



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO ACADÊMICO DO AGRESTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

THOMAS FERNANDES DA SILVA

TECNOLOGIA ALTERNATIVA EM DRENAGEM URBANA: TELHADO VERDE

Caruaru - 2017

THOMAS FERNANDES DA SILVA

TECNOLOGIA ALTERNATIVA EM DRENAGEM URBANA: TELHADO VERDE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Profa^o Dra^o Sylvana Melo dos Santos

Co-orientadora: Profa^o Dra^o Érika Pinto Marinho

Caruaru - 2017

Catálogo na fonte:
Bibliotecária – Paula Silva CRB/4 – 1223

S586t Silva, Thomas Fernandes da.
Tecnologia alternativa em drenagem urbana: telhado verde. / Thomas Fernandes da Silva. - 2017.
135f.: il.; 30 cm.

Orientadora: Sylvana Melo dos Santos.
Coorientadora: Érika Pinto Marinho.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2017.
Inclui Referências.

1. Tecnologia. 2. Drenagem. 3. Água - Capacitação. 4. Telhados. 5. Água – Purificação - Filtração. I. Santos, Sylvana Melo dos (Orientadora). II. Marinho, Érika Pinto (Coorientadora). III. Título.

620 CDD (23. ed.)

UFPE (CAA 2017-157)

THOMAS FERNANDES DA SILVA

TECNOLOGIA ALTERNATIVA EM DRENAGEM URBANA: TELHADO VERDE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Aprovado em: 07 / 08 / 2017.

BANCA EXAMINADORA

Profa^o. Dra^o. Sylvana Melo dos Santos (Orientadora)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^o. Dr^o. Anderson Luiz Ribeiro de Paiva (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Profa^o. Dra^o. Suzana Maria Gico Lima Montenegro (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

À minha mãe, Marilene Fernandes (*in
memorian*).

AGRADECIMENTOS

À Deus, por me dar força necessária para enfrentar todos os obstáculos que passei ao longo desses anos e por me ajudar a vencer mais uma etapa na minha vida.

Aos meus pais Benildo Antônio e Marilene Fernandes pelo apoio e amor incondicional demonstrados em cada etapa da minha vida, por me ensinarem as primeiras e grandes bases da vida: amor, respeito e honestidade. Por estarem sempre ao meu lado e acima de tudo, pelo amor, carinho e atenção em todos os dias de minha vida.

A minha esposa, Jessyca, pelo amor, companheirismo, compreensão nos momentos de tensão e por todos os finais de semana e feriados empregados no desenvolvimento do trabalho. Ela foi de fundamental importância no desenvolvimento de cada passo.

Aos meus irmãos, por todo o carinho, ensinamentos e apoio nas decisões tomadas. Agradeço também por todos os exemplos de perseverança dados ao longo de minha vida, foram essenciais para que eu pudesse completar essa jornada.

A minha professora orientadora Dr.^a Sylvana Melo dos Santos e ao professor Dr. Anderson Luiz Ribeiro de Paiva por mais de sete anos de convívio, quase que diário, a quem não tenho palavras para agradecer o grande incentivo a minha vida profissional. Sempre presente nas dificuldades, não importando quais fossem, profissionais ou pessoais. Por todas as oportunidades, por todo conhecimento que vem me transmitido e, acima de tudo, por todo o carinho, que só uma segunda mãe e um segundo pai poderiam passar. Suas experiências foram fundamentais para o meu crescimento como pesquisador e para minha carreira científica.

À professora Dr.^a Érika Pinto Marinho pelos ensinamentos desde os meus tempos de graduação, pela confiança depositada em mim desde o momento em que aceitou ser minha coorientadora no Programa de Mestrado, apesar dos diversos obstáculos.

Aos técnicos de Laboratório Gilles, Luís, Amanda, Claudete, Fabíola Henrique e ao bolsista de IC Abraão por todo apoio no desenvolvimento do trabalho.

Aos meus amigos Wendell, Raul, entre outros, pelo incentivo e contribuição que foram fundamentais para a realização da pesquisa.

Ao IPA de Caruaru pela concessão do local para desenvolvimento da pesquisa.

À FACEPE pela concessão da bolsa e à UFPE pelo financiamento do projeto e pela oportunidade de realização de um sonho. Sonho de se tornar Engenheiro Civil e Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco.

RESUMO

A urbanização de forma desordenada das cidades brasileiras proporciona a redução das áreas verdes e o aumento das áreas impermeáveis, favorecendo o aumento na velocidade do escoamento superficial, fazendo com que a água seja deslocada do ambiente o mais rápido possível, gerando áreas de inundação a jusante. As novas alternativas propostas para resolver problemas de drenagem urbana buscam, de uma forma eficiente, trata-los o mais próximo possível da fonte. Uma alternativa, natural e sustentável é a implantação dos telhados verdes, que se caracteriza pela aplicação de vegetação sobre a cobertura de edificações com impermeabilização e drenagem adequadas. Este trabalho tem a finalidade de investigar a funcionalidade de um telhado verde instalado no IPA no município de Caruaru, com relação a sua capacidade de retenção da vazão da água pluvial escoada, e avaliar o tratamento do efluente do telhado verde pelo sistema de filtração descendente em areia. Utilizou-se vegetação típica de regiões semiáridas, Babosa (*Aloe Vera*) e Coroa-de-Frade (*Melocactus Zehntneri*), e comparou-se ao telhado convencional. Após o uso de simulador de chuva, analisou-se a capacidade de retenção do telhado através do balanço hídrico no sistema. Foram realizados ensaios de bancada para avaliar a eficiência de duas configurações de filtro de areia, com diferentes granulometrias, em relação ao melhoramento da qualidade do efluente dos telhados verdes e do efluente sintético, desenvolvido em laboratório. Os telhados verdes apresentaram boa capacidade de retenção, chegando a valores de 75% e 86%, para os telhados verdes Babosa e Coroa-de-Frade, respectivamente. Observou-se um retardo na ocorrência do pico de vazão de até 14 minutos no telhado verde Babosa em relação ao telhado Convencional (telha cerâmica) e um retardo de até 21 minutos no telhado verde Coroa-de-Frade em relação ao telhado Convencional (telha cerâmica). Sendo a vegetação Coroa-de-Frade uma boa possibilidade de uso para este fim em regiões semiáridas. O desempenho do filtro foi analisado, através dos parâmetros de qualidade da água para irrigação, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, cálcio, magnésio, sódio, carbonatos, bicarbonatos, cloretos, sulfatos, nitrogênio-nitrato, nitrogênio amoniacal, fósforo-fosfato, potássio, boro, acidez ou alcalinidade e razão de adsorção de sódio. Conforme as análises observou-se que o filtro de areia apresentou-se como uma alternativa para o tratamento do efluente gerado pelo telhado verde em estudo.

Palavras-chave: Região semiárida. Eventos extremos. Capacidade de retenção de água do telhado Verde. Filtro de tratamento.

ABSTRACT

The urbanization in a disorderly way of the Brazilian cities causes the reduction of green areas and the increase of impermeable areas, favoring the increase in the speed of the surface runoff, causing the water to be displaced from the environment as quickly as possible, generating flood areas downstream. The new alternatives proposed to solve problems of urban drainage seek, in an efficient way, treat them as close as possible to the source. An alternative, natural and sustainable is the implementation of green roofs, which is characterized by the application of vegetation on the roof of buildings with adequate waterproofing and drainage. This work has the purpose of investigating the functionality of a green roof installed in the IPA in the city of Caruaru, in relation to its capacity of retention of the flow of the drained pluvial water, and to evaluate the treatment of the effluent of the green roof by the system of descending filtration in sand. Typical vegetation of semi-arid regions, Babosa (*Aloe Vera*) and Coroa-de-Frade (*Melocactus Zehntneri*) was used, and compared to the conventional roof. After the use of rainfall simulator, the retention capacity of the roof was analyzed through the water balance in the system. Bench tests were carried out to evaluate the efficiency of two sand filter configurations, with different particle sizes, in relation to the improvement of the quality of green roofs and synthetic effluent, developed in the laboratory. The green roofs showed good retention capacity, reaching values of 75% and 86%, for the green roofs of Babosa and Coroa de Frade, respectively. There was a delay in the occurrence of the peak flow of up to 14 minutes on the roof of the Babosa green roof compared to the conventional roof (ceramic tile) and a delay of up to 21 minutes on the roof green Crown of Frade in relation to the conventional Roof Ceramics). Since the Coroa-de-Frade vegetation is a good possibility of use for this purpose in semi-arid regions. The performance of the filter was analyzed through water quality parameters for irrigation, Electric Conductivity, Total Dissolved Solids, Calcium, Magnesium, Sodium, Carbonates, Bicarbonates, Chlorides, Sulphates, Nitrogen-Nitrate, Ammoniacal Nitrogen, Phosphorus-Phosphate, Potassium, Boron, Acidity or Alkalinity and Sodium Adsorption Ratio. According to the analyzes, it was observed that the sand filter was may be considered as an alternative for the treatment of the effluent generated by the green roof under study.

Keywords: Semiarid region. Extreme events. Water retention capacity of green roof. Treatment filter.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Representação esquemática de um telhado verde.....	39
Figura 2 -	Localização do Brasil na América do Sul com destaque para o estado de Pernambuco e para o município de Caruaru.....	61
Figura 3 -	Esquema de disposição dos telhados verdes e convencional nas instalações do IPA em Caruaru.....	62
Figura 4 -	Identificação do sistema de captação.....	63
Figura 5 -	Pluviômetro de balança.....	64
Figura 6 -	Fluxograma da metodologia adotada para obtenção da Equação IDF.....	65
Figura 7 -	Materiais utilizados nos dispositivos-filtros.....	70
Figura 8 -	Módulo do dispositivo-filtro.....	71
Figura 9 -	Dispositivo-filtro com dois módulos.....	71
Figura 10 -	Composição do filtro A de areia.....	72
Figura 11 -	Composição do filtro B de areia.....	72
Figura 12 -	Conjunto de peneiras e mesa vibratória.....	73
Figura 13 -	Curva granulométrica da areia dos filtros.....	73
Figura 14 -	Faixas granulométricas utilizadas como meio filtrante.....	74
Figura 15 -	Garrafas com um orifício instalado na tampa.....	76
Figura 16 -	Série temporal, tendência linear e média móvel de 10 anos da precipitação total anual.....	79
Figura 17 -	Desvio de precipitação em relação à média mensal, dados de precipitação referente ao posto Caruaru 24.....	80
Figura 18 -	Curva intensidade x duração para diferentes períodos de retorno, na estação Caruaru-PE (24)	81
Figura 19 -	Precipitações e volumes retidos - telhado verde com Babosa.....	83
Figura 20 -	Relação das precipitações com os volumes retidos no telhado verde com Coroa de Frade.....	84
Figura 21 -	Precipitações e volumes retidos - telhado verde com Babosa.....	85

Figura 22 -	Precipitações e volumes retidos - telhado verde com Coroa de Frade.....	86
Figura 23 -	Precipitações e volumes retidos - telhado verde com Babosa.....	87
Figura 24 -	Precipitações e volumes retidos - telhado verde com Coroa-de-Frade.....	87
Figura 25 -	Volumes retidos nos telhados verdes.....	88
Figura 26 -	Escoamento dos telhados verdes e convencional.....	90
Figura 27 -	Escoamento dos telhados verdes e convencional.....	91
Figura 28 -	Escoamento dos telhados verdes e convencional.....	92
Figura 29 -	Valores obtidos de condutividade elétrica para o efluente sintético.....	94
Figura 30 -	Valores obtidos de condutividade elétrica para o efluente dos telhados verdes.....	95
Figura 31 -	Valores obtidos de sólidos dissolvidos totais para o efluente sintético.....	96
Figura 32 -	Valores obtidos de sólidos dissolvidos totais para o efluente dos telhados verdes.....	97
Figura 33 -	Valores obtidos de cálcio para o efluente sintético.....	98
Figura 34 -	Valores obtidos de cálcio para o efluente do telhado verde	99
Figura 35 -	Valores obtidos de magnésio para o efluente sintético.....	100
Figura 36 -	Valores obtidos de magnésio para o efluente do telhado verde.....	101
Figura 37 -	Valores obtidos de sódio para o efluente sintético.....	102
Figura 38 -	Valores obtidos de sódio para o efluente do telhado verde	103
Figura 39 -	Valores obtidos de carbonatos para o efluente sintético.....	104
Figura 40 -	Valores obtidos de bicarbonatos para o efluente sintético	105
Figura 41 -	Valores obtidos de bicarbonatos para o efluente do telhado verde.....	106
Figura 42 -	Valores obtidos de cloretos para o efluente sintético.....	107
Figura 43 -	Valores obtidos de cloretos para o efluente do telhado verde.....	108
Figura 44 -	Valores obtidos de sulfatos para o efluente sintético	109

Figura 45 -	Valores obtidos de sulfatos para o efluente do telhado verde.....	110
Figura 46 -	Valores obtidos de nitrato para o efluente sintético	111
Figura 47 -	Valores obtidos de nitrato para o efluente do telhado verde.....	112
Figura 48 -	Valores obtidos de nitrogênio amoniacal para o efluente sintético.....	113
Figura 49 -	Valores obtidos de nitrogênio amoniacal para o efluente do telhado verde.....	114
Figura 50 -	Valores obtidos de fósforo para o efluente sintético.....	115
Figura 51 -	Valores obtidos de fósforo para o efluente do telhado verde.....	116
Figura 52 -	Valores obtidos de potássio para o efluente sintético.....	117
Figura 53 -	Valores obtidos de potássio para o efluente do telhado verde.....	118
Figura 54 -	Valores obtidos de boro para o efluente sintético.....	119
Figura 55 -	Valores obtidos de boro para o efluente do telhado verde..	120
Figura 56 -	Valores obtidos de pH para o efluente sintético.....	121
Figura 57 -	Valores obtidos de pH para o efluente do telhado verde....	122
Figura 58 -	Valores obtidos da razão de adsorção de sódio para o efluente sintético.....	123
Figura 59 -	Valores obtidos da razão de adsorção de sódio para o efluente sintético.....	124

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Valores críticos por nível de significância para o teste de aderência Kolmogorov-Smirnov.....	35
Tabela 2 -	Relação entre as alturas pluviométricas para precipitações de mesma frequência e diferentes durações.....	36
Tabela 3 -	Parâmetros a serem analisados para avaliar a água para irrigação.....	50
Tabela 4 -	Qualidade da água escoada dos telhados verdes.....	59
Tabela 5 -	Configurações de filtros ensaiados em laboratório.....	72
Tabela 6 -	Granulometria do meio filtrante de areia.....	74
Tabela 7 -	Parâmetros físico-químicos analisados e metodologias utilizadas.....	77
Tabela 8 -	Parâmetros físico-químicos analisados com Kits no fotolorímetro.....	78
Tabela 9 -	Parâmetros físico-químicos analisados com Kits no espectrofotômetro.....	78
Tabela 10 -	Parâmetros da Equação IDF.....	82
Tabela 11 -	Valores de umidades obtidos antes do início de cada experimento.....	82
Tabela 12 -	Taxa de filtração dos filtros.....	93
Tabela 13 -	Eficiência de remoção dos filtros A e B de areia.....	124

LISTA DE ABREVIações E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Clima
APHA	American Public Health Association (Associação Americana de Saúde Pública)
CAA	Centro Acadêmico do Agreste
CE	Condutividade elétrica
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
cm	Centímetro
CU	Coeficiente de Uniformidade
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDF	Intensidade – duração – frequência
IPA	Instituto Agrônômico de Pernambuco
IPTU	Imposto Predial e Territorial Urbano
L	Litro
LANTESA	Laboratório Multiusuário de Tecnologia para o Semiárido
LEA	Laboratório de Engenharia Ambiental
m	Metro
m ²	Metro quadrado
mg	Miligramma
mm	Milímetro
PCD	Plataforma de Coleta de Dados
pH	Potencial Hidrogeniônico
UETV	Unidade experimental de telhados verdes
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	19
1.1	Problemática e justificativa.....	19
1.2	Objetivos.....	21
1.2.1	<i>Objetivo geral.....</i>	21
1.2.2	<i>Objetivos específicos.....</i>	21
	REVISÃO DA LITERATURA E FUNDAMENTAÇÃO	
2	TEÓRICA.....	23
2.1	Conceitos hidrológicos.....	23
2.2	Drenagem urbana.....	27
2.3	Chuvas intensas.....	29
2.3.1	<i>Distribuição de frequência de chuvas.....</i>	29
2.3.2	<i>Validação dos ajustes da distribuição aplicada.....</i>	33
2.3.2.1	<i>Coeficiente de determinação (R^2).....</i>	33
2.3.2.2	<i>Teste de aderência de Kolmogorov-Sminorv.....</i>	33
2.3.3	<i>Métodos para determinação das equações IDF.....</i>	35
2.3.4	<i>Obtenção dos parâmetros da curva IDF.....</i>	36
2.4	Telhado verde.....	37
2.4.1	<i>Tipos de telhados verdes.....</i>	38
2.4.1.1	<i>Telhado verde extensivo.....</i>	38
2.4.1.2	<i>Telhado verde intensivo.....</i>	38
2.4.2	<i>Composição estrutural dos telhados verdes.....</i>	38
2.4.3	<i>Benefícios proporcionados após a aplicação de telhados verdes: isolamento térmico e capacidade de retenção.....</i>	39
2.4.4	<i>Balanço hídrico dos telhados verde.....</i>	41
2.4.5	<i>Qualidade da água de chuva x qualidade da água escoada dos telhados verdes.....</i>	42
2.5	Tratamento da água.....	43
2.5.1	<i>Estudos sobre a utilização de filtro para tratamento de água.....</i>	43
2.5.2	<i>Filtração.....</i>	45
2.5.3	<i>Tipos de meio filtrante.....</i>	46

2.5.4	Aspectos construtivos.....	48
2.5.4.1	<i>Diâmetro efetivo.....</i>	48
2.5.4.2	<i>Coeficiente de uniformidade (CU).....</i>	48
2.5.4.3	<i>Espessura da camada de areia.....</i>	49
2.5.5	Indicadores de qualidade da água de irrigação.....	49
2.5.5.1	<i>Condutividade elétrica.....</i>	50
2.5.5.2	<i>Sólidos dissolvidos totais.....</i>	51
2.5.5.3	<i>Sódio.....</i>	52
2.5.5.4	<i>Carbonatos e bicarbonatos.....</i>	53
2.5.5.5	<i>Cloretos.....</i>	53
2.5.5.6	<i>Nitrato.....</i>	54
2.5.5.7	<i>Nitrogênio amoniacal.....</i>	54
2.5.5.8	<i>Fósforo.....</i>	55
2.5.5.9	<i>Potássio.....</i>	55
2.5.5.10	<i>Boro.....</i>	56
2.5.5.11	<i>pH.....</i>	57
2.5.5.12	<i>Razão de adsorção de sódio (RAS), cálcio e magnésio</i>	58
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	60
3.1	Área de estudo.....	60
3.2	Descrição da unidade experimental de telhados verdes (UETV).....	61
3.3	Aquisição de dados pluviométricos.....	63
3.4	Determinação da equação de chuvas intensas.....	65
3.4.1	<i>Aquisição de dados e seleção das alturas pluviométricas máximas.....</i>	66
3.4.2	<i>Análise de frequência da série de dados.....</i>	66
3.4.3	<i>Validação dos ajustes da distribuição aplicada.....</i>	67
3.4.4	<i>Determinação dos parâmetros da IDF.....</i>	67
3.5	Determinação da capacidade de retenção e escoamento dos telhados.....	67
3.5.1	<i>Capacidade de retenção dos telhados verdes.....</i>	68
3.6	<i>Dispositivo-filtro.....</i>	69
3.6.1	<i>Construção do dispositivo-filtro.....</i>	69

3.6.2	Composições dos filtros.....	72
3.6.3	Dimensionamento dos filtros descendentes.....	73
3.6.3.1	<i>Leito filtrante dos filtros descendentes.....</i>	74
3.6.4	Procedimento experimental.....	75
3.6.4.1	<i>Efluentes de estudo.....</i>	75
3.6.4.2	<i>Controle da vazão vazão de entrada no dispositivo-filtro.....</i>	76
3.6.4.3	<i>Taxa de filtração dos filtros.....</i>	76
3.6.5	Caracterização dos parâmetros de qualidade da água.....	77
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	79
4.1	Análise estatística da precipitação.....	79
4.1.1	<i>Histórico das chuvas em Caruaru.....</i>	79
4.2	Análise de chuvas intensas.....	80
4.3	Capacidade de retenção e escoamento dos telhados.....	82
4.3.1	Capacidade de retenção dos telhados verdes.....	82
4.3.1.1	<i>Experimento 1 (18/10/2016).....</i>	83
4.3.1.2	<i>Experimento 2 (19/10/2016).....</i>	84
4.3.1.3	<i>Experimento 3 (20/10/2016).....</i>	85
4.3.2	Escoamento dos Telhados.....	89
4.3.2.1	<i>Experimento 1 (18/10/2016).....</i>	89
4.3.2.2	<i>Experimento 2 (19/10/2016).....</i>	90
4.3.2.3	<i>Experimento 3 (20/10/2016).....</i>	91
4.4	Caracterização dos efluentes.....	93
4.4.1	Monitoramento da Condutividade Elétrica.....	93
4.4.1.1	<i>Efluente sintético.....</i>	93
4.4.1.2	<i>Efluente dos telhados verdes.....</i>	94
4.4.2	Monitoramento dos Sólidos Dissolvidos Totais (SDT).....	95
4.4.2.1	<i>Efluente sintético.....</i>	95
4.4.2.2	<i>Efluente dos telhados verdes.....</i>	96
4.4.3	Monitoramento do Cálcio.....	97
4.4.3.1	<i>Efluente sintético.....</i>	97
4.4.3.2	<i>Efluente dos telhados verdes.....</i>	98
4.4.4	Monitoramento do Magnésio.....	99
4.4.4.1	<i>Efluente sintético.....</i>	99

4.4.4.2	<i>Efluente dos telhados verdes.....</i>	100
4.4.5	<i>Monitoramento do Sódio.....</i>	101
4.4.5.1	<i>Efluente sintético.....</i>	101
4.4.5.2	<i>Efluente dos telhados verdes.....</i>	102
4.4.6	<i>Monitoramento dos Carbonatos.....</i>	103
4.4.6.1	<i>Efluente sintético.....</i>	103
4.4.6.2	<i>Efluente dos telhados verdes.....</i>	104
4.4.7	<i>Monitoramento dos Carbonatos.....</i>	104
4.4.7.1	<i>Efluente sintético.....</i>	104
4.4.7.2	<i>Efluente dos telhados verdes.....</i>	105
4.4.8	<i>Monitoramento dos Cloretos.....</i>	106
4.4.8.1	<i>Efluente sintético.....</i>	106
4.4.8.2	<i>Efluente dos telhados verdes.....</i>	107
4.4.9	<i>Monitoramento dos Sulfatos.....</i>	108
4.4.9.1	<i>Efluente sintético.....</i>	108
4.4.9.2	<i>Efluente dos telhados verdes.....</i>	109
4.4.10	<i>Monitoramento do Nitrato.....</i>	110
4.4.10.1	<i>Efluente sintético.....</i>	110
4.4.10.2	<i>Efluente dos telhados verdes.....</i>	111
4.4.11	<i>Monitoramento do Nitrogênio Amoniacal.....</i>	112
4.4.11.1	<i>Efluente sintético.....</i>	112
4.4.11.2	<i>Efluente dos telhados verdes.....</i>	113
4.4.12	<i>Monitoramento do Fósforo.....</i>	114
4.4.12.1	<i>Efluente sintético.....</i>	114
4.4.12.2	<i>Efluente dos telhados verdes.....</i>	115
4.4.13	<i>Monitoramento do Potássio.....</i>	116
4.4.13.1	<i>Efluente sintético.....</i>	116
4.4.13.2	<i>Efluente dos telhados verdes.....</i>	117
4.4.14	<i>Monitoramento do Boro.....</i>	118
4.4.14.1	<i>Efluente sintético.....</i>	118
4.4.14.2	<i>Efluente dos telhados verdes.....</i>	119
4.4.15	<i>Monitoramento do pH.....</i>	120
4.4.15.1	<i>Efluente sintético.....</i>	120

4.4.15.2	<i>Efluente dos telhados verdes.....</i>	121
4.4.16	<i>Monitoramento da Razão de Adsorção de sódio (RAS).....</i>	122
4.4.16.1	<i>Efluente sintético.....</i>	122
4.4.16.2	<i>Efluente dos telhados verdes.....</i>	123
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	125
5.1	Conclusões.....	125
5.2	Recomendações.....	127
	REFERÊNCIAS.....	128

1 INTRODUÇÃO

1.1 Problemática e justificativa

A crescente urbanização de forma desordenada das cidades brasileiras tem provocado impactos significativos na qualidade de vida da população. Ao longo do processo de urbanização ocorre gradativamente a substituição da cobertura natural, por pavimentos impermeáveis e isso provoca alterações significativas em alguns componentes do ciclo hidrológico. Entre as alterações destacam-se: a redução na taxa de infiltração e o aumento no escoamento superficial. Estes dois fenômenos ocorrem na grande maioria das vezes simultaneamente, resultando em problemas de alagamento e inundações por conta de um aumento e aceleração do pico de vazão em bacias, em comparação ao observado antes da urbanização, quando originalmente a vazão era mais bem distribuída no tempo.

Uma alternativa para a redução do pico de vazão é a retenção da água de chuva na fonte, para a qual existem algumas tecnologias, dentre elas o telhado verde. O telhado verde é uma tecnologia que consiste na aplicação de vegetação sobre edificações e exigem a implantação de drenagem e impermeabilização adequadas.

Em várias localidades no mundo, o uso dos telhados verdes tem sido uma prática amplamente utilizada e incentivada pelos gestores públicos devido, principalmente, aos grandes benefícios que podem ser alcançados com o seu emprego que vão desde benefícios individualizados como a economia de energia para refrigeração de ambientes até benefício coletivos como melhoria no funcionamento do sistema de drenagem urbana.

De acordo com Palla *et al.* (2008), o telhado verde age positivamente na retenção de poeira e substâncias suspensas no ar; na climatização do ambiente interior e exterior ao telhado verde, proporcionando a diminuição das perdas de calor no inverno, funcionando como isolante térmico; na absorção de ruídos pela barreira vegetal; na elevação da umidade relativa do ar nas proximidades do telhado, o que pode afetar positivamente a saúde da população residente no local.

No que se refere aos benefícios desta tecnologia, dois deles, pelos impactos observados na qualidade de vida do homem moderno, são amplamente discutidos na literatura científica: isolamento térmico e capacidade de retenção de água de

chuva. O telhado verde é um bom isolante térmico, devido ao fato das camadas de substrato e vegetação atuarem como manta isolante, pois o processo de fotossíntese utiliza energia solar diminuindo o acúmulo de energia na superfície das construções. Além disso, as plantas têm capacidade de refletir o calor, proporcionar sombra, diminuir a velocidade dos ventos e resfriar o ar circundante com a evapotranspiração. Tais características reduzem as variações térmicas, propiciando conforto térmico aos ocupantes da edificação, mantendo uma temperatura agradável, podendo reduzir a necessidade de aparelhos de ar condicionado (CHAN & CHOW, 2013).

Complementarmente, Peck & Kuhn (2000) concluíram que devido ao benefício térmico do telhado verde no interior das edificações, é possível economizar energia elétrica utilizada por aparelhos de ar condicionado, sendo assim, a economia de energia dependerá do tamanho do edifício, da sua localização, da profundidade do substrato-vegetação e do tipo de plantas utilizadas.

Palla *et al.* (2008) afirmam que o telhado verde retém uma parcela da água pluvial para o metabolismo das plantas, diminuindo o volume original de água que escoar dos telhados e vai para o sistema de drenagem, como também, retarda o tempo de pico do escoamento superficial. Complementarmente, Lee *et al.* (2013) concluíram que o telhado verde apresenta elevada capacidade de retenção para precipitações com intensidades inferiores a 20 mm/h, no entanto, quando a intensidade da precipitação aumenta, a capacidade de retenção do telhado verde diminui. Ao comparar o desempenho dessas estruturas com telhados convencionais, autores observaram que a capacidade de retenção de um telhado de concreto é em torno de 9%, enquanto que a de um telhado verde varia entre 44 e 52%.

Em consonância com o que acontece em outras partes do mundo, prefeituras de diversas cidades brasileiras estão cada vez mais preocupadas com a sustentabilidade no âmbito de suas ações em prol da transformação das cidades para releitura do espaço urbano e consequente harmonização com o meio-ambiente. Neste contexto, conforme Li ma (2013), visando incentivar o crescimento de ferramentas sustentáveis no meio urbano, alguns municípios, como São Vicente, Sorocaba, Araraquara e Guarulhos no estado de São Paulo, Curitiba no Paraná, entre outros, estão implantando incentivos que favorecem o cidadão que investe

em boas práticas ambientais em sua propriedade urbana, como, por exemplo, a redução do IPTU (Imposto Predial e Territorial Urbano), também chamado de IPTU Verde.

Caminhando nesta mesma direção, recentemente foi aprovado o Projeto de Lei Municipal nº 067/2013, que deu origem à Lei Municipal 11.118/2015, para a cidade do Recife, Pernambuco de autoria do Executivo, que torna obrigatória a instalação de telhado verde em edificações habitacionais com mais de quatro andares e não-habitacionais com mais de 400 m² de área coberta. Recife e o município de Caruaru em estudo encontram-se situados na Região Nordeste do Brasil, região que historicamente enfrenta problemas de escassez hídrica, ratificando a necessidade de toda água escoada dos telhados, para usos potáveis e para não potáveis visando à redução do consumo d'água do sistema de abastecimento público.

O Agreste do estado de Pernambuco, onde está localizado o município de Caruaru, vivencia períodos de estiagem, mas também períodos chuvosos intensos que realmente causam problemas de alagamentos e inundações. Nesse contexto, é de fundamental importância investigar a contribuição do telhado verde como superfície de controle para a drenagem urbana, bem como sua sustentabilidade em cenário de escassez hídrica, por meio do uso da água escoada do telhado verde para irrigação da própria cobertura vegetal.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar a efetiva contribuição do telhado verde na redução do escoamento superficial em eventos pluviométricos e investigar a possibilidade de reuso da água escoada na irrigação do próprio telhado verde.

1.2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar o regime pluviométrico de Caruaru;
- Determinar a equação de chuvas intensas para o município de Caruaru;
- Determinar a capacidade de retenção e atraso no pico de cheia com o uso de telhados verdes;

- Investigar a qualidade da água escoada dos telhados verdes;
- Desenvolver e testar um dispositivo que possibilite o uso da água escoada dos telhados verdes na irrigação da própria cobertura vegetal.

2 REVISÃO DA LITERATURA E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Conceitos hidrológicos

O comportamento natural da água em relação à sua ocorrência e transformações é bem caracterizado pelo conceito de ciclo hidrológico. O ciclo hidrológico refere-se ao movimento da água entre a litosfera e a atmosfera, implicando que existam transferências contínuas de um estado para outro, impulsionado pela energia solar (SILVEIRA, 2004). De acordo com Silveira (2004), o ciclo hidrológico é um fenômeno de circulação fechada da água, a nível global; no entanto a nível local esse fenômeno pode ser considerado aberto, isto porque os volumes evaporados em um determinado local do planeta não precipitam necessariamente no mesmo local, devido aos movimentos contínuos com dinâmicas diferentes na atmosfera e na superfície terrestre.

O ciclo hidrológico pode ser dividido nas seguintes etapas: precipitação, interceptação, infiltração, escoamento superficial, escoamento subterrâneo, transpiração e evaporação. Conforme Azevedo (2010), a precipitação ocorre quando o vapor d'água presente na atmosfera se aglutina formando micro gotículas, que se agrupam até adquirirem tamanho suficiente para precipitar sob a forma de chuva, neve ou granizo. Para Tucci (2004), a precipitação é entendida em hidrologia como toda água proveniente do meio atmosférico que atinge a superfície terrestre sob as formas de neblina, chuva, granizo, saraiva, orvalho, geada e neve, sendo que o que diferencia essas formas de precipitações é o estado em que a água se encontra.

Segundo Collischonn e Tassi (2010), a precipitação resulta da ascensão vertical das massas de ar que, ao atingirem uma determinada altura, expandem-se, gradativamente conforme a sua umidade. Ao atingir o grau de saturação, pode-se iniciar a condensação e a formação de nuvens ou mesmo a precipitação classificada de acordo com o movimento ascendente, podendo ser:

- Convectivas: quando originada por uma brusca ascensão de massa de ar instável, aquecida e menos densa que, ao atingir o nível de condensação formam as nuvens e possíveis precipitações. São chuvas de grande intensidade, pequenas durações e que abrangem pequenas áreas;

- Orográficas: quando os ventos quentes e úmidos encontram barreiras montanhosas e elevam-se até atingir uma altura que provoque o resfriamento adiabático. São chuvas de pequena intensidade e de grande duração, atingindo grandes áreas;
- Frontais ou ciclônicas: quando, através do encontro de massas de ar quentes e frias, onde o ar mais quente e úmido é impulsionado para cima, resultando em seu resfriamento e na condensação do vapor de água. Estas precipitações são de intensidades médias, grandes durações e atingem grandes áreas.

De acordo com Mello e Silva (2013), a precipitação que atravessa a cobertura vegetal, ao atingir o solo, é dividida em duas parcelas: uma que infiltra no solo e outra que gera escoamento. A parcela que infiltra é de extrema importância, porque fornece água para as plantas por meio da fração que é retida pela matriz do solo, e a outra fração, não retida, recarrega os aquíferos reabastecendo as nascentes, sendo esta responsável direta pela manutenção do escoamento base na rede de drenagem natural ao longo dos períodos de estiagem.

A interceptação compreende a retenção em folhas e caules de parte do volume total precipitado, sendo que este volume de água retido pode reprecipitar para o solo pela ação dos ventos ou quando exceder a capacidade de armazenamento de água nas superfícies dos vegetais (SILVEIRA, 2004). Ainda segundo o autor, a parcela que gera escoamento superficial direto, manifesta-se inicialmente na forma de pequenos filetes de água que se moldam sobre o relevo do solo, sendo impulsionado pela gravidade para as cotas mais baixas, vencendo principalmente o atrito com a superfície do solo. A presença de vegetação na superfície do solo reduz o impacto das gotas de chuva no mesmo e contribui para obstruir o escoamento superficial, favorecendo a infiltração em percurso e minimizando a erosão.

A evaporação da água do solo e da superfície dos vegetais e a transpiração das plantas ocorrem simultaneamente na natureza, sendo difícil distinguir os dois processos. Assim, o termo evapotranspiração é utilizado para descrever o processo total de transferência de água do sistema solo-planta para a atmosfera (TUCCI & BELTRAME, 2004). Ainda conforme o autor, a evaporação e a evapotranspiração correspondem à transferência do vapor d'água para a atmosfera, o que ocorre

naturalmente se houver ingresso de energia no sistema, proveniente do sol, da atmosfera, ou de ambos e, é controlada pela taxa de energia, na forma de vapor de água que se propaga da superfície da Terra.

Conforme Camargo & Camargo (2000), a evapotranspiração potencial (ETP) é o processo de perda de água para a atmosfera, através de uma superfície natural gramada, padrão, sem restrição hídrica para atender as necessidades da evaporação do solo e da transpiração das plantas; e a evapotranspiração real (ETR) constitui na perda de água de uma superfície natural, em qualquer condição de umidade e de cobertura vegetal. De acordo com Collischonn e Tassi (2010), a evapotranspiração real depende dos fatores atmosféricos, das características do solo e das plantas e da disponibilidade de água. Em uma área com a vegetação bem suprida de água a evapotranspiração real é igual à potencial. No entanto, a evapotranspiração potencial é diferente para cada tipo de vegetação.

A distribuição da vazão num determinado período de tempo é resultante da interação dos componentes do ciclo hidrológico e da vazão observada na bacia hidrográfica. A expressão gráfica da relação entre a vazão e o tempo é representada a partir da construção de um hidrograma. O hidrograma pode ser caracterizado por três partes principais: ascensão, altamente correlacionada com a intensidade da precipitação, e com grande gradiente; região do pico, próximo ao valor máximo, quando o hidrograma começa a mudar de inflexão, resultado da redução da alimentação de chuvas e/ou amortecimento da bacia. Conforme Tucci (2004), para caracterizar o comportamento da bacia são utilizados alguns valores de tempo, como t_r (tempo de retardo) definido como o intervalo de tempo entre o centro de massa da precipitação e o centro de gravidade do hidrógrafa; t_p (tempo do pico) definido como o intervalo entre o centro de massa da precipitação e o tempo da vazão máxima; t_c (tempo de concentração) tempo necessário para a água precipitada no ponto mais distante na bacia, deslocar-se até a seção principal, esse tempo é definido também como o tempo entre o fim da precipitação e o ponto de inflexão do hidrograma; t_m (tempo ascensão) é o tempo entre o início da chuva e o pico do hidrograma; t_b (tempo de base) é o tempo entre o início da precipitação e aquele em que a precipitação ocorrida já escoou através da seção principal, ou que o rio volta as condições anteriores a da ocorrência da precipitação; t_e (tempo de

recessão) tempo necessário para a vazão baixar, quando acaba o escoamento superficial.

A precipitação é obtida a partir de equipamentos como pluviômetros e pluviógrafos, que devem estar devidamente instalados em locais estratégicos para captação da água precipitada sobre uma determinada área. De acordo com Santos *et al.* (2001), os pluviômetros convencionais são dotados de uma superfície de captação horizontal conectada a um depósito para acumulação da água precipitada, de onde é retirada por meio de uma torneira, localizada no fundo do aparelho e a medição do volume captado é obtida a partir de uma proveta calibrada específica para cada tipo de pluviômetro, os pluviômetros permitem obter os valores da precipitação acumulada em um dia. Os pluviógrafos, por outro lado, permitem obter os valores de chuvas com intervalos menores que um dia e os registros, contínuos, são realizados por meio dos pluviogramas ou fitas de pluviógrafos, que são gráficos nos quais as abscissas correspondem às horas do dia e as ordenadas à altura precipitada até aquele instante, sendo a intensidade da chuva a inclinação do gráfico em relação à abscissa. A determinação do volume precipitado sobre uma bacia é de fundamental importância para investigação das parcelas do escoamento superficial, da infiltração no solo e da evapotranspiração.

