



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

Andréa Teston

Método para avaliar o impacto ambiental da implantação e do uso de sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações

Florianópolis
2019

Andréa Teston

Método para avaliar o impacto ambiental da implantação e do uso de sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Santa Catarina para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

Orientador: Prof. Enedir Ghisi, Ph.D.

Florianópolis
2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Teston, Andréa

Método para avaliar o impacto ambiental da implantação e do uso de sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações / Andréa Teston ; orientador, EneDIR Ghisi, 2019.

321 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Florianópolis, 2019.

Inclui referências.

1. Engenharia Civil. 2. Água pluvial. 3. Edificações. 4. Impacto ambiental. I. Ghisi, EneDIR. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. III. Título.

Andréa Teston

Método para avaliar o impacto ambiental da implantação e do uso de sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações

O presente trabalho em nível de doutorado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Nilo de Oliveira Nascimento, Dr.
Universidade Federal de Minas Gerais

Prof. Miguel Mansur Aisse, Dr.
Universidade Federal do Paraná

Abel Silva Vieira, Ph.D.
Griffith University

Prof. Pedro Luiz Borges Chaffe, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Deivis Luis Marinoski, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de doutor em Engenharia Civil.

Prof^a Poliana Dias de Moraes, Dr^a
Coordenadora do PPGEC

Prof. Enedir Ghisi, Ph.D.
Orientador

Florianópolis, 2019.

Este trabalho é dedicado ao ensino público,
gratuito e de qualidade.

AGRADECIMENTOS

Uma tese de doutorado não é um trabalho solitário, embora exija um grande esforço individual. Sem esse grupo de pessoas essenciais na trajetória, eu não teria conseguido.

Começando do passado ao presente, eu não posso deixar de agradecer aos meus pais pela parceria ao longo de toda a minha vida. E parceria neste caso significa amor, incentivo, amizade e muitos momentos alegres. A minha irmã, por ser sempre um exemplo a seguir. A ela e ao meu cunhado Patrick, por terem sido estatisticamente importantes nas análises.

Há também uma peça fundamental de parceria na minha vida. Meu amor, meu amigo, meu porto seguro André. Agradeço por todo o incentivo de sempre. Por estar comigo em todos os momentos. Agradeço também por todo o suporte e carinho de minha sogra Beatriz e meu sogro Linor. E pela alegria da clara e plena, Maria.

Ao Professor Eneid Ghisi, agradeço pelo exemplo de profissionalismo. Sou grata também pelas publicações em coautoria, pela orientação e pelas correções e retornos em tempo mínimo.

À Professora Celimar Teixeira, que mesmo depois de terminado o mestrado, continuou me dando força, incentivo e orientações. Pelo seu tempo dedicado a conversar sobre a modelagem de balanço hídrico, eu agradeço.

Aos membros da banca de qualificação Professor Asher Kiperstok, Professor Pedro Chaffe e Professor Deivis Marinoski, pelos alertas, orientações e correções necessários à continuidade da pesquisa. E aos profissionais que dedicaram seu tempo a responder o questionário do Painel de Especialistas, obrigada.

Também encontrei no caminho pessoas interessadas no desenvolvimento de pesquisa acadêmica sem as quais não seria possível o desenvolvimento desta tese: Diego Meyer, do LabSIN UFSC, pelos ensinamentos de programação em *Matlab* e por todo o seu tempo dedicado a isto; Juliana Carvalho, da UFPR, por ter compartilhado comigo todos os seus dados de pesquisa e pelas conversas e discussões sobre a modelagem *Aquacycle*; e Roni Severis, do Ciclog UFSC, pelo auxílio e orientações acerca do uso do Simapro e da ACV.

Sou grata também a Philippe Loubet, por discutir seu modelo comigo e sanar algumas dúvidas. À Sanepar, especialmente a Eng. Mariele Agostinho, pela disponibilização dos dados e por ter me auxiliado no entendimento dos sistemas de água e esgoto da região de estudo. E ao setor de Geoprocessamento do IPPUC pelo fornecimento dos dados sobre o uso das edificações.

Agradeço a Mychel Bressiani (BRO Engenharia) pelo fornecimento dos projetos e quantitativos hidrossanitários. Pelo seu tempo dedicado a encontrar os projetos necessários, dentre tantos.

Além dessas pessoas, encontrei conversa boa, suporte e ajuda entre os colegas do LabEEE. Aos tempos da Glorgia e do Diego, dedicados a me auxiliar com os mapas, obrigada! À secretária do PPGEC Priscila, agradeço pelos auxílios e por transmitir tranquilidade.

Agradeço também aos professores membros da banca de defesa por aceitarem participar e pelas sugestões de melhoria.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

“Uma coisa é pôr ideias arranjadas, outra é lidar com um país de pessoas, de carne e sangue, de mil e tantas misérias.” (Guimarães Rosa, 1956)

RESUMO

O objetivo principal desta tese foi desenvolver e aplicar um método de avaliação de impacto ambiental de sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações baseado em Avaliação de Ciclo de Vida e Modelagem de Balanço Hídrico. Os objetivos específicos foram traçados para quantificar a influência do aproveitamento de água pluvial na variação das recargas de aquíferos, da evapotranspiração e do escoamento superficial das cidades; utilizar a modelagem de balanço hídrico como base de dados de fluxo de água (inventário) para a avaliação de impacto de ciclo de vida; avaliar as influências nos dados de saída devido à variação dos parâmetros de entrada da modelagem; e permitir a comparação do impacto de aproveitamento de água pluvial no meio urbano, quando instalado em diferentes cenários e por diferentes tipologias dos sistemas de aproveitamento de água pluvial. Na primeira etapa do método proposto, fez-se a definição do objetivo e escopo de forma a caracterizar o sistema a ser avaliado. Nesta fase definiram-se os objetivos, os cenários, a caracterização do modelo em componentes, a função e unidade funcional, o horizonte de tempo e as fronteiras. Em seguida, fez-se a coleta dos dados de entrada: área de estudo, dados climáticos, dados sobre o abastecimento centralizado, o aproveitamento de água pluvial e o uso do solo urbano. Por meio do balanço hídrico, realizado no inventário de ciclo de vida, quantificaram-se os fluxos de água em cada componente do sistema urbano de água. Os fluxos de energia, produtos químicos e materiais também foram quantificados nesta etapa. Por fim, os impactos relacionados ao fluxo de água e a vida útil dos materiais foram quantificados. O método descrito foi avaliado por um painel de especialistas e, matematicamente, por meio da aplicação em um estudo de caso em *software* de cálculo numérico (*Matlab*). A aplicação do estudo de caso foi feita na Bacia Hidrográfica do Rio Belém, localizada em região central da cidade de Curitiba/PR. Os resultados secundários da aplicação do estudo demonstraram que houve redução de escoamento superficial e de recarga de aquíferos devido ao aproveitamento de água pluvial nas edificações. Houve redução significativa também no consumo de água potável. Quanto aos resultados principais, o potencial mais significativo de redução de impacto ambiental foi encontrado no processo de operação dos sistemas urbanos de água, por meio de economia de produtos químicos e energia para tratamento e transporte de água do sistema centralizado. A utilização dos sistemas de aproveitamento de água pluvial resultou em redução de impacto em onze das dezoito categorias de impacto *midpoint* analisadas, principalmente nas categorias relacionadas aos danos à saúde humana. Com a aplicação do método proposto, considerou-se que o objetivo geral desta tese foi satisfatoriamente alcançado. As principais contribuições do método dizem respeito a: adaptação de um modelo de balanço hídrico às principais características dos sistemas urbanos de água das cidades brasileiras; uso de dados do local do estudo de caso para simulação de fluxos de água no inventário de ciclo de vida; e avaliação dos impactos ambientais relativos ao consumo de água por diferentes tipologias de edificações. Com isso, gera-se subsídio para tomada de decisão de projetistas e gestores do setor de saneamento urbano e para o desenvolvimento de políticas públicas.

Palavras-chave: Água pluvial. Edificações. Avaliação de ciclo de vida. Modelagem de balanço hídrico. Análise de sensibilidade. Impacto ambiental.

ABSTRACT

The main objective of this thesis was to develop and apply a method to quantify the environmental impact assessment due to rainwater harvesting systems in buildings by using the concepts of Life Cycle Assessment and Water Balance Modelling. Some specific objectives were defined to quantify the influence of rainwater use on the variation of aquifer recharges, evapotranspiration and surface runoff of cities; use water balance modelling as a water flow database (inventory) for life cycle impact assessment; evaluate the influence of the input parameters on output data modelling; and allow the comparison of the impact of rainwater use in the urban environment, when installed in different scenarios and different rainwater harvesting system typologies. In the first step of the method, the objective and scope were defined in order to characterise the system to be evaluated. In this phase, the objectives, the scenarios, the characterization of the model into components, the function and functional unit, the lifespan and the boundaries were defined. Then, the input data were collected: study area, climate data, centralised supply data, rainwater harvesting and urban land use. Through the water balance, carried out in the life cycle inventory, the water flows in each component of the urban water system were quantified. Energy flows, chemicals and materials were also quantified at this stage. Finally, impacts related to water flow and lifespan of materials were quantified. The method was evaluated by a panel of experts and, mathematically, by applying it to a case study in a numerical calculation software (*Matlab*). The case study was applied in the *Belém* River Basin, located in the central region of *Curitiba/PR*. The secondary results of the application of the study showed that there was a reduction of runoff and recharge of aquifers due to rainwater harvesting in buildings. There was also a significant reduction in drinking water consumption. As for the main results, the most significant potential for environmental impact reduction was found in the operation process of urban water systems, through the decrease of chemicals and energy consumption for centralized water treatment and transportation. Rainwater harvesting systems in buildings has resulted in environmental impact reduction in eleven out of eighteen midpoint impact categories analysed, primarily in the categories related to human health damage. By applying the method, it was considered that the main objective of this thesis was satisfactorily achieved. The main contributions of the method concern: adaptation of a water balance model to the main characteristics of municipal water systems in Brazil; use of local data to simulate water flows in the life cycle inventory; and the assessment of environmental impacts related to water consumption in different types of buildings. The method generates subsidies for decision-making of designers and managers of the urban sanitation sector and the development of public policies.

Keywords: Rainwater harvesting. Buildings. Life cycle assessment. Water balance modelling. Sensitivity analysis. Environmental impact.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Principais assuntos relacionados ao aproveitamento de água pluvial abordados em pesquisas nacionais, em nível de mestrado e doutorado de 2007 a 2019.....	29
Figura 2: Exemplo ilustrativo da interface WBMKS do consumidor de água.....	37
Figura 3: Consumo de água diário per capita em alguns países.....	38
Figura 4: Consumo de água diário per capita nas regiões brasileiras (SNIS, 2017).	39
Figura 5: Perfis de consumo de água em edificações residenciais – estudos de caso.	40
Figura 6: Consumo de água per capita em função do número de salários mínimos.	41
Figura 7: Consumo de água diário per capita em função do número de habitantes da moradia (Reino Unido de 1993 a 1998 (POST, 2000) e Austrália de 2005 a 2012 (RATHNAYAKA et al., 2017)).....	42
Figura 8: Usos finais da água em estudos de caso de edificações residenciais.	49
Figura 9: Usos potáveis e não potáveis em estudos de caso de edificações residenciais.	50
Figura 10: Usos finais da água em estudos de caso de edificações de ensino.....	51
Figura 11: Usos potáveis e não potáveis em estudos de caso de edificações de ensino de Florianópolis.....	51
Figura 12: Usos potáveis e não potáveis em hotéis de Brasília.....	52
Figura 13: Usos finais da água em edificações de escritório.....	52
Figura 14: Usos potáveis e não potáveis em edificações de escritório.....	53
Figura 15: Usos finais da água em edificações de administração pública.....	53
Figura 16: Usos potáveis e não potáveis em edificações de administração pública.....	54
Figura 17: Usos potáveis e não potáveis em diferentes tipologias de edificações.	54
Figura 18: Histogramas dos resultados de pesquisas sobre aproveitamento de água pluvial em edificações residenciais (Brasil de 2000 a 2017).....	58
Figura 19: Histogramas dos resultados de pesquisas sobre aproveitamento de água pluvial em edificações de ensino (2006 a 2013).	59
Figura 20: Mapa de identificação dos municípios com legislação específica relacionada ao aproveitamento de água pluvial.....	67
Figura 21: Histograma do tempo de retorno do investimento em edificações residenciais.	69
Figura 22: Fluxograma de desenvolvimento do método.	84
Figura 23: Fluxograma das etapas do método proposto.....	86

Figura 24: Apresentação simplificada da modularidade e dos limites do sistema de água urbano.	87
Figura 25: Fronteiras do sistema para um componente de tecnologia.	89
Figura 26: Descrição dos fluxos de água e impactos associados ao componente genérico.	98
Figura 27: Balanço hídrico simplificado.	101
Figura 28: Fluxos de água nos componentes.	105
Figura 29: Temperaturas máximas e mínimas médias mensais de Curitiba.	115
Figura 30: Precipitação média mensal de Curitiba.	116
Figura 31: Evapotranspiração mensal média (2008 a 2017).	116
Figura 32: Precipitação anual e escoamento fluvial anual.	117
Figura 33: Localização da estação pluviométrica e fluviométrica na área de estudo.	118
Figura 34: Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu.	119
Figura 35: Localização da área de estudo.	120
Figura 36: Seleção dos Setores Censitários (a, b, c) e mapa temático de densidade demográfica por setor censitário (d).	122
Figura 37: Delimitação dos grupos.	122
Figura 38: Representatividade de cada unidade de cobrança de IPTU nos grupos.	124
Figura 39: Representatividade do volume consumido e do número de ligações de água nos grupos.	124
Figura 40: Número de unidades de cobrança de IPTU de cada grupo.	125
Figura 41: Número de ligações e de economias de água de cada grupo.	125
Figura 42: Área territorial e volume de água consumido em cada grupo.	126
Figura 43: Exemplo de vetorização das quadras de cada grupo.	131
Figura 44: Áreas de superfícies de cada grupo.	131
Figura 45: Percentual de área permeável e impermeável de cada grupo.	133
Figura 46: Área de telhado mapeada <i>versus</i> área máxima de projeção permitida pelo zoneamento.	134
Figura 47: Áreas média, mínima e máxima das edificações de cada bloco.	135
Figura 48: Escoamento fluvial, de base e evapotranspiração simuladas em função do tempo (dados de 2002).	147
Figura 49: Dispersão entre resultados de (a) escoamento superficial, (b) escoamento de base, (c) evapotranspiração e (d) recarga de aquífero dos modelos <i>Aquacycle</i> e Proposto para todo o período de tempo analisado.	148
Figura 50: <i>Q-Q Plots</i> de variáveis de saída dos modelos.	149

Figura 51: Curvas de permanência de vazões diárias simuladas nos dois modelos.....	151
Figura 52: Impacto do tamanho da amostra sobre poder para vários níveis alfa (0,01, 0,05, 0,10) com tamanho de efeito.	153
Figura 53: Dispersão entre variáveis dependentes e independentes.....	154
Figura 54: Análise de sensibilidade local das variáveis.	157
Figura 55: Análise de sensibilidade local de PS1c, PS2c e BRC.....	157
Figura 56: Escoamento fluvial observado e simulado pelo método proposto - dados diários do ano de 2002 (antes da calibração).	158
Figura 57: Escoamento fluvial observado e simulado pelo método proposto - dados diários do ano de 2002 (depois da calibração).	160
Figura 58: Curvas de permanência de vazões simulada e observada.....	160
Figura 59: Escoamento fluvial diário simulado pelo método proposto e observado em todo o período analisado.....	160
Figura 60: Escoamento fluvial observado e simulado pelo método proposto - dados diários do ano de 2010.....	161
Figura 61: Precipitação e escoamento simulado pelo método proposto e observado.	161
Figura 62: Escoamento fluvial diário simulado e observado em todo o período analisado...	162
Figura 63: Curvas de permanência de vazões simulada e observada.....	163
Figura 64: Materiais das tubulações de distribuição de água.	168
Figura 65: Materiais das tubulações de coleta de esgoto sanitário.....	170
Figura 66: Contribuição de impacto de cada componente – Cenário sem aproveitamento de água pluvial.	174
Figura 67: Contribuição de impacto de cada componente – Cenário com aproveitamento de água pluvial.	175
Figura 68: Contribuição de cada processo nos componentes de tecnologia: (a) estação de tratamento de água, (b) distribuição de água potável, (c), coleta de esgoto sanitário e (d) estação de tratamento de esgoto – Cenário sem aproveitamento de água pluvial.....	177
Figura 69: Contribuição de cada processo no componente consumidor nos cenários (a) sem aproveitamento de água pluvial e (b) com aproveitamento de água pluvial.	179
Figura 70: Contribuição de impacto de cada bloco do componente consumidor – Cenário sem aproveitamento de água pluvial.....	180
Figura 71: Contribuição de impacto de cada bloco do componente consumidor – Cenário com aproveitamento de água pluvial.....	180

Figura 72: Contribuição de cada processo nas categorias de impacto nos cenários (a) sem aproveitamento de água pluvial e (b) com aproveitamento de água pluvial.	182
Figura 73: Comparação dos fluxos de água anuais médios nos cenários de análise.	191
Figura 74: Comparação da frequência de vazões diárias nos cenários de análise.	192

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Pesquisas sobre Avaliação do Ciclo de Vida.	73
Quadro 2: Pesquisas sobre Modelagem de Balanço Hídrico.....	78
Quadro 3: Pesquisas sobre Modelagem de Balanço Hídrico com utilização do <i>Aquacycle</i>	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Perfis de consumo de água em instituições de ensino – estudos de caso.	44
Tabela 2: Perfis de consumo de água utilizados em postos de lavação de veículos.	45
Tabela 3: Perfis de consumo de água em edifícios de escritório.	46
Tabela 4: Perfis de consumo de água em edificações públicas administrativas.	47
Tabela 5: Perfil de consumo por tipologia de edificação.	47
Tabela 6: Estudos de caso sobre usos finais de água em edificações residenciais.	49
Tabela 7: Consumo mensal de água utilizado em pesquisas de edificações de ensino (Brasil de 2006 a 2013).	60
Tabela 8: Parâmetros mínimos de qualidade da água para fins não potáveis - NBR 15.527. ...	66
Tabela 9: Aceitação dos entrevistados sobre uso da água pluvial em edificações residenciais no Brasil.	68
Tabela 10: Parâmetros de calibração do modelo.	103
Tabela 11: Zoneamento predominante em cada grupo e suas principais características.	123
Tabela 12: Categorias de edificações com consumo micromedido.	127
Tabela 13: Faixa de consumo de grandes consumidores de água.	127
Tabela 14: Blocos de cada grupo.	128
Tabela 15: Número de quadras vetorizadas em cada grupo.	130
Tabela 16: Áreas das edificações adotadas nos blocos do grupo 2.	134
Tabela 17: Volumes consumidos, produzidos e perdidos por cada centro de reservação.	137
Tabela 18: Consumo de água residencial per capita por grupo.	140
Tabela 19: Dados dos blocos do grupo 2.	140
Tabela 20: Coeficientes de escoamento superficial de telhados.	141
Tabela 21: Dados de entrada do netuno utilizados em todas as simulações.	142
Tabela 22: Dados de aproveitamento de água pluvial dos blocos do grupo 2.	143
Tabela 23: Dados de entrada dos grupos para as simulações de comparação do método proposto com o <i>Aquacycle</i>	145
Tabela 24: Dados de entrada dos blocos residenciais de cada grupo para as simulações de comparação do método proposto com o <i>Aquacycle</i>	146
Tabela 25: Teste de normalidade de variáveis de saída dos modelos.	150
Tabela 26: Correlação de Spearman entre as variáveis dos modelos.	150
Tabela 27: Variáveis analisadas na análise de sensibilidade.	152

Tabela 28: Correlação entre variáveis dependentes e independentes.....	154
Tabela 29: Teste de normalidade das variáveis dependentes e independentes.....	154
Tabela 30: Variação das variáveis para análise de sensibilidade.	156
Tabela 31: Resultados da calibração dos cenários.....	159
Tabela 32: Fluxo unitário (m ³ /m ³) - Cenário sem aproveitamento de água pluvial.	163
Tabela 33: Fluxo unitário (m ³ /m ³) - Cenário com aproveitamento de água pluvial.....	164
Tabela 34: Fluxos volumétricos anuais dos componentes sem aproveitamento de água pluvial.	164
Tabela 35: Fluxos volumétricos anuais dos componentes com aproveitamento de água pluvial.	164
Tabela 36: Fluxos volumétricos anuais dos blocos sem aproveitamento de água pluvial.	165
Tabela 37: Fluxos volumétricos anuais dos blocos com aproveitamento de água pluvial.	165
Tabela 38: Fluxos de água para quantificação de impactos dos componentes de tecnologia.	166
Tabela 39: Fluxos de água para quantificação de impactos do componente consumidor.	166
Tabela 40: Percentual da área de cada centro de reservação inserida na área de estudo.....	168
Tabela 41: Componente que mais contribui para o impacto em cada categoria, em ambos os cenários.	175
Tabela 42: Materiais mais impactantes do componente coleta de esgoto sanitário.	176
Tabela 43: Comparação dos impactos totais nos cenários.	181
Tabela 44: Diferença percentual nos impactos dos processos entre os cenários.....	182
Tabela 45: Impactos de cada processo em ambos os cenários.	183
Tabela 46: Impacto por bloco no cenário sem aproveitamento de água pluvial nas edificações.	184
Tabela 47: Impacto por bloco no cenário com aproveitamento de água pluvial nas edificações.	185
Tabela 48: Impacto por usuário do bloco no cenário sem aproveitamento de água pluvial nas edificações.	185
Tabela 49: Impacto por usuário do bloco no cenário com aproveitamento de água pluvial nas edificações.	186
Tabela 50: Impacto por metro cúbico de água consumida.	186
Tabela 51: Diferença percentual de impacto nos componentes entre os dois cenários.	188
Tabela 52: Contribuição dos componentes de tecnologia nas categorias de impacto (%).	189

LISTA DE SÍMBOLOS

Símbolo	Descrição	Unidade
A1	Área percentual do armazenamento PS1	%
area _{cluster}	Área territorial do grupo	m ²
area _{paved}	Área de calçada do grupo	m ²
area _{road}	Área de ruas do grupo	m ²
area _{roof}	Área de telhado do grupo	m ²
A _{garden}	Área total de jardim	m ²
A _{paved}	Área total de calçada	m ²
A _{roof}	Área total de telhados	m ²
AT	Acidificação terrestre	kg SO ₂ eq
A _{total}	Área total do território estudado	m ²
BF	Escoamento de base	mm
BI	Índice de escoamento de base (0 a 1)	-
BRC	Constante de recessão do escoamento de base (0 a 1)	-
CNS	Coefficiente de Nash-Sutcliffe	-
DA	Depleção de água	m ³
DCF	Depleção de combustíveis fósseis	kg oil eq
DCO	Depleção da camada de ozônio	kg CFC-11 eq
DeLODO	Lodo proveniente dos sistemas de tratamento de esgoto compostos por tanque séptico, filtro anaeróbio e desinfecção	mm
DeLODO _{vol}	Lodo do sistema tanque+filtro+desinfecção em volume	m ³
DM	Depleção de minérios	kg Cu eq
ΔS	Varição no armazenamento diário de água	mm
ΔV _{inf,vol}	Volume retido no reservatório de água pluvial	m ³
DEM _i	Demanda de água dos usuários i	m ³
DeRUN _{vol}	Efluente do sistema tanque + filtro + desinfecção em volume	m ³
Des	Percentual de consumidores que usa desinfecção de esgotamento sanitário	%
D _{pluv}	Demanda de água pluvial	mm
DRUN	Efluente do sistema de desinfecção	mm
D _v	Desvio do evento analisado	%
E	Evaporação + evapotranspiração	mm
E _a	Evapotranspiração total	mm
E _{a-IR} _{vol}	Evapotranspiração devido à irrigação de jardins em volume	m ³

Símbolo	Descrição	Unidade
$E_{a_NEAR_{con,vol}}$	Evapotranspiração devido ao escoamento superficial não efetivo de telhados e calçadas em volume	m^3
$E_{a_P_{con,vol}}$	Evapotranspiração devido à precipitação no jardim em volume	m^3
E_a^{PS1}	Evapotranspiração do armazenamento de solo 1	mm
E_a^{PS2}	Evapotranspiração do armazenamento de solo 2	mm
$E_{a_SiRUN_{vol}}$	Evapotranspiração devido ao efluente do sistema tanque+filtro+infiltração em volume	m^3
$E_{a_{con,vol}}$	Evapotranspiração devido ao consumidor em volume	m^3
EAD	Eutrofização de água doce	kg P eq
EIA	Percentual de área impermeável efetiva	%
E_{imp}	Evaporação total	mm
$E_{imp,paved}$	Evaporação de superfícies de calçada	mm
$E_{imp,road}$	Evaporação de superfícies de rua	mm
$E_{imp,roof}$	Evaporação de superfícies de telhado	mm
$E_{imp_{con,vol}}$	Evaporação de telhados e calçadas em volume	m^3
EM	Eutrofização marinha	kg N eq
E_p	Evapotranspiração potencial	mm
EPA	Área de calçada efetiva (0-100)	%
E_{pc}	Capacidade da cobertura vegetal de transpirar (mm) - dado pelo aquacycle = 7	mm
ERA	Área de telhado efetiva (0-100)	%
ERDA	Percentual da área de rua efetiva	%
E_{tAD}	Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-CDB
E_{tM}	Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-CDB
E_{tT}	Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-CDB
EXC	Excesso de umidade do solo	mm
EXC_{PS1}	Excesso de umidade do armazenamento 1	mm
EXC_{PS2}	Excesso de umidade do armazenamento 2	mm
$EXC_{con,vol}$	Excesso devido ao componente consumidor em volume	m^3
EXC_IR_{vol}	Excesso de água no solo devido à irrigação de jardins em volume	m^3
$EXC_NEAR_{con,vol}$	Excesso de água no solo devido ao escoamento superficial não efetivo de telhados e calçadas em volume	m^3
$EXC_P_{con,vol}$	Excesso de água no solo devido à precipitação no jardim em volume	m^3

Símbolo	Descrição	Unidade
EXC_SiRUN _{vol}	Excesso de água no solo devido ao efluente do sistema tanque+filtro+infiltração	m ³
FF	First-flush calculado	mm
ff	First-flush adotado	mm
FMP	Formação de material particulado	kg PM _{2,5} eq
FO-ET	Formação de ozônio (ecossistema terrestre)	kg NO _x eq
FO-SH	Formação de ozônio (saúde humana)	kg NO _x eq
Gar	Percentual de área referente a jardim	%
GI	Área percentual média de jardim	%
GWR	Recarga de água subterrânea	mm
GWS	Nível de armazenamento de água subterrânea	mm
I	Água importada (água potável fornecida pela companhia de saneamento)	mm
i _j ^{quím}	Impacto causado para o consumo de energia referente ao consumo de 1 m ³ da categoria de impacto j	*
i _j ^{infra}	Impacto causado pelos materiais utilizados na infraestrutura durante toda a sua vida útil da categoria de impacto j	*
i _j ^{ener}	Impacto causado para o consumo de produto químico para tratar 1 m ³ de água da categoria de impacto j	*
Iap	Percentual de conexão irregular de água pluvial na rede de esgotamento sanitário urbana	%
IAP	Fluxo da conexão irregular de água pluvial na rede coletora de esgoto sanitário	mm
IAP _{con,vol}	Ligação irregular de água pluvial na rede de esgoto devido ao consumidor em volume	m ³
IAP _{vol}	Ligação irregular na rede de esgoto em volume	m ³
Ies	Percentual de conexão irregular de esgotamento sanitário na rede de água pluvial urbana	%
IES	Fluxo da conexão irregular de esgoto sanitário na rede de drenagem de água pluvial urbana	mm
IES _{vol}	Ligação irregular de esgoto sanitário em volume	m ³
Inf	Percentual de consumidores que usa infiltração de esgotamento sanitário	%
IR	Irrigação	mm
IRUN	Escoamento de superfície impermeável (efetivo)	mm
IRUN _{con,vol}	Escoamento superficial efetivo de telhados e calçadas em volume	m ³
IRUN _{paved}	Escoamento efetivo de calçadas	mm

* Unidade da categoria de impacto avaliada.

Símbolo	Descrição	Unidade
$IRUN_{road}$	Escoamento efetivo de ruas	mm
$IRUN_{roof}$	Escoamento efetivo de telhados	mm
$IRUN_{rwh}$	Escoamento efetivo de telhados quando há aproveitamento de água pluvial	mm
$IS_{con,vol}$	Armazenamento de água em telhados e calçadas devido ao consumidor em volume	m^3
IS_i	Impacto total do sistema para um usuário no tipo i	*
IS_{m^3}	Taxa impacto/serviço para avaliar o volume fornecido ao usuário	*
$I_{total,sistema}$	Impacto total do sistema para provimento de água por 1 ano	*
IWU	Consumo interno de água	mm
$IWUd$	Consumo interno da água das edificações com sistema de tratamento de esgoto composto por tanque, filtro e desinfecção	mm
$IWUi$	Consumo interno da água das edificações com sistema de tratamento de esgoto tanque séptico, filtro anaeróbio e infiltração	mm
LD	Vazamento de água na distribuição	mm
LDp	Percentual de vazamento médio da rede (%)	%
MC	Mudança climática	kg CO ₂ eq
$NEAR$	Escoamento não efetivo	mm
$NEAR_{paved}$	Escoamento não efetivo de calçadas	mm
$NEAR_{road}$	Escoamento não efetivo de ruas	mm
$NEAR_{roof}$	Escoamento não efetivo de telhados	mm
$NEAR_{rwh}$	Escoamento não efetivo de telhados quando há aproveitamento de água pluvial	mm
P	Precipitação diária	mm
P_{cri}	Precipitação diária crítica (que causa impactos com inundações)	mm
P_{econ}	Potencial de economia de água potável por meio do consumo de água pluvial	%
PIL	Capacidade de armazenamento de calçadas/perda inicial (mm)	mm
Pos	Percentual de área referente a espaços públicos abertos	%
P_{pluv}	Percentual de utilização de água pluvial	%
$PS1c$	Capacidade máxima de armazenamento de água no solo 1 (≥ 0)	mm

* Unidade da categoria de impacto avaliada.

Símbolo	Descrição	Unidade
PS2c	Capacidade máxima de armazenamento de água no solo 2 (≥ 0)	mm
PS _{con,vol}	Armazenamento de água no solo devido ao componente consumidor em volume	m ³
PS _{IR,vol}	Armazenamento de água no solo à irrigação de jardins em volume	m ³
PS _{NEAR,con,vol}	Armazenamento de água no solo devido ao escoamento superficial não efetivo de telhados e calçadas em volume	m ³
PS _{P,con,vol}	Armazenamento de água no solo devido à precipitação no jardim em volume	m ³
PS _{SiRUN,vol}	Armazenamento de água no solo devido ao efluente do sistema tanque+filtro+infiltração em volume	m ³
PST	Nível de armazenamento das superfícies de calçada	mm
P _{subst}	Percentual de demanda de água a ser substituída por água pluvial	%
P _{vol}	Precipitação em telhados, calçadas e jardins em volume	m ³
RDIL	Capacidade de armazenamento superficial das ruas	mm
RDST	Nível de armazenamento das superfícies de rua	mm
R ²	Coefficiente de determinação	-
Re	Percentual de atendimento por rede coletora de esgoto	%
ReRUN	Esgoto que deveria ser coletado pela rede de coleta de esgoto centralizado	mm
RI	Radiação ionizante	kBq CO-60 eq
RIL	Capacidade de armazenamento de telhados/perda inicial	mm
R _s	Escoamento de água fluvial	mm
RST	Nível de armazenamento das superfícies de telhado	mm
R _w	Esgoto coletado pela rede urbana de esgoto	mm
R _{w,vol}	Esgoto sanitário coletado em volume	m ³
RWH	Volume de água pluvial consumido	mm
RWH _p	Percentual de edificações que usa sistema de aproveitamento de água pluvial	%
S _i	Número de usuários tipo i	-
SiLODO	Lodo proveniente dos sistemas de tratamento de esgoto compostos por tanque séptico, filtro anaeróbio e infiltração	mm
SiLODO _{vol}	Lodo do sistema do sistema tanque+filtro+infiltração em volume	m ³
SiRUN	Efluente do sistema de infiltração	mm
SRUN	escoamento de áreas permeáveis	mm

Símbolo	Descrição	Unidade
t	Vida útil média dos materiais	anos
TG	Nível mínimo necessário de armazenamento de água no solo (0 a 1)	-
TH-C	Toxicidade humana (cancerígena)	kg 1,4-CDB
TH-NC	Toxicidade humana (não cancerígena)	kg 1,4-CDB
TIA	Percentual de área impermeável total	%
US	Uso do solo	m ² a crop eq
V _C	Volume consumido por meio de evapotranspiração e evaporação	m ³
v _C	Volume unitário consumido por meio de evapotranspiração e evaporação	m ³ /m ³
V _L	Volume lançado ao meio ambiente	m ³
v _L	Volume unitário lançado ao meio ambiente	m ³ /m ³
V _P	Volume precipitado no componente	m ³
v _P	Volume unitário de precipitação no componente	m ³ /m ³
V _R	Volume retirado do meio ambiente para alimentar o componente	m ³
v _R	Volume unitário retirado do meio ambiente para alimentar o componente	m ³ /m ³
V _{T_{in}}	Volume de entrada na tecnosfera de cada componente	m ³
v _{T_{in}}	Volume unitário de entrada na tecnosfera de cada componente	m ³ /m ³
V _{T_{out}}	Volume de que sai da tecnosfera de componente	m ³
v _{T_{out}}	Volume unitário de que sai da tecnosfera de componente	m ³ /m ³
V _{T_{out2}}	Volume de lodo gerado pelo componente	m ³
v _{T_{out2}}	Volume unitário de lodo gerado pelo componente	m ³ /m ³
V _{ac}	Volume que escoia pela superfície do telhado	mm
V _{con}	Volume de água pluvial consumido	mm
V _{ext}	Volume de água pluvial extravasado do reservatório	mm
V _{inf}	Volume do reservatório inferior de água pluvial	m ³
V _{inf_f}	Volume de água disponível no reservatório inferior no dia anterior	mm
V _{inf_i}	Volume de água disponível no reservatório no início do dia	mm
W	Consumo por poços tubulares profundos	mm
W _p	Percentual de consumidores que usa poço tubular profundo	%
W _{vol}	Consumo de poço tubular profundo em volume	m ³

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	26
1.1. Justificativa.....	28
1.2. Objetivos.....	31
1.2.1. Objetivo geral.....	31
1.2.2. Objetivos específicos.....	31
1.3. Estrutura do trabalho.....	32
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	34
2.1. Consumo de água nas cidades.....	34
2.1.1. Perfis de Consumo.....	38
2.1.2. Usos finais de água em edificações.....	48
2.2. Aproveitamento de água pluvial.....	55
2.2.1. Potencial de economia de água potável.....	56
2.2.2. Impacto na drenagem.....	61
2.2.3. Qualidade da água.....	63
2.2.4. Políticas públicas e aceitação social.....	66
2.2.5. Viabilidade econômica.....	68
2.3. Ferramentas de avaliação ambiental.....	70
2.3.1. Avaliação do ciclo de vida.....	70
2.3.2. Modelagem de balanço hídrico.....	76
2.4. Considerações finais sobre a revisão bibliográfica.....	81
3. MÉTODO PROPOSTO	84
3.1. Definição de objetivo e escopo.....	86
3.2. Coleta e determinação de dados de entrada.....	90
3.2.1. Dados meteorológicos.....	90
3.2.2. Delimitação da área de estudo.....	91
3.2.3. Delimitação dos grupos similares.....	92
3.2.4. Diagnóstico do sistema urbano.....	93
3.2.5. Sistema de aproveitamento de água pluvial.....	94
3.2.6. Sistema de tratamento de esgoto descentralizado.....	97
3.2.7. Dados de entrada para o <i>Matlab</i>	97
3.3. Inventário do ciclo de vida.....	98
3.3.1. Modelagem de balanço hídrico.....	99

3.3.2. Fluxos de água dos componentes	104
3.3.3. Fluxos de materiais, produtos químicos e energia.....	108
3.4. Avaliação de impacto de ciclo de vida	108
3.4.1. Impactos associados às atividades de suporte	109
3.4.2. Cálculo da relação Impacto/Serviço	110
3.4.3. Categorias de impactos específicos	111
3.5. Dados de saída e avaliação dos resultados	111
4. APLICAÇÃO DO MÉTODO EM UM ESTUDO DE CASO.....	113
4.1. Definição de objetivo e escopo	113
4.2. Dados climáticos e fluviométricos.....	114
4.3. Delimitação da área de estudo	119
4.4. Delimitação de grupos similares.....	121
4.5. Delimitação das edificações tipo de cada bloco	133
4.6. Diagnóstico do sistema urbano de água, esgoto e drenagem.....	135
4.7. Consumo de água nas edificações	138
4.8. Sistema de aproveitamento de água pluvial.....	140
4.9. Dados de entrada para <i>matlab</i>	143
5. AVALIAÇÃO DA MODELAGEM DE BALANÇO HÍDRICO	144
5.1. Comparação com <i>aquacycle</i>	144
5.2. Análise de sensibilidade dos parâmetros	151
5.3. Calibração do modelo com dados observados.....	158
6. INVENTÁRIO E AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA	162
6.1. Modelagem de balanço hídrico.....	162
6.2. Fluxos de água nos componentes	163
6.3. Fluxos de materiais, produtos químicos e energia.....	166
6.3.1. Componente estação de tratamento de água	167
6.3.2. Componente distribuição de água.....	167
6.3.3. Componente coleta de esgoto sanitário	169
6.3.4. Componente tratamento de esgoto sanitário.....	169
6.3.5. Componente consumidor	170
6.4. Avaliação de impacto de ciclo de vida	172
7. DADOS DE SAÍDA E AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS.....	174
7.1. Avaliação de resultados principais	174
7.2. Avaliação de resultados secundários	190
7.3. Limitações e dificuldades associadas	193

8. CONCLUSÕES	195
8.1. Limitações	198
8.2. Sugestões para trabalhos futuros	199
REFERÊNCIAS	201
APÊNDICE A – Painel de Especialistas	227
APÊNDICE B – Dados de entrada <i>Matlab</i>	267
APÊNDICE C – Modelagem de balanço hídrico	270
APÊNDICE D – Fluxos de água nos componentes	282
APÊNDICE E – Volume consumido nas zonas de abastecimento	290
APÊNDICE F – Dados de entrada do estudo de caso	291
APÊNDICE G – Inventário dos componentes de tecnologia	306
APÊNDICE H – Inventário do componente consumidor	308
APÊNDICE I – Complemento do método	318

1. INTRODUÇÃO

Por aproximadamente dois séculos, o gerenciamento da água nas cidades seguiu os princípios de comando e controle, que são bem representados pela drenagem urbana, a qual é dimensionada para que o ambiente urbano fique livre de alagamentos (BELL, 2015). Com o processo contínuo de urbanização, são necessárias obras de drenagem progressivamente maiores (TASSI, 2002), interferindo cada vez mais no ciclo natural da água. Os principais impactos da urbanização sobre o ciclo são o aumento do escoamento superficial e a antecipação dos picos de vazão, a redução da evapotranspiração e do abastecimento dos lençóis freáticos e a deterioração da qualidade das águas superficiais (TUCCI, 1997).

A preocupação com a escassez hídrica é alvo de estudos no mundo todo, tanto em nível local (JIANG, 2009; HADADIN et al., 2010; LIU et al., 2017), quanto global (VÖRÖSMARTY et al., 2000; MUKHEIBIR, 2010; VÖRÖSMARTY et al., 2010; KUMMU et al., 2016). Kummu et al. (2016) demonstraram que, enquanto o consumo de água aumentou quatro vezes no século XX, a população que sofre com escassez cresceu de 0,24 bilhões (14% da população mundial) na década de 1900 para 3,8 bilhões (58%) na década de 2000. Vörösmarty et al. (2010) apontaram que quase 80% da população mundial está exposta a altos níveis de ameaça à segurança da água.

Outro fator preocupante diz respeito às perdas de água tratada nas cidades. Mundialmente, a média das perdas nas redes de distribuição de água é de 35% e no Brasil este índice tem se mantido em níveis próximos a 40% (ABES, 2013). Embora o Sistema Nacional de Informações Sanitárias (SNIS) apresente altos índices de erro, é válido observar que o valor médio nacional do índice de perdas na distribuição, apontado pelo Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto de 2015, é de 36,7% (SNIS, 2017). Além do desperdício de água potável, esse índice representa elevado desperdício de energia. Segundo Gomes (2010), o consumo de energia das prestadoras de serviços de água e esgotamento sanitário representa cerca de 3% do consumo total de energia elétrica no mundo.

Dentro desta perspectiva, pode-se concluir que há a necessidade de buscar o equilíbrio no ciclo hidrológico das cidades e, conseqüentemente, que o atual modelo de serviços de água e saneamento urbano precisa passar por mudanças (MARLOW et al., 2013), como a hibridização por meio do uso de fontes alternativas. A indústria da água vem buscando alternativas, por meio de estratégias para o planejamento sustentável dos serviços prestados (STEWART et al., 2009; GLEICK, 2010). Dentre as estratégias, estão o aumento e manutenção de áreas permeáveis, uso de sistemas descentralizados de água e também

diferentes formas de medição e cobrança pelos serviços, de controle de perdas e gestão da demanda (STEWART et al., 2009; STEWART et al., 2010; BOYLE et al., 2013). Ou seja, o planejamento baseia-se na gestão de água pluvial, de oferta e demanda de água para consumo e de efluentes gerados.

De acordo com Castro-Fresno et al. (2013), o objetivo principal das técnicas para a gestão sustentável de água pluvial é diminuir o escoamento superficial por meio do uso de reservatórios (TASSI, 2002; ZHANG et al., 2012; DORNELLES, 2012; DEBUSK et al., 2013; HENTGES, 2013; STEFFEN et al., 2013; KIM et al., 2014; SAMPLE; LIU, 2014; BURNS et al., 2015; ZAHMATKESH et al., 2015; GEE; HUNT, 2016; PALLA et al., 2017) ou de aumento da infiltração de água no solo (ANTUNES et al., 2016; TASSI et al., 2014; BOOGAARD et al., 2014; SAÑUDO-FONTANEDA et al., 2014; SCHOLZ, 2013; ROSEEN et al., 2012). A gestão da demanda de água está relacionada com a redução de consumo, garantindo a quantidade e a qualidade necessárias com desperdícios mínimos. Para isso, se faz necessário o conhecimento das informações sobre o uso final da água e sobre as influências no consumo, que são variáveis e dependem de uma série de fatores demográficos, comportamentais, sazonais e tecnológicos (STEWART et al., 2009). De forma geral, o consumo médio urbano diário per capita no Brasil é de 165,3 litros/habitante.dia. Desta média, os consumos doméstico, comercial e público correspondem a 62,6% do total e o restante (37,4%) é consumido pela indústria (SNIS, 2017). Cerca de 40% em média do consumo doméstico não exige potabilidade, e nos consumos comercial e público esse valor é maior, podendo chegar a 70% e 80% de consumo não potável, respectivamente (TESTON et al., 2018).

Relacionado à gestão da oferta de água e esgotamento sanitário, geralmente há discussões entre a prestação de serviços de saneamento centralizada ou descentralizada (WOODS et al., 2013; SITZENFREI et al., 2013). Segundo Sapkota et al. (2015), é improvável que os sistemas centralizados de abastecimento urbano de água atendam à demanda no contexto do crescimento populacional urbano e das mudanças climáticas. Em decorrência da incerteza relacionada aos sistemas centralizados, tem aumentado o número de pesquisas na área de sistemas híbridos de saneamento urbano, que combinam sistemas centralizados e descentralizados. Assim, as edificações tornam-se agentes ativos na gestão da oferta de águas urbanas, por meio de sistemas alternativos de abastecimento, como o aproveitamento de água pluvial. Há a necessidade de se avaliar, para tanto, o seu impacto no balanço hídrico urbano e no consumo energético e de materiais em todo o ciclo de vida da instalação.

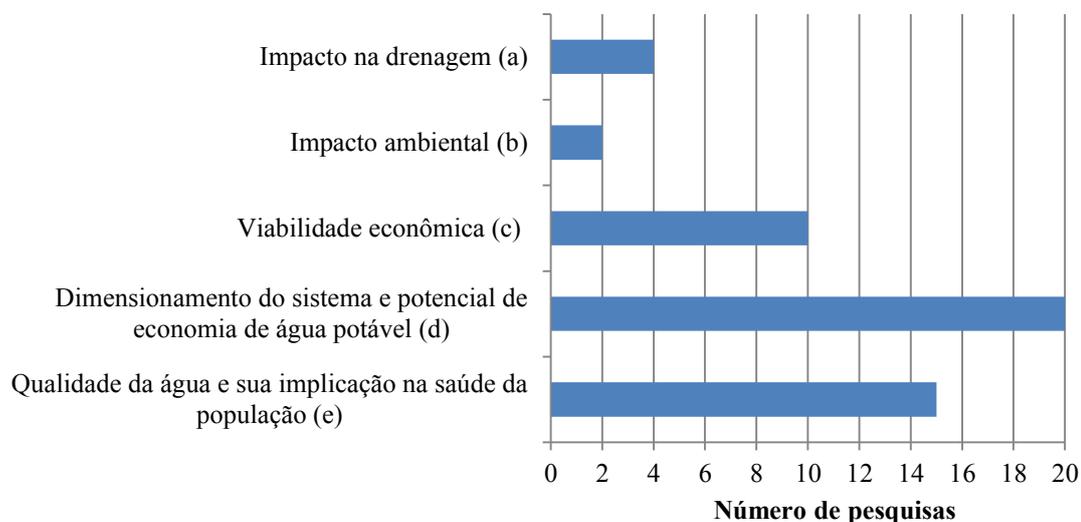
1.1. JUSTIFICATIVA

A disseminação de políticas públicas sustentáveis tem aumentado o número de leis que tornam compulsória a instalação dos sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações das cidades brasileiras, partindo da hipótese de que, independente da situação, causam impactos ambientais positivos. O embasamento técnico e científico para o desenvolvimento dessas legislações, entretanto, é questionável. Muitas delas apresentam sugestões de dimensionamento de reservatório, por exemplo, que não levam em consideração dados fundamentais para o cálculo de um sistema eficiente, como por exemplo, precipitação diária, área de coleta e demanda de água pluvial. Isso acarreta a instalação obrigatória de sistemas ineficientes. A falta de avaliação ambiental da implantação de aproveitamento de água pluvial em grande escala nas cidades é outro fator que não é levado em consideração.

Há a necessidade de aproximar as tomadas de decisões relacionadas à gestão da água urbana com o ambiente acadêmico científico. As novas tecnologias dos sistemas de aproveitamento de água pluvial nas edificações têm sido alvo de pesquisa em muitos países nas últimas décadas. Alguns dos assuntos abordados nas pesquisas são: a qualidade da água coletada dos telhados e a sua implicação na saúde da população (ZHU et al., 2004; EVANS et al., 2006; MENDEZ et al., 2011; FARRENY et al., 2011; LIMA, 2012; GIKAS; TSIHRINTZIS, 2012; LEE et al., 2012; ALVES et al., 2014; ZHANG et al., 2014; SILVA, 2015; GWENZI et al., 2015), o dimensionamento do sistema e o potencial de economia de água potável (GHISI, 2006; GHISI et al., 2006; GHISI et al., 2007; GHISI, 2010; BEZERRA et al., 2010; RUPP et al., 2011; WARD et al., 2012; CAMPISADO; MODICA, 2012; JUNG et al., 2015; BURNS et al., 2015), o impacto ambiental através da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e da energia embutida nos sistemas (GHIMIRE et al., 2014, DEVKOTA et al., 2015; VIEIRA; GHISI, 2016; GHIMIRE et al., 2017; MARINOSKI et al., 2018), e o impacto da implantação dos sistemas no gerenciamento de água pluvial nas cidades (ZHANG et al., 2012; DEBUSK et al., 2013; STEFFEN et al., 2013; KIM et al., 2014; SAMPLE; LIU, 2014; BURNS et al., 2015; ZAHMATKESH et al., 2015; GEE; HUNT, 2016; PALLA et al., 2017).

Resultados na área de aproveitamento de água pluvial em edificações também têm sido alcançados em pesquisas a nível nacional. Uma busca no banco de teses e dissertações da CAPES, publicadas de 2007 a 2019 apontou os principais temas investigados, mostrados por meio da Figura 1.

Figura 1: Principais assuntos relacionados ao aproveitamento de água pluvial abordados em pesquisas nacionais, em nível de mestrado e doutorado de 2007 a 2019.



- (a) Custódio, 2017; Teston, 2015; Hentges, 2013; Dornelles, 2012.
- (b) Ribeiro, 2015; Marinoski, 2010.
- (c) Cardoso, 2018; Morais, 2017; Gomez, 2017; Pacheco, 2016; Leão, 2015; Gois, 2015; Cruz, 2014; Santos, 2012; Marinoski, 2010; Dias, 2007.
- (d) Souza, 2018; Neto, 2017; Andrade, 2017; Geraldi, 2017; Perius, 2016; Chaib, 2016; Nunes, 2016; Souza, 2015; Vercosa, 2014; Cruz, 2014; Beltrão, 2014; Bier, 2013; Sampaio, 2013; Dornelles, 2012; Lopes, 2012; Pires, 2012; Coscarelli, 2010; Giacchini, 2010; Rocha, 2009; Rocha, 2009; Oliveira, 2007.
- (e) Machado, 2017; Nunes, 2016; Menezes, 2016; Silva, 2015; Amaral, 2015; Bassanesi, 2014; Santan, 2012; Bier, 2013; Lopes, 2012; Corrêa, 2012; Guedes, 2012; Pires, 2012; May, 2009; Giacchini, 2010; Oliveira, 2007; Bastos, 2007.

Quanto à avaliação ambiental, vários estudos estão sendo desenvolvidos utilizando ACV para avaliar a prevenção de danos causados por inundações por meio do uso de práticas mais responsáveis de gestão pluvial (PETIT-BOIX et al., 2017), quantificar o consumo de energia e as emissões associadas de gases de efeito estufa nas fases de operação dos sistemas urbanos de reuso de água e aproveitamento de água pluvial (CHANG et al., 2017), comparar o sistema de aproveitamento de água pluvial com o sistema de abastecimento municipal (GHIMIRE et al., 2017), analisar o impacto ambiental da implantação de sistemas integrados de aproveitamento de água pluvial e uso de água cinza em edificações residenciais unifamiliares (RIBEIRO, 2015), e outros.

A ACV é utilizada para analisar os efeitos incorporados iniciais (fabricação e transporte dos componentes), de operação (energia consumida para operação dos sistemas no horizonte de tempo), de manutenção (fabricação e transporte dos materiais utilizados na manutenção) e de final de vida (transporte e destinação final dos materiais). Uma das

principais adversidades ao uso desta ferramenta, entretanto, é o número demasiado de dados de entrada necessários para uma avaliação criteriosa e a carência de banco de dados locais. Dessa maneira, a ACV de sistemas hídricos em escala municipal pode demandar custo muito alto e grande espaço de tempo para ser realizada. Nestes casos, há a necessidade de utilização de métodos mais simplificados e que facilitem a obtenção dos fluxos locais.

Embora a ACV seja uma ferramenta bem-conceituada para a avaliação ambiental de produtos e serviços, os sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações possuem grande representatividade no ciclo hidrológico urbano, necessitando uma avaliação específica neste critério. Ribeiro (2015), por exemplo, complementou a ACV com um diagnóstico de água e esgoto na habitação que resultou na determinação do potencial de economia de água potável e de redução de esgoto gerado pela edificação. Ghisi (2006), Ghisi et al. (2006) e Ghisi et al. (2007) também realizaram pesquisas para avaliação do potencial de economia de água potável por meio do aproveitamento de água pluvial.

A modelagem do balanço hídrico proporciona uma avaliação global de impactos no ciclo hidrológico da água. Basicamente, um modelo hídrico corresponde à representação matemática do fluxo de água sobre e/ou abaixo da superfície. A modelagem auxilia no processo de analisar hipóteses de impacto e avaliar diferentes combinações de eventos, contribuindo para o entendimento das mudanças no uso do solo e para a previsão de possíveis alterações nos ecossistemas (RENNÓ; SOARES, 2003).

Os sistemas de aproveitamento de água pluvial são classificados como uma estratégia de desenvolvimento urbano de baixo impacto. Segundo USDoD (2004) apud Souza et al. (2012), a elaboração de projetos que assegurem a proteção da bacia respeitando peculiaridades locais é um dos princípios do desenvolvimento de baixo impacto. Por meio dessas estratégias busca-se minimizar os efeitos da ação antrópica no ciclo natural da água. Dentro deste contexto espera-se que a instalação dos sistemas de aproveitamento de água pluvial nas edificações seja executada quando apresentar impacto ambiental positivo no local.

Esta tese apresenta um método híbrido de avaliação de impacto dos sistemas de aproveitamento de água nas edificações integrado ao meio urbano, por meio da combinação entre um modelo de ACV e um modelo de balanço hídrico. O modelo de balanço hídrico traz resultados intermediários e também possibilita quantificar os fluxos necessários à avaliação de impacto de ciclo de vida, feita através do modelo de ACV. Por meio do método é possível avaliar os impactos causados devido à instalação e ao uso dos sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações, levando em consideração as peculiaridades locais de cada estudo de caso.

Tanto o modelo de balanço hídrico (MITCHELL et al., 2001) quanto o de ACV (LOUBET et al., 2016), que embasaram o desenvolvimento desta pesquisa, foram desenvolvidos e validados por pesquisadores da área de outros países. Portanto, esta tese inova ao desenvolver e aplicar um método através da união de dois modelos, e da adaptação destes à realidade dos sistemas urbanos de água comuns no Brasil. Na ACV, é inovador também a inserção do consumidor de água como um componente ativo nos sistemas urbanos de água e não somente como um componente que consome e degrada a água, conforme foi proposto por Loubet et al. (2016). Isso significa que o consumidor pode “produzir” a água que consome, por meio de fontes alternativas, e tratar o esgoto que gera, causando impacto nos componentes de produção e distribuição de água e nos componentes de coleta e tratamento de esgoto.

Tendo em vista a influência dos sistemas de aproveitamento de água pluvial no ciclo hidrológico urbano e também no consumo de materiais e energia, quantificar o seu impacto no balanço hídrico e também durante sua vida útil, da fabricação ao descarte é necessário. As ferramentas de ACV e Modelagem de Balanço Hidrológico, utilizadas de forma conjunta, podem contribuir neste processo.

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. Objetivo geral

O objetivo principal desta tese é desenvolver e aplicar um método baseado na Avaliação do Ciclo de Vida e na Modelagem do Balanço Hídrico para quantificar o impacto ambiental no meio urbano resultante da implantação de sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações.

1.2.2. Objetivos específicos

No desenvolvimento do trabalho, pretende-se alcançar alguns objetivos específicos:

- i. Permitir a comparação do impacto de aproveitamento de água pluvial no meio urbano, quando instalado em diferentes cenários e com diferentes tipologias dos sistemas e de edificações;

- ii. Utilizar a modelagem de balanço hídrico como base de dados de fluxo de água (inventário) para a avaliação de impacto de ciclo de vida;
- iii. Avaliar a influência dos parâmetros de entrada nas variáveis de saída;
- iv. Comparar os cenários do uso de sistemas de aproveitamento de água pluvial nos resultados de escoamentos de água, recarga de água subterrânea e evapotranspiração no meio urbano.

1.3. ESTRUTURA DO TRABALHO

A tese foi dividida em oito capítulos. O primeiro, correspondente à introdução, contemplou o enquadramento da pesquisa dentro do contexto atual dos sistemas urbanos de água. Mostrou a necessidade da avaliação ambiental da instalação de sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações, em grande escala. Também foram apresentados os objetivos geral e específicos do trabalho. O Capítulo 2 corresponde à revisão bibliográfica. Tem como objetivo mostrar dados de consumo de água e seus possíveis padrões em edificações, o estado da arte das pesquisas relacionadas ao aproveitamento de água pluvial e dos estudos de impacto ambiental dos sistemas por meio de ACV e modelagem de balanço hídrico.

Na sequência, o Capítulo 3 compreende a principal etapa do trabalho. Nele, o método desenvolvido é apresentado. Estão descritos todos os procedimentos necessários para o uso do modelo proposto, desde a coleta de dados até a avaliação dos resultados. No Capítulo 4, o estudo de caso utilizado para aplicação do método é apresentado. Neste capítulo são definidos os objetivos e escopo do estudo; e a coleta e determinação dos dados de entrada necessários para a obtenção dos dados de saída principais (impactos) e secundários (fluxos de água) é descrita.

O Capítulo 5 mostra a avaliação do modelo de balanço hídrico, por meio da comparação do método proposto com o método consagrado na literatura. Faz-se também a calibração com o uso de dados de escoamento fluvial observados. Ademais, apresenta-se o resultado da análise estatística dos parâmetros de entrada, que tem por objetivo avaliar a influência destes nas variáveis de saída. Com essa avaliação é possível indicar quais parâmetros precisam ser estimados com maior precisão pelos usuários.

O Capítulo 6 mostra os resultados do Inventário de ciclo de vida do estudo de caso. Todos os procedimentos realizados para a obtenção dos quantitativos de materiais de infraestrutura, produtos químicos e energia são apresentados neste capítulo. O Capítulo 7

apresenta os resultados obtidos da aplicação do método no estudo de caso. Neste capítulo são expostos os dados de saída principais e os dados de saída secundários da aplicação no estudo de caso. A avaliação dos resultados de impacto de ciclo de vida também está concebida neste capítulo.

As conclusões da tese são apresentadas no Capítulo 8. Também são discutidas as limitações do trabalho e são feitas as recomendações para trabalhos futuros. Por fim, as referências e apêndices completam os dados e informações utilizadas no desenvolvimento da tese.

O Apêndice A apresenta o questionário enviado ao painel de especialistas e disserta sobre os apontamentos feitos. Os formatos dos dados de entrada para uso da rotina de *Matlab* são apresentados no Apêndice B. Os Apêndices C e D mostram as equações utilizadas para a modelagem de balanço hídrico e para os fluxos nos componentes. Mostram-se as equações obtidas dos modelos da literatura, as adaptadas destes modelos e as que foram desenvolvidas nesta tese. O volume consumido nas zonas de abastecimento do estudo de caso é apresentado no Apêndice E, e os dados de entrada utilizados na aplicação do estudo estão no Apêndice F. Os inventários dos componentes de tecnologia e consumidor são apresentados nos Apêndices G e H. Por fim, algumas sugestões de ampliação do método em estudos futuros estão no Apêndice I.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão de literatura está dividida em três partes: (1) gestão da demanda, (2) aproveitamento de água pluvial e (3) ferramentas de análise ambiental. A primeira disserta sobre o consumo de água no meio urbano, mais especificamente sobre os perfis de demanda e os usos finais da água. Tem como objetivo fundamentar a viabilidade de aproveitamento de água pluvial para diferentes usos não potáveis.

A segunda parte está relacionada com o aproveitamento de água pluvial. Pretende apresentar trabalhos desenvolvidos e seus resultados sobre qualidade da água, potencial de economia de água potável, impactos ambientais causados e técnicas utilizadas. Sobre essas técnicas, mostra o que vem sendo pesquisado e quais as melhores soluções encontradas nas pesquisas.

Por fim, a revisão sobre ferramentas de análise ambiental busca esclarecer o funcionamento dos métodos de ACV e modelagem de balanço hídrico através de pesquisas que já utilizaram essas ferramentas.

2.1. CONSUMO DE ÁGUA NAS CIDADES

A gestão da demanda é muito importante quando se deseja minimizar o consumo de água potável e o consumo de energia. Ela é composta por um conjunto de instrumentos que visa à otimização do uso da água nos diferentes pontos de consumo. Dentre esses instrumentos estão o controle, a manutenção de equipamentos, redução de perdas/vazamentos e campanhas de sensibilização e educação.

Ghisi et al. (2014) realizaram uma pesquisa com a intenção de mostrar que as estratégias para economizar água potável nas edificações devem ser selecionadas com base em outros indicadores, além do potencial de economia de água potável. Os indicadores utilizados para classificar as estratégias foram: potencial de economia de água potável, índice de economia de água potável por energia embutida ou consumo total de energia, valor presente líquido, taxa interna de retorno e índice entre economia de água potável e custos iniciais. As estratégias analisadas foram reuso de água cinza, aproveitamento de água pluvial, instalação de equipamentos economizadores e algumas combinações entre elas. A escolha mais viável, em todos os indicadores do estudo de caso avaliado, foi instalação de equipamentos economizadores, que visa o controle do consumo. Para Kiperstok e Kiperstok (2017), o monitoramento e o controle do consumo em edificações são as ações mais

importantes a serem tomadas, devendo preceder outros esforços ou investimentos, como a aquisição de dispositivos de economia de água ou o uso de água cinza e a captação de água da chuva.

De acordo com Beal et al. (2013), a determinação dos usos finais de água é o primeiro passo para obter políticas públicas relevantes e bem-sucedidas para o controle do consumo. Com o intuito de obter os perfis de consumo e dados de usos finais da água, algumas pesquisas têm utilizado um sistema de medição inteligente (*Smart Meters*). Esse sistema é basicamente composto por dois elementos: os medidores que capturam informações sobre o uso da água e o sistema de comunicação que transmite os dados em tempo real (STEWART et al., 2010). Programas de análise estatística desagregam os dados de fluxo de água coletados dos medidores inteligentes em diferentes categorias de uso final de água (NGUYEN et al., 2013; NGUYEN et al., 2014).

Boyle et al. (2013) apresentaram uma visão geral dos sistemas de medição inteligentes. Segundo os autores, a maioria dos sistemas inteligentes foi instalada em edificações residenciais na Austrália, mas o uso em edificações comerciais, públicas e industriais está crescendo. Em outros países, os testes estão sendo feitos em pequena escala, principalmente buscando os benefícios do acesso remoto de dados, como por exemplo, a diminuição dos custos trabalhistas para a leitura dos medidores e também buscando melhorias na eficiência da rede. As pesquisas na área são vastas, abordando análise de custo benefício, análise de demanda e uso final, eficiência na rede, acesso remoto e reforma de preços (BOYLE et al., 2013).

Os potenciais benefícios de conservação através do uso de medição inteligente incluem reduções de até 20% na demanda de água, redução de esgoto gerado e redução do uso de energia, tanto para bombeamento quanto para tratamento. Também são evitados os custos monetários e ambientais associados à ampliação desnecessária de infraestrutura urbana. Isso se traduz na manutenção da biodiversidade e do ecossistema, bem como na redução das emissões de gases de efeito estufa (GIURCO et al., 2010). Além disso, esses sistemas fornecem uma série de implicações de gerenciamento adicionais, como a detecção de vazamentos e identificação de demanda de pico (STEWART et al., 2010).

Beal e Stewart (2014) propuseram uma pesquisa com o objetivo de identificar os usos finais da água que impulsionam a demanda de pico e examinar os padrões de demanda diurna por hora. A pesquisa foi desenvolvida com base em mais de dezoito meses de dados de consumo de água obtidos a partir de medidores inteligentes de alta resolução instalados em 230 propriedades residenciais em *Queensland*, Austrália. A utilização de tecnologias mais

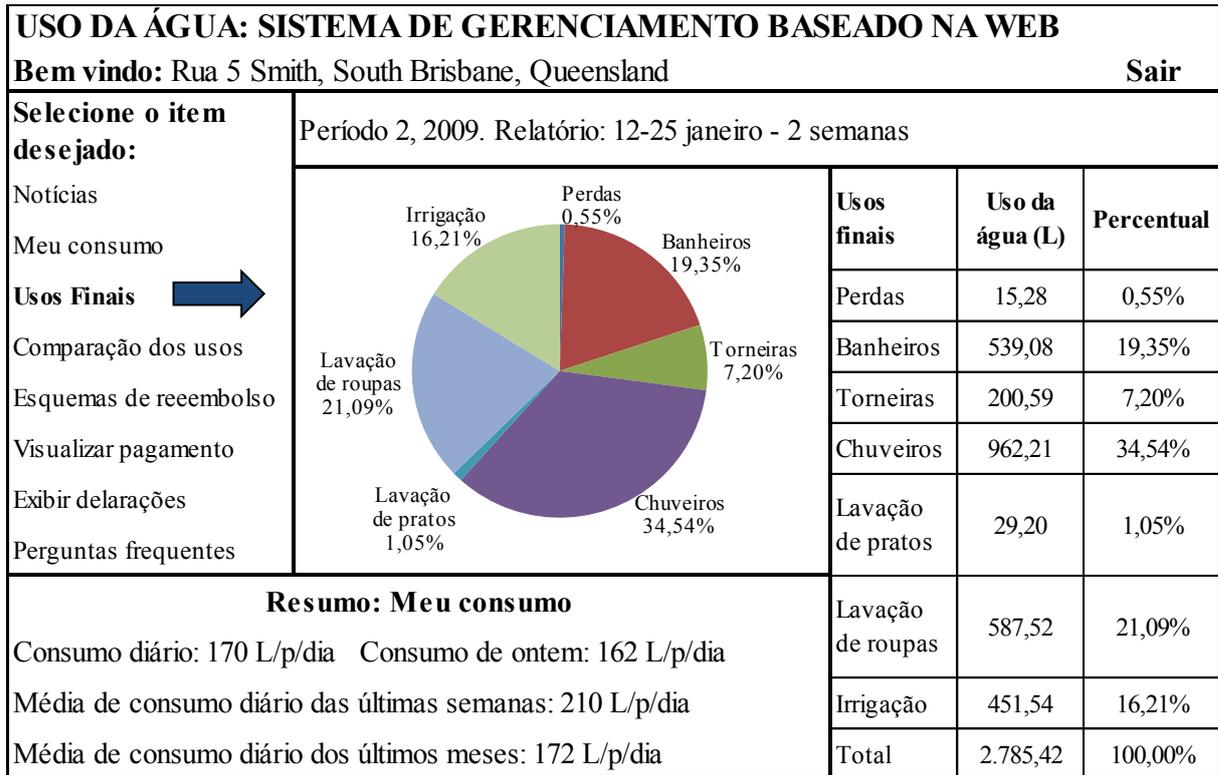
eficientes (como equipamentos economizadores) e a conscientização crescente relacionada à conservação da água causaram menores frequências de picos de consumo, quando comparados com fatores de pico baseados historicamente.

Existem também benefícios sociais potenciais, incluindo padrões de uso do setor comunitário mais informado, estabelecimento de uma base de evidências para políticas de educação e mudança, estabelecimento de práticas de conservação de água para longo prazo e desenvolvimento comunitário colaborativo de iniciativas de economia de água. Uma das formas propostas por Stewart et al. (2010) para melhorar o comportamento do usuário se dá através da utilização de uma ferramenta integrada à tecnologia de medição inteligente: o desenvolvimento de um Sistema de Gerenciamento de Conhecimento Baseado na Web (*Web-Based Knowledge Management System – WBKMS*).

Segundo os autores, existem implicações significativas do *WBKMS* para melhorar as práticas atuais de planejamento e gerenciamento de infraestrutura e de demanda. Dentre os benefícios, os autores apontam: a capacidade de monitorar o efeito da aplicação ou dos níveis de restrição no consumo de água; a capacidade de quantificar imediatamente o efeito de programas de educação direcionados sobre os usos finais de água; o fornecimento de dados de consumo de água em tempo real aos usuários, resultando em um aumento do nível de conhecimento e compreensão do consumo individual de água; e fácil identificação de vazamentos tanto na rede de distribuição quanto dentro das edificações. A Figura 2 mostra um exemplo de uma interface para que a informação necessária seja acessada pelo consumidor de água (STEWART et al., 2010).

Entretanto, há potenciais preocupações de privacidade associadas a quem tem acesso ao nível de detalhes da informação, como as questões relativas à confiabilidade da rede sem fio e conexões cruzadas e quem terá acesso aos dados (STEWART et al., 2010; GIURCO et al., 2010). Outra questão importante é o atual alto custo econômico associado à implantação e manutenção do *WBKMS* proposto, sendo os custos mais significativos para os sensores de alta resolução. Pesquisas adicionais que investigam as implicações de custos a curto e longo prazos do *WBKMS* são necessárias para ajudar a desenvolver um esquema de implantação adequado, que forneça o equilíbrio entre os benefícios econômicos do sistema e a capacidade dos usuários de absorver os custos. Esta análise financeira é uma dinâmica em constante mudança, uma vez que o custo das tecnologias torna-se substancialmente mais baixo e a confiabilidade melhora com o tempo e através da pesquisa aplicada (STEWART et al., 2010).

Figura 2: Exemplo ilustrativo da interface WBMKS do consumidor de água



Fonte: Adaptado de Stewart et al. (2010).

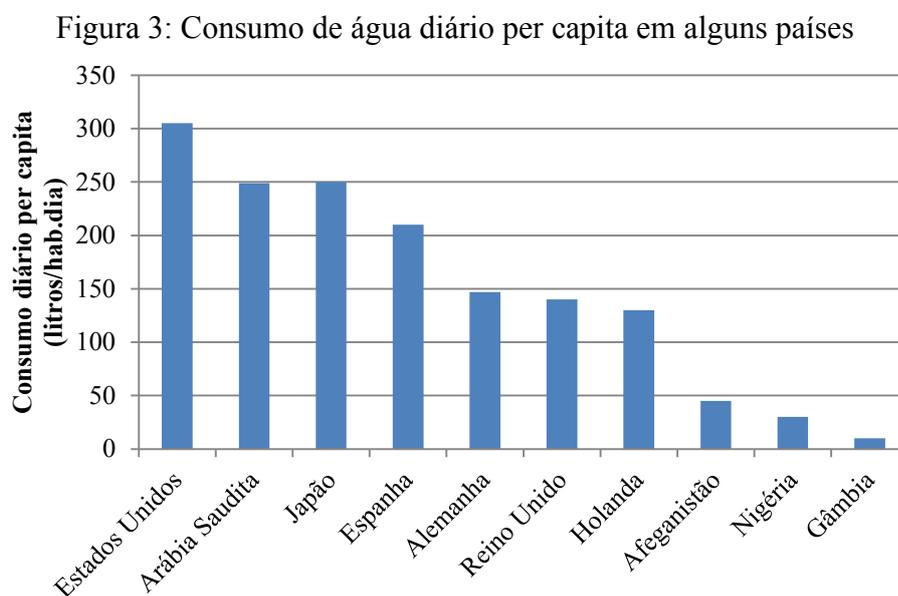
Os sistemas de medição inteligente podem ser aplicados também para gestão da água em edificações. Sánchez et al. (2015a) propuseram um sistema que monitora a vazão da água que é consumida em toda a edificação (monitorando o hidrômetro de entrada) e a vazão em cada setor (monitoramento setorizado) e os níveis dos reservatórios. Os benefícios de instalação desse sistema foram: adequa-se bem às edificações existentes, não exigindo grandes obras de reforma; pode ser instalado em sistemas de aproveitamento de água pluvial, reuso de água cinza e integrado a sistemas de automação predial; aumenta sensivelmente a velocidade de detecção de vazamentos nas tubulações e nos reservatórios; auxilia na manutenção do bombeamento; e permite a criação de um perfil de consumo diário, baseado nos níveis do reservatório superior.

Segundo Howel et al. (2017), as redes de água inteligentes são promovidas para oferecer redução de vazamento, economia de energia, garantia de qualidade da água, melhoria na experiência do cliente e otimização operacional, entre outros benefícios de desempenho. Para os autores, a convergência da modelagem de informação das edificações com os modelos de rede de água inteligentes proporciona uma oportunidade para transcender as barreiras operacionais existentes.

Dessa maneira, pode-se concluir que o uso de medidores inteligentes, além de prover benefícios ambientais e sociais, pode auxiliar as pesquisas através de várias possibilidades: da avaliação de instalação de equipamentos hidráulicos economizadores, da comparação das características pessoais com os usos da água e também da definição dos usos finais em diferentes tipologias de edificações. Essa última caracterização é valiosa em termos de gestão da demanda, uma vez que permite quantificar a demanda para usos que exigem diferentes qualidades da água, possibilitando, assim, a aplicação eficiente de fontes alternativas.

2.1.1. Perfis de Consumo

Butler e Memon (2006) demonstraram que enquanto em alguns países a média de consumo doméstico diário per capita ultrapassa 200 litros, em outros esta média está abaixo de 50 litros, que é o mínimo necessário para suprir as necessidades básicas para higiene e consumo, segundo Gleick (1996), como pode ser visualizado na Figura 3. A data dos dados apresentados por Butler e Memon (2006) não é conhecida.

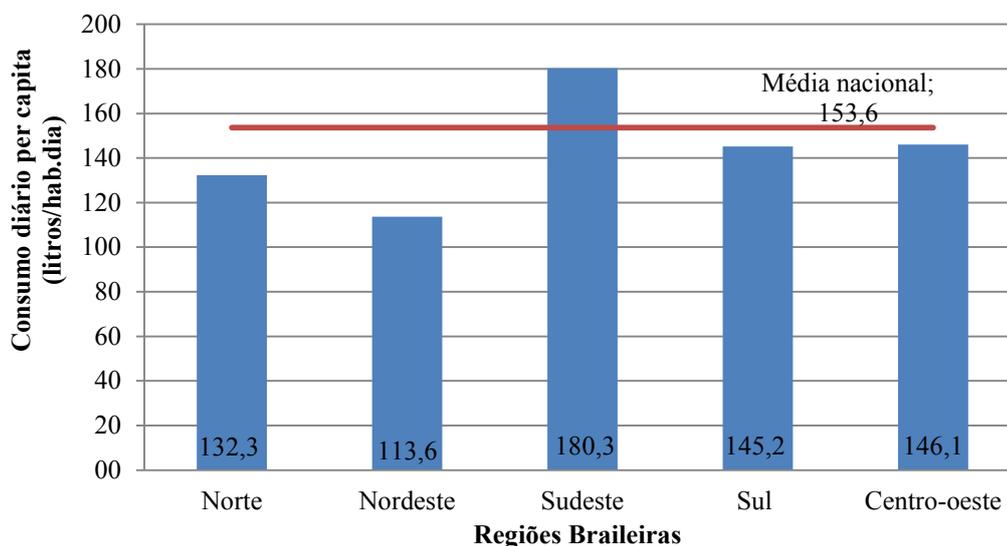


Fonte: Adaptado de Butler e Memon (2006)

No Brasil, o consumo médio diário per capita, que segundo o SNIS (2017) é a média diária consumida por indivíduo para satisfazer o consumo doméstico, comercial, público e industrial, é de 153,6 litros/habitante.dia e a distribuição do consumo de água, segundo ANA (2016), corresponde a 75% para irrigação, 10% para consumo humano urbano e rural, 9%

para consumo animal e 6% para a indústria. A Figura 4 mostra a média do consumo diário per capita das regiões brasileiras dos anos de 2012, 2013 e 2014, de acordo com os dados do SNIS (2017).

Figura 4: Consumo de água diário per capita nas Regiões Brasileiras (SNIS, 2017).



Nota-se uma grande influência do consumo da região sudeste na média nacional. Isso se deve ao consumo do estado do Rio de Janeiro, que apresenta valor 38,5% acima da média da região Sudeste e 62,6% acima da média do país. Esta diferença está relacionada com os baixos índices de medição de distribuição de água verificados no estado em 2017 (a mesma atribuição dada para os anos de 2015 e 2016). Enquanto o índice médio de hidrometração nacional era de 92,3%, no Rio de Janeiro este índice era de 68,7%. O índice de micromedição no estado (38,5%) também era menor do que a média nacional (51,3%). Devido à falta de micromedição, uma parcela significativa de volume de consumo foi estimada, justificando o consumo médio elevado no estado do Rio de Janeiro (SNIS, 2017).

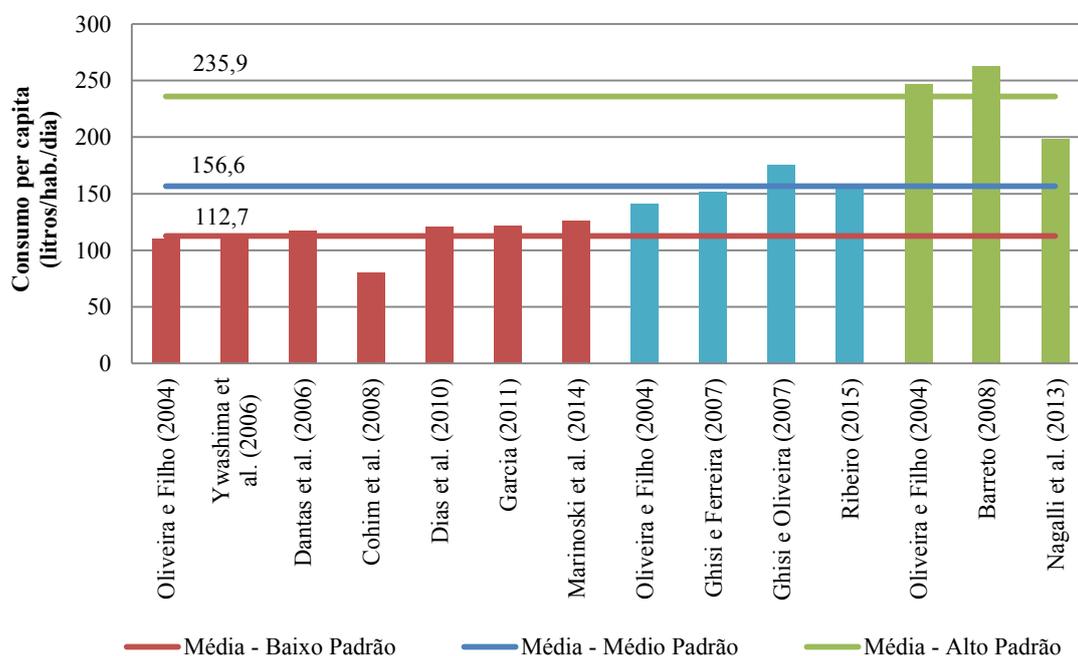
Além das diferenças causadas por variações regionais, como clima, disponibilidade hídrica, qualidade dos serviços prestados e cultura, o padrão econômico do usuário também influencia no consumo (GARCIA, 2011; CARMO et al., 2013). Através de uma análise baseada em estatística espacial, Carmo et al. (2013) concluíram que a relação entre crescimento econômico e aumento de consumo de água acontece de forma distinta dependendo da região. As regiões brasileiras onde o aumento da renda está associado a um maior incremento no consumo de água são aquelas onde houve maior redução de pobreza e extrema pobreza no país, ou seja, são regiões que ampliaram de forma significativa o acesso aos recursos básicos para sobrevivência, como aconteceu em boa parte do nordeste brasileiro.

Outras regiões como parte do Sul e do Sudeste são locais onde outros fatores podem ser mais significativos na influência da variação do consumo de água, como a qualidade dos serviços prestados, por exemplo.

Hussien et al. (2016) demonstraram esta influência na prática, através de um estudo de caso em Dohuk, no Iraque. As famílias de baixa renda apresentaram consumo diário per capita de 241 litros, seguidos de 272 e 290 litros/habitante.dia nas famílias de média e alta renda, respectivamente. De maneira geral, as pesquisas apontam que quanto mais alta a classe social, mais eficientes são os equipamentos hidráulicos instalados nas habitações, porém também é maior o consumo total de água (HUSSIEN et al., 2016; BEAL et al., 2014; WILLIS et al., 2013), o que demonstra a importância de uma gestão eficiente do consumo, com maior detalhamento da própria demanda.

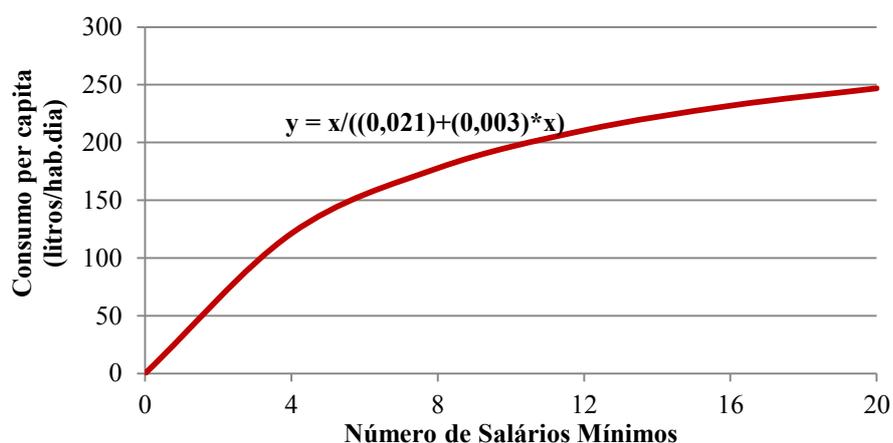
A Figura 5 mostra alguns estudos de caso realizados por pesquisadores brasileiros em diferentes localizações, para edificações de baixa, média e alta renda.

Figura 5: Perfis de consumo de água em edificações residenciais – estudos de caso.



Nota-se claramente a influência no consumo devido à estratificação socioeconômica. Sperling et al. (2002) demonstraram isso por meio da Figura 6, para um estudo de caso realizado em Minas Gerais.

Figura 6: Consumo de água per capita em função do número de salários mínimos.



Fonte: Adaptado de Sperling et al. (2002).

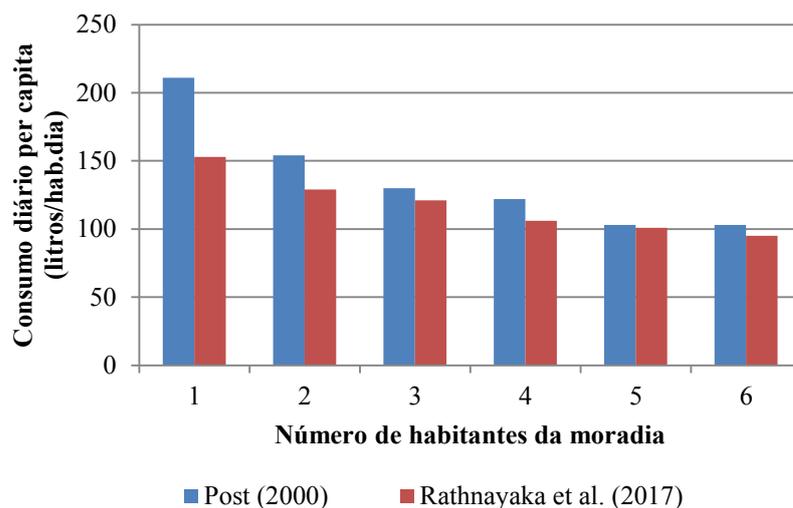
É importante observar que os sistemas tarifários adotados pelas companhias de água e esgoto que adotam tarifa mínima mostram-se como um desafio na implantação de ações de uso racional da água em edificações da população de baixa renda. Isso acontece, pois os aspectos econômicos são importantes para essa parcela da população e as tarifas mínimas funcionam como um desestímulo ao uso eficiente da água (GARCIA, 2011).

A idade dos usuários, o número de habitantes por residência, o tipo de habitação e a época do ano também influenciam no consumo diário per capita (BUTLER; MEMON, 2006). Quanto maior o número de moradores por residência, por exemplo, menor o consumo de água por habitante (BUTLER; MEMON, 2006; HUSSIEN, 2016). De acordo com Post (2000), o consumo per capita de uma residência com um morador é 40% maior que o consumo per capita de uma com dois moradores e este é 73% maior que uma com quatro habitantes. Na pesquisa de Rathnayaka et al. (2017) os resultados apontaram que o consumo de água per capita para uma pessoa vivendo sozinha é 60% maior que para uma pessoa que vive com uma família de seis membros. A Figura 7 mostra os resultados dos autores para até seis moradores.

Muitas pesquisas têm trabalhado com análises estatísticas para relacionar o consumo diário per capita com as características do tipo de habitação, da estação do ano, do número de habitantes e do clima (RATHNAYAKA et al. 2017; RATHNAYAKA et al. 2017(a); HUSSIEN et al., 2016; MATOS et al., 2014; NETO et al., 2004; SPERLING et al., 2002). Hussien et al. (2016) encontraram coeficientes de correlação altos entre alguns fatores e o consumo de água por habitante, como: número de pessoas por edificação ($R^2 = 0,87$), área da edificação ($R^2 = 0,94$), número de ambientes internos ($R^2 = 0,96$) e área de jardim ($R^2 = 0,77$).

Através disso, propuseram modelos para prever a demanda de água em quatro cenários futuros.

Figura 7: Consumo de água diário per capita em função do número de habitantes da moradia (Reino Unido de 1993 a 1998 (POST, 2000) e Austrália de 2005 a 2012 (RATHNAYAKA et al., 2017)).



Segundo Kiperstok e Kiperstok (2017) as premissas para o uso racional da água em edificações comerciais e institucionais requerem uma abordagem diferente da utilizada em edificações residenciais. As principais razões para isso são:

- Os consumidores não pagam diretamente pelo uso da água;
- Há uma grande variação nos hábitos e também na consciência ambiental dos consumidores de água;
- Há pouca manutenção de equipamentos;
- A complexidade das instalações e dos sistemas de bombeamento dificulta a identificação de vazamentos;
- Não se faz uso de medição setorizada, sendo que um único dispositivo de medição é responsável por um sistema grande e complexo;
- Os dispositivos sanitários são mais utilizados do que em edificações residenciais e tendem a apresentar defeitos com mais frequência.

Na década de 90 e início dos anos 2000, uma grande quantidade de pesquisas começou a ser desenvolvida em instituições de ensino e pesquisa sobre o uso racional da água no Brasil (OLIVEIRA; GONÇALVES, 1999; SILVA et al., 2002; 2006; 2008; YWASHIMA, 2005; GONÇALVES et al., 2005; TAMAKI et al., 2006). Essas pesquisas resultaram em

maiores aplicações de técnicas de gestão da demanda, como o uso de equipamentos economizadores, medição setorizada, detecção e eliminação de vazamentos e a sensibilização dos usuários. Através de programas como o Programa de Uso Racional da Água (PURA) com estudos de caso aplicados na Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP), o Programa de Conservação da Água da Universidade Estadual de Campinas (Pró-Água UNICAMP) e o Programa de Uso Racional de Água da Universidade Federal da Bahia em parceria com a Teclim (ÁGUAPURA UFBA) foram obtidos bons resultados de redução de consumo de água nas universidades (GONÇALVES; JORDÃO, 2006). Desde a aplicação do PURA na cidade universitária da USP até 2013, houve uma redução de consumo de 41%, reduzindo 137.88 m³/mês em 1998 para 01.01 m³/mês em 2013 (PURA, 2019). Através da instalação de bacias sanitárias com 6 litros por fluxo no prédio da Reitoria I do Campus Universitário da UNICAMP, obteve-se economia de 26% do consumo (UNICAMP, 2014).

Na UFBA, desde a implantação do ÁGUAPURA, houve uma redução de consumo per capita diária de 42 litros/hab.dia para 18 litros/hab.dia. O ÁGUAPURA possui uma plataforma online, o ÁGUAPURA VIANET, que possibilita a reunião de dados de consumo de água (e também de energia). Além da UFBA, em 2019, mais 14 instituições estão fornecendo dados e participando da plataforma do consumo de água. As ações básicas realizadas pelo programa incluíram monitoramento e análise diária do consumo de água, inspeções e ajustes do fluxo de equipamentos hidráulicos, reparo rápido de vazamentos e melhorias de banheiros (ÁGUAPURA, 2019).

A Tabela 1 apresenta resultados de consumo de água em instituições de ensino. É perceptível a redução de consumo diário per capita em escolas através dos resultados de Ywashima (2005). Os resultados estão exibidos por meio do diagnóstico feito na escola durante o ano do estudo (antes) e através da estimativa de consumo após a instalação dos equipamentos (depois). A estimativa previu redução de consumo de 54,4%.

O resultado de Ywashima (2005) para consumo diário per capita nas escolas em tempo integral e creches após a instalação dos equipamentos economizadores (19,6 litros/pessoa.dia) é coerente com o resultado de Almeida (2009) para uma universidade de Belo Horizonte que trabalha em tempo integral (19,7 litros/pessoa.dia). Marinoski e Ghisi (2008) realizaram a pesquisa em uma instituição de ensino superior com funcionamento em meio período (SENAI – Florianópolis), resultando em um consumo diário per capita menor.

Os grandes eventos esportivos, como a Copa do Mundo de Futebol e os Jogos Olímpicos, promoveram o uso de técnicas sustentáveis na reestruturação das instalações dos

países sede nos últimos anos. Aguiar (2012) e Melo (2012) avaliaram o desempenho do sistema de aproveitamento de água pluvial do Estádio da Luz em Portugal. Aguiar (2012) desenvolveu a pesquisa com o objetivo de atender à demanda de rega do gramado e Melo (2012) para atendimento da lavagem das arquibancadas. As pesquisas resultaram em uma demanda aproximada de 3 mm/lavação para lavagem das arquibancadas e 3mm/dia para rega do gramado.

Tabela 1: Perfis de consumo de água em instituições de ensino – estudos de caso.

Tipologia de Instituição de Ensino	Pesquisa	Área Construída (m ²)	Número de ocupantes (pessoas)	Consumo diário per capita (litros/pessoa.dia)	Consumo diário por área (litros/m ² /dia)	Consumo diário total (litros/dia)
Ensino Superior	Almeida (2009)	2.639,70	220	19,7	1,64	4.332
	Marinoski e Ghisi (2008)	5.149,45	565	15,5	1,70	8.758
Escolas e creches Período Integral	Ywashima (2005) (Antes)	--	111	43,0	--	4.773
	Ywashima (2005) (Depois)	--	111	19,6	--	2.172
Escolas Meio Período	Ywashima (2005) (Antes)	2.010,84	577 ¹	23,6	6,77	13.617
	Ywashima (2005) (Depois)	2.010,84	577 ¹	10,7	3,08	6.196
	Fasola et al. (2011)	638,00 ²	149	5,7	1,33	849
	Fasola et al. (2011)	800,00 ²	253	7,4	2,34	1.872

¹ Média do número de alunos nos anos de 2002 (564 alunos), 2003 (585 alunos) e 2004 (581 alunos).
² Área construída considerada igual à área de telhado.

Nunes (2006) e Gois et al. (2015) realizaram seus estudos de caso com o intuito de avaliar o consumo de água em *shopping centers*, localizados no Rio de Janeiro e no Paraná. Ambos possuem a mesma área construída (135.000,00 m²) e avaliaram o consumo diário por habitante, considerando a população fixa e móvel. O *shopping center* localizado no Paraná, na cidade de Londrina, apresentou consumo diário per capita de 14,87 litros/pessoa.dia ou 3,30 litros/m²/dia (GOIS, 2015; GOIS et al., 2015). O *shopping center* estudado por Nunes apresentou consumo maior (18,92 litros/pessoa.dia ou 4,63 mm/dia). Esta diferença pode ser explicada por diferenças no clima, número de usuários e equipamentos hidráulicos instalados.

Dentre os prestadores de serviço, destacam-se como grandes consumidores de água as empresas de lavagem de roupas, veículos, etc. As estações de lavagem de ônibus, segundo Almeida et al. (2010), desempenham um papel importante na vida diária de uma metrópole urbana. Nos dias úteis, 15.064 veículos circulam em São Paulo e são lavados ao final de cada dia, consumindo aproximadamente 2.200.000 m³ de água por ano para esta atividade. Alguns resultados de pesquisas nacionais e estrangeiras são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Perfis de consumo de água utilizados em postos de lavação de veículos.

Pesquisa	Tipo de prestação de serviço	Local	Consumo médio (litros/veículo)
Brown (2002)	Lavação de carros (<i>self-service</i>)	EUA	45
	Lavação de carros (túnel)	EUA	268
Al-odwani et al. (2007)	Lavação de carros	Kuwait	185 a 370
Zaneti et al. (2011)	Lavação de carros	Porto Alegre (RS)	115 e 119
Morelli (2005)	Lavação de carros	São Paulo (SP)	150 a 200
	Lavação de ônibus	São Paulo (SP)	400 a 600
Ghisi et al. (2009)	Lavação de carros	Brasília (DF)	150 a 250
Lage (2010)	Lavação de carros	Belo Horizonte (MG)	95
	Lavação de carros	Belo Horizonte (MG)	70

Observa-se que apesar da grande disparidade de resultados, o consumo para lavação de carros nas pesquisas brasileiras observadas varia entre 70 litros/veículo.dia e 250 litros/veículo.dia. A demanda de água para este tipo de prestação de serviço também depende de muitas variáveis, como a tecnologia utilizada, por exemplo. Isto dificulta a caracterização de um perfil de consumo.

No setor hoteleiro há também uma grande variação no perfil de consumo. Barberán et al. (2013) avaliaram a economia de água consumida em um hotel localizado na cidade de Zaragoza, na Espanha, após passar por substituição dos equipamentos hidráulicos. Os resultados mostraram economia de 21,4%, passando de consumo de 321 litros/hóspede/dia para 252 litros/hóspede/dia. Gössling et al. (2012) apresentaram vários resultados de pesquisas que variaram de 90 litros/hóspede/dia a 1.596 litros/hóspede/dia. O perfil de consumo em hotéis depende dos usos finais da água, que podem variar bastante dependendo dos serviços e comodidades oferecidos. Segundo Tortella e Tirado (2011), por exemplo, os hotéis de luxo com a característica de oferecer tudo incluso (*all inclusive*) apresentam um consumo de água superior, devido ao aumento no consumo em refeições pelos hóspedes e ao maior uso de instalações e serviços com grande intensidade de consumo de água. No Brasil, os resultados de consumo encontrados por Nascimento e Sant'ana (2014) em dois hotéis analisados foram de 2,08 litros/m²/dia para o Hotel A e 4,44 litros/m²/dia para o Hotel B. Essa diferença é explicada pelos autores, devido à maior diversidade de infraestrutura do Hotel B.

Proença e Ghisi (2010) realizaram uma pesquisa em dez edifícios de escritório com o objetivo de determinar os usos finais da água. Apresentaram também como resultado o consumo de água por pessoa por dia. Nunes (2006) também apresentou resultados para um edifício de escritórios anexo ao *shopping center* avaliado por ele. A Tabela 3 mostra os resultados.

Tabela 3: Perfis de consumo de água em edifícios de escritório.

Pesquisa	Tipo de edificação	Local	Número total de usuários (pessoas)	Consumo diário per capita (litros/pessoa.dia)
Nunes (2006)	Torre comercial	Rio de Janeiro (RJ)	10.000	54,56
	Aliança	Florianópolis (SC)	157	84,10
	Exaldo Moritz	Florianópolis (SC)	96	65,4
	Granemann	Florianópolis (SC)	51	101,6
	Ilha de Santorini	Florianópolis (SC)	148	53,7
Proença e Ghisi (2010)	Ilha dos Ventos	Florianópolis (SC)	76	34,9
	Manhattan	Florianópolis (SC)	138	39,7
	Olmiro Faraco	Florianópolis (SC)	143	48,6
	Pedro Xavier	Florianópolis (SC)	243	51,9
	Trajanus	Florianópolis (SC)	128	55,4
	Via Veneto	Florianópolis (SC)	100	53,6

Nota-se que o consumo de água per capita apresentou variação entre 34,9 e 101,6 litros/pessoa.dia. De acordo com Proença e Ghisi (2010), os edifícios de Aliança e Granemann apresentaram maiores consumos de água, provavelmente devido à grande diversidade de usos (Aliança) e a significativa população flutuante (Granemann). Apesar da grande variedade de resultados para o consumo diário por pessoa encontrada nos edifícios, a média de 58,5 litros/pessoa.dia está semelhante ao valor recomendado pelo serviço de água e esgoto do estado de São Paulo (SABESP), que é de 50 litros/pessoa.dia em prédios de escritórios.

Segundo Silva et al. (2014), edifícios públicos em países como o Brasil não possuem organização operacional e de manutenção necessária para induzir melhores práticas ambientais. Geralmente as iniciativas acontecem quando são impulsionadas pela necessidade de reduzir despesas operacionais. Entretanto, iniciativas como o programa ÁGUAPURA mostram a eficiência da gestão. De junho de 2008 a dezembro de 2013, estima-se que foram economizados 270.000 m³ de água potável. Isso representa economia mensal de 31% nas despesas em comparação com as práticas antes do início do programa.

Kammers e Ghisi (2006) realizaram uma pesquisa em dez edificações do setor público localizadas em Florianópolis. Os resultados apresentaram variação no consumo diário per capita de 28,00 a 67,20 litros/pessoa.dia. Os resultados da Tabela 4 mostram essa variação. Segundo os autores, isto ocorreu devido à variabilidade das instalações hidráulicas e sanitárias dos edifícios, sendo que os maiores consumidores, Celesc e Secretaria da Agricultura, possuem torre de resfriamento para ar-condicionado. Desconsiderando essas duas edificações de maior consumo diário per capita, não há variação significativa entre as demais, que apresentam média de 30,29 litros/pessoa.dia e desvio padrão de 6,07 litros/pessoa.dia.

Tabela 4: Perfis de consumo de água em edificações públicas administrativas.

Tipo de edificação	Área Construída (m ²)	Número de ocupantes (pessoas)	Relação Área Ocupantes (m ² /pessoa)	Consumo diário per capita (litros/pessoa.dia)	Consumo diário por área (litros/m ² /dia)	Consumo diário total (litros/dia)
Badesc	1.300,00	165	7,88	29,00	3,68	4.785,00
Celesc	21.405,00	1035	20,68	67,20	3,25	69.552,00
Crea	2.000,00	95	21,05	32,90	1,56	3.125,50
Deter	1.400,00	107	13,08	31,50	2,41	3.370,50
Epagri	8.025,00	324	24,77	29,70	1,20	9.622,80
Secretaria da Agricultura	3.726,00	197	18,91	57,30	3,03	11.288,10
Secretaria da Educação	6.800,00	520	13,08	18,30	1,40	9.516,00
Secretaria de Segurança Pública	1.690,00	90	18,78	33,10	1,76	2.979,00
Tribunal de Contas	8.200,00	542	15,13	28,00	1,85	15.176,00
Tribunal de Justiça	13.617,00	1216	11,20	39,80	3,55	48.396,80

Fonte: Adaptado de Kammers e Ghisi (2006).

Embora tenha havido melhorias nos equipamentos economizadores depois dos anos 2000, é válido demonstrar a pesquisa de Tomaz (2000) apud Nunes (2006), que apresenta o consumo de várias tipologias de edificações (Tabela 5). Alguns tipos de edifícios não diferem significativamente do que foi apresentado até aqui através dos estudos de caso, como edifícios de escritório, lavação de automóveis, *shopping centers* e hotéis.

Tabela 5: Perfil de consumo por tipologia de edificação.

Tipologia de Edifício	Perfil de Consumo	Tipologia de Edifício	Perfil de Consumo
Aeroportos	10 a 20 litros/passageiro	Indústrias (para fins higiênicos)	50 a 70 litros/operário
Bares	40 litros/m ²	Lojas e Estabelecimentos Comerciais	6 a 10 litros/m ²
Cinemas	2 litros/assento	Lava rápido automático de carros	250 litros/veículo
Creches	50 a 80 litros/criança	Lavanderias	1 a 2 litros/kg de roupa
Edifício de Escritório	50 a 80 litros/funcionário ou 4 a 10 litros/m ²	Teatros	7 litros/m ² ou 5 a 10 litros/assento
Escolas	50 litros/aluno	Residências	200 litros/pessoa
Hospitais	250 litros/leito	Restaurantes	20 a 30 litros/refeição
Hotéis	250 a 350 litros/hóspede	Shopping Centers	4 litros/m ²

Fonte: Tomaz (2000) apud Nunes (2006)

Através desta avaliação de pesquisas sobre o perfil de consumo de água em edificações pôde-se perceber que há grande variabilidade de resultados, devido à extensa quantidade de influências no consumo, como vazamentos, população flutuante e seu tempo de permanência na edificação. Esses dados, portanto, são úteis para estudos de caso de edificações isoladas e devem ser utilizados com cautela, preferindo-se a estimativa do consumo através de levantamento de cada caso. Quando se deseja fazer uma avaliação em escala municipal, é necessário utilizar uma metodologia específica para isso.

2.1.2. Usos finais de água em edificações

Muitas pesquisas são desenvolvidas no Brasil e no mundo sobre a determinação dos usos finais de água em edificações. A caracterização dos usos é feita por meio de questionários e entrevistas com usuários (HUSSIEN et al., 2016); mediante aferição dos resultados encontrados nas entrevistas com o consumo total de água na edificação e com a medição das vazões dos aparelhos sanitários (PROENÇA; GHISI, 2010; GHISI; FERREIRA, 2007; GHISI; OLIVEIRA, 2007; KAMMERS, GHISI; 2006); e também por meio de sistemas de medição inteligentes em tempo real (FIELDING et al., 2013; BEAL et al., 2014; LIMA; NAVAS, 2012).

Nas pesquisas realizadas somente por meio de questionários e entrevistas, entretanto, devem ser consideradas eventuais falhas, pois a percepção dos usuários quanto aos seus usos da água não condiz com a realidade (MILLOCK; NAUGES, 2010; BEAL et al., 2014). A caracterização dos usos finais através de medição em conjunto com informações sócio demográficas pode facilitar a identificação de correlação entre o comportamento de grupos populacionais com a sua percepção do uso da água. Segundo a pesquisa realizada por Beal et al. (2014), as características gerais do grupo de pessoas que superestimam seu consumo de água são: menores renda e nível de educação, menor número de crianças na família, menores usos de tecnologias eficientes e são geralmente pequenas ocupações domésticas. Por outro lado, o grupo de pessoas que subestimam o seu consumo são: maior rendimento familiar, maior número de crianças pequenas, maiores usos de tecnologias eficientes, como chuveiro com menor vazão e máquina de lavar classificada com menor consumo.

Um projeto de pesquisa (*South East Queensland Residential End Use Study - SEQREUS*) financiado pela Aliança de Pesquisa em Segurança Urbana em Água (*Urban Water Research Security Alliance - UW RSA*) de 2009 a 2011 e complementado pelo Centro de Pesquisa de Água Inteligente (*Smart Water Research Center - SWRC*) localizado na Universidade Griffith (Austrália) gerou resultados sobre o uso final da água. Os principais objetivos do *SEQREUS* foram calcular o consumo doméstico por habitante, revelar os principais determinantes do uso final de água, estudar padrões de demanda durante o dia e avaliar a influência de equipamentos economizadores (BENNETT et al., 2013).

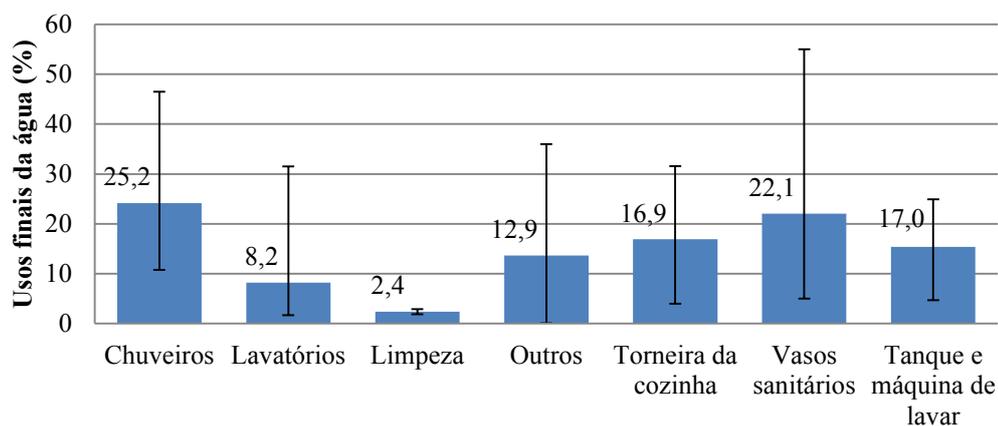
A Tabela 6 mostra alguns estudos de caso sobre a contribuição do uso final de água no consumo doméstico, desenvolvidos em diferentes países.

Tabela 6: Estudos de caso sobre usos finais de água em edificações residenciais.

Usos finais	Beal et al. (2013)	Matos et al. (2013)	Post (2000)	Hussien et al. (2016)	Jiang et al. (2016)	Média	Desvio Padrão
	Austrália	Portugal	Reino Unido	Iraque	China		
Chuveiros	29,5%	6,0%	9,0%	14,0%	21,7%	16,0%	9,6%
Lavatórios	--	34,0%	9,0%	32,0%	--	25,0%	13,9%
Limpeza	--	--	--	5,0%	8,8%	6,9%	2,7%
Torneiras (cozinha)	19,0%	32,0%	15,0%	19,0%	16,0%	20,2%	6,8%
Bacias sanitárias	16,5%	23,0%	31,0%	9,0%	14,0%	18,7%	8,5%
Máq. de lavar roupas	21,0%	2,0%	20,0%	13,0%	31,4%	17,5%	10,9%
Banheiras	1,0%	--	15,0%	0,0%	--	5,3%	8,4%
Uso externo	5,0%	--	4,0%	8,0%	1,2%	4,6%	2,8%
Perdas	6,0%	--	--	--	--	6,0%	0,0%
Máq. de lavar louças	2,0%	3,0%	1,0%	--	--	2,0%	1,0%
Consumo (beber)	--	--	--	--	6,9%	6,9%	0,0%

Observa-se grande diferença entre os usos finais de água nas pesquisas abordadas devido às influências como clima, classe socioeconômica, aparelhos domésticos, cultura, etc. No Brasil, uma compilação de nove pesquisas realizadas sobre uso final da água foi apresentada por Teston et al. (2018). A maior parte das pesquisas, cujas médias percentuais dos usos da água são mostradas na Figura 8, foi realizada em edificações no estado de Santa Catarina.

