



Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"
Programa Interunidades



Mestrado

Engenharia Civil e Ambiental

LIANE YURI KONDO NAKADA

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUAS PLUVIAIS
ARMAZENADAS E ESTUDOS DE TRATABILIDADE EMPREGANDO
FILTRO DE PRESSÃO COM DIFERENTES MEIOS FILTRANTES
VISANDO AO APROVEITAMENTO PARA FINS NÃO POTÁVEIS**

Bauru
2012



LIANE YURI KONDO NAKADA

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUAS PLUVIAIS
ARMAZENADAS E ESTUDOS DE TRATABILIDADE EMPREGANDO
FILTRO DE PRESSÃO COM DIFERENTES MEIOS FILTRANTES
VISANDO AO APROVEITAMENTO PARA FINS NÃO POTÁVEIS**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Área de Concentração Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Braga Moruzzi

Bauru
2012



Nakada, Liane Yuri Kondo.

Avaliação da qualidade de águas pluviais armazenadas e estudos de tratabilidade empregando filtro de pressão com diferentes meios filtrantes visando ao aproveitamento para fins não potáveis/ Liane Yuri Kondo Nakada, 2012

142 f.


Orientador: Rodrigo Braga Moruzzi

Dissertação (Mestrado)-Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia, Bauru, 2012

1. Água de chuva. 2. Aspectos qualitativos. 3. Tratamento. I. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia. II. Título.

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE LIANE YURI KONDO NAKADA, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DO(A) FACULDADE DE ENGENHARIA DE BAURU.

Aos 20 dias do mês de agosto do ano de 2012, às 14:00 horas, no(a) Sala de Reuniões do Departamento de Planejamento Territorial e Geoprocessamento (IGCE), reuniu-se a Comissão Examinadora da Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Prof. Dr. RODRIGO BRAGA MORUZZI do(a) Departamento de Planejamento Territorial e Geoprocessamento / Instituto de Geociências e Ciências Exatas de Rio Claro - UNESP, Prof. Dr. ALEXANDRE SILVEIRA do(a) Instituto de Ciência e Tecnologia / Universidade Federal de Alfenas - UFAL, Prof. Dr. SAMUEL CONCEIÇÃO DE OLIVEIRA do(a) Departamento de Petrologia e Metalogenia / Instituto de Geociências e Ciências Exatas de Rio Claro - UNESP, sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública da DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de LIANE YURI KONDO NAKADA, intitulada "AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUAS PLUVIAIS- ARMAZENADAS E ESTUDO DE TRATABILIDADE EMPREGANDO FILTRO DE PRESSÃO COM DIFERENTES MEIOS FILTRANTES VISANDO AO APROVEITAMENTO PARA FINS NÃO POTÁVEIS". Após a exposição, a discente foi argüida oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final: _____
Aprovada. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.


Prof. Dr. RODRIGO BRAGA MORUZZI


Prof. Dr. ALEXANDRE SILVEIRA


Prof. Dr. SAMUEL CONCEIÇÃO DE OLIVEIRA

*Para meus pais, Francisco e Alice,
e meu irmão, Felipe.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, por tudo, mas principalmente pelo amor, pela educação e pelas oportunidades que me deram, e por apoiarem e incentivarem o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Rodrigo Urban pela ajuda inestimável ao longo do desenvolvimento deste trabalho, especialmente quando tudo dava errado.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Rodrigo Braga Moruzzi, pela orientação desde a minha graduação e pela confiança depositada em mim durante esses anos.

À Bete (Deplan) por toda a ajuda, por sempre estar disposta a ajudar.

Ao Prof. Dr. Roberto Naves Domingos, diretor do Centro de Estudos Ambientais (CEA), onde este estudo foi desenvolvido, por disponibilizar as dependências do CEA e por se dispor a ajudar.

A todos que trabalham no CEA, pela compreensão, em especial à Eleni, à Francisca e à Gleide, por toda a ajuda ao longo do desenvolvimento deste trabalho.

À toda a equipe de manutenção do *campus* de Rio Claro, especialmente, ao Júnior, ao Ricardo e ao Francisco, sem o trabalho de vocês o meu trabalho não seria concluído!

Ao Carlo (CEAPLA) por estar sempre disposto a ajudar e por disponibilizar os dados pluviométricos da estação meteorológica CEAPLA.

À Cinthia Cristine de Moura e ao Marcos Vinicius Petry de Martini, pela ajuda durante a execução deste trabalho.

Ao Ícaro, pelo curso intensivo de Cad 3D, nosso desenho ficou ótimo!

À Margarida, principalmente pelas garrafinhas.

Aos membros das bancas de qualificação, Prof. Dr. Fabiano Tomazini da Conceição e Prof. Dr. Jorge Hamada, e de defesa, Prof. Dr. Alexandre Silveira e Prof. Dr. Samuel Conceição de Oliveira, pelas importantes considerações para a melhoria deste trabalho. Gostaria de exprimir um agradecimento complementar aos professores Fabiano e Samuel pelas contribuições ao longo do desenvolvimento deste trabalho.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, processo nº 2009/11726-7, pela concessão de bolsa de mestrado.

Resumo

O presente trabalho foi desenvolvido em três etapas, cronologicamente: i) estudo da qualidade de águas pluviais coletadas por telhado cerâmico e armazenadas; ii) modificações em estação experimental em escala real de coleta e tratamento simplificado de águas pluviais, para possibilitar o estudo de três diferentes meios filtrantes; e iii) coletas, estudos de tratabilidade em escala de bancada e estudos do tratamento em escala real. Os resultados indicam que: i) as águas pluviais coletadas após escoamento sobre telhados cerâmicos necessitam de tratamento para assegurar o uso, mesmo que para atividades não potáveis, conforme recomendações da NBR 15527 (ABNT, 2007); cada precipitação possui aspectos qualitativos particulares, significativamente dependentes do período de estiagem antecedente à chuva, de modo que demandam ensaios de tratabilidade para cada evento; ii) a implantação de sistemas de coleta e tratamento/aproveitamento de águas pluviais em novos empreendimentos imobiliários é mais conveniente do que a inclusão desses sistemas como adaptação de sistemas de água já existentes; iii) para as águas pluviais estudadas, em nenhuma configuração de tratamento foi integralmente atendido o padrão de qualidade recomendado pela NBR 15527 (ABNT, 2007), entretanto, a estratégia de tratamento simplificado investigado pode produzir água com a qualidade recomendada.

Palavras-chave: água de chuva, aspectos qualitativos, tratamento, amido de milho, análise de componentes principais, teste de Mann-Whitney.

Abstract

The present work was developed in three steps, in the following chronological order: i) study of the quality of stored roof-harvested rainwater; ii) modifications in the full-scale experimental plant for rainwater harvesting and simplified treating, to enable the study of three different media filter; iii) harvest of rainwater, treatability studies in bench scale and study of the full-scale treatment. The results indicate that: i) the ceramic roof-harvested rainwater require treatment to safeguard uses, even for non-drinkable purposes, according to recommendations of the current norm NBR 15527 (ABNT, 2007); each rain event presents specific qualitative aspects, significantly dependent on the dry days before the rain, hence, each harvested rainwater demands treatability studies; ii) the implementation of rainwater harvesting and treatment systems in new buildings is more convenient than the addition of those systems as adaptations of water systems from previously existing buildings; iii) for the studied rainwater, none of the treatment configurations completely met the quality recommended by norm, though, the treatment strategy can produce water which meet the quality recommendations.

Keywords: rainwater, qualitative aspects, treatment, corn starch, principal component analysis, Mann-Whitney test.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. CISTERNA 302759, EM ITAETÊ - BAHIA	17
FIGURA 2. REPRESENTAÇÃO DA EXPANSÃO DA CADEIA POLIMÉRICA COM DECRÉSCIMO DA FORÇA IÔNICA.	25
FIGURA 3. MODELO DE CADEIA POLIMÉRICA ADSORVIDA COM TRÊS CATEGORIAS DE SEGMENTOS REPRESENTADAS. FONTE: BOLTO E GREGORY (2007)	27
FIGURA 4. ESQUEMA DA COAGULAÇÃO POR PONTES (A); E REESTABILIZAÇÃO POR CADEIAS POLIMÉRICAS ADSORVIDAS (B). FONTE: BOLTO E GREGORY (2007)	27
FIGURA 5. MODELO DOS “REMENDOS ELETROSTÁTICOS” PARA FLOCULAÇÃO DE PARTÍCULAS NEGATIVAS POR POLIELETRÓLITOS CATIONICOS. FONTE: BOLTO E GREGORY (2007).....	28
FIGURA 6. SISTEMA DE DUPLO POLÍMERO. FONTE: BOLTON E GREGORY (2007)	29
FIGURA 7: TIPOS DE MISTURADORES RÁPIDOS HIDRÁULICOS. FONTE: RICHTER (2009).....	32
FIGURA 8: LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE RIO CLARO/SP	46
FIGURA 9. MAPA PLUVIOMÉTRICO DA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ COM HISTOGRAMA DE PLUVIOSIDADE DA ESTAÇÃO METEOROLÓGICA CEAPLA/UNESP.....	48
FIGURA 10. MAPA HIPSOMÉTRICO COM HIDROGRAFIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CORUMBATAÍ.....	49
FIGURA 11: RESERVATÓRIOS UTILIZADOS PARA COLETAR ÁGUAS PLUVIAIS DO TELHADO CERÂMICO (A) E DE FIBROCIMENTO (B).....	51
FIGURA 12: MONTAGEM EXPERIMENTAL EM 18/03/2008 (A) E EM 05/08/2009 (B).....	54
FIGURA 13: RETIRADA DOS RESERVATÓRIOS COM CAPACIDADE DE 3M ³ CADA, EM 31/05/2011	54
FIGURA 14: INSTALAÇÃO DA ESTRUTURA DE APOIO DO TELHADO, EM 08/06/2011	55
FIGURA 15: TESOURAS DE MADEIRA (A) E TELHAS DE FIBROCIMENTO (B), EM 15/06/2011	55
FIGURA 16: ESTRUTURA DE APOIO DO TELHADO, COM TESOURAS E TERÇAS, EM 22/06/2011	55
FIGURA 17: TELHADO COMPLETAMENTE INSTALADO, EM 30/06/2011	56
FIGURA 18: BASE DE TIJOLOS E CONCRETO PARA OS TRÊS RESERVATÓRIOS DE 3M ³ CADA, EM 07/07/2011	57
FIGURA 19: A) VALA ESCAVADA PARA BERÇO DO RESERVATÓRIO DE 10M ³ , EM 07/07/2011 B) COBERTURA DA VALA COM AREIA, EM 08/07/2011	57
FIGURA 20: INSTALAÇÃO DO RESERVATÓRIO DE 10M ³ SOBRE O BERÇO DE AREIA, EM 08/07/2011	58
FIGURA 21: ESQUEMA DE FUNCIONAMENTO DO FILTRO. ADAPTADO DO MANUAL DO FABRICANTE.	58
FIGURA 22: ESQUEMA DE PREENCHIMENTO DOS FILTROS – F1: FILTRO 1; F2: FILTRO 2; F3: FILTRO 3, COM OS MEIOS FILTRANTES – AREIA A: AREIA GROSSA TEO TOKUS; AREIA B: AREIA MÉDIA TEO TOKUS; AREIA C: AREIA FINA ERGA; ANTRACITO: ANTRACITO TEO TOKUS. ESCALA 1:10.	59
FIGURA 24: A) RETIRADA DA AREIA DO FILTRO PREVIAMENTE INSTALADO B) FILTRO LIMPO SEM MEIO FILTRANTE, EM 22/08/2011	60
FIGURA 25: PREENCHIMENTO DO FILTRO COM AREIA (A) E COM CARVÃO ANTRACITOSO (B), EM 29/08/2011 ..	60
FIGURA 26: A) INÍCIO DAS INSTALAÇÕES DAS TUBULAÇÕES DOS FILTROS, EM 29/08/2011; B) FILTROS INSTALADOS, EM 19/09/2011	60
FIGURA 27. GRADE PARA MATERIAIS GROSSEIROS EM 18/03/2008 (A) E EM 18/01/2011 (B).....	61

FIGURA 28. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE COLETA E TRATAMENTO SIMPLIFICADO DE ÁGUAS PLUVIAIS APÓS AS MODIFICAÇÕES MENCIONADAS NO PRESENTE TRABALHO	61
FIGURA 29. REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE COLETA E TRATAMENTO SIMPLIFICADO DE ÁGUAS PLUVIAIS APÓS AS MODIFICAÇÕES REALIZADAS PELO PRESENTE TRABALHO...	62
FIGURA 30. SOLUÇÃO DE AMIDO DE MILHO NÃO IÔNICO (1) E CATIONICO (2): EM AQUECIMENTO EM CHAPA AQUECEDORA (A); PREPARO CONCLUÍDO (B)	64
FIGURA 31: ENSAIO EM JARTESTE (A), COM DETALHE DA COLETA SIMULTÂNEA DE AMOSTRAS (B).....	65
FIGURA 32. FILTRAÇÃO EM PAPEL DE FILTRO WHATMAN 40 (A); DETALHE DO FILTRO (B)	65
FIGURA 33. GRÁFICO DE CARGAS FATORIAIS PARA OS DOIS PRIMEIROS FATORES – F1 E F2.....	88
FIGURA 34: CURVAS GRANULOMÉTRICAS DOS MEIOS FILTRANTES, SENDO AMOSTRA A: AREIA GROSSA “TEO TOKUS”; AMOSTRA B: AREIA MÉDIA “TEO TOKUS”; AMOSTRA C: AREIA MÉDIA “ERGA”.....	93
FIGURA 35. COR APARENTE (UH) REMANESCENTE APÓS FILTRAÇÃO EM PAPEL WHATMAN 40.....	94
FIGURA 36. TURBIDEZ (NTU) REMANESCENTE APÓS FILTRAÇÃO EM PAPEL WHATMAN 40.....	94
FIGURA 37. TEMPERATURA (°C) APÓS FILTRAÇÃO EM PAPEL WHATMAN 40.....	95
FIGURA 38. pH APÓS FILTRAÇÃO EM PAPEL WHATMAN 40	95
FIGURA 39. COR APARENTE (UH) REMANESCENTE APÓS FILTRAÇÃO EM PAPEL WHATMAN 40.....	96
FIGURA 40. TURBIDEZ (NTU) REMANESCENTE APÓS FILTRAÇÃO EM PAPEL WHATMAN 40.....	96
FIGURA 41. TEMPERATURA (°C) APÓS FILTRAÇÃO EM PAPEL WHATMAN 40.....	96
FIGURA 42. pH APÓS FILTRAÇÃO EM PAPEL WHATMAN 40	97
FIGURA 43. COR APARENTE (UH) REMANESCENTE APÓS FILTRAÇÃO EM PAPEL WHATMAN 40.....	98
FIGURA 44. TURBIDEZ (NTU) REMANESCENTE APÓS FILTRAÇÃO EM PAPEL WHATMAN 40.....	98
FIGURA 45. TEMPERATURA (°C) APÓS FILTRAÇÃO EM PAPEL WHATMAN 40.....	98
FIGURA 46. pH APÓS FILTRAÇÃO EM PAPEL WHATMAN 40	99
FIGURA 47. COR APARENTE (UH) DA ÁGUA BRUTA E COR APARENTE (UH) REMANESCENTE APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.....	100
FIGURA 48. SÓLIDOS DISSOLVIDOS TOTAIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL. .	100
FIGURA 49. SÓLIDOS DISSOLVIDOS FIXOS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.....	100
FIGURA 50. SÓLIDOS DISSOLVIDOS VOLÁTEIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.....	101
FIGURA 51. TURBIDEZ (UT) DA ÁGUA BRUTA E TURBIDEZ REMANESCENTE (UT) APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.....	101
FIGURA 52. SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.....	101
FIGURA 53. SÓLIDOS SUSPENSOS FIXOS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.....	102
FIGURA 54. SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL. .	102
FIGURA 55. SÓLIDOS TOTAIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.....	102
FIGURA 56. SÓLIDOS TOTAIS FIXOS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	103
FIGURA 57. SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.....	103
FIGURA 58. TEMPERATURA (°C) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	103

FIGURA 59. PH DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	104
FIGURA 60. COLIFORMES TOTAIS (NMP/100ML) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	104
FIGURA 61. <i>E. COLI</i> (NMP/100ML) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	104
FIGURA 62. COR APARENTE (UH) DA ÁGUA BRUTA E COR APARENTE REMANESCENTE (UH) APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	106
FIGURA 63. SÓLIDOS DISSOLVIDOS TOTAIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL. .	107
FIGURA 64. SÓLIDOS DISSOLVIDOS FIXOS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	107
FIGURA 65. SÓLIDOS DISSOLVIDOS VOLÁTEIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	107
FIGURA 66. TURBIDEZ (UT) DA ÁGUA BRUTA E TURBIDEZ REMANESCENTE (UT) APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	108
FIGURA 67. SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	108
FIGURA 68. SÓLIDOS SUSPENSOS FIXOS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	108
FIGURA 69. SÓLIDOS DISSOLVIDOS VOLÁTEIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	109
FIGURA 70. SÓLIDOS TOTAIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	109
FIGURA 71. SÓLIDOS TOTAIS FIXOS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	109
FIGURA 72. SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	110
FIGURA 73. TEMPERATURA (°C) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	110
FIGURA 74. PH DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	110
FIGURA 75. COLIFORMES TOTAIS (NMP/100ML) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	111
FIGURA 76. <i>E. COLI</i> (NMP/100ML) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	111
FIGURA 77. COR APARENTE (UH) DA ÁGUA BRUTA E COR APARENTE REMANESCENTE (UH) APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	112
FIGURA 78. SÓLIDOS DISSOLVIDOS TOTAIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL. .	112
FIGURA 79. SÓLIDOS DISSOLVIDOS FIXOS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	113
FIGURA 80. SÓLIDOS DISSOLVIDOS VOLÁTEIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	113
FIGURA 81. TURBIDEZ (UT) DA ÁGUA BRUTA E TURBIDEZ REMANESCENTE (UT) APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	113
FIGURA 82. SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	114
FIGURA 83. SÓLIDOS SUSPENSOS FIXOS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	114
FIGURA 84. SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL. .	114
FIGURA 85. SÓLIDOS TOTAIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	115
FIGURA 86. SÓLIDOS TOTAIS FIXOS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	115
FIGURA 87. SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (MG/L) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	115
FIGURA 88. TEMPERATURA (°C) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	116
FIGURA 89. PH DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	116

FIGURA 90. COLIFORMES TOTAIS (NMP/100ML) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.	116
FIGURA 91. <i>E. COLI</i> (NMP/100ML) DA ÁGUA BRUTA E APÓS FILTRAÇÃO EM ESCALA REAL.....	117

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA PLUVIAL PARA FINS NÃO POTÁVEIS (ABNT, 2007).....	41
TABELA 2: CARACTERÍSTICAS DOS MEIOS FILTRANTES, CEDIDAS PELOS FORNECEDORES	59
TABELA 3. DATAS, VOLUMES (MM), PERÍODOS DE ESTIAGEM (DIAS), TEMPERATURA (°C) E PH DAS DIFERENTES PRECIPITAÇÕES COLETADAS PELO TELHADO DE FIBROCIMENTO PARA CARACTERIZAÇÃO	68
TABELA 4. RESULTADOS DAS ANÁLISES DE COR (UH) EM TRIPLICATA E MÉDIAS DOS RESULTADOS (UH) DAS DIFERENTES PRECIPITAÇÕES COLETADAS PELO TELHADO DE FIBROCIMENTO PARA CARACTERIZAÇÃO ..	69
TABELA 5. RESULTADOS DAS ANÁLISES DE TURBIDEZ (NTU) EM TRIPLICATA E MÉDIAS DOS RESULTADOS (NTU) DAS DIFERENTES PRECIPITAÇÕES COLETADAS PELO TELHADO DE FIBROCIMENTO PARA CARACTERIZAÇÃO	69
TABELA 6. RESULTADOS DAS ANÁLISES DE SÓLIDOS TOTAIS, SÓLIDOS TOTAIS FIXOS E SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (MG/L) DAS DIFERENTES PRECIPITAÇÕES COLETADAS PELO TELHADO DE FIBROCIMENTO PARA CARACTERIZAÇÃO	70
TABELA 7. RESULTADOS DAS ANÁLISES DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS, SÓLIDOS SUSPENSOS FIXOS E SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS (MG/L) DAS DIFERENTES PRECIPITAÇÕES COLETADAS PELO TELHADO DE FIBROCIMENTO PARA CARACTERIZAÇÃO	70
TABELA 8. RESULTADOS DAS ANÁLISES DE SÓLIDOS DISSOLVIDOS TOTAIS, SÓLIDOS DISSOLVIDOS FIXOS E SÓLIDOS DISSOLVIDOS VOLÁTEIS (MG/L) DAS DIFERENTES PRECIPITAÇÕES COLETADAS PELO TELHADO DE FIBROCIMENTO PARA CARACTERIZAÇÃO	71
TABELA 9. RESULTADOS DAS ANÁLISES DE COLIFORMES TOTAIS E <i>E. COLI</i> (MG/L) DAS DIFERENTES PRECIPITAÇÕES COLETADAS PELO TELHADO DE FIBROCIMENTO PARA CARACTERIZAÇÃO	71
TABELA 10: DATAS, VOLUMES (MM), PERÍODOS DE ESTIAGEM (DIAS), TEMPERATURA (°C) E PH DAS DIFERENTES PRECIPITAÇÕES COLETADAS PELO TELHADO CERÂMICO PARA CARACTERIZAÇÃO.....	73
TABELA 11: RESULTADOS DAS ANÁLISES DE COR (UH) EM TRIPLICATA E MÉDIAS DOS RESULTADOS (UH) DAS DIFERENTES PRECIPITAÇÕES COLETADAS PELO TELHADO CERÂMICO PARA CARACTERIZAÇÃO.....	74
TABELA 12: RESULTADOS DAS ANÁLISES DE TURBIDEZ (NTU) EM TRIPLICATA E MÉDIAS DOS RESULTADOS (NTU) DAS DIFERENTES PRECIPITAÇÕES COLETADAS PARA CARACTERIZAÇÃO.....	75
TABELA 13: RESULTADOS DAS ANÁLISES DE SÓLIDOS TOTAIS, SÓLIDOS TOTAIS FIXOS E SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (MG/L) DAS DIFERENTES PRECIPITAÇÕES COLETADAS PELO TELHADO CERÂMICO PARA CARACTERIZAÇÃO	76
TABELA 14: RESULTADOS DAS ANÁLISES DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS, SÓLIDOS SUSPENSOS FIXOS E SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS (MG/L) DAS DIFERENTES PRECIPITAÇÕES COLETADAS PELO TELHADO CERÂMICO PARA CARACTERIZAÇÃO	77
TABELA 15: RESULTADOS DAS ANÁLISES DE SÓLIDOS DISSOLVIDOS TOTAIS, SÓLIDOS DISSOLVIDOS FIXOS E SÓLIDOS DISSOLVIDOS VOLÁTEIS (MG/L) DAS DIFERENTES PRECIPITAÇÕES COLETADAS PELO TELHADO CERÂMICO PARA CARACTERIZAÇÃO	78
TABELA 16. RESULTADOS DAS ANÁLISES DE COLIFORMES TOTAIS E <i>E. COLI</i> (MG/L) DAS DIFERENTES PRECIPITAÇÕES COLETADAS PELO TELHADO CERÂMICO PARA CARACTERIZAÇÃO	79
TABELA 17: P(T<T) PARA O PARÂMETRO COR	82

TABELA 18: P(T<T) PARA O PARÂMETRO TURBIDEZ.....	83
TABELA 19: MÉDIAS ESTATISTICAMENTE IGUAIS ENTRE PARES DE PRECIPITAÇÕES SUBMETIDAS AO TESTE-T PARA OS PARÂMETROS COR ('COR'), TURBIDEZ ('TB') E AMBOS.	84
TABELA 20: MATRIZ DE CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS, COM DESTAQUE DAS CORRELAÇÕES CONSIDERADAS SIGNIFICATIVAS COM UM NÍVEL DE SIGNIFICÂNCIA A=0,05 PARA O MODELO DE ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS.....	85
TABELA 21: MEDIDAS DESCRITIVAS DO MODELO EMPREGADO NA EXTRAÇÃO DE FATORES	86
TABELA 22: CARGAS FATORIAIS DOS FATORES EXTRAÍDOS	87
TABELA 23. P-VALORES CALCULADOS COM A=0,05 PARA COMPARAÇÃO ENTRE ÁGUAS PLUVIAIS COLETADAS DE TELHADOS CERÂMICO E DE FIBROCIMENTO E ARMAZENADAS.....	89
TABELA 24: RESULTADOS DO PENEIRAMENTO DO MEIO FILTRANTE AREIA MÉDIA “TEO TOKUS”	90
TABELA 25: RESULTADOS DO PENEIRAMENTO DO MEIO FILTRANTE AREIA GROSSA “TEO TOKUS”	91
TABELA 26: RESULTADOS DO PENEIRAMENTO DO MEIO FILTRANTE AREIA MÉDIA “ERGA”	91
TABELA 27: VALORES DE D10 E D60 INFERIDOS A PARTIR DAS CURVAS GRANULOMÉTRICAS, SENDO AMOSTRA A: AREIA GROSSA “TEO TOKUS”; AMOSTRA B: AREIA MÉDIA “TEO TOKUS”; AMOSTRA C: AREIA MÉDIA “ERGA”	91
TABELA 28. P-VALORES CALCULADOS COM A=0,05 PARA COMPARAÇÃO DOS TRÊS FILTROS COM EMPREGO DE AMIDO DE MILHO CATIÔNICO (6MG/L).....	119
TABELA 29. P-VALORES CALCULADOS COM A=0,05 PARA COMPARAÇÃO DOS TRÊS FILTROS COM EMPREGO DE AMIDO DE MILHO CATIÔNICO (4MG/L), CLORETO FÉRRICO (3 MG/L) E AMIDO DE MILHO NÃO IÔNICO (4MG/L).....	120
TABELA 30. P-VALORES CALCULADOS COM A=0,05 PARA COMPARAÇÃO DOS TRÊS FILTROS COM EMPREGO DE AMIDO DE MILHO CATIÔNICO (2MG/L), CLORETO FÉRRICO (5 MG/L) E AMIDO DE MILHO NÃO IÔNICO (10MG/L).....	122
TABELA 31. P-VALORES CALCULADOS COM A=0,05 PARA COMPARAÇÃO DO EMPREGO DE AMIDO DE MILHO CATIÔNICO (4MG/L), CLORETO FÉRRICO (3 MG/L) E AMIDO DE MILHO NÃO IÔNICO (4MG/L) EM CADA FILTRO	124
TABELA 32. P-VALORES CALCULADOS COM A=0,05 PARA COMPARAÇÃO DO EMPREGO DE AMIDO DE MILHO CATIÔNICO (2 MG/L), CLORETO FÉRRICO (5 MG/L) E AMIDO DE MILHO NÃO IÔNICO (10 MG/L) EM CADA FILTRO	127

Sumário

RESUMO	I
1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	12
2 OBJETIVOS	14
2.1 OBJETIVO PRINCIPAL	14
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
3.1 APROVEITAMENTO DE ÁGUAS PLUVIAIS.....	15
3.2 CAPTAÇÃO E ARMAZENAMENTO DE ÁGUAS PLUVIAIS	18
3.3 DESCARTE DOS PRIMEIROS MILÍMETROS DE ÁGUAS PLUVIAIS	19
3.4 ASPECTOS QUALITATIVOS DE ÁGUAS PLUVIAIS	20
3.4.1 Aspectos qualitativos de águas pluviais coletadas por telhado.....	21
3.5 USO DE POLÍMEROS NO TRATAMENTO DE ÁGUA.....	24
3.6 MISTURA RÁPIDA	31
3.7 GENERALIDADES SOBRE A COAGULAÇÃO QUÍMICA.....	32
3.8 FILTRAÇÃO	35
3.8.1 Filtração rápida	36
3.8.2 Filtração descendente.....	36
3.8.3 Filtração direta	36
3.8.4 Características dos meios filtrantes	37
3.9 ENSAIOS EM JARTESTE E FILTRAÇÃO EM LABORATÓRIO	38
3.10 VARIÁVEIS QUALITATIVAS DE INTERESSE	39
3.10.1 Cor.....	39
3.10.2 Turbidez.....	39
3.10.3 Sólidos em suspensão.....	39
3.10.4 Sólidos dissolvidos.....	40
3.10.5 Sólidos Voláteis.....	40
3.10.6 Sólidos fixos.....	40
3.10.7 pH.....	40
3.10.8 Coliformes totais.....	40
3.10.9 E.coli.....	40
3.11 NORMAS E LEGISLAÇÃO SOBRE APROVEITAMENTO DE ÁGUAS PLUVIAIS	41
3.12 MÉTODOS ESTATÍSTICOS UTILIZADOS	42
3.12.1 Variância e desvio padrão	42

3.12.2	<i>Coefficiente de Correlação de Pearson (r)</i>	43
3.12.3	<i>Teste de hipóteses</i>	43
3.12.4	<i>Análise de Componentes Principais</i>	44
3.12.5	<i>Teste de Mann-Whitney</i>	45
4	MATERIAIS E MÉTODO	46
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	46
4.1.1	<i>Estação experimental de coleta e tratamento simplificado de águas pluviais</i>	49
4.2	ETAPA 1: COLETA DE ÁGUAS PLUVIAIS PARA CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA.....	50
4.2.1	<i>Teste de hipóteses</i>	51
4.2.2	<i>Análise de Componentes Principais</i>	52
4.2.3	<i>Teste de Mann-Whitney</i>	52
4.3	MONTAGEM EXPERIMENTAL	53
4.3.1	<i>Telhado</i>	54
4.3.2	<i>Construção das bases e instalação dos reservatórios</i>	56
4.3.3	<i>Filtros</i>	58
4.4	ETAPA 3: COLETA EM ESCALA REAL, ENSAIOS NAS UNIDADES EM ESCALA DE LABORATÓRIO E ENSAIOS EM ESCALA REAL	63
4.4.1	<i>Metodologia para preparo da solução de amido de milho</i>	63
4.4.2	<i>Jarteste</i>	64
4.4.3	<i>Filtração em laboratório</i>	65
4.4.4	<i>Filtração em escala real</i>	66
4.4.5	<i>Teste de Mann-Whitney</i>	66
4.5	PARÂMETROS ANALISADOS.....	66
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
5.1	ETAPA 1: COLETA DE ÁGUAS PLUVIAIS PARA CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA.....	67
5.1.1	<i>Telhado de fibrocimento</i>	67
5.1.2	<i>Telhado Cerâmico</i>	72
5.1.3	<i>Teste de hipóteses</i>	80
5.1.3.1	<i>Cor Aparente</i>	80
5.1.3.2	<i>Turbidez</i>	81
5.1.3.3	<i>Cruzamento entre os resultados de Cor Aparente e Turbidez</i>	81
5.1.4	<i>Análise de Componentes Principais</i>	85
5.1.5	<i>Teste de Mann-Whitney</i>	89
5.1.5.1	<i>Comparação entre águas pluviais coletadas dos telhados cerâmico e de fibrocimento e armazenadas</i>	89
5.2	ETAPA 2: MONTAGEM EXPERIMENTAL.....	90
5.2.1	<i>Características dos meios filtrantes</i>	90

5.3	ETAPA 3: COLETA EM ESCALA REAL, ENSAIOS NAS UNIDADES EM ESCALA DE LABORATÓRIO E ENSAIOS EM ESCALA REAL	94
5.3.1	<i>Ensaio em Jarrest</i>	94
5.3.1.1	Chuva de 15 de abril de 2012	94
5.3.1.2	Chuva de 21 de abril de 2012	95
5.3.1.3	Chuva de 12 de maio de 2012	97
5.3.2	<i>Filtração em escala real</i>	99
5.3.2.1	Chuva de 15 de abril de 2012	99
5.3.2.2	Chuva de 21 de abril de 2012	105
5.3.2.3	Chuva de 12 de maio de 2012	111
5.3.3	<i>Teste de Mann-Whitney</i>	118
5.3.3.1	Comparação entre meios filtrantes para um mesmo coagulante ou auxiliar de filtração	118
5.3.3.2	Comparação entre coagulantes e auxiliar de filtração para um mesmo meio filtrante	124
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	130
6.1	PRINCIPAL	130
6.2	ESPECÍFICAS	130
6.3	RECOMENDAÇÕES	131
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	132

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A Organização das Nações Unidas (ONU) classifica como crítica a disponibilidade relativa de água para valores abaixo de $1500\text{m}^3/(\text{hab.ano})$. No Brasil, as regiões áridas e de alta concentração demográfica apresentam valores abaixo deste limite. Em Pernambuco a disponibilidade relativa está em torno de $1.188\text{ m}^3/(\text{hab.ano})$. Na região sudeste, a Bacia do Piracicaba apresenta valor em torno de $408\text{ m}^3/(\text{hab.ano})$, enquanto a Bacia do Alto Tietê tem valor em torno de $201\text{ m}^3/(\text{hab.ano})$.

O consumo de água destinado a usos não potáveis em uma residência varia entre 30% e 40% do total de água consumida (THE RAINWATER TECHNOLOGY HANDBOOK, 2001 *apud* TOMAZ, 2005). Tal percentual poderia ser suprido por fontes alternativas, dentre as quais se enquadra a água pluvial, com o intuito de reduzir o volume de água potável requerido do sistema de abastecimento.

Segundo Mancuso & Santos (2003), e ANA (2005), a “substituição de fontes de abastecimento” é uma boa alternativa para atender aos usos menos restritivos e à política de gestão proposta pelo Conselho Econômico e Social das Nações Unidas de 1958, que defende o uso de águas de melhor qualidade para usos mais nobres.

De acordo com ANA (2005), a água pluvial pode ser aproveitada desde que haja controle de sua qualidade e verificação da necessidade de tratamento específico, de modo que não comprometa a saúde de seus usuários, nem a vida útil dos sistemas envolvidos, e salienta que o uso negligente de fontes alternativas de água ou a falta de gestão dos sistemas alternativos podem colocar em risco o consumidor e as atividades nas quais a água é utilizada, pelo uso inconsciente de água com padrões de qualidade inadequados. A partir de tal preocupação fica evidente que a tecnologia de tratamento a ser empregada é função da qualidade da água pluvial e deve se adequar ao uso pretendido.

Tendo em vista os benefícios e as potencialidades do aproveitamento de águas pluviais por meio da adoção de técnicas apropriadas de tratamento, foi realizado o presente estudo, com o intuito principal de investigar estratégias de tratamento físico-químico de águas pluviais em escala de laboratório e em escala real seguido de filtração com diferentes meios filtrantes para a separação sólido/líquido, avaliando-se diferentes coagulantes e auxiliares de filtração, com vistas ao aproveitamento de água não potável em diferentes atividades.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Principal

Verificar a qualidade de águas pluviais escoadas sobre telhado para fins de aproveitamento não potável em Rio Claro - SP, e a necessidade de tratamento, bem como o desempenho de um sistema em escala real de tratamento simplificado.

2.2 Objetivos Específicos

- Comparar estatisticamente a qualidade de amostras de diferentes águas pluviais;
- Identificar as variáveis qualitativas de maior influência na variabilidade da qualidade de águas pluviais.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Aproveitamento de águas pluviais

Segundo Gould e Nissen-Petersen (1999), sistemas de aproveitamento de águas pluviais têm um longo histórico, com origem desconhecida. Os autores compilaram diversas evidências de que populações antigas coletavam e armazenavam águas pluviais para aproveitamento, dentre as quais: estruturas de pedras soltas para captação de águas pluviais na Índia, datadas do terceiro milênio a.C.; vasos de argila produzidos há mais de 6000 anos na região central da China, que podem ter sido utilizados para armazenar águas pluviais escoadas sobre telhados, visto que tanques subterrâneos de argila com capacidade para até 30m³, conhecidos localmente por *shuijiao*, foram desenvolvidos especialmente para coletar águas pluviais na mesma região; indícios de sistemas de captação de águas pluviais instalados há cerca de 2000 anos para usos domésticos na Tailândia; cisternas, datadas de 2000 a.C., para armazenamento de escoamentos das encostas no deserto de Negev, atual território de Israel, que possibilitaram a habitação e a agricultura em áreas com cerca de 100mm de chuva por ano; cisternas subterrâneas no Irã, utilizadas há séculos para armazenamento de águas pluviais para aproveitamento comunitário, localmente conhecidas como *abanbars*, tipicamente com capacidade entre 100m³ e 300m³, algumas com capacidade para 1000m³ ou mais; açudes e cisternas na região da Turquia, sendo que a maior cisterna já identificada foi construída em Istambul entre 527 e 565 d.C., com capacidade para 80.000m³; milhares de cisternas com capacidades entre 200m³ e 2000m³ construídas há pelo menos 2000 anos no norte da África e nos arredores do Mediterrâneo, a maioria no deserto da costa ocidental mediterrânea, no norte do Egito, sendo que algumas permanecem em uso; na África subsaariana, a coleta de águas pluviais de calhas ou dos beirais dos telhados e armazenamento em jarros ou vasos tradicionais é praticada há milênios; no deserto Kalahari (Botswana, Namíbia e África do Sul), as comunidades indígenas conhecidas como povos *San* tradicionalmente coletavam águas pluviais em ovos

de avestruzes, e mantinham esses ovos enterrados até o próximo período seco, quando a água era utilizada; ao longo da costa leste africana sistemas de captação de águas pluviais por telhado e piso, localmente conhecidos como *djabirs*, introduzidos por comerciantes e colonizadores árabes, e utilizados há séculos; sistemas de captação por telhado em outros locais da África, implantados no final do século XIX, quando missionários e colonizadores introduziram construções com telhados de telhas ou de ferro corrugado; relatos históricos de que em Veneza, na Itália, a coleta de águas pluviais por telhado e armazenamento consistiu na principal fonte de água durante 1300 anos, até o século XVI; um plano apresentado à Academia Francesa de Ciência em 1703 incluía a disponibilização de cisternas com filtros de areia em cada residência; sistemas de captação de águas pluviais por telhados historicamente utilizados como única fonte de água no sul da Austrália; sistemas de coleta de águas pluviais por telhado utilizados na Nova Zelândia desde o início da principal colonização europeia, por volta de 1850; vestígios arqueológicos na Península de Yucatán, no México, que indicam que sistemas de coleta de pisos, conhecidos como *chultuns*, foram utilizados a partir de 300 d.C.; registros no Caribe que indicam que nas ilhas Bermudas sistemas de captação de águas pluviais por telhado existem desde 1628, sendo que atualmente tanques para coleta de águas pluviais são requisitados por lei; cisternas de alvenaria introduzidas por portugueses no nordeste do Brasil, comumente utilizadas até o final da década de 1950.

De acordo com Gonçalves *et al.* (2006) atualmente, a água pluvial faz parte da gestão urbana dos recursos hídricos. Países da Europa, Ásia, Oceania e da América utilizam água pluvial em residências, indústrias, comércios e irrigação. A utilização de água pluvial se insere no conceito de sistemas de saneamento descentralizado, nos quais sua gestão é compartilhada com o usuário, pois depende de condições locais e visa o aproveitamento no próprio local de captação. A coleta de água pluvial pode colaborar na conservação dos recursos hídricos, bem como de energia, considerando-se o consumo energético necessário para a operação de estações de tratamento de água, para o bombeamento e as operações de distribuição.

De acordo com Meera e Ahammed (2006), agências governamentais de diversos países têm introduzido políticas para promover a utilização de águas pluviais, no entanto, a devida importância à qualidade da água pluvial coletada foi reconhecida somente recentemente, quando vários pesquisadores de diversos países realizaram tentativas de estimar a qualidade de águas escoadas por telhados. Entretanto, a maioria dos estudos foi

realizada em áreas urbanas de países desenvolvidos, com vistas a determinar a influência do escoamento de telhados na poluição urbana, não sob o viés do aproveitamento de águas pluviais.

No Brasil, recentemente foi implementado o programa “Um Milhão de Cisternas Rurais”, desenvolvido por 61 Organizações da Sociedade Civil de Interesse Público (OSCIPs), elaborado e coordenado pela Articulação no Semi-Árido Brasileiro (ASA), com o propósito de disponibilizar cisternas para armazenamento de águas pluviais coletadas por telhados por famílias de baixa renda *per capita*. Segundo a ASA o programa atende os nove estados do Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe), além de Minas Gerais e Espírito Santo, no Sudeste. Para a construção de cisternas no Semiárido, o Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome (MDS) assinou termo de parceria com o Programa “Um Milhão de Cisternas” e firma convênios anualmente com governos estaduais e municipais, de modo que o MDS também libera recursos para a formação das famílias para a convivência com o Semiárido e a mobilização e capacitação para gerir os recursos hídricos. As próprias comunidades ajudam na implantação das cisternas (499.223 já se encontram instaladas), as quais recebem uma placa de identificação numerada e são georeferenciadas. A Figura 1 ilustra a cisterna identificada pelo número 302759, instalada no município de Itaetê, estado da Bahia.



Figura 1. Cisterna 302759, em Itaetê - Bahia

3.2 Captação e armazenamento de águas pluviais

Baguma *et al.*(2010) realizaram um estudo em Uganda para avaliar os conhecimentos da população sobre medidas que asseguram o uso de água pluvial armazenada. Famílias que haviam recebido reservatórios para armazenamento de águas pluviais foram questionadas sobre a qualidade da água pluvial coletada. O estudo aponta que 84% da população tinham conhecimento sobre as diversas fontes de contaminação de águas pluviais, entretanto, apenas 5% estavam conscientes de que precisam ajustar o uso da água dependendo se haviam ou não lavado o reservatório, sendo que a maioria das pessoas que respondeu ao questionário não sabia que a limpeza das calhas é importante para a melhoria da qualidade da água armazenada.

Para garantir o aproveitamento da água pluvial coletada, são imprescindíveis corretas instalação e manutenção do sistema de captação, bem como verificação da necessidade de tratamento da água armazenada, visto que deficiências desses fatores podem ocasionar um risco à saúde pública (UNITED KINGDOM ENVIRONMENT AGENCY, 2008).

As técnicas para coleta de água pluvial podem ser classificadas em três categorias: coleta de telhado, coleta do solo e coleta de represa (LEE *et al.*, 2000).

O sistema de coleta de água pluvial por telhado é o mais simples, sendo constituído basicamente por telhado, calhas e reservatório. O telhado é a área de captação da chuva, as calhas e condutores transportam a água pluvial para o reservatório responsável pelo armazenamento, o qual pode ficar sobre o terreno ou enterrado.

De acordo com Meera e Ahammed (2006), a coleta por telhado tem sido, tradicionalmente, a principal opção em regiões com escassez de água em zonas rurais de países em desenvolvimento, onde as pessoas coletam águas pluviais e precisam gerenciar a destinação das águas pluviais coletadas para consumo e para as necessidades domésticas.

Segundo Worm e Hattum (2006), para o armazenamento de água em pequena escala em países em desenvolvimento, comumente são utilizados baldes e bacias de plástico, jarros de barro ou cerâmica, galões, barris ou latões de óleo descartados, recipientes para alimentos vazios.

O sistema de coleta através da superfície do piso pode ser empregado em locais com grande área superficial dotado de inclinação. A principal desvantagem desse sistema de coleta é que a água pluvial coletada possui qualidade inferior quando comparada à

coletada de superfície de telhado. Além disso, esse sistema restringe o tipo de reservatório que pode ser apenas enterrado (VACCARI et. al., 2005).

Worm e Hattum (2006) indicam que para reservar grandes volumes de água, um sistema de captação de águas pluviais requer um tanque de armazenamento de água, o qual, geralmente, representa o elemento de maior investimento de capital de um sistema doméstico de captação de águas pluviais, portanto, demanda um projeto cauteloso para que o reservatório tenha capacidade de armazenamento e resistência estrutural ideais, com custos mais baixos possíveis. Os tanques podem variar em capacidade, entre um metro cúbico até centenas de metros cúbicos; e em forma, sendo que de modo geral tanques cilíndricos são mais resistentes e requerem menos material para fabricação do que os tanques quadrados. Em geral, para sistemas domésticos unifamiliares o volume de armazenamento varia entre 10m³ até um máximo de 30m³; e para um sistema em nível comunitário, como de uma escola, o volume de armazenamento varia entre 50m³ e 100m³, dependendo do padrão de chuva local durante o ano.

Além da função de armazenar, o reservatório pode ser utilizado no processo de separação sólido/líquido por sedimentação. Assim, o formato do tanque também é de suma importância, por exemplo, pode-se adotar um fundo cônico com saída para descarga de sólidos sedimentados, ou mesmo verificar a possibilidade de aproveitamento na descarga do vaso sanitário, enquanto uma saída à meia altura viabilizaria outros usos mais nobres.