Durante o estudo hidrológico de uma determinada região faz-se, a princípio, uma análise das séries históricas das estações climatológicas, pluviométricas e fluviométricas (CHIBANA *et al.*, 2005). As séries históricas de precipitação são informações fundamentais para o entendimento do regime hidrológico (MELLO & SILVA, 2005). Dois tipos de séries podem ser utilizados nas análises de frequência dos dados de chuva, são elas: as séries anuais que são constituídas pelos valores mais altos observados em cada ano, e as séries parciais constituídas pelos valores acima de um determinado valor-base, independente do ano em que possam ocorrer. A escolha do tipo da série depende do tamanho da mesma e do objetivo do estudo. De acordo com Tucci (2004), as séries parciais fornecem resultados mais consistentes para períodos de retorno inferiores a 5 anos, e número de anos de dados menores que 12 anos.

Conforme Lemos Filho *et al.* (2007), as análises preliminares a serem efetuadas nas séries históricas consistem no preenchimento de falhas e na verificação da consistência, ou seja, do grau de homogeneidade dos dados

disponíveis em uma estação de coleta com relação às observações registradas em estações vizinhas.

As falhas observadas nas séries históricas decorrem basicamente da ausência de observador, das falhas nas estações automáticas e na transmissão dos dados (OLIVEIRA *et al.*, 2010). Para obter a média diária e mensal da precipitação de uma estação, não pode haver dados faltantes. Sendo assim, é de fundamental importância o estudo de métodos para o preenchimento de falhas em séries temporais, contribuindo assim para a geração de dados mais confiáveis e promovam o avanço de pesquisas climatológicas. Pois, a partir de dados passados observados pode-se prever futuras ocorrências de fenômenos que venham a se repetir por influência do clima (FERNANDEZ, 2007).

De acordo com Wanderley, Amorim & Carvalho (2012), existem diferentes métodos para o preenchimento de falhas pluviométricas, podendo se utilizar dados sintéticos obtidos por geradores de dados (automáticos), a interpolação por meio de geoestatística e equações matemáticas, como a ponderação regional, regressão linear simples e múltipla e ponderação regional com base em regressões lineares, descritas.

2.2 Drenagem urbana

O comportamento do escoamento superficial depende essencialmente da cobertura da bacia, de sua declividade e do sistema de drenagem. O fluxo superficial é resultado da água precipitada que não foi interceptada pela cobertura vegetal e não infiltrou, que escoam através dos caminhos de maior declividade e menor obstrução, até encontrar um dreno definido, como a sarjeta de uma área urbana (TUCCI, 2005).

O aumento da velocidade do escoamento, devido à expansão das áreas impermeabilizadas, transfere para jusante o problema de redução de espaços naturais. Quanto menor for o tempo de concentração maior será o pico da vazão a jusante. Isso frequentemente tem resultado em inundações de áreas que antes não sofriam com esses problemas (CANHOLI, 2005).

De acordo com Braga (1994 *apud* CANHOLI, 2005), a maioria dos países em desenvolvimento, incluindo o Brasil, apresentou nas últimas décadas uma

urbanização com precária infraestrutura de drenagem, ocasionando problemas de inundação decorrentes da rápida expansão da população urbana, do baixo nível de conscientização do problema, da inexistência de planos de longo prazo, da utilização precária de medidas não estruturais e da manutenção inadequada dos sistemas de controle de cheias.

Segundo Canholi (2005), as medidas de controle que visam minimizar os danos das inundações são classificadas, de acordo com sua natureza, em medidas estruturais e medidas não estruturais. As medidas estruturais são obras que podem ser implantadas com a finalidade de correção e/ou prevenção dos problemas decorrentes das inundações. Medidas não estruturais são aquelas que têm por objetivo reduzir os danos ou as consequências das inundações através da introdução de normas, regulamentos e programas que visem, por exemplo, à implementação de sistemas de alerta e a conscientização da população para a manutenção dos dispositivos de drenagem.

Segundo Sheaffer & Wright (1982 *apud* CANHOLI, 2005), os planos diretores de drenagem normalmente recomendam a construção de mais obras de galerias e canalizações, conseqüentemente sobrecarregam rios e córregos, afetando as populações localizadas nas áreas mais a jusante.

De acordo com Tomigana (2013), os sistemas de drenagem clássicos têm como princípio de funcionamento a transferência rápida das águas pluviais para a jusante, e tendem a aumentar a frequência das inundações. Estes sistemas alteram o ambiente natural dos rios e córregos urbanos, e conforme as características de ocupação da bacia podem contribuir ainda para o aumento da poluição dos corpos d'água receptores. As soluções para os problemas da drenagem devem buscar melhores alternativas, tanto do ponto de vista hidrológico como do meio ambiente urbano. As novas alternativas propostas para resolver esses problemas de drenagem urbana buscam, de uma forma eficiente, trata-los o mais próximo possível da fonte. Dentre os dispositivos de controle na fonte, apontam-se: valas, valetas e planos de infiltração e/ou detenção; telhados verdes; poços de infiltração; e microrreservatórios de detenção.

Conforme Batista, Nascimento & Barraud (2005), Valas, valetas e planos de infiltração e/ou detenção são técnicas constituídas por simples depressões escavadas no solo com a função de recolher as águas pluviais e armazená-las

temporariamente, favorecendo assim sua infiltração. Poços de infiltração, por sua vez, são estruturas de infiltração capazes de drenar pequenas áreas, evacuando-as para o subsolo. Sua utilização é recomendada em casos em que a capacidade de infiltração seja conhecida. Telhados verdes ou telhados armazenadores são estruturas que consistem no armazenamento provisório das águas pluviais nos telhados e a restituição de uma vazão amortecida à rede de água pluvial.

2.3 Chuvas intensas

Para projetos de obras hidráulicas, tais como sistemas de drenagem, dimensionamento de bueiros, vertedores de barragens, galerias pluviais, é de fundamental importância conhecer as três grandezas que caracterizam as chuvas intensas: intensidade, duração e frequência. O instrumento de emprego dessas três grandezas é a curva IDF, que consiste no modelo matemático semi-empírico que prevê a intensidade precipitada por meio da duração e distribuição temporal. De acordo com Tucci (2004), para fins de projetos de obras hidráulicas, os estudos das ocorrências de chuvas têm como finalidade o conhecimento de três grandezas que caracterizam as precipitações máximas e que são parâmetros de uma equação de chuvas intensas, sendo eles: intensidade, duração e frequência.

2.3.1 Distribuição de frequência de chuvas

A frequência é o número de ocorrências igualadas ou superadas de uma determinada precipitação ao longo de um período observado, em anos. Dois tipos de séries podem ser utilizadas para análise de frequência dos dados de chuva, são elas: as séries anuais que incluem a altura pluviométrica máxima de cada ano, e as séries parciais constituídas por alturas pluviométricas acima de um certo valor-base, independente do ano em que possam ocorrer. De acordo com Tucci (2004), a escolha do tipo da série depende do tamanho da mesma e do objetivo do estudo. As séries parciais fornecem resultados mais consistentes para períodos de retorno inferiores a 5 anos, e número de anos de dados menores que 12 anos.

A distribuição de frequência apresenta uma determinada forma, onde a mesma pode ser aproximada utilizando as equações de densidade de

probabilidade com alguns parâmetros extraídos da amostra analisada (CATALUNHA *et al.*, 2002). Segundo Araújo *et al.* (2008) e Oliveira *et al.* (2005), a variação da frequência com a intensidade da chuva pode ser obtida por meio de uma função de distribuição de probabilidade que permite a extrapolação além do número de anos de observação.

A distribuição de valor extremo mais utilizada na análise de frequência de variáveis hidrológicas, com inúmeras aplicações na determinação de relações de intensidade-duração-frequência de precipitações intensas é a distribuição de Gumbel (NAGHETTINI & PINTO, 2007). O Método de Gumbel, em grande parte dos estudos desenvolvidos é o que melhor se ajusta aos dados das séries obtidas, quando comparado com outras distribuições. Cruciani (1980) afirma que a distribuição de Gumbel é a mais apropriada para essas análises, segundo a opinião da literatura especializada.

A função de probabilidade acumulada da distribuição de Gumbel é obtida pela Equação 10:

$$F(x) = \exp \left[-\exp \left(-\frac{x-\beta}{\alpha} \right) \right] \quad (1)$$

Onde:

x = Variável aleatória associada a valores máximos do período;

β = parâmetro de posição, onde $-\alpha < \beta < \alpha$;

α = parâmetro de escala, onde $\alpha > 0$.

A forma inversa da Equação 1 é apresentada na Equação 2.

$$x(T) = \beta - \alpha \text{Ln} \left[-\text{Ln} \left(1 - \frac{1}{T} \right) \right] \quad (2)$$

Onde:

T = período de retorno em anos;

Conforme Naghettini & Pinto (2007), o método dos momentos consiste em igualar os momentos amostrais aos populacionais, resultando nas estimativas dos parâmetros da distribuição de probabilidade de Gumbel. Sendo assim, tem-se dois parâmetros a estimar, são eles: a média e a variância, obtidos a partir das Equações 3 e 4:

$$\bar{X} = \beta + 0,5772\alpha \quad (3)$$

$$\sigma_x^2 = \frac{\pi^2 \alpha^2}{6} \quad (4)$$

Onde:

\bar{X} = média;

σ_x^2 = variância.

Substituindo nas Equações 3 e 4 os momentos populacionais pelos amostrais e resolvendo α e β , obtêm-se os seguintes estimadores da distribuição de Gumbel:

$$\alpha = \frac{\sigma_x}{1,283} \quad (5)$$

$$\beta = \bar{X} - 0,45\sigma_x \quad (6)$$

Onde:

σ_x = desvio padrão amostral.

Substituindo-se os parâmetros estimados pelo método dos momentos (Equações 5 e 6), na Equação 2 e fazendo algumas simplificações, temos a Equação 7:

$$x(T) = \bar{X} + \left\{ -0,45 - \frac{1}{1,283} \text{Ln} \left[-\text{Ln} \left(1 - \frac{1}{T} \right) \right] \right\} \times \sigma_x \quad (7)$$

O fator de forma da distribuição de Gumbel pode ser calculado considerando o tamanho das amostras disponíveis. Sendo assim, o valor de uma variável

hidrológica, como exemplo as alturas de precipitação, pode ser obtido através da Equação 8:

$$x(T) = \bar{X} + K_T \times \sigma_x \quad (8)$$

Onde:

K_T = fator de frequência, função do tempo de retorno e da distribuição de probabilidades empregada na análise.

Comparando as Equações 7 e 8, observa-se que o fator de frequência da distribuição de Gumbel é obtido a partir da Equação 9:

$$K_T = - \left\{ 0,45 + \frac{1}{1,283} \text{Ln} \left[-\text{Ln} \left(1 - \frac{1}{T} \right) \right] \right\} \quad (9)$$

De acordo com Naghettini e Pinto (2007), o fator de frequência pode ser obtido por tabelas ou calculado pela Equação 10:

$$K_T = \frac{Y_T - \bar{X}_{Yl}}{\sigma_{Yl}} \quad (10)$$

Onde:

Y_T = variável reduzida de Gumbel, associada ao tempo de retorno e obtida a partir da Equação 11.

$$Y = -\ln\{-\ln(1 - \frac{1}{T})\} \quad (11)$$

Onde:

$Y_i(n)$ = variáveis reduzidas de Gumbel associadas aos dados observados;

\bar{X}_{Yl} = média dos $Y_i(n)$;

σ_{Yl} = desvio padrão dos $Y_i(n)$.

Substituindo a Equação 11 na Equação 7, obtêm-se a Equação 12.

$$x(T) = \bar{X} + \left(-0,45 + \frac{1}{1,283} Y_T\right) \times \sigma_x \quad (12)$$

Onde:

$x(T)$ = precipitação máxima com período de retorno T anos (mm);

\bar{X} = média das alturas de precipitação (mm);

σ_x = desvio padrão das alturas de precipitação (mm);

Y_T = variável reduzida de Gumbel para o tempo de retorno adotado.

2.3.2 Validação dos ajustes da distribuição aplicada

Uma grande dificuldade para o desenvolvimento de modelos hidrológicos está relacionada com a validação dos dados obtidos, garantindo assim que os resultados estejam de acordo com a distribuição representada para os dados em estudo.

2.3.2.1 Coeficiente de determinação (R^2)

Uma das alternativas para avaliar a qualidade dos ajustes das distribuições estatísticas é através do coeficiente de determinação R^2 , que representa o grau de associação entre duas variáveis, ou seja, é a medida da relação linear entre os valores do ajuste e da nova equação, varia entre o valor nulo e a unidade, e quanto mais próximo da unidade estiver esse coeficiente, mais bem correlacionados estarão os dados empíricos e teóricos.

$$R^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - xm)(y_i - ym)}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - xm)^2 \cdot \sum_{i=1}^n (y_i - ym)^2}} \right]^2 \quad (13)$$

Onde:

x_i e y_i = valores medidos de ambas variáveis;

xm e ym = média dos valores das variáveis medidas.

2.3.2.2 Teste de aderência de Kolmogorov-Sminov

Para verificar se uma distribuição teórica de probabilidade se ajusta de forma correta ou não aos dados amostrais, diferentes testes de aderência podem ser utilizados, tais como Anderson- Darling, Qui-Quadrado e Kolmogorov-Smirnov. Nos

trabalhos de hidrologia, conforme Sampaio (2011), o teste de aderência mais utilizado para adequação das informações observadas à distribuição de frequência é o teste de Kolmogorov-Smirnov. O teste de aderência Kolmogorov-Smirnov avalia a distância máxima entre os resultados de uma distribuição a ser testada e os valores associados à distribuição hipoteticamente verdadeira. O teste é obtido a partir da Equação 14.

$$D_{n.max} = \max|F_n(x) - F_x(x)| \quad (14)$$

Onde:

$D_{n.max}$ = valor que representa a diferença máxima absoluta entre a distribuição teórica de um modelo assumido e a função distribuição empírica;

$F_n(x)$ = função de probabilidade acumulada empírica (observada);

$F_x(x)$ = função de probabilidade acumulada teórica.

A função de probabilidade acumulada empírica (valores observados na série histórica) é obtida a partir da Equação 15.

$$F_n(x) = \frac{m}{n} \quad (15)$$

Onde:

m = ordem de classificação da amostra;

n = tamanho da amostra.

A função de probabilidade acumulada teórica (valores calculados pelo modelo) é obtida a partir da Equação 16.

$$F_x = \frac{1}{T} = 1 - e^{-e^{-Y}} \quad (16)$$

A hipótese de nulidade (hipótese na qual a distribuição testada pode ser utilizada para prever o comportamento dos dados observados) é aceita, quando o valor máximo for menor que o valor crítico tabelado. Na Tabela 1 são apresentados os valores críticos de $D_{n.max}$ em função do tamanho da amostra e do nível de significância.

Tabela 1 - Valores críticos por nível de significância para o teste de aderência Kolmogorov-Smirnov.

n	D _{n,0,10}	D _{n,0,05}	D _{n,0,02}	D _{n,0,01}	n	D _{n,0,10}	D _{n,0,05}	D _{n,0,02}	D _{n,0,01}
10	0,369	0,409	0,457	0,489	26	0,233	0,259	0,29	0,311
11	0,352	0,391	0,437	0,468	27	0,229	0,254	0,284	0,305
12	0,338	0,375	0,419	0,449	28	0,225	0,250	0,279	0,300
13	0,325	0,361	0,404	0,432	29	0,221	0,246	0,275	0,295
14	0,314	0,349	0,39	0,418	30	0,218	0,242	0,27	0,29
15	0,304	0,338	0,377	0,404	31	0,214	0,238	0,266	0,285
16	0,295	0,327	0,366	0,392	32	0,211	0,234	0,262	0,281
17	0,286	0,318	0,355	0,381	33	0,208	0,231	0,258	0,277
18	0,279	0,309	0,346	0,371	34	0,205	0,227	0,254	0,273
19	0,271	0,301	0,337	0,361	35	0,202	0,224	0,251	0,269
20	0,265	0,294	0,329	0,352	36	0,199	0,221	0,247	0,265
21	0,259	0,287	0,321	0,344	37	0,196	0,218	0,244	0,262
22	0,253	0,281	0,314	0,337	38	0,194	0,215	0,241	0,258
23	0,247	0,275	0,307	0,330	39	0,191	0,213	0,238	0,255
24	0,242	0,269	0,301	0,323	40	0,189	0,210	0,235	0,252
25	0,238	0,264	0,295	0,317	>40	$1,22/\sqrt{n}$	$1,36/\sqrt{n}$	$1,52/\sqrt{n}$	$1,63/\sqrt{n}$

Fonte: Naghettini & Pinto (2007).

2.3.3 Métodos para determinação das equações IDF

De acordo com Tucci (2002), nos locais que não dispõem de postos pluviográficos, é possível determinar as relações entre intensidade, duração e frequência a partir de dados pluviométricos utilizando as metodologias de desagregação dos totais de chuvas máximas diárias em chuvas com duração de 24 horas e para durações menores, aplicando os chamados coeficientes de desagregação de chuvas.

Conforme Sampaio (2011), entre os diversos métodos de obtenção de chuvas intensas de durações maiores em durações menores, métodos de desagregação de chuvas, pode-se destacar os métodos propostos por: Pfafstetter em 1957, Bell em 1969, Torrico em 1974, Robaina e Peiter em 1992, Chen em 1983, CETESB em 1986 e Hernandez em (1991).

O método proposto por CETESB (1986) é bastante utilizado por ser de simples aplicação e fornecer resultados satisfatórios na obtenção de alturas de chuvas com

duração inferior à diária. De acordo com Bertoni & Tucci (2002), o método proposto por CETESB (1986), se baseia no fato de que as relações entre as intensidades médias máximas de diferentes durações possuem uma grande similaridade para diferentes locais (com uma leve variação de acordo com o tempo de retorno). Os coeficientes de desagregação de chuvas utilizados no método são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Relação entre as alturas pluviométricas para precipitações de mesma frequência e diferentes durações.

Relação entre as alturas pluviométricas	Coefficiente de conversão (CETESB)
5 min. / 30 min.	0,34
10 min. / 30 min.	0,54
15 min. / 30 min.	0,7
20 min. / 30 min.	0,81
25 min. / 30 min.	0,91
30 min. / 01 h	0,74
01 h / 24 h	0,42
06 h / 24 h	0,72
08 h / 24 h	0,78
10 h / 24 h	0,82
12 h / 24 h	0,85
24 h / 01 dia	1,14

Fonte: CETESB (1986).

2.3.4 Obtenção dos parâmetros da curva IDF

Segundo Tucci (2002), as curvas IDF também podem ser ajustadas as equações genéricas, que fornecem relações matemáticas entre a intensidade, duração e frequência das precipitações. Essas equações são denominadas de equações de chuvas intensas, e são geralmente expressas pela Equação 17.

$$i = \frac{k T^a}{(t+b)^c} \quad (17)$$

Onde:

i = intensidade máxima média de chuva, mm/h;

T = período de retorno, anos;

t = duração da chuva, minutos;

a, b, c, k = parâmetros empíricos adimensionais relativos à localidade.

Para a determinação dos parâmetros adimensionais, a Equação 17 deve-se transformar a equação da reta com coeficiente angular (c) e coeficiente linear (logA) através das propriedades dos logaritmos.

Logaritimizando a Equação 17 chega-se a Equação 18.

$$\log(i) = \log A - c \cdot \log(t + b) \quad (18)$$

Onde:

$$\log A = \log K + a \cdot \log T \quad (19)$$

De acordo com Villela & Mattos (1975), a obtenção do parâmetro “b” pode ser realizada por tentativas através da análise de regressão, buscando determinar o melhor modelo de Equação conforme o coeficiente de determinação (R^2) da correlação linear entre o logaritmo da série de intensidade máxima ($\log(i)$) para um dado período de retorno, e o logaritmo do intervalo de duração acrescido do parâmetro em análise ($\log(t+b)$) para um dado tempo de retorno. O parâmetro “c” é determinado adotando-se o valor médio entre os coeficientes angulares das retas para cada um dos períodos de retorno estudado, para representar o posto em consideração, enquanto os valores de $\log(A)$ servem para determinação das constantes “a” e “K” da Equação 19. De modo semelhante, os valores de $\log(A)$, anteriormente obtidos, e $\log(T)$ deverão ser correlacionados para determinação dos valores de “a” e “K” da reta de regressão.

2.4 Telhado verde

Os telhados verdes são sistemas construtivos utilizados na cobertura de edificações, que consiste na sobreposição de diversas camadas sobre uma superfície estrutural, as quais de modo geral incluem: membrana impermeabilizante, sistema de drenagem, substrato (meio de crescimento da vegetação) e plantas. Esse sistema construtivo pode ser parte de uma produção pré-fabricada ou cada camada pode ser instalada separadamente na obra, o que é definido com base nos objetivos e restrições de cada projeto.

2.4.1 Tipos de telhados verdes

De forma geral os telhados verdes com baixa espessura de substrato, ou seja, leves, são denominadas pela literatura como telhados verdes extensivos e os telhados verdes com grande espessura de substrato são denominados telhados verdes intensivos.

2.4.1.1 Telhado verde extensivo

Os telhados verdes extensivos são os mais simples, visto que, os mesmos apresentam uma camada de substrato bastante estreita variando entre 7,5 e 12 cm. As vegetações que geralmente se adaptam bem a esse tipo de telhado apresentam boa resistência à seca, de modo que não necessitam da utilização de sistema de irrigação, tornando-se assim, um telhado de baixa manutenção (FIGUEROA & SCHILER, 2009).

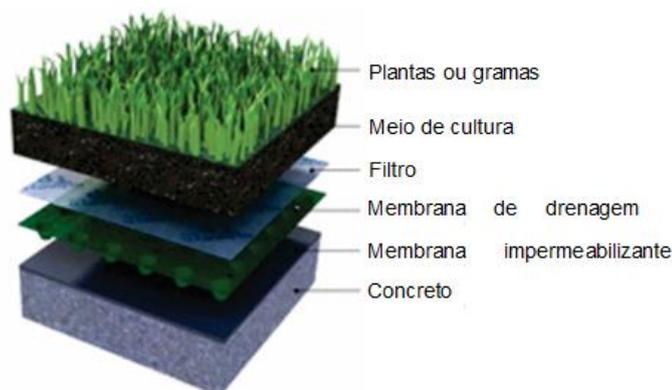
2.4.1.2 Telhado verde intensivo

Os telhados verdes intensivos caracterizam-se por ter uma camada de substrato com maior profundidade, acarretando, maior peso sobre a estrutura da edificação, e suportam vegetações com estatura de médio a grande porte, necessitando de manutenção mais rigorosa devido à maior produção de matéria orgânica, maior crescimento vegetal e maior diversidade de espécies (FIGUEROA e SCHILER, 2009). Devido à diversidade que apresentam, coberturas desse tipo favorecem a criação de ecossistemas mais complexos, contribuindo para o aumento da biodiversidade (PECK *et al.*, 1999).

2.4.2 Composição estrutural dos telhados verdes

Os telhados verdes são subdivididos basicamente em 5 camadas (figura 1), são elas: membrana impermeabilizante, que possui função proteger a superfície contra a ação da água; camada drenante, que tem como objetivo facilitar o escoamento de água no solo; meio filtrante, que tem como finalidade evitar o arraste de partículas de solo devido à ação da água; camada de substrato, possui espessura variável de acordo com o tipo de telhado verde; e vegetação. Nesta última camada deve-se utilizar vegetação que melhor se adeque as condições climáticas de acordo com a região onde serão instaladas (OLIVEIRA, 2012).

Figura 1 - Representação esquemática de um telhado verde.



Fonte: <http://www.greencoatings.com.br/telhadoverde.html>

2.4.3 Benefícios proporcionados após a aplicação de telhados verdes: isolamento térmico e capacidade de retenção.

Grande parte dos estudos, já realizados na área de telhados verdes, está relacionada com a sua capacidade de isolamento térmico e a consequente melhoria na eficiência energética dos edifícios. Em uma cobertura verde com 0,10 m de substrato, estudos demonstram que esse sistema construtivo confere uma economia de 25% a 30% de energia (LIU & BASKARAN, 2003).

Ferraz (2012) desenvolveu uma pesquisa experimental para analisar o potencial de economia de energia na obtenção de condições de conforto térmico no ambiente interno por meio de dois tipos de cobertura: verde e convencional (telha cerâmica). A análise do comportamento térmico das coberturas verdes foi realizada por meio de coleta de dados de variáveis ambientais, durante um período de 10 meses, de um protótipo instrumentado, construído em São Paulo- SP. Os dados levantados foram comparados com os dados de um segundo protótipo de mesmas dimensões e igualmente instrumentado, com cobertura cerâmica, sob as mesmas condições ambientais. A comparação dos resultados e análises em dias e episódios representativos de cada estação comprovou a eficiência das coberturas verdes em relação ao ganho térmico da edificação.

Beatrice (2010) realizou um estudo para identificar as espécies com potencial de uso em coberturas verdes extensivas em Itirapina-SP, o autor conduziu um experimento com plataformas de teste utilizando três espécies vegetais adaptadas

ao clima local em três profundidades diferentes de substrato (5 cm, 7,5 cm e 10 cm), analisando o desenvolvimento da vegetação e a temperatura do substrato, a fim de verificar a influência da vegetação no aquecimento do substrato em relação às distintas profundidades. Os resultados de comportamento térmico indicaram melhor desempenho de solos à profundidade de 10 cm, independentemente do tipo de planta cultivada. O autor concluiu que solos de menor espessura são mais dependentes de cobertura vegetal para minimizar seu aquecimento e que os solos de maior espessura o fazem com menor dependência da vegetação. O melhor desempenho térmico foi observado em solos com 10 cm de profundidade.

O telhado verde retém uma parcela da água pluvial para o metabolismo das plantas, diminuindo o volume original de água que escoar dos telhados e vai para o sistema de drenagem, como também, retarda o tempo de pico do escoamento superficial (PALLA *et al.*, 2008). Ao investigar um cenário urbano, Lee *et al.* (2013) concluíram que o telhado verde apresenta elevada capacidade de retenção para precipitações com intensidades inferiores a 20 mm/h, no entanto, quando a intensidade da precipitação aumenta, a capacidade de retenção do telhado verde diminui. Ainda segundo os mesmos autores, a capacidade de retenção de um telhado de concreto é da ordem de 9%, enquanto que, a capacidade de retenção de um telhado verde varia entre 44 e 52%.

Edgar & Lars (2005) realizaram experimentos com o objetivo de avaliar a influência da inclinação do telhado verde na sua capacidade de retenção para a condição inicial de solo seco. Foi verificado que, para uma precipitação com uma intensidade de 0,4 mm/min, ficou retido nos telhados verdes 62, 43, e 39% da precipitação total que entrou no sistema, resultados obtidos para telhados com inclinação de 2°, 8°, e 14°, respectivamente. Lee, Lee e Han (2015), avaliaram a quantidade de escoamento em quatro tipos de instalações piloto em um ambiente urbano. De acordo com os experimentos realizados, foi verificado que o sistema apresentou capacidade de retenção entre 42,8 e 60,8% para telhado verde com uma profundidade da camada de substrato de 20 cm e capacidade de retenção entre 13,8 e 34,4% para telhado verde com uma profundidade da camada de substrato de 15 cm.

2.4.4 Balanço hídrico dos telhados verde

Segundo Collischonn & Tassi (2010), em condições naturais a umidade do solo varia ao longo do tempo, sob o efeito das chuvas e das variações sazonais de temperatura, precipitação e evapotranspiração, e uma equação de balanço hídrico de uma camada de solo pode ser expressa pela Equação 20. Da descrição apresentada pelos autores para cada uma das variáveis da Equação 12, destaca-se: a percolação, que é a passagem da água da camada superficial do solo para camadas mais profundas e a evapotranspiração, que corresponde à retirada de água por evaporação direta do solo e por transpiração das plantas.

$$\Delta V = P - Q - G - ET \quad (20)$$

Onde:

ΔV = variação do volume de água, em litros, armazenada no solo e está relacionado com a capacidade de retenção;

P = precipitação;

Q = escoamento superficial;

G = percolação;

ET = evapotranspiração.

Organizando a Equação 20 em entradas e saídas, para um determinado volume de solo, chega-se à Equação 21.

$$P = Q + G + ET + \Delta V \quad (21)$$

No caso dos telhados verdes, considerando-se o sistema de análise como (substrato + vegetação), e que a camada do substrato é bastante estreita, não superando muito mais que 20 cm (no caso dos telhados com vegetações de grande porte, chamados de “telhados intensivos”), a percolação pode ser desconsiderada. Sobre as demais variáveis, considera-se que a entrada de água ocorre através da precipitação; e as saídas ocorrem por evapotranspiração e pelo escoamento para fora do telhado (Q).

Como pode-se observar na Equação 21, conceitualmente, o telhado verde pode se caracterizar como um dispositivo útil para o controle das inundações, desde que o volume escoado para fora do telhado seja armazenado em reservatórios para posterior uso e/ou para posterior descarte na rede de drenagem. Nestas condições, o volume retido (armazenado no sistema substrato-vegetação + armazenado em reservatórios) não mais contribui para a intensificação do volume escoado, que é o principal elemento hidrológico responsável pelas enchentes.

2.4.5 Qualidade da água de chuva x qualidade da água escoada dos telhados verdes

Para definir os possíveis usos da água de chuva após ser captada através de uma superfície é necessário conhecer, a princípio, a qualidade da mesma. Após escoar através do sistema de captação, conforme os materiais utilizados para confecção do sistema de captação, a contaminação pode ser ainda maior, como por exemplo, fezes e restos de animais, poeiras, folhas de árvores, revestimento da superfície de captação, etc. Neste contexto, de acordo com Andrade Neto (2003), recomenda-se que seja descartado o volume inicial de água captada pelo sistema, visto que o mesmo pode ser contaminado devido à presença de animais mortos, de fezes de aves e roedores, de folhas e detritos, poeira e microorganismos no sistema de captação.

Em relação à qualidade da água escoada do telhado verde, MacMillan (2004) identificou que a água proveniente do telhado verde apresentou concentrações maiores de fósforo total, fosfato e alguns metais quando comparados com um telhado convencional. Ainda segundo o autor, o estudo desenvolvido na Suécia analisou a presença de metais pesados (Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Pb, e Zn) e nutrientes (NO₃-N, NH₄-N, N total, PO₄-P, e P total) na água proveniente do telhado, afim de verificar a influência do substrato, do uso de fertilizantes e da idade da vegetação. Verificou-se conforme o estudo, que os telhados com vegetação se comportam como uma fonte de fósforo e potássio e um dissipador de nitrogênio.

Hathaway, Hunt & Jennings (2008) observaram que a presença de macronutrientes inorgânicos (nitrogênio e fósforo) na água captada de telhados verdes é devido principalmente ao substrato utilizado.

De acordo com o levantamento bibliográfico, pode-se concluir que a aplicação de telhados verdes traz diversos benefícios relacionados principalmente ao conforto térmico e à retenção de água de chuva.

2.5 Tratamento da água

2.5.1 Estudos sobre a utilização de filtro para tratamento de água

O processo de filtração é de fundamental importância para o tratamento da água potável. Diferentes materiais podem ser utilizados para melhorar o desempenho dos filtros. Tradicionalmente, os filtros de areia são projetados baseados nas cargas hidráulicas. Entretanto, para Kang, Mancl & Tuovinen (2007), como estes filtros são unidades de tratamento biológico aeróbio, seria mais apropriado que fossem projetados com base nas cargas orgânicas.

Boller & Kavanaugh (1995) demonstraram em seu estudo, que a taxa de perda de carga em um filtro com meio filtrante granular, para uma massa constante de sólidos sendo removidos, é fortemente dependente do tamanho das partículas em suspensão e do tamanho do material granular. Foi identificado também, que a principal causa do mais rápido aumento da perda de carga observada para partículas menores em vários estudos de filtração é devido à natureza do processo de agregação ou a deposição dentro do poro, espaços dos meios porosos.

Honghui *et al.* (1996) realizaram um estudo com a finalidade de investigar a viabilidade da utilização de polímeros como auxiliares de filtração de água contendo partículas de cal; de explorar as funções de características do polímero no processo de filtração; e de examinar os principais fatores que afetam o desempenho de filtração dos polímeros. Sete polímeros representativos com diferentes pesos moleculares foram testados usando uma planta piloto e um filtro de fluxo descendente. Os resultados mostraram que, utilizando uma intensidade inicial de 15 m/h, a remoção de partículas de turbidez pode ser significativamente melhorada pela utilização de polímeros como meio filtrante. Constatou-se também, que o uso do polímero pode aumentar de forma significativa a perda de carga da filtração, especialmente para os polímeros com elevado peso molecular. Sendo assim, para produzir um filtrado de alta qualidade, garantindo simultaneamente a produtividade

e uma filtração aceitável, recomenda-se utilizar polímeros de baixo ou moderado peso molecular.

Radmila, Slobodan & Dragan (2009) estudaram a eficiência de filtração através de uma camada de espuma de poliestireno expandido (EPS) de características diferentes. Os parâmetros estudados incluíram a densidade EPS, o diâmetro equivalente e o coeficiente de uniformidade. Estudos realizados utilizando o microscópico mostraram que a rugosidade da superfície das partículas de EPS é determinada principalmente pela densidade das partículas. Baixa densidade EPS partículas têm rugosidade maior do que as de alta densidade, e este fato tem um grande efeito sobre o ciclo de filtração. De acordo com o estudo, foi possível concluir que o EPS de baixa densidade, utilizado como um meio filtrante apresenta várias vantagens em comparação com os meios filtrantes de EPS de alta densidade. Geralmente, a utilização de EPS como meio filtrante diminui drasticamente o custo de aquisição e operacional e oferece grandes possibilidades para otimização da filtração. Foi observado também que uma diminuição do ciclo de filtração também pode ser obtida através do aumento do diâmetro equivalente.

Juliana *et al.* (2015) estudaram um filtro rápido de fluxo descendente utilizando o poliestireno como um novo meio filtrante, o desempenho deste filtro foi comparado em termos de qualidade da água, turbidez, cor aparente e verdadeira, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, temperatura, pH, alumínio residual e remoção de cianobactéria, sob as mesmas condições de operação de filtração, com um filtro de fluxo descendente de areia. O filtro de areia necessitou de um maior tempo de filtração, no entanto a qualidade da água do filtro de poliestireno apresentou qualidade semelhante ao filtro de areia. Em todos os parâmetros de qualidade analisadas, a água produzida pelo filtro de poliestireno apresentou resultados semelhantes aos filtros de areia. O filtro de poliestireno não liberou quantidade detectável de partículas de estireno em água e pode, portanto ser usado como um meio filtrante. No entanto, o material deve que ser monitorado em longo prazo, a fim de verificar a sua degradação, e a possibilidade de libertação de partículas de estireno para a água.

Junior, Dalsasso & Roher (2010) investigaram a aplicação de um filtro de fluxo ascendente composto por duas colunas em paralelo de areia seguido de uma coluna de carvão ativado, para pré-tratamento físico-químico do lixiviado coletado

no tanque de equalização do aterro sanitário do município de Biguaçu, Santa Catarina, como alternativa ao processo biológico. Neste estudo foram analisados os seguintes parâmetros de qualidade da água: pH, alcalinidade, condutividade elétrica, turbidez, cor aparente, série de sólidos (ST, SV, SST, SS), temperatura, amônia, DQO e DBO₅, Cu, Pb, Cr, Ni, Cd, Al, Fe, Zn, Ca, Mg e Mn. No que se refere ao processo de filtração, foi observado reduções de até 74% para DQO, 47% para DBO, 93% para cor, 90% para amônia e aumento de 0,3 para 0,9 na relação DBO₅ / DQO.

2.5.2 Filtração

A filtração consiste na remoção de partículas em suspensão e coloidais e de microrganismos presentes na água quando esta escoar através de um meio poroso filtrante. Após certo tempo de funcionamento, há necessidade da lavagem do filtro, que geralmente, é realizada pela introdução de água no sentido ascensional com velocidade relativamente alta para promover a fluidificação parcial do meio granular com liberação das impurezas que obstruem os poros (DI BERNARDO, 2005 e SALCEDO, TESTEZLAF & MESQUITA, 2011).

Os mecanismos responsáveis pela remoção de partículas durante a filtração com ação da gravidade são influenciados, principalmente, pelas características físicas e químicas das partículas, da água e do meio filtrante, pela taxa de filtração e pelo método de operação dos filtros. Considera-se a filtração o resultado da ação de três mecanismos distintos: transporte, aderência e desprendimento (JIMENEZ *et al.*, 2010). A filtração pode efetuar-se de muitas formas: com baixa taxa superficial (filtros lentos) ou com alta taxa superficial (filtros rápidos); em meios porosos (camadas argilosas, filtros de papel) ou em meios granulares (areia, cascalho e combinados), com fluxo ascendente, descendente e misto (parte ascendente e parte descendente). Por outro lado, o filtro pode trabalhar à pressão e por gravidade, dependendo da magnitude da carga hidráulica que exista sobre o leito filtrante.

A filtração rápida consiste na passagem de água, através de uma camada de material granular com velocidade de aproximação entre 8,3 cm/min a 42 cm/min, variação correspondente à taxas de filtração entre 120 m³/m².dia a 600 m³/m².dia,

respectivamente. (CLEASBY & LOGSDON, 1999). Ainda segundo os autores, os sólidos removidos da água e acumulados nos vazios intergranulares caracterizam a filtração rápida e quando a retenção ocorre preponderantemente na camada superficial do meio filtrante, tem-se a filtração de superfície, característica principal da filtração lenta embora possa ocorrer em filtros rápidos descendentes de camada única de areia.