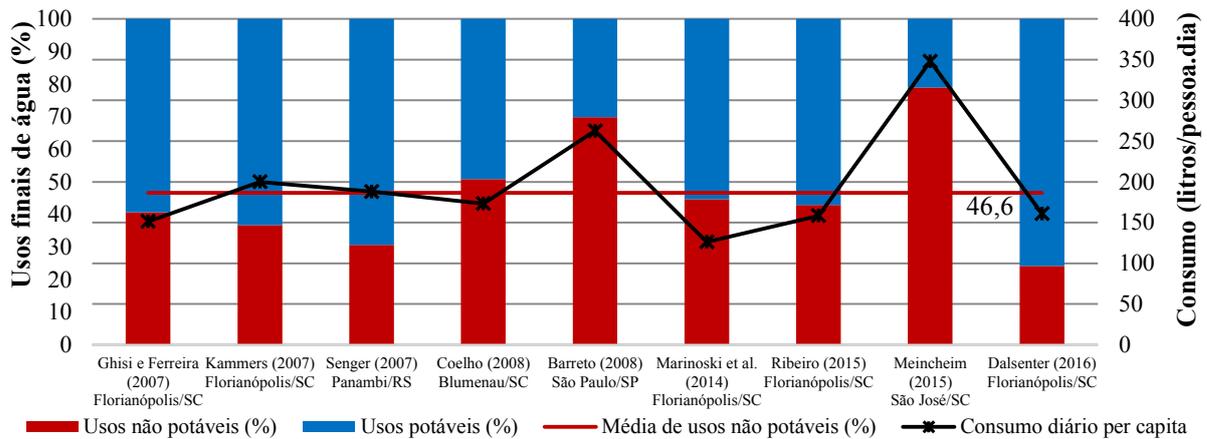
Figura 8: Usos finais da água em estudos de caso de edificações residenciais.



Fonte: Adaptado de Teston et al. (2018).

A categoria “Outros” é composta por lavagem de garagem e carros, calçadas e irrigação de jardins. É importante observar o grande potencial de substituição de água potável por água de menor qualidade para os usos em bacias sanitárias, limpeza, tanque, máquina de lavar roupas e outros. A Figura 9 mostra os usos potáveis e não potáveis para cada estudo analisado por Teston et al. (2018).

Figura 9: Usos potáveis e não potáveis em estudos de caso de edificações residenciais.

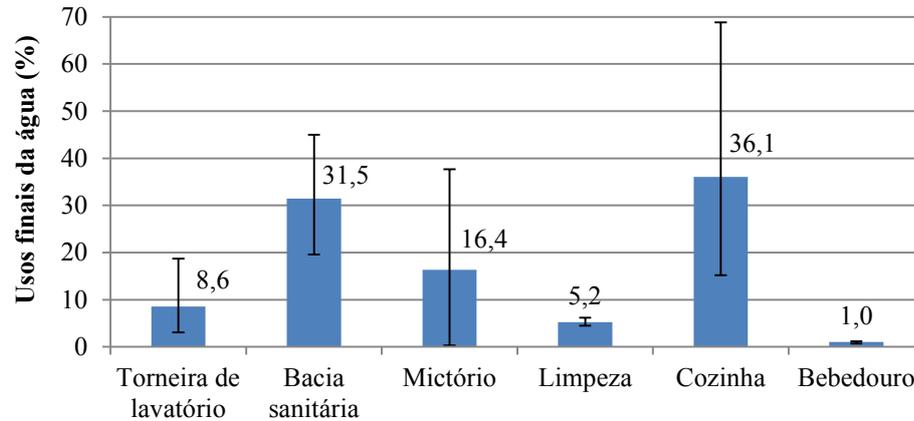


Observa-se que há maior homogeneidade de resultados nos estudos de Ghisi e Ferreira (2007), Kammers (2007), Senger (2007), Coelho (2008), Marinoski et al. (2014) e Ribeiro (2015), que apresentaram média de aproximadamente 40% de usos não potáveis no consumo total de água das edificações. Barreto (2008) e Meinheim (2015), que desenvolveram suas pesquisas em residências unifamiliares com alto consumo diário por pessoa, obtiveram valores acima de 60%, o que elevou a média total para 46,6%.

Quanto às edificações comerciais e públicas, a pesquisa bibliográfica foi feita para as diferentes tipologias de edificações, assim como aconteceu nos perfis de consumo. Almeida (2009) diagnosticou diferentes usos da água em um campus universitário, como sendo: usos da água nas instalações sanitárias (bacia sanitária, chuveiro, lavatório e mictório), em copas e cozinhas (filtro e pia de cozinha), nos corredores e áreas de circulação (bebedouros) e nas áreas externas (torneiras para rega de jardim, lavagem de pisos e veículos e torneiras de tanque). Dos usos em escolas, verificou-se que o responsável pelo maior consumo de água são os banheiros, seguidos das cozinhas. A área externa é a menor consumidora dentre os ambientes (YWASHIMA, 2005).

As médias e as variações mínimas e máximas dos usos finais da água em edificações de ensino e pesquisa resultados das pesquisas de Marinoski e Ghisi (2008) para o centro educacional SENAI de Florianópolis e Fasola et al. (2011) para escolas municipais e estaduais estão representados na Figura 10. Além destes usos, Marinoski e Ghisi (2008) identificaram o uso em tanque de laboratório (0,9%), irrigação (0,5%), lavagem de carros (2,0%) e chuveiros (0,3%) que não foram identificados nos estudos de caso de Fasola et al. (2011).

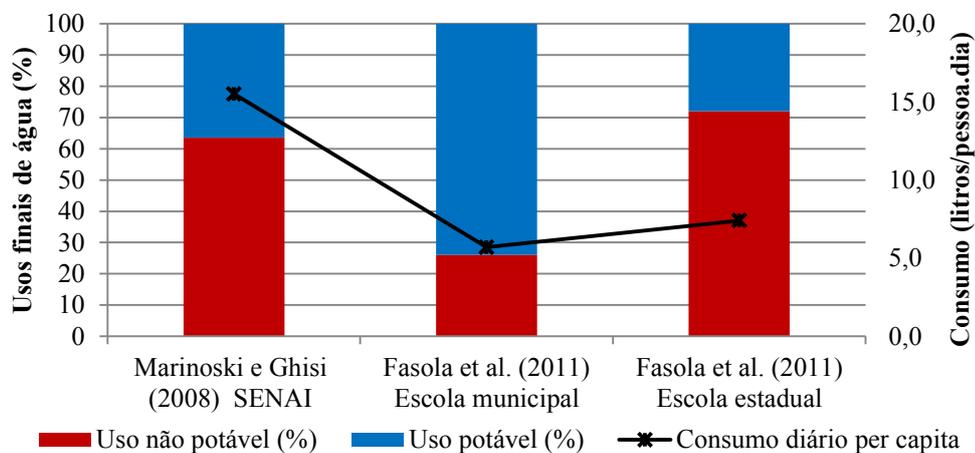
Figura 10: Usos finais da água em estudos de caso de edificações de ensino.



Fonte: Dados obtidos de Marinovski e Ghisi (2008) e Fasola et al. (2011).

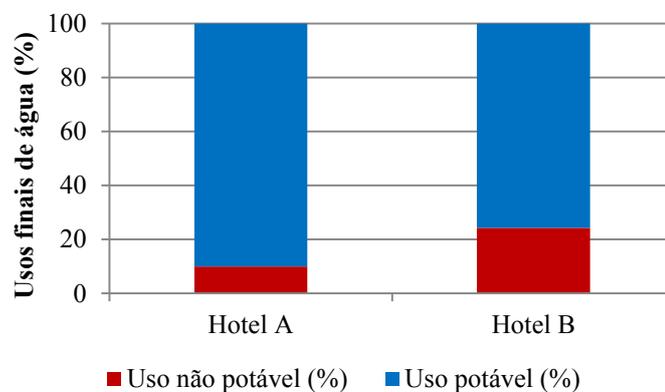
Observa-se uma extensa variação no uso da água da cozinha dentre os estudos de caso. Isto influencia também no resultado dos usos potáveis e não potáveis. A escola municipal estudada por Fasola et al. (2011) apresenta um percentual de uso na cozinha de 68,8% enquanto o percentual da escola estadual avaliada pelo mesmo autor é de 24,2% e o centro educacional SENAI avaliado por Marinovski e Ghisi (2008) apresenta um valor de 15,2%. Nas escolas avaliadas por Ywashima (2005) o consumo de água nas cozinhas variou de 25% a 43% do consumo total de água. Ywashima (2005), entretanto, não avaliou os usos finais de água por equipamento, inviabilizando a caracterização de consumos potável e não potável, mostrados na Figura 11.

Figura 11: Usos potáveis e não potáveis em estudos de caso de edificações de ensino de Florianópolis.



Nascimento e Sant'ana (2014) analisaram os usos finais da água em dois hotéis localizados em Brasília. Dentre os usos apontados pelos autores estão: chuveiro, bacia sanitária, torneiras dos lavatórios, ducha higiênica, banheira, cozinha, limpeza, irrigação de jardim, lavanderia e outros usos dos funcionários. Analisando a média dos usos, nota-se que o maior consumidor é o chuveiro (55%), seguido pelos usos dos funcionários (17%). O resultado, para usos potáveis e não potáveis dos dois hotéis avaliados, está representado na Figura 12.

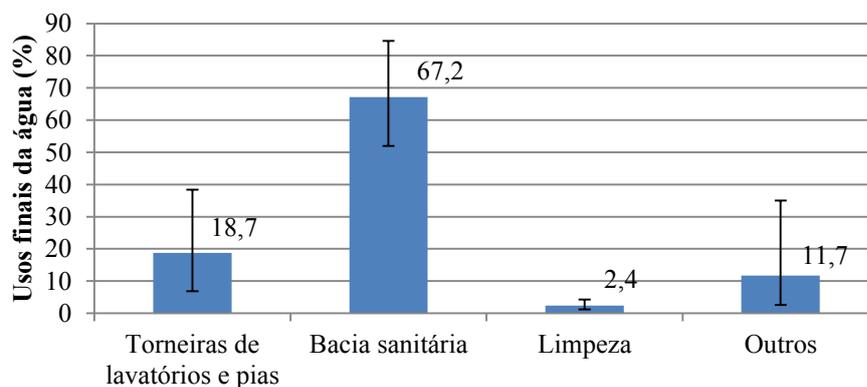
Figura 12: Usos potáveis e não potáveis em hotéis de Brasília.



Fonte: Dados obtidos de Nascimento e Sant'ana (2014).

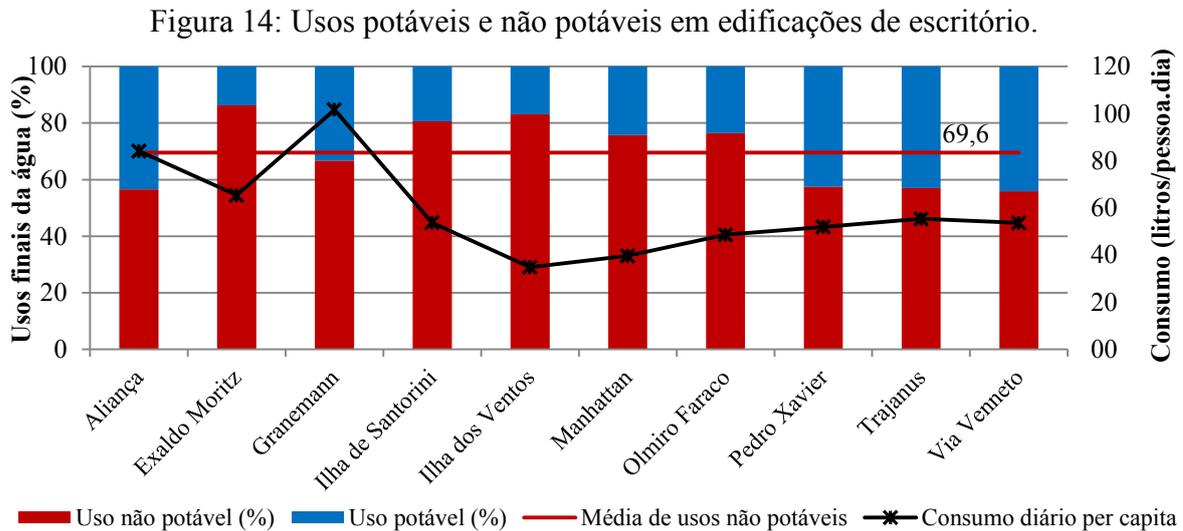
Os usos finais da água em edifícios de escritório foram apresentados por Proença e Ghisi (2010) e segregados em torneiras de lavatórios e pias, bacias sanitárias, limpeza e outros (que inclui o uso da água para preparar café, lavar frutas, beber e outros usos de cozinha). Os resultados estão apresentados na Figura 13.

Figura 13: Usos finais da água em edificações de escritório



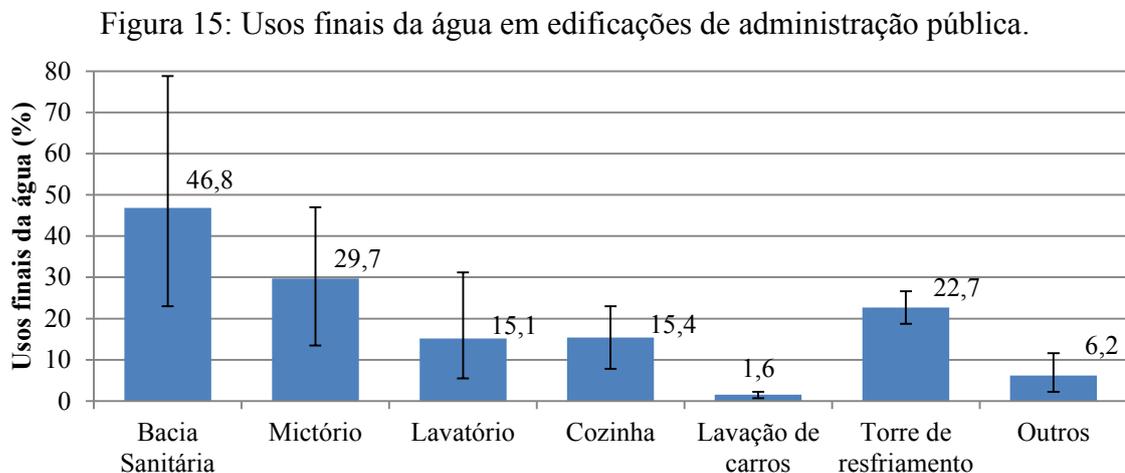
Fonte: Dados obtidos de Proença e Ghisi (2010).

Percebe-se que, apesar da grande variação de consumo apresentado pelas edificações, a bacia sanitária é a maior consumidora em todos os casos, o que faz com que todas as edificações apresentem mais de 50% do consumo em usos não potáveis, apresentando uma média de 69,6% (Figura 14).



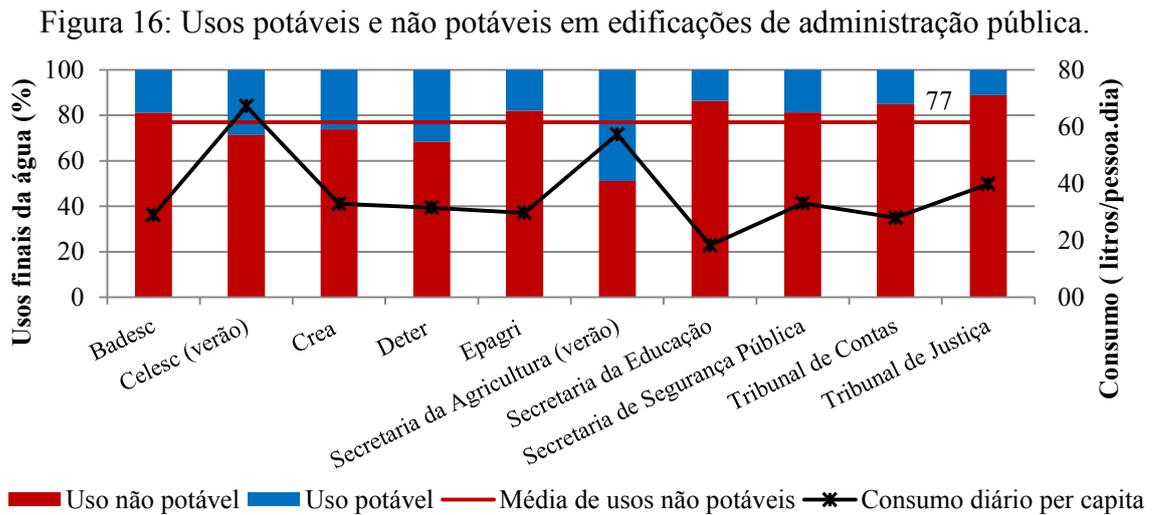
Fonte: Dados obtidos de Proença e Ghisi (2010).

A pesquisa de Kammers e Ghisi (2006) mostrou os usos finais em dez edifícios públicos administrativos. Dentre os usos finais foram identificados: bacias sanitárias, mictórios, lavatórios, torneiras de cozinha, torneiras de lavação de carros e outros. Esta última classificação incluiu limpeza, rega de jardim e lavação de carros, quando não foi possível distinguir dentre estes usos. As médias de cada uso e sua variação máxima e mínima em cada edificação estão demonstradas na Figura 15.



Fonte: Dados obtidos de Kammers e Ghisi (2006).

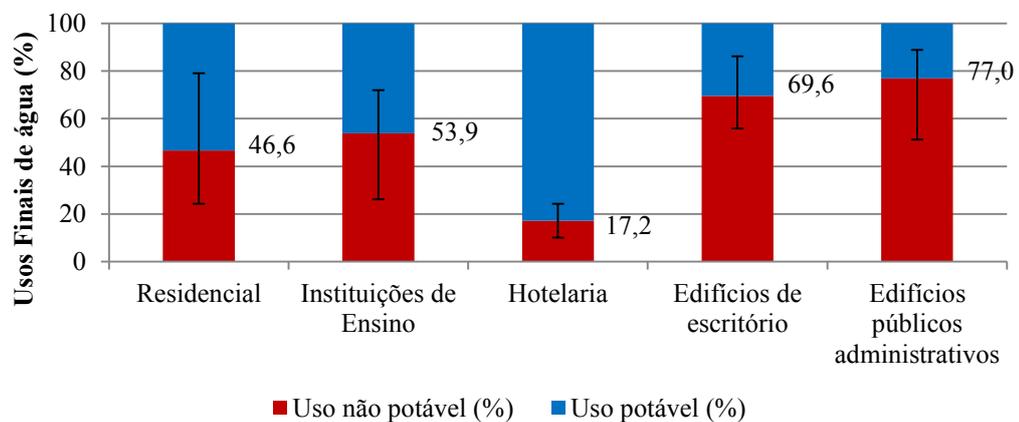
Em todos os dez edifícios investigados percebe-se que mais de 50% dos usos são para fins não potáveis, como bacias sanitárias, mictórios e usos externos de lavação e rega de jardins, apresentando uma média de 77,0%. No edifício do Tribunal de Justiça, por exemplo, o consumo não potável chega a 89,9%. A Figura 16 mostra o resultado para cada edificação e a média de usos não potáveis.



Fonte: Dados obtidos de Kammers e Ghisi (2006).

Através dos estudos de caso apresentados, nas diversas tipologias de edificações, é perceptível o grande potencial de substituição de água potável por água de menor qualidade para os usos que não exigem potabilidade. Com exceção do estudo de Nascimento e Sant'ana (2014), que avaliou dois hotéis em Brasília, o valor percentual médio dos usos não potáveis por tipologia de edificações ficou acima de 45% (Figura 17).

Figura 17: Usos potáveis e não potáveis em diferentes tipologias de edificações.



Através da análise dos usos finais da água em edificações, torna-se viável a avaliação do potencial de economia de água potável por meio do uso de água pluvial (para fins não potáveis) em edificações urbanas. Embora os programas computacionais permitam que sejam simulados sistemas de aproveitamento de água pluvial com diferentes valores para demanda de água pluvial, quanto mais próximos da realidade forem estes valores, mais precisa será a avaliação ambiental dos sistemas no ciclo hidrológico.

2.2. APROVEITAMENTO DE ÁGUA PLUVIAL

Tipicamente, nos sistemas de aproveitamento de água pluvial, a superfície de coleta é o telhado do edifício, embora outras superfícies também possam ser utilizadas para coletar água pluvial. Durante os eventos de precipitação, o escoamento gerado é conduzido ao reservatório através do sistema de coleta. O armazenamento da água tem a função de atender à demanda, geralmente utilizada para fins não potáveis. Uma rede de tubulação separada é necessária para conectar o reservatório de água pluvial a aparelhos ou torneiras para uso da água pluvial. Uma ou mais bombas são adotadas para assegurar a pressão apropriada para os vários usos e o que extravasa do reservatório é encaminhado à rede de coleta de água pluvial urbano ou a valas de infiltração. Os dispositivos complementares para controle de qualidade são os sistemas de *first-flush*, filtros de remoção de sólidos e filtros finos (CAMPISANO et al., 2017).

Domènech e Saurí (2011) fizeram uma comparação entre sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações unifamiliares e multifamiliares na região metropolitana de Barcelona (Espanha), avaliando o impacto social, no consumo de água potável e econômico. Todos os residentes entrevistados expressaram satisfação com a ideia de contribuir para o meio ambiente através da implantação de sistemas de aproveitamento de água pluvial. Quanto ao potencial de economia de água potável, o aproveitamento de água pluvial representou potencial alto de redução de consumo de água per capita nas edificações unifamiliares, podendo atender 100% da demanda para bacias sanitárias e irrigação de jardins. Nas edificações multifamiliares investigadas, a água pluvial era utilizada apenas para rega de jardins e também representava uma economia significativa no consumo de água potável por edificação. Em alguns casos, a água utilizada em bacias sanitárias era proveniente de sistemas de reuso de água cinza (DOMÈNECH; SAURÍ, 2011). Isto acontece devido à área de telhado de edificações multifamiliares, que usualmente é pequena para atender à demanda de água para essa finalidade.

Cook et al. (2013) avaliaram a implantação de um sistema de água pluvial coletivo com o objetivo de atender à demanda de água potável. Segundo os autores, uma abordagem de uso coletivo de água pluvial pode oferecer benefícios, tais como: maior custo-benefício, redução da pegada ecológica e controle de qualidade através de desinfecção centralizada. A água pluvial coletada dos telhados conseguiu atender cerca de 90% da demanda. No entanto, o consumo de energia associado a esta fonte de água foi maior, em comparação com sistemas centralizados.

2.2.1. Potencial de economia de água potável

Quando se trata do aproveitamento de água pluvial para fins não potáveis, há inúmeros trabalhos relacionados com o potencial de economia de água potável (GHISI, 2006; GHISI et al., 2006; DOMÈNECH; SAURÍ, 2011; GHISI et al., 2012; SOUZA; GHISI et al., 2014; BURNS et al., 2015; LOPES et al., 2016). O potencial de economia está intimamente relacionado com o percentual de substituição de água potável por água pluvial pré-determinado (demanda de água pluvial), de acordo com os usos finais da edificação. Além disso, o potencial de economia de água potável depende de pluviometria, área de coleta e tipo de superfície, demanda de água pluvial e demanda de água potável. Portanto, a melhor maneira de dimensionar o volume de reservação se dá por meio de simulação com dados de precipitação e de demanda diários (TESTON et al., 2018).

Tendo em vista a grande variabilidade do tamanho da série pluviométrica utilizada nas pesquisas, alguns pesquisadores têm avaliado a influência do tamanho da série no potencial de economia de água potável por meio do aproveitamento de água pluvial (GHISI et al., 2012; GERALDI; GHISI, 2017). Geraldi e Ghisi (2017) utilizaram uma série de dados diários de precipitação de Berlim, Alemanha, de 30 anos e compararam com séries menores. Os resultados apontaram que uma série de dez anos é suficiente para obter potencial de economia de água potável e capacidade do reservatório significativamente semelhantes aos da série de 30 anos.

Como os sistemas necessitam de dados climáticos para serem dimensionados, é importante observar, entretanto, que o processo de mudança climática pode alterar significativamente as projeções de aproveitamento de água pluvial. Wallace et al. (2015) desenvolveram um método para simular o desempenho dos sistemas de aproveitamento de água pluvial com dados preditos de clima. O método foi testado através da aplicação em duas

regiões climáticas dos Estados Federados da Micronésia no Pacífico Ocidental, onde a maioria da população depende da coleta de água pluvial para abastecimento de água potável.

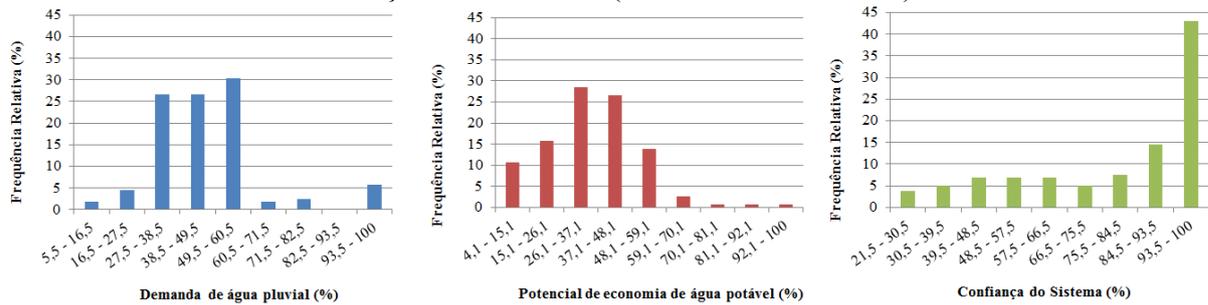
O programa computacional Netuno tem sido utilizado nas pesquisas nacionais (GHISI et al., 2009; GHISI, 2010; CORDOVA; GHISI, 2011; GHISI et al., 2014) para o dimensionamento do volume do reservatório. Este programa calcula o volume de precipitação aproveitável, o volume disponível no reservatório antes do consumo, o volume consumido em um dia, e aponta o volume ideal do reservatório através de um intervalo entre volumes pré-determinado (m^3) e de um índice de diferenças potenciais de economia de água potável ($\%/m^3$). Com isso, é possível obter o volume de água pluvial extravasado e o potencial de economia de água potável.

Outros parâmetros também podem ser avaliados para determinar o desempenho dos sistemas, como a confiança e a eficiência. Para Bezerra et al. (2010), confiança é a relação entre o período em que a demanda é atendida com água pluvial e o período total investigado, e eficiência é a relação entre o volume de água pluvial captada e o volume de água pluvial que não transbordou do reservatório. A confiança está relacionada com a verificação do atendimento à demanda; e a eficiência, com a verificação do impacto do sistema no escoamento superficial, através da retenção da água pluvial.

Teston et al. (2018) fizeram uma compilação de nove pesquisas nacionais sobre o potencial de economia de água potável por meio do uso de água pluvial. Esta pesquisa resultou em 158 dados de demanda de água pluvial, potencial de economia de água potável e confiança dos sistemas de aproveitamento de água pluvial. Utilizando esta compilação, quando se trata de edificações residenciais, os histogramas da Figura 18 mostram a frequência de demanda de água pluvial (a), de economia de água potável (b) e de confiança dos sistemas (c) dos dados.

Por meio da Figura 18 é possível perceber que a maior parte das pesquisas considerou a demanda de água pluvial entre 27,5% e 60,5%, devido aos usos finais atribuídos. Apenas aproximadamente 5% dos casos investigados adotaram demanda de água pluvial de 93,5% a 100%. Destes, apenas 1% atendeu a esta demanda. Mais de 55% dos casos obtiveram potencial de economia de água potável de 26,1% a 48,1%. Observa-se também que mais de 40% dos casos investigados obtiveram confiança variando de 93,5% a 100%. E que a confiança se manteve acima de 75% em aproximadamente 65% dos casos. Considerando a variabilidade dos dados utilizados na pesquisa, tanto de pluviometria quanto área de coleta e demanda, pode-se concluir que os sistemas apresentam bons resultados de atendimento à demanda para edificações residenciais.

Figura 18: Histogramas dos resultados de pesquisas sobre aproveitamento de água pluvial em edificações residenciais (Brasil de 2000 a 2017).

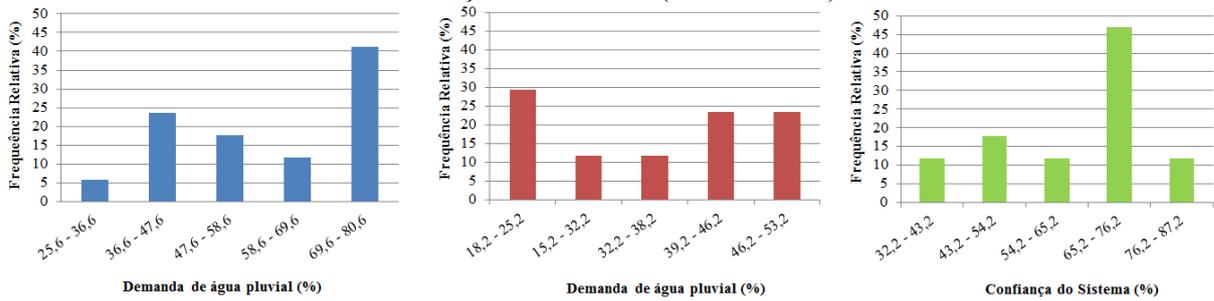


Fonte: Dados obtidos de Ghisi (2006), Ghisi et al. (2006), Ghisi et al. (2007), Kammers (2007), Senger (2007), Ghisi e Ferreira (2007), Vill (2010), Meinchein (2015) e Dalsenter (2016).

Marinoski et al. (2018) alcançaram valores parecidos ao avaliar vinte residências no sul do Brasil. Através do diagnóstico dos usos finais de água, concluíram que os usos não potáveis corresponderam, em média, a 33% do total de água consumida. Através do aproveitamento de água pluvial, considerando o reservatório ideal calculado pelo Netuno de 3.000 litros, o potencial de economia de água potável alcançado foi de 30% (90% de confiança). Utilizando um reservatório de 10.000 litros de água, esse potencial alcançaria 33%, ou seja, teria confiança de 100%, atendendo a toda a demanda.

Marinoski e Ghisi (2008), Fasola et al. (2011) e Salla et al. (2013) avaliaram o impacto do aproveitamento de água pluvial no consumo de água potável em instituições de ensino. Marinoski e Ghisi (2008) avaliaram uma instituição de ensino superior em Florianópolis e variaram os dados de substituição de água potável por água pluvial de 48,5% a 78,5%. Fasola et al. (2011) consideraram dois estudos de caso, sendo uma escola municipal e uma escola estadual. Salla et al. (2013) avaliaram vários resultados em uma universidade, considerando variável o número de estudantes e também o percentual de substituição de água potável por água pluvial. Através dos dados obtidos pelos autores, a Figura 19 mostra a frequência de demanda de água pluvial (a), de economia de água potável (b) e de confiança dos sistemas (c).

Figura 19: Histogramas dos resultados de pesquisas sobre aproveitamento de água pluvial em edificações de ensino (2006 a 2013).



Fonte: Dados obtidos de Marinoski e Ghisi (2008), Fasola et al. (2011) e Salla et al. (2013).

Nota-se que, embora mais de 40% dos dados adotados para substituição de água potável por pluvial esteja no intervalo de 69,6% a 80,6%, o maior valor alcançado para o potencial de economia de água potável foi de 53,2%. Quando se analisa a confiança do sistema, observa-se que a demanda é atendida mais de 65% das vezes com uma frequência de aproximadamente 60%. Porém, apenas 11% dos dados apresentaram confiança acima de 76%. Isto se deve, principalmente, à elevada demanda de água potável. Através da Tabela 7 é possível perceber que o consumo mensal de água pluvial utilizado nas pesquisas varia de 32.783 litros por mês a 338.400 litros por mês. Para o menor consumo mensal de água pluvial a confiança do sistema é de 87,7% enquanto que para o maior consumo, a confiança é de apenas 31,5%.

Não é possível obter, através destes estudos de caso, uma relação simplificada entre confiança do sistema e demanda de água pluvial, pois pluviometria e área de cobertura também interferem no potencial de economia de água potável. Silva e Ghisi (2016) realizaram uma análise de sensibilidade de variáveis de projeto e uma análise de incertezas de parâmetros relacionados à demanda de água potável no desempenho de sistemas de aproveitamento de água pluvial. As variáveis dependentes analisadas foram o potencial de economia de água potável e o dimensionamento do reservatório inferior, para algumas cidades com pluviometrias distintas. Em geral, variáveis de demanda diária de água potável, demanda de água pluvial e área do telhado foram as mais influentes na avaliação da capacidade ideal dos reservatórios inferiores e potencial para economia de água potável. A demanda de água pluvial foi a variável mais influente no potencial de economia de água potável para a maioria das cidades analisadas. Os valores de incerteza foram maiores para o dimensionamento do reservatório. O uso de um valor médio da demanda de água potável para fins de avaliação de desempenho dos sistemas de aproveitamento de água pluvial também gerou incertezas,

entretanto pode ser ignorado, pois a maioria das incertezas consideráveis teve baixa probabilidade de ocorrência.

Tabela 7: Consumo mensal de água utilizado em pesquisas de edificações de ensino (Brasil de 2006 a 2013).

Pesquisa	Consumo mensal de água potável ¹ (L/mês)	Consumo diário per capita (litros/pessoa/dia)	Demanda de água pluvial (% água potável)	Demanda mensal de água pluvial ² (L/mês)
Marinoski e Ghisi (2008)	262.725	15,5	48,50	127.422
			53,50	140.558
			58,50	153.694
			63,50	166.830
			68,50	179.967
			73,50	193.103
			78,50	206.239
Fasola et al. (2011)	125.607	5,7	26,10	32.783
	184.437	7,4	72,00	132.795
Salla et al. (2013)	105.750	25,0	40,00	42.300
			80,00	84.600
	211.500		40,00	84.600
	80,00		169.200	
	317.250		40,00	126.900
	80,00		253.800	
	423.000		40,00	169.200
	80,00		338.400	

¹ Consumo estimado através da multiplicação do consumo diário (L/dia) por 30 dias.

² Demanda estimada através da multiplicação do consumo mensal de água potável (L/mês) e da demanda de água pluvial (%).

Lopes et al. (2016) avaliaram o potencial de economia de água potável em edificações residenciais de 60 cidades de Santa Catarina, variando área de telhado, demanda de água potável, demanda de água pluvial e número de habitantes por residência. Obtiveram algumas conclusões: quanto maior a demanda diária de água pluvial, maior a economia de água potável e a capacidade ideal do reservatório de água pluvial; para pequenas áreas do telhado, a relação entre o aumento da demanda diária de água pluvial e a capacidade ideal do reservatório de água pluvial não é linear; as cidades e as regiões com maiores índices pluviométricos tendem a precisar de menores capacidades ideais de reservatório e resultar em maiores economias de água potável; enquanto que as cidades com grande variação pluviométrica (distribuição de chuva irregular) ao longo do ano tendem a precisar de maior capacidade ideal de reservatório.

Ghisi et al. (2009) avaliaram o potencial de economia de água potável através do aproveitamento de água pluvial para lavagem de veículos em Brasília, Brasil. Para isso,

variaram os valores de área de cobertura, demanda de água, e volume do reservatório, obtendo resultados entre 9,2% e 57,2% de potencial de economia. Ao avaliar a mesma finalidade, em concessionárias de veículos localizadas na cidade de Belo Horizonte, Minas Gerais, Lage (2010) concluiu que com investimentos viáveis e atrativos, é possível obter potencial de economia de água potável entre 9,74% e 26,8%. A diferença entre os dois estudos foi que Ghisi et al. (2009) variaram os dados do estudo de caso, com a intenção de obter relação entre as variáveis e Lage (2010) simulou o dimensionamento para as edificações de seis estudos de caso, sem variar dados como área de cobertura ou demanda. Os resultados obtidos dependem de uma série de fatores, principalmente a distribuição de precipitação ao longo do tempo.

2.2.2. Impacto na drenagem

Além de garantir o atendimento à demanda quando corretamente dimensionado, o sistema de aproveitamento de água pluvial pode melhorar o gerenciamento do escoamento superficial nas cidades (ZHANG et al., 2009). De acordo com Palla et al. (2017) o aproveitamento de água pluvial tem sido recentemente reconhecido como uma das soluções de desenvolvimento de baixo impacto, que tem como objetivo restaurar o ciclo natural da água nas cidades. Zahmatkesh et al. (2015) avaliaram um cenário controlado dessas soluções na cidade de Nova York. Foram três práticas implantadas: aproveitamento de água pluvial, pavimentos permeáveis e biorretenção. Como resultado, os autores encontraram que as técnicas podem reduzir em média 41% do volume de precipitação anual escoado e que as vazões de pico dos hidrogramas apresentaram redução de 13% em um cenário de baixa precipitação, 11% em um cenário de média precipitação e 8% em um cenário de alta precipitação.

Outra técnica de diminuição dos picos de vazão do escoamento superficial utilizada nos centros urbanos são os reservatórios de contenção de cheias. O seu funcionamento se dá através do escoamento lento da água reservada através de um orifício de saída menor que o de entrada. A diferença deste reservatório com o de aproveitamento de água pluvial está basicamente na sua finalidade: enquanto o primeiro deve permanecer vazio para garantir o volume de espera para o próximo evento chuvoso (HENTGES, 2013), o segundo deve se manter cheio para atender a demanda. Observando esta questão, Herrmann e Schmida (1999) e Gee e Hunt (2016) propuseram métodos para que os reservatórios de aproveitamento de água pluvial também diminuam satisfatoriamente os picos de escoamento superficial. Gee e Hunt (2016) avaliaram um sistema passivo e um sistema ativo. O sistema passivo utiliza um

reservatório maior que o ideal para aproveitamento, com um espaço destinado apenas ao armazenamento da água pluvial para mitigar os picos de vazão. A captação da água para consumo é feita em determinado nível, de modo que a parte superior do reservatório fica disponível para armazenar a água pluvial do próximo evento chuvoso. Um pouco acima deste nível há um orifício de liberação passiva, com o mesmo funcionamento dos reservatórios de contenção de cheias, estudados por Tassi (2002).

Uma alternativa à abordagem de liberação passiva é um projeto de liberação ativa. Este sistema inclui um dispositivo de controle em tempo real que libera automaticamente a água coletada com base na precipitação prevista e no nível de água dentro do reservatório. Usando os valores de precipitação previstos do *National Weather Service*, o dispositivo aciona o sistema para liberar lentamente o volume de água necessário para garantir que a quantidade prevista de precipitação seja capturada. A água só é liberada se houver capacidade de armazenamento insuficiente dentro do tanque para acomodar o evento de precipitação previsto (GEE; HUNT, 2016). O sistema passivo alcançou média de 82% de redução de volume e 90% de redução de pico, e o sistema ativo obteve 91 e 93%, respectivamente. Segundo Fisher-Jeffes et al. (2017), os sistemas aprimorados com controle em tempo real podem oferecer benefícios adicionais ao mitigar as inundações através do armazenamento de escoamento, atenuando os fluxos a jusante.

Outros estudos avaliaram o impacto dos sistemas de aproveitamento de água pluvial na drenagem. Através da instalação de um tanque de armazenamento de 10 m³ por área de 100 m² em todos os edifícios de uma pequena área, Kim et al. (2014) mostraram que o volume de escoamento e de pico foram reduzidos 18% e 20%, respectivamente. Palla et al. (2017) encontraram uma taxa média de redução de pico de 33% e de redução de volume de chuva escoado de 26%. Zhang et al. (2012) obtiveram redução de volume de escoamento de 13,9%, 30,2% e 57,7%, para 207,2 mm, 95,5 mm e 50,0 mm de precipitação diária, respectivamente. Steffen et al. (2013) avaliaram os benefícios na gestão de água pluvial através da aplicação de sistemas de aproveitamento de água pluvial em 23 cidades localizadas em sete regiões distintas dos Estados Unidos da América. Como resultado, obtiveram que o controle do volume de água pluvial avaliado variou de 1% a 17% de redução, dependendo do uso da água e do clima da região. No Brasil, Custódio (2017) estimou a influência do aproveitamento de água pluvial sobre o escoamento superficial na cidade de Joinville, Santa Catarina. Como resultado alcançou redução de 2,4% do volume total de escoamento superficial na maior sub-bacia hidrográfica da área urbana, para uma chuva de projeto de período de recorrência de 25 anos e duração de 1 hora. A redução de pico de vazão observada

no hidrograma, para a mesma precipitação, foi de 2,9%. Um estudo em um condomínio residencial de edificações unifamiliares, apontou decréscimos de 4,9% e 4,4% no pico de escoamento superficial destinado a dois reservatórios de contenção, por meio do aproveitamento de água pluvial para fins não potáveis. A chuva de projeto desta pesquisa foi a maior precipitação diária da série utilizada (TESTON et al., 2018).

2.2.3. Qualidade da água

Além da questão quantitativa, a qualidade da água pluvial para consumo também deve ser analisada, mesmo quando a finalidade de uso é não potável. Dos parâmetros de qualidade da água avaliada por alguns autores (ANNECCHINI, 2005; SILVA, 2015), a água coletada dos telhados enquadra-se na Classe 1 da classificação das águas do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) após passar pelo dispositivo de descarte dos primeiros milímetros de água pluvial. Essa classificação é feita para águas superficiais e apresenta os possíveis usos mediante tratamentos pré-definidos. A Classe 1 representa água de boa qualidade, sendo necessária apenas desinfecção para ser adequada para o consumo humano (CONAMA, 2005).

Gwenzi et al. (2015), entretanto, alertam para os riscos da qualidade da água de reservatórios de aproveitamento de água pluvial na saúde pública. Os mecanismos de contaminação incluem deposição atmosférica e lixiviação de materiais de telhado, contaminação fecal por animais e seres humanos. As condições meteorológicas, as práticas de uso do solo, os materiais da área de coleta, os padrões temporais de fatores hidrológicos e suas interações são determinantes para a qualidade da água pluvial. Segundo Sánchez et al. (2015), a contaminação da água pluvial acontece em três estágios. O primeiro estágio acontece quando a precipitação lava gases e partículas voláteis finas da atmosfera urbana, o segundo refere-se à lavagem da superfície de coleta e o terceiro é relativo ao armazenamento.

A fonte de contaminação do primeiro estágio pode ser o tráfego rodoviário local e as atividades industriais. Em relação ao pH da água pluvial nas áreas urbanas, os valores reportados nos diferentes estudos variam de 4,5 a 10,4 e mostram que a atividade antropogênica pode ter um grande efeito nesse parâmetro. No segundo estágio, as bactérias fecais lavadas do telhado são uma carga comum de poluentes e sua detecção aparece em todas as análises da qualidade da água pluvial revisadas por Sánchez et al. (2015). Em relação à contaminação físico-química durante esta fase, pode ser significativa a presença de metais pesados na matéria de partículas instalada nas superfícies de captação, por deposição úmida

ou seca, dependendo da sua solubilidade. Verificou-se também que o material de telhados e calhas pode ser uma fonte de compostos químicos, com muitos estudos que ilustram a lixiviação de metais como no caso de tintas à base de chumbo. Pesticidas de atividades agrícolas também podem ser fontes de contaminação. Durante o estágio de armazenamento, o aumento do pH e especialmente a sedimentação são dois fenômenos físicos que contribuem para o aprimoramento da qualidade da água pluvial coletada (SÁNCHEZ et al., 2015).

Além disso, a utilização e manutenção do reservatório também são importantes. Segundo Moglia et al. (2013), embora o processo de manutenção seja simples, muitas vezes não é feito corretamente ou simplesmente não é executado. Isso acarreta em problemas no bombeamento, aumenta o risco de doenças, dificulta a manutenção da qualidade da água limitando seu uso, e causa problemas nas tubulações e válvulas. Uma pesquisa desenvolvida por Souza et al. (2011) avaliou a qualidade da água pluvial contida em reservatórios de duas cidades do Semiárido Brasileiro, onde a água pluvial das cisternas é utilizada com fins potáveis. Avaliou sete residências e em apenas uma delas não havia presença de *Escherichia coli*. Esta edificação era a única que possuía uma bomba para retirada da água da cisterna. A coleta da água de dentro das cisternas das demais residências era feita por meio de baldes.

Para a melhoria da qualidade da água, algumas técnicas são recomendadas, como o descarte dos primeiros milímetros de precipitação. Jaques (2005), Anechchini (2005) e Salla et al. (2013) demonstraram que os parâmetros de qualidade da água melhoram quanto maior o descarte inicial de água pluvial. Ao analisar os coliformes totais, através da análise da qualidade da água no reservatório com descarte de 0,5 mm, 1,0 mm e 1,5 mm, Anechchini (2005) encontrou resultados de 360 NMP/100mL, 150 NMP/100mL e 47 NMP/100mL, respectivamente. A recomendação do volume de água pluvial inicial descartado pode variar bastante, de 0,5 mm a 2,0 mm de chuva (ABASI; ABASI, 2011). Segundo Amin et al. (2013), após a exclusão de cerca de 1,0 mm de precipitação há uma melhora significativa na qualidade microbiana da água. A NBR 15.527 (ABNT, 2019) recomenda que o volume de descarte inicial seja dimensionado pelo projetista, e, na falta de dados, recomenda que o descarte inicial seja de 2,0 mm. De acordo com a pesquisa de Gikas e Tsihrintzis (2012), a instalação do sistema de descarte dos primeiros milímetros de chuva melhorou a qualidade dos parâmetros físico-químicos, mas não pôde evitar a contaminação microbiana da água armazenada. A boa qualidade da água pluvial coletada, em relação aos seus parâmetros físico-químicos, é considerada apropriada para uso doméstico com finalidade não potável, sem necessidade de tratamento. Para uso potável, Gikas e Tsihrintzis (2012) recomendam a adoção de estratégias de desinfecção.

Uma pesquisa, desenvolvida por Gikas e Tsihrintzis (2017), para avaliar o impacto do número antecedente de dias secos na qualidade da água coletada de telhados, analisou períodos de 1 a 4, 5 a 8, 9 a 12, 13 a 16 e mais de 16 dias antecedentes sem precipitações, para dois tipos de telhados: laje de concreto e telha cerâmica. Os parâmetros analisados pelos autores foram condutividade elétrica, nitrito e nitrato, amônia, fósforo total, cloreto, sulfato, magnésio e cálcio. Os resultados indicaram uma tendência de diminuição de poluentes à medida que o número de dias secos aumenta para a cobertura de concreto e o inverso para a cobertura de telhas cerâmicas. Isto foi atribuído ao fato de que o telhado de concreto é horizontal e a ação do vento remove os poluentes que se acumulam no local (GIKAS; TSIHRINTZIS, 2017).

Quando se analisa, entretanto, o uso da água para fins não potáveis, a presença ou não de agentes patogênicos ou poluentes (risco potencial) nem sempre significa risco real significativo. Assim como nos efluentes de esgoto sanitário, para ser caracterizado como risco real, o agente patogênico presente na água precisa resistir aos processos de tratamento, sobreviver no ambiente em número suficiente para infectar um indivíduo com quem venha a ter contato e causar doença ou transmissão posterior (FLORÊNCIO et al., 2006).

Fewtrell et al. (2008) fizeram a análise quantitativa de risco para sistemas de aproveitamento de água pluvial, considerando como riscos associados ao sistema: afogamento ou quase afogamento, lesão e infecção. O primeiro está associado ao acesso ao reservatório inferior, o segundo, à manutenção e limpeza que exige acesso a escadas e espaços confinados e o risco de infecção, ao consumo de água não potável (por ingestão direta ou de partículas aerolizadas da descarga de bacias sanitárias) ou de hortaliças regadas com água pluvial armazenada. O sistema de aproveitamento avaliado era composto por filtro de remoção de sólidos e reservatório inferior e a água era utilizada para rega de jardim e descarga em bacias sanitárias. Os autores constataram que há maior risco relacionado à lesão devido à manutenção de calhas do que riscos de contaminação microbiológica.

Borgert (2018) fez uma análise comparativa do padrão de qualidade da água exigido pela NBR 15.527/2007 (ABNT, 2007), em vigor no ano do estudo, com diretrizes nacionais relacionadas à qualidade da água e internacionais de aproveitamento de água pluvial. Os documentos nacionais comparados com a norma foram resoluções do CONAMA (Portaria 274/2000 e Portaria 357/2005), Manual da ANA 2005, Resolução 2914/2011 do MS e NBR 13969/1997. As diretrizes internacionais referenciadas foram da Alemanha, Austrália e Estados Unidos. Como resultado, foi feita uma sugestão de padrão de qualidade dos parâmetros de coliformes, turbidez, cor e pH para usos não potáveis, considerados muito

restritivos na norma de aproveitamento de água pluvial em vigor, que considerava valores de alguns parâmetros iguais aos valores utilizados para água potável exigidos pela Portaria 2914/2011 do MS. Atualizada em 2019, a NBR 15.527 (ABNT, 2019), tornou-se menos restritiva. A Tabela 8 mostra a comparação entre os parâmetros mínimos de qualidade exigidos pelas duas versões da norma.

Tabela 8: Parâmetros mínimos de qualidade da água para fins não potáveis - NBR 15.527.

Parâmetros	Versão antiga (2007)	Versão atual (2019)
Cloro residual livre	0,5 a 3,0 mg/litro	-
Cor aparente	15 uH	-
Coliformes totais	Ausência em 100 ml	-
pH	6,0 a 8,0	6,0 a 9,0
Turbidez	< 5,0 uT	< 5,0 uT
<i>Escherichia coli</i>	Ausência em 100 ml	<200/100 ml

2.2.4. Políticas públicas e aceitação social

Através de políticas públicas, o incentivo do aproveitamento de água pluvial no Brasil tem sido realizado por programas governamentais e legislações de incentivo às práticas sustentáveis. Dois programas nacionais destacam-se no Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH): Um Milhão de Cisternas e Uma Terra Duas Águas (P1+2), ambos voltados para a articulação do crescimento da região do semiárido brasileiro, onde existem problemas de escassez. O primeiro está voltado ao fomento da construção de cisternas e o segundo complementa o primeiro através do treinamento das famílias que realizam a captação e armazenamento da água pluvial. Além desses programas, algumas legislações municipais incentivam práticas mais sustentáveis através de desconto de imposto imobiliário, denominado de “IPTU verde”, como, por exemplo, nos municípios de Florianópolis/SC (Decreto Municipal nº 12.608 de 2014.), Camboriú/SC (Lei Municipal nº 2.544 de 2013) e Salvador/BA (Lei Municipal nº 8.474 de 2013) (TESTON et al., 2018).

Relacionado às legislações municipais há também leis que tornam compulsório o aproveitamento de água pluvial. Dentre as legislações observadas, dos programas implantados, destacam-se as cidades de Curitiba-PR (Lei Municipal nº 10.785 de 2003), São Paulo (Lei Municipal nº 14.018 de 2005), Campinas (Lei Municipal nº 12.474 de 2006). As legislações de incentivo e obrigatoriedade estão apresentadas na Figura 20 (TESTON et al., 2018).

Figura 20: Mapa de identificação dos municípios com legislação específica relacionada ao aproveitamento de água pluvial.



Fonte: Teston et al. (2018).

Entretanto, o ato de tornar compulsório sem a disseminação do conhecimento sobre o correto dimensionamento, funcionamento e manutenção do sistema pode causar desconfiança sobre a sua eficiência. Neste sentido, a aceitação do uso de fontes alternativas é crucial no sucesso de programas de implantação desses sistemas (MARINOSKI et al., 2013). Em uma pesquisa sobre a aceitação pública para o uso de fontes alternativas, Marinoski et al. (2013) concluíram que de 27% a 59% dos entrevistados usariam a água pluvial para usos finais potáveis e de 84% a 96% a usariam para fins não potáveis. A descarga do vaso sanitário teve a maior aceitação para o uso da água pluvial. Os resultados encontrados pelos autores para os diversos usos finais estão representado na Tabela 9.

Tassi et al. (2016) realizaram uma pesquisa para avaliar o conhecimento, as percepções e preferências de uma amostra da população da cidade de Santa Maria sobre técnicas compensatórias de controle de escoamento superficial, como aproveitamento de água pluvial, sistemas de infiltração (valas, trincheiras, poços), pavimentos permeáveis, valas de biorretenção. Ao questionar qual técnica compensatória o entrevistado estaria disposto a instalar em sua casa, 81% dos entrevistados do bairro com menor condição socioeconômica preferiu o sistema de aproveitamento de água pluvial e justificou a escolha por motivo econômico, mencionado como economia no consumo de água tratada. O bairro de classe média também optou pelo sistema de aproveitamento de água pluvial (75% dos entrevistados), pois a maioria dos entrevistados considera que o sistema promove maior

benefício ambiental que os demais. Por fim, a maior parte dos entrevistados no bairro de classe alta (56%) preferiu o uso de outra técnica compensatória de infiltração de água no solo, principalmente por motivos estéticos.

Tabela 9: Aceitação dos entrevistados sobre uso da água pluvial em edificações residenciais no Brasil.

Usos potáveis e não potáveis	Usos finais	Aceitação
Usaria água pluvial para fins não potáveis.	Bacia sanitária	95%
	Irrigação	89%
	Máquina de lavar roupas	84%
	Lavação de pisos internos	89%
	Lavação de pisos externos	89%
	Lavação de carros	88%
Usaria água pluvial para fins potáveis.	Tomar banho	52%
	Lavar as mãos	59%
	Lavar louças	59%
	Consumir	27%

Fonte: Dados obtidos de Marinoski et al. (2013).

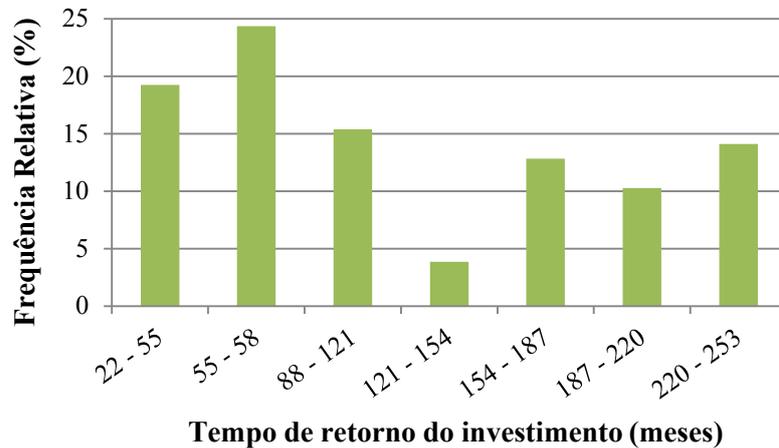
2.2.5. Viabilidade econômica

Quanto à viabilidade econômica dos sistemas de aproveitamento de água pluvial, muitos estudos têm sido desenvolvidos através de análises simples de custos e benefícios resultantes da implantação dos sistemas (CAMPISANO et al., 2017). Através da combinação de algumas variáveis, Berwanger e Ghisi (2014) analisaram 144 casos de implantação de sistemas em edificações residenciais. Segundo os autores, apenas 45 casos foram considerados viáveis, todos com alto consumo de água e grandes áreas de coleta. Ghisi e Ferreira (2007), Vill (2010), Meinheim (2015) e Dalsenter (2016) também avaliaram a viabilidade em edificações residenciais. Destes autores foi possível obter 78 resultados para tempo de retorno do investimento, em meses. O histograma está representado pela Figura 21.

A média dos valores de tempo de retorno encontrada foi de 10 anos, variando de 11 meses a 21 anos. Os resultados não variaram muito dos encontrados por Zhang et al. (2009) que avaliaram os tempos de retorno para algumas cidades da Austrália. O menor tempo de retorno encontrado por Zhang et al. (2009) foi de 10 anos, na cidade de Sydney. Imteaz et al. (2011) também encontraram resultados parecidos, variando entre 15 e 21 anos para edificações comerciais em Melbourne. Ghisi e Schondermark (2013) avaliaram a viabilidade econômica da implantação de sistemas de aproveitamento de água pluvial em residências de cinco cidades de Santa Catarina. Na maioria dos casos analisados, foram

obtidos períodos de retorno de investimento entre 1,5 e 10 anos. Porém, em alguns casos, os períodos variaram entre 10 e mais de 30 anos.

Figura 21: Aproveitamento de água pluvial: histograma do tempo de retorno do investimento em edificações residenciais.



Fonte: Dados obtidos de Ghisi e Ferreira (2007), Vill (2010), Berwanger e Ghisi (2014), Meincheim (2015) e Dalsenter (2016).

Ghisi et al. (2009) e Lage (2010) avaliaram a viabilidade econômica para a instalação do sistema de aproveitamento de água pluvial em postos de lavagem de veículos. Ghisi et al. (2009) avaliaram três casos e obtiveram tempos de retorno de 43, 31 e 62 meses para os casos 1, 2 e 3 respectivamente, quando não consideraram pagamento de taxa de esgoto gerado pelo uso da água pluvial. Se essa taxa fosse considerada, o tempo de retorno aumentaria para 165 e 94 meses para os casos 1 e 2. Lage (2010) obteve tempos de retorno variando de 75 a 143 meses.

Assim como o potencial de economia de água potável, a viabilidade econômica dos sistemas de aproveitamento de água potável possui uma série de variáveis que interferem nos resultados. Alguns exemplos são diferenças de custos de manutenção e operação, como substituição do sistema de bombeamento, custos com eletricidade e limpeza dos telhados (CAMPISANO et al., 2017). Apesar de parecer inviável a instalação dos sistemas de aproveitamento de água pluvial, é importante ressaltar que as análises simplificadas não levam em consideração outros benefícios, como a minimização da necessidade de ampliação de redes e esgotos, do escoamento superficial e da poluição difusa.

Segundo Tassi et al. (2016), o incentivo ao uso dos sistemas de aproveitamento de água pluvial nas edificações é plenamente justificado no contexto da sustentabilidade e das

políticas de desenvolvimento urbano, porque os sistemas promovem a conservação da água dos mananciais e diminuem os custos com captação e tratamento de água. Entretanto, na prática, segundo Ghimire et al. (2017), a implementação dos sistemas de aproveitamento de água pluvial continua a ser um desafio, principalmente devido à falta de compreensão de seus impactos ambientais e de saúde humana. Para comprovar a efetividade dos sistemas na minimização dos impactos ambientais, faz-se necessária a utilização de ferramentas de avaliação, permitindo que os benefícios sejam analisados holisticamente.

2.3. FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO AMBIENTAL

Dentre os estudos que avaliam o impacto ambiental dos sistemas de aproveitamento de água pluvial, diferentes ferramentas são utilizadas. Nesta revisão, as ferramentas estão divididas em avaliação do ciclo de vida e modelagem de balanço hídrico. A primeira tem como princípio analisar todo o impacto ambiental do ciclo de vida de um produto ou serviço, desde a fabricação até a destinação final. A segunda está relacionada com o ciclo da água, através do balanço das entradas e saídas de água no meio urbano.

2.3.1. Avaliação do ciclo de vida

A ACV tem sido utilizada para tomada de decisão na comparação entre produtos, serviços ou atividades (RIBEIRO, 2015; LOUBET et al., 2014), tanto pela avaliação global do impacto ambiental causado durante a perspectiva de vida, quanto também pela avaliação do custo de ciclo de vida (MITROPOULOU et al., 2011; LAGAROS; MAGOULA, 2013; WANG; ZIMMERMAN, 2015; HUANG et al., 2017 e outros) e pela avaliação social do ciclo de vida (BENOÎT et al., 2010; RAMIREZ et al., 2014; 2016; PETTI et al., 2016). A avaliação do custo analisa o custo ao longo do ciclo de vida do produto (HUANG et al., 2017) e a avaliação social permite identificar questões-chave, avaliar e contar a história das condições sociais na produção, uso e disposição de produtos (BENOÎT et al., 2010).

Quanto ao impacto ambiental, a ACV permite que sejam feitas avaliações e comparações entre os parâmetros ambientais (como, por exemplo, toxicidade e eutrofização) ou entre os estágios do ciclo de vida, do berço ao túmulo (FINNVEDEN et al., 2009). De acordo com Ribeiro (2003), o procedimento comparativo por meio da ACV é vinculado à função do produto, serviço ou atividade em estudo, de forma que são comparados produtos que cumprem a mesma função, decorrentes de processos distintos. Segundo a

NBR ISO 14040 (ABNT, 2009), a ACV pode subsidiar oportunidades de melhoramento do desempenho ambiental de produtos nas diversas fases do ciclo de vida, desde a aquisição de matérias-primas, produção, uso, reciclagem e disposição final. Para esta avaliação global, o estudo de ACV é dividido em quatro fases: definição de objeto e escopo, análise de inventário, avaliação de impactos do ciclo de vida e interpretação (ABNT, 2009).

A fase de objetivo e escopo inclui a caracterização do produto ou serviço a ser avaliado, incluindo a sua função, unidade funcional e fluxos de referência, a fronteira do sistema, ou seja, os processos que serão incluídos, as categorias de impacto e métodos de avaliação que serão utilizados, os pressupostos e as limitações. A unidade funcional refere-se às características de desempenho do produto e o fluxo de referência, à quantidade de produtos necessária para desempenhar a função. Mais de 50% dos estudos revisados por Loubet et al. (2014), que revisou o uso de ACV em sistemas urbanos de água, adotaram como unidade funcional embasada em volume de 1 m³ de água por usuário, que significa coletar, tratar, armazenar e distribuir água aos usuários (LOUBET et al., 2014).

A segunda fase, de análise de inventário do ciclo de vida (ICV), está relacionada à coleta de dados e procedimentos de cálculo que quantificam as entradas e saídas relevantes, após definição dos limites do sistema. Ressalta-se que a ACV é um método iterativo, ou seja, pode haver modificações na fase de escopo ou inventário à medida que os dados e informações são coletados para atender ao objetivo original do estudo (ABNT, 2009).

A fase de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) tem como objetivo analisar a significância dos impactos ambientais potenciais por meio dos resultados obtidos no ICV (ABNT, 2009). Alguns métodos são utilizados para a AICV, que estão integrados a programas computacionais e podem ser classificados em duas categorias de acordo com a abordagem: *midpoint* (ponto médio) e *endpoint* (ponto final). Os métodos de *midpoint*, que correspondem aos resultados intermediários, causam menos incertezas nos resultados, pois restringem a modelagem em estágios relativamente iniciais e agrupam os resultados nas chamadas categorias *midpoints*. O *endpoint*, ou resultado final, modela a corrente de causa e efeito e agrega altos valores de incerteza (JOLLIET et al., 2003).

Uma das dificuldades de comparação entre estudo de ACV, entretanto, é a grande variedade de indicadores utilizados para capturar os resultados, limitando a definição de preferências claras entre produtos e práticas, bem como a usabilidade dos resultados. Observando esta complexidade na comparação entre as pesquisas, o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente – PNUMA (*UNEP - United Nations Environment Programme*) e a Sociedade de Toxicologia Ambiental e Química (*SETAC - Society of Environmental*

Toxicology and Chemistry) produziram o Guia Global de Indicadores de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (*Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators*). Este guia identifica a "melhor prática disponível atual" em uma variedade de áreas: mudanças climáticas, impactos na saúde humana de partículas finas, impactos sobre o uso da água e impactos sobre a biodiversidade (UNEP/SETAC, 2016).

Uma série de recomendações está listada no Guia Global de Indicadores de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida para desenvolvedores de métodos e profissionais. Dentre eles, destaca-se no contexto desta pesquisa, o método *AWARE* (*Available WATER REmaining*) que quantifica um equivalente em tempo que seria necessário para reabastecer a água consumida sem privar outros usuários naquele espaço (UNEP/SETAC, 2016). Este método visa responder à pergunta: Qual o potencial de privar outro usuário (humano ou ecossistema) ao consumir água nesta área?

De acordo com o resultado da pesquisa de Ribeiro (2015), o maior impacto ambiental dos sistemas de aproveitamento de água pluvial e água cinza acontece durante a fase de uso dos sistemas. Deve-se levar em consideração, nesta fase, que há benefícios da instalação dos sistemas de aproveitamento de água pluvial principalmente relacionado ao potencial de economia de água potável para fins sem a necessidade de água com qualidade potável. De acordo com o padrão de pegada de água ISO, a escassez de água é a medida cuja demanda por água se compara ao reabastecimento de água em uma área, como uma bacia de drenagem.

Nos vinte anos que antecederam a pesquisa de Loubet et al. (2014), a avaliação do ciclo de vida provou seu valor na avaliação da sustentabilidade ambiental dos sistemas de água. De acordo com Souza et al. (2017), a avaliação do ciclo de vida evoluiu rapidamente no Brasil nos últimos dez anos, como resultado do comprometimento das partes interessadas dos setores público e privado. Instituições de pesquisa, como a Universidade Federal de Tecnologia do Paraná (UTFPR), a Universidade de Brasília (UNB) e a Universidade de São Paulo (USP), contribuem continuamente para o seu desenvolvimento no país. Outros fatores importantes também contribuíram para esse avanço, como o lançamento do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (PBACV). No setor privado, o estabelecimento da Rede Brasileira de Ciclo de Vida Empresarial (REBACV) tornou-se um ponto de partida, revelando o engajamento do crescente interesse das empresas privadas na aplicação da ACV como ferramenta para abordar a sustentabilidade de seus produtos (SOUZA et al., 2017).

O Quadro 1 mostra alguns estudos realizados com uso de ACV, seus objetivos e principais resultados alcançados.

Quadro 1: Pesquisas sobre Avaliação do Ciclo de Vida.

Autor/ano	Objetivo principal	Principais resultados
Ribeiro (2015)	Desenvolver um método baseado na ACV para avaliar o impacto ambiental da implantação de sistemas integrados de aproveitamento de água pluvial e reuso de água cinza em edificações residenciais unifamiliares	O método foi validado através de sua aplicação em um estudo de caso que demonstrou que os sistemas integrados são mais vantajosos ambientalmente do que o sistema de abastecimento centralizado.
Chang et al. (2017)	Avaliar o consumo de energia e as emissões associadas de gases de efeito estufa nas fases de operação dos sistemas urbanos de reuso de água na Coreia do Sul	Os sistemas descentralizados de reuso de águas residuais e sistemas de aproveitamento de água pluvial utilizados para fins não potáveis apresentaram demandas de energia iguais ou maiores ao processo convencional, mas menores emissões de gases de efeito estufa.
Ghimire et al. (2017)	Comparar um sistema de aproveitamento de água pluvial de uma edificação comercial com o abastecimento público centralizado de Washington (EUA).	O aproveitamento de água pluvial apresentou melhor desempenho do que o sistema centralizado com relação aos impactos analisados, exceto a depleção de ozônio.
Kavvda et al. (2016)	Avaliar o consumo de energia e das emissões de gases de efeito estufa devido à localização e a escala de sistemas de reuso de águas urbanas não potáveis São Francisco (EUA).	Áreas de alta elevação e longe da estação de tratamento centralizada, o abastecimento descentralizado pode reduzir o consumo de energia em 29% e as emissões de gases do efeito estufa em 28%. Porém, em áreas de baixa elevação, perto da estação de tratamento centralizada, a reutilização descentralizada pode aumentar o consumo de energia em até 85% e as emissões de gases do efeito estufa em 49% para as escalas avaliadas.
Morales-Pinzón et al. (2012)	Avaliar impactos ambientais e financeiros dos sistemas de aproveitamento de água pluvial em algumas cidades da Espanha.	O fator determinante para a concepção de sistemas, tanto na avaliação ambiental quanto econômica, é a escala de implantação. Recomendou utilizar escala de bairro, com reservatórios de uso coletivo.
Angrill et al. (2012)	Determinar a estratégia com menor impacto ambiental dentre diferentes tipologias de sistemas de aproveitamento de água pluvial em regiões urbanas com diferentes densidades na região do Mediterrâneo.	Em densidades populacionais compactas o impacto ambiental da implementação de sistemas de aproveitamento é menor do que em densidades difusas.
Petit-Boix et al. (2017)	Avaliar o impacto do uso de práticas sustentáveis de gestão pluvial, como trincheiras de infiltração e pavimentos permeáveis, na prevenção de danos causados por inundações em um loteamento de Brasília.	O retorno ambiental de uma trincheira de infiltração foi a prevenção da destruição de pelo menos um carro ou 84 m ² de calçada durante dez anos, considerado um curto período de retorno devido à frequência de eventos de inundação na área.
Kalbush e Ghisi (2016)	Comparar o ciclo de vida de torneiras convencionais e econômicas.	A substituição de torneiras comuns por torneiras economizadoras de água reduz o consumo de água em 26,2%, o consumo de energia em 13,6%, a toxicidade humana em 4,6%, a acidificação em 0,2%, o potencial de aquecimento global em 14,8% e o esgotamento da camada de ozônio em 15,8%.

Quadro 1: Pesquisas sobre Avaliação do Ciclo de Vida (Continuação).

Autor/ano	Objetivo principal	Principais resultados
Amores et al. (2013)	Avaliar o ciclo de vida de cada estágio do sistema urbano de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto de Tarragona, na Espanha.	Os principais impactos ambientais são causados na proporção de 35,2% na distribuição de água potável, 20,5% em bombeamento e 13,8% no tratamento de esgoto.
Lemos et al. (2013)	Avaliar o ciclo de vida de todas as etapas do sistema: captação e tratamento de água, distribuição de água, coleta de esgoto, tratamento e disposição de águas residuais e administração de água, em Aveiro, Portugal.	O estágio de captação e tratamento de água foi o mais relevante para a maioria das categorias de impacto porque a maior parte do consumo de eletricidade ocorreu durante estas etapas. Os maiores contribuintes para o impacto ambiental foram o consumo de energia e a descarga de nutrientes no mar.

Loubet et al. (2014) mostraram que a ACV oferece uma abordagem holística para avaliar sistemas de água urbanos e destaca várias recomendações e desafios para conduzir a ACV dos sistemas de água. Essas recomendações, de forma resumida, são:

- Ao avaliar os sistemas de água urbanos de forma integrada, a definição da unidade funcional deve incluir o usuário da água, uma vez que a função do sistema é atender à demanda de água dos usuários (tanto em termos de qualidade quanto de quantidade).
- Os limites do sistema devem incluir cada etapa (construção, operação e desconstrução). Um foco específico deve ser feito em obras civis associadas às redes.
- Deve ser fornecido um inventário apropriado de todos os fluxos de água.
- Os poluentes para ar, água e solo, particularmente nitrogênio, fósforo e cálcio, devem ser equilibrados ao longo de todo o sistema.
- Os desenvolvimentos da AICV permitem uma avaliação multicritério completa e abrangente do sistema de água urbana. Assim, as abordagens de um único critério, como a pegada de carbono, devem ser evitadas.
- Devem ser implementados avanços recentes nos modelos de avaliação de impacto relacionados ao uso da água e à qualidade da água (eutrofização, ecotoxicidade).
- Devem ser incluídas análises de incerteza, além da análise de sensibilidade.

Devido à complexidade dos cálculos envolvidos e da quantificação de impactos tem aumentado o uso de programas computacionais para a realização da ACV, como por exemplo, *GaBi*, *TEAM*, *Umberto*, *OpenLCA* e *SimaPro* (RIBEIRO, 2015). Rodrigues et al. (2008) afirmaram que há uma grande similaridade entre os programas computacionais, devendo-se ponderar a relação custo-benefício na escolha de aquisição de um deles. De acordo com

Schischke (2005) apud Rodrigues et al. (2008), o *SimaPro* permite modelar e analisar ciclos de vida complexos de produtos e serviços, seguindo a norma ISO 14040, de forma sistemática e transparente.

Brudler et al. (2016), através da quantificação dos impactos ambientais causados pelas estratégias de adaptação às mudanças climáticas, mostraram que é vantajoso realizar a avaliação ambiental da implantação de sistemas de gerenciamento de água pluvial nos estágios iniciais do processo de planejamento. O mesmo foi observado por Schulz et al. (2011), que afirmaram que, idealmente, as avaliações detalhadas da sustentabilidade dos sistemas urbanos de água deveriam ser realizadas durante a fase de planejamento para informar o processo de tomada de decisão. Entretanto, o método apresenta limitações que devem ser levadas em consideração. Para Ribeiro (2015), a limitação mais significativa está relacionada com a incompletude e a falta de confiabilidade associada às fontes de dados. Além disso, a grande quantidade de dados necessária para realizar a análise dificulta o uso da ACV (RIBEIRO, 2015), gerando tempo e custo significativos associados à realização de análises ambientais detalhadas (SCHULZ et al., 2011).

Loubet et al. (2016) desenvolveram um método de ACV adaptado ao uso de análise de sistemas urbanos de água chamado *WaLA* (*Water system Life cycle Assessment* - Avaliação do ciclo de vida do sistema de água). O método reduz a complexidade do sistema urbano de água, assegurando uma boa representação dos processos e cumprindo os requisitos de ACV. O modelo *WaLA* baseia-se em uma estrutura que usa um "componente genérico" que representa alternativamente unidades de tecnologia da água e consumidores de água, com seus fluxos de água associados e os impactos associados devido à privação de água, emissões, operação e infraestrutura.

O modelo *WaLA* foi implementado no sistema de água urbana da região suburbana de Paris (França) por Loubet et al. (2016a). O objetivo foi verificar a capacidade do modelo para fornecer compreensão ambiental sobre os problemas relacionados às tendências futuras que influenciam o sistema (por exemplo, evolução da demanda de água, aumento da escassez de água) ou respostas políticas (por exemplo, opções de recursos hídricos e tecnologias). Para isso, foi realizada a avaliação do cenário de 2012 e de vários cenários de previsão para 2022 e 2050. Os cenários foram projetados através da ferramenta de modelagem *WaLA* (implementada no *Simulink / Matlab*). Os inventários do ciclo de vida das tecnologias e dos componentes dos usuários incluem mudanças na quantidade e qualidade da água, operação específica (eletricidade, produtos químicos) e dados de infraestrutura (materiais de

construção). Os autores concluíram que o modelo possui capacidade de fornecer informações que auxiliem na tomada de decisão de políticas futuras.

A NBR ISO 14040 mostra algumas limitações que podem ocorrer na fase de avaliação de impactos, destacando que a AICV não é uma avaliação completa de todas as questões ambientais do processo ou produto analisado. Ela apresenta apenas os resultados das questões ambientais que foram definidas no objetivo e escopo. É possível que haja diferenças significativas na AICV devido ao peso atribuído aos itens de impacto e aos dados do inventário. Portanto, é importante que o limite do sistema e o que está sendo considerado no estudo esteja bem especificado na ACV (ABNT, 2009).

2.3.2. Modelagem de balanço hídrico

Sabe-se da importância do impacto da urbanização no balanço hídrico. Com o uso e ocupação do solo no meio urbano houve maior impermeabilização da superfície, aumentando também os picos de vazão máxima dos rios, o que acentua a possibilidade da ocorrência de enchentes. Carvalho (2016) destaca as principais alterações causadas no ciclo hidrológico devido à urbanização como sendo o aumento do escoamento superficial e dos picos de vazão máxima, e a diminuição dos índices de infiltração, da recarga do lençol freático e da evapotranspiração.

A gestão da água urbana é um problema globalmente urgente e implica uma série de questões pertinentes relacionadas ao fornecimento de água potável, tratamento de águas residuais e água pluvial, redução do impacto ambiental e doenças transmitidas pela água e mitigação dos custos operacionais e de infraestrutura. Juntas, essas questões representam um desafio para a administração pública.

Eshtawi et al. (2016) demonstraram a importância do uso da modelagem hídrica integrada no processo sustentável de planejamento urbano de sistemas hídricos. Desenvolvido na área urbana da Faixa de Gaza, o estudo fornece uma visão completa do sistema, quantifica a interação da superfície e das águas subterrâneas detalhadamente e em função do tempo, exhibe novos índices relacionados à expansão da área urbana, e cria cenários realistas inferidos a partir de possíveis tomadas de decisão.

Locatelli et al. (2017) destacaram a importância de investigar as mudanças de longo prazo no balanço hídrico devido às interferências da urbanização e a sua influência no regime das águas subterrâneas. Ao avaliar o impacto de áreas urbanas, onde é comum a infiltração de água pluvial no solo através de poços rasos, vistos como uma prática sustentável, os autores

concluíram que este tipo de sistema aliado à urbanização afeta todo o balanço hídrico, aumentando a recarga e diminuindo a evapotranspiração. Com isso aumenta-se também o risco de inundações causadas pela elevação dos níveis das águas subterrâneas.

Peña-Guzmán et al. (2017) fizeram uma revisão sobre o uso de simulação para avaliações do ciclo urbano da água de 1990 a 2016 e citaram mais de 140 pesquisas com aplicação de programas computacionais de modelagem em áreas urbanas. Destas, 37 pesquisas abordaram o aproveitamento de água pluvial, principalmente na Austrália.

De acordo com Peña-Guzman et al. (2017), os componentes hídricos de entrada que compõem o ciclo urbano da água são: água, contaminantes, energia e produtos químicos. A água provém de duas fontes primárias: abastecimento (superficial e subterrâneo) e precipitação. Os contaminantes referem-se aos poluentes carreados pelo escoamento superficial e gerados pelas águas residuais. A energia é muito importante devido aos efeitos ambientais atribuídos, como a emissão de gases de efeito estufa e o uso de recursos naturais. Está intimamente relacionada com os sistemas de tratamento, abastecimento e aquecimento da água. A última entrada, referente aos produtos químicos utilizados para tratamento de água potável e residual, apresenta potenciais impactos ambientais e na saúde (PEÑA-GUZMAN et al., 2017).

Segundo Carlson et al. (2011), a compreensão de como a urbanização pode afetar o tempo de recarga da água subterrânea e sua qualidade é um pré-requisito para mitigar a escassez de água e identificar a vulnerabilidade à contaminação. Os modelos de simulação apresentam uma resposta a esta questão. Geralmente, o objetivo da modelagem é apresentar estratégias de alocação da água de um sistema complexo em um determinado espaço de tempo (ALBERTIN et al., 2016).

O processo de balanço hídrico requer um conhecimento completo de todos os aspectos dos recursos hídricos, incluindo o escoamento superficial, subterrâneo, a interação entre eles e também o uso da água. Alguns modelos que separam o escoamento superficial e subterrâneo são desenvolvidos e utilizados para aplicações particulares e para isso, aplicam métodos de simplificação dos processos hidrológicos. Os modelos hidrológicos integrados consideram ambos, escoamento superficial e subterrâneo, simultaneamente (AQUARESOURCE INC., 2011). Os resultados encontrados através de modelagem de balanço hídrico contribuem para a definição de critérios e soluções que podem ser adotados para melhorar o fluxo da água, buscando a diminuição dos impactos na urbanização. Alguns exemplos de aplicação da modelagem de balanço hídrico são mostradas por meio do Quadro 2.

Quadro 2: Pesquisas sobre Modelagem de Balanço Hídrico.

Autor/ano	Objetivo principal	Principais resultados
Willuweit e O'Sullivan (2013)	Desenvolver um modelo dinâmico de simulação de água urbana que relaciona os conceitos de equilíbrio de água urbana com um modelo de dinâmica de uso da terra e um modelo climático.	O modelo foi testado usando dados de Dublin, Irlanda, e foi demonstrado que é capaz de prever satisfatoriamente a demanda de água e o escoamento de águas pluviais.
Haase (2009)	Analisar o impacto da mudança do uso do solo urbano no balanço hídrico urbano ao longo de uma trajetória de 130 anos, na cidade de Leipzig, Alemanha.	Observou-se diminuição de evapotranspiração e da recarga de águas subterrâneas, e aumento do escoamento direto.
Carlson et al. (2011)	Investigar o impacto na qualidade e quantidade de água subterrânea, causado pela urbanização em regiões semiáridas dos Estados Unidos onde é comum o uso de recargas artificiais.	Os resultados apontam que estão contribuindo para a recarga de águas subterrâneas e prejudicando a qualidade da água, sendo necessário reduzir a chegada de contaminantes nas áreas de recarga para proteger os recursos hídricos subterrâneos futuros.
Barron et al. (2013)	Avaliar a mudança de uso da terra na bacia hidrográfica do sul da Austrália Ocidental.	A análise destacou que o desenvolvimento urbano naquela região reduz a evaporação e a evapotranspiração, e aumenta as taxas de infiltração (devido à infiltração direta de telhados e escoamento das estradas) gerando, portanto, água aproveitável que poderia, dependendo das necessidades locais, melhorar os fluxos ambientais se fosse utilizada para abastecimento público e privado.
Albertin et al. (2006)	Avaliar a disponibilidade hídrica, quantitativa e qualitativa, da Bacia Hidrográfica do rio Sapucaí-Mirim, SP, onde a água apresenta usos múltiplos para consumo doméstico, industrial e geração de energia elétrica. Utilizaram o modelo de simulação MIKE BASIN.	O estudo demonstrou que há a necessidade de tomar medidas de controle e prevenção da poluição, porque, embora haja disponibilidade hídrica em quantidade suficiente para atender à demanda, a qualidade da água está sendo degradada. A principal causa de deterioração do Rio Sapucaí-Mirim, segundo os autores, é lançamento de esgoto doméstico sem tratamento.

Existem vários modelos comerciais e gratuitos que simulam o ciclo da água, através de combinações parciais ou totais dos elementos constituintes. É crucial que pesquisadores, acadêmicos, administradores de recursos hídricos urbanos, planejadores e projetistas de infraestrutura urbana tenham conhecimento da variada aplicação dos modelos de simulação hídrica, pois através deles é possível conceber soluções integradas para os diferentes componentes do ciclo urbano de água. O uso desses pode ajudar a garantir a viabilidade de investimentos econômicos sólidos e estabelecer argumentos técnicos para a criação de políticas e diretrizes orientadas para a sustentabilidade (PEÑA-GUZMÁN et al., 2017).

Peña-Guzmán et al. (2017) apresentaram as aplicações de dezessete modelos de simulação, como *Aquacycle*, *Urban Volume Quality*, *MIKE URBAN*, *Urban Cicle*, *Water Balance*, dentre outros. Na pesquisa realizada pelos autores, os modelos mais utilizados são *UVQ*, *Aquacycle* e *MIKE URBAN*; apresentando mais de quinze experimentos na literatura. Na verdade, esses modelos foram utilizados em mais de 50% de todas as experiências. A aplicação do aproveitamento de água pluvial foi realizada através de vários modelos, sendo mais frequente quando utilizado o *Aquacycle*.

O *Aquacycle* é um modelo gratuito que representa o ciclo urbano de água através da simulação sequencial dos processos de abastecimento de água potável, hidrologia (precipitação e evapotranspiração) e águas residuais em uma escala de tempo diária. Os elementos constituintes do cálculo são as superfícies permeáveis e impermeáveis, evapotranspiração, usos da água para consumo da população e para irrigação, infiltração no solo, perdas e vazamentos do sistema centralizado e sistemas de aproveitamento de água pluvial e reuso (MITCHELL et al., 2001). O *Urban Volume Quality* é uma expansão do *Aquacycle*. O modelo foi desenvolvido para fornecer um meio de avaliar rapidamente os impactos das opções convencionais e não convencionais de abastecimento de água urbana, água pluvial e águas residuais no ciclo total da água (MITCHELL; DIAPER, 2006). *UVQ* e *Aquacycle* são modelos com parâmetros agrupados que não requerem uma grande quantidade de dados de entrada, o que simplifica os seus usos (PEÑA-GUZMÁN et al., 2017).

A primeira simulação desenvolvida no *Aquacycle* foi realizada pela própria autora do programa, Mitchell et al. (2001), que concluiu que o programa foi capaz de simular o balanço hídrico da bacia de *Wooden Valley*, na Austrália, satisfatoriamente. Entretanto, a autora apontou que o mesmo deveria ser testado em outras bacias com características distintas de clima, topografia e uso e ocupação do solo, comprovado posteriormente por trabalhos desenvolvidos em outras localidades da Austrália (ZHANG et al., 2009; SHARMA et al., 2008), no Egito (DONIA et al., 2013), em Israel (DUONG et al., 2011), na Coreia do Sul (PAK et al., 2010; LEE et al., 2010), na Grécia (LEKKAS et al., 2008), dentre outros. Lekkas et al. (2008) afirmaram que o modelo é genérico e pode ser aplicado em qualquer bacia urbana. Pak et al. (2010), através de uma análise de sensibilidade de calibração do modelo *Aquacycle*, consideraram o modelo aplicável e uma ferramenta útil para uma abordagem integrada de gerenciamento de bacias hidrográficas para investigar os efeitos de cenários alternativos de reutilização de água. O Quadro 3 mostra os objetivos e resultados encontrados por alguns autores que utilizaram o *Aquacycle*.

Quadro 3: Pesquisas sobre Modelagem de Balanço Hídrico com utilização do *Aquacycle*.

Autor/ano	Objetivo principal	Principais resultados
Lee et al. (2010)	Estudar os efeitos da mudança de uso da terra e das opções de reutilização de água em um ciclo de água urbana, na bacia de drenagem de Goonja, localizada na região metropolitana de Seul (Coreia do Sul).	Os efeitos cronológicos da urbanização foram avaliados de 1975 a 2005, e a proporção de áreas impermeáveis variou de 43% a 84%. Os efeitos da urbanização geraram diminuição da evapotranspiração (29%), aumento no escoamento superficial (41%) e diminuição da recarga de água subterrânea (74%), o que indica séria distorção do ciclo da água. Quanto à análise das opções de reuso da água e aproveitamento de água pluvial, concluíram que o reuso de águas residuais apresenta vantagem sobre o aproveitamento de água pluvial, pois fornece abastecimento de água consistente ao longo do ano para um país como a Coreia, onde a distribuição pluviométrica é muito variável, e a precipitação está concentrada durante o verão.
Sharma et al. (2008)	Avaliar cenários para o estabelecimento de políticas futuras para serviços de água em Camberra (Austrália), através de modelagem de balanço hídrico.	O balanço hídrico foi analisado por meio do modelo <i>Aquacycle</i> , as análises de qualidade foram realizadas por meio do modelo <i>Music</i> e as análises de vazão de pico e redução de vazão, por meio do modelo <i>Purrs</i> . Os resultados mostraram que o potencial de economia de água potável é maior quando são utilizadas ferramentas de gerenciamento de demanda ou uma combinação de uso de água cinza e de água pluvial. Quando analisados separadamente, a modelagem presumiu que houve maior potencial de economia de água potável por meio do aproveitamento de água pluvial comparado ao reuso de água cinza, com o benefício adicional de que os sistemas de aproveitamento de água pluvial apresentaram redução de vazão de pico de escoamento superficial.
Donia et al. (2013)	Desenvolver um modelo para representar o sistema de água urbana de Alexandria, com base no programa computacional <i>Aquacycle</i> .	Além da validação do modelo, o estudo incluiu a investigação preliminar de opções locais de recuperação e reuso de água. Os resultados demonstraram uma possibilidade potencial significativa para a reciclagem e reutilização no local, o que deverá ser avaliado de forma mais detalhada em termos de custos e impactos ambientais.
Duong et al. (2011)	Avaliar a modelagem de balanço hídrico e alguns aspectos energéticos da implantação de estratégias de gerenciamento de água urbana em Tel Aviv, Israel.	As estratégias incluíram aproveitamento de água pluvial, pavimentos permeáveis e reuso de águas residuais. O efeito das estratégias sobre a quantidade total de água importada para a cidade foi uma redução de 10% com o aproveitamento de água pluvial e 32% com o reuso de águas residuais.

Apesar do potencial de gerenciamento e administração dos modelos de balanço hídrico, Peña-Guzmán et al. (2017) concluíram que, geralmente, o uso dessas ferramentas se

concentrou na academia e não em ambientes de tomada de decisão. No entanto, o papel dos acadêmicos nessa situação não pode ser negligenciado: a combinação da criação de programas computacionais e outras abordagens permite criar uma ferramenta de tomada de decisão que integre conceitos técnicos, ambientais, econômicos e sociais para visualizar rapidamente diferentes tendências ou possíveis cenários.

Embora existam relações diretas entre sistemas de energia e os diferentes processos do ciclo urbano da água, vários modelos e programas computacionais de balanço hídrico não incluem esses sistemas, pois o objetivo principal dessas ferramentas é determinar estratégias para gerenciar o volume de água. No entanto, muitas dessas ferramentas, quando não projetadas de uma perspectiva holística, podem impactar diretamente os custos de infraestrutura-investimento e/ou levar a efeitos ambientais deletérios na forma de gases de efeito estufa ou alto consumo de energia (PEÑA-GUZMÁN et al., 2017). Por esse motivo, nesta tese, a avaliação do impacto ambiental dos sistemas de aproveitamento de água pluvial será feita com o uso das duas ferramentas: Modelagem de Balanço hídrico e Avaliação do Ciclo de Vida.

2.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE A REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A gestão integrada da demanda mostrou-se ser a melhor solução na diminuição do consumo urbano de água potável. Neste contexto, os sistemas de medição inteligentes são os que mostraram melhores resultados. Apesar de ainda apresentarem alto custo de implantação, suas vantagens tecnológicas abrem caminho para novas possibilidades. Promovem benefícios ambientais (como a redução das perdas de água por vazamento, devido ao diagnóstico rápido), sociais (pelo incentivo ao consumo consciente e maior informação aos usuários) e científicos (auxiliando as pesquisas aplicadas, pela definição de perfis de consumo e de usos finais de água). Pesquisas nessa área abrem caminho para a gestão das águas urbanas através de consumidores ativos, controle de escoamento superficial e redes de demanda otimizada. Os sistemas de medição inteligentes integrados a modelagem e informações de desempenho ambiental podem proporcionar a criação de ferramentas que auxiliam o desenvolvimento da gestão integrada de edifícios.

A quantidade de fatores que influencia nos perfis de consumo demonstrou que, para estudos de caso, o diagnóstico do consumo de água deve ser feito na edificação em estudo, principalmente em edificações comerciais e públicas, onde há maior número de influências. É perceptível a atuação do fator econômico sobre o consumo de água. Devido a isto e ao fato da

facilidade de identificação de regiões caracterizadas de baixo, médio e alto padrão nas cidades, o parâmetro econômico pode ser utilizado em pesquisas de grande escala, que exigem mapeamento das edificações urbanas.

A definição dos usos finais da água em edificações demonstrou que existe grande potencial de economia de água potável por meio do uso de fontes alternativas (como o aproveitamento de água pluvial) para fins que podem utilizar água de menor qualidade. Isso possibilita que a disponibilidade hídrica seja reestabelecida ao longo do tempo. Ademais, os resultados do estudo de Cook et al. (2013), por exemplo, que analisaram o uso de água pluvial para fins potáveis, demonstraram que o aproveitamento de água pluvial pode ser expandido para além das práticas convencionais atuais dos sistemas domésticos para uso não potável em determinados contextos de desenvolvimento.

Sobre o aproveitamento de água pluvial, é importante ressaltar um dos resultados encontrado por Silva e Ghisi (2016), sobre as incertezas dos dados de entrada no dimensionamento de reservatórios de aproveitamento de água pluvial e no potencial de economia gerado. Uma das conclusões aponta que as incertezas do uso de valor médio de demanda de água potável podem ser ignoradas na avaliação de desempenho dos sistemas. Essa afirmação é relevante para estudos em grande escala, onde se torna impraticável o levantamento de demanda de todas as edificações.

Com base nos resultados encontrados nas pesquisas sobre aproveitamento de água pluvial em edificações, pode-se concluir que:

- O potencial de economia de água potável por meio do aproveitamento de água pluvial mostrou-se satisfatório para edificações residenciais nas pesquisas revisadas. A maior parte dos estudos de caso adotou demanda de água pluvial de 30% a 60% e obteve potencial de economia variando de 26% a 48%.
- O dimensionamento do sistema e a avaliação do potencial de economia dependem de uma série de variáveis, como pluviometria, área de coleta e tipo de superfície, demanda de água pluvial e demanda de água potável, e a melhor forma de dimensionamento se dá por meio de simulação computacional.
- Uma série pluviométrica de dez anos de dados diários é suficiente para obter potencial de economia de água potável e capacidade do reservatório significativamente semelhantes aos da série de 30 anos (GERALDI; GHISI, 2017).

- Quanto maior a área do telhado e a demanda diária de água pluvial, maior a economia de água potável e a capacidade ideal do reservatório de água pluvial (LOPES et al., 2016).
- As pesquisas sobre a influência dos sistemas de aproveitamento de água pluvial na drenagem apresentam resultados muito variáveis, tendo em vista a grande variedade de influências, como densidade populacional, áreas de coleta e dimensionamento dos sistemas.
- Quanto à qualidade da água pluvial coletada, o seu uso para fins não potáveis é considerado apropriado.
- Deve-se tomar cuidado para atender aos padrões de qualidade, tanto na instalação quanto na forma de utilização e manutenção dos sistemas.
- Recomenda-se o descarte inicial de 2 mm de precipitação (ABNT, 2019).
- Existem legislações específicas sobre o uso de aproveitamento de água pluvial no Brasil, algumas compulsórias e outras de incentivo com obrigatoriedade parcial. Entretanto, recomenda-se que, antes da obrigatoriedade, haja incentivos e disseminação de informação.
- A aceitabilidade social do uso de sistemas de aproveitamento de água pluvial, nas pesquisas revisadas, mostrou-se elevada.
- O tempo de retorno do investimento varia muito, dependendo das taxas de água e energia cobradas, custos iniciais de instalação e custos de operação e manutenção. A média encontrada para o tempo de retorno foi de dez anos, mas com grande variação (de onze meses a 21 anos).

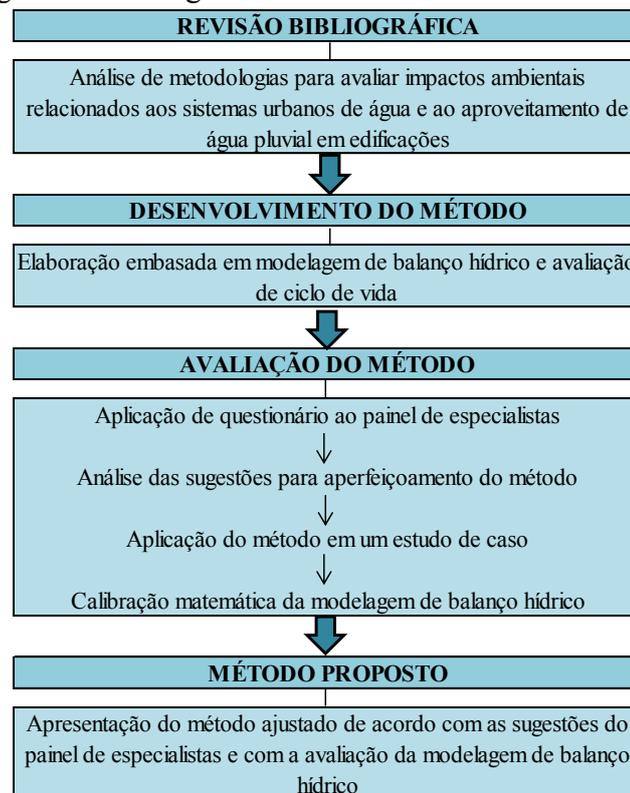
Quando se faz uma análise simplificada da viabilidade econômica, entretanto, não são considerados outros possíveis benefícios ambientais dos sistemas. Isso leva à necessidade de uma avaliação holística, que considere os impactos ambientais. As ferramentas de ACV e Modelagem de Balanço Hídrico têm sido utilizadas na literatura, com foco no gerenciamento urbano de água. Estas ferramentas, entretanto, são utilizadas separadamente para estudos de abrangência urbana ou apenas em estudos de edificações isoladas. O estudo dos sistemas de aproveitamento de água pluvial integrados ao meio urbano utilizando as duas ferramentas é relevante levando em consideração o seu impacto tanto no balanço hídrico quanto no consumo de materiais e energia.

3. MÉTODO PROPOSTO

Este método foi desenvolvido para ser aplicado à avaliação do impacto ambiental nos sistemas urbanos de água devido à instalação de sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações. A elaboração foi realizada por meio de pesquisa bibliográfica sobre as metodologias utilizadas e consagradas para avaliar impactos ambientais nestes sistemas. Duas ferramentas foram selecionadas: avaliação de ciclo de vida e modelagem de balanço hídrico.

A avaliação e calibração matemática da modelagem de balanço hídrico foram obtidas por meio da aplicação do método em um estudo de caso realizado na Bacia Hidrográfica do Rio Belém, na cidade de Curitiba, Paraná. Além disso, a consulta a um painel de especialistas foi efetuada para o aperfeiçoamento do método proposto. As contribuições dos especialistas são apresentadas e discutidas no Apêndice A. A Figura 22 mostra o fluxograma de desenvolvimento do método proposto.

Figura 22: Fluxograma de desenvolvimento do método.



O método proposto pode ser aplicado em diferentes localizações. Por esse motivo está apresentado de forma genérica neste capítulo, podendo apresentar mais de uma solução para a obtenção dos dados de entrada e de saída, dependendo dos objetivos. Para viabilizar a

implantação do método em áreas urbanas distintas, alguns detalhamentos e dimensionamentos são genéricos para grupos com edificações de características semelhantes.

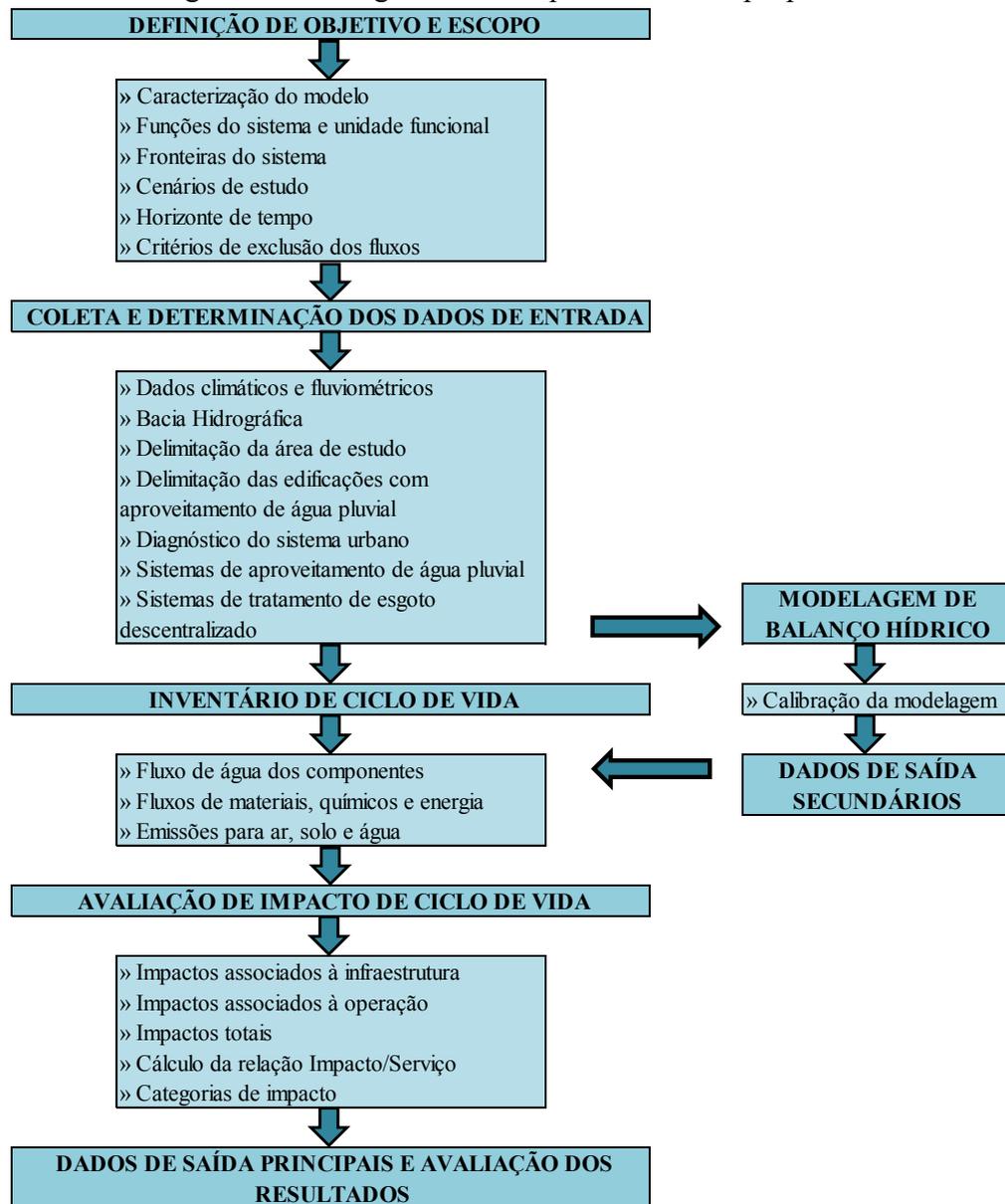
O processo baseia-se na avaliação de ciclo de vida e segue a fases propostas na norma ISO 14040 (ABNT, 2009). Portanto, primeiramente, faz-se a definição do objetivo e escopo, responsáveis pela caracterização do sistema a ser avaliado. Nesta fase definem-se os objetivos, a caracterização do modelo, a sua função e unidade funcional, o seu horizonte de tempo e as suas fronteiras. Dentro do objetivo principal, alguns objetivos específicos podem ser criados, como por exemplo, comparar o uso de diferentes sistemas de aproveitamento de água pluvial ou o uso somente em algumas tipologias de edificações. Para isso, nesta fase é feita a criação dos cenários de análise, de acordo com os objetivos específicos pré-determinados.

É necessário também fazer a coleta dos dados de entrada, que permitirão a sequência da avaliação ambiental pretendida, desenvolvida por meio do programa de cálculo numérico *Matlab*. Obtêm-se os dados climáticos necessários para o desenvolvimento da modelagem de balanço hídrico e do dimensionamento dos reservatórios de aproveitamento de água pluvial. Delimita-se a área de estudo, que deve ser uma ou mais bacias de drenagem urbanas. Faz-se também a coleta de dados sobre o abastecimento centralizado e sobre o uso do solo urbano. O primeiro tem o intuito de proporcionar o diagnóstico do sistema de abastecimento e do consumo de água nas edificações; e o segundo tem como objetivo definir similaridade de uso do solo e componentes de dinâmica hídrica (áreas permeáveis e impermeáveis.). Nesta fase, também são realizadas as definições dos sistemas de aproveitamento de água pluvial, sua caracterização e dimensionamento.

Considerando que o fluxo da água no meio urbano tem impactos significativos no meio ambiente, dependendo da forma como a água é utilizada pelos consumidores e controlada pela tecnologia, a modelagem do balanço hídrico é importante para o balanço dos fluxos que entram e saem do cenário ao longo do ciclo de vida avaliado, realizado na etapa de inventário de ciclo de vida (ICV). São quantificados, portanto, os volumes dos fluxos de água no ciclo urbano.

Com a obtenção destes dados, é possível realizar a etapa de avaliação de impacto de ciclo de vida. Nessa fase, os fluxos são quantificados em impactos ambientais. Os impactos devidos a produtos químicos e energia consumida são relacionados ao fluxo de água que está entrando ou saindo em cada componente de tecnologia e consumidor. Os impactos relativos à infraestrutura dependem da vida útil dos materiais que a compõem. A Figura 23 mostra uma síntese do método proposto.

Figura 23: Fluxograma das etapas do método proposto.



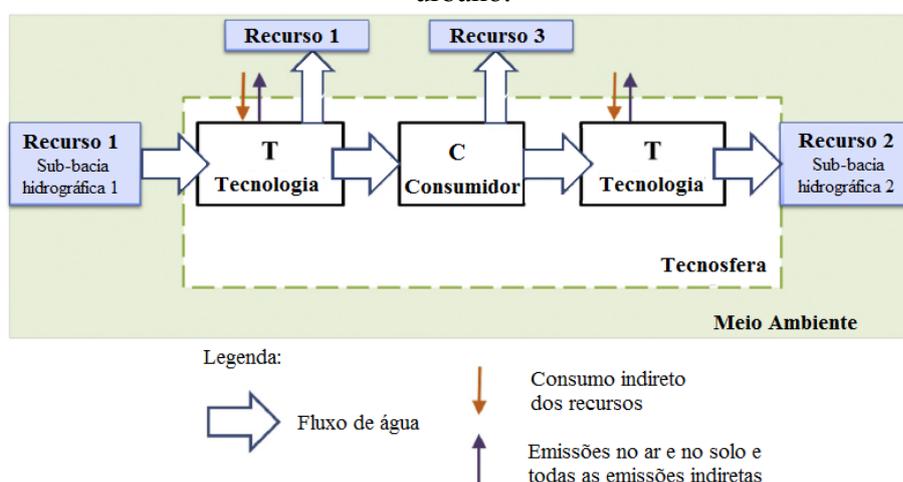
3.1. DEFINIÇÃO DE OBJETIVO E ESCOPO

O método proposto aplica-se à avaliação de impacto ambiental de sistemas de aproveitamento de água pluvial no meio urbano. Pode ser aplicado para diferentes objetivos, como, por exemplo, a comparação entre o sistema convencional com o sistema que faz uso de água pluvial para fins não potáveis em edificações; a comparação entre o sistema convencional com o sistema de aproveitamento de água pluvial instalado apenas em novas edificações; ou a comparação entre sistemas distintos de aproveitamento de água pluvial. O

traçado destes objetivos deve estar de acordo com os cenários de análise a serem definidos posteriormente.