Segundo Vaccari et. al. (2005), ao realizar a coleta e o armazenamento da água da pluvial é preciso evitar que materiais grosseiros, como folhas e galhos, cheguem ao reservatório de armazenamento final, pois poderiam acarretar uma diminuição da qualidade da água em função de processos de decomposição. Isso pode ser realizado de maneira simples, promovendo a remoção desses materiais através da retenção dos mesmos em telas ou grades com abertura de 0,2mm a 1,0mm (*The Rainwater Technology Handbook*, 2001 apud TOMAZ, 2005).

3.3 Descarte dos primeiros milímetros de águas pluviais

Um procedimento simples que contribui para uma melhor qualidade da água a ser armazenada é o descarte dos primeiros milímetros pluviais, por meio de um componente do sistema de aproveitamento denominado reservatório de descarte da primeira chuva. Este reservatório exerce a função de reter a água da primeira chuva para posterior descarte, de

forma que esta não entre em contato com a chuva coletada posteriormente, a qual é menos poluída e direcionada ao reservatório de armazenamento final. Esse procedimento é muito empregado e também conhecido como auto-limpeza da água de chuva (TOMAZ, 2005).

Vasudevan *et al.* (2001) concluíram que se é realizado um descarte entre 1,0 e 2,0mm, a contagem de bactérias resulta em um número baixo.

Martinson e Thomas (2009) concluíram que o descarte dos primeiros milímetros precipitados pode reduzir até 85% a contaminação de entrada, de modo a possibilitar o aproveitamento de 85% do volume total captado, medido no reservatório de armazenamento, sendo que maior remoção de material é possível, porém com significativa perda de água. Os autores também concluíram que o volume de precipitação que precisa ser descartado é geralmente maior do que a capacidade da maioria dos dispositivos de descarte atualmente em uso.

A adoção, ou não, do reservatório de descarte precedendo o reservatório de detenção depende dos resultados qualitativos e das tecnologias empregadas para coleta, tratamento e armazenamento da água pluvial.

3.4 Aspectos qualitativos de águas pluviais

Segundo Gonçalves *et al.* (2006) deve-se considerar a qualidade da água nos três momentos distintos de um sistema de aproveitamento de água pluvial: na atmosfera, ao passar pela superfície de captação, e no reservatório de armazenamento.

De acordo com Tomaz (2005), a composição da água pluvial varia de acordo com a localização geográfica do ponto de amostragem, com as condições meteorológicas (intensidade, duração e tipo de chuva, regime de ventos, estação do ano etc.), com a presença ou não de vegetação e também com a presença de carga poluidora.

Gould e Nissen-Petersen (1999) explicam que a chuva inicial (*first flush*) apresenta água de menor qualidade, visto que “lava” a atmosfera, que contém poluentes, e a superfície de captação e, desse modo, incorpora elementos capazes de interferir na qualidade da água. Ao promover a limpeza atmosférica, a chuva engloba os contaminantes presentes na atmosfera, os quais afetam as características naturais da água da chuva, com diferentes intensidades em função de suas concentração e natureza.

O efeito do *first flush* é causado por um ou mais dos seguintes processos: (I) Material depositado sobre o telhado durante o período de estiagem é lavado pela precipitação; (II) Produtos da corrosão do material do telhado são lavados pela

precipitação; (III) As concentrações das substâncias presentes na precipitação diminuem com o aumento da altura precipitada, devido a lavagem de partículas, aerossóis e gases pelas gotas de chuva (ZINDER *et al.*, 1988 *apud* MEERA e AHAMMED, 2006).

3.4.1 Aspectos qualitativos de águas pluviais coletadas por telhado

De acordo com Meera e Ahammed (2006), em um sistema de coleta de águas pluviais por telhado, que consiste em superfície de coleta (telhado), dispositivos de transporte (calhas e tubulações), e dispositivo de armazenamento (reservatório ou cisterna), a contaminação da água pode ocorrer em quaisquer dessas estruturas.

Förster (1996) apontou dependência dos níveis de poluição das águas escoadas em relação às características de cada evento chuvoso e dos telhados, e relatou a ocorrência freqüente do efeito do “*first flush*”.

Förster (1999) relatou alta variabilidade de qualidade das águas escoadas, tanto em função dos telhados, como em função dos eventos chuvosos, e indicou que o “*first flush*” frequentemente é muito poluído e deve ser tratado de modo apropriado.

Mendez *et al.* (2011) examinaram o efeito de materiais de cobertura convencionais (telha de manta asfáltica e fibra de vidro – Shingle; telha metálica de folha de aço revestida com 55% de alumínio-zinco – Galvalume; e telha de concreto) e alternativos sobre a qualidade da água pluvial armazenada no Texas, Estados Unidos da América. Os resultados de escala piloto e de escala real demonstraram que a água pluvial coletada a partir de quaisquer destes materiais de cobertura exigiria tratamento para atender às recomendações da Agência de Proteção Ambiental norte-americana ou às diretrizes para reuso de água para usos não potáveis. O estudo indicou que águas pluviais coletadas de coberturas metálicas tendem a ter menores concentrações de bactérias indicadoras de contaminação fecal, quando em comparação com outros materiais de telhado.

Meera e Ahammed (2006) apontam que a qualidade microbiológica de águas pluviais coletadas por telhado depende de fatores como a qualidade dos materiais do telhado e a contaminação do telhado.

Dillaha e Zolan (1985) concluíram que as características dos telhados exercem efeitos significativamente estatísticos sobre a contagem de coliformes totais, porém não afetam a contagem de coliformes fecais.

Em geral, águas pluviais coletadas de telhados metálicos apresentam qualidade microbiológica melhor do que aquelas coletadas de telhados de outros materiais (YAZIZ *et*

al., 1989; VASUDEVAN *et al.*, 2001; GHANAYEM, 2001). O calor seco, típico de telhados de metal sob incidência solar, especialmente em países tropicais, elimina muitos organismos.

Vasudevan *et al.* (2001) realizaram estudos sobre a influência do tempo de armazenamento sobre a qualidade microbiológica de águas pluviais coletadas por telhado e reportaram que em reservatórios de armazenamento de águas pluviais sem entrada adicional de água pluvial, o número de Coliformes totais e Coliformes termotolerantes pode decair até limites aceitáveis em poucas semanas, sendo que a taxa de decaimento é função da disponibilidade de nutrientes.

Ahmed *et al.* (2011) mencionam que a maioria dos estudos sobre coleta de águas pluviais por telhado utilizam bactéria indicadora de contaminação fecal para avaliar a qualidade microbiológica das águas, e alertam que os microrganismos comumente utilizados como indicadores podem não ser adequados para indicar a presença de patógenos em águas pluviais coletadas de telhados.

Ahmed *et al.* (2010) testaram um modelo de regressão logística binária para avaliar a adequação do uso de *E. Coli*, Enterococos e *Clostridium perfringens* para avaliação microbiológica de águas pluviais coletadas por telhado e relataram que a presença ou ausência de microrganismos potencialmente patogênicos não apresentou correlação com qualquer indicador bacteriológico de contaminação fecal. Os autores concluíram que a presença de um ou mais patógeno zoonótico sugere que devem ser feitas análises microbiológicas das águas pluviais coletadas por telhados e que operações unitárias de tratamento devem ser aplicadas, principalmente se a água for utilizada para fins potáveis.

Crabtree *et al.* (1996) analisaram quarenta e quatro amostras de águas pluviais coletadas de telhados, nas Ilhas Virgens, Estados Unidos da América, e relataram presença de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* em 45% e 23% das amostras, respectivamente. Os autores não encontraram correlações significantes entre cistos e coliformes ou turbidez, nem oocistos e coliformes ou turbidez.

Ahmed *et al.* (2012) realizaram um estudo em Queensland, Austrália, no qual analisaram a qualidade microbiológica de águas pluviais armazenadas em tanques para abastecimento de vinte e quatro residências. Das amostras coletadas dos tanques, 63% excederam o padrão de potabilidade australiano para *E. Coli* (<1UFC/100mL), 92%, 21%, 4% e 13% apresentaram Enterococos, *Campylobacter spp.*, *Salmonella spp.*, *Giardia lamblia*, respectivamente. Os autores também estimaram o número de patógenos

zoonóticos em amostras fecais de gambás e diversas espécies de aves, visto que esses animais são considerados fontes potenciais de contaminação fecal em águas pluviais coletadas de telhados. Foram analisadas quarenta amostras fecais de gambás, das quais 60%, 13% e 30% apresentaram *Campylobacter spp.*, *Cryptosporidium parvum* e *Giardia lamblia*, respectivamente. Dentre trinta e oito amostras fecais de aves analisadas foram detectados *Campylobacter spp.*, *Salmonella spp.*, *Cryptosporidium parvum* e *Giardia lamblia* em 24%, 11%, 5% e 13%, respectivamente.

Xavier *et al.* (2011) analisaram a qualidade microbiológica de águas pluviais utilizadas para fins potáveis por sete comunidades rurais do Pernambuco. Os autores coletaram um total de 132 amostras, sendo 2 por residência, uma da água armazenada na cisterna e outra da água armazenada no pote de barro localizado no interior da residência. Aproximadamente 90% das amostras foram consideradas impróprias para o consumo humano de acordo com a Legislação então vigente. Coliformes totais foram detectados em 87,14% das amostras dos tanques e em 94,28% das amostras dos potes de barros; coliformes termotolerantes em 30% das amostras dos tanques e em 41,42% das amostras dos potes de barros; oocistos de *Cryptosporidium spp.* e cistos de *Giardia spp.* foram detectados em 10% das amostras dos tanques e em cerca de 15,9% das amostras dos potes de barro; ovos de helmintos foram encontrados em 16,6% das amostras dos tanques e em 1,55% das amostras dos potes de barro. Os autores indicaram que parte da elevada contaminação microbiológica da água da chuva armazenada para consumo pode ser devida à falta de educação sanitária e de um sistema de esgotamento sanitário adequado.

Yaziz *et al.*(1989), concluíram que a deposição de poluentes provenientes da atmosfera nas superfícies dos telhados durante o período seco exerce grande influência sobre a qualidade das águas escoadas por essas superfícies, sendo que quanto maior o período de estiagem, maior a quantidade de poluentes depositados nas superfícies dos telhados. Aqueles autores também concluíram que a intensidade da precipitação afeta a qualidade da água escoada, pois o processo de lavagem ocorre mais rapidamente com o aumento da intensidade da precipitação.

Förster (1998) realizou um estudo sobre a qualidade de águas pluviais escoadas sobre telhados expostos a diferentes condições na cidade de Bayreuth, Alemanha, os resultados indicaram grande variabilidade de qualidade tanto para o mesmo evento chuvoso, como entre diferentes eventos. O autor concluiu que a carga de deposição úmida de micropoluentes orgânicos (hidrocarboneto policíclico aromático e amônia) aumenta

com a lavagem da superfície dos telhados que sofreu deposição seca de substâncias, e que a concentração de íons inorgânicos (cálcio) também sofre influência da lixiviação dos materiais dos telhados.

Förster (1999) analisou amostras de águas pluviais escoadas sobre diferentes telhados na área urbana da cidade de Bayreuth, Alemanha, e concluiu que fontes locais, como hidrocarboneto policíclico aromático proveniente de sistemas de aquecimento, dissolução de metais dos componentes dos telhados e a poluição do ar são as principais fontes de poluição das águas analisadas. Nos telhados metálicos o autor encontrou concentrações de cobre e zinco muito acima dos valores máximos permissíveis, e recomenda que não sejam conectados telhados metálicos a estruturas de infiltração. Em estudo anterior (FÖRSTER, 1996), o autor relatou que superfícies metálicas em telhados causam altos níveis de poluição por metais pesados (cobre e zinco) nas águas escoadas, e concluiu que devem ser evitados telhados metálicos.

Gromaire *et al.* (2001) indicaram que a principal fonte de cádmio, chumbo e zinco de águas pluviais coletadas de telhados metálicos são provenientes dos materiais constituintes dos telhados.

Estudo realizado por Vasudevan *et al.* (2001) reportou não haver diferenças significativas relativas à qualidade química da água pluvial coletada em função dos materiais do telhado, das calhas e do reservatório de armazenamento.

Estudo realizado por Moilleron *et al.* (2002) indicou que a dissolução do material do telhado é desprezível.

Estudos realizados sobre qualidade de águas pluviais coletadas por telhado e potencial utilização para fins não potáveis verificaram que águas pluviais armazenadas sem tratamento não devem ser utilizadas nem mesmo para fins não potáveis (MAY e PRADO, 2006; MORUZZI e NAKADA, 2009).

3.5 Uso de polímeros no tratamento de água

Bratby (2006) afirma que amidos são basicamente carboidratos altamente polimerizados e que polímeros podem ser processados a partir de diversas fontes de amidos, tais como batata, milho, mandioca, araruta e inhame, de modo que esses polímeros podem ser não iônicos, catiônicos ou aniônicos, dependendo do processamento utilizado e das substituições. Os polímeros naturais sem substituições são, em grande parte, não

iônicos, os polímeros catiônicos geralmente têm substituições de grupo de amônia quaternária e os polímeros aniônicos têm substituições carboxílicas.

Bolto e Gregory (2007) indicam que, a rigor, polímeros iônicos devem ser denominados polieletrólitos, embora tal terminologia não seja sempre utilizada.

De acordo com Bolto e Gregory (2007), em solução aquosa os polímeros frequentemente adotam como configuração um enovelamento aleatório, cuja extensão depende das interações entre os seguimentos do polímero, de modo que se há repulsão considerável entre os segmentos o enovelamento se expande, sendo exemplos evidentes os polieletrólitos, nos quais os segmentos têm cargas, neste caso, o enovelamento do polímero pode ser significativamente expandido causando importantes efeitos sobre a força iônica. Quando há elevada força iônica, os segmentos carregados são ‘rastreados’ pelos íons em solução e a expansão do enovelamento não é tão grande. Com a redução da concentração de sais a repulsão se torna mais significativa e o enovelamento do polímero adota uma configuração mais expandida (Figura 2). Uma cadeia polimérica em configuração de enovelamento aleatório ocupa um volume muito maior que o número equivalente de unidades manoméricas isoladas, pelo simples fato de que certo volume de solução aquosa está contido no enovelamento.

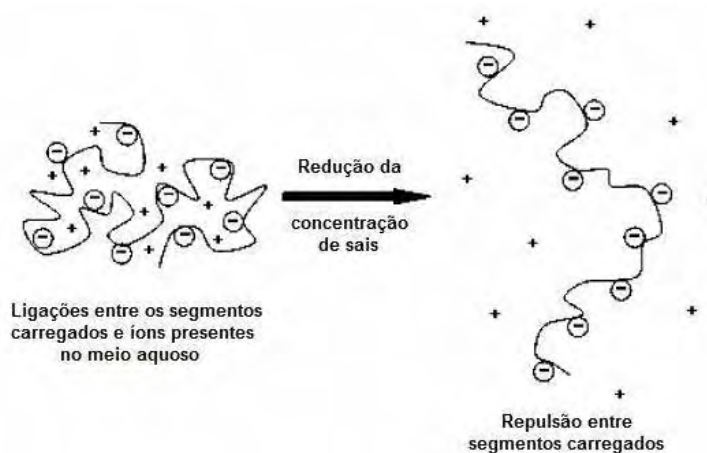


Figura 2. Representação da expansão da cadeia polimérica com decréscimo da força iônica.
Fonte: Bolto e Gregory (2007)

Bolto e Gregory (2007) mencionam que se há alguma afinidade entre os segmentos do polímero e a superfície da partícula, a adsorção das cadeias poliméricas pode ocorrer. A afinidade de adsorção deve ser suficiente para compensar a perda de entropia associada com o polímero de adsorção, uma vez que uma cadeia adsorvida terá uma configuração mais restrita do que um enovelamento aleatório em solução livre. Na realidade, a afinidade entre um segmento de polímero e um local de superfície não precisa ser grande, uma vez

que há muitos pontos de fixação. Para uma longa cadeia polimérica, a chance de todos os segmentos ligados se desprenderem simultaneamente é muito remota. Por esta razão, a adsorção polimérica é muitas vezes considerada como irreversível.

Bolto e Gregory (2007) explicam a interação de adsorção dos polímeros como uma interação eletrostática, na qual polieletrólitos com uma carga oposta à da superfície (por exemplo, polieletrólitos catiônicos em superfícies negativas) quase sempre adsorvem fortemente, porque há atração entre os grupos iônicos de carga oposta. Mesmo para pesos moleculares baixos, a adsorção de polieletrólitos pode ser essencialmente completa, pelo menos até o ponto em que a carga da superfície for neutralizada. Geralmente as cargas opostas adsorvem polieletrólitos em uma configuração de equilíbrio bastante plana, sem “laços” extensos e “caudas”, especialmente para os polímeros com alta densidade de carga. Em alguns casos, existem importantes efeitos da força iônica proporcionada pelo aumento da concentração de sais. Por exemplo, Pelton (1986) observou que um polieletrólito catiônico adsorvido em fibras de celulose pode ser desorvido pela adição de sais, especialmente aqueles com alta carga catiônica.

A configuração de uma cadeia de polímero adsorvido pode ser muito diferente do enovelamento aleatório em solução. A Figura 3 apresenta um modelo, largamente aceito, proposto por Napper (1983) de uma cadeia de polímero adsorvido, com três categorias distintas de segmentos: ligados à superfície, na solução como caudas, sob a forma de laços entre as ligações.

Dahlgren (1994) enfatiza que este é um arranjo de equilíbrio, que pode levar algum tempo para ser atingido, após o primeiro contato do enovelamento do polímero com a superfície. A taxa à qual o equilíbrio é alcançado é de difícil avaliação, mas tempos da ordem de alguns segundos podem ser considerados. A extensão das “caudas” e “laços” e, conseqüentemente, a espessura efetiva da camada de polímero adsorvida, dependem muito das interações de segmentos do polímero com o solvente (água) e com a superfície. Geralmente, se as interações com a superfície são bastante fracas, os segmentos da cadeia adsorvida aumentarão para dentro da solução.

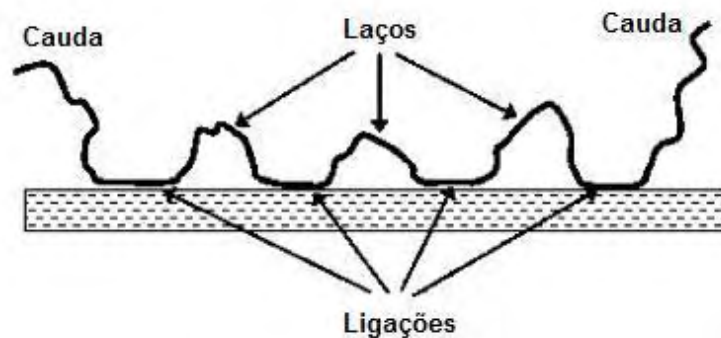


Figura 3. Modelo de cadeia polimérica adsorvida com três categorias de segmentos representadas. Fonte: Bolto e Gregory (2007)

Bolto e Gregory (2007) salientam que a configuração apresentada na Figura 3 dá a possibilidade destes segmentos poliméricos pendentes, as “caudas”, juntarem-se a outras partículas, formando “pontes” entre elas. Apesar da comprovada capacidade de coagulação pelo mecanismo de formação de pontes, a quantidade de polímero deve seguir uma dosagem ótima, pois quando em excesso causa a reestabilização das partículas (Figura 4) e em pequena quantidade os contatos podem ser insuficientes para a formação de pontes.

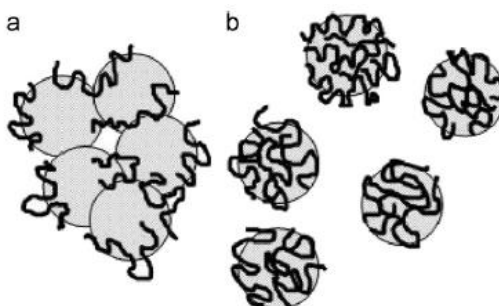


Figura 4. Esquema da coagulação por pontes (a); e reestabilização por cadeias poliméricas adsorvidas (b). Fonte: Bolto e Gregory (2007)

Bolto e Gregory (2007) explicam que como a maior parte das partículas encontradas nas águas naturais são negativamente carregadas, de modo geral, os polieletrólitos catiônicos apresentam maior eficiência na coagulação/floculação por meio do mecanismo de desestabilização de cargas. A interação eletrostática fornece forte adsorção nestes sistemas, e a neutralização da superfície da partícula, ou mesmo a inversão da carga superficial pode ocorrer. Existe, portanto, a possibilidade de que ocorra coagulação como um resultado da redução da carga superficial das partículas e, conseqüentemente, uma diminuição da repulsão elétrica entre elas. Os autores também relatam que polieletrólitos com densidade de carga elevada são mais eficazes, simplesmente porque, para uma dada dosagem, proporcionam mais carga para a superfície

da partícula. Como polímeros com densidade de carga elevada tendem a adsorver em uma configuração bastante plana, há pouca oportunidade para colmatar interações.

Bolto e Gregory (2007) mencionam que os polieletrólitos catiônicos possuem um potencial para a remoção de matéria orgânica, visto que esta se encontra sob a forma de substâncias húmicas, as quais são essencialmente aniônicas em pH de águas naturais. Foi notado que polieletrólitos com densidade de carga elevada são mais efetivos na remoção de substâncias húmicas (BOLTO *et al.*, 1999; KAM e GREGORY, 2001). BOLTO *et al.* (1999) indicaram que polímeros de peso molecular elevado são mais eficazes na remoção de matéria orgânica natural, e que as frações mais hidrofóbicas de matéria orgânica foram mais facilmente removidas. Foi verificado que o peso molecular exerce pouco ou nenhum efeito, indicando que a formação de pontes não é um mecanismo significante (GLASER e EDZWALD, 1979; KAM e GREGORY, 2001; KVINNESLAND e ODEGAARD, 2004).

Proposto independentemente por Kasper (1971) e Gregory (1973), o mecanismo dos “remendos eletrostáticos” (Figura 5) parte da ideia de que mesmo que a carga geral da superfície da partícula esteja próxima da neutralidade, é fisicamente impossível que todas as partes da superfície estejam “revestidas” por segmentos poliméricos, porque a distância média entre as regiões de superfície é maior do que aquela entre os segmentos carregados ao longo da cadeia polimérica. Desse modo, formam-se “remendos” ou “ilhas” de cargas positivas entre as regiões “descobertas”, carregadas negativamente.

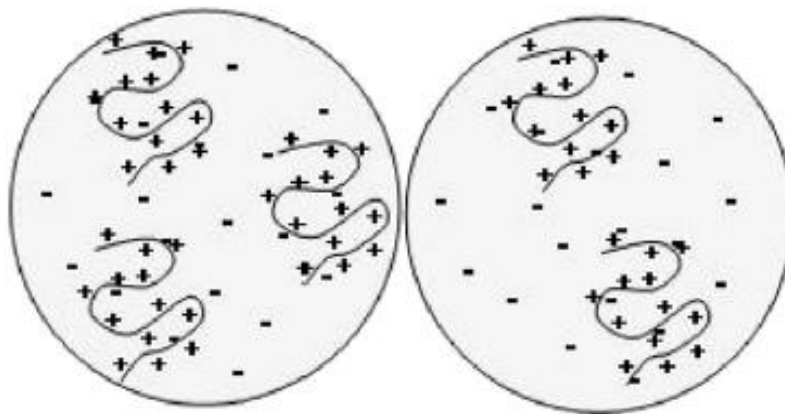


Figura 5. Modelo dos “Remendos eletrostáticos” para floculação de partículas negativas por polieletrólitos catiônicos. Fonte: Bolto e Gregory (2007)

Gregory (1973) indica que com baixas forças iônicas, o efeito eletrostático dos “remendos” pode aumentar significativamente a taxa de floculação, embora sob estas condições, o intervalo de dosagem ótima seja bastante restrito. Com aumento da

concentração salina, o intervalo de dosagem eficaz torna-se mais amplo e a taxa de floculação torna-se menor.

Yoon e Deng (2004) apontam como uma consequência importante da adsorção pelo mecanismo dos “remendos eletrostáticos” que, como partículas aproximam-se, existe uma atração eletrostática entre as “ilhas” positivas e áreas negativas, o que pode dar fixação à partícula e, portanto, proporcionar a floculação. Flocos produzidos deste modo não são tão fortes como aqueles formados pelo mecanismo de pontes, mas são mais fortes do que flocos formados na presença de sais de metal ou por neutralização de cargas simples. A refloculação após a ruptura do floco ocorre mais facilmente no caso de “remendo eletrostático” do que do mecanismo de pontes.

Petzold *et al.* (2003) mencionam como uma importante consequência prática de “remendos” positivos em superfícies de partículas de carga negativa a possível atuação dos remendos como pontos de ancoragem para a adsorção de polieletrólitos aniônicos de alto peso molecular. Esta é a base de um sistema de polímero duplo (Figura 6), em que uma combinação de um polieletrólito catiônico com baixo peso molecular e elevada densidade de carga, com um material aniônico de elevado peso molecular pode apresentar uma floculação muito eficaz.

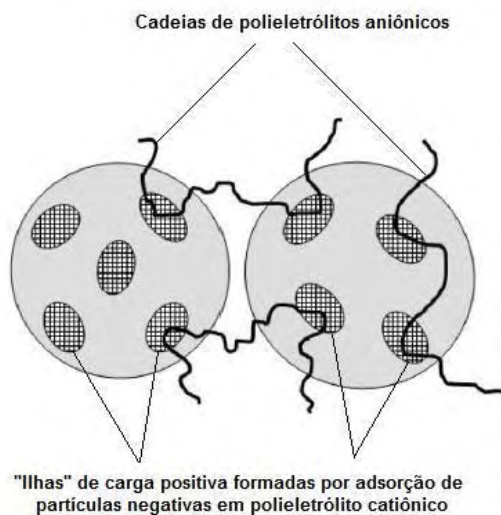


Figura 6. Sistema de duplo polímero. Fonte: Bolton e Gregory (2007)

Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), os polímeros não iônicos e aniônicos são usados como auxiliares de floculação (os polímeros são empregados com o intuito de aumentar a velocidade de sedimentação dos flocos, reduzir a ação das forças de cisalhamento nos flocos durante a veiculação da água floculada, e diminuir a dosagem de coagulante primário) ou filtração (os polímeros reduzem a possibilidade de ocorrência do

transpasse e concorrem para que sejam usadas taxas de filtração maiores que as tradicionais) e os catiônicos podem também ser usados como auxiliares de coagulação (polímeros catiônicos possibilitam, muitas vezes, considerável redução da dosagem de coagulante primário, quando este for um sal de alumínio ou de ferro) ou coagulante primário. Em determinadas circunstâncias, o emprego de um polímero catiônico pode ser mais apropriado que um sal de alumínio ou de ferro, porém, a lavagem do meio filtrante deve ser eficiente para evitar a formação de bolas de lodo.

De acordo com Richter (2009), polímeros podem ser empregados como auxiliares da floculação ou como coagulantes primários, sendo que a adição de polímeros não afeta o pH nem a alcalinidade. Quando polímeros são utilizados como coagulantes primários o processo de coagulação reduz-se à desestabilização de cargas.

Marinelli *et al.* (2000) indicam que a abundância de grupos hidroxila nas moléculas de amido fornece características hidrofílicas, o que faz com que o polímero estabeleça ligações de hidrogênio com a água.

Em água cuja temperatura é inferior à 50°C os grânulos de amido são insolúveis. Quando a suspensão de amido na água é aquecida além da temperatura crítica, os grânulos absorvem água e intumescem, de modo a aumentar muitas vezes em relação ao volume inicial. A temperatura crítica varia entre 55°C e 80°C em função do tipo de amido, e também é conhecida como temperatura de pasta ou de gelatinização. (DI BERNARDO & DANTAS, 2005)

Dentre as propriedades dos amidos destacam-se: 1) Intumescimento: após misturar amido e água à temperatura ambiente, surge uma coloração esbranquiçada. O aquecimento acarreta o intumescimento (também pode ser induzido em temperatura ambiente com a utilização de soluções alcalinas), que se dá em duas fases. Na primeira fase a viscosidade da dispersão não aumenta sensivelmente, o grão conserva sua aparência, e após secagem não é possível notar alterações. A segunda fase ocorre quando é atingida temperatura próxima a 65°C (a temperatura exata depende da natureza do amido), o grão tem seu volume consideravelmente aumentado em relação ao inicial, a viscosidade da solução cresce sensivelmente e o grão perde a estrutura original. 2) Gelatinização: é a conversão do amido granular de cristalino para um estado disperso e amorfo, através do processo de solvatação, de modo que partículas pequenas, como a água, atuam como plastificantes, separando as cadeias. A gelatinização é detectada quando há diminuição de entrecruzamento entre cadeias, aumento da transmitância ótica e da viscosidade. 3)

Retrogradação: o amido solvatado, amorfo, tende a retornar para a um estado insolúvel, agregado ou cristalino, em função da temperatura em que é armazenado. Nesse processo, uma parte do amido se agrega progressivamente e forma um precipitado microcristalino e insolúvel. (DI BERNARDO & DANTAS, 2005)

Lima *et al.* (2007) realizaram estudo com solução de amido de quiabo no tratamento de água e esgoto e concluíram que a solução do polímero natural do quiabo maduro, usado como auxiliar de floculação melhorou significativamente a qualidade das águas decantadas, conforme ensaios em Jarteste em Cuiabá (MT) e Itapema (SC), com qualidade e clima distintos. Os autores concluíram também que a solução de amido de quiabo maduro, usado como auxiliar de filtração melhorou significativamente a qualidade dos efluentes dos decantadores de lodos ativados filtrados, conforme ensaios em Jarteste realizados no Rio de Janeiro.

Nakada (2008) realizou um estudo em escala de laboratório com solução de amido de milho como auxiliar de filtração e simulação de filtração cíclica no tratamento de águas pluviais. A autora verificou aumento da remoção de coliformes totais com a aplicação de solução de amido de milho, quando comparada à filtração sem aplicação de solução de amido de milho; alta eficiência de remoção de cor e turbidez, sendo o melhor resultado para remoção de cor de 34 uH para 3,0uH (dosagem de 5,5 mg/L, cinco ciclos de filtração) e melhor resultado para remoção de turbidez de 8,8 UT para 0,59 UT (dosagem de 8,0 mg/L, cinco ciclos de filtração).

Nakada *et al.*(2010) verificaram que o emprego de solução de amido de milho como auxiliar de filtração pode constituir eficiente estratégia simplificada de tratamento de águas pluviais.

3.6 Mistura rápida

Richter (2009) indica que a mistura rápida tem a finalidade de promover a dispersão do coagulante na água de forma homogênea e o mais rapidamente possível, pois as reações de desestabilização dos colóides por neutralização de carga ocorrem em frações de segundo e são irreversíveis. Na prática a mistura rápida é realizada por uma intensa turbulência interna ou por turbulência externa exercida por dispositivos mecânicos, ou por uma combinação de turbulências interna e externa.

Richter (2009) considera que qualquer dispositivo que use a energia hidráulica dissipada em forma de perda de carga no fluxo da água através de uma canalização, canal ou tanque pode ser utilizado para a mistura rápida ou para a floculação, e cita que

historicamente os primeiros dispositivos utilizados para a mistura rápida foram hidráulicos, tendo J. W. Elms patenteado o ressalto hidráulico em 1927.

A mistura rápida hidráulica pode ser realizada i) em linha; ii) por singularidades em canalizações (curva ou mudança de direção; expansão súbita; placa de orifício; válvula e qualquer outra peça que provoque uma perda de carga localizada); iii) por misturador estático e iv) ressalto hidráulico, conforme ilustrado na Figura 7 (RICHTER, 2009).

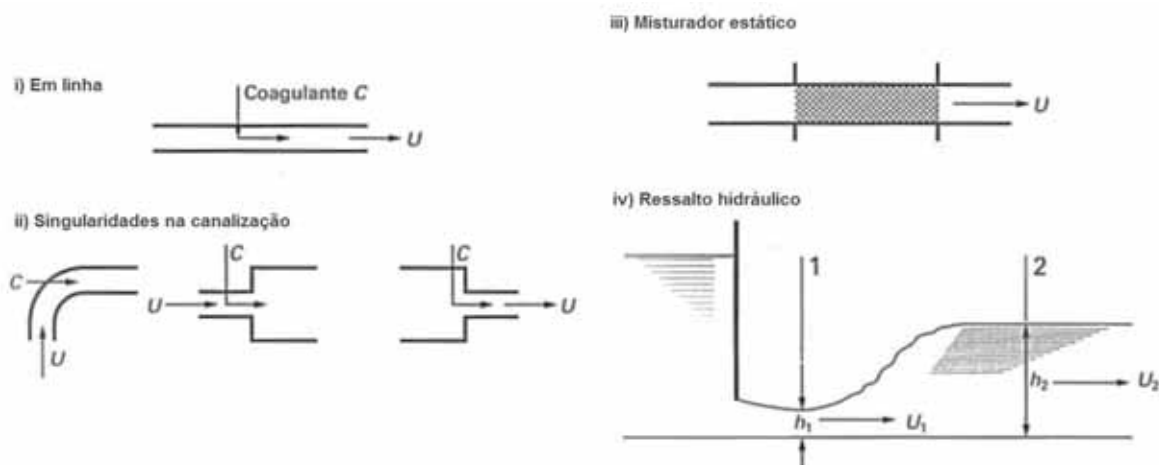


Figura 7: Tipos de misturadores rápidos hidráulicos. Fonte: Richter (2009)

Richter (2009) indica que a mistura rápida tem a finalidade de promover a dispersão do coagulante na água de forma homogênea e o mais rapidamente possível, pois as reações de desestabilização dos colóides por neutralização de carga ocorrem em frações de segundo e são irreversíveis. Na prática a mistura rápida é realizada por uma intensa turbulência interna ou por turbulência externa exercida por dispositivos mecânicos, ou por uma combinação de turbulências interna e externa.

3.7 Generalidades sobre a coagulação química

De acordo com Di Bernardo & Dantas (2005), partículas coloidais, substâncias húmicas e microrganismos em geral apresentam-se com carga negativa na água. Por esse motivo, é necessário alterar a força iônica do meio, mediante o fenômeno denominado coagulação.

De acordo com Letterman *et al.* (1999), três fenômenos distintos favorecem o desenvolvimento de carga negativa na superfície das partículas. Os autores explicam: i) para o caso das argilas minerais, a carga negativa pode estar associada às próprias imperfeições do cristal; ou a um fenômeno denominado substituição isomórfica, o qual consiste na substituição do átomo de silício por um átomo de menor valência (alumínio,

ferro ou magnésio) na estrutura do cristal; ii) para o caso típico das bactérias agregadas às partículas coloidais, grupos funcionais como carboxilas ou hidroxilas presentes na superfície das partículas dissociam-se na água e, dependendo do grau de ionização e do pH do meio aquoso, produzem carga elétrica negativa; iii) em decorrência das forças de *van der Waals* e de pontes de hidrogênio, íons específicos podem ser adsorvidos às superfícies das partículas, de modo a desenvolverem cargas superficiais negativas nas partículas.

Segundo Richter (2009), se tem pesquisado muito a respeito da coagulação, porém, ainda é um processo não completamente compreendido e, estabelecem-se teorias que são objeto de comprovações experimentais, não mutuamente exclusivas, tais como: a que procura explicar a coagulação pela compressão da dupla camada de íons que envolvem a partícula; a que admite que a coagulação ocorre por reações químicas específicas entre as partículas coloidais e os coagulantes. O mencionado autor indica que dados da operação das estações de tratamento de água e resultados de pesquisas favorecem a teoria química, visto que foi observada a formação de flocos de sulfato de alumínio com microscópio eletrônico e verificados a adsorção de íons e o entrelaçamento de partículas com o precipitado de hidróxido de alumínio, de modo a melhor explicar o fenômeno da coagulação, em detrimento da teoria da dupla camada.

Di Bernardo & Dantas (2005) consideram a coagulação como o resultado individual ou combinado da ação de quatro mecanismos diferentes: 1) compressão da dupla camada elétrica; 2) adsorção e desestabilização de cargas; 3) varredura; 4) adsorção e formação de pontes.

Para Di Bernardo (2003) o mecanismo de compressão da dupla camada elétrica é o de menor importância relativa na coagulação realizada nas estações de tratamento de água; o mecanismo de adsorção e neutralização de cargas exige dosagens de coagulante geralmente inferiores àsquelas necessárias quando empregado o mecanismo de varredura; o mecanismo de varredura é caracterizado por altas dosagens de coagulante, suficientes para a formação de precipitado de hidróxido de alumínio ou de ferro, quando são utilizados sais destes metais como coagulante, sendo adequado para estações de tratamento de água com unidades de decantação ou de flotação, pois este mecanismo possibilita a formação de flocos maiores, facilitando sua sedimentação ou flotação; o mecanismo de adsorção e formação de pontes é observado principalmente quando é realizada a aplicação de polímeros como auxiliares de coagulação.

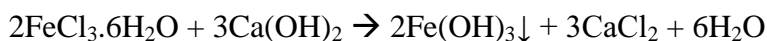
De acordo com Richter (2009), quando um coagulante, geralmente um sal de alumínio ou de ferro, é aplicado à água ocorrem reações de hidrólise e de polimerização, as quais sofrem influência do pH e das espécies iônicas presentes na água; da concentração e do tipo dos coloides; do tipo e da dose do coagulante aplicado; e das condições de mistura do coagulante com a água. Esses fatores determinam a eficiência da coagulação, de acordo com o principal mecanismo de interação coagulante - partícula. O autor explica que a maioria dos coagulantes metálicos (sais de alumínio e de ferro) reage com a água produzindo hidrogênio livre. Como praticamente todas as águas naturais contêm alcalinidade, os íons de hidrogênio reduzem a alcalinidade e liberam CO₂. Se a água não contiver suficiente alcalinidade natural, a aplicação de um coagulante metálico pode reduzir o pH abaixo da faixa em que o coagulante é eficaz, conduzindo a uma coagulação inadequada ou mesmo à não realização da coagulação.

O cloreto férrico (FeCl₃.6H₂O) pode ser fornecido líquido ou sólido, usualmente é disponibilizado em solução a 42% em peso, densidade 1,46 e uma concentração de 560 kg/m³, sendo materiais adequados para seu manejo e armazenamento o PVC, o PRFV (plástico reforçado por fibra de vidro), o polietileno, o polipropileno e o poliéster. De modo geral todos os coagulantes férricos são eficientes em uma larga faixa de pH, com valores entre 4 e 11, e são particularmente úteis para a coagulação da cor a baixos valores de pH, na remoção de ferro e manganês a altos valores de pH, e no processo de abrandamento para acelerar a formação dos flocos. As reações do cloreto férrico com a alcalinidade presente ou adicionada na água estão representadas a seguir:

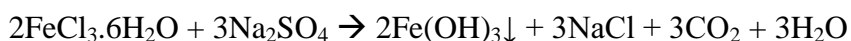
- Alcalinidade natural



- Cal



- Carbonato de sódio



- Soda cáustica



Salienta-se que 1 mg/L de FeCl₃.6H₂O consome 0,56 mg/L de alcalinidade como CaCO₃; corresponde a 0,21 mg/L de Fe⁺³; e produz 0,40 mg/L de Fe(OH)₃.

De acordo com Richter (2009) a coagulação com polímeros é realizada, principalmente, por adsorção e neutralização de cargas completada por um efeito de formação de pontes entre partículas.

Di Bernardo e Dantas (2005) explicam que o mecanismo de adsorção e neutralização de carga é muito importante quando o tratamento emprega filtração direta, pois não há necessidade de produzir flocos para posterior sedimentação ou flotação, visto que o interesse se volta para as partículas desestabilizadas as quais serão retidas no meio granular dos filtros; e que o mecanismo de adsorção e formação de pontes (*interparticle bridging*) é caracterizado pela utilização de polímeros de grandes cadeias moleculares, os quais exercem a função de ponte entre a superfície à qual estão aderidos e outras partículas.

3.8 Filtração

De acordo com Di Bernardo (2003), a filtração consiste na remoção de partículas suspensas e coloidais e de microrganismos presentes na água que escoam através de um meio poroso.

Segundo Di Bernardo (2003), a filtração é resultado da ação de três mecanismos distintos: transporte, aderência e desprendimento. Os mecanismos de transporte são responsáveis por conduzir as partículas suspensas para as proximidades da superfície dos materiais filtrantes, de modo que as partículas possam permanecer aderidas a estes por meio de forças superficiais, que resistem às forças de cisalhamento resultantes das características do escoamento ao longo do meio filtrante. Quando as forças de cisalhamento superam as forças de aderência, tem-se o desprendimento. Se a taxa de filtração (vazão afluente dividida pela área do filtro em planta), ou velocidade de aproximação, permanecer constante, a velocidade de escoamento nos poros, denominada velocidade intersticial, aumenta em decorrência das partículas retidas e causa o arrastamento das partículas para subcamadas inferiores (filtro descendente) ou superiores (filtro ascendente) do meio filtrante e surge na água filtrada, podendo ocasionar o fenômeno conhecido como transpasse. É comum ocorrer o transpasse quando a taxa de filtração é mantida constante, pois, com o aumento progressivo da quantidade de partículas nos vazios intergranulares, há aumento da velocidade intersticial e da força de cisalhamento e, sob determinadas condições, as partículas previamente retidas podem ser carregadas para o final da camada filtrante e surgir no efluente.

3.8.1 Filtração rápida

Usualmente, os filtros rápidos operam com taxas de filtração entre 150 e 600 m³/m².dia, de modo que para o uso eficiente da filtração rápida é necessária a pré-coagulação da água bruta, podendo ou não ser empregada a floculação e a decantação ou a flotação, dependendo da qualidade da água a ser tratada (DI BERNARDO *et al.*, 1999).

De acordo com Di Bernardo e Dantas (2005) a taxa de filtração, a granulometria do meio filtrante, a qualidade da água bruta e as dosagens de coagulantes estão intimamente relacionadas, sendo difícil fixar a taxa de filtração, o que torna imprescindível a realização de investigações experimentais.

3.8.2 Filtração descendente

Segundo Di Bernardo (2003), em filtros descendentes, todas as partículas removidas da água ficam retidas no meio filtrante, portanto, é muito importante que as impurezas sejam distribuídas em profundidade, com o objetivo de obter carreira de filtração com duração razoável. Para obter maior precisão na especificação do material filtrante, tanto em sua granulometria e espessura da camada como no número de camadas filtrantes, é recomendada a realização de estudos em instalação-piloto.

3.8.3 Filtração direta

De acordo com Di Bernardo (2003) a filtração direta descendente (FDD) é definida como uma tecnologia de tratamento de água que prescinde de sedimentação ou flotação.

De acordo com Di Bernardo e Dantas (2005) a filtração direta descendente pode ter as seguintes etapas: i) mistura rápida; ii) floculação; iii) filtração. Dependendo da qualidade da água bruta, principalmente do tamanho das partículas, das características do meio filtrante e da taxa de filtração, a floculação pode não ser utilizada. Assim, em consequência da existência ou não dessa etapa, a tecnologia da filtração direta descendente é classificada em: i) filtração direta descendente sem floculação (FDDSF), composta por unidade de mistura rápida e encaminhamento da água coagulada diretamente ao filtro; ii) filtração direta descendente com floculação (FDDCF), composto por unidades de mistura rápida, de floculação e de filtro.

Di Bernardo e Dantas (2005) apontam que a eficiência da filtração direta descendente depende de diversos fatores de projeto, operação e manutenção, tais como:

qualidade da água bruta; coagulação e produtos químicos; mistura rápida (gradiente de velocidade e tempo de agitação); emprego ou não da floculação (gradiente de velocidade e tempo de agitação); taxa de filtração; meio filtrante; método de operação (taxa constante ou declinante); e eficiência da lavagem.

De acordo com Di Bernardo (2003) a temperatura pode influenciar de modo decisivo o desempenho da filtração direta, à medida que a temperatura diminui, reduz-se a velocidade das reações químicas durante a coagulação e aumenta-se a possibilidade de ocorrência de transpasse durante a filtração.

Di Bernardo (2003) sugere que na filtração direta descendente sejam aplicadas taxas de filtração entre $200\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e $600\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, considerando características da água bruta, tais como turbidez (uT); cor verdadeira (uC); sólidos em suspensão (mg/L); coliformes totais (NMP/100mL); e *E.Coli* (NMP/100mL).