A tecnologia de filtração direta está agrupada conforme o sentido de fluxo da água, podendo ser filtração direta descendente, filtração ascendente e dupla filtração.

A filtração direta descendente exhibe como principais vantagens: menor área superficial (em relação a filtros lentos) e altura da caixa de filtração – redução de custo de implantação - e remoção efetiva de microrganismos patogênicos e, portanto menor risco sanitário. Em contrapartida, filtros de fluxo descendente requerem lavagens mais frequentes devido à ação de filtração superficial ser preponderante e a qualidade do efluente filtrado ser inferior logo após a operação de lavagem.

Nos filtros de fluxo ascendente o caminho de filtração é mais longo pela filtração em profundidade proporcionada pela granulometria decrescente no sentido do fluxo e a taxa de filtração é superior que a requerida na filtração lenta – redução de custo de implantação. Entretanto, a caixa de filtro é mais alta e a carga hidráulica requerida também é mais elevada devido a maior espessura do leito filtrante. Em condições de lavagem ou operando em taxas elevadas, pode ocorrer fluidificação da camada filtrante e o efluente pós-lavagem exibir qualidade inferior (SABOGAL PAZ, 2007).

2.5.3 Tipos de meio filtrante

A areia de sílica foi o primeiro dos materiais utilizados na filtração e continua sendo o material base na maior parte dos filtros atuais. Os filtros de leito granular geralmente usam como material filtrante o carvão ativado que pode ser usado sozinho ou em combinações de dupla ou mais camadas.

As propriedades do material filtrante são importantes, pois afetam a eficiência de filtração. Essas propriedades incluem: tamanho, formato e densidade. A porosidade do leito granular formado pelos grãos também merece atenção.

O tamanho e a distribuição do tamanho dos grãos são determinados a partir da curva de distribuição granulométrica, obtida através de ensaios de distribuição granulométrica do material granular, utilizando-se peneiras padronizadas, de acordo com a ABNT (1984). Através dos resultados desses ensaios, pode-se também determinar o coeficiente de uniformidade (CU), que é muito importante na filtração. Mesmo que os demais parâmetros sejam iguais, a penetração de impurezas ao longo do material filtrante está intimamente relacionada a este coeficiente. Quanto menor o valor de CU, mais uniforme será o material, mais profunda será a retenção de impureza e maior será a carreira de filtração.

A escolha da granulometria de um meio filtrante depende de diversas variáveis, qualidade desejável do efluente, sistema de lavagem e espessura da camada filtrante. Assim, estudos em instalação piloto contribuiriam para a definição da granulometria. Como esses se tornam inviáveis por serem muito onerosos e consumirem muito tempo, na prática, a escolha é baseada em estudos anteriores e experiências prévias em outras estações.

O carvão ativado granulado é um meio filtrante poroso usado há décadas no tratamento de água para abastecimento. O carvão ativado é o adsorvente mais utilizado para a remoção de cor verdadeira, sabor e odor causado por substâncias orgânicas e inorgânicas, naturais e sintéticas, entre elas as cianotoxinas; qualquer composto orgânico com massa molecular superior a 45 g é considerado bom adsorvato em carvão ativado (SNOEYINK & SUMMERS, 1999).

Quanto à granulometria existem dois tipos principais de carvão ativado utilizados em tratamento de água para abastecimento: carvão pulverizado e granulado. Uma das primeiras aplicações foi a remoção de compostos causadores de gosto e odor, que podem ter origem nas cianobactérias como metilisoborneol (MIB) e geosmina (SNOEYINK & SUMMERS, 1999).

As propriedades físicas do carvão ativado usado no tratamento de água incluem a área superficial, distribuição do tamanho dos poros, densidade do carvão, número de iodo (NI), número de melado ou índice de descoloração, índice de fenol, índice de azul de metileno (IAM), resistência à abrasão, teor de umidade, dureza,

conteúdo de cinzas, tamanho da partícula, entre outras. Um dos métodos mais comuns para determinação da área superficial de um sólido é baseado na determinação da quantidade de adsorvato necessária para recobrir a superfície de um adsorvente com uma monocamada de adsorvato (BRANDÃO & SILVA, 2006).

Atualmente a adsorção em colunas de carvão ativado granular tem despertado mais atenção em relação ao uso de carvão ativado pulverulento, devido à sua maior eficiência adsorptiva e facilidade de controle do processo. O maior custo para implantação de filtros adsorvedores é relegada a segundo plano pela eficiência superior, principalmente nos casos de mananciais com níveis constantes de matéria orgânica natural como é o caso de reservatórios eutrofizados (SVRCEK & SMITH, 2004).

2.5.4 Aspectos construtivos

2.5.4.1 Diâmetro efetivo

De acordo com a ABNT (1995) diâmetro efetivo é a abertura da peneira que permite a passagem acumulada de 10% da amostra considerada, ou seja, é o tamanho dos grãos abaixo do qual ficam 10% da massa total da amostra. No Brasil a ABNT (1992) recomenda, para filtros rápidos com camada filtrante simples constituída de areia, que o diâmetro efetivo da areia do leito varie entre 0,45 e 0,55 mm. Segundo Ausland *et al.* (2002), o diâmetro efetivo afeta a taxa de infiltração do afluente no leito e a profundidade de penetração da matéria sólida insolúvel.

2.5.4.2 Coeficiente de uniformidade (CU)

Através dos resultados da distribuição granulométrica (Figura 3) pode-se determinar o coeficiente de uniformidade (CU), que afeta substancialmente a penetração das impurezas ao longo do material filtrante. O coeficiente de uniformidade é definido como $CU = D_{60}/D_{10}$, onde D_{60} e D_{10} são os maiores tamanhos possíveis de 60% e 10% das frações respectivamente, que passam pelas peneiras padronizadas.

O tamanho das partículas de areia está relacionado com o valor do coeficiente de uniformidade, quanto maior o valor de CU, maior será o tamanho dos grãos de areia. Esta situação afeta o desempenho do filtro, pois aumenta o tempo de detenção hidráulica, ou seja, a granulação maior da areia permite que pequenas

partículas entrem nos interstícios entre as partículas maiores e reduz a passagem do afluente causando um possível entupimento no meio filtrante (HEALY, RODGERS & MULQUEEN, 2007).

De acordo com a ABNT (1992), os filtros rápidos com camada filtrante simples constituída de areia, devem ter coeficiente de uniformidade de 1,4 a 1,6.

2.5.4.3 Espessura da camada de areia

De acordo com a ABNT (1992), os filtros rápidos com camada filtrante simples constituída de areia, devem ter camada filtrante com espessura mínima de 45 cm.

2.5.5 Indicadores de qualidade da água de irrigação

Conforme Araújo (1999), as águas de irrigação devem ser analisadas em relação aos parâmetros fundamentais como salinidade, sodicidade, toxidez, concentração de íons e aspectos sanitários.

De acordo com Almeida (2010), o conjunto de parâmetros a serem considerados na avaliação da qualidade da água para irrigação deve contemplar o conjunto de características físicas, químicas e biológicas que definem ou não sua adequação para o devido uso na irrigação. A qualidade da água para irrigação se define em função de três critérios básicos: salinidade em sentido restrito, sodicidade e toxicidade. O critério de salinidade avalia o risco de que o uso da água ocasione altas concentrações de sais, com o correspondente efeito osmótico e diminuição de rendimentos dos cultivos; o critério de sodicidade analisa o risco de que se induza elevada Percentagem de Sódio Trocável (PST), com deterioração da estrutura do solo; e o critério de toxicidade estuda os problemas que podem criar determinados íons acumulados nos tecidos das plantas (ALMEIDA, 2010). Ainda segundo o autor, devem ser analisados os seguintes parâmetros para poder utilizar a água na irrigação: potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (SDT), íons: sódio (Na⁺), potássio (K⁺), cálcio (Ca⁺⁺), magnésio (Mg⁺⁺), cloretos (Cl⁻), sulfatos (SO₄⁺⁺), carbonatos (CO₃⁻⁻) e bicarbonatos (HCO₃⁻). Por sua toxicidade, é conveniente analisar o íon boro (B⁺). O intervalo de valores usualmente observados na água de irrigação está apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 - Parâmetros a serem analisados para avaliar a água para irrigação.

PARÂMETROS	SIMBOLOGIA	UNIDADE	INTERVALO USUAL
Condutividade Elétrica	CE	dS/m	0 – 3
Sólidos Dissolvidos Totais	SDT	mg/L	0 - 2000
Cálcio	Ca ²⁺	mg/L	0 – 400,8
Magnésio	Mg ²⁺	mg/L	0 – 60,8
Sódio	Na ⁺	mg/L	0 – 919,6
Carbonatos	CO ₃ ²⁻	mg/L	0 - 3
Bicarbonatos	HCO ₃ ⁻	mg/L	0 – 610,2
Cloretos	Cl ⁻	mg/L	0 – 1063,5
Sulfatos	SO ₄ ²⁻	mg/L	0 – 960,6
Nitrogênio - Nitrato	NO ₃ ⁻ - N	mg/L	0 - 10
Nitrogênio -Amoniacal	NH ₄ ⁺ - N	mg/L	0 - 5
Fósforo - Fosfato	PO ₄	mg/L	0 - 2
Potássio	K ⁺	mg/L	0 - 2
Boro	B ³⁺	mg/L	0 - 2
Acidez ou Alcalinidade	pH	-	6 – 8,5
Razão de Adsorção de Sódio	RAS	(mmolcL ⁻¹) ^{1/2}	0 - 15

Fonte: Aragués *et al.* (1979), *apud* Almeida (2010).

2.5.5.1 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica é a capacidade que a água tem de conduzir corrente elétrica e está associada à presença de íons. Os íons que são, geralmente, responsáveis pelos valores de condutividade elétrica em águas são Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺; HCO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, entre outros. O parâmetro condutividade elétrica não determina, especificamente, quais os íons que estão presentes em determinada amostra de água, mas pode ser um indicador importante de possíveis fontes poluidoras (ZUIN, IORIATTI & MATHEUS, 2009). De acordo com Bernardo, Soares & Mantovani (2006), em virtude de sua facilidade e rapidez de determinação, a CE tornou-se o procedimento padrão a fim de expressar a concentração total de sais para classificação e diagnose das águas destinadas à irrigação.

A capacidade da água de conduzir uma corrente elétrica é tanto maior quanto maior for a concentração de eletrólitos, ou seja, a salinidade da água de reuso é diretamente relacionada com a concentração de sais solúveis e pode ser medida pela condutividade elétrica (CE). O excesso de sais na água de irrigação pode causar acúmulo de sais no solo, o que influi na absorção e movimento da água e

no desenvolvimento das plantas, reduzindo o potencial osmótico de sua solução e, conseqüentemente a disponibilidade de água para as plantas. Segundo Ayers & Westcot (1999), as culturas respondem de forma diversificada à salinidade, algumas produzem rendimentos aceitáveis a níveis altos de salinidade, e outras são sensíveis a níveis relativamente baixos, cuja diferença se deve à melhor adaptação osmótica apresentada por algumas culturas, o que permite absorver, mesmo em condições de salinidade, maior quantidade de água. Neste contexto, o uso de água salina, além de afetar o rendimento da planta, proporciona redução no seu crescimento, influenciando na evapotranspiração da cultura (ALLEN *et al.*, 1998 apud ANTAS, 2011), o que compromete o uso da água do telhado verde para fins de irrigação do mesmo, na ocorrência de valores elevados desse parâmetro. Segundo Andrade Neto *et al.* (2003), águas que apresentam condutividade maior que 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ têm seu uso restrito para a irrigação.

Entretanto, a salinidade (CE) é um parâmetro que não deve ser considerado isoladamente, devendo ser consideradas as condições intervenientes como um todo, já que essas se alteram de local para local. As águas residuárias que possuem uma condutividade elétrica (CE) relativamente elevada, quando analisadas isoladamente, podem não representar grandes riscos, se consideradas ou interpretadas as condições locais que possam mascarar ou amenizar a disposição dessas águas. Junto com a condutividade elétrica (CE), deve-se monitorar as concentrações de cloretos, sódio, cálcio, magnésio, bicarbonatos e sulfatos.

A determinação da condutividade elétrica das águas empregadas na irrigação tem grande importância, principalmente no caso das águas residuárias que podem conter altas concentrações de sais. A falta de controle em relação à salinidade das águas pode acarretar problemas futuros, como a queda de produtividade e degradação das áreas irrigadas. Segundo a publicação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), o valor máximo aceitável de condutividade elétrica deve ser de 1063,5 mg/L.

2.5.5.2 *Sólidos dissolvidos totais*

Os sólidos dissolvidos incluem os coloides e os efetivamente dissolvidos. Excesso de sólidos dissolvidos na água pode resultar em alterações de sabor. Em

águas utilizadas para irrigação, pode gerar problemas de salinização do solo. Sendo a cor verdadeira causada por sólidos dissolvidos, não é possível ter-se cor verdadeira elevada e baixa concentração de sólidos dissolvidos.

Os sólidos totais fornecem os valores das quantidades de matéria sólida existentes na água, na forma de partículas em suspensão e dissolvidas. Os sólidos totais suspensos são aqueles retidos pelo processo de filtração e a fração que passa pelo filtro é chamada de sólidos totais dissolvidos. Os sólidos totais são constituídos por duas frações: os sólidos totais fixos e os sólidos totais voláteis. Os primeiros correspondem ao material inorgânico e são obtidos através de um processo de combustão a 550 °C, enquanto que a segunda fração é constituída de materiais orgânicos que se volatilizam ou se decompõem em frações minerais (APHA, 1995).

A determinação dos sólidos totais de uma água residuária se faz necessária para o controle da poluição hídrica, já que altas concentrações de sólidos podem afetar, de maneira significativa, a qualidade da água dos corpos receptores, pois aumenta a turbidez e diminui a saturação de oxigênio, prejudicando atividades fotossintéticas que são importantes para a não degradação dos corpos d'água. Além disso, altas concentrações de sólidos nas águas de irrigação podem comprometer a vida útil dos sistemas de irrigação. De acordo com a publicação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), o valor máximo aceitável de sólidos dissolvidos totais deve ser de 2000 mg/L.

2.5.5.3 Sódio

Além de o sódio ser tão tóxico às plantas quanto os cloretos, Feigin, Ravina & Shalhevet (1991) citam mais dois problemas advindos da presença das altas concentrações de sódio: (1) desequilíbrio nutricional, caracterizado pela indisponibilidade dos cátions cálcio e potássio; e (2) deterioração das características físicas do solo, diminuindo a aeração do solo e o suprimento de água adequado às plantas. Segundo a publicação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), o valor máximo aceitável de sódio deve ser de 919,6 mg/L.

2.5.5.4 Carbonatos e bicarbonatos

Para as águas de irrigação, a determinação de carbonatos e bicarbonatos se faz mais necessária, pois altas concentrações desses ânions provocam entupimentos nos sistemas de irrigação, principalmente no sistema de irrigação por aspersão. Conforme a publicação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), o valor máximo aceitável de carbonato e bicarbonato deve ser 3,0 e 610,2 mg/L.

2.5.5.5 Cloretos

A origem do ânion cloreto (Cl^-) pode ser natural ou antrópica, sendo as principais fontes naturais a dissolução de minerais e a intrusão de águas salinas (em regiões costeiras), e de origem antrópica as principais fontes são os despejos domésticos e industriais (VON SPERLING, 2005) e do retorno de águas de irrigação.

Embora em quantidades razoáveis não sejam prejudiciais à saúde humana, a presença de cloretos transmite à água sabor salgado repulsivo, além disso, cloretos de cálcio e magnésio causam dureza. De acordo com Ayers & Westcot (1999), no que se refere à qualidade de água para irrigação, o cloreto está ligado a problemas de salinidade do solo e toxicidade de plantas, sendo nesse último aspecto o íon de maior relevância. Os autores afirmam ainda que o cloreto não é retido nem adsorvido pelas partículas do solo, em que se desloca com facilidade juntamente com a água, porém, é absorvido pelas plantas e transportado para as folhas onde se acumula pela transpiração. Segundo Antas (2011), caso sua concentração exceda a tolerância da planta, produzem-se danos como necroses e queimaduras em folhas.

Malavolta (1997) relatam que as plantas não necessitam mais do que 100 g kg^{-1} de Cl^- na matéria seca e por isso, o elemento é considerado um micronutriente. Entretanto, concentrações maiores de cloretos nos tecidos das plantas não são tão tóxicas quando comparada aos outros micronutrientes. O íon cloreto participa ativamente no processo da fotossíntese, ativação enzimática, osmo-regulação e combate a alguns tipos de doenças. As culturas que apresentam respostas às concentrações de cloretos presentes nos adubos são, entre outras: aveia, milho, batatinha, beterraba, trigo, cevada e coco.

Nos efluentes, os cloretos são os íons encontrados em maiores concentrações, podendo causar injúrias a algumas culturas, principalmente, nas plantas cultivadas para reflorestamento, paisagismo e pomares. Essas espécies de plantas acumulam cloro nos seus tecidos a um nível que pode até mesmo alcançar teores tóxicos (FEIGIN, RAVINA & SHALHEVET, 1991). Conforme a publicação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), o valor máximo aceitável de cloretos deve ser de 1063,5 mg/L.

2.5.5.6 *Nitrato*

Segundo Primavesi (1986), o nitrato é a forma de nitrogênio preferida a ser absorvida pelas plantas, por ser pouco tóxico aos vegetais e poder circular em maior concentração em sua seiva. O nitrato (NO_3^-) bloqueia a absorção de cloro nos solos salinos, bem como os íons de cloros existentes nos adubos. Tal fato é extremamente importante, principalmente para as solanáceas como pimentão, tomate, batatinha e fumo, pois estas são vulneráveis a pequenas quantidades de cloro (MALAVOLTA, 1981). De acordo com a publicação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), o valor máximo aceitável de nitrato deve ser 10 mg/L.

2.5.5.7 *Nitrogênio amoniacal*

As principais fontes de nitrogênio, contidas nos corpos receptores e nas águas superficiais, provêm do lançamento de despejos domésticos, industriais, excretas humanas e fertilizantes sintéticos. Segundo Jenkins e Hermanowicz (1991), do nitrogênio total existente nos esgotos domésticos frescos, aproximadamente 40% está na forma de amônia e 60% na forma de nitrogênio orgânico.

O nitrogênio ocorre na natureza em diversas formas: nitrogênio molecular (N_2), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio orgânico, nitrogênio orgânico particulado, etc. Nos esgotos domésticos, as formas mais comuns de nitrogênio são: nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito, sendo esse último composto muito instável e, portanto, logo oxidado a nitrato (GASPAR, 2003). Para as plantas, o nitrogênio é um nutriente estimulante de crescimento e, quando contido nas águas de irrigação, exerce o mesmo efeito do nitrogênio utilizado como fertilizante. Entretanto,

quantidades elevadas desse elemento podem causar crescimento desordenado das plantas e retardamento na maturação dos frutos, propiciando colheitas de baixa qualidade.

Segundo a publicação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), o valor máximo aceitável de nitrogênio amoniacal deve ser 5 mg/L.

2.5.5.8 Fósforo

De acordo com Pellegrini (2005), o sistema de cultivo adotado influencia grandemente nas quantidades de sedimento e fósforo transferidos aos sistemas aquáticos. Segundo o autor, nos sistemas de produção agrícola que utilizam aplicações maciças e freqüentes de fertilizantes fosfatados ocorre um acúmulo de fósforo na superfície do solo, especialmente se não for feito o revolvimento do solo. O fósforo presente nas águas pode ser de origem natural ou antrópica, sendo as principais fontes naturais a dissolução de compostos do solo e a decomposição da matéria orgânica e de origem antrópica, os efluentes domésticos e industriais, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes carreados através do escoamento superficial. O fósforo pode se apresentar nas águas nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico, sendo que este último provém das excreções humanas e de animais, bem como de restos de alimentos. Quando os compostos orgânicos sofrem decomposição biológica, dão origem a ortofosfatos. Já os polifosfatos têm origem, principalmente, nos detergentes (FARIA *et al.*, 2007).

De acordo com a publicação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), o valor máximo aceitável de fósforo deve ser 2,0 mg/L.

2.5.5.9 Potássio

O potássio não é mencionado como fator limitante nas diretrizes de qualidade de água para irrigação, uma vez que, geralmente, as águas utilizadas para irrigação apresentam quantidades relativamente pequenas, se comparadas a outros elementos. Contudo, sabe-se que a presença de altas concentrações de potássio nas águas a serem usadas para irrigação pode acarretar a indisponibilidade de magnésio para as plantas. O potássio é absorvido pelas plantas na forma iônica K^+ e atinge seu máximo na presença de Ca^{++} no meio. No entanto, altas

concentrações de cálcio no solo exercem efeito inibidor para a absorção de potássio. O potássio participa ativamente nos processos osmóticos da planta, principalmente na abertura e fechamento das células-guardas dos estômatos, regulando a perda de água das plantas e propiciando o turgor das folhas. Além disso, o potássio influencia na síntese de proteínas, na manutenção de sua estabilidade, na permeabilidade da membrana e no controle do pH da planta (MALAVOLTA, 1997).

Segundo a publicação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), o valor máximo aceitável de potássio deve ser 2 mg/L.

2.5.5.10 Boro

De acordo com Almeida (2010) o boro é um nutriente essencial para a maioria das culturas; entretanto, ele passa a ser tóxico quando a concentração na água de irrigação excede 2,0 mg/L. Pellegrini (2005) relata que algumas plantas são mais sensíveis à pequena concentração de boro, como por exemplo, citros.

As plantas que desenvolvem toxicidade por boro exibem sintomas distintos, como manchas amareladas ou secas nas bordas e ápices das folhas mais velhas. À medida em que, a toxidez se intensifica, a necrose se estende pelas áreas internervurais até o centro das folhas. Algumas culturas que não mostram os sintomas de toxidez na folha encontram-se gravemente afetadas e excretam uma secreção gomosa pelos ramos e troncos (AYERS & WESTCOT, 1991; FEIGIN, RAVINA & SHALHEVET, 1991).

Usualmente, o boro, quando existente nos efluentes, apresenta-se na forma de ácido bórico, sendo suficiente para corrigir a deficiência natural do solo. Entretanto, o boro é mais lixiviável no solo do que os outros microelementos, podendo passar através do perfil do solo e atingir juntamente com a água percolada o lençol freático. Assim, concentrações significativas de boro nos efluentes a serem reutilizados podem causar restrições em sua disposição (PELLEGRINI, 2005).

Conforme a publicação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), o valor máximo aceitável de boro deve ser 2 mg/L.

2.5.5.11 pH

O pH, ou potencial hidrogeniônico, representa a concentração de íons hidrogênio H^+ resultante inicialmente da dissociação da própria molécula da água, podendo ser acrescido pelo hidrogênio proveniente de outras fontes. O pH igual a 7 indica uma condição de neutralidade, já o pH menor que 7 indica condições ácidas, enquanto o pH maior que 7 indica condições básicas. Diversos fatores podem interferir no pH, podendo ser de origem natural ou antropogênica. De origem natural, podemos citar a dissolução de rochas, a absorção de gases da atmosfera, a oxidação da matéria orgânica e a fotossíntese (VON SPERLING, 2005). De origem antropogênica destacam-se o despejo de efluentes domésticos e industriais. No que se refere à água escoada dos telhados verdes, os valores obtidos para este parâmetro podem limitar seu emprego na irrigação do próprio sistema, uma vez que o pH interfere no crescimento da planta devido ao seu efeito na disponibilidade de nutrientes, em especial de microelementos (BAILEY, NELSON & FONTENO, 2000), além disso, diferentes valores de pH podem afetar atividades fisiológicas, como a germinação e o enraizamento da cobertura vegetal. De acordo com Ayers & Westcot (1999), a faixa de pH considerada normal para a água de irrigação está entre 6,5 e 8,4. Neste contexto, de acordo com Antas (2011), a elevação do pH do solo diminui a disponibilidade da maioria dos nutrientes para as culturas e proporciona perda de nitrogênio na forma de amônia.

No caso das águas utilizadas para irrigação, quando o pH é muito ácido ou muito básico, pode haver sérios problemas de nutrição e toxicidade para as plantas, bem como problemas de incrustações e corrosões nos sistemas de irrigação. Com relação ao efeito do pH nas águas a serem utilizadas para irrigação, Ayers & Westcot (1999) recomendam que o valor do pH se encontre entre 6,5 a 8,4. A concentração H^+ e OH^- contida nas águas de irrigação pode exercer influência na disponibilidade e absorção de nutrientes pelas plantas, na estrutura e nas propriedades do solo e nos sistemas de irrigação. conforme a publicação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), o valor recomendado está entre 6 e 8,5.

2.5.5.12 Razão de adsorção de sódio (RAS), cálcio e magnésio

A utilização de águas salinas para irrigação, somada à falta de um manejo apropriado de lixiviação de sais, poderá propiciar alta concentração de íons específicos na solução do solo, tais como o sódio. A adsorção desses no complexo sortivo promove dispersão das argilas, pela ação na expansão da dupla camada difusa, tendo como efeito a redução na permeabilidade do solo, com conseqüente decréscimo da taxa de infiltração da água no solo, além de prejudicar o desenvolvimento radicular das plantas cultivadas (SILVA, 2002). Dessa forma, para que não haja problemas com a disposição de efluentes advindos das irrigações no solo, é necessário que as concentrações de cálcio e magnésio no solo se apresentem equilibradas. As proporções que tornam viáveis essa disposição são fixadas com base em uma relação denominada relação de adsorção de sódio (RAS), a qual é calculada pela expressão a seguir:

Conforme Almeida (2010) este índice denota a proporção relativa em que se encontra o Na^+ em relação com o Ca^{2+} e o Mg^{2+} , cátions divalentes que competem com o sódio pelos lugares de intercâmbio do solo. Esta consideração é de grande importância quando há predominância do íon sódio, que induzirá trocas de íons cálcio e magnésio pelos de sódio nos solos, o que pode conduzir à degradação do mesmo, com a conseqüente perda de sua estrutura e permeabilidade, a qual é calculada pela Equação 22 a seguir.

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{(Ca^{++} - Mg^{++})}{2}}} \quad (22)$$

De acordo com Pellegrini (2005) quando os valores da RAS são superiores a 9 ou 10, são necessários uma verificação e um manejo adequado, para evitar o inchamento do solo. Em geral, se os valores da RAS forem superiores a 15 não será possível o cultivo do solo, sobretudo, se o mesmo for argiloso, embora em alguns solos, se possa alcançar valores maiores sem que haja problemas.

De acordo com Almeida (2010) a diminuição da capacidade de infiltração do solo está normalmente associada com as águas de irrigação de elevada concentração de sódio, em relação à concentração de cálcio e/o com a baixa concentração de sais solúveis. É dizer, quantidades relativamente altas de sódio

ou baixas de cálcio no solo e água, reduzem a velocidade com que a água de irrigação se infiltra na superfície do solo. Esta redução pode alcançar tal magnitude, que as raízes das plantas não recebam suficiente água entre as irrigações. Ainda conforme o autor, o valor máximo aceitável de RAS para a água de irrigação deve ser de 15 mg/L.

Segundo a publicação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), o valor máximo aceitável de cálcio e magnésio deve ser 400,8 e 60,8 mg/L.

Em relação à análise comparativa entre a qualidade da água destinada à irrigação, conforme Almeida (2010), e a qualidade da água escoada dos telhados verdes instalados no IPA, localizado no município de Caruaru, os estudos de Farias (2012) e Lima (2013) indicaram que a água resultante do escoamento pluvial nos telhados verdes apresentou maior quantidade de sólidos dissolvidos totais, cloretos, nitrato e fósforo se comparados aos valores máximos aceitáveis para a água ser destinada à irrigação. Os resultados obtidos pelos autores estão apresentados na tabela 4.

Conforme apresentado na Tabela 4 observa-se que a água escoada dos telhados verdes analisados nos estudos de Farias (2012) e Lima (2013) não pode ser utilizadas para irrigação do próprio sistema, visto que alguns parâmetros estão acima do limite recomendado por Almeida (2010). Sendo assim, a possibilidade de aproveitamento da água captada de um telhado verde é de fundamental importância para a região do semiárido, visto que apresenta situação de escassez hídrica, podendo se tornar uma alternativa para economia de água potável.

Tabela 4 - Qualidade da água escoada dos telhados verdes.

Parâmetros	Limite máximo (mg/L)	Farias (2012)		Lima (2013)	
		Telhados		Telhados	
		Coroa-de-Frade	Gramma de burro	Coroa-de-Frade	Babosa
Sólidos Dissolvidos Totais	2000	916	1198	2004	4060
Cloretos	1063,5	11,6	32,9	177,2	162,5
Nitrogênio - Nitrato	10	80,1	112,5	93,9	202,4
Fósforo - Fosfato	2	23,7	18,3	39,9	81,4

Fonte: Farias (2012) e Lima (2013).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

Esta pesquisa foi desenvolvida no município de Caruaru, localizado na região semiárida do estado de Pernambuco (conforme Figura 2), onde está situado o Centro Acadêmico do Agreste (CAA) no *campus* interiorizado da UFPE. Caruaru faz parte do pólo de desenvolvimento têxtil da região de desenvolvimento do Agreste Pernambucano, distante 130 Km da capital de Pernambuco (Recife) e, segundo dados do IBGE (2010), possui população de 314.951 habitantes, apresentando taxa de urbanização superior a 88% distribuída numa área de 921 km². Com considerável impermeabilização do seu solo natural, o município de Caruaru apresenta vários problemas de alagamentos e inundações que ocorrem recorrentemente nos períodos de maior intensidade pluviométrica. Devido ao desenvolvimento econômico do município de Caruaru nas últimas décadas, o mesmo apresenta-se como um dos mais importantes desta região, cuja sede municipal está a uma altitude aproximada de 554 m em relação ao nível do mar, localizada entre as coordenadas 8°17'0" de latitude sul e 35°58'34" de longitude oeste, distando 140,7 km da capital Recife (CPRM, 2005). De acordo com CONDEPE/FIDEM (2016), o município de Caruaru apresentou um crescimento populacional de 19,46% no período entre 2000 e 2010. O município passou de 253.634 habitantes em 2000 para 314.912 habitantes no ano de 2010.

Figura 2 - Localização do Brasil na América do Sul com destaque para o estado de Pernambuco e para o município de Caruaru.



Fonte: Autor (2017).

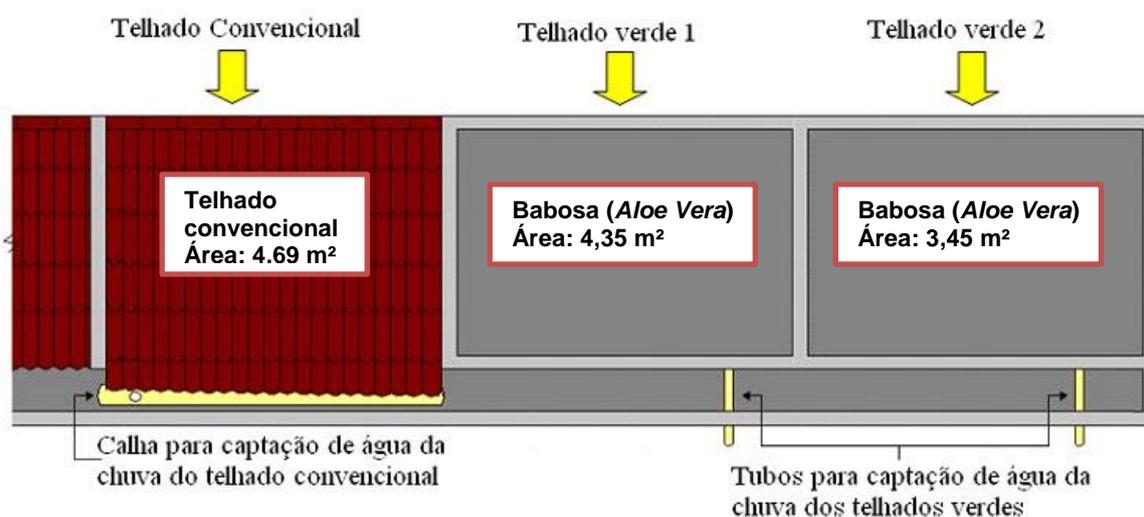
3.2 Descrição da unidade experimental de telhados verdes (UETV)

Para investigar o desempenho do telhado verde em condições climáticas do semiárido, foram instaladas unidades experimentais na unidade rural do Instituto Agrônomo de Pernambuco - IPA, no município de Caruaru, em uma edificação térrea pré-existente com três ambientes semelhantes que se mostraram muito apropriados para a instalação do telhado verde. Os detalhes construtivos dessas instalações foram apresentados por Santos *et al.* (2009). De acordo com os autores, na área cedida pelo IPA para o desenvolvimento da pesquisa existem dois banheiros desativados e um pequeno quarto, com aproximadamente 4 m² em cada ambiente. Na laje de dois destes ambientes, foram implantados os telhados verdes e na laje do outro, conservou-se o telhado convencional (controle).

O telhado convencional, com 4,69 m² de superfície de captação, tem cobertura de telhas cerâmicas. As vegetações utilizadas nos telhados verdes foram

as seguintes: Babosa (*Aloe Vera*), no telhado verde 1 com 4,35 m² de superfície de captação e Coroa-de-Frade (*Melocactus Zenteri*), no telhado verde 2 com 3,45 m² de superfície de captação, conforme esquema apresentado na Figura 3. O substrato do telhado verde com Babosa em estudo é composto de areia, argila e húmus de minhoca, no entanto o substrato do telhado verde com Coroa-de-Frade é composto de areia, argila e terra preparada com esterco bovino. Ambos os telhados verdes têm espessura de substrato de 12 cm.

Figura 3 - Esquema de disposição dos telhados verdes e convencional nas instalações do IPA em Caruaru.



Fonte: Santos *et al.* (2009).

A água escoada dos três telhados é direcionada aos tonéis de captação com capacidade volumétrica de 240 litros por meio de tubos de PVC com diâmetros de 75 mm junto às muretas de contenção do substrato, na parte baixa da edificação. Para cada telhado existe um tonel específico para armazenamento da água.

Visando analisar o desempenho das estruturas em condições controladas foram instalados, no âmbito de outra pesquisa, aspersores que permitiram simular a precipitação sobre o telhado uma determinada quantidade de água com intensidade pré-definida. Constituem componentes do sistema de aspersão: hidrômetro, aspersores de irrigação, tubulação rosqueável de ½" ascendente, um conjunto motobomba com ¾ CV e um reservatório com capacidade de 3000 litros. Todo o sistema de aspersores foi apresentado por Lima (2013).

Os telhados verdes, o telhado convencional, o sistema de captação e armazenamento de água, e o sistema de bombeamento e aspersão de água constituem a Unidade Experimental de Telhados Verdes (UETV). Na Figura 4 estão apresentados os detalhes da UETV relacionados com a captação (condutores verticais e superfícies de captação – telhado convencional e telhados verdes) e com o armazenamento (tonéis e mangueiras para saída de fundo, usada para limpeza dos tonéis).

Figura 4 - Identificação do sistema de captação.



Fonte: Lima (2013).

3.3 Aquisição de dados pluviométricos

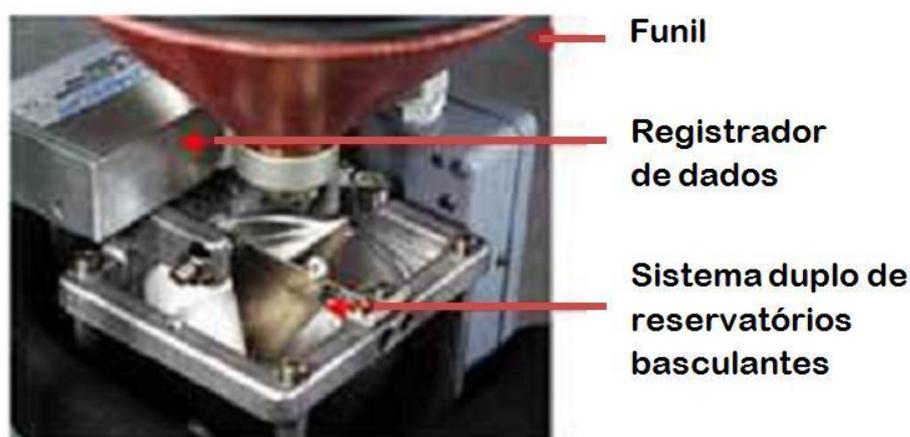
Os dados pluviométricos foram disponibilizados pela Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC, 2017) da Estação 24 localizada no IPA (Caruaru) e nas proximidades da edificação onde estão instalados os telhados em estudo.

A Plataforma de Coleta de Dados (PCD) da Estação 24 possui vários sensores, entre eles pode-se destacar o sensor de precipitação ou pluviômetro que é constituído de um pluviômetro de balança (Figura 5), que consiste de um funil com 200 mm de diâmetro de abertura o qual recebe a precipitação e a encaminha para um sistema de básculas alternadas que é formado de uma haste apoiada em

seu centro com conchas nas extremidades. Quando a quantidade de água acumulada em uma báscula ou concha atinge 0,25 mm, o peso desta quantidade de água aciona o mecanismo, fechando um rel magnético, descartando o líquido e preparando a outra báscula ou concha para receber nova quantidade de líquido. O fechamento do relé magnético produz um pulso que é encaminhado a uma entrada contadora de pulsos da PCD que é programada para reportar a precipitação acumulada na unidade apropriada. A capacidade do pluviômetro é ilimitada, pois o líquido é descartado imediatamente após a medida. O pluviômetro possui um "nível de bolha" em sua base que é utilizado para o correto nivelamento do instrumento (LIMA, 2013).