A Figura 24 é uma representação simplificada da caracterização do modelo de sistema urbano de água, embasado no modelo proposto por Loubet et al. (2016). Baseia-se em uma combinação de componentes, que representam várias partes do sistema de água urbano, divididos em unidades de tecnologia e consumidores. Uma unidade de tecnologia da água é uma atividade antrópica que trata e/ou transporta água para os consumidores e gera impacto no meio ambiente (LOUBET et al., 2016). No modelo proposto por Loubet et al. (2016), um consumidor de água é uma atividade antrópica que usa água associada a um serviço fornecido e que modifica (geralmente degrada) as suas características. Este método propõe que um consumidor de água pode ser também um agente ativo no fornecimento de água para consumo e no tratamento de esgoto, através de aproveitamento de água de chuva, uso de água de poços tubulares profundos e de sistemas de tratamento de esgoto descentralizados, comumente utilizados quando não há cobertura pela rede coletora.

Figura 24: Apresentação simplificada da modularidade e dos limites do sistema de água urbano.



Fonte: Adaptado de Loubet et al. (2016).

Ambos os componentes (tecnologia e consumidor) estão conectados aos recursos hídricos. Cada modelo é construído como uma combinação de componentes que são interoperáveis, o que significa que cada componente pode interagir com outro (LOUBET et al., 2016).

A definição das funções do sistema deve ser feita para que estudos possam ser comparados (ABNT, 2009). A função de comparação, neste método, é o provimento de água para usos potáveis e não potáveis em edificações de uma cidade. Para realizar a função do

sistema, um fluxo de referência deve ser adotado. Considera-se como fluxo de referência um metro cúbico de água. Deve-se também definir a unidade funcional, de forma que possam ser feitas comparações entre sistemas distintos (ABNT, 2009).

Segundo Loubet et al. (2016), a definição de uma única unidade funcional é muito restritiva para as questões relacionadas aos serviços urbanos de água. Sendo assim, os fluxos e dos componentes serão quantificados para um metro cúbico de água fornecido. Com essa quantificação, é possível multiplicar o fluxo pelo volume total que entra em um componente e obter o impacto total devido à operação para o provimento da água em um ano. Outra quantificação está embasada no consumidor, que considera a provisão e o tratamento para uma pessoa por ano, que descreve a água como um serviço fornecido a um consumidor dentro de um sistema de água urbano integrado.

Dessa maneira, os resultados desse método estão embasados em três unidades funcionais (LOUBET et al., 2016):

- a unidade funcional “provimento de água em um ano” fornece informações sobre os impactos totais causados pelos componentes para atender toda a demanda de água em um ano;
- a unidade funcional “provimento de 1 m³ de água” fornece informações sobre os impactos dos componentes para fornecer 1 m³ de água aos consumidores;
- a unidade funcional “1 consumidor equivalente por ano” fornece as informações sobre os impactos causados por um consumidor (residencial, comercial, público ou industrial) por ano.

Se uma política para o gerenciamento integrado de água urbana reduz o consumo de água por pessoa, os impactos não mudarão ligeiramente para a unidade funcional com base em volume (provimento de 1 m³ de água). Caso a unidade funcional esteja embasada no usuário, os impactos provavelmente serão reduzidos. Ou seja, dependendo da unidade funcional (com base no volume ou nos usuários), os resultados da análise podem mudar radicalmente (LOUBET et al., 2014).

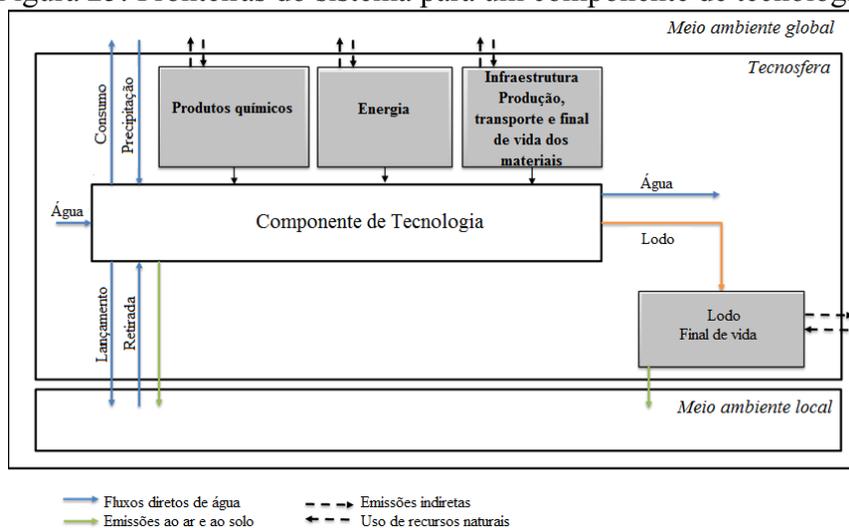
Considerando que pode existir variação no consumo de água, dependendo do sistema instalado, podem-se simular cenários com diferença na demanda de água. Neste caso considera-se que a ACV é consequencial, onde a variação dos sistemas influencia no consumo de água. Isto se deve ao fato de que, em casos de uso de fonte alternativa de água, pode haver tendência no aumento do consumo por parte do consumidor.

Quanto à qualidade da água fornecida, considera-se que ela deve atender usos potáveis e não potáveis. Considerar o uso de água não potável, dificulta a avaliação de impacto, pois o

uso de fontes alternativas para fins não potáveis reduz o fornecimento de água do sistema centralizado, que fornece água potável. A comparação entre cenários, neste caso, seria inadequada. Sendo assim, considera-se que a água provida deve atender às necessidades mínimas de qualidade para os usos finais.

As fronteiras do sistema definem os processos que serão incluídos na ACV. Estes processos, muitas vezes, precisarão ser refinados posteriormente (ABNT, 2009). As fronteiras estabelecidas neste método englobam o processo do sistema de abastecimento urbano centralizado e descentralizado, no horizonte de tempo considerado, para cada componente de tecnologia ou consumidor. A definição das fronteiras do sistema deve ser devidamente justificada, ou seja, deve-se justificar qualquer decisão de omitir etapas da análise. A Figura 25 mostra as fronteiras do sistema para um componente.

Figura 25: Fronteiras do sistema para um componente de tecnologia.



Fonte: Adaptado de Loubet et al. (2016).

Os cenários do estudo podem variar dependendo do período que se deseja avaliar os impactos dos sistemas (curto, médio e/ou longo prazo). Neste caso, o crescimento urbano é a variável dos prazos de avaliação propostos. A avaliação de curto prazo é feita por meio de dados atuais do município, para avaliação do quadro atual. Médio prazo refere-se à aplicação dos cenários para avaliação do impacto após dez anos de crescimento urbano e longo prazo, para avaliação da situação prevista em vinte anos. Embora a vida útil dos materiais e componentes utilizados na ACV seja maior, em torno de 50 anos de vida útil, a avaliação para médio e longo prazos é feita de acordo com as perspectivas de crescimento urbano e planos de saneamento desenvolvidos para prazos menores.

Para o prazo de análise escolhido, são definidos os cenários. Por exemplo, podem ser considerados os seguintes cenários: (1) Sem instalação de sistemas de aproveitamento de água pluvial nas edificações, (2) com instalação de sistema de aproveitamento de água pluvial em várias tipologias de edificações, (3) com instalação apenas em uma tipologia de edificação (residencial, por exemplo), (4) com instalação do sistema apenas em novas edificações, a partir de dados de previsão de crescimento urbano. A simulação deste último cenário permite avaliar o impacto da maior parte das cidades, cujas legislações municipais exigem a utilização de sistemas de aproveitamento de água pluvial em novas edificações. Quando se desejar fazer a comparação entre diferentes sistemas de aproveitamento de água pluvial, podem-se repetir os cenários (2), (3) e (4) para os sistemas distintos. Isso permite alcançar o objetivo específico i desta tese.

As análises propostas neste método serão realizadas com base no horizonte de tempo de um ano. Os fluxos utilizados no inventário de ACV são obtidos por meio da média anual do período de tempo simulado no balanço hidrológico (maior ou igual a dez anos). É possível obter também os fluxos mensais originados das médias de cada mês simulado no balanço hidrológico. Isso permite uma avaliação mais detalhada do impacto no ciclo da água, pois questões relacionadas ao consumo de água são influenciadas pelas variações sazonais.

Para analisar os cenários de acordo com curto, médio e longo prazo este método pode ser aplicado para a avaliação do horizonte de tempo de um ano, considerando as características urbanas atuais (curto prazo), após dez anos (médio prazo) e após vinte anos (longo prazo) de crescimento.

3.2. COLETA E DETERMINAÇÃO DE DADOS DE ENTRADA

A coleta e determinação dos dados de entrada estão associadas à modelagem de balanço hídrico que fornecerá os fluxos de água especificados no inventário de ciclo de vida. Também são obtidos dados referentes à infraestrutura (materiais) e operação (produtos químicos e energia) utilizados no processo.

3.2.1. Dados meteorológicos

Precipitação e evapotranspiração são os dados climáticos necessários para o desenvolvimento do método. A precipitação diária é utilizada para o dimensionamento do

reservatório de água pluvial e, juntamente com a evapotranspiração, forma o conjunto de dados climáticos exigidos para a modelagem de balanço hídrico.

O Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) fornece estes dados de precipitação por meio das estações pluviométricas do Brasil. Deve-se obter uma série histórica de, pelo menos, dez anos de precipitação com resolução temporal diária da estação pluviométrica mais próxima da área a ser avaliada. Além da precipitação, as estações meteorológicas também fornecem os dados diários de radiação solar incidente, densidade de fluxo de calor no solo, temperatura média do ar, umidade relativa e velocidade do vento média, que são dados necessários para o cálculo da evapotranspiração potencial. Para o seu cálculo, sugere-se o uso do método de estimativa de Evapotranspiração Potencial de Penman-Monteith, proposta pelo Boletim FAO-56 (ALLEN et al., 1998 apud SANTIAGO, 2001).

Para realizar a calibração da modelagem de balanço hídrico, os dados de saída são comparados aos dados medidos, por meio do cálculo do coeficiente de Nash-Sutcliffe (CNS), demonstrado adiante. Isso permite ajustar os parâmetros de entrada (características estimadas relacionadas às superfícies permeáveis e impermeáveis, ligações irregulares de água e esgoto, padrões de irrigação), para que o modelo seja representativo em relação aos fluxos reais do ciclo urbano da água. Esta etapa é sensível ao conhecimento do usuário do modelo acerca dos parâmetros de entrada e seu peso nos dados de saída (evapotranspiração e escoamentos superficiais e subterrâneos). Neste caso, recomenda-se o estudo estatístico do peso dos parâmetros e sua sensibilidade, para cada estudo de caso a ser realizado.

O coeficiente de Nash-Sutcliffe pode ser calculado para a comparação dos dados simulados de evapotranspiração, escoamentos, volumes coletados de esgoto sanitário e água pluvial coletados. No caso de dados de escoamento fluvial, uma seção de controle deve ser utilizada para a delimitação da área de estudo, a fim de quantificar a área de contribuição do local onde se encontra a estação pluviométrica.

3.2.2. Delimitação da área de estudo

Como o objetivo do estudo é avaliar o impacto no meio urbano, deve-se adotar a bacia ou as bacias que possuam a maior parte das edificações do município a ser estudado. Através do ArcGIS é possível fazer a delimitação automática de bacias hidrográficas utilizando dados *Shuttle Radar Topography Mission*. O procedimento deste método está descrito em Alves et al. (2010). Outra forma de delimitação de bacia hidrográfica pode ser feita através das informações disponibilizadas pelo Sistema de Informações Municipais Georreferenciadas

(SimGEO), disponível em alguns municípios. Através dos dados de hidrografia georreferenciados disponibilizados pelo SimGEO e do Modelo Digital do Terreno, obtém-se a delimitação da bacia (CUSTÓDIO, 2017). A partir disso, em ambiente SIG (Sistema de Informações Geográficas), é possível sobrepor as imagens de satélite do município com a imagem que delimita as bacias hidrográficas e obter a delimitação da área de estudo.

3.2.3. Delimitação dos grupos similares

A região estudada deve ser subdividida em grupos com características semelhantes. Para avaliações de médio e longo prazo, indica-se que estes grupos sejam divididos de acordo com o mapeamento das zonas urbanas, determinadas na Lei de Uso e Ocupação do Solo do município e através de perspectiva de crescimento urbano, por meio de simulação computacional. Alguns programas de computadores de acesso gratuito que simulam o crescimento urbano têm sido desenvolvidos, para auxiliar processos de planejamento urbano e dar suporte à tomada de decisão, como o Simulador de Ambiente de Cidade, que foi atualizado e passou a ser denominado *Citycell - Urban Growth Simulator* (PEIXE, 2012) e o *DINAMICA EGO* (TRENTIN; FREITAS, 2010). Ambos foram desenvolvidos com apoio em autômato celular, teoria de grafos e geotecnologia (TRENTIN; FREITAS, 2010).

Para a avaliação do impacto de curto prazo (imediate) faz-se o levantamento das edificações existentes, por meio de mapeamento e/ou de dados obtidos junto à secretaria da fazenda ou instituto de planejamento urbano das prefeituras. Para o mapeamento, podem ser utilizados dados demográficos, fotointerpretação de imagens orbitais e base cartográfica da lei de uso e ocupação do solo do município (CARVALHO, 2016). A partir da Secretaria da Fazenda é possível obter inscrição cadastral, área de projeção, uso, logradouro, número e bairro das edificações (CUSTÓDIO, 2017).

Os critérios para delimitar grupos similares são definidos pelo usuário do modelo e geralmente são embasados em uso da terra, densidade demográfica, relevo ou uso da água. Na maioria das vezes, esse critério condiz com o zoneamento urbano, pois há a tendência de usar o potencial máximo construtivo de cada zona.

Os grupos são subdivididos em blocos, que correspondem ao que é de responsabilidade dos consumidores de água. Cada bloco é representado pela edificação e seu entorno, dentro de cada lote. Os blocos são agrupados de acordo com as características e o uso de edificações, por exemplo, bloco residencial, bloco comercial, bloco público e bloco industrial. Essa subdivisão deve estar de acordo com as características da região estudada. Por

meio dessa subdivisão, é possível verificar a influência das edificações no impacto ambiental dos sistemas. Através de dados fornecidos pela Secretaria da Fazenda (inscrição cadastral, área de projeção, uso, logradouro, número e bairro das edificações) ou de dados micromedidos de consumo de água ou de mapeamento é possível identificar as tipologias de edificações, que definem as características dos blocos.

O mapeamento de uso do solo caracteriza os componentes de dinâmica hídrica das unidades de resposta hidrológica. Para cada bloco, as categorias mapeadas são: jardim, telhado e áreas pavimentadas ou calçadas. Nos grupos, são mapeados: rua e espaço público aberto. Telhados, calçadas e ruas são considerados superfícies impermeáveis. Jardins e espaços públicos abertos são considerados superfícies permeáveis.

O sensoriamento remoto, por meio de classificação orientada a objeto, facilita a obtenção dos dados necessários. Os classificadores orientados a objetos são processos automatizados de classificação, que utilizam da modelagem matemática *Fuzzy* e, diferente dos modelos tradicionais de classificação automática, não classificam os *pixels* isolados, mas sim grupos deles (regiões de *pixels*). Muitas das feições urbanas como ruas, edificações e áreas verdes podem apresentar respostas espectrais similares. Os pixels das imagens urbanas podem conter também informações de diversas classes, promovendo classes espacialmente descontínuas. Portanto, a classificação orientada a objetos permite que áreas de coberturas distintas sejam delimitadas (RIBEIRO; KUX, 2009).

Alguns programas de computador podem ser utilizados para a realização da classificação orientada a objeto, como *eCognition* e *InterImage*. Este último é um aplicativo livre, resultado da cooperação entre INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), PUC-RJ (Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro) e Universidade de Hannover, na Alemanha (RIBEIRO; KUX, 2009). Para a realização da classificação orientada a objeto é necessária a aquisição de imagens de sensores como *RapidEye*, *IKONOS*, *GeoEye* e *Worldview* (SADEK, 2017).

3.2.4. Diagnóstico do sistema urbano

O diagnóstico do sistema urbano é feito com o objetivo de obter dados quantitativos dos materiais utilizados para a infraestrutura, produtos químicos e energia utilizados para a operação do sistema. Através dele é possível obter também dados de fluxo de água e de demanda de água pela população.

Geralmente, o sistema de abastecimento centralizado é constituído por etapas que incluem produção de água potável; distribuição de água potável; coleta, tratamento e disposição final de efluentes, sua operação e sua infraestrutura. Além disso, os sistemas de coleta de água pluvial também fazem parte da infraestrutura de manejo da água. No inventário de ciclo de vida serão quantificados os fluxos de entrada e saída de energia, materiais e produtos químicos utilizados em cada componente. Sendo assim, alguns dados podem ser obtidos junto às companhias de saneamento do município, a saber:

- Plantas de produção da água potável: especificar sistema de coleta, de tratamento e de bombeamento utilizado, e quantificar o volume de água tratada;
- Índice de perdas de água potável na distribuição;
- Especificar o sistema de coleta, bombeamento e tratamento de esgoto e a disposição final de lodo;
- Se a cidade não for totalmente atendida pelo sistema de coleta de esgoto, obter o percentual e a localização de regiões não atendidas;
- Se for comum o uso de poços tubulares profundo, quantificar as edificações que fazem uso desse sistema e o volume de água consumido.

A demanda da água diária por habitante é obtida através de dados fornecidos pelas companhias fornecedoras de água do município. Quando a companhia possui medição setorizada, podem-se estimar as demandas de água por região do município e agrupá-las de acordo com os grupos pré-definidos. Quando a medição não for setorizada, faz-se a média de demanda considerando o volume de água produzido, reduzido das perdas e dividido entre o número de consumidores, de acordo com o consumo de cada tipologia de edificação. Esses dados podem ser obtidos também por meio de mapeamento dos pontos de consumo.

3.2.5. Sistema de aproveitamento de água pluvial

Os sistemas de aproveitamento de água pluvial podem ser compostos por diferentes equipamentos, filtros e tipos de reservatórios. O dimensionamento também pode variar, dependendo do método utilizado. É possível fazer a comparação entre esses sistemas e dimensionamentos distintos.

Um sistema convencional de aproveitamento de água pluvial é composto por:

- coleta de água dos telhados através de calhas e condutores;

- tratamento utilizando filtro de remoção de sólidos, dispositivo de descarte dos primeiros milímetros de água pluvial, freio aerador e filtro flutuante de sucção;
- reservação composta por reservatórios de armazenamento superior e inferior;
- bombeamento.

No sistema convencional, durante os eventos de precipitação, o escoamento gerado nos telhados é coletado pelas calhas, passa pelo filtro de remoção de sólidos e é conduzido até o dispositivo de descarte dos primeiros milímetros de precipitação. Depois de cada evento chuvoso diário, este dispositivo é esvaziado para receber a água do próximo escoamento. Após o preenchimento do dispositivo, a água com menos impurezas é guiada até o reservatório inferior. Na sequência o bombeamento encaminha a água ao reservatório superior e uma rede de tubulação separada conecta-o aos aparelhos e torneiras para uso de água não potável.

Outros tipos de sistema também podem ser avaliados, como o sistema automático. A diferença entre o sistema convencional e o automático está situada no reservatório inferior que possui a característica de amenizar os picos de vazão em eventos de precipitação crítico. Através de sua automatização conectada à central de meteorologia, este reservatório esvazia-se parcialmente ou totalmente mediante a previsão de um evento de precipitação pré-determinado. A determinação deste evento de precipitação varia de região para região. Para isso, faz-se necessário conhecer o índice de precipitação diário (mm) que causa problemas de inundação. Esse índice deve ser utilizado para o esvaziamento do reservatório.

Além da caracterização do sistema, que pode ser uma das citadas acima ou outra, dependendo das características e preferências locais, nesta fase é necessário definir o dimensionamento dos sistemas, que permitirá a especificação dos materiais e equipamentos utilizados no sistema de bombeamento, dispositivo de descarte, filtros e reservatórios.

Para o dimensionamento do sistema de bombeamento, alguns dados não são conhecidos, como as conexões das tubulações de sucção e recalque. Por esse motivo, as tubulações e o sistema de bombeamento podem ser dimensionados de forma simplificada. Alguns fabricantes apresentam essas formas de dimensionamento, como mostrado em Schneider (2017).

O programa computacional Netuno fornece a determinação do consumo de energia da motobomba. Para isso, é necessários inserir solicita como dados de entrada: potência unitária (CV ou W), rendimento (%), vazão (litros/hora) e tempo de partida (segundos). Esse dimensionamento é feito pelo Netuno na etapa de análise econômica dos sistemas. Portanto,

são solicitados mais alguns dados: custo unitário (R\$), tarifa de energia elétrica (R\$/kWh), imposto fixo (R\$) e imposto variável (%) (GHISI; CORDOVA, 2014).

Considerando que a qualidade da água varia em função de múltiplos fatores, neste método, o dispositivo de descarte é dimensionado para eliminar os dois primeiros milímetros de chuva, como é recomendado pela NBR 15.527 (ABNT, 2019). O dimensionamento diferente deste deve ser justificado. Além disso, outros dispositivos melhoram a qualidade da água no reservatório e podem ser especificados. O filtro de remoção de sólidos geralmente é especificado pelos fabricantes de acordo com a área de telhado. O freio aerador, instalado dentro do reservatório para evitar o turbilhonamento da água, deve ser adotado conforme o diâmetro do tubo coletor de água pluvial. E, por fim, o filtro flutuante de sucção, que coleta a água a aproximadamente quinze centímetros de distância da lâmina de superfície da água no reservatório, deve ser especificada de acordo com o diâmetro de sucção dimensionado.

Este método propõe que o dimensionamento dos reservatórios seja efetuado através de simulação computacional por meio do programa Netuno (GHISI; CORDOVA, 2014). Os dados de entrada da simulação do dimensionamento do reservatório são:

- a) dados de precipitação (mm/dia): os dados de precipitação são obtidos como especificado na Seção 3.2.1. Idealmente deve-se utilizar uma série mínima de 10 anos de dados (GERALDI; GHISI, 2017);
- b) descarte do escoamento inicial: o descarte inicial deve ser de 2 mm;
- c) área de captação (m²): a área de captação utilizada é a área de cobertura, estimada para as edificações de cada bloco;
- d) demanda total de água da edificação (litros/habitante/dia): a demanda de água nas edificações segue o recomendado na Seção 3.2.4.;
- e) número de usuários: o número de usuários residenciais deve ser adotado através do cruzamento de dados demográficos com os dados das edificações, por meio da média de moradores de casas e apartamentos. Para edificações comerciais e públicas, deve-se fazer pesquisa de campo ou na bibliografia.
- f) demanda de água pluvial (%): a demanda de água pluvial é representada por percentual da demanda de água potável;
- g) coeficiente de escoamento superficial da área de coleta (%): o coeficiente de escoamento superficial pode ser adotado de acordo com o tipo de cobertura.

Além destes dados de entrada, o programa permite escolher a forma de adotar o volume do reservatório superior. Pode ser escolhido entre: entrar com volume desejado ou considerar o volume igual à demanda diária média de água pluvial. Para a indicação do

volume ideal do reservatório inferior, os dados de entrada são intervalo de simulação (volume máximo do reservatório em litros e intervalo entre volumes em litros) e diferença entre potenciais de economia de água potável por meio do aproveitamento de água pluvial (%/m³). O algoritmo utilizado para o dimensionamento do programa Netuno é apresentado por Cordova e Ghisi (2011). Além disso, o Manual do Usuário – Netuno 4 pode ser consultado em Cordova e Ghisi (2014).

3.2.6. Sistema de tratamento de esgoto descentralizado

O sistema de tanque séptico e filtro anaeróbio gera dois tipos de efluentes: líquido e lodo. O lodo digerido pelo sistema deve ser removido, transportado, condicionado, tratado e destinado adequadamente. Essas etapas, contudo, não são realizadas corretamente e são de difícil caracterização nos municípios devido à clandestinidade das atividades. Muitas vezes o destino do lodo digerido é a estação de tratamento de esgoto (ANDREOLI, 2009).

Para destinação final dos efluentes líquidos gerados pelos sistemas, duas alternativas vêm sendo utilizadas: infiltração no solo ou desinfecção e lançamento na rede pluvial. Quando se faz uso de desinfecção, na modelagem proposta, considera-se que o efluente contribui ao escoamento de água pluvial, por meio do sistema de drenagem urbana. Quando se faz uso de infiltração, considera-se que o efluente líquido é direcionado ao solo, contribuindo para o escoamento de água subterrânea e a evapotranspiração.

Em cada grupo de área urbana com características semelhantes, deve-se definir qual o percentual do consumo de água é tratado por meio de tanque séptico, filtro anaeróbio e desinfecção ou infiltração ou por meio de coleta e tratamento de esgoto centralizado. A fim de estimar os dados quantitativos de materiais utilizados na construção dos sistemas, eles podem ser dimensionados de acordo com as normas nacionais NBR 7229 (ABNT, 1993) e NBR 13969 (ABNT, 1997).

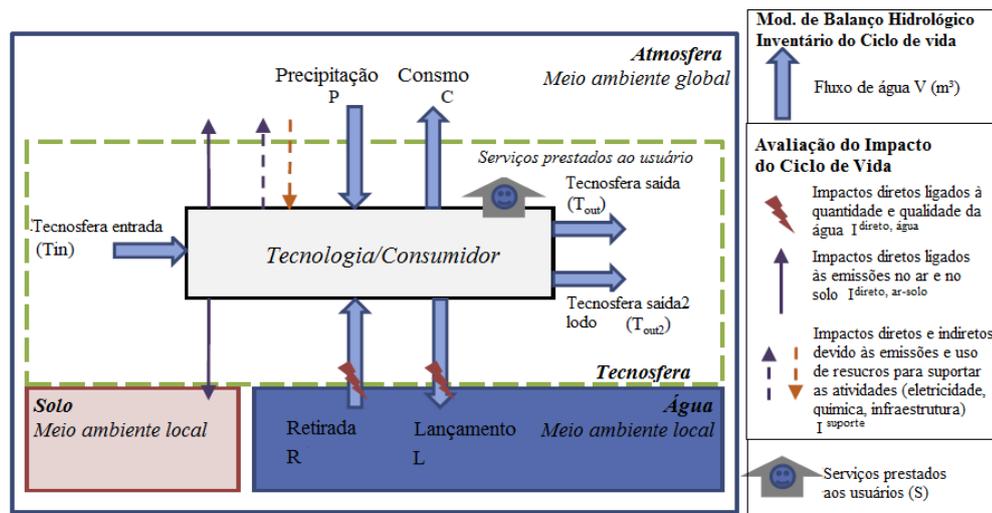
3.2.7. Dados de entrada para o *Matlab*

O modelo proposto foi desenvolvido no programa computacional de cálculo numérico *Matlab*. Para o seu uso, os dados de entrada definidos nesta seção devem estar agrupados em arquivos de Excel salvos no mesmo diretório da rotina. O Apêndice B mostra como as planilhas devem ser montadas e nomeadas para o uso do *Matlab*.

3.3. INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA

Nesta etapa são realizados os procedimentos de cálculo necessários para quantificar as entradas e saídas relevantes em cada um dos processos. Ocorre o balanço dos fluxos e emissões que entram e saem do cenário ao longo do ciclo de vida avaliado (RIBEIRO, 2015). A Figura 26 apresenta a caracterização do inventário.

Figura 26: Descrição dos fluxos de água e impactos associados ao componente genérico.



Fonte: Adaptado de Loubet et al. (2016).

Os componentes de tecnologia são tipicamente produção de água potável, distribuição de água potável, coleta de águas residuais e pluviais e tratamento de águas residuais em sistemas de distribuição centralizada. O componente consumidor está dividido em blocos. O bloco funciona como a edificação e seu entorno e influencia no balanço dependendo dos sistemas que a compõe e dos seus componentes de dinâmica hídrica, representados pelas calçadas, telhados e jardins. Nos fluxos do componente consumidor estão inseridos, portanto, todo o fluxo hídrico referente aos blocos. O consumidor pode também possuir sistemas alternativos de consumo e tratamento de água, a saber: aproveitamento de água pluvial, sistemas de tratamento de esgoto descentralizado e poço tubular profundo. Como os componentes tecnologia e consumidor são relacionados a atividades antropogênicas, estão localizados dentro da tecnosfera. A tecnosfera representa atividades de interesse primário no ambiente urbano, enquanto a atmosfera representa atividades de apoio que ocorrem em outras partes do ciclo de vida.

Os componentes do modelo trocam água com outros componentes e com o ambiente local (definido como a sub-bacia hidrográfica compartimentada em água e solo) ou global (definido como a atmosfera). Seis tipos de fluxos de água entram ou deixam cada componente: (1) água de entrada da tecnosfera (T_{in}); (2) água de saída da tecnosfera (T_{out}); (3) entrada do ambiente local (R - retirada); (4) saída do ambiente local (L - lançamento); (5) entrada do ambiente global ou precipitação (P); e (6) saída para o ambiente global ou consumo (C). Dois fluxos diferentes de tecnologia, denominados T_{out} e T_{out2} , são definidos para fluxo de efluente e fluxo de lodo, respectivamente. O consumo de água (C) é a água evaporada ou transpirada e não deve ser confundida com a demanda de água. Os fluxos intra-tecnosfera (T_{in} e T_{out}) são considerados fluxos intermediários, e os fluxos ambientais (R, L, P, C) são considerados fluxos elementares (LOUBET et al., 2016).

Este método apresenta limitações referentes às emissões, à qualidade e quantidade de água. Diferente da pesquisa de Loubet et al. (2016) os impactos relacionados às emissões para o ar e para o solo, à qualidade e quantidade de água não foram inseridos no método. Essas limitações foram impostas devido à dificuldade de obtenção dos dados para o estudo de caso, podendo ser inseridas em uma pesquisa futura.

O modelo conceitual desenvolvido para representar o balanço hídrico urbano, embasado no programa computacional *Aquacycle*, analisa o fluxo de água em todo o sistema urbano, proporcionando a verificação da influência de determinado cenário na evaporação, no escoamento superficial e na infiltração de água no solo, quantitativamente. Sendo assim, ela proporciona o banco de dados necessário para a quantificação dos fluxos de água nos componentes. A ACV compreende a avaliação dos impactos gerados no meio ambiente, por meio de categorias de impactos devido aos fluxos de água quantificados na Modelagem de Balanço Hídrico. Dessa maneira, a Modelagem de Balanço Hídrico e a ACV complementam-se.

3.3.1. Modelagem de balanço hídrico

O balanço hídrico pode ser avaliado usando uma variedade de métodos, desde a simples avaliação das entradas e saídas até a modelagem complexa de todos os processos que transformam essas entradas em saídas (MITCHELL, 2001).

Através da modelagem de balanço hídrico embasado no programa *Aquacycle*, é possível obter os fluxos de consumo e de água lançada ao meio da caracterização modular

considerada para a ACV. Isso possibilita o uso de dados do local de estudo para o inventário de fluxo de água e se alcança o objetivo específico ii desta tese.

A Figura 27 apresenta a modelagem de balanço hídrico utilizada. Essa modelagem é feita para cada grupo pré-definido. Ao final, é feita a média ponderada das saídas (em relação à área de cada grupo) para obter os resultados de toda a área estudada, em milímetros.

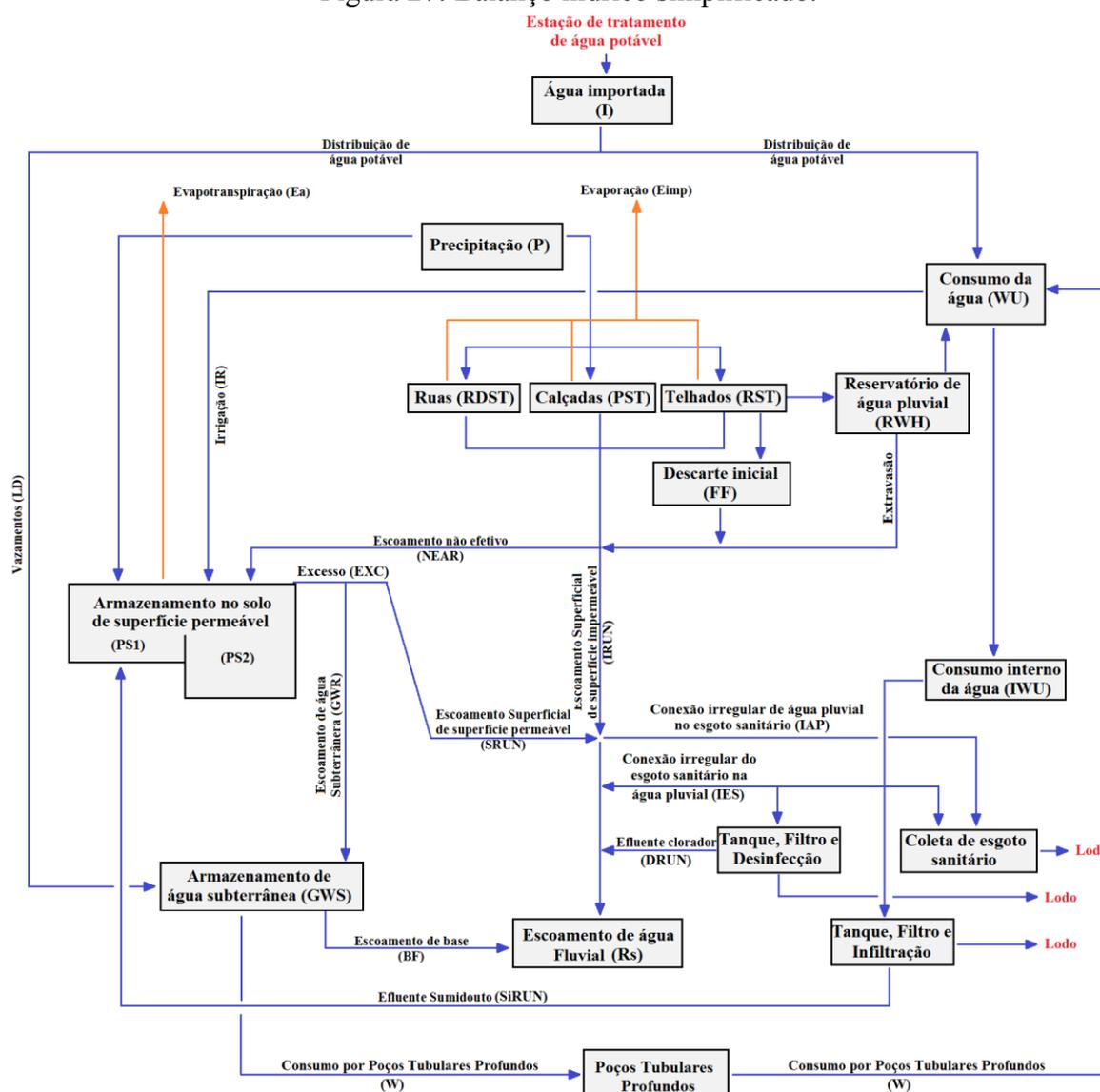
As entradas no balanço hídrico são precipitação e água importada. A água importada é a água que sai da estação de tratamento para abastecimento urbano. Considera-se que uma parcela da água importada é perdida por vazamentos, uma parcela é consumida internamente nas edificações e outra é usada para irrigação de jardins. De modo geral, uma parcela da quantidade de água que entra no balanço hídrico fica retida, uma parcela escoar, uma parcela sai em forma de evaporação e evapotranspiração e uma parcela sai em forma de esgotamento sanitário e lodo.

O modelo está fundamentado em balanços de massa de superfícies impermeáveis (ruas, calçadas, telhados) e superfícies permeáveis (jardins e espaços públicos abertos). Considera-se que cada uma dessas superfícies tem a capacidade de reter certa quantidade de água. Nas superfícies impermeáveis a entrada de água se dá pela precipitação, uma parcela fica retida, uma parcela sai em forma de evaporação e outra em forma de escoamento. Esse escoamento divide-se em duas partes, uma ligada à rede de drenagem (escoamento efetivo) e outra que escoar para superfícies permeáveis (escoamento não efetivo).

A entrada de água das superfícies permeáveis é dada por meio desse escoamento não efetivo, da irrigação, da precipitação e da infiltração de sistemas de tanque séptico, filtro anaeróbico e infiltração. Uma parcela fica retida, e outra sai em forma de evaporação e excesso. Este último subdivide-se em escoamento superficial de superfícies permeáveis e recarga de água subterrânea, considerado como um aquífero não confinado (armazenamento de água subterrânea).

Diferente do *Aquacycle*, o modelo proposto incluiu os sistemas de tratamento de esgoto descentralizado (Tanque + filtro + infiltração e Tanque + filtro + desinfecção), pois são sistemas comuns de serem encontrados nas cidades brasileiras, pouco atendidas pela rede de esgoto centralizada. Além disso, foi inserido poço tubular profundo, que é outra prática comum de uso da água pelo consumidor. Considera-se que a água consumida por poços tubulares profundos é retirada do aquífero não confinado. Foram inseridas no modelo também, conexões de esgoto na rede de drenagem e de água pluvial na rede de esgoto, pois os problemas com ligações irregulares nas redes urbanas são comuns nas cidades brasileiras.

Figura 27: Balanço hídrico simplificado.



A modelagem de balanço hídrico foi desenvolvida no programa computacional *Matlab*. O conceito do modelo foi embasado no programa computacional *Aquacycle* e no seu manual do usuário (MITCHELL, 2005). Entretanto, algumas alterações precisaram ser feitas, pois quando as equações descritas no manual do usuário foram lançadas e calculadas, apresentaram algumas incompatibilidades, como escoamentos negativos e evapotranspiração maior que a evapotranspiração potencial. O Apêndice C apresenta as equações do modelo de balanço hídrico proposto.

A calibração de um modelo é realizada modificando os valores dos parâmetros e comparando os resultados de predições do modelo com os dados observados. Há a demanda, portanto, de conhecimento sobre o peso dos parâmetros estimados nos dados de saída, a fim

de compreender quais precisam ser estimados com maior precisão. Uma análise de sensibilidade local dos parâmetros pode fornecer as informações necessárias. Essa análise consiste em variar os valores dos parâmetros de entrada, um a um, partindo de um valor estipulado como base, e observar a variação dos dados de saída. Outras ferramentas estatísticas, como análise multivariada de variância, também permitem verificar a influência de cada variável independente (parâmetros de entrada) nas variáveis dependentes (parâmetros de saída). Com isso, alcança-se o objetivo específico iii desta tese.

A comparação dos dados observados e simulados pode ser feita através de medidas quantitativas do desempenho, como as funções objetivo. O desempenho final do modelo calibrado está diretamente relacionado com a escolha da função objetivo. O coeficiente de Nash-Sutcliffe (Equação 1) e o coeficiente de determinação (Equação 2) são funções objetivo utilizadas para a calibração do modelo de simulação de escoamento SWAT (FRANCO, 2017). O coeficiente de Nash-Sutcliffe assume valores entre $-\infty$ e 1 e o coeficiente de determinação, de 0 a 1. Para ambas as funções, o resultado igual a 1,0 indica a adequação perfeita. Segundo Gottschalk e Motovilov (2000) apud Collischonn (2001), quando o valor do coeficiente de Nash-Sutcliffe for maior que 0,75, o desempenho do modelo é considerado bom. Para valores entre 0,36 e 0,75, o desempenho é considerado aceitável, e valores inferiores a 0,36 fazem com que o modelo seja caracterizado como inaceitável. Para Moriasi et al. (2007) coeficiente de Nash-Sutcliffe maior que 0,65 indica que o modelo é considerado muito bom; entre 0,54 e 0,65 o modelo é considerado bom e entre 0,5 e 0,54, satisfatório.

$$CNS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (SIM_i - REC_i)^2}{\sum_{i=1}^n (REC_i - REC_m)^2} \quad (1)$$

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n ((REC_i - REC_m) \times (SIM_i - SIM_m))^2}{\sum_{i=1}^n (REC_i - REC_m)^2 \times (SIM_i - SIM_m)^2} \quad (2)$$

Onde COE é o coeficiente de Nash-Sutcliffe (adimensional), R^2 é o coeficiente de determinação (adimensional), SIM_i é o fluxo simulado no período i (mm), REC_i é o fluxo observado no período i (mm), REC_m é o fluxo médio observado no período i (mm), n é o número de vezes que há registro de fluxo simulado e também observado.

O desvio dos dados simulados em relação aos dados analisados, mostrado por meio da Equação 3, também é importante, pois mostra o erro potencial entre os dados (MACHADO et al., 2003). Resultado igual a zero indica que não há erro potencial. Para Liew et al. (2003)

desvio menor que 10% representa resultado muito bom; entre 10% e 15%, bom; entre 15% e 25%, satisfatório e o modelo representa estimativas inadequadas para desvio maior que 25%.

$$D_v = \frac{REC - SIM}{REC} \times 100 \quad (3)$$

Onde D_v é o desvio do evento analisado (%), REC é o evento observado no período (mm) e SIM é o evento simulado no período (mm).

Essas funções podem ser utilizadas em conjunto com métodos gráficos de escoamento em função do tempo e de dispersão para avaliar o desempenho do modelo.

A calibração é feita para um conjunto de parâmetros que devem ser informados nos grupos e blocos. Os parâmetros de calibração são dados de entrada difíceis de serem mensurados na prática e são normalmente estimados dentro da faixa de valores permitidos, por meio da literatura. Os parâmetros de calibração deste método estão apresentados na Tabela 10.

Tabela 10: Parâmetros de calibração do modelo.

Parâmetros	Símbolo	Unidade	Limites
Perda inicial máxima da área de telhado	RIL	mm	≥ 0
Perda inicial máxima de área de calçada	PIL	mm	≥ 0
Perda inicial máxima da área de rua	RDIL	mm	≥ 0
Área percentual do armazenamento PS1 (%)	A1	%	0 - 100
Percentual da área de telhado efetiva (%)	ERA	%	0 - 100
Percentual da área de calçada efetiva (%)	EPA	%	0 - 100
Percentual da área de rua efetiva (%)	ERDA	%	0 - 100
Capacidade máxima de armazenamento de água no solo 1 (mm)	PS1c	mm	> 0
Capacidade máxima de armazenamento de água no solo 2 (mm)	PS2c	mm	> 0
Nível mínimo necessário de armazenamento de água no solo	TG	relação	0 - 1
Índice de escoamento de base	BI	relação	0 - 1
Constante de recessão do escoamento de base	BRC	relação	0 - 1
Ligação irregular de esgoto na rede pluvial	IES	%	0 - 100
Ligação irregular de água pluvial na rede de esgoto	IAP	%	0 - 100

O programa *Aquacycle* apresenta 16 parâmetros de calibração. Em virtude da adaptação do modelo, alguns parâmetros do *Aquacycle* não foram analisados, pois não são utilizados. A irrigação é considerada apenas para jardins e não para espaços públicos abertos, como no *Aquacycle*. Portanto, o parâmetro de nível mínimo da água no solo para esses espaços não foi analisado. O índice de infiltração e a constante de recessão de infiltração são parâmetros do *Aquacycle* para infiltração de água pluvial na rede coletora de esgoto, que não foi considerada neste modelo. Em contrapartida, o parâmetro referente à ligação irregular de

esgoto na rede de drenagem de água pluvial (IES) foi adicionado à análise. O parâmetro de porcentagem de entrada do escoamento superficial considerado no *Aquacycle* foi modificado para ligação irregular de água pluvial na rede de esgoto (IAP).

Como resultado, a modelagem de balanço hídrico permite obter os fluxos de água no ciclo hidrológico da área estudada, em milímetros. Aplicando-se a modelagem nos diferentes cenários pré-definidos, há a possibilidade de comparação entre os volumes obtidos. Isso permite a verificação do impacto do aproveitamento de água pluvial na recarga de aquíferos, no escoamento superficial e na evapotranspiração, de forma simplificada e adaptada ao cenário nacional (alcançando o objetivo específico iv desta tese). Além disso, da modelagem obtêm-se os dados de entrada para os fluxos dos componentes de tecnologia e consumidor.

3.3.2. Fluxos de água dos componentes

A integração do balanço hídrico com o método modular de avaliação do ciclo de vida é feita por meio do balanço de massa para cada componente de tecnologia e consumidor. Os componentes de tecnologia propostos para o modelo são:

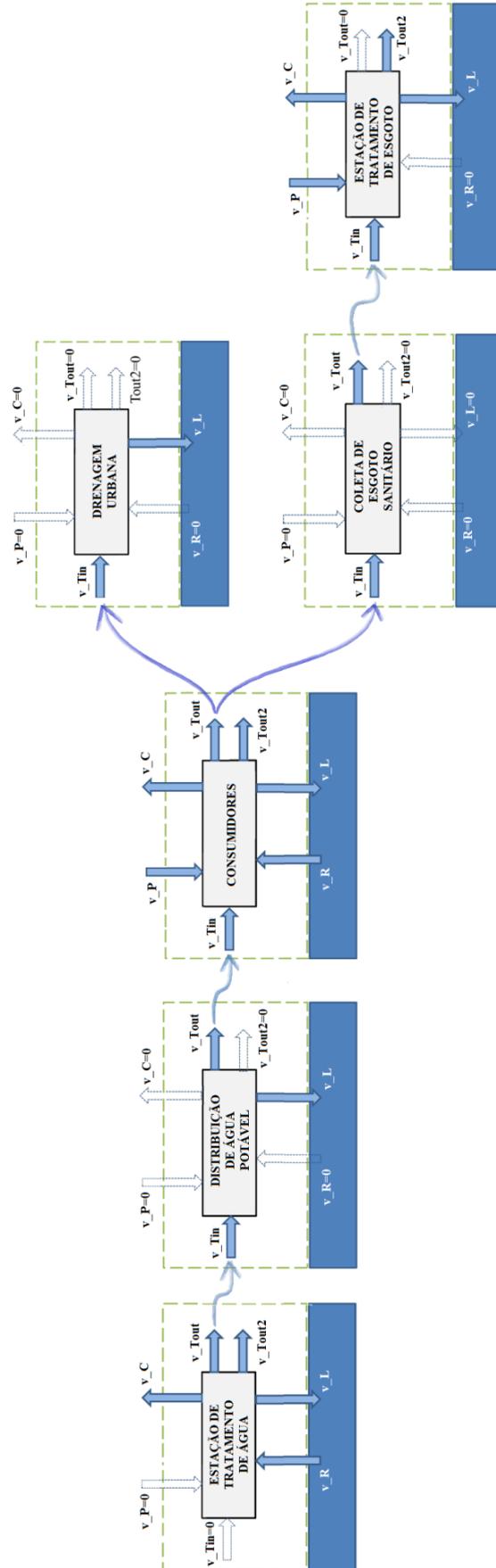
- estação de tratamento de água (ETA);
- distribuição de água potável (DAP);
- coleta de esgoto sanitário (CES);
- estação de tratamento de efluentes centralizado (ETE);
- sistema de drenagem urbano (DRE).

Os consumidores são divididos de acordo com as tipologias de edificações mapeadas e para cada tipologia alguns sistemas podem estar presentes ou não, a saber:

- aproveitamento de água pluvial;
- poços tubulares profundos;
- estação de tratamento de esgoto descentralizado com fossa, filtro anaeróbio e sumidouro;
- estação de tratamento de esgoto descentralizado com fossa, filtro anaeróbio e clorador.

Os fluxos de água em cada componente e entre eles são apresentados na Figura 28.

Figura 28: Fluxos de água nos componentes.



O volume de água $V_{T_{in}}$ é o que alimenta cada componente, proveniente de outro. O volume V_P é a precipitação considerada no componente. O volume V_C é o volume consumido pela evapotranspiração e pela evaporação. O volume V_R é a quantidade de água retirada do meio ambiente para alimentar o componente, seja de águas superficiais ou subterrâneas. O volume V_L é o volume lançado de volta ao meio urbano, através de escoamento superficial e infiltração de água no solo. Este volume recarrega as águas superficiais e subterrâneas. O volume $V_{T_{out}}$ é o volume de água que sai do componente e alimenta outro componente na forma de $V_{T_{in}}$. E por fim, o volume $V_{T_{out2}}$ é a quantidade de lodo gerado.

Os fluxos volumétricos de água (em m^3 por unidade de tempo) são representados por V , por meio da Equação 4 (LOUBET et al., 2016). Para a quantificação das entradas e saídas de cada componente, o valor do fluxo unitário v (m^3/m^3), que define a distribuição dos fluxos entrando (T_{in} , R , P) e saindo (T_{out} , T_{out2} , L , C) do componente para o fluxo pré-determinado ($1 m^3$ de água) é determinado automaticamente por meio da modelagem de balanço hídrico e das equações de fluxo mostradas no Apêndice C. Para alcançar este equilíbrio de água, a soma dos fluxos volumétricos que estão entrando (T_{in} , R , P) é igual aos fluxos volumétricos que estão saindo (T_{out} , T_{out2} , L , C) de qualquer componente, como está demonstrado por meio da Equação 5 (LOUBET et al., 2016). A Equação 6 (LOUBET et al., 2016) mostra a representação do fluxo unitário.

$$V = \begin{bmatrix} V_{T_{in}} \\ V_{T_{out}} \\ V_{T_{out2}} \\ V_R \\ V_L \\ V_P \\ V_C \end{bmatrix} \quad (4)$$

Onde:

$$(V_{T_{in}} + V_R + V_P) - (V_{T_{out}} + V_{T_{out2}} + V_L + V_C) = 0 \quad (5)$$

Onde V é o vetor que representa os volumes totais dos fluxos de cada componente, $V_{T_{in}}$ é o volume total de entrada na tecnosfera de cada componente (m^3), $V_{T_{out}}$ é o volume de efluente que sai do componente (m^3), $V_{T_{out2}}$ é o volume de lodo gerado, V_P é a entrada do ambiente global em forma de precipitação (m^3), V_C é o volume que sai para o ambiente global

em forma de evapotranspiração e pela evaporação (m^3), V_R é a entrada do ambiente global em forma de quantidade de água retirada de águas superficiais ou subterrâneas (m^3), V_L é o volume que sai para o ambiente global por meio de escoamento superficial e infiltração de água no solo (m^3).

Os fluxos volumétricos de água são calculados a partir da multiplicação do valor de v e uma ou mais variáveis de entrada conhecidas, que podem ser $V_{T_{in}}$, V_R e V_P . Para os componentes: distribuição de água potável, drenagem urbana e coleta de esgoto sanitário e tratamento de esgoto sanitário, utiliza-se a Equação 7 (LOUBET et al., 2016).

$$v = \begin{bmatrix} V_{T_{in}} \\ V_{T_{out}} \\ V_{T_{out2}} \\ V_R \\ V_L \\ V_P \\ V_C \end{bmatrix} \quad (6)$$

Onde v é o vetor que representa os volumes unitários dos fluxos de cada componente, $v_{T_{in}}$ é o volume unitário de entrada na tecnosfera de cada componente (m^3/m^3), $v_{T_{out}}$ é o volume unitário de efluente que sai do componente (m^3/m^3), $v_{T_{out2}}$ é o volume unitário de lodo gerado, v_P é o volume unitário de entrada do ambiente global em forma de precipitação (m^3/m^3), v_C é o volume unitário que sai para o ambiente global em forma de evapotranspiração e pela evaporação (m^3/m^3), v_R é o volume unitário de entrada do ambiente global em forma de quantidade de água retirada de águas superficiais ou subterrâneas (m^3/m^3), v_L é o volume unitário que sai para o ambiente global por meio de escoamento superficial e infiltração de água no solo (m^3/m^3).

$$V = V_{T_{in}} \times v \quad (7)$$

Onde V é o vetor do volume total de cada fluxo (m^3), $V_{T_{in}}$ é o volume total de entrada na tecnosfera de cada componente (m^3) e v é vetor do volume unitário de cada fluxo (m^3/m^3).

Para o componente estação de tratamento de água, utiliza-se a Equação 8 (LOUBET et al., 2016).

$$V = V_R \times v \quad (8)$$

Onde V é o vetor do volume total de cada fluxo (m^3), V_R é o volume total de entrada do ambiente global (m^3) e v é vetor do volume unitário de cada fluxo (m^3/m^3).

Para o componente consumidor, utiliza-se a Equação 9.

$$V = (V_{T_{in}} + V_P + V_R) \times v \quad (9)$$

Onde V é o vetor do volume total de cada fluxo (m^3), $V_{T_{in}}$ é o volume total de entrada na tecnosfera de cada componente (m^3), V_R é o volume total de entrada do ambiente global em forma de retirada do meio (m^3), V_P é o volume total de entrada do ambiente global em forma de precipitação (m^3) e v é vetor do volume unitário de cada fluxo (m^3/m^3).

Os dimensionamentos dos fluxos unitários e volumétricos de cada componente estão descritos no Apêndice D.

3.3.3. Fluxos de materiais, produtos químicos e energia

Além dos fluxos de água, é necessário especificar o inventário para operação (produtos químicos e energia) e para infraestrutura (produção, transporte e final de vida dos materiais). A quantificação dos materiais necessários para o inventário da operação é feita através dos dados obtidos nas companhias de água e esgoto (ou, quando não fornecidos, por meio de banco de dados) e da especificação dos sistemas hidráulicos das edificações.

De acordo com Ribeiro (2015), os dados devem ser analisados e relacionados à unidade funcional adotada, para o horizonte de tempo considerado. Neste método, os dados referentes à energia e produtos químicos devem ser quantificados para um metro cúbico de água provida em um ano. Para a infraestrutura os dados totais são quantificados. Na inserção dos dados no programa escolhido, deve-se criar uma correspondência adequada entre materiais selecionados e a base de dados. Ou seja, são inseridas no programa computacional escolhido as entradas de matéria-prima e energia do seu banco de dados e o programa proporciona as saídas na forma de impactos.

3.4. AVALIAÇÃO DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA

As unidades de tecnologia da água geram impactos diretos devido às atividades de apoio das unidades de tecnologia da água, como fornecimento de energia (principalmente eletricidade), produção e transporte de produtos químicos, transporte e disposição de lodo e

infraestrutura dos sistemas de água (construção, manutenção e desconstrução). Os impactos são quantificados através da utilização de dados disponíveis em banco de dados, como o *Ecoinvent* e quantificados e avaliados de acordo com o método de avaliação de impacto escolhido (como o *ReCiPe* e *Impact 2002+*, por exemplo).

Os impactos são armazenados em um vetor I^{total} de n linhas, cada um dos quais representa uma categoria de impacto j , dependendo do método AICV escolhido. I^{total} é calculado pela adição de contribuintes: e impactos relacionados à infraestrutura (I^{infra}) e para operação (energia: I^{ener} e produtos químicos: $I^{\text{quím}}$). Cada vetor tem o mesmo número de n linhas, mas, dependendo do contribuinte considerado, nem todas as categorias de impacto são necessariamente afetadas e, portanto, podem ser definidas como zero.

3.4.1. Impactos associados às atividades de suporte

Os impactos ligados às atividades de suporte são representados pelo vetor para impactos (I^{suporte}). Devem ser definidos impactos específicos ligados à energia (i^{ener}), impactos específicos ligados a produtos químicos ($i^{\text{quím}}$) e impactos específicos relacionados à infraestrutura (i^{infra}). Considera-se que o consumo de energia e de produtos químicos dentro do componente está totalmente correlacionado com o fluxo volumétrico que está passando pelo componente. Os impactos totais da infraestrutura (I^{infra}) considerados não dependem do fluxo volumétrico e são divididos por sua vida útil (t). A duração média dos equipamentos das unidades de tecnologia da água é considerada de acordo com o banco de dados do inventário. A Equação 10 (LOUBET et al., 2016) define os impactos para as atividades de apoio.

$$I^{\text{total,sistema}} = \begin{bmatrix} I_1 \\ \dots \\ I_j \\ \dots \\ I_n \end{bmatrix} = V \times \left(\begin{bmatrix} i_1^{\text{ener}} \\ \dots \\ i_j^{\text{ener}} \\ \dots \\ i_n^{\text{ener}} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} i_1^{\text{quím}} \\ \dots \\ i_j^{\text{quím}} \\ \dots \\ i_n^{\text{quím}} \end{bmatrix} \right) + \begin{bmatrix} i_1^{\text{infra}} \\ \dots \\ i_j^{\text{infra}} \\ \dots \\ i_n^{\text{infra}} \end{bmatrix} \times \frac{1}{t} \quad (10)$$

Onde $I^{\text{total,sistema}}$ é o vetor dos impactos totais das atividades de suporte de cada categoria de impacto, V é o volume total de água que consome energia e produtos químicos em cada componente em um ano (m^3), i_n^{ener} é o impacto causado para o consumo de energia referente ao consumo de 1 m^3 da categoria de impacto n , $i_n^{\text{quím}}$ é o impacto causado para o consumo de produto químico para tratar 1 m^3 de água da categoria de impacto n , i_n^{infra} é o

impacto causado pelos materiais utilizados na infraestrutura durante toda a vida útil da categoria de impacto n e t é a vida útil média dos materiais.

A quantificação desses impactos energéticos e químicos é tipicamente bem conhecida porque a literatura de ACV de sistemas de água é focada em impactos tecnológicos (LOUBET et al., 2014) e a base de dados ICV fornece dados sobre processos de infraestrutura, energia e produtos químicos.

3.4.2. Cálculo da relação Impacto/Serviço

Como já foi mencionado, devido à multifuncionalidade do sistema urbano de água, sugere-se calcular o impacto por usuário e o impacto por metro cúbico. Para relacionar os impactos totais do sistema aos serviços prestados, as taxas de impacto/serviço podem ser calculadas usando as Equações 11 e 12 (LOUBET et al., 2016).

$$IS_i = \frac{I^{\text{total,sistema}}}{S_i} \times \frac{DEM_i}{\sum DEM} \quad (11)$$

Onde IS_i (impacto/usuário) é o impacto total do sistema para um usuário no tipo i (residencial, comercial, público ou industrial), $I^{\text{total,sistema}}$ é o impacto total do sistema, S_i é o número de usuários tipo i , DEM_i é a demanda de água dos usuários i (m^3), e $\sum DEM$ é a demanda total de água de todos os usuários (m^3).

$$IS_{m^3} = \frac{I^{\text{total,sistema}}}{\sum DEM} \quad (12)$$

Onde IS_{m^3} é a taxa impacto/serviço para avaliar o volume fornecido ao usuário (impacto/ m^3).

Conforme indicado na definição do horizonte de tempo, pode-se utilizar escala mensal. Assim, todos os vetores apresentados nas seções anteriores podem ser substituídos por matrizes de 12 colunas que representam características mensais em vez de anualmente.

Sugere-se a utilização da base de dados disponível no *Ecoinvent* para a quantificação das emissões no ar, na água e no solo, relacionadas aos fluxos de água e às fases de produção, uso e disposição final dos componentes (i^{ener} , i^{quim} , i^{infra}).

3.4.3. Categorias de impactos específicos

As categorias de impacto específicas são obtidas de forma extrínseca ao modelo, por meio de um programa computacional como o *SimaPro*. As categorias de impacto devem estar de acordo com o objetivo do estudo. Sugere-se que as categorias escolhidas sejam as mesmas utilizadas por Loubet et al. (2016), a saber: mudanças climáticas, depleção da camada de ozônio, toxicidade humana com efeitos cancerígenos, toxicidade humana sem efeitos cancerígenos, partículas suspensas, radiação ionizante, formação fotoquímica de ozônio, acidificação, eutrofização do solo, de águas marinhas e de águas potáveis, uso do solo, privação de água potável, e depleção de recursos minerais e fósseis.

3.5. DADOS DE SAÍDA E AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS

Os dados de saída resultantes da ACV são oriundos do modelo proposto por meio do ICV e a avaliação dos resultados se dá pela AICV. Na AICV as entradas e saídas definidas no ICV são representadas por impactos que demonstram o perigo das substâncias sobre ecossistemas, saúde humana e esgotamento dos recursos naturais (ABNT, 2009).

No ICV, os dados de saída da modelagem de balanço hídrico apresentam análises potenciais do impacto causado pelos diferentes cenários de modelo de uso da água no escoamento superficial e subterrâneo, recarga de mananciais e umidade do ar. Na AICV, é possível comparar os impactos totais causados pelos diferentes componentes de tecnologia do sistema urbano de água e também os impactos devido a eletricidade, produtos químicos e infraestrutura. Pode-se utilizar no modelo diferentes métodos de AICV, tanto com abordagem *midpoint* quanto com abordagem combinada de *midpoint* e *endpoint*.

Sendo assim, há dados de saídas principais e secundárias (para análises específicas). As saídas principais estão relacionadas com cada categoria de impacto avaliada. Neste caso, obtém-se:

- a contribuição (%) de cada componente de tecnologia e consumidor em cada categoria de impacto;
- a contribuição (%) de cada impacto direto ou indireto (eletricidade, produtos químicos e infraestrutura) em cada categoria de impacto;
- o impacto *midpoint* e *endpoint* de cada componente do sistema urbano de água nas categorias de impacto para cada cenário analisado;

- o impacto *midpoint* e *endpoint* de todo o sistema urbano de água para cada cenário analisado;
- a relação impacto/serviço para cada cenário analisado (quando se compara o consumidor, permite-se comparar o impacto por diferentes tipologias de edificações; e os impactos por metro cúbico apresentam o desempenho ambiental em relação aos componentes).

Os resultados secundários são:

- a comparação dos cenários de uso da água nos resultados de escoamentos de água, recarga de água subterrânea e evapotranspiração;
- a contribuição de cada parâmetro de entrada nos fluxos de água ao longo do ciclo hidrológico (escoamento superficial, escoamento de base e evapotranspiração);
- a contribuição de cada parâmetro de entrada nos resultados de impacto total.

Nesta fase, as limitações e dificuldades associadas à interpretação dos resultados, aos dados de entrada e ao método deverão ser informadas. Considerando que a ACV é um processo iterativo, pode ser necessário fazer a revisão do escopo.

4. APLICAÇÃO DO MÉTODO EM UM ESTUDO DE CASO

Neste capítulo todos os procedimentos para obtenção dos dados necessários para aplicação método estão descritos. O estudo de caso está localizado na Sub-bacia Hidrográfica do Rio Belém que abrange 45 bairros do município de Curitiba/PR e está situada da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu. A aplicação ao estudo de caso foi realizada em duas etapas, apresentado, primeiramente, resultados de calibração da modelagem de balanço hídrico e na segunda etapa, resultados da avaliação de impacto ambiental.

A escolha da Sub-bacia do Rio Belém se deu por ter sido objeto de estudo da dissertação de mestrado de Carvalho (2016), que utilizou como ferramenta o programa computacional *Aquacycle* com o objetivo de avaliar os efeitos da configuração urbana no balanço hídrico. Nesta, foi considerado que não havia aproveitamento de água pluvial em nenhuma edificação. Dessa maneira, é utilizada como referência para a realização de um estudo comparativo entre o modelo aqui proposto e o *Aquacycle*.

O histórico da região mostra um cenário que inclui inundações e contaminação por esgoto doméstico do Rio Belém e a compulsoriedade da instalação de sistemas de aproveitamento de água pluvial em todas as novas edificações em Curitiba desde 2006. Sendo assim, o uso deste local para a avaliação de impacto ambiental proposta também é relevante.

4.1. DEFINIÇÃO DE OBJETIVO E ESCOPO

A aplicação do método neste estudo de caso visa realizar a avaliação da modelagem de balanço hídrico e comparar o impacto ambiental entre o abastecimento de água centralizado com o sistema híbrido, para diferentes tipologias de edificações. A avaliação da modelagem de balanço hídrico foi feita por meio da comparação com os resultados do *Aquacycle* e com os dados observados de vazão fluviométrica. Para isso, os dados de entrada utilizados foram iguais aos de Carvalho (2016), pois o *Aquacycle* permite apenas a entrada de um tipo de bloco em cada grupo. A comparação do impacto ambiental nos dois cenários é realizada para um número maior de blocos em cada grupo, permitindo a inserção de edificações com usos e tipologias distintas. O sistema híbrido é composto pelo abastecimento de água centralizado para fins potáveis e o aproveitamento de água pluvial em edificações para fins não potáveis.

O modelo é composto por unidades de tecnologia e consumidores. As unidades de tecnologia analisadas são: estação de tratamento de água, distribuição de água potável, drenagem urbana, coleta de esgoto sanitário e estação de tratamento de esgoto sanitário. As

unidades de consumidores referem-se aos blocos de edificações mapeadas para cada grupo. A drenagem urbana foi excluída das fronteiras do sistema para avaliação dos impactos devido à infraestrutura e operação, pois os dados não foram disponibilizados pela Secretaria de Obras Públicas de Curitiba (devido à complexidade de agrupar materiais disponíveis). Muitos desses dados não estão disponíveis em formato digital, ou não correspondem ao que está executado, dificultando o acesso. Por esse motivo, apenas os fluxos de água neste componente foram quantificados. Estão inclusos na fronteira do sistema de cada componente o uso de produtos químicos e energia consumidos para a sua operação. A infraestrutura considera a produção e destinação final dos materiais utilizados no horizonte de tempo de um ano. Os serviços associados à construção e desconstrução não são considerados.

A função de comparação é caracterizada como o provimento de água para usos potáveis e não potáveis em edificações urbanas. Seguindo a orientação de Loubet et al. (2016), as unidades funcionais são: provimento de água em um ano; provimento de 1 m³ de água para consumo; e 1 consumidor equivalente por ano.

O prazo de análise deste estudo de caso é curto. Foram usados os dados do município do mesmo período da pesquisa realizada por Carvalho (2016). Embora haja uma defasagem de tempo entre a pesquisa realizada por ela e alguns dados obtidos para esta pesquisa, a região do estudo de caso é uma região central da cidade de Curitiba urbanizada há muitos anos. Considerou-se, portanto, que não existiram mudanças significativas na configuração urbana e no consumo de água.

Os cenários assumidos para a realização da comparação de impacto ambiental foram: (1) Sem instalação de sistemas de aproveitamento de água pluvial nas edificações, (2) com instalação de sistema de aproveitamento de água pluvial convencional nas edificações mapeadas.

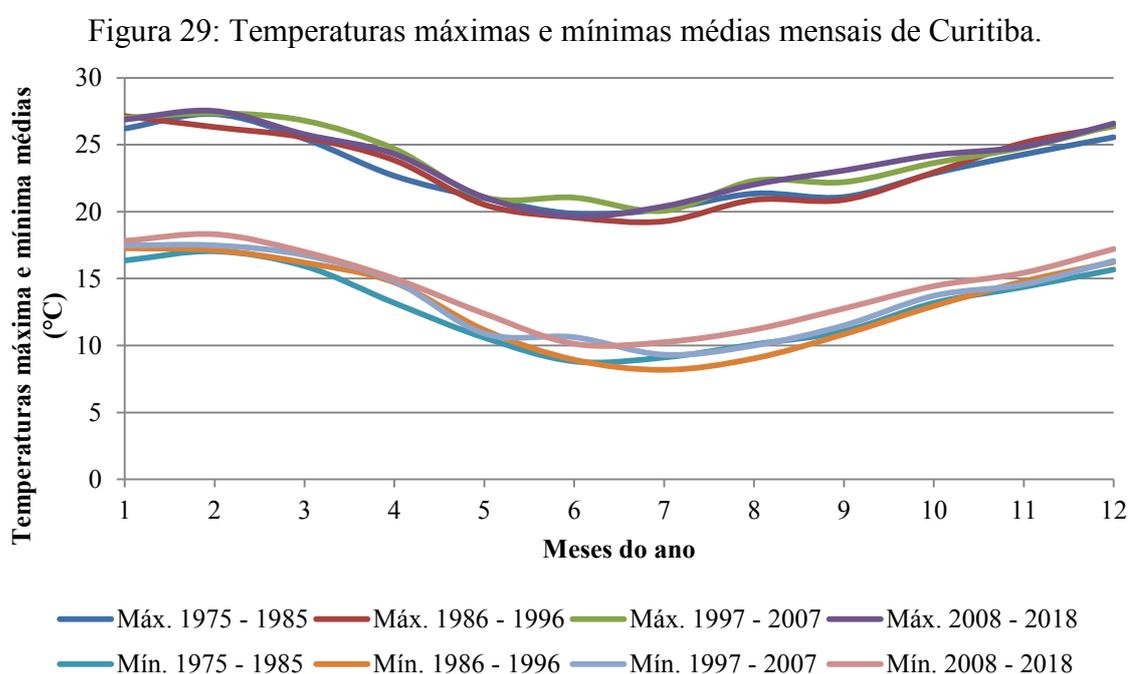
A simulação do balanço hídrico deste estudo foi realizada com onze anos de dados diários. A média anual deste período de tempo simulado no balanço hidrológico é utilizada para obter os fluxos utilizados no inventário de ACV. Esta média é a referência para o horizonte de tempo de um ano.

4.2. DADOS CLIMÁTICOS E FLUVIOMÉTRICOS

O clima na Bacia do Alto Iguaçu, onde está situada a Sub-bacia do Rio Belém, é do tipo Cfb – subtropical mesotérmico úmido, de acordo com a classificação de Köppen. Essa classificação indica estação de verão e inverno bem definidas, com verão de temperatura

amena e inverno relativamente frio; clima úmido (com umidade relativa entre 82 e 84%), com ocorrência de precipitação em todos os meses do ano.

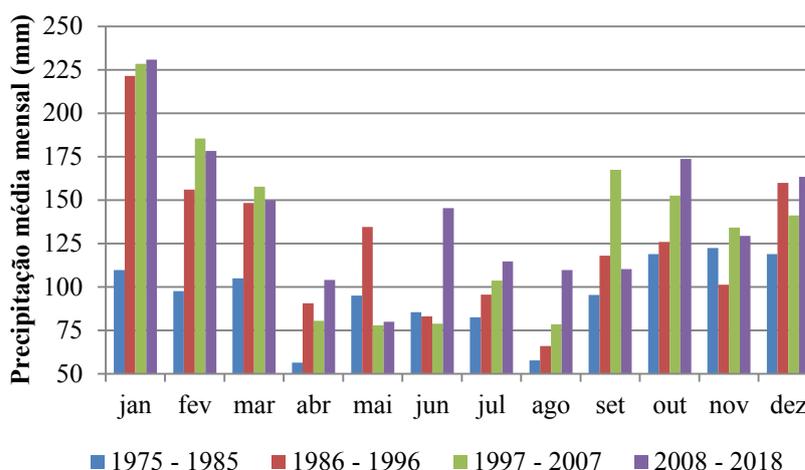
Por meio dos dados obtidos do INMET (2019), as médias mensais de temperaturas máximas e mínimas e de precipitação para quatro intervalos de tempo foram estimadas, desde 1975 até 2018. Pode-se observar na Figura 29, que houve aumento na temperatura mínima média ao longo do tempo, segundo os dados da estação. Observa-se também a grande amplitude térmica mensal, característica da região e que acontece também diariamente, ficando, geralmente, próxima de 10°C.



Fonte: Dados obtidos de INMET (2019).

Os dados de precipitação utilizados para este estudo de caso são os mesmos utilizados por Carvalho (2016). São dados de 2002 a 2013, obtidos da estação 83842 do INMET, em Curitiba. A Figura 30 mostra os valores de precipitação médios mensais para os quatro períodos analisados.

Figura 30: Precipitação média mensal de Curitiba.

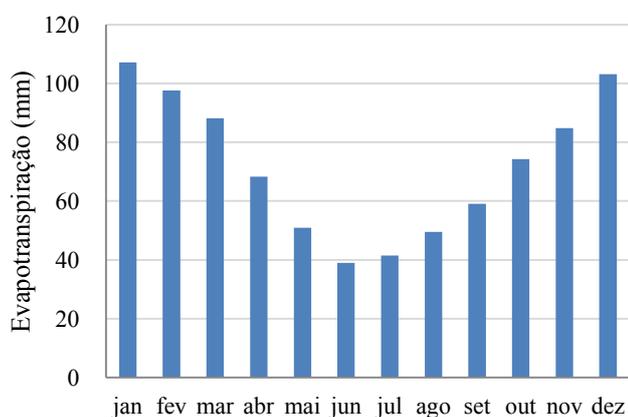


Fonte: Dados obtidos de INMET (2019).

Analisando os dados médios mensais de 1975 a 2018 observou-se aumento no volume de precipitação ao longo do tempo, para a maioria dos meses do ano. A precipitação acumulada anual para as normais climatológicas do Brasil 1981-2010 da estação 83842 de Curitiba é de 1.575,8 mm (INMET, 2019).

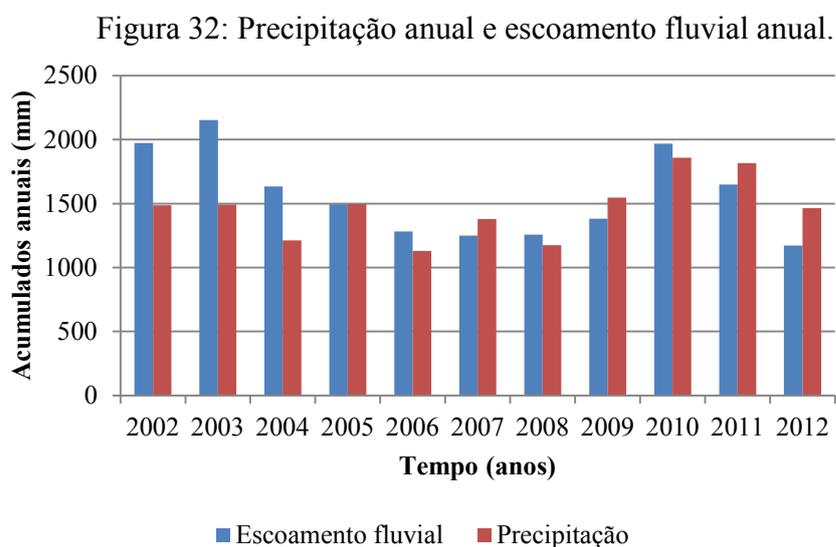
A evapotranspiração potencial utilizada na modelagem de balanço hídrico foi calculada através da estimativa de Evapotranspiração Potencial (ET_p) de Penman-Monteith, proposta pelo Boletim FAO-56 (ALLEN et al., 1998 apud SANTIAGO, 2001), utilizando os seguintes dados diários da Estação 83842: temperatura máxima, temperatura mínima, radiação solar incidente, temperatura compensada, umidade relativa e velocidade do vento. A título de comparação, o banco de dados do INMET fornece a evapotranspiração real mensal para os anos de 2008 a 2017. A Figura 31 mostra a média mensal deste período.

Figura 31: Evapotranspiração mensal média de Curitiba (2008 a 2017).



Fonte: Dados obtidos de INMET (2019).

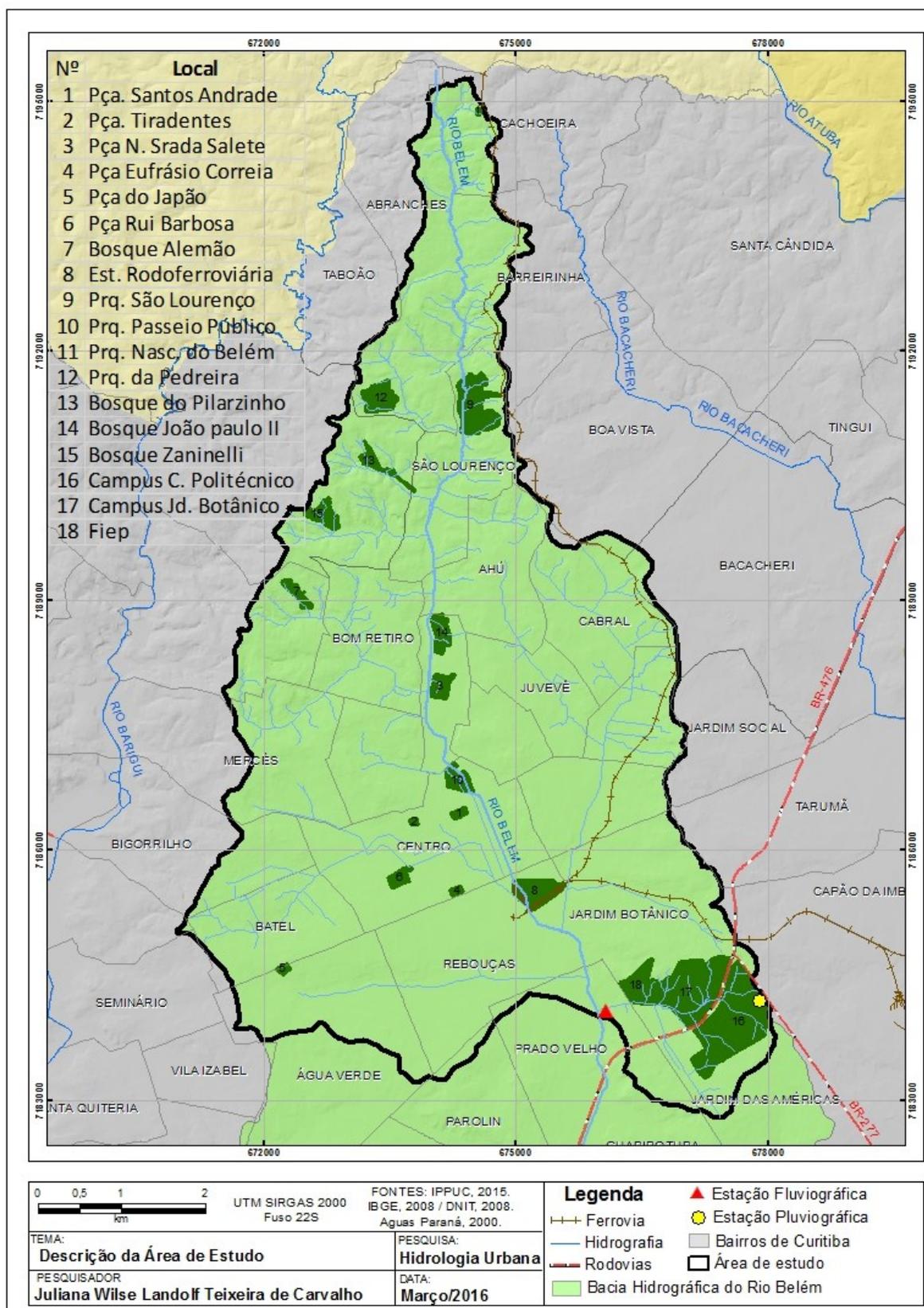
Os dados de vazão do Rio Belém foram obtidos da Estação Fluviométrica Prado Velho, desativada em 2014. O período dos dados obtidos é o mesmo período dos dados climáticos. A Figura 32 mostra os acumulados anuais de precipitação e escoamento fluvial observados.



Nota-se que o escoamento fluvial observado excede o volume de precipitação em alguns anos. Sobre isso, algumas hipóteses podem ser levantadas: os dados podem conter falhas de medição, os dados de precipitação não são representativos para toda a área de drenagem ou podem existir lançamentos de efluentes diretamente no rio.

A localização da estação fluviométrica foi determinante na delimitação da área de estudo, pois os dados de vazão observados pela estação foram utilizados para a calibração da modelagem de balanço hídrico (CARVALHO, 2016). A Figura 33 mostra a localização da estação meteorológica e da estação fluviométrica.

Figura 33: Localização da estação pluviométrica e fluviométrica na área de estudo.

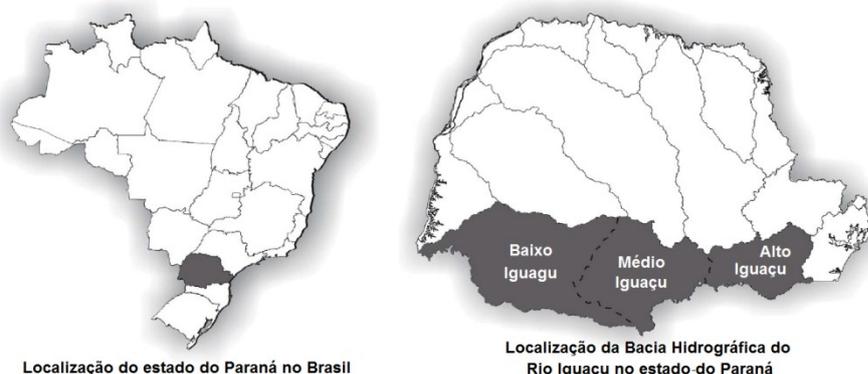


Fonte: Carvalho (2016).

4.3. DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu é a maior das dezesseis bacias hidrográficas do estado do Paraná, com 70.800 km². Desta área, 80,4% está situada no estado do Paraná, 16,5% no estado de Santa Catarina e 3,0% na Argentina. A Bacia do Rio Iguaçu subdivide-se em três grandes sub-bacias: Alto Iguaçu, Médio Iguaçu e Baixo Iguaçu. Esse estudo de caso situa-se na sub-bacia do Rio Belém, que está localizada no Alto Iguaçu. Além da sub-bacia do Rio Belém, outras 28 sub-bacias estão contidas na região do Alto Iguaçu. A Figura 34 mostra a localização do estado do Paraná e da Bacia do Rio Iguaçu (SCROCCARO; PEREIRA, 2010).

Figura 34: Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu.

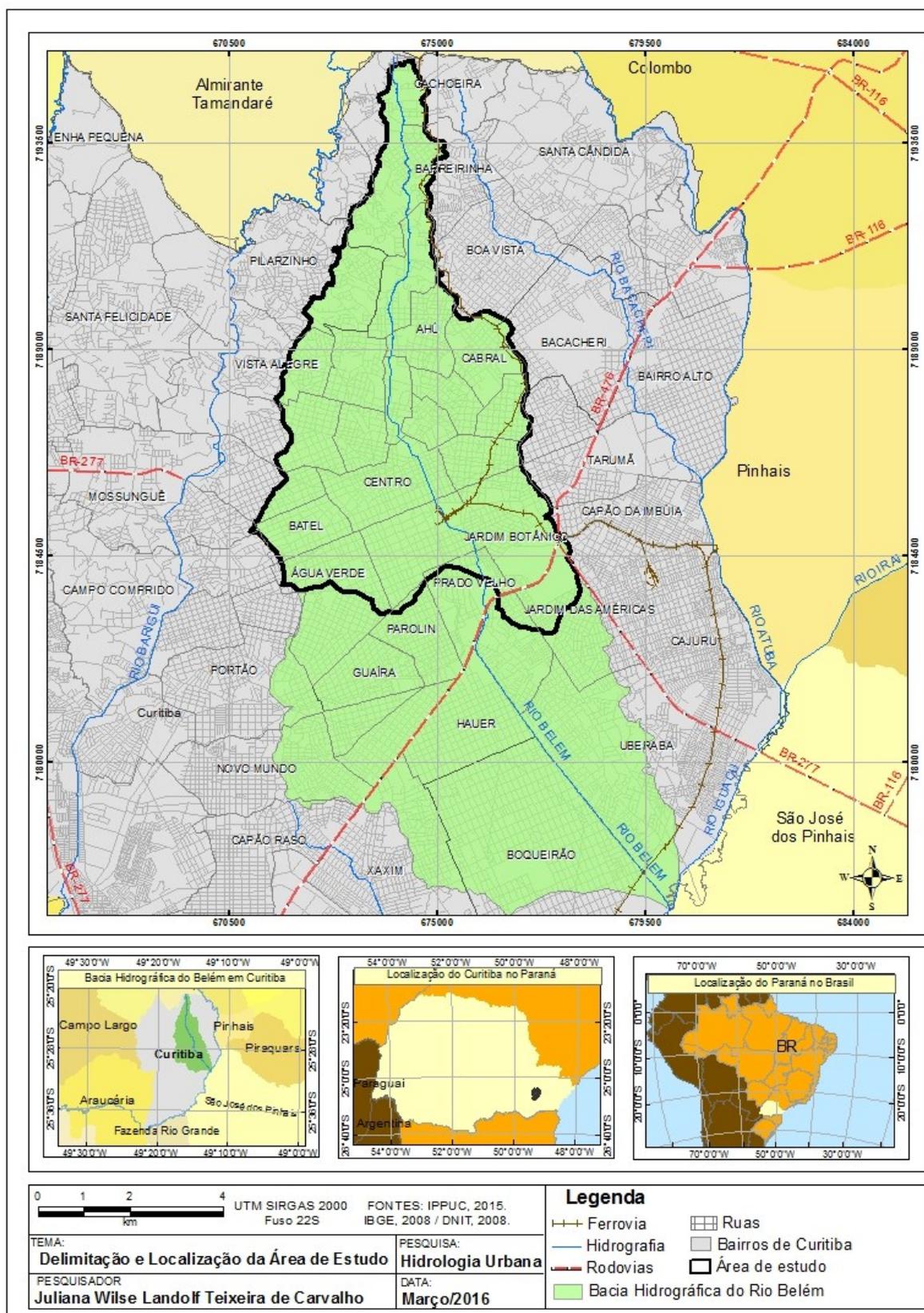


Fonte: Scroccaro; Pereira (2010).

Embora a área de estudo contemple apenas uma parte da bacia do Rio Belém, ela impacta outras sub-bacias do Iguaçu, onde está localizada. A água utilizada para consumo é obtida no Rio Irai (que forma a sub-bacia do Rio Irai) e dos Rios Itaqui e Pequeno. A bacia do Rio Irai está localizada na região metropolitana de Curitiba e compreende uma área de 111,78 km² entre os municípios de Pinhais, Piraquara, Quatro Barras, Campina Grande do Sul e Colombo (DALMASO et al., 2017).

A Sub-bacia Hidrográfica do Rio Belém está localizada em área central da cidade de Curitiba (Figura 35). A área foi delimitada por uma seção de controle, onde se encontra a Estação Fluviométrica Prado Velho. A abrangência é de uma área de drenagem a montante de 42,60 km² (CARVALHO, 2016), correspondendo a aproximadamente 52% da área total da Sub-Bacia do Rio Belém. O Rio Belém é inteiramente urbano, ele nasce no Bairro Cachoeira e deságua no Rio Iguaçu, entre os bairros Boqueirão e Uberaba (IAP, 2009).

Figura 35: Localização da área de estudo.



Fonte: Carvalho (2016).

Por ser um rio inteiramente urbano, algumas obras relacionadas ao escoamento têm sido realizadas ao longo dos anos. Apesar disso, o registro de enchentes na Sub-bacia do Rio Belém continuou frequente. As obras feitas ao longo do tempo transferiram o problema para jusante, pois aumentaram a declividade e houve a canalização e a concretagem das margens de grande parte do seu percurso. O Plano Diretor de Drenagem para a Bacia do Rio Iguaçu desenvolvido em 2002 fez uma avaliação de três cenários: atual (em 2002), tendencial e dirigido (ambos para 2020). O cenário dirigido propôs a ação de medidas estruturais para contenção de cheias que incluía a construção de dezesseis reservatórios de acumulação junto às margens do Rio Belém e o aumento da capacidade hidráulica de nove trechos em afluentes do Rio Belém (SUDERHSA, 2002). Segundo Carvalho (2016), foram realizadas apenas obras de retificação e canalização de seus afluentes.

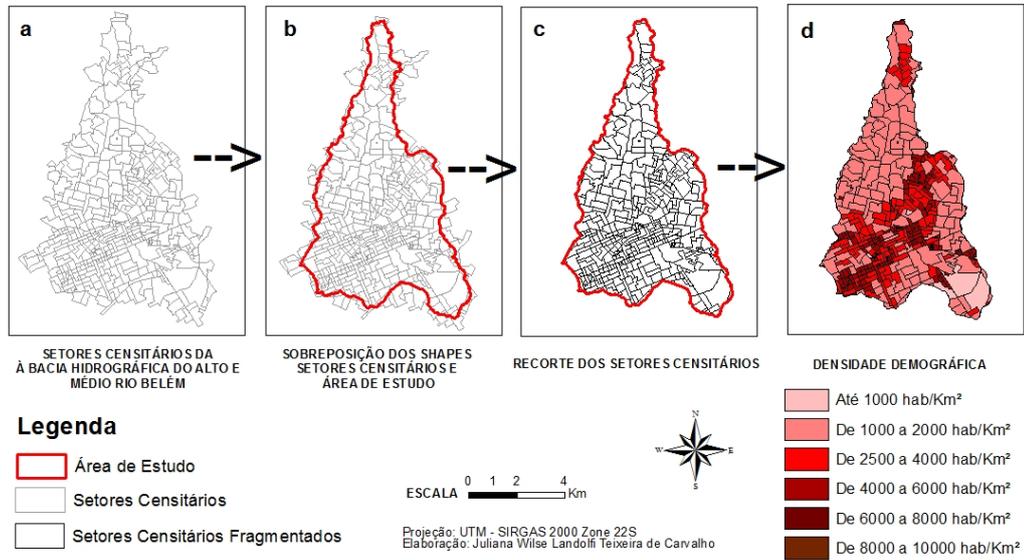
4.4. DELIMITAÇÃO DE GRUPOS SIMILARES

A delimitação dos grupos de similaridade deste estudo foi realizada por Carvalho (2016). As principais características utilizadas para delimitação dos grupos foram densidade demográfica e uso e ocupação do solo. Para isso, foram utilizados dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010), fotointerpretação de imagens orbitais por meio da versão temporária do Google Earth PRO, base cartográfica do zoneamento de Curitiba (IPPUC, 2007) e lei de uso e ocupação do solo (CURITIBA, 2000).

Para delimitar a área, inicialmente fez-se o recorte dos setores censitários com os divisores de água da bacia, que condiz com a área de estudo. Os dados demográficos dos setores foram recalculados para a área selecionada. As etapas e o resultado podem ser visualizados por meio da Figura 36 (CARVALHO, 2016). Os grupos de similaridade de uso do solo foram obtidos do cruzamento dos dados demográficos, de zoneamento e imagens orbitais e estão apresentados por meio da Figura 37.

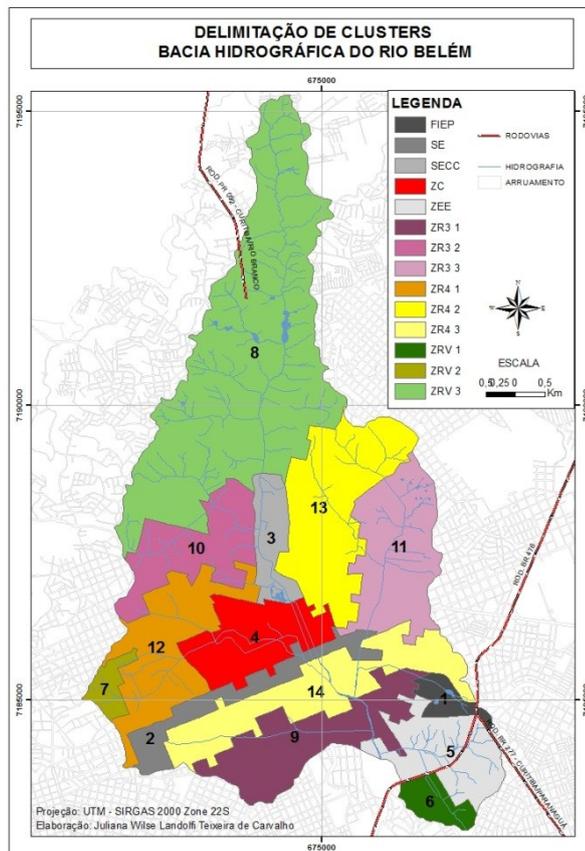
Cada grupo possui algumas características básicas, importantes de serem conhecidas para entendimento da composição das edificações, dos lotes e do uso do solo. A Tabela 11 mostra um resumo das principais, embasadas na pesquisa de Carvalho (2016) e na Lei municipal de uso e ocupação do solo de Curitiba (CURITIBA, 2000).

Figura 36: Seleção dos Setores Censitários (a, b, c) e mapa temático de densidade demográfica por setor censitário (d).



Fonte: Carvalho (2016).

Figura 37: Delimitação dos grupos.



Fonte: Carvalho (2016).

Tabela 11: Zoneamento predominante em cada grupo e suas principais características.

Grupo	Zona	Usos permitidos	Nº máx. de pavimentos / Coef. de aproveitamento	Lote mínimo (testada /área)	Área (km ²)
1	Zona Residencial 4 e Jardim Botânico	Habitação unifamiliar, unifamiliar em série, coletiva, transitória 1 e institucional.	6 / 2	15 m / 450 m ²	0,5
		Comércio e serviço vicinal e de bairro. Indústria tipo 1.	2 / 2		
2	Setor Especial Estrutural	Habitação unifamiliar. Comércio e serviço vicinal.	2 / 1	15 m / 450 m ²	1,6
		Habitação coletiva, transitória. Comércio e serviço de bairro e setorial.	Livre / 4		
3	Setor Especial Centro Cívico	Habitação coletiva, transitória (1 e 2). Comércio e serviço de bairro e setorial.	Livre / 5	20 m / 600 m ²	1,2
		Habitação coletiva, transitória (1 e 2) e institucional. Comunitário 1. Comércio e serviço vicinal e de bairro.	6 / 2		
4	Zona Central	Habitação coletiva, transitória (1 e 2) e institucional. Comunitário 2 (Lazer e Cultura e Culto Religioso). Comércio e serviço vicinal, de bairro e setorial. Indústria tipo 1.	Livre / 5	11 m / 330 m ²	2,5
5	Zona Especial Educacional	Habitação coletiva, transitória (1 e 2) e institucional. Comunitário 1, 2 e 3 (Ensino). Atividades de ensino. Serviços públicos. Comércio e serviço vicinal, de bairro e de bairro.	4 / 0,5	--	2,4
6	Zona Residencial 2	Habitação unifamiliar, unifamiliar em série, e institucional. Comércio e Serviço vicinal 1 e 2. Indústria tipo 1.	2 / 1	12 m / 360 m ²	0,7
7	Zona Residencial Vários	Habitação unifamiliar, unifamiliar em série, e institucional. Comércio e Serviço vicinal 1 e 2.	2 / 1	15 m / 600m ²	0,5
8	Zona Residencial 2	Habitação unifamiliar, unifamiliar em série, e institucional. Comércio e Serviço vicinal 1 e 2. Indústria tipo 1.	2 / 1	12 m / 360 m ²	12,6
9	Zona Residencial 4	Habitação unifamiliar, unifamiliar em série, coletiva, transitória 1 e institucional.	6 / 2	15 m / 450 m ²	3,2
		Comércio e serviço vicinal e de bairro. Indústria tipo 1.	2 / 2		
10	Zona Residencial 3	Habitação unifamiliar, unifamiliar em série, e institucional. Comércio e Serviço vicinal 1 e 2. Indústria tipo 1.	3 / 1	12 m / 360 m ²	2,6
11	Zona Residencial 3	Habitação unifamiliar, unifamiliar em série, e institucional. Comércio e Serviço vicinal 1 e 2. Indústria tipo 1.	3 / 1	12 m / 360 m ²	3,5
12	Zona Residencial 4	Habitação unifamiliar, unifamiliar em série, coletiva, transitória 1 e institucional.	6 / 2	15 m / 450 m ²	3,3
		Comércio e serviço vicinal e de bairro. Indústria tipo 1.	2 / 2		
13	Zona Residencial 4	Habitação unifamiliar, unifamiliar em série, coletiva, transitória 1 e institucional.	6 / 2	15 m / 450 m ²	4,4
		Comércio e serviço vicinal e de bairro. Indústria tipo 1.	2 / 2		
14	Zona Residencial 4	Habitação unifamiliar, unifamiliar em série, coletiva, transitória 1 e institucional.	6 / 2	15 m / 450 m ²	3,6
		Comércio e serviço vicinal e de bairro. Indústria tipo 1.	2 / 2		

Fonte: Dados obtidos de Carvalho (2016); Curitiba (2000).

Para fazer a comparação da modelagem de balanço hídrico com o *Aquacycle*, a composição dos grupos foi feita por um único tipo de bloco, que é uma limitação do *Aquacycle*. Para a avaliação de impacto ambiental, realizada na segunda etapa, os grupos foram subdivididos em blocos definidos de acordo com as edificações mapeadas. A divisão das edificações nessas tipologias embasou-se em mapeamento por meio de dados geográficos disponibilizados pelo Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba (IPPUC) e de

consumo micromedido de água pela Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar). A Figura 38 mostra o resumo das categorias de unidades de cobrança de IPTU mapeadas pelo setor de geoprocessamento do IPPUC, por meio de dados da Secretaria Municipal de Finanças de Curitiba. A Figura 39 mostra o percentual do volume consumido e do número de ligações de água mapeadas por meio dos dados de micromedição disponibilizados pela Sanepar.

Figura 38: Representatividade de cada unidade de cobrança de IPTU nos grupos.

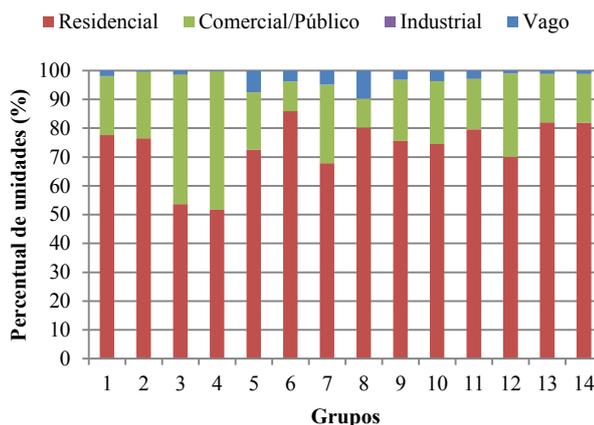
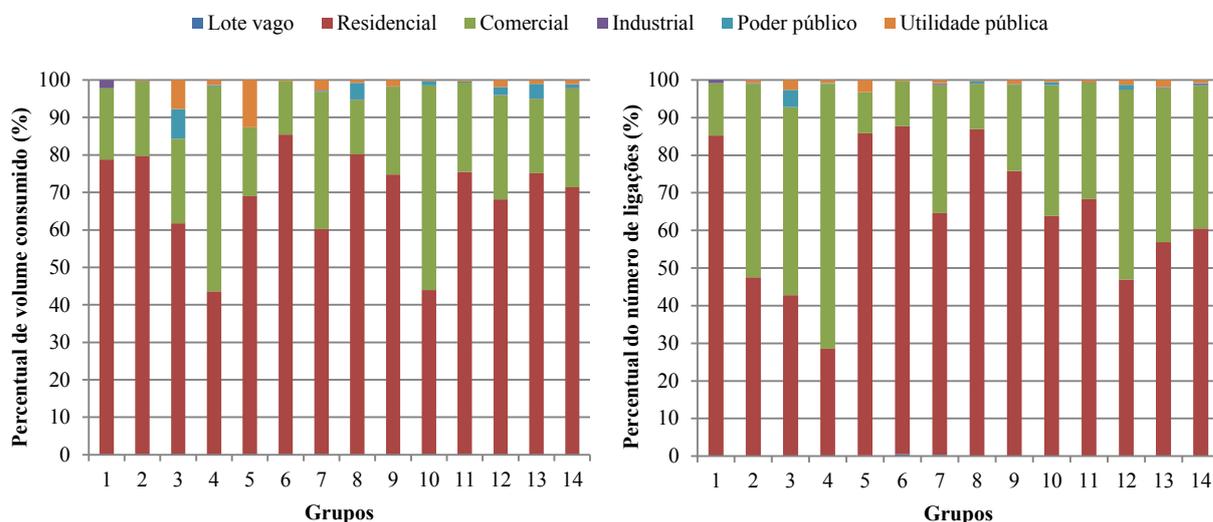


Figura 39: Representatividade do volume consumido e do número de ligações de água nos grupos.



Por meio das Figuras 38 e 39, percebe-se que o percentual de unidades residenciais de cobrança de IPTU é sempre maior que 50%, em todos os grupos. Isto não acontece com o percentual de ligações de água. O motivo está relacionado com a forma de cobrança de IPTU e de consumo de água. O IPTU é cobrado individualmente para cada escritura de imóvel, enquanto, na maioria das vezes, as ligações de água são feitas de forma coletiva, atendendo a mais de uma unidade. As ligações de água são também divididas em economias com medição

individual, entretanto, esta prática ainda é pequena e é feita quando há legislação municipal que a torne compulsória. Em Curitiba, o programa de conservação e uso racional da água, regulamentado pelo decreto 293/2006, prevê que todas as novas edificações devem possuir medição individualizada de volume de água consumido por unidade. Em nível nacional, a Lei 13.312/2016 tornará compulsória a instalação de medição individual de água em todas as novas edificações condominiais a partir de 2021. As Figuras 40 e 41 mostram o número de unidades de cobrança de IPTU e de ligações e economias de água por categoria mapeada em cada grupo.

Figura 40: Número de unidades de cobrança de IPTU de cada grupo.

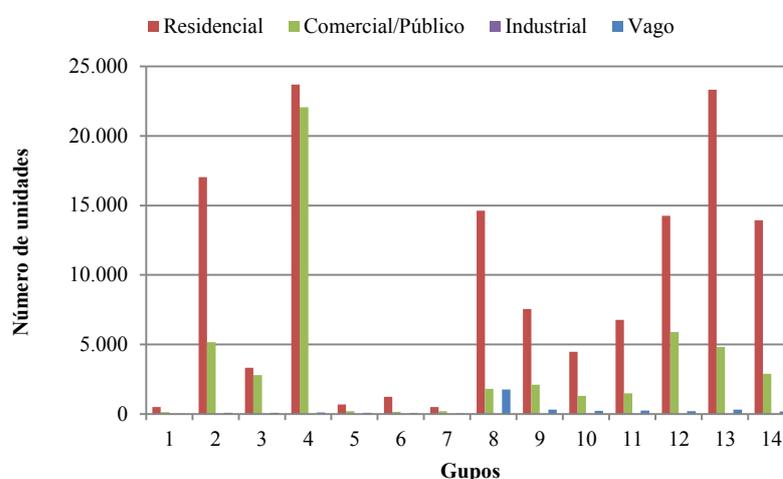
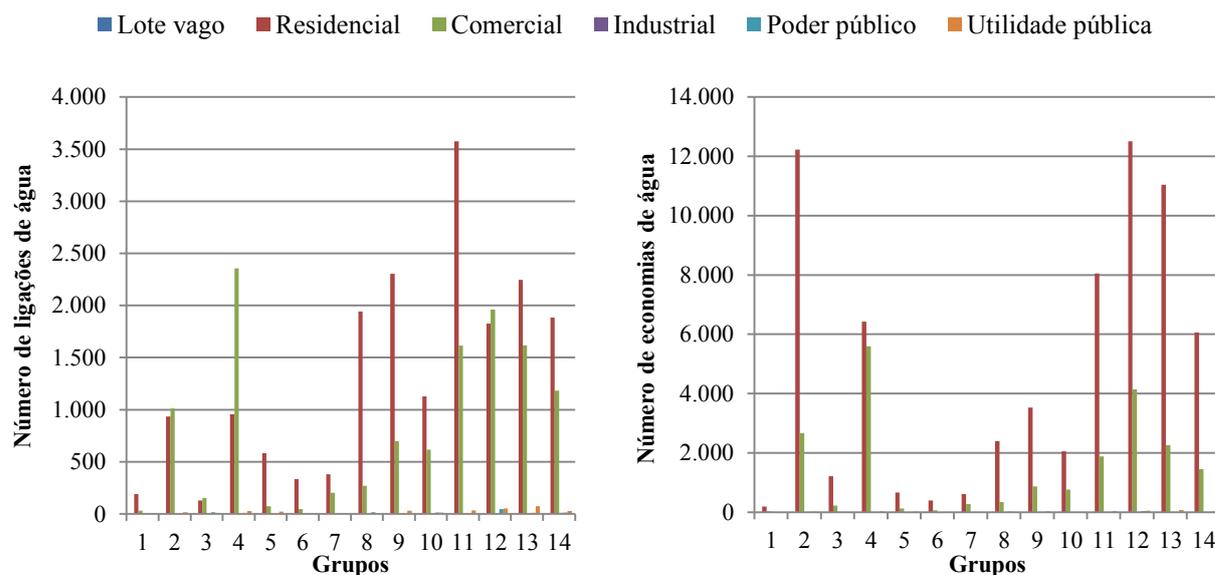


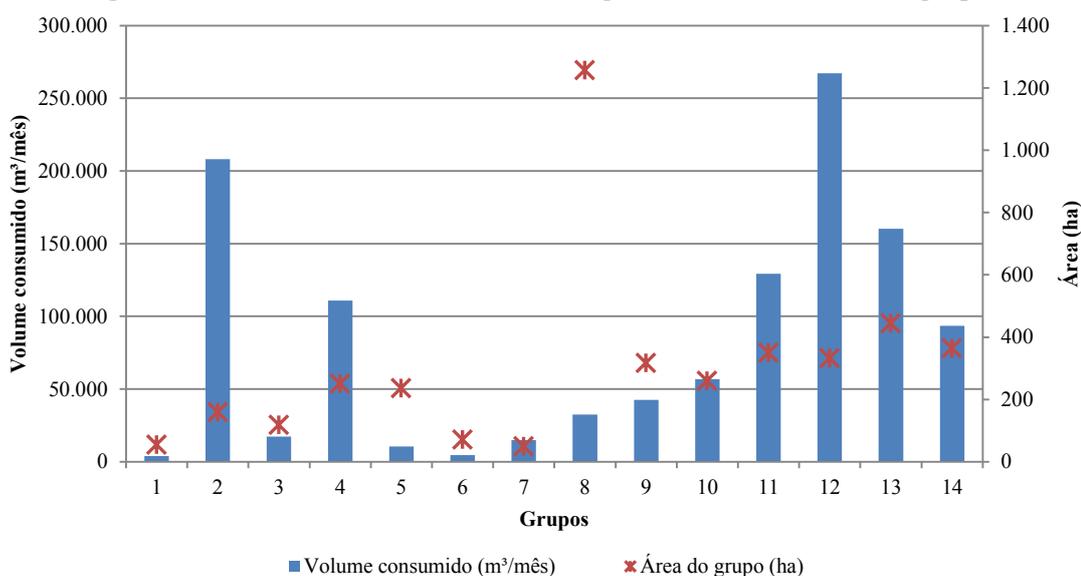
Figura 41: Número de ligações e de economias de água de cada grupo.