3.8.4 Características dos meios filtrantes

Di Bernardo (2003) aponta os principais parâmetros para caracterizar os materiais filtrantes, indicando que o tamanho dos grãos e a distribuição de tamanhos são obtidos pelo ensaio de distribuição granulométrica do material filtrante, utilizando-se peneiras padronizadas. O peneiramento pode ser manual ou mecânico, iniciando-se pela peneira de maior abertura seguida das peneiras de menor abertura, pesando-se as quantidades retidas em cada uma delas. Evidentemente, a quantidade retida em uma peneira imediatamente abaixo de outra passou por esta de maior abertura. As quantidades que passam ou ficam retidas são acumuladas e, posteriormente, calculam-se as porcentagens para a construção de uma curva. No eixo das abscissas têm-se os tamanhos das malhas em escala logarítmica e no eixo das ordenadas a porcentagem do material que passa em escala aritmética. A partir da curva de distribuição granulométrica são definidos os seguintes parâmetros que caracterizam o meio filtrante: tamanho dos grãos (D_{max} ; D_{min}); tamanho efetivo (D_{10}); Coeficiente de Desuniformidade (CD).

Di Bernardo (2003) recomenda que o tamanho dos grãos seja definido previamente a partir de dados experimentais de pesquisas ou, então, adotado em função de experiências em outras estações de tratamento de água com características similares.

Di Bernardo (2003) cita que as observações de Hazen indicaram que se o tamanho efetivo, que corresponde ao tamanho equivalente a 10% (em peso) do material que passa, permanecesse inalterado em meios granulares não estratificados (totalmente misturados) e

com coeficiente de desuniformidade inferior a 5, a perda de carga não se modificaria, mesmo que ocorressem variações de tamanhos dos grãos. Na filtração rápida, em que normalmente os meios filtrantes encontram-se estratificados em razão da lavagem no sentido ascensional, ocorrem mudanças significativas se o coeficiente de desuniformidade for alterado, mesmo mantendo-se constante o tamanho efetivo, designado como D_{10} .

O coeficiente de desuniformidade é igual a relação entre os tamanhos dos grãos correspondentes às porcentagens de 60% e 10% (em peso, do material que passa). Esse parâmetro é muito importante na filtração, pois mesmo que os demais parâmetros sejam iguais, a penetração de impurezas ao longo do meio filtrante está intimamente relacionada a esse coeficiente. Quanto menor o valor de CD, mais uniforme será o material granular e, portanto, mais profunda resultará a penetração de impurezas e mais longa será a duração da carreira de filtração. Como visto anteriormente, a condição ideal de término da carreira de filtração é aquela em que ocorre a perda de carga-limite, praticamente no mesmo instante em que se inicia o transpasse. Com meios filtrantes de menor granulometria dificilmente ocorre o transpasse, porém, as carreiras de filtração resultam mais curtas. Por outro lado, com meios filtrantes de maior granulometria há possibilidade de ocorrer o transpasse, porém, as carreiras de filtração são mais longas e, provavelmente, maior volume de água será requerido para a lavagem.

3.9 Ensaios em Jarteste e filtração em laboratório

De acordo com Richter (2009) o Jarteste é o método mais utilizado e mais útil para avaliar os processos de coagulação e floculação, e seus efeitos nas fases subseqüentes do tratamento, a decantação ou a flotação, e a filtração. A ocorrência adequada dos processos de coagulação e floculação depende da dosagem de coagulante, a qual é influenciada por variáveis como cor, turbidez e pH.

As soluções “*stock*” de coagulante devem ser preparadas de modo que as quantidades a serem adicionadas possam ser precisas e convenientemente medidas. Convém utilizar o mesmo produto a ser utilizado em escala real (RICHTER, 2009).

Em ensaios de Jarteste para filtração direta não se deixa a amostra decantar, filtrando-a diretamente. O papel de filtro Whatman 40 simula com perfeição a remoção esperada em um filtro real em condições usuais de operação, porém não fornece dados para a previsão da duração da carreira de filtração. Para os ensaios de Jarteste para filtração

direta é importante a determinação das variáveis cor, turbidez e pH, da água bruta e da água filtrada (RICHTER, 2009).

3.10 Variáveis qualitativas de interesse

A seguir são apresentadas, sucintamente, as variáveis qualitativas da água de maior interesse para o presente trabalho, com conceitos e informações extraídos de Von Sperling (2005).

3.10.1 Cor

A variável cor é responsável pela coloração da água, sendo sólidos dissolvidos seus constituintes responsáveis por dar esta característica à água. Quando de origem natural, a cor pode ser proveniente da decomposição de matéria orgânica, principalmente vegetais – ácidos húmicos e fúlvicos; de ferro e manganês. É importante salientar que, quando de origem natural, a cor não representa risco direto à saúde, porém, consumidores podem questionar a qualidade da água colorida e buscar outras fontes, que podem oferecer mais riscos à saúde.

Durante o processo de tratamento de água, a cloração de água que contém matéria orgânica dissolvida que causa a cor na água pode gerar subprodutos da cloração, pois matéria orgânica é precursora da formação de trihalometanos, os quais são potencialmente cancerígenos.

Deve-se distinguir cor aparente de cor verdadeira, pois no valor de cor aparente pode estar incluída uma parcela devida à turbidez.

3.10.2 Turbidez

A variável turbidez representa o grau de interferência com a passagem de luz através da água, sendo sólidos em suspensão seus constituintes responsáveis por dar esta característica à água.

Quando de origem natural, pode ser constituída por partículas de rocha, argila, silte, algas e microrganismos, de modo que os sólidos em suspensão podem servir de abrigo para microrganismos patogênicos, podendo causar redução da eficiência da desinfecção.

3.10.3 Sólidos em suspensão

São as partículas retidas num filtro com porosidade padronizada (entre 0,45 e 2 μ m), em rigor, a denominação sólidos não filtráveis é mais adequada.

3.10.4 Sólidos dissolvidos

São as partículas que passam com o filtrado num filtro com porosidade padronizada (entre 0,45 e 2 μ m), em rigor, a denominação sólidos filtráveis é mais adequada.

3.10.5 Sólidos Voláteis

Ao submeter os sólidos a uma temperatura elevada 500°C \pm 50°C, a fração orgânica é volatilizada, permanecendo após a combustão apenas a fração inorgânica. Portanto, os sólidos voláteis representam uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos.

3.10.6 Sólidos fixos

A fração de sólidos que resiste à temperatura elevada 500°C \pm 50°C constitui a fração de sólidos fixos (não voláteis), e representa a matéria inorgânica ou mineral nos sólidos,

3.10.7 pH

O pH representa a concentração de íons hidrogênio H⁺ em escala antilogarítmica, dá indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água.

Quando de origem natural, pode ser proveniente de dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação de matéria orgânica, e fotossíntese.

Quando em valores baixos tem potencial de corrosão, quando em valores elevados pode causar incrustações de tubulações ou outros constituintes do sistema de tratamento e abastecimento d água.

3.10.8 Coliformes totais

Grupo de bactérias não patogênicas, atualmente utilizado para indicar tratamento inadequado de água, posterior contaminação ou nutrientes em excesso na água tratada. Não foi identificada inter-relação entre coliformes totais e microrganismos patogênicos. Dada a possibilidade de incidência de coliformes totais em águas e solos não contaminados, os coliformes totais podem indicar ocorrência de outros organismos de vida livre, e não intestinais.

3.10.9 E.coli

Escherichia coli é a principal bactéria do grupo dos coliformes termotolerantes (fecais), sendo abundante em fezes humanas e de animais de sangue quente. *E. coli* é a única bactéria que garante contaminação exclusivamente fecal. Algumas espécies de *E.*

coli são patogênicas, porém, isto não invalida seu conceito de bactéria indicadora de contaminação fecal.

3.11 Normas e legislação sobre aproveitamento de águas pluviais

Em 2007, a Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT, publicou a norma NBR 15527 – Água de chuva: Aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis – Requisitos, na qual prevê as análises dos parâmetros qualitativos apresentados na Tabela 1.

Embora oriente o aproveitamento para fins não potáveis, a NBR 15527 dispõe que a água pluvial pode ser utilizada para fins potáveis desde que seja realizado o tratamento adequado para que a mesma atenda à Portaria n° 518 do Ministério da Saúde, recentemente substituída pela Portaria 2914 de 12 de dezembro de 2011.

Tabela 1: Parâmetros de qualidade de água pluvial para fins não potáveis (ABNT, 2007)

Parâmetro	Análise	Valor
Coliformes totais	Semestral	Ausência em 100mL
Coliformes termotolerantes	Semestral	Ausência em 100mL
Cloro residual	Mensal	0,5mg/L a 5,0mg/L
Turbidez	Mensal	<2,0UT para usos menos restritivos <5,0UT
Cor aparente	Mensal	<15UH
pH	Mensal	6,0 a 8,0 no caso de tubulação de aço carbono ou galvanizado

Notas:

- 1) Para lavagem de roupa deve ser feita análise de *Cryptosporidium parvum* anualmente
- 2) UT é unidade de turbidez
- 3) UH é unidade de Hazen

Fonte: NBR 15527 (ABNT, 2007)

A Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, que estabelece o padrão de potabilidade da água, define solução alternativa individual de abastecimento de água para consumo humano como modalidade de abastecimento de água para consumo humano que atenda a domicílios residenciais com uma única família, incluindo seus agregados familiares. Embora a Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde não cite diretamente a captação de água pluvial como uma das soluções alternativas de abastecimento de água, é

crescente a difusão da idéia de que o aproveitamento de água pluvial é uma alternativa em vista à iminente escassez de água potável em larga escala.

Em Curitiba, a Lei nº. 10.785 de 2003 criou o Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações – PURAE com o objetivo de conservar e fazer uso racional da água, utilizar fontes alternativas para captação de água e conscientizar os usuários. As ações de utilização de fontes alternativas compreendem captação, armazenamento e utilização de água proveniente da chuva e captação, armazenamento e utilização de águas servidas. A seguir, são apresentados os artigos 7º e 10 da referida lei:

“Art. 7º. A água das chuvas será captada na cobertura das edificações e encaminhada a uma cisterna ou tanque, para ser utilizada em atividades que não requeiram o uso de água tratada, proveniente da Rede Pública de Abastecimento, tais como: a) rega de jardins e hortas, b) lavagem de roupa; c) lavagem de veículos; d) lavagem de vidros, calçadas e pisos”.

“Art. 10. O não cumprimento das disposições da presente lei implica na negativa de concessão do alvará de construção, para as novas edificações”.

No município de São Paulo, com o principal objetivo de reduzir os impactos negativos causados por enchentes, a Lei municipal nº. 13.276 de 2002 torna obrigatória a execução de reservatório para acumulação da água pluvial coletada por coberturas e pavimentos nos lotes, edificados ou não, que tenham área impermeabilizada superior a 500m². A lei estabelece que a água captada deverá preferencialmente ser infiltrada no solo, podendo ser direcionada à rede de drenagem após uma hora do término da chuva ou ainda ser utilizada para fins não potáveis.

3.12 Métodos estatísticos utilizados

3.12.1 *Variância e desvio padrão*

Guimarães (2007) define a variância (σ^2), calculada de acordo com a Equação 1, como a medida da variabilidade de um conjunto de variáveis. O desvio padrão é calculado a partir da extração da raiz quadrada da variância.

$$\frac{\sum (x_i - \bar{X})^2}{n}$$

Equação 1

Onde: X_i é o valor da variável x no ponto i ; \bar{X} é a média dos valores da variável X ; n é o número de observações.

3.12.2 *Coeficiente de Correlação de Pearson (r)*

Guimarães (2007) define o Coeficiente de Correlação de Pearson (r), calculado pela Equação 2, como a medida do grau de associação linear entre duas variáveis aleatórias X e Y .

$$r = \frac{C(X, Y)}{S_Y \cdot S_X}$$

Equação 2

Onde: X e Y são duas variáveis aleatórias; $C(X, Y)$ é a covariância de X e Y ; $S_Y \cdot S_X$ é o desvio padrão de X e Y .

A covariância é calculada a partir da Equação 3:

$$C(X, Y) = \frac{\sum (X_i - \bar{X}) \cdot (Y_i - \bar{Y})}{n}$$

Equação 3

Onde: X e Y são duas variáveis aleatórias; X_i e Y_i são os valores das variáveis X e Y no ponto i ; n é o número de observações.

3.12.3 *Teste de hipóteses*

Guimarães (2007) apresenta a Equação 4, que é utilizada para determinar o valor de estatística t quando supõe-se que as variâncias amostrais são diferentes, e a Equação 5 que é utilizada para calcular o desvio padrão s .

$$t = \frac{(\bar{X}_1 - \bar{X}_2)}{\sqrt{\frac{S_1^2}{n_1} + \frac{S_2^2}{n_2}}}$$

Equação 4

Onde: \bar{X}_1 e \bar{X}_2 são as médias das amostras 1 e 2

n_1 e n_2 correspondem ao número de elementos das amostras 1 e 2

s é uma estimativa combinada do desvio padrão, calculada a partir dos desvios-padrão s_1 e s_2 das amostras 1 e 2

$$s^2 = \frac{(n_1 - 1)s_1^2 + (n_2 - 1)s_2^2}{(n_1 + n_2 - 2)}$$

Equação 5

Onde: n_1 e n_2 correspondem ao número de elementos das amostras 1 e 2

s_1 e s_2 são os desvios-padrão das amostras 1 e 2

3.12.4 **Análise de Componentes Principais**

Dentre as técnicas multivariadas encontra-se a Análise de Componentes Principais, a qual constitui uma análise fatorial, na qual os fatores são baseados na variância total, e é considerada uma abordagem estatística que pode ser usada para analisar inter-relações entre um grande número de variáveis e explicar essas variáveis em termos de suas dimensões inerentes comuns, os fatores (HAIR *et al.*, 1998).

Hair *et al.* (1998) definem Análise de Componentes Principais como um modelo fatorial no qual os fatores são baseados na variância total, de modo que unidades são usadas na diagonal da matriz de correlação, indicando que toda a variância é comum ou compartilhada. Os autores indicam que, em ciências naturais, o procedimento de obtenção de fatores não deveria ser interrompido até os fatores extraídos explicarem, no mínimo, 95% da variância total.

Hair *et al.* (1998) estabelecem que análises fatoriais do tipo R analisam as relações entre as variáveis para identificar grupos de variáveis que formam dimensões latentes (fatores).

Hair *et al.* (1998) definem os termos utilizados na análise de componentes principais: i) Fator: combinação linear (variável estatística) das variáveis originais, a qual representa as dimensões latentes que explicam o conjunto de variáveis observadas. ii) Carga fatorial: correlação entre as variáveis originais e os fatores, fundamental para o entendimento da natureza de um fator particular. As cargas fatoriais ao quadrado indicam o percentual da variância em uma variável original explicado por um fator. iii) Autovalor: soma em coluna de cargas fatoriais ao quadrado para um fator. O autovalor representa a quantia de variância explicada por um fator.

Estudos recentes (Zimmermann *et al.*, 2008; Bernardi *et al.*, 2009; Moura *et al.*, 2010; Lee *et al.*, 2011) indicam a análise de componentes principais como uma técnica estatística bastante interessante em estudos físico-químicos de águas, pois possibilita a investigação das inter-relações entre as variáveis consideradas.

3.12.5 Teste de Mann-Whitney

Guimarães (2007) define o teste de Mann-Whitney como um teste não paramétrico que se aplica na comparação de dois grupos independentes, quando as suposições de normalidade não são verificadas. Uma grande vantagem desse teste é que pode ser aplicado para um número reduzido de amostras e a dois grupos de amostras de tamanhos diferentes.

O teste de Mann-Whitney define se duas amostras possuem médias estatisticamente iguais ou diferentes, com base no parâmetro estatístico p-valor calculado. Quando o p-valor calculado é menor do que o nível de significância $\alpha = 0,05$ deve-se rejeitar a hipótese nula H_0 de que as médias são estatisticamente iguais em favor da hipótese alternativa H_a de que existe diferença estatisticamente significativa entre as médias.

4 MATERIAIS E MÉTODO

São utilizadas instalações montadas com os recursos provenientes dos seguintes processos: CNPq Proc. 477881/2006-8 e 477102/2007-7, intitulados: “Estratégias simplificadas para tratamento de água pluvial visando aproveitamento para uso não potável” e “Tratamento Físico-químico de águas cinzas e de água pluvial visando reuso/aproveitamento para uso não potável”, respectivamente, ambos desenvolvidos no Centro de Estudos Ambientais (CEA) da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, campus de Rio Claro. Também foram utilizados recursos provenientes do projeto Finep - Ref. 2198/07, intitulado: “Quantidade, Qualidade, Tratamento e Aproveitamento de Águas Pluviais”.

4.1 Caracterização da Área de Estudo

O município de Rio Claro se localiza a 173 km a noroeste da capital do estado de São Paulo e estende-se por uma área de 499 km² (IBGE, 2010). A Figura 8 apresenta a localização do município de Rio Claro no estado de São Paulo.



Figura 8: Localização do município de Rio Claro/SP

O município abriga os biomas de Cerrado e Mata Atlântica, e a Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade, a qual se estende por uma área de 2.230,53 hectares, abriga uma diversidade de espécies de macrófitas aquáticas, mais de sessenta espécies diferentes de eucaliptos, além dos híbridos espontâneos e induzidos (Fundação Florestal, 2005).

Segundo a classificação de Köppen, o município de Rio Claro é classificado como Cwa, com temperatura média do mês mais frio entre -3°C e 18°C , temperatura média do mês mais quente superior a 22°C , com inverno seco (Fundação Florestal, 2005; CEPAGRI, ___).

Rio Claro pertence à bacia hidrográfica do Rio Corumbataí, que se estende por aproximadamente 1710 km². Foram utilizados dados do atlas pluviométrico do Brasil, disponibilizado pelo Sistema Geológico do Brasil (CPRM, 2011) para o cálculo do mapa pluviométrico da bacia do rio Corumbataí. As médias da pluviosidade anual acumulada de 115 postos pluviométricos localizados a um raio de 100 km da bacia do rio Corumbataí e dentro dela, com série histórica de 30 anos (1977 a 2006) foram organizadas conforme seus dados espaciais. No software ArcMap10 (ESRI, 2010) foram obtidos os semi-variogramas dos dados de modo a verificar a possibilidade de aplicação do método de interpolação de dados denominado krigagem ordinária (LANDIM, 2011). Foi observada uma correlação espacial significativa entre os dados e aplicado o método da krigagem ordinária na elaboração do mapa apresentado na Figura 9.

Uma série histórica de 18 anos (1994-2011) de dados pluviométricos foi disponibilizada pela estação meteorológica CEAPLA/UNESP. Foram calculadas as médias mensais e um histograma de pluviosidade (Figura 9) foi gerado no software ArcMap10 (ESRI, 2010). A partir da série histórica de dados pluviométricos, apresentada graficamente na Figura 9, foi possível verificar uma média anual de precipitação de $1483,4\text{mm} \pm 200,6\text{mm}$. Considerando os meses que apresentaram médias pluviométricas acima da relação (média anual/12) como meses mais chuvosos, e os meses que apresentaram médias pluviométricas abaixo da relação (média anual/12) como meses menos chuvosos, foi possível identificar: i) o período chuvoso: entre outubro e março, quando chove 1204,1 mm (81,2 % do total); ii) o período seco: entre abril e setembro, quando chove 279,3 mm (18,8 % do total); iii) os meses mais chuvosos: janeiro, fevereiro e dezembro, com pluviosidade média de 327,1mm; 223,6mm e 222,1mm, respectivamente; e iv) os meses menos chuvosos: agosto, julho e junho, com pluviosidade média de, respectivamente, 28,3mm; 28,8mm e 39,2mm.

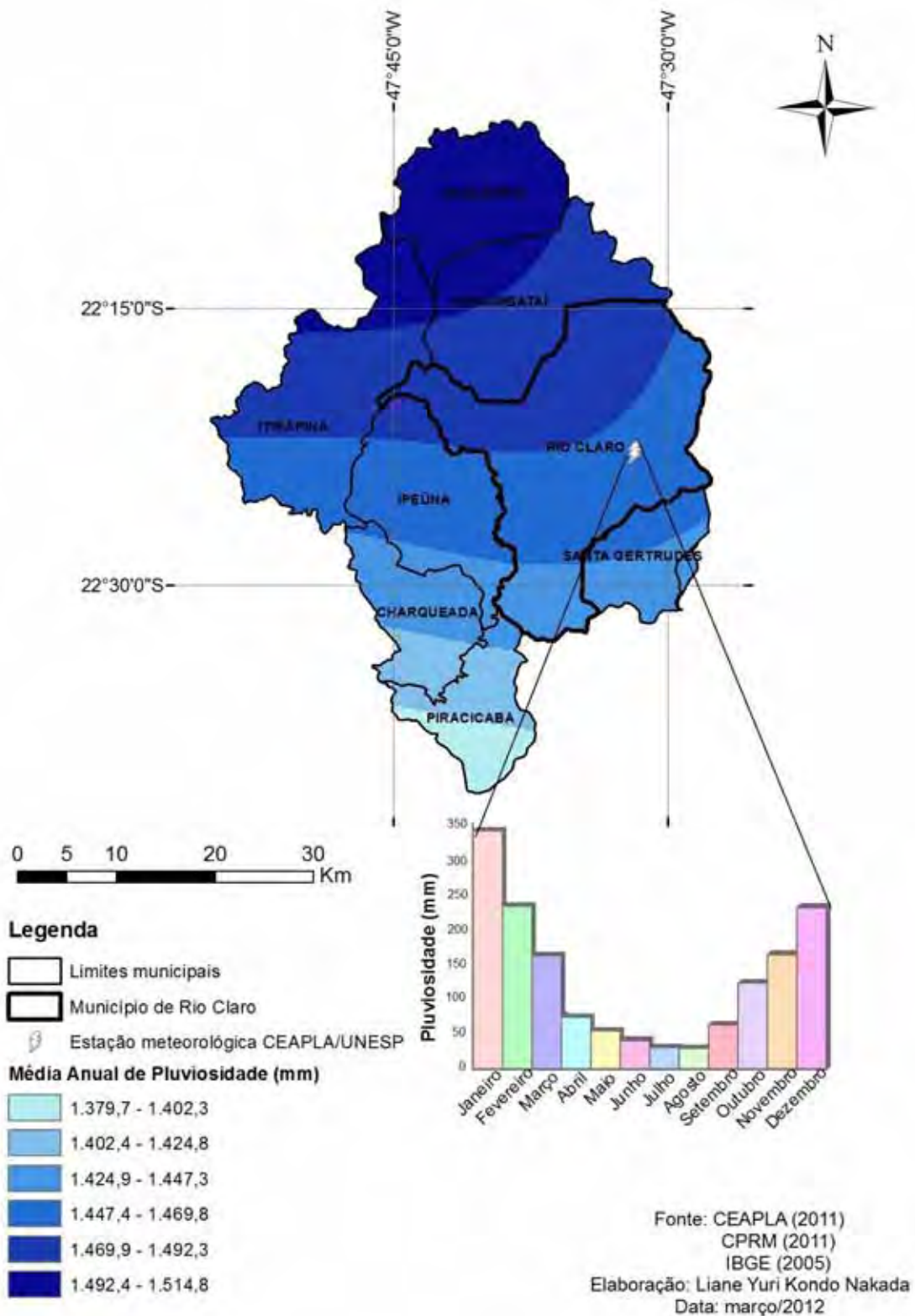


Figura 9. Mapa pluviométrico da bacia do rio Corumbataí com histograma de pluviosidade da estação meteorológica CEAPLA/UNESP

O mapa hipsométrico com hidrografia apresentado na Figura 10 foi obtido a partir do comando slope do software ArcMap10. As curvas de nível utilizadas na elaboração do mapa foram retiradas do banco de dados do Atlas Ambiental da Bacia do Corumbataí (CEAPLA, 2011). A hidrografia também foi obtida de CEAPLA (2011). Os limites municipais foram obtidos na forma vetorial do banco de dados do IBGE (IBGE, 2005).

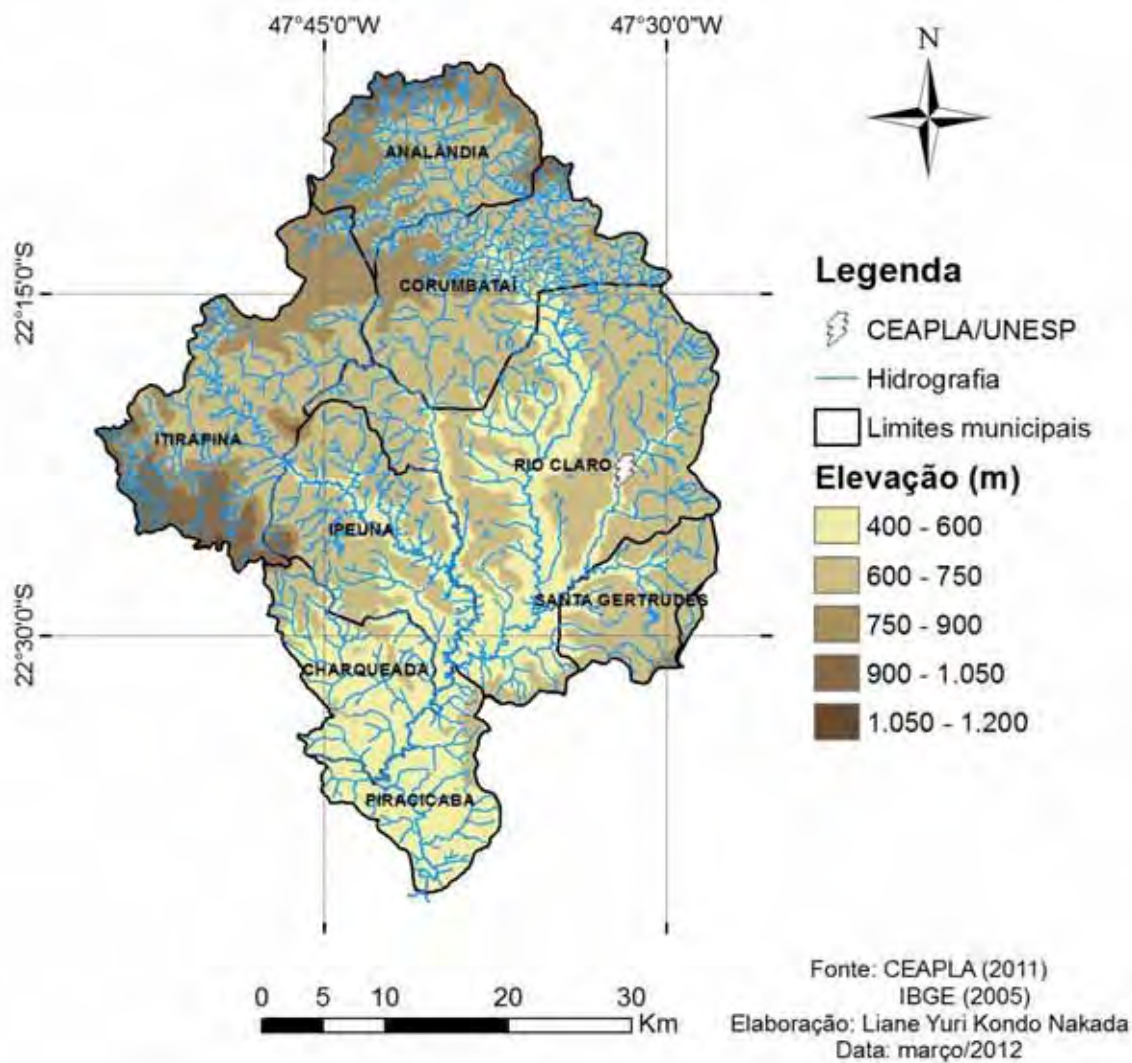


Figura 10. Mapa hipsométrico com hidrografia da Bacia hidrográfica do Rio Corumbataí

4.1.1 Estação experimental de coleta e tratamento simplificado de águas pluviais

A montagem experimental utilizada no presente estudo havia sido realizada previamente por Nakada (2008) e Vieira (2008), e foi modificada por Murakami (2011).

A estação experimental de coleta e tratamento simplificado de águas pluviais foi montada de modo a aproveitar o sistema, previamente instalado, de coleta e direcionamento de águas pluviais o qual direciona as águas pluviais que escoam pelos telhados, constituídos por telhas cerâmicas, e pelos pisos das instalações do anfiteatro do CEA para uma caixa coletora comum.

A estação experimental foi montada em escala real e inicialmente constituída por tubulação de desvio da caixa coletora comum; caixa separadora de materiais grosseiros; três reservatórios plásticos para descarte de primeira chuva com capacidade de 200L cada; dois reservatórios de fibra de vidro com capacidade de 3000L cada; kit bomba-filtro; equipamento para bombeamento de água; hidrômetro; tubulações e conexões.

4.2 Etapa 1: Coleta de águas pluviais para caracterização qualitativa

Para coletar águas pluviais com diferentes volumes (mm) e períodos de estiagem (dias), foi utilizado um telhado com telhas cerâmicas nas dependências do Centro de Estudos Ambientais – CEA, com área projetada de aproximadamente 10m² e um reservatório com capacidade para 200L, disposto de modo a receber a água coletada pela calha após escoar sobre a superfície do telhado. Desse modo, foi possível coletar precipitações com volumes iguais ou inferiores a 20mm, sendo que precipitações que ultrapassaram esse volume sofreram extravasamento, sem possibilidade de controle, não sendo possível garantir que os resultados das análises qualitativas daquelas precipitações apresentem o resultado que seria obtido se não houvesse extravasamento. Após a montagem experimental (descrita no item 4.3) também foram coletadas águas pluviais do telhado de fibrocimento da estação experimental de coleta e tratamento simplificado de águas pluviais. Para coletar volumes equivalentes de águas pluviais dos dois telhados, foi instalada uma calha no telhado de fibrocimento de modo que a área de captação (área projetada) fosse semelhante àquela do telhado cerâmico (aproximadamente 10m²). A Figura 11 ilustra os reservatórios utilizados para as coletas.



Figura 11: Reservatórios utilizados para coletar águas pluviais do telhado cerâmico (a) e de fibrocimento (b)

4.2.1 Teste de hipóteses

Esta investigação preliminar foi proposta devido à dificuldade de armazenamento de água pluvial em volume suficiente para que cada precipitação coletada fosse submetida à filtração em cada um dos três meios filtrantes distintos, em escala plena. Assim, identificando as precipitações que apresentam semelhanças qualitativas, seria possível submeter águas provenientes de precipitações distintas, porém, com características semelhantes, a diferentes meios filtrantes, possibilitando a comparação entre os desempenhos dos filtros.

Para as variáveis cor (uH) e turbidez(NTU) das amostras de águas pluviais coletadas do telhado constituído por telhas cerâmicas, entre 23 de março de 2010 e 20 de janeiro de 2011, foram realizados testes de hipóteses: “Teste-T: duas amostras presumindo variâncias diferentes” com nível de significância $\alpha = 0,05$, com a utilização da ferramenta “Análise de dados” do software Microsoft Excel (Microsoft, 2006).

A partir da realização dos Testes-T foram elaboradas duas matrizes, uma para a variável cor (uH) e outra para a variável turbidez (NTU), com os resultados de $P(T \leq t)$ para cada precipitação amostrada em relação a todas as demais, de modo a comparar a média do parâmetro analisado entre todas as precipitações.

Os testes de hipóteses apresentaram resultados inconsistentes, de modo a inviabilizar a estratégia previamente apresentada.

Em função dos resultados dos testes de hipóteses, foi encontrada como solução alternativa para possibilitar a continuidade do estudo, a utilização dos recursos do Finep -

Ref. 2198/07, intitulado: “Quantidade, Qualidade, Tratamento e Aproveitamento de Águas Pluviais” para a compra de um reservatório com capacidade de 10m³ e de um reservatório com capacidade de 3m³ para realizar as adaptações necessárias na montagem experimental.

4.2.2 *Análise de Componentes Principais*

A Análise por Componentes Principais foi realizada com amostras coletadas entre 23 de março de 2010 e 26 de abril de 2012, do telhado cerâmico (mesmo material do telhado utilizado para captação de águas pluviais da estação experimental de coleta e tratamento simplificado) visando a identificar as variáveis físico-químicas e microbiológicas que mais influenciam a variabilidade da qualidade das águas pluviais coletadas, e estudar as inter-relações entre essas variáveis.

Para cada precipitação coletada foram analisadas as variáveis cor aparente (uH), turbidez (UT), temperatura (°C), pH, coliformes totais (NMP/100mL), *E.Coli* (NMP/100mL), sólidos totais (mg/L), sólidos totais fixos (mg/L), sólidos totais voláteis (mg/L), sólidos suspensos totais (mg/L), sólidos suspensos fixos (mg/L), sólidos suspensos voláteis (mg/L), sólidos dissolvidos totais (mg/L), sólidos dissolvidos fixos (mg/L) e sólidos dissolvidos voláteis (mg/L).

A partir dos resultados das variáveis qualitativas das amostras de águas pluviais coletadas, dos diferentes volumes e períodos de estiagem precedente, foi realizada a análise de componentes principais com a utilização do suplemento XLStat (ADDINSOFT, 2004) para o software Microsoft Excel (MICROSOFT, 2006).

A Análise de Componentes Principais foi realizada a partir dos dados de uma matriz de 17 linhas/variáveis por 43 colunas/observações, no tipo R. Foi utilizado o critério da porcentagem da variância.

4.2.3 *Teste de Mann-Whitney*

O teste de Mann-Whitney foi realizado para verificar a existência de diferença estatisticamente significativa entre as amostras dos telhados cerâmico e de fibrocimento para as variáveis cor aparente (uH), turbidez (UT), temperatura (°C), pH, coliformes totais (NMP/100mL), *E.Coli* (NMP/100mL), sólidos totais (mg/L), sólidos totais fixos (mg/L), sólidos totais voláteis (mg/L), sólidos suspensos totais (mg/L), sólidos suspensos fixos

(mg/L), sólidos suspensos voláteis (mg/L), sólidos dissolvidos totais (mg/L), sólidos dissolvidos fixos (mg/L) e sólidos dissolvidos voláteis (mg/L).

O teste não paramétrico para comparação de duas amostras: Mann-Whitney foi realizado com nível de significância $\alpha = 0,05$, com a utilização do suplemento XLStat (ADDINSOFT, 2004) para o software Microsoft Excel (MICROSOFT, 2006).

4.3 Montagem experimental

A proposta inicial previa apenas a instalação de dois filtros adicionais ao sistema previamente instalado, com compra dos diferentes meios filtrantes, uma vez que o sistema existente era composto apenas por um filtro com camada única de areia.

No entanto, para possibilitar a realização do estudo proposto inicialmente, foram necessárias adaptações na montagem experimental previamente instalada (Figura 12b). Os seguintes procedimentos foram realizados: compra de um reservatório com capacidade para 10m³; retirada dos dois reservatórios de 3m³ (Figura 13), de suas respectivas bases e do kit bomba-filtro; construção de um telhado (Figura 14, Figura 15, Figura 16 e Figura 17) para evitar que as chuvas inviabilizassem a montagem experimental; construção de uma base para suporte dos três reservatórios com capacidade de 3m³ cada (Figura 18); construção de uma vala-berço (Figura 19) para suporte do reservatório com capacidade de 10m³; construção de uma caixa para a bomba dos filtros; instalação do reservatório com capacidade de 10m³ (Figura 20), retirada da areia contida no filtro previamente instalado e lavagem interna do filtro (Figura 23); preenchimento dos filtros com diferentes meios filtrantes (Figura 24); instalação dos três filtros com diferentes meios filtrantes (Figura 25); substituição do gradeamento para materiais grosseiros (Figura 26); alterações das instalações hidráulicas e elétricas. A Figura 27 apresenta fotografias e a Figura 28 uma representação esquemática da estação experimental de coleta e tratamento simplificado de águas pluviais atualmente instalada, após as modificações mencionadas.



Figura 12: Montagem experimental em 18/03/2008 (a) e em 05/08/2009 (b)



Figura 13: Retirada dos reservatórios com capacidade de 3m³ cada, em 31/05/2011

4.3.1 Telhado

Para a construção do telhado foram utilizados materiais (vigotas de madeira e telhas de fibrocimento sem amianto) provenientes do desmonte da garagem da UNESP *campus* Rio Claro, a qual estava em processo de ampliação. Foi construído um telhado com duas águas, a partir das seguintes etapas: foram dispostas dez vigotas de madeira em escavações com profundidade aproximada de 0,50m e preenchidas com concreto, para servir de estrutura de apoio; foram montadas tesouras de madeira, as quais foram fixadas às estruturas de apoio; foram dispostas seis terças; telhas de fibrocimento foram utilizadas para a cobertura.

Após a instalação do telhado, foi construída uma base de tijolos e concreto para os três reservatórios de 3m³ cada.



Figura 14: Instalação da estrutura de apoio do telhado, em 08/06/2011



Figura 15: Tesouras de madeira (a) e telhas de fibrocimento (b), em 15/06/2011



Figura 16: Estrutura de apoio do telhado, com tesouras e terças, em 22/06/2011



Figura 17: Telhado completamente instalado, em 30/06/2011

4.3.2 Construção das bases e instalação dos reservatórios

Após a construção da base para os três reservatórios de 3m³ cada, foi feito um berço para o reservatório de 10m³, a partir da escavação de uma vala e cobertura com areia. Junto ao berço do reservatório foi construída uma caixa de tijolos para abrigar a bomba do kit bomba-filtro.

Para a instalação do reservatório de 10m³ foi utilizado um caminhão Munk emprestado da empresa que realizava a ampliação da garagem da UNESP *campus* Rio Claro, e vigotas de madeira para apoiar o reservatório durante a descida ao berço. A instalação da tubulação de saída do reservatório foi feita pelo fabricante, na parte inferior (para possibilitar escoamento total), na extremidade mais próxima à caixa da bomba dos filtros.

Após a instalação do reservatório de 10m³ foram feitos dois muros de apoio, um de cada lado do reservatório, para evitar movimentos durante as coletas, devidos à entrada de água.



Figura 18: Base de tijolos e concreto para os três reservatórios de 3m³ cada, em 07/07/2011



Figura 19: a) Vala escavada para berço do reservatório de 10m³, em 07/07/2011 b) cobertura da vala com areia, em 08/07/2011



Figura 20: Instalação do reservatório de 10m³ sobre o berço de areia, em 08/07/2011

4.3.3 Filtros

Para a montagem experimental foram utilizados filtros da marca Mark Grundfos, modelo F28-R, o qual possui área filtrante de 0,06m², diâmetro de 280mm e capacidade para 25kg de areia.

Durante o processo de filtração a água passa pela bomba, entra na válvula, é distribuída no interior do filtro, percorre o meio filtrante, entra pelos coletores via sistema drenante e sai do filtro, conforme ilustrado na Figura 21.

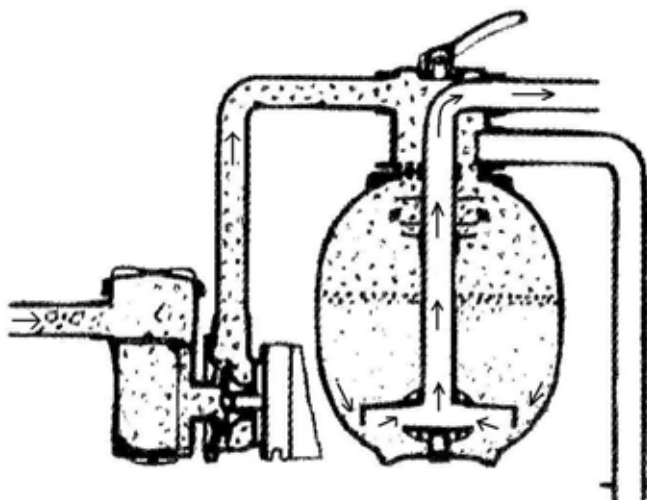


Figura 21: Esquema de funcionamento do filtro. Adaptado do manual do fabricante.

Para o preenchimento dos filtros com os materiais filtrantes foram utilizadas areias com três diferentes granulometrias e antracito. Duas areias com granulometrias diferentes e antracito foram comprados da empresa Teo Tokus em 01/07/2011.

Também foi utilizado um remanescente de uma areia, fornecida pela empresa Erga, com granulometria diferente daquelas compradas em 01/07/2011, a qual havia sido previamente comprada para a montagem experimental anterior. A Figura 22 ilustra o preenchimento dos filtros.

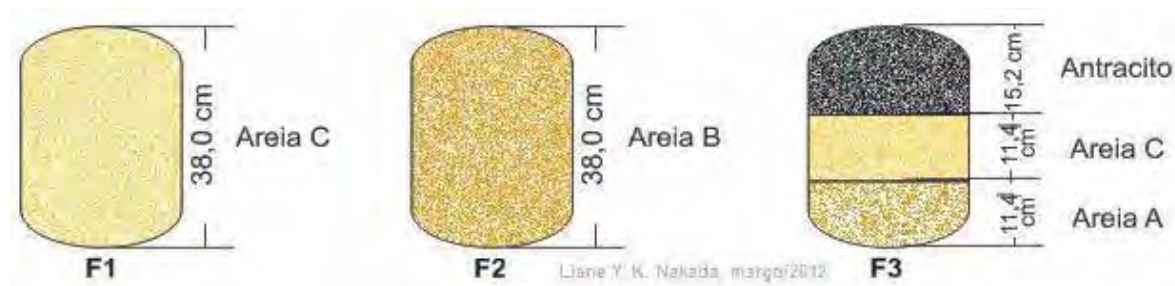


Figura 22: Esquema de preenchimento dos filtros – F1: filtro 1; F2: filtro 2; F3: filtro 3, com os meios filtrantes – Areia A: areia grossa Teo Tokus; Areia B: areia média Teo Tokus; Areia C: areia fina Erga; Antracito: antracito Teo Tokus. Escala 1:10.

Foram realizados ensaios de peneiramento das areias, os resultados são apresentados na seção 4.2.

A Tabela 2 apresenta as características dos meios filtrantes, segundo os fornecedores.

Tabela 2: Características dos meios filtrantes, cedidas pelos fornecedores

Areia média “Teo Tokus”	
Coeficiente de desuniformidade	<1,43
Tamanho dos grãos (mm)	0,60 – 1,20
Tamanho efetivo (mm)	0,67
Areia grossa “Teo Tokus”	
Coeficiente de desuniformidade	1,41
Tamanho dos grãos (mm)	1,50 – 3,36
Tamanho efetivo (mm)	1,84
Carvão antracitoso “Teo Tokus”	
Coeficiente de desuniformidade	1,7
Tamanho dos grãos (mm)	
Tamanho efetivo (mm)	0,9 – 1,0
Areia fina “Erga”	
Coeficiente de desuniformidade	1,8
Tamanho dos grãos (mm)	0,35 – 0,80
Tamanho efetivo (mm)	0,52



Figura 23: a) Retirada da areia do filtro previamente instalado b) filtro limpo sem meio filtrante, em 22/08/2011.