Os dados do sensor de precipitação ou pluviômetro, citado anteriormente, disponibilizados pela APAC (2017) não foram submetidos a nenhum tipo de tratamento.

Figura 5 - Pluviômetro de báscula.



Fonte: Adaptado de Santos *et al.* (2009).

A etapa inicial da pesquisa se destinou ao estudo do regime pluviométrico do município de Caruaru, com dados a partir de 1969 até o ano de 2017. A partir da série histórica, foi realizada uma análise estatística com objetivo de caracterizar o regime pluviométrico de Caruaru, foram determinados os períodos seco e chuvoso, bem como os valores de precipitação total anual e média móvel de 10 anos.

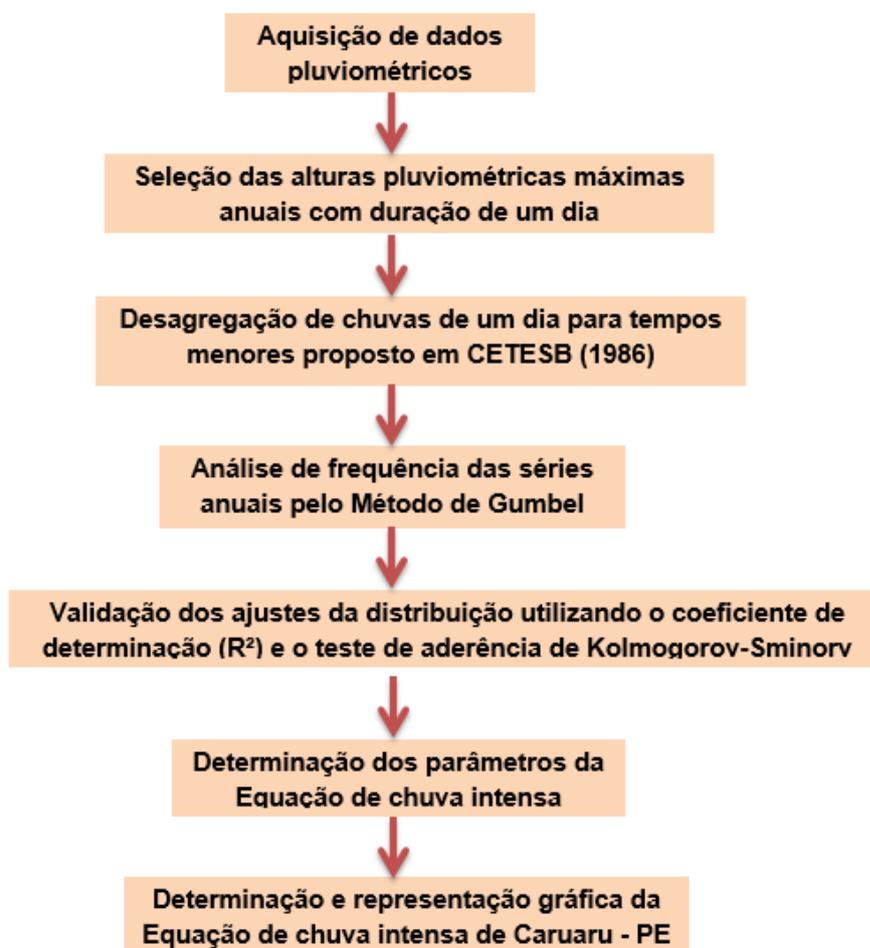
Com o objetivo de determinar o período seco e o período chuvoso do município, trabalhou-se com o valor de referência. O valor de referência foi calculado considerando a média da precipitação acumulada mensal no período de

1970 a 2017, obtendo-se assim 12 valores de referência (1 para cada mês do ano). Adotando esse valor limite entre o período seco e período chuvoso (valor de referência), e fez a referência do mesmo com o valor médio de cada mês. Esta análise terá como objetivo verificar a variabilidade temporal da precipitação no município analisado.

3.4 Determinação da equação de chuvas intensas

Na Figura 6 está apresentado um fluxograma que resume o procedimento para a obtenção da equação IDF (intensidade, duração e frequência) para o município de Caruaru a partir de dados pluviométricos. As informações serão apresentadas em gráficos elaborados em planilha eletrônica.

Figura 6 - Fluxograma da metodologia adotada para obtenção da Equação IDF.



Fonte: Autor (2017).

3.4.1 Aquisição de dados e seleção das alturas pluviométricas máximas

Para a determinação das intensidades máximas de chuvas para o município de Caruaru, foram obtidos dados pluviométricos diários do posto pluviométrico localizado no IPA (Estação 24) existente no banco de dados da APAC (2017). Os dados diários de precipitação foram organizados de maneira a obter por meio da série histórica anual, as chuvas máximas diárias anuais que em seguida foram desagregadas em chuvas de um dia para durações menores (5 min, 10 min, 15 min, 20 min, 25 min 30 min, 1 h, 6 h, 8 h, 10 h, 12 h e 24 h,) conforme a metodologia proposta por CETESB (1986), de acordo com os coeficientes de proporcionalidade apresentados na Tabela 2, para diferentes períodos de retorno (2, 5, 10, 20, 25, 50 e 100 anos). Calculadas as alturas máximas de precipitação para cada período de retorno, foram calculadas as intensidades de precipitação a partir da Equação 23.

$$i = \frac{x(T)}{t} \times 60 \quad (23)$$

Onde:

i = intensidade de precipitação (mm/h);

t = tempo de duração da precipitação (min);

$x(T)$ = precipitação máxima com período de retorno T anos (mm).

3.4.2 Análise de frequência da série de dados

Para a estimativa da frequência de chuva, foi utilizada a distribuição de Gumbel (Equações 11 e 12). Tal modelo foi escolhido em função de sua aplicabilidade em outros trabalhos sobre chuvas intensas realizadas no Brasil. As distribuições de valores extremos de grandezas hidrológicas se ajustam satisfatoriamente à distribuição de Gumbel, empregada neste trabalho. Segundo Silva *et al.* (2002) o modelo de Gumbel foi o que apresentou melhor ajuste aos dados de intensidades máximas médias de precipitação pluvial pelo teste de Kolmogorov-Smirnov, a 20% de probabilidade para todas as durações estudadas.

3.4.3 Validação dos ajustes da distribuição aplicada

Para avaliar a qualidade dos ajustes das distribuições estatísticas foram utilizados o coeficiente de determinação (R^2) (Equação 13) e o teste de aderência de Kolmogorov-Sminorv (Equação 14). O nível de significância utilizado para validar os modelos, na estação em estudo foi de 5% ($\alpha = 0,05$). A validação dos ajustes foram elaborados em planilha eletrônica.

3.4.4 Determinação dos parâmetros da IDF

Os parâmetros da equação de chuvas intensas (Equação 17) foram obtidos conforme sugerido por Villela & Mattos (1975). O parâmetro “b” foi escolhido após a aplicação do método dos mínimos quadrados, que transforma as curvas obtidas, para cada tempo de recorrência, em uma reta. Os parâmetros foram obtidos em planilha eletrônica.

3.5 Determinação da capacidade de retenção e escoamento dos telhados

Para determinação da intensidade simulada no experimento considerou-se o período de retorno da chuva de 15 anos, usualmente recomendado para projetos de drenagem (SMOP, 2014), e duração de 60 minutos, sendo assim empregou-se a Equação 26, obtendo-se uma intensidade de 26 mm/h.

O experimento realizado para a determinação da capacidade de retenção e escoamento dos telhados consistiu em simular uma chuva sobre os telhados determinada quantidade de água com a intensidade controlada de 26 mm/h, adotando o tempo de duração da “precipitação” de 60 minutos, e na realização de registro do nível d’água nos tonéis de captação simultaneamente. A precipitação foi simulada com o emprego do simulador de chuva.

Os experimentos foram realizados nos dias 18, 19 e 20 de outubro de 2016, na UETV. O mesmo consistiu na medição do volume escoado dos telhados a cada minuto (Q_s), obtido a partir da leitura do volume nos tonéis graduados instalados no sistema de captação dos telhados, em consequência da entrada de água (P) no sistema substrato-vegetação, obtida a partir do volume lido no hidrômetro instalado no sistema de aspersão.

3.5.1 Capacidade de retenção dos telhados verdes

De acordo com os dados pluviométricos disponibilizados pela Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC, 2017) da estação 24 localizada no IPA (Caruaru-PE), durante todo o mês de outubro de 2016, choveu sobre os telhados em estudo apenas no dia 13/08/2016 e a precipitação foi de 2 mm.

No que se refere à evapotranspiração, de acordo com SETRA (2009), a evapotranspiração potencial (recomendada para estudos em regiões semiáridas) na cidade de Caruaru é em torno de 1850 mm/ano, o que corresponde a aproximadamente 0,21 mm/hora, tendo sido considerado muito pequeno e, por isso, desprezado neste estudo. Assim sendo, o balanço hídrico dos telhados verdes nestas condições pode ser considerado a partir da Equação 24.

$$P = Q + \Delta V \quad (24)$$

A capacidade de retenção dos telhados verdes foi avaliada a partir da realização do balanço hídrico em cada telhado. Considerando um sistema delimitado, como uma bacia ou mesmo um telhado verde, o balanço hídrico, a ser verificado em um determinado período de tempo, pode ser realizado aplicando-se a Equação 24.

O volume total que entrou em cada telhado durante o Experimento foi obtido a partir da proporção entre o volume lido no hidrômetro, instalado no sistema de aspersão, e a área de cada telhado. Sendo assim, o volume que entrou no telhado verde com coroa-de-Frade foi menor que os demais, visto que o mesmo possui a menor área, conforme Figura 3. A variável de entrada de água no telhado verde (P), obtida a cada litro acumulado no tonel de captação, sendo assim, a mesma foi calculada a partir do produto entre o intervalo de tempo necessário para acumular cada litro no tonel e a intensidade da precipitação utilizada no Experimento (26 mm/h).

O escoamento para fora dos telhados (Q_s) foi obtido a partir da medição do volume armazenado nos tonéis graduados, uma vez que o volume e o nível da água no tonel obedecem a uma relação já definida. Durante o experimento media-se o intervalo de tempo necessário para acumular cada litro de água nos tonéis de captação.

A variação de volume de água armazenado no solo (ΔV) foi obtida a partir da diferença entre a entrada de água no telhado (P) e o escoamento para fora dos telhados (Q_s).

Para analisar a influência da umidade inicial na capacidade de retenção foi determinado a umidade do substrato dos telhados verdes antes de cada experimento. Assim sendo, foram realizadas coletas de amostra de solo de cada telhado verde antes de ligar o sistema de aspersores. As amostras eram armazenadas em sacos plásticos lacrados e em seguida eram encaminhadas para realização do ensaio no Laboratório de Engenharia Ambiental da UFPE/CAA conforme a ABNT (1986) (Amostras de Solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização).

3.6 Dispositivo-filtro

O dispositivo-filtro compreende um arranjo de conexões e materiais filtrantes utilizados para a remoção/redução de poluentes resultante da passagem da água com fluxo descendente pelo conjunto.

O experimento para avaliar a eficiência do dispositivo-filtro em relação à remoção/redução de poluentes foi dividido em cinco etapas: (1) construção do dispositivo-filtro; (2) composição dos filtros de areia; (3) dimensionamento dos filtros descendentes; (4) procedimento experimental; e (5) caracterização dos parâmetros de qualidade da água.

3.6.1 Construção do dispositivo-filtro

Para construção dos dispositivos-filtros foram utilizados os seguintes materiais e conexões: tubulação de PVC de 50 mm, luvas roscável de 1 1/2", adaptador de 50 x 1/2" e manta bidim, conforme Figura 7.

Figura 7 - Materiais utilizados nos dispositivos-filtros.



Fonte: Autor (2017).

Os diferentes arranjos de dispositivos-filtros testados foram constituídos de módulos, em que cada módulo compreende um trecho de tubulação de PVC com 50 mm de diâmetro e 25 cm de comprimento, duas luvas roscável de 1 1/2", dois adaptadores de 50 x 1/2", e duas mantas bidim, Figura 8. Sendo que no interior de cada módulo utiliza-se um material filtrante diferente. Os módulos eram conectados em série, conforme Figura 9.

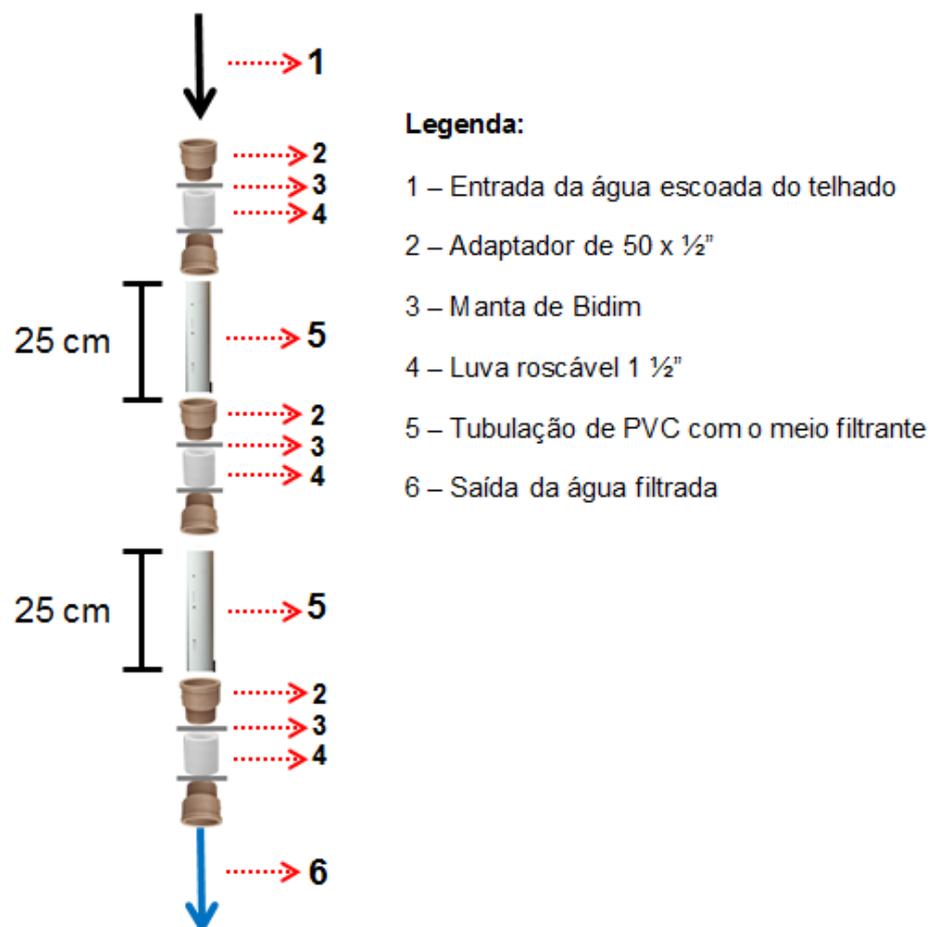
O dispositivo-filtro descendente recebia o efluente por gravidade na sua parte superior. Para o controle da vazão de entrada no dispositivo-filtro foi utilizado um reservatório de distribuição com um orifício instalado na parte inferior, conforme Figura 9.

Figura 8 - Módulo do dispositivo-filtro.



Fonte: Autor (2017).

Figura 9 - Dispositivo-filtro com dois módulos.



Fonte: Autor (2017).

3.6.2 Composições dos filtros

Foi testado como meio filtrante a areia, com três faixas granulométricas. Foram analisadas duas configurações de filtros, com o objetivo de determinar a configuração mais eficiente para o tratamento do efluente do telhado verde, conforme Tabela 5 e figuras 10 e 11.

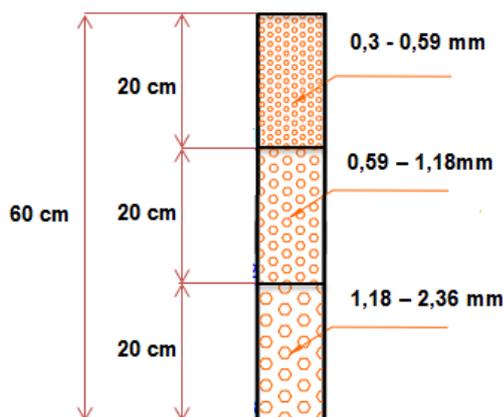
Tabela 5 - Configurações de filtros ensaiados em laboratório.

Camada	Espessura (cm)	Filtro A	Espessura (cm)	Filtro B
Terceira	20	Areia C	-	-
Segunda	20	Areia B	25	Areia B
Primeira	20	Areia A	25	Areia A

Onde: Areia A: faixa granulométrica entre 0,3 e 0,59 mm; Areia B, faixa granulométrica entre 0,59 e 1,18; e Areia C, faixa granulométrica entre 1,18 e 2,36.

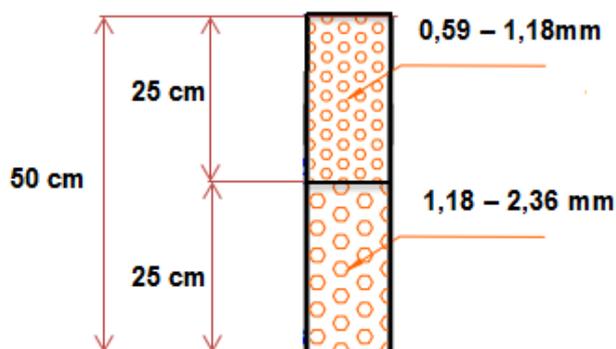
Fonte: Autor (2017).

Figura 10 - Composição do filtro A de areia.



Fonte: Autor (2017).

Figura 11 - Composição do filtro B de areia.



Fonte: Autor (2017).

3.6.3 Dimensionamento dos filtros descendentes

Nesta etapa foram determinadas as seguintes características: o tipo de areia, espessura da camada ou camadas de areia e superfície filtrante.

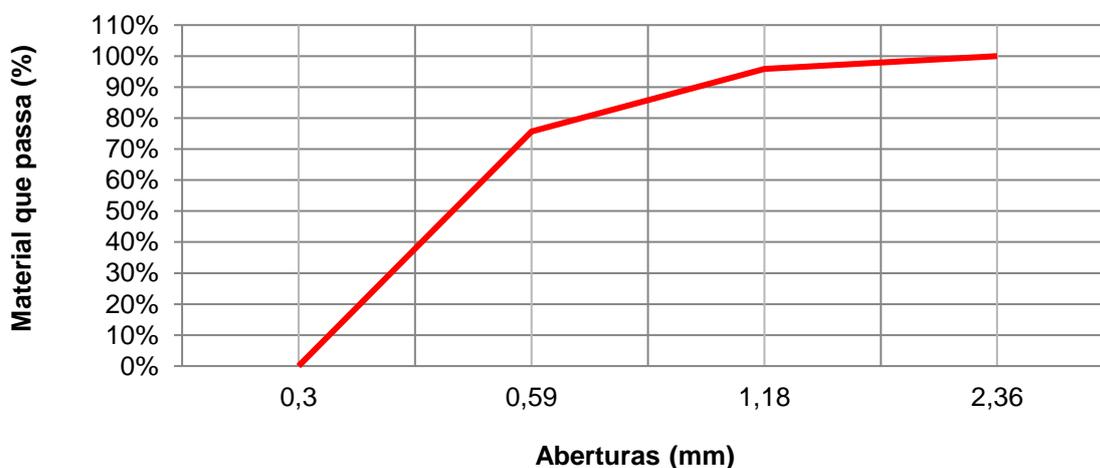
A análise granulométrica foi determinada empregando-se a metodologia estabelecida na norma NBR 7181 (ABNT, 1984) que prevê o peneiramento da amostra utilizando-se um conjunto de peneiras da série Normal acopladas à uma mesa vibratória. O conjunto de peneiras da série Normal utilizada neste trabalho (Figura 12) pertence ao Laboratório de Estruturas e Materiais da UFPE *campus* Caruaru-PE.

Figura 12 - Conjunto de peneiras e mesa vibratória.



Fonte: Autor (2017).

Figura 13 - Curva granulométrica da areia dos filtros.



Fonte: Autor (2017).

Após a caracterização granulométrica da areia (Figura 13), a mesma foi separada em faixas granulométricas, conforme Figura 14. Foi utilizado como meio filtrante para tratamento do efluente dos telhados verdes a areia com as seguintes faixas granulométricas: FG1 0,3 a 0,59 mm; FG2 0,59 a 1,18 mm e FG3 1,18 a 2,36 mm, cujas propriedades estão descrita na Tabela 6.

Figura 14 - Faixas granulométricas utilizadas como meio filtrante.



Fonte: Autor (2017).

3.6.3.1 Leito filtrante dos filtros descendentes

O meio filtrante do filtro de areia foi confeccionado com as características de acordo a Tabela 6, com espessuras superiores a 50 cm (conforme recomendação de ALMEIDA (2010), diâmetro de 50 mm e sua granulometria variando de 0,3 a 2,36 mm.

Tabela 6 - Granulometria do meio filtrante de areia.

Características da areia	Dados
Diâmetro efetivo, D10 (mm)	0,35
Tamanho do maior grão (mm)	2,36
Tamanho do menor grão (mm)	0,3
Coefficiente de uniformidade (Cu)	1,6

Fonte: Autor (2017).

3.6.4 Procedimento experimental

Para realização dos testes de desempenho dos diferentes arranjos dos dispositivos testados foram utilizados como material de entrada três tipos de efluentes: um feito no laboratório (chamado aqui de efluente SINTÉTICO), um escoado do telhado com Coroa-de-Frade e um escoado do telhado com Babosa.

No experimento para avaliar a eficiência do dispositivo-filtro foi montado no ensaio de bancada, duas composições de filtros de areia (filtro A e filtro B) para cada efluente em estudo. O filtro A de areia possuía areia com três faixas granulométricas (FG1, FG2 e FG3) em camadas com espessura de 20 cm em cada camada, no entanto o filtro B de areia possuía areia com duas faixas granulométricas (FG2 e FG3) em duas camadas com espessura de 25 cm em cada camada. Cada efluente foi percolado três vezes através da composição do filtro A de areia e três vezes através da composição do filtro B de areia, correspondente ao efluente. O intervalo entre as filtrações era de no mínimo 24 horas, onde em cada filtração era coletada uma amostra do filtrado para análise em laboratório, totalizado ao final do experimento 18 amostras de efluentes filtrados.

Os filtros descendentes recebiam os efluentes por gravidade com a mesma vazão de entrada de 2,0 litros/minuto. O experimento consistiu na passagem de um litro de efluente por cada uma das duas configurações de filtros em análise. Foi coletada uma amostra de efluente após passar por cada um dos filtros para análise dos parâmetros físico-químicos em laboratório.

3.6.4.1 Efluentes de estudo

Com o objetivo de analisar a eficiência do filtro na remoção dos parâmetros físico-químicos em análise, foi desenvolvido no laboratório um efluente sintético com todos os parâmetros físico-químicos acima dos limites estabelecidos por Almeida (2010).

Para analisar a influência dos telhados verdes na qualidade da água, o efluente utilizado no experimento foi coletado dos reservatórios que armazenam a água percolada através dos sistemas de telhados verdes Babosa e Coroa-de-Frade da UETV.

3.6.4.2 Controle da vazão vazão de entrada no dispositivo-filtro

Conforme a curva IDF determinada, para um tempo de retorno de 15 anos e uma duração de 60 minutos, foi possível obter uma intensidade de 26 mm/h. Sendo assim, a vazão de entrada no dispositivo-filtro foi determinada a partir do produto entre a intensidade (26 mm/h) e a área do maior telhado em estudo (4,69 m²), obtendo-se assim uma vazão de entrada em cada filtro de 2,0 litros/minuto.

Para controlar a vazão de entrada do filtro, foi utilizada uma garrafa com um orifício instalado na tampa na parte inferior da mesma (Figura 15), com isso, a vazão permaneceu constante durante todo o tempo.

Figura 15 - Garrafas com um orifício instalado na tampa.



Fonte: Autor (2017).

3.6.4.3 Taxa de filtração dos filtros

Conforme Eustáquio (2010) a taxa de filtração do filtro é obtida a partir da Equação 25. Ao longo do experimento era medida a vazão efluente de cada filtro e de acordo com a Equação 25.

$$TF = \frac{Q}{A_f} \quad (25)$$

Onde:

TF = taxa média de filtração em m³/m².dia;

Q = vazão de percolação em m³/dia;

A_f = área do filtro em m².

3.6.5 Caracterização dos parâmetros de qualidade da água

As análises físicas e químicas das amostras de água coletadas e filtradas foram realizadas nas dependências do Laboratório Multiusuário de Tecnologia para o Semiárido (LAMTESA) e no Laboratório de Engenharia Ambiental (LEA), integrantes da estrutura da Universidade Federal de Pernambuco *campus* Agreste (UFPE/CAA), com determinação conforme as normas analíticas referentes aos parâmetros a serem investigados. As análises foram realizadas no período de março a junho de 2017. As análises de pH e condutividade elétrica foram realizadas *in loco*. As amostras foram coletadas em recipientes plásticos com capacidade de 1,5 litros e acondicionadas em refrigerador para garantir a preservação da amostra até o momento de realização das análises no laboratório.

A determinação dos parâmetros de qualidade de água determinados em laboratório estava em conformidade com a metodologia de referência do *Standard Methods* (APHA, 2005).

As metodologias utilizadas para análise dos parâmetros físico-químicos durante a pesquisa seguem apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7 - Parâmetros físico-químicos analisados e metodologias utilizadas.

Parâmetro	Método Analítico	Informações sobre a determinação
Condutividade Elétrica	Condutimetria	Determinação <i>in loco</i>
Sólidos Dissolvidos Totais	2540 B.D.E.	Determinação em laboratório, conforme metodologia de referência no <i>Standard Methods</i> (APHA, 2005).
Cálcio	Fotometria de chama	
Magnésio	Titulometria	
Sódio	Fotometria de chama	
Carbonatos	Volumetria	
Bicarbonatos	Volumetria	
Cloretos	Titulação com Nitrato de Prata	
Nitrogênio Amoniacal	Titulométrico - 4500 C.	
Potássio	Fotometria de chama	
pH		Determinação <i>in loco</i>
Razão de Adsorção de Sódio		Equação

Fonte: Autor (2017).

As análises de fósforo, sulfato, boro e nitrato foram realizadas com o uso de kits, com especificações apresentadas nas Tabelas 8 e 9. As análises realizadas com tais kits consistem em condicionar amostra da água coletada em tubos de ensaio, adicionar reagentes e realizar a leitura dos resultados de concentração diretamente no fotolorímetro (fósforo) e no espectrofotômetro (sulfatos, nitrato e boro).

Tabela 8 - Parâmetros físico-químicos analisados com Kits no fotolorímetro.

Parâmetro	Método	Fotolorímetro				Espectro λ (nm)
		LQI*	LQS*	Sensib.	Unidade	
Fósforo	Vanadomolibdico	0,10	5,00	0,01959	mg/L P	415

Fonte: Autor (2017).

Tabela 9 - Parâmetros físico-químicos analisados com Kits no espectrofotômetro.

Parâmetro	Qualidade característica			Qualidade do procedimento	
	Desvio padrão (mg/L)	Coefficiente de variação (%)	Intervalo de confiança (mg/L)	Absorbância (mg/L)	Acurácia do valor mensurado (mg/L)
Sulfatos	$\pm 4,0$	$\pm 2,5$	± 9	3	máx. ± 14
Nitrato	$\pm 0,10$	$\pm 0,82$	$\pm 0,3$	0,2	máx. $\pm 0,6$
Boro	$\pm 0,025$	$\pm 2,5$	$\pm 0,06$	0,01	máx. $\pm 0,09$

Fonte: Autor (2017).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

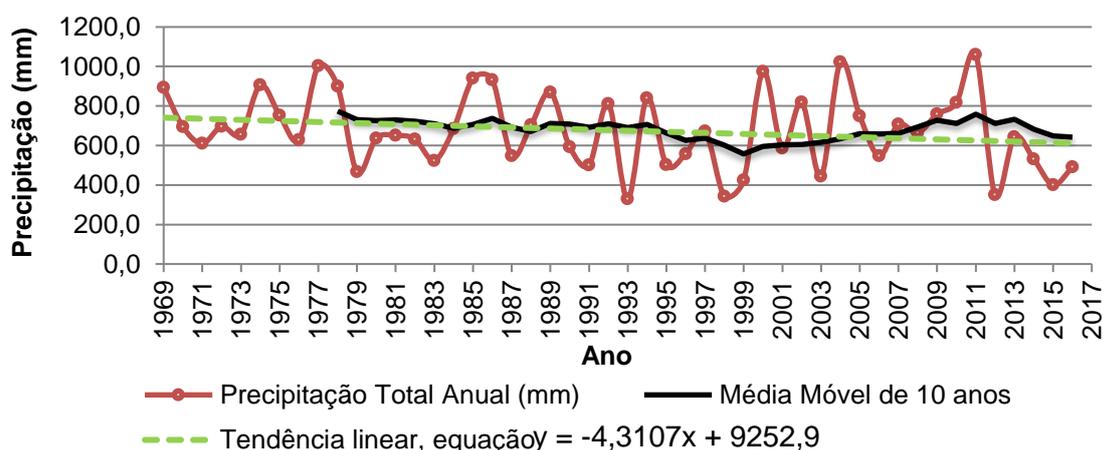
4.1 Análise estatística da precipitação

4.1.1 Histórico das chuvas em Caruaru

Na Figura 16 é apresentado o gráfico da distribuição da precipitação total anual. A precipitação anual média desse período foi de 717,9 mm. Observa-se que o ano de 1993 apresentou a menor ocorrência de chuva, 329,2 mm, e o ano que mais choveu foi 2011, com 1059,9 mm. Pode-se observar também, que no período entre 1993 e 2014 as precipitações apresentam valores extremos. Ainda de acordo com a figura 16, observa-se que a média móvel a cada 10 anos apresenta decréscimo no período de 1969 a 1999 e crescimento entre 2000 e 2011 e a partir de 2012 volta a apresentar decréscimo.

De acordo com a análise dos dados históricos de precipitação no município de Caruaru, pode-se observar que o município apresentou nos últimos anos, períodos muito secos e períodos muito chuvosos.

Figura 16 - Série temporal, tendência linear e média móvel de 10 anos da precipitação total anual.

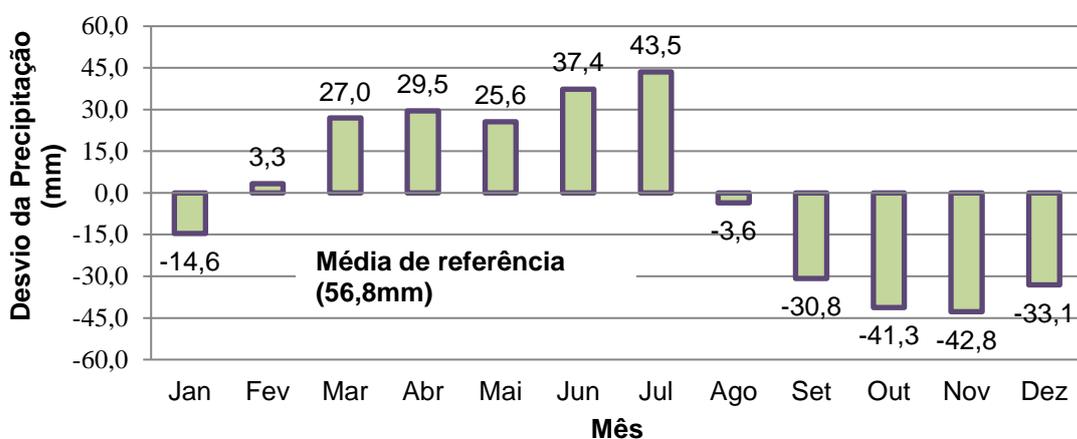


Fonte: Autor (2017).

Com o objetivo de determinar o período seco e o período chuvoso, trabalhou-se com o valor médio mensal obtido da precipitação média anual acumulada, obtendo-se média de 56,8 mm como valor de referência média mensal.

Considerando esse valor como o limite entre os dois períodos, seco e chuvoso, fez-se a diferença do valor médio de cada mês. Estes dados estão apresentados na Figura 17, onde se observa que o período chuvoso do município está compreendido entre os meses de fevereiro e julho, sendo o mês de julho o mês mais chuvoso do ano.

Figura 17 - Desvio de precipitação em relação à média mensal, dados de precipitação referente ao posto Caruaru 24.

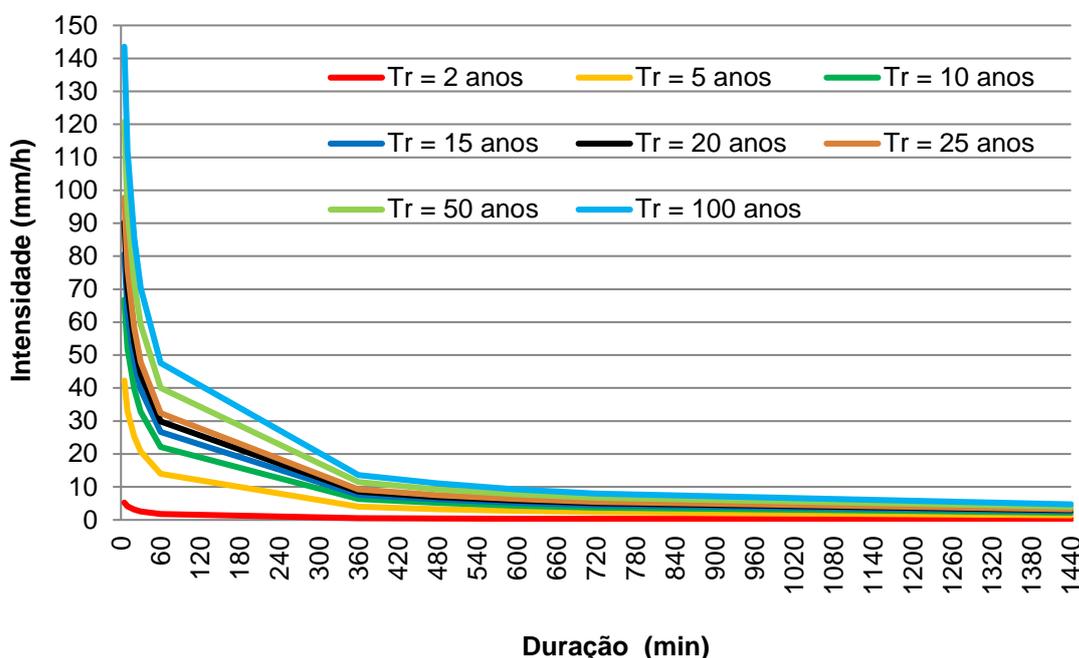


Fonte: Autor (2017).

4.2 Análise de chuvas intensas

A Figura 18 apresenta as curvas intensidade x duração para os períodos de retorno de 2, 5, 10, 15, 20, 25, 50 e 100 anos, durações de até 1.440 minutos (24 horas), sendo que a intensidade de chuva é dada em mm/h.

Figura 18 - Curva intensidade x duração para diferentes períodos de retorno, na estação Caruaru-PE (24).



Sendo assim, a partir da análise de dados de chuvas intensas para o período de 1969 a 2017, obteve-se a Equação 26 apresentada abaixo.

$$i = \frac{439,883 T^{0,298}}{(t+3,05)^{0,876}} \quad (26)$$

A Equação 26 assemelha-se a Equação 27 obtida em pesquisa realizada por Coutinho et al. (2010), que obtiveram os parâmetros da Equação IDF a partir do método das relações entre durações (CETESB 1986) para o município de Caruaru no período de 1984 a 2010.

$$i = \frac{445,0122869 T^{0,2586}}{(t+3,7974)^{0,7483}} \quad (27)$$

A Tabela 10 apresenta os resultados obtidos para a estação estudada. Com o método de desagregação da chuva, a Equação IDF apresentou bons resultados, com coeficiente de determinação de 0,9835, próximo ao seu valor ótimo (1).

Tabela 10 - Parâmetros da Equação IDF.

	Parâmetros				Coeficiente de determinação (R ²)	Kolmogorov-Smirnov (5%) DN médio
	k	a	b	c		
Valores Obtidos	439,883	0,2980	3,05	0,876	0,9835	0,138
Coutinho <i>et al.</i> (2010)	445,0122869	0,2586	3,7974	0,7483	0,975479	0,107

Fonte: Autor (2017).

4.3 Capacidade de retenção e escoamento dos telhados

4.3.1 Capacidade de retenção dos telhados verdes

Conforme as amostras de solo dos telhados verdes, coletadas antes do início de cada um dos experimentos realizados nos dias 18, 19 e 20 de outubro de 2016, foram obtidos os valores de umidades apresentados na Tabela 11. Os valores de umidades iniciais de ambos os telhados verdes no primeiro experimento foram baixos, devido ao período de estresse hídrico do município. De acordo com APAC (2017) durante todo o mês de outubro de 2016 choveu apenas no dia 13 um total de 2 mm na área em estudo. De acordo com a Tabela 9 pode-se observar que a umidade no primeiro experimento apresentou um valor de 2,5% para o telhado verde Babosa e 3,2% para o telhado verde Coroa-de-Frade, no entanto, no terceiro experimento esses valores de umidade aumentaram para 15,4% e 16,1%, logo foi possível verificar que a umidade inicial influenciou na capacidade de retenção dos telhados verdes, visto que quanto maior a umidade inicial menor era a capacidade de retenção dos telhados.

Tabela 11 - Valores de umidades obtidos antes do início de cada experimento.