Comparando-se o número de unidades ao número de economias, percebe-se que há unidades de cobrança de IPTU a mais do que economias de água, indicando a coletividade de

medições. Percebe-se que há maior número de economias por ligação nas edificações residenciais, principalmente nos grupos 2, 4, 11, 12, 13 e 14. Nestas, portanto, há maior número de medições individuais. Por meio da Figura 42 observa-se que, diferente dos demais grupos, o volume mensal de água consumido nestes grupos está acima do ponto que representa a área territorial de cada grupo, indicando a tendência de verticalização das edificações.

Figura 42: Área territorial e volume de água consumido em cada grupo.



A Sanepar disponibilizou os dados divididos em categorias. As mapeadas na área de estudo estão apresentadas na Tabela 12. Além dessas, outras categorias referentes a grandes consumidores foram mapeadas. Elas apresentam um numeral prefixo antes da numeração e estão divididas conforme os critérios apresentados na Tabela 13.

Foram estabelecidos alguns critérios para a divisão dos grupos em blocos. Optou-se por dividir de acordo com as informações das micromedições fornecidas pela Sanepar, pois estavam mais detalhadas do que as informações das unidades de cobrança de IPTU. Cada ligação, portanto, representa um bloco e pode possuir mais de uma edificação. Essas ligações foram divididas em residencial, comercial, pública (poder público e utilidade pública), industrial e lote vago. A exceção na definição do número de blocos refere-se ao bloco “lote vago”. Esta foi quantificada por meio do mapeamento dos lotes fornecido pelo IPPUC, pois muitos lotes vagos não possuem ligação de água.

Tabela 12: Categorias de edificações com consumo de água micromedido.

Uso	Categoria	Numeração	
Vago	Lote vago	17	
Residencial	Fonte alternativa com ligação de esgoto	0	
	Residencial	11	
	Construção para fins residenciais	12	
	Habitação com tarifa social	13	
	Residencial (com piscina)	14	
	Residência com pequeno comércio	15	
	Conjuntos habitacionais	16	
Comercial	Posto de gasolina com lavagem, garagens com lavagem, lava-rápido, lavanderias	30	
	Instituições financeiras	31	
	Construção para fins comerciais	32	
	Bares, restaurantes, supermercados, lanchonetes, açougues, panificadoras	33	
	Oficinas, sapatarias, relojoaria, lojas, escritórios, barbearias, farmácias e drogarias	34	
	Escolas particulares	35	
	Hospitais particulares	36	
	Hotéis, pensões e motéis	37	
	Clubes, academias, associações esportivas, lotes com piscina	38	
	Demais atividades comerciais	39	
	Pequeno e micro comércio	40	
	Industrial	Beneficiamento de madeiras: serrarias, laminadoras, mobiliários	50
		Indústrias de bebidas, fábrica de gelo	51
Indústrias e fábricas: eletrônicas, mecânicas, metalúrgicas, produtos minerais, cimento		53	
Indústria químicas, farmacêuticas, sabões, velas, materiais plásticos, têxteis, papéis, beneficiamento de couro		55	
Demais atividades industriais		56	
Público	Fundações, autarquias, ministérios, prefeituras	70	
	Templos, igrejas e instituições religiosas	73	
	Organizações cívicas (Defesa Civil) e Políticas (Diretórios Políticos)	75	
	Entidades de Classe e Sindicais	76	
	Entidades Assistenciais (Filantrópicas) com cadastro na Sec.do Menor e Adolescente	77	
	Demais atividades de utilidade pública	78	
	Imóveis da Sanepar	79	

Tabela 13: Faixa de consumo de grandes consumidores de água.

Faixas de consumo - média anual por ligação	Contrato especial*	Grande cliente
Maior ou igual a 1.000 m ³ /mês	6xx	9xx
Entre 300 m ³ /mês e 1.000 m ³ /mês	5xx	8xx
Entre 100 m ³ /mês e 300 m ³ /mês	4xx	7xx

*Contrato especial refere-se a clientes que, além de serem grandes consumidores de água da companhia, possuem algum tipo de fonte alternativa de água e utilizam a ligação de esgoto para todos os seus efluentes.

Quando se deseja avaliar o impacto ambiental, o consumo de energia para bombear a água é um fator que possui peso elevado. Em Curitiba, segundo o manual de aprovação de projetos hidrossanitários (SANEPAR, 2019), todas as edificações com mais de dois

pavimentos devem possuir reservatório inferior. Isso implica em bombeamento da água para o reservatório superior. Para incluir o consumo de energia nos blocos, três alturas de edificações foram adotadas. Essa classificação foi embasada no mapeamento do local de estudo, do zoneamento predominante de cada grupo e no consumo de água.

As faixas de consumo foram utilizadas para subdividir as edificações de acordo com as alturas. Considerou-se que maiores consumos são provenientes de edificações maiores e verticalizadas. A Tabela 14 mostra a subdivisão e o número de blocos de cada grupo.

Tabela 14: Blocos de cada grupo.

Blocos	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Lote vago	11	87	82	98	64	55	35	1551	306	212	232	194	303	183
Residencial - 2 pavimentos	186	572	98	798	582	666	380	9705	2253	1128	3285	1314	1798	1668
Residencial - 6 pavimentos	4	144	32	98	0	0	0	0	52	0	291	511	449	215
Residencial - 20 pavimentos	0	219	0	59	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Comercial - 2 pavimentos	31	900	140	2197	68	92	201	269	683	615	1535	1793	1565	1102
Comercial - 6 pavimentos	0	89	12	146	6	0	0	0	15	0	81	167	54	80
Comercial - 20 pavimentos	0	21	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Público - 2 pavimentos	0	13	5	32	14	1	6	21	30	24	39	35	72	32
Público - 6 pavimentos	0	6	17	6	8	0	0	0	2	0	2	63	9	8
Industrial - 2 pavimentos	2	1	0	0	0	0	2	2	5	0	0	2	7	8

Os critérios para definir as alturas das edificações foram o zoneamento predominante do grupo e a análise visual por meio de *Google Maps*. Nesta análise, foi observada grande variedade de alturas de edificações onde o zoneamento urbano permite número livre de pavimentos, variando de dois a 50 pavimentos. Observou-se, entretanto, a predominância de edificações verticais de vinte pavimentos nestas regiões. Nas regiões onde a altura é restrita para até seis pavimentos pelo zoneamento, essa altura é predominante. As edificações unifamiliares mais comuns são de dois pavimentos. Cada grupo foi analisado individualmente para a definição do número de blocos de cada tipologia.

O grupo 1, situado nos bairros Jardim Botânico e Cristo Rei é predominantemente residencial. Possui maior número de edificações unifamiliares e as edificações comerciais e de serviços são predominantemente de até dois pavimentos. O maior número de ligações de água comerciais está enquadrado na categoria “oficinas, sapatarias, relojoaria, lojas, escritórios, barbearias, farmácias e drogarias”. Há também a presença de hotéis, bares, restaurantes, academias e postos de gasolina e lavagem. Apenas duas ligações industriais foram localizadas, com consumo de água de 67 e 19 m³/mês. O Parque Jardim Botânico ocupa grande área deste grupo.

Predominantemente situado nos bairros Batel, Água Verde e Centro, o grupo 2 possui edificações com dois, seis e vinte pavimentos. A divisão entre essas edificações foi feita através do consumo de água. Tipologias com a numeração 4xx e 7xx foram enquadradas como edificações de seis pavimentos e com a numeração 8xx e 9xx, como edificações de vinte pavimentos. As tipologias sem o numeral prefixo foram enquadradas como edificações de dois pavimentos. Esse mesmo critério de classificação foi utilizado no grupo 4, que está localizado majoritariamente no centro.

No grupo 3, situado no Centro Cívico, há grande número de edificações comerciais de escritório e também edificações públicas (Prefeitura Municipal, Tribunal de Contas do Estado, Tribunal de Justiça, Assembleia Legislativa, Palácio das Araucárias, Palácio Iguazu). Neste grupo também está situado o Bosque do Papa e o Passeio Público. Há a presença de edificações unifamiliares e multifamiliares de até seis pavimentos.

O maior campus da Universidade Federal do Paraná está situado no grupo 5 e possui edificações de até seis pavimentos. As edificações residenciais situadas neste grupo são predominantemente unifamiliares de dois pavimentos. Há a presença de edificações de utilidade pública e também comerciais. O critério de delimitação das edificações com dois ou seis pavimentos foi feita pelo consumo de água. Categorias sem prefixo na numeração foram enquadradas como edificações de dois pavimentos e as demais em edificações de seis pavimentos. Esse mesmo critério foi usado também nos grupos 9, 11, 12, 13 e 14, que possuem característica semelhante.

Entre os bairros Guabirota e Jardim das Américas está situado o grupo 6. Assim como os grupos 7 (bairros Batel e Bigorriho) e 8 (bairros Cachoeira, Abranches, Barreirinha, São Lourenço, Pilarzinho, Vista Alegre, Bom Retiro e Ahú), é majoritariamente residencial com grande presença de edificações de dois pavimentos. No grupo 8, está situado o parque São Lourenço, com lago formado pelo represamento do Rio Belém. O grupo 10, situado entre os bairros Mercês, São Francisco e Bom Retiro, também é predominantemente composto por edificações de dois pavimentos. Este grupo, entretanto, possui também grande número de comércio e serviços.

O mapeamento de uso do solo realizado por Carvalho (2016) foi feito de acordo com as categorias: jardim, telhado, rua, espaço público aberto e áreas pavimentadas ou calçadas. Este mapeamento foi utilizado nesta pesquisa. Foi feito em ambiente SIG, utilizando um mosaico de dezessete imagens do ano do estudo obtidas por meio da versão temporária do *Google Earth PRO*. Considerando a homogeneidade de edificações dentro de cada grupo, foram vetorizadas algumas quadras, chamadas de “quadras base”. Essas quadras foram

replicadas para a região em que são referências. Os grupos 1, 3 e 5, entretanto, foram inteiramente vetorizados, pois apresentam características muito heterogêneas em cada quadra. A Tabela 15 mostra o número de quadras vetorizadas em cada grupo (CARVALHO, 2016).

Tabela 15: Número de quadras vetorizadas em cada grupo.

Número do Grupo	Número de "quadras base"
1	Completo
2	3
3	3
4	4
5	6
6	4
7	10
8	3
9	4
10	3
11	Completo
12	Completo
13	10
14	10

Fonte: Carvalho (2016).

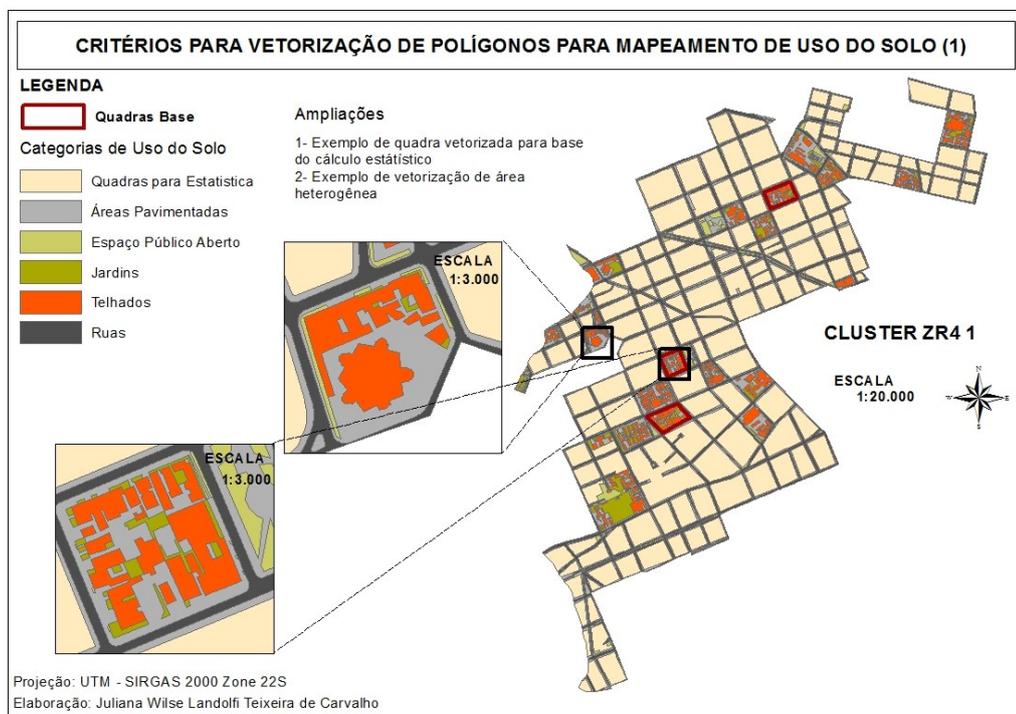
As áreas encontradas para as quadras base de cada grupo não diferiram significativamente entre si de acordo com o desvio padrão calculado. Com base nisso, a média de cada área (jardim, telhado, rua, espaço público aberto e calçadas) das quadras base foi multiplicada pelo número das demais quadras, chamadas de quadras para estatística. Algumas quadras consideradas heterogêneas foram também vetorizadas e suas áreas foram somadas às áreas das quadras homogêneas (CARVALHO, 2016). A Figura 43 mostra, como exemplo, a vetorização das quadras do Grupo 12.

Como resultado, foram obtidas as áreas para cada grupo. Para a avaliação da modelagem de balanço hídrico, as áreas adotadas em cada grupo foram iguais às usadas por Carvalho (2016). O valor percentual referente a cada área de jardim, telhado, rua, espaço público aberto e calçadas pode ser visto por meio da Figura 44.

Para realizar o estudo de comparação de impacto ambiental, o percentual referente a cada categoria (telhado, jardim, calçada, rua e espaço público aberto) foi mantido nos grupos. O grupo, entretanto, foi dividido em blocos, como já foi apresentado por meio da Tabela 14. A definição da área unitária de cada bloco seguiu alguns critérios. A partir do mapeamento dos lotes da base de dados disponibilizada pelo setor de geoprocessamento do IPPUC, foi possível estimar as áreas de cada bloco. O cruzamento dos dados das áreas dos lotes com os dados de

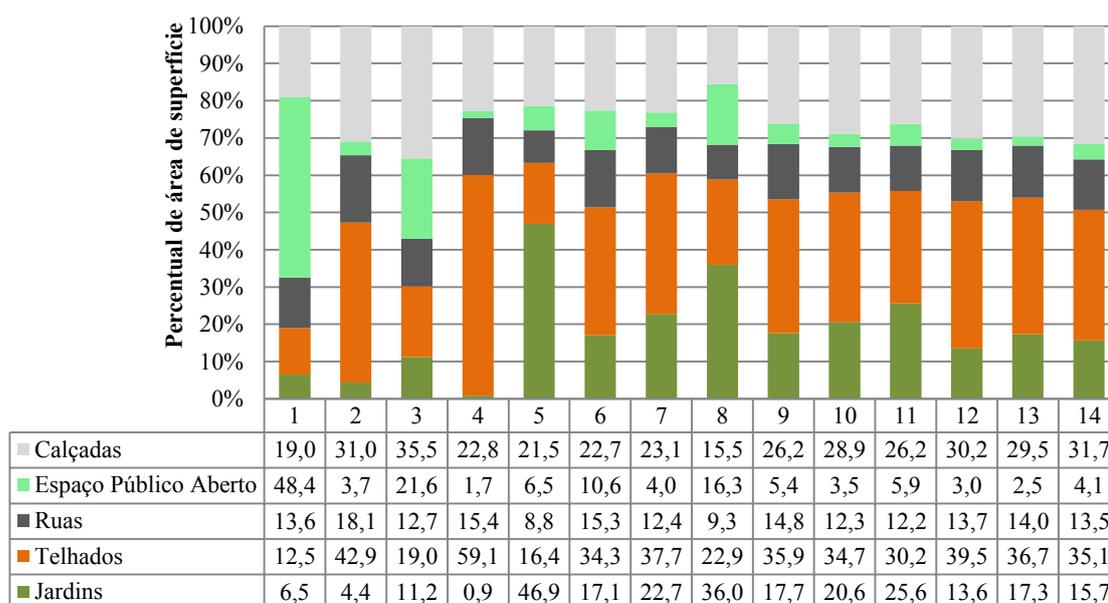
uso das edificações (da base de dados do IPPUC) foi realizado para estimar as áreas médias de lotes, para determinadas faixas de metragem quadrada.

Figura 43: Exemplo de vetorização das quadras de cada grupo.



Fonte: Carvalho (2016).

Figura 44: Áreas de superfícies de cada grupo.



Fonte: Carvalho (2016).

Para isso, observou-se o número de lotes com área variando de 500 m² em 500 m² até 3000 m², de 1000 m² em 1000 m² até 7.000m² e acima de 7.000m². Esse número de lotes foi comparado ao número de blocos de cada grupo para a divisão das faixas. No grupo 2, por exemplo, a área média do bloco considerada para edificações residenciais de dois pavimentos foi a média dos lotes com área até 500 m². Para edificações de seis pavimentos, a área média foi calculada com os valores dos lotes de 500 m² a 1.000 m². E, para edificações de vinte pavimentos, com os valores das áreas dos lotes acima de 1.000 m².

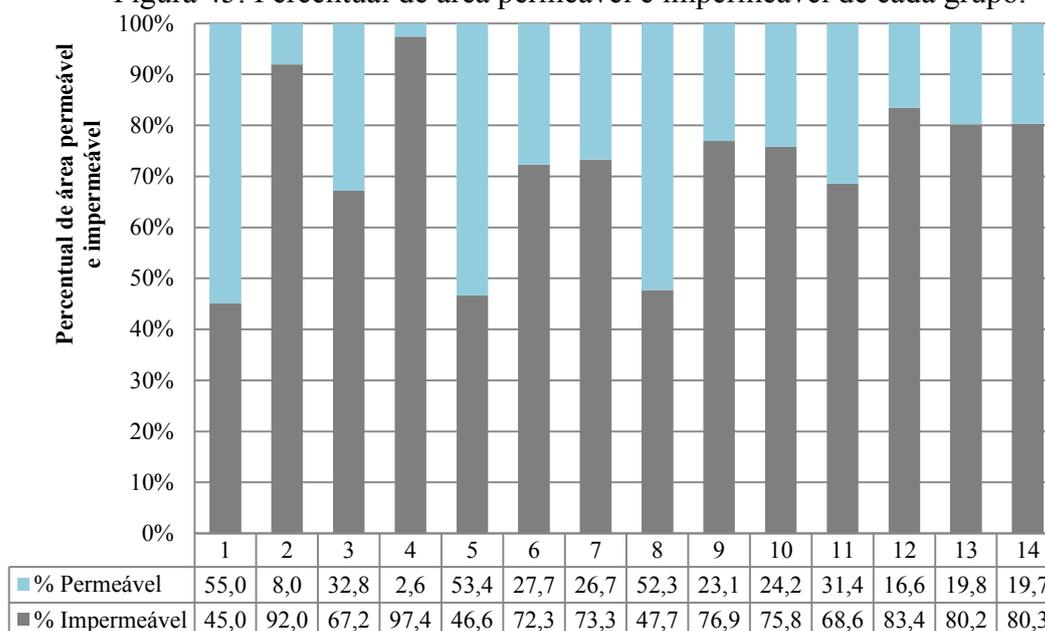
A multiplicação dessa área pelo número de ligações de água foi usada para quantificar a proporção da área de cada bloco em relação à área total do grupo. Essa proporção multiplicada pela área total do grupo forneceu a área total dos blocos, que, dividida pelo número de blocos, forneceu a área de cada bloco.

Como os usos das edificações comerciais e públicas não puderam ser divididas no mapeamento dos lotes com o uso dos dados do IPPUC, as áreas médias utilizadas para os lotes na maior parte dos grupos foram iguais para edificações comerciais e públicas. Apenas no grupo 5 foi feita a distinção através da medição das áreas dos lotes referentes à UFPR, devido a sua grande extensão e ocupação dentro do grupo. O percentual referente a cada categoria (telhado, jardim, calçada, rua e espaço público aberto) de cada grupo (Figura 44) foi multiplicado pela área de cada lote para obtenção das respectivas áreas de telhado, jardim e calçada de cada bloco.

As áreas de jardim e espaço público aberto são áreas permeáveis, enquanto que telhados, ruas e calçadas são impermeáveis. Isso aponta que 72% da área total estudada é impermeável. A Figura 45 mostra o percentual de área permeável e impermeável em cada grupo.

O grau de urbanização dos solos dos Grupos 1 e 5 é menor, se comparada aos demais, e sua origem vem da Formação Guabirota e Sedimentos Recentes. Devido a esta condição, considerou-se que possuem capacidade de infiltração de água maior que os demais grupos nesta condição de permeabilidade do solo (Grupos 2, 3, 4, 6, 7, 9, 10, 11, 12, 13 e 14). Estes, embora apresentem a mesma formação do solo, são mais urbanizados. Na região norte da bacia, os solos do Grupo 8, oriundos do Complexo Granítico-Gnáissico, são mais permeáveis que os da Formação Guabirota e Sedimentos Recentes. Assumiu-se, neste caso, maior capacidade de retenção de água (CARVALHO, 2016).

Figura 45: Percentual de área permeável e impermeável de cada grupo.



Fonte: Carvalho (2016).

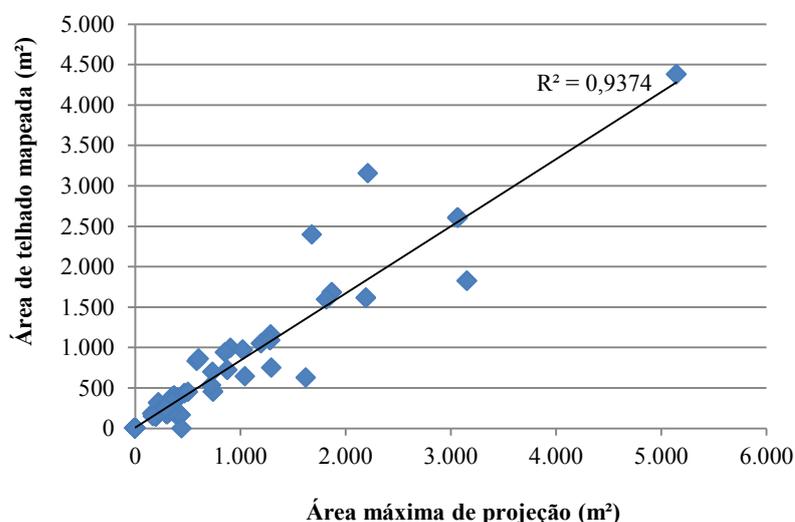
4.5. DELIMITAÇÃO DAS EDIFICAÇÕES TIPO DE CADA BLOCO

A quantificação de materiais, produtos químicos e energia de cada bloco foi realizada para uma edificação tipo, escolhida para representar o bloco. Essas edificações foram escolhidas seguindo alguns critérios e simplificações, pois não foi possível obter dados das edificações junto aos órgãos responsáveis. Uma das simplificações na determinação da edificação tipo foi considerar que cada bloco possuía apenas uma edificação.

Por meio do zoneamento predominante em cada grupo, foram definidas as áreas máximas das edificações e de projeção dessas edificações. Comparando-se a área máxima de projeção com a área de telhado mapeada, observou-se forte correlação (Figura 46). Na maior parte dos grupos, a área de telhado mapeada é menor que a área máxima de projeção, como esperado. Apenas nos grupos mais centrais (Grupos 2 e 4), a área de telhado mapeada é maior que a máxima de projeção permitida pelo zoneamento.

Para melhor visualização da correlação entre as áreas na Figura 46, a área de projeção referente ao bloco público do grupo 5 (UFPR) foi desconsiderada nos dados apresentados no gráfico. Neste caso, área de projeção permitida pelo zoneamento, foi aproximadamente três vezes maior do que a área mapeada. Isso ocorreu, pois a área total do bloco é extensa e possui muitos espaços abertos, sem edificações.

Figura 46: Área de telhado mapeada *versus* área máxima de projeção permitida pelo zoneamento.

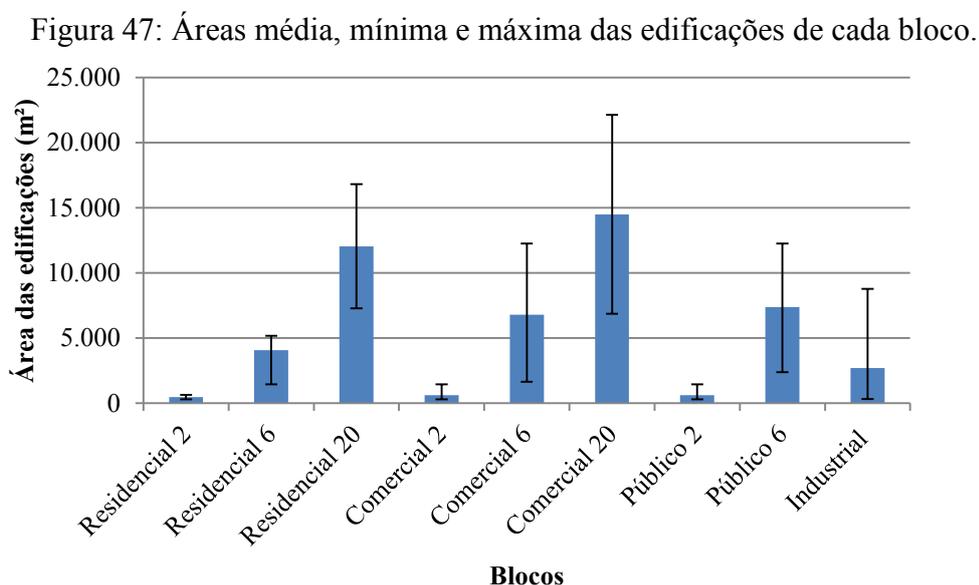


Partindo do princípio de que há a tendência de construção de áreas máximas permitidas pelo zoneamento, as edificações tipo foram determinadas por esse critério. A multiplicação do coeficiente de aproveitamento dado pelo zoneamento predominante pela área do lote (igual à área do bloco) fornece a área máxima que se pode construir. A verticalização das edificações de cada bloco também influencia na área total da edificação. Calculou-se, portanto, a área de telhado vezes o número de pavimentos. A área máxima da edificação adotada foi a menor área entre os dois cálculos. A Tabela 16 mostra o cálculo da área das edificações adotadas para o grupo 2, como exemplo.

Tabela 16: Áreas das edificações adotadas nos blocos do grupo 2.

Blocos	Área do lote (m²)	Coef. De aproveitamento	Área do lote x coef. de aproveitamento	Área do telhado (m²)	Nº de pavimentos	Área de telhado x nº de pavimentos	Área da edificação adotada (m²)
Lote vago	1.576,74	1,00	1.576,74	0,00	0,00	0,00	0,00
Residencial	343,39	1,00	343,39	188,42	2,00	376,84	343,39
	745,70	4,00	2.982,80	409,18	6,00	2.455,07	2.455,07
	1.817,51	4,00	7.270,06	997,30	20,00	19.946,01	7.270,06
Comercial	332,21	1,00	332,21	182,29	2,00	364,58	332,21
	718,27	4,00	2.873,07	394,13	6,00	2.364,76	2.364,76
	1.711,86	4,00	6.847,43	939,32	20,00	18.786,49	6.847,43
Público	332,21	1,00	332,21	182,29	2,00	364,58	332,21
	718,27	4,00	2.873,07	394,13	6,00	2.364,76	2.364,76
Industrial	477,49	1,00	477,49	262,01	2,00	524,01	477,49

A Figura 47 mostra o valor médio, mínimo e máximo das áreas, adotados para cada bloco, das edificações dos grupos.



4.6. DIAGNÓSTICO DO SISTEMA URBANO DE ÁGUA, ESGOTO E DRENAGEM

Os dados do sistema urbano foram obtidos da Companhia de Saneamento do Paraná por meio do plano diretor do Sistema de Abastecimento de Água Integrado de Curitiba e Região Metropolitana (SAIC). O sistema de abastecimento de água da região é integrado, composto pelos Sistemas Irai e Iguaçu. A água do Rio Irai é conduzida até a estação elevatória de água bruta e a estação de tratamento de água. O processo utilizado para o tratamento é composto por floculação, flotação, filtração, fluoretação e desinfecção utilizando cloro gasoso. A vazão de produção em 2010 era de 2.600 litros por segundo. A água remanescente da captação Irai é extravasada e conduzida à captação do sistema Iguaçu. Juntamente, esse canal recebe a contribuição dos Rios Itaqui e Pequeno. A capacidade da elevatória de água bruta é de 1.350 litros por segundo. O tratamento da estação Iguaçu é composto pelos processos de floculação, decantação, filtração, fluoretação e desinfecção com cloro gasoso. A capacidade efetiva da produção atual é da ordem de 3.300 litros por segundo (SANEPAR, 2013).

Depois de tratada a água da estação Irai é conduzida aos centros de reservação Piraquara, Vila Amélia, Jacob Macanhann e Tarumã. Da estação de tratamento Iguaçu, a água é encaminhada aos centros de reservação Corte Branco, Guarituba Redondo e São José dos

Pinhais Central. A integração entre os dois sistemas acontece no reservatório Cajuru, que recebe contribuição do centro de reservação Corte Branco (Iguaçu) e do Tarumã (Irai). O centro de reservação Cajuru atende grande parte da região central e norte da cidade de Curitiba, onde se situa o estudo de caso. Do centro Cajuru a água é conduzida até os reservatórios Bacacheri e São Francisco. A partir do São Francisco são abastecidos os centros Mercês e Batel. Do Bacacheri a água é recalçada para o reservatório Santa Cândida, com distribuição em marcha para o Recalque Baixo Bacacheri (SANEPAR, 2013).

O transporte do Sistema Irai até o centro de reservação Tarumã é feito por duas adutoras em paralelo com diâmetro nominal 1.000/800 mm e 900 mm. Do Sistema Iguaçu, a água atende à reservação Corte Branco por meio de três adutoras em paralelo, sendo duas com diâmetro nominal de 800 mm e uma de 1.100 mm. Do reservatório Corte Branco, a água é recalçada, por meio de uma única elevatória, aos reservatórios Cajuru, Xaxim, Parolin e Portão, todos localizados em Curitiba (SANEPAR, 2013).

O recorte do projeto de distribuição (disponibilizado em formato *.dwg* pela Sanepar) na área de estudo permitiu especificar os centros de reservação que abastecem a região. Através desse recorte, foi quantificada a área de atendimento de cada centro de reservação, que atende uma determinada Zona de Abastecimento. As zonas são divididas em distribuição por gravidade, válvulas redutoras de pressão, *booster* e recalque, como mostrado no Plano Diretor do SAIC. Essas zonas de abastecimento também foram recortadas, sendo possível delimitar qual o percentual da zona de abastecimento encontra-se dentro da região do estudo (SANEPAR, 2013).

A partir do cruzamento dos dados de projeto com os dados do plano diretor SAIC (SANEPAR, 2013) foi possível obter o volume de água consumido por cada central de reservação da área de estudo e o volume de água produzido para cada uma. A diferença entre o volume de água produzido e consumido representa as perdas na distribuição de cada central (Tabela 17). As perdas podem ser físicas, devido aos vazamentos e extravazamentos de reservatórios, ou aparentes, ocasionadas por erros de medições ou ligações clandestinas. A média das perdas é de 38,17%, próximo ao valor de 40%, considerado por Carvalho (2016).

A sub-bacia do Rio Belém é atualmente atendida por rede coletora de esgoto sanitário. O esgoto coletado é conduzido por gravidade até a Estação de Tratamento de Esgoto Belém. Essa estação de tratamento utiliza o processo de tratamento conhecido como carrossel, que é um processo de lodos ativados com aeração prolongada em vala de fluxo orbital. No último relatório do Plano Diretor da Sanepar, publicado em 2015, foi relatado que a estação possuía dois tanques de aeração e dois decantadores secundários e tratava uma vazão média de

840 litros por segundo. Segundo o relatório, o projeto de ampliação encontrava-se em desenvolvimento para aumentar a capacidade de vazão para 2.520 litros por segundo. Esse projeto de ampliação previa a introdução de sistema de tanques com *Moving Bed Biofilm Reactor*.

Tabela 17: Volumes consumidos, produzidos e perdidos por cada centro de reservação.

Centro de reservação	Volume do reservatório (m³)	Zona de Abastecimento	Volume total consumido em 2010 (m³/ano)	Volume produzido total em 2010 (m³/ano)	Perdas (%)
Cajuru	22.000	Gravidade Cajuru	14.189.673	20.813.892	31,83%
		Recalque Alto Cajuru			
		Recalque Baixo Cajuru-I			
		Válvula Cristo Rei*			
		Válvula BIG*			
		Válvula recalque XV de novembro *			
		Válvula José de Alencar*			
Mercês	15.000	Gravidade Mercês	4.099.521	8.008.317	48,81%
		Válvula Mercês			
		Recalque Mercês			
São Francisco	6.000	Gravidade São Francisco	3.517.265	4.713.591	25,38%
		Recalque São Francisco			
Batel	16.000	Recalque Batel	5.248.372	7.082.677	25,90%
		Gravidade Batel-II			
Bacacheri	9.000	Recalque Baixo Bacacheri	5.447.697	9.058.652	39,86%
		Recalque Alto Bacacheri			
		Booster Santa Efigênia			
Santa Cândida	7.000	Recalque Santa Cândida-Cachoeira	2.755.011	4.993.773	44,83%
		Válvula Santa Cândida-Cachoeira II			
		Booster Barreirinha			
Cachoeira	5.000	Recalque Cachoeira	1.166.752	1.994.890	41,51%
Corte Branco	28.000	Recalque Corte Branco	9.052.436	17.196.029	47,36%
		Válvula Alcides Vieira			
		Válvula Erasto Gaertner*			
Parolin	15.000	Recalque Parolin	2.903.415	4.685.489	38,03%

* Setores encontrados em projeto e não encontrados no Plano Diretor.

Um estudo realizado no ano de 2002, entretanto, apontou que aproximadamente 40% do esgoto produzido na Bacia do Rio Belém era lançado no rio, sem tratamento (FENDRICH, 2002 *apud* CARVALHO, 2016). A qualidade da água do Rio Belém e de seus afluentes (Rios Ivo, Água Verde, Parolin e Fanny) mostrou estar entre as classes “poluída” e “extremamente poluída” no relatório de qualidade da água, que avaliou os parâmetros nos anos de 2005 a 2009. A classe “extremamente poluída” está fora do enquadramento do CONAMA de classificação dos rios segundo sua qualidade (IAP, 2009).

Em 2016, o mapa de avaliação integrada da qualidade da água dos rios da região metropolitana de Curitiba apresentou situação de “extremamente poluído” para os dois pontos de medição do rio Belém (IAP, 2016). A qualidade da água vem se mantendo com uma classificação ruim ao longo do tempo, mesmo com promessas de despoluição por parte do poder público. Embora a rede coletora de esgoto tenha aumentado o número de ligações atendidas no período analisado, chegando a 100% de atendimento, a qualidade do Rio Belém não tem demonstrado melhoria, o que é um forte indicador da presença de ligações clandestinas.

4.7. CONSUMO DE ÁGUA NAS EDIFICAÇÕES

Os dados de consumo de água em edificações foram utilizados com valores distintos, nas duas etapas da pesquisa. Primeiramente, para comparação da modelagem com *Aquacycle*, foi utilizado o mesmo consumo diário por pessoa adotado por Carvalho (2016). Por meio dos dados de densidade demográfica, Carvalho (2016) estimou o número de habitantes, totalizando 234.431 residentes. A autora utilizou o consumo de 200 litros por pessoa por dia em seu estudo. O uso desses dados permitiu realizar comparação entre o modelo proposto e o *Aquacycle*.

Os dados de volume consumido utilizados por Carvalho (2016) para definir a demanda são o percentual referente à área de estudo do volume total consumido por cada zona de abastecimento de água. O volume total consumido na área, por meio dessa estimativa, foi de aproximadamente 63.352 m³/dia (Apêndice E). Para alcançar o volume utilizado em sua pesquisa, a autora aumentou a população para 321.210 habitantes, mantendo a demanda per capita diária de 200 litros.

Os dados micromedidos disponibilizados pela Sanepar foram inseridos em ambiente SIG e delimitados para a área de estudo. O volume consumido médio mensal obtido a partir desses dados foi de aproximadamente 42.033 m³/dia. Embora esse volume seja significativamente menor do que o estimado por área de zonas de atendimento, este foi utilizado para fazer a comparação de impacto ambiental dos cenários, pois representa o consumo das edificações mapeadas de acordo com o seu uso. Essa diferença pode estar relacionada com o fato de que o volume estimado por meio das zonas de abastecimento considera que o volume produzido por cada centro de reservação é igualmente distribuído em toda a região de atendimento, e muitas das zonas de abastecimento extrapolam a região de estudo.

Ao volume consumido, foi adicionado o volume consumido por fonte alternativa que estava mapeado, mas não estava contabilizado nos dados fornecidos. Para isso, foi feita a soma do percentual do número de ligações com fonte alternativa de cada bloco multiplicado pelo volume consumido neste bloco. Ao adicionar esse consumo, o volume total consumido considerado foi de 44.066 m³/dia. Algumas edificações com uso de fonte alternativa indicavam o uso de poço tubular profundo e outras não indicavam a procedência da fonte. Considerou-se, neste estudo, que todo o volume consumido é fornecido pela concessionária.

A estimativa do número de pessoas em cada bloco foi feita com base no volume total consumido em cada bloco e do consumo per capita dos bairros de cada grupo. Há grande disparidade no consumo residencial per capita na cidade de Curitiba, variando de 81,4 litros/habitante.dia, no bairro São Miguel a 290 litros/habitante.dia, no bairro Batel (BREMBATTI, 2014). A estimativa do consumo residencial por habitante por dia foi feito por meio da média dos bairros predominantes em cada grupo (Tabela 18).

O consumo per capita fornecido pela Sanepar à BREMBATTI (2014) é a divisão do volume consumido em toda a região do bairro pelo número de residentes. Para estimar o consumo efetivo pela população residente e flutuante, os percentuais de consumo das edificações residenciais e não residenciais em relação ao total foram calculados. Esses percentuais multiplicados pelo consumo per capita de cada grupo, resultaram no valor do consumo per capita utilizado para edificações residenciais e não residenciais.

Dividindo-se o volume consumido em cada bloco pelo consumo per capita utilizado, obteve-se o número de pessoas de cada bloco, totalizando 454.862 pessoas em todo o território estudado, sendo 225.864 residentes e 228.999 pessoas referentes à população flutuante. A população residente, por essa estimativa, ficou próxima à mapeada por Carvalho (2016) por meio dos dados do censo. Embora o número total de pessoas possa não representar a realidade, em virtude de não existir registro de dados de população flutuante, o volume consumido pelas edificações permaneceu igual ao volume micromedido pela Sanepar. Este é o dado utilizado para o dimensionamento dos sistemas de aproveitamento de água pluvial e também para a modelagem de balanço hídrico. A exemplo, a Tabela 19 mostra os dados quantificados para os blocos do Grupo 2.

Tabela 18: Consumo de água residencial per capita por grupo.

Grupo	Bairros	Consumo médio (litros/pessoa.dia)
1	Jardim Botânico	153,10
2	Água Verde, Batel, Rebouças, Jardim Botânico, Cristo Rei, Alto da XV e Centro	212,63
3	Centro Cívico e Centro	217,55
4	Centro e Batel	250,40
5	Jardim das Américas e Jardim Botânico	157,45
6	Guabirota e Jardim das Américas	151,75
7	Batel e Bigorriho	263,80
8	Cachoeira, Abranches, Barreirinha, São Lourenço e Pilarzinho	132,78
9	Prado Velho, Parolin, Água Verde, Rebouças e Jardim Botânico	157,38
10	Mercês, São Francisco e Bom Retiro	180,90
11	Cabral, Hugo Lange, Juvevê, Alto da XV e Cristo Rei	232,60
12	São Francisco, Mercês e Bigorriho	204,97
13	Alto da XV, Alto da Gloria, Juvevê, Ahú e Cabral	223,78
14	Rebouças e Jardim Botânico	170,80

Tabela 19: Dados dos blocos do grupo 2.

Blocos	Número de blocos	Área total do bloco (m ²)	Área unitária do bloco (m ²)	Área de jardim (m ²)	Área de telhado (m ²)	Área de calçada (m ²)	Consumo diário per capita	Nº de pessoas por bloco
Lote vago	87	137.176,08	1.576,74	1.576,74	0,00	0,00	0,00	0,00
Residencial - 2 pavimentos	572	196.417,49	343,39	19,14	188,42	135,83	169,98	2,79
Residencial - 6 pavimentos	144	107.380,64	745,70	41,56	409,18	294,96	169,98	44,04
Residencial - 20 pavimentos	219	398.035,56	1.817,51	101,30	997,30	718,91	169,98	114,57
Comercial - 2 pavimentos	900	298.990,70	332,21	18,52	182,29	131,41	42,65	12,05
Comercial - 6 pavimentos	89	63.925,90	718,27	40,03	394,13	284,11	42,65	127,40
Comercial - 20 pavimentos	21	35.948,98	1.711,86	95,41	939,32	677,12	42,65	490,95
Público - 2 pavimentos	13	4.318,75	332,21	18,52	182,29	131,41	42,65	17,13
Público - 6 pavimentos	6	4.309,61	718,27	40,03	394,13	284,11	42,65	49,76
Industrial - 2 pavimentos	1	477,49	477,49	26,61	262,01	188,87	42,65	9,38

4.8. SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA PLUVIAL

Na avaliação de impacto com sistemas híbridos de abastecimento, foi considerado que as edificações aproveitam água pluvial para consumo não potável. Os sistemas de aproveitamento de água pluvial considerados neste estudo de caso são sistemas convencionais. A água é coletada dos telhados, encaminhada a um reservatório inferior, bombeada ao reservatório superior e distribuída por gravidade aos pontos de consumo.

O sistema de coleta de água pluvial é composto pelo telhado, calhas e coletores. A análise visual dos telhados por meio de *Google Maps* apontou o uso predominante de telha cerâmica e de fibrocimento. Embora haja distinção entre os valores de coeficiente de

escoamento superficial, dependendo do material, adotou-se para este estudo de caso o valor de 0,80, com base nos valores apontados pela literatura (Tabela 20). A estimativa dos materiais para calhas e condutores foi feita com base nos projetos das edificações tipo de cada bloco.

Tabela 20: Coeficientes de escoamento superficial de telhados.

Superfície	Valor	Fonte
Telha cerâmica	0,80-0,90	Frasier (1975) e Hofkes (1981) apud May (2004)
Telha metálica	0,70-0,90	Frasier (1975) e Hofkes (1981) apud May (2004)
Telha esmaltada	0,90-0,95	Vaes e Berlamont (1999) apud May (2004)
Telhados (sem especificação)	0,75-0,95	Carvalho (2009)

As motobombas foram dimensionadas conforme indicação do fabricante para a elevação da água do reservatório inferior até o reservatório superior. Foram dimensionadas para uso residencial e predial (SCHNEIDER, 2017).

O sistema de tratamento é composto pelo reservatório de *first-flush* e pelos acessórios. O reservatório de *first-flush* foi dimensionado para reservar os primeiros dois milímetros de precipitação. Os demais filtros foram definidos de acordo com a especificação dos fabricantes. Fazem parte do sistema de tratamento: filtro de remoção de sólidos, freio aerador, filtro flutuante de sucção e clorador.

O dimensionamento dos reservatórios superiores e inferiores foi realizado no programa computacional Netuno (GHISI; CORDOVA, 2014). Houve variação no percentual de substituição de água potável por pluvial adotado em cada bloco. Para isso, utilizou-se a simulação por cenários do Netuno. Foram inseridos cenários com percentual de substituição de água potável por pluvial variando de 10% a 80%, em intervalos de 10%. O valor adotado embasou-se nos resultados das simulações e em dados das edificações mapeadas em cada bloco.

Em edificações residenciais admitiu-se o máximo percentual de substituição de 50%, embasado nos estudos de usos potáveis e não potáveis apresentados na revisão bibliográfica. A definição do percentual ideal foi relacionada com a confiança do sistema. A confiança indica o percentual da demanda que é atendida pelo sistema. Ela foi calculada dividindo-se o potencial de economia de água calculado pelo netuno pelo percentual de substituição de água potável por pluvial utilizado em cada cenário. Definiu-se o valor de 80% de confiança como limite mínimo. Portanto, o percentual de substituição adotado foi o que atendeu a mais de 80% da demanda de água pluvial pretendida. Quando o percentual de substituição mínimo

(10%) não atingiu 80% de confiança, o aproveitamento de água pluvial foi desconsiderado para aquele bloco de edificações.

Nas edificações comerciais e públicas o valor percentual máximo de água potável a ser substituído por água pluvial variou dependendo das edificações mapeadas em cada bloco. As categorias foram avaliadas segundo suas atividades e seu consumo de água potável e não potável, embasado em revisão bibliográfica. A maior parte dos blocos possui grande variedade de usos dessas edificações. Nestes casos, adotou-se percentual de substituição máximo de 40%, abaixo da média observada nos estudos revisados. Para definir o potencial de economia até o máximo determinado, também foi adotado o critério de confiança mínima de 80%. Nos blocos 3 e 5 observou-se usos predominantes de edificações comerciais e públicas. No primeiro, há a predominância de usos de escritório e no segundo de uso escolar. O limite máximo para o percentual de substituição nestes dois blocos foi de 80% (para comerciais e públicas) no grupo 3, 40% para edificações comerciais e 50% para edificações públicas no grupo 5.

Nas edificações industriais, embora a variedade de atividades seja grande e muitas vezes não especificada, o percentual de substituição máximo considerado foi de 80%, considerando que na maior parte dos casos, a necessidade do uso de água potável é baixa. Na maior parte dos casos essas edificações possuíam grande área de cobertura e baixa demanda, garantindo alto atendimento da demanda pretendida.

Alguns dados de entrada do Netuno foram iguais para todos os blocos em todas as simulações. O reservatório ideal foi o primeiro em que a diferença entre potenciais de economia de água potável por meio do aproveitamento de água pluvial foi menor ou igual a 1 %/m³. A Tabela 21 mostra esses valores. A Tabela 22 mostra, como exemplo, os dados dos blocos do grupo 2.

Tabela 21: Dados de entrada do netuno utilizados em todas as simulações.

Dado de entrada	Dado utilizado
Descarte inicial (mm)	2,00
Coefficiente de escoamento superficial	0,80
Volume do reservatório superior	Igual à demanda diária
Volume máximo simulação (litros)	50.000,00
Intervalo entre volumes (litros)	1.000,00
Diferença entre potenciais de economia por meio do aproveitamento de água pluvial (%/m ³)	1,00

Tabela 22: Dados de aproveitamento de água pluvial dos blocos do grupo 2.

Bloco	Percentual de substituição (%)	Reservatório superior - Netuno (litros)	Volume do reservatório inferior (litros)	Potencial de economia de água potável (%)	Confiança do sistema (%)
Lote vago	0,00	0,00	0,00	0,00	00,00
Residencial - 2 pavimentos	50,00	254,97	10.000,00	45,09	90,00
Residencial - 6 pavimentos	10,00	764,91	14.000,00	8,06	81,00
Residencial - 20 pavimentos*	10,00	1.954,77	21.000,00	7,18	72,00
Comercial - 2 pavimentos	40,00	221,78	9.000,00	36,32	91,00
Comercial - 6 pavimentos	10,00	545,92	12.000,00	8,48	85,00
Comercial - 20 pavimentos*	10,00	2.094,11	21.000,00	6,89	69,00
Público - 2 pavimentos	40,00	307,08	11.000,00	35,34	88,00
Público - 6 pavimentos	30,00	639,75	14.000,00	25,16	84,00
Industrial - 2 pavimentos	80,00	341,20	10.000,00	70,21	88,00

* Confiança menor que 80% - considerou-se que este bloco não aproveita água pluvial.

4.9. DADOS DE ENTRADA PARA *MATLAB*

O Apêndice F mostra os dados de entrada utilizados para o cenário com aproveitamento de água pluvial. A diferença entre este e o cenário sem aproveitamento é que alguns dados são iguais a zero neste último cenário. São os dados de percentual de substituição, *first-flush*, percentual de demanda de água a ser substituída por água pluvial e volume do reservatório inferior.

5. AVALIAÇÃO DA MODELAGEM DE BALANÇO HÍDRICO

Este capítulo apresenta a avaliação do método numérico de modelagem de balanço hídrico. Além disso, pretende-se apresentar os resultados da análise de sensibilidade das variáveis, importante para compreender a influência dos parâmetros de entrada nos dados de saída do modelo.

5.1. COMPARAÇÃO COM *AQUACYCLE*

Primeiramente, a comparação entre os resultados de saída do modelo matemático proposto e do *Aquacycle* foi realizada, utilizando-se os dados de entrada utilizados e calibrados por Carvalho (2016). Em virtude das diferenças entre o *Aquacycle* e o modelo proposto, alguns valores foram considerados iguais a zero em ambas as simulações. O *Aquacycle* possui o cálculo da taxa de infiltração de água do solo nas redes coletoras de esgoto, não inserido no modelo proposto. Esse valor, portanto, foi considerado igual a zero na simulação realizada no *Aquacycle*. No modelo proposto há outros dados de entrada que não estão presentes no *Aquacycle*: percentual de uso de sistemas descentralizados de esgoto sanitário, percentual de consumo de água de poço tubular profundo e taxas de ligação irregular de esgoto na rede de água pluvial e vice-versa. Esses valores também foram consideradas iguais a zero na simulação do modelo proposto. As Tabelas 23 e 24 mostram os dados de entrada utilizados nas simulações.

Alguns dos dados de saída do *Aquacycle* são: evaporação (soma de evapotranspiração e evaporação), escoamento de base, recarga do aquífero, escoamento fluvial. Esses dados foram comparados entre os dois modelos por meio de gráficos dos dados em função do tempo. A Figura 48 mostra a comparação dos resultados do *Aquacycle* com o modelo proposto. Optou-se por exibir os gráficos do período de um ano para facilitar a visualização.

Cálculos estatísticos também fornecem informações importantes sobre a comparação de amostras. Embora elas apresentem um poderoso conjunto de ferramentas analíticas, há risco de conduzirem o pesquisador a um entendimento equivocado das relações entre as variáveis. Para a aplicação dos métodos estatísticos há a necessidade de conhecimento dos dados e o que se espera deles. Técnicas básicas como gráficos de dispersão e histogramas ajudam na compreensão visual do comportamento das variáveis (HAIR et al., 2009). Portanto, primeiramente foi feita a observação visual dos dados, através dos gráficos apresentados por meio da Figura 49.

Tabela 23: Dados de entrada dos grupos para as simulações de comparação do método proposto com o *Aquacycle*.

Dados de entrada	Sigla	Grupos													
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Área territorial do grupo (m ²)	Ag	550.000	1.590.000	1.180.000	2.500.000	2.360.000	710.000	500.000	12.570.000	3.170.000	2.600.000	3.500.000	3.320.000	4.440.000	3.640.000
Percentual de conexão irregular de água pluvial na rede de esgotamento sanitário urbana (%) ^{1*}	Iap	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de conexão irregular de esgotamento sanitário na rede de água pluvial urbana (%) ^{1*}	Ies	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Infiltração de água do solo na rede de esgoto (%) ²	INF	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Área de ruas (m ²)	Aroad	70.000	290.000	150.000	380.000	210.000	110.000	60.000	1.170.000	470.000	320.000	430.000	460.000	620.000	490.000
Capacidade de armazenamento superficial das ruas (mm)*	RDIL	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40
Área de espaço público aberto	Após	270.000	60.000	260.000	40.000	150.000	70.000	20.000	2.050.000	170.000	90.000	200.000	100.000	110.000	150.000
Percentual de vazamento médio da rede (%)	LDp	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00
Capacidade da cobertura vegetal de transpirar (mm) - <i>Aquacycle</i> = 7	Epc	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00
Área percentual do armazenamento PS1 (%) [*]	Aps1	70,00	90,00	90,00	90,00	70,00	90,00	90,00	40,00	90,00	90,00	90,00	90,00	90,00	90,00
Percentual da área de rua efetiva (%) [*]	ERDA	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Capacidade máxima de armazenamento de água no solo 1 (mm) (>= 0)*	PS1c	24,00	11,00	11,00	11,00	24,00	11,00	11,00	11,00	27,00	11,00	11,00	11,00	11,00	11,00
Capacidade máxima de armazenamento de água no solo 2 (mm) (>= 0)*	PS2c	86,00	86,00	86,00	86,00	86,00	86,00	86,00	86,00	220,00	86,00	86,00	86,00	86,00	86,00
Nível mínimo necessário de armazenamento de água no solo (0 a 1)*	TG	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Índice de escoamento de base (0 a 1)*	BI	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52
Constante de recessão do escoamento de base (0 a 1)*	BRC	0,0291	0,0291	0,0291	0,0291	0,0291	0,0291	0,0291	0,0291	0,0291	0,0291	0,0291	0,0291	0,0291	0,0291

¹ Dado de entrada do modelo, não presente no *Aquacycle*

² Dado de entrada do *Aquacycle*, não presente no modelo proposto

* Parâmetro de calibração

** Obtido do Netuno

Tabela 24: Dados de entrada dos blocos residenciais de cada grupo para as simulações de comparação do método proposto com o *Aquacycle*.

Dados de entrada	Sigla	Grupos													
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Número de blocos	Nb	192	1087	482	2756	633	890	465	10408	3998	2725	2785	3361	3907	2587
Área de telhado (m ²)	Aroof_b	359	629	467	536	611	273	408	276	285	331	379	389	417	494
Capacidade de armazenamento de telhados/perda inicial (mm)*	RIL	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3
Área de telhado efetiva (%)*	ERA	39	91	62	97	40	68	69	41	73	72	64	81	77	77
Área de calçada (m ²)	Apaved_b	548	454	871	207	800	180	250	188	208	276	330	298	336	446
Capacidade de armazenamento de calçadas/perda inicial (mm)*	PIL	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4
Área de calçada efetiva (%)*	EPA	39	91	62	97	40	68	69	41	73	72	64	81	77	77
Área de jardim (m ²)	Agarden_b	188	64	275	8	1748	136	246	434	140	197	321	134	197	220
Consumo de água por habitante (litros/hab.dia)	IWU_litros	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200
Número de usuários de água por edificação	Hab	3.043	30.382	12.691	26.375	14.160	4.477	7.124	44.442	24.188	12.562	23.478	45.676	40.633	32.001
Percentual de consumidores que usa desinfecção de esgoto (%)	Des	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa infiltração de esgoto (%)	Inf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de atendimento por rede coletora de esgoto (%)	Re	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Percentual de consumidores que usa poço tubular profundo (%)	Wp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de edificações com aproveitamento de água pluvial	RWHP	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Os sistemas de aproveitamento de água pluvial são convencionais (1) ou automáticos (2)?	RWHsys	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
First-flush (mm)	FF	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de demanda de água substituída por água pluvial (%)	Psubst	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
A Edificação possuirá reservatório superior de água pluvial? (Digite 1 para sim ou 2 para não)	Res_sup	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Altura da edificação de maior frequência no grupo (m)	Hrec	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Volume do reservatório inferior de água pluvial (m ³)**	Vinf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

¹ Dado de entrada do modelo, não presente no *Aquacycle*

² Dado de entrada do *Aquacycle*, não presente no modelo proposto

* Parâmetro de calibração

** Obtido do Netuno

Figura 48: Escoamento fluvial, de base e evapotranspiração simuladas em função do tempo (dados de 2002).

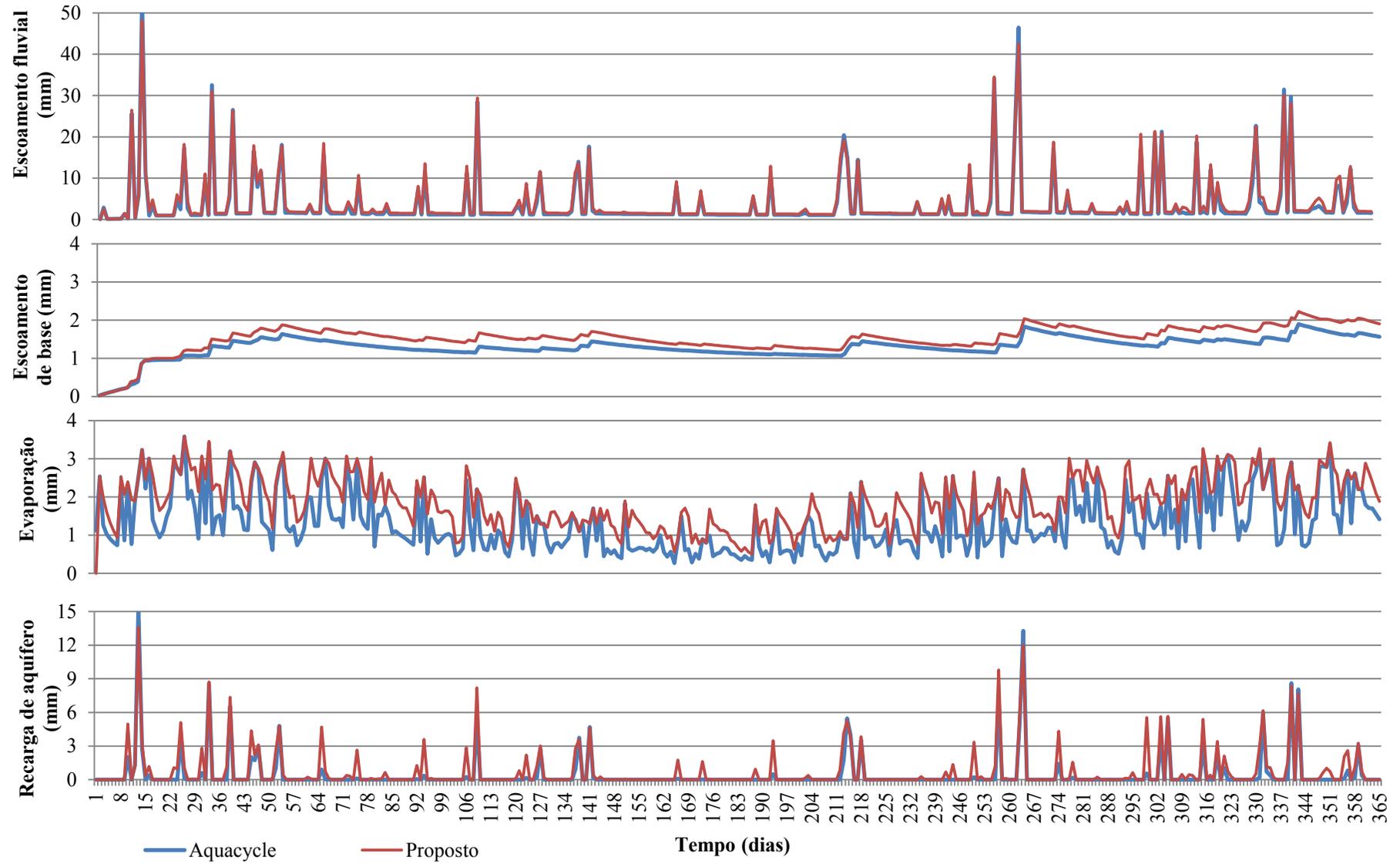
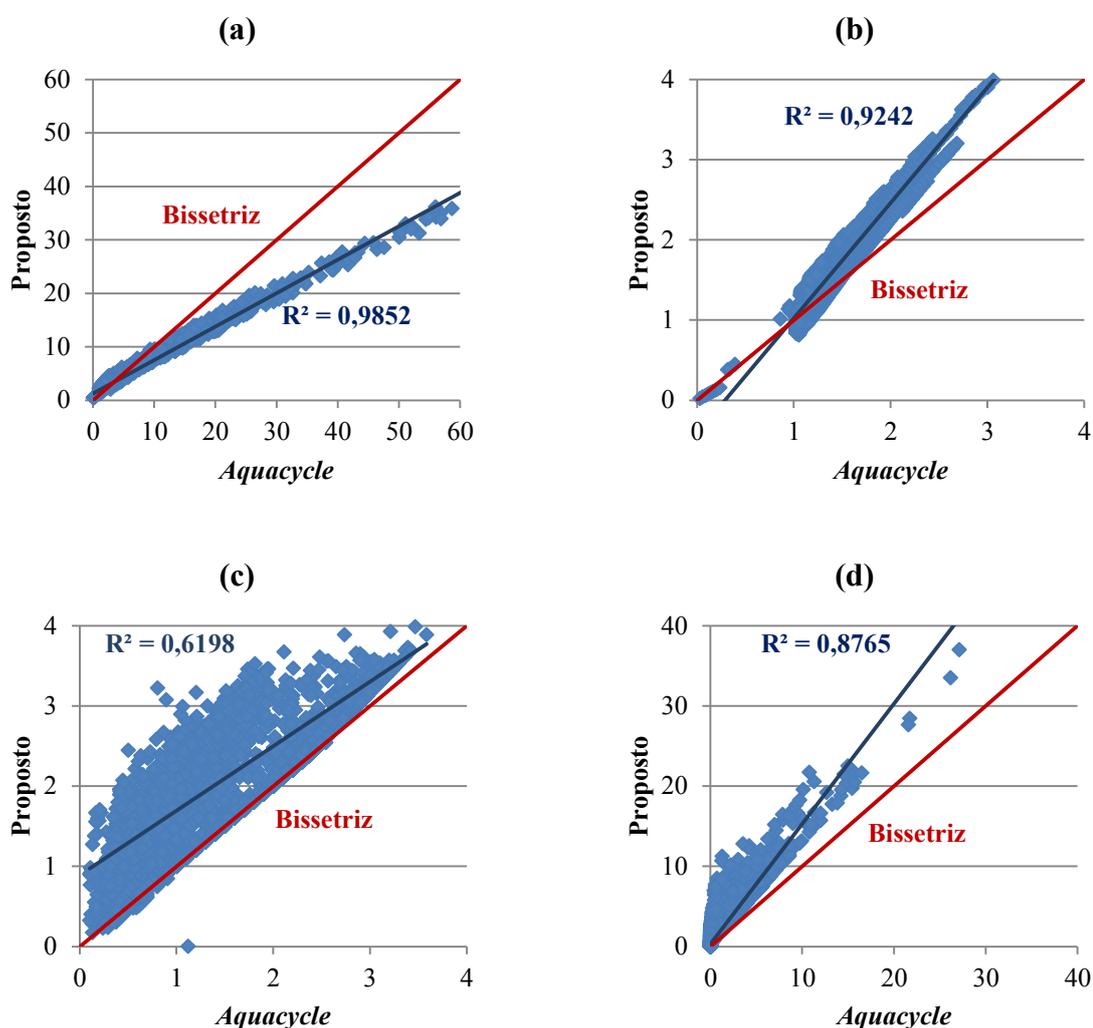


Figura 49: Dispersão entre resultados de (a) escoamento superficial, (b) escoamento de base, (c) evapotranspiração e (d) recarga de aquífero dos modelos *Aquacycle* e Proposto para todo o período de tempo analisado.



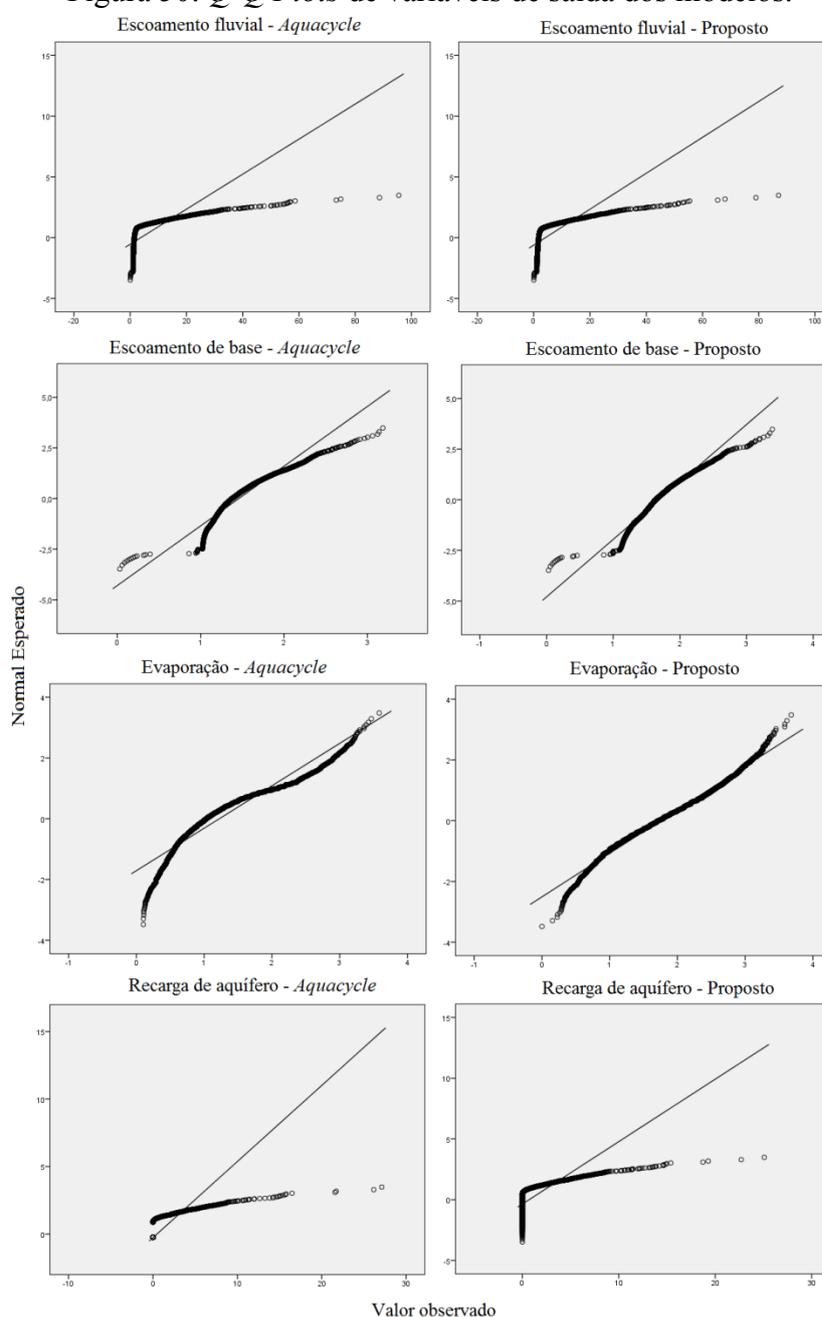
A Figura 49 mostra que, embora a reta não esteja perfeitamente ajustada à bissetriz, há correlação linear positiva entre as variáveis, sendo mais ajustada nos resultados nos escoamentos fluviais e de base e mais dispersa entre os resultados de evaporação e recarga de aquífero para as duas simulações. Isso também está visível na Figura 48. A análise de correlação é uma ferramenta que auxilia na avaliação de como os dados variam de forma conjunta, dando suporte às suposições feitas por meio da análise visual dos gráficos de correlação.

Existem vários testes estatísticos de correlação, sendo que o teste de Pearson é o mais comumente utilizado. Entretanto, a correlação de Pearson é fortemente influenciada pela média da distribuição. Por esse motivo, um dos pressupostos é que os dados obedeçam à distribuição normal. Eles foram, portanto, submetidos à análise gráfica *Q-Q plots* (Figura 50)

e ao teste de Kolmogorov-Smirnov, por meio do software de simulação estatística *SPSS* (*Statistical Package for the Social Science*) versão 21 (IBM CORPORATION, 2012).

Basicamente, *Q-Q plots* são gráficos de probabilidade utilizados para determinar se a amostra segue a distribuição normal. Na sua construção, as observações ordenadas em função de suas frequências cumulativas observadas. Se a distribuição normal descrever adequadamente os dados, os pontos cairão aproximadamente ao longo de uma linha reta. Se desviarem significativamente, então os dados não seguem a distribuição normal (MONTGOMERY; RUGER, 2009).

Figura 50: *Q-Q Plots* de variáveis de saída dos modelos.



Embora a determinação de que os dados podem ou não seguir uma linha reta é algo subjetivo, a Figura 50 ilustra que os dados não seguem a distribuição normal. Para confirmar essa análise, eles foram submetidos ao teste de Kolmogorov-Smirnov, que confirmou a não-normalidade. Na Tabela 25, os valores da coluna “Significância” devem ser maiores que os valores da coluna “Estatística” para que os dados representem uma distribuição normal.

Tabela 25: Teste de normalidade de variáveis de saída dos modelos.

Dados	Estatística	Número de dados	Significância
Evaporação - <i>Aquacycle</i>	0,114	4018	0,000
Evaporação - Proposto	0,043	4018	0,000
Escoamento Fluvial - <i>Aquacycle</i>	0,362	4018	0,000
Escoamento Fluvial - Proposto	0,346	4018	0,000
Escoamento de Base - <i>Aquacycle</i>	0,099	4018	0,000
Escoamento de Base - Proposto	0,069	4018	0,000
Recarga de Aquífero - <i>Aquacycle</i>	0,433	4018	0,000
Recarga de Aquífero - Proposto	0,369	4018	0,000

Observando o comportamento dos dados, optou-se por realizar análise não-paramétrica de correlação, através da correlação de Spearman. Essa correlação, entretanto, não pode ser interpretada com a de Pearson. Elas não mostram necessariamente tendência linear, mas podem ser consideradas como índices de monotonicidade, ou seja, para coeficientes positivos, aumentos no valor de “x” correspondem a aumentos no valor de “y” (BUNCHFT; KELLNER, 1999). Os resultados da correlação realizada no programa computacional *SPSS* estão mostrados na Tabela 26.

Tabela 26: Correlação de Spearman entre as variáveis dos modelos.

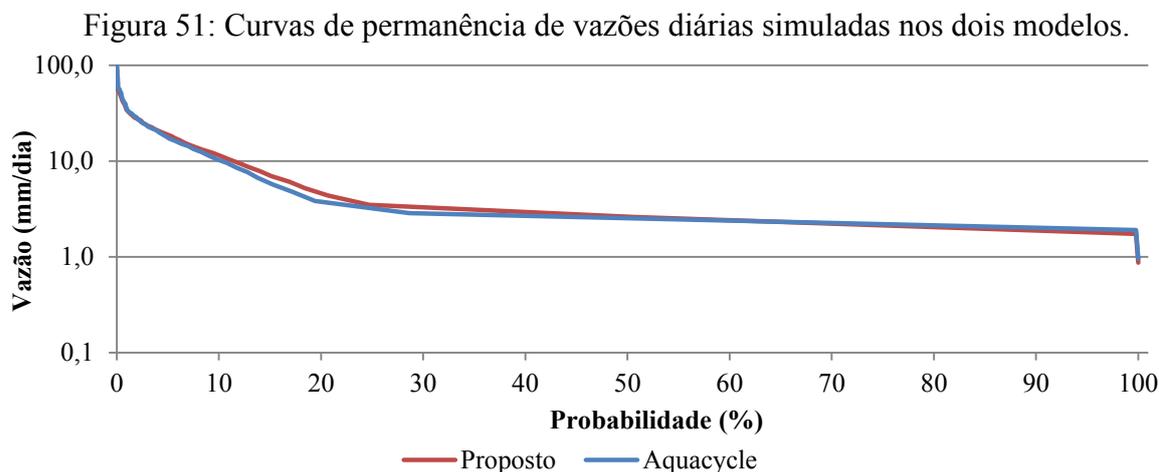
Variável	Evaporação	Escoamento fluvial	Escoamento de base	Recarga do aquífero
Correlação <i>Aquacycle</i> x Proposto	0,843**	0,952**	0,944**	0,681**

** A correlação é significativa no nível 0,01

A forte correlação entre as variáveis mostra que elas variam de forma conjunta. Isso pode ser observado também nos gráficos das variáveis em função do tempo. Considerando que os gráficos de correlação apresentaram desalinhamento com relação à bissetriz, o coeficiente de Nash-Sutcliffe e o desvio dos dados também foram calculados para comparação entre as simulações. O coeficiente de Nash-Sutcliffe indica quanto os valores se ajustam à reta 1:1. O coeficiente de Nash-Sutcliffe encontrado (CNS) foi de 0,985, e o desvio médio dos dados (D_v) dos valores absolutos foi de 19,02%. Pôde-se observar que o desvio foi

maior nos dias sem precipitação, logo após dias com eventos de precipitação. Nesses dias, o escoamento se mostrou sempre menor no modelo *Aquacycle* comparado ao Proposto.

A Figura 51 mostra as curvas de permanência de vazões diárias simuladas nos dois modelos.



Considerando que o modelo proposto foi embasado no *Aquacycle*, esses resultados de ajuste entre os dois modelos eram esperados e se mostraram satisfatórios. Uma das dificuldades encontradas por Carvalho (2016) referia-se à calibração do *Aquacycle* com os dados de escoamento fluvial observados, devido às falhas observadas nos valores do escoamento em dia de pico de precipitação.

5.2. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DOS PARÂMETROS

Para realizar a calibração do modelo proposto com os dados de escoamento observados, a análise de sensibilidade e de correlação dos parâmetros foi realizada. Essa análise mostra quais parâmetros de entrada precisam ser estimados com maior precisão pelo usuário do modelo. O objetivo foi avaliar os parâmetros referentes à modelagem de balanço hídrico e seus pesos nos resultados secundários do método. As variáveis analisadas estão apresentadas na Tabela 27. Além dos parâmetros de calibração, a análise foi realizada também para o percentual de substituição de água potável por água pluvial, com o objetivo verificar sua relação com os dados de saída.

Uma amostra de 130 simulações, pelo período de um ano de dados diários, foi utilizada para calcular a correlação entre eles. Os dados foram variados aleatoriamente com o uso da ferramenta $=ALEATÓRIO()*(x-y)+y$ do programa computacional *Microsoft Excel*.

Esta ferramenta varia os valores (do conjunto de números racionais) aleatoriamente dentro do intervalo (x, y) . As variáveis que possuem limites definidos foram variadas dentro da sua delimitação. Para as demais, que podem admitir valores maiores ou iguais a zero, o intervalo foi de zero ao dobro do valor utilizado por Carvalho (2016).

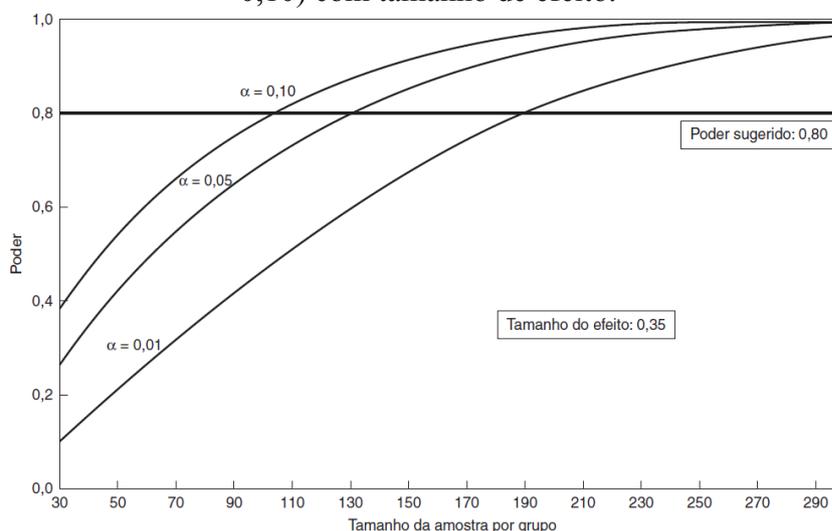
Tabela 27: Variáveis analisadas na análise de sensibilidade.

Variáveis independentes (dados de entrada do modelo proposto)	Símbolo	Unidade	Limites
Perda inicial máxima da área de telhado	RIL	mm	≥ 0
Perda inicial máxima de área de calçada	PIL	mm	≥ 0
Perda inicial máxima da área de rua	RDIL	mm	≥ 0
Área percentual do armazenamento PS1 (%)	A1	%	0 - 100
Percentual da área de telhado efetiva (%)	ERA	%	0 - 100
Percentual da área de calçada efetiva (%)	EPA	%	0 - 100
Percentual da área de rua efetiva (%)	ERDA	%	0 - 100
Capacidade máxima de armazenamento de água no solo 1 (mm)	PS1c	mm	> 0
Capacidade máxima de armazenamento de água no solo 2 (mm)	PS2c	mm	> 0
Nível mínimo necessário de armazenamento de água no solo	TG	relação	0 - 1
Índice de escoamento de base	BI	relação	0 - 1
Constante de recessão do escoamento de base	BRC	relação	0 - 1
Ligação irregular de esgoto na rede pluvial	IES	%	0 - 100
Ligação irregular de água pluvial na rede de esgoto	IAP	%	0 - 100
Percentual de substituição de aproveitamento de água pluvial	P _{subst}	%	1 - 100
Variáveis dependentes (dados de saída do modelo proposto)	Símbolo	Unidade	Limites
Escoamento superficial	IRUN	mm	≥ 0
Escoamento de base	BF	mm	≥ 0
Evaporação (Evapotranspiração + Evaporação)	E	mm	≥ 0
Escoamento fluvial	Rs	mm	≥ 0
Volume que sai da estação de tratamento de água e vai para distribuição	V _{eta}	mm	≥ 0
Volume que entra no componente consumidor	V _{con}	mm	≥ 0
Volume que é coletado e entra na estação de tratamento de esgoto	V _{etc}	mm	≥ 0

A definição do número de amostras foi embasada na Figura 52, que examina o poder para a maior parte dos testes de inferência estatística. Para definir o tamanho da amostra, é necessário estipular a significância e o poder estatístico, que se referem aos possíveis erros tipo I (*alfa*) e tipo II (*beta*), respectivamente, de resultado. O poder estatístico, segundo Hair et al. (2009), indica a probabilidade de rejeitar corretamente a hipótese nula. Para os autores, embora a especificação de *alfa* estabeleça o nível de significância estatística aceitável, é o nível de poder estatístico que aponta a probabilidade de sucesso em encontrar as diferenças. É necessário que haja um equilíbrio em definir a significância e o poder, pois os erros tipo I e II são inversamente proporcionais: quando o erro tipo I é mais restritivo, a probabilidade de erro tipo II aumenta (HAIR et al., 2009).

Cohen (2002) apud Hair et al. (2009) sugere que pesquisadores planejem seus estudos para um nível de poder de 0,80 no nível de significância desejado. Mas o poder não está apenas (inversamente) relacionado à significância e ao tamanho da amostra. Além disso, ele é determinado por mais um fator: tamanho de efeito. Basicamente, o poder de teste é a confiança para estimar um dado efeito. Quanto maior o tamanho do efeito, menor pode ser o tamanho da amostra, para obter o mesmo poder de teste estatístico. Quanto mais estrito o nível de significância, entretanto, maior a amostra necessária. Para avaliar as variáveis deste método, adotou-se nível de significância de 5% e o tamanho do efeito utilizado foi de 0,35, considerado como intermediário e sugerido por Cohen (2002) apud Hair et al. (2009).

Figura 52: Impacto do tamanho da amostra sobre poder para vários níveis alfa (0,01, 0,05, 0,10) com tamanho de efeito.



Fonte: Hair et al. (2009).

A primeira análise feita foi a observação visual dos gráficos de dispersão entre variáveis independentes e dependentes. A Figura 53 mostra que há relação entre algumas variáveis dependentes e independentes, como por exemplo, a relação já esperada entre índice de escoamento de base (BI) e escoamento de base (BF). Embora a correlação possa ser visualizada claramente entre algumas variáveis, ela não aparece de forma tão clara em outras. Para quantificar as relações através de um coeficiente, o teste de correlação de Spearman foi realizado (Tabela 28), depois de verificada a não normalidade por meio de Kolmogorov-Smirnov (Tabela 29).

Figura 53: Dispersão entre variáveis dependentes e independentes.

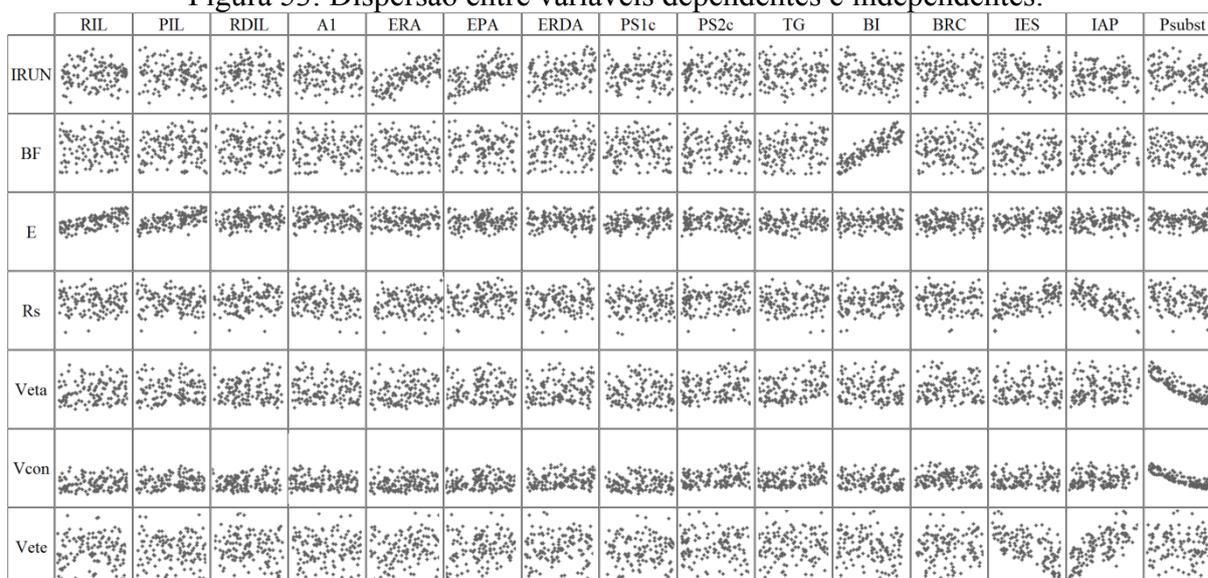


Tabela 28: Correlação entre variáveis dependentes e independentes

	RIL	PIL	RDIL	A1	ERA	EPA	ERDA	PS1c	PS2c	TG	BI	BRC	IES	IAP	Psubst
IRUN	0,00	-0,10	0,06	0,01	0,69**	0,55**	0,28**	-0,02	0,00	0,05	-0,05	-0,01	-0,19*	0,04	-0,20*
BF	-0,03	0,06	-0,02	0,04	-0,13	-0,02	0,04	-0,02	0,17	0,29**	0,88**	-0,02	0,07	0,20*	-0,26**
E	0,65**	0,61**	0,18*	-0,12	0,00	0,06	-0,05	0,30**	-0,07	0,08	0,05	-0,01	0,18*	0,19*	-0,14
Rs	-0,04	-0,03	0,16	0,00	0,09	0,08	0,08	-0,07	0,09	0,11	0,14	-0,01	0,53**	-0,62**	-0,23*
Veta	0,11	0,07	0,01	-0,06	0,10	0,08	0,18*	0,05	0,21*	0,37**	-0,08	0,03	0,04	0,17	-0,89**
Vcon	0,11	0,07	0,01	-0,06	0,10	0,08	0,18*	0,04	0,21*	0,37**	-0,08	0,03	0,04	0,17	-0,89**
Vete	0,02	-0,04	-0,09	0,03	0,20*	0,17	0,12	0,03	0,01	0,07	-0,16	0,05	-0,58**	0,68**	-0,12

** A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades).

* A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades).

Tabela 29: Teste de normalidade das variáveis dependentes e independentes.

Dados	Estatística	Número de dados	Significância	Dados	Estatística	Número de dados	Significância
RIL	0,078	130	0,053	BRC	0,091	130	0,012
PIL	0,106	130	0,001	IES	0,111	130	0,001
RDIL	0,079	130	0,047	IAP	0,098	130	0,004
A1	0,089	130	0,014	Psubst	0,087	130	0,018
ERA	0,06	130	0,2	IRUN	0,055	130	0,2
EPA	0,075	130	0,078	BF	0,061	130	0,2
ERDA	0,087	130	0,018	E	0,054	130	0,2
PS1c	0,084	130	0,028	Rs	0,052	130	0,2
PS2c	0,114	130	0	Veta	0,095	130	0,007
TG	0,098	130	0,004	Vcon	0,095	130	0,006
BI	0,093	130	0,008	Vete	0,057	130	0,2

O teste de correlação confirma a forte correlação entre algumas variáveis visualizada nos gráficos de dispersão. A capacidade de retenção inicial de água pelas superfícies impermeáveis, principalmente de telhado (RIL) e calçada (PIL), está mais fortemente

relacionada com a evaporação. As áreas efetivas de ruas (ERDA), calçadas (EPA) e telhados (ERA) estão relacionadas com o escoamento superficial de superfícies impermeáveis, como já era esperado. Percebe-se que o coeficiente de correlação das características de rua é sempre menor que das demais superfícies impermeáveis. Isso está relacionado com a área de cada superfície do estudo de caso. A área total de telhados é a maior entre elas, seguida da área total de calçadas e, por fim, de ruas. A forte correlação entre o coeficiente de escoamento de base e o escoamento de base também foi confirmada. Os parâmetros que apresentaram correlação mais forte com o escoamento fluvial (dado observado utilizado na calibração) foram os índices de ligações irregulares de esgoto sanitário e drenagem urbana.

Além desses parâmetros, o percentual de substituição de água potável por pluvial mostrou correlação com alguns dados de saída. A correlação foi fraca, porém existente, com os escoamentos e foi forte com os volumes de água produzido pela estação de tratamento de água e consumido pelo consumidor. A correlação negativa indica que quando há maior substituição de água potável por pluvial, menores são os escoamentos e os volumes.

Os parâmetros que não apresentaram correlação ou que apresentaram correlação baixa com nenhum dado de saída foram a porcentagem de área de armazenamento permeável do solo 1 (A1), a capacidade máxima de armazenamento do solo (PS1c e PS2c), o nível mínimo de armazenamento de umidade do solo (TG) e a constante de recessão do escoamento de base (BRC). Embora os resultados possuam significância mínima de 0,05 nas relações que apresentaram correlação, a amostra pode não ser representativa para as variáveis que não apresentaram. Por esse motivo, a análise de sensibilidade local foi realizada.

A análise de sensibilidade consistiu na alteração dos valores das variáveis independentes, um a um, e da observação dos resultados das variáveis dependentes. Um valor base foi estipulado, que corresponde à variação zero. Nas variáveis que possuem limite de 0 a 100%, o valor base foi de 50%. Nas variáveis que podem equivaler a valores maiores ou iguais a zero, o valor base utilizado foi o mesmo de Carvalho (2016). Foi considerado o mesmo valor para todos os grupos e blocos. A média ponderada com relação à área do grupo foi utilizada quando os valores adotados por Carvalho (2016) diferiram para cada grupo. A Tabela 30 mostra os valores base e sua variação. Essa análise resultou em gráficos que mostram a influência de cada parâmetro nos dados de saída do modelo (Figura 54). Alguns gráficos apresentaram comportamento não esperado quando as variáveis estão próximas de seus limites mínimos ou máximos. Esse comportamento não foi detectado na correlação. É o das variáveis capacidade máxima de armazenamento do solo (PS1c e PS2c), nível mínimo de

armazenamento de umidade do solo (TG) e constante de recessão do escoamento de base (BRC).

Tabela 30: Variação das variáveis para análise de sensibilidade.

Variável	Unidade	Base	-100%	-75%	-50%	-25%	25%	50%	75%	100%
RIL	mm	2,3	0	0,575	1,15	1,725	2,875	3,45	4,025	4,6
PIL	mm	2,4	0	0,6	1,2	1,8	3	3,6	4,2	4,8
RDIL	mm	2,4	0	0,6	1,2	1,8	3	3,6	4,2	4,8
A1	%	50	0	12,5	25	37,5	62,5	75	87,5	100
ERA	%	50	0	12,5	25	37,5	62,5	75	87,5	100
EPA	%	50	0	12,5	25	37,5	62,5	75	87,5	100
ERDA	%	50	0	12,5	25	37,5	62,5	75	87,5	100
PS1c	mm	13	0	3,25	6,5	9,75	16,25	19,5	22,75	26
PS2c	mm	96	0	24	48	72	120	144	168	192
TG	-	0,5	0	0,125	0,25	0,375	0,625	0,75	0,875	1
BI	-	0,5	0	0,125	0,25	0,375	0,625	0,75	0,875	1
BRC	-	0,5	0	0,125	0,25	0,375	0,625	0,75	0,875	1
IES	%	50	0	12,5	25	37,5	62,5	75	87,5	100
IAP	%	50	0	12,5	25	37,5	62,5	75	87,5	100
Psubst	%	50	0	12,5	25	37,5	62,5	75	87,5	100

Quando o nível mínimo de armazenamento de umidade no solo é alto, indica que a necessidade de irrigação para manter a vegetação é maior. Por esse motivo, para índices de TG altos, há aumento significativo no volume de água consumido, no escoamento de base e no escoamento fluvial. Observa-se variação brusca do penúltimo valor simulado (-75% de variação) para o último (-100% de variação) nas variáveis PS1c, PS2c e BRC. Por esse motivo, mais algumas simulações foram realizadas para essas três variáveis (Figura 55).

Quando a capacidade de armazenamento de água no solo (PS1c e PS2c) é muito pequena, há redução significativa (em torno de 25%) na evaporação. Isso acontece, pois a evapotranspiração está relacionada com a água presente no solo. A constante de recessão de escoamento de base (BRC) está diretamente relacionada à retirada de água subterrânea armazenada (recessão de água subterrânea) e dá origem ao fluxo de base dos rios. Embora a constante esteja limitada para valores entre zero e um, o valor calculado por Carvalho (2016) no programa computacional *BFLOW*, para a série de escoamento observado na estação fluviométrica do Rio Belém, foi de 0,0291. Variar a constante em valores próximos a esse, portanto, pode apresentar influência significativa nos escoamentos superficial e de base. Na análise local, quando os outros parâmetros referiam-se aos valores base, o uso de 0,01 e 0,05 para BRC resultou em uma diminuição de 25% e 50% no escoamento de base.

Figura 54: Análise de sensibilidade local das variáveis.

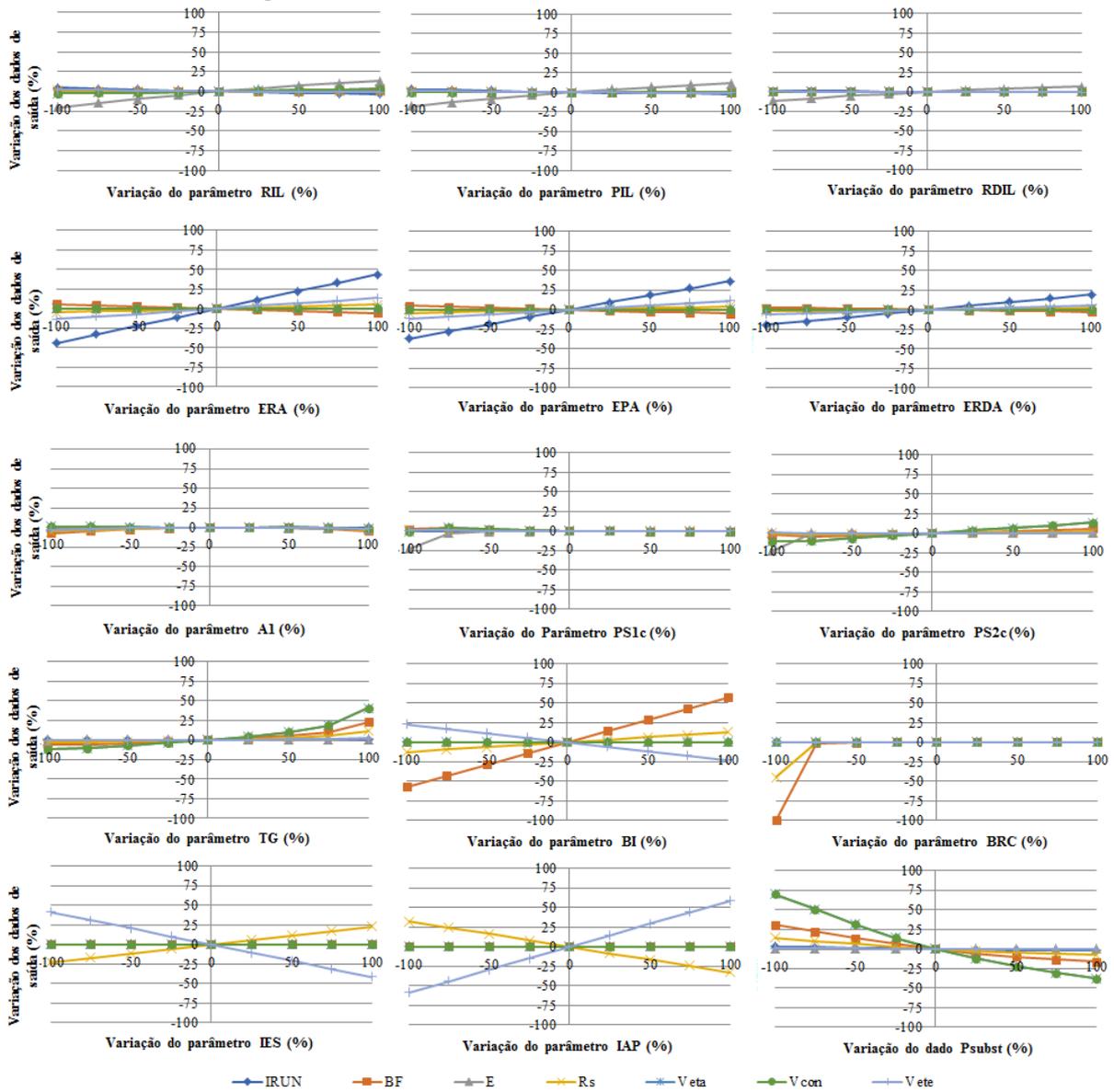
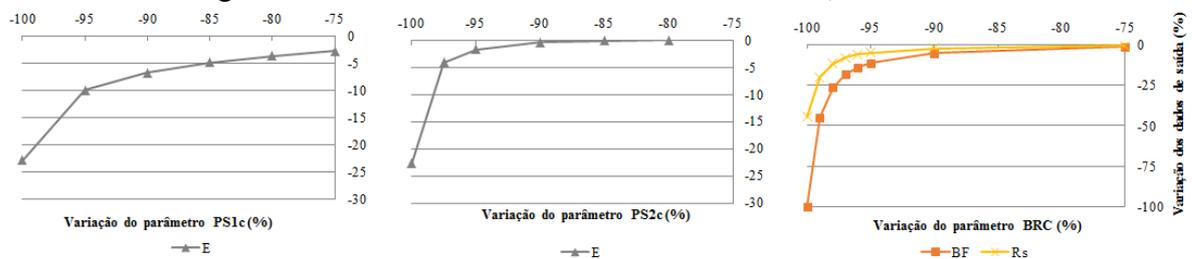


Figura 55: Análise de sensibilidade local de PS1c, PS2c e BRC.

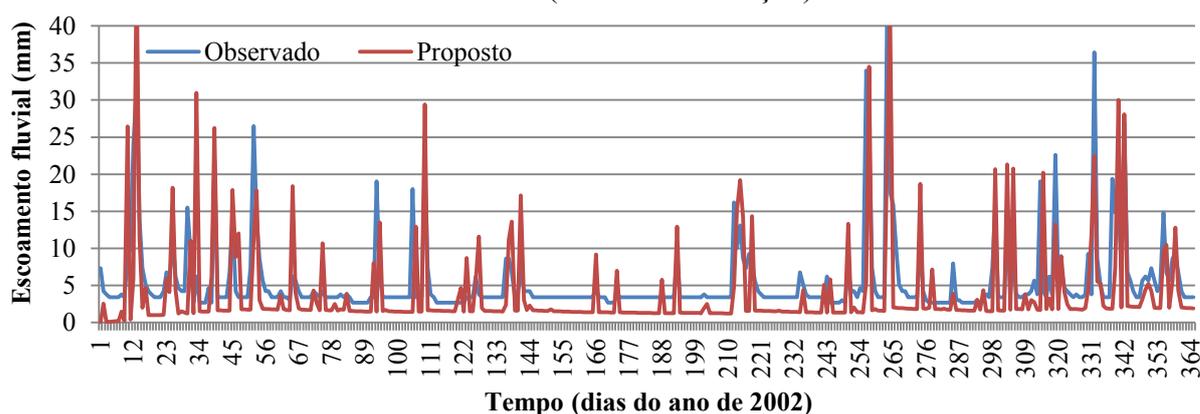


5.3. CALIBRAÇÃO DO MODELO COM DADOS OBSERVADOS

A calibração foi realizada com os dados de escoamento observados na estação fluviométrica Prado Velho. Utilizando os mesmos parâmetros da comparação do modelo proposto com o *Aquacycle*, a comparação da simulação do modelo proposto com a série observada mostrou que o fluxo de base, principalmente nos primeiros anos analisados, era maior na série observada, claramente perceptível para o ano de 2002 (Figura 56). Esse fato pode estar relacionado ao despejo de esgotamento sanitário de forma irregular. Os padrões de qualidade da água e o volume total escoado (maior que o volume precipitado) nos primeiros anos justifica essa hipótese. O escoamento fluvial médio anual observado no período de 2002 a 2012 foi de 1.564,93 mm, variando de 1.137,55 mm a 2152,03 mm, enquanto a precipitação média anual foi de 1.460,45 mm, variando de 1.130,50 mm a 1.857,40 mm.

Os gráficos do ano de 2002 estão sendo mostrados, pois este foi o ano em que houve maior coincidência entre os picos de precipitação com os picos de escoamento observados. Embora, este ano tenha apresentado maior escoamento fluvial observado, com escoamento de base elevado, a observação visual das linhas pode ser claramente observada. Todo o período foi utilizado para o cálculo das funções objetivo e analisado visualmente por meio de gráficos.

Figura 56: Escoamento fluvial observado e simulado pelo método proposto - dados diários do ano de 2002 (antes da calibração).



Durante todo o período analisado percebeu-se que havia dias de pico de precipitação em que não havia pico de escoamento e vice-versa. Essas divergências dificultam a calibração do modelo, pois, por meio do modelo matemático proposto, espera-se que os picos de precipitação e escoamento coincidam no mesmo dia. Por esse motivo, buscou-se ajustar o escoamento de base, considerando que há ligação irregular de água pluvial e esgotamento sanitário. Três parâmetros que apresentaram maior sensibilidade ao escoamento fluvial foram

utilizados: índice de ligação irregular de esgoto na rede de drenagem (IES), índice de ligação irregular de água pluvial na rede de esgoto (IAP) e índice de escoamento de base (BI). Com base nesta análise foram criados cenários para calibração do modelo com os dados medidos. A Tabela 31 mostra os resultados do coeficiente de Nash-Sutcliffe encontrado (CNS), coeficiente de determinação (R^2) desvio médio dos dados (D_v) dos valores absolutos para cada cenário.

Tabela 31: Resultados da calibração dos cenários.

Cenário	IES	IAP	BI	COE	R^2	D_v	Escoamento fluvial médio simulado (mm/ano)
C.1	40%	15%	0,52	0,27	0,19	55,56	1.598,90
C.2	40%	15%	0,64	0,32	0,19	53,72	1.607,02
C.3	40%	30%	0,52	0,39	0,19	49,61	1.464,38
C.4	40%	30%	0,64	0,42	0,19	48,16	1.481,37
C.5	50%	30%	0,52	0,39	0,19	49,43	1.519,39
C.6	50%	30%	0,64	0,42	0,19	48,51	1.536,38

Os valores do índice de escoamento de base utilizados foram obtidos da pesquisa Carvalho (2016), que encontrou três possibilidades para o índice por meio do programa computacional *BFLOW*. Os valores encontrados foram de 0,64, 0,56 e 0,52. Foram testados nos cenários o maior e o menor índice. O índice que mostrou melhor resultado por meio do coeficiente de Nash-Sutcliffe foi 0,64. O cenário que apresentou maior coeficiente de Nash-Sutcliffe e menor desvio foi o cenário C.4. Carvalho (2016) utilizou o ano de 2010 como ano de referência para realizar a Calibração da modelagem realizada no *Aquacycle* e obteve coeficiente de Nash-Sutcliffe de 0,57 para esse ano. O cenário C.4 no modelo proposto, para 2010, apresentou coeficiente de Nash-Sutcliffe de 0,49.

Este cenário utiliza 40% de ligação irregular de esgoto sanitário na rede de drenagem e 30% de ligação irregular de água pluvial na rede de esgoto. O primeiro justifica-se por meio de pesquisas citadas anteriormente. Ao adotar 30% de entrada de água pluvial na rede de esgoto, foi levado em consideração que o modelo proposto não estima a infiltração de água do solo saturado nas redes de esgoto. As Figuras 57 e 58 mostram o escoamento fluvial simulado e observado no ano de 2002 e o gráfico de permanência de vazões para o cenário C.4. A Figura 59 mostra o escoamento fluvial simulado e observado para o mesmo cenário, ao longo de todo o período analisado.

Figura 57: Escoamento fluvial observado e simulado pelo método proposto - dados diários do ano de 2002 (depois da calibração).

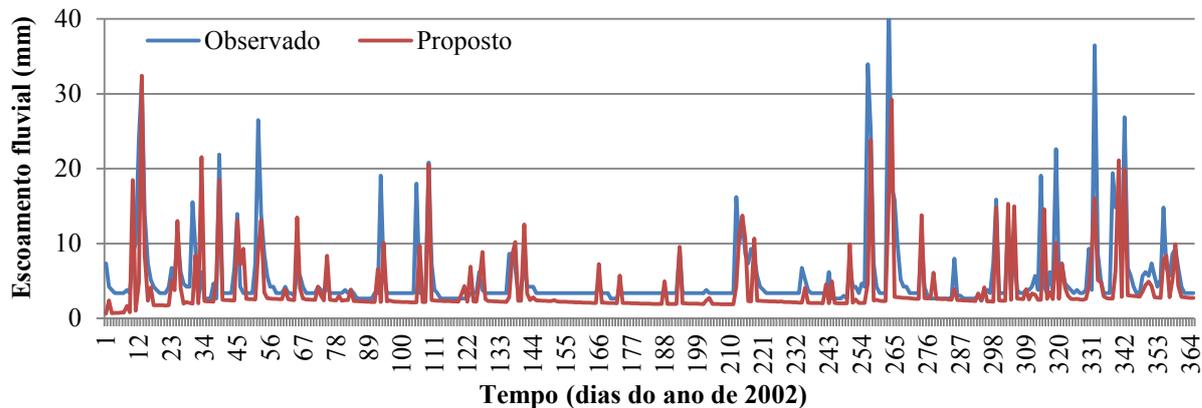


Figura 58: Curvas de permanência de vazões simulada e observada.