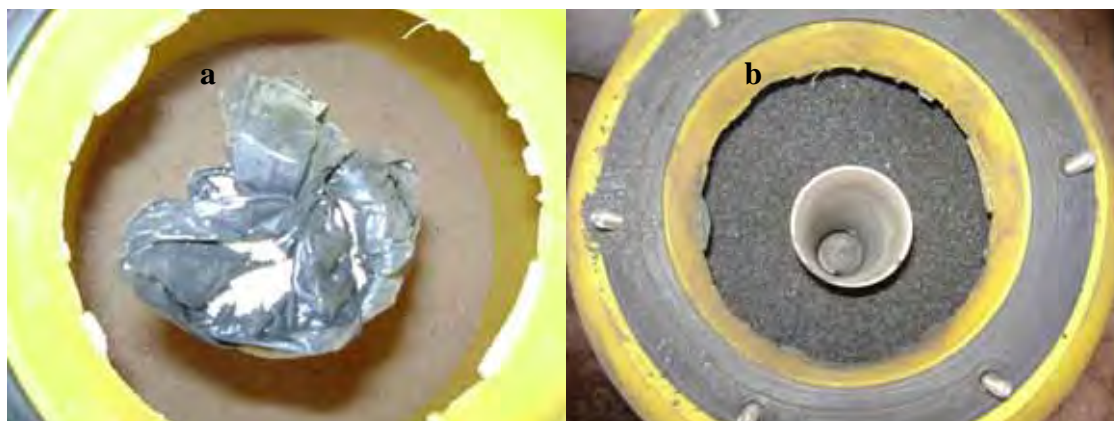


Figura 24: Preenchimento do filtro com areia (a) e com carvão antracitoso (b), em 29/08/2011



Figura 25: a) Início das instalações das tubulações dos filtros, em 29/08/2011; b) filtros instalados, em 19/09/2011



Figura 26. Grade para materiais grosseiros em 18/03/2008 (a) e em 18/01/2011 (b)



Figura 27. Estação experimental de coleta e tratamento simplificado de águas pluviais após as modificações mencionadas no presente trabalho

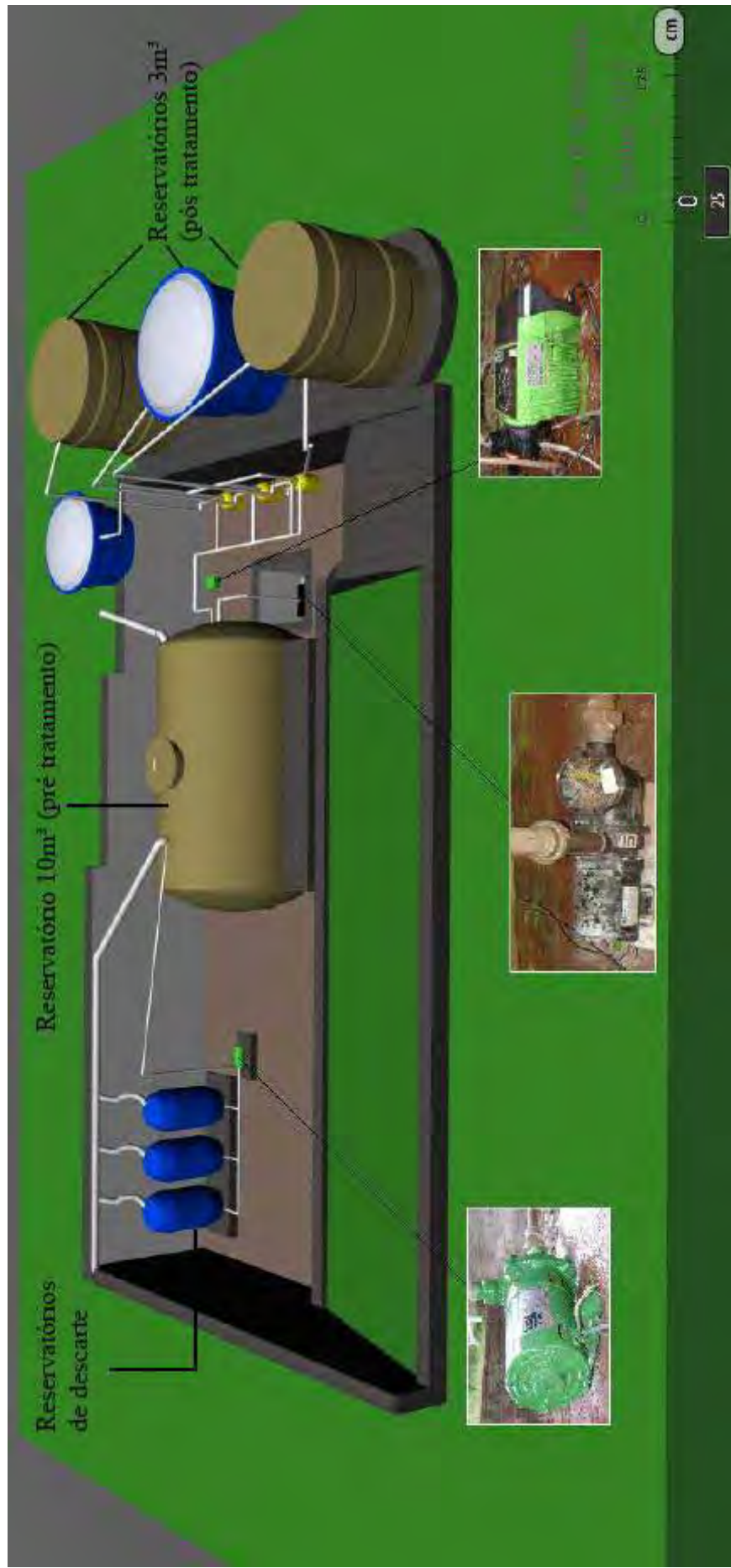


Figura 28. Representação esquemática da estação experimental de coleta e tratamento simplificada de águas pluviais utilizada neste trabalho.

4.4 Etapa 3: Coleta em escala real, ensaios nas unidades em escala de laboratório e ensaios em escala real

Foi coletada água pluvial sem descarte, a qual foi submetida à filtração com taxa de aplicação superficial de $450 \text{ m}^3/(\text{m}^2.\text{dia})$ durante uma hora em cada um dos três meios filtrantes.

Na primeira chuva coletada foi empregada solução coagulante de amido de milho catiônico, após ensaios em Jarreste com solução de amidos de milho catiônico e não iônico. Em função dos resultados obtidos, do curto prazo para coletas e do fato de o período coincidir com o menos chuvoso do ano, optou-se por realizar mais de um ensaio por filtro para otimizar o estudo da água coletada e armazenada, sendo que para cada meio filtrante foram empregadas duas soluções coagulantes e uma solução auxiliar de filtração: solução de amido de milho catiônico, solução de cloreto férrico e solução de amido de milho não iônico, de modo que para cada chuva armazenada os ensaios em escala real tiveram duração de nove horas.

Os ensaios em escala de laboratório foram conduzidos para cada água coletada, para cada solução coagulante ou auxiliar de filtração, sendo necessária a consecução de ensaios de laboratório antes de cada carreira em escala piloto.

4.4.1 Metodologia para preparo da solução de amido de milho

Foram testados dois tipos de amido de milho, um amido não iônico, comercial da marca “Maizena”, produzido pela empresa Unilever; e um amido catiônico produzido pela empresa Cargill.

As soluções de amido de milho foram preparadas a partir de uma adaptação da metodologia de gelatinização apresentada por Campos & Di Bernardo (1988), de acordo com as seguintes etapas: um béquer cujo volume seja suficiente para conter a mistura água e amido foi colocado sobre balança analítica, a qual foi tarada com o peso do béquer; em seguida, foi pesado o amido de milho e medido, com utilização de proveta graduada, o volume de água deionizada necessário para o preparo da concentração desejada de solução de amido de milho; a água deionizada foi adicionada ao amido, e o béquer contendo a mistura foi levado ao aquecimento em chapa aquecedora até atingir 80°C (temperatura de gelatinização); com a utilização de bastão de vidro foi proporcionada mistura; a solução foi

retirada do aquecimento quando atingiu 80°C; por fim, o volume inicial da mistura foi completado com água deionizada. A Figura 29 ilustra o preparo da solução.



Figura 29. Solução de amido de milho não iônico (1) e catiônico (2): em aquecimento em chapa aquecedora (a); preparo concluído (b)

4.4.2 *Ensaíos em Jarteste*

Os ensaios laboratoriais foram realizados utilizando uma unidade para ensaios de coagulação-floculação-sedimentação (JARTESTE), seguidos de filtração em papel de filtro do tipo Whatman40 (porosidade média de 8×10^{-3} mm).

O equipamento Jarteste possui 6 jarros com respectivas paletas giratórias, com ajuste de rotação por mostrador digital, capazes de imprimir gradientes de velocidade entre 10 e 2000 s^{-1} .

Os procedimentos para a realização dos ensaios em Jarteste seguiram as seguintes etapas: em cada jarro foi acrescida a água de estudo; a solução de coagulante ou auxiliar de filtração em estudo (cloreto férrico, amido de milho catiônico ou amido de milho não iônico) foi colocada nos frascos dosadores apropriados nas dosagens correspondentes; as pás foram posicionadas e o gradiente de rotação selecionado; por meio do dosador simultâneo, as diferentes dosagens de solução coagulante ou auxiliar de filtração foram adicionadas às amostras de água pluvial e o cronômetro foi acionado; o Jarteste permaneceu operando durante 40 segundos com gradiente de rotação de 300 s^{-1} ; em seguida

as amostras foram coletadas simultaneamente (Figura 30), através do dispositivo de coleta e submetidas à etapa de filtração em papel de filtro Whatman 40.



Figura 30: Ensaio em Jarreste (a), com detalhe da coleta simultânea de amostras (b)

4.4.3 *Filtração em escala de laboratório*

A filtração em papel de filtro Whatman 40 foi realizada com utilização de funis de plástico, logo após a coleta simultânea de amostras do Jarreste. A Figura 31 ilustra a filtração em laboratório.

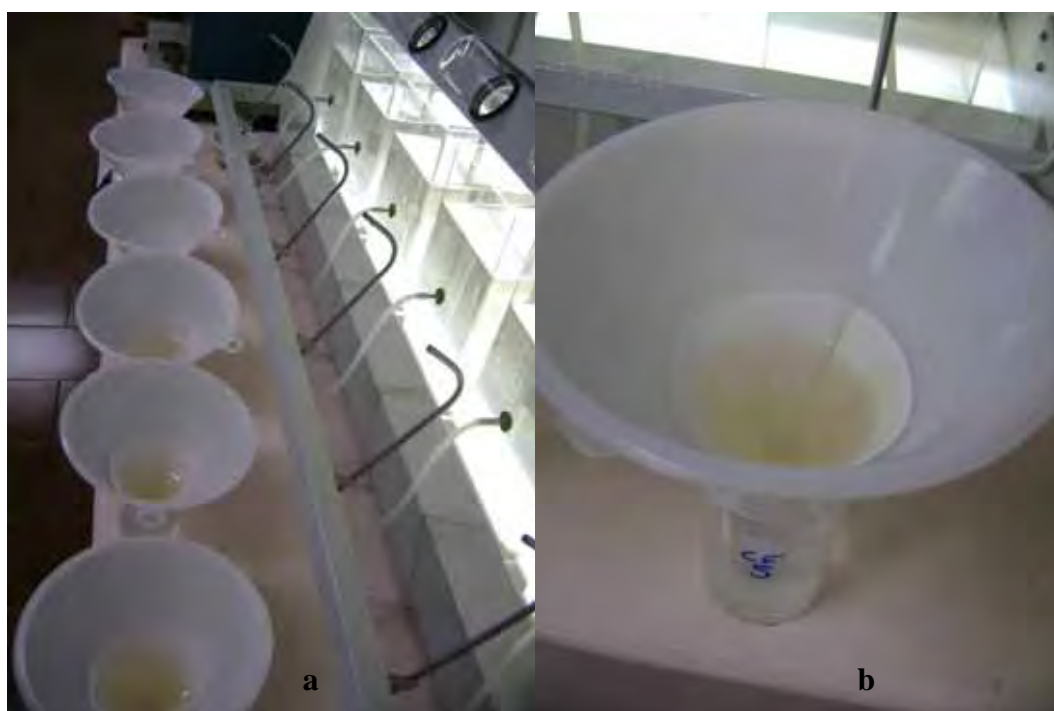


Figura 31. Filtração em papel de filtro Whatman 40 (a); detalhe do filtro (b)

4.4.4 Filtração em escala real

A filtração em escala real foi realizada após os ensaios em Jarteste, com emprego da dosagem de solução coagulante ou auxiliar de filtração que apresentou maior remoção de cor aparente (uH) e turbidez (UT) em filtração em escala de laboratório. A solução estoque de coagulante ou auxiliar de filtração era preparada imediatamente antes da aplicação em escala real. Durante a filtração em escala real a solução estoque era armazenada em um recipiente plástico, de modo que a mangueira de sucção da bomba dosadora ficasse submersa na solução.

4.4.5 Teste de Mann-Whitney

Aos resultados de cor aparente (uH) e turbidez (NTU) das amostras coletadas nos instantes 10', 20', 30', 40', 50', 60' de filtração em escala real foi aplicado o teste de Mann-Whitney.

O teste de Mann-Whitney foi realizado para verificar a existência de diferença estatisticamente significativa para as variáveis cor aparente (uH) e turbidez (UT) entre: i) os meios filtrantes para o mesmo coagulante ou auxiliar de filtração; ii) entre os coagulantes e auxiliar de filtração para um mesmo meio filtrante.

O teste não paramétrico para comparação de duas amostras: Mann-Whitney foi realizado com a utilização do suplemento XLStat (ADDINSOFT, 2004) para o software Microsoft Excel (MICROSOFT, 2006).

4.5 Parâmetros analisados

As amostras coletadas para caracterização qualitativa de águas pluviais, foram submetidas às análises de Cor Aparente (uH), Turbidez (NTU), pH, Sólidos Totais (mg/L), Sólidos Totais Fixos (mg/L), Sólidos Totais Voláteis (mg/L), Sólidos Suspensos Totais (mg/L), Sólidos Suspensos Fixos (mg/L), Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L), Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L), Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L), Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L), Coliformes Totais (NMP/100mL) e Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL), seguindo as indicações do *Standard Methods for Examination of Water & Wastewater 21st*. As análises de cor e turbidez foram realizadas em triplicata e os resultados destas análises foram utilizados para a realização de testes de hipóteses (t).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Etapa 1: Coleta de águas pluviais para caracterização qualitativa

5.1.1 *Telhado de fibrocimento*

A seguir são apresentados os resultados das análises das águas pluviais coletadas pelo telhado de fibrocimento e armazenadas para caracterização qualitativa.

A Tabela 3 apresenta as datas, alturas precipitadas (mm), períodos de estiagem (dias), temperatura (°C) e pH de águas pluviais coletadas e armazenadas. Ao observar a Tabela 3 é possível notar que o pH das amostras das diferentes precipitações tende a valores próximos a 7 e 8.

Os resultados das análises de cor (uH) das amostras armazenadas são apresentados na Tabela 4. Ao observar a Tabela 4 é possível notar que algumas precipitações apresentaram valores de cor (uH) dentro do limite estabelecido pela NBR 15527 (ABNT, 2007), que trata de aproveitamento de águas pluviais para fins não potáveis em áreas urbanas, no entanto, algumas precipitações ultrapassam muito o limite estabelecido pela norma.

Os resultados das análises de turbidez (NTU) das amostras armazenadas são apresentados na Tabela 5. Ao observar a Tabela 5 é possível notar que algumas precipitações apresentam valores de turbidez dentro do limite estabelecido pela NBR 15527 (ABNT, 2007) para usos menos restritivos, e a maioria das precipitações ultrapassa os limites.

Os resultados das análises de Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos e Sólidos Totais Voláteis (mg/L) das amostras armazenadas estão apresentados na Tabela 6.

Os resultados das análises de Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Suspensos Fixos e Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L) das amostras armazenadas estão apresentados na Tabela 7.

Os resultados das análises de Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Dissolvidos Fixos e Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L) das amostras armazenadas estão apresentados na Tabela 8.

Os resultados das análises de coliformes totais e *E.coli* das amostras armazenadas estão apresentados na Tabela 9. Ao observar a Tabela 9 é possível notar que todas as precipitações apresentaram valores de coliformes totais (NMP/100mL) e *E.coli* (NMP/100mL) que ultrapassam os limites estabelecidos pela NBR 15527 (ABNT, 2007).

Tabela 3. Datas, volumes (mm), períodos de estiagem (dias), temperatura (°C) e pH das diferentes precipitações coletadas pelo telhado de fibrocimento para caracterização

Data chuva	Volume (mm)	Estiagem (dias)	Temperatura	pH
26/04/2012	13,8	4	23,8	7,76
21/04/2012	31,6	0	21	7,55
20/04/2012	0,2	4	21	7,7
27/03/2012	7,8	4	24,7	6,8
16/03/2012	16	0	25	7,5
15/03/2012	6,6	2	26,8	7,2
21/02/2012	4,6	6	27,5	7,53
14/02/2012	7,8	1	25	7,33
11/02/2012	89,8	0	22,5	7,05
10/02/2012	25,1	0	27	7,53
09/02/2012	7,7	12	27	7,29
26/01/2012	2,8	0	24	7,8
18/01/2012	67,8	0	21,3	8,6
20/12/2011	17,5	0	24,3	7,64
13/12/2011	16,3	1	25	7,57
22/11/2011	17,5	6	24,1	7,54
25/10/2011	15,8	8	23,9	7,59
12/10/2011	26,3	2	23,3	7,6

Tabela 4. Resultados das análises de cor (uH) em triplicata e médias dos resultados (uH) das diferentes precipitações coletadas pelo telhado de fibrocimento para caracterização

Data chuva	Cor em triplicata (uH)			Média de Cor
26/04/2012	44	43	43	43,33
21/04/2012	23	24	24	23,67
20/04/2012	43	44	43	43,33
27/03/2012	56	58	58	57,33
16/03/2012	46	45	45	45,33
15/03/2012	47	49	49	48,33
21/02/2012	88	84	81	84,33
14/02/2012	36	37	37	36,67
11/02/2012	27	26	28	27,00
10/02/2012	25	26	22	24,33
09/02/2012	112	114	114	113,33
26/01/2012	29	28	26	27,67
18/01/2012	17	16	16	16,33
20/12/2011	32	32	35	33,00
13/12/2011	32	32	31	31,67
22/11/2011	23	26	23	24,00
25/10/2011	155	141	158	151,33
12/10/2011	112	115	113	113,33

Tabela 5. Resultados das análises de turbidez (NTU) em triplicata e médias dos resultados (NTU) das diferentes precipitações coletadas pelo telhado de fibrocimento para caracterização

Data chuva	Turbidez em triplicata (NTU)			Média de Turbidez
26/04/2012	6,22	6,04	6,22	6,16
21/04/2012	3,06	3,18	3,04	3,09
20/04/2012	7,49	7,73	7,55	7,59
27/03/2012	10,4	10,8	10,6	10,60
16/03/2012	7,47	7,6	7,57	7,55
15/03/2012	7,77	7,47	7,62	7,62
21/02/2012	11,8	12,7	11,3	11,93
14/02/2012	4,88	4,65	4,77	4,77
11/02/2012	3,59	3,47	3,7	3,59
10/02/2012	2,25	2,36	2,3	2,30
09/02/2012	17,5	16,9	17,3	17,23
26/01/2012	5,45	5,1	5,48	5,34
18/01/2012	3,08	2,97	3,07	3,04
20/12/2011	7,82	7,85	7,82	7,83
13/12/2011	6,06	6,32	6,29	6,22
22/11/2011	5,01	4,6	6,2	5,27
25/10/2011	32,1	34,2	30,6	32,30
12/10/2011	23,7	22,6	27,1	24,47

Tabela 6. Resultados das análises de Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos e Sólidos Totais Voláteis (mg/L) das diferentes precipitações coletadas pelo telhado de fibrocimento para caracterização

Data chuva	Sólidos Totais (mg/L)	Sólidos Totais Fixos (mg/L)	Sólidos Totais Voláteis (mg/L)
26/04/2012	48	31	17
21/04/2012	24	0,8	23,2
20/04/2012	103	15	88
27/03/2012	70	62	8
16/03/2012	1397	1,4	1395,6
15/03/2012	36	5,4	30,6
21/02/2012	105	7,6	97,4
14/02/2012	71	0,6	70,4
11/02/2012	21	3	18
10/02/2012	54	6	48
09/02/2012	170	33	137
26/01/2012	1148	16	1132
18/01/2012	93	0	93
20/12/2011	80	60	20
13/12/2011	100	85	15
22/11/2011	69	34	35
25/10/2011	46	22	24
12/10/2011	42	25	17

Tabela 7. Resultados das análises de Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Suspensos Fixos e Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L) das diferentes precipitações coletadas pelo telhado de fibrocimento para caracterização

Data chuva	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)	Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
26/04/2012	3,8	0,0	3,8
21/04/2012	3,4	0,8	2,6
20/04/2012	4,2	1,2	3,0
27/03/2012	12,8	7,2	5,6
16/03/2012	3,8	1,4	2,4
15/03/2012	10,0	5,4	4,6
21/02/2012	15,4	7,6	7,8
14/02/2012	4,2	0,6	3,6
11/02/2012	6,2	1,4	4,8
10/02/2012	2,4	0,0	2,4
09/02/2012	29,0	16,2	12,8
26/01/2012	10,2	3,0	7,2
18/01/2012	0,5	0,0	0,5
20/12/2011	6,7	0,0	6,7
13/12/2011	3,1	0,0	3,1
22/11/2011	8,0	4,0	4,0
25/10/2011	45,0	21,0	24,0
12/10/2011	33,0	25,0	8,0

Tabela 8. Resultados das análises de Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Dissolvidos Fixos e Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L) das diferentes precipitações coletadas pelo telhado de fibrocimento para caracterização

Data chuva	Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L)	Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L)
26/04/2012	44,2	31,0	13,2
21/04/2012	20,6	0,0	20,6
20/04/2012	98,8	13,8	85,0
27/03/2012	57,2	54,8	2,4
16/03/2012	1393,2	0,0	1393,2
15/03/2012	26,0	0,0	26,0
21/02/2012	89,6	0,0	89,6
14/02/2012	66,8	0,0	66,8
11/02/2012	14,8	1,6	13,2
10/02/2012	51,6	6,0	45,6
09/02/2012	141,0	16,8	124,2
26/01/2012	1137,8	13,0	1124,8
18/01/2012	92,5	0,0	92,5
20/12/2011	73,3	60,0	13,3
13/12/2011	96,9	85,0	11,9
22/11/2011	61,0	30,0	31,0
25/10/2011	1,0	1,0	0,0
12/10/2011	9,0	0,0	9,0

Tabela 9. Resultados das análises de coliformes totais e *E. coli* (mg/L) das diferentes precipitações coletadas pelo telhado de fibrocimento para caracterização

Data chuva	Coliformes Totais (NMP/100ml)	<i>E. coli</i>(NMP/100ml)
26/04/2012	> 24192	2755
21/04/2012	1374	0
20/04/2012	4611	0
27/03/2012	2809	52
16/03/2012	4611	108
15/03/2012	738	20
21/02/2012	1198	52
14/02/2012	1935	10
11/02/2012	771	41
10/02/2012	1467	10
09/02/2012	3076	10
26/01/2012	3609	30
18/01/2012	> 24192	226
20/12/2011	> 24192	0
13/12/2011	> 24192	19863
22/11/2011	> 24192	0
25/10/2011	> 24192	0
12/10/2011	15530	10

5.1.2 **Telhado Cerâmico**

A seguir são apresentados os resultados das análises das águas pluviais coletadas pelo telhado cerâmico e armazenadas para caracterização qualitativa.

A Tabela 10 apresenta as datas, alturas precipitadas (mm), períodos de estiagem (dias), temperatura (°C) e pH de águas pluviais coletadas e armazenadas. Ao observar a Tabela 10 é possível notar que o pH das amostras das distintas precipitações tende a valores próximos a 6 e 7.

Os resultados das análises de cor (uH) das amostras coletadas para caracterização qualitativa de águas pluviais são apresentados na Tabela 11. Ao observar a Tabela 11 é possível notar que algumas precipitações apresentaram valores de cor (uH) dentro do limite estabelecido pela NBR 15527 (ABNT, 2007), que trata de aproveitamento de águas pluviais para fins não potáveis em áreas urbanas, no entanto, algumas precipitações ultrapassam muito o limite estabelecido pela norma.

Os resultados das análises de turbidez (NTU) das amostras coletadas para caracterização qualitativa de águas pluviais são apresentados na Tabela 12. Ao observar a Tabela 12 é possível notar que muitas precipitações apresentam valores de turbidez dentro do limite estabelecido pela NBR 15527 (ABNT, 2007) para usos menos restritivos, algumas precipitações apresentam valores de turbidez dentro do limite estabelecido pela norma para usos mais restritivos e algumas precipitações ultrapassam ambos os limites.

Os resultados das análises de Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos e Sólidos Totais Voláteis (mg/L) das amostras coletadas para caracterização qualitativa de águas pluviais estão apresentados na Tabela 13.

Os resultados das análises de Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Suspensos Fixos e Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L) das amostras coletadas para caracterização qualitativa de águas pluviais estão apresentados na Tabela 14.

Os resultados das análises de Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Dissolvidos Fixos e Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L) das amostras coletadas para caracterização qualitativa de águas pluviais estão apresentados na Tabela 15.

Os resultados das análises de coliformes totais e *E.coli* das amostras coletadas para caracterização qualitativa de águas pluviais estão apresentados na Tabela 16. Ao observar a Tabela 16 é possível notar que todas as precipitações apresentaram valores de coliformes totais (NMP/100mL) e *E.coli* (NMP/100mL) que ultrapassam os limites estabelecidos pela NBR 15527 (ABNT, 2007).

Tabela 10: Datas, volumes (mm), períodos de estiagem (dias), temperatura (°C) e pH das diferentes precipitações coletadas pelo telhado cerâmico para caracterização

Data chuva	Volume (mm)	Estiagem (dias)	Temperatura	pH
26/04/2012	13,8	4	23,5	6,51
21/04/2012	31,6	0	21	6,52
20/04/2012	0,2	4	21	6,83
27/03/2012	7,8	4	25	6,2
16/03/2012	16	0	25	6,8
15/03/2012	6,6	2	26,8	6,37
21/02/2012	4,6	6	27,5	6,35
14/02/2012	7,8	1	25	6,37
11/02/2012	89,8	0	22,5	6,48
10/02/2012	25,1	0	27	6,48
09/02/2012	7,7	12	27	6,48
26/01/2012	2,8	0	24	7,05
18/01/2012	67,8	0	20,7	8,3
20/12/2011	17,5	0	24,1	7,38
13/12/2011	16,3	1	24,5	7,1
22/11/2011	17,5	6	24,1	6,89
25/10/2011	15,8	8	23,9	7,39
12/10/2011	26,3	2	23,3	7,06
20/01/2011	1,4	0	24,8	6,57
19/01/2011	31	0	24,8	7,1
18/01/2011	15,2	0	24,7	7,07
16/01/2011	138,7	1	24,2	7
14/01/2011	9,4	0	24,3	6,8
11/01/2011	42,2	0	25,7	6,43
23/11/2010	9	0	23,4	6,64
22/11/2010	0,5	3	23,6	6,68
10/11/2010	5,2	0	24,6	6,46
09/11/2010	10,6	3	22	6,59
26/10/2010	25,3	1	20,5	6,7
18/10/2010	3,1	2	19	6,53
07/10/2010	10,2	4	20,5	6,48
02/10/2010	4,3	0	21	6,67
01/10/2010	1,2	3	20,5	6,88
28/09/2010	0,4	0	20	6,8
27/09/2010	10,3	0	21	6,75
24/09/2010	2,9	16	21,2	6,27
14/07/2010	26	35	17,8	7,1
10/06/2010	0,1	0	18,3	6,57
09/05/2010	15	0	19,8	7,45
08/05/2010	1,8	16	22,2	7,85
23/04/2010	11,2	16	22,9	5,9
06/04/2010	5,3	1	18,3	8,7
23/03/2010	17,7	0	22,6	5,9

Tabela 11: Resultados das análises de cor (uH) em triplicata e médias dos resultados (uH) das diferentes precipitações coletadas pelo telhado cerâmico para caracterização

Data chuva	Cor em triplicata (uH)			Média de Cor
26/04/2012	40	44	44	42,67
21/04/2012	19	19	19	19,00
20/04/2012	36	37	37	36,67
27/03/2012	54	65	64	61,00
16/03/2012	63	61	61	61,67
15/03/2012	40	43	41	41,33
21/02/2012	46	47	47	46,67
14/02/2012	30	28	28	28,67
11/02/2012	4	4	5	4,33
10/02/2012	29	29	29	29,00
09/02/2012	65	65	66	65,33
26/01/2012	13	11	13	12,33
18/01/2012	5	5	7	5,67
20/12/2011	23	25	21	23,00
13/12/2011	18	19	21	19,33
22/11/2011	30	30	27	29,00
25/10/2011	79	84	80	81,00
12/10/2011	48	47	47	47,33
20/01/2011	20	20	20	20,00
19/01/2011	16	15	15	15,33
18/01/2011	12	12	11	11,67
16/01/2011	5	5	5	5,00
14/01/2011	11	11	11	11,00
11/01/2011	8	8	8	8,00
23/11/2010	41	34	36	37,00
22/11/2010	93	94	94	93,67
10/11/2010	46	53	54	51,00
09/11/2010	48	56	57	53,67
26/10/2010	19	24	30	24,33
18/10/2010	27	34	39	33,33
07/10/2010	55	50	60	55,00
02/10/2010	70	71	74	71,67
01/10/2010	115	101	138	118,00
28/09/2010	49	50	54	51,00
27/09/2010	66	68	73	69,00
24/09/2010	788	830	942	853,33
14/07/2010	284	287	317	296,00
10/06/2010	27	24	23	24,67
09/05/2010	10	12	11	11,00
08/05/2010	222	225	247	231,33
23/04/2010	31	31	35	32,33
06/04/2010	15	10	9	11,33
23/03/2010	11	9	13	11,00

Tabela 12: Resultados das análises de turbidez (NTU) em triplicata e médias dos resultados (NTU) das diferentes precipitações coletadas para caracterização

Data chuva	Turbidez em triplicata (NTU)			Média de Turbidez
26/04/2012	7,79	7,38	7,39	7,52
21/04/2012	1,98	1,98	1,95	1,97
20/04/2012	5,68	5,86	5,63	5,72
27/03/2012	9,48	9,62	9,55	9,55
16/03/2012	9,7	10	10	9,90
15/03/2012	6,3	6,35	6,26	6,30
21/02/2012	5,72	5,62	5,94	5,76
14/02/2012	3,06	2,99	3,09	3,05
11/02/2012	0,74	0,78	0,75	0,76
10/02/2012	2,87	2,83	2,91	2,87
09/02/2012	7,81	8,29	7,56	7,89
26/01/2012	2,91	2,75	2,81	2,82
18/01/2012	1,54	1,5	1,51	1,52
20/12/2011	4,09	4,2	4,03	4,11
13/12/2011	3,92	3,49	3,59	3,67
22/11/2011	4,42	4,28	4,38	4,36
25/10/2011	5,95	7,57	8,03	7,18
12/10/2011	7,79	7,39	7,97	7,72
20/01/2011	3,64	3,63	3,54	3,60
19/01/2011	3,46	3,49	3,35	3,43
18/01/2011	2,62	2,6	2,59	2,60
16/01/2011	1,47	1,38	1,41	1,42
14/01/2011	1,41	1,62	1,59	1,54
11/01/2011	1,56	1,51	1,51	1,53
23/11/2010	9,31	8,2	6,82	8,11
22/11/2010	20,6	20,1	20,2	20,30
10/11/2010	6,59	6,23	6,83	6,55
09/11/2010	8,16	9,89	9,83	9,29
26/10/2010	2,88	4,06	4,76	3,90
18/10/2010	3,42	4,18	6,45	4,68
07/10/2010	6,24	6,16	6,38	6,26
02/10/2010	8,29	8,3	8,79	8,46
01/10/2010	20,2	15,1	24	19,77
28/09/2010	5,61	5,86	6,57	6,01
27/09/2010	8,05	8,07	8,56	8,23
24/09/2010	114	125	183	140,67
14/07/2010	124	148	137	136,33
10/06/2010	3,58	3,51	3,38	3,49
09/05/2010	2,46	2,83	3,45	2,91
08/05/2010	39,4	37,6	42,9	39,97
23/04/2010	6,66	6,57	5,45	6,23
06/04/2010	1,51	1,26	1,08	1,28
23/03/2010	1,82	1,71	1,95	1,83

Tabela 13: Resultados das análises de Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos e Sólidos Totais Voláteis (mg/L) das diferentes precipitações coletadas pelo telhado cerâmico para caracterização

Data chuva	Sólidos Totais (mg/L)	Sólidos Totais Fixos (mg/L)	Sólidos Totais Voláteis (mg/L)
26/04/2012	84	50	34
21/04/2012	7	0	7
20/04/2012	152	11	141
27/03/2012	47	8,4	47
16/03/2012	10	0	10
15/03/2012	70	4	66
21/02/2012	69	0,4	69
14/02/2012	110	0	110
11/02/2012	10	0	10
10/02/2012	629	0	629
09/02/2012	169	1	168
26/01/2012	73	0	73
18/01/2012	308	100	208
20/12/2011	81	34	47
13/12/2011	112	56	56
22/11/2011	108	18	90
25/10/2011	44	22	22
12/10/2011	56	28	28
20/01/2011	218	196	22
19/01/2011	160	150	10
18/01/2011	178	120	58
16/01/2011	206	198	8
14/01/2011	192	184	8
11/01/2011	204	114	90
23/11/2010	212	202	10
22/11/2010	230	226	6
10/11/2010	22	2	6
09/11/2010	192	186	6
26/10/2010	142	140	6
18/10/2010	168	162	40
07/10/2010	154	114	20
02/10/2010	34	4	30
01/10/2010	182	44	138
28/09/2010	108	56	52
27/09/2010	120	66	54
24/09/2010	366	250	116
14/07/2010	146	100	46
10/06/2010	132	92	40
09/05/2010	110	66	44
08/05/2010	250	158	92
23/04/2010	88	32	56
06/04/2010	62	12	50
23/03/2010	62	16	46

Tabela 14: Resultados das análises de Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Suspensos Fixos e Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L) das diferentes precipitações coletadas pelo telhado cerâmico para caracterização

Data chuva	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)	Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
26/04/2012	4,2	0,4	3,8
21/04/2012	1,0	0,0	1,0
20/04/2012	3,2	0,2	3,0
27/03/2012	14,8	8,4	6,4
16/03/2012	2,0	0,0	2,0
15/03/2012	1,6	0,0	1,6
21/02/2012	4,6	0,4	4,2
14/02/2012	1,0	0,0	1,0
11/02/2012	1,0	0,0	1,0
10/02/2012	0,8	0,0	0,8
09/02/2012	5,0	0,4	4,6
26/01/2012	2,0	0,0	2,0
18/01/2012	1,0	0,0	1,0
20/12/2011	3,6	0,0	3,6
13/12/2011	2,9	0,0	2,9
22/11/2011	2,0	1,0	1,0
25/10/2011	6,3	0,0	6,3
12/10/2011	5,0	1,0	4,0
20/01/2011	18,0	0,0	18,0
19/01/2011	7,0	2,0	5,0
18/01/2011	4,0	0,0	4,0
16/01/2011	5,0	0,0	5,0
14/01/2011	6,0	4,0	1,0
11/01/2011	7,0	6,0	1,0
23/11/2010	4,0	0,0	4,0
22/11/2010	10,0	4,0	6,0
10/11/2010	2,0	0,0	2,0
09/11/2010	11,0	4,0	6,0
26/10/2010	9,0	4,0	5,0
18/10/2010	5,0	1,0	4,0
07/10/2010	9,0	1,0	8,0
02/10/2010	7,0	1,0	6,0
01/10/2010	16,0	3,0	13,0
28/09/2010	6,0	0,0	6,0
27/09/2010	6,0	1,0	5,0
24/09/2010	154,0	112,0	42,0
14/07/2010	11,0	5,0	6,0
10/06/2010	5,0	0,0	5,0
09/05/2010	11,0	6,0	5,0
08/05/2010	106,0	77,0	29,0
23/04/2010	30,0	20,0	10,0
06/04/2010	4,0	3,0	1,0
23/03/2010	1,0	0,0	1,0

Tabela 15: Resultados das análises de Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Dissolvidos Fixos e Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L) das diferentes precipitações coletadas pelo telhado cerâmico para caracterização

Data chuva	Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L)	Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L)
26/04/2012	79,8	49,6	13,2
21/04/2012	6,0	0,0	6,0
20/04/2012	148,8	10,8	138,0
27/03/2012	32,2	0,0	40,6
16/03/2012	8,0	0,0	8,0
15/03/2012	68,4	4,0	64,4
21/02/2012	64,4	0,0	64,8
14/02/2012	109,0	0,0	109,0
11/02/2012	9,0	0,0	9,0
10/02/2012	628,2	0,0	628,2
09/02/2012	164,0	0,6	163,4
26/01/2012	71,0	0,0	71,0
18/01/2012	307,0	100,0	207,0
20/12/2011	77,4	34,0	43,4
13/12/2011	109,1	56,0	53,1
22/11/2011	106,0	17,0	89,0
25/10/2011	37,7	22,0	15,7
12/10/2011	51,0	27,0	24,0
20/01/2011	200,0	196,0	4,0
19/01/2011	153,0	148,0	5,0
18/01/2011	174,0	120,0	54,0
16/01/2011	201,0	198,0	3,0
14/01/2011	186,0	180,0	7,0
11/01/2011	197,0	108,0	89,0
23/11/2010	208,0	202,0	6,0
22/11/2010	220,0	222,0	0,0
10/11/2010	20,0	2,0	4,0
09/11/2010	181,0	182,0	0,0
26/10/2010	133,0	136,0	1,0
18/10/2010	163,0	161,0	36,0
07/10/2010	145,0	113,0	12,0
02/10/2010	27,0	3,0	24,0
01/10/2010	166,0	41,0	125,0
28/09/2010	102,0	56,0	46,0
27/09/2010	114,0	65,0	49,0
24/09/2010	212,0	138,0	74,0
14/07/2010	135,0	95,0	40,0
10/06/2010	127,0	92,0	35,0
09/05/2010	99,0	60,0	39,0
08/05/2010	144,0	81,0	63,0
23/04/2010	58,0	12,0	46,0
06/04/2010	58,0	9,0	49,0
23/03/2010	61,0	16,0	45,0

Tabela 16. Resultados das análises de coliformes totais e *E. coli* (mg/L) das diferentes precipitações coletadas pelo telhado cerâmico para caracterização

Data chuva	Coliformes Totais (NMP/100ml)	<i>E coli</i>(NMP/100ml)
26/04/2012	24192	0
21/04/2012	> 24192	40
20/04/2012	> 24192	10
27/03/2012	14136	201
16/03/2012	> 24192	122
15/03/2012	> 24192	74
21/02/2012	9280	63
14/02/2012	> 24192	52
11/02/2012	19863	20
10/02/2012	> 24192	74
09/02/2012	> 24192	110
26/01/2012	> 24192	830
18/01/2012	> 24192	17329
20/12/2011	> 24192	24192
13/12/2011	651	0
22/11/2011	> 24192	9804
25/10/2011	24192	275
12/10/2011	> 24192	938
20/01/2011	> 2419,2	> 2419,2
19/01/2011	> 2419,2	> 2419,2
18/01/2011	> 2419,2	547,5
16/01/2011	> 2419,2	488,4
14/01/2011	> 2419,2	178,5
11/01/2011	> 2419,2	64,6
23/11/2010	> 2419,2	> 2419,2
22/11/2010	> 2419,2	> 2419,2
10/11/2010	> 2419,2	83,6
09/11/2010	> 2419,2	238,2
26/10/2010	> 2419,2	360,9
18/10/2010	> 2419,2	> 2419,2
07/10/2010	> 2419,2	> 2419,2
02/10/2010	> 2419,2	> 2419,2
01/10/2010	> 2419,2	1732,9
28/09/2010	> 2419,2	> 2419,2
27/09/2010	> 2419,2	> 2419,2
24/09/2010	> 2419,2	> 2419,2
14/07/2010	> 2419,2	640,5
10/06/2010	> 2419,2	1732,9
09/05/2010	> 2419,2	19,5
08/05/2010	> 2419,2	31,4
23/04/2010	> 2419,2	178,2
06/04/2010	> 2419,2	> 2419,2
23/03/2010	1299,7	20,1

Com base nos resultados apresentados, nota-se que as águas pluviais coletadas, tanto do telhado de fibrocimento como do telhado cerâmico, e armazenadas, necessitam de tratamento prévio ao uso, mesmo que para aproveitamento não potável, visto que, em geral, as variáveis cor (uH), turbidez (NTU), coliformes totais e *E.coli* (NMP/100mL) apresentam-se em valores inadequados para fins não potáveis, de acordo com a norma NBR 15527, publicada pela ABNT em 2007. A partir dos resultados expostos, é possível verificar que são recomendados processos de filtração, para a remoção de sólidos, e de desinfecção, para inativação de microrganismos patogênicos potencialmente presentes na água.

5.1.3 Teste de hipóteses

A aplicação do “Teste-T: duas amostras presumindo variâncias diferentes” apresentou resultados divergentes, colocando em questionamento a viabilidade de sua utilização, por exemplo, para a precipitação de 19 de janeiro de 2011 (média do parâmetro cor de 15,33 uH) o teste resultou em diferença estatisticamente significativa para a comparação com a precipitação de 10 de junho de 2010 (média do parâmetro cor de 24,67 uH), e resultou não existir diferença estatisticamente significativa para a comparação com a precipitação de 26 de outubro de 2010 (média do parâmetro cor de 24,33 uH); para a precipitação de 18 de janeiro de 2011 (média do parâmetro cor de 11,67 uH) o teste resultou em diferença estatisticamente significativa para a comparação com a precipitação de 19 de janeiro de 2011 (média do parâmetro cor de 15,33 uH), e resultou não existir diferença estatisticamente significativa para a comparação com a precipitação de 26 de outubro de 2010 (média do parâmetro cor de 24,33 uH).

5.1.3.1 Cor Aparente

Os resultados de $P(T \leq t)$ do teste-T para a variável cor aparente estão apresentados na Tabela 17. Os valores em preto indicam que o teste-T apresentou como resultado que as médias do par de precipitações submetido ao teste para a variável cor aparente são estatisticamente diferentes. Os valores coloridos indicam que o teste-T apresentou como resultado que as médias do par de precipitações submetido ao teste para a variável cor aparente são estatisticamente iguais.

5.1.3.2 Turbidez

Os resultados de $P(T \leq t)$ do teste-T para a variável turbidez estão apresentados na Tabela 18. Os valores em preto indicam que o teste-T apresentou como resultado que as médias do par de precipitações submetido ao teste para a variável turbidez são estatisticamente diferentes. Os valores coloridos indicam que o teste-T apresentou como resultado que as médias do par de precipitações submetido ao teste para a variável turbidez são estatisticamente iguais.

5.1.3.3 Cruzamento entre os resultados de Cor Aparente e Turbidez

A Tabela 19 apresenta o cruzamento dos resultados apresentados nas Tabela 17 e Tabela 18, sendo que: i) as células nomeadas como ‘cor’ indicam que no cruzamento entre as Tabela 17 e Tabela 18 apenas a variável cor aparente apresentou médias estatisticamente iguais para o par de precipitações submetido ao teste; ii) as células nomeadas como ‘TB’ indicam que no cruzamento entre as Tabela 17 e Tabela 18 apenas a variável turbidez apresentou médias estatisticamente iguais para o par de precipitações submetido ao teste; iii) as células nomeadas como ‘ambos’ indicam que no cruzamento entre as Tabela 17 e Tabela 18 tanto a variável cor aparente como a variável turbidez apresentaram médias estatisticamente iguais para o par de precipitações submetido ao teste.

5.1.4 Análise de Componentes Principais

A Tabela 20 apresenta a matriz de correlação entre as variáveis físico-químicas e microbiológicas consideradas significativas com um nível de significância $\alpha=0,05$ para o modelo de análise de componentes principais.

Tabela 20: Matriz de correlação entre as variáveis físico-químicas e microbiológicas, com destaque das correlações consideradas significativas com um nível de significância $\alpha=0,05$ para o modelo de análise de componentes principais.

	Vol	Dias	Cor	Turbidez	ST	SST	SDT	STF	SSF	SDF	STV	SSV	SDV	pH	°C	Col. Totais	E. Coli
Vol	1	-0,107	-0,174	-0,104	0,072	-0,168	0,120	0,103	-0,146	0,154	-0,002	-0,214	0,015	0,141	0,070	0,103	0,112
Dias	-0,107	1	0,586	0,792	0,106	0,476	-0,013	0,114	0,472	-0,014	0,030	0,457	-0,005	-0,010	-0,197	-0,087	-0,113
Cor	-0,174	0,586	1	0,893	0,314	0,874	0,102	0,365	0,867	0,144	0,067	0,832	0,004	-0,084	-0,201	-0,171	-0,041
Turbidez	-0,104	0,792	0,893	1	0,256	0,679	0,092	0,333	0,672	0,166	0,028	0,649	-0,021	-0,019	-0,303	-0,200	-0,047
ST	0,072	0,106	0,314	0,256	1	0,349	0,969	0,480	0,342	0,420	0,745	0,340	0,718	0,048	0,092	-0,114	0,081
SST	-0,168	0,476	0,874	0,679	0,349	1	0,106	0,438	0,993	0,187	0,050	0,949	-0,021	0,000	-0,141	-0,252	-0,054
SDT	0,120	-0,013	0,102	0,092	0,969	0,106	1	0,394	0,100	0,396	0,777	0,110	0,767	0,051	0,135	-0,054	0,100
STF	0,103	0,114	0,365	0,333	0,480	0,438	0,394	1	0,403	0,964	-0,225	0,494	-0,260	0,048	-0,185	-0,589	0,022
SSF	-0,146	0,472	0,867	0,672	0,342	0,993	0,100	0,403	1	0,147	0,070	0,905	0,002	0,011	-0,129	-0,217	-0,052
SDF	0,154	-0,014	0,144	0,166	0,420	0,187	0,396	0,964	0,147	1	-0,263	0,273	-0,282	0,049	-0,163	-0,574	0,039
STV	-0,002	0,030	0,067	0,028	0,745	0,050	0,777	-0,225	0,070	-0,263	1	-0,004	0,997	0,014	0,235	0,326	0,073
SSV	-0,214	0,457	0,832	0,649	0,340	0,949	0,110	0,494	0,905	0,273	-0,004	1	-0,079	-0,028	-0,164	-0,322	-0,053
SDV	0,015	-0,005	0,004	-0,021	0,718	-0,021	0,767	-0,260	0,002	-0,282	0,997	-0,079	1	0,019	0,246	0,343	0,078
pH	0,141	-0,010	-0,084	-0,019	0,048	0,000	0,051	0,048	0,011	0,049	0,014	-0,028	0,019	1	-0,323	0,047	0,400
°C	0,070	-0,197	-0,201	-0,303	0,092	-0,141	0,135	-0,185	-0,129	-0,163	0,235	-0,164	0,246	-0,323	1	0,371	-0,085
Col. Totais	0,103	-0,087	-0,171	-0,200	-0,114	-0,252	-0,054	-0,589	-0,217	-0,574	0,326	-0,322	0,343	0,047	0,371	1	0,248
E. Coli	0,112	-0,113	-0,041	-0,047	0,081	-0,054	0,100	0,022	-0,052	0,039	0,073	-0,053	0,078	0,400	-0,085	0,248	1

Vol (mm) – volume; Dias – Período de estiagem (em dias) precedente à coleta; Cor (uH) – Cor Aparente; Turbidez (UT); ST (mg/L) – Sólidos Totais; SST (mg/L) – Sólidos Suspensos Totais; SDT (mg/L) – Sólidos Dissolvidos Totais; STF (mg/L) – Sólidos Totais Fixos; SSF (mg/L) – Sólidos Suspensos Fixos; SDF (mg/L) – Sólidos Dissolvidos Fixos; STV (mg/L) – Sólidos Totais Voláteis; SSV (mg/L) – Sólidos Suspensos Voláteis; SDV (mg/L) – Sólidos Dissolvidos Voláteis; pH; °C (graus Celsius) – Temperatura da água; Col. Totais (NMP em 100mL) – Coliformes Totais; E. Coli (NMP em 100mL) – Coliformes Termotolerantes E. Coli.