Telhado Verde	Umidade (%)		
	Experimento 1	Experimento 2	Experimento 3
Babosa	2,5	12,7	15,4
Coroa-de-Frade	3,2	13,6	16,1

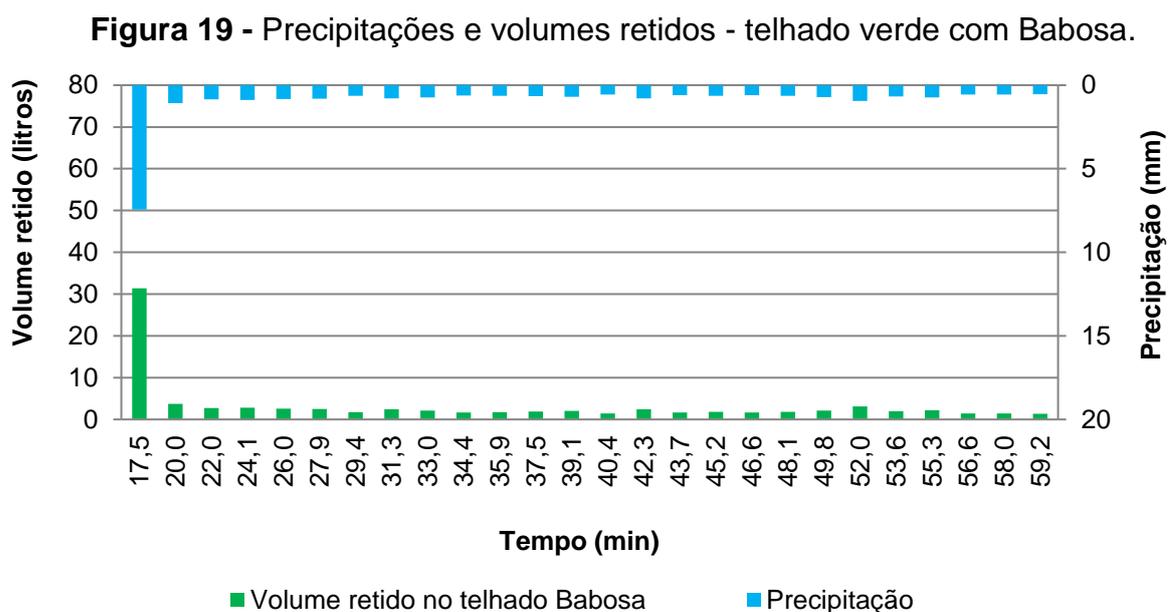
Fonte: Autor (2017).

Com uma intensidade controlada de 26 mm/h e uma duração de 60 minutos foi possível simular a precipitação, em cada experimento, um volume total de 111,0 litros sobre o telhado verde Babosa e um volume total de 88,1 litros sobre o telhado verde Coroa-de-Frade.

4.3.1.1 Experimento 1 (18/10/2016)

Os volumes precipitados, retidos e acumulados obtidos no Experimento 1 estão apresentados nas Figuras 19 e 20. O volume retido em cada telhado foi obtido a partir da diferença entre o volume que entrou no sistema e o volume escoado para o respectivo tonel durante um intervalo de tempo de 60 minutos.

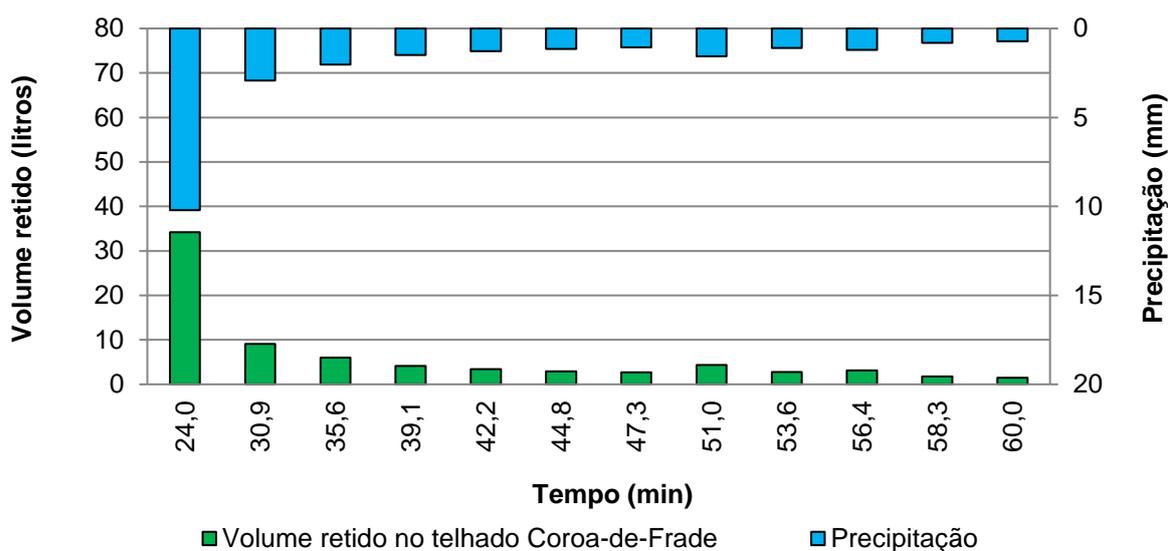
Na Figura 19 é apresentado o gráfico que indica o volume retido, ou seja, a capacidade de retenção do telhado verde Babosa, ao longo do tempo, e a precipitação. Pode-se observar que até 17,5 minutos após o início do experimento, tempo necessário para acumular um litro no tonel, o telhado verde com Babosa reteve 31,3 litros, o que corresponde a 28% do volume total de entrada. A partir do minuto 17,5 até o final do experimento (60 minutos desde o início do experimento), o telhado reteve mais 52,2 litros, que corresponde a 47% do volume total de entrada, totalizando ao final do experimento uma retenção de 75%. Após 17,5 minutos do início do experimento, a precipitação necessária para acumular um litro no tonel permanece praticamente constante igual a 0,7 mm, como também, observa-se que à medida que vai aumentando o tempo de ensaio o telhado verde vai diminuindo a sua capacidade de retenção ficando em aproximadamente 2,0 litros retidos para cada litro escoado para os tonéis, isso pode ser justificado devido ao solo encontrar-se saturado após esse intervalo de tempo.



Fonte: Autor (2017).

No que se refere à capacidade de retenção do telhado verde com Coroa-de-Frade, de acordo com o gráfico apresentado na Figura 20, após 24 minutos do início do experimento, tempo necessário para acumular o primeiro litro no tonel, o telhado reteve 34,2 litros o que corresponde a 39% do volume total de entrada. Após esse intervalo de tempo o telhado reteve mais 41,8 litros, 48% do volume total, totalizando ao final do experimento uma retenção de 86% do volume precipitado em um período de 60 minutos. Assim como foi observado para o telhado com Babosa, observou-se a redução na capacidade de retenção devido à saturação do solo, ficando constante em aproximadamente 3,5 litros retidos para cada litro escoado.

Figura 20 - Relação das precipitações com os volumes retidos no telhado verde com Coroa de Frade.



Fonte: Autor (2017).

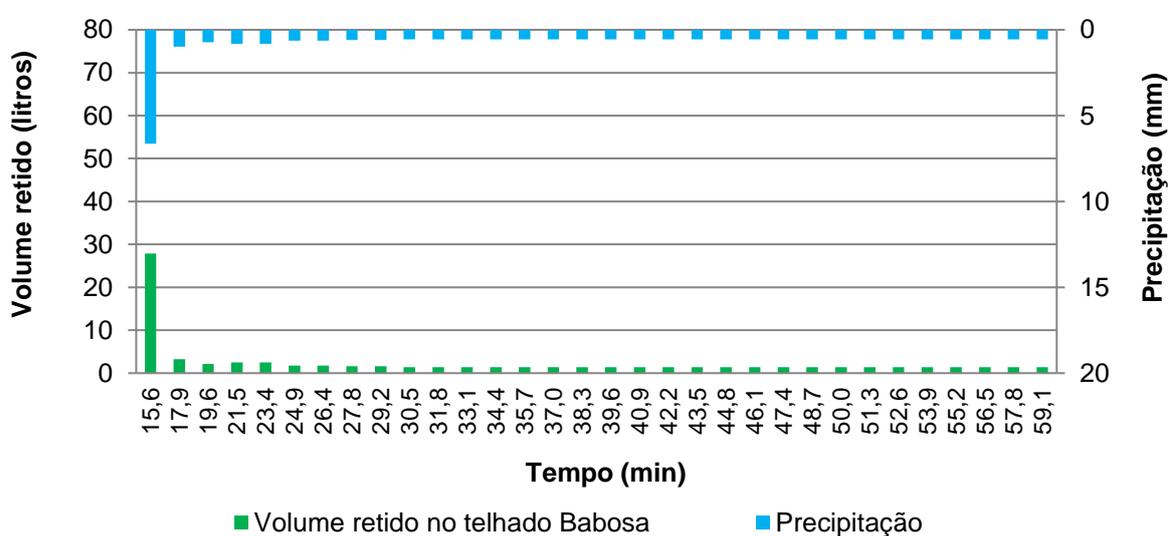
4.3.1.2 Experimento 2 (19/10/2016)

Na Figura 21 é apresentado volume retido e precipitação obtida com a realização do Experimento 2 com telhado Babosa. Pode-se observar que até 15,6 minutos após o início do experimento, tempo necessário para acumular um litro no tonel, a retenção foi de 27,9 litros, o que corresponde a 25% do volume total de entrada. Sendo assim, comparando-se com o experimento do dia anterior (18/10/2017), observa-se um intervalo de tempo menor para atingir o nível de

saturação, como também, retenção menor com 1,4 litros retidos para cada litro escoado para os tonéis. O telhado verde apresenta uma umidade no segundo dia superior ao primeiro dia de experimento.

Após o minuto 15,6 até o final do experimento, o telhado reteve mais 49,5 litros, que corresponde a 45% do volume total de entrada, totalizando ao final do experimento uma retenção de 70% em 60 minutos. Após 15,6 minutos do início do experimento, a precipitação necessária para acumular um litro no tonel permanece praticamente constante igual a 0,6 mm.

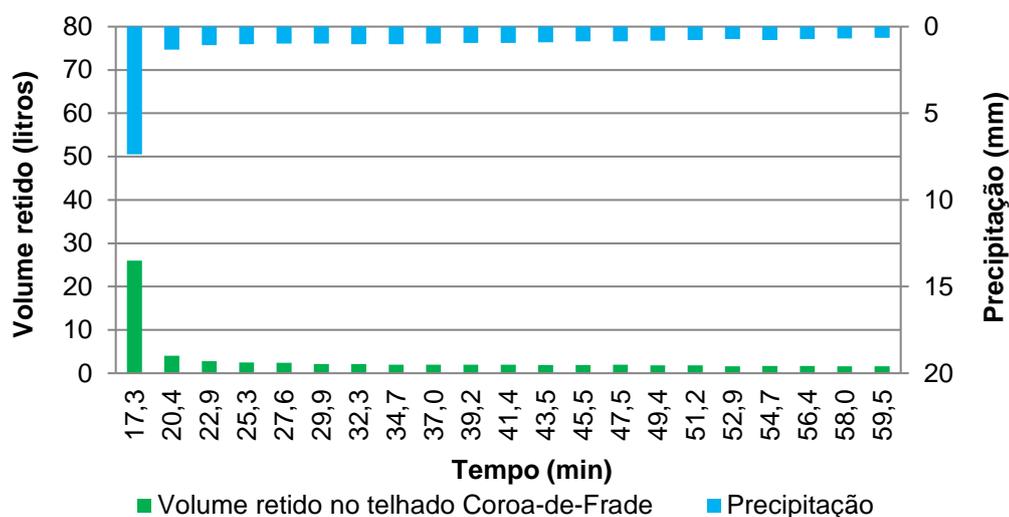
Figura 21 - Precipitações e volumes retidos - telhado verde com Babosa.



Fonte: Autor (2017).

No gráfico da Figura 22 estão apresentados volume retido e precipitação do Experimento 2 do telhado verde com Coroa-de-Frade. De acordo com o gráfico, após 17,3 minutos do início do experimento, tempo necessário para acumular o primeiro litro no tonel, o telhado reteve 26 litros o que corresponde a 30% do volume total de entrada. Após esse intervalo o telhado reteve mais 41,5 litros, 47% do volume total, totalizando ao final do experimento uma retenção de 77% do volume precipitado no telhado durante os 60 minutos de experimento.

Figura 22 - Precipitações e volumes retidos - telhado verde com Coroa de Frade.



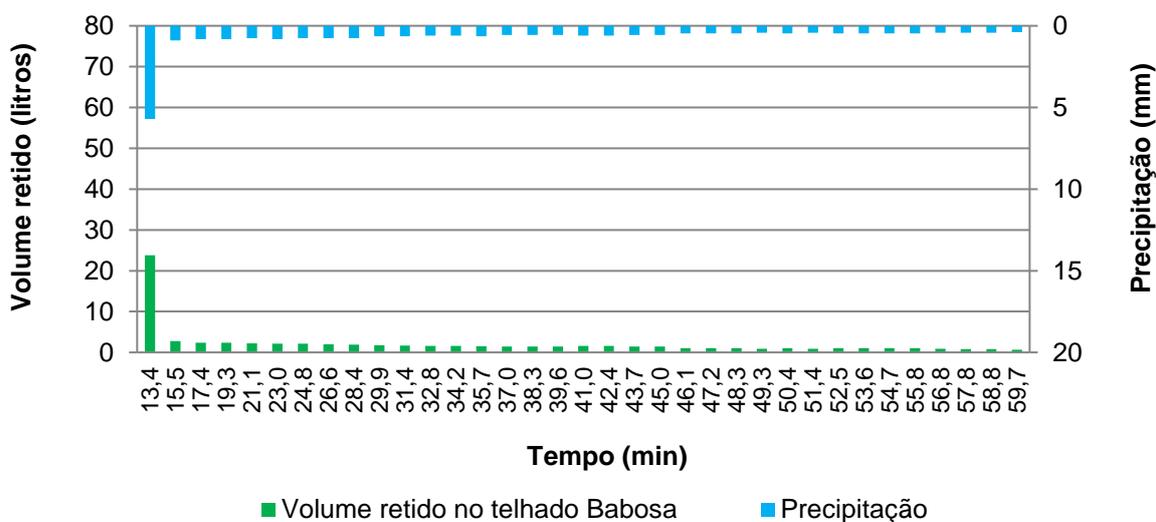
Fonte: Autor (2017).

4.3.1.3 Experimento 3 (20/10/2016)

Na Figura 23 é apresentado volume retido e precipitação obtida com a realização do Experimento 3 com telhado Babosa. Pode-se observar que até 13,4 minutos após o início do experimento 3, tempo necessário para acumular um litro no tonel, a retenção foi de 23,8 litros, o que corresponde a 21% do volume total de entrada. Sendo assim, comparando-se com o experimento do dia anterior (19/10/2016), observa-se um intervalo de tempo menor para atingir o nível de saturação, como também, retenção menor com 1,3 litros retidos para cada litro escoado para os tonéis, o telhado verde apresenta uma umidade no terceiro dia superior ao segundo dia de experimento.

A partir do minuto 13,4 até o final do experimento, o telhado reteve mais 49,4 litros, que corresponde a 44% do volume total de entrada, totalizando ao final do experimento uma retenção de 66% em 60 minutos. Após 13,4 minutos do início do experimento, a precipitação necessária para acumular um litro no tonel permanece praticamente constante igual a 0,5 mm.

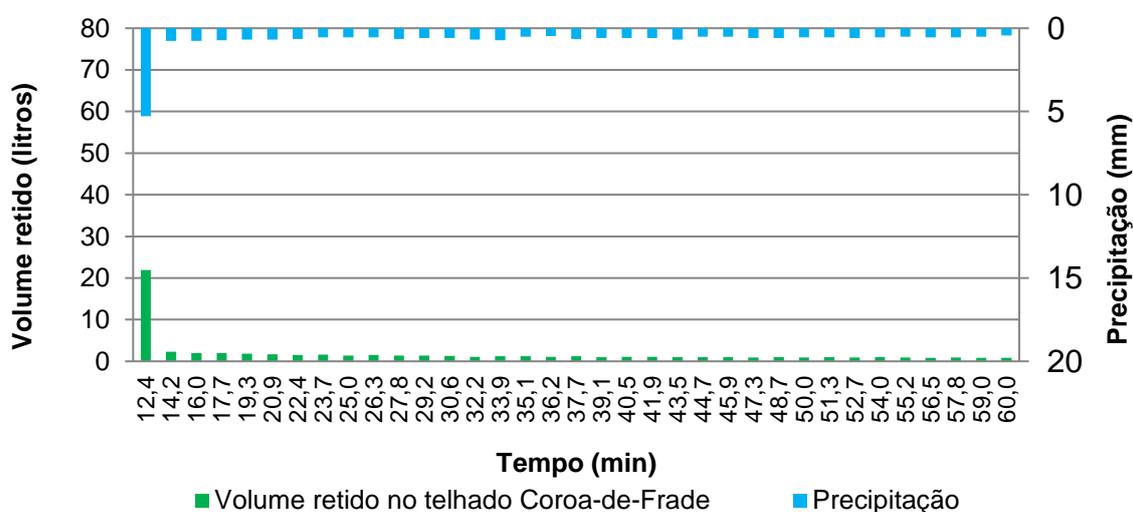
Figura 23 - Precipitações e volumes retidos - telhado verde com Babosa.



Fonte: Autor (2017).

No gráfico da Figura 24 estão apresentados volume retido e precipitação do experimento 3 do telhado verde com Coroa-de-Frade. De acordo com o gráfico, após 12,4 minutos do início do experimento, tempo necessário para acumular o primeiro litro no tonel, o telhado reteve 21,9 litros o que corresponde a 25% do volume total de entrada. Após esse intervalo o telhado reteve mais 41,8 litros, 48% do volume total, totalizando ao final do experimento uma retenção de 72% do volume precipitado no telhado durante os 60 minutos de experimento.

Figura 24 - Precipitações e volumes retidos - telhado verde com Coroa de Frade.

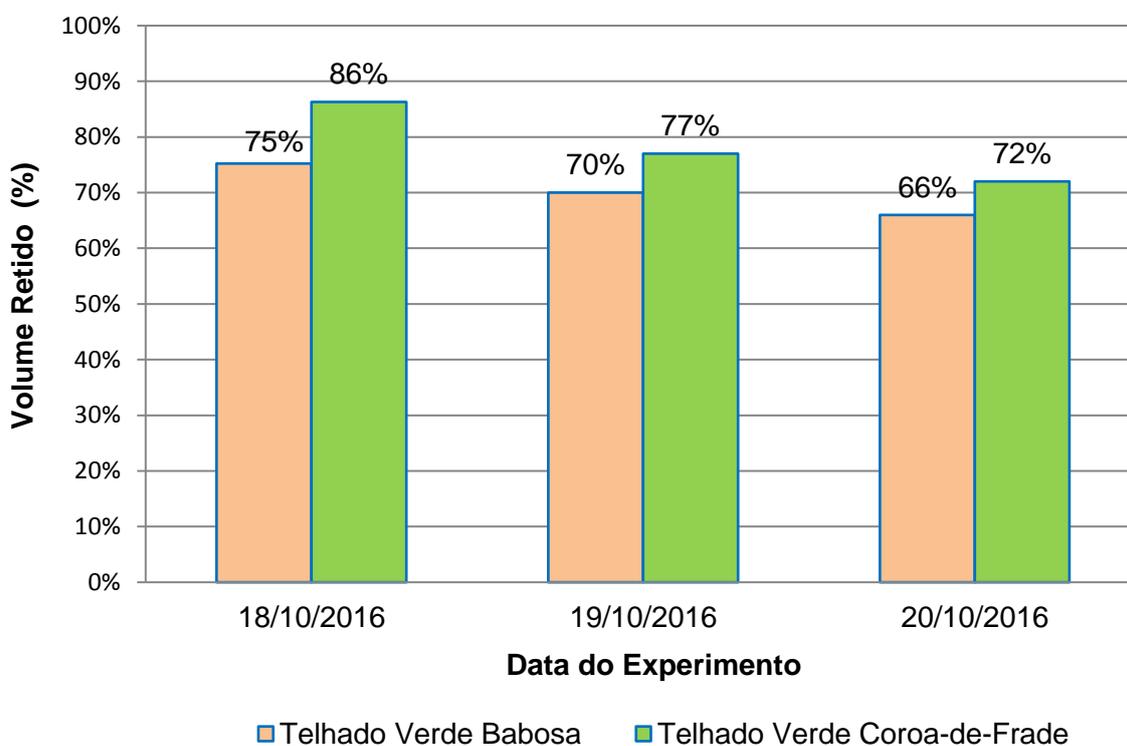


Fonte: Autor (2017).

Na Figura 25 apresenta-se o volume retido em percentual nos telhados verdes com Coroa-de-Frade e Babosa, nos três dias de experimento. Nos três experimentos o telhado com Coroa-de-Frade reteve volume maior que o telhado com Babosa. Os telhados verdes apresentaram capacidade de retenção máxima no primeiro dia do experimento e no demais dias ocorreu redução na capacidade de retenção máxima dos telhados, devido ao aumento gradativo da umidade inicial do solo no segundo e no terceiro dia de experimento, ratificando que com o aumento da umidade inicial, o solo atinge o nível de saturação em um intervalo menor de tempo.

De acordo com o gráfico, pode-se observar que no primeiro dia o telhado verde Babosa apresentou capacidade de retenção de 75%, no entanto, no segundo dia de experimento essa capacidade de retenção reduziu para 70% e 66% no terceiro dia de experimento. No caso do telhado verde Coroa-de-Frade a capacidade de retenção foi de 86% no primeiro dia de experimento, no segundo dia essa capacidade de retenção reduziu para 77% e em seguida reduziu para 72% no terceiro dia do experimento.

Figura 25 - Volumes retidos nos telhados verdes.



Fonte: Autor (2017).

4.3.2 Escoamento dos Telhados

De acordo com os resultados obtidos durante o experimento de simulação de precipitação com intensidades de 26 mm/h, observou-se comportamento similar para os dois telhados verdes em relação ao escoamento superficial.

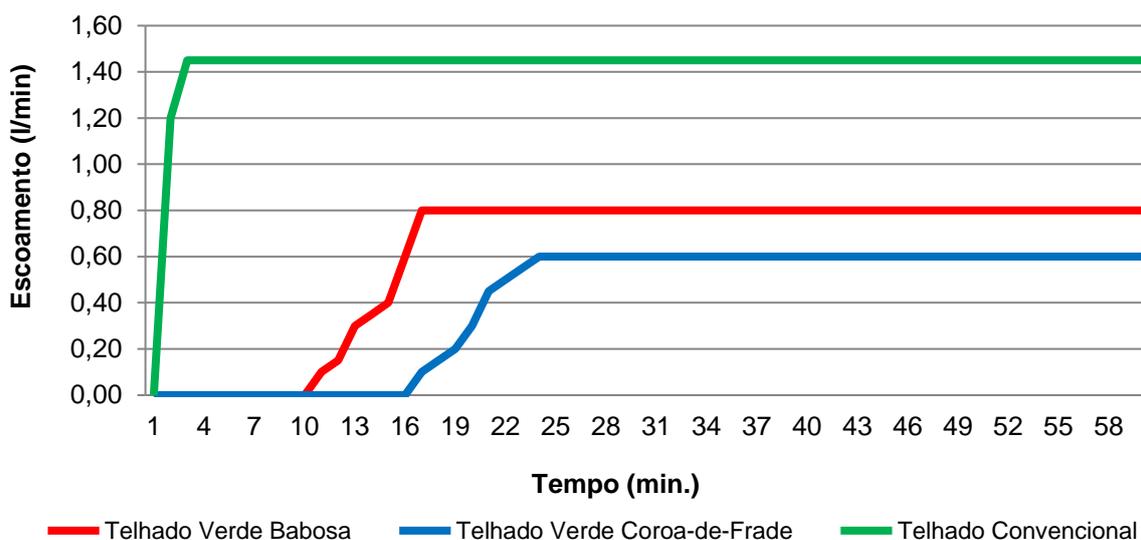
4.3.2.1 Experimento 1 (18/10/2016)

Na Figura 26, observa-se o retardo do escoamento dos telhados verdes em comparação ao telhado convencional, que iniciou o escoamento após o primeiro minuto, tendo o pico ocorrido aos 3 minutos após o início da simulação. No telhado verde com Babosa, o escoamento iniciou aos 10 min e o pico aos 17 min após o início do experimento. Para o telhado verde com Coroa-de-Frade o escoamento iniciou aos 16 minutos e seu pico de escoamento foi aos 24 minutos. Dessa forma, nos telhados verdes com Babosa e com Coroa-de-Frade ocorreram retardo do pico de 14 e 21 minutos, respectivamente, quando comparados ao telhado convencional.

O início do ramo ascendente dos hidrogramas de ambos os telhados verdes está atrasado em relação ao início do ramo ascendente do hidrograma do telhado convencional, em 9 minutos para o telhado verde com Babosa e em 15 minutos para o telhado verde com Coroa-de-Frade, contando após o primeiro minuto do escoamento do telhado convencional.

Esses resultados assemelham-se aos obtidos em pesquisa realizada por Santos *et al.* (2013) na mesma Unidade Experimental, em que os autores observaram valores de retardo de 5 minutos para o telhado verde com Coroa-de-Frade e 6 minutos para o telhado verde com Grama-de-Burro (vegetação que foi posteriormente substituída pela Babosa), sendo que a intensidade empregada no experimento de Santos *et al.* (2013) foi de 42 mm/h.

Figura 26 - Escoamento dos telhados verdes e convencional.



Fonte: Autor (2017).

4.3.2.2 Experimento 2 (19/10/2016)

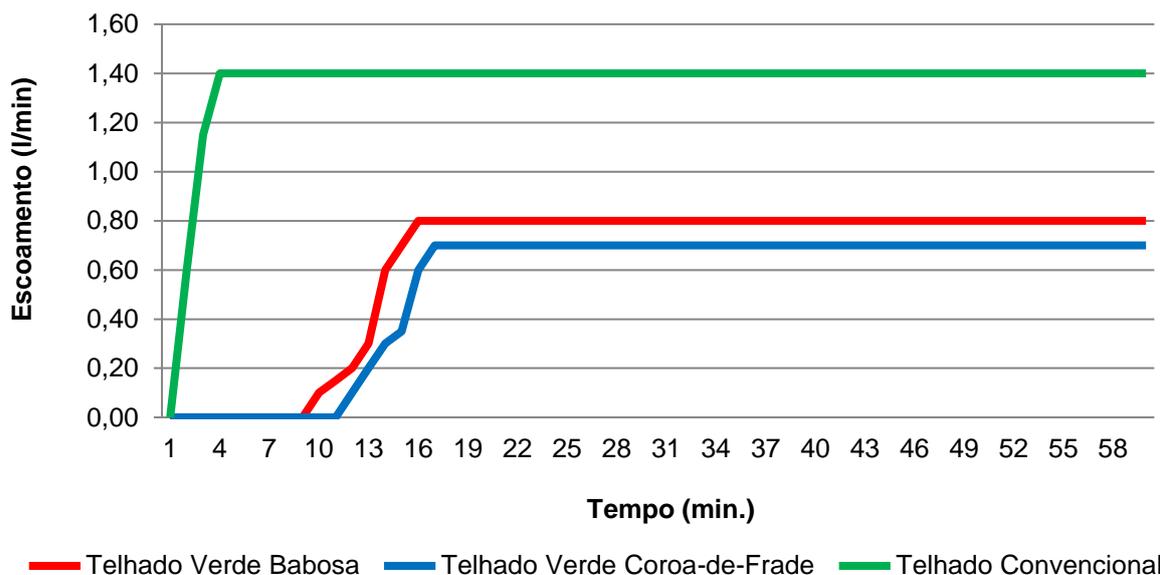
Os resultados obtidos estão apresentados na Figura 27, observa-se o retardo do escoamento dos telhados verdes em comparação ao telhado convencional, que iniciou o escoamento após o primeiro minuto, tendo o pico ocorrido aos 3 minutos após o início da simulação. No telhado verde com Babosa, o escoamento iniciou aos 9 min e o pico aos 16 min após o início do experimento. Para o telhado verde com Coroa-de-Frade o escoamento iniciou aos 11 minutos e seu pico de escoamento foi aos 17 minutos. Dessa forma, nos telhados verdes com Babosa e com Coroa-de-Frade ocorreram retardo do pico de 13 e 14 minutos, respectivamente, quando comparados ao telhado convencional.

Se comparado ao Experimento 1, o escoamento do telhado verde Coroa-de-Frade no Experimento 2 apresentou o pico de escoamento maior e esse pico ocorreu em intervalo de tempo menor, isso pode ser justificado pelo fato do telhado verde apresentar umidade inicial superior ao Experimento 1.

Assim como observado no Experimento 1, no Experimento 2 (Figura 27), o início do ramo ascendente dos hidrogramas de ambos os telhados verdes está deslocado em relação ao início do ramo ascendente do hidrograma do telhado convencional (controle), em 8 minutos para o telhado verde com Babosa e 10 minutos para o telhado verde com Coroa-de-Frade. Esses resultados assemelham-se aos obtidos em pesquisa realizada por Santos *et al.* (2013) nesta mesma

Unidade Experimental em que obteve valores de retardo de 5 minutos para o telhado verde com Coroa-de-Frade e 6 minutos para o telhado verde com Grama-de-Burro (vegetação que foi posteriormente substituída pela Babosa) tendo sido a intensidade simulada no experimento do autor de 42 mm/h.

Figura 27 - Escoamento dos telhados verdes e convencional.



Fonte: Autor (2017).

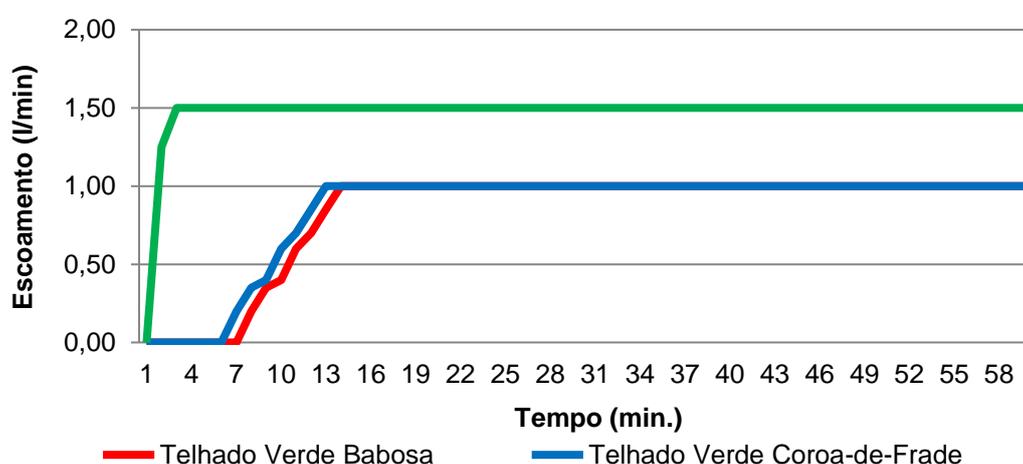
4.3.2.3 Experimento 3 (20/10/2016)

Neste experimento observou-se o retardo do escoamento dos telhados verdes em comparação ao telhado convencional, que iniciou o escoamento após o primeiro minuto, tendo o pico ocorrido aos 3 minutos após o início da simulação, conforme os experimentos anteriores. No telhado verde com Babosa, o escoamento iniciou aos 7 min e o pico aos 14 min após o início do experimento. Para o telhado verde com Coroa-de-Frade o escoamento iniciou aos 6 minutos e seu pico de escoamento foi aos 13 minutos. Dessa forma, nos telhados verdes com Babosa e com Coroa-de-Frade ocorreram retardo do pico de 11 e 10 minutos, respectivamente, quando comparados ao telhado convencional.

O escoamento dos telhados verdes no Experimento 3 (Figura 28) apresentam o pico de escoamento maior e em um intervalo de tempo menor que os experimentos 1 e 2.

O início do ramo ascendente dos hidrogramas de ambos os telhados verdes está atrasado em relação ao início do ramo ascendente do hidrograma do telhado convencional, em 6 minutos para o telhado verde com Babosa e em 5 minutos para o telhado verde com Coroa-de-Frade, contando após o primeiro minuto do escoamento do telhado convencional. Resultados semelhantes aos obtidos por Santos *et al.* (2013) nesta Unidade Experimental que foi de 5 minutos para o telhado verde com Coroa-de-Frade e 6 minutos para o telhado verde com Grama-de-Burro (vegetação que foi posteriormente substituída pela Babosa) e intensidade simulada de 42 mm/h.

Figura 28 - Escoamento dos telhados verdes e convencional.



Fonte: Autor (2017).

De acordo com os Experimentos, observou-se que o pico de escoamento dos telhados verdes foi menor no primeiro Experimento e no demais ocorreu um aumento gradativo, com excessão apenas do segundo Experimento no telhado verde Babosa que não aumentou o pico de escoamento em relação ao primeiro. O aumento do pico de escoamento dos telhados verdes no segundo e terceiro Experimento, pode ser justificado devido ao aumento gradativo da umidade inicial do solo no segundo e no terceiro Experimento, ratificando que com o aumento da umidade inicial, o solo atinge o nível de saturação em um intervalo menor de tempo. Em relação ao pico de escoamento do telhado convencional, verificou-se que ocorreu uma variação ao longo dos Experimentos, o que pode ser justificado devido a influencia do vento.

4.4 Caracterização dos efluentes

De acordo com a Equação 25, foi possível obter as taxas de filtração para cada um dos efluentes após passar pelas configurações do filtro de areia A e do filtro de areia B . Sendo assim, os filtros descendentes trabalharam com as taxas de filtração explicitadas na Tabela 12.

Tabela 12 - Taxa de filtração dos filtros.

FILTRO	TAXA DE FILTRAÇÃO (m ³ /m ² .dia)		
	Efluente Sintético	Efluente do Telhado Verde Babosa	Efluente do Telhado Verde Coroa-de-Frade
A	49	184	163
B	74	293	259

Fonte: Autor (2017).

Conforme May (2008), diversos fatores influenciam na qualidade da água, entre eles: a localização do ponto de coleta, presença ou não de vegetações, as condições meteorológicas, a presença de carga poluidora no meio atmosférico, entre outros. Quanto aos telhados verdes, as alterações na qualidade da água através dos telhados estão relacionadas à passagem da mesma pelo substrato.

De acordo com Hathaway, Hunt & Jennings (2008), o principal fator responsável pela qualidade da água percolada pelo telhado verde se dá pela composição do substrato, que muitas vezes está rico em contaminantes.

Foram analisados os parâmetros físico-químicos dos efluentes dos telhados verdes com Coroa-de-Frade e com Babosa antes e depois de passar pelos filtros, como também, foram analisados os parâmetros físico-químicos do efluente sintético antes e depois de passar pelos filtros.

4.4.1 Monitoramento da Condutividade Elétrica

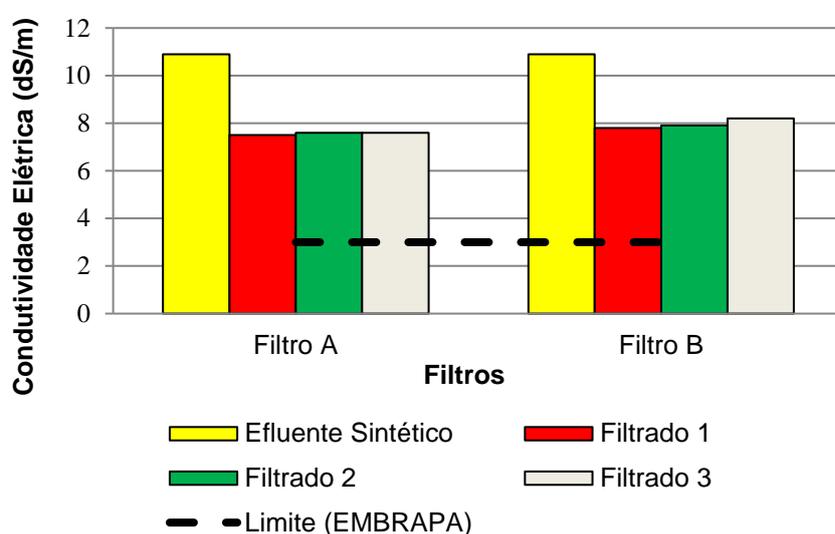
4.4.1.1 Efluente sintético

Conforme apresentado na Figura 29, pode-se observar que ocorreu uma redução significativa da condutividade elétrica após o efluente sintético passar pelos filtros A e B, sendo que o filtro A apresentou a melhor eficiência para a remoção de condutividade elétrica, reduzindo de 10,9 para 7,5 dS/m (31,2%) no

filtrado 1, e de 10,9 para 7,6 dS/m (30,3%) nos filtrados 2 e 3. No entanto, o filtro B apresentou redução de 10,9 para 7,8 dS/m (28,4%) no filtrado 1, de 10,9 para 7,9 dS/m (27,5%) no filtrado 2 e de 10,9 para 8,2 dS/m (24,8%) no filtrado 3.

De acordo com Almeida (2010), para a água ser utilizada na irrigação, a mesma deve apresentar um valor máximo de condutividade elétrica de 3 dS/m. Conforme mostrado na Figura 29, observa-se que nenhum dos filtros conseguiram reduzir a condutividade elétrica para um valor inferior ao máximo recomendado pelo autor.

Figura 29 - Valores obtidos de condutividade elétrica para o efluente sintético.