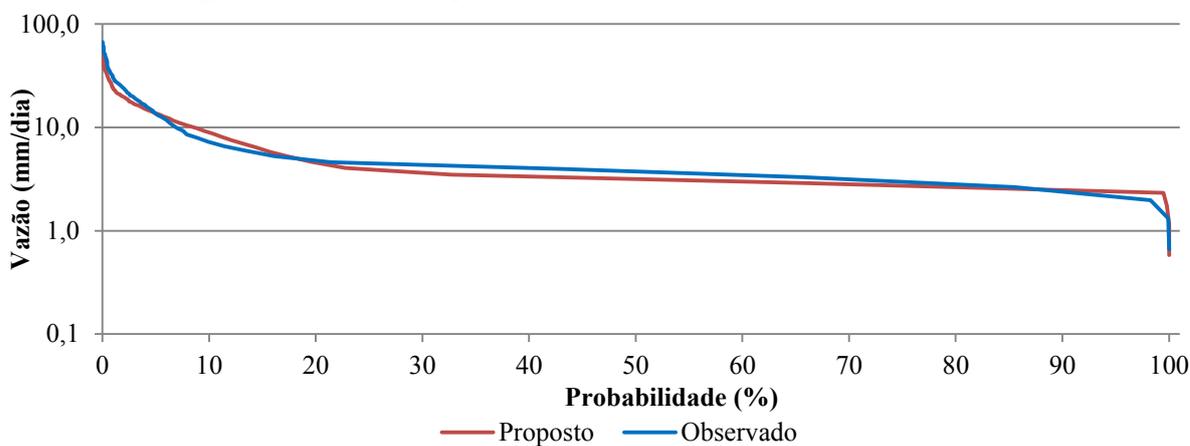
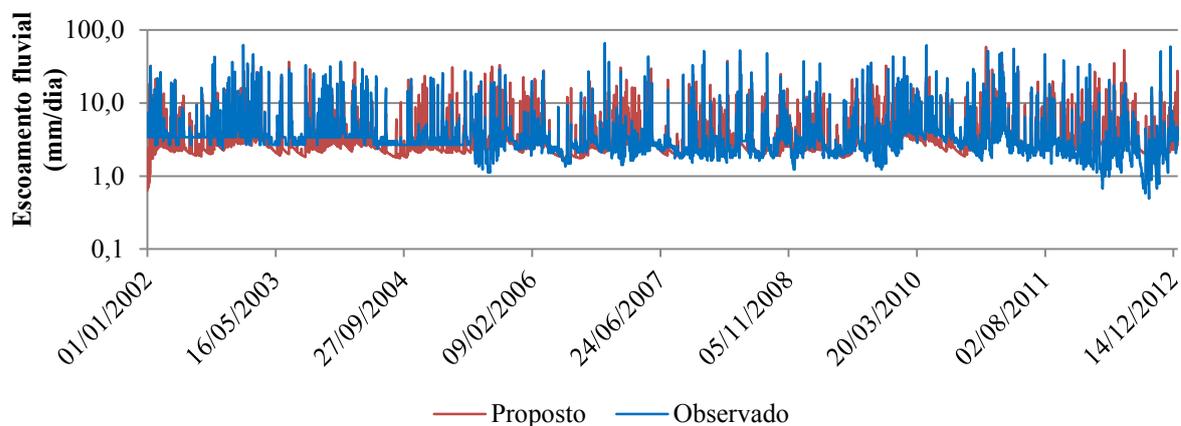


Figura 59: Escoamento fluvial diário simulado pelo método proposto e observado em todo o período analisado.



A Figura 60 mostra o escoamento simulado pelo método proposto e observado no ano de 2010, que apresentou maior coeficiente de Nash-Sutcliffe. Observa-se que, embora o escoamento de base esteja melhor ajustado que no ano de 2002 apresentado, há picos de

escoamento que não coincidem. Os picos de escoamento no modelo proposto ocorrem nos dias em que há picos de precipitação, enquanto no escoamento observado isso nem sempre acontece. Este comportamento acontece ao longo de toda a série de dados utilizada e pode ser observado nos últimos meses do ano de 2010 (Figura 61). A observação destes resultados divergentes entre precipitação e escoamento pode estar relacionada a uma série de fatores, como erros de medição, horários das medições, ligações irregulares e posicionamento das estações meteorológicas e fluviométricas na bacia hidrográfica de estudo.

Figura 60: Escoamento fluvial observado e simulado pelo método proposto - dados diários do ano de 2010.

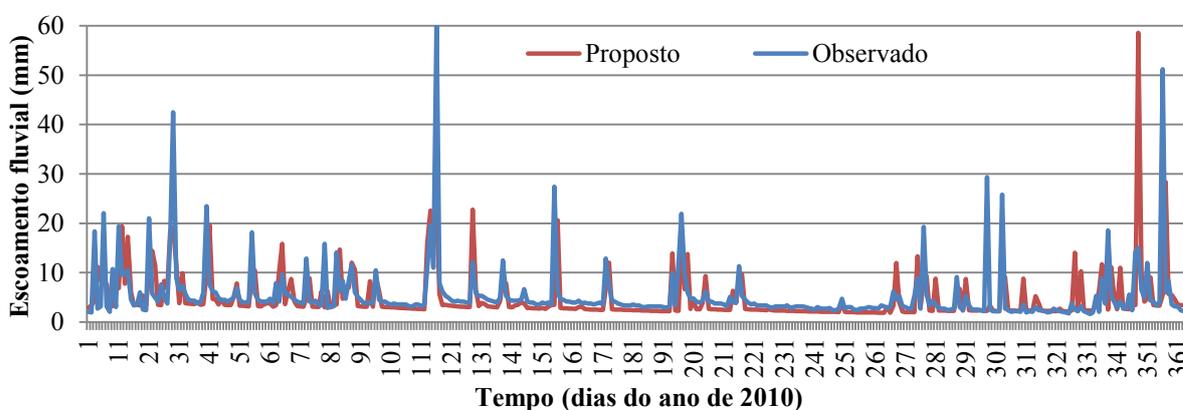
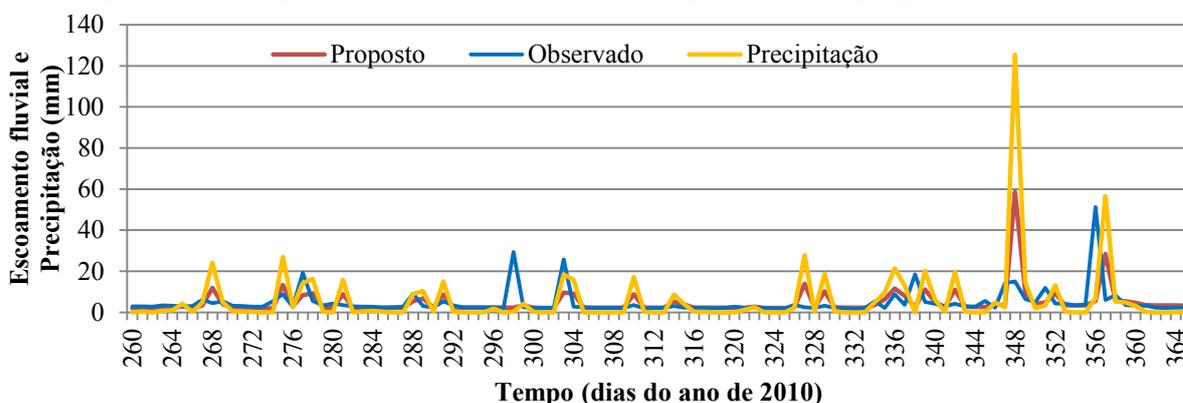


Figura 61: Precipitação e escoamento simulado pelo método proposto e observado.



O coeficiente de Nash-Sutcliffe demonstrou que o desempenho do modelo é considerado aceitável (entre 0,36 e 0,75), segundo Gottschalk e Motovilov (2000) apud Collischonn (2001). Para Moriasi et al. (2007), entretanto, esse valor está abaixo do que é considerado satisfatório (acima de 0,5). O desvio encontrado também foi alto, representando estimativas inadequadas de acordo com Liew et al. (2003). Para a correta calibração do modelo com dados observados, portanto, torna-se necessário realizar mais testes em outros estudos de caso com dados de precipitação e escoamento mais ajustados.

6. INVENTÁRIO E AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA

Este capítulo apresenta os procedimentos adotados para a definição do inventário e para avaliação de impacto de ciclo de vida. Da parte de inventário, são apresentados dados da modelagem de balanço hídrico, dos fluxos de água nos componentes e também dos materiais, produtos químicos e energia consumidos por cada componente do estudo de caso.

6.1. MODELAGEM DE BALANÇO HÍDRICO

A modelagem foi realizada para os grupos e blocos em dois cenários: com e sem aproveitamento de água pluvial nas edificações. Os dados de entrada utilizados nos dois cenários foram quantificados no Capítulo 4 e estão apresentados no Apêndice F.

Os dados de calibração utilizados para os grupos foram iguais aos que apresentaram melhor resultado no Capítulo 5 (Cenário C.4). Na simulação sem aproveitamento de água de chuva nas edificações, os resultados do coeficiente de Nash-Sutcliffe encontrado (COE), coeficiente de determinação (R^2) desvio médio dos dados (D_v) para todo o período de análise foram de 0,42, 0,19 e 49,81, respectivamente. Na simulação do ano de 2010, que apresenta dados de escoamentos observados mais coerentes com a precipitação, obteve-se coeficiente de Nash-Sutcliffe de 0,49. As Figuras 62 e 63 mostram o escoamento fluvial simulado e observado no período e o gráfico de permanência de vazões.

Figura 62: Escoamento fluvial diário simulado e observado em todo o período analisado.

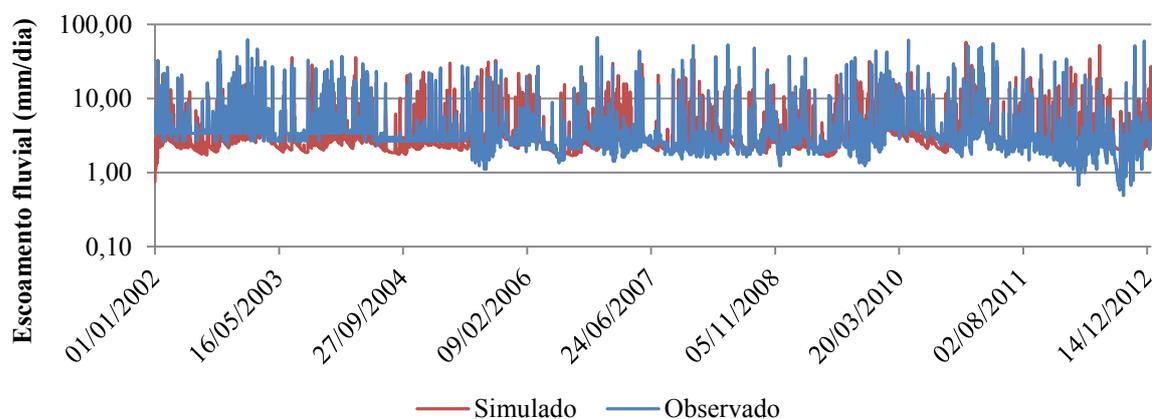
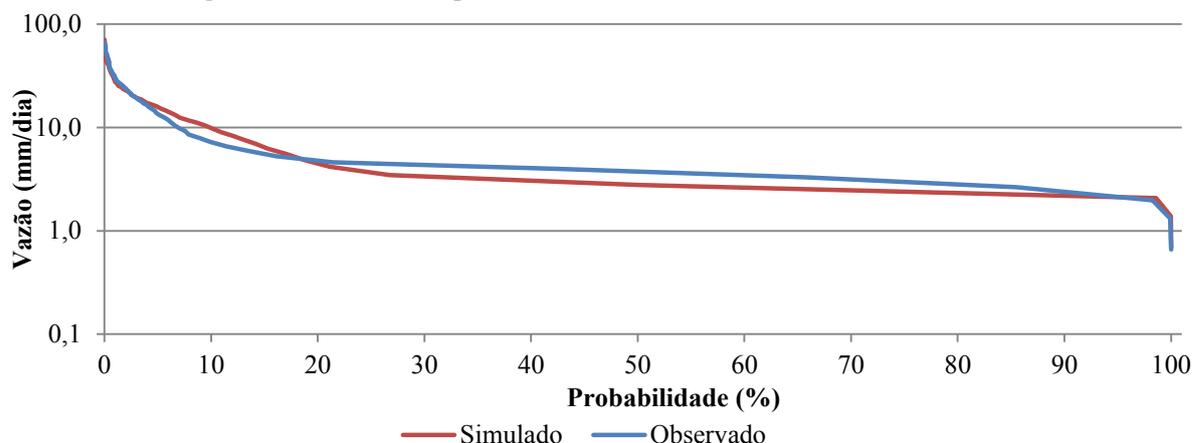


Figura 63: Curvas de permanência de vazões simulada e observada.



Embora a água consumida nesta simulação seja menor que na simulação com os dados de entrada de Carvalho (2016), não se observou diferença significativa nos resultados da calibração. Com consumo menor, é também menor o volume de água perdida em vazamentos e o volume de esgoto produzido. Em virtude disso, observa-se que o escoamento de base é menor nesta simulação e a curva de permanência de vazões distancia-se mais da observada, quando comparados à simulação anterior, cujos resultados foram apresentados no Capítulo 5.

Embora para Gottschalk e Motovilov (2000) apud Collischonn (2001) o desempenho do modelo é considerado aceitável, os resultados de desvio encontrados foram altos, representando baixa eficiência. Isto se deve, principalmente, às divergências entre os dados de precipitação e escoamento observados. Apesar disso, os resultados da modelagem de balanço hídrico foram utilizados para a continuidade da aplicação do modelo no estudo de caso, devido à falta de outros dados disponíveis.

6.2. FLUXOS DE ÁGUA NOS COMPONENTES

Os fluxos de água nos componentes foram obtidos por meio da modelagem de balanço hídrico realizada. Foram simulados dois cenários, com e sem aproveitamento de água pluvial. As Tabelas 32 e 33 mostram os fluxos unitários para os dois cenários.

Tabela 32: Fluxo unitário (m^3/m^3) – Cenário sem aproveitamento de água pluvial.

Componente	$V_{T_{in}}$	$V_{T_{out}}$	$V_{T_{outz}}$	V_R	V_L	V_P	V_C
Estação de tratamento de água	0,000	0,909	0,000	1,000	0,072	0,000	0,019
Distribuição de água potável	1,000	0,600	0,000	0,000	0,400	0,000	0,000
Consumidor	0,247	0,218	0,000	0,000	0,606	0,753	0,175
Drenagem Urbana	1,000	0,000	0,000	0,000	1,000	0,000	0,000
Coleta de esgoto sanitário	1,000	1,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Estação de tratamento de esgoto	1,000	0,000	0,002	0,000	0,900	0,000	0,098

Tabela 33: Fluxo unitário (m^3/m^3) – Cenário com aproveitamento de água pluvial.

Componente	$V_{T_{in}}$	$V_{T_{out}}$	$V_{T_{outz}}$	V_R	V_L	V_P	V_C
Estação de tratamento de água	0,000	0,909	0,000	1,000	0,072	0,000	0,019
Distribuição de água potável	1,000	0,600	0,000	0,000	0,400	0,000	0,000
Consumidor	0,202	0,214	0,000	0,000	0,603	0,798	0,183
Drenagem Urbana	1,000	0,000	0,000	0,000	1,000	0,000	0,000
Coleta de esgoto sanitário	1,000	1,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Estação de tratamento de esgoto	1,000	0,000	0,002	0,000	0,900	0,000	0,098

A diferença nos fluxos unitários acontece apenas no componente consumidor, que é o responsável pela instalação e uso dos sistemas de aproveitamento de água pluvial. Isto acontece devido ao fato de que o volume total de entrada de água de precipitação é igual nos dois cenários, enquanto o volume total de entrada de água proveniente da distribuição de água potável diminui quando há aproveitamento de água pluvial.

Os dados dos fluxos de água dos componentes estação de tratamento de água e estação de tratamento de esgoto não foram disponibilizados pela companhia responsável para realizar o cálculo do balanço de fluxo unitário. Esses dados foram, portanto, obtidos da literatura, conforme Loubet et al. (2016^a).

O volume total de água consumida pelo consumidor influencia os demais componentes, embora o fluxo unitário desses não seja alterado. As Tabelas 34 e 35 mostram os fluxos volumétricos anuais dos componentes, para os dois cenários.

Tabela 34: Fluxos volumétricos anuais dos componentes sem aproveitamento de água pluvial.

Componente	Fluxo volumétrico anual (m^3) – Cenário sem aproveitamento de água pluvial nas edificações						
	$V_{T_{in}}$	$V_{T_{out}}$	$V_{T_{outz}}$	V_R	V_L	V_P	V_C
Estação de tratamento de água	0,00	26.827.158,97	938,51	29.512.826,15	2.124.923,48	0,00	559.805,19
Distribuição de água potável	26.827.158,97	16.096.295,38	0,00	0,00	10.730.863,59	0,00	0,00
Consumidor	16.096.295,38	14.228.550,71	0,00	0,00	39.513.004,53	49.058.749,33	11.413.489,47
Drenagem Urbana	30.595.227,03	0,00	0,00	0,00	30.595.227,03	0,00	0,00
Coleta de esgoto sanitário	20.010.652,46	20.010.652,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Estação de tratamento de esgoto	20.010.652,46	0,00	37.019,71	0,00	18.009.587,21	0,00	1.964.045,54

Tabela 35: Fluxos volumétricos anuais dos componentes com aproveitamento de água pluvial.

Componente	Fluxo volumétrico anual (m^3) – Cenário com aproveitamento de água pluvial nas edificações						
	$V_{T_{in}}$	$V_{T_{out}}$	$V_{T_{outz}}$	V_R	V_L	V_P	V_C
Estação de tratamento de água	0,00	20.639.038,89	722,03	22.705.213,30	1.634.775,36	0,00	430.677,03
Distribuição de água potável	20.639.038,89	12.383.492,94	0,00	0,00	8.255.545,95	0,00	0,00
Consumidor	12.383.492,94	13.139.772,79	0,00	0,00	37.035.023,62	49.058.749,33	11.267.445,86
Drenagem Urbana	25.273.919,65	0,00	0,00	0,00	25.273.919,65	0,00	0,00
Coleta de esgoto sanitário	17.730.103,61	17.730.103,61	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Estação de tratamento de esgoto	17.730.103,61	0,00	32.800,69	0,00	15.957.093,25	0,00	1.740.209,67

Os fluxos de água do componente consumidor referem-se ao ciclo de água que passa pelo bloco, composto pelo lote e edificação. A entrada de água se dá por meio de precipitação (V_P), de poços tubulares profundos quando utilizados (V_R) e do componente de distribuição de água potável ($V_{T_{in}}$). As saídas de água podem ser em forma de lodo ($V_{T_{outz}}$) quando se utiliza sistema de tratamento de esgoto descentralizado, ou esgoto sanitário coletado pela companhia ($V_{T_{out}}$). Há fluxo de água saindo também em forma de evaporação (V_C) e água sendo lançada novamente no meio (V_L), através de escoamento e infiltração de água no solo.

Quando se faz a simulação do cenário com aproveitamento de água pluvial nas edificações do estudo de caso, percebe-se que há redução significativa de consumo de água potável e de lançamento de água no meio. As saídas em forma de lançamento e esgoto são influenciadas pelas ligações irregulares e, por esse motivo, diferem nos dois cenários. Não foi considerado uso de poço tubular profundo e de sistemas de tratamento de esgoto descentralizado neste estudo de caso. As Tabelas 36 e 37 mostram os fluxos de água correspondentes de cada bloco do componente consumidor para os dois cenários.

Tabela 36: Fluxos volumétricos anuais dos blocos sem aproveitamento de água pluvial.

Componente	Fluxo volumétrico anual (m^3) – Cenário sem aproveitamento de água pluvial nas edificações						
	$V_{T_{in}}$	$V_{T_{out}}$	$V_{T_{outz}}$	V_R	V_L	V_P	V_C
Lote vago	937,60	0,00	0,00	0,00	5.711.868,85	7.442.401,67	1.731.470,41
Residencial - 2 pavimentos	4.653.904,61	4.114.125,24	0,00	0,00	16.831.037,45	21.230.528,08	4.939.270,00
Residencial - 6 pavimentos	5.259.650,28	4.649.613,99	0,00	0,00	4.236.733,13	4.726.258,02	1.099.561,18
Residencial - 20 pavimentos	1.816.795,20	1.606.075,67	0,00	0,00	877.709,51	869.211,54	202.221,56
Comercial - 2 pavimentos	2.311.898,46	2.043.754,79	0,00	0,00	7.776.896,18	9.785.295,90	2.276.543,39
Comercial - 6 pavimentos	1.424.196,57	1.259.012,28	0,00	0,00	2.151.580,25	2.588.642,03	602.246,06
Comercial - 20 pavimentos	234.327,77	207.149,46	0,00	0,00	126.768,25	129.784,14	30.194,20
Público - 2 pavimentos	109.504,76	96.803,94	0,00	0,00	266.603,55	330.882,30	76.979,57
Público - 6 pavimentos	278.273,36	245.998,05	0,00	0,00	1.425.966,49	1.816.237,86	422.546,68
Industrial	6.806,76	6.017,28	0,00	0,00	107.840,87	139.507,80	32.456,41

Tabela 37: Fluxos volumétricos anuais dos blocos com aproveitamento de água pluvial.

Componente	Fluxo volumétrico anual (m^3) – Cenário com aproveitamento de água pluvial nas edificações						
	$V_{T_{in}}$	$V_{T_{out}}$	$V_{T_{outz}}$	V_R	V_L	V_P	V_C
Lote vago	937,60	0,00	0,00	0,00	5.711.868,85	7.442.401,67	1.731.470,41
Residencial - 2 pavimentos	2.451.178,39	2.600.969,08	0,00	0,00	16.204.666,77	21.230.528,08	4.876.070,61
Residencial - 6 pavimentos	4.959.283,16	5.262.441,19	0,00	0,00	3.337.608,49	4.726.258,02	1.085.491,50
Residencial - 20 pavimentos	1.804.285,51	1.914.519,56	0,00	0,00	559.344,01	869.211,54	199.633,49
Comercial - 2 pavimentos	1.362.123,89	1.445.320,33	0,00	0,00	7.454.685,43	9.785.295,90	2.247.414,03
Comercial - 6 pavimentos	1.261.084,85	1.338.102,88	0,00	0,00	1.917.084,39	2.588.642,03	594.539,61
Comercial - 20 pavimentos	232.897,44	247.043,15	0,00	0,00	85.831,18	129.784,14	29.807,25
Público - 2 pavimentos	74.476,24	78.934,70	0,00	0,00	250.429,84	330.882,30	75.994,00
Público - 6 pavimentos	232.705,50	246.839,48	0,00	0,00	1.384.964,37	1.816.237,86	417.139,51
Industrial	4.520,35	4.701,10	0,00	0,00	107.286,54	139.507,80	32.040,51

Para realizar a avaliação de impacto ambiental, por meio das categorias de impacto da ACV, os fluxos volumétricos de água devem ser multiplicados pelos impactos relativos ao consumo de energia e produtos químicos. Os fluxos a serem multiplicados pelas categorias de impacto dos componentes de tecnologia nos dois cenários estão apresentados na Tabela 38.

Tabela 38: Fluxos de água para quantificação de impactos dos componentes de tecnologia.

Componente de tecnologia	Estação de tratamento de água	Distribuição de água potável	Coleta de esgoto sanitário	Estação de tratamento de esgoto
Fluxo anual (m ³)	V _R	V _{T_{in}}	V _{T_{in}}	V _{T_{in}}
Sem aproveitamento de água pluvial	29.512.826,15	26.827.158,97	20.010.652,46	20.010.652,46
Com aproveitamento de água pluvial	22.705.213,30	20.639.038,89	17.730.103,61	17.730.103,61

A Tabela 39 mostra os fluxos dos blocos do componente consumidor. Para este componente foram quantificados os fluxos para o consumo potável e não potável nos dois cenários. Cada um desses fluxos deve ser multiplicado pelas categorias de impacto referentes aos produtos químicos e energia consumidos pelo sistema convencional (sem aproveitamento) ou pelo sistema com aproveitamento.

Tabela 39: Fluxos de água para quantificação de impactos do componente consumidor.

Cenários	Sem aproveitamento		Com aproveitamento	
	Fluxo água potável	Fluxo água não potável	Fluxo água potável	Fluxo água não potável
Componente consumidor				
Lote vago	937,60	0,00	937,60	0,00
Residencial - 2 pavimentos	4.653.904,61	0,00	2.451.178,39	2.202.726,22
Residencial - 6 pavimentos	5.259.650,28	0,00	4.959.283,16	300.367,13
Residencial - 20 pavimentos	1.816.795,20	0,00	1.804.285,51	12.509,68
Comercial - 2 pavimentos	2.311.898,46	0,00	1.362.123,89	949.774,57
Comercial - 6 pavimentos	1.424.196,57	0,00	1.261.084,85	163.111,72
Comercial - 20 pavimentos	234.327,77	0,00	232.897,44	1.430,33
Público - 2 pavimentos	109.504,76	0,00	74.476,24	35.028,52
Público - 6 pavimentos	278.273,36	0,00	232.705,50	45.567,86
Industrial	6.806,76	0,00	4.520,35	2.286,41

6.3. FLUXOS DE MATERIAIS, PRODUTOS QUÍMICOS E ENERGIA

A quantificação dos dados referente aos materiais, produtos químicos e energia consumida nas etapas do ciclo de vida está descrita nesta seção. A Sanepar forneceu os dados para os componentes de tecnologia. Para os blocos de edificações referentes aos consumidores, os dados foram estimados a partir de projetos hidrossanitários. A massa e a vida útil dos materiais e equipamentos foram especificados por meio de normas, revisão de literatura e taxa de depreciação (disponibilizada pela Sanepar). Os processos utilizados para a

avaliação de ciclo de vida estão relacionados à infraestrutura (instalação/construção e destinação final dos materiais) e à operação (produtos químicos e energia). Todos os quantitativos e processos do *Ecoinvent* explicitados nesta Seção e utilizados para os inventários dos componentes de tecnologia estão apresentados no Apêndice G e do componente consumidor, no Apêndice H.

6.3.1. Componente estação de tratamento de água

O abastecimento da região de estudo é feito por meio de um sistema integrado, composto pelos sistemas de produção de água tratada Iguaçu e Irai. Ambos os sistemas são formados por captação, elevatória, adutora de água bruta, e estação de tratamento de água. As estações de tratamento são convencionais completas, ou seja, são compostas pelas técnicas de tratamento que incluem floculação, flotação, filtração, fluoretação e desinfecção. Após o tratamento, a água é armazenada e encaminhada para distribuição.

Devido à falta de informações locais suficientes para a quantificação de todos os materiais e equipamentos envolvidos para construção e manutenção das estações de tratamento de água, estes foram estimados por meio do banco de dados *Ecoinvent*. Para a escolha do *dataset* do *Ecoinvent* foi levado em consideração o tipo de tratamento e a vazão de água necessária para atender a área de estudo. Quanto à operação, os dados de produtos químicos e a energia consumida para tratar um metro cúbico de água foram disponibilizados pela Sanepar.

6.3.2. Componente distribuição de água

A distribuição de água potável contribui para impactos de infraestrutura e consumo de energia. As tubulações e conexões, os sistemas de bombeamento e os reservatórios fazem parte da infraestrutura. A Sanepar forneceu os projetos das zonas de abastecimento em formato *.dwg*. A quantificação das tubulações compostas por materiais e diâmetros distintos foi feita de acordo com os *layers* do projeto por meio do aplicativo *Acadútil*. A Figura 64 ilustra os materiais utilizados nas tubulações de distribuição.

Além das tubulações, os centros de reservação e os sistemas de bombeamento fazem parte da distribuição de água. Foram quantificados nove centros de reservação dentro da área de estudo (conforme foi mostrado por meio da Tabela 17). Alguns desses centros, entretanto, atendem a uma área maior que a área de estudo. Nesses casos, o quantitativo de materiais

referente aos reservatórios foi multiplicado pelo percentual da área de atendimento inserida na área de estudo, conforme Tabela 40.

Figura 64: Materiais das tubulações de distribuição de água.

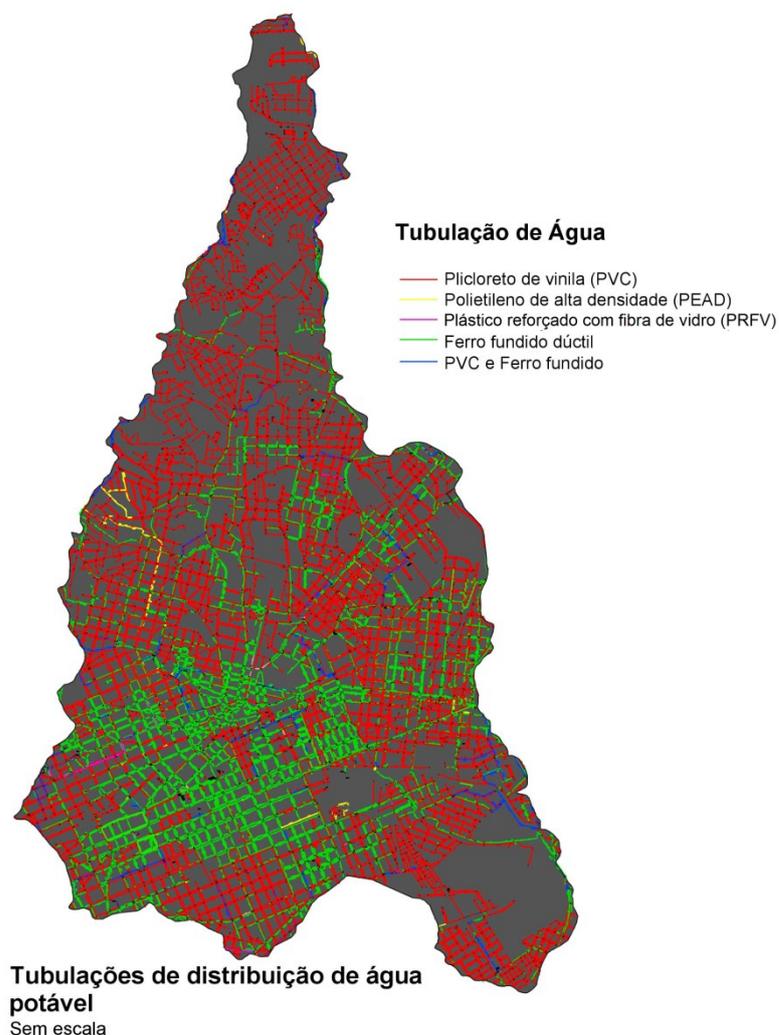


Tabela 40: Percentual da área de cada centro de reservação inserida na área de estudo.

Central de Reservação	Cajuru	Mercês	São Francisco	Batel	Bacacheri	Santa Cândida	Cachoeira	Corte Branco	Parolin
Percentual de área dentro da área de estudo	75,13%	50,01%	100,00%	59,76%	41,60%	44,10%	51,88%	8,29%	39,48%
Volume do reservatório (m ³)	22.000	15.000	6.000	16.000	9.000	7.000	5.000	28.000	15.000

Alguns dos reservatórios da cidade de Curitiba tornaram-se patrimônios tombados e outros são pontos turísticos, com painéis de artistas locais. Para este estudo de caso considerou-se que os reservatórios foram construídos em concreto armado, em formato retangular para comportar o seu volume. Itens artísticos e arquitetônicos não foram quantificados.

Ainda sobre a infraestrutura, os *boosters* e motobombas utilizados para o transporte da água foram quantificados em massa. A especificação dos motores e motobombas também foi fornecida pela Sanepar. Os motores especificados, cujos dados de massa não foram encontrados, foram substituídos por similares.

A operação do sistema de distribuição de água está associado ao consumo de energia. A Sanepar disponibilizou dados referentes ao consumo de energia de cada zona de abastecimento referente ao mês de novembro de 2015. Para obter o consumo de energia por metro cúbico de água transportada, dividiu-se o consumo de energia pelo volume transportado de cada zona. O consumo de energia médio, ponderado pelo volume consumido, foi de 0,29 kWh/m³.

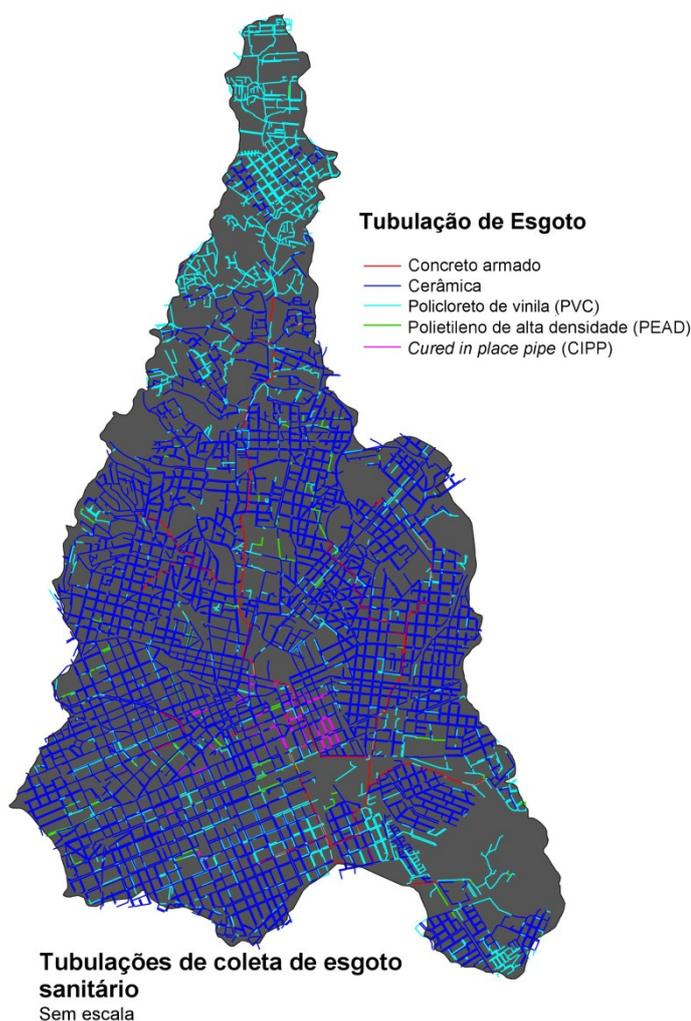
6.3.3. Componente coleta de esgoto sanitário

A coleta de esgoto sanitário é encaminhada por gravidade à estação de tratamento de esgoto Belém. Não há, portanto, consumo de energia no transporte e também não foi considerado o consumo de produtos químicos neste componente (devido à falta de dados disponíveis). Da mesma maneira que o componente distribuição de água potável, as tubulações e conexões foram quantificadas com base nos projetos disponibilizados em formato *.dwg* pela Sanepar, por meio do aplicativo *Acadútil*. A Figura 65 ilustra os materiais utilizados nas tubulações de coleta de esgoto.

6.3.4. Componente tratamento de esgoto sanitário

Os dados da estação de tratamento de esgoto Belém não foram disponibilizados e por esse motivo foram utilizados dados da literatura e do banco de dados *Ecoinvent*. Do inventário utilizado por Loubet et al. (2016a) foram utilizados os dados de consumo de produtos químicos para tratamento de 1 m³ de esgoto, por tratamento convencional. Os dados de consumo de energia foram obtidos do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2019), para a cidade de Curitiba (0,22 kWh/m³). A infraestrutura foi estimada com base no banco de dados *Ecoinvent*, levando em consideração o tipo de tratamento e o volume anual de esgoto tratado da área de estudo. A utilização de lodo para geração de energia não foi considerada.

Figura 65: Materiais das tubulações de coleta de esgoto sanitário.



6.3.5. Componente consumidor

A estimativa dos materiais relativos às tubulações, às conexões e aos aparelhos hidráulicos e sanitários de cada edificação tipo dos blocos foi feita por meio da quantificação de projetos hidrossanitários. Os quantitativos hidráulicos dos projetos disponibilizados foram relacionados com a sua área, para cada tipologia da edificação (residencial unifamiliar, residencial multifamiliar, comercial/pública e industrial) gerando uma taxa de massa de material por área. A estimativa dos materiais para as edificações tipo de cada bloco foi feita a partir da multiplicação da sua área pela média das taxas referente à mesma tipologia de edificação. Os valores obtidos em cada projeto, a média, o desvio e o erro padrão dessa taxa estão apresentados no Apêndice H.

Os reservatórios de água potável de cada edificação tipo foram quantificados por meio do volume de água consumido em cada bloco. Considerou-se que os volumes dos

reservatórios foram dimensionados para atender a uma determinada demanda, maior que o volume diário consumido, como normalmente acontece com projetos hidrossanitários. A demanda quantificada em projeto leva em consideração o número de pessoas por unidade habitacional ou por área comercial, dependendo do uso. Como esses dados não são conhecidos, os volumes consumidos pelas edificações unifamiliares foram comparados à demanda recomendada pelo manual de projetos hidrossanitários da Sanepar (SANEPAR, 2019). Essa recomendação é de cinco pessoas por unidade e demanda de 150 litros por pessoa por dia. Neste caso, considerar a demanda igual a duas vezes o consumo micromedido atende ao mínimo exigido pelo manual. Portanto, para estimar o volume dos reservatórios de cada edificação tipo, assumiu-se que a demanda é o dobro do consumo.

Os reservatórios superior e inferior das edificações com mais de dois pavimentos foram divididos para atender 40% e 60% da demanda diária, respectivamente. O manual de projetos hidrossanitários da Sanepar (SANEPAR, 2019) recomenda que os reservatórios com volumes iguais ou superiores a 10 m³ devem possuir dois compartimentos. Considerou-se, nestes casos, o uso de dois ou mais reservatórios.

As edificações com mais de dois pavimentos devem possuir reservatório superior e inferior, o que indica a necessidade de bombeamento. O dimensionamento das motobombas foi feito para o recalque da água considerando três metros de pé direito, dois e quatro metros de sucção para as edificações com seis e vinte pavimentos respectivamente, e dez metros de tubulação horizontal. Do comprimento total, considerou-se 10% do comprimento como sendo as perdas de carga localizadas e nas tubulações. Os tempos de funcionamento das motobombas selecionadas foram estimados considerando a vazão com melhor rendimento para a altura manométrica quantificada, para atender ao volume diário consumido. Dessa maneira, nas edificações com seis pavimentos, adotou-se motobomba monoestágio (Schneider BC92 1A – 1CV), e nas edificações com vinte pavimentos, motobombas multiestágio (Schneider VME3 – 2CV).

A energia consumida pelas motobombas foi quantificada para o fluxo de referência de 1 m³. Primeiramente, o consumo diário de operação das motobombas foi estimado por meio da Equação 13.

$$E_{mb} = \frac{(P_m \times t)}{\eta} + sp \times e_{sp} \quad (13)$$

Onde E_{mb} é o consumo diário de energia da motobomba (kWh/dia), P_m é a potência da motobomba (kW), t é o tempo de funcionamento da motobomba (h/dia), η é a eficiência da

motobomba (adimensional), sp é o número de partidas da mototomba (vezes/dia) e e_{sp} é o consumo de energia elétrica para o arranque da motobombas.

Segundo Retamal et al. (2009), o consumo energético de arranque da motobomba é igual ao consumo em operação por 30 segundos. Além dessa premissa, assumiu-se o acionamento uma vez ao dia. Para a obtenção do consumo de energia por metro cúbico, dividiu-se o consumo diário de energia pelo consumo diário de água potável. Não houve variação significativa nos consumo de energia entre edificações com o mesmo número de pavimentos. Nas edificações com seis pavimentos o consumo de energia médio foi de 0,41 kWh/m³, com desvio padrão de 0,0016 kWh/m³. Nas edificações com vinte pavimentos o consumo médio foi de 0,78 kWh/m³, com desvio padrão de 0,0005 kWh/m³.

Aos quantitativos estimados dos projetos, foram adicionados os materiais necessários para a instalação de aproveitamento de água pluvial dimensionado, para quantificar o cenário com aproveitamento de água pluvial. Este quantitativo também foi extrapolado para as edificações mapeadas, sem projeto, com o uso da taxa de massa de material por área edificada. Os volumes dos reservatórios superiores foram quantificados para atender à demanda diária e os inferiores por meio do Netuno.

Além do bombeamento da água nas edificações com seis e vinte pavimentos, quando se faz o aproveitamento de água pluvial, há a necessidade de bombeamento inclusive nas edificações com dois pavimentos. A motobomba dimensionada para essas edificações é monoestágio (Schneider BCR2010 - 1/2CV). O consumo de energia médio nas edificações de dois, seis e vinte pavimentos foi de 0,34 kWh/m³, 0,43 kWh/m³ e 0,80 kWh/m³, respectivamente.

As massas foram estimadas para os materiais de tubulações (PVC, PPR e concreto armado), registros e metais (liga de cobre), caixas de gordura, passagem e inspeção (concreto armado), louças (cerâmica), reservatórios (polietileno) e motobombas (ferro fundido). Os materiais elétricos necessários para instalações hidráulicas, o consumo de energia para aquecimento da água e os aquecedores não foram considerados neste estudo.

6.4. AVALIAÇÃO DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA

Os impactos foram quantificados e avaliados por meio da utilização do programa computacional *Simapro – versão 9.0* (PRE CONSULTANTS, 2019) de acordo com o método de avaliação de impacto *ReCiPe H* (versão 2016). Este método possui duas formas de

apresentar as categorias de impacto: *midpoints* e *endpoints*. São dezoito categorias de impacto *midpoints* e três, *endpoints*. As categorias *midpoints* são: Mudanças climáticas, Depleção da camada de ozônio, Radiação ionizante, Formação de ozônio (saúde humana), Formação de material particulado, Formação de ozônio (ecossistema territorial), Acidificação terrestre, Eutrofização de água doce, Eutrofização marinha, Ecotoxicidade terrestre, Ecotoxicidade de água doce, Ecotoxicidade marinha, Toxicidade humana – cancerígena, Toxicidade humana – não cancerígena, Uso do solo, Depleção de minérios, Depleção de combustíveis fósseis e Depleção de água. As categorias *endpoints* são: efeitos na saúde humana, efeitos na biodiversidade e escassez de recursos.

Converter categorias *midpoints* para *endpoints* simplifica a interpretação da avaliação de impacto de ciclo de vida. Entretanto, juntamente com cada etapa de agregação há aumento das incertezas dos resultados. Considerando as incertezas envolvidas no inventário de ciclo de vida dos materiais envolvidos, devido às simplificações e falta de dados locais, somente as categorias *midpoints* foram analisadas neste estudo de caso.

Para a criação dos vetores de impactos relacionados à infraestrutura (I^{infra}) e para operação (energia: I^{ener} e produtos químicos: I^{quim}), foram criados *Datasets* no Simapro com a representação de cada vetor. Os materiais totais utilizados ao longo de toda a vida útil do componente foram inseridos nos *Datasets* de infraestrutura. Posteriormente, como mostrado no método, esses impactos foram divididos pela vida útil média de cada componente. Como os componentes são compostos por materiais com vida útil distinta, utilizou-se a vida útil média ponderada pela massa dos materiais envolvidos. Os dados de produtos químicos para tratar 1 m³ de água e energia para transportar e tratar 1 m³ de água foram inseridos nos *Datasets* relativos à operação. Na sequência, esses impactos foram multiplicados pelo fluxo total de água correspondente a cada componente, ao longo de um ano.

A avaliação de impacto de ciclo de vida compreendeu a verificação dos impactos correspondentes a cada componente de tecnologia e consumidor. Dentro do componente consumidor, foram avaliados os impactos em cada bloco. Com o cálculo da taxa impacto/serviço foi possível avaliar o impacto por bloco do componente consumidor, por usuário de cada bloco e por metro cúbico de água consumida.

7. DADOS DE SAÍDA E AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS

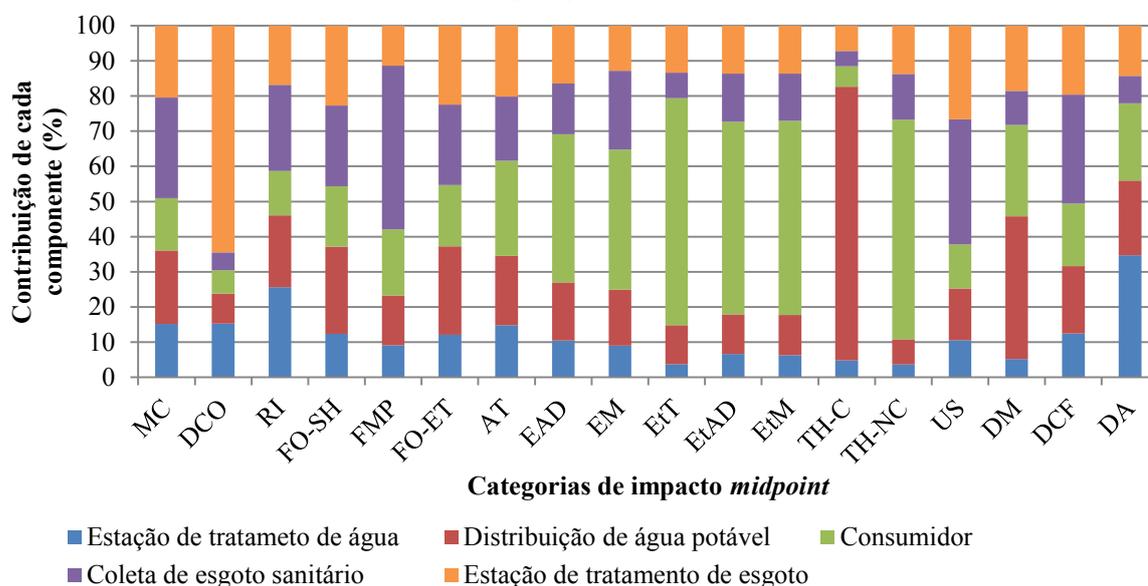
Este capítulo tem como objetivo apresentar os dados de saída e avaliar os resultados de impacto ambiental da implantação do método no estudo de caso. Ademais, relatam-se as limitações e dificuldades associadas à aplicação do método.

7.1. AVALIAÇÃO DE RESULTADOS PRINCIPAIS

Os resultados principais estão relacionados com cada categoria de impacto avaliada. Como mencionado no capítulo anterior, foram analisados os impactos *midpoint* de cada componente do sistema urbano de água, para cada cenário. A avaliação dos resultados inclui o levantamento dos processos mais impactantes e das categorias de impacto mais relevantes.

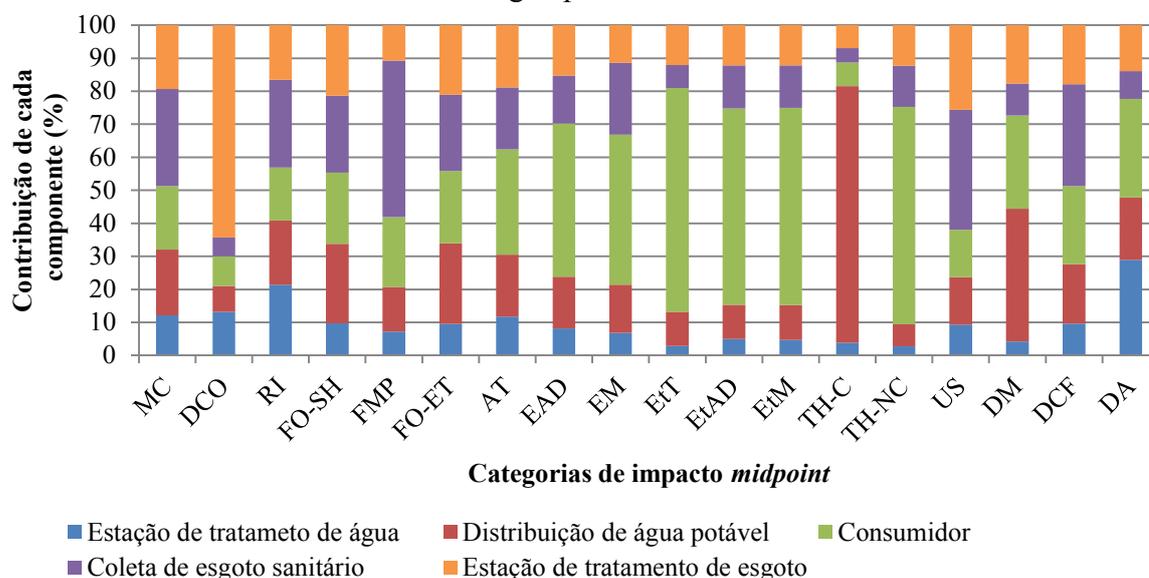
Primeiramente, a contribuição de cada componente do sistema foi avaliada com o objetivo de identificar o *hotspot* de todo o sistema urbano de água para cada categoria de impacto no cenário sem aproveitamento de água pluvial (Figura 66), e no cenário com aproveitamento de água pluvial (Figura 67).

Figura 66: Contribuição de impacto de cada componente – Cenário sem aproveitamento de água pluvial.



MC = Mudanças Climáticas; DCO = Depleção da Camada de Ozônio; RI = Radiação Ionizante; FO-SH = Formação de Ozônio (Saúde Humana); FMP = Formação de Material Particulado; FO-ET = Formação de Ozônio (Ecossistema Terrestre); AT = Acidificação Terrestre; EAD = Eutrofização de Água Doce; EM = Eutrofização Marinha; EtT = Ecotoxicidade terrestre; EtAD = Ecotoxicidade de Água Doce; EtM = Ecotoxicidade Marinha; TH-C = Toxicidade Humana (Cancerígena); TH-NC = Toxicidade Humana (Não Cancerígena); US = Uso do Solo; DM = Depleção de minérios; DCF = Depleção de combustíveis fósseis; DA = Depleção de água.

Figura 67: Contribuição de impacto de cada componente – Cenário com aproveitamento de água pluvial.



A Tabela 41 mostra o componente que mais contribui com o impacto em cada categoria, nos dois cenários.

Tabela 41: Componente que mais contribui para o impacto em cada categoria, em ambos os cenários.

Categorias	Cenários	
	Sem aproveitamento de água pluvial	Com aproveitamento de água pluvial
Mudança Climática	Coleta de esgoto sanitário	Coleta de esgoto sanitário
Depleção da camada de ozônio	Estação de tratamento de esgoto	Estação de tratamento de esgoto
Radiação Ionizante	Estação de tratamento de água	Coleta de esgoto sanitário
Formação de ozônio (saúde humana)	Distribuição de água potável	Distribuição de água potável
Formação de material particulado	Coleta de esgoto sanitário	Coleta de esgoto sanitário
Formação de ozônio (ecossistema terrestre)	Distribuição de água potável	Distribuição de água potável
Acidificação terrestre	Consumidor	Consumidor
Eutrofização de água doce	Consumidor	Consumidor
Eutrofização marinha	Consumidor	Consumidor
Ecotoxicidade terrestre	Consumidor	Consumidor
Ecotoxicidade de água doce	Consumidor	Consumidor
Ecotoxicidade marinha	Consumidor	Consumidor
Toxicidade humana - cancerígena	Distribuição de água potável	Distribuição de água potável
Toxicidade humana - não cancerígena	Consumidor	Consumidor
Uso do solo	Coleta de esgoto sanitário	Coleta de esgoto sanitário
Depleção de minérios	Distribuição de água potável	Distribuição de água potável
Depleção de combustíveis fósseis	Coleta de esgoto sanitário	Coleta de esgoto sanitário
Depleção de água	Estação de tratamento de água	Consumidor

Para avaliar as contribuições de cada componente nas categorias de impacto é necessário compreender o inventário utilizado para esta análise. Não foi considerada a

transformação do solo do componente consumidor por meio da área ocupada, nem os processos de construção das edificações. O objetivo da avaliação deste componente é obter resultados de impacto devido aos sistemas hidrossanitários e não ao uso da edificação em si. Caso contrário, seria muito maior a contribuição deste componente nas categorias. Outra observação relevante sobre o inventário está na utilização de alguns dados não locais, como os produtos químicos para tratamento de esgoto e a infraestrutura das estações de tratamento de água e esgoto, obtidos da base de dados *Ecoinvent*.

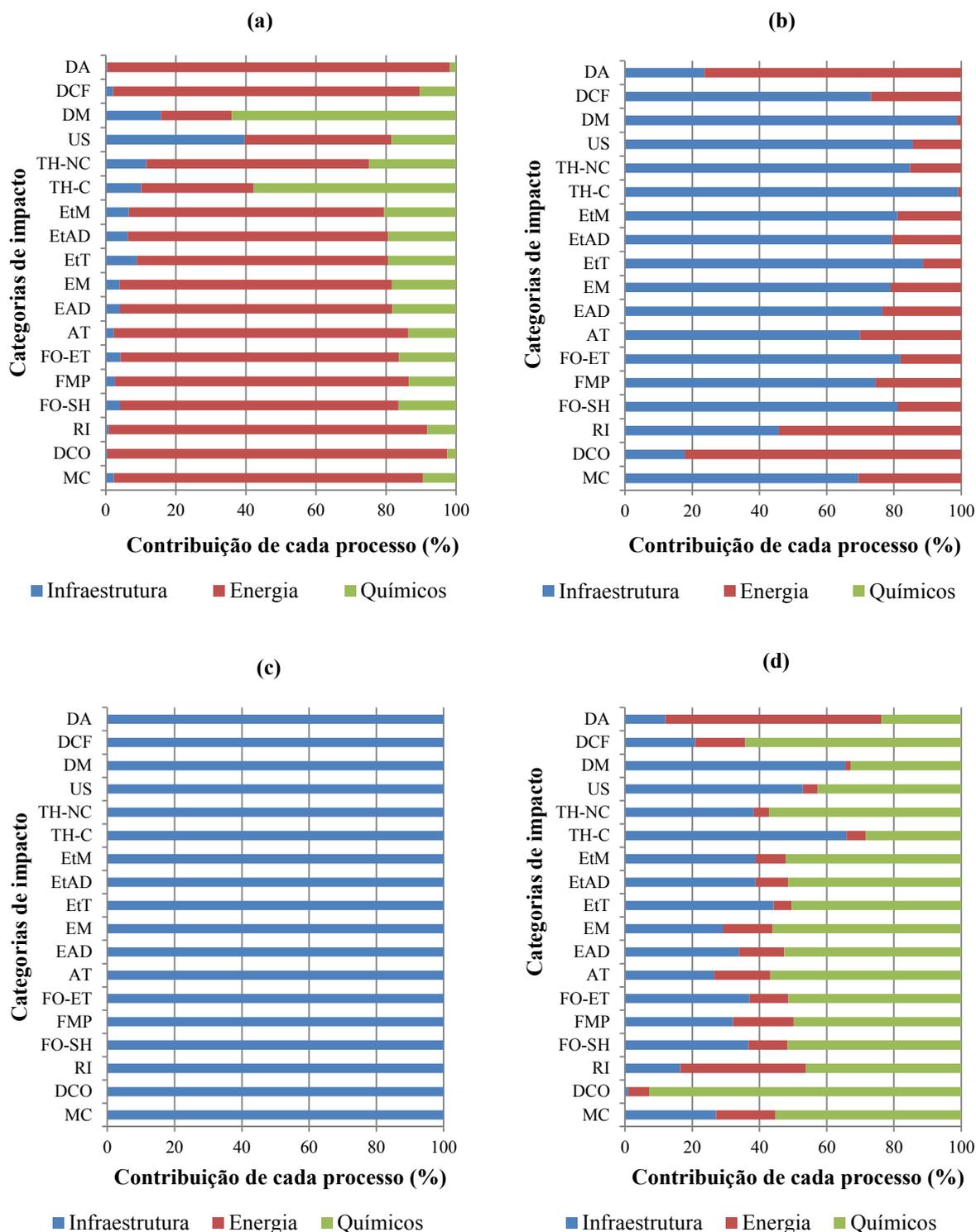
Quando se analisa a categoria mais impactante de cada componente separadamente, pode-se mapear qual o processo de maior contribuição. A Figura 68 mostra a contribuição dos processos em cada componente de tecnologia.

A categoria Mudança climática foi mais afetada pela coleta de esgoto sanitário. Como esse componente não possui consumo de energia e não foi considerado o uso de produtos químicos para a operação, a infraestrutura é responsável por todo o impacto causado e não há diferença entre os cenários. Analisando os impactos da fabricação dos materiais constituintes da coleta de esgoto, observa-se que o maior impacto está embutido nos tubos cerâmicos, por terem sido os mais utilizados na infraestrutura. Ao analisar o impacto de cada material constituinte desta categoria de impacto por tonelada, observou-se impacto elevado do material de CIPP (*Cured in Place Pipe*) e do material PRFV. CIPP é uma técnica não destrutiva de reparação de tubulações danificadas. Esta técnica utiliza uma resina de poliéster insaturado, que é inserido à tubulação e curado no local. O componente de coleta de esgoto sanitário também foi o maior contribuinte das categorias de impacto: formação de material particulado, uso do solo e depleção de combustíveis fósseis. A Tabela 42 mostra os materiais mais impactantes, nas categorias em que o componente coleta de esgoto sanitário foi o maior contribuinte. Esses impactos referem-se à produção e transporte desses materiais.

Tabela 42: Materiais mais impactantes do componente coleta de esgoto sanitário.

Categoria de impacto		Unidade	Tubulações de PRFV	Tubulações de cerâmica	Tubulações CIPP
Mudança climática	Impacto total	kg CO ₂ eq	6.596.981,93	345.468.031,33	5.955.471,72
	Impacto por massa	kg CO ₂ eq / ton	9.213,39	2.006,40	5.243,15
Formação de material particulado	Impacto total	kg PM _{2,5} eq	7.050,03	1.920.885,46	8.002,12
	Impacto por massa	kg PM _{2,5} eq / ton	9,85	11,16	7,05
Uso do solo	Impacto total	m ² a crop eq	58.342,77	7.148.875,84	842.768,92
	Impacto por massa	m ² a crop eq / ton	81,48	41,52	741,97
Depleção de combustíveis fósseis	Impacto total	kg oil eq	1.989.583,32	109.077.751,33	2.211.427,63
	Impacto por massa	kg oil eq / ton	2.778,67	633,50	1.946,92

Figura 68: Contribuição de cada processo nos componentes de tecnologia: (a) estação de tratamento de água, (b) distribuição de água potável, (c) coleta de esgoto sanitário e (d) estação de tratamento de esgoto – Cenário sem aproveitamento de água pluvial.



A estação de tratamento de esgoto foi o componente que mais contribuiu para a depleção da camada de ozônio em ambos os cenários. O processo que causou maior impacto referiu-se à operação devido ao uso de produtos químicos. Esse dado, entretanto, foi obtido da

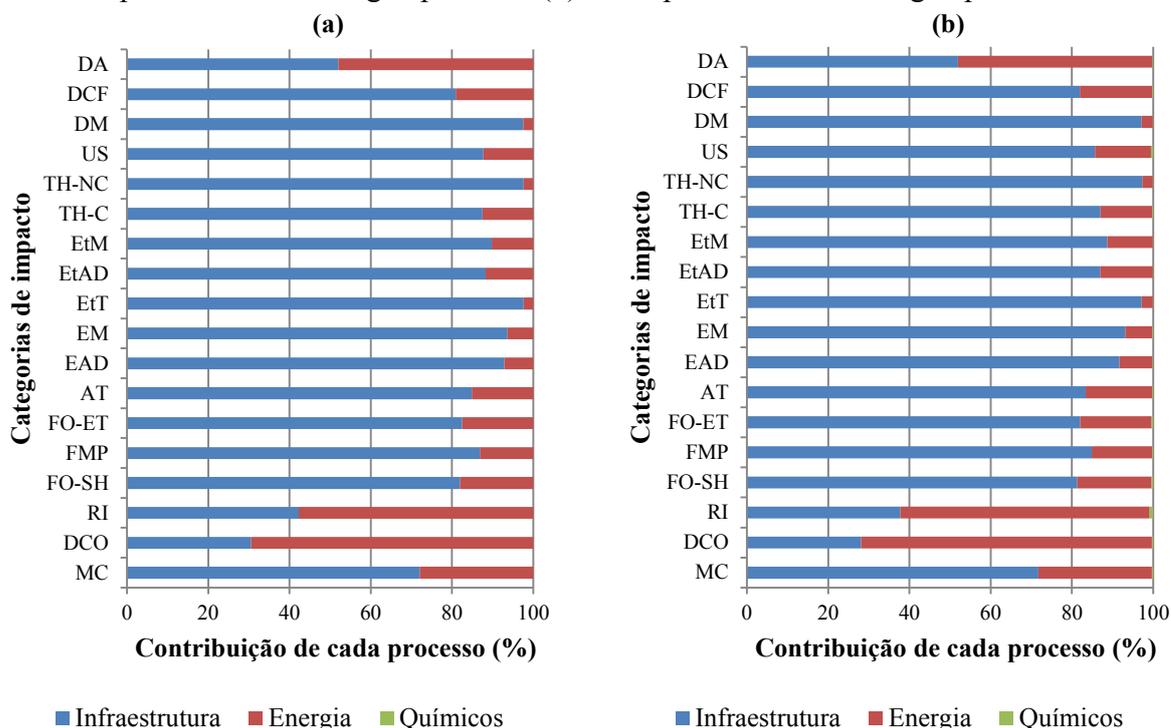
literatura e não de dados locais. Os dados utilizados consideraram 0,056 kg/m³ de cloreto férrico, 0,043 kg/m³ de metanol e 0,030 kg/m³ de nitrato de cálcio. Mesmo sendo necessária quantidade menor para tratar 1 m³ de esgoto, o produto químico que mais impactou foi o nitrato de cálcio, utilizado para o controle de odores e corrosão em tubulações de transporte e estações de tratamento de esgoto. Os produtos químicos utilizados para tratar o esgoto sanitário, especialmente o nitrato de cálcio, foram os maiores responsáveis também pela formação de material particulado.

Na categoria radiação ionizante houve mudança de componente mais impactante em cada cenário. Sem aproveitamento de água pluvial nas edificações, a estação de tratamento de água foi o componente que mais afetou esta categoria de impacto. No cenário com aproveitamento de água pluvial nas edificações, foi a coleta de esgoto sanitário que mais contribuiu para o impacto desta categoria. Isso se deve, principalmente, à redução do consumo de energia pela estação de tratamento da água.

A formação de ozônio, agente de impacto na saúde humana e no ecossistema, tem como seu maior contribuinte a distribuição de água potável, principalmente devido ao consumo de energia elétrica. Mesmo com a diminuição desse consumo no cenário com aproveitamento de água pluvial, este componente manteve-se como maior causador deste impacto. A distribuição de água potável também foi o componente que causou maior impacto relativo à toxicidade humana (cancerígena) e à depleção de minérios. Dos processos, a infraestrutura foi o que mais influenciou nestas categorias. Por isso, no cenário com aproveitamento de água pluvial em edificações, a minimização do impacto toxicidade humana foi pequena e houve aumento no impacto depleção de minérios.

A depleção de água é muito impactada pelo consumo de energia elétrica, sendo que, no cenário sem aproveitamento de água pluvial, o componente mais influente foi a estação de tratamento de água. No cenário com aproveitamento, o consumidor foi o componente que causou maior impacto. Além da depleção de água neste cenário, o componente consumidor foi o maior responsável pelo impacto nas categorias: acidificação terrestre, eutrofização de água (doce e marinha), ecotoxicidade (terrestre, de água doce e marinha) e toxicidade humana (não cancerígena), em ambos os cenários. A Figura 69 mostra a contribuição dos processos para este componente.

Figura 69: Contribuição de cada processo no componente consumidor nos cenários (a) sem aproveitamento de água pluvial e (b) com aproveitamento de água pluvial.



Observa-se que a infraestrutura no componente consumidor foi o processo mais influente nas categorias de impacto, principalmente naquelas em que este componente foi o maior contribuinte. O método proposto por Ribeiro (2015), desenvolvido para avaliar impacto ambiental de sistemas de aproveitamento de água pluvial e reuso de água cinza em edificações, dividiu os impactos em efeitos iniciais, efeitos de manutenção, efeitos de operação e efeitos de final de vida. Os efeitos iniciais, de manutenção e final de vida propostos podem ser comparados aos impactos devido à infraestrutura deste modelo. Os efeitos de operação são semelhantes aos impactos devido à energia e produtos químicos. O maior impacto, dentre os quatro efeitos considerados pela autora, referiu-se aos efeitos de operação. Porém, os demais efeitos, quando somados, são mais impactantes, demonstrando semelhança de resultados para o componente consumidor.

Segregando o componente consumidor em seus blocos, as Figuras 70 e 71 mostram a contribuição de cada bloco nas categorias de impacto, nos dois cenários. Os blocos mais representativos do componente consumidor referiram-se aos blocos residenciais. Isto pode estar relacionado ao volume total de água consumido e número de edificações residenciais, maior que dos demais blocos. Aproximadamente 73% do consumo de água e 68% das

edificações referem-se às habitações. O processo que mais impacta neste bloco, em ambos os cenários, referiu-se à infraestrutura.

Figura 70: Contribuição de impacto de cada bloco do componente consumidor – Cenário sem aproveitamento de água pluvial.

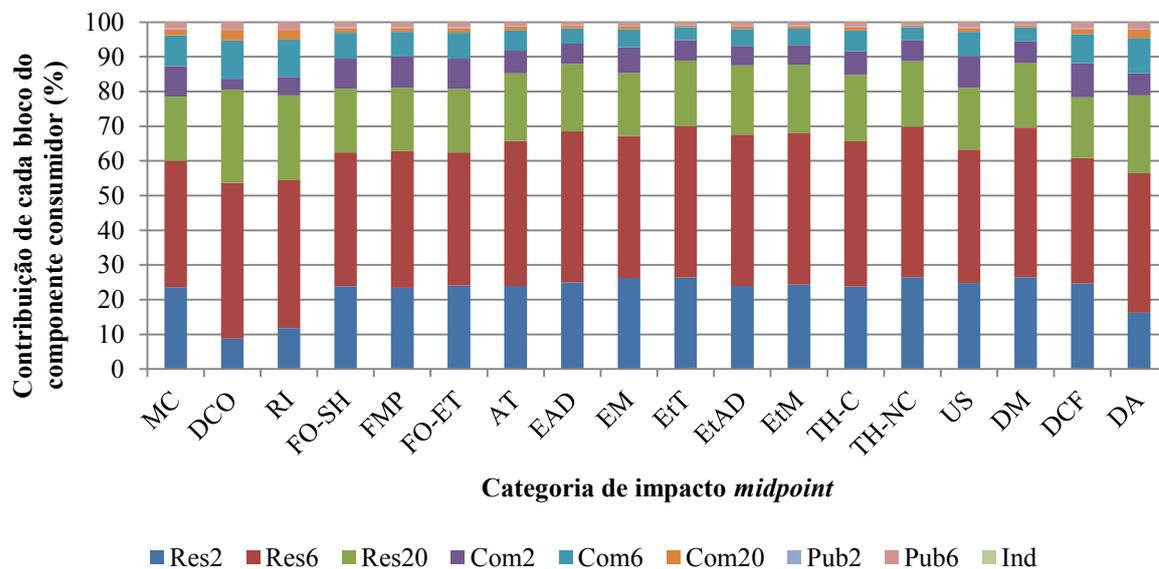
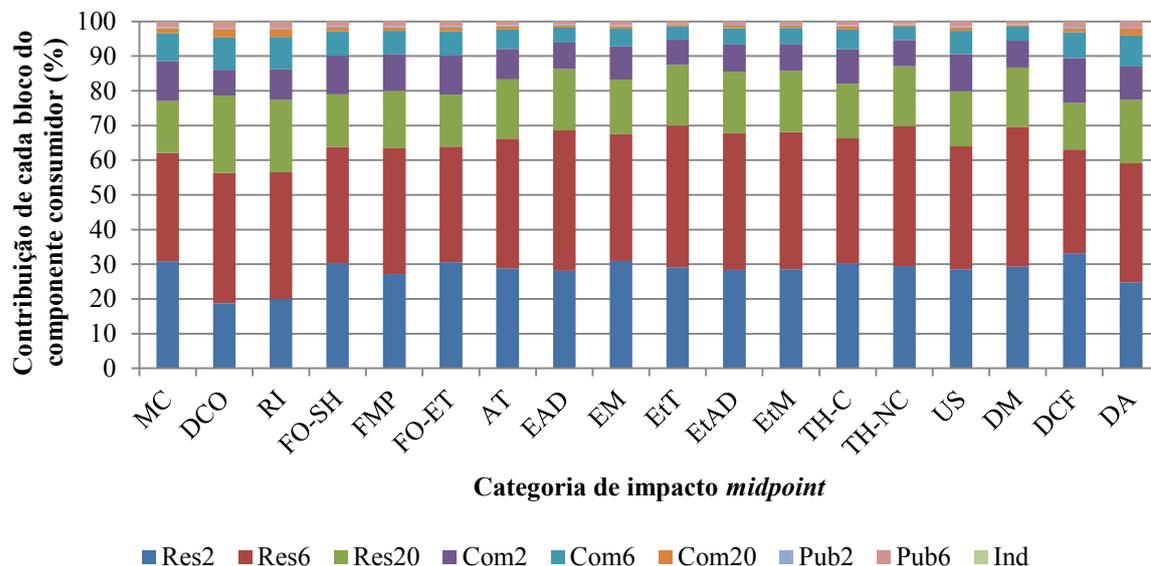


Figura 71: Contribuição de impacto de cada bloco do componente consumidor – Cenário com aproveitamento de água pluvial.



Por meio da comparação entre os cenários, observou-se aumento nas contribuições de edificações de dois pavimentos com o uso de água pluvial. Isto se deve ao acréscimo considerável do consumo de energia desses blocos. Sem aproveitamento de água pluvial,

essas edificações não necessitam de motobomba para elevar a água potável até o reservatório superior. Quando se faz o aproveitamento, a elevação geralmente torna-se necessária e assim foi considerada no inventário de ciclo de vida. Além disso, há aumento também de materiais hidráulicos necessários para o funcionamento do sistema, como em todos os demais blocos. A Tabela 43 mostra a diferença entre os impactos totais nos dois cenários, para cada categoria. Diferença negativa significa o percentual de minimização de impacto no cenário com aproveitamento de água pluvial.

Tabela 43: Comparação dos impactos totais nos cenários.

Categorias	Unidade	Cenários		Diferença percentual (%)
		Sem aproveitamento de água pluvial	Com aproveitamento de água pluvial	
Mudança climática	kg CO ₂ eq	31.481.112,16	30.591.753,50	-2,83
Depleção da camada de ozônio	kg CFC-11 eq	74,43	66,24	-11,00
Radiação ionizante	kBq Co-60 eq	1.559.509,93	1.437.349,64	-7,83
Formação de ozônio (saúde humana)	kg NO _x eq	62.188,67	61.294,51	-1,44
Formação de material particulado	kg PM _{2,5} eq	85.631,81	84.145,18	-1,74
Formação de ozônio (ecossistema terrestre)	kg NO _x eq	64.647,74	63.892,60	-1,17
Acidificação terrestre	kg SO ₂ eq	110.131,55	107.620,75	-2,28
Eutrofização de água doce	kg P eq	13.436,14	13.369,39	-0,50
Eutrofização marinha	kg N eq	1.060,86	1.095,10	3,23
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB	218.339.865,32	226.323.228,70	3,66
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DCB	1.973.496,59	2.057.997,33	4,28
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DCB	2.803.117,02	2.923.419,11	4,29
Toxicidade humana - cancerígena	kg 1,4-DCB	5.717.483,12	5.710.733,47	-0,12
Toxicidade humana - não cancerígena	kg 1,4-DCB	57.567.859,40	59.995.180,04	4,22
Uso do solo	m ² a crop eq	508.079,02	498.305,22	-1,92
Depleção de minérios	kg Cu eq	333.716,54	335.488,44	0,53
Depleção de combustíveis fósseis	kg oil eq	8.918.119,59	8.938.701,06	0,23
Depleção de água	m ³	1.126.313,79	1.040.594,93	-7,61

Analisando a contribuição de cada processo nas categorias de impacto em ambos os cenários (Figura 72), rastreiam-se os processos mais impactantes em cada categoria. Em todas as categorias de impacto houve redução da contribuição da operação (energia e químicos) no impacto total. Para infraestrutura, foi obtido resultado oposto. A Tabela 44 mostra a diferença percentual de impacto nos processos entre os cenários de análise. Diferença negativa significa redução de impacto com a instalação e uso de sistemas de aproveitamento de água pluvial.

Isso indica que o maior potencial de redução de impacto ambiental se encontra no processo de operação. A infraestrutura urbana para atendimento de água e esgoto ainda não pode ser dimensionada considerando o uso de fontes alternativas, e o uso dessas também aumenta o consumo de materiais para infraestrutura nas edificações. Entretanto, a redução do

consumo para operação, ou seja, para transporte e tratamento de água potável e esgoto foram suficientes, no estudo de caso, para reduzir o impacto em onze categorias de impacto, das dezoito. A Tabela 45 mostra os resultados obtidos em cada processo, nos dois cenários.

Figura 72: Contribuição de cada processo nas categorias de impacto nos cenários (a) sem aproveitamento de água pluvial e (b) com aproveitamento de água pluvial.

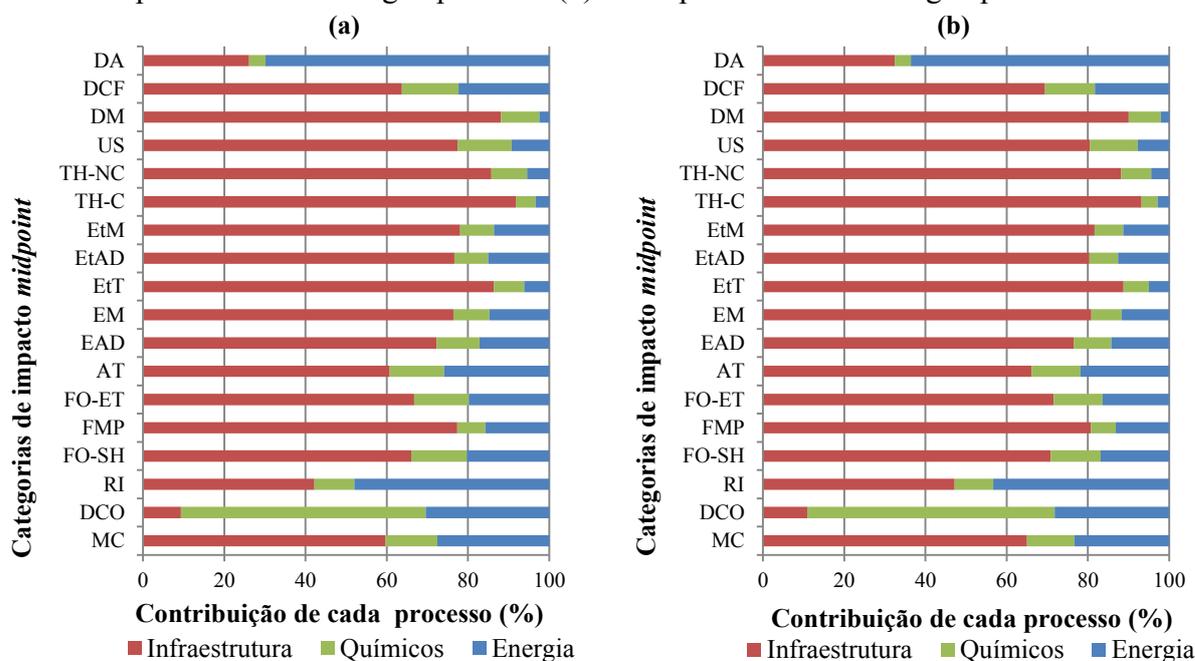


Tabela 44: Diferença percentual nos impactos dos processos entre os cenários.

Categorias	Unidade	Diferença percentual (%)		
		Energia	Químicos	Infraestrutura
Mudança climática	kg CO ₂ eq	-18,79	-12,72	4,47
Depleção da camada de ozônio	kg CFC-11 eq	-18,80	-11,47	2,46
Radiação ionizante	kBq Co-60 eq	-18,80	-13,88	0,62
Formação de ozônio (saúde humana)	kg NO _x eq	-18,76	-13,12	4,78
Formação de material particulado	kg PM _{2,5} eq	-18,71	-13,46	1,74
Formação de ozônio (ecossistema terrestre)	kg NO _x eq	-18,76	-13,10	4,98
Acidificação terrestre	kg SO ₂ eq	-18,68	-13,15	4,98
Eutrofização de água doce	kg P eq	-18,41	-13,49	4,30
Eutrofização marinha	kg N eq	-18,48	-13,57	8,25
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB	-17,15	-12,53	5,96
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DCB	-14,27	-13,20	7,25
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DCB	-14,49	-13,18	7,23
Toxicidade humana - cancerígena	kg 1,4-DCB	-17,78	-18,13	1,23
Toxicidade humana - não cancerígena	kg 1,4-DCB	-16,91	-12,59	6,73
Uso do solo	m ² a crop eq	-18,55	-13,11	1,29
Depleção de minérios	kg Cu eq	-17,12	-15,53	2,51
Depleção de combustíveis fósseis	kg oil eq	-18,79	-12,48	8,00
Depleção de água	m ³	-18,80	-13,17	10,96

Tabela 45: Impactos de cada processo em ambos os cenários.

Categoria	Unidade	Energia		Químicos		Infraestrutura	
		Sem	Com	Sem	Com	Sem	Com
		aproveitamento de água pluvial					
MC	kg CO ₂ eq	8.682.408,60	7.050.872,44	4.012.730,70	3.502.261,91	18.785.972,86	19.625.309,29
DCO	kg CFC-11 eq	22,64	18,39	44,85	39,70	6,94	7,11
RI	kBq Co-60 eq	748.002,35	607.399,24	154.024,20	132.649,89	657.483,37	661.560,55
FO-SH	kg NO _x eq	12.585,29	10.224,80	8.559,22	7.436,54	41.044,15	43.005,37
FMP	kg PM _{2,5} eq	13.498,09	10.972,98	5.893,30	5.099,90	66.240,43	67.393,61
FO-ET	kg NO _x eq	12.790,11	10.391,29	8.718,52	7.576,06	43.139,11	45.287,36
AT	kg SO ₂ eq	28.499,61	23.175,68	14.792,89	12.847,45	66.839,05	70.169,52
EAD	kg P eq	2.310,96	1.885,44	1.417,96	1.226,62	9.707,23	10.125,13
EM	kg N eq	156,44	127,53	93,66	80,95	810,76	877,63
EtT	kg 1,4-DCB	13.520.840,04	11.202.530,37	16.215.266,66	14.184.013,48	188.603.758,62	199.849.922,13
EtAD	kg 1,4-DCB	296.577,34	254.241,58	163.667,53	142.067,24	1.513.251,72	1.622.952,28
EtM	kg 1,4-DCB	380.805,32	325.617,24	234.485,54	203.574,41	2.187.826,16	2.345.913,34
TH-C	kg 1,4-DCB	195.961,08	161.125,53	275.620,73	225.639,64	5.245.901,31	5.310.468,24
TH-NC	kg 1,4-DCB	3.159.980,22	2.625.480,06	5.035.529,68	4.401.355,04	49.372.349,50	52.693.907,56
US	m ² crop eq	47.173,70	38.423,06	67.513,32	58.660,01	393.391,99	398.455,06
DM	kg Cu eq	8.244,92	6.833,67	31.482,42	26.592,86	293.989,20	301.367,87
DCF	kg oil eq	1.994.296,95	1.619.570,24	1.239.154,61	1.084.479,58	5.684.668,02	6.139.240,66
DA	m ³	787.156,10	639.171,40	45.036,06	39.105,29	294.121,63	326.345,31

Analisando os impactos totais, as principais reduções ocorreram nas categorias relacionadas aos danos à saúde humana (mudança climática, depleção da camada de ozônio, radiação ionizante, formação de ozônio, formação de material particulado e toxicidade humana – cancerígena), com exceção da toxicidade humana com efeitos não cancerígenos, que apresentou aumento de impacto. A toxicidade humana está associada à exposição às emissões de substâncias tóxicas no ar, no solo e na água. A fase de produção dos materiais foi a que mais contribuiu para essas emissões. Na pesquisa de Ribeiro (2015), o impacto relacionado à toxicidade humana também apresentou aumento no cenário com sistemas de aproveitamento de água pluvial e de reuso de água cinza. A fase de final de vida, em ambos os estudos, foi feita por meio de disposição em aterro sanitário, o que também influenciou no aumento desse impacto. Considerar a reciclagem dos materiais constituintes na análise pode apresentar resultados melhores para esta categoria.

Ghimire et al. (2017) obtiveram maiores percentuais de redução de impacto em sua pesquisa, que analisou um sistema de aproveitamento de água pluvial em edificação comercial em comparação com o sistema centralizado na cidade de Washington (EUA). Como unidade funcional do estudo, foi considerado o fornecimento de 1 m³ de água pluvial e água municipal para descarga de vasos sanitários e mictórios em um prédio comercial de quatro andares com 1.000 funcionários. Ou seja, foi analisado o fornecimento de água para uso não potável em uma edificação específica, com demanda elevada. Como resultado, obteve-se redução de

impacto em dez das onze categorias analisadas, exceto na depleção da camada de ozônio. As reduções de impacto variaram de -10% (Formação de Smog) a -197% (Eutrofização). Nesse estudo, a redução de consumo de energia para bombeamento também foi apontada como ponto essencial para minimização de impactos.

No método proposto nessa tese, optou-se por analisar o fornecimento de água para atender à demanda com a qualidade necessária para os usos finais, sendo eles potáveis ou não. A comparação, em ambos os casos, é feita entre duas fontes que não fornecem água com a mesma qualidade. Na distribuição do sistema centralizado de abastecimento, a água deve atender aos requisitos de potabilidade, enquanto, para o aproveitamento de água pluvial, o controle não é feito da mesma maneira. Os elementos filtrantes e a cloração feita nos sistemas de água pluvial foram tidos como suficientes para que a qualidade mínima necessária fosse alcançada. Essa forma de avaliação, que inclui o consumo total de água na unidade funcional, foi considerada mais pragmática para fornecer uma análise holística sobre todo o sistema.

Por meio do método foi possível obter também o impacto por bloco do componente consumidor, por pessoa e por metro cúbico de água consumida. As Tabelas 46 a 50 apresentam os resultados.

Tabela 46: Impacto por bloco no cenário sem aproveitamento de água pluvial nas edificações.

Categoria de impacto		Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Ind
MC	kg CO ₂ eq	3,73E+02	5,73E+03	1,28E+04	4,04E+02	4,29E+03	1,39E+04	6,61E+02	4,50E+03	4,59E+02
DCO	kg CFC-11 eq	8,81E-04	1,35E-02	3,02E-02	9,55E-04	1,01E-02	3,28E-02	1,56E-03	1,06E-02	1,09E-03
RI	kBq Co-60 eq	1,85E+01	2,84E+02	6,33E+02	2,00E+01	2,12E+02	6,88E+02	3,27E+01	2,23E+02	2,27E+01
FO-SH	kg NO _x eq	7,36E-01	1,13E+01	2,52E+01	7,98E-01	8,47E+00	2,74E+01	1,31E+00	8,89E+00	9,07E-01
FMP	kg PM _{2,5} eq	1,01E+00	1,56E+01	3,48E+01	1,10E+00	1,17E+01	3,78E+01	1,80E+00	1,22E+01	1,25E+00
FO-ET	kg NO _x eq	7,65E-01	1,18E+01	2,62E+01	8,30E-01	8,80E+00	2,85E+01	1,36E+00	9,24E+00	9,43E-01
AT	kg SO ₂ eq	1,30E+00	2,00E+01	4,47E+01	1,41E+00	1,50E+01	4,86E+01	2,31E+00	1,57E+01	1,61E+00
EAD	kg P eq	1,59E-01	2,44E+00	5,46E+00	1,72E-01	1,83E+00	5,93E+00	2,82E-01	1,92E+00	1,96E-01
EM	kg N eq	1,26E-02	1,93E-01	4,31E-01	1,36E-02	1,44E-01	4,68E-01	2,23E-02	1,52E-01	1,55E-02
EtT	kg 1,4-DCB	2,58E+03	3,97E+04	8,86E+04	2,80E+03	2,97E+04	9,63E+04	4,58E+03	3,12E+04	3,18E+03
EtAD	kg 1,4-DCB	2,34E+01	3,59E+02	8,01E+02	2,53E+01	2,69E+02	8,71E+02	4,14E+01	2,82E+02	2,88E+01
EtM	kg 1,4-DCB	3,32E+01	5,10E+02	1,14E+03	3,60E+01	3,82E+02	1,24E+03	5,89E+01	4,00E+02	4,09E+01
TH-C	kg 1,4-DCB	6,77E+01	1,04E+03	2,32E+03	7,34E+01	7,78E+02	2,52E+03	1,20E+02	8,17E+02	8,34E+01
TH-NC	kg 1,4-DCB	6,81E+02	1,05E+04	2,34E+04	7,39E+02	7,84E+03	2,54E+04	1,21E+03	8,23E+03	8,39E+02
US	m ² a crop eq	6,01E+00	9,24E+01	2,06E+02	6,52E+00	6,92E+01	2,24E+02	1,07E+01	7,26E+01	7,41E+00
DM	kg Cu eq	3,95E+00	6,07E+01	1,35E+02	4,28E+00	4,54E+01	1,47E+02	7,01E+00	4,77E+01	4,87E+00
DCF	kg oil eq	1,06E+02	1,62E+03	3,62E+03	1,14E+02	1,21E+03	3,93E+03	1,87E+02	1,27E+03	1,30E+02
DA	m ³	1,33E+01	2,05E+02	4,57E+02	1,45E+01	1,53E+02	4,97E+02	2,36E+01	1,61E+02	1,64E+01

Tabela 47: Impacto por bloco no cenário com aproveitamento de água pluvial nas edificações.

Categoria de impacto		Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Ind
MC	kg CO ₂ eq	3,62E+02	5,57E+03	1,24E+04	3,93E+02	4,16E+03	1,35E+04	6,42E+02	4,37E+03	4,46E+02
DCO	kg CFC-11 eq	7,84E-04	1,21E-02	2,69E-02	8,50E-04	9,02E-03	2,92E-02	1,39E-03	9,46E-03	9,66E-04
RI	kBq Co-60 eq	1,70E+01	2,62E+02	5,84E+02	1,84E+01	1,96E+02	6,34E+02	3,02E+01	2,05E+02	2,10E+01
FO-SH	kg NO _x eq	7,25E-01	1,12E+01	2,49E+01	7,87E-01	8,34E+00	2,70E+01	1,29E+00	8,76E+00	8,94E-01
FMP	kg PM _{2,5} eq	9,96E-01	1,53E+01	3,42E+01	1,08E+00	1,15E+01	3,71E+01	1,77E+00	1,20E+01	1,23E+00
FO-ET	kg NO _x eq	7,56E-01	1,16E+01	2,59E+01	8,20E-01	8,70E+00	2,82E+01	1,34E+00	9,13E+00	9,32E-01
AT	kg SO ₂ eq	1,27E+00	1,96E+01	4,37E+01	1,38E+00	1,46E+01	4,75E+01	2,26E+00	1,54E+01	1,57E+00
EAD	kg P eq	1,58E-01	2,43E+00	5,43E+00	1,72E-01	1,82E+00	5,90E+00	2,81E-01	1,91E+00	1,95E-01
EM	kg N eq	1,30E-02	1,99E-01	4,45E-01	1,41E-02	1,49E-01	4,83E-01	2,30E-02	1,56E-01	1,60E-02
EtT	kg 1,4-DCB	2,68E+03	4,12E+04	9,19E+04	2,90E+03	3,08E+04	9,98E+04	4,75E+03	3,23E+04	3,30E+03
EtAD	kg 1,4-DCB	2,44E+01	3,74E+02	8,36E+02	2,64E+01	2,80E+02	9,08E+02	4,32E+01	2,94E+02	3,00E+01
EtM	kg 1,4-DCB	3,46E+01	5,32E+02	1,19E+03	3,75E+01	3,98E+02	1,29E+03	6,14E+01	4,18E+02	4,26E+01
TH-C	kg 1,4-DCB	6,76E+01	1,04E+03	2,32E+03	7,33E+01	7,77E+02	2,52E+03	1,20E+02	8,16E+02	8,33E+01
TH-NC	kg 1,4-DCB	7,10E+02	1,09E+04	2,44E+04	7,70E+02	8,17E+03	2,65E+04	1,26E+03	8,57E+03	8,75E+02
US	m ² a crop eq	5,90E+00	9,07E+01	2,02E+02	6,40E+00	6,78E+01	2,20E+02	1,05E+01	7,12E+01	7,27E+00
DM	kg Cu eq	3,97E+00	6,10E+01	1,36E+02	4,31E+00	4,57E+01	1,48E+02	7,04E+00	4,79E+01	4,89E+00
DCF	kg oil eq	1,06E+02	1,63E+03	3,63E+03	1,15E+02	1,22E+03	3,94E+03	1,88E+02	1,28E+03	1,30E+02
DA	m ³	1,23E+01	1,89E+02	4,22E+02	1,34E+01	1,42E+02	4,59E+02	2,18E+01	1,49E+02	1,52E+01

Tabela 48: Impacto por usuário do bloco no cenário sem aproveitamento de água pluvial nas edificações.

Categoria de impacto		Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Ind
MC	kg CO ₂ eq	9,37E+01	1,06E+02	1,14E+02	3,63E+01	4,44E+01	3,88E+01	1,56E+01	4,35E+01	3,06E+01
DCO	kg CFC-11 eq	2,22E-04	2,50E-04	2,69E-04	8,57E-05	1,05E-04	9,18E-05	3,68E-05	1,03E-04	7,24E-05
RI	kBq Co-60 eq	4,64E+00	5,23E+00	5,63E+00	1,80E+00	2,20E+00	1,92E+00	7,71E-01	2,16E+00	1,52E+00
FO-SH	kg NO _x eq	1,85E-01	2,08E-01	2,25E-01	7,16E-02	8,78E-02	7,67E-02	3,07E-02	8,59E-02	6,05E-02
FMP	kg PM _{2,5} eq	2,55E-01	2,87E-01	3,09E-01	9,86E-02	1,21E-01	1,06E-01	4,23E-02	1,18E-01	8,33E-02
FO-ET	kg NO _x eq	1,92E-01	2,17E-01	2,33E-01	7,45E-02	9,13E-02	7,98E-02	3,20E-02	8,93E-02	6,29E-02
AT	kg SO ₂ eq	3,28E-01	3,69E-01	3,98E-01	1,27E-01	1,55E-01	1,36E-01	5,45E-02	1,52E-01	1,07E-01
EAD	kg P eq	4,00E-02	4,50E-02	4,85E-02	1,55E-02	1,90E-02	1,66E-02	6,64E-03	1,86E-02	1,31E-02
EM	kg N eq	3,16E-03	3,56E-03	3,83E-03	1,22E-03	1,50E-03	1,31E-03	5,25E-04	1,47E-03	1,03E-03
EtT	kg 1,4-DCB	6,50E+02	7,32E+02	7,88E+02	2,51E+02	3,08E+02	2,69E+02	1,08E+02	3,02E+02	2,12E+02
EtAD	kg 1,4-DCB	5,88E+00	6,62E+00	7,12E+00	2,27E+00	2,79E+00	2,44E+00	9,76E-01	2,73E+00	1,92E+00
EtM	kg 1,4-DCB	8,34E+00	9,40E+00	1,01E+01	3,23E+00	3,96E+00	3,46E+00	1,39E+00	3,87E+00	2,73E+00
TH-C	kg 1,4-DCB	1,70E+01	1,92E+01	2,06E+01	6,59E+00	8,07E+00	7,06E+00	2,83E+00	7,90E+00	5,56E+00
TH-NC	kg 1,4-DCB	1,71E+02	1,93E+02	2,08E+02	6,63E+01	8,13E+01	7,10E+01	2,85E+01	7,96E+01	5,60E+01
US	m ² a crop eq	1,51E+00	1,70E+00	1,83E+00	5,85E-01	7,17E-01	6,27E-01	2,51E-01	7,02E-01	4,94E-01
DM	kg Cu eq	9,93E-01	1,12E+00	1,20E+00	3,84E-01	4,71E-01	4,12E-01	1,65E-01	4,61E-01	3,25E-01
DCF	kg oil eq	2,65E+01	2,99E+01	3,22E+01	1,03E+01	1,26E+01	1,10E+01	4,41E+00	1,23E+01	8,67E+00
DA	m ³	3,35E+00	3,78E+00	4,07E+00	1,30E+00	1,59E+00	1,39E+00	5,57E-01	1,56E+00	1,10E+00

Tabela 49: Impacto por usuário do bloco no cenário com aproveitamento de água pluvial nas edificações.

Categoria de impacto		Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Ind
MC	kg CO ₂ eq	9,11E+01	1,03E+02	1,10E+02	3,52E+01	4,32E+01	3,78E+01	1,51E+01	4,23E+01	2,98E+01
DCO	kg CFC-11 eq	1,97E-04	2,22E-04	2,39E-04	7,63E-05	9,35E-05	8,17E-05	3,28E-05	9,16E-05	6,44E-05
RI	kBq Co-60 eq	4,28E+00	4,82E+00	5,19E+00	1,66E+00	2,03E+00	1,77E+00	7,11E-01	1,99E+00	1,40E+00
FO-SH	kg NO _x eq	1,82E-01	2,05E-01	2,21E-01	7,06E-02	8,65E-02	7,56E-02	3,03E-02	8,47E-02	5,96E-02
FMP	kg PM _{2,5} eq	2,51E-01	2,82E-01	3,04E-01	9,69E-02	1,19E-01	1,04E-01	4,16E-02	1,16E-01	8,18E-02
FO-ET	kg NO _x eq	1,90E-01	2,14E-01	2,31E-01	7,36E-02	9,02E-02	7,88E-02	3,16E-02	8,83E-02	6,21E-02
AT	kg SO ₂ eq	3,20E-01	3,61E-01	3,89E-01	1,24E-01	1,52E-01	1,33E-01	5,32E-02	1,49E-01	1,05E-01
EAD	kg P eq	3,98E-02	4,48E-02	4,83E-02	1,54E-02	1,89E-02	1,65E-02	6,61E-03	1,85E-02	1,30E-02
EM	kg N eq	3,26E-03	3,67E-03	3,95E-03	1,26E-03	1,55E-03	1,35E-03	5,41E-04	1,51E-03	1,07E-03
EtT	kg 1,4-DCB	6,74E+02	7,59E+02	8,17E+02	2,61E+02	3,20E+02	2,79E+02	1,12E+02	3,13E+02	2,20E+02
EtAD	kg 1,4-DCB	6,13E+00	6,90E+00	7,43E+00	2,37E+00	2,91E+00	2,54E+00	1,02E+00	2,84E+00	2,00E+00
EtM	kg 1,4-DCB	8,70E+00	9,80E+00	1,06E+01	3,37E+00	4,13E+00	3,61E+00	1,45E+00	4,04E+00	2,84E+00
TH-C	kg 1,4-DCB	1,70E+01	1,91E+01	2,06E+01	6,58E+00	8,06E+00	7,05E+00	2,82E+00	7,89E+00	5,55E+00
TH-NC	kg 1,4-DCB	1,79E+02	2,01E+02	2,17E+02	6,91E+01	8,47E+01	7,40E+01	2,97E+01	8,29E+01	5,83E+01
US	m ² a crop eq	1,48E+00	1,67E+00	1,80E+00	5,74E-01	7,04E-01	6,15E-01	2,46E-01	6,89E-01	4,85E-01
DM	kg Cu eq	9,99E-01	1,12E+00	1,21E+00	3,86E-01	4,74E-01	4,14E-01	1,66E-01	4,64E-01	3,26E-01
DCF	kg oil eq	2,66E+01	3,00E+01	3,23E+01	1,03E+01	1,26E+01	1,10E+01	4,42E+00	1,24E+01	8,69E+00
DA	m ³	3,10E+00	3,49E+00	3,76E+00	1,20E+00	1,47E+00	1,28E+00	5,15E-01	1,44E+00	1,01E+00

Tabela 50: Impacto por metro cúbico de água consumida.

Categorias de impacto	Unidade	Cenários	
		Com aproveitamento	Sem aproveitamento
Mudança climática	kg CO ₂ eq	1,96E+00	1,90E+00
Depleção da camada de ozônio	kg CFC-11 eq	4,62E-06	4,12E-06
Radiação ionizante	kBq Co-60 eq	9,69E-02	8,93E-02
Formação de ozônio (saúde humana)	kg NO _x eq	3,86E-03	3,81E-03
Formação de material particulado	kg PM _{2,5} eq	5,32E-03	5,23E-03
Formação de ozônio (ecossistema terrestre)	kg NO _x eq	4,02E-03	3,97E-03
Acidificação terrestre	kg SO ₂ eq	6,84E-03	6,69E-03
Eutrofização de água doce	kg P eq	8,35E-04	8,31E-04
Eutrofização marinha	kg N eq	6,59E-05	6,80E-05
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB	1,36E+01	1,41E+01
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DCB	1,23E-01	1,28E-01
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DCB	1,74E-01	1,82E-01
Toxicidade humana - cancerígena	kg 1,4-DCB	3,55E-01	3,55E-01
Toxicidade humana - não cancerígena	kg 1,4-DCB	3,58E+00	3,73E+00
Uso do solo	m ² a crop eq	3,16E-02	3,10E-02
Depleção de minérios	kg Cu eq	2,07E-02	2,08E-02
Depleção de combustíveis fósseis	kg oil eq	5,54E-01	5,55E-01
Depleção de água	m ³	7,00E-02	6,46E-02

A análise do impacto por bloco possibilita verificar se este elevado impacto das edificações residenciais, por exemplo, foi devido ao número de edificações ou se o impacto de

uma única edificação residencial é maior que o impacto de uma única edificação comercial, por exemplo. Através da comparação entre edificações residenciais, comerciais, públicas e industriais com dois pavimentos, percebe-se que o bloco mais impactante refere-se à edificação pública. Isto acontece, pois o consumo de água por edificação pública de dois pavimentos é maior que as demais de mesmo porte. Quando se analisa o impacto por usuário de edificação, os resultados invertem-se: um usuário de uma edificação pública de dois pavimentos impacta menos que um usuário das edificações residenciais, comerciais e industriais com o mesmo número de pavimentos. Neste caso, o consumo de água per capita nas edificações públicas de dois pavimentos é menor. Esse resultado, porém, depende da quantificação do número de usuários, que foi estimado pelo censo e pela demanda per capita de água, o que gera alto grau de incerteza. Ressalta-se também que esta análise de impacto não considerou a qualidade do esgoto gerado pelas edificações. Dessa maneira, uma edificação industrial gera efluente com a mesma qualidade que edificações residenciais, comerciais e públicas.

Outra análise que pode ser feita refere-se ao impacto dos usuários que ocupam edificações de portes distintos. Por meio da análise das Tabelas 46 e 47 é possível observar o aumento diretamente proporcional do impacto com altura e área da edificação. Isso se deve ao consumo de energia para bombear água e do maior consumo de materiais de infraestrutura. Embora o número de usuários por edificação seja maior em edificações maiores, os resultados apresentados nas Tabelas 48 e 49 mostram que o impacto de um usuário de uma edificação maior é mais elevado do que o impacto de um usuário de uma edificação menor.

A comparação entre cenários e tecnologias distintas de tratamento e transporte de água e esgoto é feita por meio do impacto por metro cúbico de água consumida (Tabela 50). O resultado de Loubet et al. (2016a) mostrou impacto de 1,85 kg CO₂ eq/m³ de água consumida na categoria mudanças climáticas. Neste estudo de caso, o resultado para esta categoria foi de 1,96 kg CO₂ eq/m³ no cenário sem aproveitamento e 1,90 kg CO₂ eq/m³ no cenário com aproveitamento de água pluvial nas edificações. Nesta comparação, porém, deve-se levar em consideração os dados de entrada do inventário de ciclo de vida. Loubet et al. (2016a) consideraram o sistema de drenagem urbana e não consideraram a energia consumida pelas edificações para bombear água, impossibilitando a comparação entre os resultados. De qualquer maneira, essa unidade funcional é relevante na comparação entre estudos com os mesmos critérios de inserção de dados de inventário.

A partir da análise de impacto por metro cúbico de água consumida pode-se comparar os componentes de tecnologia em diferentes cenários. O impacto, relacionado à mudança

climática, causado pela estação de tratamento de água reduz de 0,30 kg CO₂ eq/m³ para 0,23 kg CO₂ eq/m³, quando se faz uso de sistemas de aproveitamento de água pluvial. Na distribuição de água potável este impacto reduz de 0,41 kg CO₂ eq/m³ para 0,38 kg CO₂ eq/m³, e na estação de tratamento de esgoto, de 0,40 kg CO₂ eq/m³ para 0,37 kg CO₂ eq/m³. Ou seja, na estação de tratamento de água a redução foi mais significativa, apresentando diferença percentual de 22,53%. A Tabela 51 mostra as diferenças percentuais de impacto entre os dois cenários. Valores negativos representam redução de impacto no cenário com aproveitamento de água pluvial.

Tabela 51: Diferença percentual de impacto nos componentes entre os dois cenários.

Categorias	Unidade	Diferença percentual (%)				
		Estação de tratamento de água	Distribuição de água potável	Consumidor	Coleta de esgoto sanitário	Estação de tratamento de esgoto
Mudança climática	kg CO ₂ eq	-22,53	-7,06	25,25	0,00	-8,31
Depleção da camada de ozônio	kg CFC-11 eq	-22,96	-18,96	21,20	0,00	-11,29
Radiação ionizante	kBq Co-60 eq	-22,89	-12,52	17,48	0,00	-9,52
Formação de ozônio (saúde humana)	kg NO _x eq	-22,13	-4,35	23,29	0,00	-7,21
Formação de material particulado	kg PM _{2,5} eq	-22,46	-5,88	10,76	0,00	-7,74
Formação de ozônio (ecossistema terrestre)	kg NO _x eq	-22,11	-4,18	23,90	0,00	-7,18
Acidificação terrestre	kg SO ₂ eq	-22,55	-6,96	15,23	0,00	-8,37
Eutrofização de água doce	kg P eq	-22,13	-5,42	9,36	0,00	-7,52
Eutrofização marinha	kg N eq	-22,16	-4,86	17,60	0,00	-8,07
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB	-21,03	-2,63	8,62	0,00	-6,36
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DCB	-21,63	-4,79	13,15	0,00	-6,97
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DCB	-21,55	-4,37	12,83	0,00	-6,97
Toxicidade humana - cancerígena	kg 1,4-DCB	-20,72	-0,22	22,73	0,00	-3,89
Toxicidade humana - não cancerígena	kg 1,4-DCB	-20,39	-3,53	9,88	0,00	-7,03
Uso do solo	m ² a crop eq	-13,93	-3,32	11,64	0,00	-5,37
Depleção de minérios	kg Cu eq	-19,43	-0,29	9,20	0,00	-3,93
Depleção de combustíveis fósseis	kg oil eq	-22,58	-6,21	33,78	0,00	-9,02
Depleção de água	m ³	-22,98	-17,62	25,17	0,00	-10,02

A análise do impacto por metro cúbico de água consumida dos componentes de tecnologia possibilita localizar o *Hotspot*, ou seja, o componente que apresenta melhor potencial de minimização de impacto com a redução de consumo. Amores et al. (2013) analisaram os impactos causados por cada estágio do sistema de água e esgoto na Espanha. Dividiram o sistema em: captação de água bruta, tratamento, bombeamento intermediário, distribuição, coleta de esgoto e tratamento de esgoto. A unidade funcional utilizada foi de 1 m³ de água consumida. Observou-se grande contribuição da distribuição de água potável (35,2%) no impacto relacionado à mudança climática. Nessa etapa, estavam inseridos infraestrutura para transporte, uso de água subterrânea e cloração para tratamento, mas a

energia consumida foi o elemento de maior contribuição no impacto. Embora o consumo de energia para transportar 1 m³ de água do estudo de Amores et al. (2013) seja igual ao consumo do presente estudo de caso (0,29 kWh/m³), as fontes de energia geram diferentes impactos.

A principal diferença entre os impactos causados pela energia entre os estudos é esclarecida quando se analisa a matriz energética da localização de cada estudo de caso, o que mostra a importância da qualidade de produção de energia nos impactos ambientais. Enquanto no Brasil a principal fonte é hidrelétrica, os dados utilizados por Amores et al. (2013) indicaram que na Espanha, grande parte da produção de energia era proveniente de fonte não renovável (carvão, gás natural e nuclear). Ao analisar cenários com uso de aproximadamente 30% de energias renováveis na matriz energética, as categorias analisadas por Amores et al. (2013) sofreram reduções de impacto significativas.

Considerando apenas o impacto causado pelos componentes de tecnologia do estudo de caso proposto nesta tese, o principal contribuinte para a mudança climática foi coleta de esgoto sanitário (sem uso de energia). A Tabela 52 mostra a contribuição de cada componente de tecnologia nas categorias de impacto.

Tabela 52: Contribuição dos componentes de tecnologia nas categorias de impacto no cenário sem aproveitamento de água pluvial.

Categorias	Unidade	Contribuição de impacto (%)			
		Estação de tratamento de água	Distribuição de água potável	Coleta de esgoto sanitário	Estação de tratamento de esgoto
Mudança Climática	kg CO ₂ eq	17,87	24,53	33,55	24,05
Depleção da camada de ozônio	kg CFC-11 eq	16,32	9,18	5,43	69,07
Radiação Ionizante	kBq Co-60 eq	29,29	23,42	28,04	19,25
Formação de ozônio (saúde humana)	kg NO _x eq	14,90	29,94	27,71	27,44
Formação de material particulado	kg PM _{2.5} eq	11,16	17,51	57,34	13,99
Formação de ozônio (ecossistema terrestre)	kg NO _x eq	14,61	30,54	27,75	27,11
Acidificação terrestre	kg SO ₂ eq	20,32	27,00	25,10	27,57
Eutrofização de água doce	kg P eq	18,07	28,53	24,97	28,43
Eutrofização marinha	kg N eq	14,98	26,39	37,30	21,33
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB	10,46	31,35	20,58	37,62
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DCB	14,63	25,01	30,21	30,15
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DCB	13,94	25,58	30,10	30,38
Toxicidade humana - cancerígena	kg 1,4-DCB	5,11	82,65	4,59	7,64
Toxicidade humana - não cancerígena	kg 1,4-DCB	9,66	19,15	34,60	36,59
Uso do solo	m ² a crop eq	12,10	16,78	40,72	30,40
Depleção de minérios	kg Cu eq	7,05	54,81	13,16	24,99
Depleção de combustíveis fósseis	kg oil eq	15,10	23,39	37,63	23,88
Depleção de água	m ³	44,50	27,18	10,02	18,30

Lemos et al. (2013) analisaram o sistema urbano de água e esgoto, na cidade de Aveiro (Portugal). A principal conclusão também aponta para o consumo de energia como grande fonte de impacto para tratar e transportar água. Portanto, a configuração dos sistemas centralizados de água e esgoto influencia diretamente no impacto causado pelo uso de sistemas descentralizados. Em regiões com características topográficas que exijam grande necessidade de bombeamento para transportar água e esgoto, o uso de fontes alternativas pode representar maior ganho ambiental, como concluíram Kavvada et al. (2016).