A partir da observação da Tabela 20 é possível notar elevado coeficiente de correlação entre período de estiagem e turbidez (0,792), o que pode ser explicado por estudo realizado por Yaziz *et al.*(1989), no qual os autores concluíram que a deposição de poluentes provenientes da atmosfera nas superfícies dos telhados durante o período seco exerce grande influência sobre a qualidade das águas escoadas por essas superfícies, sendo que quanto maior o período de estiagem, maior a quantidade de poluentes depositados nas superfícies dos telhados. Também é possível observar elevados coeficientes de correlação entre cor aparente e turbidez (0,893); cor aparente e sólidos suspensos totais (0,874); cor aparente e sólidos suspensos fixos (0,867); cor aparente e sólidos suspensos voláteis (0,832). De acordo com Von Sperling (2005), na

análise de cor aparente pode estar incluída uma parcela devida à turbidez, a qual é constituída, principalmente, por sólidos em suspensão.

A Tabela 21 apresenta as medidas descritivas do modelo empregado na extração de fatores, aplicado o critério da porcentagem da variância.

Tabela 21: Medidas descritivas do modelo empregado na extração de fatores

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8
Autovalor	5,519	3,562	2,483	1,574	1,058	0,959	0,688	0,504
Variabilidade (%)	32,467	20,953	14,606	9,256	6,221	5,642	4,045	2,965
% acumulada	32,467	53,421	68,027	77,283	83,504	89,146	93,191	96,156

Ao observar a Tabela 21 é possível notar que o modelo que melhor se ajustou aos dados foi aquele composto por 8 fatores, de modo a explicar 96,156% da variabilidade total das variáveis originais. Também é possível verificar que os fatores 1 (F1), 2 (F2), 3 (F3), 4 (F4), 5 (F5), 6 (F6), 7 (F7) e 8 (F8) explicaram, respectivamente, 32,467%; 20,953%; 14,606%; 9,256%, 6,221%, 5,642%, 4,045% e 2,965% da variabilidade total, concentrando em 8 fatores 96,156% das informações.

Na Tabela 22 são apresentadas as cargas fatoriais (correlação entre as variáveis originais e os fatores) dos fatores extraídos, aplicado o critério da porcentagem da variância.

A partir da observação da Tabela 22 é possível considerar que o fator 1 (F1) é influenciado, principalmente, pelas variáveis qualitativas cor aparente (uH), turbidez (UT), sólidos suspensos – totais, fixos e voláteis (mg/L), sólidos totais(mg/L), sólidos totais fixos (mg/L) e pelo período de estiagem (dias); o fator 2 (F2) é principalmente influenciado pelas variáveis sólidos totais (mg/L), sólidos totais voláteis (mg/L), sólidos dissolvidos - totais e voláteis (mg/L); o fator 3 (F3) sofre influências significativas das variáveis sólidos fixos – totais e dissolvidos (mg/L) e coliformes totais (NMP em 100mL); o fator 4 (F4) é fortemente influenciado pelas variáveis qualitativas pH, temperatura (°C) e *E coli.* (NMP em 100mL); o fator 5 (F5) sofre maiores influências pelo volume precipitado (mm) e temperatura (°C); o fator 6 (F6) é influenciado principalmente por volume precipitado (mm) e período de estiagem (dias); o fator 7 (F7) sofre maior influência por *E coli.* (NMP em 100mL); e o fator 8 (F8) é influenciado principalmente pelo pH.

Tabela 22: Cargas fatoriais dos fatores extraídos

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8
Vol	-0,141	0,118	0,324	0,231	0,483	0,647	-0,345	-0,177
Dias	0,591	-0,105	-0,396	0,097	-0,182	0,478	0,280	0,250
Cor	0,896	-0,062	-0,318	0,030	0,085	0,030	0,047	-0,115
Turbidez	0,819	-0,100	-0,281	0,119	-0,100	0,330	0,218	-0,010
ST	0,525	0,787	0,313	-0,051	-0,045	-0,013	0,007	0,007
SST	0,910	-0,066	-0,227	0,007	0,187	-0,185	-0,190	-0,014
SDT	0,317	0,852	0,392	-0,056	-0,098	0,035	0,058	0,012
STF	0,647	-0,113	0,720	-0,071	0,118	-0,013	0,107	0,064
SSF	0,889	-0,048	-0,256	0,022	0,199	-0,167	-0,212	-0,016
SDF	0,443	-0,108	0,852	-0,083	0,070	0,034	0,177	0,074
STV	0,089	0,960	-0,197	-0,002	-0,147	-0,006	-0,070	-0,046
SSV	0,902	-0,110	-0,143	-0,031	0,143	-0,220	-0,122	-0,014
SDV	0,021	0,965	-0,183	0,002	-0,159	0,010	-0,062	-0,045
pH	0,001	0,037	0,172	0,819	-0,108	-0,104	-0,268	0,442
°C	-0,259	0,352	-0,137	-0,468	0,606	-0,076	0,145	0,359
Col. Totais	-0,417	0,360	-0,522	0,234	0,380	0,043	0,152	0,047
E. Coli	-0,060	0,158	0,119	0,730	0,280	-0,267	0,417	-0,236

Vol (mm) – volume; Dias – Período de estiagem (em dias) precedente à coleta; Cor (uH) – Cor Aparente; Turbidez (UT); ST (mg/L) – Sólidos Totais; SST (mg/L) – Sólidos Suspensos Totais; SDT (mg/L) – Sólidos Dissolvidos Totais; STF (mg/L) – Sólidos Totais Fixos; SSF (mg/L) – Sólidos Suspensos Fixos; SDF (mg/L) – Sólidos Dissolvidos Fixos; STV (mg/L) – Sólidos Totais Voláteis; SSV (mg/L) – Sólidos Suspensos Voláteis; SDV (mg/L) – Sólidos Dissolvidos Voláteis; pH; °C (graus Celsius) – Temperatura da água; Col. Totais (NMP em 100mL) – Coliformes Totais; E. Coli (NMP em 100mL) – Coliformes Termotolerantes E. Coli.

Ao observar as Tabela 21 e Tabela 22 é possível verificar que o fator 1 (F1) explica 32,467% da variabilidade dos dados e está associado com variáveis indicativas da deposição de sólidos durante o período de estiagem; o fator 2 (F2) explica 20,953% da variabilidade dos dados e está associado com variáveis indicativas de decomposição de matéria orgânica, principalmente de origem vegetal, no caso de águas pluviais, pode estar associado à presença de vegetação nos arredores do local de coleta; o fator 3 (F3) explica 14,606% da variabilidade dos dados e está associado com uma variável indicativa de contaminação fecal e outra indicativa de matéria inorgânica ou mineral, a contaminação pode estar relacionada à presença de aves e pequenos mamíferos nos arredores do local de coleta e a matéria mineral ao transporte de sedimentos pois há caminhos de terra nos arredores; o fator 4 (F4) explica 9,256% da variabilidade dos dados e está associado com pH, temperatura e *E. coli.*, o que indica presença de

organismos de vida livre que podem apresentar diferentes resistências às variações de pH das águas pluviais; o fator 5 (F5) explica 6,221% da variabilidade dos dados e está associado com volume precipitado e temperatura, duas variáveis independentes das demais; fator 6 (F6) explica 5,642% da variabilidade dos dados e está associado com volume precipitado e período de estiagem, ambos independentes das demais variáveis; o fator 7 (F7) explica 4,045% da variabilidade dos dados e indica contaminação fecal; e o fator 8 (F8) explica 2,965% da variabilidade dos dados e está relacionado principalmente com pH e temperatura, variáveis interdependentes.

A Figura 32 apresenta um gráfico do primeiro fator versus segundo fator, para possibilitar uma visualização mais detalhada dos dados, considerando as indicações de Moita Neto e Moita (1998) de que um gráfico do primeiro fator versus o segundo fator oferece uma janela estatisticamente privilegiada para a observação dos dados.

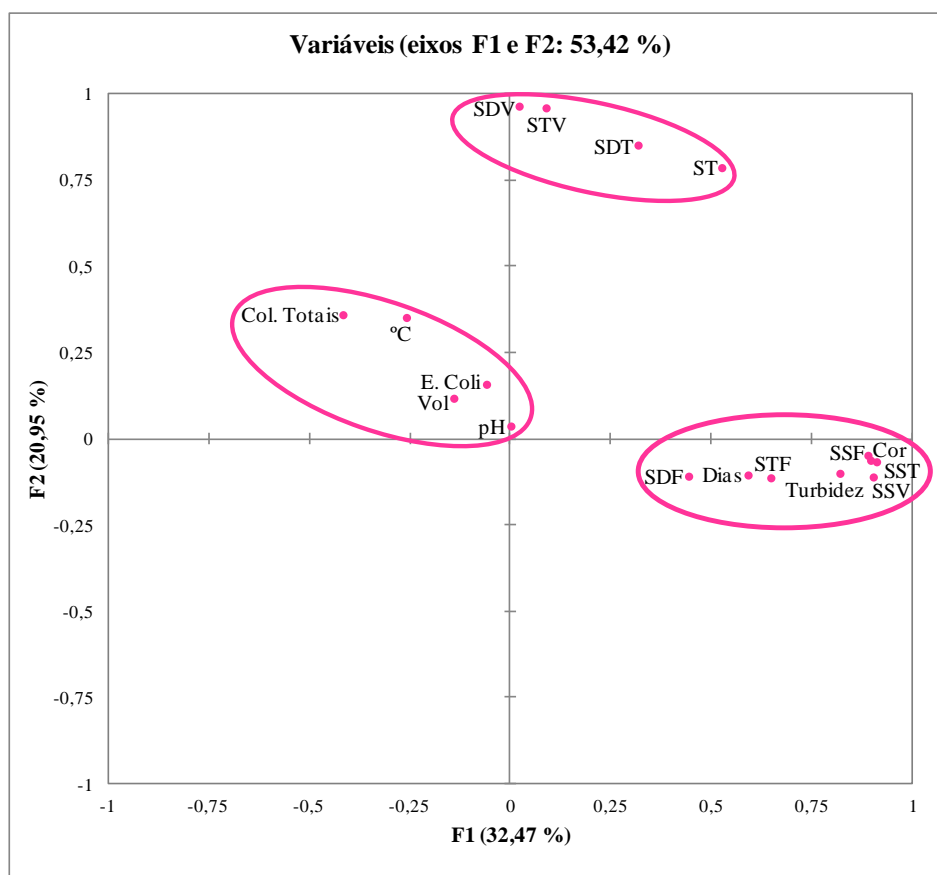


Figura 32. Gráfico de cargas fatoriais para os dois primeiros fatores – F1 e F2

A partir da observação da Figura 32 é possível visualizar três agrupamentos de variáveis, sendo que as variáveis foram agrupadas em função das inter-relações apresentadas entre si. É possível verificar um agrupamento com variáveis que indicam deposição de sólidos durante período de estiagem; um agrupamento com variáveis que

indicam presença e decomposição de matéria orgânica; um agrupamento que sugere que a presença de organismos de vida livre e a contaminação fecal são influenciados pelo pH, pela temperatura e pelo volume precipitado.

5.1.5 *Teste de Mann-Whitney*

5.1.5.1 *Comparação entre águas pluviais coletadas dos telhados cerâmico e de fibrocimento e armazenadas*

A Tabela 23 apresenta os p-valores calculados com $\alpha=0,05$ do teste de Mann-Whitney, para comparação entre águas pluviais coletadas de telhados cerâmico e de fibrocimento e armazenadas, bem como as médias e desvios padrão das variáveis para ambos os telhados.

Tabela 23. p-valores calculados com $\alpha=0,05$ para comparação entre águas pluviais coletadas de telhados cerâmico e de fibrocimento e armazenadas

	p-valor (unilateral à esquerda): Fibrocimento > Cerâmico	p-valor (unilateral à direita): Cerâmico > Fibrocimento	Média telhado cerâmico	Desvio padrão telhado cerâmico	Média telhado fibrocimento	Desvio padrão telhado fibrocimento
Temperatura (°C)	0,023	0,978	22,874	2,486	24,289	2,004
pH	< 0,0001	1,000	6,801	0,547	7,532	0,367
Cor (uH)	0,169	0,835	66,364	134,635	52,463	37,978
Turbidez (NTU)	0,086	0,917	12,583	28,918	9,273	7,943
Sólidos Totais (mg/L)	0,975	0,026	141,326	110,397	204,278	392,584
Sólidos Totais Fixos (mg/L)	0,978	0,023	74,949	76,359	22,656	24,687
Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	0,379	0,627	66,721	99,495	181,622	397,946
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	0,163	0,841	11,205	12,220	12,001	27,450
Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)	0,056	0,946	6,181	20,407	5,267	7,667
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	0,238	0,767	5,773	7,578	5,938	5,327
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	0,986	0,014	129,325	104,061	193,073	394,303
Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L)	0,997	0,003	68,767	70,653	17,389	25,353
Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L)	0,379	0,627	60,553	99,972	175,684	398,468
Coliformes Totais (NMP/100ml)	0,53	0,259	10278,570	10320,680	10382,278	10559,930
<i>E coli</i> (NMP/100ml)	1	< 0,0001	2024,707	4574,039	1288,167	4679,942

Ao analisar a Tabela 23 nota-se que, de modo geral, as amostras de águas pluviais submetidas ao teste de Mann-Whitney com nível de significância $\alpha=0,05$ não apresentaram diferenças estatisticamente significativas para as variáveis analisadas.

Para o teste unilateral à esquerda (fibrocimento > cerâmico) o teste rejeitou a hipótese nula H_0 , de que as médias são estatisticamente iguais, apenas para temperatura e pH, com risco de, respectivamente, 2,3% e <0,01% de rejeitar a hipótese nula H_0 quando ela é verdadeira, de modo a indicar que as águas coletadas do telhado de fibrocimento apresentam valores de temperatura e pH superiores àqueles das águas coletadas do telhado cerâmico.

Para o teste unilateral à direita (cerâmico > fibrocimento) o teste rejeitou a hipótese nula H_0 , de que as médias são estatisticamente iguais, para as variáveis sólidos

totais (mg/L), sólidos totais fixos (mg/L), sólidos dissolvidos totais (mg/L), sólidos dissolvidos fixos (mg/L) e *E. coli* (NMP.100mL⁻¹), com riscos de, respectivamente, 2,6%, 2,3%, 1,4%, 0,3% e <0,01% de rejeitar a hipótese nula *H0* quando ela é verdadeira. Esses resultados indicam que as águas pluviais coletadas do telhado cerâmico apresentam maior quantidade de sólidos totais (mg/L), sólidos totais fixos (mg/L), sólidos dissolvidos totais (mg/L), sólidos dissolvidos fixos (mg/L) e *E. coli* (NMP.100mL⁻¹), o que sugere que essas águas são mais atingidas por contaminação fecal de animais de sangue quente, uma suposta explicação para isso é que a área de coleta do telhado cerâmico faz parte de uma área maior, que constitui o telhado de um prédio, e área de coleta do telhado de fibrocimento encontra-se mais isolada, de modo que a área do telhado cerâmico possibilita maior trânsito de animais. Os sólidos dissolvidos totais podem conter matéria orgânica, de origem vegetal ou animal, em decomposição, de modo que a maior contaminação fecal pode incrementar a presença de matéria orgânica em decomposição (restos de folhas e frutos possivelmente presentes nas fezes dos animais). Os sólidos fixos indicam matéria inorgânica, possivelmente partículas de areia, argila, depositadas em algum local da superfície do telhado ou das calhas e tubulações.

5.2 Etapa 2: Montagem experimental

5.2.1 Análise granulométrica dos meios filtrantes

As Tabela 24, Tabela 25 e Tabela 26 apresentam os resultados dos ensaios de peneiramento dos meios filtrantes areia média “Teo Tokus”, areia grossa “Teo Tokus”, e areia fina “Erga”, respectivamente.

Tabela 24: Resultados do peneiramento do meio filtrante areia média “Teo Tokus”

Peneiras	Material Retido			% Que Passa da Amostra Total	Peneiras (mm)
	Peso (g)	% Amostra Total	% Acumulada		
3 pol	0,00	0	0	100	76,2
2 pol	0,00	0	0	100	50,8
1 1/2 pol	0,00	0	0	100	38,1
1 pol	0,00	0	0	100	25,4
3/4 pol	0,00	0	0	100	19,1
3/8 pol	0,00	0	0	100	9,5
N ^o 4	0,00	0	0	100	4,8
N ^o 10	0,00	0	0	100	2,4
N ^o 16	0,00	0	0	100	1,2
N ^o 30	429,40	99	99	1	0,6
N ^o 40	2,20	1	100	0	0,42
N ^o 50	0,00	0	100	0	0,3
N ^o 100	0,00	0	100	0	0,15
N ^o 200	0,00	0	100	0	0,074

Tabela 25: Resultados do peneiramento do meio filtrante areia grossa “Teo Tokus”

Peneiras	Material Retido			% Que Passa da Amostra Total	Peneiras (mm)
	Peso (g)	% Amostra Total	% Acumulada		
3 pol	0,00	0	0	100	76,2
2 pol	0,00	0	0	100	50,8
1 1/2 pol	0,00	0	0	100	38,1
1 pol	0,00	0	0	100	25,4
3/4 pol	0,00	0	0	100	19,1
3/8 pol	0,00	0	0	100	9,5
N ^o 4	0,00	0	0	100	4,8
N ^o 10	271,10	43	43	57	2,4
N ^o 16	357,10	57	100	0	1,2
N ^o 30	0,00	0	100	0	0,6
N ^o 40	0,00	0	100	0	0,42
N ^o 50	0,00	0	100	0	0,3
N ^o 100	0,00	0	100	0	0,15
N ^o 200	0,00	0	100	0	0,074

Tabela 26: Resultados do peneiramento do meio filtrante areia fina “Erga”

Peneiras	Material Retido			% Que Passa da Amostra Total	Peneiras (mm)
	Peso (g)	% Amostra Total	% Acumulada		
3 pol	0,00	0	0	100	76,2
2 pol	0,00	0	0	100	50,8
1 1/2 pol	0,00	0	0	100	38,1
1 pol	0,00	0	0	100	25,4
3/4 pol	0,00	0	0	100	19,1
3/8 pol	0,00	0	0	100	9,5
N ^o 4	0,00	0	0	100	4,8
N ^o 10	0,00	0	0	100	2,4
N ^o 16	75,80	17	17	83	1,2
N ^o 30	292,30	64	81	19	0,6
N ^o 40	75,40	16	97	3	0,42
N ^o 50	11,70	3	100	0	0,3
N ^o 100	0,00	0	100	0	0,15
N ^o 200	0,00	0	100	0	0,074

A Figura 33 apresenta as curvas granulométricas referentes aos resultados das Tabela 24, Tabela 25 e Tabela 26.

A partir da observação da Figura 33 é possível inferir os valores de D_{60} e D_{10} , e calcular os coeficientes de desuniformidade das areias em estudo. Os valores inferidos e os coeficientes de desuniformidade calculados são apresentados na Tabela 27.

Tabela 27: Valores de D_{10} e D_{60} inferidos a partir das curvas granulométricas, sendo Amostra A: areia grossa “Teo Tokus”; Amostra B: areia média “Teo Tokus”; Amostra C: areia fina “Erga”

	Amostra A	Amostra B	Amostra C
D_{10}	1,7	0,64	0,53
D_{60}	2,5	0,9	0,93
Coefficiente de desuniformidade	1,470588	1,40625	1,754717
Dmax	< 4,8mm	< 1,2mm	< 2,4mm
Dmin	> 1,2mm	> 0,6mm	> 0,3mm

A comparação com os valores fornecidos pelas empresas foi satisfatória, sendo que a areia grossa Teo Tokus teve tamanho efetivo fornecido de 1,84 e verificado de 1,7, a areia média Teo Tokus teve tamanho efetivo fornecido de 0,67 e verificado de 0,64 e a areia fina ERGA tamanho efetivo fornecido de 0,52 e verificado de 0,53.

Os coeficientes de desuniformidade indicados pelos fornecedores também apresentaram valores bem próximos aos encontrados. Considerando-se que a verificação do tamanho efetivo e consequente coeficiente de desuniformidade são dependentes do traçado do gráfico, as diferenças entre os valores indicados pelos fornecedores e os encontrados por meio do teste de peneiramento podem ser consideradas desprezíveis.

A única divergência entre as informações fornecidas pelas empresas e os resultados obtidos pelo teste de peneiramento foi o tamanho máximo dos grãos da areia fina ERGA, cuja amostra apresentou cerca de 17% dos grãos com diâmetros equivalentes superiores àqueles esperados. Desse modo, a areia fina ERGA mostrou-se mais desuniforme e com granulometria semelhante à da areia média Teo Tokus, a qual, entretanto, é praticamente uniforme. O desempenho dos filtros pode ser afetado pela desuniformidade dos grãos das areias.

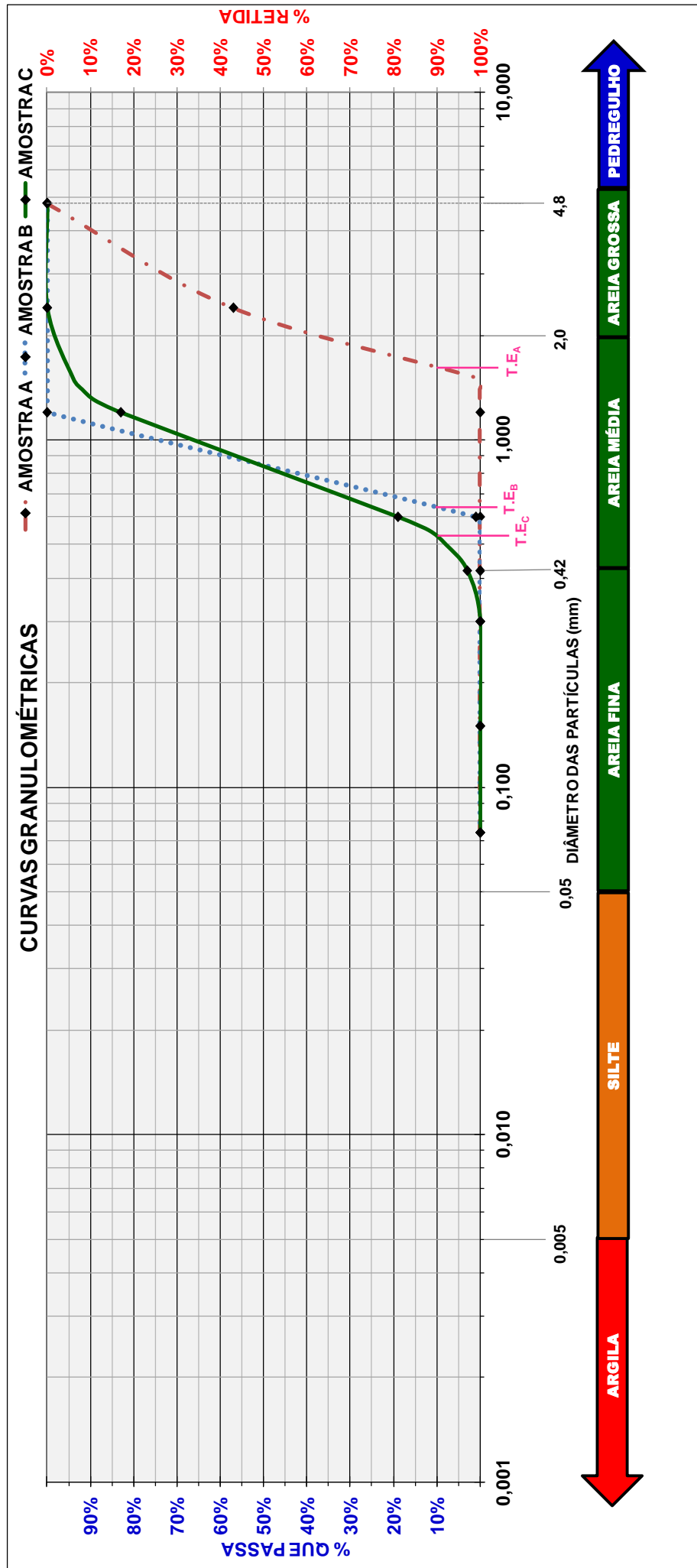


Figura 33: Curvas granulométricas dos meios filtrantes, sendo Amostra A: areia grossa “Teo Tokus”; Amostra B: areia média “Teo Tokus”; Amostra C: areia média “Erga”

5.3 Etapa 3: Coleta em escala real, ensaios nas unidades em escala de laboratório e ensaios em escala real

5.3.1 Ensaios em Jarrest

5.3.1.1 Chuva de 15 de abril de 2012

As Figura 34, Figura 35, Figura 36 e Figura 37 apresentam os valores de cor aparente (uH), turbidez (NTU), temperatura (°C) e pH após filtração em papel whatman 40, após ensaio em Jarrest, com aplicação de amido de milho catiônico e não iônico, em água pluvial coletada em 15 de abril de 2012 e armazenada. A partir dos resultados obtidos em ensaio Jarrest foi selecionada a dosagem de 6 mg/L de amido de milho catiônico para aplicação em escala real.

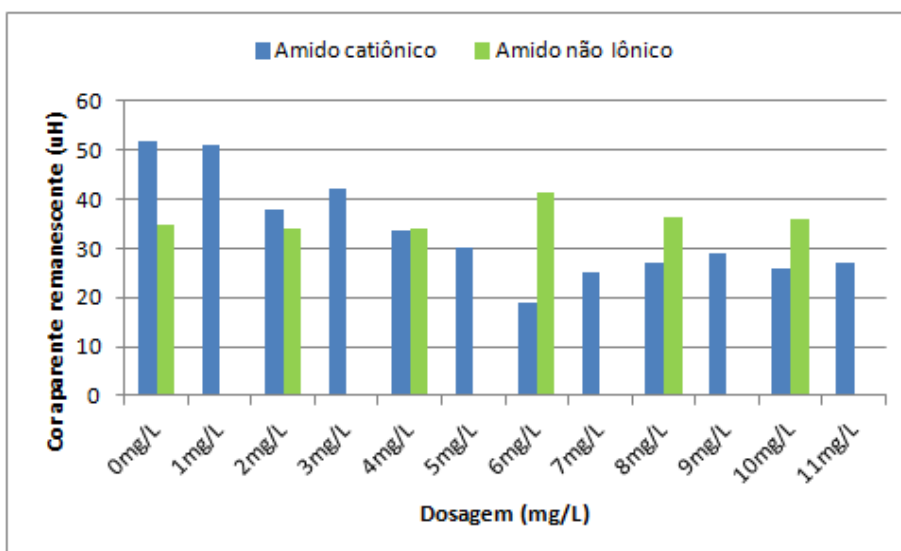


Figura 34. Cor aparente (uH) remanescente após filtração em papel whatman 40

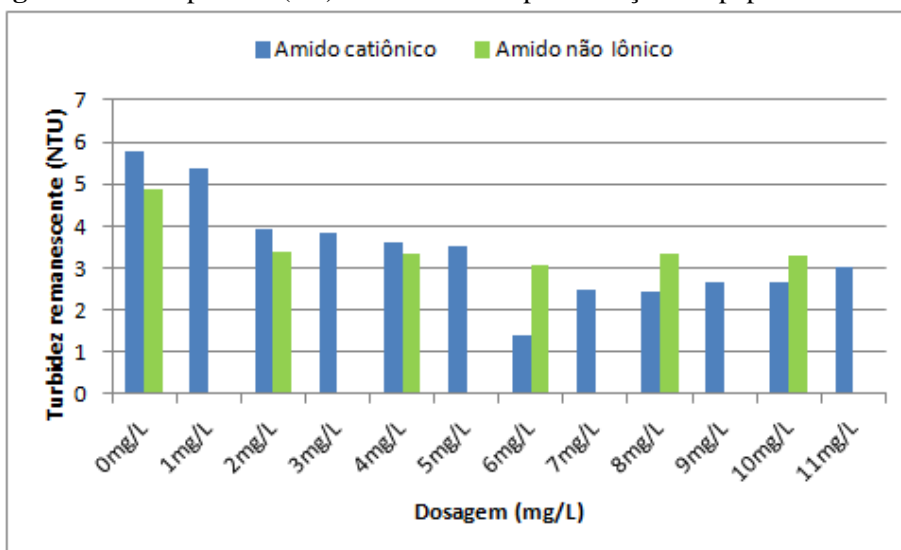


Figura 35. Turbidez (NTU) remanescente após filtração em papel whatman 40

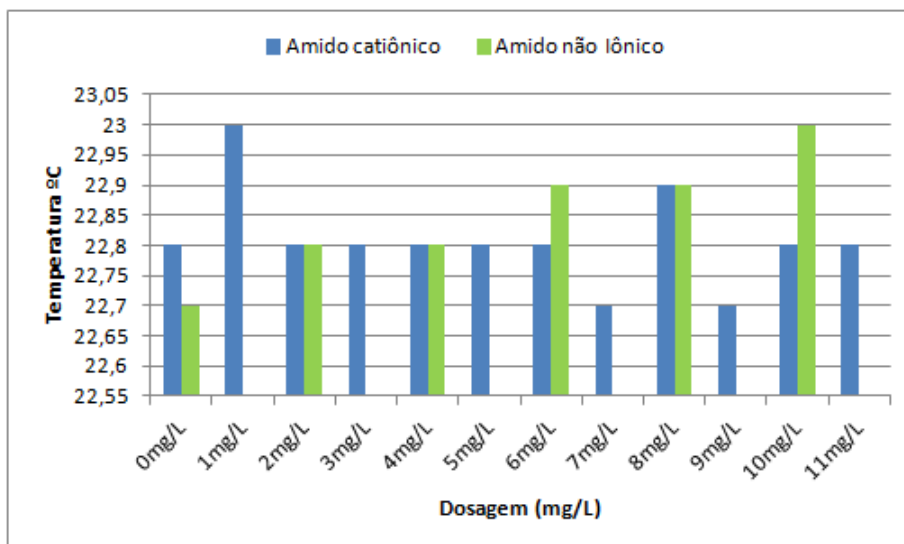


Figura 36. Temperatura (°C) após filtração em papel whatman 40

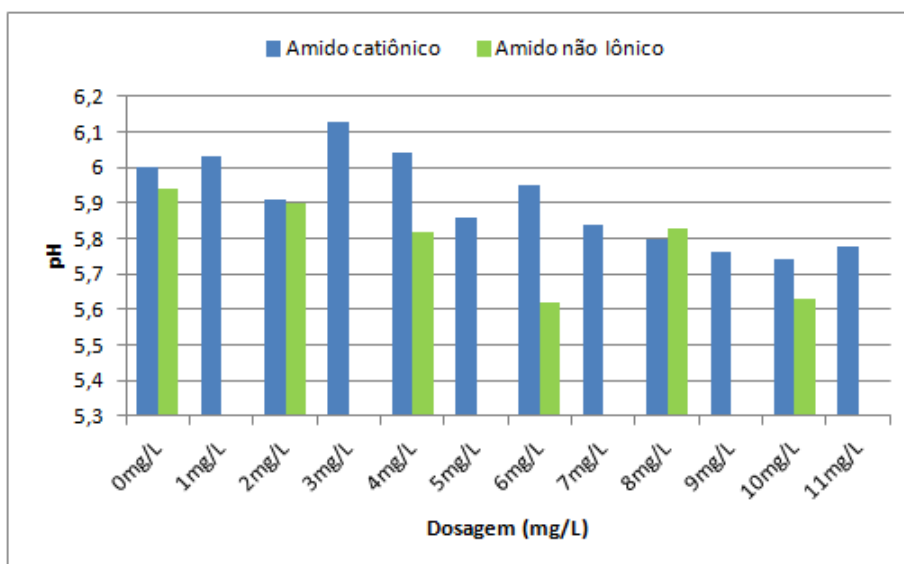


Figura 37. pH após filtração em papel whatman 40

5.3.1.2 Chuva de 21 de abril de 2012

As Figura 38, Figura 39, Figura 40 e Figura 41 apresentam os valores de cor aparente (uH), turbidez (NTU), temperatura (°C) e pH após filtração em papel whatman 40, após ensaio em Jarteste, com aplicação de amido de milho catiônico e não iônico, e de cloreto férrico em água pluvial coletada em 21 de abril de 2012 e armazenada. A partir dos resultados obtidos em ensaio Jarteste foi selecionadas as dosagens de 4 mg/L de amido de milho catiônico e não iônico, e 3 mg/L de cloreto férrico para aplicação em escala real.

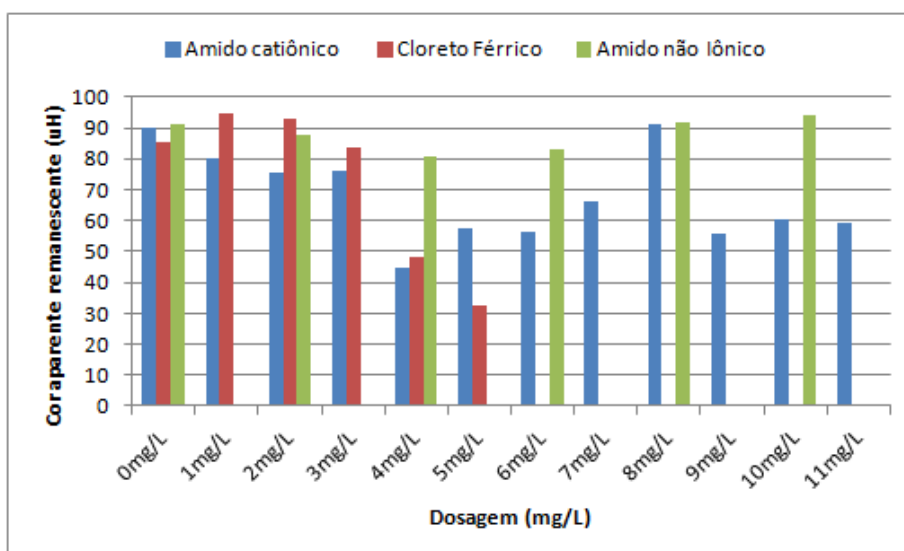


Figura 38. Cor aparente (uH) remanescente após filtração em papel whatman 40

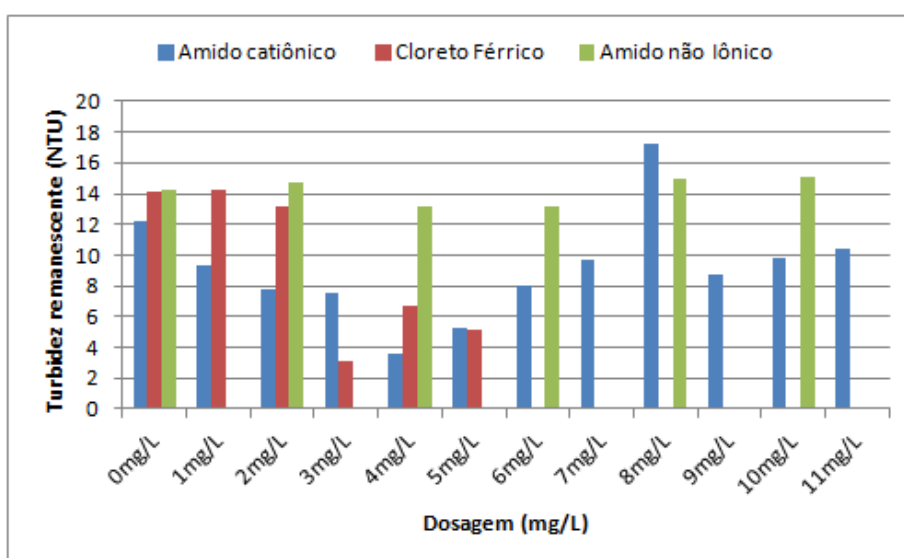


Figura 39. Turbidez (NTU) remanescente após filtração em papel whatman 40

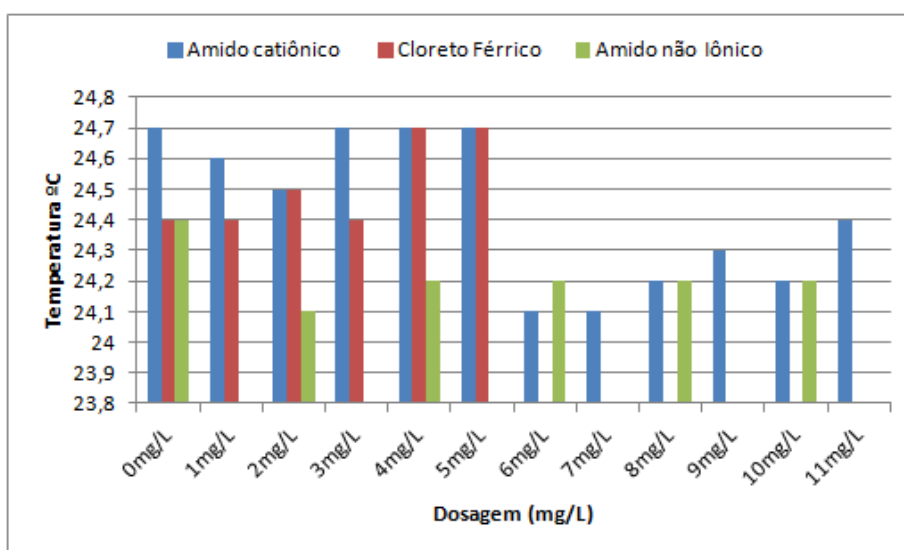


Figura 40. Temperatura (°C) após filtração em papel whatman 40

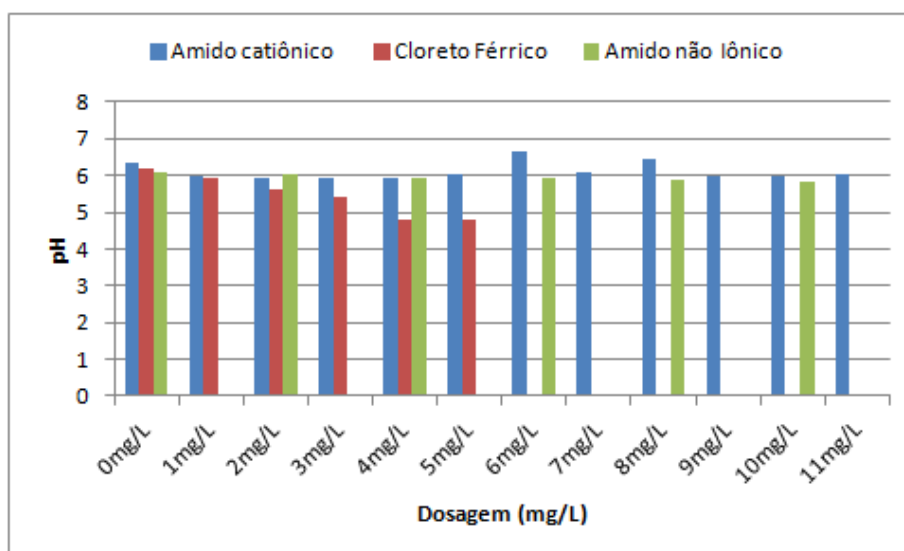


Figura 41. pH após filtração em papel whatman 40

Ao observar a Figura 41 é possível verificar que o aumento da dosagem de cloreto férrico ocasiona queda do pH, o mesmo não acontece com o aumento da dosagem de amido de milho, catiônico ou não iônico, conforme mencionado por Richter (2009), a adição de um coagulante orgânico à água praticamente não altera o seu pH.

A dosagem de cloreto férrico aplicada para esta chuva pode não ter sido a dosagem ótima, optou-se por utilizar a dosagem mais baixa que apresentou maior remoção de turbidez (NTU) da água, pois é considerado que materiais em suspensão na água podem ser mais prejudiciais (abrigar organismos patogênicos dos processos de desinfecção, quando aplicados) do que elevada cor aparente (uH). Ademais, Richter (2009) alerta que a filtração direta é viável somente quando a dosagem de cloreto férrico está entre 5 e 6 mg/L, pois caso contrário o volume do floco produzido, função da dosagem, bloqueia rapidamente o leito filtrante, provocando carreiras de filtração curtas e um excessivo gasto em água de lavagem.

5.3.1.3 **Chuva de 12 de maio de 2012**

As Figura 42, Figura 43, Figura 44 e Figura 45 apresentam os valores de cor aparente (uH), turbidez (NTU), temperatura (°C) e pH após filtração em papel whatman 40, após ensaio em Jarreste, com aplicação de amido de milho catiônico e não iônico, e de cloreto férrico em água pluvial coletada em 12 de maio de 2012 e armazenada. A partir dos resultados obtidos em ensaio Jarreste foram selecionadas as dosagens de 2 mg/L de amido de milho catiônico, 5 mg/L de cloreto férrico e 10 mg/L de amido de milho não iônico, para aplicação em escala real.