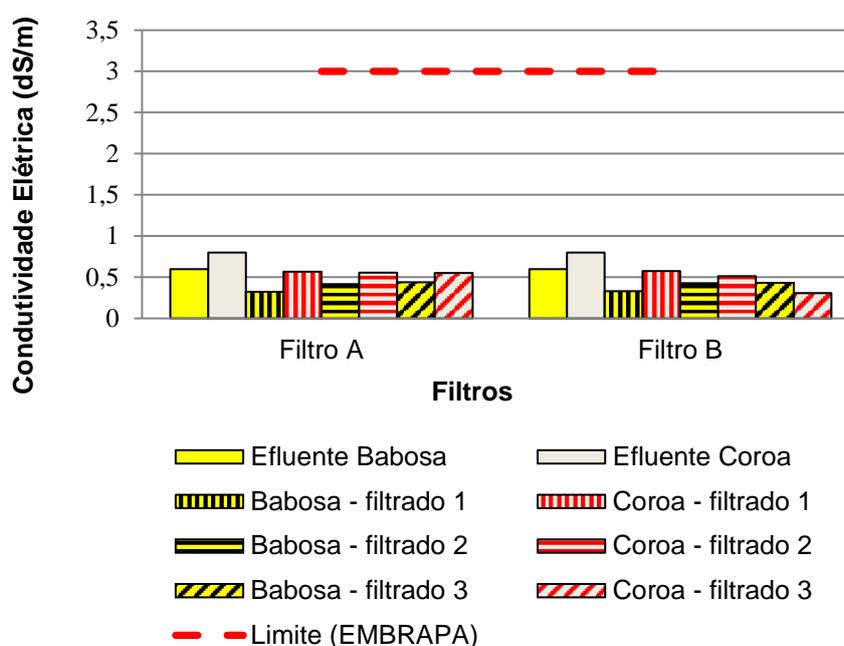
Fonte: Autor (2017).

4.4.1.2 Efluente dos telhados verdes

Conforme apresentado na Figura 30, o telhado verde com Coroa-de-Frade apresentou valores maiores de condutividade elétrica (0,8 dS/m) em relação ao telhado verde com Babosa (0,6 dS/m), o que pode ser explicado pelo tipo de substrato utilizado na composição do telhado verde com Coroa-de-Frade, que é composto de esterco bovino, visto que quando a matéria orgânica entra em decomposição libera seus íons e nutrientes, que podem ser facilmente carregados pela água escoada. Santos *et al.* (2011) associam a ocorrência desses valores, para a água oriunda dos telhados vegetados, à presença de matéria orgânica, que com o passar do tempo pode estar sujeita à decomposição liberando seus nutrientes no solo, por onde a água escoada irá passar.

Os valores observados dos efluentes após passar pelo filtro A apresentam uma redução de 0,6 para 0,3 dS/m (50,0%) no efluente do telhado Babosa, valor obtido no filtrado 1, e de 0,8 para 0,6 dS/m (25%) no efluente do telhado Coroa-de-Frade, valor obtido nos três filtrados. Em relação ao filtro B, ocorreu uma redução de 0,6 para 0,3 dS/m (50%) no efluente do telhado Babosa, valor obtido no filtrado 1, e de 0,8 para 0,3 dS/m (62,5%) no efluente do telhado Coroa-de-Frade, valor obtido no filtrado 3. Os valores encontrados de condutividade elétrica, em todas as amostras analisadas estão bem abaixo do valor máximo aceitável para a água ser destinada à irrigação, que é de 3 dS/m ou seja, 3.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, conforme a publicação da EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010).

Figura 30 - Valores obtidos de condutividade elétrica para o efluente dos telhados verdes.



Fonte: Autor (2017).

4.4.2 Monitoramento dos Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)

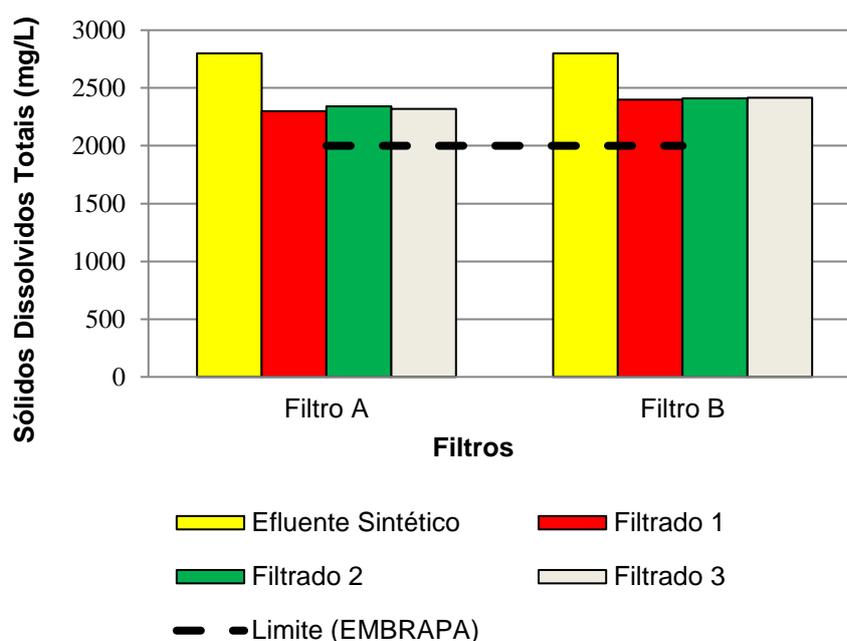
4.4.2.1 Efluente sintético

Pode-se observar, conforme a Figura 31, que ocorreu uma redução dos valores de sólidos dissolvidos totais (SDT) após o efluente sintético passar pelos filtros A e B, sendo que o filtro A apresentou a melhor eficiência para a remoção

dos sólidos dissolvidos totais, reduzindo de 2800 para 2300 mg/L (17,9%) no filtrado 1, de 2800 para 2342 mg/L (16,4%) no filtrado 2 e de 2800 para 2319 (17,2%) no filtrado 3. Logo, o filtro B apresentou redução de 2800 para 2400 mg/L (14,3%) no filtrado 1, de 2800 para 2409 mg/L (14,0%) no filtrado 2 e de 2800 para 2413 mg/L (13,8%) no filtrado 3.

De acordo com Almeida (2010), para a água ser utilizada na irrigação, a mesma deve apresentar um valor máximo de sólidos dissolvidos totais de 2000 mg/L. Conforme mostrado na Figura 31, observa-se que nenhum dos filtros conseguiram reduzir o valor de sólidos totais dissolvido para um valor inferior ao máximo recomendado pelo autor.

Figura 31 - Valores obtidos de sólidos dissolvidos totais para o efluente sintético.



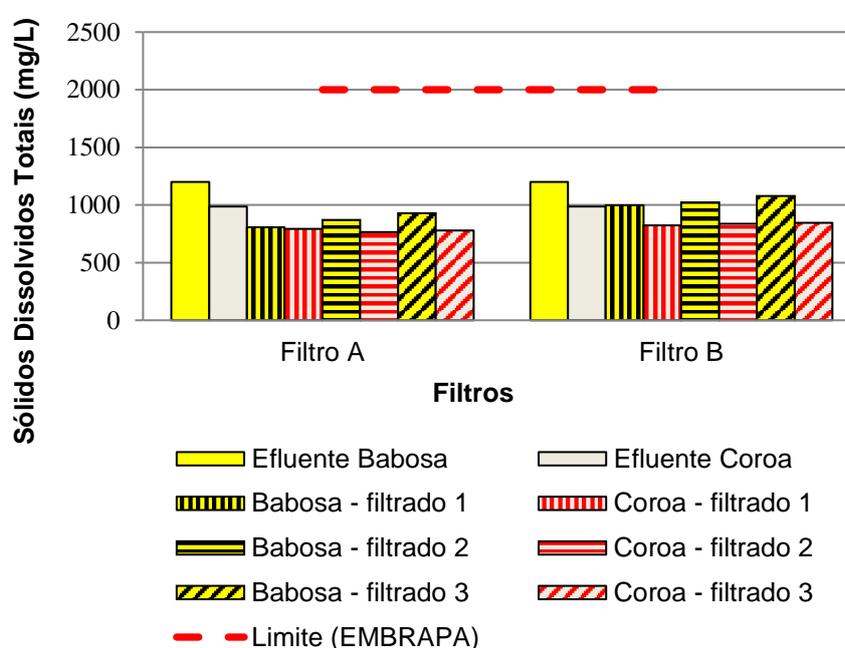
Fonte: Autor (2017).

4.4.2.2 Efluente dos telhados verdes

De acordo com os resultados de sólidos dissolvidos totais obtidos para o efluente dos telhados verdes, conforme apresentado na Figura 32, observou-se que o telhado verde com Babosa apresentou valores de sólidos dissolvidos totais maiores (1200 mg/L) em relação ao telhado verde com Coro-de-Frade (987 mg/L). Apesar do filtro de areia ser uma configuração de tratamento de efluentes com

grande potencialidade de remoção de sólidos, não foi constatada uma remoção significativa desse parâmetro após passar pelos filtros A e B o efluente do telhado Babosa reduziu a quantidade de sólidos dissolvidos totais de 1200 para 806 mg/L (32,8%) no filtro A, e de 1200 para 822 mg/L (31,5%) no filtro B. Em relação ao efluente do telhado verde com Coroa-de-Frade após passar pelos filtros A e B, o mesmo reduziu a quantidade de sólido dissolvidos totais de 987 para 765 mg/L (22,5%) no filtro A e reduziu de 987 para 822 mg/L (16,7%) no filtro B.

Figura 32 - Valores obtidos de sólidos dissolvidos totais para o efluente dos telhados verdes.



Fonte: Autor (2017).

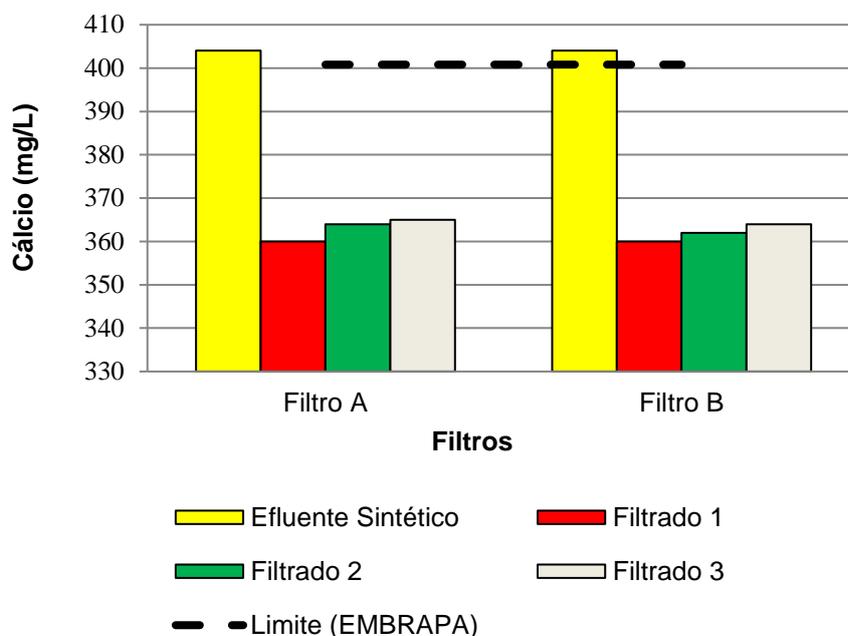
4.4.3 Monitoramento do Cálcio

4.4.3.1 Efluente sintético

Conforme apresentado na Figura 33, observa-se que ocorreu uma redução significativa dos valores de cálcio após o efluente sintético passar pelos filtros A e B. Os filtros apresentaram eficiência semelhante na remoção de cálcio, reduzindo de 404 para 360 mg/L (10,9%) no filtrado 1 em ambos os filtros.

De acordo com Almeida (2010), para a água ser utilizada na irrigação, a mesma deve apresentar um valor máximo de cálcio de 400,8 mg/L. Conforme mostrado na figura 33, observa-se que todos os filtros conseguiram reduzir o valor de cálcio para um valor inferior ao máximo recomendado pelo autor.

Figura 33 - Valores obtidos de cálcio para o efluente sintético.



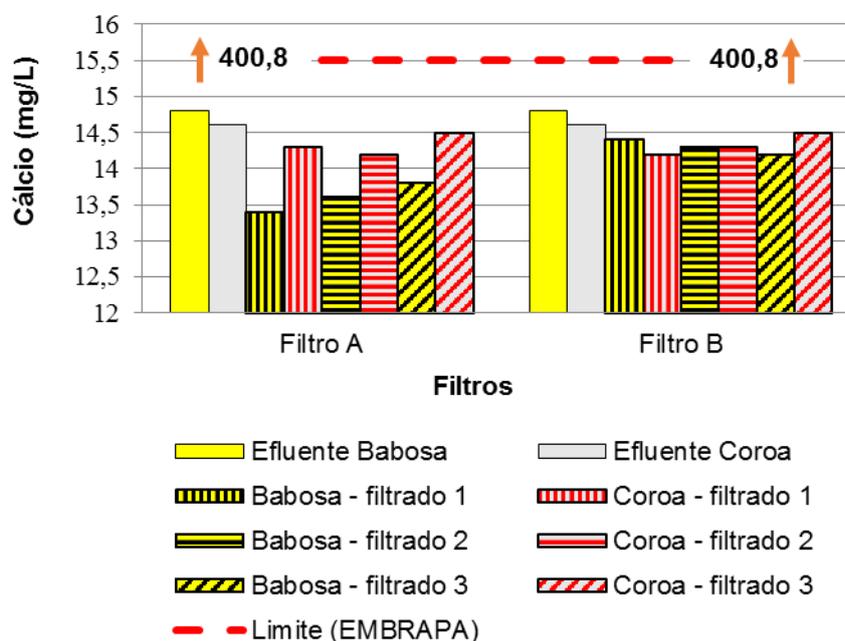
Fonte: Autor (2017).

4.4.3.2 Efluente dos telhados verdes

De acordo com os resultados de cálcio obtidos para o efluente dos telhados verdes, conforme apresentado na Figura 34, observou-se que o telhado verde com Babosa apresentou valores de cálcio maiores (14,8 mg/L) em relação ao telhado verde com Coro-de-Frade (14,6 mg/L). Após passar pelos filtros A e B o efluente do telhado Babosa reduziu a quantidade de cálcio de 14,8 para 13,4 mg/L (9,5%) no filtro A e de 14,8 para 14,2 mg/L (4,1%) no filtro B. Em relação ao efluente do telhado verde com Coroa-de-Frade após passar pelos filtros A e B, o mesmo reduziu a quantidade de cálcio de 14,6 para 14,2 mg/L (2,7%) no filtro A e reduziu de 14,6 para 14,3 mg/L (2,1%) no filtro B.

No que se refere aos telhados verdes, todos os valores encontram-se abaixo do valor máximo, de 400,8 mg/L, segundo a publicação da EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010).

Figura 34 - Valores obtidos de cálcio para o efluente do telhado verde.



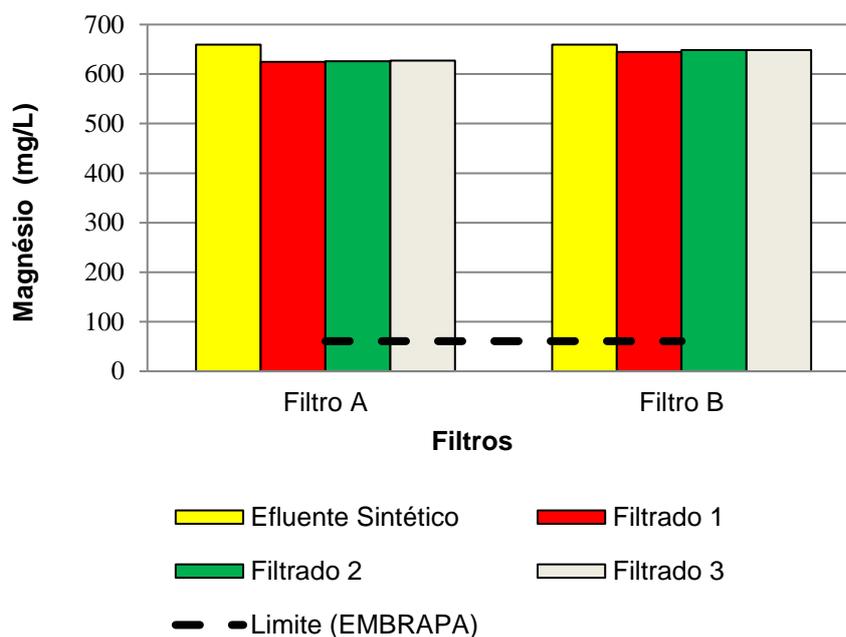
Fonte: Autor (2017).

4.4.4 Monitoramento do Magnésio

4.4.4.1 Efluente sintético

Conforme apresentado na Figura 35, pode-se observar que ocorreu uma redução do magnésio após o efluente sintético passar pelos filtros A e B, sendo que o filtro A apresentou a melhor eficiência para a remoção do magnésio, reduzindo de 659,6 para 624,5 mg/L (5,35%) no filtrado 1, de 659,6 para 625,9 mg/L (5,1%) no filtrado 2 e de 659,6 para 627,5 (2,3%) no filtrado 3. Em relação ao filtro B apresentou redução de 659,6 para 644,6 mg/L (2,3%) no filtrado 1, de 659,6 para 648,4 mg/L (1,7%) no filtrado 2 e de 659,6 para 648,3 mg/L (1,7%) no filtrado 3.

De acordo com Almeida (2010), para a água ser utilizada na irrigação, a mesma deve apresentar um valor máximo de magnésio de 60,8 mg/L. Conforme apresentado na Figura 35, observa-se que nenhum dos filtros conseguiu reduzir o valor de magnésio para um valor inferior ao máximo recomendado pelo autor.

Figura 35 - Valores obtidos de magnésio para o efluente sintético.

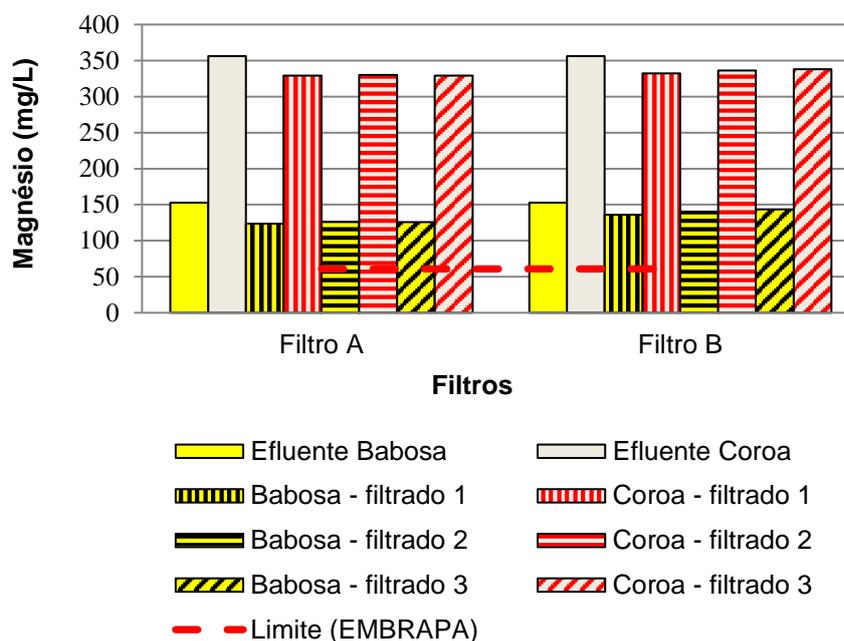
Fonte: Autor (2017).

4.4.4.2 Efluente dos telhados verdes

Conforme apresentado na Figura 36, o telhado verde com Coroa-de-Frade apresentou valores maiores de Magnésio (356,1 mg/L) em relação ao telhado verde com Babosa (152,8 mg/L). Após passar pelos filtros A e B, o efluente do telhado Babosa reduziu a quantidade de Magnésio de 152,8 para 123,5 mg/L (19,2%) no filtro A e de 152,8 para 135,8 mg/L (11,1%) no filtro B. Em relação ao efluente do telhado verde com Coroa-de-Frade, após passar pelos filtros A e B o mesmo reduziu a quantidade de cálcio de 356,1 para 329,2 mg/L (7,6%) no filtro A e reduziu de 356,1 para 332,4 mg/L (6,7%) no filtro B. Sendo assim, o filtro A apresentou a melhor eficiência para remoção do magnésio nos efluentes dos telhados verdes.

De forma similar ao comportamento para o efluente sintético, para os efluentes dos telhados verdes observou-se que nenhum dos filtros conseguiu reduzir o valor de magnésio para um valor inferior ao máximo recomendado por Almeida (2010), 60,8 mg/L.

Figura 36 - Valores obtidos de magnésio para o efluente do telhado verde.



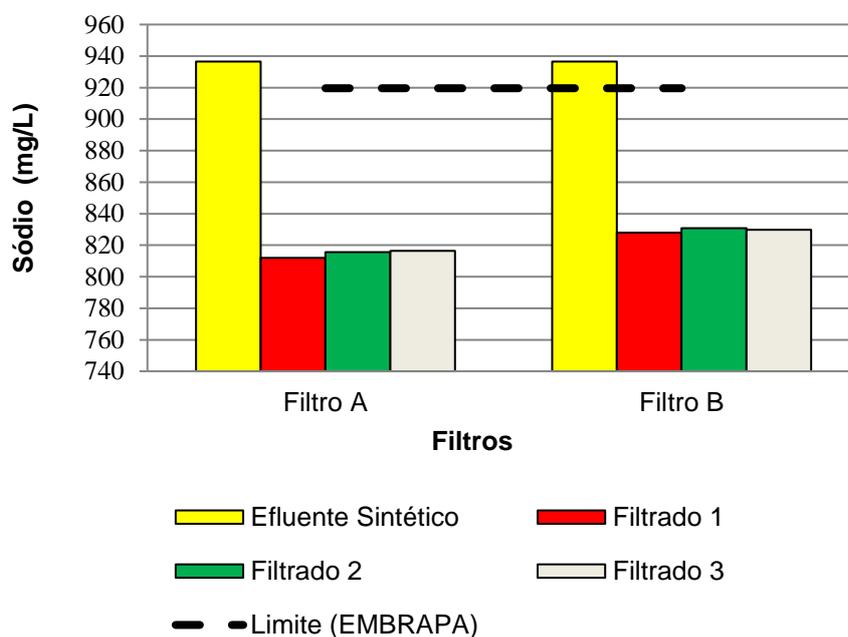
Fonte: Autor (2017).

4.4.5 Monitoramento do Sódio

4.4.5.1 Efluente sintético

De acordo com a Figura 37, pode-se observar que ocorreu uma redução significativa de sódio após o efluente sintético passar pelos filtros A e B, sendo que o filtro A apresentou a melhor eficiência para a remoção do sódio, reduzindo de 936,6 para 812,0 mg/L (13,3%) no filtrado 1, de 936,6 para 815,6 mg/L (12,9%) no filtrado 2 e de 936,6 para 816,4 (12,8%) no filtrado 3. Em relação ao filtro B apresentou redução de 936,6 para 828,0 mg/L (11,6%) no filtrado 1, de 936,6 para 830,7 mg/L (11,3%) no filtrado 2 e de 936,6 para 829,7 mg/L (11,4%) no filtrado 3.

De acordo com Almeida (2010), para a água ser utilizada na irrigação, a mesma deve apresentar um valor máximo de magnésio de 919,6 mg/L. Conforme apresentado na Figura 37, observa-se que os filtros conseguiram reduzir o valor de sódio para um valor inferior ao máximo recomendado pelo autor.

Figura 37 - Valores obtidos de sódio para o efluente sintético.

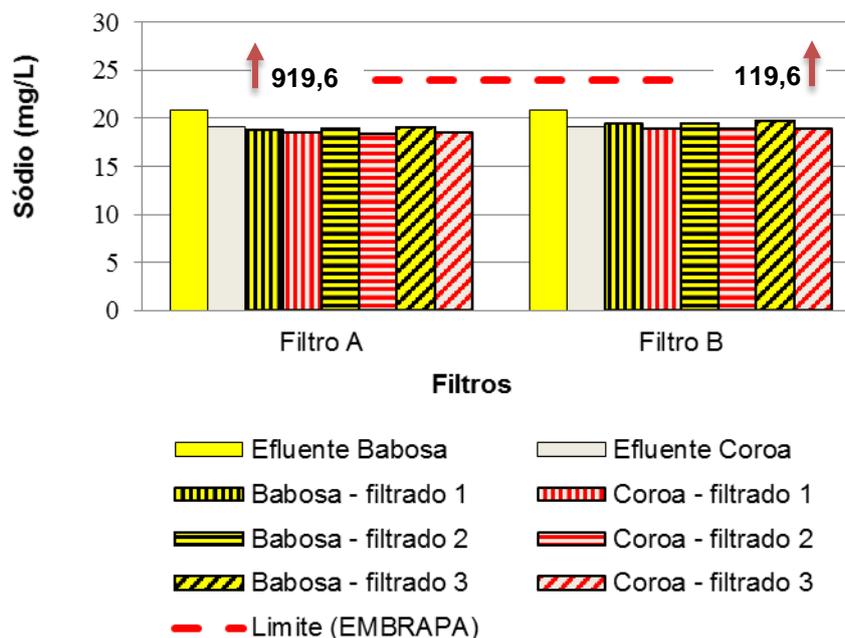
Fonte: Autor (2017).

4.4.5.2 Efluente dos telhados verdes

De acordo com os resultados de sódio obtidos para o efluente dos telhados verdes, conforme apresentado na Figura 38, observou-se que o telhado verde com Babosa apresentou valores de cálcio maiores (20,9 mg/L) em relação ao telhado verde com Coro-de-Frade (19,1 mg/L). Após passar pelos filtros A e B o efluente do telhado Babosa reduziu a quantidade de sódio de 20,9 para 18,8 mg/L (10,1%) no filtro A e de 20,9 para 19,5 mg/L (6,7%) no filtro B. Em relação ao efluente do telhado verde com Coroa-de-Frade após passar pelos filtros A e B, o mesmo reduziu a quantidade de cálcio de 19,1 para 18,4 mg/L (3,7%) no filtro A e reduziu de 19,1 para 18,9 mg/L (1,1%) no filtro B.

No que se refere aos telhados verdes, todos os valores encontram-se abaixo do valor máximo, de 919,6 mg/L, segundo a publicação da EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010).

Figura 38 - Valores obtidos de sódio para o efluente do telhado verde.



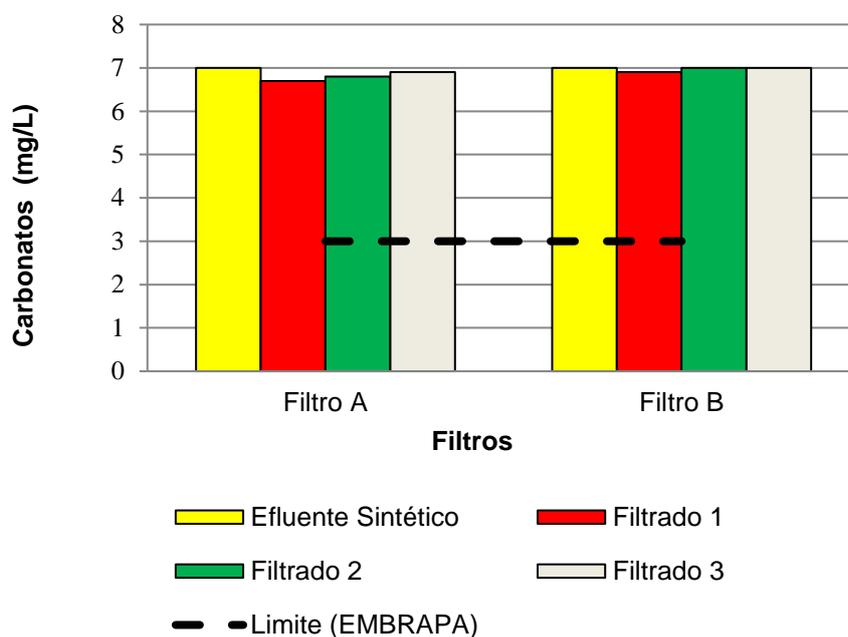
Fonte: Autor (2017).

4.4.6 Monitoramento dos Carbonatos

4.4.6.1 Efluente sintético

De acordo com a Figura 39, pode-se observar que não ocorreu redução significativa dos carbonatos após o efluente sintético passar pelos filtros A e B. O filtro A apresentou a melhor eficiência para a remoção dos carbonatos, reduzindo de 7 para 6,7 mg/L (4,3%) no filtrado 1, de 7 para 6,8 mg/L (2,9%) no filtrado 2 e de 7 para 6,9 (1,4%) no filtrado 3. Em relação ao filtro B, o mesmo apresentou redução de 7 para 6,9 mg/L (1,4%) no filtrado 1 e não ocorreu redução nos filtrados 2 e 3.

De acordo com Almeida (2010), para a água ser utilizada na irrigação, a mesma deve apresentar um valor máximo de carbonato de 3 mg/L. Conforme apresentado na Figura 39, observa-se que os filtros não conseguiram reduzir o valor de carbonatos para um valor inferior ao máximo recomendado pelo autor.

Figura 39 - Valores obtidos de carbonatos para o efluente sintético.

Fonte: Autor (2017).

4.4.6.2 Efluente dos telhados verdes

De acordo com os resultados de carbonatos obtidos para o efluente dos telhados verdes, observou-se que os telhados verdes não apresentaram valores de carbonatos.

Determinou-se a concentração de carbonatos e bicarbonatos dos efluentes dos telhados verdes durante o experimento, mas em todas as análises constatou-se a ausência de carbonatos. A ausência de carbonatos nas amostras de água está associada ao pH dessas, uma vez que para que haja presença desse elemento é necessário que o pH seja maior do 8,3. Sendo assim, serão apresentados aqui, apenas, os resultados dos teores de bicarbonatos para o efluente dos telhados verdes

4.4.7 Monitoramento dos Bicarbonatos

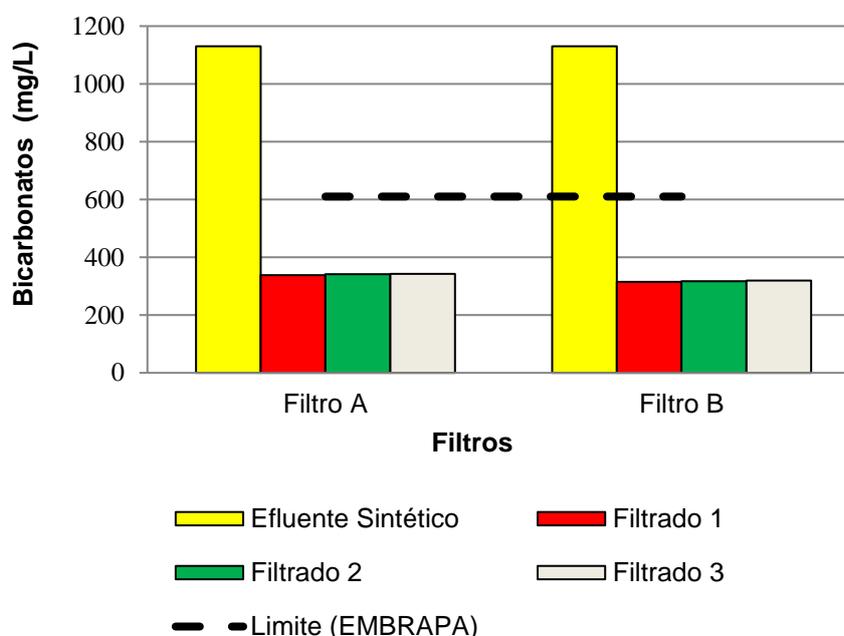
4.4.7.1 Efluente sintético

Conforme apresentado na Figura 40, pode-se observar que ocorreu uma redução significativa dos valores de bicarbonatos após o efluente sintético passar

pelos filtros A e B. O filtro B apresentou a melhor eficiência para a remoção dos bicarbonatos, reduzindo de 1130 para 315,3 mg/L (72,1%) no filtrado 1, de 1130 para 317,6 mg/L (71,9%) no filtrado 2 e de 1130 para 319,1 (71,8%) no filtrado 3. O filtro A apresentou redução de 1130 para 338,4 mg/L (70,1%) no filtrado 1, de 1130 para 341,7 mg/L (69,8) no filtrado 2 e de 1130 para 343,8 (69,6%) no filtrado 3.

De acordo com Almeida (2010), para a água ser utilizada na irrigação, a mesma deve apresentar um valor máximo de bicarbonato de 610,2 mg/L. Conforme apresentado na Figura 40, observa-se que os filtros conseguiram reduzir o valor de bicarbonatos para um valor inferior ao máximo recomendado pelo autor.

Figura 40 - Valores obtidos de bicarbonatos para o efluente sintético.



Fonte: Autor (2017).

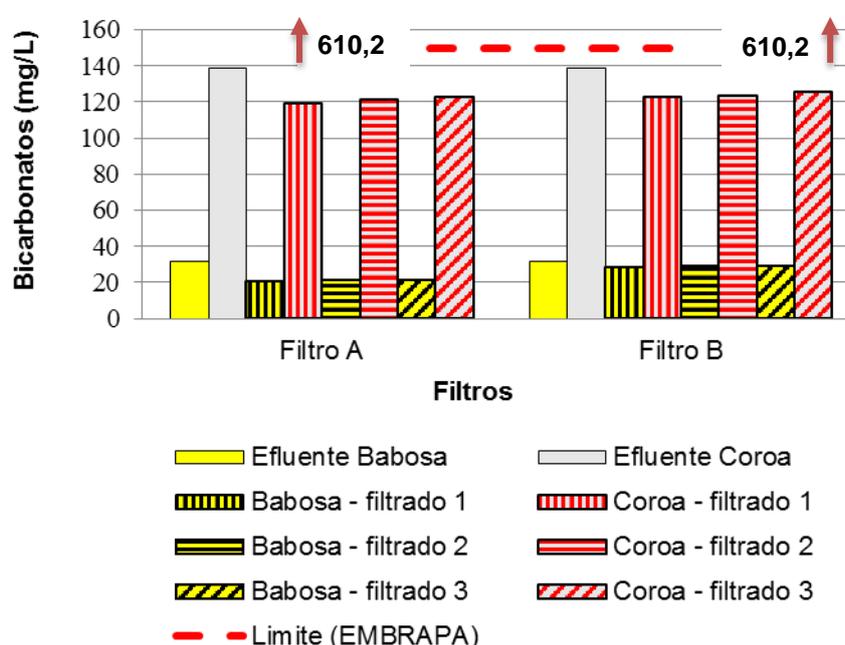
4.4.7.2 Efluente dos telhados verdes

De acordo com os resultados de bicarbonatos obtidos para o efluente dos telhados verdes, conforme apresentado na Figura 41, observou-se que o telhado verde com Coroa-de-Frade apresentou valores de bicarbonatos bem maiores (138,4 mg/L) em relação ao telhado verde com Babosa (31,6 mg/L). Após passar pelos filtros A e B o efluente do telhado Babosa reduziu a quantidade de bicarbonato de 31,6 para 20,8 mg/L (34,2%) no filtro A e de 31,6 para 28,3 mg/L (10,4%) no

filtro B. Em relação ao efluente do telhado verde com Coroa-de-Frade, após passar pelos filtros A e B, o mesmo reduziu a quantidade de bicarbonato de 138,4 para 119,3 mg/L (13,8%) no filtro A e reduziu de 138,4 para 122,7 mg/L (11,3%) no filtro B.

No que se refere aos telhados verdes, todos os valores encontram-se bem abaixo do valor máximo, de 610,2 mg/L, segundo a publicação da EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010).

Figura 41 - Valores obtidos de bicarbonatos para o efluente do telhado verde.



Fonte: Autor (2017).

4.4.8 Monitoramento dos Cloretos

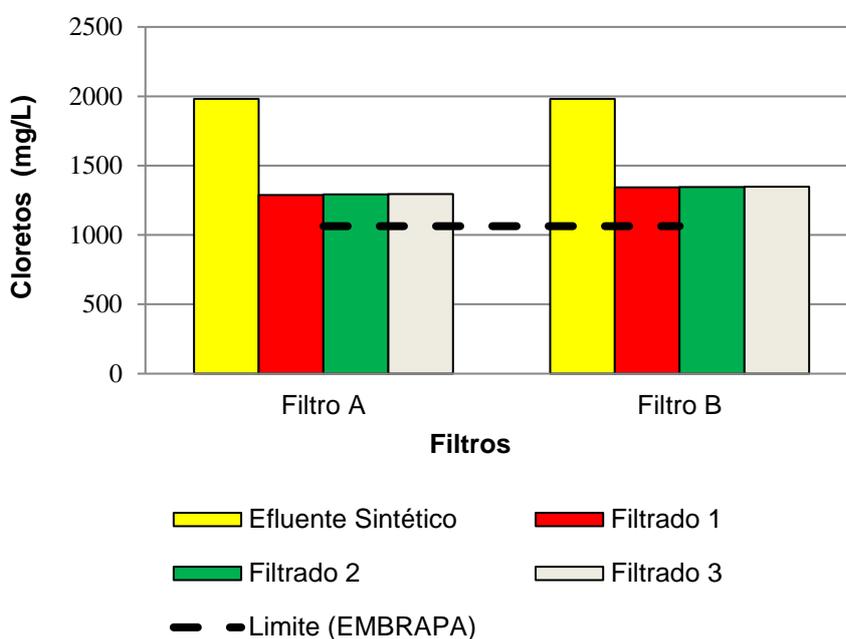
4.4.8.1 Efluente sintético

Conforme apresentado na Figura 42, pode-se observar que ocorreu uma redução significativa dos valores de cloretos após o efluente sintético passar pelos filtros A e B. O filtro A apresentou a melhor eficiência para a remoção dos cloretos, reduzindo de 1981,9 para 1287,3 mg/L (35,1%) no filtrado 1, de 1981,9 para 1292,5 mg/L (34,8%) no filtrado 2 e de 1981,9 para 1294,5 (34,7%) no filtrado 3. Em relação ao filtro B, o mesmo apresentou redução de 1981,9 para 1343,0 mg/L

(32,2%) no filtrado 1, de 1981,9 para 1346,0 (32,1%) no filtrado 2 e de 1981,9 para 1348,4 (32,0%) no filtrado 3.

