processo nº 15706/2000

Ao
SMH DU,

Consta dos autos, pedido de solicitação de cópias do processo administrativo em epígrafe, formulado para fins de pesquisa científica (fls. 868).

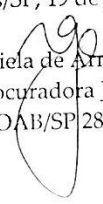
Desta feita, restou cumprida a exigência no sentido de demonstrar legitimidade para a extração de cópias, na medida em que nos presentes autos não constam documentos sigilosos.

Conforme Lei Federal nº. 12.527/2011, que dispõe acerca do acesso à informação, constitucionalmente amparado pelos artigos 5º, XXXIII e 37, § 3º, II, ambos da Constituição da República Federativa do Brasil, seguindo os termos do artigo 5º, XIV, apenas excepcionou-se do acesso à informação os dados sigilosos da Administração Pública, como forma de proteger a própria Administração, bem como a coletividade.

Alerte-se que eventuais custos decorrentes da extração de cópia(s) ou qualquer outra forma de obtenção de informações deve nos termos do artigo 12 da Lei Federal nº. 12.527/2011, ficar a cargo da(o) requerente, salvo se devidamente declarar-se sem condições financeiras, nos termos da Lei 7.115/83, juntando declaração neste sentido.

Ante o exposto, recomenda-se o DEFERIMENTO da pretensão da(o) requerente.

São Carlos/SP, 19 de junho de 2017.


Gabriela de Arruda Leite
Procuradora Jurídica
OAB/SP 289.741