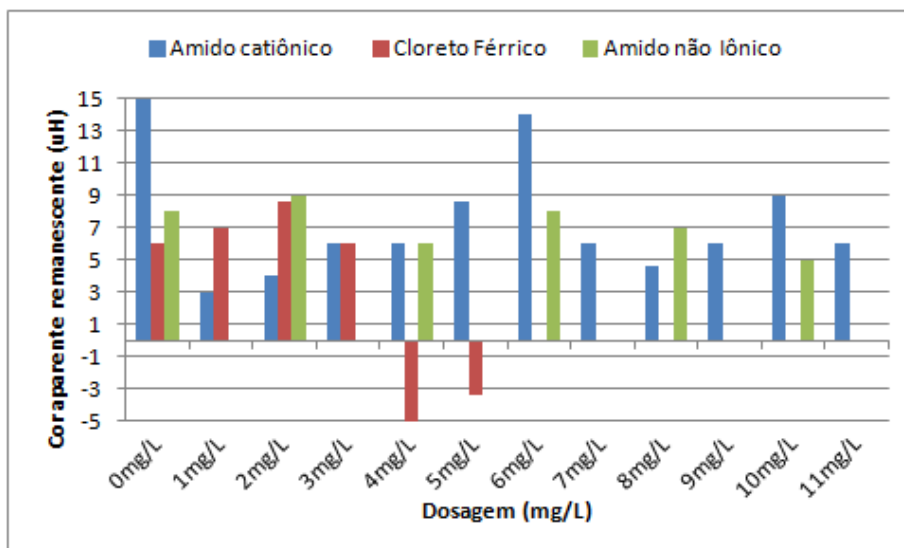


Figura 42. Cor aparente (uH) remanescente após filtração em papel whatman 40

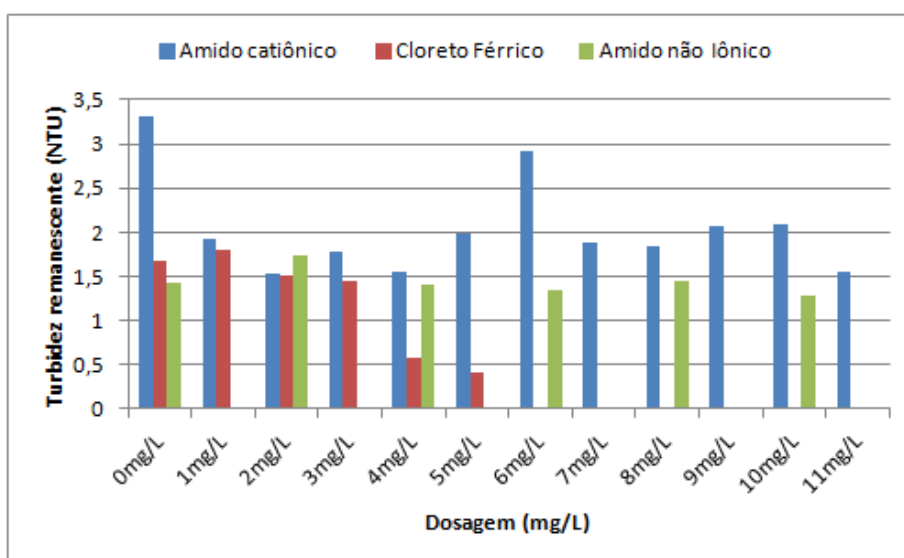


Figura 43. Turbidez (NTU) remanescente após filtração em papel whatman 40

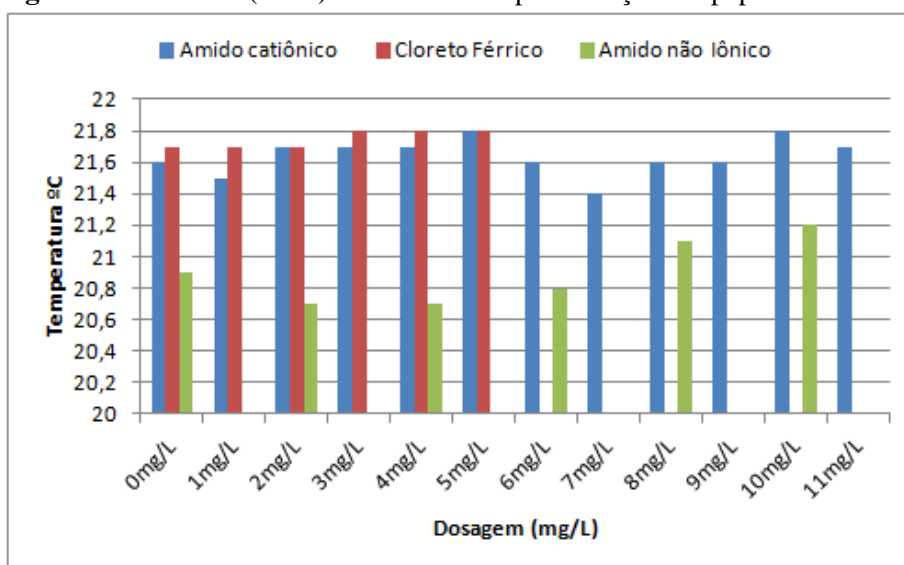


Figura 44. Temperatura (°C) após filtração em papel whatman 40

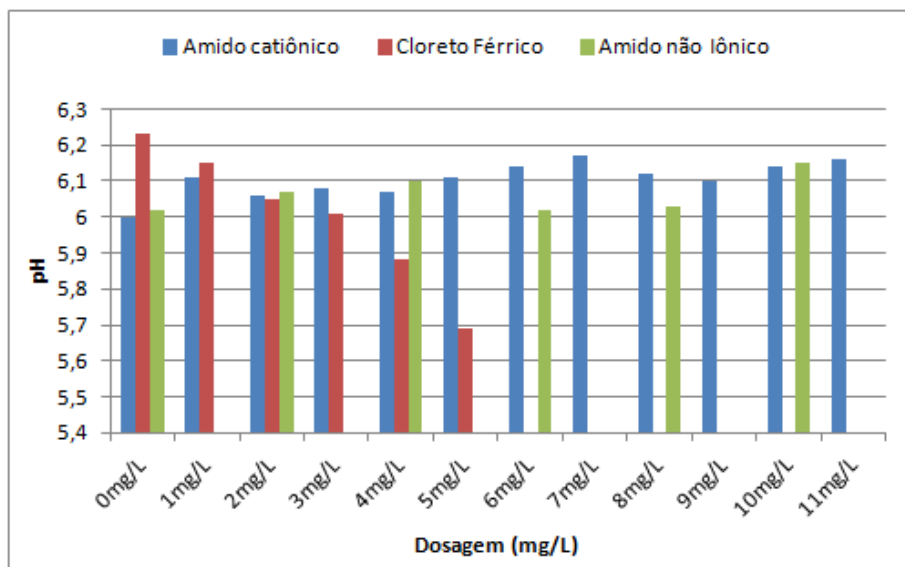


Figura 45. pH após filtração em papel whatman 40

Ao observar a Figura 45 é possível notar o mesmo fenômeno verificado na Figura 41, queda de pH com aumento da dosagem de cloreto férrico.

5.3.2 *Filtração em escala real*

5.3.2.1 *Chuva de 15 de abril de 2012*

As Figura 46, Figura 47, Figura 48, Figura 49, Figura 50, Figura 51, Figura 52, Figura 53, Figura 54, Figura 55, Figura 56, Figura 57, Figura 58, Figura 59, Figura 60 apresentam os valores de cor aparente (uH), sólidos dissolvidos totais, fixos e voláteis (mg/L), turbidez (NTU), sólidos suspensos totais, fixos e voláteis (mg/L), sólidos totais, totais fixos e totais voláteis (mg/L), temperatura (°C), pH, coliformes totais e *E. Coli* (NMP/100mL) da água água bruta e da água após filtração nos três filtros da estação experimental, com aplicação de amido de milho catiônico na dosagem de 6 mg/L, em água pluvial coletada em 15 de abril de 2012 e armazenada. A observação das figuras mencionadas no parágrafo anterior permite notar melhora da água tratada em relação à água bruta para os parâmetros analisados, com exceção dos sólidos dissolvidos voláteis do filtro 2, e, conseqüentemente, dos sólidos dissolvidos totais, sólidos totais voláteis e sólidos totais, visto que os valores desses foram superiores aos verificados na água bruta. São consideradas hipóteses para essa discordância: i) sólidos dissolvidos proveniente da solução de amido; ii) possível contaminação dos recipientes utilizados nos procedimentos analíticos, pois a massa de sólidos provenientes da água de chuva é consideravelmente

baixa; iii) a água bruta pode ter variações em seus teores de sólidos dissolvidos devido à degradação da matéria orgânica possivelmente presente na água armazenada

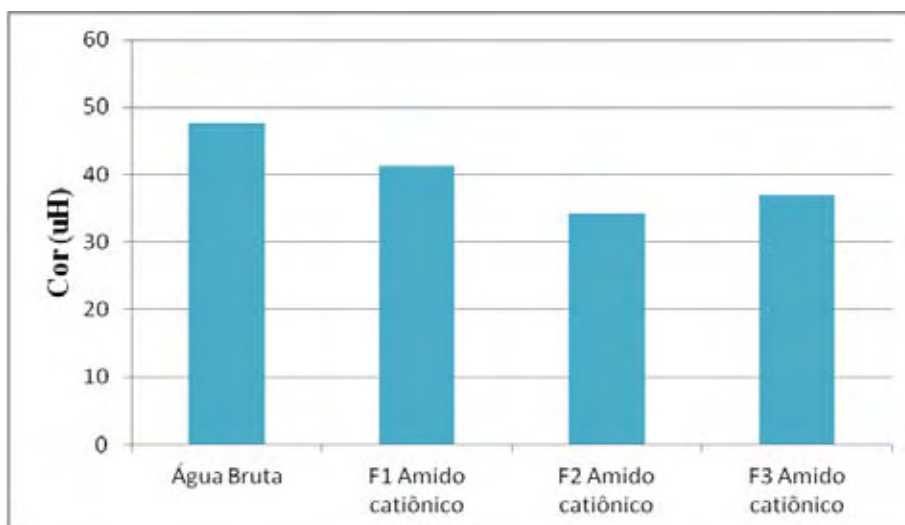


Figura 46. Cor aparente (uH) da água bruta e cor aparente (uH) remanescente após filtração em escala real.

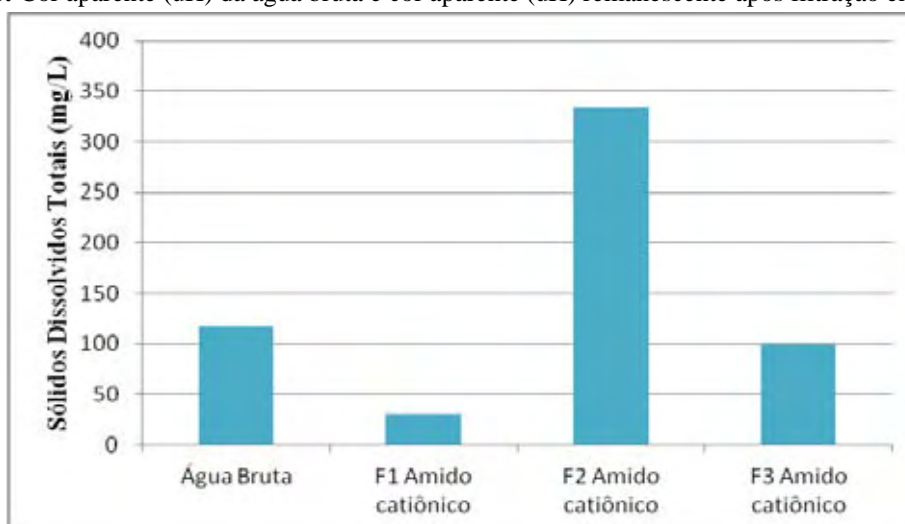


Figura 47. Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

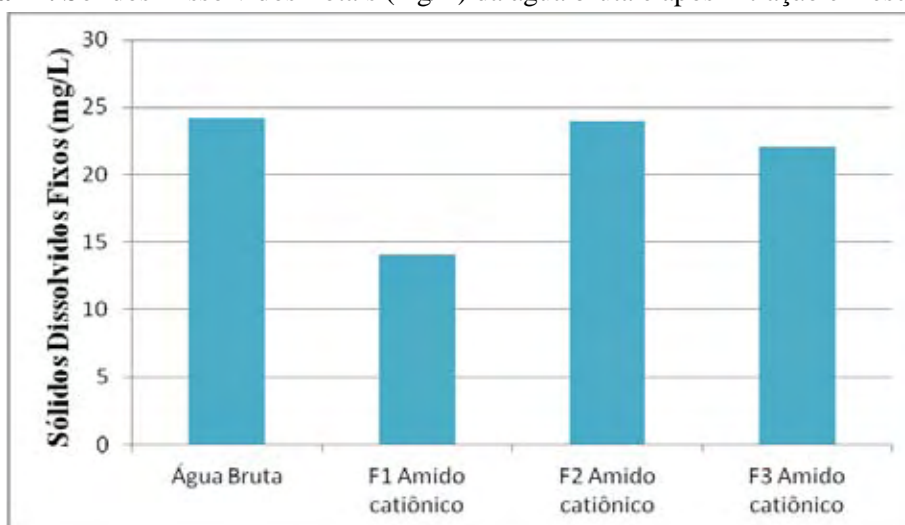


Figura 48. Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

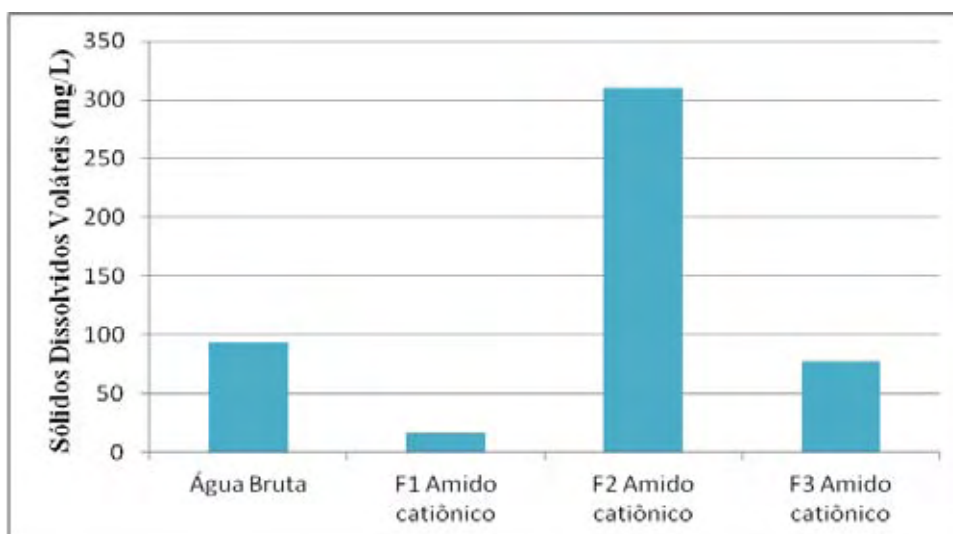


Figura 49. Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

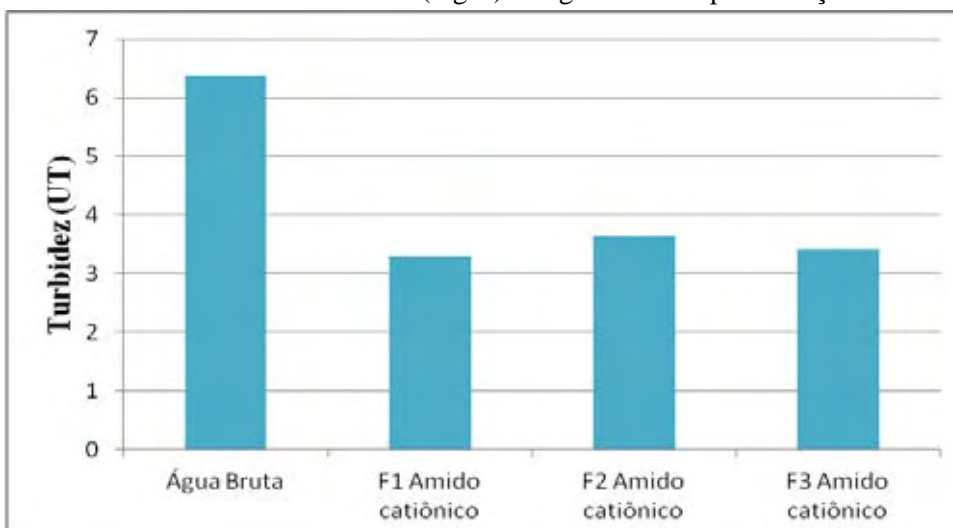


Figura 50. Turbidez (UT) da água bruta e turbidez remanescente (UT) após filtração em escala real

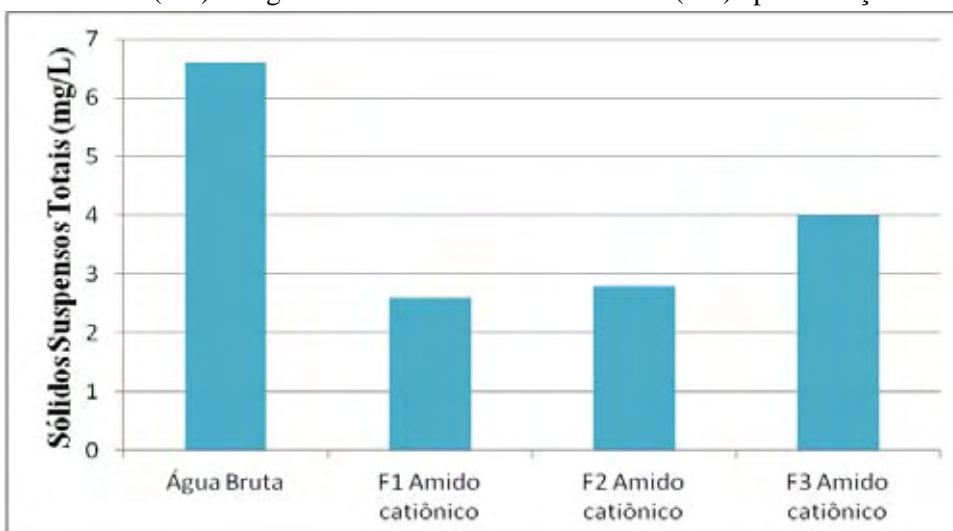


Figura 51. Sólidos Suspensos Totais (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

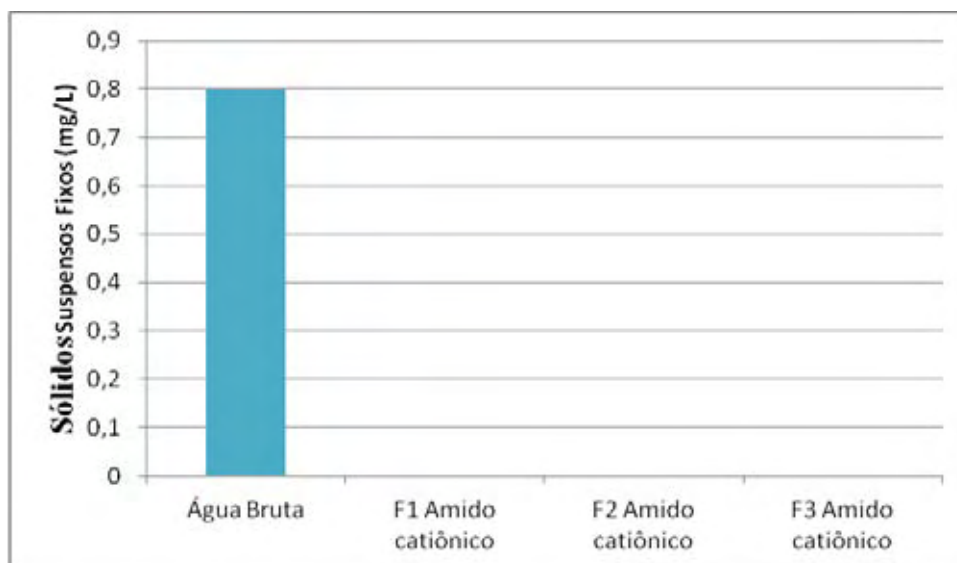


Figura 52. Sólidos Suspensos Fixos (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

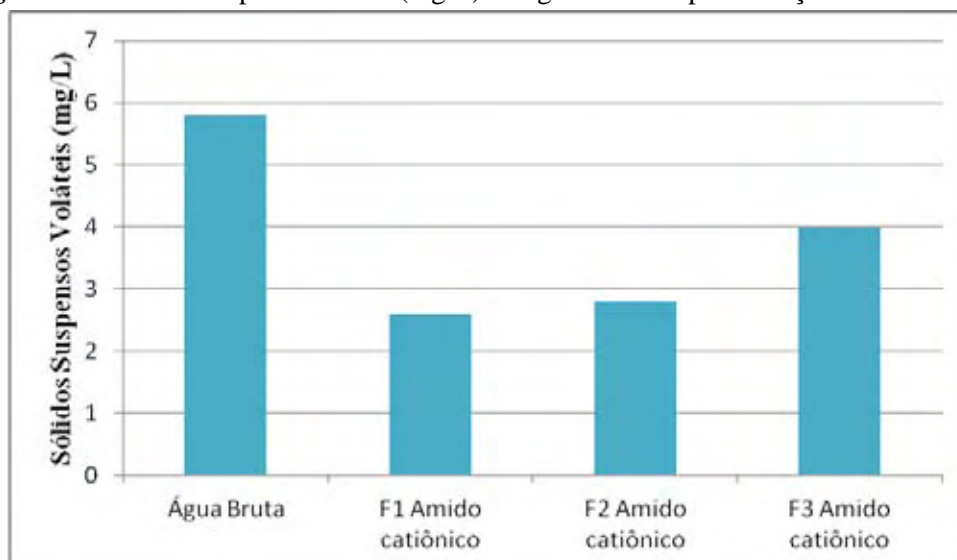


Figura 53. Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

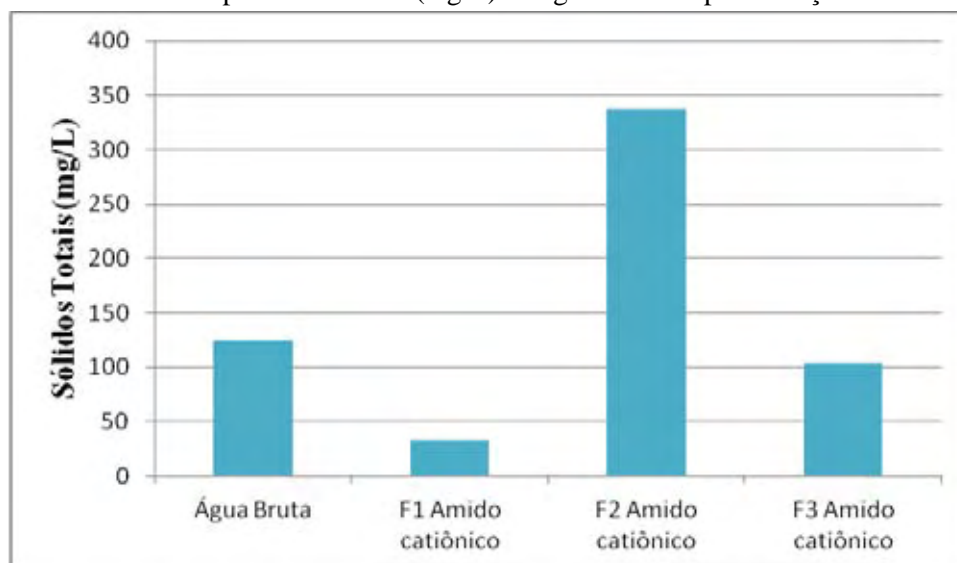


Figura 54. Sólidos Totais (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

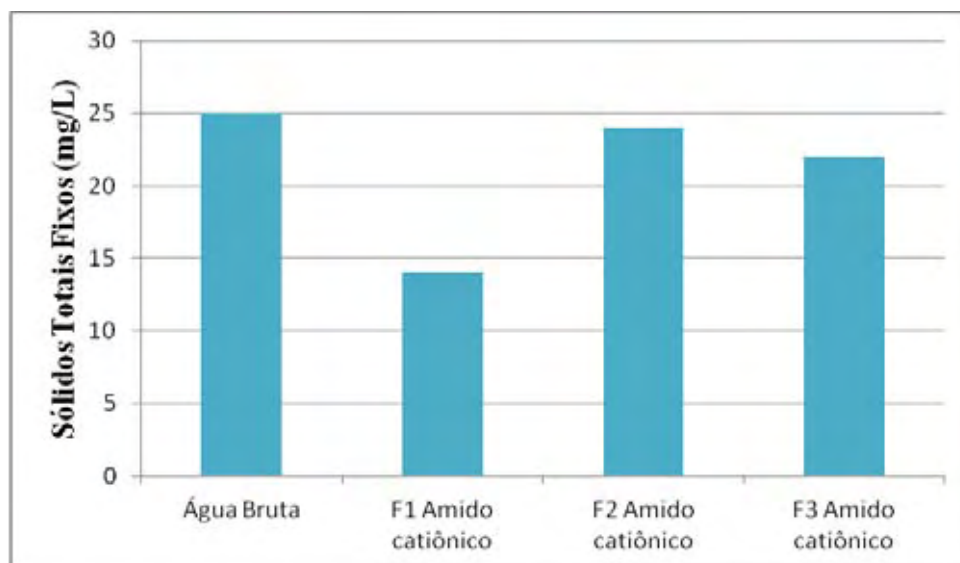


Figura 55. Sólidos Totais Fixos (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

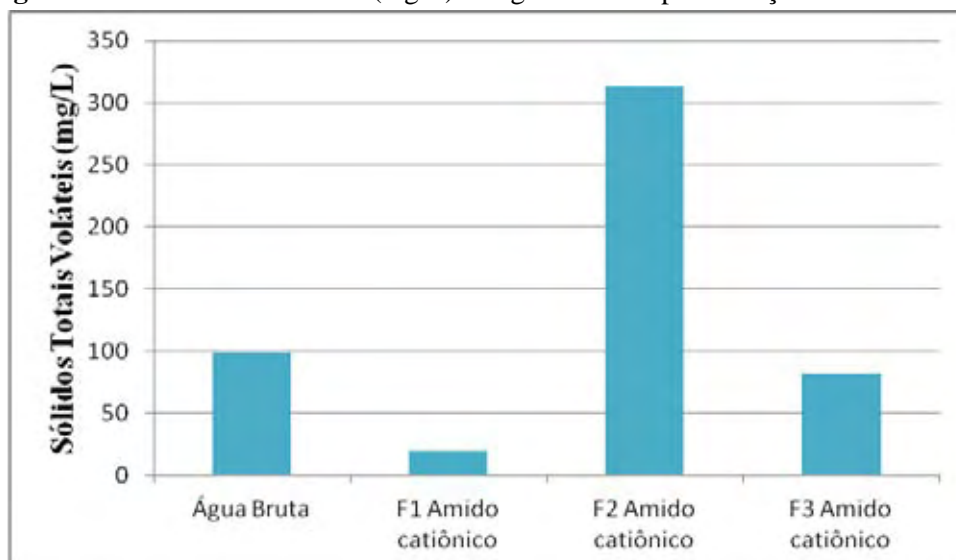


Figura 56. Sólidos Totais Voláteis (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

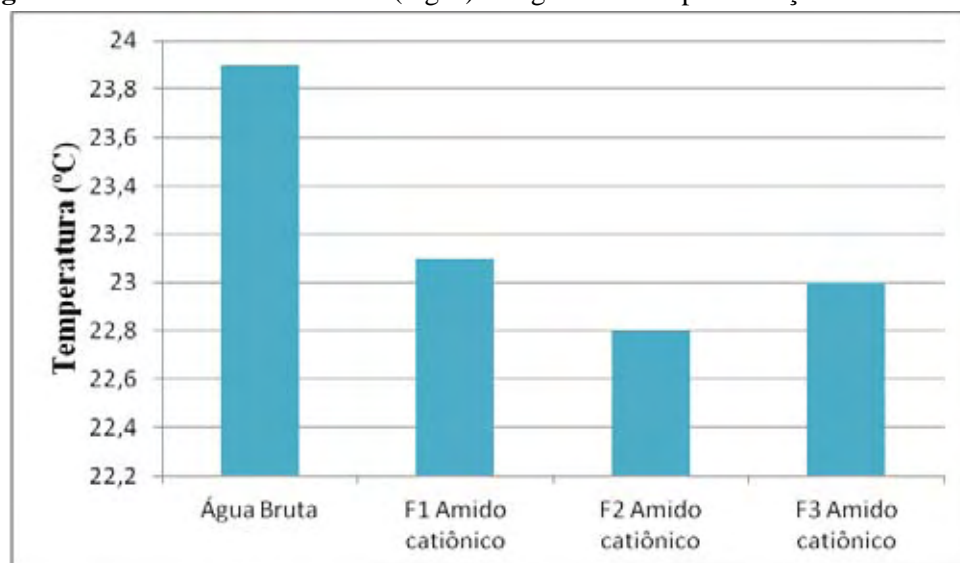


Figura 57. Temperatura (°C) da água bruta e após filtração em escala real.

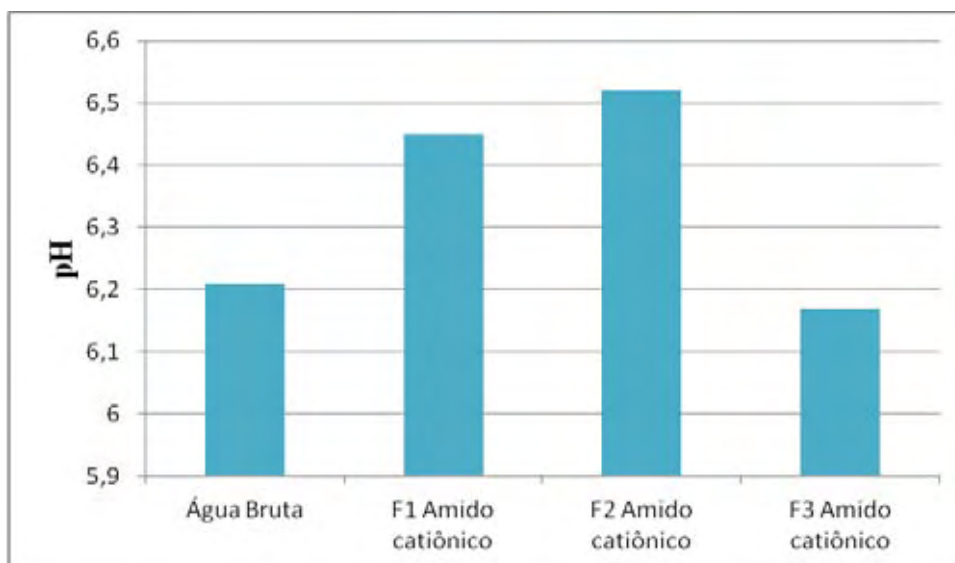


Figura 58. pH da água bruta e após filtração em escala real.

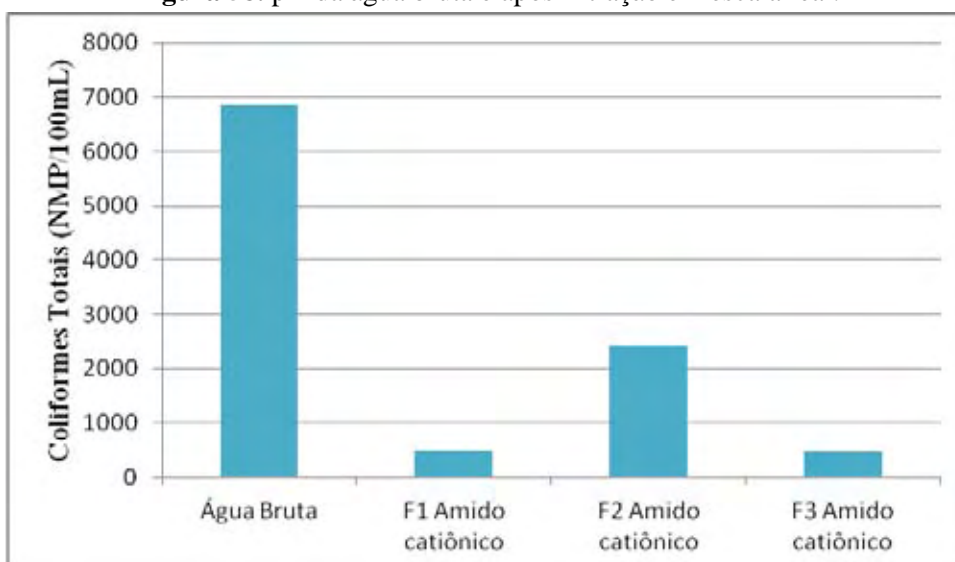


Figura 59. Coliformes Totais (NMP/100mL) da água bruta e após filtração em escala real.

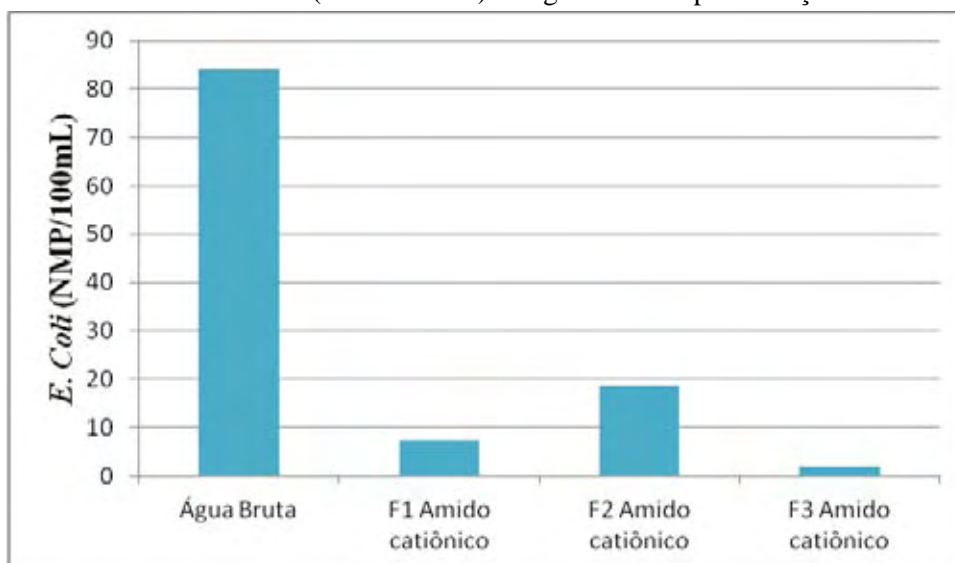


Figura 60. E. Coli (NMP/100mL) da água bruta e após filtração em escala real.

A observação das Figura 46 a Figura 60 permite notar uma baixa eficiência de remoção de cor aparente, sendo que o filtro 2 apresentou desempenho ligeiramente superior (eficiência de remoção de 27,97%, de 47,67 uH para 34,33uH). A baixa eficiência de remoção de cor aparente é explicada por Richter (2009), que comenta que o uso de polímeros frequentemente é incapaz de precipitar a cor ou outros colóides de origem orgânica.

A eficiência de remoção de turbidez foi ligeiramente maior que a de cor aparente, entretanto, o valor da água bruta (6,38 NTU) já era relativamente baixo, e a remoção de turbidez não produziu água com qualidade para usos mais restritivos (turbidez < 2 NTU), de acordo com a NBR 15527 (ABNT, 2007). A melhor eficiência de remoção (48,35%, de 6,38 uH para 3,29 uH) foi alcançada pelo filtro 1, no entanto, bastante semelhante às eficiências de remoção dos outros filtros.

As eficiências de remoção de coliformes totais e *E. coli* foram consideráveis, principalmente nos filtros 1 (eficiência de remoção de 92,89%, de 6867 para 488,4 NMP em 100mL de coliformes totais e 91,19%, de 84 para 7,4 NMP em 100mL de *E. coli*) e 3 (eficiência de remoção de 93,28%, de 6867 para 461,1 NMP em 100mL de coliformes totais e 97,62%, de 84 para 2 NMP em 100mL de *E. coli*). Entretanto a NBR15527 (ABNT, 2007) exige a ausência desses microrganismos.

Para a água pluvial armazenada do dia 15 de abril de 2012 não foi possível observar uma tendência de melhor desempenho para determinado filtro, pois os desempenhos foram semelhantes.

5.3.2.2 Chuva de 21 de abril de 2012

As Figura 61, Figura 62, Figura 63, Figura 64, Figura 65, Figura 66, Figura 67, Figura 68, Figura 69, Figura 70, Figura 71, Figura 72, Figura 73, Figura 74 e Figura 75 apresentam os valores de cor aparente (uH), sólidos dissolvidos totais, fixos e voláteis (mg/L), turbidez (NTU), sólidos suspensos totais, fixos e voláteis (mg/L), sólidos totais, totais fixos e totais voláteis (mg/L), temperatura (°C), pH, coliformes totais e *E. Coli* (NMP/100mL) da água água bruta e da água após filtração nos três filtros da estação experimental, com aplicação independente de amido de milho catiônico na dosagem de 4 mg/L, cloreto férrico na dosagem de 3 mg/L e amido de milho não iônico na dosagem de 4 m/L, em água pluvial coletada em 21 de abril de 2012 e armazenada. Esta chuva apresentou valores de cor e turbidez elevados (em torno de 20 NTU de turbidez e 120 uH de cor aparente) em relação a chuva de 15/04/2012 (em torno de 6 NTU e 45 uH). Um

possível motivo para essa variação foi a excessiva entrada de argila no reservatório, de origem desconhecida.

Assim como a chuva de 15/04/2012 os dados de sólidos dissolvidos voláteis apresentaram-se maiores que os encontrados na água bruta nos filtro 3 com aplicação de amido catiônico e filtro 2 com a aplicação de amido não iônico. Entretanto, em relação aos sólidos dissolvidos totais, a mesma situação foi verificada para todos os filtros, coagulantes e auxiliares de coagulação utilizados. As hipóteses para a ocorrência dessas discordâncias são discutidas no item 5.3.2.1.

Ademais, é possível notar uma maior eficiência de remoção quando aplicado o amido de milho catiônico, para as variáveis turbidez e cor aparente, com destaque para o filtro 1 na remoção de turbidez (eficiência de remoção de 76,67%, de 20 NTU para 4,67NTU) e para o filtro 2 na remoção de cor aparente (eficiência de remoção de 71,74%, de 120,33 uH para 34 uH). A remoção de *E. Coli* foi bastante semelhante entre os filtros, com desempenho ligeiramente inferior quando operados com amido de milho catiônico. Devido a esta última informação não é possível afirmar que o amido de milho catiônico apresentou melhor desempenho na melhora da qualidade da água pluvial armazenada de 21 de maio de 2012. Não é possível apontar uma tendência de eficiência de remoção dos filtros, nem destacar um deles como de melhor desempenho.

O pH da água tratada com cloreto férrico apresentou valores inferiores àqueles da água tratada com os amidos de milho, que praticamente não alteraram o pH observado na água bruta. Isso era esperado, de acordo com Richter (2009), e confirmado pelos ensaios em Jarreste.

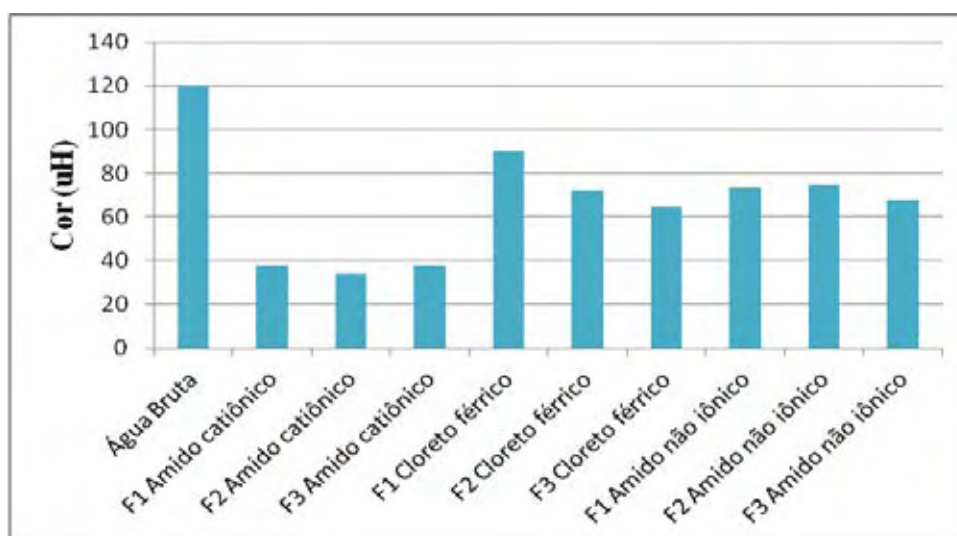


Figura 61. Cor aparente (uH) da água bruta e cor aparente remanescente (uH) após filtração em escala real

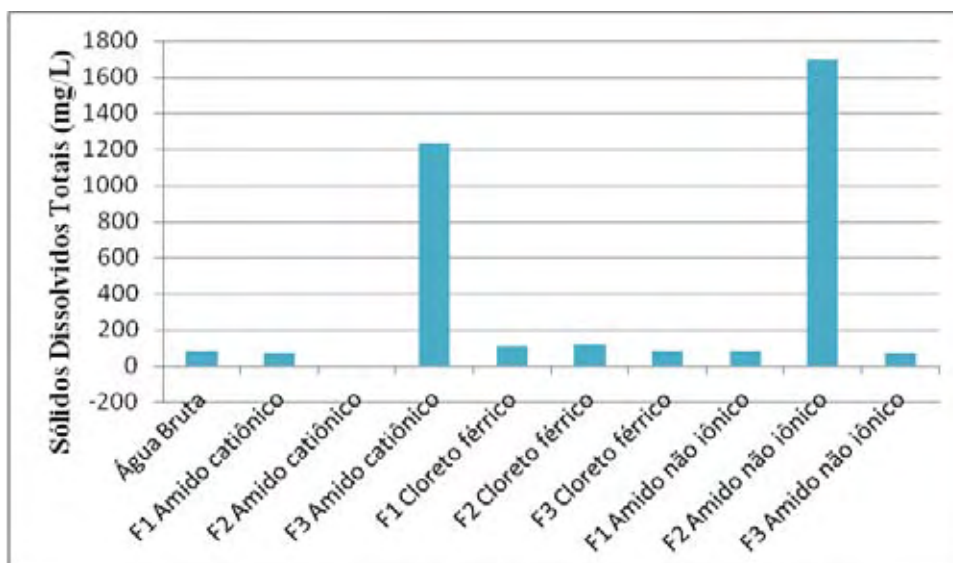


Figura 62. Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

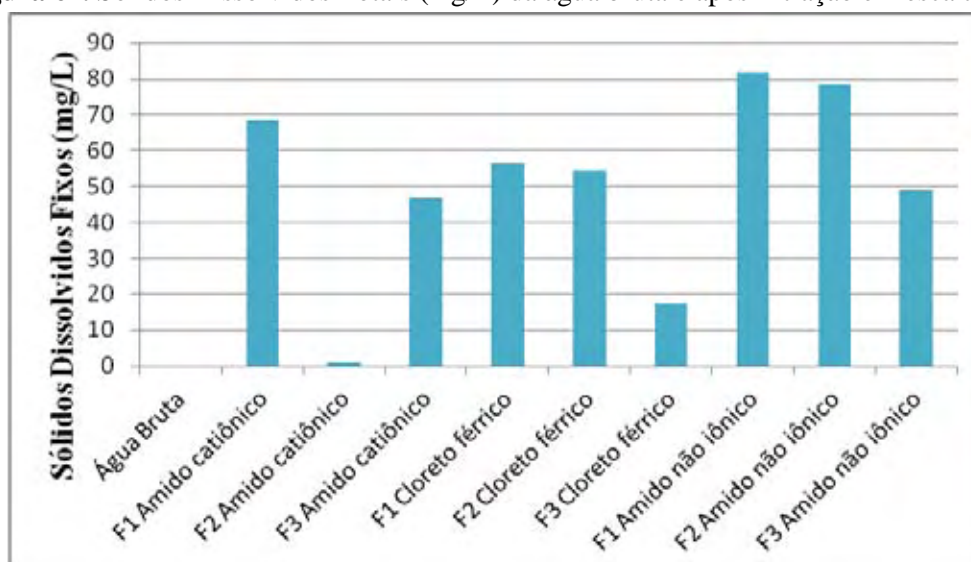


Figura 63. Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

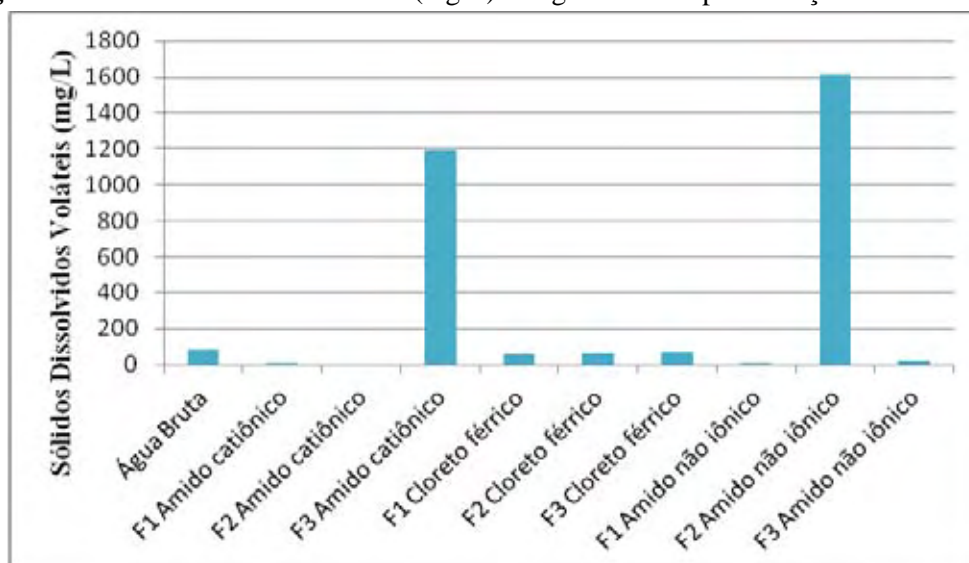


Figura 64. Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

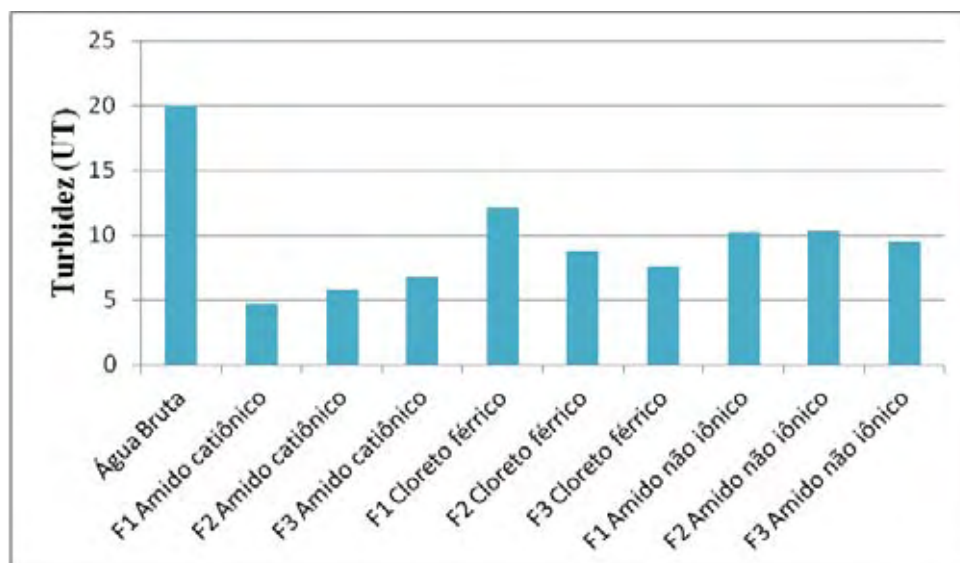


Figura 65. Turbidez (UT) da água bruta e turbidez remanescente (UT) após filtração em escala real