A utilização de tecnologias como reuso de água cinza e equipamentos economizadores pode implicar em menor impacto ambiental do que o uso de água pluvial. Ribeiro (2015) apontou que o reuso de água cinza é menos impactante do que o aproveitamento de água pluvial, principalmente devido à redução de consumo de energia e produtos químicos utilizados no tratamento de esgoto centralizado.

7.2. AVALIAÇÃO DE RESULTADOS SECUNDÁRIOS

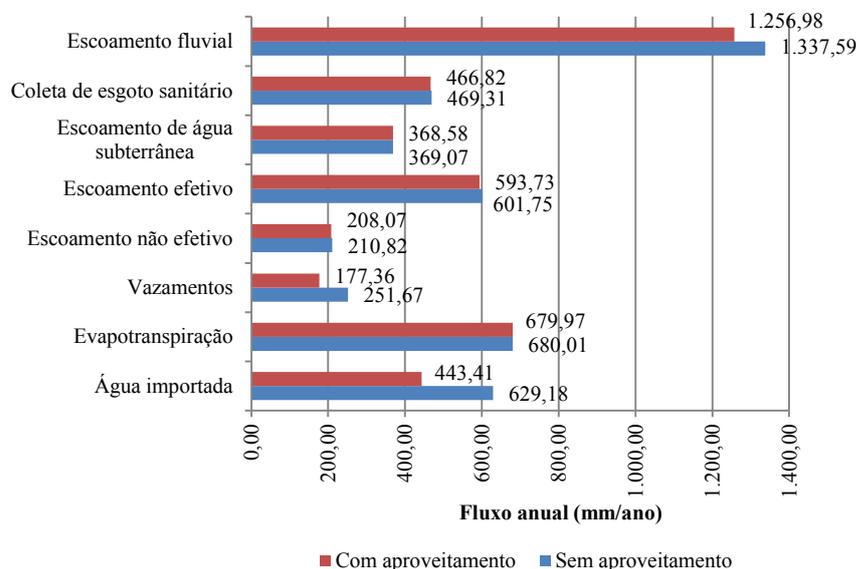
Os resultados secundários são relativos à comparação entre escoamento superficial, recarga de água subterrânea e evapotranspiração nos cenários de análise. Referem-se também à influência dos parâmetros de entrada do modelo de balanço hídrico, nos dados de saída deste modelo.

Os principais fluxos de água do balanço hídrico estão representados na Figura 73. Observa-se que o aproveitamento de água pluvial nas edificações causa pouca influência na evapotranspiração e no escoamento de água subterrânea. Há atenuação em todos os fluxos apresentados, mas é mais significativa na água importada, nos vazamentos e no escoamento fluvial. Como a modelagem considera que os vazamentos provenientes de tubulações de distribuição de água potável são encaminhados diretamente à recarga do aquífero, há diminuição de 12% do fluxo anual de recarga, passando de aproximadamente 21.307 mm/ano para 18.737 mm/ano.

Os sistemas de aproveitamento de água pluvial foram classificados como tecnologias de desenvolvimento urbano de baixo impacto, que são tecnologias desenvolvidas para amenizar o impacto da urbanização sobre o ciclo natural da água (SOUZA et al., 2012). Com o crescimento da urbanização, a maior parte das pesquisas aponta para o aumento do escoamento superficial, a redução da evapotranspiração e do abastecimento dos aquíferos. A análise deste estudo de caso apontou apenas para a redução do escoamento superficial como

atenuação desse impacto com a utilização dos sistemas de aproveitamento de água pluvial. Houve redução de evapotranspiração e de abastecimento dos aquíferos.

Figura 73: Comparação dos fluxos de água anuais médios nos cenários de análise.

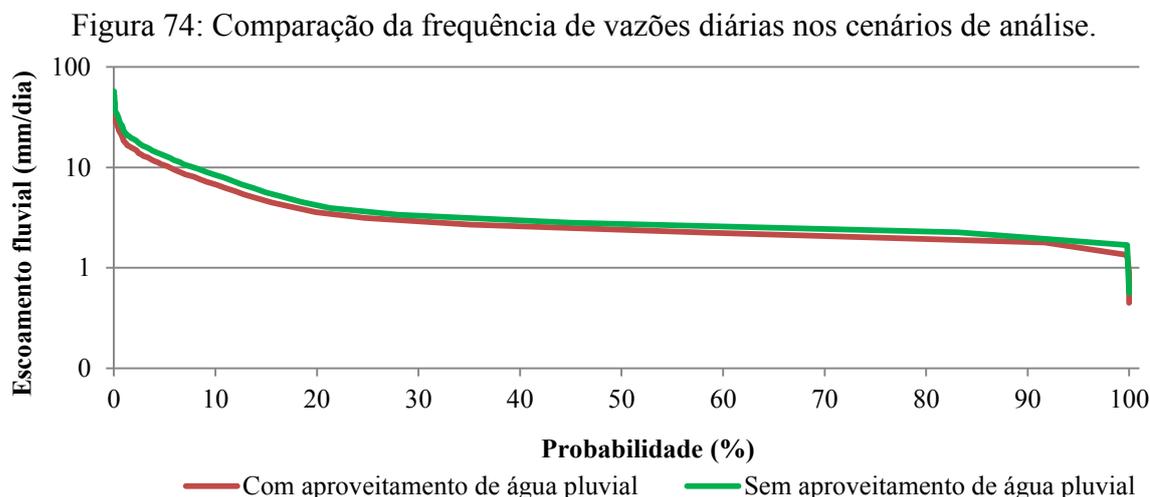


É importante ressaltar que os vazamentos provenientes das tubulações de distribuição de água potável podem ocorrer na parte mais superficial do solo e evapotranspirar, não sendo conduzidos diretamente à recarga do aquífero, como foi proposto na modelagem. Além disso, deve-se considerar que a água transportada foi tratada pela estação e conduzida por bombeamento para o abastecimento, possuindo impactos ambientais embutidos. Devido às incertezas envolvidas quanto à contribuição dos vazamentos na recarga do aquífero e ao impacto embutido neste fluxo, considerou-se que a diminuição de vazamentos foi um fator positivo quando se faz aproveitamento de água pluvial.

É conhecida a influência do aproveitamento de água pluvial no volume de escoamento superficial, sendo muitas vezes indicado como um sistema atenuador de enchentes. No ciclo hidrológico isto influencia quando a água que infiltraria no solo e escoaria superficialmente sai do componente em forma de esgoto sanitário sendo realocada e lançada de volta ao meio em outra localização. Este fato, entretanto, já acontece no meio urbano com a crescente impermeabilização do solo e os projetos de drenagem urbana.

A frequência de vazões (Figura 74) dá indícios de diminuição do escoamento fluvial diário com o aproveitamento de água pluvial, mas não é suficiente para analisar o potencial de minimização no impacto causado por inundações. A partir dele pode-se afirmar que para o mesmo percentual de dias do ano, há uma diferença, entre os cenários, de escoamento da

vazão que é igualada ou superada. Os picos de vazões, entretanto, ocorrem de forma instantânea e não ao longo de um dia e torna-se necessário, para indicar a influência dos sistemas em problemas de inundações, avaliar a possível diminuição de pico de hidrograma para uma dada precipitação crítica.



Por meio da análise de sensibilidade, cujos resultados foram apresentados no Capítulo 5, pôde-se observar a forte influência dos índices de ligações irregulares de esgoto e água pluvial no escoamento superficial. O conhecimento desses índices é fundamental para diminuir as incertezas na saída de resultados. Além de influenciarem nos resultados secundários, de fluxos, interferem também nos resultados primários, pois geram variação do volume de esgoto coletado e tratado pela estação.

O escoamento superficial também apresentou ser sensível ao percentual de substituição de água potável por pluvial. Portanto, o entendimento dos sistemas de aproveitamento de água pluvial e de seu dimensionamento é fundamental e influencia diretamente nos resultados. Inserir alto percentual de substituição de água, em edificações com características que não favorecem o atendimento à demanda não potável, pode resultar em sistemas ineficientes e com maior impacto ambiental associado.

Sabe-se também que os impactos associados à variação do escoamento superficial dependem de outros fatores relacionados às variáveis dos sistemas de aproveitamento de água pluvial, como volume do reservatório, precipitação e demanda de água não potável. Estudos como o de Kim et al. (2014), Palla et al. (2017), Zhang et al. (2012), Steffen et al. (2013) e Teston et al. (2018a) apresentaram resultados muito distintos sobre a redução de volume e de pico de escoamento superficial com o aproveitamento de água pluvial, mostrando a influência

dessas variáveis e das características locais nos resultados. Isso mostra a importância da análise de cada caso para a definição de políticas públicas, como a compulsoriedade pelo uso de sistemas alternativos de água impostas em alguns municípios.

7.3. LIMITAÇÕES E DIFICULDADES ASSOCIADAS

As principais dificuldades e também limitações encontradas no método referem-se aos dados de entrada disponíveis e utilizados. Quanto à modelagem de balanço hídrico, a falta de dados confiáveis de escoamento fluvial, evapotranspiração e escoamento de base para calibração do modelo dificultou a análise e calibração do método.

Nos resultados dos fluxos volumétricos dos componentes, o $V_{T_{in}}$ e o V_L referem-se à saída de esgoto (incluindo a ligação irregular de água pluvial) e ao lançamento de volta ao meio (por infiltração de água no solo e escoamento superficial). A obtenção desses resultados separadamente facilitaria a interpretação dos fluxos e do impacto da impermeabilização do solo de cada bloco do componente consumidor nos volumes de escoamento superficial.

Quanto aos dados de entrada para avaliação do ciclo de vida, embora o quantitativo dos principais materiais tenha sido executado com dados de projetos locais, a utilização da base de dados do inventário de ciclo de vida é feita, geralmente, com base em dados de origem estrangeira. Por ser um método de aplicação em uma região (territorial), e não em um produto específico, também há incertezas envolvidas com os quantitativos locais, como na demanda de água, número de usuários e áreas de cobertura, estimados por mapeamento.

Um pressuposto adotado no inventário refere-se à distância entre o consumo dos materiais e os fornecedores, que não é conhecido, por se tratar de uma análise territorial. Por esse motivo, os *datasets* do *Ecoinvent* utilizados para a infraestrutura nesta avaliação foram conservadores. Dois *datasets* de cada material foram inseridos: produção e transporte (em um único processo – *Market for*) e destinação final. Ao utilizar a base de dados *Market for*, considera-se o impacto ambiental da produção e também do transporte de materiais. O quantitativo do transporte no *dataset* é à média do transporte do material da base de dados disponível no *Ecoinvent*, gerando mais um fator de incerteza.

A geração de lodo não foi considerada na avaliação das estações de tratamento da água, devido à falta de dados locais. Também não foi considerada a qualidade da água em cada fluxo. Esses dados interferem nos resultados de impacto e podem ser inseridos em pesquisa futura. A vida útil média utilizada nos componentes também interfere diretamente

nos resultados das categorias de impacto. Pode-se avaliar a influência dessa simplificação do método através de comparação entre utilizar a vida útil média ponderada pela massa para a infraestrutura de todo o componente e a vida útil em cada material do componente, por meio de simulação no programa *Simapro*.

8. CONCLUSÕES

Os assuntos abordados na revisão bibliográfica deram suporte ao entendimento da gestão de oferta e demanda de água, dos sistemas de aproveitamento de água pluvial e dos métodos de avaliação de impacto de sistemas urbanos de água. A partir do entendimento de que as edificações podem ser agentes ativos no controle da água, sua produção e tratamento, a necessidade de avaliação ambiental das ações torna-se fundamental dentro do contexto de desenvolvimento urbano sustentável. Os resultados positivos das pesquisas acerca do alto atendimento da demanda de água não potável por meio do aproveitamento de água pluvial e, por outro lado, a necessidade de ampliação da infraestrutura e operação para o funcionamento dos sistemas nas edificações justificaram a relevância do desenvolvimento desta pesquisa.

Um método para avaliar os impactos ambientais das edificações como agentes ativos por meio do aproveitamento de água pluvial foi desenvolvido e aplicado. Na modelagem de balanço hídrico, quando os resultados do modelo proposto foram comparados aos resultados do *Aquacycle*, obteve-se coeficiente de Nash-Sutcliffe de 0,98, demonstrando que o método proposto está adequado a um modelo validado e muito utilizado na literatura. Na calibração do modelo, entretanto, o coeficiente de Nash-Sutcliffe foi reduzido e o desvio dos dados apresentou valor elevado. As divergências entre os dados de precipitação e escoamento observados disponíveis para o estudo de caso podem ter influenciado neste resultado. O modelo apresentado está embasado em formulações matemáticas que utilizam a precipitação diária como dado de entrada resultando em escoamento diário como dado de saída. Dessa maneira, pico de precipitação resulta em pico de escoamento no mesmo dia, o que é esperado e não estava presente nas séries de dados utilizadas.

Independente dos resultados da calibração, os fluxos obtidos a partir da modelagem puderam ser utilizados como base para a avaliação de ciclo de vida nos processos de operação, que são dependentes dos volumes de água que passam por cada componente. Além disso, forneceu resultados secundários de escoamento superficial, recarga de água subterrânea e evapotranspiração no meio urbano, e serviu de base para a comparação desses resultados nos cenários adotados no estudo de caso. A partir da análise de sensibilidade realizada na modelagem, concluiu-se que há forte influência das ligações irregulares de água pluvial e esgoto nos impactos relativos ao consumo de energia e produtos químicos.

A comparação entre cenários, por meio da avaliação de ciclo de vida, foi facilitada pela utilização de mais de uma unidade funcional. Foram obtidos resultados sobre os impactos totais causados para atender todo o consumo de água em um ano (unidade funcional:

provimento de água em um ano). Os impactos totais por metro cúbico de água consumida (unidade funcional: provimento de 1 m³ de água) também foram avaliados e permitiram comparar os impactos dos componentes de tecnologia entre os cenários. Por fim, os impactos causados por um consumidor permitiram a comparação entre as edificações e os usuários das edificações (unidade funcional: 1 consumidor equivalente por ano).

A partir da aplicação do método na Bacia Hidrográfica do Rio Belém (Curitiba/PR) na análise dos cenários com e sem aproveitamento de água pluvial no estudo de caso, pode-se concluir que houve redução significativa do consumo de água do sistema centralizado com o aproveitamento de água pluvial. Isto implicou em redução de perdas por vazamentos, geralmente elevados no cenário dos sistemas de distribuição de água dos municípios brasileiros. Apesar de, na modelagem de balanço hídrico, isto acarretar redução da recarga do aquífero, houve minimização de impactos ambientais embutidos nos vazamentos.

Portanto, ao contrário do que se espera das estratégias de desenvolvimento de baixo impacto, houve redução da recarga de aquíferos e evapotranspiração com o aproveitamento de água pluvial. A favor dessas estratégias, foi confirmada a minimização do volume escoado superficialmente na região de estudo.

A principal conclusão da aplicação no estudo de caso refere-se ao potencial de redução de impacto ambiental, que se encontrou no processo de operação dos sistemas urbanos de água. Apesar do aumento de consumo de materiais de infraestrutura para a instalação dos sistemas e do aumento de consumo de energia nas edificações, a redução do consumo de energia e produtos químicos para operação das estações de tratamento de água e de energia do sistema de distribuição de água potável diminuiu o impacto ambiental de onze das dezoito categorias analisadas.

A simulação considerou que todas as edificações que estiveram aptas a aproveitar água pluvial para fins não potáveis utilizassem reservatório inferior e bombeamento até o reservatório superior. Isso representa o que comumente se utiliza em edificações existentes, onde, na grande maioria dos casos, não há previsão de espaço para a coleta e condução de água pluvial do telhado diretamente para um reservatório superior. Este é outro potencial de minimização de impacto que pode ser analisado para sistemas de aproveitamento de água pluvial em novas edificações, com a previsão da utilização dos sistemas por gravidade.

A premissa de obter impacto ambiental positivo com a instalação dos sistemas de aproveitamento de água pluvial presume redução de dano à saúde humana, ao ecossistema e aos recursos naturais ao longo do ciclo de vida das instalações. Embora os impactos de final

de vida não tenham sido analisados e assumindo as incertezas impostas devido às limitações da base de dados, pôde-se concluir que:

- o impacto das principais categorias que contribuem para o dano à saúde humana (mudança climática, depleção da camada de ozônio, radiação ionizante, formação de ozônio, formação de material particulado e toxicidade humana – cancerígena) foi reduzido com a instalação e uso dos sistemas de aproveitamento de água pluvial. Houve aumento de impacto apenas na categoria toxicidade humana (não cancerígena), pois é a categoria mais influenciada pela infraestrutura;
- quanto aos danos ao ecossistema, o impacto negativo foi maior no cenário com aproveitamento de água pluvial nas categorias: eutrofização marinha e ecotoxicidade terrestre, de água doce e marinha. Obteve-se impacto ambiental positivo nas categorias eutrofização de água doce, acidificação terrestre e uso do solo;
- sobre os recursos naturais, houve redução de depleção de água e aumento de depleção de minérios e combustíveis fósseis no cenário com o aproveitamento de água pluvial.

Apesar de apresentar redução de impacto em mais da metade das categorias analisadas, essa minimização foi pequena (variando de 0,12% a 11% de redução). Neste estudo de caso, portanto, o impacto ambiental positivo mais relevante esteve relacionado com redução do escoamento superficial. Essa redução, entretanto, foi avaliada apenas em volume e não em redução de pico de hidrograma, que deve ser avaliado quando se busca redução de impactos causados por enchentes.

A aplicação do estudo de caso analisou apenas dois cenários, mas o método pode ser utilizado para a análise de outros cenários, como por exemplo, o uso de reservatórios coletivos ou o uso de sistemas automáticos de aproveitamento de água pluvial. Esses sistemas possibilitam o controle do nível de água do reservatório para servirem como atenuadores de escoamento superficial em precipitações críticas. Além disso, as técnicas, como o uso de poço tubular profundo e de estações de tratamento de esgoto descentralizadas, podem ser avaliadas com o uso do método, após validação. Como o modelo foi desenvolvido em *Matlab*, há a possibilidade de ampliação para outras técnicas de uso e controle dos fluxos de água nas edificações (reuso de água cinza, telhados verdes, tipos de aquecimento da água, pavimentos permeáveis) desde que inseridas na modelagem de balanço hídrico e validadas.

Apesar da limitação de uso de banco de dados estrangeiros, devido à falta de banco de dados locais, este método pode ser utilizado como apoio de ferramenta de gestão de água e políticas públicas. Além disso, análises feitas através de simulação de desempenho ambiental e a criação de sistemas inteligentes de gestão de água na edificação e no meio urbano podem oferecer diretrizes do uso dos sistemas embasados no seu impacto. O método de simulação de impactos ambientais, aliado às tecnologias de controle da informação e comunicação, pode viabilizar, em um futuro próximo, que o usuário receba dados de consumo e de impacto ambiental dos sistemas hidráulicos e sanitários que utiliza.

8.1. LIMITAÇÕES

Dentre as limitações desta tese, destacam-se:

- a dificuldade de obtenção de alguns dados e a necessidade de estimativa de outros por meio de projetos e mapeamento. A utilização de base de dados e do método de avaliação de impacto de ciclo de vida embasados em características e dados estrangeiros aumentam a incerteza dos resultados e análise de impactos;
- a divergência entre os dados de precipitação e de escoamento observados dificultou a calibração do modelo, indicando a necessidade de aplicação em outro estudo de caso com dados de precipitação e escoamento mais ajustados;
- apesar dos resultados da calibração não estarem entre os valores esperados, os resultados da modelagem de balanço hídrico foram utilizados para a continuidade da aplicação do modelo no estudo de caso;
- a calibração foi realizada manualmente e não de forma automática, através de algoritmos;
- o pequeno número de amostras de projetos para quantificação dos materiais hidrossanitários relacionados com a infraestrutura do componente consumidor foi um fator limitante;
- a incerteza dos dados de ligações irregulares de água e esgotos interfere diretamente nos impactos ambientais, especialmente pelo consumo de energia e produtos químicos utilizados para tratamento e transporte;
- não foi considerada a produção de energia por meio do lodo gerado na Estação de Tratamento de Esgoto Belém;

- os impactos relativos à qualidade da água, à privação da água e às emissões devido à geração de lodo não foram integrados ao método e, por consequência, não foram analisados no estudo de caso. A metodologia para inserção dessas análises está descrita no Apêndice I;
- apenas um critério de dimensionamento de reservatório foi utilizado para a avaliação do cenário com aproveitamento de água pluvial, no estudo de caso.
- o método foi aplicado apenas para o aproveitamento de água pluvial em edificações e não para as demais tecnologias (utilizadas por consumidores) propostas;
- o método proposto utiliza a vida útil média ponderada pela massa em cada componente, o que pode causar influência significativa nos resultados das categorias de impacto;
- os resultados secundários referem-se apenas ao fluxo anual no ciclo hidrológico urbano, dificultando a análise de impactos devido a inundações urbanas.

8.2. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Algumas limitações deste trabalho dão suporte às sugestões para trabalhos futuros. A ampliação do banco de dados nacionais para inventário de ciclo de vida reduziria a incerteza dos resultados obtidos em estudos que utilizam a ferramenta ACV.

Sharma et al. (2008) mostraram que o impacto dos sistemas de aproveitamento de água pluvial foi positivo na redução de contaminantes da água escoada. Inserir o balanço de qualidade de água no modelo de balanço hídrico facilitaria a avaliação de ciclo de vida, quando adicionadas as análises de impacto relativas à qualidade da água e às emissões para o ar e para o solo.

Sobre a avaliação quantitativa realizada pela modelagem de balanço hídrico, inserir um modelo de cálculo para avaliação dos sistemas, relacionado aos impactos causados por inundações urbanas, pode facilitar a tomada de decisão. Sugere-se a inserção do método utilizado em Teston et al. (2018a) para avaliação da redução de pico de hidrograma com a utilização de sistemas de aproveitamento de água pluvial. Neste sentido, o desenvolvimento e a inclusão de um modelo matemático para avaliar a redução de pico de escoamento com o uso de caixas de contenção, pavimentos permeáveis e telhados verdes também é relevante.

Os critérios utilizados para o dimensionamento dos reservatórios neste estudo de caso consideraram que o reservatório ideal foi aquele em que a diferença entre potenciais de economia era menor que 1% e que as edificações que fariam uso dos sistemas tivessem pelo menos 80% da demanda atendida. Esses critérios podem ser alterados para ter os seus impactos avaliados em outros cenários. A realização do estudo em um número de cenários, que represente uma amostra estatística significativa, possibilitaria a realização de análises sobre o dimensionamento ideal relacionado ao menor impacto.

REFERÊNCIAS

ABBASI, T.; ABBASI, S. A. Sources of pollution in rooftop rainwater harvesting systems and their control. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 41, p. 2097-2167, 2011.

ABES - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Perdas em sistemas de abastecimento de água: diagnóstico, potencial de ganhos com sua redução e propostas de medidas para o efetivo combate**. São Paulo, 2013. 45p.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 15527: Água de chuva - Aproveitamento de Coberturas em Áreas Urbanas para fins não potáveis - Requisitos**, 2007.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 15527: Água de chuva - Aproveitamento de Coberturas em Áreas Urbanas para fins não potáveis - Requisitos**, 2019.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro, 1993.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro, 2009.

ÁGUAPURA. **Apresentação Águapura Vianet**. Disponível em: <http://aguapura.saeb.ba.gov.br/web/>. Acesso em setembro, 2019.

AGUIAR, M. A. S. **Sustentabilidade no uso da água para rega em estruturas desportivas**. Dissertação de Mestrado. Construção Civil. Instituto Politécnico de Satúbal. 2012.

ALBERTIN, L. L.; MAUAD, F. F.; DANIEL, L. A. Uso de simulação computacional para planejamento de um sistema hídrico: estudo de caso qualitativo e quantitativo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 4, p. 209-219, 2006.

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D. et al. Crop evapotranspiration: **Guidelines for computing crop water requirements**. Rome: FAO, 1998. 300p. (FAO. Irrigation and Dranaige Paper, 56).

ALMEIDA, C. M. V. B.; BORGES JR., D.; BONILLA, S. H.; GIANNETTI, B. F. Identifying improvements in water management of bus-washing stations in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, p. 821-831, 2010.

ALMEIDA, H. M. **Campanha de conscientização de usuários quanto ao uso racional de água no campus VI do CEFET MG**. Dissertação de Mestrado. Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2009.

AL-ODWANI, A.; AHMED, M.; BOU-HAMAD, S. Carwash water reclamation in Kuwait. **Desalination**, v. 206, p. 17-28, 2007.

ALVES, F.; KÖCHLING, T.; LUZ, J.; SANTOS, S. M.; GAVAZZA, S. Water quality and microbial diversity in cisterns from semiarid areas in Brazil. **Journal of water and health**, v. 12.3, p. 513-525, 2014.

ALVES, T. S.; OLIVEIRA, P. T. S.; RODRIGUES, D. B. B.; AYRES, F. M. Delimitação automática de bacias hidrográficas utilizando dados SRTM. **Engenharia Agrícola**, v.30, n.1, p.46-57, 2010.

AMARAL, X. S. **Avaliação de sistemas de tratamento de esgoto e aproveitamento de água de chuva em unidades educacionais**. Mestrado em Engenharia Sanitária. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2015.

AMIN, M. T.; KIM, T.; AMIN, M. N.; HAN, M. Y. Effects of catchment, first-flush, storage conditions, and time on microbial quality in rainwater harvesting systems. **Water Environment Research**, v. 85, n. 12, p. 2317-2329, 2013.

AMORES, M. J.; MENESES, M.; PASQUALINO, J.; ANTÓN, A.; CASTELLS, F. Environmental assessment of urban water cycle on Mediterranean conditions by LCA approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 43, p. 84-92, 2013.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil - Informe 2016**. Brasília, 2016. 97p.

ANDRADE, V. H. **Ferramenta Gráfica Para o Dimensionamento de Reservatórios para Aproveitamento de Águas Pluviais: Estudo de Caso na Região Norte de Rondônia**. Mestrado em Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2017.

ANDREOLI, C. V. (Coordenador). **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009

ANGRILL, S.; FARRENY, R.; GASOL, C. M.; GABARREL, X.; VIÑOLAS, B.; JOSA, A.; RIERADEVALL, J. Environmental analysis of rainwater harvesting infrastructures in diffuse and compact urban models of Mediterranean climate. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, p. 25-42, 2012.

ANNECCHINI, K. P. L. **Aproveitamento de água de chuva para fins não potáveis na região metropolitana de Vitória (ES)**. Dissertação de Mestrado. Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo, 2005.

ANTUNES, L. N.; THIVES, L. P.; GHISI, E. **Potential for potable water savings in buildings by using stormwater harvested from porous pavements**. *Water*, v. 8, p. 1-18, 2016.

AQUARESOURCE INC. **Integrated surface and groundwater model review and technical guide**. The Ontario Ministry of Natural Resources. 2011.

BARBERÁN, R.; EGEA, P.; GARCIA DE RENTERÍA, P.; SALVADOR, M. Evaluation of water saving measures in hotels: A Spanish case study. **International Journal of Hospitality Management**, v. 34, p.181– 191, 2013.

BARRETO, D. Perfil do consumo residencial e usos finais de água. **Ambiente Construído**, v. 8, n. 2, p. 23-40, 2008.

BARRON, O. V.; BARR, A. D.; DONN, M. J. Effect of urbanisation on the water balance of a catchment with shallow groundwater. **Journal of Hydrology**, v. 485, p. 162-176, 2013.

BASSANESI, K. **Análise de Risco do Aproveitamento de Água de Chuva para Uso Não Potável em Edificações**. Mestrado em Estruturas e Construção Civil. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2014.

BASTOS, F. P. **Tratamento de água de chuva através de filtração lenta e desinfecção UV**. Mestrado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2007.

BEAL, C. D.; STEWART, R. A.; FIELDING, K. A novel mixed method smart metering approach to reconciling differences between perceived and actual residential end use water consumption. **Journal of Cleaner Production**, v. 60, p. 116-128, 2014.

BEAL, C. D.; STEWART, R. A. Identifying residential water end uses underpinning peak day and peak hour demand. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 140, n. 7, p. 04014008-1-10, 2014.

BEAL, C. D.; STEWART, R. A. **South East Queensland Residential End Use Study: Final Report**. Urban Water Security Research Alliance Technical Report No. 47. 2011

BELL, S. Renegotiating urban water. **Progress in Planning**, v. 96, p. 1-28, 2015.

BELTRÃO, D. H. **Medidas para conservação de água em habitações de interesse social na cidade do Recife, PE**. Mestrado em Engenharia Civil. Universidade de Pernambuco. Recife, 2014

BENNET, C.; STEWART, R. A.; BEAL, C. D. ANN-based residential water end-use demand forecasting model. **Expert Systems with Applications**, v. 40, p. 1014-1023, 2013.

BENOÎT, C.; NORRIS, G. A.; VALDIVIA, S.; CIROTH, A.; MOBERG, A.; BOS, U.; PRAKASH, S.; UGAYA, C. M. L.; BECK, T. The guidelines for social life cycle assessment of products: just in time!. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, p. 18-24, 2010.

BERWANGER, H.; GHISI, E. Investment feasibility analysis of rainwater harvesting in the city of Itapiranga, Brazil. **International Journal of Sustainable Human Development**, v. 2, p. 104-114, 2014.

BEZERRA, S. M. C.; CHRISTAN, P.; TEIXEIRA, C. A.; FARAHBAKHS, K. Dimensionamento de reservatório para aproveitamento de água de chuva: comparação entre métodos da ABNT NBR 15527:2007 e Decreto Municipal 293/2006 de Curitiba, PR. **Ambiente Construído**, v. 10, p. 219-231, 2010.

BIER, A. S. **Avaliação Pós-utilização de um Sistema de Aproveitamento de água da chuva: Estudo de caso no Centro de Convivência na UPFRS**. Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental. Fundação Universidade de Passo Fundo. Passo Fundo, 2013.

BOOGAARD, F.; LUCKE, T.; GIESEN, N. V.; VEN, F. V. Evaluating the infiltration performance of eight Dutch permeable pavements using a new full-scale infiltration testing method. **Water**, v. 6, p. 2070-2083, 2014.

BORGERT, A.E. **Comparação dos padrões de qualidade exigidos por diretrizes nacionais e internacionais para aproveitamento de água pluvial**. Trabalho de conclusão de curso. Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2018.

BOYLE, T.; GIURCO, D.; MUKHEIBIR, P.; LIU, A.; MOY, C.; WHITE, S.; STEWART, R. Intelligent metering for urban water: A review. **Water**, v. 5, p. 1052-1081, 2013.

BREMBATTI, K. Alguns bairros de Curitiba gastam três vezes mais água que outros. **Gazeta do Povo**, Curitiba, 4 dezembro 2014. Disponível em: <<http://www.gazetadopovo.com.br/vida-e-cidadania/alguns-bairros-de-curitiba-gastam-tres-vezes-mais-agua-que-outros-eh0o54jg7f7ivu35nlp19yvym>>. Acesso em: 20/07/2019.

BROWN, C. **Water use in the professional car wash industry**. 1 ed. Washington: International Car Wash Association; 2002.

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.

BUNCHAFT, G.; KELLNER, S. R.O. **Estatística sem mistérios**. 2.ed. Petrópolis: Vozes, 1999. v.2, 303p.

BURNS, M. J.; FLETCHER, T. D.; DUNCAN, H. P.; HATT, B. E.; LADSON, A. R.; WALSH, C. J. The performance of rainwater tanks for stormwater retention and water supply at the household scale: an empirical study. **Hydrological Processes**, v. 29, p. 152-160, 2015.

BUTLER, D.; MEMON, F. A. Water consumption trends and demand forecasting techniques. In: BUTLER, D.; MEMON, F. A. **Water Demand Management**. Londres: IWA Publishing, 2006. Cap. 1, p. 1-26.

CAMPISANO, A.; BUTLER, D.; WARD, S.; BURNS, M. J.; FRIEDLER, E.; DEBUSK, K.; FISHER-JEFFES, L. N.; GHISI, E.; RAHNMAN, A.; FURUMAI, H.; HAN, M. Urban rainwater harvesting systems: Research, implementation and future perspectives. **Water Research**, v. 115, p. 195-209, 2017.

CAMPISANO, A.; MODICA, C. Optimal sizing of storage tanks for domestic rainwater harvesting in Sicily. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 63, p. 9-16, 2012.

CARDOSO, R. N. C. **Viabilidade econômica de sistemas de captação de água da chuva para fins não potáveis em dois prédios da Universidade Federal do Pará**. Dissertação de Mestrado. Engenharia Civil. Universidade Federal do Pará. Belém, 2018.

CARLSON, M. A.; LOHSE, K. A.; MCINTOSH, J. C.; MCLAIN, J. E. T. Impacts of urbanization on groundwater quality and recharge in a semi-arid alluvial basin. **Journal of Hydrology**, v. 409, p. 196-211, 2011.

CARMO, R. L.; DAGNINO, R. S.; FEITOSA, F. F.; JOHANSEN, I. C.; CRAICE, C. População e consumo urbano de água no Brasil: interfaces e desafios. In: **XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2013, Bento Gonçalves, Brasil.

CARVALHO, A. M. **Modelagem numérica como ferramenta para a gestão das águas subterrâneas em São José do Rio Preto (SP)**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. 2013.

CARVALHO, D. F. **Apostila de manejo e conservação do solo e da água**. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ, 2009.

CARVALHO, J. W. L. T. **Configuração urbana e balanço hídrico com aplicação do modelo Aquacycle na bacia hidrográfica do Rio Belém - Curitiba/PR**. Dissertação de mestrado. Geografia. Universidade Federal do Paraná. 2016.

CASTRO-FRESNO, D.; ANDRÉS-VALERI, V. C.; SANUDO-FONTANEDA, L. A.; RODRIGUEZ-HERNANDEZ, J. Sustainable Drainage Practices in Spain, Specially Focused on Pervious Pavements. **Water**, v. 5, p. 67-93, 2013.

CHAIB, E. B. D. **Avaliação de estratégias para a redução do consumo de água de abastecimento como meio de diminuição da pressão sobre os recursos hídricos**. Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2016.

CHANG, J.; LEE, W.; YOON, S. Energy consumptions and associated greenhouse gas emissions in operation phases of urban water reuse systems in Korea. **Journal of Cleaner Production**, v. 141, p. 728-736, 2017.

COELHO, G. M. **Avaliação dos usos finais de água em residências unifamiliares localizadas em Blumenau-SC**. Relatório de Iniciação Científica. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2008.

COHEN, J.; WEST, S. G.; AIKEN, L.; COHEN, P. **Applied Multiple Regression/Correlation Analysis for the Behavioral Sciences**. 3 ed. Hillsdale, NJ: Lawrence Erlbaum Associates. 2002.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2001.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução Nº 357 de 17 de março de 2005**, DOU n.53, p.58-63, 18 de março de 2005.

CONCEIÇÃO, M, A, F. Roteiro de cálculo da evapotranspiração de referência pelo método de Penman-Monteith-FAO. **Circular Técnica**, v. 65, 2006.

COOK, S.; SHARMA, A.; CHONG, M. Performance Analysis of a Communal Residential Rainwater System for Potable Supply: A Case Study in Brisbane, Australia. **Water Resources Management**, vol. 27, p. 4865-4876, 2013.

CORDOVA, M. M.; GHISI, E. Analysis of potable water saving using behavioural models. **Water Conservation**, v. 1, p. 89-104, 2011.

CORDOVA, M. M.; GHISI, E. **Manual do Usuário**. 2014. Disponível em: <http://www.labeee.ufsc.br>. Acesso em: agosto, 2017.

CORRÊA, T. H. P. **Avaliação Quali-quantitativa do Fitoplâncton Presente em Reservatório de Sistema de Aproveitamento de Água Pluvial para Irrigação**. Mestrado em Engenharia Urbana. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2012.

COSCARELLI, A. P. F. **Aproveitamento da água de chuva para fins não potáveis em uma atividade industrial: estudo de caso de uma edificação a ser construída, Rio de Janeiro, RJ**. Mestrado profissional em Engenharia Ambiental. Universidade do Estado do Rio De Janeiro. Rio De Janeiro, 2010.

CRUZ, W. M. **Aproveitamento de água pluvial para fins não potáveis em edificações residenciais: caso de estudo em Rio Branco/AC**. Mestrado Profissional em Processos Construtivos e Saneamento Urbano. Universidade Federal do Pará. Belém, 2014.

CURITIBA. Lei Nº 9.900, de 03 de janeiro de 2000. **Dispõe sobre o Zoneamento, Uso e Ocupação do Solo no Município de Curitiba e dá outras providências**. Curitiba, 03 jan. 2000.

CUSTÓDIO, D. **Influência do aproveitamento de água pluvial em edificações residenciais na drenagem urbana de Joinville/SC**. Dissertação de Mestrado. Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Catarina, 2017.

DALSENTER, M. E. **Estudo do potencial de economia de água potável por meio do aproveitamento de água pluvial em um condomínio residencial multifamiliar localizado em Florianópolis-SC**. Trabalho de conclusão de Curso. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2016.

DEBUSK, K. M.; HUNT, W. F.; WRIGHT, J. D. Characterizing Rainwater Harvesting Performance and Demonstrating Stormwater Management Benefits in the Humid Southeast

USA. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 49, n 6, p. 1398-1411, 2013

DEVKOTA, J. P.; BURIAN, S. J.; TAVAKOL-DAVANI, H.; APUL, D. S. Introducing demand to supply ratio as a new metric for understanding life cycle greenhouse gas (GHG) emissions from rainwater harvesting systems. **Journal of Cleaner Production**, v. xxx, p. 1-11, 2015.

DIAS, I.C.S. **Estudo da viabilidade técnica, econômica e social do aproveitamento de água de chuva em residências na cidade de João Pessoa**. Mestrado em Engenharia Urbana. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 2007.

DOMÈNECH, L.; SAURÍ, D. A comparative appraisal of the use of rainwater harvesting in single and multifamily buildings of the Metropolitan Area of Barcelona (Spain): social experience, drinking water savings and economic costs. **Journal of Cleaner Production**, v. 19, p. 598-608, 2011.

DONIA, N., MONOLI, E.; ASSIMACOPOULOS, D. Modelling the urban water system of Alexandria using the Aquacycle model. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 03, n. 1, p. 69-84, 2013.

DORNELLES, F. **Aproveitamento de água de chuva no meio urbano e seu efeito na drenagem pluvial. 2012**. Tese de doutorado. Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2012.

DUONG, T. T. H.; ADIN, A.; JACKMAN, D.; STEEN, P. V. D.; VAIRAVAMOORTHY, K. Urban water management strategies based on a total urban water cycle model and energy aspects – Case study for Tel Aviv. **Urban Water Journal**, v. 8, n. 2, p. 103-118, 2011.

ESHTAWI, T.; EVERS, M.; TISCHBEIN, B.; DIEKKRÜGER, B. Integrated hydrologic modeling as a key for sustainable urban water resources planning. **Water Research**, v. 101, p. 411-428, 2016.

EVANS, C. A.; COOMBES, P. J.; DUNSTAN, R. H. Wind, rain and bacteria: The effect of weather on the microbial composition of roof-harvested rainwater. **Water Research**, v. 40, p. 37-44, 2006.

FARRENY, R., MORALES-PINZO'N, T.; GUIASOLA, A.; TAYA, C.; RIERADEVALL, J.; GABARRELL, X. Roof selection for rainwater harvesting: Quantity and quality assessments in Spain. **Water Research**, v. 45, p. 3245-3254, 2011.

FASOLA, G. B.; GHISI, E.; MARINOSKI, A. K.; BORINELLI, J. B. Potencial de economia de água em duas escolas em Florianópolis, SC. **Ambiente Construído**, v. 11, n. 4, p. 65-78, 2011.

FEWTRELL, L.; KAY, D.; McDONALD, A. **Rainwater harvesting – an HIA of rainwater harvesting in the UK**. In: FEWTRELL, L.; KAY, D. (ORG.), Health Impact Assessment for Sustainable Water Management. IWA Publishing 2008, p. 45 - 68.

FIELDING, K. S.; SPINKS, A.; RUSSELL, S.; MCCREA, R.; STEWART, R.; GARDNER, J. An experimental test of voluntary strategies to promote urban water demand management. **Journal of Environmental Management**, v. 114, p. 343-35, 2013.

FINNVEDEN, G.; HAUSCHILD, M. Z.; EKVALL, T.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; HELLWEG, S.; KOEHLER, A.; PENNINGTON, D.; SANGWON, S. Recent developments in Life Cycle Assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 1-21.

FISHER-JEFFES, L.; CARDEN, K.; ARMITAGE, N. P.; WINTER, K. Stormwater harvesting: Improving water security in South Africa's urban areas. **South African Journal of Science**, v. 113, p. 1-5, 2017.

FLORÊNCIO, L.; BASTOS, R.K.X.; AISSE, M. M. (ORG.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

FRANCO, A. C. L. **Calibração do modelo SWAT com evapotranspiração proveniente de sensoriamento remoto e vazão observada**. Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2017.

FRASIER, G. W. **Proceedings of water harvesting symposium**. Barkeley: USDA (United states agricultural reaearch service), 1975.

FENDRICH, R. **Diagnóstico dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Belém**. Curitiba: Assembléia Legistativa do Paraná, 2002.

GARCIA, A. P. A. **Fatores associados ao consumo de água em residências de baixa renda. Dissertação de Mestrado**. Engenharia Industrial. Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia. Salvador, 2011.

GEE, K. D.; HUNT, W. F. Enhancing Stormwater Management Benefits of Rainwater Harvesting via Innovative Technologies. **Journal of Environmental Engineering**, v. 148 (8), p. 04016039 -1-11, 2016.

GERALDI, M. S. **Influência do tamanho de séries temporais de precipitação em simulações de sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações**. Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2017.

GERALDI, M. S.; GHISI, E. Influence of the length of rainfall time series on rainwater harvesting systems: A case study in Berlin. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 125, p. 169-180, 2017.

GHIMIRE, S. R.; JONHSTON, J. M.; INGWERSEN, W. W.; HAWKINS, T. R. Life Cycle Assessment of Domestic and Agricultural Rainwater Harvesting Systems. **Environmental Science and Technology**, v. 48, p. 4069-4077, 2014.

GHIMIRE, S. R.; JONHSTON, J. M.; INGWERSEN, W. W.; SOJKA, S. Life cycle assessment of a commercial rainwater harvesting system compared with a municipal water supply system. **Journal of Cleaner Production**, v. 151, p. 74-86, 2017.

GHISI, E.; BRESSAN, D. L.; MARTINI, M. Rainwater tank capacity and potential for potable water savings by using rainwater in the residential sector of southeastern Brazil. **Building and Environment**, v. 42, p. 1654-1666, 2007.

GHISI, E.; CARDOSO, K. A.; RUPP, R. F. Short-term versus long-term rainfall time series in the assessment of potable water savings by using rainwater in houses. *Journal of Environmental Management*, v. 100, p. 109-119, 2012.

GHISI, E.; CORDOVA, M. M. **Netuno 4**. Programa Computacional. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Civil. Disponível em: <http://www.labeee.ufsc.br/>. 2014.

GHISI, E.; FERREIRA, D. F. Potential for potable water savings by using rainwater and greywater in a multi-storey residential building in southern Brazil. **Building and Environment**, v. 42, p. 2512–2522, 2007.

GHISI, E.; MONTIBELLER, A.; SCHMIDT, R. W. Potential for potable water savings by using rainwater: an analysis over 62 cities in southern Brazil. **Building and Environment**, v. 41, n.2, p. 204-210, 2006.

GHISI, E.; OLIVEIRA, S. M. Potential for potable water saving by combining the use of rainwater and greywater in houses in Southern Brazil. **Building and Environment**, v. 41, n. 4, p. 1731-1742, 2007

GHISI, E. Parameters Influencing the Sizing of Rainwater Tanks. **Water Resources Management**, vol. 24, p. 2381-2403, 2010.

GHISI, E. Potential for potable water savings by using rainwater in the residential sector of Brazil. **Building and Environment**, vol. 41, n.11, p. 1544-1550, 2006.

GHISI, E.; RUPP, R. F.; TRISKA, Y. Comparing indicators to rank strategies to save potable water in buildings. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 87, p. 137-144, 2014.

GHISI, E.; SCHONDERMARK, P. N. Investment Feasibility Analysis of Rainwater Use in Residences. **Water Resources Management**, v. 27, p. 2555-2576, 2013.

GHISI, E.; TAVARES, D. F.; ROCHA, V. L. Rainwater harvesting in petrol stations in Brasília: potential for potable water savings and investment feasibility analysis. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, p. 79-85, 2009.

GIACCHINI, M. **Estudo quali-quantitativo do aproveitamento da água de chuva no contexto da sustentabilidade dos recursos hídricos**. Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2010.

GIKAS, G.D.; TSIHRINTZIS, V. A. Assessment of water quality of first-flush roof runoff and harvested rainwater. **Journal of Hydrology**, v. 466-467, p. 115-126, 2012.

GIKAS, G.D.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of first-flush device, roofing material, and antecedent dry days on water quality of harvested rainwater. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 5, p. 327-345, 2017

GIURCO, D. P.; WHITE, S. B.; STEWART, R. A. Smart Metering and water end-use data: conservation benefits and privacy risks. *Water*, v. 2, p. 461-467, 2010.

GLEICK, P. H. Basic water requirements for human activities: meeting basic needs. *Water International*, v. 21, p. 83-92, 1996.

GLEICK, P. H. Roadmap for sustainable water resources southwestern North America. *Water International*, v. 107, p. 21300-21305, 2010.

GOIS, E. H. B. **Estudo de caso: minimização e reuso de água em shopping center da região sul do Brasil**. Dissertação de Mestrado. Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2015.

GOIS, E. H. B.; RIOS, C. A. S.; COSTANZI, R. N. Evaluation of water conservation and reuse: a case study of a shopping mall in southern Brazil. *Journal of Cleaner Production*, v. 96, p. 263-271, 2015.

GOMES, H. P. **Sistemas de Saneamento: eficiência energética**. 1 ed. João Pessoa: Editora Universitária/UFPB, 2010. 366p.

GOMEZ, Y. D. **Aproveitamento de água da chuva residencial: efeito de políticas de incentivos e condições de consumo sobre a viabilidade econômica**. Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal do Pará. Belém, 2017.

GONÇALVES, O. M.; ILHA, M. S. O.; AMORIM, S. V.; PEDROSO, L. P. Indicadores de uso racional da água para escolas de ensino fundamental e médio. *Ambiente Construído*, v. 5, n. 3, p. 63-77, 2005.

GONÇALVES, O. M.; JORDÃO, E. P. Capítulo 1: Introdução. In: GONÇALVES, R. F. (ORG.) **Uso Racional da Água em Edificações**. ABES: Rio de Janeiro, 2006, p. 01-28.

GÖSSLING, S.; PEETERS, P.; HALL, A. M.; CARON, J.; DUBOIS, G.; LEHMANN, L. V.; SCOTT, D. Tourism and water use: Supply, demand, and security. An international review. *Tourism Management*, v. 33, p. 1-15, 2012.

GOTTSCHALK, L.; MOTOVILOV, Y. Macro-scale hydrological modelling – a scandinavian experience. International Symposium on: **‘Can science and society save the water crisis in the 21th century – Reports from the word’**. Japan Society of Hydrology and Water Resources. Tokyo. P. 38-45. 2000.

GUEDES, T. L. **Tratamento de água de chuva através de microfiltração tangencial**. Mestrado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2012.

GWENZI, W.; DUNJANA, N.; PISA, C.; TAURO, T.; NYAMADZAWO, G. Water quality and public health risks associated with roof rainwater harvesting systems for potable supply: Review and perspectives. **Sustainability of Water Quality and Ecology**, v. 6, p. 107–118, 2015.

HAASE, D. Effects of urbanisation on the water balance – A long-term trajectory. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 29, p. 211-219, 2009.

HADADIN, N.; QAQISH, M.; AKAWWI, E.; BDOUR, A. Water shortage in Jordan — Sustainable solutions. **Desalination**, v. 250, p. 197–202, 2010

HAIR, J. F. J.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. **Análise multivariada de dados**. 6. ed. Dados eletrônicos. - Porto Alegre: Bookman, 2009. 682 p.

HENTGES, S. C. **Efeito de reservatório de aproveitamento de água da chuva sobre redes de drenagem pluvial**. Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2013.

HERRMANN, T.; SHMIDA, U. Rainwater utilization in Germany: efficiency, dimensioning, hydraulic and environmental aspects. **Urban Water**, n. 1, p. 307-316. 1999.

HOFKES, E. H. **Rainwater harvesting for drinking water supply and sanitation**. Londres: International reference center for communing water supply, 1981.

HOWEL, S.; REZGUI, Y.; BEACH, T. Integrating building and urban semantics to empower smart water solutions. **Automation in Construction**, v. 5, p. 327-345, 2017.

HUANG, L.; JIU, Y.; KRIGSVOLL, G.; JOHANSEN, F. Life cycle assessment and life cycle cost of university dormitories in the southeast China: Case study of the university town of Fuzhou. **Journal of Cleaner Production**, v. xxx, p. 1-9, 2017.

HUSSIEN, W. A.; MEMON, F. A.; SAVIC, D. A. Assessing and modeling the influence of household characteristics on per capita water consumption. **Water Resource Management**, v. 30, p. 2931-2955, 2016.

IAP - INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PRANÁ. **Mapas da qualidade da água de rios e reservatórios elaborados pelo Iphardes com base em informações do IAP**. 2016.

IAP - INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PRANÁ. **Monitoramento da qualidade das águas dos rios da Bacia do Alto Iguaçu, na região metropolitana de Curitiba, no período de 2005 a 2009**. Curitiba: IAP, 2009.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Base de informações do Censo Demográfico 2010: Resultados do Universo por setor censitário**. Rio de Janeiro, 2011.

IBM CORPORATION (2012). **SPSS Statistics for Windows**, version 21.0. Armonk, NY: IBM Corp.

IMTEAZ, M. A.; SHANABLEH, A.; RAHMAN, A.; AHSAN, A. Optimisation of rainwater tank design from large roofs: a case study in Melbourne, Australia. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, p. 1022-1029, 2011.

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Dados climáticos estação 83842 - Curitiba**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home2/index>. Acesso em: março, 2019.

IPPUC (2007). **Geoprocessamento: Shapes Curitiba**. Disponível em: <http://ippuc.org.br/geodownloads/geo.htm> Acesso em 30/03/2015.

JAQUES, R. C. **Qualidade da água de chuva no município de Florianópolis e sua potencialidade para aproveitamento em edificações**. Dissertação de Mestrado. Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

JIANG, S.; WANG, J.; ZHAO, Y.; LU, S.; SHI, H.; HE, R. Residential water and energy nexus for conservation and management: A case study of Tianjin. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 41, p. 15919-15929, 2016.

JIANG, Y. China's water scarcity. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 3185–3196, 2009.

JOLLIET, O.; MARGNI, M.; CHARLES, R.; HUMBERT, S.; PAYET, J.; REBITZER, G.; ROSENBAUM, R. IMPACT 2002+: a new life-cycle impact assessment methodology. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, p. 324-330, 2003.

JUNG, K.; LEE, T.; CHOI, B. G.; HONG, S. Rainwater harvesting system for continuous water supply to the regions with high seasonal rainfall variations. **Water Resources Management**, v. 29, p. 961-972, 2015.

KALBUSCH, A.; GHISI, E. Comparative life-cycle assessment of ordinary and water-saving taps. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 4585-4593, 2016.

KAMMERS, P. C. **Projeto de instalações hidráulicas com aproveitamento de água pluvial em um edifício residencial multifamiliar localizado em Florianópolis**. Trabalho de Conclusão de Curso. Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2007.

KAMMERS, P. C.; GHISI, E. Usos finais de água em edifícios públicos localizados em Florianópolis-SC. **Ambiente Construído**, v. 6, n. 1, p. 75-90, 2006.

KAVVADA, O.; HORVATH, A.; STOKES-DRAUT, J. R.; HENDRICKSON, T. P.; EISENSTEIN, W. A.; NELSON, K. L. Assessing location and scale of urban nonpotable water reuse systems for life-cycle energy consumption and greenhouse gas emissions. **Environmental Science and Technology**, v. 50, p. 13184-13194, 2016.

KIM, Y.; KIM, T.; PARK, H.; HAN, M. Design Method for Determining Rainwater Tank Retention Volumes to Control Runoff from Building Rooftops. **Journal of Civil Engineering**, v. 00, p. 1-6, 2014.

KIPERSTOK, A.; KIPERSTOK, A.C.; Technology improvements or influencing user behaviour for water savings in administrative and university buildings: which one should come first?. In: GHISI, E. (ORG), **Frontiers in Civil Engineering**. Sharjah: Bentham Science Publishers 2017, v. 2, p. 3-64

KUMMU, M.; GUILLAUME, J. H. A.; DE MOEL, H.; EISNER, S.; FLÖRKE, M.; PORKKA, M.; SIEBERT, S.; VELDKAMP, T. I. E.; WARD, P. J. The world's road to water scarcity: shortage and stress in the 20th century and pathways towards sustainability. **Scientific Reports**, v. 6, p. 327-345, 2016.

LAGAROS, N. D.; MAGOULA, E. Life-cycle cost assessment of mid-rise and high-rise steel and steel-reinforced concrete composite minimum cost building designs. **The Structural Design of Tall and Special Buildings**, v. 22, p. 954-974, 2013.

LAGE, E. S. **Aproveitamento de água pluvial em concessionárias de veículos na cidade de Belo Horizonte: potencial de economia de água potável e estudo de viabilidade econômica**. Trabalho de conclusão de curso. Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Catarina, 2010.

LEÃO, C. L. P. **Estimativa da correção do coeficiente de retorno de esgoto sanitário em habitações com sistemas de aproveitamento de água pluvial: estudo de caso da cidade de Bauru (SP)**. Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho/Bauru, Bauru, 2015

LEE, J. Y.; BAK, G.; HAN, M. Quality of roof-harvested rainwater e Comparison of different roofing materials. **Environmental Pollution**, v. 162, p. 422-429, 2012

LEE, J.; PAK, G.; YOO, C.; KIM, S.; YOON, J. Effects of land use change and water reuse options on urban water cycle. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 6, p. 923-928, 2010.

LEKKAS, D.F.; MANOLI, E.; ASSIMACOPOULOS, D. Integrated urban water modelling using the aquacycle model. **Global Nest Journal**, v. 10, n. 3, p. 310-319, 2008.

LEMOS, D.; DIAS, A. C.; GABARREL, X.; ARROJA, L. Environmental assessment of an urban water system. **Journal of Cleaner Production**, v. 54, p. 157-165, 2013.

LIEW, M. W.; ARNOLD, J. G.; GARBRECHT, J. D. Hydrologic simulation on agricultural watersheds: choosing between two models. **Transactions of the ASAE**, 46, p. 1539-1551, 2003.

LIMA, C. A. F.; NAVAS, J. R. P. Smart metering and systems to support a conscious use of water and electricity. **Energy**, v. 45, p. 528-540, 2012.

LIMA, J. C. A. L. **Avaliação do desempenho do dispositivo de desvio das primeiras águas da chuva utilizada em cisternas no semiárido pernambucano.** Dissertação de mestrado. Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco. 2012.

LIU, J.; WANG, Y.; YU, Z.; CAO, X.; TIAN, L.; SUN, S.; WU, P. A comprehensive analysis of blue water scarcity from the production, consumption, and water transfer perspectives. **Ecological Indicators**, v. 72, p. 870-880, 2017.

LOCATELLI, L.; MARK, O.; MIKKELSEN, P. S.; ARNBJERG-NIELSEN, K.; DELETIC, A.; ROLDIN, M.; BINNING, P. J. Hydrologic impact of urbanization with extensive stormwater infiltration. **Journal of Hydrology**, v. 544, p. 524-537, 2017.

LOPES, A. C.; RUPP, R. F.; GHISI, E. Assessment of the potential for potable water savings by using rainwater in houses in southern Brazil. **Water Science & Technology: Water Supply**, v. 16.2, p. 533-541, 2016.

LOPES, G. B. **Estudo da viabilidade do aproveitamento de água de chuva para fins não potáveis na Universidade Federal de Uberlândia/MG.** Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, 2012.

LOUBET, P.; ROUX, P.; BELLON-MAUREU, V. WaLA, a versatile model for the life cycle assessment of urban water systems: formalism and framework for a modular approach. **Water Research**, v. 88, p. 69-82, 2016.

LOUBET, P.; ROUX, P.; GUÉRIN-SCHNEIDER, L.; BELLON-MAUREL, V. Life cycle assessment of forecasting scenarios for urban water management: a first implementation of the WaLA model on Paris suburban area. **Water Research**, v. 90, p. 128-140, 2016a.

LOUBET, P.; ROUX, P.; LOISEAU, E.; BELLON-MAUREL, V. Life cycle assessments of urban water systems: A comparative analysis of selected peer-reviewed literature. **Water Research**, v. 67, p. 187-202, 2014.

LOUBET, P.; ROUX, P.; NÚÑEZ, M.; BELAUD, G.; BELLON-MAUREL, V. Assessing water deprivation at the sub-river basin scale in LCA integrating downstream cascade effects. **Environment, Science and Technology**, v. 47, p. 14242-14249, 2013.

MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A.; CRUCIANI, D. E. Simulação de escoamento em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 1, p. 147-155, 2003.

MACHADO, T. T. V. **Qualidade de água de chuva armazenada em cisternas de placas e de polietileno no semiárido do estado da Paraíba.** Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 2017.

MARINOSKI, A. K.; GHISI, E. Aproveitamento de água pluvial para usos não potáveis em instituição de ensino: estudo de caso em Florianópolis – SC. **Ambiente Construído**, v. 8, n. 2, p. 67-84, 2008.

MARINOSKI, A. K. **Método para avaliação de viabilidade ambiental e econômica de sistemas de aproveitamento de água pluvial**. Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2010.

MARINOSKI, A. K.; RUPP, R. F.; GHISI, E. Environmental benefit analysis of strategies for potable water savings in residential buildings. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 28-39, 2018.

MARINOSKI, A. K.; SILVA, A. S.; VIEIRA, A. S.; GHISI, E. Public acceptance of alternative water sources. In: **Water Conservation: Practices, Challenges and Future Implications**. Nova York: Nova Science Publishers, 2013, p. 65-88.

MARINOSKI, A. K.; VIEIRA, A. S.; SILVA, A. S.; GHISI, E. Water end-uses in low-income houses in Southern Brazil. **Water**, v. 6, p. 1985-1999, 2014.

MARLOW, D. R.; MOGLIA, M.; COOK, S.; BEALE, D. J. Towards sustainable urban water management: A critical reassessment. **Water Research**, v. 47, 7150-7161, 2013.

MATOS, C.; TEIXEIRA, C. A.; BENTO, R.; VARAJÃO, J., BENTES, I. An exploratory study on the influence of socio-demographic characteristics on water end uses inside buildings. **Science of the Total Environment**, v. 466-467, p. 467-474, 2014.

MATOS, C.; TEIXEIRA, C. A.; DUARTES, A. A. L. S.; BENTES, I. Domestic water uses: Characterization of daily cycles in the north region of Portugal. **Science of the Total Environment**, v. 458-460, p. 444-450, 2013.

MAY, S. **Caracterização, tratamento e reúso de águas cinzas e aproveitamento de águas pluviais em edificações**. Doutorado em Engenharia Civil. Universidade De São Paulo. São Paulo, 2009.

MAY, S. **Estudo de viabilidade para o aproveitamento de água de chuva para consumo não potável em edificações**. Dissertação de mestrado. Engenharia de Construção Civil. Universidade de São Paulo. 2004.

MEINCHEIN, D. L. **Potencial de economia de água potável através do aproveitamento de água pluvial em uma residência unifamiliar localizada em São José-SC**. Trabalho de conclusão de Curso. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2015.

MELO, F. M. O. J. **Análise de sustentabilidade de técnica de sistemas de recolha de águas pluviais em grandes estruturas**. Construção Civil. Instituto Politécnico de Satúbal. 2012.

MENDEZ, C. B.; KLENZENDORF, J. B.; AFSHAR, B. R.; SIMMONS, M. T.; BARRETT, M. E.; KINNEY, K. A.; KIRISITS, M. J. The effect of roofing material on the quality of harvested rainwater. **Water Research**, v. 45, p. 20149-2059, 2011.

MENEZES, E. C. P. **Avaliação da qualidade da água da chuva em sistema de aproveitamento de água de chuva implantado na Universidade Federal do Pará**. Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal do Pará. Belém, 2016.

MILLOCK, K.; NAUGES, C. Household Adoption of Water-Efficient Equipment: The Role of Socio-Economic Factors, Environmental Attitudes and Policy. **Environmental and Resource Economics**, v. 46, p. 539-565, 2010.

MITCHELL, V. G. **Aquacycle User Guide**. CRC for Catchment Hydrology. Monash University, Melbourne, Australia, 2005.

MITCHELL, V. G.; DIAPER, C. Simulating the urban water and contaminant cycle. **Environmental Modelling and Software**, v. 21, p. 129-134, 2006.

MITCHELL, V. G.; MEIN, R. G.; MCMAHON, T. A. Modelling the urban water cycle. **Environmental Modelling and Software**, v. 16, p. 615-629, 2001.

MITROPOULOU, C. C.; LAGAROS, N.; PAPADRAKAKIS, M. Life-cycle cost assessment of optimally designed reinforced concrete buildings under seismic actions. **Reliability Engineering and System Safety**, v. 96, p. 1311-1331, 2011.

MOGLIA, M.; DJANDRAATMADJA, G.; SHARMA, A. Exploring the need for rainwater tank maintenance: survey, review and simulations. **Water, Science e Technology: Water Supply**, v. 13.2, p. 191-201, 2013.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**. 4. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2009. xvi, 493 p.

MORAIS, J. W. A. **Viabilidade Técnica/econômica no aproveitamento de água de chuva para fins não potáveis em uma instituição de ensino do Amazonas**. Dissertação de mestrado. Engenharia de Produção. Universidade Federal do Amazonas. Manaus, 2017.

MORALES-PINZÓN, T.; LURUEÑA, R.; RIERADEVALL, J.; GASOL, C. M.; GABARRELL, X. Financial feasibility and environmental analysis of potential rainwater harvesting systems: A case study in Spain. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 69, p. 140-140, 2012.

MORELLI, E. B. **Reuso de água na lavagem de veículos**. Dissertação de Mestrado. Engenharia Hidráulica e Sanitária. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; LIEW, M. W. V.; BINGER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, 50, p. 885-900, 2007.

MUKHEIBIR, P. Water access, water scarcity, and climate change. **Environmental Management**, v. 45, p. 1027-1039, 2010.

NASCIMENTO, E. A. A.; SANT'ANA, D. Caracterização dos usos-finais do consumo de água em edificações do Setor Hoteleiro de Brasília. In: **III Seminário Nacional de Construções Sustentáveis**. Passo Fundo, Brasil, 2014.

NETO, J. E. P. **Modelo sustentável de aproveitamento pluvial: uso racional dos recursos hídricos considerando oferta e demanda para dimensionamento de um reservatório ótimo. Estudo de caso para o município de Poços de Caldas - MG.** Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Alfenas. Alfenas, 2017

NETO, M. L. F.; NAGHETTINI, M.; SPERLING, M. V.; LIBÂNIO, M. Avaliação da relevância dos parâmetros intervenientes no consumo per capita de água para os municípios de minas gerais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 2, p. 100-107, 2004.

NGUYEN, K. A.; STEWART, R. A.; ZHANG, H. An autonomous and intelligent expert system for residential water end-use classification. **Expert Systems with Applications**, v. 41, p. 342-356, 2014.

NGUYEN, K. A.; ZHANG, H.; STEWART, R. A. Development of an intelligent model to categorise residential water end use events. **Journal of Hydro-environment Research**, v. 7, p. 182-201, 2013.

NUNES, J. G. **Análise da concepção e comportamento do sistema de aproveitamento de água de chuva em operação na UFMT, Campus Cuiabá.** Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental. Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, 2016.

NUNES, R. T. S. **Conservação de água em edifícios comerciais: potencial de uso racional e reuso em shopping center.** Dissertação de mestrado. Ciências em Planejamento Energético. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2006.

OLIVEIRA, C. L. **Aproveitamento de água de chuva para usos não-potáveis no município do Rio de Janeiro.** Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2007.

OLIVEIRA, L. H.; GONÇALVES, O. M. **Metodologia para implantação de programa de uso racional da água em edifícios.** Boletim Técnico da Escola Politécnica da USP, Departamento de Engenharia de Construção Civil, BT/PCC/247. São Paulo: EPUSP, 1999.

PACHECO, G. C. R. **Análise de opções reais como método de avaliação econômica de sistemas prediais de aproveitamento de água pluvial.** Mestrado em Geotecnia, Estruturas e Construção Civil. Universidade Federal de Goiás. Goiânia, 2016.

PAK, G.; LEE, J.; KIM, H.; YOO, C.; YUN, Z.; CHOI, S.; YOON, J. Applicability of Aquacycle model to urban water cycle analysis. **Desalination and Water Treatment**, v. 19, p. 80-85, 2010.

PALLA, A.; GNECO, I.; LA BARBERA, P. The impact of domestic rainwater harvesting systems in storm water runoff mitigation at the urban block scale. **Journal of Environmental Management**, v. 191, p. 297-305, 2017.

PEIXE, A. R. **Simulação do crescimento de Joinville/SC de 1938 a 2008 com a aplicação do software citycell - Urban Growth Simulator.** Monografia de especialização. Departamento de Arquitetura e Urbanismo. Universidade Federal do Paraná, 2012

PEÑA-GUZMÁN, C. A.; MELGAREJO, J.; PRATS, D.; TORRES, A.; MARTÍNEZ, S. Urban water cycle simulation / Management models: a review. **Water**, v. 9, p. 285-314, 2017

PERIUS, C. F. **Variáveis de projeto e sua influência no desempenho e dimensionamento de reservatórios de aproveitamento de água da chuva**. Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2016

PETIX-BOIX, A.; SEVIGNÉ-ITOIZ, E.; ROJAS-GUTIERREZ, L. A.; BARBASSA, A. P.; JOSA, A.; RIERADEVALL, J.; GABARRELL, 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.

PETTI, L.; RAMIREZ, P. K. S.; TRAVERSO, M.; UGAYA, C. M. L. An Italian tomato "Cuore di Bue" case study: challenges and benefits using subcategory assessment method for social life cycle assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 2016.

PIRES, J. D. T. S. **Reuso de água cinza e aproveitamento da água de chuva como fontes alternativas em propriedades rurais**. Mestrado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2012.

POST. **Water efficiency in the home**. Parliamentary Office of Science and Technology Note 135. Londres, 2000.

PRE CONSULTANTS. **Programa Simapro**. Disponível em: <http://www.pre-sustainability.com/simapro-lca-software>. Acesso em: 25/07/2019.

PROENÇA, L. C.; GHISI, E. Water end-uses in Brazilian office buildings. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, p. 489-500, 2010.

PURA. **Programa de uso racional da água da Universidade de São Paulo**. Disponível em: <http://www.pura.usp.br>. Acesso em junho, 2019.

RAMIREZ, P. K. S.; HABERLAND, N. T.; PETTI, L.; UGAYA, C. M. L. Subcategory assessment method for social life cycle assessment. Part 1: methodological framework. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, p. 1515-1523, 2014.

RAMIREZ, P. K. S.; PETTI, L.; BRONES, F.; UGAYA, C. M. L. Subcategory assessment method for social life cycle assessment. Part 2: application in Natura's cocoa soap. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, p. 106-117, 2016.

RATHANAYAKA, K.; MALANO, H. ARORA, M.; GEORGE, B.; MAHEEPALA, S.; NAWARATHNA, B. Prediction of urban residential end-use water demands by integrating known and unknown water demand drivers at multiple scales I: Model development. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 117, p. 85-92, 2017.

RATHANAYAKA, K.; MALANO, H. ARORA, M.; GEORGE, B.; MAHEEPALA, S.; NAWARATHNA, B. Prediction of urban residential end-use water demands by integrating

known and unknown water demand drivers at multiple scales II: Model development. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 117, p. 85–92, 2017(a).

RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. Capítulo 2: Conceitos Básicos de Modelagem Hidrológica. In: CÂMARA, G.; VIEIRA, A. M. **Tutorial: Introdução à Modelagem Dinâmica Espacial**. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2003. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/cursos/tutoriais/modelagem/>>

RETAMAL, M.; GLASSMIRE, J.; ABEYSURIYA, K.; TURNER, A.; WHITE, S. **The water-energy nexus: investigation into the energy implications of household rainwater system**. Prepared for CSIRO, Institute for Sustainable Futures, University of Technology, Sydney, Austrália, 2009.

RIBEIRO, A. K. M. **Método para avaliação do impacto ambiental da implantação de sistemas integrados de aproveitamento de água pluvial e água cinza em residências unifamiliares a partir da análise do ciclo de vida**. Tese de doutorado. Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2015.

RIBEIRO, B. M. G.; KUX, H. J. H. Classificação orientada a objeto para mapeamento do uso do solo - método de análise de expansão urbana. In: **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, Brasil, 2009. INPE, p. 7893-7900.

RIBEIRO, F. M. **Inventário do ciclo de vida da geração hidrelétrica no Brasil - Usina de Itaipu: Primeira Aproximação**. Mestrado em Energia. Universidade de São Paulo. São Paulo, 2003.

RICHTER, B. D.; DAVIS, M. M.; APSE, C.; KONRAD, C. A presumptive standard for environmental flow protection. **River Research and Applications**, v. 28, p. 1312–1321, 2012

ROCHA, V. L. **Validação de um algoritmo para avaliação do potencial de economia de água potável e dimensionamento de reservatórios de sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações**. Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2009.

RODRIGUES, C. R. B.; ZOLDAN, M. A.; LEITE, M. L. G.; OLIVEIRA, I. L. Sistemas computacionais de apoio à ferramenta análise de ciclo de vida do produto (ACV). In: **XXVIII Encontro Nacional de Engenharia de Produção**, 2008, Rio de Janeiro, Brasil.

ROSEEN, R.; BALLESTERO, T. P.; HOULE, J. J.; BRIGGS, J. F.; HOULE, K. M. Water quality and hydrologic performance of a porous asphalt pavement as a storm-water treatment strategy in a cold climate. **Journal of Environmental Engineering**, p. 81-89, 2012.

RUPP, R. F.; MUNARIM, U.; GHISI, E. Comparação de métodos para dimensionamento de reservatórios de água pluvial. **Ambiente Construído**, v. 11, p. 47-64, 2011.

SADEK, L. **Google Earth Engine** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <luissadek_w@yahoo.com.br> em 30 ago. 2017.

SALLA, M. R.; LOPES, G. B.; PEREIRA, C. E.; NETO, J. C. M.; PINHEIRO, A. M. Viabilidade técnica de implantação de sistema de aproveitamento de água pluvial para fins não potáveis em universidade. **Ambiente Construído**, v. 13, n. 2, p. 167-181, 2013.

SAMPAIO, F. E. V. **Análise da viabilidade de implantação e pré-dimensionamento de sistemas de aproveitamento de água pluvial em centros urbanos**. Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Universidade de Brasília. Brasília, 2013.

SAMPLE, D. J., LIU, J. Optimizing rainwater harvesting systems for the dual purposes of water supply and runoff capture. **Journal of Cleaner Production**, v. 75, p. 174-194, 2014.

SÁNCHEZ, A. S.; COHIM, E. H. B.; KALID, R. A. A review on physicochemical and microbiological contamination of roof-harvested rainwater in urban areas. **Sustainability of Water Quality and Ecology**, v. 6, p. 119-137, 2015.

SÁNCHEZ, A. S.; COHIM, E. H. B.; KALID, R. A. Sistema inteligente para monitoramento do consumo de água e detecção de vazamentos em prédios. In: **2. Congresso Internacional de Gestão da Água e Monitoramento Ambiental - RESAG**, 2015. Aracaju-SE.

SANEPAR, 2019. **Manual de projeto hidrossanitário**. Disponível em: <https://site.sanepar.com.br/sites/site.sanepar.com.br/files/informacoes-tecnicas/projeto-hidrossanitario/manual_de_projeto_hidrossanitario_marco-2019.pdf> Acesso em: 12/07/2019.

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná. Plano Diretor SAIC: **Sistema de Abastecimento de Água Integrado de Curitiba e Região Metropolitana**. Curitiba : Sanepar, 2013.

SANTIAGO, A. V. **Evapotranspiração de referência medida por lisímetro de pesagem e estimada por Penman-Monteith (FAO-56), nas escalas mensal e decimal**. Mestrado em Agronomia. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

SANTOS, C. M. M. **Proposição de sistema de aproveitamento de água de chuva para o campus Campina Grande do IFPB: estudo da viabilidade econômica**. Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 2012.

SAÑUDO-FONTANEDA, L. A.; ANDRÉS-VALERI, V. C. A.; RODRIGUEZ-HERNANDEZ, J.; CASTRO-FRESNO, D. Field Study of Infiltration Capacity Reduction of Porous Mixture Surfaces. **Water**, v. 6, p. 661-669, 2014.

SAPKOTA, M.; ARORA, M.; MALANO, H.; MOGLIA, M.; SHARMA, A.; GEORGE, B.; PAMMINGER, F. An Overview of Hybrid Water Supply Systems in the Context of Urban **Water Management: Challenges and Opportunities**. *Water*, v. 7, p. 153-174, 2015.

SCHNEIDER. **Tabela para seleção de bombas e motobombas**. Disponível em: http://www.schneider.ind.br/media/205169/tabela-de-selecao_082017-web.pdf Acesso em agosto, 2017.

SCHOLZ, M. Water quality improvement performance of geotextiles within permeable pavement systems: a critical review. **Water**, v. 5, p. 462-479, 2013.

SCROCCARO, J. L.; PEREIRA, M. C. B. (Org.). **Bacias hidrográficas do Paraná**. Curitiba: Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2010.

SENGER, V. **Análise de viabilidade para aproveitamento de água de chuva e reuso de água em residência unifamiliar: estudo de caso em Panambi-RS**. Trabalho de Conclusão de Curso. Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2007.

SHARMA, A. K.; GRAY, S.; DIAPER, C.; LISTON, P.; HOWE, C. Assessing integrated water management options for urban developments – Canberra case study. **Urban Water Journal**, v. 5, n. 2, p. 147–159, 2008.

SCHISCHKE. **Guia de Ferramentas de EcoDesign**. Disponível em: <http://www.google.com.br/search?hl=pt-BR&q=guia+de+ferramentas+de+ecodesign&meta=>. Acesso em: 10/03/2008.

SHULZ, M.; SHORT, M. D.; PETERS, G. M. A streamlined sustainability assessment tool for improved decision making in the urban water industry. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 8, n. 1, p. 183–193, 2011.

SILVA, A. S.; GHISI, E. Uncertainty analysis of daily potable water demand on the performance evaluation of rainwater harvesting systems in residential buildings. **Journal of Environmental Management**, v. 180, p. 82-93, 2016.

SILVA, F. A. **Aproveitamento da água da chuva após tratamento por filtração ascendente e radiação ultravioleta**. Dissertação de mestrado. Engenharia Civil. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba. 2015.

SILVA, G. S.; TAMAKI, H. O.; GONÇALVES, O. M. Implementação de programas de uso racional da água em campi universitários. **Ambiente Construído**, v. 6, n. 1, p. 49-61, 2006.

SILVA, G. S.; TAMAKI, H. O.; LOUREIRO, R. S.; GONÇALVES, O. M. Eliminação de vazamentos em redes externas no contexto de programas de uso racional da água – Estudo de caso: Universidade de São Paulo. **Ambiente Construído**, v. 8, n. 2, p. 41-52, 2008.

SILVA, G.; TAMAKI, H.; GONÇALVES, O. Water conservation programs in university campi - University of São Paulo Case Study. In: **CIB-W62 - Water Supply and Drainage for Buildings**, 28, 2002, Romênia. Proceedings... Romênia: CIB W62, 2002, 14p.

SILVA, M. M. C. **O potencial de captação e abastecimento de água pluvial na comunidade Vila de Lindóia – município de Itacoatiara**. Mestrado Profissional em Processos Construtivos e Saneamento Urbano. Universidade Federal do Pará. Belém, 2015.

SILVA, S. F.; BRITTO, V.; AZEVEDO, C.; KIPERSTOK, A. Rational consumption of water in administrative public buildings: the experience of the Bahia Administrative Center, Brazil. **Water**, v. 6, p. 2552-2574, 2014.

SITZENFREI, R.; MÖDERL, M.; RAUCH, W. Assessing the impact of transitions from centralised to decentralised water solutions on existing infrastructures e Integrated city-scale analysis with VIBe. **Water Research**, v. 47, 7251-7263, 2013.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE IFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico dos serviços de água e esgoto 2017**. Brasília, 2019. 226p.

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**, v. 12, n. 2, 0. 9-18, 2012.

SOUZA, D. M.; BRAGA, T.; FIGUEIRÊDO, M. C. B.; MATSUURA, M. I. S. F.; DIAS, F. R. T. UGAYA, C. A. L. Life cycle thinking in Brazil: Challenges and advances towards a more comprehensive practice. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, p. 462-465, 2017.

SOUZA, E. H.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SANOTS, S. M.; PESSOA, S. G. S. Avaliação da qualidade da água e de barreiras sanitárias em sistemas de aproveitamento de água de chuva. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 3, p. 81-93, 2011.

SOUZA, E. L.; GHISI, E. Potable water savings by using rainwater for non-potable uses in houses. **Water**, v. 4, p. 607-628, 2012.

SOUZA, L. O. **Eficiências das cisternas de aproveitamento de água de chuva: análise frente aos cenários de mudanças climáticas**. Dissertação de mestrado. Engenharia Sanitária. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2018.

SOUZA, T. J. **Potencial de aproveitamento de água de chuva no meio urbano: o caso de Campina Grande – PB**. Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2015.

SPERLING, M. V.; SANTOS, A. S. P.; MELO, M. C.; LIBÂNIO, M. Investigação de fatores de influência no consumo per capita em estados brasileiros e em cidades de Minas Gerais. In: **VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Anais... Vitória, Brasil, 2002.

STEFFEN, J.; JENSEN, M.; POMEROY, C. A.; BURIAN, S. J. Water Supply and Stormwater Management Benefits of Residential Rainwater Harvesting in U.S. Cities. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 49, n. 4, p. 810-824, 2013.

STEWART, R. A.; WILLIS, R.; CAPATI, B. Closing the loop on water planning: an integrated smart metering and web-based knowledge management system approach. In: **10th IWA International Conference on Instrumentation Control and Automation**, 2009, Cairns, Queensland.

STEWART, R. A.; WILLIS, R.; GIURCO, D.; PANUWATWANICH, K.; CAPATI, G. Web-based knowledge management system: linking smart metering to the future of urban water planning. **Australian Planner**, v. 47, n. 2, p. 66-74, 2010.

SUDERHSA - SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Plano diretor de drenagem para a Bacia do Rio Iguaçú na região metropolitana de Curitiba**. Relatório Final - Volume 4: Capacidade do sistema atual e medidas de controle de cheias. 2002

SUTHERLAND, R.C. Methods for estimating the effective impervious area of urban watersheds. **The Practice of Watershed Protection**, n. 32, 193–195, 2000.

TAMAKI, H. O.; SILVA, G. S.; GONÇALVES, O. M. A medição setorizada como instrumento de gestão da demanda de água em sistemas prediais: estudo de caso na Universidade de São Paulo. **Ambiente Construído**, v. 6, n. 1, p. 63-74, 2006.

TASSI, R. **Efeito dos Microrreservatório de lote sobre a Macrodrenagem Urbana**. Dissertação de Mestrado. Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2002.

TASSI, R.; PICCILLI, D. G. A.; BRANCHER, S. C.; ROMAN, C. A. Preferências da população de diferentes extratos sociais no manejo de águas pluviais urbanas. **Ambiente Construído**, v. 16, n. 3., p. 39-52, 2016.

TASSI, R.; TASSINARI, L. C. S.; PICCILLI, D. G. A.; PERSCH, C. G. Telhado verde: uma alternativa sustentável para a gestão das águas pluviais. **Ambiente Construído**, v. 14, n 1, p. 139-154, 2014.

TESTON, A.; GERALDI, M.; COLASIO, B.; GHISI, E. Rainwater Harvesting in Buildings in Brazil: A Literature Review. **Water**, v. 10, p. 471-496, 2018.

TESTON, A. **Impacto do aproveitamento de água da chuva na drenagem: Estudo de caso de um condomínio horizontal em Curitiba-PR**. Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2015.

TESTON, A.; TEIXEIRA, C. A.; GHISI, E.; CARDONO, E. B. Impact of rainwater harvesting on the drainage system: case study of a condominium of houses in Curitiba, Southern Brazil. **Water**, v. 10, p. 1100-1116, 2018a.

TOMAZ, P. Previsão do consume de água: **Interface das instalações prediais de água e esgoto com serviços públicos**. São Paulo: Navegar, 2000.

TORTELLA, B. D.; TIRADO, D. Hotel water consumption at a seasonal mass tourist destination. The case of the island of Mallorca. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 2568-2579, 2011.

TRENTIN, G.; FREITAS, M. I. C. Modelagem da dinâmica especial urbana: modelo de autômato celular na simulação de cenários para o município de americana - SP. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 62, edição especial 01, p. 291-305, 2010.

TUCCI, C. E. M. Plano diretor de drenagem urbana: princípios e concepção. **Revista Brasileira dos Recursos Hídricos**, v. 2, p. 5-12, 1997.

UNEP/SETAC. **Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators**: Volume 1, 2016. Disponível em: <http://www.lifecycleinitiative.org/>. Acessado em: set/2017.

UNICAMP. **Medidas para enfrentar desabastecimento de água**. 2014. Disponível em: <http://www.unicamp.br/unicamp/noticias> . Acesso em setembro, 2017.

USDoD – Unified Facilities Criteria (UFC) Design: **Low Impact Development Manual**. United States. 2004.

VAES, G.; BERLAMONT, J. The effect of rainwater storage tanks and design storms. **Urban Water**, v. 3, n. 4, p. 304-307, 2001.

VAN BEEK, L. P. H.; WADA, Y.; BIERKENS, M. F. P. Global monthly water stress: 1. Water balance and water availability. **Water Resource Research**, v. 47, 2011.

VERCOSA, D. K. S. **Análise dos métodos de dimensionamento de reservatórios de captação de águas pluviais em edificações no município de Niterói**. Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal Fluminense. Niterói, 2014.

VIEIRA, A. S.; GHISI, E. Water-energy nexus in low-income houses in Brazil: the influence of integrated on-site water and sewage management strategies on the energy consumption of water and sewerage services. **Journal of Cleaner Production**, v. 133, p. 145-162, 2016.

VILL, M. R. **Aproveitamento de água pluvial para fins não potáveis: viabilidade econômica para as cidades de Santana do Ipanema, Florianópolis e Santos**. Relatório de Iniciação Científica. Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2010.

VÖRÖSMARTY, C. J. ; MCINTYRE, P. B. ; GESSNER, M. O.; DUDGEON, D.; PRUSEVICH, A.; GREEN, P.; GLIDDEN, S.; BUNN, S. E.; SULLIVAN, C. A.; REIDY LIERMANN , C.; DAVIES, P. M. Global threats to human water security and river biodiversity. **Nature**, v. 467, p. 555–561, 2010.

VÖRÖSMARTY, C. J.; GREEN, P.; SALISBURY, J.; LAMMERS, R. B. Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. **Science**, v. 289, p. 284–288, 2000.

WALLACE, C. D.; BAILEY, R. T.; ARABI, M. Rainwater catchment system design using simulated future climate data. **Journal of Hydrology**, v. 529, p. 1798-1809, 2015.

WANG, R.; ZIMMERMAN, J. B.; Economic and environmental assessment of office building rainwater harvesting systems in various U.S. cities. **Environmental Science and Technology**, v. 49, p. 1748-1778, 2015.

WARD, S.; MEMON, F. A.; BUTLER, D. Performance of a large building rainwater harvesting system. **Water Research**, v. 46, 5127-5134, 2012.

WILIS, R. M.; STEWART, R. A.; DAMIEN, P. G.; TALEBPOUR, M., R.; MOUSAVINEJAD, A. End use water consumption in households: impact of socio-

demographic factor and efficient devices. **Journal of Cleaner Production**, v. 60, p. 107-115, 2013.

WILLUWEIT, L.; O'SULLIVAN, J. J. A decision support tool for sustainable planning of urban water systems: Presenting the Dynamic Urban Water Simulation Model. **Water Research**, v. 47, p. 7206-7220, 2013

WOODS, G. J.; KANG, D.; QUINTANAR, D. R.; CURLEY, E. F.; DAVIS, S. E.; LANSEY, K. E.; ARNOLD, G. A. Centralized versus Decentralized Wastewater Reclamation in the Houghton Area of Tucson, Arizona. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 139, p. 313-324, 2013.

YOSHIDA, H., CLAVREUL, J., SCHEUTZ, C., CHRISTENSEN, T. H. Influence of data collection schemes on the Life Cycle Assessment of a municipal wastewater treatment plant. **Water Research**, v. 56, p. 292–303, 2014.

YWASHIMA, L. A. **Avaliação do uso de água em edifícios escolares públicos e análise de viabilidade econômica da instalação de tecnologias economizadoras nos pontos de consumo**. Dissertação de Mestrado. Engenharia Civil. Universidade Estadual de Campinas. 2005.

YWASHIMA, L. A.; CAMPOS, M. A. S.; PIAIA, E.; M P DE LUCA, D.; ILHA, M. S. de O. Caracterização do uso da água em residências de interesse social em Paulínia. In: **Encontro nacional de Tecnologia do Ambiente Construído**. Anais... Florianópolis, Brasil, 2006.

ZAHMATKESH, Z.; BURIAN, S. J.; KARAMOUZ, M; TAVAKOL-DAVANI, H; GOHARIAN, E. Low-Impact Development Practices to Mitigate Climate Change Effects on Urban Stormwater Runoff: Case Study of New York City. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v.141, n. 1, p. 4014043-1-13, 2015.

ZANETI, R.; ETCHEPARE, R.; RUBIO, J. Car wash wastewater reclamation. Full-scale application and upcoming features. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, p. 953-959, 2011.

ZHANG, Q.; WNAG, X.; HOU, P.; WAN, W.; LI, R.; REN, Y.; OUYANG, Z. Quality and seasonal variation of rainwater harvested from concrete, asphalt, ceramic tile and green roofs in Chongqing, China. **Journal of Environmental Management**, v. 132, p.178-187, 2014.

ZHANG, X.; HU, M.; CHEN, G.; XU, Y. Urban Rainwater Utilization and its Role in Mitigating Urban Waterlogging Problems – A Case Study in Nanjing, China. **Water Resources Management**, v. 26, p. 3757–3766, 2012.

ZHANG, Y.; CHEN, D.; CHEN, L.; ASHBOLT, S. Potential for rainwater use in highrise buildings in Australian cities. **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 222-226, 2009.

ZHU, K.; ZHANG, L.; HART, W.; LIU, M.; CHEN, H. Quality issues in harvested rainwater in arid and semi-arid Loess Plateau of northern China. **Journal of Arid Environments**, v. 57, p. 487–505, 2004.

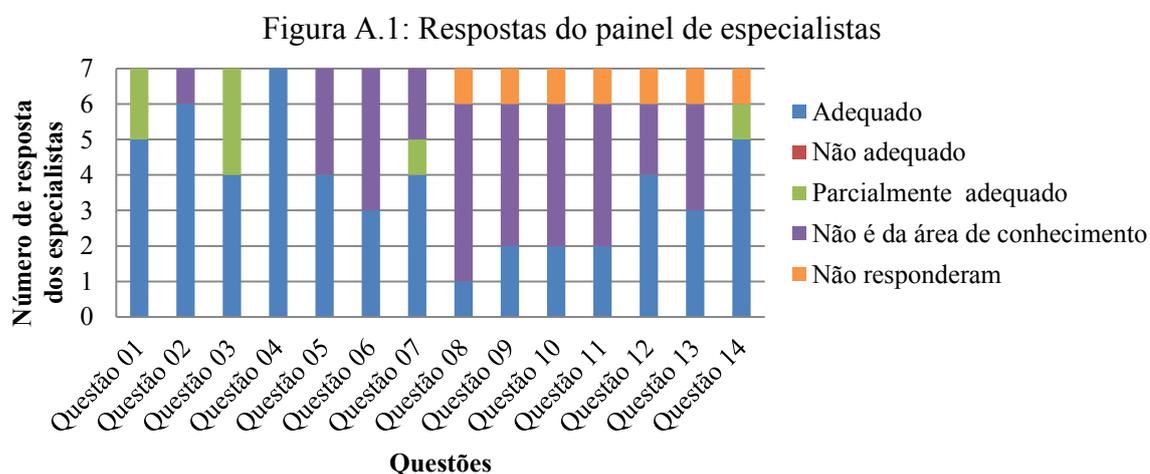
APÊNDICE A – PAINEL DE ESPECIALISTAS

Neste Apêndice está apresentada a síntese de sugestões propostas pelo painel de especialistas e o questionário enviado a eles. Estas sugestões foram avaliadas e permitiram o aperfeiçoamento do método.

SUGESTÕES DO PAINEL DE ESPECIALISTAS

Os especialistas foram selecionados por meio de pesquisa nas áreas correlatas ao método: modelagem de balanço hídrico ou hidrologia, avaliação do ciclo de vida e simulação numérica. Primeiramente, vinte e um especialistas foram convidados a participar do painel, dos quais quatorze aceitaram participar. Entretanto, apenas oito especialistas efetivamente responderam à pesquisa. São eles: Andrea Invidiata, Andreza Kalbush, Arthur Santos Silva, Celimar Azambuja Teixeira, Nilo de Oliveira Nascimento, Miguel Mansur Aisse, Raquel Diniz Oliveira e Ulisses Munarim. Destes, sete responderam ao questionário e um respondeu comentando e sugerindo melhorias via texto de e-mail.

Um resumo do método acompanhado de quatorze questões foi enviado aos que aceitaram participar do painel. Considerando que as questões abordaram temas distintos, os especialistas puderam optar pela opção “não é minha área de conhecimento”, quando a questão não se enquadrava em sua especialidade. Cada questão foi relacionada a um ponto do método proposto e foi solicitado se o especialista considerava o ponto adequado, não adequado ou parcialmente adequado, com espaço para comentários e observações. As respostas obtidas estão resumidas na Figura A.1.



As primeiras quatro questões solicitaram sugestões sobre o objetivo e escopo do método. Foram apresentadas as definições feitas para função, unidade funcional do método, fronteiras do sistema, cenários de estudo e horizonte de tempo.

Sobre a função de comparação, foi solicitado se é adequado utilizar um metro cúbico de água como fluxo de referência e um metro cúbico de água consumido como unidade funcional. A maioria dos especialistas concordou que essas premissas são adequadas. Houve, entretanto, o questionamento sobre a unidade funcional, considerando a hipótese de que pode haver variação no consumo de água quando se faz o aproveitamento de água de chuva. Isso poderia ocorrer por conta do não pagamento pela utilização da água do sistema alternativo ou devido ao pagamento de uma taxa mínima à concessionária (o que não incentivaria a economia de água potável). Também foi sugerido que a unidade funcional incorpore a unidade de tempo. Neste caso, seria mais adequado levar em consideração a variação no consumo, comparando os impactos gerados para provimento de água no período de tempo.

Considerando a falta de dados experimentais para a definição quantitativa do volume de água consumido a mais em caso de aumento no consumo, pode-se fazer a simulação do método com e sem variação no consumo. Quando esta última for considerada, utilizam-se cenários de variação. Considerou-se no método, portanto, que a unidade funcional é provimento de água em um ano.

Todos os especialistas da área de conhecimento concordaram sobre a fronteira adotada para o sistema, definida para cada componente e abordada na segunda questão.

A terceira questão tratou dos cenários de análise. Para prazos futuros, foi sugerido que se considere dez anos para médio prazo e vinte anos para longo prazo, ao invés do proposto primeiramente: 30 e 100 anos. Considerando que o consumo per capita pode sofrer variação em prazos tão longos, influenciados por mudança na renda das famílias e também questões urbanas, como o adensamento, os períodos de tempo adotados nos cenários futuros foram alterados.

O horizonte de tempo sugerido pela quarta questão é de um ano, podendo ser dividido em meses para uma avaliação mais detalhada para o impacto de privação de água, pois questões relacionadas ao consumo de água são influenciadas pelas variações sazonais. Essa premissa foi aceita por todos os especialistas.

As próximas duas questões trataram dos dados de entrada. Todos os especialistas da área de conhecimento concordaram sobre a obtenção dos dados pluviométricos e da utilização do método de cálculo de Penman-Monteith, proposta pelo Boletim FAO-56 (ALLEN et al., 1998 apud SANTIAGO, 2001) para obtenção da evapotranspiração potencial, quando esta não

é fornecida pela estação meteorológica. Concordaram também com a obtenção de dados, como nível mínimo de armazenamento de umidade do solo (TG) e a capacidade máxima de armazenamento sem escoar (PSc), na literatura.

Para a quantificação do inventário do ciclo de vida, feito em parte pela modelagem de balanço hídrico, são necessárias algumas simplificações. A sétima questão solicitou a opinião do painel sobre essas simplificações. A maioria dos especialistas da área de conhecimento concordou com elas.

Embora a modelagem tenha sido embasada no algoritmo do programa computacional *Aquacycle*, foi necessário inserir equações para adaptar o modelo à realidade brasileira, referentes a tratamento de esgoto descentralizado e poços tubulares de captação de água para consumo. A questão solicitou se os especialistas consideravam essas equações adequadas. Apenas um especialista considerou-se apto a responder e declarou que as equações são adequadas. Os demais consideraram o tema fora de sua área de conhecimento.

O ponto seguinte questionou se as equações feitas por meio do balanço de massa para obter dados de evapotranspiração, escoamento superficial e infiltração de água no solo estavam adequadas. Os especialistas da área de conhecimento consideraram as equações adequadas. Na sequência, foi considerado apropriado também o cálculo dos impactos de privação de água (IPA) associados a cada componente, conforme proposto por Loubet et al. (2013).

As últimas questões estavam relacionadas à avaliação de impacto de ciclo de vida. Dos especialistas da área de conhecimento, todos concordaram com as seguintes premissas:

- os impactos diretos associados às emissões da água para o ar e para o solo são considerados fixos para cada tecnologia e só dependem do fluxo volumétrico.
- os impactos causados por atividade de suporte são relacionados com o uso de produtos químicos, energia e com infraestrutura e são representados por dois vetores, um para impactos diretos e outro para impactos indiretos;
- quando os processos como produção de energia e produtos químicos são realizados dentro do território do sistema urbano de água, geram impactos diretos. Quando estão fora do território, são considerados indiretos;
- considera-se que o consumo de energia e de produtos químicos dentro do componente está totalmente correlacionado com o fluxo volumétrico que está entrando e saindo da tecnologia;

- os impactos totais da infraestrutura considerados são os que diferem entre os cenários adotados, não dependem do fluxo volumétrico e são divididos por sua vida útil (t);
- os impactos totais são compostos pelos impactos diretos relacionados com as linhas de água e lodo e com os impactos relacionados às atividades de suporte.

Sobre as categorias de impacto específicas adotadas, quase todos os especialistas consideraram adequadas. Um especialista, entretanto, sugeriu que existem outras categorias de impacto que, mesmo tendo uma influência menor no estudo aqui apresentado, podem ser interessantes de se avaliar. Neste sentido, as categorias foram mantidas, mas será feita uma análise cuidadosa quando a avaliação do ciclo de vida for aplicada a um estudo de caso.

QUESTIONÁRIO ENVIADO AO PAINEL DE ESPECIALISTAS

Síntese: método para avaliar o impacto ambiental da implantação e do uso de sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações no meio urbano

Este método é aplicado à avaliação do impacto ambiental nos sistemas urbanos de água devido à instalação de sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações, para usos não potáveis. Para viabilizar a implantação do método em áreas urbanas distintas, em edifícios com tipologias análogas, alguns detalhamentos e dimensionamentos serão considerados genéricos. Objetiva-se que este método possa ser aplicado em bacias urbanas de regiões distintas, que possa ser ampliado para avaliação ambiental de outras técnicas de manejo da água e que seja utilizado para o planejamento de gestão urbana da água. A Figura A.2 mostra uma síntese do método proposto.

O processo do método baseia-se na ACV e segue a fases propostas na norma ISO 14040 (ABNT, 2009). Portanto, primeiramente, faz-se a definição do objetivo e escopo, responsáveis pela caracterização do sistema a ser avaliado. O objetivo principal é verificar o impacto ambiental nos sistemas urbanos de água devido à implantação de sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações. Para aplicar a ACV no ambiente de água urbano propõe-se o uso de modularidade baseado em LOUBET et al. (2016). A Figura A.3 é uma representação simplificada do quadro geral do modelo de sistema urbano de água. Baseia-se em uma combinação de componentes, que representam várias partes do sistema de água urbano, divididos em unidades de tecnologia e consumidores. Um consumidor de água é uma atividade antrópica que usa água associada a um serviço fornecido e que modifica

(geralmente degrada) as características da água. Uma unidade de tecnologia da água é uma atividade antrópica que trata e/ou transporta água para os consumidores e gera impacto no meio ambiente. Ambos os componentes (tecnologia e consumidor) estão conectados aos recursos hídricos. O modelo é construído como uma combinação de componentes que são interoperáveis, o que significa que cada componente pode interagir com outro.

Figura A.2: Síntese do método proposto – painel de especialistas.

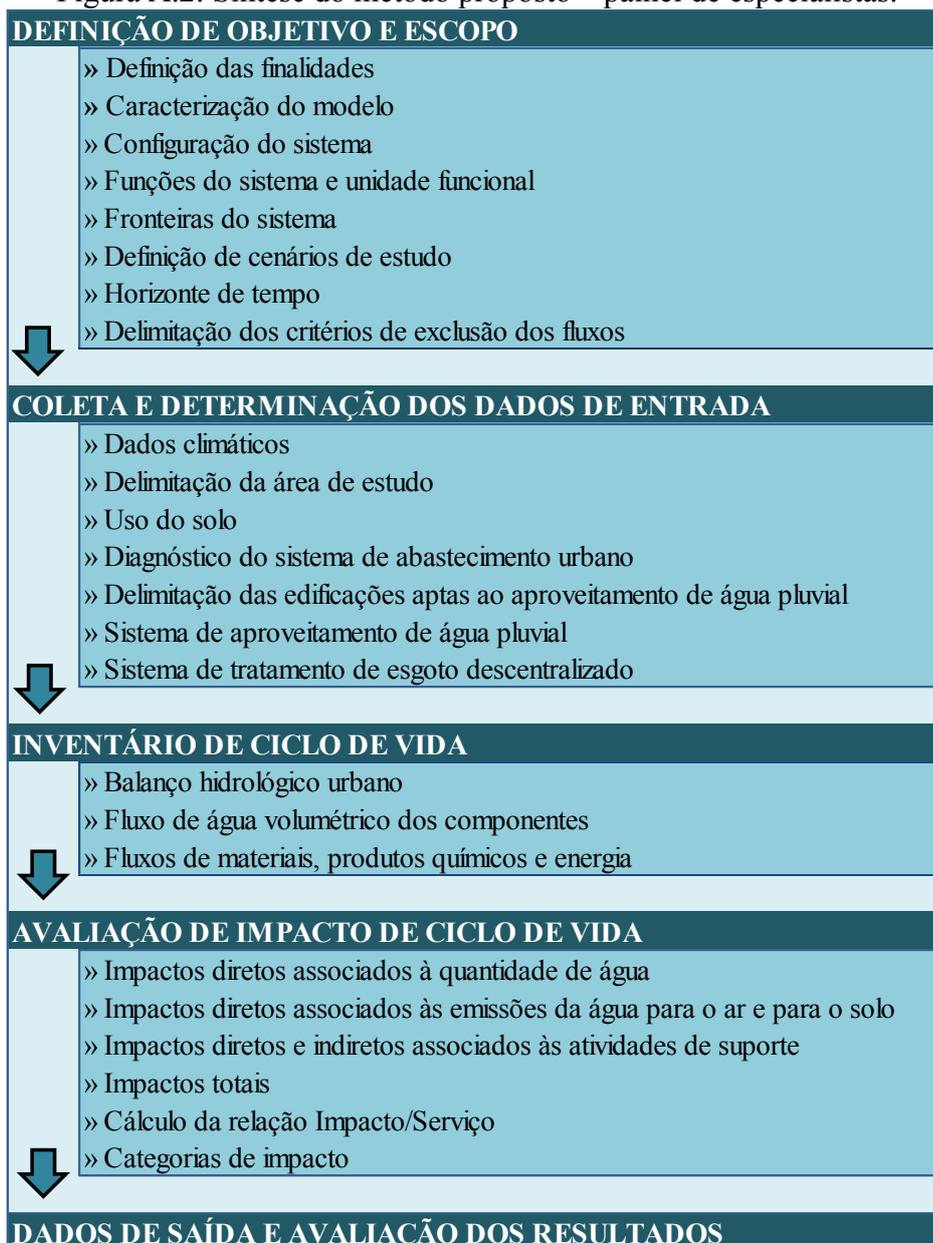
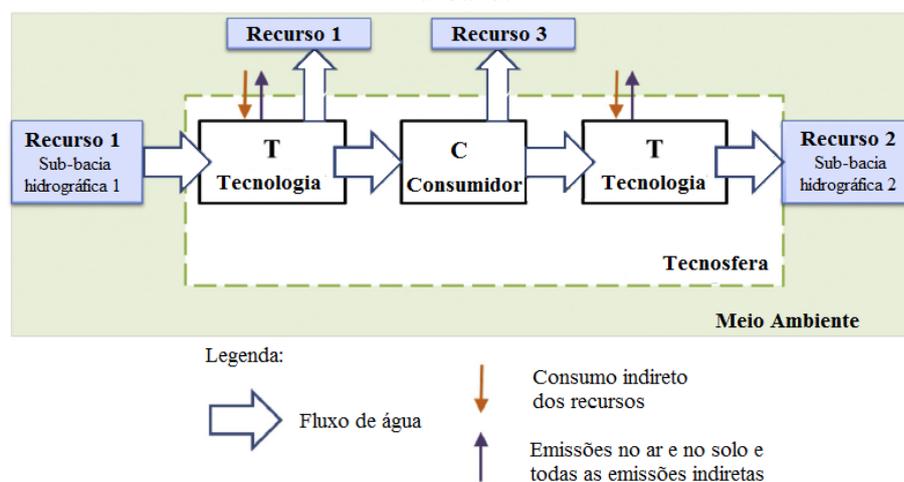


Figura A.3: Apresentação simplificada da modularidade e dos limites do sistema de água urbana.



Fonte: Adaptado de Loubet et al. (2016).

Nesta primeira fase de definição de objetivo e escopo, definem-se também a função do modelo e sua unidade funcional, o seu horizonte de tempo e as suas fronteiras. A função de comparação, neste método, é o abastecimento de água para usos não potáveis em edificações de uma cidade. Considera-se como fluxo de referência um metro cúbico de água. Portanto, a unidade funcional pode ser definida como: um metro cúbico de água consumido. As fronteiras do sistema devem considerar: a fabricação de materiais, o transporte, a instalação, o uso (que inclui o fluxo de água urbano, produtos químicos e energia), manutenção e trocas de peças dos sistemas, a destinação final e a reciclagem (quando for o caso), no horizonte de tempo considerado.

Dentro do objetivo principal, alguns objetivos específicos podem ser criados, como por exemplo, comparar o uso de diferentes sistemas de aproveitamento de água pluvial ou o uso somente em algumas tipologias de edificações. Para isso, é feita a criação dos cenários de análise, de acordo com os objetivos específicos pré-determinados. Os cenários podem ser feitos para diferentes prazos de análise (curto, médio e longo), que variam de acordo com as previsões de crescimento urbano.

O horizonte de tempo sugerido para a avaliação é de um ano, podendo ser dividido em meses para uma avaliação mais detalhada do impacto de privação de água, pois questões relacionadas ao consumo de água são influenciadas pelas variações sazonais. Para analisar os cenários de acordo com curto, médio e longo prazo consideram-se as características urbanas atuais (curto prazo), após 30 anos (médio prazo) e após 100 anos (longo prazo) de crescimento.