De acordo com Almeida (2010), para a água ser utilizada na irrigação, a mesma deve apresentar um valor máximo de cloretos de 1063,5 mg/L. Conforme apresentado na Figura 42, observa-se que os filtros não conseguiram reduzir o valor de cloretos para um valor inferior ao máximo recomendado pelo autor.

Figura 42 - Valores obtidos de cloretos para o efluente sintético.



Fonte: Autor (2017).

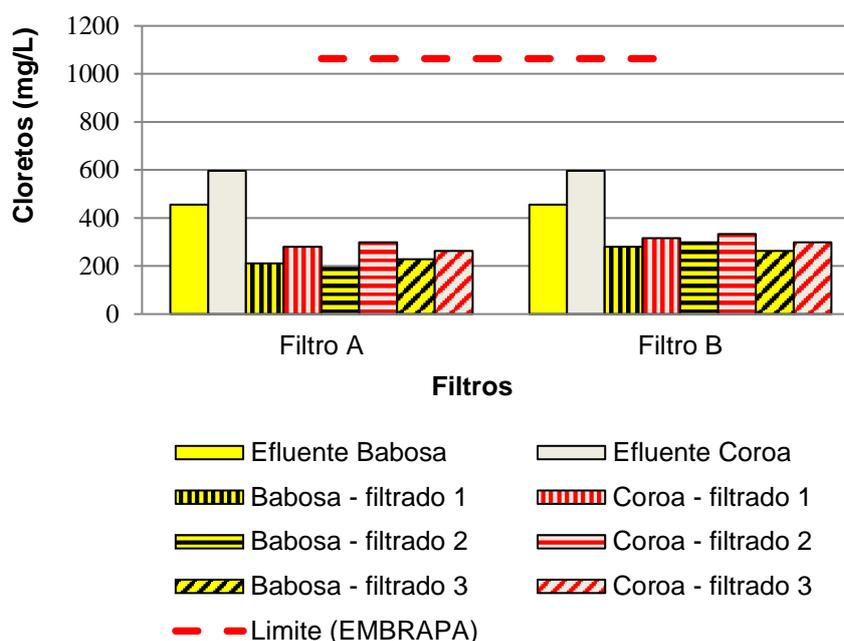
4.4.8.2 Efluente dos telhados verdes

Em todas as amostras coletadas dos telhados verdes as concentrações de cloretos foram reduzidas após passar pelos filtros, sendo o filtro A o que apresentou a maior eficiência na remoção de cloretos. Conforme apresentado na Figura 43, observou-se que o telhado verde com Coroa-de-Frade apresentou valores de cloretos maiores (596,6 mg/L) em relação ao telhado verde com Babosa (456,2 mg/L). Após passar pelos filtros A e B o efluente do telhado Babosa reduziu a quantidade de cloretos de 456,2 para 193,0 mg/L (57,7%) no filtro A e de 456,2 para 263,2 mg/L (42,3%) no filtro B. Em relação ao efluente do telhado verde com Coroa-de-Frade após passar pelos filtros A e B, o mesmo reduziu a quantidade de

cloretos de 596,6 para 263,2 mg/L (55,9%) no filtro A, e reduziu de 596,6 para 298,3 mg/L (50,0%) no filtro B.

Os resultados obtidos estão abaixo do limite recomendado na publicação da EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), 1.063,5 mg/L.

Figura 43 - Valores obtidos de cloretos para o efluente do telhado verde.



Fonte: Autor (2017).

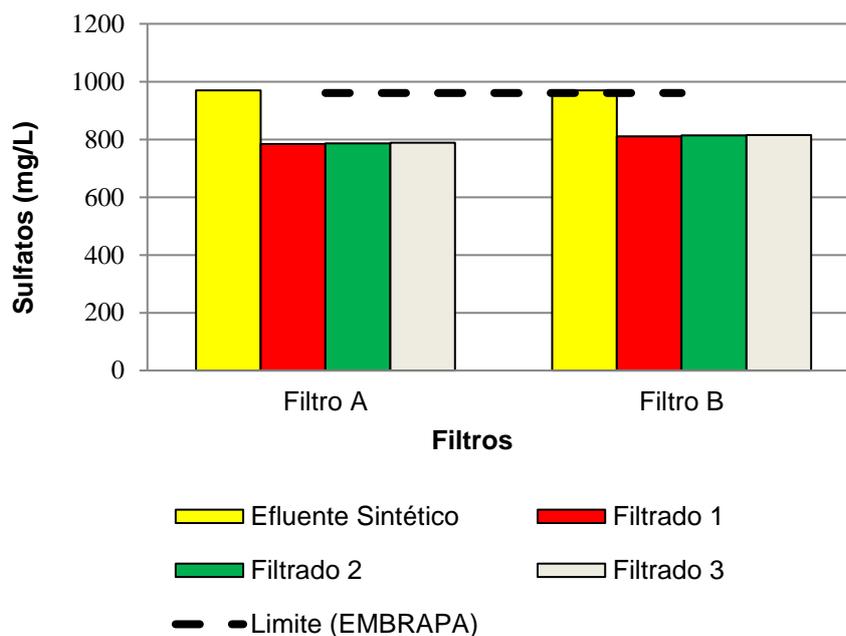
4.4.9 Monitoramento dos Sulfatos

4.4.9.1 Efluente sintético

De acordo com a Figura 44, pode-se observar que ocorreu uma redução dos valores de sulfatos após o efluente sintético passar pelos filtros A e B. O filtro A apresentou a melhor eficiência para a remoção dos sulfatos, reduzindo de 970 para 784 mg/L (19,2%) no filtrado 1, de 970 para 786 mg/L (19,0%) no filtrado 2 e de 970 para 788 (18,8%) no filtrado 3. Em relação ao filtro B, o mesmo apresentou redução de 970 para 811 mg/L (16,4%) no filtrado 1, de 970 para 814 mg/L (16,1%) no filtrado 2 e de 970 para 815 (16,0%) no filtrado 3.

De acordo com Almeida (2010), para a água ser utilizada na irrigação, a mesma deve apresentar um valor máximo de sulfato de 960,6 mg/L. Conforme apresentado na Figura 44, observa-se que os filtros conseguiram reduzir o valor de sulfato para um valor inferior ao máximo recomendado pelo autor.

Figura 44 - Valores obtidos de sulfatos para o efluente sintético.



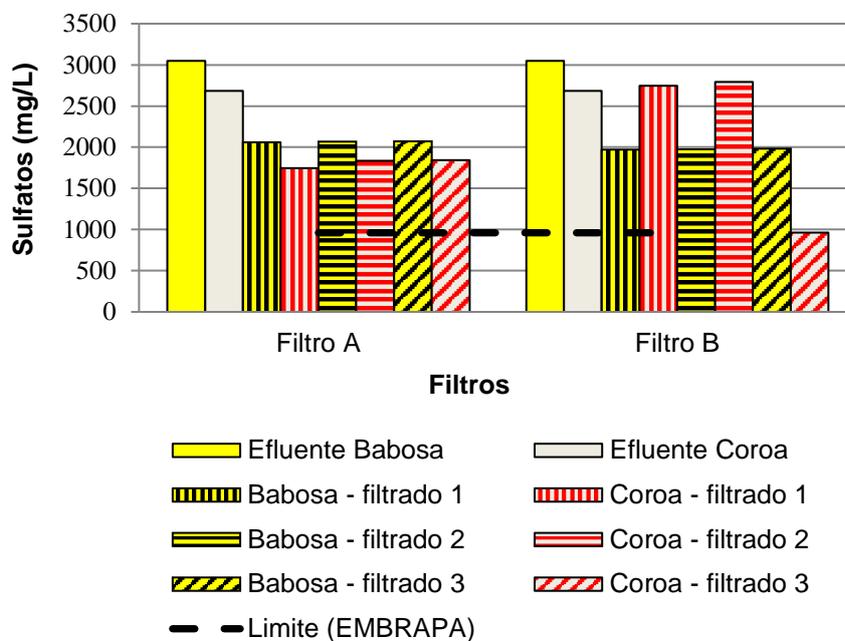
Fonte: Autor (2017).

4.4.9.2 Efluente dos telhados verdes

Em todas as amostras coletadas dos telhados verdes as concentrações de sulfatos foram reduzidas após passar pelos filtros, sendo o filtro B o que apresentou a maior eficiência na remoção de sulfatos. De acordo com a Figura 45, observou-se que o telhado verde com Babosa apresentou valores de sulfatos maiores (3050 mg/L) em relação ao telhado verde com Coroa-de-Frade (2685 mg/L). Após passar pelos filtros A e B o efluente do telhado Babosa reduziu a quantidade de sulfatos de 3050 para 2060 mg/L (32,5%) no filtro A, e de 3050 para 1970 mg/L (35,4%) no filtro B. Em relação ao efluente do telhado verde com Coroa-de-Frade após passar pelos filtros A e B, o mesmo reduziu a quantidade de sulfatos de 2685 para 1746 mg/L (35,0%) no filtro A, e reduziu de 2685 para 962 mg/L (64,2%) no filtro B.

Os resultados obtidos estão acima do limite recomendado na publicação da EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), 960,6 mg/L.

Figura 45 - Valores obtidos de sulfatos para o efluente do telhado verde.



Fonte: Autor (2017).

4.4.10 Monitoramento do Nitrato

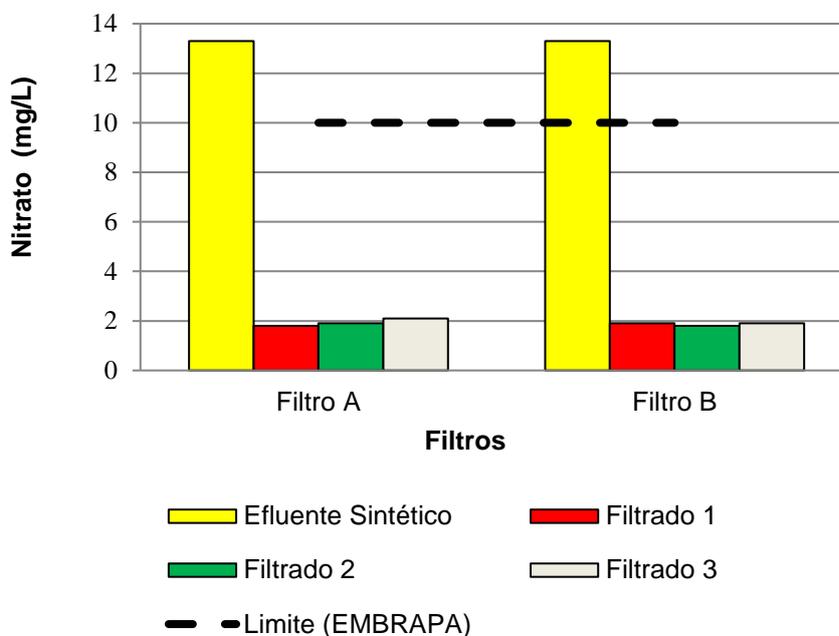
4.4.10.1 Efluente sintético

Conforme apresentado na Figura 46, pode-se observar que ocorreu uma redução significativa dos valores de nitrato após o efluente sintético passar pelos filtros A e B. O filtro A apresentou eficiência para a remoção dos nitratos semelhante ao filtro B. O filtro A reduziu a quantidade de nitrato de 13,3 para 1,8 mg/L (86,5%) no filtrado 1, de 13,3 para 1,9 mg/L (85,7%) no filtrado 2 e de 13,3 para 2,1 mg/L (84,2%) no filtrado 3. Em relação ao filtro B apresentou redução de 13,3 para 1,9 mg/L (85,7%) no filtrado 1, de 13,3 para 1,8 mg/L (86,5%) no filtrado 2 e de 13,3 para 1,9 mg/L (85,7%) no filtrado 3.

De acordo com Almeida (2010), para a água ser utilizada na irrigação, a mesma deve apresentar um valor máximo de nitrato de 10 mg/L. Conforme

apresentado na Figura 46, observa-se que os filtros conseguiram reduzir o valor de sulfato para um valor bem inferior ao máximo recomendado pelo autor.

Figura 46 - Valores obtidos de nitrato para o efluente sintético.



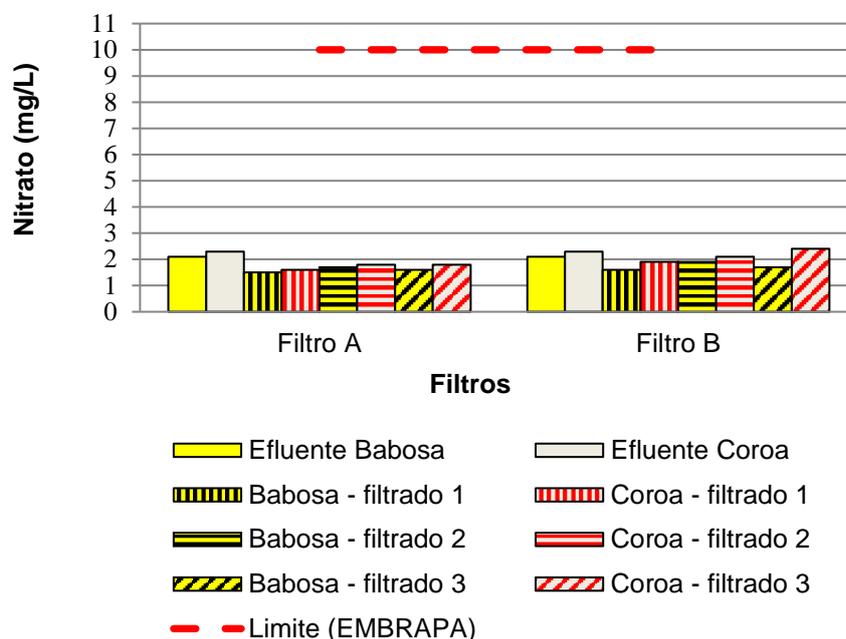
Fonte: Autor (2017).

4.4.10.2 Efluente dos telhados verdes

Em todas as amostras coletadas dos telhados verdes as concentrações de nitrato foram reduzidas após passar pelos filtros, sendo o filtro A o que apresentou a maior eficiência na remoção de nitrato. De acordo com a Figura 47, observou-se que o telhado verde com Coroa-de-Frade apresentou valores de nitrato maiores (2,3 mg/L) em relação ao telhado verde com Babosa (2,1 mg/L). Após passar pelos filtros A e B o efluente do telhado Babosa reduziu a quantidade de nitrato de 2,1 para 1,5 mg/L (28,6%) no filtro A e de 2,1 para 1,6 mg/L (23,8%) no filtro B. Em relação ao efluente do telhado verde com Coroa-de-Frade após passar pelos filtros A e B, o mesmo reduziu a quantidade de nitrato de 2,3 para 1,6 mg/L (30,4%) no filtro A, e reduziu de 2,3 para 1,9 mg/L (17,4%) no filtro B.

Os resultados obtidos estão bem abaixo do limite recomendado na publicação da EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), 10 mg/L.

Figura 47- Valores obtidos de nitrato para o efluente do telhado verde.



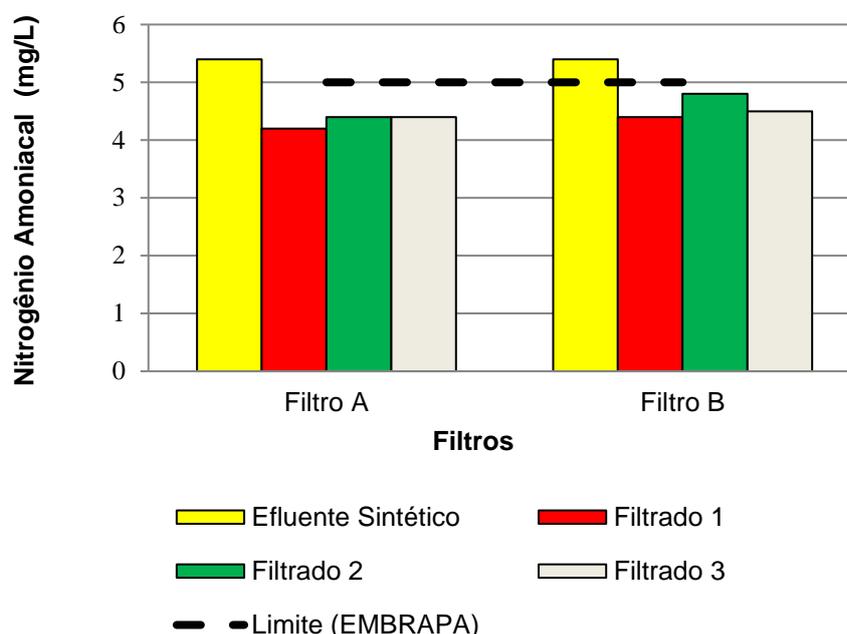
4.4.11 Monitoramento do Nitrogênio Amoniacal

4.4.11.1 Efluente sintético

De acordo com a Figura 48, pode-se observar que ocorreu uma redução significativa dos valores de nitrogênio amoniacal após o efluente sintético passar pelos filtros A e B. O filtro A apresentou a melhor eficiência para a remoção de nitrogênio amoniacal, reduzindo de 5,4 para 4,2 mg/L (22,2%) no filtrado 1 e de 5,4 para 4,4 mg/L (18,5%) nos filtrados 2 e 3. Em relação ao filtro B, o mesmo apresentou redução de 5,4 para 4,4 mg/L (18,5%) no filtrado 1, de 5,4 para 4,8 mg/L (11,1%) no filtrado 2 e de 5,4 para 4,5 mg/L (16,7%) no filtrado 3.

De acordo com Almeida (2010), para a água ser utilizada na irrigação, a mesma deve apresentar um valor máximo de nitrogênio amoniacal de 5 mg/L. Conforme apresentado na Figura 48, observa-se que os filtros conseguiram reduzir o valor de sulfato para um valor inferior ao máximo recomendado pelo autor.

Figura 48 - Valores obtidos de nitrogênio amoniaco para o efluente sintético.



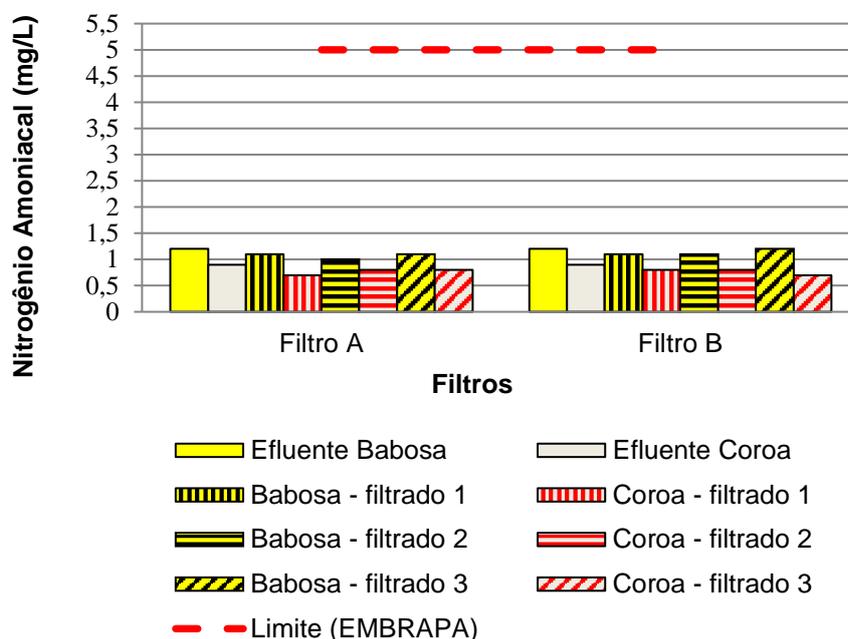
Fonte: Autor (2017).

4.4.11.2 Efluente dos telhados verdes

Em todas as amostras coletadas dos telhados verdes as concentrações de nitrogênio amoniaco não apresentaram redução significativa após passar pelos filtros. De acordo com a Figura 49, observou-se que o telhado verde com Babosa apresentou valores de nitrogênio amoniaco maiores (1,2 mg/L) em relação ao telhado verde com Coroa-de-Frade (0,9 mg/L). Após passar pelos filtros A e B, o efluente do telhado Babosa reduziu a quantidade de nitrogênio amoniaco de 1,2 para 1,0 mg/L (16,6%) no filtro A, e de 1,2 para 1,1 mg/L (8,3%) no filtro B. Em relação ao efluente do telhado verde com Coroa-de-Frade, após passar pelos filtros A e B o mesmo reduziu a quantidade de nitrogênio amoniaco de 0,9 para 0,7 mg/L (22,2%) em ambos os filtros.

Os resultados obtidos estão bem abaixo do limite recomendado na publicação da EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), 5 mg/L.

Figura 49 - Valores obtidos de nitrogênio amoniacal para o efluente do telhado verde.

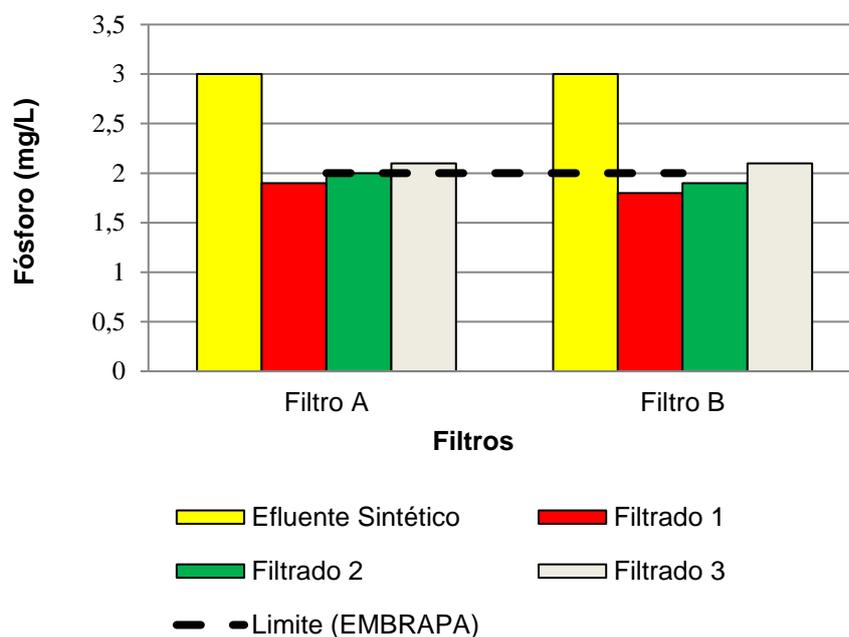


4.4.12 Monitoramento do Fósforo

4.4.12.1 Efluente sintético

Conforme apresentado na Figura 50, pode-se observar que não ocorreu uma redução significativa dos valores de fósforo após o efluente sintético passar pelos filtros A e B. O filtro A apresentou eficiência para a remoção de fósforo semelhante ao filtro B. O filtro A reduziu a quantidade de fósforo de 3 para 1,9 mg/L (36,7%) no filtrado 1, de 3 para 2,0 mg/L (33,3%) no filtrado 2 e de 3 para 2,1 mg/L (30,0%) no filtrado 3. Em relação ao filtro B, o mesmo apresentou redução de 3 para 1,8 mg/L (40,0%) no filtrado 1, de 3 para 1,9 mg/L (36,7%) no filtrado 2 e de 3 para 2,1 mg/L (30,0%) no filtrado 3.

De acordo com Almeida (2010), para a água ser utilizada na irrigação, a mesma deve apresentar um valor máximo de fósforo de 2 mg/L. Conforme apresentado na Figura 50, observa-se que os filtros conseguiram reduzir o valor de fósforo para um valor inferior ao máximo recomendado pelo autor apenas no filtrado 1 do filtro A e no filtrado 1 e 2 do filtro B.

Figura 50 - Valores obtidos de fósforo para o efluente sintético.

Fonte: Autor (2017).

4.4.12.2 Efluente dos telhados verdes

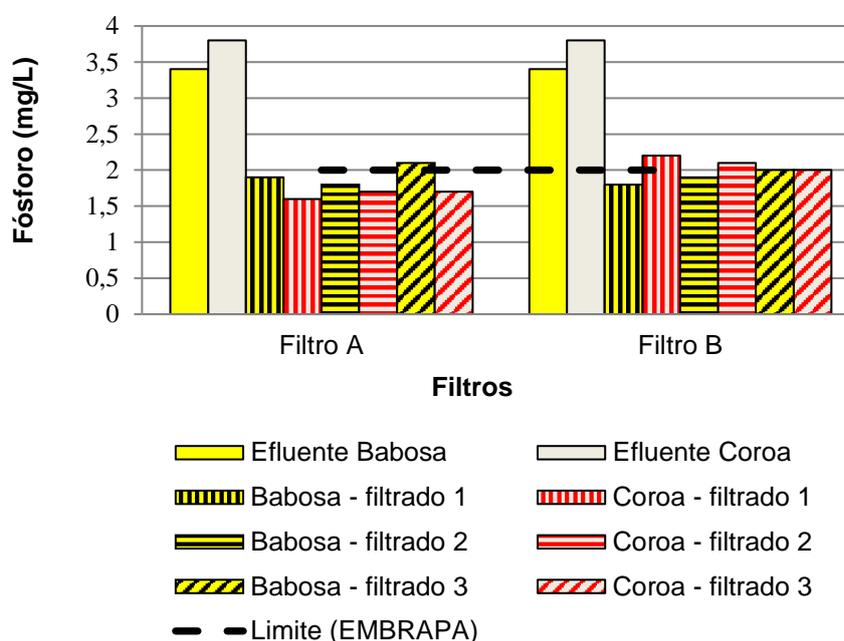
O fósforo na forma de fosfato foi encontrado com valores elevados nos telhados verdes, devido à presença de substrato e dos fertilizantes utilizados. Além disso, outra fonte de fósforo importante nos telhados verdes é a decomposição da matéria orgânica, neste caso, a própria vegetação. Conforme apresentado na Figura 51 os valores encontrados de fósforo para o telhado verde com Coroa-de-Frade (3,8 mg/L) são maiores do que os valores observados no telhado com Babosa (3,4 mg/L). Tal fato pode ser explicado devido à própria morfologia do Coroa-de-Frade, que tem uma raiz central para fixar a planta ao solo e raízes superficiais que se encontram bem rente à terra, mas não seguram o solo, deixando soltas as partículas de solo e facilitando o arraste destas pela precipitação. Teemusk & Mander (2007) afirmam que, em eventos chuvosos intensos, o fósforo é carregado pela água.

Em todas as amostras coletadas dos telhados verdes as concentrações de fósforo apresentaram redução significativa após passar pelos filtros. Logo após passar pelos filtros A e B o efluente do telhado Babosa reduziu a quantidade de fósforo de 3,4 para 1,8 mg/L (47,1%) em ambos os filtros. Em relação ao efluente

do telhado verde com Coroa-de-Frade, após passar pelos filtros A e B o mesmo reduziu a quantidade de fósforo de 3,8 para 1,6 mg/L (57,9%) no filtro A e de 3,8 para 2 (47,4%) no filtro B.

No que se refere à possibilidade de uso da água para irrigação, verificou-se que após passar pelos filtros as amostras apresentaram concentração de fósforo abaixo do valor aceitável, conforme publicação da EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), que é de 2 mg/L.

Figura 51 - Valores obtidos de fósforo para o efluente do telhado verde.



Fonte: Autor (2017).

4.4.13 Monitoramento do Potássio

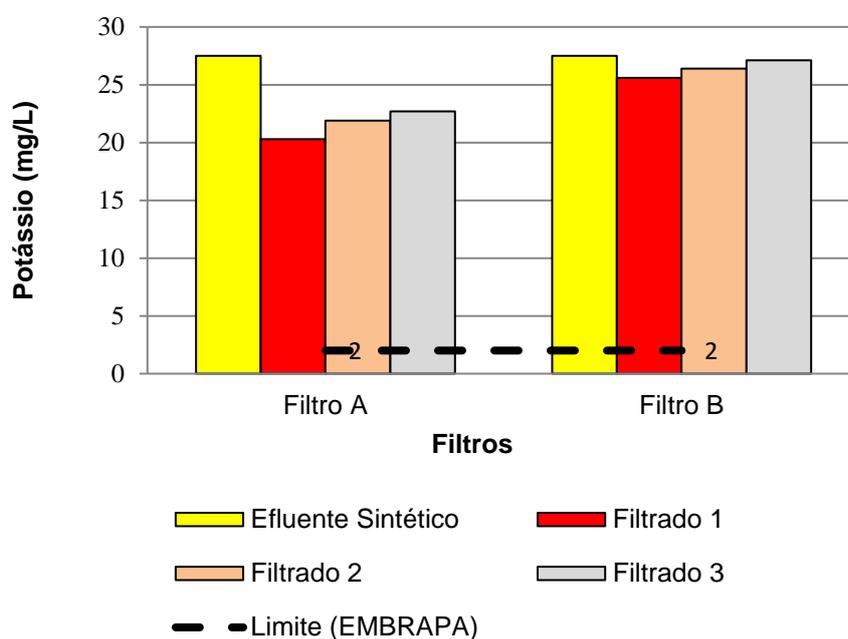
4.4.13.1 Efluente sintético

De acordo com a Figura 52, pode-se observar que ocorreu uma redução nos valores de Potássio após o efluente sintético passar pelos filtros A e B. O filtro A apresentou maior eficiência para a remoção de fósforo, o mesmo reduziu a quantidade de fósforo de 27,5 para 20,3 mg/L (26,2%) no filtrado 1, de 27,5 para 21,9 mg/L (20,4%) no filtrado 2 e de 27,5 para 22,7 mg/L (17,5) no filtrado 3. Em relação ao filtro B, o mesmo apresentou redução de 27,5 para 25,6 mg/L (6,9%) no

filtrado 1, de 26,4 para 21,9 mg/L (17,1%) no filtrado 2 e de 27,5 para 27,1 mg/L (1,5%) no filtrado 3.

De acordo com Almeida (2010), para a água ser utilizada na irrigação, a mesma deve apresentar um valor máximo de potássio de 2 mg/L. Conforme apresentado na Figura 52, observa-se que os filtros não conseguiram reduzir o valor de potássio para um valor inferior ao máximo recomendado pelo autor.

Figura 52 - Valores obtidos de potássio para o efluente sintético.



Fonte: Autor (2017).

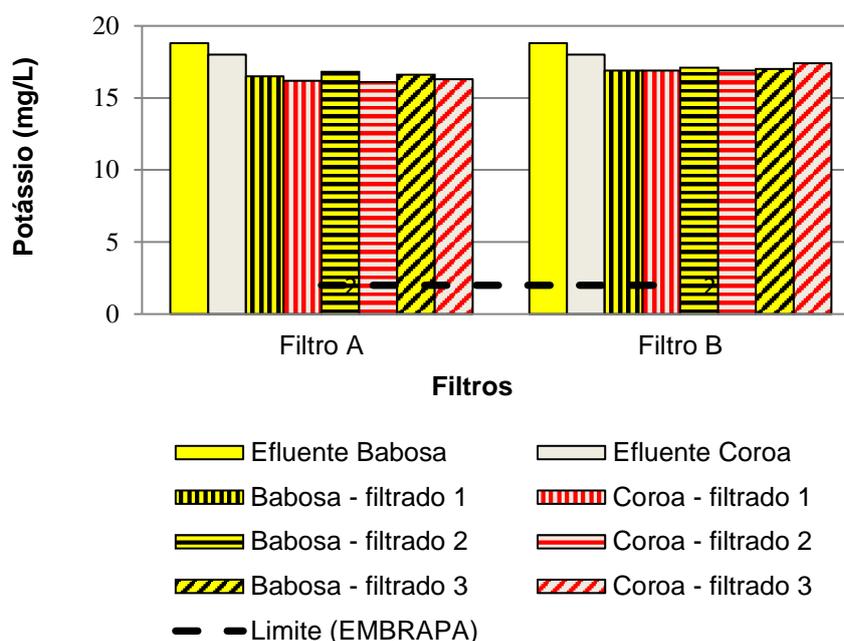
4.4.13.2 Efluente dos telhados verdes

Em todas as amostras coletadas dos telhados verdes as concentrações de potássio não apresentaram redução significativa após passar pelos filtros. De acordo com a Figura 53, observou-se que o telhado verde com Babosa apresentou valores de potássio maiores (18,8 mg/L) em relação ao telhado verde com Coroa-de-Frade (18,0 mg/L). Após passar pelos filtros A e B o efluente do telhado Babosa reduziu a quantidade de potássio de 18,8 para 16,5 mg/L (12,2%) no filtro A e de 18,8 para 16,9 mg/L (10,1%) no filtro B. Em relação ao efluente do telhado verde com Coroa-de-Frade, após passar pelos filtros A e B o mesmo reduziu a quantidade

de potássio de 18,0 para 16,2 mg/L (10,0%) no filtro A e de 18,0 para 16,9 (6,1%) no filtro B.

Os resultados obtidos estão bem acima do limite recomendado na publicação da EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), 2 mg/L.

Figura 53 - Valores obtidos de potássio para o efluente do telhado verde.



Fonte: Autor (2017).

4.4.14 Monitoramento do Boro

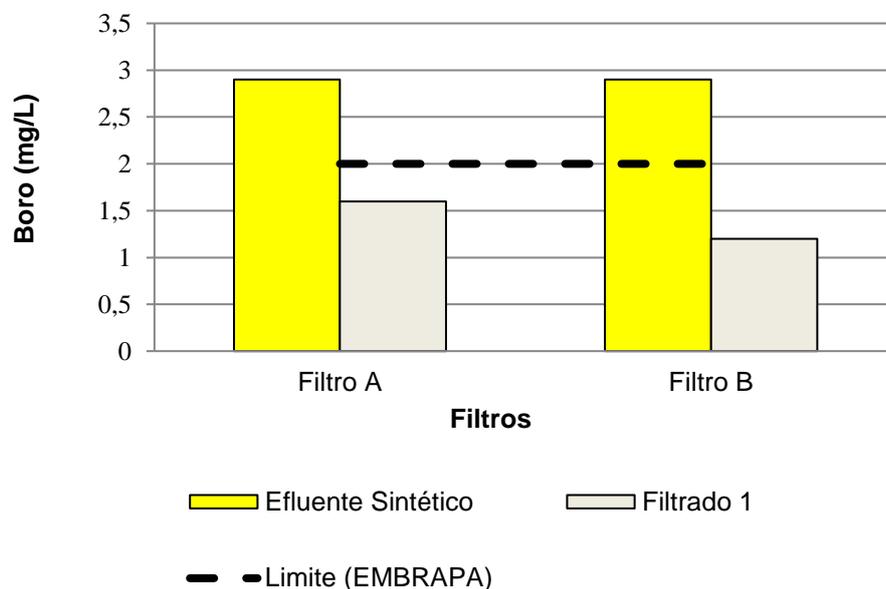
4.4.14.1 Efluente sintético

Conforme apresentado na Figura 54, pode-se observar que ocorreu uma redução dos valores de boro após o efluente sintético passar pelos filtros A e B. O filtro A apresentou maior eficiência para a remoção de boro, o mesmo reduziu a quantidade de boro de 2,9 para 1,2 mg/L (58,6%) no filtrado 1 e o filtro B apresentou redução de 2,9 para 1,6 mg/L (44,8%) no filtrado 1.

De acordo com Almeida (2010), para a água ser utilizada na irrigação, a mesma deve apresentar um valor máximo de boro de 2 mg/L. Conforme

apresentado na Figura 54, observa-se que os filtros conseguiram reduzir o valor de boro para um valor inferior ao máximo recomendado pelo autor.

Figura 54 - Valores obtidos de boro para o efluente sintético.

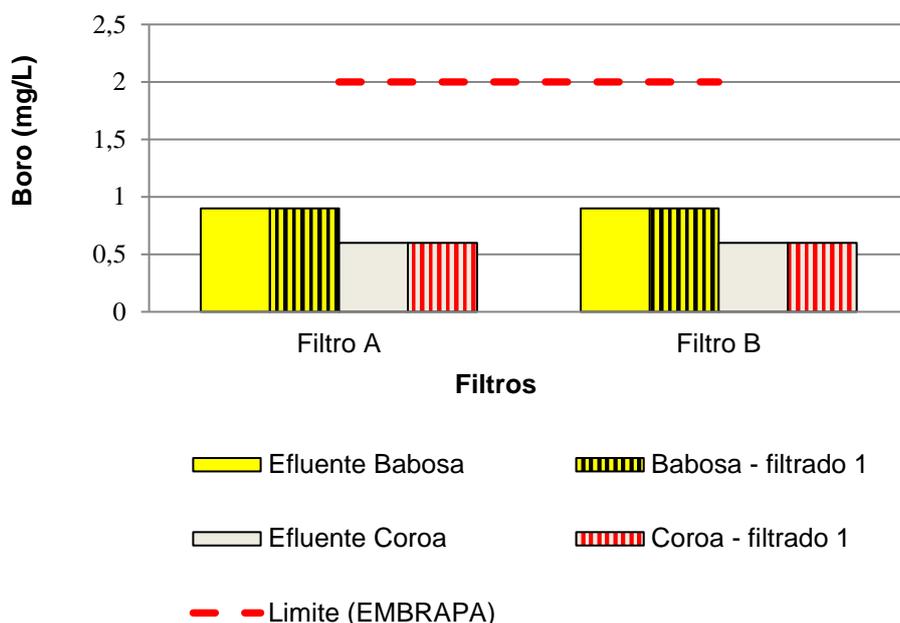


Fonte: Autor (2017).

4.4.14.2 Efluente dos telhados verdes

Em todas as amostras coletadas dos telhados verdes as concentrações de boro não apresentaram redução após passar pelos filtros. De acordo com a Figura 55, observou-se que o telhado verde com Babosa apresentou valores de boro maiores (0,9 mg/L) em relação ao telhado verde com Coroa-de-Frade (0,6 mg/L). Após passar pelos filtros A e B não ocorreu redução no valor de boro nos efluentes dos telhados verde.

Os resultados obtidos estão abaixo do limite recomendado na publicação da EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), 2 mg/L.