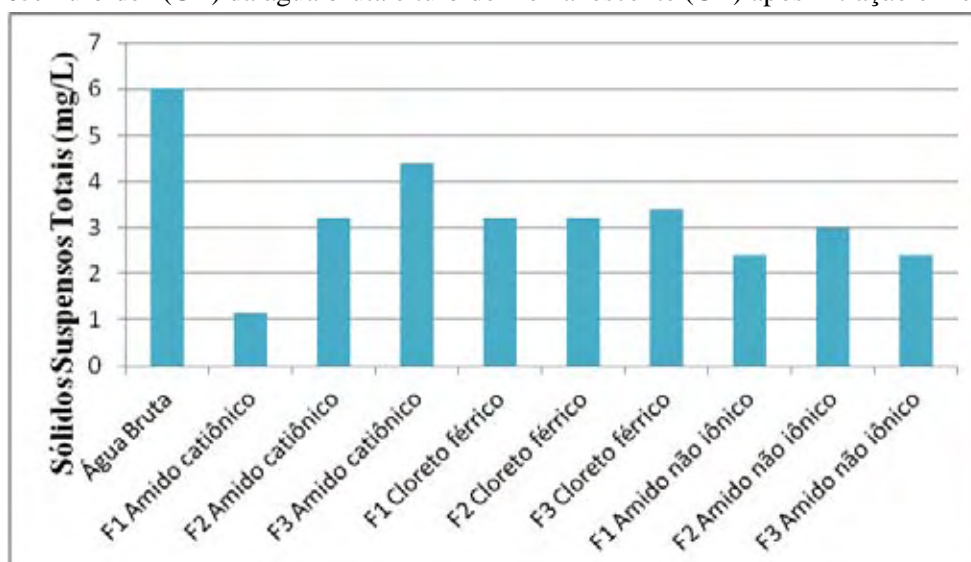


Figura 66. Sólidos Suspensos Totais (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

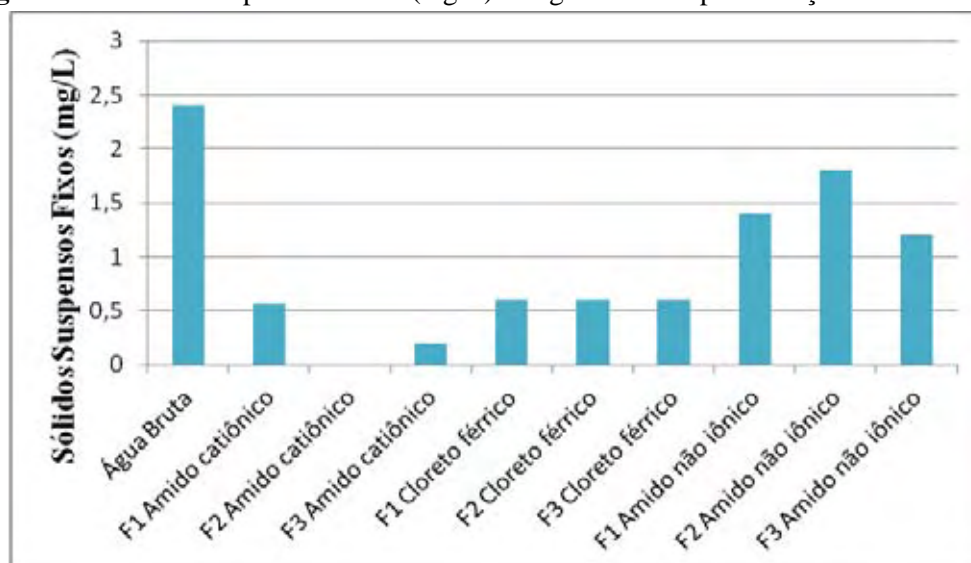


Figura 67. Sólidos Suspensos Fixos (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

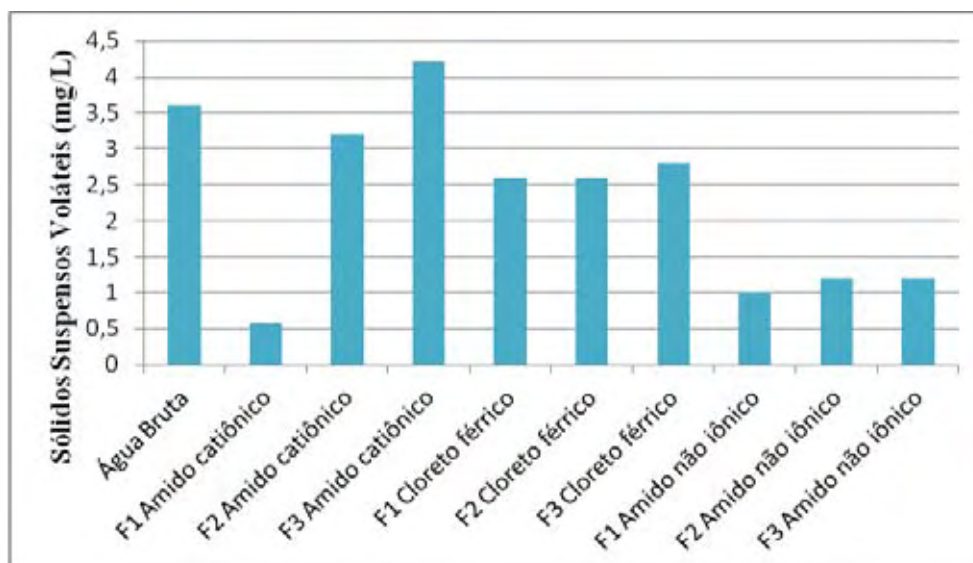


Figura 68. Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

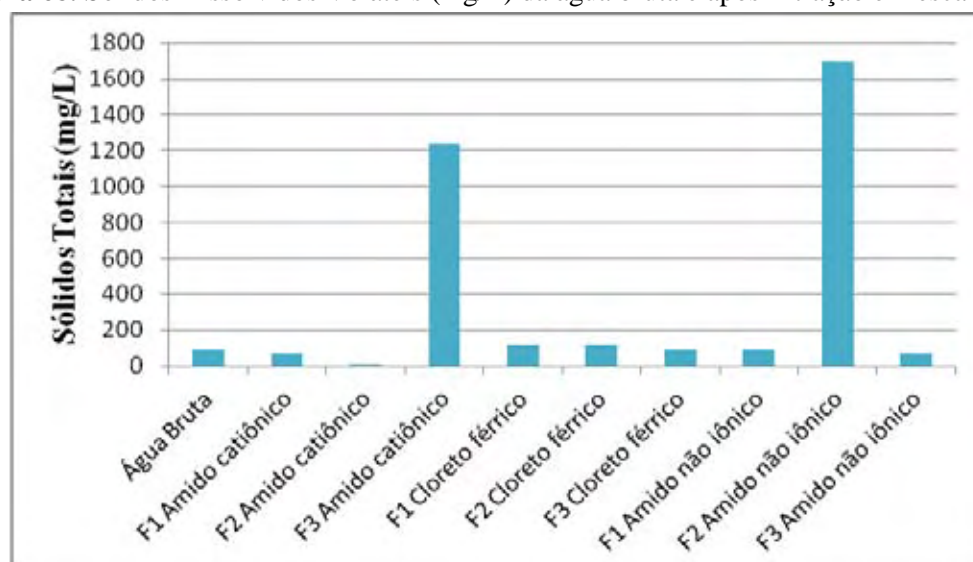


Figura 69. Sólidos Totais (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

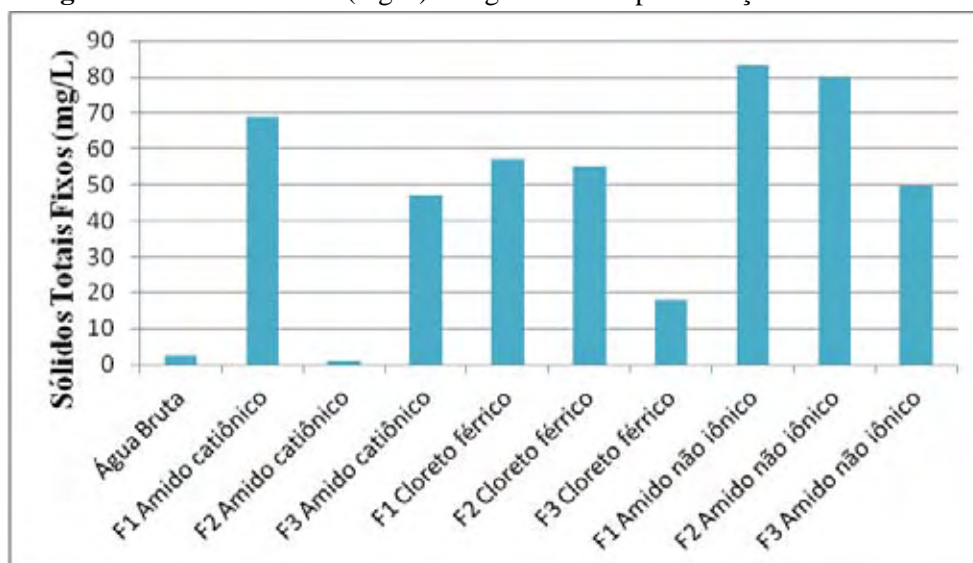


Figura 70. Sólidos Totais Fixos (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

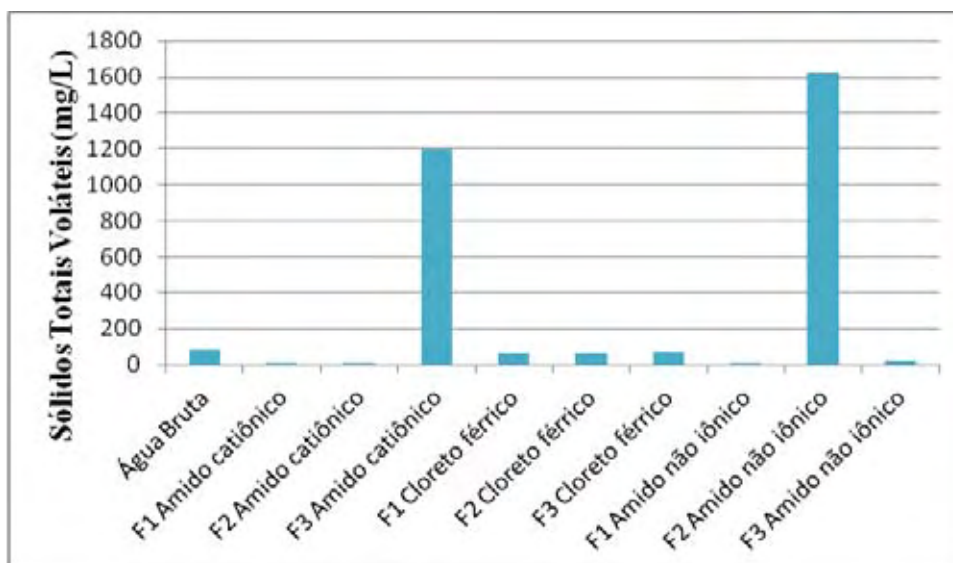


Figura 71. Sólidos Totais Voláteis (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

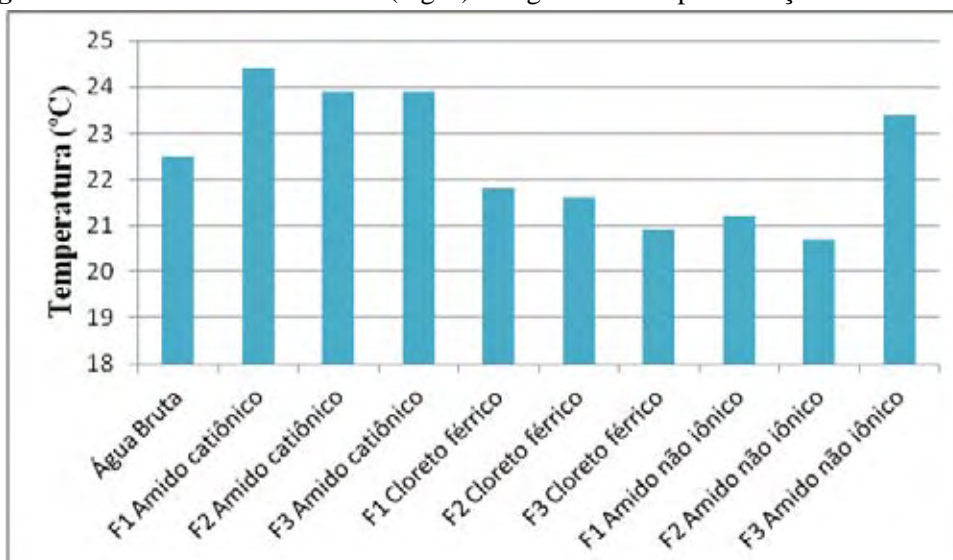


Figura 72. Temperatura (°C) da água bruta e após filtração em escala real.

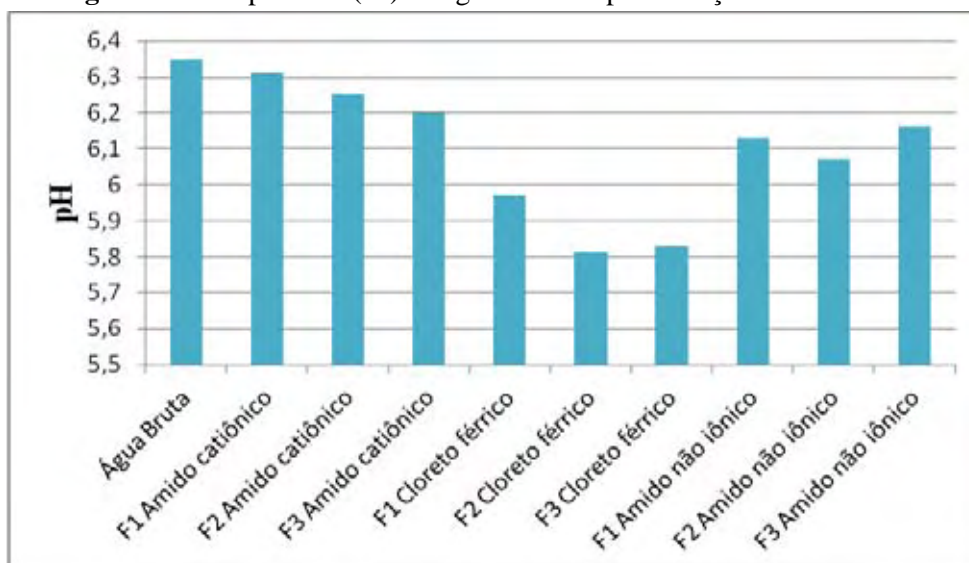


Figura 73. pH da água bruta e após filtração em escala real.

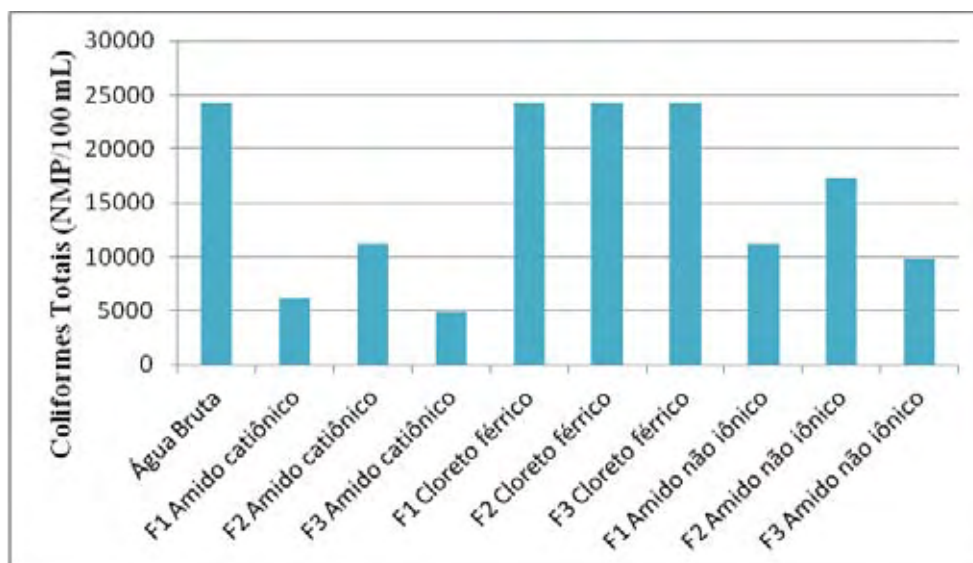


Figura 74. Coliformes totais (NMP/100mL) da água bruta e após filtração em escala real.

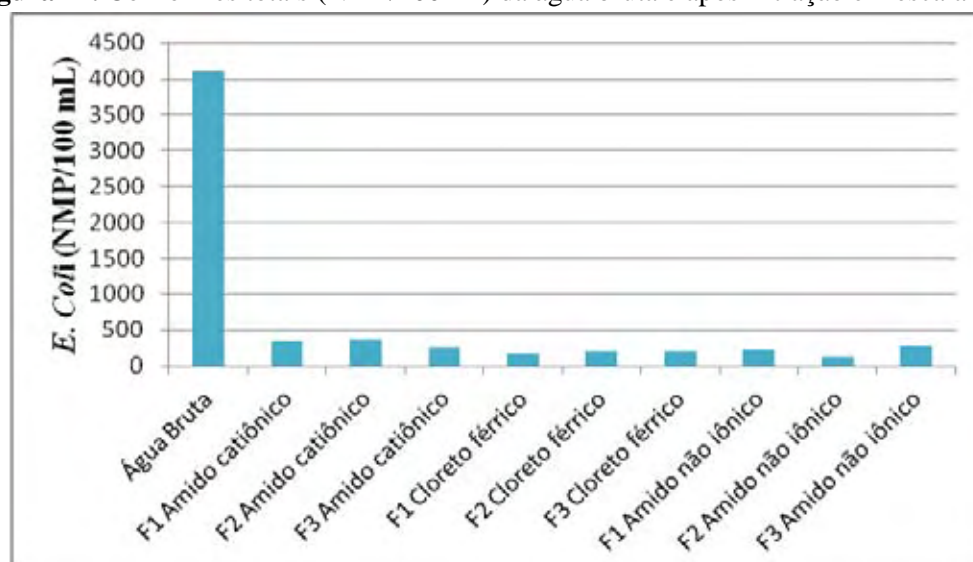


Figura 75. *E. Coli* (NMP/100mL) da água bruta e após filtração em escala real.

5.3.2.3 Chuva de 12 de maio de 2012

As Figura 76, Figura 77, Figura 78, Figura 79, Figura 80, Figura 81, Figura 82, Figura 83, Figura 84, Figura 85, Figura 86, Figura 87, Figura 88, Figura 89 e Figura 90 apresentam os valores de cor aparente (uH), sólidos dissolvidos totais, fixos e voláteis (mg/L), turbidez (NTU), sólidos suspensos totais, fixos e voláteis (mg/L), sólidos totais, totais fixos e totais voláteis (mg/L), temperatura (°C), pH, coliformes totais e *E. coli* (NMP/100mL) da água bruta e da água após filtração nos três filtros da estação experimental, com aplicação independente de amido de milho cationico na dosagem de 2 mg/L, cloreto férrico na dosagem de 5 mg/L e amido de milho não iônico na dosagem de 10 m/L, em água pluvial coletada em 12 de maio de 2012 e armazenada. Esta chuva

apresentou valores de cor aparente (40,33 uH) e turbidez (3,57 NTU) inferiores às apresentadas pelas chuvas de 15 e 21 de abril de 2012.

Novamente foram observadas as discordâncias com os dados de sólidos, com destaque para os sólidos dissolvidos voláteis, acentuando a necessidade de estudos futuros para verificação das hipóteses anteriormente expostas.

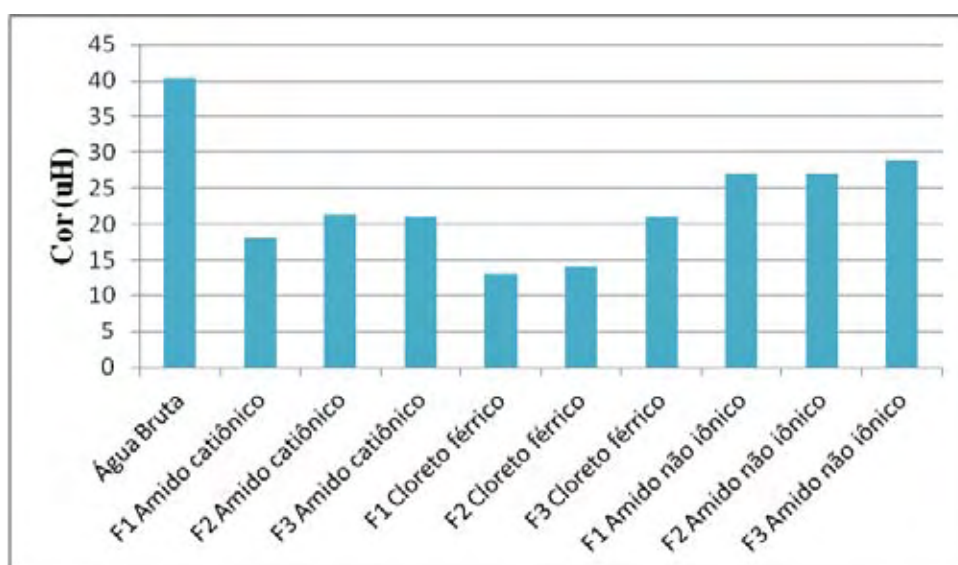


Figura 76. Cor aparente (uH) da água bruta e cor aparente remanescente (uH) após filtração em escala real.

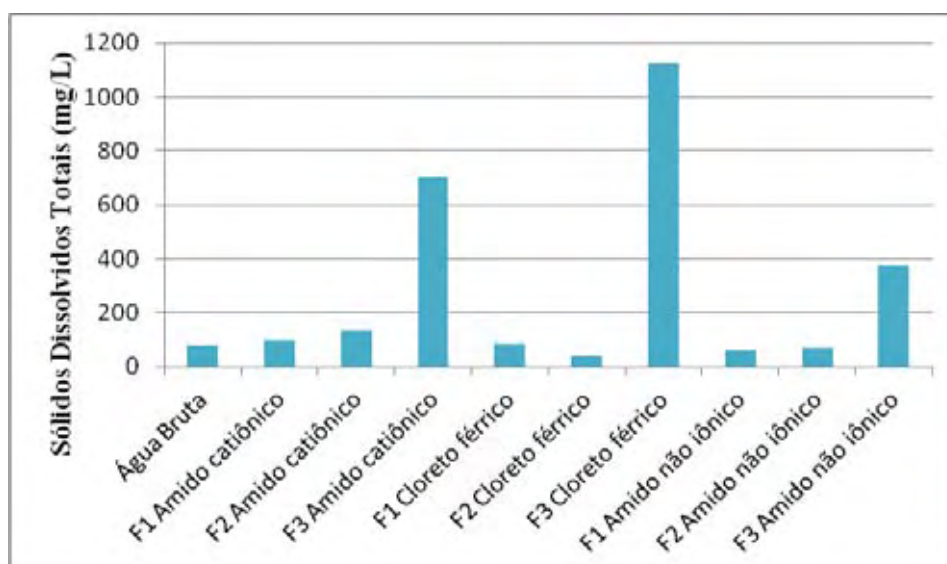


Figura 77. Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

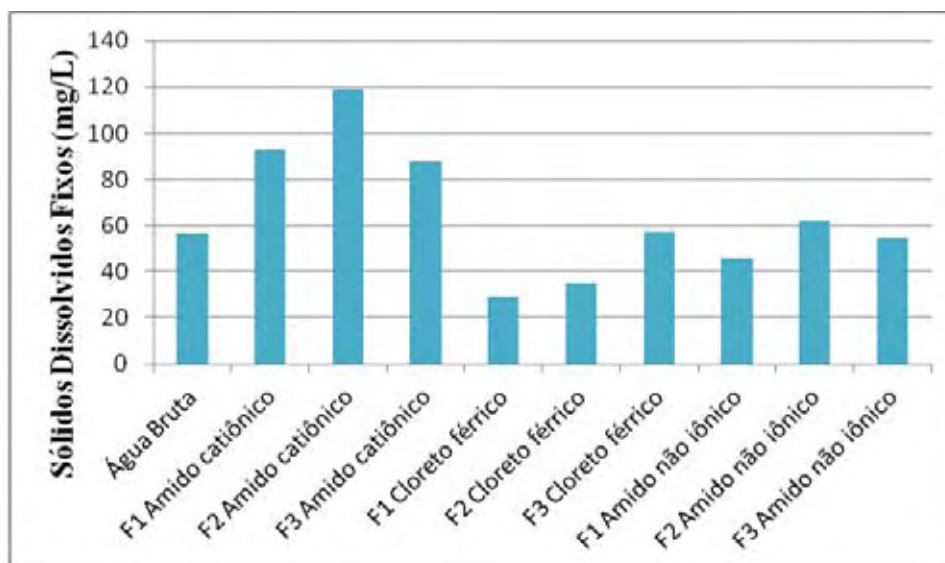


Figura 78. Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

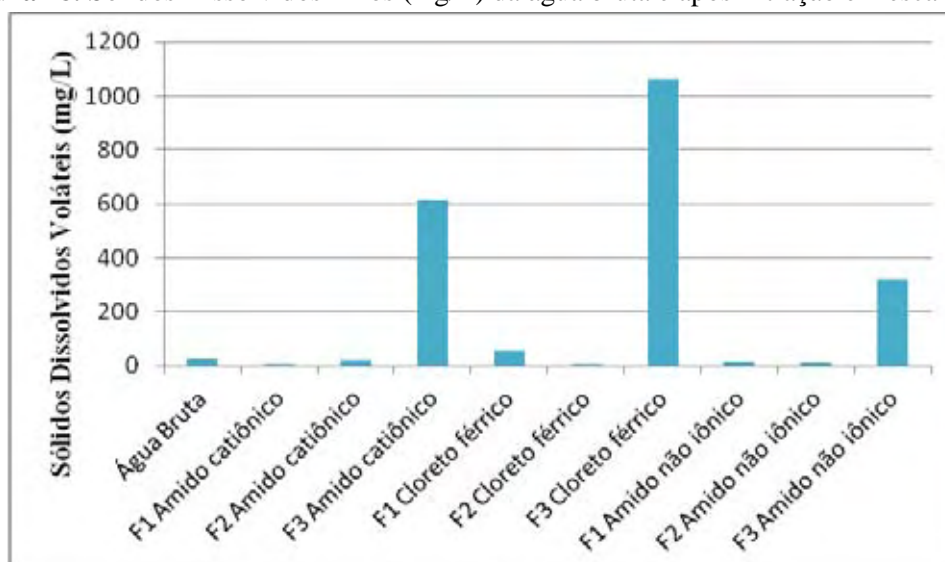


Figura 79. Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

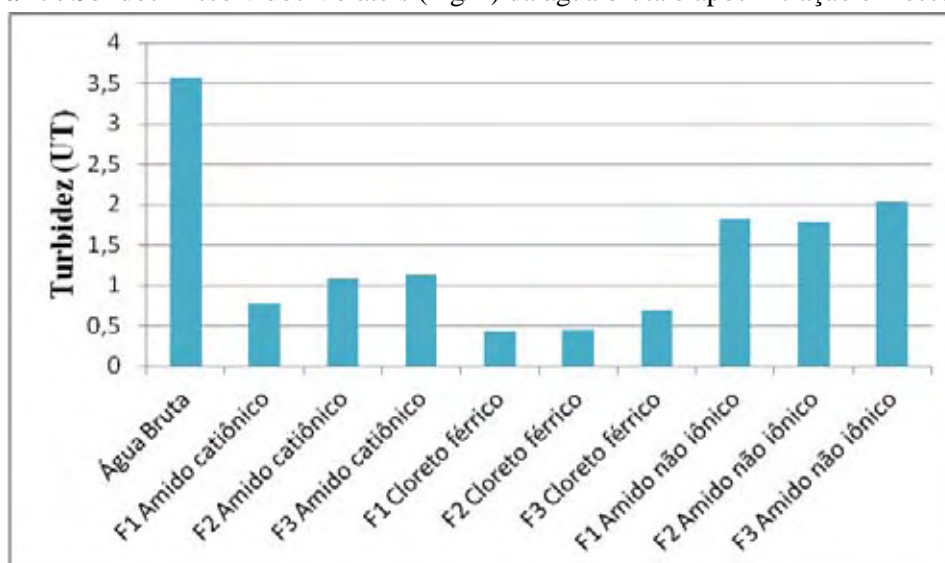


Figura 80. Turbidez (UT) da água bruta e turbidez remanescente (UT) após filtração em escala real

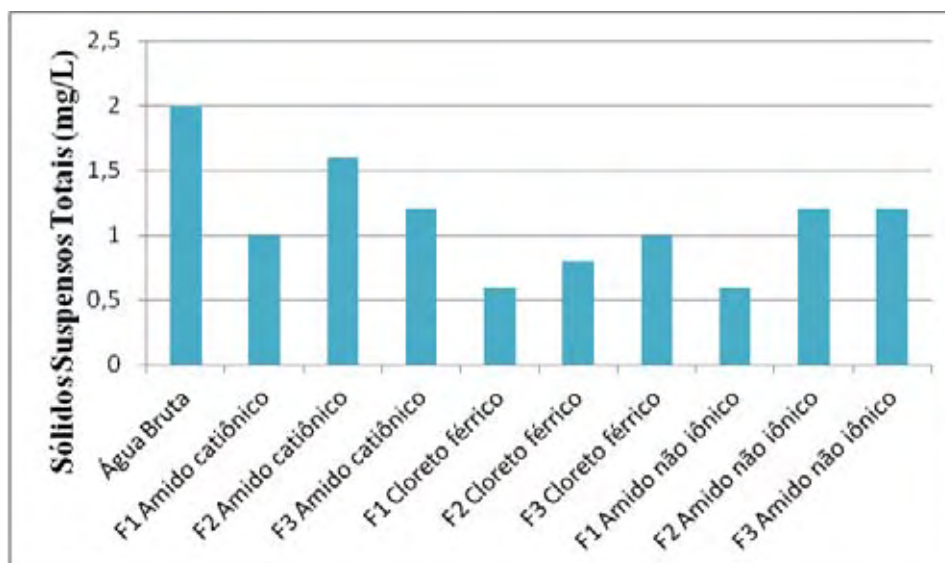


Figura 81. Sólidos Suspensos Totais (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

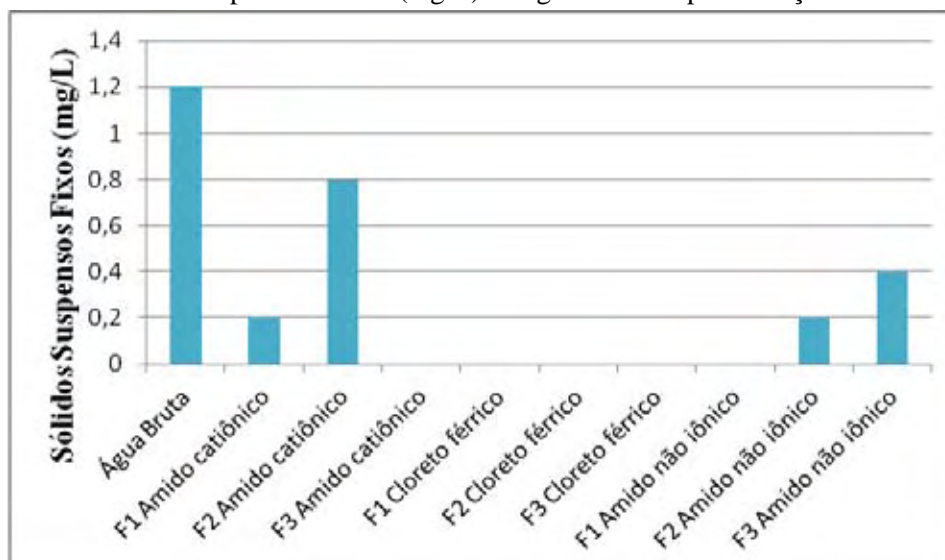


Figura 82. Sólidos Suspensos Fixos (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

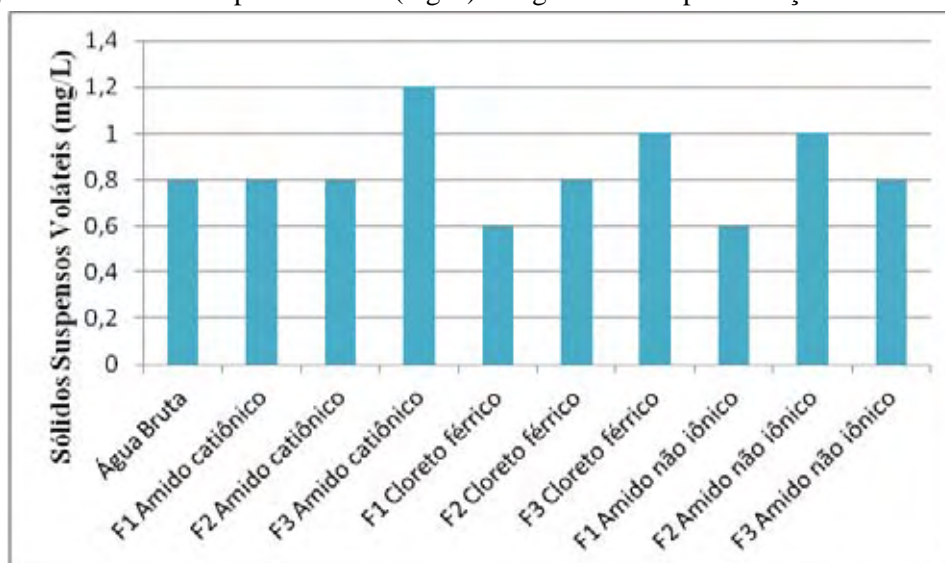


Figura 83. Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

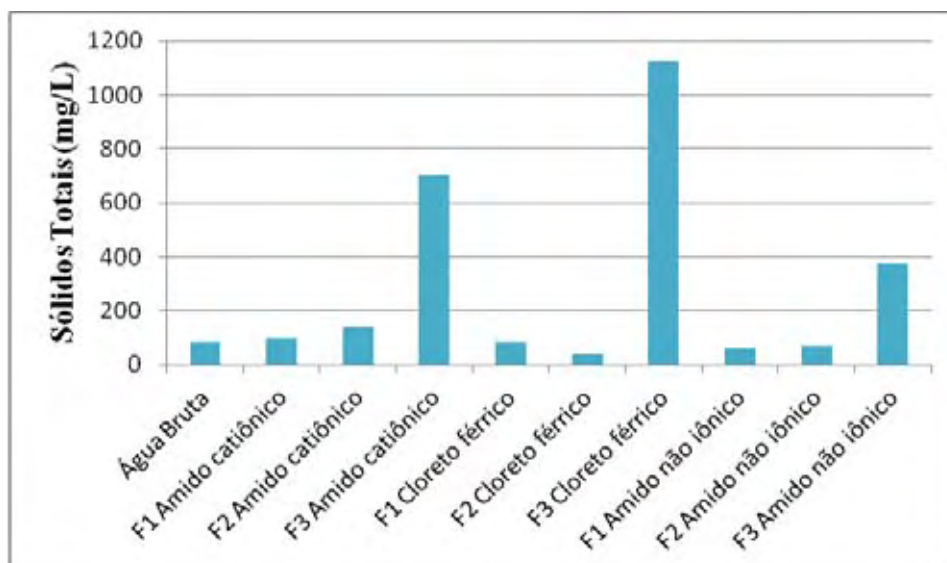


Figura 84. Sólidos Totais (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

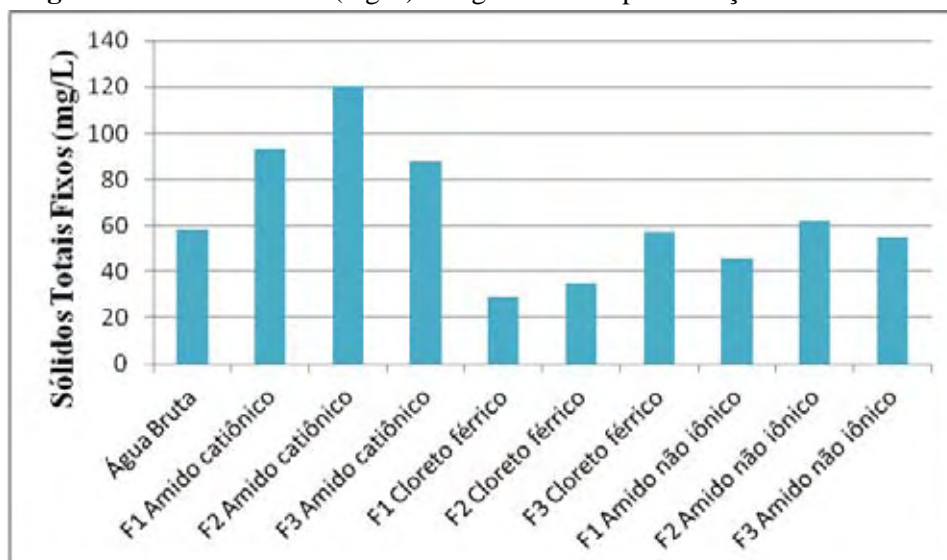


Figura 85. Sólidos Totais Fixos (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

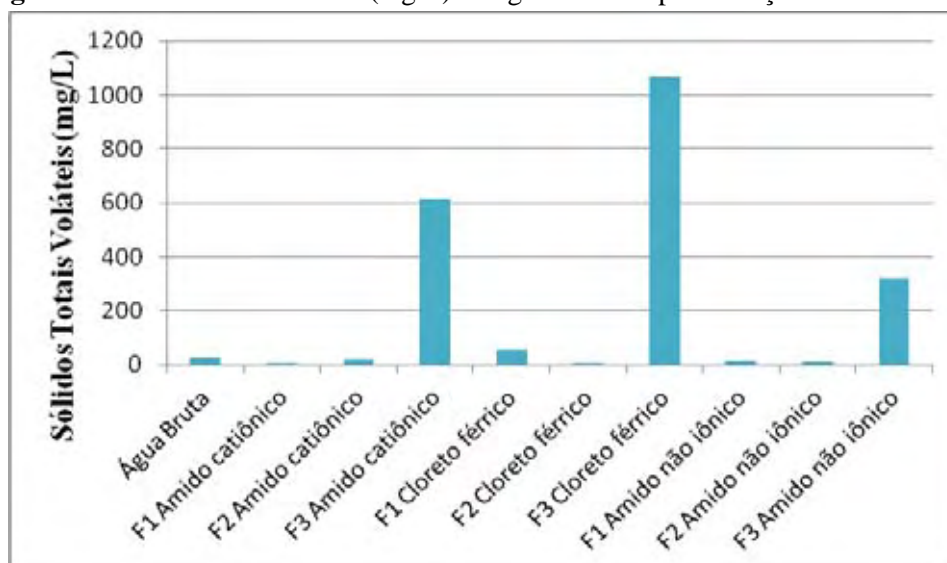


Figura 86. Sólidos Totais Voláteis (mg/L) da água bruta e após filtração em escala real.

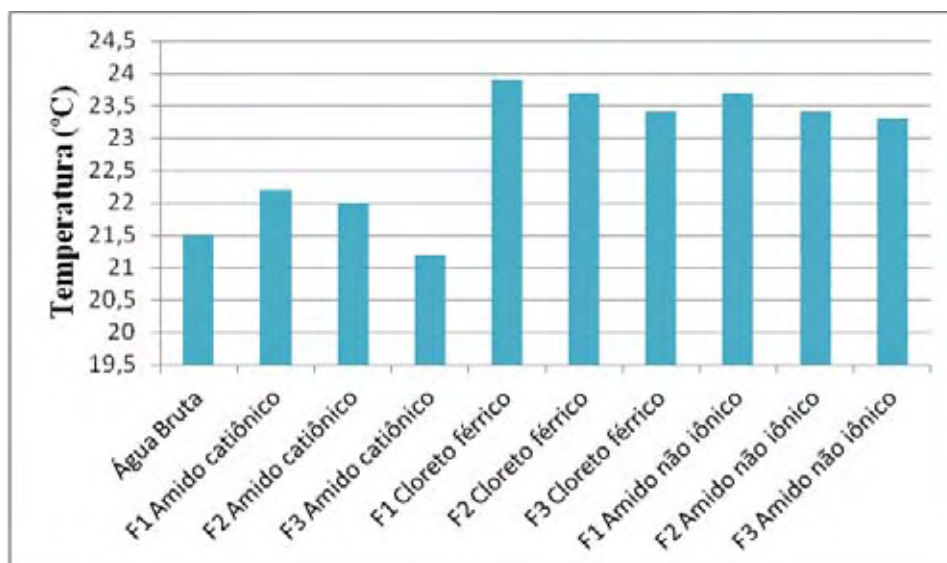


Figura 87. Temperatura (°C) da água bruta e após filtração em escala real.

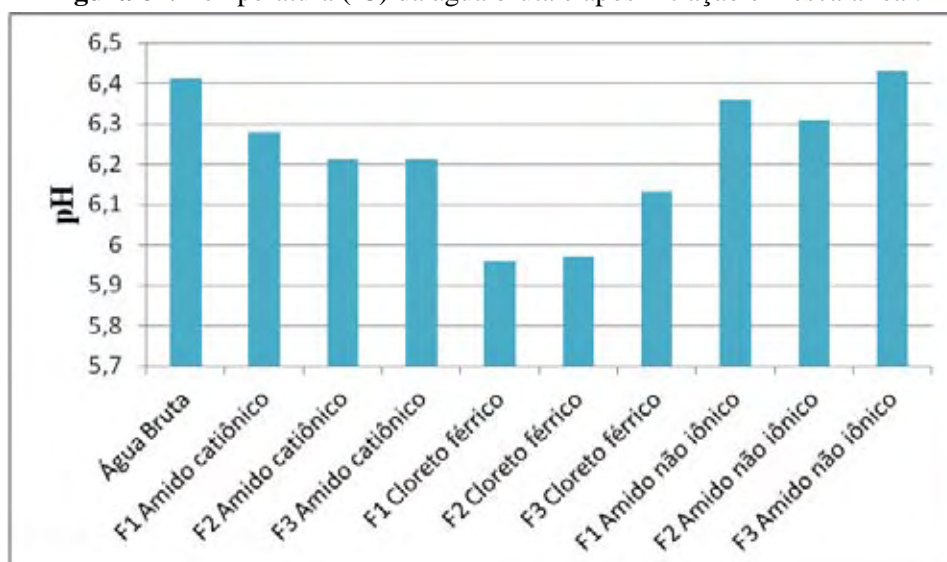


Figura 88. pH da água bruta e após filtração em escala real.

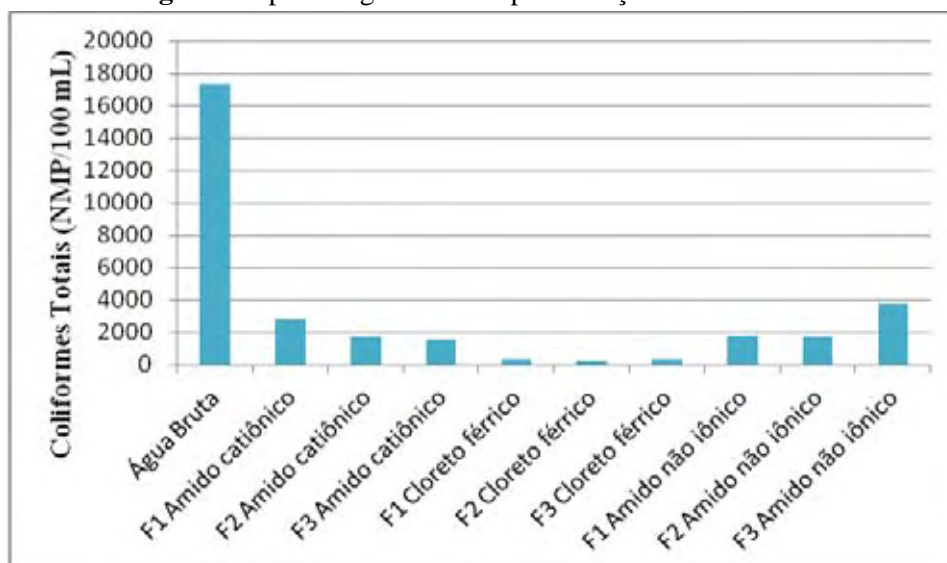


Figura 89. Coliformes totais (NMP/100mL) da água bruta e após filtração em escala real.