Definidos os objetivos e escopo, faz-se a coleta dos dados de entrada que permitirão a sequência da avaliação ambiental pretendida. Obtêm-se dados climáticos necessários para o desenvolvimento da modelagem de balanço hídrico e do dimensionamento dos reservatórios de aproveitamento de água pluvial. Delimita-se a área de estudo, que deve ser uma ou mais bacias de drenagem urbanas. Faz-se também a coleta de dados sobre o abastecimento centralizado e sobre o uso do solo urbano. O primeiro tem o intuito de fazer o diagnóstico do sistema de abastecimento e do consumo de água nas edificações. A coleta de dados sobre o uso do solo urbano tem como objetivo definir similaridade de uso do solo e componentes de dinâmica hídrica (áreas permeáveis, de telhado, etc.). Através disso, definem-se grupos de similaridade de uso do solo ou tipologias de edificações. Nesta fase devem ser feitas também as definições dos sistemas de aproveitamento de água pluvial, sua caracterização e dimensionamento.

Considerando que o fluxo da água no meio urbano tem impactos significativos no meio ambiente, dependendo da forma como a água é utilizada pelos consumidores e controlada pela tecnologia, a modelagem do balanço hídrico é importante para o balanço dos fluxos que entram e saem do cenário ao longo do ciclo de vida avaliado, realizado na etapa de inventário de ciclo de vida (ICV). Nesta etapa são quantificados os volumes do fluxo de água no ciclo urbano com e sem sistemas de aproveitamento de água de chuva, por meio da inserção dos dados de entrada no modelo. A Figura A.4 mostra o fluxo de água considerado na modelagem, sem os sistemas de aproveitamento de água de chuva. A influência destes no fluxo é mostrada pela Figura A.5. O algoritmo do modelo pode ser visto no Apêndice deste documento.

Esta modelagem está embasada no programa computacional *Aquacycle* (MITCHELL, 2005) e adaptada à realidade do manejo da água e do esgoto de cidades brasileiras, com inserção de elementos como o tratamento de esgoto descentralizado e poços tubulares profundos de consumo de água. Da modelagem de balanço hídrico é possível quantificar o impacto da implantação dos sistemas de aproveitamento de água de chuva no escoamento superficial, na evapotranspiração e na recarga de água subterrânea. Através da modelagem de balanço hídrico também é possível obter alguns fluxos desconhecidos dos componentes de tecnologia e consumidor utilizados para a avaliação do ciclo de vida.

Figura A.4: Balanço hídrico simplificado.

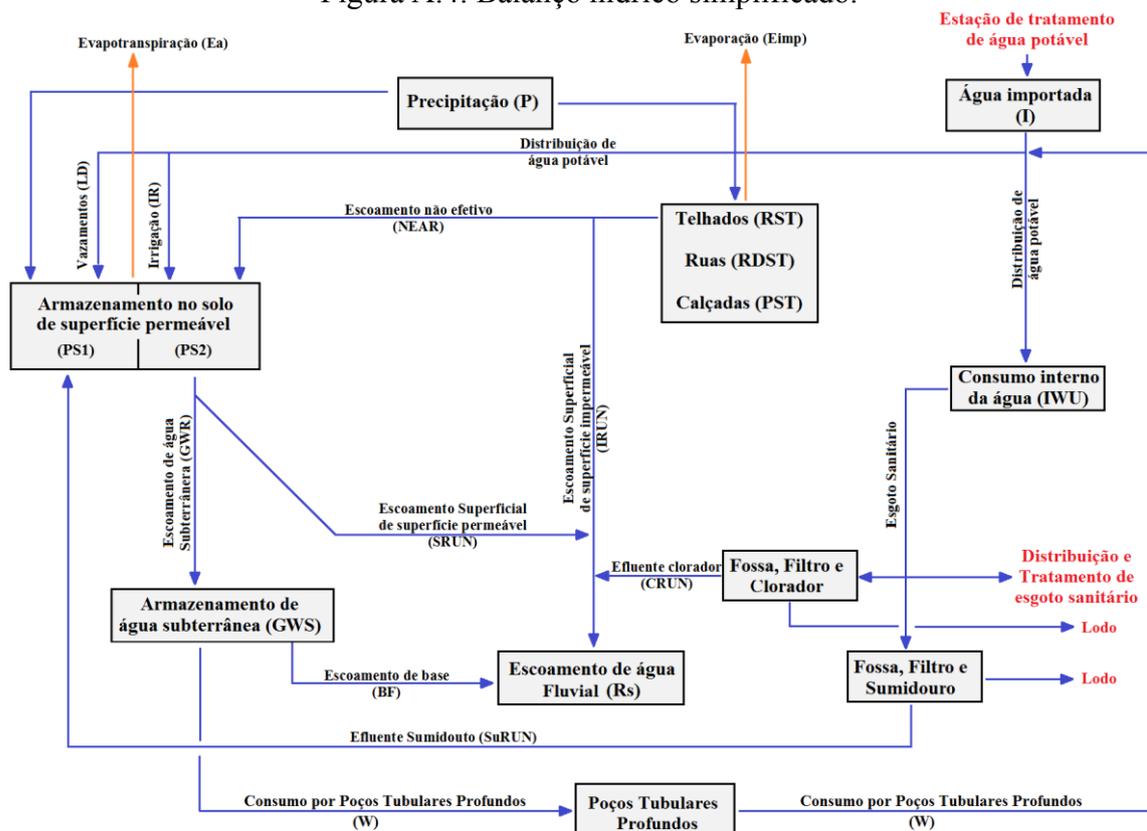
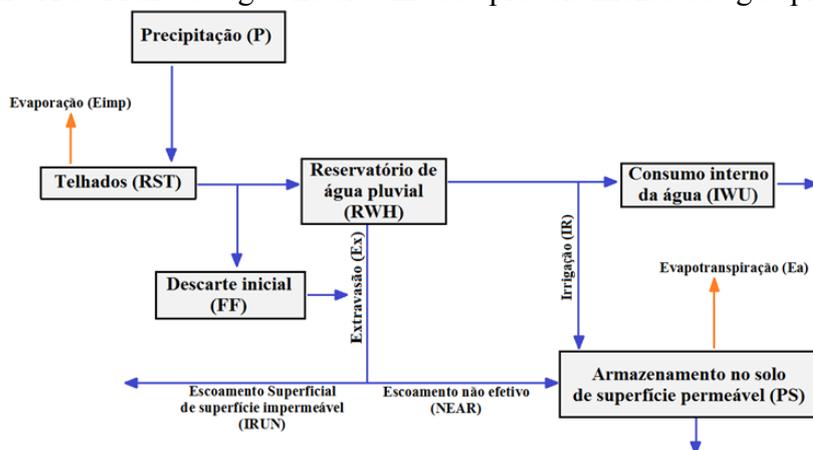


Figura A.5: Fluxo de água no sistema de aproveitamento de água pluvial.



Os fluxos de água em cada componente e entre eles são apresentados na Figura A.6. O volume de água v_{Tin} é o que alimenta cada componente, a partir de outro componente (ou da água pluvial proveniente dos telhados, no caso do componente de aproveitamento de água pluvial). O volume v_P é a precipitação considerada no componente. O volume v_C é o volume consumido pela evapotranspiração e pela evaporação. O volume v_R é a quantidade de água retirada do meio ambiente para alimentar o componente, seja de águas superficiais ou subterrâneas. O volume v_L é o volume lançado de volta ao meio urbano, através de

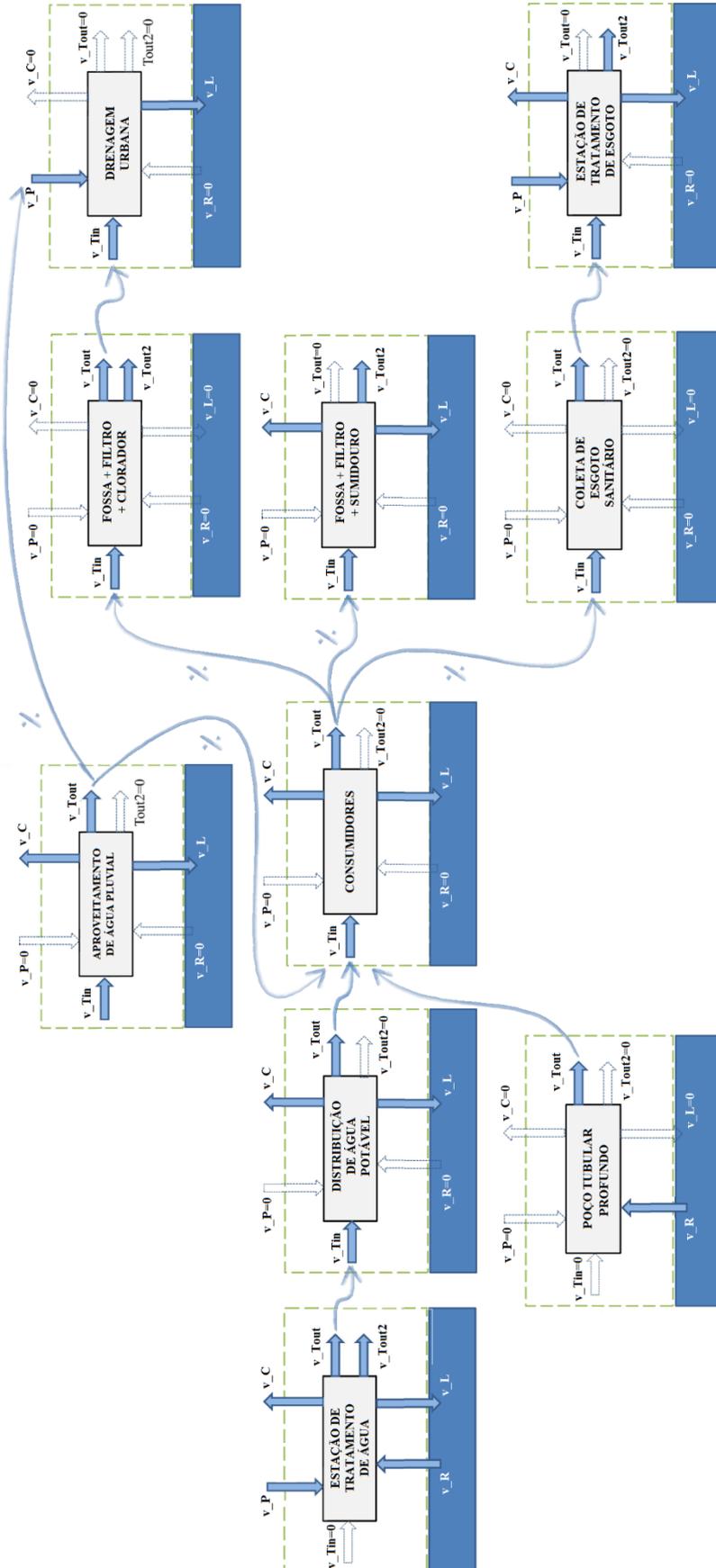
escoamento superficial e infiltração de água no solo. Este volume recarrega as águas superficiais e subterrâneas. O volume v_{Tout} é o volume de água que sai do componente e que vai alimentar outro componente na forma de v_{Tin} . E por fim, o volume v_{Tout2} é a quantidade de lodo gerado. Este lodo pode ser depositado em unidades de tratamento de resíduos ou reutilizado.

Dependendo do cenário que se deseja avaliar e dos componentes de cada sistema urbano de água, podem-se excluir os componentes de tecnologia que não sejam necessários modular, como o aproveitamento de água pluvial por exemplo. Esse processo permite também inserir novos componentes de tecnologia, quando se deseja avaliar outras formas de manejo da água urbana.

Para a quantificação das entradas e saídas de cada componente, deve-se determinar o valor de v (m^3/m^3), que define a distribuição dos fluxos entrando (T_{in} , R, P) e saindo (T_{out} , T_{out2} , L, C) do componente para o fluxo pré-determinado: 1 m^3 de entrada. Para alcançar este equilíbrio de água, a soma dos fluxos volumétricos que estão entrando (T_{in} , R, P) deve ser igual aos fluxos volumétricos que estão saindo (T_{out} , T_{out2} , L, C) de qualquer componente. Os fluxos de água volumétricos são calculados a partir da multiplicação do valor de v e uma ou mais variáveis de entrada conhecidas (V_{Tin} ou V_{R} ou V_{P}).

Com a obtenção destes dados, é possível realizar a etapa de avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV). Nessa fase, os fluxos são quantificados em impactos diretos associados à quantidade de água (privação de água) e às emissões da água para o ar e para o solo. Além disso, os impactos devido a produtos químicos e energia consumida são relacionados ao fluxo de água que está entrando ou saindo em cada componente de tecnologia. Excluindo o impacto de privação de água calculado de acordo com o Apêndice, os demais impactos são quantificados através da utilização das emissões disponíveis em banco de dados, como o *Ecoinvent* e quantificados e avaliados de acordo com o método de avaliação de impacto escolhido (como o ReCiPe e Impact 2002+, por exemplo).

Figura A.6: Fluxos de água nos componentes.



QUESTIONÁRIO DE ANÁLISE

Quanto ao método proposto, assinale a alternativa que julgar adequada. Se considerar que a premissa é parcialmente ou não é adequada, por gentileza, justifique seu parecer. Considerando que o questionário trata de modelagem de balanço hídrico e avaliação do ciclo de vida, caso a questão não diga respeito a sua área de conhecimento, por favor assinale a alternativa correspondente a isto.

Por gentileza, assinale abaixo se deseja que seu nome seja publicado ou não como membro do painel de especialistas.

Aceito que meu nome seja publicado como membro do painel de especialistas.

Não aceito que meu nome seja publicado como membro do painel de especialistas.

Questão 01 – Definição de objetivo e escopo: função e unidade funcional.

O objetivo principal é verificar o impacto ambiental nos sistemas urbanos de água devido à implantação de sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações. A função de comparação, neste método, é o abastecimento de água para usos não potáveis em edificações de uma cidade. Considera-se como fluxo de referência um metro cúbico de água. Portanto, a unidade funcional pode ser definida como: um metro cúbico de água consumido.

Em sua opinião, essa premissa é adequada?

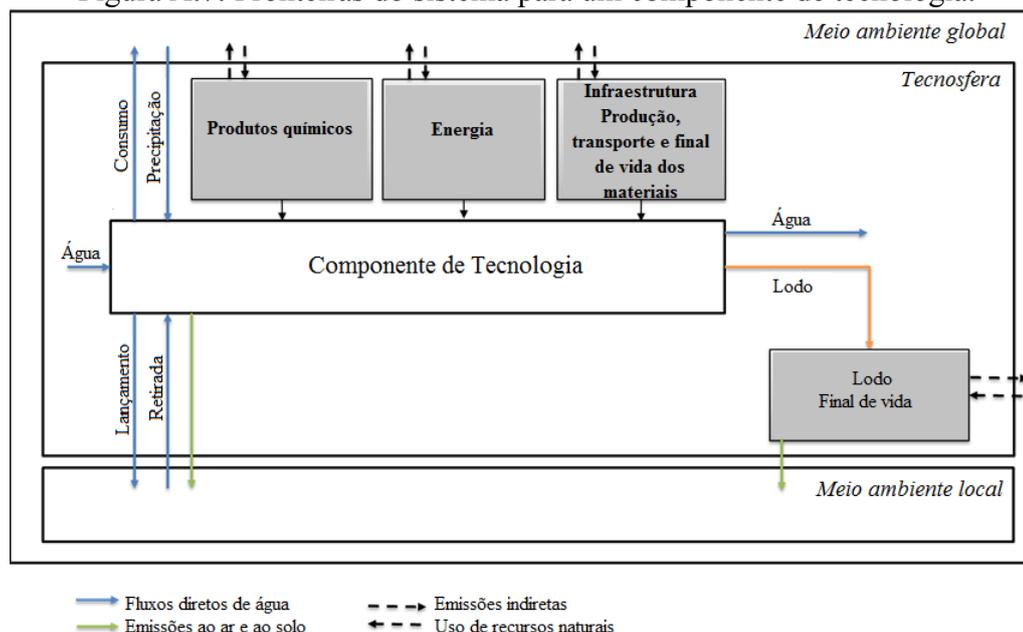
Sim Não Parcialmente Não é minha área de conhecimento

Espaço para comentários

Questão 02 – Definição de objetivo e escopo: Fronteiras do sistema

Neste método, todo o processo do sistema de abastecimento urbano centralizado e descentralizado, do “berço” ao “túmulo” é definido como fronteira do sistema. Para isso, devem fazer parte a fabricação de materiais, o transporte, a instalação, o uso (que inclui o fluxo de água urbano, produtos químicos e energia), manutenção e trocas de peças dos sistemas, a destinação final e a reciclagem (quando for o caso), no horizonte de tempo considerado. Para isso, define-se que cada componente de tecnologia possui a sua fronteira, como mostra a Figura A.7. É recomendado pelo método justificar qualquer decisão de omitir etapas da análise.

Figura A.7: Fronteiras do sistema para um componente de tecnologia.



Em sua opinião, essa premissa é adequada?

Sim Não Parcialmente Não é minha área de conhecimento

Espaço para comentários

Questão 03 – Definição de objetivo e escopo: Cenários de estudo

Os cenários deste modelo podem variar dependendo do período que se deseja avaliar os impactos dos sistemas (curto, médio e/ou longo prazos). Neste caso, o crescimento urbano é a variável dos prazos de avaliação propostos. Considera-se que o perfil de consumo de água da população continua o mesmo, ou seja, a demanda varia devido à variação do número de habitantes ao longo do tempo. A avaliação de curto prazo é feita por meio de dados atuais do município, para avaliação do quadro atual. Médio prazo refere-se à aplicação dos cenários para avaliação do impacto após 30 anos de crescimento urbano e longo prazo, para avaliação da situação prevista em 100 anos.

Para cada prazo de análise, dependendo da finalidade do estudo, são definidos os cenários. Por exemplo, podem ser considerados os seguintes cenários: (1) Sem instalação de sistemas de aproveitamento de água pluvial nas edificações, (2) com instalação de sistema de aproveitamento de água pluvial em todas as edificações, (3) com instalação do sistema apenas em novas edificações, a partir de dados de previsão de crescimento urbano.

Em sua opinião, essas premissas são adequadas?

Sim Não Parcialmente Não é minha área de conhecimento

Espaço para comentários

Questão 04 – Definição de objetivo e escopo: Horizonte de tempo

O horizonte de tempo sugerido é de um ano, podendo ser dividido em meses para uma avaliação mais detalhada para o impacto de privação de água, pois questões relacionadas ao consumo de água são influenciadas pelas variações sazonais. Para analisar os cenários de acordo com curto, médio e longo prazo este método pode ser aplicado para a avaliação do horizonte de tempo de um ano, considerando as características urbanas atuais (curto prazo), após 30 anos (médio prazo) e após 100 anos (longo prazo) de crescimento.

Em sua opinião, essa premissa é adequada?

Sim Não Parcialmente Não é minha área de conhecimento

Espaço para comentários

Questão 05 – Coleta e determinação dos dados de entrada: Dados hidrológicos

Além da determinação dos componentes nesta fase faz-se a coleta de dados hidrológicos da região estudada. O Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) fornece dados de precipitação por meio das estações pluviométricas do Brasil. Os dados de evapotranspiração, entretanto, precisam ser calculados. Sugere-se fazer a estimativa de Evapotranspiração Potencial (ET_o) através do método de cálculo de Penman-Monteith, proposta pelo Boletim FAO-56 (ALLEN et al., 1998 apud SANTIAGO, 2001).

Em sua opinião, esse método é adequado?

Sim Não Parcialmente Não é minha área de conhecimento

Espaço para comentários

Questão 06 – Coleta e determinação dos dados de entrada: Dados hidrológicos

Para a modelagem de balanço hídrico é necessário obter alguns dados relacionados ao escoamento de base (índice de escoamento e constante de recessão) e armazenamento de água no solo. O nível mínimo de armazenamento de umidade do solo (TG) e a capacidade máxima de armazenamento sem escoar (PSc) dependem de muitos fatores, como por exemplo, tipo de solo, necessidade de água da vegetação e profundidade. O método sugere que estes dados sejam obtidos na literatura de acordo com o solo e a vegetação da área estudada. Estes serão parâmetros calibrados na simulação, de acordo com o algoritmo proposto no Apêndice (Tabela A.1).

Em sua opinião, essa premissa é adequada?

Sim Não Parcialmente Não é minha área de conhecimento

Espaço para comentários

Questão 07 – ICV: modelagem de balanço hídrico

A Modelagem de Balanço Hídrico analisa o fluxo de água em todo o sistema, proporcionando a verificação da influência de determinado cenário na evaporação, no escoamento superficial e na infiltração de água no solo, quantitativamente. A ACV compreende a avaliação dos impactos gerados no meio ambiente, por meio de categorias de impactos devido aos fluxos de água quantificados na Modelagem de Balanço Hídrico. Dessa maneira, a Modelagem de Balanço Hídrico e a ACV complementam-se. Para viabilizar a realização da modelagem, são consideradas algumas simplificações, a saber:

- utilizam-se dados diários de precipitação e evapotranspiração, considerando-se apenas um episódio de precipitação ao dia, que acontece de forma uniforme no espaço;
- são utilizados valores médios de área impermeáveis e permeáveis para cada grupo de similaridade de uso do solo da região estudada;
- desconsidera-se a entrada de água potável nos sistemas de aproveitamento de água pluvial;
- a vazão excedente de água dos reservatórios de água pluvial escoam para a área permeável (50%) e para a rede de drenagem urbana (50%). Quando não há área permeável, todo o volume é encaminhado à rede de drenagem da cidade;
- desconsidera-se a infiltração de água nos sistemas de coleta e tratamento de esgoto sanitário;
- considera-se que sempre há disponibilidade de água em poço tubular profundo, utilizado para abastecimento descentralizado de água;
- as equações referem-se aos fluxos de água nos componentes: distribuição de água potável, usuários, aproveitamento de água pluvial e tratamento de esgoto descentralizado (tanque séptico, filtro anaeróbio e sumidouro ou clorador). As estações de tratamento de água e esgoto, e a coleta de esgoto não são consideradas nesta modelagem. Esses dados são obtidos da companhia de água para a caracterização dos fluxos.

Em sua opinião, essas simplificações são adequadas?

Sim Não Parcialmente Não é minha área de conhecimento

Espaço para comentários

Questão 08 – ICV: modelagem de balanço hídrico

Embora a modelagem tenha sido embasada no algoritmo do programa computacional *Aquacycle*, foi necessário inserir equações para adaptar o modelo à realidade brasileira. Foram inseridas equações referentes a tratamento de esgoto descentralizado e poços tubulares de captação de água para consumo, conforme Apêndice.

Em sua opinião, essas equações são adequadas?

Sim Não Parcialmente Não é minha área de conhecimento

Espaço para comentários

Questão 09 – ICV: modelagem de balanço hídrico e fluxos

Além de obter o impacto do aproveitamento de água pluvial na evapotranspiração, escoamento superficial e infiltração de água no solo, a modelagem de balanço hídrico é utilizada para os cálculos dos fluxos de água nos componentes. Para isso, foi realizado o balanço de massa (Equações 39, 40, 41 e 45), de forma que foi possível obter o valor de v (m^3/m^3) para diversos componentes.

Em sua opinião, essa premissa é adequada?

Sim Não Parcialmente Não é minha área de conhecimento

Espaço para comentários

Questão 10 – AICV: Impactos diretos associados à quantidade da água

Para a avaliação da privação de água, como foi proposto por Loubet et al. (2013), a sub-bacia considerada na área de estudo causa um efeito cascata na privação de água das demais sub-bacias (a jusante da região estudada) da bacia hidrográfica. Os impactos de privação de água (IPA) associados a cada componente são calculados com base em fatores de caracterização (FC) definidos na escala da sub-bacia hidrográfica, por meio das Equações 56 a 59 do Apêndice.

Em sua opinião, essa premissa é adequada?

Sim Não Parcialmente Não é minha área de conhecimento

Espaço para comentários

Questão 11 – AICV: Impactos diretos associados às emissões para o ar e para o solo

O modelo de cálculo propõe que os impactos diretos associados às emissões da água para o ar e para o solo são considerados fixos para cada tecnologia e só dependem do fluxo volumétrico, como mostrado pela Equação A.57 do apêndice.

Em sua opinião, essa premissa é adequada?

Sim Não Parcialmente Não é minha área de conhecimento

Espaço para comentários

Questão 12 – AICV: Impactos diretos associados às atividades de suporte

Os impactos causados por atividade de suporte são relacionados com o uso de produtos químicos, energia e com infraestrutura e são representados por dois vetores, um para impactos diretos e outro para impactos indiretos. Quando os processos como produção de energia e produtos químicos são realizados dentro do território do sistema urbano de água, geram impactos diretos. Quando estão fora do território, são considerados indiretos. Como pode ser visto nas Equações 58 e 59 do Apêndice, considera-se que o consumo de energia e de produtos químicos dentro do componente está totalmente correlacionado com o fluxo volumétrico que está entrando e saindo da tecnologia. Os impactos totais da infraestrutura considerados são os que diferem entre os cenários adotados, não dependem do fluxo volumétrico e são divididos por sua vida útil (t).

Em sua opinião, essas premissas são adequadas?

Sim Não Parcialmente Não é minha área de conhecimento

Espaço para comentários

Questão 13 – AICV: Impactos totais

Os impactos totais são compostos pelos impactos diretos relacionados com as linhas de água e lodo e com os impactos relacionados às atividades de suporte. A Equação A.60 do Apêndice representa isso.

Em sua opinião, essa equação é adequada?

Sim Não Parcialmente Não é minha área de conhecimento

Espaço para comentários

Questão 14 – AICV: Categorias de impacto

As categorias de impacto específicas ($i_{ar-solo}$, i_{ener} , $i_{quím}$, i_{infra}) são obtidas de forma extrínseca ao modelo, por meio de um programa computacional como o *SimaPro*. Neste modelo, as categorias escolhidas são as mesmas utilizadas por Loubet et al. (2016), a saber: mudanças climáticas, depleção da camada de ozônio, toxicidade humana com efeitos cancerígenos, toxicidade humana sem efeitos cancerígenos, partículas suspensas, radiação ionizante, formação fotoquímica de ozônio, acidificação, eutrofização do solo, de águas

marinhas e de águas potáveis, uso do solo, privação de água potável, e depleção de recursos minerais e fósseis.

Em sua opinião, essa escolha de categorias é adequada?

Sim Não Parcialmente Não é minha área de conhecimento

Espaço para comentários

APÊNDICE DO QUESTIONÁRIO

ICV - BALANÇO HÍDRICO

O fluxo de água fluvial do modelo é a soma do escoamento de superfícies permeáveis (jardins e espaços públicos abertos) e de superfícies impermeáveis (telhados, ruas e áreas pavimentadas). A representação do escoamento de água fluvial se dá por meio da Equação A.1.

$$R_s = IRUN + SRUN + BF + CRUN \quad (A.1)$$

Onde R_s é o escoamento de água fluvial (mm), $IRUN$ é o escoamento de superfície impermeável (mm), $SRUN$ é o escoamento de áreas permeáveis (mm), BF é o escoamento de base (mm) e $CRUN$ é o efluente do clorador (mm).

O escoamento superficial de áreas impermeáveis dá-se por perdas iniciais devido à interceptação e armazenamento dos materiais de revestimento, saturação e escoamento superficial. O conceito de área impermeável efetiva é usado para representar a proporção de superfícies impermeáveis diretamente conectadas ao sistema de drenagem de água pluvial (escoamento de áreas impermeáveis efetivas). O restante das superfícies impermeáveis, que não estão diretamente conectadas, drena para superfícies permeáveis adjacentes (escoamento não efetivo). O cálculo dos escoamentos está sendo mostrado das Equações A.2 a A.9.

$$IRUN = IRUN_{telhado} + IRUN_{calçada} + IRUN_{rua} \quad (A.2)$$

$$IRUN_{telhado} = ERA \cdot (P - RIL + RST) \cdot \frac{área_{telhado}}{área_{grupo}} \quad (A.3)$$

$$IRUN_{calçada} = EPA \cdot (P - PIL + PST) \cdot \frac{área_{calçada}}{área_{grupo}} \quad (A.4)$$

$$IRUN_{rua} = ERDA \cdot (P - RDIL + RDST) \cdot \frac{área_{rua}}{área_{grupo}} \quad (A.5)$$

$$NEAR = NEAR_{telhado} + NEAR_{calçada} + NEAR_{rua} \quad (A.6)$$

$$\text{NEAR}_{\text{telhado}} = (1 - \text{ERA}). (P - \text{RIL} + \text{RST}). \frac{\text{área}_{\text{telhado}}}{\text{área}_{\text{grupo}}} \quad (\text{A.7})$$

$$\text{NEAR}_{\text{calçada}} = (1 - \text{EPA}). (P - \text{PIL} + \text{PST}). \frac{\text{área}_{\text{calçada}}}{\text{área}_{\text{grupo}}} \quad (\text{A.8})$$

$$\text{NEAR}_{\text{rua}} = (1 - \text{ERDA}). (P - \text{RDIL} + \text{RDST}). \frac{\text{área}_{\text{rua}}}{\text{área}_{\text{grupo}}} \quad (\text{A.9})$$

Onde IRUN é o escoamento de água de áreas impermeáveis efetivas (mm), NEAR é o escoamento não efetivo (mm), ERA é a porcentagem de área de telhado efetivo (%), P é a precipitação diária (mm), RIL é a perda inicial máxima da área de telhado (mm), RST é o nível de armazenamento das superfícies de telhado (mm), EPA é a porcentagem de área de calçada efetiva (%), PIL é a perda inicial máxima de área de calçada (mm), PST é o nível de armazenamento de superfície de calçada (mm), ERDA é a porcentagem de área de rua efetiva (%), RDIL é a perda inicial máxima da área de rua (mm), RDST é o nível de armazenamento de superfície de ruas (mm), $\text{área}_{\text{telhado}}$ é a área total de telhados (m^2), $\text{área}_{\text{calçada}}$ é a área total de calçadas (m^2), área_{rua} é a área total de ruas e $\text{área}_{\text{grupo}}$ é a área total do grupo (m^2).

Para a caracterização do percentual de área efetiva e não efetiva pode-se fazer levantamento dos dados no local ou utilizar fórmulas empíricas. A Equação A.10 mostra uma fórmula empírica para bacias altamente conectadas (SUTHERLAND, 2000).

$$\text{EIA} = 0,4. (\text{TIA})^{1,2} \quad (\text{A.10})$$

Onde EIA é a área impermeável efetiva e TIA é a área impermeável total, sendo que TIA deve ser maior que 1 e menor que 100.

A perda inicial de água (P_i) é igual à quantidade de precipitação que não produz escoamento no início da chuva, considerada como 20% das perdas potenciais máximas, segundo o Método SCS (Soil Conservation Service). Relacionando com o coeficiente de escoamento superficial (C), a perda inicial é dada através das Equações A.11, A.12 e A.13.

$$P_{i_{\text{telhado}}} = 0,2. (1 - C_{\text{telhado}}) \quad (\text{A.11})$$

$$P_{i_{\text{calçada}}} = 0,2. (1 - C_{\text{calçada}}) \quad (\text{A.12})$$

$$P_{i_{\text{rua}}} = 0,2. (1 - C_{\text{rua}}) \quad (\text{A.13})$$

Onde P_i é a perda inicial (adimensional) e C é o coeficiente de escoamento superficial (adimensional).

Portanto, RIL, PIL e RDIL são dados por meio das Equações A.14, A.15 e A.16.

$$RIL = P \cdot Pi_{\text{telhado}} \quad (\text{A.14})$$

$$PIL = P \cdot Pi_{\text{calçada}} \quad (\text{A.15})$$

$$RDIL = P \cdot Pi_{\text{rua}} \quad (\text{A.16})$$

Onde RIL é a perda inicial máxima da área de telhado (mm), PIL é a perda inicial máxima de área de calçada (mm), RDIL é a perda inicial máxima da área de rua (mm), P é a precipitação (mm) e Pi é a perda inicial (adimensional).

O nível de armazenamento do armazenamento de superfície impermeável (RST, PST e RDST) determina a condição antecedente da superfície no início de um evento de chuva e, portanto, a perda inicial para cada tipo de superfície impermeável. A Equação A.17 mostra o cálculo do nível de armazenamento inicial do telhado.

$$RST_t = RST_{t-1} + P - E_{\text{imp,telhado}} - IRUN_{\text{telhado}} - NEAR_{\text{telhado}} \quad (\text{A.17})$$

Onde RST_t é o nível de armazenamento das superfícies de telhado atual (mm), RST_{t-1} é o nível de armazenamento das superfícies de telhado do dia anterior (mm), P_{t-1} é a precipitação do dia anterior (mm), $E_{\text{imp,telhado}}$ é a evaporação do telhado do dia anterior (mm), $IRUN_{\text{telhado}}$ é o escoamento da área efetiva de telhado do dia anterior (mm), $NEAR_{\text{telhado}}$ é o escoamento da área não efetiva do telhado do dia anterior (mm). PST_t e $RDST_t$ são calculados da mesma forma.

Outra contribuição ao escoamento de água pluvial refere-se ao efluente do clorador. O volume do efluente do clorador é igual ao volume do efluente do sistema de fossa e filtro. De forma simplificada, considera-se que a contribuição de lodo fresco é igual ao consumo interno de água. De acordo com o valor indicado pela NBR 7229 o coeficiente de redução de volume por digestão é igual a 0,25 (ABNT, 1993). O lodo digerido pelo sistema deve ser removido, transportado, condicionado, tratado e destinado adequadamente. O efluente líquido é igual ao lodo fresco menos o lodo digerido. Embora haja diferenças no volume de redução por digestão, devido à variação de temperatura ao longo do ano, desconsidera-se essa variação.

O efluente CRUN é, portanto, quantificado de acordo com a Equação A.18.

$$CRUN = IWUc \times 0,75 \quad (\text{A.18})$$

Onde o IWUc é o consumo interno da água (mm) das edificações com sistema de tratamento de esgoto fossa, filtro e clorador, dado pela multiplicação do consumo interno da água pelo percentual de densidade demográfica atendida por esse sistema. O consumo interno da água é obtido por meio de levantamento de dados locais e é composto por edificações que consomem água da companhia fornecedora de água (água importada) e de poços tubulares profundos.

Os vazamentos têm papel importante no balanço hídrico, pois são uma fonte de recarga de águas subterrâneas e evapotranspiração. O dado de vazamento geralmente é fornecido pela companhia de água e esgoto em percentual de água fornecida (água importada). A Equação A.19 mostra o cálculo do vazamento.

$$LD = (IWU + IR - W) \times \%LD \quad (A.19)$$

Onde LD é o vazamento (mm), IWU é o consumo interno de água (mm), IR é a irrigação (mm), %LD é o percentual de vazamento da tubulação (%) dado pela concessionária e W é o consumo por poços tubulares profundos (mm), dado pela multiplicação entre consumo interno da água e percentual de edificações que possuem e utilizam poços tubulares profundos.

Outro fator que influencia no balanço hídrico como componente de entrada é a irrigação, pois interfere na umidade do solo. A necessidade de irrigação do solo se dá pela necessidade de complementar a precipitação, para manutenção da qualidade dos jardins. Isso se mede pela quantidade mínima permitida de umidade no solo. A necessidade de irrigação (IR) utilizada é definida como quantidade de irrigação necessária para complementar o volume de água de precipitação. Há, portanto, um nível mínimo de armazenamento de umidade do solo (TG). O modelo irriga a área permeável sempre que o nível de armazenamento de umidade do solo cai abaixo de TG (Equação A.20).

$$IR = \text{máx}(TG. PS1c - PS1, 0). A1. \%GI + \text{máx}(TG. PS2c - PS2, 0). (1 - A1). \%GI \quad (A.20)$$

Onde IR é a irrigação (mm), TG é o nível mínimo de armazenamento de umidade do solo (adimensional), PS1c é a capacidade máxima de armazenamento do solo 1 sem escoar (mm), PS1 é o nível de armazenamento de água no solo 1 (mm), PS2c é a capacidade máxima de armazenamento do solo 2 sem escoar (mm), PS2 é o nível de armazenamento de água no solo 2 (mm), A1 é a porcentagem de área de armazenamento permeável 1 (%) e %GI é a área percentual média de jardim (%) em relação à área permeável.

A água importada (ou de abastecimento da concessionária) deve ser a soma da água de uso interno, da água usada para irrigação e das perdas na distribuição subtraída da água consumida de poços tubulares profundos, como mostra a Equação A.21.

$$I = IWU + IR + LD - W \quad (A.21)$$

Onde I é a água importada (mm), IWU é o consumo interno da água (mm), IR é a irrigação (mm), LD é o vazamento e W é o consumo por poços tubulares profundos (mm).

O conceito do cálculo de escoamento superficial de áreas permeáveis baseia-se na divisão da bacia em áreas que produzem escoamento superficial (PS1) e áreas que não produzem (PS2), em um evento de precipitação. Essa distinção entre as áreas dá-se pela umidade precedente do solo (BOUTHON, 1993 apud MITCHELL, 2005) e gera o excesso de umidade (EXC), calculado de acordo com as Equações A.22, A.23 e A.24.

$$EXC = EXC_{PS1} + EXC_{PS2} \quad (A.22)$$

$$EXC_{PS1} = \{\max(P + PS1 - PS1c, 0)\} \cdot A1 \quad (A.23)$$

$$EXC_{PS2} = \{\max(P + PS2 - PS2c, 0)\} \cdot (1 - A1) \quad (A.24)$$

Onde EXC é o excesso de umidade do solo (mm), P é a precipitação diária (mm), $PS1c$ é a capacidade máxima de armazenamento do solo 1 sem escoar (mm), $PS1$ é o nível de armazenamento de água no solo 1 (mm), $PS2c$ é a capacidade máxima de armazenamento do solo 2 sem escoar (mm), $PS2$ é o nível de armazenamento de água no solo 2 (mm) e $A1$ é a porcentagem de área de armazenamento permeável 1 (%),

O nível de armazenamento de água no solo de superfícies permeáveis é dado por meio da Equação A.25.

$$PS1_t = PS1_{t-1} + P + IR + NEAR + LD + SuRUN - E_a^{PS1} - EXC^{PS1} \quad (A.25)$$

Onde $PS1_t$ é o nível atual de armazenamento de água no solo 1 (mm), PS_{t-1} é o nível de armazenamento no solo 1 do dia anterior (mm), P é a precipitação (mm), IR é irrigação (mm), $NEAR$ é o escoamento não efetivo (mm), LD são os vazamentos de água da tubulação de distribuição (mm), $SuRUN$ é o efluente do sumidouro (mm) e E_a^{PS1} é a evapotranspiração atual (mm) do armazenamento no solo 1 e EXC^{PS1} é o excesso de umidade do solo 1. O nível de armazenamento do solo 2 é calculado da mesma maneira.

Assim como o efluente do clorador, o efluente do sumidouro é oriundo do sistema de tratamento de fossa e filtro. Neste caso, considera-se que quando há sumidouro, o solo consegue absorver todo o efluente líquido, dado através da Equação A.26.

$$\text{SuRUN} = \text{IWUs} \cdot 0,75 \quad (\text{A.26})$$

Onde o IWUs é o consumo interno da água (mm) das edificações com sistema de tratamento de esgoto fossa, filtro e sumidouro, dado pela multiplicação do consumo interno da água pelo percentual de densidade demográfica atendida por esse sistema.

A umidade contida no solo é drenada até a área de armazenagem de águas subterrâneas gerando o escoamento de base (BF). A recarga de água subterrânea (GWR) é igual ao índice de escoamento de base (BI) multiplicado pelo excesso de água do solo (EXC) A recarga de águas subterrâneas e o escoamento de base são dados através das Equações A.27 e A.28.

$$\text{GWR} = \text{BI} \cdot \text{EXC} \quad (\text{A.27})$$

$$\text{BF} = \text{BRC} \cdot \text{GWS} \quad (\text{A.28})$$

Onde GWR é a recarga de água subterrânea (mm), BI é o índice de escoamento de base (adimensional), EXC é o excesso de água no solo (mm), BF é o escoamento de base (mm), BRC é a constante de recessão do escoamento de base (adimensional) e GWS é o nível de armazenamento de água subterrânea (mm) devido às condições antecedentes, dado por meio da Equação A.29.

$$\text{GWS}_t = \text{GWS}_{t-1} + \text{GWR} + \text{LD} - \text{BF} - \text{W} \quad (\text{A.29})$$

Onde GWS_t é o nível de armazenamento de água subterrânea atual (mm), GWS_{t-1} é o nível de armazenamento de água subterrânea do dia anterior (mm), GWR é a recarga de água subterrânea (mm), LD são os vazamentos de água da tubulação de distribuição (mm), BF é o escoamento de base (mm) e W é o consumo por poços tubulares profundos.

A quantidade de escoamento superficial permeável que contribui para o fluxo total de águas pluviais (SRUN) é igual ao excesso de umidade do solo subtraído do volume que é conduzido à recarga de lençol freático (Equação A.30).

$$\text{SRUN} = \text{EXC} - \text{GWR} \quad (\text{A.30})$$

Onde SRUN é o escoamento superficial de superfície permeável (mm), EXC é o excesso de água no solo (mm) e GWR é a recarga de água subterrânea (mm).

A evaporação e a evapotranspiração são calculados separadamente pelo modelo. A evaporação é calculada para superfícies impermeáveis relacionando o nível de armazenamento de água e a área efetiva das superfícies. A quantidade máxima de evapotranspiração que pode ocorrer em um determinado dia é denominada taxa de evapotranspiração potencial (Ep). A evapotranspiração real está relacionada com o teor de umidade no solo (PS/PSc) e a capacidade da cobertura vegetal de transpirar (Epc). O cálculo da evaporação e a evapotranspiração está representado por meio das Equações A.31 a A.37.

$$E_{imp} = E_{imp,te\tilde{h}ado} + E_{imp,cal\tilde{c}ada} + E_{imp,rua} \quad (A.31)$$

$$E_{imp,te\tilde{h}ado} = \text{máx}(Ep, RST) \cdot \left(\frac{\text{área te\tilde{h}ado}}{\text{área grupo}} \right) \quad (A.32)$$

$$E_{imp,cal\tilde{c}ada} = \text{máx}(Ep, PST) \cdot \left(\frac{\text{área cal\tilde{c}ada}}{\text{área grupo}} \right) \quad (A.33)$$

$$E_{imp,rua} = \text{máx}(Ep, RDST) \cdot \left(\frac{\text{área rua}}{\text{área grupo}} \right) \quad (A.34)$$

Onde E_{imp} é a evaporação total de superfícies impermeáveis (mm), $E_{imp,te\tilde{h}ado}$ é a evaporação dos telhados (mm), $E_{imp,cal\tilde{c}ada}$ é a evaporação das calçadas (mm), $E_{imp,rua}$ é a evaporação das ruas (mm), Ep é a evapotranspiração potencial (mm), RST é o nível de armazenamento das superfícies de telhado (mm), PST é o nível de armazenamento de superfície de calçada (mm), ERDA é a porcentagem de área de rua efetiva (%), RDST é o nível de armazenamento de superfície de ruas (mm), $\text{área}_{te\tilde{h}ado}$ é a área total de telhados (m²), $\text{área}_{cal\tilde{c}ada}$ é a área total de calçadas (m²), área_{rua} é a área total de ruas e área_{grupo} é a área total do grupo (m²).

$$E_a = E_a^{PS1} + E_a^{PS2} \quad (A.35)$$

$$E_a^{PS1} = A1 \cdot \text{mín} \left\{ \left(\frac{PS1}{PS1c} \right) \cdot Epc, Ep \right\} \quad (A.36)$$

$$E_a^{PS2} = (1 - A1) \cdot \text{mín} \left\{ \left(\frac{PS2}{PS2c} \right) \cdot Epc, Ep \right\} \quad (A.37)$$

Onde E_a é a evapotranspiração atual ou real (mm), E_a^{PS1} é a evapotranspiração real do armazenamento do solo 1 (mm), E_a^{PS2} é a evapotranspiração real do armazenamento do solo 2

(mm), A1 é a porcentagem de área de armazenamento permeável 1 (%), PS é o nível atual de armazenamento de água no solo (mm), PSc é a capacidade máxima de armazenamento no solo sem escoar, Epc é capacidade da cobertura vegetal de transpirar (mm) e Ep é a evapotranspiração potencial (mm).

A soma do uso interno da água, da irrigação e das perdas por vazamento correspondem ao total de água importada, proveniente da estação de tratamento de água potável.

Para a calibração da simulação, utiliza-se o cálculo do coeficiente de eficiência (E), que exprime a porcentagem de variância de escoamento medido e simulado, dado por meio da Equação A.38. Objetiva-se que o resultado seja próximo a zero.

$$E = \frac{\sum_{i=1}^n (SIM_i - REC_i)^2}{\sum_{i=1}^n REC_i^2} \quad (A.38)$$

Onde SIM_i é o fluxo simulado no período i (mm), REC_i é o fluxo registrado no período i (mm), n é o número de vezes que há registro de fluxo simulado e também registrado.

A calibração é feita para um conjunto de dados que devem ser informados, conforme a Tabela A.1.

Tabela A.1: Parâmetros de calibração da modelagem de balanço hídrico.

Parâmetro	Símbolo	Unidade	Valor
Porcentagem de área permeável	A1	%	0 - 100
Capacidade máxima de armazenamento do solo sem escoar	PSc	mm	>0
Perda inicial máxima da área de telhado	RIL	mm	≥0
Porcentagem de área de telhado efetivo	ERA	%	0 - 100
Perda inicial máxima de área de calçada	PIL	mm	≥0
Porcentagem de área de calçada efetiva	EPA	%	0-100
Perda inicial máxima da área de rua	RDIL	mm	≥0
Porcentagem de área de rua efetiva	ERDA	%	0 - 100
Índice de escoamento de base	BI	relação	0 - 1
Constante de recessão do escoamento de base	BRC	relação	0 - 1
Nível mínimo de armazenamento de umidade do solo	TG	relação	0 - 1

Por meio dessa modelagem obtêm-se dados de entrada para cada componente de tecnologia e consumidor, descritos nas próximas seções. Considerando-se o balanço de água no solo, estima-se o percentual de água que entra no solo referente à irrigação, vazamentos, escoamento não efetivo, precipitação e sumidouro. A saída de água do solo se dá através o excesso (que resulta em escoamento de água subterrânea e escoamento superficial de superfície permeável) e evapotranspiração. Pressupondo que os fluxos de saída são proporcionais aos fluxos de entrada e considerando que parte da água pode ficar retida no

armazenamento (PS1 e PS2), pode-se estimar quanto de evapotranspiração acontece devido à irrigação. As relações são apresentadas nas Equações A.39 e A.40.

$$\%P_{\text{Ea}} = \frac{\text{Ea.P}}{(\text{PS}+\text{Ea}+\text{EXC})^2} \quad (\text{A.39})$$

$$\%P_{\text{EXC}} = \frac{\text{EXC.P}}{(\text{PS}+\text{Ea}+\text{EXC})^2} \quad (\text{A.40})$$

Onde $\%P_{\text{Ea}}$ é o percentual de precipitação que sai na forma de evapotranspiração (%), $\%P_{\text{EXC}}$ é o percentual de precipitação que sai do solo na forma de excesso (%). Os percentuais de saída referentes ao vazamento ($\%LD_{\text{Ea}}$, $\%LD_{\text{EXC}}$), irrigação ($\%IR_{\text{Ea}}$, $\%IR_{\text{EXC}}$), escoamento não efetivo ($\%NEAR_{\text{Ea}}$, $\%NEAR_{\text{EXC}}$) e efluente do sumidouro ($\%SuRUN_{\text{Ea}}$, $\%SuRUN_{\text{EXC}}$) são calculados de forma semelhante.

Avaliando o balanço hídrico de superfícies impermeáveis, obtém-se o percentual de saída referente à evaporação E_{imp} , dados por meio da Equação A.41.

$$\%P_{\text{E}_{\text{imp}}} = \frac{E_{\text{imp}}.P}{(\text{RST}_{t-1}+\text{PST}_{t-1}+\text{RDST}_{t-1}+P)^2} \quad (\text{A.41})$$

Onde $\%P_{\text{E}_{\text{imp}}}$ é o percentual de precipitação que sai na forma de evaporação (%), E_{imp} é a evaporação de superfícies impermeáveis (mm) e P é a precipitação (mm) e RST_{t-1} é o nível de armazenamento das superfícies de telhado do dia anterior (mm), PST_{t-1} é o nível de armazenamento das superfícies de calçada do dia anterior (mm) e RDST_{t-1} é o nível de armazenamento das superfícies de rua do dia anterior (mm). O percentual de precipitação que sai na forma de escoamento $\%P_{\text{NEAR}}$ e $\%P_{\text{IRUN}}$ é calculado da mesma maneira.

Com os dados do sistema de aproveitamento de água pluvial fornecidos pelo netuno (potencial de economia de água potável, volume de água pluvial consumido, volume extravasado e percentual de demanda de água pluvial atendida), é possível inserir o sistema no balanço hídrico. Com a inserção do sistema de aproveitamento de água pluvial, o cálculo da evaporação não é alterado. Deve-se, entretanto, recalculer os volumes no cálculo de IRUN, NEAR (Equações A.42 a A.44).

$$\text{IRUN}_{\text{rwh}} = \text{IRUN}_{\text{rwh,telhado}} + \text{IRUN}_{\text{calçada}} + \text{IRUN}_{\text{rua}} \quad (\text{A.42})$$

$$\text{IRUN}_{\text{rwh,telhado}} = \text{ERA} \cdot \left(\text{FF} + \frac{V_e}{\text{área}_{\text{grupo}}} \right) \quad (\text{A.43})$$

$\text{IRUN}_{\text{calçada}}$ e IRUN_{rua} são calculados da mesma maneira apresentada nas Equações 4 e 5, quando não se faz uso de água pluvial.

$$\text{NEAR}_{\text{rwh}} = \text{NEAR}_{\text{rwh,tehdado}} + \text{NEAR}_{\text{caçada}} + \text{NEAR}_{\text{rua}} \quad (\text{A.43})$$

$$\text{NEAR}_{\text{rwh,tehdado}} = (1 - \text{ERA}) \cdot \left(\text{FF} + \frac{V_e}{\text{área}_{\text{grupo}}} \right) \quad (\text{A.44})$$

Onde IRUN_{rwh} é o escoamento de água de áreas impermeáveis efetivas (mm) quando há aproveitamento de água pluvial, NEAR_{rwh} é o escoamento não efetivo (mm) quando há aproveitamento de água pluvial, FF é o volume de descarte inicial (mm) e V_e é o volume total extravasado diário (litros) e $\text{área}_{\text{grupo}}$ é a área total do grupo (m^2).

O consumo interno da água deve ser dividido em consumo de água potável e consumo de água pluvial. Esse consumo é estimado através do dimensionamento realizado pelo Netuno, por meio do potencial de economia de água potável. A quantificação da água importada é realizada utilizando o consumo interno de água potável.

O escoamento não efetivo é guiado para o armazenamento no solo de superfície permeável onde parte da água fica retida e parte sai na forma de evapotranspiração (E_a) e excesso (EXC). O percentual de evapotranspiração devido ao aproveitamento de água pluvial é dado por meio da Equação A.45.

$$\% \text{NEAR_RWH_}E_a = \frac{(1 - \text{ERA}) \cdot \left(\text{FF} + \frac{V_e}{\text{área}_{\text{grupo}}} \right) \cdot E_a}{(\text{PS} + E_a + \text{EXC})^2} \quad (\text{A.45})$$

Onde $\% \text{NEAR_RWH_}E_a$ é o percentual de evapotranspiração devido ao aproveitamento de água pluvial (%).

ICV – FLUXOS NOS COMPONENTES

Os fluxos de água volumétricos (em m^3 por unidade de tempo) são representados por V definido por meio da Equação A.46. Os fluxos de água volumétricos são calculados a partir do valor de v e uma ou mais variáveis de entrada conhecidas, que podem ser V_{Tin} , V_{R} ou V_{P} (Equação A.48).

$$V = \begin{bmatrix} V_{\text{Tin}} \\ V_{\text{Tout}} \\ V_{\text{Tout2}} \\ V_{\text{R}} \\ V_{\text{L}} \\ V_{\text{P}} \\ V_{\text{C}} \end{bmatrix} \quad (\text{A.46})$$

Onde:

$$(V_{T_{in}} + V_R + V_P) - (V_{T_{out}} + V_{T_{out2}} + V_L + V_C) = 0 \quad (A.47)$$

$$v = \begin{bmatrix} v_{T_{in}} \\ v_{T_{out}} \\ v_{T_{out2}} \\ v_R \\ v_L \\ v_P \\ v_C \end{bmatrix} \quad (A.48)$$

Para os componentes: distribuição de água potável, usuário, aproveitamento de água pluvial, fossa, filtro e clorador, fossa filtro e sumidouro e coleta de esgoto sanitário, utiliza-se a Equação A.49.

$$V = V_{T_{in}} \times v \quad (A.49)$$

Para o componente estação de tratamento de água, utiliza-se a Equação A.50.

$$V = (V_R + V_P) \times v \quad (A.50)$$

Para os componentes drenagem urbana e estação de tratamento de esgoto, utiliza-se a Equação A.51.

$$V = (V_{T_{in}} + V_P) \times v \quad (A.51)$$

- **Estação de tratamento de água**

Os volumes de água do fluxo na estação de tratamento de água são obtidos na companhia de água e esgoto do município e através do balanço de massa (Tabela A.2). O volume $V_{T_{in}}$ é igual a zero, considerando que a estação é alimentada por fontes de água retiradas do meio ambiente (água superficial ou subterrânea). Os volumes V_R , V_L , $V_{T_{out}}$ e $V_{T_{out2}}$ são obtidos na companhia de água e esgoto da cidade, sendo que $V_{T_{out2}}$ corresponde ao lodo seco. O volume V_P é a multiplicação da precipitação diária (P) e da área de superfície dos reservatórios ($A_{reserv.}$). O volume V_C , corresponde à evaporação de água dos reservatórios e do processo de secagem do lodo.

A Tabela A.3 apresenta os valores de v para a estação de tratamento de água quando se considera o aproveitamento de água pluvial. Quando se faz uso do aproveitamento de água pluvial nas edificações, deve-se diminuir a produção de água potável da estação de tratamento de água, de forma proporcional aos volumes encontrados para os fluxos. A diminuição do

consumo de água potável se dá pelo potencial de economia de água potável realizado por meio do programa computacional Netuno.

Tabela A.2: Valores de v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) na estação de tratamento de água.

Nome	v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
T_{in}	0	$(V_R + V_P) \times v_{T_{in}}$
T_{out}	$V_{T_{out}}/(V_P + V_R)$	$(V_R + V_P) \times v_{T_{out}}$
T_{out2}	$V_{T_{out2}}/(V_P + V_R)$	$(V_R + V_P) \times v_{T_{out2}}$
R	$V_R/(V_P + V_R)$	$(V_R + V_P) \times v_R$
L	$V_L/(V_P + V_R)$	$(V_R + V_P) \times v_L$
P	$P \times A_{reserv.}/(V_P + V_R)$	$(V_R + V_P) \times v_P$
C	$(V_P + V_R - V_L - V_{T_{out}})/(V_P + V_R)$	$(V_R + V_P) \times v_C$

Considerando que, para sistemas existentes, os volumes dos reservatórios permaneçam os mesmos, é possível obter o novo volume v_R para este cenário por meio do percentual referente a este fluxo de entrada.

$P_{econ.}$ é o potencial de economia médio (%) de água potável por meio do aproveitamento de água da chuva considerado na cidade.

Tabela A.3: Valores de v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) na estação de tratamento de água considerando aproveitamento de água pluvial.

Nome	v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
$T_{in,rwh}$	0	$(V_{R_{rwh}} + V_P) \times v_{T_{in,rwh}}$
$T_{out,rwh}$	$V_{T_{out}} \times (1 - P_{econ.})/(V_P + V_R)$	$(V_{R_{rwh}} + V_P) \times v_{T_{out,rwh}}$
$T_{out2,rwh}$	$V_{T_{out2}} \times (1 - P_{econ.})/(V_P + V_R)$	$(V_{R_{rwh}} + V_P) \times v_{T_{out2,rwh}}$
R_{rwh}	$V_R \times (1 - P_{econ.})/(V_P + V_R)$	$(V_{R_{rwh}} + V_P) \times v_{R_{rwh}}$
L_{rwh}	$V_L \times (1 - P_{econ.})/(V_P + V_R)$	$(V_{R_{rwh}} + V_P) \times v_{L_{rwh}}$
P_{rwh}	$P \times A_{reserv.}/(V_P + V_R)$	$(V_{R_{rwh}} + V_P) \times v_{P_{rwh}}$
C_{rwh}	$\frac{(V_P + V_R - V_L - V_{T_{out}} - V_{T_{out2}})}{(V_P + V_R)}$	$(V_{R_{rwh}} + V_P) \times v_{C_{rwh}}$

• Distribuição de água potável

Na distribuição de água potável o volume $V_{T_{in}}$ corresponde ao $V_{T_{out}}$ da estação de tratamento de água. Considerar $V_{T_{in}}$ igual ao $V_{T_{out}}$ quando não há aproveitamento de água pluvial e $V_{T_{in,rwh}}$ igual ao $V_{T_{out,rwh}}$ quando há aproveitamento de água pluvial. Os volumes de V_P , V_R e $V_{T_{out2}}$ são iguais a zero neste componente. Os volumes V_C e V_L são provenientes dos vazamentos de água das tubulações, dado fornecido pela companhia de água e esgoto do município. Neste sentido há a necessidade de se fazer uma simplificação, pois as companhias de água geralmente possuem dados de percentual de perda de água na distribuição, que corresponde às perdas referentes aos vazamentos e aos erros de medição.

Portanto, considera-se como vazamento, o percentual de perdas fornecido pela companhia. O valor v_C é o percentual de vazamento que sai na forma de evapotranspiração. O valor v_L é o percentual de vazamento que sai na forma de escoamento. As Tabelas A.4 e A.5 mostram os valores de v e os fluxos volumétricos para distribuição de água potável nos cenários sem e com aproveitamento de água pluvial.

Tabela A.4: Valores de v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) na distribuição de água potável.

Nome	v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
T_{in}	1	$V_{T_{in}} \times v_{T_{in}}$
T_{out}	$v_{T_{in}} - v_L - v_C$	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out}}$
T_{out2}	0	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out2}}$
R	0	$V_{T_{in}} \times v_R$
L	$(1 - \%LD_{Ea}) \times LD/V_{T_{in}}$	$V_{T_{in}} \times v_L$
P	0	$V_{T_{in}} \times v_P$
C	$\%LD_{Ea} \times LD/V_{T_{in}}$	$V_{T_{in}} \times v_C$

Tabela A.5: Valores de v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) na distribuição de água potável considerando o aproveitamento de água pluvial.

Nome	v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
$T_{in,rwh}$	1	$V_{T_{in,rwh}} \times v_{T_{in,rwh}}$
$T_{out,rwh}$	$v_{T_{in,rwh}} - v_{L,rwh} - v_{C,rwh}$	$V_{T_{in,rwh}} \times v_{T_{out,rwh}}$
$T_{out2,rwh}$	0	$V_{T_{in,rwh}} \times v_{T_{out2,rwh}}$
R_{rwh}	0	$V_{T_{in,rwh}} \times v_{R_{rwh}}$
L_{rwh}	$(1 - \%LD_{Ea}) \times LD/V_{T_{in}}$	$V_{T_{in,rwh}} \times v_{L_{rwh}}$
P_{rwh}	0	$V_{T_{in,rwh}} \times v_{P_{rwh}}$
C_{rwh}	$\%LD_{Ea} \times LD/V_{T_{in}}$	$V_{T_{in,rwh}} \times v_{C_{rwh}}$

- **Poço tubular profundo**

O componente de poço tubular profundo possui apenas uma entrada de água e uma saída. Quando não há aproveitamento de água pluvial, os volumes V_R e $V_{T_{out}}$ são iguais ao consumo das edificações que possuem poço tubular profundo (Tabela A.6), obtidos de acordo com cada estudo de caso. Quando há aproveitamento de água pluvial, os volumes $V_{R_{rwh}}$ e $V_{T_{out,rwh}}$ são iguais ao consumo dessas edificações multiplicado pelo potencial de economia de água potável (Tabela A.7).

Tabela A.6: Valores de v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) nos poços tubulares profundos.

Nome	v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
T_{in}	0	$V_R \times v_{T_{in}}$
T_{out}	1	$V_R \times v_{T_{out}}$
T_{out2}	0	$V_R \times v_{T_{out2}}$
R	1	$V_R \times v_R$
L	0	$V_R \times v_L$
P	0	$V_R \times v_P$
C	0	$V_R \times v_C$

Tabela A.7: Valores de v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) nos poços tubulares profundos considerando o aproveitamento de água pluvial.

Nome	v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
T_{in}	0	$V_R \times v_{T_{in}}$
T_{out}	$(1 - P_{econ.})$	$V_R \times v_{T_{out}}$
T_{out2}	0	$V_R \times v_{T_{out2}}$
R	$(1 - P_{econ.})$	$V_R \times v_R$
L	0	$V_R \times v_L$
P	0	$V_R \times v_P$
C	0	$V_R \times v_C$

- **Consumidores**

No componente consumidores, três tipos de abastecimento de água são adotados: abastecimento de água somente pelo sistema centralizado, abastecimento de água por poços tubulares profundos e abastecimento de água pelo aproveitamento de água pluvial, quando se faz uso dessa tecnologia.

Quando há apenas o abastecimento centralizado o volume $V_{T_{in}}$ corresponde 100% do $V_{T_{out}}$ do componente de distribuição de água potável. Quando há o abastecimento por poços tubulares profundos o volume $V_{T_{in}}$ corresponde 100% do $V_{T_{out}}$ de poços tubulares profundos. Quando há aproveitamento de água pluvial para fins não potáveis, o volume $V_{T_{in,rwh}}$ corresponde à soma de $V_{T_{out,rwh}}$ do componente de distribuição de água potável ou do componente poço tubular profundo somado de $V_{T_{out,rwh}}$ do componente de aproveitamento de água pluvial. Esses volumes, entretanto, são os mesmos, considerando que não há variação na demanda de água. Quando o sistema de aproveitamento de água de chuva não atender à demanda, ela é suprida pelo sistema de distribuição de água potável. Neste componente, há apenas variação na qualidade da água utilizada pelo usuário de água pluvial

para fins sem a necessidade de potabilidade. A Tabela A.8 mostra os fluxos quantitativos do componente usuário de água.

O valor v_C é o percentual de irrigação que sai na forma de evapotranspiração. O valor v_L é o percentual de irrigação que sai na forma de escoamento.

Tabela A.8: Valores de v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) nos consumidores.

Nome	v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
T_{in}	1	$V_{T_{in}} \times v_{T_{in}}$
T_{out}	$v_{T_{in}} - v_L - v_C$	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out}}$
T_{out2}	0	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out2}}$
R	0	$V_{T_{in}} \times v_R$
L	$(1 - \%IR_{Ea}) \times IR/V_{T_{in}}$	$V_{T_{in}} \times v_L$
P	0	$V_{T_{in}} \times v_P$
C	$\%IR_{Ea} \times IR/V_{T_{in}}$	$V_{T_{in}} \times v_C$

- **Aproveitamento de água pluvial**

No aproveitamento de água pluvial a entrada de água no componente ($V_{T_{in,rwh}}$) corresponde ao $IRUN_{telhado}$ multiplicado pela área de telhado (m^2) para obter o volume em litros. Considera-se que, quando o sistema de aproveitamento de água pluvial não consegue atender à demanda, esta é atendida pelo componente de distribuição de água potável diretamente no reservatório superior de água pluvial, não necessitando de bombeamento. Na avaliação ambiental do sistema, considera-se que a demanda é atendida pelo sistema de distribuição de água potável.

O volume V_P é considerado nulo, pois os reservatórios de aproveitamento são fechados e recebem água de chuva proveniente da modelagem de balanço hídrico, por meio de $V_{T_{in,rwh}}$. O balanço hídrico do sistema de aproveitamento de água pluvial mostra que o sistema influencia na evapotranspiração da água que é extravasada do sistema e gera escoamento não efetivo.

A saída de água do sistema $v_{T_{out,rwh}}$ corresponde ao volume de água que abastece o componente usuário para fim não potável e uma parcela que é conduzida ao componente drenagem urbana. Essa parcela corresponde ao descarte inicial e à extravasão ($\%IRUN_{RWH}$). A Tabela A.9 apresenta os valores de v do sistema de aproveitamento de água pluvial.

Tabela A.9: Valores de v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) no aproveitamento de água pluvial.

Nome	v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
$T_{in,rwh}$	1	$V_{T_{in,rwh}} \times v_{T_{in,rwh}}$
$T_{out,rwh}$	$v_{T_{in,rwh}} - v_{L_{rwh}} - v_{C_{rwh}} + \%IRUN_{RWH}$	$V_{T_{in,rwh}} \times v_{T_{out,rwh}}$
$T_{out2,rwh}$	0	$V_{T_{in,rwh}} \times v_{T_{out2,rwh}}$
R_{rwh}	0	$V_{T_{in,rwh}} \times v_{R_{rwh}}$
L_{rwh}	$(1 - \%NEAR_{RWH_Ea})$	$V_{T_{in,rwh}} \times v_{L_{rwh}}$
P_{rwh}	0	$V_{T_{in,rwh}} \times v_{P_{rwh}}$
C_{rwh}	$\%NEAR_{RWH_Ea}$	$V_{T_{in,rwh}} \times v_{C_{rwh}}$

- **Drenagem urbana**

Considera-se que todo o escoamento superficial encontrado na modelagem de balanço hídrico é conduzido à drenagem urbana, ou seja, a sua contribuição é feita pelo escoamento superficial de área impermeável (IRUN), escoamento superficial de área permeável (SRUN). Além dessa contribuição, considera-se que o efluente do sistema de tratamento de esgoto composto por fossa, filtro e clorador (CRUN) também contribui para o escoamento superficial.

Sendo assim, o volume V_P em metros cúbicos (m^3) é igual ao resultado da soma de IRUN (mm) e SRUN (mm) multiplicado pela área do grupo e dividido por 1000. O V_P quando se faz ou não o uso de água pluvial é diferente, devido às diferenças de valores encontrados para IRUN e SRUN na modelagem de balanço hídrico. E o volume V_{Tin} é igual ao CRUN (mm) multiplicado pela área do grupo e dividido por 1000.

Considera-se que o volume de saída do componente de drenagem urbana é lançado novamente no meio ambiente. A Tabela A.10 apresenta os valores de v e os fluxos volumétricos.

Tabela A.10: Valores de v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) na drenagem urbana.

Nome	v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
T_{in}	$V_{T_{in}}/(V_{T_{in}} + V_P)$	$(V_{T_{in}} + V_P) \times v_{T_{in}}$
T_{out}	0	$(V_{T_{in}} + V_P) \times v_{T_{out}}$
T_{out2}	0	$(V_{T_{in}} + V_P) \times v_{T_{out2}}$
R	0	$(V_{T_{in}} + V_P) \times v_R$
L	1	$(V_{T_{in}} + V_P) \times v_L$
P	$V_P/(V_{T_{in}} + V_P)$	$(V_{T_{in}} + V_P) \times v_P$
C	0	$(V_{T_{in}} + V_P) \times v_C$

- **Fossa, filtro e clorador**

Para a avaliação do componente fossa, filtro e clorador, quando existente, considera-se o volume V_{Tin} igual ao $V_{T_{out}}$ do usuário com esse tipo de tratamento. Desconsidera-se

infiltração de água do solo no sistema. A saída desse sistema se dá através de efluente líquido (CRUN) e lodo. A Tabela A.11 apresenta os fluxos no clorador.

Tabela A.11: Valores de v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) no clorador.

Nome	v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
T_{in}	1	$V_{T_{in}} \times v_{T_{in}}$
T_{out}	0,75	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out}}$
T_{out2}	0,25	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out2}}$
R	0	$V_{T_{in}} \times v_R$
L	0	$V_{T_{in}} \times v_L$
P	0	$V_{T_{in}} \times v_P$
C	0	$V_{T_{in}} \times v_C$

- **Fossa, filtro e sumidouro**

Para a avaliação do componente fossa, filtro e sumidouro, quando existente, considera-se o volume $V_{T_{in}}$ igual ao $V_{T_{out}}$ do usuário com esse tipo de tratamento. Desconsidera-se infiltração de água do solo no sistema. A saída desse sistema se dá através de efluente líquido (SuRUN) e lodo. A Tabela A.12 mostra os fluxos no sumidouro.

Tabela A.12: Valores de v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) no sumidouro.

Nome	v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
T_{in}	1	$V_{T_{in}} \times v_{T_{in}}$
T_{out}	0,75	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out}}$
T_{out2}	0,25	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out2}}$
R	0	$V_{T_{in}} \times v_R$
L	0	$V_{T_{in}} \times v_L$
P	0	$V_{T_{in}} \times v_P$
C	0	$V_{T_{in}} \times v_C$

- **Coleta de esgoto sanitário**

Para a avaliação do componente coleta de esgoto sanitário, quando existente, considera-se o volume $V_{T_{in}}$ igual ao $V_{T_{out}}$ do grupo que possui esse tipo de sistema. Desconsidera-se infiltração de água do solo no sistema e também saída de água do sistema para o solo. Portanto, o volume $V_{T_{in}}$ é igual à $V_{T_{out}}$, como mostrado na Tabela A.13.

Tabela A.13: Valores de v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) na coleta de esgoto sanitário.

Nome	v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
T_{in}	1	$V_{T_{in}} \times v_{T_{in}}$
T_{out}	1	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out}}$
T_{out2}	0	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out2}}$
R	0	$V_{T_{in}} \times v_R$
L	0	$V_{T_{in}} \times v_L$
P	0	$V_{T_{in}} \times v_P$
C	0	$V_{T_{in}} \times v_C$

- **Estação de tratamento de esgoto**

O volume $V_{T_{in}}$ é igual ao volume $V_{T_{out}}$ do componente coleta de esgoto sanitário. Os volumes V_L e $V_{T_{out2}}$ são obtidos na companhia de água e esgoto da cidade, sendo que $V_{T_{out2}}$ corresponde ao lodo seco. O volume V_P é a multiplicação da precipitação diária (P) e da área de superfície dos reservatórios ou lagoas ($A_{reserv.}$). O volume V_C corresponde à evaporação de água dos reservatórios e do processo de secagem do lodo. A Tabela A.14 mostra os fluxos na estação de tratamento de esgoto.

Tabela A.14: Valores de v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) na estação de tratamento de água.

Nome	v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
T_{in}	$V_{T_{in}}/(V_{T_{in}} + V_P)$	$(V_{T_{in}} + V_P) \times v_{T_{in}}$
T_{out}	0	$(V_{T_{in}} + V_P) \times v_{T_{out}}$
T_{out2}	$V_{T_{out2}}/(V_{T_{in}} + V_P)$	$(V_{T_{in}} + V_P) \times v_{T_{out2}}$
R	0	$(V_{T_{in}} + V_P) \times v_R$
L	$V_L/(V_{T_{in}} + V_P)$	$(V_{T_{in}} + V_P) \times v_L$
P	$P \times A_{reserv.}/(V_{T_{in}} + V_P)$	$(V_{T_{in}} + V_P) \times v_P$
C	$(V_{T_{in}} + V_P - V_L - V_{T_{out2}})/(V_{T_{in}} + V_P)$	$(V_{T_{in}} + V_P) \times v_C$

AICV

Os impactos são armazenados em um vetor I_{total} de n linhas, cada um dos quais representa uma categoria de impacto j , observado I_j , dependendo do método AICV escolhido. I_{total} é calculado pela adição de contribuintes diferentes: impacto direto devido à troca de água entre a tecnosfera e o meio ambiente ($I_{direto, \text{água}}$), impactos diretos devido às emissões para o ar e para o solo providos a partir das linhas de água e lodo ($I_{direto, \text{ar-solo}}$) e impactos diretos e indiretos relacionados às atividades de suporte ($I_{suporte}$) para operação (energia: I_{ener} , produtos químicos: $I_{quím}$ e infraestrutura: I_{infra}). Quando os processos (como produção de energia e produtos químicos) são realizados dentro do território do sistema urbano de água, geram impactos diretos. Quando estão em segundo plano, ou seja, fora do

território, são considerados indiretos. Cada vetor tem o mesmo número de n linhas, mas, dependendo do contribuinte considerado, nem todas as categorias de impacto são necessariamente afetadas e, portanto, podem ser definidas como 0.

- **Impactos diretos associados à quantidade de água**

As retiradas privam os usuários a jusante da água, enquanto os lançamentos tornam a água disponível novamente. Os impactos de privação de água (I_{PA}) associados a cada componente são calculados com base em fatores de caracterização (FC) definidos na escala da sub-bacia hidrográfica (Equação A.56):

$$I_{PA}^{\text{direto, água}} = V_R \times FC_{PA,A} - V_L \times FC_{PA,B} \quad (\text{A.56})$$

Onde I_{PA} é o impacto médio da privação de água (m^3 equivalente), V_R é o volume de água retirada na localização A (m^3), V_L é o volume de água liberada no local B (m^3) e $FC_{PA,A}$, e $FC_{PA,B}$ são os fatores de caracterização da privação de água nos locais A e B. O uso deste modelo AICV é compatível com a escala espacial necessária para os sistemas urbanos de água e deve seguir o modelo de cálculo proposto por Loubet et al. (2013).

Para Loubet et al. (2013) os Fatores de Caracterização avaliam o efeito cascata da privação de água em sub-bacias impactadas a jusante, pois o consideram que a água consumida na sub-bacia i afetará as sub-bacias a jusante, de i até n . Isso não se aplica quando há sobreposição de bacias hidrográficas, comuns no Brasil, nas quais, deve-se considerar o impacto do consumo de água na sub-bacia a montante, responsável pelo abastecimento da sub-bacia i . As equações propostas neste método não se aplicam a esses casos. A Equação A.57 mostra o cálculo de FC realizado por Loubet et al. (2013).

$$FC_{PA,i} = \frac{1}{\bar{p} \times \bar{N}_{\text{down}}} \times \sum_{j=i}^n (CD_j \times p_j) \quad (\text{A.57})$$

Onde $FC_{PA,i}$ é o fator de privação da água no local i , \bar{p} é o valor médio dos parâmetros de ponderação entre todos as sub-bacias dentro da bacia hidrográfica, \bar{N}_{down} é o número médio de sub-bacias a jusante de cada sub-bacia dentro da bacia hidrográfica, CD_j é a taxa consumo-disponibilidade de cada sub-bacia e p_j é o valor de ponderação de cada sub-bacia, de i até n , dentro da sub-bacia. O parâmetro de ponderação p pode ser feito de acordo com a área da sub-bacia (afeta potencialmente as espécies terrestres), o volume de água do rio (afeta potencialmente as espécies aquáticas) e a quantidade de usuários privados de água ou número de habitantes (relacionado à saúde humana).

A taxa de consumo-disponibilidade dada por Loubet et al. (2013) está expressa por meio da Equação A.58.

$$CD_i = \frac{\sum_{k=1}^i tWC_k}{WA_i} \quad (A.58)$$

Onde CD_i é a taxa consumo-disponibilidade na sub-bacia i , tWC_k é o volume total de água consumida nas sub-bacias a montante (m^3) e WA_i é a disponibilidade hídrica na sub-bacia i (m^3). O volume total de água consumida é dado pela evaporação, transpiração e água incorporada em produtos da tecnosfera (que representa as atividades humanas dentro da bacia hidrográfica).

A disponibilidade hídrica recebe diferentes níveis de interferência humana. A disponibilidade hídrica pode originada da descarga natural, sem qualquer interferência humana; da descarga regulada, que é alterada por operações de reservação de água; e da descarga modificada, que é a descarga regulada menos o consumo total de água resultante das atividades humanas (VAN BEEK et al., 2011 apud LOUBET et al., 2013). Para Loubet et al. (2013) a disponibilidade hídrica é dada pela descarga regulada (Equação A.59).

$$WA_i = (1 - \%EWR) \times D_{reg,i} \quad (A.59)$$

Onde WA_i é a disponibilidade hídrica na sub-bacia i , $D_{reg,i}$ é a descarga regulada na sub-bacia i e $\%EWR$ é o percentual do volume total de água disponível que pode ser consumido sem causar danos ao ecossistema. Richter et al. (2012) apud Loubet et al. (2013) afirmam que um nível moderado de proteção é fornecido quando os fluxos são alterados de 11 a 20%.

- **Impactos diretos associados às emissões da água para o ar e para o solo**

O sistema de água urbano também gera impactos diretos associados às emissões para o ar e para o solo relacionadas aos fluxos de água, ou seja, poluentes emitidos a partir das linhas de água ou lodo. As emissões para o solo ocorrem especificamente ao espalhar lodo da produção de água potável (principalmente metais pesados) e devido ao tratamento de águas residuais (nutrientes e compostos orgânicos restantes, e também metais pesados). Os impactos associados são tipicamente eutrofização, ecotoxicidade e toxicidade humana. As emissões atmosféricas levam a vários impactos, como aquecimento global, formação fotoquímica de ozônio, acidificação, eutrofização, (eco) toxicidade (YOSHIDA et al., 2014 apud LOUBET et al., 2016).

Os impactos diretos são considerados fixos para cada tecnologia e só dependem do fluxo volumétrico que atravessa o processo (Equação A.60).

$$I_{\text{direto,ar-solo}} = \begin{bmatrix} I_1^{\text{direto,ar-solo}} \\ \dots \\ I_j^{\text{direto,ar-solo}} \\ \dots \\ I_n^{\text{direto,ar-solo}} \end{bmatrix} = V_{\text{Tin}} \times \begin{bmatrix} i_1^{\text{direto,ar-solo}} \\ \dots \\ i_j^{\text{direto,ar-solo}} \\ \dots \\ i_n^{\text{direto,ar-solo}} \end{bmatrix} \quad (\text{A.60})$$

Onde $I_j^{\text{direto,ar-solo}}$ é o impacto j (por exemplo, mudança climática, em kg CO₂eq.) de um componente devido às suas emissões diretas para o ar e o solo, $i_j^{\text{direto,ar-solo}}$ é o impacto específico j que ocorreu por 1 m³ de fluxo entrando em um componente (por exemplo, mudança climática, em kg CO₂ eq./m³). Ao calcular os impactos diretos para a tecnologia de produção de água potável, V_{Tin} é substituído por V_{Tout} .

- **Impactos diretos e indiretos associados às atividades de suporte**

Os impactos ligados às atividades de suporte são representados por dois vetores, um para impactos diretos ($I^{\text{direto,suporte}}$) e outro para impactos indiretos ($I^{\text{indireto,suporte}}$). Nos dois casos, devem ser definidos impactos específicos ligados à energia (i^{ener}), impactos específicos ligados a produtos químicos ($i^{\text{quím}}$) e impactos específicos relacionados à infraestrutura (i^{infra}). Considera-se que o consumo de energia e de produtos químicos dentro do componente genérico está totalmente correlacionado com o fluxo volumétrico que está entrando e saindo da tecnologia. Os impactos totais da infraestrutura (I^{infra}) considerados são os que diferem entre os cenários adotados, não dependem do fluxo volumétrico e são divididos por sua vida útil (t). A duração média dos equipamentos das unidades de tecnologia da água é considerada de acordo com o banco de dados do inventário. As Equações A.61 e A.62 definem os impactos diretos e indiretos para atividades de apoio.

A quantificação desses impactos energéticos e químicos é tipicamente bem conhecida porque a literatura de ACV de sistemas de água é focada em impactos tecnológicos (Loubet et al., 2014) e a base de dados ICV fornece dados sobre processos de infraestrutura, energia e produtos químicos.

$$\begin{aligned}
I_{\text{direto,suporte}} &= \begin{bmatrix} I_1^{\text{direto,suporte}} \\ \dots \\ I_j^{\text{direto,suporte}} \\ \dots \\ I_n^{\text{direto,suporte}} \end{bmatrix} = \\
&= V_{\text{Tin}} \times \left(\begin{bmatrix} i_1^{\text{direto,ener}} \\ \dots \\ i_j^{\text{direto,ener}} \\ \dots \\ i_n^{\text{direto,ener}} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} i_1^{\text{direto,quím}} \\ \dots \\ i_j^{\text{direto,quím}} \\ \dots \\ i_n^{\text{direto,quím}} \end{bmatrix} \right) + \begin{bmatrix} i_1^{\text{direto,infra}} \\ \dots \\ i_j^{\text{direto,infra}} \\ \dots \\ i_n^{\text{direto,infra}} \end{bmatrix} \times \frac{1}{t} \quad (\text{A.61})
\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
I_{\text{indireto,suporte}} &= \begin{bmatrix} I_1^{\text{indireto,suporte}} \\ \dots \\ I_j^{\text{indireto,suporte}} \\ \dots \\ I_n^{\text{indireto,suporte}} \end{bmatrix} = \\
&= V_{\text{Tin}} \times \left(\begin{bmatrix} i_1^{\text{indireto,ener}} \\ \dots \\ i_j^{\text{indireto,ener}} \\ \dots \\ i_n^{\text{indireto,ener}} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} i_1^{\text{indireto,quím}} \\ \dots \\ i_j^{\text{indireto,quím}} \\ \dots \\ i_n^{\text{indireto,quím}} \end{bmatrix} \right) + \begin{bmatrix} i_1^{\text{indireto,infra}} \\ \dots \\ i_j^{\text{indireto,infra}} \\ \dots \\ i_n^{\text{indireto,infra}} \end{bmatrix} \times \frac{1}{t} \quad (\text{A.62})
\end{aligned}$$

- **Impactos totais**

Por fim, os impactos totais são compostos pelos impactos diretos relacionados com as linhas de água e lodo e com os impactos relacionados às atividades de suporte (Equação A.63).

$$\begin{aligned}
I^{\text{total}} &= (V_{\text{R}} \times FC_{\text{PA,A}} - V_{\text{L}} \times FC_{\text{PA,B}}) + (V_{\text{L}} \times i^{\text{Q-L}} - V_{\text{R}} \times i^{\text{Q-R}}) + V_{\text{Tin}} \times \\
i_{\text{direto,ar-solo}} &+ V_{\text{Tin}} \times (i^{\text{ener}} + i^{\text{quím}}) + i^{\text{infra}} \times \frac{1}{t} \quad (\text{A.63})
\end{aligned}$$

- **Cálculo da relação Impacto/Serviço**

Como já foi mencionado, devido à multifuncionalidade do sistema urbano de água, sugere-se calcular o impacto por usuário e o impacto por metro cúbico. Para relacionar os impactos totais do sistema aos serviços prestados, as taxas de impacto/serviço podem ser calculadas usando as Equações A.64 e A.65.

$$IS_i = \frac{I^{\text{total,sistema}}}{S_i} \times \frac{DEM_i}{\sum DEM} \quad (\text{A.64})$$

Onde IS_i (impacto/usuário) é o impacto total do sistema para um usuário no tipo i , $I^{\text{total,sistema}}$ é o impacto total do sistema, S_i é o número de usuários tipo i , DEM_i é a demanda de água dos usuários i (m^3), e $\sum DEM$ é a demanda total de água de todos os usuários (m^3).

$$IS_{m^3} = \frac{I^{\text{total,sistema}}}{\sum DEM} \quad (\text{A.65})$$

Onde IS_{m^3} é a taxa impacto/serviço para avaliar o volume fornecido ao usuário (impacto/ m^3).

Conforme indicado na definição do horizonte de tempo, indica-se o uso de escala mensal. Assim, todos os vetores apresentados nas seções anteriores podem ser substituídos por matrizes de 12 colunas que representam características mensais em vez de anualmente. Este modelo de ACV pode ser inserido em um programa de computador como demonstrado em Loubet et al. (2016).

Quando lançado em um programa computacional interativo, como o *Matlab/Simulink*, os usuários do programa têm a possibilidade de modificar parâmetros extrínsecos ao modelar o sistema urbano de água dentro da ferramenta. Os parâmetros intrínsecos podem ser atualizados modificando o banco de dados da ferramenta e novos componentes também podem ser criados pelo praticante. Sugere-se a utilização da base de dados disponível no *Ecoinvent* para a quantificação das emissões no ar, na água e no solo, relacionadas aos fluxos de qualidade e quantidade de água e às fases de produção, uso e disposição final dos componentes (i^{ener} , $i^{\text{quím}}$, i^{infra}). A atualização dos vetores i^{direto} , $i^{\text{ar-solo}}$, i^{ener} , $i^{\text{quím}}$, i^{infra} requer o uso de um software genérico de ACV, como o *SimaPro*.

REFERÊNCIAS – QUESTIONÁRIO PAINEL DE ESPECIALISTAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14040**: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009.

LOUBET, P.; ROUX, P.; BELLON-MAUREU, V. WaLA, a versatile model for the life cycle assessment of urban water systems: formalism and framework for a modular approach. **Water Research**, v. 88, p. 69-82, 2016.

LOUBET, P.; ROUX, P.; NÚÑEZ, M.; BELAUD, G.; BELLON-MAUREL, V. Assessing water deprivation at the sub-river basin scale in LCA integrating downstream cascade effects. **Environment, Science and Technology**, v. 47, p. 14242-14249, 2013.

MITCHELL, V. G. **Aquacycle User Guide**. CRC for Catchment Hydrology. Monash University, Melbourne, Australia, 2005.

SANTIAGO, A. V. **Evapotranspiração de referência medida por lisímetro de pesagem e estimada por Penman-Monteith (FAO-56), nas escalas mensal e decimal**. Dissertação de Mestrado. Agronomia. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

SUTHERLAND, R.C. Methods for estimating the effective impervious area of urban watersheds. **The Practice of Watershed Protection**, 32, 193–195, 2000.

APÊNDICE B – DADOS DE ENTRADA *MATLAB*

Os dados de entrada solicitados para o cálculo da modelagem de balanço hídrico e fluxos de água nos componentes no *Matlab* devem estar inseridos em planilha Excel salva no mesmo diretório em que se encontra a rotina. Os dados do clima são inseridos em arquivo do Excel denominada “Dados_Climaticos”. Como a evapotranspiração pode ser dada pela estação meteorológica, deve-se responder à pergunta: “Evapotranspiração é dada pela estação meteorológica?”, sendo 1 para sim e 2 para não. Essa resposta deve preencher a célula hachurada, como mostrado na Tabela B.1. Quando a evapotranspiração não é dada, devem-se preencher as células correspondentes às colunas de “Precipitação” até “Velocidade do vento”. Caso contrário, a coluna “Evapotranspiração” deve ser preenchida. Os dados diários devem ser inseridos em ordem cronológica, de cima para baixo.

Para o cálculo do sistema automático de aproveitamento de água de chuva, utiliza-se um dado de previsão meteorológica. Considera-se aqui, que a previsão do dia seguinte é igual à precipitação desse dia da série. Portanto, deve-se preencher a coluna “Precipitação futura” com os dados de precipitação do dia seguinte, como exemplificado nas células hachuradas da Tabela B.1. No último dia da série, considera-se que não houve precipitação.

Tabela B.1: Dados Climáticos.

Data (dd/mm/aaaa)	Evapotranspiração é dada pela estação? (1 para sim e 2 para não)	Precipitação – P (mm)	Precipitação futura – P _{post} (mm)	Temperatura máxima – T _{máx} (°C)	Temperatura mínima – T _{mín} (°C)	Umidade Relativa – UR (%)	Altitude – z (m)	Latitude – ϕ (rad)	Dia do ano – J (1 a 366)	Radiação solar incidente – R _{si} (kJ/m ² .dia)	Densidade de fluxo de calor no solo – G (MJ/m ² .dia)	Velocidade do vento – u ₂ (m/s)	Evapotranspiração – Ep (mm)
	(responder aqui)	0	7,4										
	--	7,4	3,1										
	--	3,1	0										
	--	0	0										
	--	0	13,3										
	--	13,3	2,7										
	--	2,7	0										

Os dados da sub-bacia de estudo devem estar inseridos em arquivo de Excel salvo como “Dados_Bacia_Hid”. A Tabela B.2 mostra essa planilha.

Tabela B.2: Dados de entrada - bacia hidrográfica.

Dados de entrada	Sigla	Bacia
Área total do território estudado (m ²)	Atotal	
Número de habitantes total do estudo	Hab	

Do estudo de uso do solo, características do solo, componentes de dinâmica hídrica e demais definições das edificações, obtêm-se os dados necessários para a caracterização dos grupos e blocos. Esses dados devem estar inseridos em arquivo de Excel salvos como “Dados_Grupos” e “Dados_Blocos_1”, “Dados_Blocos_2”, “Dados_Blocos_n”, sendo que “n” representa o número de grupos. As Tabelas B.3, B.4 e B.5 mostram essas planilhas.

Tabela B.3: Dados de entrada - grupos.

Dados de entrada - Grupos	Sigla	Grupo 1	Grupo 2	...	Grupo n
Área territorial do grupo (m ²)	Ag				
Percentual de conexão irregular de água pluvial na rede urbana de esgotamento sanitário (%)	Iap				
Percentual de conexão irregular de esgotamento sanitário na rede urbana de água pluvial (%)	Ies				
Área de ruas (m ²)	Aroad				
Capacidade de armazenamento superficial das ruas (mm)*	RDIL				
Área de espaço público aberto (m ²)	Apos				
Percentual de vazamento médio da rede (%)	LDp				
Capacidade da cobertura vegetal de transpirar (mm) – <i>Aquacycle</i> = 7	Epc				
Área percentual do armazenamento PS1 (%)*	Aps1				
Percentual da área de rua efetiva (%)*	ERDA				
Capacidade máxima de armazenamento de água no solo 1 (mm) (≥ 0)*	PS1c				
Capacidade máxima de armazenamento de água no solo 2 (mm) (≥ 0)*	PS2c				
Nível mínimo necessário de armazenamento de água no solo (0 a 1)*	TG				
Índice de escoamento de base (0 a 1)*	BI				
Constante de recessão do escoamento de base (0 a 1)*	BRC				

* Parâmetro de calibração

Para cada grupo, deve-se definir também o armazenamento inicial dos reservatórios, em forma de arquivo de Excel denominado “Dados_Arm_Inicial”. O Armazenamento inicial é a quantidade considerada no início da simulação.

Tabela B.4: Dados de entrada - armazenamento inicial - grupos.

Dados de entrada - Armazenamento inicial	Sigla	Grupo 1	Grupo 2	...	Grupo n
Armazenamento inicial de telhado RST (mm)	A6				
Armazenamento inicial do reservatório de água pluvial Vinf (litros)	A9				
Armazenamento inicial de calçada PST (mm)	B4				
Armazenamento inicial de rua RDST (mm)	C4				
Armazenamento inicial PS1 (mm)	DD1				
Armazenamento inicial PS2 (mm)	DD2				
Armazenamento inicial de água subterrânea GWS (mm)	E2				

Tabela B.5: Dados de entrada - blocos.

Dados de entrada - blocos	Sigla	Bloco 1	Bloco 2	...	Bloco n
Número de blocos	Nb				
Área de telhado (m ²)	Aroof_b				
Capacidade de armazenamento de telhados/perda inicial (mm)*	RIL				
Área de telhado efetiva (%)* 0-100	ERA				
Área de calçada (m ²)	Apaved_b				
Capacidade de armazenamento de calçadas/perda inicial (mm)*	PIL				
Área de calçada efetiva (%)* 0-100	EPA				
Área de jardim (m ²)	Agarden_b				
Consumo de água por habitante (litros/hab.dia)	IWU_litros				
Número de usuários de água por edificação mais frequente de cada grupo	Hab				
Percentual de consumidores que usa desinfecção de esgotamento sanitário (%)	Des				
Percentual de consumidores que usa infiltração de esgotamento sanitário(%)	Inf				
Percentual de atendimento por rede coletora de esgoto(%)	Re				
Percentual de consumidores que usa poço tubular profundo (%)	Wp				
Percentual de edificações que usa sistema de aproveitamento de água pluvial	RWHp				
Os sistemas são convencionais (responda 1) ou automáticos (responda 2)?	RWHsys				
First-flush (mm)	FF				
Percentual de demanda de água a ser substituída por água pluvial (%)	Psubst				
A Edificação possuirá reservatório superior de água pluvial? (Digite 1 para sim ou 2 para não)	Res_sup				
Altura da edificação de maior frequência no grupo (m)	Hrec				
Volume do reservatório inferior de água pluvial (m ³)**	Vinf				

* Parâmetro de calibração

** Obtido do Netuno

APÊNDICE C – MODELAGEM DE BALANÇO HÍDRICO

Neste Apêndice são apresentadas as equações da modelagem de balanço hídrico. Como mencionado, os conceitos do modelo são embasados no programa computacional *Aquacycle* e no manual do usuário (MITCHELL, 2005). Entretanto, algumas equações precisaram ser adaptadas e algumas permaneceram idênticas ao manual do usuário do programa. Algumas equações foram importadas de outras fontes. As referências de cada equação estão citadas no texto, sendo que, as que não possuem citação foram desenvolvidas nesta tese.

O balanço de água é representado por meio da Equação C.1.

$$I + P = E + R_s + R_w + DeLODO + SiLODO + \Delta S \quad (C.1)$$

Onde I é a água importada (mm), P é a precipitação (mm), E é a evapotranspiração total dada pela soma da Evaporação de superfícies impermeáveis e da Evapotranspiração de superfícies permeáveis (mm), R_s é o escoamento de água fluvial (mm), R_w é o esgoto coletado pela rede urbana de esgoto, DeLODO é o lodo proveniente dos sistemas de tratamento de esgoto compostos por tanque séptico, filtro anaeróbio e desinfecção (mm), SiLODO é o lodo proveniente dos sistemas de tratamento de esgoto compostos por tanque séptico, filtro anaeróbio e infiltração (mm) e ΔS é a variação no armazenamento diário de água (mm). O armazenamento é composto pelo armazenamento nas superfícies impermeáveis (telhados – RST, calçadas – PST e ruas – RDST), superfícies permeáveis (PS1 e PS2), água subterrânea (GWS) e reservatórios de água pluvial.

Uma das saídas do balanço, o fluxo de água fluvial, é a soma do escoamento de superfícies permeáveis (jardins e espaços públicos abertos), de superfícies impermeáveis (telhados, ruas e áreas pavimentadas), escoamento de base e do sistema de tratamento descentralizado com desinfecção. A representação do escoamento de água fluvial se dá por meio da Equação C.2, adaptada de Mitchell (2005).

$$R_s = IRUN + SRUN + BF + DRUN - IAP + IES \quad (C.2)$$

Onde IRUN é o escoamento de superfície impermeável (mm), SRUN é o escoamento de áreas permeáveis (mm), BF é o escoamento de base (mm), DRUN é o efluente do sistema de desinfecção (mm), IAP é a conexão irregular de água pluvial na rede coletora de esgoto

sanitário (mm) e IES é a conexão irregular de esgoto sanitário na rede de drenagem de água pluvial urbana (mm).

Considerou-se um episódio de precipitação e evaporação ao dia, que acontece de forma uniforme no espaço. No início do dia acontece a precipitação e os escoamentos e ao final do dia, a evaporação. O cálculo dos escoamentos está sendo mostrado por meio das Equações C.3 a C.12, adaptadas de Mitchell (2005).

$$IRUN = IRUN_{roof} + IRUN_{rwh} + IRUN_{paved} + IRUN_{road} \quad (C.3)$$

$$IRUN_{roof} = \max\left(\left(1 - RWH_p\right) \times ERA \times (P - RIL + RST_{t-1}) \times \frac{area_{roof}}{area_{cluster}}, 0\right) \quad (C.4)$$

$$IRUN_{rwh} = RWH_p \times ERA \times (FF + V_{ext}) \times \frac{area_{roof}}{area_{cluster}} \quad (C.5)$$

$$IRUN_{paved} = \max\left(EPA \times (P - PIL + PST_{t-1}) \times \frac{area_{paved}}{area_{cluster}}, 0\right) \quad (C.6)$$

$$IRUN_{road} = \max\left(ERDA \times (P - RDIL + RDST_{t-1}) \times \frac{area_{road}}{area_{cluster}}, 0\right) \quad (C.7)$$

$$NEAR = NEAR_{roof} + NEAR_{rwh} + NEAR_{paved} + NEAR_{road} \quad (C.8)$$

$$NEAR_{roof} = \max\left(\left(1 - RWH_p\right) \times (1 - ERA) \times (P - RIL + RST_{t-1}) \times \frac{area_{roof}}{area_{cluster}}, 0\right) \quad (C.9)$$

$$NEAR_{rwh} = RWH_p \times (1 - ERA) \times (FF + V_{ext}) \times \frac{area_{roof}}{area_{cluster}} \quad (C.10)$$

$$NEAR_{paved} = \max\left(\left(1 - EPA\right) \times (P - PIL + PST_{t-1}) \times \frac{area_{paved}}{area_{cluster}}, 0\right) \quad (C.11)$$

$$NEAR_{road} = \max\left(\left(1 - ERDA\right) \times (P - RDIL + RDST_{t-1}) \times \frac{area_{road}}{area_{cluster}}, 0\right) \quad (C.12)$$

Onde IRUN e NEAR são, respectivamente, os escoamentos efetivos e não efetivos de áreas impermeáveis (mm), IRUN_{rwh} e NEAR_{rwh} são os escoamentos efetivos e não efetivos de telhados quando há aproveitamento de água pluvial (mm), IRUN_{roof} e NEAR_{roof} são os escoamentos efetivos e não efetivos de telhados (mm), IRUN_{paved} e NEAR_{paved} são os escoamentos efetivos e não efetivos de calçadas (mm), IRUN_{road} e NEAR_{road} são os escoamentos efetivos e não efetivos de ruas (mm), RWH_p é o percentual de aproveitamento de

água pluvial, V_{inf_f} é o volume de água disponível no reservatório inferior no dia anterior (mm), FF é o volume de descarte inicial (mm) e V_{ext} é o volume extravasado do reservatório (mm), das edificações com sistema de aproveitamento de água pluvial, ERA é a porcentagem de área de telhado efetivo (%), P é a precipitação diária (mm), RIL é a perda inicial máxima da área de telhado (mm), RST_{t-1} é o nível de armazenamento das superfícies de telhado no final do dia anterior (mm), EPA é a porcentagem de área de calçada efetiva (%), PIL é a perda inicial máxima de área de calçada (mm), PST_{t-1} é o nível de armazenamento de superfície de calçada no final do dia anterior (mm), $ERDA$ é a porcentagem de área de rua efetiva (%), $RDIL$ é a perda inicial máxima da área de rua (mm), $RDST_{t-1}$ é o nível de armazenamento de superfície de ruas (mm), $area_{roof}$ é a área total de telhados (m^2), $area_{paved}$ é a área total de calçadas (m^2), $area_{road}$ é a área total de ruas e $area_{cluster}$ é a área total do grupo (m^2). RIL , PIL e $RDIL$ podem ser entendidas como a capacidade de armazenamento de cada superfície respectiva ou perda inicial.

Para a caracterização do percentual de área efetiva e não efetiva pode-se fazer levantamento dos dados no local ou utilizar fórmulas empíricas. A Equação C.13 mostra fórmula empírica para bacias altamente conectadas (SUTHERLAND, 2000).

$$EIA = 0,4 \times (TIA)^{1,2} \quad (C.13)$$

Onde EIA é o percentual de área impermeável efetiva e TIA é o percentual de área impermeável total.

O nível do armazenamento de superfície impermeável (RST , PST e $RDST$) determina a condição antecedente da superfície no início de um evento de chuva e é condicionado pela capacidade de armazenamento na superfície (RIL , PIL e $RDIL$). O nível do armazenamento ocorre em duas etapas. A primeira decorrente da precipitação e escoamento, e a segunda da evaporação. As Equações C.14 e C.15 mostram o cálculo do nível de armazenamento do telhado, adaptado de Mitchell (2005).

$$RST_t^i = RST_{t-1} + P_t - IRUN_{telhado} - IRUN_{rwh} - NEAR_{telhado} - NEAR_{rwh} \quad (C.14)$$

$$RST_t = RST_t^i - E_{imp,telhado} \quad (C.15)$$

Onde RST_t^i é o nível de armazenamento das superfícies de telhado no início do dia (mm), RST_t é o nível de armazenamento das superfícies de telhado no final do dia (mm), RST_{t-1} é o nível de armazenamento das superfícies de telhado no final do dia anterior (mm) e $E_{imp,telhado}$ é a evaporação do telhado (mm). PST_t e $RDST_t$ são calculados da mesma forma, para as superfícies de calçada e rua. Os valores de RST_t^i , RST_t , PST_t^i , PST_t , $RDST_t^i$ e $RDST_t$ são maiores que zero e menores que a capacidade de armazenamento de cada superfície respectiva (RIL, PIL e RDIL).

Quando se considera aproveitamento de água pluvial na simulação, obtêm-se os valores de extravasão do reservatório de água pluvial, cujo volume é calculado pelo programa Netuno. Nos sistemas de aproveitamento de água pluvial deste modelo também há diferença com relação ao *Aquacycle*, que considera evaporação de água dos reservatórios. Neste modelo, não se considera evaporação, uma vez que os reservatórios devem permanecer tampados.

O volume de água pluvial que escoar pela superfície de telhado é determinado por meio da Equação C.16.

$$V_{ac} = \max\left(RWH_p \times (P - RIL + RST_{t-1}) \times \frac{area_{roof}}{area_{cluster}}, 0\right) - FF \quad (C.16)$$

Onde V_{ac} é o volume que escoar pela superfície do telhado (mm) do qual será feito o aproveitamento de água pluvial.

A Equação C.17 mostra o cálculo do volume de água disponível no reservatório no início do dia, ou seja, após a captação de água pluvial e antes do seu consumo (GHISI; CORDOVA, 2014).

$$V_{inf_i} = \min(V_{inf}, V_{inf_f}^{t-1} + V_{ac}) \quad (C.17)$$

Onde V_{inf_i} é o volume de água disponível no reservatório no início do dia (mm), V_{inf} é o volume do reservatório inferior e $V_{inf_f}^{t-1}$ é o volume de água disponível no reservatório no final do dia anterior (mm).

O volume de água consumido no dia e o volume de água disponível no reservatório após o consumo são determinados por meio das Equações C.18 e C.19 (GHISI; CORDOVA, 2014).

$$RWH = \text{mín}(D_{\text{pluv}}, V_{\text{inf}_i}) \quad (\text{C.18})$$

$$V_{\text{inf}_f} = \text{mín}(V_{\text{inf}_i} - V_{\text{con}}, V_{\text{inf}} - V_{\text{ac}}) \quad (\text{C.19})$$

Onde RWH é o volume de água pluvial consumido (mm), D_{pluv} é a demanda de água pluvial (mm), V_{con} é o volume de água pluvial consumido e V_{inf_f} é o volume de água disponível no reservatório no final do dia. Para a simulação do sistema automático, considera-se que o reservatório esvazia-se no final do dia em caso de precipitação crítica no dia seguinte. Portanto, se $P \geq P_{\text{cri}}$, o volume do reservatório inferior disponível ao final do dia é igual a zero.

Se o volume de água que escoar pelo telhado somado do volume de água disponível no final do dia for maior que o volume do reservatório inferior, há extravasamento de água e seu dimensionamento é determinado por meio da Equação C.20 (GHISI; CORDOVA, 2014).

$$V_{\text{ext}} = V_{\text{inf}_f} - V_{\text{inf}_i} + V_{\text{ac}} \quad (\text{C.20})$$

Onde V_{ext} é o volume de água extravasado (mm).

Quando se faz a simulação para sistemas automáticos, deve-se somar o volume do reservatório inferior que se deseja esvaziar, em caso de chuva crítica, ao volume extravasado. Portanto, se $P \geq P_{\text{cri}}$, o volume extravasado é dado por meio da Equação C.21.

$$V_{\text{ext}} = V_{\text{inf}_i} - RWH \quad (\text{C.21})$$

O descarte inicial de água pluvial das edificações com aproveitamento de água pluvial é calculado por meio da Equação C.22.

$$FF = \text{mín}\left(RWH_p \times (P - RIL + RST_{t-1}) \times \frac{\text{area}_{\text{roof}}}{\text{area}_{\text{cluster}}}, ff\right) \quad (\text{C.22})$$

Onde ff é o descarte inicial (mm).

O volume extravasado e o volume do dispositivo de *first-flush* dos sistemas de aproveitamento de água pluvial contribuem para o escoamento superficial de superfícies impermeáveis do modelo.

O efluente do sistema de tratamento de esgoto descentralizado composto por tanque séptico, filtro anaeróbio e sistema de desinfecção também contribui para o escoamento superficial. O volume do efluente é igual ao volume do efluente do sistema de tanque e filtro. De forma simplificada, considera-se que a contribuição de lodo fresco é igual ao consumo interno de água. De acordo com o valor indicado pela NBR 7229 o coeficiente de redução de volume por digestão é igual a 0,25 (ABNT, 1993). O lodo digerido pelo sistema deve ser removido, transportado, condicionado, tratado e destinado adequadamente. O efluente líquido é igual ao lodo fresco menos o lodo digerido. Embora haja diferenças no volume de redução por digestão, devido à variação de temperatura ao longo do ano, desconsidera-se essa variação.

O efluente líquido é, portanto, quantificado por meio das Equações C.23 e C.24.

$$IWUd = Des \times IWU \quad (C.23)$$

$$DeRUN = IWUd \times 0,75 - IES \times Des \quad (C.24)$$

Onde DeRUN é o efluente do sistema de desinfecção (mm), IWUd é o consumo interno da água (mm) das edificações com sistema de tratamento de esgoto composto por tanque, filtro e desinfecção, Des é o percentual de edificações que utilizam esse sistema (%) e IES corresponde às ligações irregulares de esgoto na rede de água pluvial (mm).