Figura 55 - Valores obtidos de boro para o efluente do telhado verde.

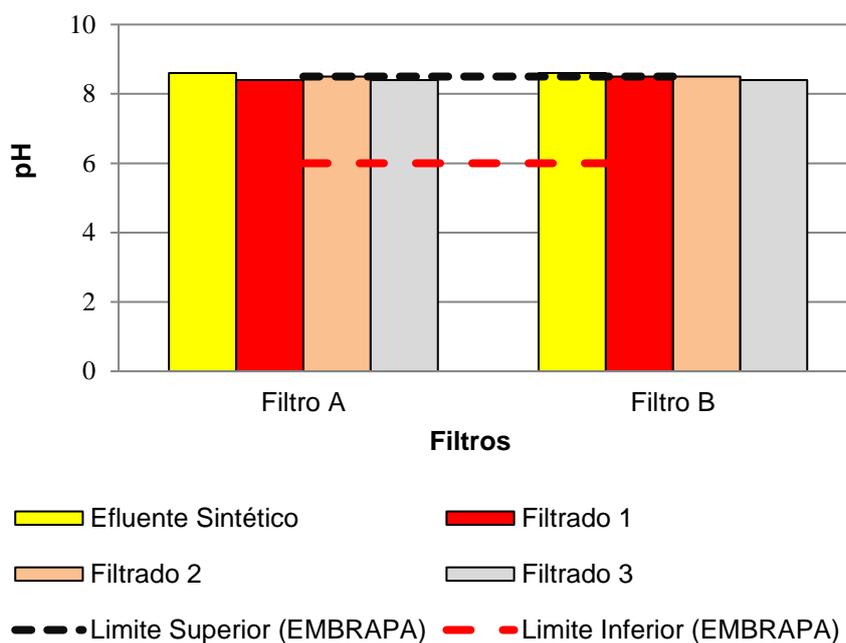
Fonte: Autor (2017).

4.4.15 Monitoramento do pH

4.4.15.1 Efluente sintético

Conforme apresentado na Figura 56, pode-se observar que não ocorreu redução significativa dos valores de pH após o efluente sintético passar pelos filtros A e B. Conforme os resultados obtidos das análises das amostras do efluente sintético antes e depois de passar pelos filtros, observou-se que o pH ficou variando entre 8,4 e 8,6.

De acordo com Almeida (2010), para a água ser utilizada na irrigação, a mesma deve apresentar um valor de pH entre 6 e 8,5. Conforme apresentado na Figura 56, observa-se que após passar pelos filtros o valor de pH do efluente sintético ficou dentro da faixa ideal recomendada pelo autor.

Figura 56 - Valores obtidos de pH para o efluente sintético.

Fonte: Autor (2017).

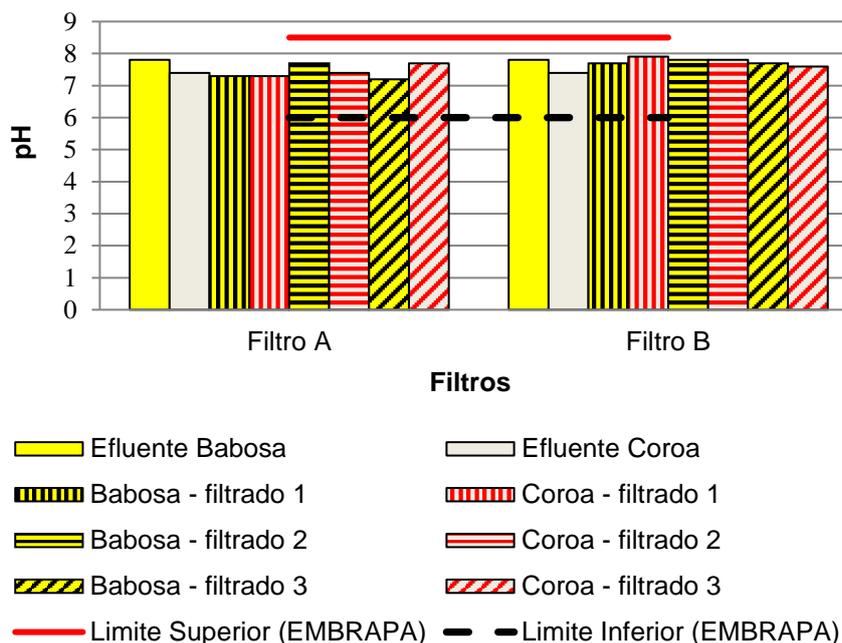
4.4.15.2 Efluente dos telhados verdes

Nas amostras coletadas nos telhados verdes, os valores de pH encontrados estão próximos da neutralidade, indicando a não existência de contaminantes ácidos ou alcalinos (SANTOS *et al.*, 2011).

Conforme apresentado na Figura 57, pode-se observar que não ocorreu redução significativa dos valores de pH após o efluente sintético passar pelos filtros A e B.

Com relação ao emprego da água na irrigação, todos os valores encontrados estão dentro da faixa recomendada, de 6,0 a 8,5, pela EMBRAPA na publicação "Qualidade da água para irrigação" (ALMEIDA, 2010).

Figura 57 - Valores obtidos de pH para o efluente do telhado verde.



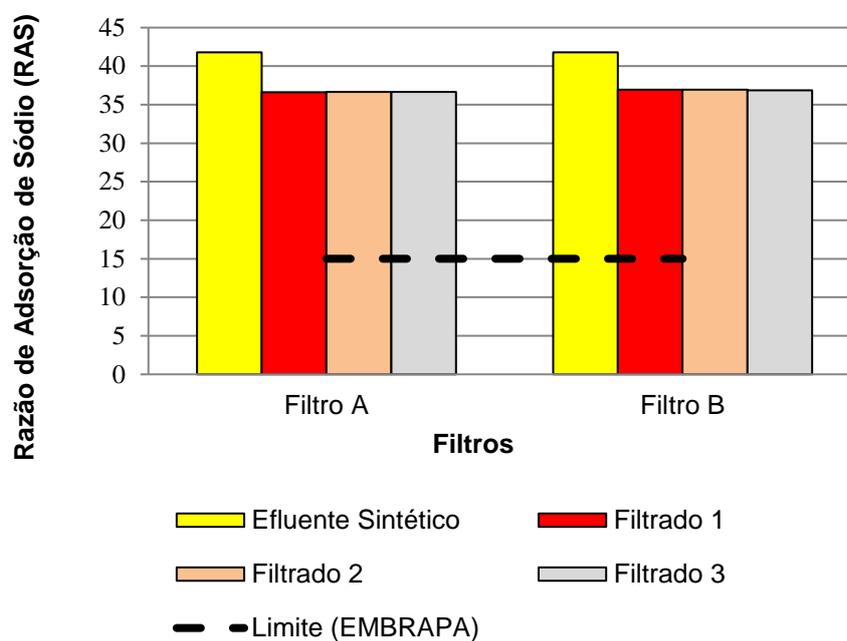
4.4.16 Monitoramento da Razão de Adsorção de sódio (RAS)

4.4.16.1 Efluente sintético

Conforme apresentado na Figura 58, pode-se observar que não ocorreu uma redução significativa nos valores da razão de adsorção de sódio após o efluente sintético passar pelos filtros A e B. O filtro A apresentou eficiência para a remoção da razão de adsorção de sódio semelhante ao filtro B. Ambos os filtros reduziram a razão de adsorção de sódio de 41,8 para 36,6 mg/L (12,4%).

De acordo com Almeida (2010), para a água ser utilizada na irrigação, a mesma deve apresentar um valor máximo da razão de adsorção de sódio de 15 mg/L. Conforme apresentado na Figura 58, observa-se que os filtros não conseguiram reduzir o valor da razão de adsorção de sódio para um valor inferior ao máximo recomendado pelo autor.

Figura 58 - Valores obtidos da razão de adsorção de sódio para o efluente sintético.



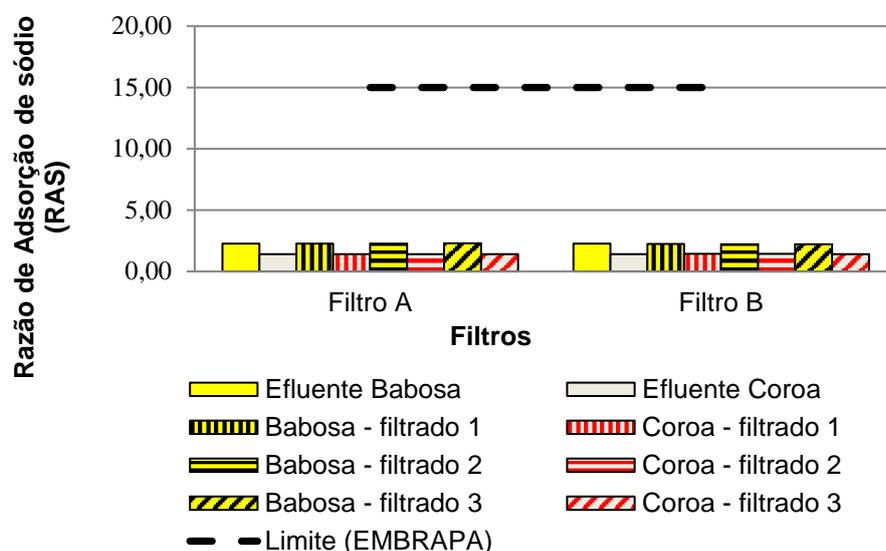
Fonte: Autor (2017).

4.4.16.2 Efluente dos telhados verdes

Em todas as amostras coletadas dos telhados, os valores da razão de adsorção de sódio não apresentaram redução após passar pelos filtros. De acordo com a Figura 59, observou-se que o telhado verde com Babosa apresentou razão de adsorção de sódio maior (2,3 mg/L) em relação ao telhado verde com Coroa-de-Frade (1,4 mg/L).

Os resultados obtidos estão bem abaixo do limite recomendado na publicação da EMBRAPA sobre a “Qualidade da água para irrigação” (ALMEIDA, 2010), 15 mg/L.

Figura 59 - Valores obtidos da razão de adsorção de sódio para o efluente sintético.



Fonte: Autor (2017).

Os valores obtidos da eficiência de remoção dos filtros A e B de areia para cada efluente em estudo, serão apresentados na tabela 13.

Tabela 13 – Eficiência de remoção dos filtros A e B de areia.

Parâmetro	Eficiência de remoção filtro A de areia (%)			Eficiência de remoção filtro B de areia (%)		
	Efluentes			Efluentes		
	Sintético	Babosa	Coroa	Sintético	Babosa	Coroa
Condutividade Elétrica	31,2	50,0	25	28,4	50	62,5
Sólidos Dissolvidos Totais	17,9	32,8	22,5	14,3	31,5	16,7
Cálcio	10,9	9,5	2,7	10,9	4,1	2,1
Magnésio	5,35	19,2	7,6	2,3	11,1	6,7
Sódio	13,3	10,1	3,7	11,6	6,7	1,1
Carbonatos	4,3	-	-	1,4	-	-
Bicarbonatos	72,1	34,2	13,8	70,1	10,4	11,3
Cloretos	35,1	57,7	55,9	32,2	42,3	50,0
Sulfatos	19,2	32,5	35,0	16,4	35,4	64,2
Nitrato	86,5	28,6	30,4	85,7	23,8	17,4
Nitrogênio Amoniacal	22,2	16,6	22,2	18,5	8,3	22,2
Fósforo	36,7	47,1	57,9	40,0	47,1	47,4
Potássio	26,2	12,2	10,0	17,1	10,1	6,1
Boro	58,6	0	0	44,8	0	0

Fonte: Autor (2017).

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1 Conclusões

De acordo com a análise estatística da precipitação do município de Caruaru, foi verificado conforme a média móvel a cada 10 anos que ocorre uma tendência decrescente entre 1969 e 1999, uma tendência crescente entre 2000 e 2011 e novamente uma tendência decrescente entre 2012 e 2017. Considerando-se os totais anuais, observou-se que nos últimos anos da série de dados, a precipitação anual apresentou valores extremos, onde 1993 foi o ano mais seco e 2011 foi o ano mais chuvoso, evidenciando assim, uma tendência de períodos muito secos e períodos muito chuvosos. O desvio da precipitação média mensal indicou que o período chuvoso do município de Caruaru ocorre entre os meses de fevereiro e julho, sendo o mês de julho o mais chuvoso do ano.

A distribuição de Gumbel mostrou-se adequada para representar as estimativas dos valores das precipitações máximas no nível de significância de 5% pelo teste de *Kolmogorov-Smirnov*, enfatizando sua importância nos estudos relacionados com análise de frequência para ajustes de modelos para determinação de equações de chuvas intensas. A análise comparativa dos resultados obtidos pela aplicação da metodologia de desagregação de chuva de 24 horas com os valores das equações geradas por meio de dados obtidos do pluviômetro mostrou-se bastante satisfatória, apresentando coeficiente de determinação (R^2) com valor (0,98).

A Equação IDF obtida a partir de dados pluviométricos representa uma grande contribuição para o município de Caruaru, sendo uma boa alternativa para atender aos projetos de Engenharia com período de retorno de até 100 anos e durações de até 24 horas, uma vez que a existência de séries históricas pluviográficas na região é tão escassa o que impossibilitaria a utilização desta informação a pequeno e médio prazo.

Verificou-se que o telhado verde com Coroa-de-Frade possui maior capacidade de retenção que o telhado verde com Babosa. Foi possível observar também que com a continuidade do experimento o telhado verde vai diminuindo a sua capacidade de retenção. Isso pode ser justificado devido ao solo encontrar-se saturado após um determinado intervalo de tempo.

Portanto, os telhados verdes apresentam-se como alternativas para minimização dos problemas decorrentes de alagamentos e contribuem positivamente para o melhor desempenho dos sistemas de drenagem, pois retém parcela significativa da precipitação e retardam o tempo de pico do escoamento superficial.

Conforme as análises dos parâmetros físico-químicos dos efluentes dos telhados verdes com Coroa-de-Frade e com Babosa, observou-se que ambos os telhados verdes apresentaram os valores de magnésio, sulfato, fósforo e potássio bem acima dos valores máximos aceitáveis para a água ser destinada à irrigação. Após passar pelos filtros ocorreu uma redução nos valores de fósforo para ambos os efluentes de forma que estes valores ficassem abaixo do valor máximo aceitável para a água ser destinada à irrigação, conforme a publicação da EMBRAPA. Em relação aos valores de magnésio, cloretos e potássio os mesmos foram reduzidos, após passar pelos filtros. No entanto os valores ainda permaneceram acima dos máximos aceitáveis para a água ser destinada à irrigação.

De acordo com a análise dos parâmetros físico-químicos do efluente sintético (efluente com todos os parâmetros acima dos valores máximos aceitáveis para a água ser destinada a irrigação), foi possível verificar que após passar pelos filtros ocorreu uma redução significativa nos valores de cálcio, sódio, bicarbonato, sulfato, nitrato, nitrogênio amoniacal, fósforo e boro ficando, portanto, com valores inferiores aos valores máximos aceitáveis para a água ser destinada à irrigação. Após passar pelos filtros ocorreu uma redução nos valores de condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, magnésio, carbonatos, cloretos, potássio e a razão de adsorção de sódio, no entanto continuaram com os valores acima dos máximos aceitáveis para a água ser destinada à irrigação.

Em relação à eficiência dos filtros, observou-se que a configuração do filtro A (filtro de areia composto por três camadas com diferentes faixas granulométricas e espessura de cada camada com 20 cm) apresentou, para todos os efluentes em estudo, a melhor eficiência na remoção da grande maioria dos parâmetros físico-químicos analisados, quando comparados com o filtro B. Exceções: bicarbonato e sulfato, onde o filtro B apresentou uma melhor eficiência, no entanto, o cálcio apresentou comportamento similar nos filtros A e B.

5.2 Recomendações

Para a continuidade deste projeto recomenda-se, que o experimento seja repetido mais vezes para uma maior segurança nas avaliações dos resultados obtidos. Um acompanhamento em longo prazo, simulando diferentes intensidades de chuvas poderia evidenciar diferentes comportamentos na capacidade de retenção dos telhados verdes, nos escoamentos dos telhados.

Recomenda-se também, com o objetivo de aumentar a eficiência do dispositivo-filtro, a análise de outros meios filtrantes na remoção dos parâmetros físico-químicos dos efluentes dos telhados verdes, como por exemplo, carvão ativado, polímero, entre outros. Além disso, recomenda-se realizar estudos em relação as formas de limpeza dos filtros, visto que é uma importante ferramenta para reestabecer a capacidade capacidade de remoção dos poluentes.

REFERÊNCIAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7181 - Solo - Análise granulométrica: método de ensaio. 1984.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6457 – Amostras de Solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização, p. 9, 1986.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12216 – Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. ABNT. 1992.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6502 - Rochas e solos – Análise granulométrica conjunta. ABNT. 1995.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13969 - Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. ABNT. 1997.
- ALMEIDA, O. A. Qualidade da água de irrigação. Cruz das Almas/BA, EMBRAPA, 2010.
- ANDRADE NETO, C. O. Segurança sanitária das águas de cisternas rurais. In: Simpósio Brasileiro de Captação de Água de Chuva. 4º. 2003, Juazeiro. Anais... Juazeiro, BA: ABCMAC, 2003.
- ANTAS, F. P. S. Avaliação da Composição Iônica e Aplicação de um Índice de Qualidade para Água de Irrigação no Rio Açu, RN. 2011. 67 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal Rural do Semiárido. Rio Grande do Norte, 2011.
- APAC - Agência Pernambucana de Águas e Clima. <http://www.apac.pe.gov.br>. Acessado em fevereiro/2017.
- APHA - American Public Health. Association. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th ed., Washington DC, 2005.
- ARAÚJO, A. L. Desempenho de colunas experimentais de solo irrigadas com água superficial poluída e cultivadas com alface (*Lactuca sativa*, L.). 1999. 130p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1999.
- ARAÚJO, L. E.; SOUSA, F. A. S.; RIBEIRO, M. A. F. M.; SANTOS, A. S.; MEDEIROS, P. C. Análise estatística de chuvas intensas na bacia hidrográfica do Rio Paraíba. Revista Brasileira de Meteorologia, São José dos Campos, v. 23, n. 2, p. 162-169, 2008.
- AUSLAND, G., STEVIK, T. K., HANSSSEN, J. F., KOHLER, J. C., JENSSEN, P. D. Intermittent filtration of wastewater – Removal of fecal coliforms and fecal streptococci. Water Research. v. 36, pp. 3507–3516. 2002.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29, 2. ed, Campina Grande, UFPB, p. 145. 1999.
- AZEVEDO, J.R.G. (Org.). Hidrometria aplicada à gestão dos recursos hídricos. Ed. Universitária da UFPE. 2010.

- BAILEY, D.A.; NELSON, P.V.; FONTENO W.C. Substrates pH and water quality. Raleigh: North Carolina State University, 2000. Disponível em: <<http://www.ces.ncsu.edu/depts/hort/floriculture/plugs/ph.pdf>>. Acesso em: 15 ago. 2000.
- BAPTISTA, M.; NASCIMENTO, N.; BARRAUD, S. Técnicas compensatórias em drenagem urbana. 2ª edição. Porto Alegre: ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2015. 319 p.
- BEATRICE, C.C. Avaliação do potencial de uso de três espécies vegetais como cobertura leve de telhados em edificações. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.
- BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. Manual de irrigação. 8 ed. Viçosa: UFV, p. 611. 2006.
- BERTONI, J. C.; Tucci, C.E. M. Precipitação. In: Tucci, C.E.M. (Ed.) Hidrologia Ciência e Aplicação. Porto Alegre: Editora da UFRGS, p.177-231. 2002.
- BOLLER, M. A.; KAVANAUGH, M. C. Particle characteristics and headloss increase in granular media filtration. Elsevier Scienc, U.S.A, v. 29, p. 1139-1149, 1995.
- BRANDÃO, C. C. S., SILVA, A. S. Remoção de Cianotoxinas por Adsorção em Carvão Ativado. In: PÁDUA, V. L. (Coord.). Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. Rio de Janeiro: ABES, 2006. Capítulo 10, p. 415-465. 2006.
- CAMARGO, A. P.; CAMARGO, M. B. P. Uma revisão analítica da evapotranspiração potencial. Artigo de Revisão. Bragantina, Campinas, v.59, n.2, p.125-137. 2000.
- CANHOLI, A.P. Drenagem urbana e controle de enchentes. São Paulo: Oficina de textos. 2005.
- CATALUNHA, M.J.; SEDIYAMA, G.C.; LEAL, B.G.; SOARES, C.P.B.; RIBEIRO, A. Avaliação de cinco funções densidade de probabilidade a séries de precipitação pluvial do Estado de Minas Gerais. Revista Brasileira de Agrometeorologia. Santa Maria, v.10, n.1, p.153-162, 2002.
- CETESB. Drenagem Urbana: manual de projeto. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, 464 p. 1986.
- CHAN, A. L. S.; CHOW, T. T. Evaluation of overall thermal transfer value (OTTV) for comercial buildings constructed with green roof. Applied Energy. Hong Kong, 2013.
- CHEN, C. Rainfall Intensity – duration – frequency formulas. Journal of Hydraulic Engineering – ASCE, v. 109, p. 21, 1983.
- CHIBANA, E. Y.; FLUMIGMAN, D.; MOTA, R. G.; VIEIRA, A. S.; FARIA, R. T. Estimativas de falhas em dados meteorológicos. In: Congresso Brasileiro de Agroinformática, 9, Londrina. Anais...Londrina: SBI-AGRO, 2005.
- CLEASBY, J. L.; LOGSDON, G. S. Granular bed and precoat filtration. In: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. LETTERMAN, R. D. (technical

- ed.) Water quality and treatment. A handbook of community water supplies. Estados Unidos da América: McGraw Hill. 1999.
- COLLISCHONN, W.; TASSI, R. Introduzindo Hidrologia. IPH, ed. UFRGS, Porto Alegre – RS, 71 p., 2010.
- CONDEPE/FIDEM - Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco. Perfil Municipal. Disponível em <<http://www.condepefidem.pe.gov.br>>. Acesso em 4 jan 2016.
- COUTINHO, A. P. et al. Determinação de Equações de Chuvas Intensas para Municípios das Mesorregiões do Estado de Pernambuco Com Dados Pluviométricos. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 10. Anais Fortaleza, 14 p. 2010.
- CPRM - Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Diagnóstico do município de Caruaru, estado de Pernambuco. Recife: CPRM/PRODEEM, p.11. 2005.
- CRUCIANI, D. E. A drenagem na agricultura. São Paulo: Nobel, 337p. 1980.
- DI BERNARDO, L. Métodos e técnicas de tratamento de água. 2ª ed. São Paulo: RIMA, 2005.
- DI BERNARDO, L., LUCA, S. J., KURODA, E. K., PEGORER, M. G. L. Oxidação. In: PÁDUA, V. L. (coord.). Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Belo Horizonte: SERMOGRAF. 504 p. 2006.
- EDGAR, L.; LARS, B. Response of a Sedum green-roof to individual rain events, Department of Water Resources Engineering, Lund University, Suécia, v. 25, p. 1-7, 2005.
- EUSTÁQUIO, H. M. B. Ensaio de tratabilidade aplicados a determinação de parâmetros para dimensionamento de processos de tratamento de água de manancial eutrofizado. 2010, 143f. Dissertação (Mestre em Engenharia Sanitária) Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2010.
- FARIA, D. C.; ANDRADE, T. S.; OLIVEIRA, A. A.; NAVAL, L. P. Eficiência na remoção de nutrientes empregando-se sistemas anaeróbios e facultativos. In: Simpósio de Recursos Hídricos do Norte e Centro-Oeste. I. 2007. Cuiabá, MT. Anais... Cuiabá: Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH, 2007.
- FARIAS, M.M.M.W.E.C. Aproveitamento de águas de chuva por telhados: aspectos quantitativos e qualitativos. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da UFPE, 115 p., Caruaru – PE, 2012.
- FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. Irrigation with treated sewage effluent. Advanced Series in Agricultural Science. Berlin: Editora Springer-Verlang. 1991. 216p.
- FERNANDEZ, M. N. Preenchimento de falhas em séries temporais. Universidade Federal do Rio Grande – FURG. Curso de Pós-Graduação em Engenharia Oceânica. Dissertação de Mestrado, 2007.

- FERRAZ, I. L. O desempenho térmico de um sistema de cobertura verde em comparação ao sistema tradicional de cobertura com telha cerâmica. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2012.
- FIGUEROA, M.; SCHILER, P. M. Green roof performance: passive design implications in Los Angeles, California. PLEA2009 - 26th Conference on Passive and Low Energy Architecture, Quebec City, Canada, p 22-24, 2009.
- GASPAR, P.M.F. Pós-tratamento de efluente de reator UASB em sistema de lodos ativados visando a remoção biológica do nitrogênio associada à remoção físico-química do fósforo. 2003. 231p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.
- HATHAWAY, A.M.; HUNT, W. F.; JENNINGS, G. D. A field study of green roof hydrologic and water quality performance. Transactions of the ASABE, v. 51, p. 37- 44, American Society of Agricultural and Biological Engineers, ISSN 0001-2351 2008.
- HEALY, M.G.; RODGERS, M.; MULQUEEN, J. Treatment of dairy wastewater using constructed wetland sand intermittent sand filters. Bioresource Technology. v. 98, pp. 2268–2281. Ireland. 2007.
- Hernandez, V., Ainda as equações de chuvas intensas – pode-se generalizar? In: IX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos – Rio de Janeiro – R. J. – Brasil -Anais3, p. 193-203, 1991.
- HONGHUI, Z.; DANIEL, W. S.; HONGDE, Z.; STEPHEN, J. S. Improving removal of turbidity causing materials by using polymers as a filter aid. Elsevier Science. Canada, v 30, p. 103-114, 1996.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico de 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/censo/default.php>>. Acesso em 15/02/2014.
- JENKINS, D.; HERMANOWICZ, S.W. Principles of chemical phosphate removal. In Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater – Principles and practice. 2nd ed. New York: Ed. Lewis Publishers, p. 362. 1991.
- JIMENEZ, B.; MARA, D.; CARR, R.; BRISSAUD, F. Wastewater treatment for pathogen removal and nutrient conservation: suitable systems for use in developing countries. In: Wastewater Irrigation and Health – Assessing and mitigating risk in low-income countries. Earthscan, IDRC. 2010.
- JULIANA, M. S.; BRUNO, S. B.; VICTOR, H. J.; FERNANDO, H. S.; MAURÍCIO, L. S. Water quality produced by polystyrene granules as a media filter on rapid filters. Journal of Water Process Engineering. Santa Catarina, v. 5, p. 118-126, 2015.
- JUNIOR, A. B. C.; DALSSASSO, L. R.; ROHERS, F. Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado. Santa Catarina, v. 15, p. 385-392, 2010.
- KANG, Y.K.; MANCL, K.M.; TUOVINEN, O.H. Treatment of turkey processing wastewater with sand filtration. Bioresource Technology, v. 98, pp. 1460–1466. 2007.

- LEE, J. Y.; MOON, H. J.; KIN, T. I.; KIM, H. W.; HAN, M. Y. Quantitative analysis on the urban flood mitigation effect by the extensive green roof system. *Environmental Pollution*. Coreia do Sul, v 181, p. 257-261, 2013.
- LEE, J. Y.; LEE, M. J.; HAN, M. Y. A pilot study to evaluate runoff quantity from green roofs. *Environmental Pollution. Journal of Environmental Management*, v 152, p. 171-176, 2015.
- LEMOS FILHO, L. C. de A.; Carvalho, L. G. de; Evangelista, A. W. P.; Carvalho, L. M. T. de; Dantas, A. A. A. Análise espaço-temporal da evapotranspiração de referência para Minas Gerais, *Ciência e Agrotecnologia*, v.31, n.5, p.1462-1469, 2007.
- LIMA, G. C. O.; Avaliação do desempenho de telhados verdes: capacidade de retenção hídrica e qualidade da água escoada. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Pernambuco, CAA, Engenharia Civil, Caruaru – PE, 67 p., 2013.
- LIMA, V. L. A.; CHAVES, L. H. G. Qualidade da água. Campina Grande: Gráfica Agenda, 2008.
- LIU, K.; BASKARAN, B. Thermal performance of extensive green roofs in cold climates. Ottawa, Ontario, National Research Council, Institute for Research in Construction, 2003.
- MacMILLAN, M. York university rooftop garden stormwater quantity and quality performance monitoring report, 2004. Disponível em: <http://www.epa.gov/region8/greenroof/documents/3.4_Macmillan-monitoring.pdf> Acesso em 05 setembro. 2017.
- MALAVOLTA, E. Manual de química agrícola: adubos e adubação. Piracicaba:Ceres, p. 594. 1981.
- MALAVOLTA, E. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. Piracicaba: POTAFOS, p. 315. 1997.
- MAY, S. Caracterização, tratamento e reuso de águas cinzas e aproveitamento de águas pluviais em edificações. 2008. 222f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2008.
- MELLO, C. R. de; SILVA, A. M. da. Métodos estimadores dos parâmetros da distribuição de Gumbel e sua influência em estudos hidrológicos de projeto. *Irriga*, v.10, n.4, p.318-334, 2005.
- MELLO, C. R. De.; SILVA, A. M. da. Hidrologia: princípios e aplicações em sistemas agrícolas. 1. ed. Lavras: UFLA, p. 455, 2013.
- MESQUITA, M. Efeito dos componentes hidráulicos e da granulometria e altura da camada filtrante na perda de carga em filtros de areia utilizados na irrigação localizada. 2010, 119f. Dissertação (Mestre em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2010.
- NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. Hidrologia estatística. Belo Horizonte: CPRM, p. 552, 2007.

- OLIVEIRA, L. F. C.; CORTÊS, F. C.; WEHR, T. R.; BORGES, L. B.; SARMENTO, P. H. L.; GRIEBELER, N. P. Intensidade-duração-frequência de chuvas intensas para localidades no estado de Goiás e Distrito Federal. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, Goiânia, v. 35, n. 1, p. 13-18, 2005.
- OLIVEIRA, L. F. C. de.; FIOREZE, A. P.; MEDEIROS, A. M. M.; SILVA, M. A. S. Comparação de metodologias de preenchimento de falhas de séries históricas de precipitação pluvial anual. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 11, p. 1186-1192, 2010.
- OLIVEIRA, C. C. Substratos para uso em telhados verdes: Avaliação da retenção hídrica e qualidade da água de escoamento. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2012.
- PALLA, A.; BERRETTA, C.; LANZA, L. G.; BARBERA, P. La. Modelling storm water control operated by green roofs at the urban catchment scale. University of Genoa – Italy, 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 2008.
- PECK, S; KUHN, M. “Design Guidelines for Green Roofs”. Environment Canada. Toronto. Vancouver Public Library Green Roof, p 6, 7 e 8, 2000.
- PECK, S. W.; CALLAGHAN, C; KUHN, M. E.; BASS, B. Greenbacks from green roofs: forging a new industry in Canada status report on benefits, barriers and opportunities for green roof and vertical garden technology diffusion. Canada: Mortgage and Housing, 1999.
- PPAFSTETTER, O. Chuvas intensas no Brasil. Rio de Janeiro: Ministério da Viação e Obras Públicas; DNOS – Departamento Nacional de Obras de Saneamento, 2. ed. 1957. 426p.
- PRIMAVESI, A. Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais. 9 ed. São Paulo: Nobel, p. 543. 1986.
- PELLEGRINI, J. B. R. Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio Lino - Agudo – RS. 2005. 85f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2005.
- RADMILA, S. S.; SLOBODAN, S.; DRAGAN, G. Performance of expanded polystyrene particles in deep bed filtration. *Separation and Purification Technology*, v 68, p. 267-272, 2009.
- RECIFE. Lei Nº 18.112 - que dispõe sobre a melhoria da qualidade ambiental das edificações por meio da obrigatoriedade de instalação do "telhado verde", e construção de reservatórios de acumulo ou de retardo do escoamento das águas pluviais para a rede de drenagem e da outras providencias. 12 de janeiro de 2015.
- ROBAINA, A.D.; PEITER, M.X. Modelo de desagregação e de geração de chuvas intensas no RS. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 21º Simpósio de Engenharia Agrícola do Cone Sul, 1º, 1992, Santa Maria. Anais... Santa Maria: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola, p.746-753, 1992.
- SABOGAL PAZ, L. P. Modelo conceitual de seleção de tecnologias de tratamento de água para abastecimento de comunidades de pequeno porte. Tese de

- Doutorado. Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo. São Carlos. P.364. 2007.
- SALCEDO, J. C.; TESTEZLAF, R.; MESQUITA, M. Processo da retrolavagem em filtros de areia usados na irrigação localizada. Eng. Agríc., Jaboticabal, v.31, n.6, p.1226-1237, nov./dez. 2011.
- SAMPAIO, M. V. Espacialização dos coeficientes das equações de chuvas intensas em bacias hidrográficas do Rio Grande do Sul. Tese (Doutorado) – Pós Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS. 2011.
- SANTOS, I.; FILL, H. D.; SUGAI, M. R. V. B.; BUBA, H.; KISHI, R. T.; MARONE, E.; LAUTERT, L. F. Hidrologia Aplicada. LACTEC, Curitiba- PR, 372 p. 2001.
- SANTOS, S.M.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; ARAÚJO FILHO, P.F.; CABRAL, J.J.S.P.; ARAÚJO, T.F. Determinação da utilidade do uso de telhado verde no Agreste Pernambucano. Anais do V Encontro Nacional e III Encontro Latino-Americano sobre Edificações e Comunidades Sustentáveis. Recife-PE, 10p. 2009.
- SANTOS, S. M.; MARINHO, E. P.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SILVA, C. M. M.; ARAÚJO, T. F.; BARROS, E. S. Estudo da qualidade da água de um telhado verde no agreste pernambucano. In: Anais do XIV World Water Congress. Porto de Galinhas, PE: Em meio digital, 13 p. 2011.
- SANTOS, P. T. da S.; SANTOS, S. M. dos; MONTENEGRO, S. M. G. L.; COUTINHO, A. P.; MOURA, G. S. S. de; ANTONINO, A. C. D. Telhado verde: desempenho do sistema construtivo na redução do escoamento superficial. Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 13, n. 1, p. 161-174, jan./mar. (2013).
- SETRA - Secretaria de Transportes do Governo do Estado de Pernambuco. Vol 2 – Diagnóstico e Avaliação Ambiental. Em: Estudo Impacto Ambiental da Duplicação da BR-104, 264 p., 2009.
- SILVA, E.F.F. Manejo da fertirrigação e controle da salinidade na cultura do pimentão utilizando extratores de solução do solo. 2002. 136p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura, "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.
- SILVA, D. D.; Gomes Filho, R. R.; Pruski, F. F.; Pereira, S. B.; Novaes, L. F. Chuvas intensas para o Estado da Bahia. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.6, p.362-367, 2002.
- SILVEIRA, A. L. L. Ciclo Hidrológico e Bacia Hidrográfica. Em: TUCCI, C. E. M. (Org.) Hidrologia: Ciência e Aplicação. Porto Alegre, RS: UFRGS/ABRH, ed. 3. p. 35-51., 2004.
- SMOP. Secretaria Municipal de Obras Públicas. Diretrizes para Drenagem Urbana. São Carlos: Prefeitura Municipal de São Carlos, 2014.
- SNOEYINK, V. L., SUMMERS, R. S. Adsorption of organic compounds. In: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. LETTERMAN, R. D. (technical ed.) Water quality and treatment. A handbook of community water supplies. McGraw Hill, Nova Iorque, 5 ed. 1999.

- SVRCEK, C., SMITH, D. W. Cyanobacteria toxins and the current state of knowledge on water treatment options: a review. *J. Environ. Eng. Sci.* v. 3: p. 155– 185. 2004.
- TEEMUSK, A.; MANDER, Ü. Rainwater runoff quantity and quality performance from a greenroof: The effects of short-term events. *Ecological Engineering*. Oxford, v. 30, n. 3, p. 271-277, 2007.
- TOMINAGA, E. N.S. Urbanização e cheias: medidas de controle na fonte. 2013. 137f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- Torrice, J. T. Práticas hidrológicas. Rio de Janeiro, Trascor, 120p.1974.
- TUCCI, C. E. M. Precipitação. In:____. Hidrologia: ciência e aplicação. 3ª ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, p. 177-231. 2002.
- TUCCI, C. E. M.; BELTRAME, L. F. S. Capítulo 7 - Evaporação e evapotranspiração. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 253- 287. 2004.
- TUCCI, C. E. M. Hidrologia ciência e aplicação. Editora da UFRGS, Porto Alegre, 943 p. 2004
- TUCCI, C. E. M. Modelos hidrológicos. Colaboração da Associação Brasileira de Recursos Hídricos / ABRH- 2.ed.- Porto Alegre: Editora da UFRGS. 2005.
- TUCCI, C. E. M. (Org.) Hidrologia: Ciência e Aplicação. 4ª ed. Porto Alegre, RS: Editora da UFRGS/ABRH, 2009.
- VIANNA, M. R. (1992). Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água. Belo Horizonte: Instituto de Engenharia Aplicada, 1992. 344 p.
- VILLELA, S. M.; MATTOS, A.; Hidrologia Aplicada. São Paulo: McGraw Hill do Brasil, 1975. 245 p. 1975.
- VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, p. 452. 2005.
- WANDERLEY, H. S.; AMORIM, R. F. C.; CARVALHO, F. O. de. Variabilidade espacial e preenchimento de falhas de dados pluviométricos para o Estado de Alagoas. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.27, n.3, 347-354, 2012.
- WILKEN, P. S. Engenharia de Drenagem Superficial. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, 477 p. 1978.
- ZUIN, V. G.; IORIATTI, M. C.; MATHEUS, C. E. O Emprego de Parâmetros Físicos e Químicos para a Avaliação da Qualidade de Águas Naturais. *Química Nova na Escola*, v. 31 n. 1, 2009.