O consumo interno da água (IWU) é informado pelos dados de entrada em litros por habitante por dia. Para obter o consumo em milímetros, o consumo por habitante é multiplicado pelo número de habitantes e dividido pela área do grupo em estudo.

Os vazamentos têm um papel importante no balanço hídrico, pois são uma fonte de recarga de águas subterrâneas, escoamento superficial de superfícies permeáveis e evapotranspiração. O índice médio de vazamento geralmente é fornecido pela companhia de água e esgoto em percentual de água fornecida. A Equação C.25 mostra o cálculo do vazamento (MITCHELL, 2005).

$$LD = (IR + IWU - W - RWH) \times LD_p / (1 - LD_p) \quad (C.25)$$

Onde LD é o vazamento (mm), IR é a irrigação (mm), IWU é o consumo de água (mm), LD_p é o percentual de vazamento da tubulação (%) dado pela concessionária e W é o consumo por poços tubulares profundos (mm), determinado por meio da Equação C.26.

$$W = (IWU + IR) \times Wp \quad (C.26)$$

Onde IWU é o consumo interno da água (mm), IR é a irrigação de jardins (mm) e Wp é o percentual de edificações que usam poço tubular profundo para consumo da água (%).

O percentual de utilização de água pluvial, calculado por meio da Equação C.27 (GHISI; CORDOVA, 2014), depende do potencial de economia de água potável por meio do uso de água pluvial (Equação C.28) e do percentual de substituição de água potável por pluvial.

$$P_{pluv} = P_{econ}/P_{subst} \quad (C.27)$$

$$P_{econ} = \sum \frac{RWH}{(IWU+IR)} \quad (C.28)$$

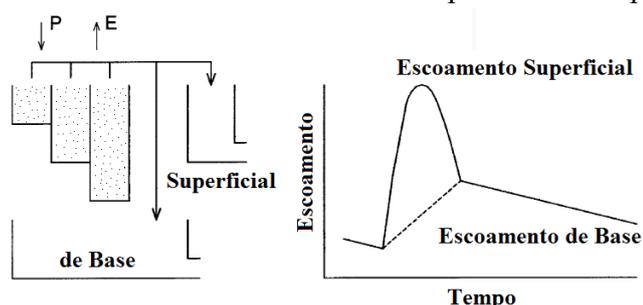
Onde P_{pluv} é o percentual de utilização de água pluvial ou confiança do sistema (%) e P_{econ} é o potencial de economia de água potável por meio do consumo de água pluvial (%).

A água importada (ou de abastecimento da companhia de água e esgoto) deve ser a soma do consumo de água e das perdas na distribuição subtraída da água consumida de poços tubulares profundos e do consumo de água pluvial, como mostra a Equação C.29, adaptada de Mitchell (2005).

$$I = IWU + IR + LD - W - RWH \quad (C.29)$$

O conceito do cálculo de escoamento superficial de áreas permeáveis baseia-se na divisão do solo em áreas parciais com capacidades de armazenamento distintas, como foi proposto por Boughton (2004), e está representado na Figura C.1. Quanto maior o número de compartimentação do solo, melhor é o ajuste ao escoamento. Porém, o aumento do número de parâmetros diminui a confiabilidade na calibração. Segundo o autor, três divisões são suficientes.

Figura C.1: Modelo de escoamento de base e superficial de superfícies permeáveis.



Fonte: Boughton, 2004.

A estrutura do modelo é transferir uma fração do escoamento gerado diretamente para o escoamento de base ao mesmo tempo em que o residual é transferido para o escoamento de superfície. Neste caso, a vazão de escoamento de base é máxima no final do escoamento superficial e recua depois (BOUGHTON, 2004).

O modelo proposto nesta tese, assim como o modelo *Aquacycle*, utiliza a compartimentação em duas áreas parciais, denominadas de solo 1 e solo 2. Basicamente, quando o solo atinge a capacidade máxima de retenção sem escoar, há excesso de umidade (EXC), calculado por meio das Equações C.30 a C.32, adaptadas de Mitchell (2005).

$$EXC = EXC_{PS1} + EXC_{PS2} \quad (C.30)$$

$$EXC_{PS1} = \{\max(P + IR + NEAR + SiRUN - PS1c + PS1_{t-1}, 0)\} \times A1 \times (Pos + Gar) \quad (C.31)$$

$$EXC_{PS2} = \{\max(P + IR + NEAR + SiRUN - PS2c + PS2_{t-1}, 0)\} \times (1 - A1) \times (Pos + Gar) \quad (C.32)$$

Onde EXC é o excesso de umidade do solo (mm), PS1c é a capacidade máxima de armazenamento no solo 1 sem escoar (mm), PS1 é o nível de armazenamento de água 1 (mm), PS2c é a capacidade máxima de armazenamento no solo 2 sem escoar (mm), PS2 é o nível de armazenamento de água 2 (mm), A1 é a porcentagem de área de armazenamento permeável 1 (%), Pos é o percentual de área referente a espaços públicos abertos (%) e Gar é o percentual de área referente a jardim (%).

A necessidade de irrigação se dá para complementar a precipitação, devido à escassez de água para manutenção da qualidade dos jardins. Isso se mede pela quantidade mínima de umidade no solo necessária para manutenção das plantas (TG). O modelo irriga a área permeável sempre que o nível de armazenamento de umidade do solo cai abaixo de TG. A irrigação é determinada por meio da Equação C.33 (MITCHELL, 2005).

$$IR = (\text{máx}(TG \times PS1c - PS1,0) \times A1 \times GI + \text{máx}(TG \times PS2c - PS2,0) \times (1 - A1) \times GI \quad (C.33)$$

Onde TG é o nível mínimo de armazenamento de umidade do solo (adimensional), PS1c é a capacidade máxima de armazenamento do solo 1 (mm), PS1 é o nível de armazenamento de água no solo 1 (mm), PS2c é a capacidade máxima de armazenamento do solo 2 (mm), PS2 é o nível de armazenamento de água no solo 2 (mm), A1 é a porcentagem de área de armazenamento permeável do solo 1 (%) e GI é a área percentual média de jardim (%) em relação à área permeável.

O armazenamento de água no solo depende da condição antecedente. Sendo assim, o nível de armazenamento de água no solo de superfícies permeáveis é determinado por meio da Equação C.34 (MITCHELL, 2005).

$$PS1_t = PS1_{t-1} + P + IR + NEAR + SiRUN - E_a^{PS1} - EXC_{PS1} \quad (C.34)$$

Onde $PS1_t$ é o nível atual de armazenamento de água no solo 1 (mm), $PS1_{t-1}$ é o nível de armazenamento no solo 1 do dia anterior (mm), SiRUN é o efluente do sistema de infiltração (mm) e E_a^{PS1} é a evapotranspiração atual (mm) do armazenamento no solo 1. O nível de armazenamento do solo 2 é calculado da mesma maneira. Os valores de $PS1_t$ e $PS2_t$ são maiores que zero e menores que a capacidade de armazenamento de cada solo respectivo ($PS1c$ e $PS2c$).

Assim como o efluente do sistema de desinfecção, o efluente do sistema de infiltração é oriundo do sistema de tratamento de tanque séptico e filtro. Neste caso, considera-se que quando há sistema de infiltração, o solo absorve todo o efluente líquido, calculado por meio das Equações C.35 e C.36.

$$IWUi = Inf \times IWU \quad (C.35)$$

$$SiRUN = IWUi \times 0,75 - IES \times Inf \quad (C.36)$$

Onde o IWUi é o consumo interno da água (mm) das edificações com sistema de tratamento de esgoto tanque séptico, filtro anaeróbio e infiltração e Inf é a taxa de edificações que utilizam esse sistema de tratamento de esgoto (%).

O excesso de água no solo é divide-se em escoamento superficial de áreas permeáveis e recarga de água subterrânea. A recarga de água subterrânea é igual ao índice de escoamento de base multiplicado pelo excesso de água do solo. O índice de escoamento de base varia de 0 a 1, sendo que 0 representa que todo o excesso de água no solo gera escoamento superficial e 1 representa que todo o excesso gera escoamento de base. A recarga de águas subterrâneas e o escoamento de base são determinados por meio das Equações C.37 e C.38 (MITCHELL, 2005).

$$GWR = BI \times EXC \quad (C.37)$$

$$BF = BRC \times GWS \quad (C.38)$$

Onde GWR é a recarga de água subterrânea (mm), BI é o índice de escoamento de base (adimensional), BF é o escoamento de base (mm), BRC é a constante de recessão do escoamento de base (adimensional) e GWS é o nível de armazenamento de água subterrânea (mm), que depende das condições antecedentes, calculado por meio da Equação C.39, adaptada de Mitchell (2005).

$$GWS_t = GWS_{t-1} + GWR + LD - BF - W \quad (C.39)$$

Onde GWS_t é o nível de armazenamento de água subterrânea atual (mm) e GWS_{t-1} é o nível de armazenamento de água subterrânea do dia anterior (mm).

A quantidade de escoamento superficial de áreas permeáveis, demonstrada por meio da Equação C.40 (MITCHELL, 2005), é igual ao excesso de umidade do solo subtraído da recarga de água subterrânea.

$$SRUN = EXC - GWR \quad (C.40)$$

Onde SRUN é o escoamento superficial de superfície permeável (mm).

Nas redes urbanas brasileiras de água é comum a ligação irregular de esgotamento sanitário na rede de drenagem pluvial e vice-versa, calculadas por meio das Equações C.41 e C.42.

$$IAP = Iap \times (IRUN + SRUN) \quad (C.41)$$

$$IES = Ies \times (IWU) \quad (C.42)$$

Onde IAP é a ligação irregular de água pluvial na rede coletora de esgoto (mm), Iap é a taxa de ligação irregular de água pluvial na rede coletora de esgoto (%), IES é a ligação irregular de esgoto na rede de drenagem água pluvial (mm) e Ies é a taxa de ligação irregular de esgoto na rede de drenagem água pluvial (%).

Quando há rede de coleta de esgoto, o esgoto total coletado pela rede é o percentual de edificações atendidas por rede coletora de esgoto sanitário multiplicado pelo consumo interno da água (Equação C.43), somado das ligações irregulares de água pluvial e diminuído pelas ligações irregulares de esgoto sanitário na rede de drenagem. O esgoto total coletado é determinado por meio da Equação C.44.

$$ReRUN = Re \times (IWU) \quad (C.43)$$

$$Rw = ReRUN + IAP - IES \times Re \quad (C.44)$$

A evaporação e a evapotranspiração são calculadas separadamente pelo modelo. A evaporação é calculada no início do dia, para superfícies impermeáveis relacionando o nível de armazenamento de água e a área efetiva das superfícies. A quantidade máxima de evapotranspiração que pode ocorrer em um determinado dia é denominada taxa de evapotranspiração potencial. A evapotranspiração real está relacionada com o teor de umidade no solo (PS/PSc) e a capacidade da cobertura vegetal de transpirar. Os cálculos da evaporação são determinados por meio das Equações C.45 a C.48. A evapotranspiração está explicada por meio das Equações C.49 a C.51. Tanto as equações de evaporação quanto de evapotranspiração foram adaptadas de Mitchell (2005).

$$E_{imp} = E_{imp,roof} + E_{imp,paved} + E_{imp,road} \quad (C.45)$$

$$E_{imp,roof} = \max(E_p, RST_t^i) \times \frac{area_{roof}}{area_{cluster}} \quad (C.46)$$

$$E_{imp,paved} = \max(E_p, PST_t^i) \times \frac{area_{paved}}{area_{cluster}} \quad (C.47)$$

$$E_{imp,road} = \max(E_p, RDST_t^i) \times \frac{area_{road}}{area_{cluster}} \quad (C.48)$$

Onde E_{imp} é a evaporação total de superfícies impermeáveis (mm), $E_{imp,roof}$ é a evaporação dos telhados (mm), $E_{imp,paved}$ é a evaporação das calçadas (mm), $E_{imp,road}$ é a evaporação das ruas (mm) e E_p é a evapotranspiração potencial (mm).

$$E_a = E_a^{PS1} + E_a^{PS2} \quad (C.49)$$

$$E_a^{PS1} = A1 \times \text{mín} \left\{ \left(\frac{PS1}{PS1c} \right) \times E_{pc}, E_p \right\} \times (Pos + Gar) \quad (C.50)$$

$$E_a^{PS2} = (1 - A1) \times \text{mín} \left\{ \left(\frac{PS2}{PS2c} \right) \times E_{pc}, E_p \right\} \times (Pos + Gar) \quad (C.51)$$

Onde E_a é a evapotranspiração atual ou real (mm), E_a^{PS1} é a evapotranspiração real do armazenamento do solo 1 (mm) e E_a^{PS2} é a evapotranspiração real do armazenamento do solo 2 (mm).

APÊNDICE D – FLUXOS DE ÁGUA NOS COMPONENTES

O conceito de divisão dos fluxos em componentes está embasado no trabalho de Loubet et al. (2016), que obtém todos os fluxos de dados reais ou banco de dados, como o *Ecoinvent*. Nesta tese, os fluxos são dimensionados por meio da modelagem de balanço hídrico, por meio de equações desenvolvidas. Apenas alguns fluxos dos componentes de tratamento de água e esgoto não são oriundos da modelagem de balanço hídrico e precisam ser obtidos das companhias de saneamento ou, quando não disponibilizados, de banco de dados. Os fluxos de água em cada componente são apresentados neste apêndice.

Componente estação de tratamento de água

Os volumes de água do fluxo na estação de tratamento de água são obtidos na companhia saneamento ou através de banco de dados (como o *Ecoinvent*, por exemplo). Quando os dados são obtidos da companhia, os fluxos de entrada e saída são feitos através do balanço de massa (Quadro D.1). O volume $V_{T_{in}}$ é igual a zero, considerando que a estação é alimentada por fontes de água retiradas do meio ambiente (água superficial ou subterrânea). Os volumes V_R , V_L , e $V_{T_{out2}}$ são obtidos na companhia, sendo que $V_{T_{out2}}$ corresponde ao lodo seco. O volume $V_{T_{out}}$, quando obtido da companhia, deve ser igual ao volume de água importada do modelo de balanço hídrico. Para isso, deve-se transformar o valor da água importada de milímetros para metros cúbicos. Desconsidera-se a precipitação no reservatório (V_P é igual a zero). O volume V_C , corresponde à evaporação de água dos reservatórios e do processo de secagem do lodo.

Quadro D.1: Fluxos unitários v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) na estação de tratamento de água.

Nome	Fluxo unitário v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
T_{in}	0	$V_R \times v_{T_{in}}$
T_{out}	$(I \times A_{total}/1000)/V_R$	$V_R \times v_{T_{out}}$
T_{out2}	$V_{T_{out2}}/V_R$	$V_R \times v_{T_{out2}}$
R	1	$V_R \times v_R$
L	V_L/V_R	$V_R \times v_L$
P	0	$V_R \times v_P$
C	$v_R - v_{T_{out}} - v_{T_{out2}} - v_L$	$V_R \times v_C$

Componente distribuição de água potável

Na distribuição de água potável $V_{T_{in}}$ corresponde ao $V_{T_{out}}$ da estação de tratamento de água. Os volumes de V_C , V_P , V_R , e $V_{T_{out2}}$ são iguais a zero neste componente. O volume V_L é proveniente dos vazamentos de água das tubulações de distribuição da modelagem de balanço hídrico. A unidade de medida é transformada de milímetros para metros cúbicos. A Quadro D.2 mostra os valores de v e os fluxos volumétricos para distribuição de água.

Quadro D.2: Fluxos unitários v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) na distribuição de água potável.

Nome	Fluxo unitário v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
T_{in}	1	$V_{T_{in}} \times v_{T_{in}}$
T_{out}	$v_{T_{in}} - v_L$	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out}}$
T_{out2}	0	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out2}}$
R	0	$V_{T_{in}} \times v_R$
L	$(LD \times A_{total}/1000)/V_{T_{in}}$	$V_{T_{in}} \times v_L$
P	0	$V_{T_{in}} \times v_P$
C	0	$V_{T_{in}} \times v_C$

Componente consumidor

O componente consumidor pode apresentar configurações distintas, dependendo do que se deseja avaliar. Considera-se que o consumidor é o responsável pela edificação e seu entorno, sendo assim, causa impacto de acordo com as tecnologias que utiliza e as configurações de áreas permeáveis (jardins) e impermeáveis (calçadas) da edificação. Sendo assim, ele retira (R) água do meio ao consumir de poços tubulares profundos e influencia no lançamento (L) e na evaporação e evapotranspiração (C).

Portanto, os fluxos do componente consumidor são provenientes do balanço hídrico e da configuração inicial adotada para modelagem. O Quadro D.3 mostra as equações desenvolvidas para a obtenção dos fluxos a partir da modelagem de balanço hídrico e a que se referem. Considera-se que o volume de água que fica retido nas superfícies impermeáveis e no solo (variação no armazenamento diário) e o volume que gera escoamento superficial e subterrâneo são fluxos de lançamento (L). A evaporação de superfícies impermeáveis e a evapotranspiração de superfícies permeáveis são fluxos de consumo (C).

Quadro D.3: Equações para obtenção dos fluxos do componente consumidor por meio da modelagem de balanço hídrico.

Lançamento (L) em volume (m ³)	
Armazenamento de água em telhados e calçadas* devido ao consumidor	$IS_{con,vol} = IS \times \frac{(A_{roof} + A_{paved})}{1000}$
Escoamento superficial efetivo de telhados e calçadas	$IRUN_{con,vol} = IRUN \times \frac{(A_{roof} + A_{paved})}{1000}$
Excesso de água no solo devido ao escoamento superficial não efetivo de telhados e calçadas	$EXC_NEAR_{con,vol} = \frac{(EXC \times NEAR)}{(PS + E_a + EXC)} \times \frac{(A_{roof} + A_{paved})}{1000}$
Armazenamento de água no solo** devido ao escoamento superficial não efetivo de telhados e calçadas	$PS_NEAR_{con,vol} = \frac{(PS \times NEAR)}{(PS + E_a + EXC)} \times \frac{(A_{roof} + A_{paved})}{1000}$
Excesso de água no solo** devido à precipitação no jardim	$EXC_P_{con,vol} = \frac{(EXC \times P \times Gar)}{(PS + E_a + EXC)} \times \frac{A_{total}}{1000}$
Armazenamento de água no solo** devido à precipitação no jardim	$PS_P_{con,vol} = \frac{(PS \times P \times Gar)}{(PS + E_a + EXC)} \times \frac{A_{total}}{1000}$
Excesso de água no solo devido à irrigação de jardins	$EXC_IR_{vol} = \frac{(EXC \times IR)}{(PS + E_a + EXC)} \times \frac{A_{total}}{1000}$
Armazenamento de água no solo** à irrigação de jardins	$PS_IR_{vol} = \frac{(PS \times IR)}{(PS + E_a + EXC)} \times \frac{A_{total}}{1000}$
Excesso de água no solo devido ao efluente do sistema tanque+filtro+infiltração	$EXC_SiRUN_{vol} = \frac{(EXC \times SiRUN)}{(PS + E_a + EXC)} \times \frac{A_{total}}{1000}$
Armazenamento de água no solo** devido ao efluente do sistema tanque+filtro+infiltração	$PS_SiRUN_{vol} = \frac{(PS \times SiRUN)}{(PS + E_a + EXC)} \times \frac{A_{total}}{1000}$
Excesso devido ao componente consumidor	$EXC_{con,vol} = EXC_NEAR_{con,vol} + EXC_P_{con,vol} + EXC_IR_{vol} + EXC_SiRUN_{vol}$
Armazenamento de água no solo** devido ao componente consumidor	$PS_{con,vol} = PS_NEAR_{con,vol} + PS_P_{con,vol} + PS_IR_{vol} + PS_SiRUN_{vol}$

Quadro D.3: Equações para obtenção dos fluxos do componente consumidor por meio da modelagem de balanço hídrico (continuação).

Lançamento (L) em volume (m ³)	
Ligação irregular de água pluvial na rede de esgoto (IAP) devido ao consumidor	$IAP_{con,vol} = EXC_{con,vol} \times \frac{SRUN}{EXC} \times Iap + IRUN_{con,vol} \times Iap$
Efluente do sistema tanque + filtro + desinfecção	$DeRUN_{vol} = DeRUN \times \frac{A_{total}}{1000}$
Volume retido no reservatório de água pluvial	$\Delta V_{inf,vol} = (V_{inf_i} - V_{inf_f}) \times \frac{A_{total}}{1000}$
Ligação irregular de esgoto sanitário	$IES_{vol} = IES \times \frac{A_{total}}{1000}$
Consumo (C) em volume (m ³)	
Evaporação de telhados e calçadas	$E_{imp_{con,vol}} = E_{imp} \times \frac{(A_{roof} + A_{paved})}{1000}$
Evapotranspiração devido ao escoamento superficial não efetivo de telhados e calçadas	$E_{a-NEAR_{con,vol}} = \frac{(E_a \times NEAR)}{(PS + E_a + EXC)} \times \frac{(A_{roof} + A_{paved})}{1000}$
Evapotranspiração devido à precipitação no jardim	$E_{a-P_{con,vol}} = \frac{(E_a \times P)}{(PS + E_a + EXC)} \times \frac{A_{garden}}{1000}$
Evapotranspiração devido à irrigação de jardins	$E_{a-IR_{vol}} = \frac{(E_a \times IR)}{(PS + E_a + EXC)} \times \frac{A_{total}}{1000}$
Evapotranspiração devido ao efluente do sistema tanque+filtro+infiltração	$E_{a-SiRUN_{vol}} = \frac{(E_a \times SiRUN)}{(PS + E_a + EXC)} \times \frac{A_{total}}{1000}$
Evapotranspiração devido ao consumidor	$E_{a_{con,vol}} = E_{a-NEAR_{con,vol}} + E_{a-P_{con,vol}} + E_{a-IR_{vol}} + E_{a-SiRUN_{vol}}$
Lodo (T _{out2}) em volume (m ³)	
Lodo do sistema tanque+filtro+desinfecção	$DeLODO_{vol} = DeLODO \times \frac{A_{total}}{1000}$
Lodo do sistema do sistema tanque+filtro+infiltração	$SiLODO_{vol} = SiLODO \times \frac{A_{total}}{1000}$

Quadro D.3: Equações para obtenção dos fluxos do componente consumidor por meio da modelagem de balanço hídrico (continuação).

Efluente (T_{out}) em volume (m^3)	
Esgoto sanitário coletado	$R_{wvol} = R_w \times \frac{A_{total}}{1000}$
Ligação irregular de água pluvial na rede de esgoto (IAP) total	$IAP_{vol} = IAP \times \frac{A_{total}}{1000}$
Retirada (R) em volume (m^3)	
Consumo de poço tubular profundo	$W_{vol} = W \times \frac{A_{total}}{1000}$
Precipitação na área de responsabilidade do consumidor (P) em volume (m^3)	
Precipitação	$P_{vol} = P \times \frac{(A_{roof} + A_{paved} + A_{garden})}{1000}$
* A variação do armazenamento de água de área impermeáveis é: $IS = P - E_{imp} - IRUN - NEAR$ ** A variação do armazenamento de água de área permeáveis é: $PS = P + IR + NEAR + SiRUN - E_a - EXC$ Os valores importados (em mm) da modelagem de balanço hídrico são a média anual do período .	

Por meio dessas equações é possível obter os fluxos volumétricos do componente (Equações D.1 a D.6). O volume $V_{T_{in}}$ corresponde ao $V_{T_{out}}$ do componente distribuição de água potável.

$$V_{T_{out}} = R_{wvol} - IAP_{vol} + IAP_{con,vol} \quad (D.1)$$

$$V_{T_{out2}} = DeLODO_{vol} + SiLODO_{vol} \quad (D.2)$$

$$V_R = W_{vol} \quad (D.3)$$

$$V_L = IRUN_{con,vol} + EXC_{con,vol} + PS_{con,vol} + IS_{con,vol} - IAP_{con,vol} + IES_{vol} + DeRUN_{vol} - \Delta V_{inf,vol} \quad (D.4)$$

$$V_P = P_{vol} \quad (D.5)$$

$$V_C = E_{imp_{con,vol}} + E_{a_{con,vol}} \quad (D.6)$$

O Quadro D.4 mostra os fluxos unitários e volumétricos.

Quadro D.4: Fluxos unitários v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) no aproveitamento de água pluvial.

Nome	Fluxo unitário v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
T_{in}	$V_{T_{in}}/(V_{T_{in}} + V_R + V_P)$	$(V_{T_{in}} + V_R + V_P) \times v_{T_{in}}$
T_{out}	$V_{T_{out}}/(V_{T_{in}} + V_R + V_P)$	$(V_{T_{in}} + V_R + V_P) \times v_{T_{out}}$
T_{out2}	$V_{T_{out2}}/(V_{T_{in}} + V_R + V_P)$	$(V_{T_{in}} + V_R + V_P) \times v_{T_{out2}}$
R	$V_R/(V_{T_{in}} + V_R + V_P)$	$(V_{T_{in}} + V_R + V_P) \times v_L$
L	$V_L/(V_{T_{in}} + V_R + V_P)$	$(V_{T_{in}} + V_R + V_P) \times v_L$
P	$V_P/(V_{T_{in}} + V_R + V_P)$	$(V_{T_{in}} + V_R + V_P) \times v_P$
C	$V_C/(V_{T_{in}} + V_R + V_P)$	$(V_{T_{in}} + V_R + V_P) \times v_C$

Para a obtenção do fluxo volumétrico de cada bloco, multiplica-se o fluxo unitário pelo consumo percentual ponderado de cada bloco. O somatório da multiplicação do percentual do consumo cada bloco nos grupos pelo percentual do consumo de cada grupo no total fornece o consumo percentual de cada bloco.

O componente consumidor pode possuir diversos sistemas envolvendo o consumo de água e tratamento de esgoto. Neste método estão disponíveis alguns desses sistemas. Para avaliar as categorias de impacto relacionadas ao ciclo de vida, o fluxo volumétrico que passa por esses sistemas é quantificado. Esse fluxo é multiplicado pelas categorias de impacto específicas para obtenção do impacto total de cada categoria de cada sistema.

Componente drenagem urbana

No componente drenagem urbana considera-se uma única entrada (T_{in}) e uma saída (L). Portanto, o componente refere-se às tubulações, conexões e demais equipamentos que conduzem a água pluvial coletada pelo sistema de drenagem até o seu lançamento de volta ao meio. A entrada corresponde ao escoamento superficial, ao efluente do sistema tanque+filtro+desinfecção e às ligações irregulares de esgoto sanitário (Equação D.7).

$$V_{T_{in}} = V_L = (IRUN + SRUN + DeRUN - IAP + IES) \times \frac{A_{total}}{1000} \quad (D.7)$$

O Quadro D.5 apresenta os valores de v e os fluxos volumétricos.

Quadro D.5: Fluxos unitários v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) na drenagem urbana.

Nome	Fluxo unitário v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
T_{in}	1	$V_{T_{in}} \times v_{T_{in}}$
T_{out}	0	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out}}$
T_{out2}	0	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out2}}$
R	0	$V_{T_{in}} \times v_R$
L	1	$V_{T_{in}} \times v_L$
P	0	$V_{T_{in}} \times v_P$
C	0	$V_{T_{in}} \times v_C$

Componente coleta de esgoto sanitário

Para a avaliação do componente coleta de esgoto sanitário, quando existente, há também uma entrada (T_{in}) e uma saída (T_{out}). O volume do fluxo de entrada é determinado por meio da Equação D.8. Os fluxos estão representados no Quadro D.6.

$$V_{T_{in}} = V_{T_{out}} = V_{T_{out,consumidor}} + IAP_{vol} - IAP_{con,vol} \quad (D.8)$$

Quadro D.6: Fluxos unitários v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) na coleta de esgoto sanitário.

Nome	Fluxo unitário v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
T_{in}	1	$V_{T_{in}} \times v_{T_{in}}$
T_{out}	1	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out}}$
T_{out2}	0	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out2}}$
R	0	$V_{T_{in}} \times v_R$
L	0	$V_{T_{in}} \times v_L$
P	0	$V_{T_{in}} \times v_P$
C	0	$V_{T_{in}} \times v_C$

Componente estação de tratamento de esgoto

O volume $V_{T_{in}}$ do componente estação de tratamento de esgoto é igual ao $V_{T_{out}}$ do componente coleta de esgoto sanitário. As saídas são em forma de Lodo ($V_{T_{out}}$), evaporação do processo de secagem do lodo (C) e lançamento de água de volta ao meio ambiente (L). Os valores podem ser obtidos por meio da companhia de água e esgoto ($V_{T_{in}}$, V_L e V_C) ou por meio de banco de dados (*Ecoinvent*). Os fluxos estão representados no Quadro D.7.

Quadro D.7: Fluxos unitários v (m^3/m^3) e fluxos volumétricos V (m^3) na estação de tratamento de água.

Nome	Fluxo unitário v (m^3/m^3)	Fluxo volumétrico V (m^3)
T_{in}	1	$V_{T_{in}} \times v_{T_{in}}$
T_{out}	0	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out}}$
T_{out2}	$V_{T_{out2}}/V_{T_{in}}$	$V_{T_{in}} \times v_{T_{out2}}$
R	0	$V_{T_{in}} \times v_R$
L	$V_L/V_{T_{in}}$	$V_{T_{in}} \times v_L$
P	0	$V_{T_{in}} \times v_P$
C	$1 - v_{T_{out2}} - v_L$	$V_{T_{in}} \times v_C$

APÊNDICE E – Volume consumido nas zonas de abastecimento

Tabela E.1: Consumo de água por zona de abastecimento da região do estudo de caso.

Centro de reservação	Zona de Abastecimento	Número de economias residenciais na zona de abastecimento em 2010	Percentual da zona de abastecimento na área de estudo (%)	Número de economias residenciais na área de estudo	Volume total consumido em 2010 (m ³ /ano)	Volume total produzido total em 2010 (m ³ /ano)	Perdas (%)	Consumo por economia (litros/econ./dia)	Estimativa do volume residencial consumido (m ³ /dia)
Cajuru (22.000 m ³)	Gravidade Cajuru	22.147	88	19.403	14.189.673	20.813.892	31,83	652	12.651
	Recalque Alto Cajuru	15.903	100	15.903					10.369
	Recalque Baixo Cajuru-I	11.134	64	7.109					4.635
	Válvula Cristo Rei*	-	-	1.236					806
	Válvula BIG*	-	-	1.246					812
	Válvula recalque XV de novembro *	-	-	528					344
	Válvula José de Alencar*	-	-	2.157					1.406
	Válvula João Negrão*	-	-	2.709	1.766				
Mercês (15.000 m ³)	Gravidade Mercês	10.867	52	5.606	4.099.521	8.008.317	48,81	504	2.825
	Válvula Mercês	892	100	892					450
	Recalque Mercês	10.791	45	4.855					2.447
São Francisco (6.000 m ³)	Gravidade São Francisco	11.653	100	11.653	3.517.265	4.713.591	25,38	709	8.262
	Recalque São Francisco	1.963	100	1.963					1.392
Batel (16.000 m ³)	Recalque Batel	10.908	43	4.730	5.248.372	7.082.677	25,90	615	2.909
	Gravidade Batel-II	3.965	100	3.965					2.438
Bacacheri (9.000 m ³)	Recalque Baixo Bacacheri	23.312	44	10.204	5.447.697	9.058.652	39,86	462	4.714
	Recalque Alto Bacacheri	3.028	35	1.067					493
	<i>Booster</i> Santa Efigênia	1.578	34	544					251
Santa Cândida (7.000 m ³)	Recalque Santa Cândida-Cachoeira	987	39	387	2.755.011	4.993.773	44,83	393	152
	Válvula Santa Cândida-Cachoeira II	1.371	100	1.371					539
	<i>Booster</i> Barreirinha	476	34	163					64
Cachoeira (5.000 m³)	Recalque Cachoeira	2.528	52	1.312	1.166.752	1.994.890	41,51	377	494
Corte Branco (28.000 m ³)	Recalque Corte Branco	23057	6	1.456	9.052.436	17.196.029	47,36	451	657
	Válvula Alcides Vieira	770	33	258					116
	Válvula Erasto Gaertner*	-	-	552					249
Parolin (15.000 m³)	Recalque Parolin	9.247	39	3.651	2.903.415	4.685.489	38,03	578	2.110
Estimativa do volume residencial total consumido (m³/dia)									63.352

* Setores encontrados em projeto e não encontrados no Plano Diretor. Para estimar o número de economias, considerou-se a mesma densidade de economias residenciais do centro de reservação mais próximo do local.

Tabela F.3: Dados de entrada do estudo de caso - Blocos do Grupo 1 (continuação).

Dados de entrada – blocos do grupo 1	Sigla	Lote	Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Pub20	Ind2
Percentual de consumidores que usa poço tubular profundo (%)	Wp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de edificações que usa sistema de aproveitamento de água pluvial	RWHp	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00
Os sistemas de aproveitamento de água pluvial são convencionais (1) ou automáticos (2)?	RWHsys	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
First-flush (mm)	FF	0,00	2,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00
Percentual de demanda de água a ser substituída por água pluvial (%)	Psubst	0,00	50,00	10,00	10,00	40,00	10,00	10,00	40,00	30,00	0,00	80,00
A Edificação possuirá reservatório superior de água pluvial? (Digite 1 para sim ou 2 para não)	Res_sup	2,00	1,00	2,00	2,00	1,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	1,00
Altura da edificação de maior frequência no grupo (m)	Hrec	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Volume do reservatório inferior de água pluvial (litros)**	Vinf	0,00	11.000,00	0,00	0,00	9.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7.000,00
Potencial de economia (netuno)	Pecon	0,00	43,91	0,00	0,00	36,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,10

Tabela F.4: Dados de entrada do estudo de caso - Blocos do Grupo 2.

Dados de entrada – blocos do grupo 2	Sigla	Lote	Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Pub20	Ind2
Número de blocos	Nb	87,00	572,00	144,00	219,00	900,00	89,00	21,00	13,00	6,00	0,00	1,00
Área de telhado (m²)	Aroof_b	0,00	188,42	409,18	997,30	182,29	394,13	939,32	182,29	394,13	0,00	262,01
Capacidade de armazenamento de telhados/perda inicial	RIL	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30
Área de telhado efetiva (%) 0-100	ERA	91,00	91,00	91,00	91,00	91,00	91,00	91,00	91,00	91,00	91,00	91,00
Área de calçada (m²)	Apaved_b	0,00	135,83	294,96	718,91	131,41	284,11	677,12	131,41	284,11	0,00	188,87
Capacidade de armazenamento de calçadas/perda inicial	PIL	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40
Área de calçada efetiva (%) 0-100	EPA	91,00	91,00	91,00	91,00	91,00	91,00	91,00	91,00	91,00	91,00	91,00
Área de jardim (m²)	Agarden_b	1.576,74	19,14	41,56	101,30	18,52	40,03	95,41	18,52	40,03	0,00	26,61
Consumo de água por habitante (litros/hab.dia)	IWU_litros	0,00	169,98	169,98	169,98	42,65	42,65	42,65	42,65	42,65	42,65	42,65
Número de usuários de água por edificação mais frequente de cada grupo	Hab	0,00	2,79	44,04	114,57	12,05	127,40	490,95	17,13	49,76	0,00	9,38
Percentual de consumidores que usa desinfecção de esgotamento sanitário (%)	Des	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa infiltração de esgotamento sanitário(%)	Inf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de atendimento por rede coletora de esgoto(%)	Re	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Percentual de consumidores que usa poço tubular profundo (%)	Wp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de edificações que usa sistema de aproveitamento de água pluvial	RWHp	0,00	100,00	100,00	0,00	100,00	100,00	0,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Os sistemas de aproveitamento de água pluvial são convencionais (1) ou automáticos (2)?	RWHsys	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
First-flush (mm)	FF	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	2,00	2,00
Percentual de demanda de água a ser substituída por água pluvial (%)	Psubst	0,00	50,00	10,00	0,00	40,00	10,00	0,00	40,00	30,00	0,00	80,00
A Edificação possuirá reservatório superior de água pluvial? (Digite 1 para sim ou 2 para não)	Res_sup	2,00	1,00	1,00	2,00	1,00	1,00	2,00	1,00	1,00	1,00	1,00

Tabela F.4: Dados de entrada do estudo de caso - Blocos do Grupo 2 (continuação).

Dados de entrada – blocos do grupo 2	Sigla	Lote	Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Pub20	Ind2
Altura da edificação de maior frequência no grupo (m)	Hrec	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Volume do reservatório inferior de água pluvial (litros)**	Vinf	0,00	10.000,00	14.000,00	0,00	9.000,00	12.000,00	0,00	11.000,00	14.000,00	0,00	10.000,00
Potencial de economia (netuno)	Pecon	0,00	45,09	8,06	0,00	36,32	8,48	0,00	35,34	25,16	0,00	70,21

Tabela F.5: Dados de entrada do estudo de caso - Blocos do Grupo 3.

Dados de entrada – blocos do grupo 3	Sigla	Lote	Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Pub20	Ind2
Número de blocos	Nb	82,00	98,00	32,00	0,00	140,00	12,00	0,00	5,00	17,00	0,00	0,00
Área de telhado (m²)	Aroof_b	0,00	184,49	749,44	0,00	174,08	1.826,23	0,00	174,08	1.826,23	0,00	0,00
Capacidade de armazenamento de telhados/perda inicial	RIL	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30
Área de telhado efetiva (%) 0-100	ERA	62,00	62,00	62,00	62,00	62,00	62,00	62,00	62,00	62,00	62,00	62,00
Área de calçada (m²)	Apaved_b	0,00	344,31	1.398,66	0,00	324,88	3.408,22	0,00	324,88	3.408,22	0,00	0,00
Capacidade de armazenamento de calçadas/perda inicial	PIL	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40
Área de calçada efetiva (%) 0-100	EPA	62,00	62,00	62,00	62,00	62,00	62,00	62,00	62,00	62,00	62,00	62,00
Área de jardim (m²)	Agarden_b	4.410,51	108,54	440,92	0,00	102,42	1.074,43	0,00	102,42	1.074,43	0,00	0,00
Consumo de água por habitante (litros/hab.dia)	IWU_litros	0,00	135,28	135,28	135,28	81,26	81,26	81,26	81,26	81,26	81,26	81,26
Número de usuários de água por edificação mais frequente de cada grupo	Hab	0,00	3,01	75,59	0,00	5,95	63,82	0,00	28,88	57,09	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa desinfecção de esgotamento sanitário (%)	Des	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa infiltração de esgotamento sanitário(%)	Inf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de atendimento por rede coletora de esgoto(%)	Re	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Percentual de consumidores que usa poço tubular profundo (%)	Wp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de edificações que usa sistema de aproveitamento de água pluvial	RWHp	0	100,00	100,00	0,00	100,00	100,00	0,00	100,00	100,00	0,00	0,00
Os sistemas de aproveitamento de água pluvial são convencionais (1) ou automáticos (2)?	RWHsys	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
First-flush (mm)	FF	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	0,00	0,00
Percentual de demanda de água a ser substituída por água pluvial (%)	Psubst	0	50,00	10,00	0,00	80,00	20,00	0,00	20,00	30,00	0,00	0,00
A Edificação possuirá reservatório superior de água pluvial? (Digite 1 para sim ou 2 para não)	Res_sup	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00
Altura da edificação de maior frequência no grupo (m)	Hrec	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Volume do reservatório inferior de água pluvial (litros)**	Vinf	0	11.000,00	16.000,00	0,00	11.000,00	16.000,00	0,00	12.000,00	18.000,00	0,00	0,00
Potencial de economia (netuno)	Pecon	0	45,09	8,07	0,00	67,07	16,90	0,00	15,99	24,19	0,00	0,00

Tabela F.6: Dados de entrada do estudo de caso - Blocos do Grupo 4.

Dados de entrada – blocos do grupo 4	Sigla	Lote	Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Pub20	Ind2
Número de blocos	Nb	98,00	798,00	98,00	59,00	2.197,00	146,00	12,00	32,00	6,00	0,00	0,00
Área de telhado (m ²)	Aroof_b	0,00	319,42	834,75	2.397,77	316,23	862,43	3.156,93	316,23	862,43	0,00	0,00
Capacidade de armazenamento de telhados/perda inicial	RIL	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30
Área de telhado efetiva (%) 0-100	ERA	97,00	97,00	97,00	97,00	97,00	97,00	97,00	97,00	97,00	97,00	97,00
Área de calçada (m ²)	Apaved_b	0,00	123,36	322,37	925,99	122,12	333,06	1.219,17	122,12	333,06	0,00	0,00
Capacidade de armazenamento de calçadas/perda inicial	PIL	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40
Área de calçada efetiva (%) 0-100	EPA	97,00	97,00	97,00	97,00	97,00	97,00	97,00	97,00	97,00	97,00	97,00
Área de jardim (m ²)	Agarden_b	1.787,18	4,77	12,45	35,77	4,72	12,87	47,10	4,72	12,87	0,00	0,00
Consumo de água por habitante (litros/hab.dia)	IWU_litros	0,00	114,77	114,77	114,77	135,63	135,63	135,63	135,63	135,63	135,63	135,63
Número de usuários de água por edificação mais frequente de cada grupo	Hab	0,00	4,84	54,16	104,63	3,61	37,38	123,95	7,19	40,10	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa desinfecção de esgotamento sanitário (%)	Des	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa infiltração de esgotamento sanitário(%)	Inf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de atendimento por rede coletora de esgoto(%)	Re	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Percentual de consumidores que usa poço tubular profundo (%)	Wp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de edificações que usa sistema de aproveitamento de água pluvial	RWHp	0,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	0,00	0,00
Os sistemas de aproveitamento de água pluvial são convencionais (1) ou automáticos (2)?	RWHsys	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
First-flush (mm)	FF	0,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	0,00	0,00
Percentual de demanda de água a ser substituída por água pluvial (%)	Psubst	0	50,00	10,00	10,00	40,00	20,00	10,00	40,00	20,00	0,00	0,00
A Edificação possuirá reservatório superior de água pluvial? (Digite 1 para sim ou 2 para não)	Res_sup	2,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	2,00	2,00
Altura da edificação de maior frequência no grupo (m)	Hrec	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Volume do reservatório inferior de água pluvial (litros)**	Vinf	0	9.000,00	12.000,00	17.000,00	7.000,00	17.000,00	19.000,00	10.000,00	17.000,00	0,00	0,00
Potencial de economia (netuno)	Pecon	0	44,92	8,59	8,35	36,23	16,47	7,98	34,10	16,15	0,00	0,00

Tabela F.7: Dados de entrada do estudo de caso - Blocos do Grupo 5.

Dados de entrada – blocos do grupo 5	Sigla	Lote	Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Pub20	Ind2
Número de blocos	Nb	64,00	582,00	0,00	0,00	68,00	6,00	0,00	14,00	8,00	0,00	0,00
Área de telhado (m²)	Aroof_b	0,00	156,25	0,00	0,00	168,11	627,79	0,00	168,11	21.772,23	0,00	0,00
Capacidade de armazenamento de telhados/perda inicial	RIL	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30
Área de telhado efetiva (%) 0-100	ERA	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00
Área de calçada (m²)	Apaved_b	0,00	204,44	0,00	0,00	219,95	821,40	0,00	219,95	28.486,73	0,00	0,00
Capacidade de armazenamento de calçadas/perda inicial	PIL	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40
Área de calçada efetiva (%) 0-100	EPA	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00	40,00
Área de jardim (m²)	Agarden_b	8.418,88	446,77	0,00	0,00	480,68	1.795,07	0,00	480,68	62.254,13	0,00	0,00
Consumo de água por habitante (litros/hab.dia)	IWU_litros	2,08	110,66	110,66	110,66	46,73	46,73	46,73	46,73	46,73	46,73	46,73
Número de usuários de água por edificação mais frequente de cada grupo	Hab	1,00	4,15	0,00	0,00	10,47	127,05	0,00	16,66	88,45	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa desinfecção de esgotamento sanitário (%)	Des	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa infiltração de esgotamento sanitário(%)	Inf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de atendimento por rede coletora de esgoto(%)	Re	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Percentual de consumidores que usa poço tubular profundo (%)	Wp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de edificações que usa sistema de aproveitamento de água pluvial	RWHp	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	100,00	0,00	100,00	100,00	0,00	0,00
Os sistemas de aproveitamento de água pluvial são convencionais (1) ou automáticos (2)?	RWHsys	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
First-flush (mm)	FF	0,00	2,00	0,00	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	0,00	0,00
Percentual de demanda de água a ser substituída por água pluvial (%)	Psubst	0	50,00	0,00	0,00	40,00	10,00	0,00	50,00	40,00	0,00	0,00
A Edificação possuirá reservatório superior de água pluvial? (Digite 1 para sim ou 2 para não)	Res_sup	2,00	1,00	2,00	2,00	1,00	1,00	2,00	1,00	1,00	2,00	2,00
Altura da edificação de maior frequência no grupo (m)	Hrec	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Volume do reservatório inferior de água pluvial (litros)**	Vinf	0	10.000,00	0,00	0,00	9.000,00	12.000,00	0,00	11.000,00	18.000,00	0,00	0,00
Potencial de economia (netuno)	Pecon	0	44,02	0,00	0,00	36,50	8,57	0,00	41,59	32,14	0,00	0,00

Tabela F.8: Dados de entrada do estudo de caso - Blocos do Grupo 6.

Dados de entrada – blocos do grupo 6	Sigla	Lote	Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Pub20	Ind2
Número de blocos	Nb	55,00	666,00	0,00	0,00	92,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
Área de telhado (m²)	Aroof_b	0,00	268,95	0,00	0,00	436,42	0,00	0,00	436,42	0,00	0,00	0,00
Capacidade de armazenamento de telhados/perda inicial	RIL	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30
Área de telhado efetiva (%) 0-100	ERA	68,00	68,00	68,00	68,00	68,00	68,00	68,00	68,00	68,00	68,00	68,00
Área de calçada (m²)	Apaved_b	0,00	177,44	0,00	0,00	287,93	0,00	0,00	287,93	0,00	0,00	0,00
Capacidade de armazenamento de calçadas/perda inicial	PIL	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40
Área de calçada efetiva (%) 0-100	EPA	68,00	68,00	68,00	68,00	68,00	68,00	68,00	68,00	68,00	68,00	68,00
Área de jardim (m²)	Agarden_b	902,98	133,67	0,00	0,00	216,91	0,00	0,00	216,91	0,00	0,00	0,00
Consumo de água por habitante (litros/hab.dia)	IWU_litros	3,03	130,96	130,96	130,96	20,71	20,71	20,71	20,71	20,71	20,71	20,71
Número de usuários de água por edificação mais frequente de cada grupo	Hab	1,00	3,23	0,00	0,00	23,16	0,00	0,00	22,53	0,00	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa desinfecção de esgotamento sanitário (%)	Des	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa infiltração de esgotamento sanitário(%)	Inf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de atendimento por rede coletora de esgoto(%)	Re	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Percentual de consumidores que usa poço tubular profundo (%)	Wp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de edificações que usa sistema de aproveitamento de água pluvial	RWHp	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00
Os sistemas de aproveitamento de água pluvial são convencionais (1) ou automáticos (2)?	RWHsys	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
First-flush (mm)	FF	0,00	2,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de demanda de água a ser substituída por água pluvial (%)	Psubst	0,00	50,00	0,00	0,00	40,00	0,00	0,00	40,00	0,00	0,00	0,00
A Edificação possuirá reservatório superior de água pluvial? (Digite 1 para sim ou 2 para não)	Res_sup	2,00	1,00	2,00	2,00	1,00	2,00	2,00	1,00	2,00	2,00	2,00
Altura da edificação de maior frequência no grupo (m)	Hrec	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Volume do reservatório inferior de água pluvial (litros)**	Vinf	0,00	9.000,00	0,00	0,00	7.000,00	0,00	0,00	7.000,00	0,00	0,00	0,00
Potencial de economia (netuno)	Pecon	0,00	45,15	0,00	0,00	36,69	0,00	0,00	36,78	0,00	0,00	0,00

Tabela F.9: Dados de entrada do estudo de caso - Blocos do Grupo 7.

Dados de entrada – blocos do grupo 7	Sigla	Lote	Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Pub20	Ind2
Número de blocos	Nb	35,00	380,00	0,00	0,00	201,00	0,00	0,00	6,00	0,00	0,00	2,00
Área de telhado (m²)	Aroof_b	0,00	271,68	0,00	0,00	349,82	0,00	0,00	349,82	0,00	0,00	164,32
Capacidade de armazenamento de telhados/perda inicial	RIL	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30
Área de telhado efetiva (%) 0-100	ERA	69,00	69,00	69,00	69,00	69,00	69,00	69,00	69,00	69,00	69,00	69,00
Área de calçada (m²)	Apaved_b	0,00	166,46	0,00	0,00	214,33	0,00	0,00	214,33	0,00	0,00	100,68
Capacidade de armazenamento de calçadas/perda inicial	PIL	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40
Área de calçada efetiva (%) 0-100	EPA	69,00	69,00	69,00	69,00	69,00	69,00	69,00	69,00	69,00	69,00	69,00
Área de jardim (m²)	Agarden_b	883,28	163,66	0,00	0,00	210,73	0,00	0,00	210,73	0,00	0,00	98,99
Consumo de água por habitante (litros/hab.dia)	IWU_litros	7,62	164,21	164,21	164,21	99,45	99,45	99,45	99,45	99,45	99,45	99,45
Número de usuários de água por edificação mais frequente de cada grupo	Hab	1,00	5,20	0,00	0,00	9,06	0,00	0,00	25,03	0,00	0,00	3,02
Percentual de consumidores que usa desinfecção de esgotamento sanitário (%)	Des	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa infiltração de esgotamento sanitário(%)	Inf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de atendimento por rede coletora de esgoto(%)	Re	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Percentual de consumidores que usa poço tubular profundo (%)	Wp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de edificações que usa sistema de aproveitamento de água pluvial	RWHp	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00
Os sistemas de aproveitamento de água pluvial são convencionais (1) ou automáticos (2)?	RWHsys	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
First-flush (mm)	FF	0,00	2,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	2,00
Percentual de demanda de água a ser substituída por água pluvial (%)	Psubst	0,00	50,00	0,00	0,00	40,00	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	80,00
A Edificação possuirá reservatório superior de água pluvial? (Digite 1 para sim ou 2 para não)	Res_sup	2,00	1,00	2,00	2,00	1,00	2,00	2,00	1,00	2,00	2,00	1,00
Altura da edificação de maior frequência no grupo (m)	Hrec	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Volume do reservatório inferior de água pluvial (litros)**	Vinf	0,00	12.000,00	0,00	0,00	11.000,00	0,00	0,00	12.000,00	0,00	0,00	10.000,00
Potencial de economia (netuno)	Pecon	0,00	42,07	0,00	0,00	35,20	0,00	0,00	16,99	0,00	0,00	68,77

Tabela F.10: Dados de entrada do estudo de caso - Blocos do Grupo 8.

Dados de entrada – blocos do grupo 8	Sigla	Lote	Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Pub20	Ind2
Número de blocos	Nb	1.551,00	9.705,00	0,00	0,00	269,00	0,00	0,00	21,00	0,00	0,00	2,00
Área de telhado (m²)	Aroof_b	0,00	212,69	0,00	0,00	456,35	0,00	0,00	456,35	0,00	0,00	642,46
Capacidade de armazenamento de telhados/perda inicial	RIL	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30
Área de telhado efetiva (%) 0-100	ERA	41,00	41,00	41,00	41,00	41,00	41,00	41,00	41,00	41,00	41,00	41,00
Área de calçada (m²)	Apaved_b	0,00	144,55	0,00	0,00	310,14	0,00	0,00	310,14	0,00	0,00	436,62
Capacidade de armazenamento de calçadas/perda inicial	PIL	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40
Área de calçada efetiva (%) 0-100	EPA	41,00	41,00	41,00	41,00	41,00	41,00	41,00	41,00	41,00	41,00	41,00
Área de jardim (m²)	Agarden_b	1.416,74	334,76	0,00	0,00	718,26	0,00	0,00	718,26	0,00	0,00	1.011,18
Consumo de água por habitante (litros/hab.dia)	IWU_litros	0,00	126,95	126,95	126,95	5,83	5,83	5,83	5,83	5,83	5,83	5,83
Número de usuários de água por edificação mais frequente de cada grupo	Hab	1,00	3,80	0,00	0,00	100,90	0,00	0,00	462,04	0,00	0,00	20,01
Percentual de consumidores que usa desinfecção de esgotamento sanitário (%)	Des	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa infiltração de esgotamento sanitário(%)	Inf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de atendimento por rede coletora de esgoto(%)	Re	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Percentual de consumidores que usa poço tubular profundo (%)	Wp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de edificações que usa sistema de aproveitamento de água pluvial	RWHp	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00
Os sistemas de aproveitamento de água pluvial são convencionais (1) ou automáticos (2)?	RWHsys	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
First-flush (mm)	FF	0,00	2,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	2,00
Percentual de demanda de água a ser substituída por água pluvial (%)	Psubst	0	50,00	0,00	0,00	40,00	0,00	0,00	30,00	0,00	0,00	80,00
A Edificação possuirá reservatório superior de água pluvial? (Digite 1 para sim ou 2 para não)	Res_sup	2,00	1,00	2,00	2,00	1,00	2,00	2,00	1,00	2,00	2,00	1,00
Altura da edificação de maior frequência no grupo (m)	Hrec	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Volume do reservatório inferior de água pluvial (litros)**	Vinf	0	9.000,00	0,00	0,00	7.000,00	0,00	0,00	14.000,00	0,00	0,00	4.000,00
Potencial de economia (netuno)	Pecon	0	44,90	0,00	0,00	36,27	0,00	0,00	24,10	0,00	0,00	73,84

Tabela F.11: Dados de entrada do estudo de caso - Blocos do Grupo 9.

Dados de entrada – blocos do grupo 9	Sigla	Lote	Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Pub20	Ind2
Número de blocos	Nb	306,00	2.253,00	52,00	0,00	683,00	15,00	0,00	30,00	2,00	0,00	5,00
Área de telhado (m²)	Aroof_b	0,00	297,44	1.161,73	0,00	339,83	1.684,05	0,00	339,83	1.684,05	0,00	452,62
Capacidade de armazenamento de telhados/perda inicial	RIL	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30
Área de telhado efetiva (%) 0-100	ERA	73,00	73,00	73,00	73,00	73,00	73,00	73,00	73,00	73,00	73,00	73,00
Área de calçada (m²)	Apaved_b	0,00	216,92	847,23	0,00	247,83	1.228,14	0,00	247,83	1.228,14	0,00	330,09
Capacidade de armazenamento de calçadas/perda inicial	PIL	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40
Área de calçada efetiva (%) 0-100	EPA	73,00	73,00	73,00	73,00	73,00	73,00	73,00	73,00	73,00	73,00	73,00
Área de jardim (m²)	Agarden_b	978,22	146,30	571,43	0,00	167,15	828,34	0,00	167,15	828,34	0,00	222,63
Consumo de água por habitante (litros/hab.dia)	IWU_litros	0,54	120,45	120,45	120,45	36,91	36,91	36,91	36,91	36,91	36,91	36,91
Número de usuários de água por edificação mais frequente de cada grupo	Hab	1,00	3,26	46,86	0,00	10,88	109,94	0,00	17,97	51,02	0,00	9,75
Percentual de consumidores que usa desinfecção de esgotamento sanitário (%)	Des	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa infiltração de esgotamento sanitário(%)	Inf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de atendimento por rede coletora de esgoto(%)	Re	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Percentual de consumidores que usa poço tubular profundo (%)	Wp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de edificações que usa sistema de aproveitamento de água pluvial	RWHp	0,00	100,00	100,00	0,00	100,00	100,00	0,00	100,00	100,00	0,00	100,00
Os sistemas de aproveitamento de água pluvial são convencionais (1) ou automáticos (2)?	RWHsys	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
First-flush (mm)	FF	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00
Percentual de demanda de água a ser substituída por água pluvial (%)	Psubst	0,00	50,00	20,00	0,00	40,00	30,00	0,00	40,00	40,00	0,00	80,00
A Edificação possuirá reservatório superior de água pluvial? (Digite 1 para sim ou 2 para não)	Res_sup	2,00	1,00	1,00	2,00	1,00	1,00	2,00	1,00	1,00	2,00	1,00
Altura da edificação de maior frequência no grupo (m)	Hrec	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Volume do reservatório inferior de água pluvial (litros)**	Vinf	0,00	8.000,00	17.000,00	0,00	6.000,00	17.000,00	0,00	7.000,00	14.000,00	0,00	8.000,00
Potencial de economia (netuno)	Pecon	0,00	45,23	16,43	0,00	36,76	24,72	0,00	36,27	34,83	0,00	71,67

Tabela F.12: Dados de entrada do estudo de caso - Blocos do Grupo 10.

Dados de entrada – blocos do grupo 10	Sigla	Lote	Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Pub20	Ind2
Número de blocos	Nb	212,00	1.128,00	0,00	0,00	615,00	0,00	0,00	24,00	0,00	0,00	0,00
Área de telhado (m²)	Aroof_b	0,00	263,85	0,00	0,00	722,40	0,00	0,00	722,40	0,00	0,00	0,00
Capacidade de armazenamento de telhados/perda inicial	RIL	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30
Área de telhado efetiva (%) 0-100	ERA	72,00	72,00	72,00	72,00	72,00	72,00	72,00	72,00	72,00	72,00	72,00
Área de calçada (m²)	Apaved_b	0,00	219,72	0,00	0,00	601,56	0,00	0,00	601,56	0,00	0,00	0,00
Capacidade de armazenamento de calçadas/perda inicial	PIL	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40
Área de calçada efetiva (%) 0-100	EPA	72,00	72,00	72,00	72,00	72,00	72,00	72,00	72,00	72,00	72,00	72,00
Área de jardim (m²)	Agarden_b	1.633,79	157,17	0,00	0,00	430,31	0,00	0,00	430,31	0,00	0,00	0,00
Consumo de água por habitante (litros/hab.dia)	IWU_litros	2,83	91,61	91,61	91,61	89,24	89,24	89,24	89,24	89,24	89,24	89,24
Número de usuários de água por edificação mais frequente de cada grupo	Hab	1,00	10,55	0,00	0,00	18,86	0,00	0,00	12,78	0,00	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa desinfecção de esgotamento sanitário (%)	Des	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa infiltração de esgotamento sanitário(%)	Inf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de atendimento por rede coletora de esgoto(%)	Re	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Percentual de consumidores que usa poço tubular profundo (%)	Wp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de edificações que usa sistema de aproveitamento de água pluvial	RWHp	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00
Os sistemas de aproveitamento de água pluvial são convencionais (1) ou automáticos (2)?	RWHsys	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
First-flush (mm)	FF	0,00	2,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de demanda de água a ser substituída por água pluvial (%)	Psubst	0,00	50,00	0,00	0,00	40,00	0,00	0,00	40,00	0,00	0,00	0,00
A Edificação possuirá reservatório superior de água pluvial? (Digite 1 para sim ou 2 para não)	Res_sup	2,00	1,00	2,00	2,00	1,00	2,00	2,00	1,00	2,00	2,00	2,00
Altura da edificação de maior frequência no grupo (m)	Hrec	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Volume do reservatório inferior de água pluvial (litros)**	Vinf	0,00	12.000,00	0,00	0,00	12.000,00	0,00	0,00	11.000,00	0,00	0,00	0,00
Potencial de economia (netuno)	Pecon	0,00	41,79	0,00	0,00	33,87	0,00	0,00	35,54	0,00	0,00	0,00

Tabela F.13: Dados de entrada do estudo de caso - Blocos do Grupo 11.

Dados de entrada – blocos do grupo 11	Sigla	Lote	Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Pub20	Ind2
Número de blocos	Nb	232,00	3.285,00	291,00	0,00	1.535,00	81,00	0,00	39,00	2,00	0,00	0,00
Área de telhado (m²)	Aroof_b	0,00	145,60	531,76	0,00	145,02	1.616,12	0,00	145,02	1.616,12	0,00	0,00
Capacidade de armazenamento de telhados/perda inicial	RIL	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30
Área de telhado efetiva (%) 0-100	ERA	64,00	64,00	64,00	64,00	64,00	64,00	64,00	64,00	64,00	64,00	64,00
Área de calçada (m²)	Apaved_b	0,00	126,57	462,26	0,00	126,07	1.404,90	0,00	126,07	1.404,90	0,00	0,00
Capacidade de armazenamento de calçadas/perda inicial	PIL	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40
Área de calçada efetiva (%) 0-100	EPA	64,00	64,00	64,00	64,00	64,00	64,00	64,00	64,00	64,00	64,00	64,00
Área de jardim (m²)	Agarden_b	708,60	123,41	450,70	0,00	122,92	1.369,77	0,00	122,92	1.369,77	0,00	0,00
Consumo de água por habitante (litros/hab.dia)	IWU_litros	2,44	178,26	178,26	178,26	54,31	54,31	54,31	54,31	54,31	54,31	54,31
Número de usuários de água por edificação mais frequente de cada grupo	Hab	1,00	2,89	35,16	0,00	8,28	79,54	0,00	11,11	61,38	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa desinfecção de esgotamento sanitário (%)	Des	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa infiltração de esgotamento sanitário(%)	Inf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de atendimento por rede coletora de esgoto(%)	Re	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Percentual de consumidores que usa poço tubular profundo (%)	Wp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de edificações que usa sistema de aproveitamento de água pluvial	RWHp	0,00	100,00	100,00	0,00	100,00	100,00	0,00	100,00	100,00	0,00	0,00
Os sistemas de aproveitamento de água pluvial são convencionais (1) ou automáticos (2)?	RWHsys	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
First-flush (mm)	FF	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	0,00	0,00
Percentual de demanda de água a ser substituída por água pluvial (%)	Psubst	0,00	50,00	10,00	0,00	40,00	30,00	0,00	40,00	40,00	0,00	0,00
A Edificação possuirá reservatório superior de água pluvial? (Digite 1 para sim ou 2 para não)	Res_sup	2,00	1,00	1,00	2,00	1,00	1,00	2,00	1,00	1,00	2,00	2,00
Altura da edificação de maior frequência no grupo (m)	Hrec	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Volume do reservatório inferior de água pluvial (litros)**	Vinf	0,00	11.000,00	13.000,00	0,00	9.000,00	18.000,00	0,00	11.000,00	18.000,00	0,00	0,00
Potencial de economia (netuno)	Pecon	0,00	44,49	8,47	0,00	36,49	24,53	0,00	35,45	32,44	0,00	0,00

Tabela F.14: Dados de entrada do estudo de caso - Blocos do Grupo 12.

Dados de entrada – blocos do grupo 12	Sigla	Lote	Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Pub20	Ind2
Número de blocos	Nb	194,00	1.314,00	511,00	0,00	1.793,00	167,00	0,00	35,00	63,00	0,00	2,00
Área de telhado (m²)	Aroof_b	0,00	192,39	697,87	0,00	223,28	970,17	0,00	223,28	970,17	0,00	332,87
Capacidade de armazenamento de telhados/perda inicial	RIL	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30
Área de telhado efetiva (%) 0-100	ERA	81,00	81,00	81,00	81,00	81,00	81,00	81,00	81,00	81,00	81,00	81,00
Área de calçada (m²)	Apaved_b	0,00	147,35	534,51	0,00	171,02	743,08	0,00	171,02	743,08	0,00	254,95
Capacidade de armazenamento de calçadas/perda inicial	PIL	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40
Área de calçada efetiva (%) 0-100	EPA	81,00	81,00	81,00	81,00	81,00	81,00	81,00	81,00	81,00	81,00	81,00
Área de jardim (m²)	Agarden_b	732,68	66,14	239,93	0,00	76,77	333,55	0,00	76,77	333,55	0,00	114,44
Consumo de água por habitante (litros/hab.dia)	IWU_litros	1,03	139,96	139,96	139,96	65,00	65,00	65,00	65,00	65,00	65,00	65,00
Número de usuários de água por edificação mais frequente de cada grupo	Hab	1,00	4,73	75,22	0,00	8,56	142,22	0,00	9,67	81,93	0,00	32,31
Percentual de consumidores que usa desinfecção de esgotamento sanitário (%)	Des	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa infiltração de esgotamento sanitário(%)	Inf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de atendimento por rede coletora de esgoto(%)	Re	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Percentual de consumidores que usa poço tubular profundo (%)	Wp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de edificações que usa sistema de aproveitamento de água pluvial	RWHp	0,00	100,00	100,00	0,00	100,00	100,00	0,00	100,00	100,00	0,00	100,00
Os sistemas de aproveitamento de água pluvial são convencionais (1) ou automáticos (2)?	RWHsys	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
First-flush (mm)	FF	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00
Percentual de demanda de água a ser substituída por água pluvial (%)	Psubst	0,00	50,00	10,00	0,00	40,00	10,00	0,00	40,00	20,00	0,00	30,00
A Edificação possuirá reservatório superior de água pluvial? (Digite 1 para sim ou 2 para não)	Res_sup	2,00	1,00	1,00	2,00	1,00	1,00	2,00	1,00	1,00	2,00	1,00
Altura da edificação de maior frequência no grupo (m)	Hrec	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Volume do reservatório inferior de água pluvial (litros)**	Vinf	0,00	10.000,00	16.000,00	0,00	9.000,00	16.000,00	0,00	9.000,00	17.000,00	0,00	14.000,00
Potencial de economia (netuno)	Pecon	0,00	42,82	7,95	0,00	36,36	8,40	0,00	35,88	16,48	0,00	24,77

Tabela F.15: Dados de entrada do estudo de caso - Blocos do Grupo 13.

Dados de entrada – blocos do grupo 13	Sigla	Lote	Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Pub20	Ind2
Número de blocos	Nb	303,00	1.798,00	449,00	0,00	1.565,00	54,00	0,00	72,00	9,00	0,00	7,00
Área de telhado (m²)	Aroof_b	0,00	257,27	1.052,08	0,00	252,66	1.595,77	0,00	252,66	1.595,77	0,00	150,88
Capacidade de armazenamento de telhados/perda inicial	RIL	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30
Área de telhado efetiva (%) 0-100	ERA	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00
Área de calçada (m²)	Apaved_b	0,00	207,35	847,93	0,00	203,64	1.286,12	0,00	203,64	1.286,12	0,00	121,60
Capacidade de armazenamento de calçadas/perda inicial	PIL	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40
Área de calçada efetiva (%) 0-100	EPA	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00
Área de jardim (m²)	Agarden_b	1.339,86	121,43	496,58	0,00	119,26	753,20	0,00	119,26	753,20	0,00	71,22
Consumo de água por habitante (litros/hab.dia)	IWU_litros	0,00	170,24	170,24	170,24	53,54	53,54	53,54	53,54	53,54	53,54	53,54
Número de usuários de água por edificação mais frequente de cada grupo	Hab	1,00	3,41	42,43	0,00	9,29	103,43	0,00	9,30	477,56	0,00	11,74
Percentual de consumidores que usa desinfecção de esgotamento sanitário (%)	Des	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa infiltração de esgotamento sanitário(%)	Inf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de atendimento por rede coletora de esgoto(%)	Re	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Percentual de consumidores que usa poço tubular profundo (%)	Wp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de edificações que usa sistema de aproveitamento de água pluvial	RWHp	0,00	100,00	100,00	0,00	100,00	100,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00
Os sistemas de aproveitamento de água pluvial são convencionais (1) ou automáticos (2)?	RWHsys	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
First-flush (mm)	FF	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	0,00	0,00	2,00
Percentual de demanda de água a ser substituída por água pluvial (%)	Psubst	0,00	50,00	10,00	0,00	40,00	20,00	0,00	40,00	0,00	0,00	60,00
A Edificação possuirá reservatório superior de água pluvial? (Digite 1 para sim ou 2 para não)	Res_sup	2,00	1,00	1,00	2,00	1,00	1,00	2,00	1,00	2,00	2,00	1,00
Altura da edificação de maior frequência no grupo (m)	Hrec	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Volume do reservatório inferior de água pluvial (litros)**	Vinf	0,00	10.000,00	13.000,00	0,00	8.000,00	16.000,00	0,00	8.000,00	0,00	0,00	11.000,00
Potencial de economia (netuno)	Pecon	0,00	43,85	8,55	0,00	36,46	16,59	0,00	36,46	0,00	0,00	49,36

Tabela F.16: Dados de entrada do estudo de caso - Blocos do Grupo 14.

Dados de entrada – blocos do grupo 14	Sigla	Lote	Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Pub2	Pub6	Pub20	Ind2
Número de blocos	Nb	183,00	1.668,00	215,00	0,00	1.102,00	80,00	0,00	32,00	8,00	0,00	8,00
Área de telhado (m²)	Aroof_b	0,00	252,16	1.091,64	0,00	245,97	2.608,18	0,00	245,97	2.608,18	0,00	4.378,42
Capacidade de armazenamento de telhados/perda inicial	RIL	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30
Área de telhado efetiva (%) 0-100	ERA	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00
Área de calçada (m²)	Apaved_b	0,00	227,79	986,17	0,00	222,20	2.356,18	0,00	222,20	2.356,18	0,00	3.955,38
Capacidade de armazenamento de calçadas/perda inicial	PIL	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40	2,40
Área de calçada efetiva (%) 0-100	EPA	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00	77,00
Área de jardim (m²)	Agarden_b	1.000,91	112,60	487,49	0,00	109,84	1.164,71	0,00	109,84	1.164,71	0,00	1.955,24
Consumo de água por habitante (litros/hab.dia)	IWU_litros	2,55	124,02	124,02	124,02	46,76	46,76	46,76	46,76	46,76	46,76	46,76
Número de usuários de água por edificação mais frequente de cada grupo	Hab	1,00	3,68	60,72	0,00	9,81	86,49	0,00	23,93	75,92	0,00	11,05
Percentual de consumidores que usa desinfecção de esgotamento sanitário (%)	Des	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de consumidores que usa infiltração de esgotamento sanitário(%)	Inf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de atendimento por rede coletora de esgoto(%)	Re	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Percentual de consumidores que usa poço tubular profundo (%)	Wp	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Percentual de edificações que usa sistema de aproveitamento de água pluvial	RWHp	0,00	100,00	100,00	0,00	100,00	100,00	0,00	100,00	100,00	0,00	100,00
Os sistemas de aproveitamento de água pluvial são convencionais (1) ou automáticos (2)?	RWHsys	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
First-flush (mm)	FF	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00
Percentual de demanda de água a ser substituída por água pluvial (%)	Psubst	0	50,00	10,00	0,00	40,00	30,00	0,00	40,00	40,00	0,00	80,00
A Edificação possuirá reservatório superior de água pluvial? (Digite 1 para sim ou 2 para não)	Res_sup	2,00	1,00	1,00	2,00	1,00	1,00	2,00	1,00	1,00	2,00	1,00
Altura da edificação de maior frequência no grupo (m)	Hrec	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Volume do reservatório inferior de água pluvial (litros)**	Vinf	0	9.000,00	13.000,00	0,00	7.000,00	17.000,00	0,00	11.000,00	18.000,00	0,00	10.000,00
Potencial de economia (netuno)	Pecon	0	45,35	8,52	0,00	36,52	25,04	0,00	33,66	32,66	0,00	71,72

APÊNDICE G – INVENTÁRIO DOS COMPONENTES DE TECNOLOGIA

Tabela G.1: Base de dados do componente Estação de Tratamento de Água.

Infraestrutura	Processo Ecoinvent	Quantidade	Un.	Fonte
Estação de tratamento de água convencional	Water works, capacity 1.1E10l/year {RoW} water works construction, capacity 1.1E10l/year, conventional treatment Cut-off, U	2,683	p	Ecoinvent
Operação - Químicos	Processo Ecoinvent	Quantidade	Un.	Fonte
Hipoclorito de cálcio	Calcium chloride {RoW} soda production, solvay process Cut-off, U	0,00024	kg/m ³	Sanepar
Poli-cloreto de alumínio	Polyaluminium chloride {GLO} market for olyaluminium chloride Cut-off, U	0,00549	kg/m ³	Sanepar
Hipoclorito de sódio	Sodium hypochlorite, whitout water, in 15% solution state {RoW} market for sodium hypochlorite, whitout water, in 15% solution state Cut-off, U	0,00152	kg/m ³	Sanepar
Ortopolifosfato	Sodium tripolyphosphate {GLO} market for Cut-off, U	0,00001	kg/m ³	Sanepar
Carbonato de Sódio	Sodium bicarbonate {GLO} market for sodium bicarbonate Cut-off, U	0,00010	kg/m ³	Sanepar
Fluossilicato de sódio	Sodium silicate, whitout water, in 48% solution state {RoW} market for sodium silicate, whitout water, in 48% solution state Cut-off, U	0,00042	kg/m ³	Sanepar
Cloreto de sódio	Sodium chloride, powder {GLO} market for Cut-off, U	0,00076	kg/m ³	Sanepar
Cloro	Chorine, liquid {RoW} market for chlorine, liquid Cut-off, U	0,00014	kg/m ³	Sanepar
Operação - Energia	Processo Ecoinvent	Quantidade	Un.	Fonte
Energia elétrica	Electricity, medium voltage {BR} market for Cut-off, U	0,553	kWh/m ³	Sanepar

Tabela G.2: Base de dados do componente Distribuição de Água Potável.

Infraestrutura	Processos Ecoinvent	Quantidade	Un.	Fonte
Tubulações de PVC	Polyvinylchloride, suspension polymerised {GLO} market for Cut-off, U Waste polyvinylchloride {RoW} treatment of waste polyvinylchloride, sanitary landfill Cut-off, U	11.821,113	ton	Sanepar
Tubulações de ferro fundido dúctil	Cast iron {GLO} market for Cut-off, U Waste bulk iron, excluding reinforcement {RoW} treatment of, sorting plant Cut-off, U	133.113,652	ton	Sanepar
Tubulações de PEAD	Polyethylene, high density, granulate, {GLO} market for Cut-off, U Waste polyethylene {RoW} treatment of waste polyethylene, sanitary landfill Cut-off, U	38,675	ton	Sanepar
Tubulações de PRFV	Glass fibre reinforced plastic, polyamide, injection molded {GLO} market for Cut-off, U Waste polyvinylchloride {RoW} treatment of waste polyvinylchloride, sanitary landfill Cut-off, U	40,032	ton	Sanepar
Tubulações de FG/Aço	Steel electrogalvanized/GLO Waste bulk iron, excluding reinforcement {RoW} treatment of, sorting plant Cut-off, U	19,346	ton	Sanepar
Boosters, motores e bombas (ferro fundido)	Cast iron {GLO} market for Cut-off, U Waste bulk iron, excluding reinforcement {RoW} treatment of, sorting plant Cut-off, U	20,514	ton	Sanepar
Reservatórios (Concreto)	Concrete, normal {RoW} market for Cut-off, U Waste concrete {RoW} Treatment of, inert material landfill Cut-off, U	5.379,271	ton	Dimensionamento estimado
Reservatórios (Aço)	Reinforcing steel {RoW} production Cut-off, U Waste reinforcement steel {RoW} treatment of waste reinforcement steel, collection for final disposal Cut-off, U	833,787	ton	Dimensionamento estimado
Operação - Energia	Processo Ecoinvent	Quantidade	Un.	Fonte
Energia elétrica	Electricity, medium voltage {BR} market for Cut-off, U	0,290	kWh/m ³	Sanepar

Tabela G.3: Base de dados do componente Coleta de Esgoto Sanitário.

Infraestrutura	Processos Ecoinvent	Quantidade	Un.	Fonte
Tubulações de PVC	Polyvinylchloride, suspension polymerised {RoW} Cut-off, U	11.249,493	ton	Sanepar
	Waste polyvinylchloride {RoW} treatment of waste polyvinylchloride, sanitary landfill Cut-off, U			
Tubulações de ferro fundido dúctil	Cast iron {RoW} production Cut-off, U	1.060,303	ton	Sanepar
	Waste bulk iron, excluding reinforcement {RoW} treatment of, sorting plant Cut-off, U			
Tubulações de PEAD	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U	3.500,097	ton	Sanepar
	Waste polyethylene {RoW} treatment of waste polyethylene, sanitary landfill Cut-off, U			
Tubulações de PRFV	Glass fibre reinforced plastic, polyamide, injection moulded {Row} production Cut-off, U	716,021	ton	Sanepar
	Waste polyvinylchloride {RoW} treatment of waste polyvinylchloride, sanitary landfill Cut-off, U			
Tubulações de concreto armado	Pre-cast concrete, min. reinf., prod. Mix, concrete type C20/25, w/o consideration of casings RER S	50.108,826	ton	Sanepar
	Waste concrete {RoW} treatment of, inert material landfill Cut-off, U			
Tubulações de cerâmica	Sanitary ceramics {RoW} market for Cut-off, U	172.182,791	ton	Sanepar
	Inert waste {RoW} treatment of, sanitary landfill Cut-off, U			
Tubulações CIPP	Polyester resin, unsaturated {RoW} market for Cut-off, U	1.135,858	ton	Sanepar
	Waste polyvinylchloride {RoW} treatment of waste polyvinylchloride, sanitary landfill Cut-off, U			
Poços de visita (concreto armado)	Pre-cast concrete, min. reinf., prod. Mix, concrete type C20/25, w/o consideration of casings RER S	386.360,161	ton	Dimensionamento estimado
	Waste concrete {RoW} treatment of, inert material landfill Cut-off, U			

Tabela G.4: Base de dados do componente Estação de Tratamento de Esgoto.

Infraestrutura	Processo Ecoinvent	Quantidade	Un.	Fonte
Estação de tratamento de esgoto convencional	Wastewater treatment facility, capacity 1.1E10l/year {RoW} construction Cut-off, U	1,819	p	Ecoinvent
Operação - Químicos				
Cloro férrico	Iron (III) chlorite, without water, in 40% solution state {GLO} market for Cut-off, U	0,05590	kg/m ³	Loubet et al. (2016a)
Metanol	Methanol {GLO} market for Cut-off, U	0,04280	kg/m ³	Loubet et al. (2016a)
Nitrato de Cálcio	Calcium Nitrate {GLO} market for Cut-off, U	0,03010	kg/m ³	Loubet et al. (2016a)
Operação - Energia				
Energia elétrica	Electricity, medium voltage {BR} market for Cut-off, U	0,220	kWh/m ³	SNIS (2017)

APÊNDICE H – INVENTÁRIO DO COMPONENTE CONSUMIDOR

Os materiais hidráulicos foram estimados através da quantificação de projetos hidrossanitários de acordo com a tipologia das edificações. A massa das tubulações e conexões hidráulicas foi obtida do fabricante Amanco; dos registros, metais e louças, do fabricante Deca; dos reservatórios de polietileno, do fabricante Fortlev; e a massa das motobombas, do fabricante Schneider. A massa de concreto armado das caixas e tubulações foi quantificada multiplicando-se o volume de concreto em cada peça pelo peso específico (2.300 kg/m^3).

A taxa que representa a relação entre massa de material por área edificada foi utilizada para extrapolar o consumo de materiais às edificações tipo dos blocos. Primeiramente o cenário sem aproveitamento de água de chuva foi quantificado. As Tabelas H.1 e H.2 mostram a taxa para edificações unifamiliares, multifamiliares, comerciais ou públicas e industriais, as médias encontradas e os desvios e erros padrões para cada tipologia para este cenário.

Tabela H.1: Taxa massa/área para edificações unifamiliares.

Materiais	Massa (kg) / Área (m ²)				Média	Desvio padrão	Erro padrão
	Projeto 1 A = 163,07m ²	Projeto 2 A = 232,19 m ²	Projeto 3 A = 337,57 m ²	Projeto 4* A = 539,61 m ²			
Conexões PVC	0,136	0,135	0,128	0,078	0,119	0,027	0,014
Tubulações PVC	0,855	0,868	0,915	0,456	0,774	0,213	0,107
Conexões PPR	0,027	0,020	0,018	0,021	0,022	0,004	0,002
Tubulações PPR	0,048	0,043	0,039	0,042	0,043	0,004	0,002
Registros (liga de cobre)	0,031	0,045	0,031	0,024	0,033	0,009	0,004
Metais (liga de cobre)	0,083	0,070	0,060	0,048	0,065	0,015	0,008
Louças	0,742	0,521	0,521	0,655	0,610	0,108	0,054
Concreto armado	9,330	9,049	9,014	6,176	8,392	1,484	0,742

* O Projeto 4 possuía tubulação de recirculação de água quente. Como essa prática não é comum e normalmente utilizada somente em edificações de alto padrão, o quantitativo de materiais para esse sistema foi desconsiderado.

Tabela H.2: Taxa massa/área para edificações multifamiliares.

Materiais	Massa (kg) / Área (m ²)				Média	Desvio padrão	Erro padrão
	Projeto 1 A = 413,84 m ²	Projeto 2 A = 1.394,28 m ²	Projeto 3 A = 1.891,71 m ²	Projeto 4 A = 2.109,00 m ²			
Conexões PVC	0,186	0,189	0,184	0,171	0,183	0,008	0,004
Tubulações PVC	1,317	1,190	1,171	0,846	1,131	0,201	0,100
Conexões PPR	0,000	0,093	0,000	0,029	0,030	0,044	0,022
Tubulações PPR	0,000	0,244	0,000	0,061	0,076	0,115	0,058
Registros (liga de cobre)	0,036	0,149	0,032	0,097	0,078	0,056	0,028
Metais (liga de cobre)	0,132	0,240	0,103	0,124	0,150	0,061	0,031
Louças	0,989	1,852	0,897	0,918	1,164	0,460	0,230
Concreto armado	31,989	14,005	4,480	2,687	13,290	13,419	6,709

Tabela H.3: Taxa massa/área para edificações comerciais e públicas.

Materiais	Massa (kg) / Área (m ²)				Média	Desvio padrão	Erro padrão
	Projeto 1 A = 646,57 m ²	Projeto 2 A = 1.782,07 m ²	Projeto 3 A = 2.708,37 m ²	Projeto 4 A = 3.327,02 m ²			
Conexões PVC	0,063	0,037	0,086	0,095	0,070	0,026	0,013
Tubulações PVC	0,439	0,862	0,286	0,497	0,521	0,244	0,122
Conexões PPR	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Tubulações PPR	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Registros (liga de cobre)	0,010	0,013	0,008	0,010	0,010	0,002	0,001
Metais (liga de cobre)	0,025	0,005	0,032	0,036	0,025	0,014	0,007
Louças	0,499	0,113	0,759	1,040	0,603	0,394	0,197
Concreto armado	2,241	2,365	1,153	3,701	2,365	1,044	0,522

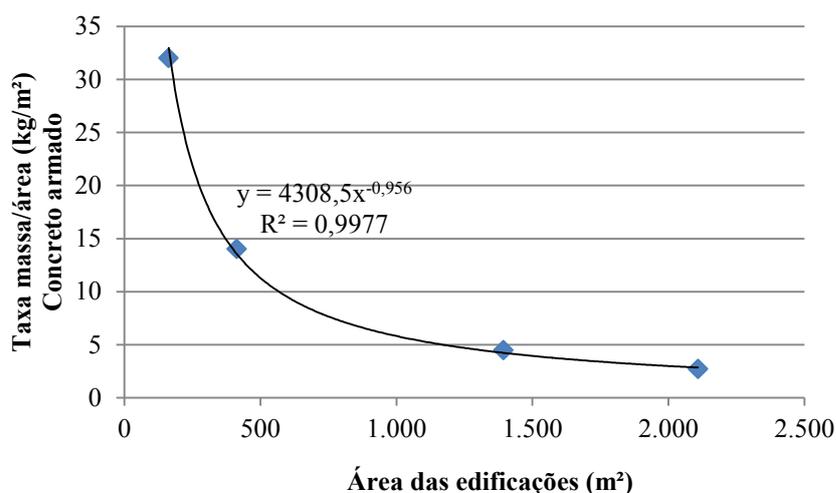
Tabela H.4: Taxa massa/área para edificações industriais.

Materiais	Massa (kg) / Área (m ²)			Média	Desvio padrão	Erro padrão
	Projeto 1 A = 1.800,00 m ²	Projeto 2 A = 7.451,87 m ²	Projeto 3 A = 11.624,86 m ²			
Conexões PVC	0,023	0,046	0,007	0,025	0,020	0,010
Tubulações PVC	0,379	0,266	0,083	0,243	0,149	0,075
Conexões PPR	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Tubulações PPR	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Registros (liga de cobre)	0,004	0,006	0,001	0,003	0,002	0,001
Metais (liga de cobre)	0,010	0,028	0,003	0,014	0,013	0,007
Louças	0,155	0,481	0,057	0,231	0,222	0,111
Concreto armado	4,347	6,903	0,294	3,848	3,333	1,666

Embora o número da amostra seja pequeno para comprovações estatísticas de relações entre as taxas, os comportamentos foram observados por meio de gráficos de dispersão. Observou-se que a massa do material concreto armado (referente a caixas de passagem e tubulações de drenagem) reduziu-se de forma exponencial com o aumento da área nos projetos de edificações multifamiliares. Isso está relacionado principalmente à verticalização de edificações, que apresentam área construída maior em terrenos com pouca variação em suas dimensões. Esse comportamento pode ser melhor analisado em pesquisas futuras, com um número de amostra maior.

Para este estudo, assumiu-se o desvio e erro padrões e utilizou-se a taxa média para a maior parte da quantificação dos materiais das edificações tipo. Devido ao grande desvio padrão observado em relação à taxa média para a quantificação do concreto em edificações multifamiliares, optou-se por utilizar a equação exponencial que representa o comportamento da amostra da relação entre a taxa e a área da edificação (Figura H.1).

Figura H.1: Relação entre taxa massa/área e área das edificações multifamiliares.



As quantificações de materiais das edificações industriais apresentaram grande desvio e erro padrão em relação à média. Apesar disso, a taxa média foi utilizada, pois não foram obtidos outros dados de projetos e a representatividade das edificações industriais na área de estudo é pequena. O número de edificações industrial em relação ao número total de edificações é de 0,07%.

A quantificação no cenário com aproveitamento de água pluvial foi realizada para os materiais adicionais necessários para a instalação dos sistemas. Foram quantificados apenas os materiais hidráulicos sendo desconsiderados os materiais necessários para reforma da estrutura física da edificação, como recortes e reparos na alvenaria, por exemplo. Aos projetos utilizados para quantificação, foram inseridas as tubulações referentes ao uso de água pluvial para estimar a taxa de sua massa em relação à área (Tabelas H.5 a H.8). A taxa foi também utilizada para estimar os materiais das edificações tipo de cada bloco. Separadamente foram também quantificados os reservatórios, motobombas e equipamentos (como filtros) necessários para o funcionamento dos sistemas.

Tabela H.5: Taxa massa/área para materiais de instalação de sistemas de aproveitamento de água de chuva em edificações unifamiliares.

Materiais	Massa (kg) / Área (m²)				Média	Desvio padrão	Erro padrão
	Projeto 1 A = 163,07m²	Projeto 2 A = 232,19 m²	Projeto 3 A = 337,57 m²	Projeto 4 A = 539,61 m²			
Conexões PVC	0,061	0,058	0,055	0,031	0,051	0,014	0,007
Tubulações PVC	0,385	0,373	0,393	0,182	0,333	0,101	0,051
Registros (liga de cobre)	0,007	0,007	0,006	0,004	0,006	0,001	0,001
Caixas de passagem de concreto	1,777	1,248	1,717	1,074	1,454	0,347	0,173

Tabela H.9: Volume dos reservatórios de água potável de cada bloco (litros) (continuação).

Grupos	Reservatório	Blocos								
		Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Púb2	Púb6	Ind
Grupo 7	Superior	1.500	-	-	2.000	-	-	5.000	-	1.000
	Inferior	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Grupo 8	Superior	1.000	-	-	1.000	-	-	5.000	-	0
	Inferior	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Grupo 9	Superior	1.000	5.000	-	1.000	3.000	-	1.500	1.500	1.000
	Inferior	-	7.500	-	-	5.000	-	-	3.000	-
Grupo 10	Superior	2.000	-	-	3.000	-	-	2.000	-	-
	Inferior	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Grupo 11	Superior	1.000	5.000	-	1.000	3.000	-	1.500	3.000	-
	Inferior	-	7.500	-	-	5.000	-	-	5.000	-
Grupo 12	Superior	1.500	10.000	-	1.000	7.500	-	1.500	5.000	5.000
	Inferior	-	2 x 7.500	-	-	10.000	-	-	7.500	-
Grupo 13	Superior	1.000	5.000	-	1.000	5.000	-	1.000	2 x 10.000	1.500
	Inferior	-	10.000	-	-	7.500	-	-	3 x 10.000	-
Grupo 14	Superior	1.000	7.500	-	1.000	3.000	-	3.000	3.000	1.000
	Inferior	-	10.000	-	-	5.000	-	-	5.000	-

Tabela H.10: Volume dos reservatórios de água pluvial de cada bloco (litros).

Grupos	Reservatório	Blocos								
		Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Púb2	Púb6	Ind
Grupo 1	First-flush	500	2.000	-	500	-	-	-	-	7.500
	Superior	500	1.000	-	500	-	-	-	-	500
	Inferior	10.000	2 x 7.500	-	10.000	-	-	-	-	7.500
Grupo 2	First-flush	310	750	2.000	310	750	1.500	310	750	500
	Superior	500	1.000	2.000	500	500	2.000	500	1.000	500
	Inferior	10.000	2 x 7.500	2 x 10.000	10.000	10.000	2 x 10.000	10.000	2 x 7.500	10.000
Grupo 3	First-flush	310	1.500	-	310	3.000	-	310	3.000	-
	Superior	500	1.000	-	500	1.000	-	500	1.500	-
	Inferior	10.000	2 x 7.500	-	10.000	2 x 7.500	-	10.000	2 x 10.000	-
Grupo 4	First-flush	500	1.500	5.000	500	1.500	5.000	500	1.500	-
	Superior	500	1.000	1.500	500	1.000	2.000	500	1.500	-
	Inferior	10.000	10.000	2 x 7.500	7.500	2 x 7.500	2 x 10.000	10.000	2 x 7.500	-
Grupo 5	First-flush	310	-	-	310	1.500	-	310	4 x 10.000	-
	Superior	500	-	-	500	1.000	-	500	2.000	-
	Inferior	10.000	-	-	10.000	10.000	-	10.000	2 x 10.000	-
Grupo 6	First-flush	500	-	-	750	-	-	750	-	-
	Superior	500	-	-	500	-	-	500	-	-
	Inferior	10.000	-	-	7.500	-	-	7.500	-	-
Grupo 7	First-flush	500	-	-	750	-	-	750	-	310
	Superior	500	-	-	500	-	-	500	-	500
	Inferior	10.000	-	-	10.000	-	-	10.000	-	10.000
Grupo 8	First-flush	500	-	-	1.000	-	-	1.000	-	1.500
	Superior	500	-	-	500	-	-	1.000	-	500
	Inferior	10.000	-	-	7.500	-	-	2 x 7.500	-	5.000
Grupo 9	First-flush	500	2.000	-	750	3.000	-	750	3.000	1.000
	Superior	500	1.500	-	500	1.500	-	500	1.500	500
	Inferior	7.500	2 x 7.500	-	5.000	2 x 7.500	-	7.500	2 x 7.500	7.500
Grupo 10	First-flush	500	-	-	1.500	-	-	1.500	-	-
	Superior	500	-	-	1.000	-	-	500	-	-
	Inferior	10.000	-	-	10.000	-	-	10.000	-	-

Tabela H.10: Volume dos reservatórios de água pluvial de cada bloco (litros).

Grupos	Reservatório	Blocos								
		Res2	Res6	Res20	Com2	Com6	Com20	Púb2	Púb6	Ind
Grupo 11	First-flush	310	1.000	-	310	3.000	-	310	3.000	-
	Superior	500	1.000	-	500	1.500	-	500	1.500	-
	Inferior	10.000	10.000	-	10.000	2 x 10.000	-	10.000	2 x 10.000	-
Grupo 12	First-flush	310	1.500	-	500	2.000	-	500	2.000	500
	Superior	500	1.000	-	500	1.000	-	500	1.000	500
	Inferior	10.000	2 x 7.500	-	10.000	2 x 7.500	-	10.000	2 x 7.500	2 x 7.500
Grupo 13	First-flush	500	2.000	-	500	3.000	-	500	3.000	310
	Superior	500	1.000	-	500	1.500	-	500	3.000	500
	Inferior	10.000	10.000	-	7.500	2 x 7.500	-	7.500	2 x 10.000	10.000
Grupo 14	First-flush	500	2.000	-	500	5.000	-	500	5.000	7.500
	Superior	500	1.000	-	500	1.500	-	500	1.500	500
	Inferior	10.000	10.000	-	7.500	2 x 7.500	-	10.000	2 x 10.000	10.000

A vida útil dos materiais foi utilizada para quantificar a vida útil média (ponderada pela massa) de cada componente. A Tabela H.11 mostra a vida útil de cada material e as Tabelas H.12 e H.13 apresentam os inventários do componente consumidor.

Tabela H.11: Vida útil dos materiais.

Materiais - componentes de tecnologia	Vida útil	Fonte
Estação de tratamento de água	60	Taxa de depreciação - Sanepar
Estação de tratamento de esgoto	60	Taxa de depreciação - Sanepar
Tubulações de PVC	50	Taxa de depreciação - Sanepar
Tubulações de ferro fundido dúctil	60	Taxa de depreciação - Sanepar
Tubulações de PEAD	50	Taxa de depreciação - Sanepar
Tubulações de PRFV	50	Taxa de depreciação - Sanepar
Tubulações de FG/Aço	50	Taxa de depreciação - Sanepar
Tubulações de concreto armado	50	Taxa de depreciação - Sanepar
Tubulações de cerâmica	50	Taxa de depreciação - Sanepar
Tubulações CIPP	50	Taxa de depreciação - Sanepar
Poços de visita (concreto armado)	50	Taxa de depreciação - Sanepar
Boosters, motores e bombas (ferro fundido)	60	Taxa de depreciação - Sanepar
Reservatórios (Concreto armado)	60	Taxa de depreciação - Sanepar
Materiais - componente consumidor	Vida útil	Fonte
Conexões e tubulações de PVC	50	Roebuck et al. (2011)
Conexões e tubulações de PPR	50	Amanco (2019)
Registros (liga de cobre)	20	ABNT (2013)
Metais (liga de cobre)	10	Docol (2019)
Louças (cerâmica)	20	ABNT (2013)
Caixas de gordura / passagem (concreto)	50	Taxa de depreciação - Sanepar
Reservatórios de PEAD	65	Roebuck et al. (2011)
Motobombas (ferro fundido)	12	Roebuck et al. (2011)
Filtro (polietileno)	50	3P Technik (2019)
Freio d'água (polietileno)	50	3P Technik (2019)
Sifão ladrão (polietileno)	50	3P Technik (2019)
Clorador (polietileno)	3	CMBAQUA (2019)
Realimentador	15	3P Technik (2019)
Conjunto mangueira boia	25	3P Technik (2019)

Tabela H.13: Inventário do componente consumidor - adicionais para aproveitamento de água pluvial (continuação).

Operação - Químicos	Processo <i>Ecoinvent</i>	Quantidade									Un.	Fonte
		Res 2	Res 6	Res 20	Com 2	Com 6	Com 20	Pub 2	Pub 6	Ind		
Pastilhas de Cloro	Sodium hypochlorite, without water, in 15% solution state {RoW} sodium hypochlorite production, product in 15% solution state cut-off, U	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	kg/m³	Fornecedor Clor-in
Operação - Energia	Processo <i>Ecoinvent</i>	Quantidade									Un.	Fonte
		Res 2	Res 6	Res 20	Com 2	Com 6	Com 20	Pub 2	Pub 6	Ind		
Energia elétrica	Electricity, low voltage {BR} market for Cut-off, U	0,345	0,428	0,803	0,35	0,425	0,796	0,336	0,442	0,348	kWh/m³	Dimensionado para edificação tipo.

APÊNDICE I – COMPLEMENTO DO MÉTODO

Este apêndice apresenta as avaliações de impactos do modelo WaLA (LOUBET et al., 2016) não descritas no método proposto. Referem-se aos impactos associados à qualidade da água, à privação da água e às emissões para o ar e para o solo. Essas avaliações podem ser inseridas ao método e aplicadas ao estudo de caso, a partir da obtenção de alguns dados de entrada.

Impactos diretos associados à quantidade de água

As retiradas privam os usuários a jusante da água, enquanto os lançamentos tornam a água disponível novamente. Os impactos de privação de água associados a cada componente são calculados com base em fatores de caracterização definidos na escala da sub-bacia hidrográfica, determinados por meio da Equação I.1 (LOUBET et al., 2016):

$$I_{PA}^{\text{direto, água}} = V_R \times FC_{PA,A} - V_L \times FC_{PA,B} \quad (\text{I.1})$$

Onde $I_{PA}^{\text{direto, água}}$ é o impacto médio da privação de água (m^3 equivalente), V_R é o volume de água retirada na localização A (m^3), V_L é o volume de água liberada no local B (m^3) e $FC_{PA,A}$, e $FC_{PA,B}$ são os fatores de caracterização da privação de água nos locais A e B.

Fatores de caracterização de privação de água diferenciados na escala da sub-bacia hidrográfica são usados para calcular os efeitos nas sub-bacias a jusante. O uso deste modelo AICV é compatível com a escala espacial necessária para os sistemas urbanos de água e deve seguir o modelo de cálculo proposto por Loubet et al. (2013).

Para Loubet et al. (2013), os Fatores de Caracterização avaliam o efeito cascata da privação de água em sub-bacias impactadas a jusante, pois consideram que a água consumida na sub-bacia i afetará as sub-bacias a jusante, de i até n . Isso não se aplica quando há sobreposição de bacias hidrográficas, comuns no Brasil, nas quais deve-se considerar o impacto do consumo de água na sub-bacia a montante, responsável pelo abastecimento da sub-bacia i . Nesses casos, considera-se como localização A, a correspondente à bacia em que a água é coletada para consumo no local do estudo e não aquela em que a água é consumida. A Equação I.2 mostra o cálculo de FC realizado por Loubet et al. (2013).

$$FC_{PA,i} = \frac{1}{\bar{p} \times \bar{N}_{down}} \times \sum_{j=i}^n (CD_j \times p_j) \quad (I.2)$$

Onde $FC_{PA,i}$ é o fator de privação da água no local i , \bar{p} é o valor médio dos parâmetros de ponderação entre todas as sub-bacias dentro da bacia hidrográfica, \bar{N}_{down} é o número médio de sub-bacias a jusante de cada sub-bacia dentro da bacia hidrográfica, CD_j é a taxa consumo-disponibilidade de cada sub-bacia e p_j é o valor de ponderação de cada sub-bacia, de i até n , dentro da sub-bacia. O parâmetro de ponderação p pode ser feito de acordo com a área da sub-bacia (afeta potencialmente as espécies terrestres), o volume de água do rio (afeta potencialmente as espécies aquáticas) e a quantidade de usuários privados de água ou número de habitantes (relacionado à saúde humana).

A taxa de consumo-disponibilidade dada por Loubet et al. (2013) está expressa por meio da Equação I.3.

$$CD_i = \frac{\sum_{k=1}^i tWC_k}{WA_i} \quad (I.3)$$

Onde CD_i é a taxa consumo-disponibilidade na sub-bacia i , tWC_k é o volume total de água consumida nas sub-bacias a montante (m^3) e WA_i é a disponibilidade hídrica na sub-bacia i (m^3). O volume total de água consumida é dado pela evaporação, transpiração e água incorporada em produtos da tecnosfera (que representa as atividades humanas dentro da bacia hidrográfica).

A disponibilidade hídrica recebe diferentes níveis de interferência humana. A disponibilidade hídrica pode ser originada da descarga natural, sem qualquer interferência humana; da descarga regulada, que é alterada por operações de reservação de água; e da descarga modificada, que é a descarga regulada menos o consumo total de água resultante das atividades humanas (VAN BEEK et al., 2011 apud LOUBET et al., 2013). Para Loubet et al. (2013) a disponibilidade hídrica é dada pela descarga regulada (Equação I.4).

$$WA_i = (1 - EWR) \times D_{reg,i} \quad (I.4)$$

Onde $D_{reg,i}$ é a descarga regulada na sub-bacia i e EWR é o percentual do volume total de água disponível que pode ser consumido sem causar danos ao ecossistema. Richter et al.

(2012) apud Loubet et al. (2013) afirmam que um nível moderado de proteção é fornecido quando os fluxos são alterados de 11% a 20%.

Impactos diretos associados à qualidade de água

Os diferentes índices de qualidade da água referem-se às composições químicas e aos impactos associados. Os impactos são calculados para cada componente como a diferença nos impactos potenciais associados aos lançamentos de água e os impactos potenciais associados às retiradas de água (Equação I.5). A emissão de poluentes que afeta o meio ambiente é contada como uma quantidade positiva, e a captação do poluente do meio ambiente é contada como uma quantidade negativa.

$$I^{\text{direto,água}} = \begin{bmatrix} I_1^{\text{direto,água}} \\ \dots \\ I_j^{\text{direto,água}} \\ \dots \\ I_n^{\text{direto,água}} \end{bmatrix} = V_L \times \begin{bmatrix} i_1^{Q_L} \\ \dots \\ i_j^{Q_L} \\ \dots \\ i_n^{Q_L} \end{bmatrix} - V_R \times \begin{bmatrix} i_1^{Q_R} \\ \dots \\ i_j^{Q_R} \\ \dots \\ i_n^{Q_R} \end{bmatrix} \quad (\text{I.5})$$

Onde $I^{\text{direto,água}}$ é o vetor de valores de impacto para cada categoria (por exemplo, eutrofização de água doce, em kg P eq.), devido a emissões para recursos hídricos e captação de recursos hídricos de um determinado componente. $i_j^{Q_L}$ (ou $i_1^{Q_R}$) é o impacto específico j (por exemplo, eutrofização de água doce, em kg P eq./m³) relacionado a 1 m³ de um fluxo, que possui um índice de qualidade de Q_L (ou Q_R). Os impactos de ponto médio e os danos dos pontos finais associados às emissões diretas devido à troca de água dependem do método de AICV utilizado.

Impactos diretos associados às emissões da água para o ar e para o solo

O sistema urbano de água gera impactos diretos associados às emissões para o ar e para o solo relacionadas aos fluxos de água, ou seja, poluentes emitidos a partir das linhas de água ou lodo. As emissões para o solo ocorrem devido à geração de lodo da produção de água potável (principalmente metais pesados) e devido ao tratamento de águas residuais (nutrientes e compostos orgânicos restantes, e também metais pesados). Os impactos associados são tipicamente eutrofização, ecotoxicidade e toxicidade humana. As emissões atmosféricas levam a vários impactos, como aquecimento global, formação fotoquímica de ozônio,

acidificação, eutrofização, (eco) toxicidade (YOSHIDA et al., 2014 apud LOUBET et al., 2016).

Os impactos diretos são considerados fixos para cada tecnologia e só dependem do fluxo volumétrico que atravessa o processo. A Equação I.6 (LOUBET et al., 2016) mostra os impactos diretos.

$$I^{\text{ar-solo}} = \begin{bmatrix} I_1^{\text{ar-solo}} \\ \dots \\ I_j^{\text{ar-solo}} \\ \dots \\ I_n^{\text{ar-solo}} \end{bmatrix} = V_{T_{\text{in}}} \times \begin{bmatrix} i_1^{\text{ar-solo}} \\ \dots \\ i_j^{\text{ar-solo}} \\ \dots \\ i_n^{\text{ar-solo}} \end{bmatrix} \quad (\text{I.6})$$

Onde $I_j^{\text{ar-solo}}$ é o impacto j (por exemplo, mudança climática, em kg CO₂eq.) de um componente devido às suas emissões diretas para o ar e o solo, $i_j^{\text{ar-solo}}$ é o impacto específico j que ocorreu por 1 m³ de fluxo entrando em um componente (por exemplo, mudança climática, em kg CO₂ eq./m³). No cálculo dos impactos diretos para o componente produção de água potável, $V_{T_{\text{in}}}$ é substituído por V_R .

Quando há aproveitamento de água pluvial no componente consumidor, o volume $V_{T_{\text{in}}}$ é dividido em consumo potável e não potável, como está mostrado no Apêndice D. Os impactos referentes a cada consumo são multiplicados pelo volume correspondente. Os impactos dos poços tubulares profundos são quantificados pela multiplicação dos impactos específicos desse sistema pelo volume V_R do consumidor. Para quantificar os impactos relativos aos sistemas de tratamento de esgoto descentralizados também se multiplicam os impactos pelos volumes relativos a esses sistemas de tratamentos. Ao final, o impacto de consumidor é a soma dos impactos dos sistemas que utiliza.

Impactos totais

Por fim, os impactos totais são compostos pelos impactos diretos relacionados com a qualidade e quantidade de água, com as emissões para o ar e para o solo e com os impactos relacionados às atividades de suporte. Os impactos totais são determinados por meio da Equação I.7 (adaptado de LOUBET et al., 2016).

$$I^{\text{total}} = (V_R \times FC_{P_{A,A}} - V_L \times FC_{P_{A,B}}) + V_{T_{\text{in}}} \times i^{\text{ar-solo}} + V_{T_{\text{in}}} \times (i^{\text{ener}} + i^{\text{quím}}) + i^{\text{infra}} \times \frac{1}{t} \quad (\text{I.7})$$