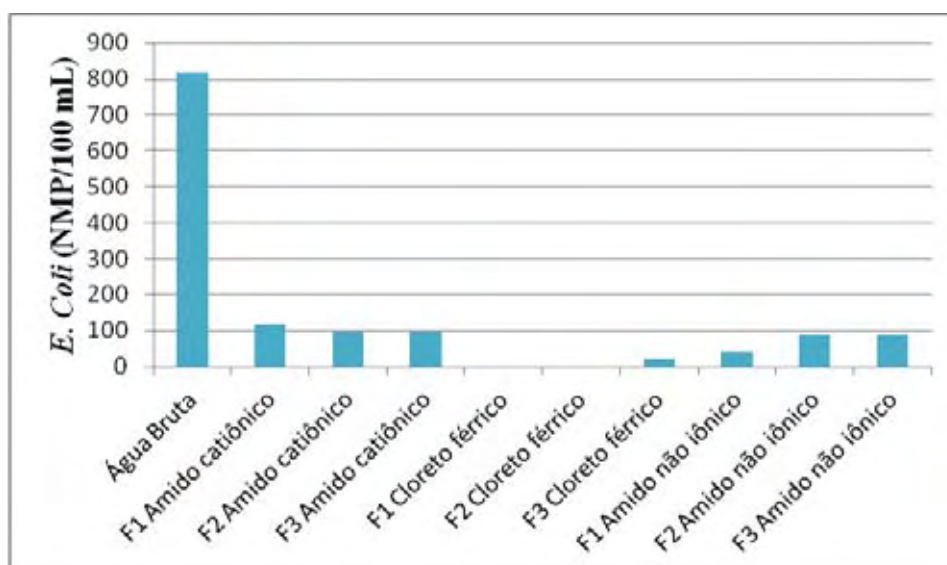


Figura 90. *E. Coli* (NMP/100mL) da água bruta e após filtração em escala real.

Nesta chuva é possível perceber melhor desempenho de um coagulante (cloreto férrico) e pior desempenho para um filtro (filtro 3).

O cloreto férrico apresentou maior eficiência de remoção de cor aparente (melhor eficiência de remoção de 67,77%, de 40,33 uH para 13 uH, no filtro 1), turbidez (melhor eficiência de remoção de 88,04%, de 3,57 NTU para 0,43 NTU, no filtro 1), coliformes totais (melhor eficiência de remoção de 98,71%, de 17329 NMP em 100mL para 223 NMP em 100mL, no filtro 2) e *E. coli*. (melhor eficiência de remoção de 100%, de 816 para não detectado, nos filtros 1 e 2). A queda do pH foi observada novamente para o cloreto férrico.

O amido de milho catiônico teve desempenho um pouco inferior ao do cloreto férrico, mas satisfatório. Os valores de turbidez ficaram em torno de 1 NTU (maior eficiência de remoção de 78,32%, de 3,57 NTU para 0,77 NTU, no filtro 1), cor aparente teve eficiência de remoção (55,37%, de 40,33 uH para 18 uH, no filtro 1) semelhante àquela alcançada com emprego de cloreto férrico na pior situação (remoção de 47,94%, de 40,33 uH para 21uH, no filtro 3). A remoção de coliformes totais foi elevada (maior eficiência de remoção de 91,12%, de 17329 NMP em 100mL para 1539 NMP em 100mL). Entretanto, o desempenho na remoção e *E. coli* foi inferior em relação ao cloreto férrico e também ao amido não iônico, assim como foi observado na chuva do dia 21 de abril de 2012.

O amido de milho não iônico apresentou eficiência de remoção inferior à dos outros coagulantes utilizados, exceção feita à remoção de *E. Coli*, já mencionada. Nas outras

chuvas o desempenho do amido não iônico também foi ligeiramente inferior, mas nessa foi possível evidenciar esse comportamento.

De modo geral, o filtro 1 apresentou melhor eficiência, sendo que o filtro 2 teve desempenho um pouco inferior. Já o filtro 3 teve desempenho inferior em turbidez e cor aparente. Uma possível causa para essa menor eficiência pode ser o emprego da camada torpedo na montagem do filtro 3, devido às suas pequenas dimensões essa camada pode afetar o desempenho do filtro, apesar das camadas de areia e antracito.

Para as águas pluviais estudadas, em nenhuma configuração de tratamento foi completamente atendido o padrão de qualidade recomendado pela NBR 15527 (ABNT, 2007), principalmente em relação aos parâmetros coliformes totais e cor aparente. Von Sperling (2005) indica que, quando de origem natural, a cor não representa risco direto à saúde e que o parâmetro cor aparente pode conter uma parcela da turbidez, constituída principalmente por sólidos em suspensão, os quais podem abrigar organismos patogênicos do processo de desinfecção. Nesse caso, para assegurar a qualidade da água tratada, são recomendados: i) realizar desinfecção com método alternativo à cloração, como por exemplo, desinfecção solar, sendo mais recomendada a pasteurização solar, estudada por Sommer *et al.* (1997), visto que o tratamento estudado não ofereceu remoção satisfatória de cor, e a presença de cor na água indica presença de matéria orgânica, a qual é precursora de formação de subprodutos da cloração, os denominados trihalometanos, prejudiciais à saúde; ii) realizar análise de cor verdadeira para verificar a parcela de cor presente na água devida à turbidez, caso essa parcela seja desprezível, a desinfecção com método alternativo ao cloro pode produzir água segura para aproveitamento.

5.3.3 Teste de Mann-Whitney

5.3.3.1 Comparação entre meios filtrantes para um mesmo coagulante ou auxiliar de filtração

A Tabela 28 apresenta os p-valores calculados com $\alpha=0,05$ e as médias dos remanescentes de cor aparente (uH) e turbidez (NTU) para comparação do desempenho dos três filtros durante a filtração da água pluvial, coletada em 15 de abril de 2012 e armazenada, com emprego 6mg/L de amido de milho catiônico.

Tabela 28. p-valores calculados com $\alpha=0,05$ para comparação dos três filtros com emprego de amido de milho catiônico (6mg/L)

Cor (15/04/12)	F1 ACt	F2 ACt	F3 ACt	Turb (15/04/12)	F1 ACt	F2 ACt	F3 ACt
F1 ACt	1	0,377	0,227	F1 ACt	1	0,936	0,378
F2 ACt		1	0,227	F2 ACt		1	0,093
F3 ACt			1	F3 ACt			1
F1(39,72);F2(37,17);F3(35,17)				F1(4,53);F2(4,63);F3(4,05)			

Cor - cor aparente (uH); Turb - turbidez (UT); F1 - filtro 1; F2 - filtro 2; F3 - filtro 3; ACt - Amido de milho catiônico; (15/04/12) - data da chuva

Ao observar a Tabela 28 nota-se que, para a chuva coletada em 15 de abril de 2012, armazenada e filtrada, de modo geral, o filtro 3 apresentou eficiências de remoção de cor aparente (uH) e turbidez (NTU) ligeiramente superiores aos demais, e que para a variável cor aparente (uH) o filtro 1 foi o de pior desempenho, e para a variável turbidez (NTU) o filtro 2 foi o de pior desempenho, visto que as médias dos remanescentes de cor aparente (uH) dos filtros 1, 2 e 3 foram, respectivamente, 39,72 uH, 37,17 uH e 35,17 uH; e os remanescentes de turbidez (NTU) dos filtros 1, 2 e 3 foram, respectivamente, 4,53 NTU, 4,63 NTU e 4,05 NTU.

A partir da observação da Tabela 28, entretanto, é possível verificar que o teste de Mann-Whitney não rejeitou a hipótese nula H_0 para as variáveis cor aparente (uH) e turbidez (UT) em qualquer par de filtros analisado, de modo a indicar que as remoções de cor aparente (uH) e turbidez (UT), da chuva armazenada de 15 de abril de 2012, tratada com aplicação de 6mg/L de amido de milho catiônico foram estatisticamente iguais para os três filtros. Para a variável cor aparente (uH): o teste não rejeitou a hipótese nula para a comparação entre os filtros 1 e 2, com um risco de 37,7% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira; o teste não rejeitou a hipótese nula para a comparação entre os filtros 1 e 3, com um risco de 22,7% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira; o teste não rejeitou a hipótese nula para a comparação entre os filtros 2 e 3, com um risco de 22,7% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. Para a variável turbidez (NTU): o teste não rejeitou a hipótese nula para a comparação entre o filtro 1 e o filtro 2, com um risco de 93,6% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira; o teste não rejeitou a hipótese nula para a comparação entre o filtro 1 e o filtro 3, com um risco de 37,8% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira; o teste não rejeitou a hipótese nula para a comparação entre o filtro 2 e o filtro 3, com um risco de 9,3% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira.

A Tabela 29 apresenta os p-valores calculados com $\alpha=0,05$ para comparação do desempenho dos três filtros durante a filtração da água pluvial, coletada em 21 de abril de

2012 e armazenada, com emprego 4mg/L de amido de milho catiônico, 3 mg/L de Cloreto férrico e 4mg/L de amido de milho não iônico.

Tabela 29. p-valores calculados com $\alpha=0,05$ para comparação dos três filtros com emprego de amido de milho catiônico (4mg/L), cloreto férrico (3 mg/L) e amido de milho não iônico (4mg/L)

Cor (21/04/12)	F1 ACt	F2 ACt	F3 ACt	Turb (21/04/12)	F1 ACt	F2 ACt	F3 ACt
F1 ACt	1	0,295	0,253	F1 ACt	1	0,031	0,002
F2 ACt		1	1	F2 ACt		1	0,008
F3 ACt			1	F3 ACt			1
F1(36,89);F2(36,17);F3(36,17)				F3(6,65)>F2(5,94)>F1(4,47)			
Cor (21/04/12)	F1 CFe	F2 CFe	F3 CFe	Turb (21/04/12)	F1 CFe	F2 CFe	F3 CFe
F1 CFe	1	0,005	0,005	F1 CFe	1	0,005	0,005
F2 CFe		1	0,02	F2 CFe		1	0,013
F3 CFe			1	F3 CFe			1
F1(90,78)>F2(69,39)>F3(64,056)				F1(12,183)>F2(8,73)>F3(7,64)			
Cor (21/04/12)	F1 ANI	F2 ANI	F3 ANI	Turb (21/04/12)	F1 ANI	F2 ANI	F3 ANI
F1 ANI	1	0,809	0,008	F1 ANI	1	0,298	0,002
F2 ANI		1	0,006	F2 ANI		1	0,002
F3 ANI			1	F3 ANI			1
F1(72,11)>F3(68,17);F2(72,72)>F3(68,17)				F1(10,23)>F3(9,44);F2(10,147)>F3(9,44)			

Cor - cor aparente (uH); Turb - turbidez (UT); F1 - filtro 1; F2 - filtro 2; F3 - filtro 3; ACt - Amido de milho catiônico; CFe - Cloreto férrico; ANI - Amidode milho não iônico; (21/04/12) - data da chuva

A partir da observação da Tabela 29 é possível verificar que, para a chuva coletada em 21 de abril de 2012, armazenada e filtrada, o teste de Mann-Whitney: i) para o coagulante amido de milho catiônico (4mg/L): a) para a variável cor aparente (uH) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente iguais para os três filtros, visto que o teste não rejeitou a hipótese nula H_0 em qualquer par de filtros comparados – para a comparação entre os filtros 1 e 2; 1 e 3; e 2 e 3, com riscos de, respectivamente 29,5%; 25,3%; e 100% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. b) para a variável turbidez (NTU) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente diferentes para os três filtros, sendo a eficiência de remoção do filtro 1 (média de turbidez remanescente de 4,47 NTU) melhor que a do filtro 2 (média de turbidez remanescente de 5,94 NTU), que por sua vez teve eficiência melhor que o filtro 3 (média de turbidez remanescente de 6,65 NTU). Para a comparação entre os filtros 1 e 2; 1 e 3; e 2 e 3, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com riscos de, respectivamente 3,10%; 0,20%; e 0,80% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. ii) para o coagulante cloreto férrico (3mg/L): a) para a variável cor aparente (uH) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente diferentes para os três filtros, sendo a eficiência de remoção do filtro 3 (média de cor remanescente de 64,056 uH) melhor que a do filtro 2 (média de cor remanescente de 69,39 uH), que por sua vez teve eficiência melhor que o filtro 1

(média de cor remanescente de 90,78 uH). Para a comparação entre os filtros 1 e 2; 1 e 3; e 2 e 3, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com riscos de, respectivamente 0,5%; 0,5%; e 2% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. b) para a variável turbidez (NTU) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente diferentes para os três filtros, sendo a eficiência de remoção do filtro 3 (média de turbidez remanescente de 7,64 NTU) melhor que a do filtro 2 (média de turbidez remanescente de 8,73 NTU), que por sua vez teve eficiência melhor que o filtro 1 (média de turbidez remanescente de 12,183 NTU). Para a comparação entre os filtros 1 e 2; 1 e 3; e 2 e 3, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com riscos de, respectivamente 0,5%; 0,5%; e 1,3% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. iii) para o auxiliar de filtração amido de milho não iônico (4mg/L): a) para a variável cor aparente (uH) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente iguais para os filtros 1 e 2, e estatisticamente diferentes para os filtros 1 e 3, sendo a eficiência de remoção do filtro 3 (média de cor remanescente de 68,17 uH) melhor que a do filtro 1 (média de cor remanescente de 72,11 uH); e para os filtros 2 e 3, sendo a eficiência de remoção do filtro 3 (média de cor remanescente de 68,17 uH) melhor que a do filtro 2 (média de cor remanescente de 72,72 uH). Para a comparação entre os filtros 1 e 2 o teste não rejeitou a hipótese nula H_0 , com risco de 80,9% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira; para a comparação entre os filtros 1 e 3; e 2 e 3, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com riscos de, respectivamente, 0,8% e 0,6% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. b) para a variável turbidez (NTU) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente iguais para os filtros 1 e 2, e estatisticamente diferentes para os filtros 1 e 3, sendo a eficiência de remoção do filtro 3 (média de turbidez remanescente de 9,44 NTU) melhor que a do filtro 1 (média de turbidez remanescente de 10,23 NTU); e para os filtros 2 e 3, sendo a eficiência de remoção do filtro 3 (média de turbidez remanescente de 9,44 NTU) melhor que a do filtro 2 (média de turbidez remanescente de 10,147 NTU). Para a comparação entre os filtros 1 e 2 o teste não rejeitou a hipótese nula H_0 , com risco de 29,8% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira; para a comparação entre os filtros 1 e 3; e 2 e 3, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com risco 0,2%, para ambos, de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira.

A Tabela 30 apresenta os p-valores calculados com $\alpha=0,05$ para comparação do desempenho dos três filtros durante a filtração da água pluvial, coletada em 12 de maio de 2012 e armazenada, com emprego 2 mg/L de amido de milho catiônico, 5 mg/L de Cloreto férrico e 10 mg/L de amido de milho não iônico.

Tabela 30. p-valores calculados com $\alpha=0,05$ para comparação dos três filtros com emprego de amido de milho catiônico (2mg/L), cloreto férrico (5 mg/L) e amido de milho não iônico (10mg/L)

Cor (12/05/12)	F1 ACt	F2 ACt	F3 ACt	Turb (12/05/12)	F1 ACt	F2 ACt	F3 ACt
F1 ACt	1	0,29	0,167	F1 ACt	1	0,471	0,575
F2 ACt		1	0,511	F2 ACt		1	0,575
F3 ACt			1	F3 ACt			1
F1(18,83);F2(19,94);F3(20,56)				F1(0,95);F2(0,91);F3(0,97)			
Cor (12/05/12)	F1 CFe	F2 CFe	F3 CFe	Turb (12/05/12)	F1 CFe	F2 CFe	F3 CFe
F1 CFe	1	0,034	0,005	F1 CFe	1	0,936	0,002
F2 CFe		1	0,005	F2 CFe		1	0,02
F3 CFe			1	F3 CFe			1
F3(19,17)>F2(14,33)>F1(12,50)				F3(0,65)>F1(0,41);F3(0,65)>F2(0,44)			
Cor (12/05/12)	F1 ANI	F2 ANI	F3 ANI	Turb (12/05/12)	F1 ANI	F2 ANI	F3 ANI
F1 ANI	1	0,112	0,932	F1 ANI	1	0,689	0,128
F2 ANI		1	0,04	F2 ANI		1	0,031
F3 ANI			1	F3 ANI			1
F3(27,67)>F2(26,11);F1(27,22)				F3(1,87)>F2(1,68);F1(1,72)			

Cor - cor aparente (uH); Turb - turbidez (UT); F1 - filtro 1; F2 - filtro 2; F3 - filtro 3; ACt - Amido de milho catiônico; CFe - Cloreto férrico; ANI - Amido de milho não iônico; (12/05/12) - data da chuva

Ao observar a Tabela 30 é possível verificar que, para a chuva coletada em 12 de maio de 2012, armazenada e filtrada, o teste de Mann-Whitney: i) para o coagulante amido de milho catiônico (2 mg/L): a) para a variável cor aparente (uH) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente iguais para os três filtros, visto que o teste não rejeitou a hipótese nula H_0 em qualquer par de filtros comparados – para a comparação entre os filtros 1 e 2; 1 e 3; e 2 e 3, com riscos de, respectivamente 29%; 16,7%; e 51,1% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. b) para a variável turbidez (NTU) a eficiência de remoção foi considerada estatisticamente igual para os três filtros, visto que o teste não rejeitou a hipótese nula H_0 em qualquer par de filtros comparados – para a comparação entre os filtros 1 e 2; 1 e 3; e 2 e 3, com riscos de, respectivamente 47,1%; 57,5%; e 57,5% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. ii) para o coagulante cloreto férrico (5 mg/L): a) para a variável cor aparente (uH) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente diferentes para os três filtros, sendo a eficiência de remoção do filtro 1 (média de cor remanescente de 12,5 uH) melhor que a do filtro 2 (média de cor remanescente de 14,33 uH), que por sua vez teve eficiência melhor que o filtro 3 (média de cor remanescente de 19,17 uH). Para a comparação entre os filtros 1 e 2; 1 e 3; e 2 e 3, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com riscos de, respectivamente 3,4%; 0,5%; e 0,5% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. b) para a variável turbidez (NTU) a eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente iguais para os filtros 1 e 2, e estatisticamente diferentes para os filtros 1 e 3, sendo a eficiência de remoção do filtro 1

(média de turbidez remanescente de 0,41 NTU) melhor que a do filtro 3 (média de turbidez remanescente de 0,65 NTU); e para os filtros 2 e 3, sendo a eficiência de remoção do filtro 2 (média de turbidez remanescente de 0,44 NTU) melhor que a do filtro 3 (média de turbidez remanescente de 0,65 NTU). Para a comparação entre os filtros 1 e 2 o teste não rejeitou a hipótese nula H_0 , com risco de 93,6% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira; para a comparação entre os filtros 1 e 3; e 2 e 3, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com risco de, respectivamente, 0,2% e 2% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. iii) para o auxiliar de filtração amido de milho não iônico (10 mg/L): a) para a variável cor aparente (uH) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente iguais para os filtros 1 e 2, e 1 e 3, e estatisticamente diferente para os filtros 2 e 3, sendo a eficiência de remoção do filtro 2 (média de cor remanescente de 26,11 uH) melhor que a do filtro 3 (média de cor remanescente de 27,67 uH). Para a comparação entre os filtros 1 e 2, e 1 e 3, o teste não rejeitou a hipótese nula H_0 , com riscos de, respectivamente, 11,2% e 93,2% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira; para a comparação entre os filtros 2 e 3 o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com risco 4% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. b) para a variável turbidez (NTU) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente iguais para os filtros 1 e 2, e 1 e 3, e estatisticamente diferente para os filtros 2 e 3, sendo a eficiência de remoção do filtro 2 (média de turbidez remanescente de 1,68 NTU) melhor que a do filtro 3 (média de turbidez remanescente de 1,87 NTU). Para a comparação entre os filtros 1 e 2, e 1 e 3, o teste não rejeitou a hipótese nula H_0 , com riscos de, respectivamente, 68,9% e 12,8% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira; para a comparação entre os filtros 2 e 3 o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com risco 3,1% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira.

A partir dos resultados expostos foi possível notar que, para as águas pluviais estudadas, a aplicação de amido de milho catiônico como coagulante gerou resultados estatisticamente iguais nos três filtros para a remoção de cor aparente (uH), o que indica que o coagulante não foi influenciado pelo meio filtrante para a remoção de cor aparente (uH). Para a remoção de turbidez (NTU) não foi possível observar uma tendência, pois para duas das três chuvas estudadas a aplicação de amido de milho catiônico como coagulante gerou resultados estatisticamente iguais, e para uma das três chuvas estudadas a aplicação de amido de milho catiônico como coagulante gerou resultados estatisticamente diferentes entre os três filtros. A aplicação de cloreto férrico gerou resultados estatisticamente diferentes nos três filtros para a remoção de cor aparente (uH), o que

indica que o coagulante foi influenciado pelo meio filtrante para a remoção de cor aparente (uH), porém, não foi possível verificar uma tendência. Para a remoção de turbidez (NTU), de modo geral, a aplicação de cloreto férrico gerou resultados estatisticamente diferentes, não foi possível observar uma tendência. A aplicação de amido de milho não iônico como auxiliar de filtração gerou resultados estatisticamente iguais entre os filtros 1 e 2, e estatisticamente diferentes entre os filtros 2 e 3, para remoção tanto de cor aparente (uH) como de turbidez (NTU); não foram observadas tendências de desempenho dos filtros.

5.3.3.2 Comparação entre coagulantes e auxiliar de filtração para um mesmo meio filtrante

A Tabela 31 apresenta os p-valores calculados com $\alpha=0,05$ e as médias dos remanescentes de cor aparente (uH) e turbidez (NTU) para comparação do desempenho da filtração em cada um dos meios filtrantes, da água pluvial, coletada em 21 de abril de 2012 e armazenada, com aplicação de 4 mg/L de amido de milho catiônico, 3 mg/L de cloreto férrico e 4 mg/L de amido de milho não iônico.

Tabela 31. p-valores calculados com $\alpha=0,05$ para comparação do emprego de amido de milho catiônico (4mg/L), cloreto férrico (3 mg/L) e amido de milho não iônico (4mg/L) em cada filtro

Cor (21/04/12)	F1 ACt	F1 CFe	F1 ANI	Turb (21/04/12)	F1 ACt	F1 CFe	F1 ANI
F1 ACt	1	0,005	0,006	F1 ACt	1	0,005	0,002
F1 CFe		1	0,005	F1 CFe		1	0,005
F1 ANI			1	F1 ANI			1
CFe(90,78)>ANI(72,11)>ACt(36,89)				CFe(12,18)>ANI(10,23)>ACt(4,47)			
Cor (21/04/12)	F2 ACt	F2 CFe	F2 ANI	Turb (21/04/12)	F2 ACt	F2 CFe	F2 ANI
F2 ACt	1	0,005	0,005	F2 ACt	1	0,002	0,002
F2 CFe		1	0,173	F2 CFe		1	0,002
F2 ANI			1	F2 ANI			1
CFe(69,39)>ACt(36,17);ANI(72,72)>ACt(36,17)				ANI(10,14)>CFe(8,73)>ACt(5,94)			
Cor (21/04/12)	F3 ACt	F3 CFe	F3 ANI	Turb (21/04/12)	F3 ACt	F3 CFe	F3 ANI
F3 ACt	1	0,005	0,005	F3 ACt	1	0,002	0,002
F3 CFe		1	0,036	F3 CFe		1	0,002
F3 ANI			1	F3 ANI			1
ANI(68,17)>CFe(64,06)>ACt(36,17)				ANI(9,44)>CFe(7,64)>ACt(6,65)			

Cor - cor aparente (uH); Turb - turbidez (UT); F1 - filtro 1; F2 - filtro 2; F3 - filtro 3; ACt - Amido de milho catiônico; CFe - Cloreto férrico; ANI - Amidode milho não iônico; (21/04/12) - data da chuva

Ao observar a Tabela 31 é possível verificar que, para a chuva coletada em 21 de abril de 2012, armazenada e filtrada, de modo geral, a aplicação de amido de milho catiônico ocasionou as maiores remoções de cor aparente (uH) e turbidez (NTU). De acordo com os resultados do teste de Mann-Whitney: i) para o filtro 1: a) para a variável cor aparente (uH) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente diferentes para os dois

coagulantes e o auxiliar de filtração, sendo a eficiência de remoção do amido de milho catiônico (média de cor remanescente de 36,89 uH) melhor que a do amido de milho não iônico (média de cor remanescente de 72,11 uH), que por sua vez teve eficiência melhor que o cloreto férrico (média de cor remanescente de 90,78 uH). Para a comparação entre amido de milho catiônico e cloreto férrico, amido de milho catiônico e amido de milho não iônico, e cloreto férrico e amido de milho não iônico, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com riscos de, respectivamente 0,5%; 0,6%; e 0,5% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. b) para a variável turbidez (NTU) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente diferentes para os dois coagulantes e o auxiliar de filtração, sendo a eficiência de remoção do amido de milho catiônico (média de turbidez remanescente de 4,47 NTU) melhor que a do amido de milho não iônico (média de turbidez remanescente de 10,23 NTU), que por sua vez teve eficiência melhor que o cloreto férrico (média de turbidez remanescente de 12,18 NTU). Para a comparação entre amido de milho catiônico e cloreto férrico, amido de milho catiônico e amido de milho não iônico, e cloreto férrico e amido de milho não iônico, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com riscos de, respectivamente 0,5%; 0,2%; e 0,5% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. ii) para o filtro 2: a) para a variável cor aparente (uH) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente diferentes para amido de milho catiônico (média de cor remanescente de 36,17 uH) e cloreto férrico (média de cor remanescente de 69,39 uH), e para amido de milho catiônico e amido de milho não iônico (média de cor remanescente de 72,72 uH); e estatisticamente iguais para cloreto férrico e amido de milho não iônico. Para a comparação entre amido de milho catiônico e cloreto férrico, e amido de milho catiônico e amido de milho não iônico, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com risco de 0,5%, em ambos os casos, de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. b) para a variável turbidez (NTU) a eficiência de remoção foi considerada estatisticamente diferente para os dois coagulantes e o auxiliar de filtração, sendo a eficiência de remoção do amido de milho catiônico (média de turbidez remanescente de 5,94 NTU) melhor que a do cloreto férrico (média de turbidez remanescente de 8,73 NTU), que por sua vez teve eficiência melhor que o amido de milho não iônico (média de turbidez remanescente de 10,14 NTU). Para a comparação entre amido de milho catiônico e cloreto férrico, amido de milho catiônico e amido de milho não iônico, e cloreto férrico e amido de milho não iônico, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com risco de 0,2% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. iii) para o filtro 3: a) para a variável cor aparente (uH) as eficiências de

remoção foram consideradas estatisticamente diferentes para os dois coagulantes e o auxiliar de filtração, sendo a eficiência de remoção do amido de milho catiônico (média de cor remanescente de 36,17 uH) melhor que a do cloreto férrico (média de cor remanescente de 64,06 uH), que por sua vez teve eficiência melhor que o amido de milho não iônico (média de cor remanescente de 68,17 uH). Para a comparação entre amido de milho catiônico e cloreto férrico, amido de milho catiônico e amido de milho não iônico, e cloreto férrico e amido de milho não iônico, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com riscos de, respectivamente 0,5%; 0,5% e 3,6% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira.

b) para a variável turbidez (NTU) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente diferentes para os dois coagulantes e o auxiliar de filtração, sendo a eficiência de remoção do amido de milho catiônico (média de turbidez remanescente de 6,65 NTU) melhor que a do cloreto férrico (média de turbidez remanescente de 7,64 NTU), que por sua vez teve eficiência melhor que o amido de milho não iônico (média de turbidez remanescente de 9,44 NTU). Para a comparação entre amido de milho catiônico e cloreto férrico, amido de milho catiônico e amido de milho não iônico, e cloreto férrico e amido de milho não iônico, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com riscos de 0,2% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira.

A Tabela 32 apresenta os p-valores calculados com $\alpha=0,05$ e as médias dos remanescentes de cor aparente (uH) e turbidez (NTU) para comparação do desempenho da filtração em cada um dos meios filtrantes, da água pluvial coletada em 12 de maio de 2012 e armazenada, com aplicação de 2 mg/L de amido de milho catiônico, 5 mg/L de cloreto férrico e 10 mg/L de amido de milho não iônico.

Tabela 32. p-valores calculados com $\alpha=0,05$ para comparação do emprego de amido de milho catiônico (2 mg/L), cloreto férrico (5 mg/L) e amido de milho não iônico (10 mg/L) em cada filtro

Cor (12/05/12)	F1 ACt	F1 CFe	F1 ANI	Turb (12/05/12)	F1 ACt	F1 CFe	F1 ANI
F1 ACt	1	0,004	0,005	F1 ACt	1	0,002	0,002
F1 CFe		1	0,005	F1 CFe		1	0,002
F1 ANI			1	F1 ANI			1
ANI(27,22)>ACt(18,83)>CFe(12,5)				ANI(1,72)>ACt(0,95)>CFe(0,41)			
Cor (12/05/12)	F2 ACt	F2 CFe	F2 ANI	Turb (12/05/12)	F2 ACt	F2 CFe	F2 ANI
F2 ACt	1	0,005	0,005	F2 ACt	1	0,002	0,002
F2 CFe		1	0,005	F2 CFe		1	0,002
F2 ANI			1	F2 ANI			1
ANI(26,11)>ACt(19,94)>CFe(14,33)				ANI(1,68)>ACt(0,91)>CFe(0,44)			
Cor (12/05/12)	F3 ACt	F3 CFe	F3 ANI	Turb (12/05/12)	F3 ACt	F3 CFe	F3 ANI
F3 ACt	1	0,075	0,004	F3 ACt	1	0,02	0,002
F3 CFe		1	0,004	F3 CFe		1	0,002
F3 ANI			1	F3 ANI			1
ANI(27,67)>ACt(20,56);ANI(27,67)>CFe(19,17)				ANI(1,87)>ACt(0,97)>CFe(0,65)			

Cor - cor aparente (uH); Turb - turbidez (UT); F1 - filtro 1; F2 - filtro 2; F3 - filtro 3; ACt - Amido de milho catiônico; CFe - Cloreto férrico; ANI - Amidode milho não iônico; (12/05/12) - data da chuva

Ao observar a Tabela 32 é possível verificar que, para a chuva coletada em 12 de maio de 2012, armazenada e filtrada, de modo geral, a aplicação de cloreto férrico proporcionou os melhores resultados de remanescentes de cor aparente (uH) e turbidez (NTU). De acordo com o teste de Mann-Whitney: i) para o filtro 1: a) para a variável cor aparente (uH) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente diferentes para os dois coagulantes e o auxiliar de filtração, sendo a eficiência de remoção do cloreto férrico (média de cor remanescente de 12,5 uH) melhor que a do amido de milho catiônico (média de cor remanescente de 18,83 uH), que por sua vez teve eficiência melhor que o amido de milho não iônico (média de cor remanescente de 27,22 uH). Para a comparação entre amido de milho catiônico e cloreto férrico, amido de milho catiônico e amido de milho não iônico, e cloreto férrico e amido de milho não iônico, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com riscos de, respectivamente 0,4%; 0,5%; e 0,5% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. b) para a variável turbidez (NTU) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente diferentes para os dois coagulantes e o auxiliar de filtração, sendo a eficiência de remoção do cloreto férrico (média de turbidez remanescente de 0,41 NTU) melhor que a do amido de milho catiônico (média de turbidez remanescente de 0,95 NTU), que por sua vez teve eficiência melhor que o amido de milho não iônico (média de turbidez remanescente de 1,72 NTU). Para a comparação entre amido de milho catiônico e cloreto férrico, amido de milho catiônico e amido de milho não iônico, e cloreto férrico e amido de milho não iônico, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com riscos de 0,2% de

rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. ii) para o filtro 2: a) para a variável cor aparente (uH) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente diferentes para os dois coagulantes e o auxiliar de filtração, sendo a eficiência de remoção do cloreto férrico (média de cor remanescente de 14,33 uH) melhor que a do amido de milho catiônico (média de cor remanescente de 19,94 uH), que por sua vez teve eficiência melhor que o amido de milho não iônico (média de cor remanescente de 26,11 uH). Para a comparação entre amido de milho catiônico e cloreto férrico, amido de milho catiônico e amido de milho não iônico, e cloreto férrico e amido de milho não iônico, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com riscos de, respectivamente 0,5% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. b) para a variável turbidez (NTU) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente diferentes para os dois coagulantes e o auxiliar de filtração, sendo a eficiência de remoção do cloreto férrico (média de turbidez remanescente de 0,44 NTU) melhor que a do amido de milho catiônico (média de turbidez remanescente de 0,91 NTU), que por sua vez teve eficiência melhor que o amido de milho não iônico (média de turbidez remanescente de 1,68 NTU). Para a comparação entre amido de milho catiônico e cloreto férrico, amido de milho catiônico e amido de milho não iônico, e cloreto férrico e amido de milho não iônico, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com riscos de 0,2% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. iii) para o filtro 3: a) para a variável cor aparente (uH) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente iguais para amido de milho catiônico (média de cor remanescente de 20,56 uH) e cloreto férrico (média de cor remanescente de 19,17 uH); e estatisticamente diferentes para amido de milho catiônico e amido de milho não iônico (média de cor remanescente de 27,67 uH); e cloreto férrico e amido de milho não iônico. Para a comparação entre amido de milho catiônico e cloreto férrico, o teste não rejeitou a hipótese nula H_0 com riscos de 7,5% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira; para a comparação entre amido de milho catiônico e amido de milho não iônico; e cloreto férrico e amido de milho não iônico, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com riscos de 0,4% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira. b) para a variável turbidez (NTU) as eficiências de remoção foram consideradas estatisticamente diferentes para os dois coagulantes e o auxiliar de filtração, sendo a eficiência de remoção do cloreto férrico (média de turbidez remanescente de 0,65 NTU) melhor que a do amido de milho catiônico (média de turbidez remanescente de 0,97 NTU), que por sua vez teve eficiência melhor que o amido de milho não iônico (média de turbidez remanescente de 1,87 NTU). Para a comparação entre amido de milho catiônico e

cloreto férrico, amido de milho catiônico e amido de milho não iônico, e cloreto férrico e amido de milho não iônico, o teste rejeitou a hipótese nula H_0 com riscos de, respectivamente, 2%, 0,2% e 0,2% de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 Principal

Com base nos resultados apresentados é possível concluir que as águas pluviais coletadas após escoamento sobre telhados cerâmicos necessitam de tratamento prévio ao uso, mesmo que para atividades não potáveis, conforme recomendações da NBR 15527 (ABNT, 2007).

6.2 Específicas

As águas pluviais coletadas e armazenadas não apresentam médias estatisticamente iguais em um nível de significância $\alpha = 0,05$ para os parâmetros cor aparente (uH) e turbidez (NTU), o que indica alta especificidade qualitativa. Foram verificados coeficientes de correlação de Pearson (r) significativos em um nível de significância $\alpha = 0,05$ entre período de estiagem antecedente à chuva e os parâmetros cor aparente (uH) e turbidez (NTU), respectivamente, 0,586 e 0,792. Ademais, os parâmetros cor aparente (uH) e turbidez (NTU) foram identificados como determinantes para a variabilidade das águas pluviais, visto que apresentam elevados coeficientes de correlação com a componente principal (0,896 e 0,819, respectivamente), a qual explica cerca de 32,5% da variabilidade total da qualidade das águas. Desse modo, pode-se concluir que cada precipitação possui aspectos qualitativos particulares, significativamente dependentes do período de estiagem antecedente à chuva. Em consequência, as águas pluviais coletadas e armazenadas demandam ensaios de tratabilidade para cada evento, para a definição das condições ótimas de dosagem de coagulante, em detrimento da pré-definição de estratégias de tratamento em função de aspectos qualitativos periodicamente semelhantes, como no caso de muitas estações de tratamento de água, as quais definem uma faixa aplicável de

dosagem de coagulante em função das águas captadas com determinados padrões de qualidade, definidos pelos períodos mais e menos chuvosos.

A etapa de modificação da montagem experimental evidenciou a importância do planejamento das instalações de sistemas de coleta e tratamento/aproveitamento de águas pluviais, indicando que a implantação desses sistemas em novos empreendimentos imobiliários é mais conveniente do que a inclusão desses sistemas como adaptação de sistemas de água já existentes, entretanto, a instalação desses sistemas em imóveis previamente construídos é encorajada tendo em vista os potenciais benefícios socioambientais de estratégias apropriadas de aproveitamento de águas pluviais.

Para as águas pluviais estudadas, em nenhuma configuração de tratamento foi integralmente satisfeito o padrão de qualidade recomendado pela NBR 15527 (ABNT, 2007), principalmente em relação aos parâmetros coliformes totais e cor aparente, entretanto, a estratégia de tratamento simplificado investigado pode produzir água com a qualidade recomendada, por meio da inserção de um processo de desinfecção.

Os resultados obtidos pela utilização da Análise de Componentes Principais demonstraram a facilidade com que o sistema multivariado permite extrair informações relevantes, a partir de um conjunto de dados do qual previamente não era possível compreender as relações entre as variáveis. A análise de componentes principais possibilitou a identificação das variáveis físico-químicas e microbiológicas que mais influenciam a variabilidade da qualidade das águas pluviais coletadas, e o estudo das inter-relações entre essas variáveis. Com a geração de um gráfico com agrupamentos de variáveis que são fortemente inter-relacionadas, foram possibilitadas a visualização e a compreensão do comportamento das variáveis estudadas.

6.3 Recomendações

Com base nos resultados apresentados, recomenda-se:

i) Realizar um maior número de ensaios no sistema instalado, com diferentes precipitações, visando à identificação de uma tendência para o desempenho dos filtros. Em caso de não ser identificada tendência mesmo com maior número de chuvas estudadas, considerar a remoção da camada torpeda do filtro 3;

ii) Considerar a realização de análises de cor verdadeira para avaliar a parcela de turbidez presente no resultado de cor aparente, visando à melhor definição das estratégias de tratamento.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADDINSOFT. XLStat 2010. Copyright © Addinsoft, 1995-2010

AHMED, W., GARDNER, T., TOZE, S. Microbiological quality of roof-harvested rainwater and health risks: a review. **Journal of Environmental Quality**, v.40, p. 1-9. 2011.

AHMED, W., GOONETILLEKE, A., GARDNER, T. Implications of faecal indicator bacteria for the microbiological assessment of roof-harvested rainwater quality in Southeast Queensland, Australia. **Canadian Journal of Microbiology**, v.56, p. 471–479. 2010.

AHMED, W., HODGERS, L., SIDHU, J.P.S., TOZE, S. Fecal indicators and zoonotic pathogens in household drinking water taps fed from rainwater tanks in Southeast Queensland, Australia. **Applied and Environmental Microbiology**, v.78, n.1, p.219-226. 2012.

AMERICAN WATER AND WASTEWATER ASSOCIATION (AWWA). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21st, Denver, CP: AWWA 2005.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Conservação e reuso da água em edificações**. MMA/ ANA/ SINDUSCON/ COMASP/ FIESP/ SESI/ SENAI/ IRS. Volume único. 2005. 152p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15527/2007: Água de chuva – Aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis – Requisitos**, 2007.

BAGUMA, D.; LOISKANDL, W.; DARNHOFER, I.; JUNG, H.; HAUSER, M. Knowledge of measures to safeguard harvested rainwater quality in rural domestic households. **Journal of Water and Health**, v.8, n.2, p. 334-345. 2010.

BERNARDI, J.V.E.; LACERDA, L.D.; DÓREA, J.G.; LANDIM, P.M.B.; GOMES, J.P.O.; ALMEIDA, R.; MANZATTO, A.G.; BASTOS, W.R. Aplicação da análise das componentes principais na ordenação dos parâmetros físico-químicos no alto rio Madeira e afluentes, Amazônia ocidental. **Geochimica Brasiliensis**, v. 23, n. 1, p. 79 – 90, 2009.

BOLTO, B., ABBT-BRAUN, G., DIXON, D., ELDRIDGE, R., FRIMMEL, F., HESSE, S., KING, S., TOIFL, M.,. Experimental evaluation of cationic polyelectrolytes for

removing natural organic matter from water. **Water Sci. Technol.** v. 40, n. 9, p. 71–79, 1999.

BRATBY, J. 2006. **Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment**. International Water Association (IWA). Outubro de 2006.

BOLTO, B.; GREGORY, J. Organic polyelectrolytes in water treatment. **Water Research**, v. 41, n. 11, p. 2301-2324, 2007.

CAMPOS, J. R.; DI BERNARDO, L. Uso de polimeros naturales en el tratamiento de aguas para abastecimento. Colômbia: Universidad Del Valle. Ministerio de La Salude de Colombia - OMS, USP, 1988. 62 p.

CENTRO DE ANÁLISE E PLANEJAMENTO AMBIENTAL (CEAPLA). **Atlas ambiental da bacia do rio Corumbataí, versão 3**. Rio Claro: CEAPLA, 2011. Disponível em: <http://ceapla2.rc.unesp.br/atlas>. Acesso em 25 mar 2012.

CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA (CEPAGRI). **Clima dos municípios paulistas**. Campinas, _____. Disponível em: http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_494.html. Acesso em 05.jul.2012.

CRABTREE, K.D., RUSKIN, R.H., SHAW, S.B., ROSE. J.B. The detection of Cryptosporidium oocysts and Giardia cysts in cistern water in the U.S. Virgin Islands. **Water Research**, v.30, p.208-216. 1996.

DAHLGREN, M.A.G. Effect of counterion valency and ionic strength on polyelectrolyte adsorption. **Langmuir**, v. 10, n. 5, p. 1580–1583. 1994

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 1ª edição. Rio de Janeiro: ABES, 1993. v.2. 1050p.

DI BERNARDO, L. (coordenador). **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. 1ª edição. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003, 498p.

DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. S. S.; HÉLER, L.. **Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas**. 1ª edição. Rio de Janeiro: PROSAB – ABES. 1999. 114 p.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. 2ª edição. São Carlos: RiMa, 2005. v.2. 1565p.

DILLAHA, T. A.; ZOLAN, W. J. Rainwater catchment water quality in Micronesia. **Water Research**, v. 19, n.6, p. 741 - 746. 1985.

ESRI. **ArcMap10.0**. Copyright© 1999-2010 Esri Inc.

FÖRSTER, J. Patterns of roof runoff contamination and their potential implications on practice and regulation of treatment and local infiltration. **Water science and technology**, v. 33, n.6, p. 39-48. 1996.

FÖRSTER, J. The influence of location and season on the concentrations of macroions and organic trace pollutants in roof runoff. **Water science and technology**, v. 38, n.10, p. 83-90. 1998.

FÖRSTER, J. Variability of runoff quality. **Water science and technology**, v. 39, n.5, p. 137-144. 1999.

FUNDAÇÃO PARA A CONSERVAÇÃO E A PRODUÇÃO FLORESTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (FUNDAÇÃO FLORESTAL). **Plano de manejo da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade**. São Paulo: Fundação Florestal, 2005. 330p.

GHANAYEM, M. **Environmental considerations with respect to Rainwater harvesting**. In: Proceedings of 10th International Rainwater Catchment Systems Conference, Weikersheim, Alemanha, 2001.

GLASER, H.T., EDZWALD, J.K. Coagulation and direct filtration of humic substances with polyethylenimine. **Environ. Sci. Technol.** v. 13, n. 3, p. 299–305, 1979.

GONÇALVES, R.F. *et al.* **Uso racional da água em edificações**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 352 p.

GOULD, J.; NISSEN-PETERSEN, E. **Rainwater catchment systems for domestic supply**: Design, construction and implementation. 1st, ITDG Publishing, 1999.

GREGORY, J. Rates of flocculation of latex particles by cationic polymers. **J. Colloid Interface Sci.** v. 42, n. 2, p. 448–456, 1973.

GROMAIRE, M. C.; GARNAUD, S.; SAAD, M.; CHEBBO, G. Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers. **Water Research**, v. 35, n. 2, p. 521 – 533. 2001.

GUIMARÃES, P. R. B. **Métodos quantitativos estatísticos**. 1^a edição. Curitiba: IESDE Brasil S.A., 2008. 245p.

HAIR, J.F.; TATHAM, R.L.; ANDERSON, R.E.; BLACK, W. **Análise Multivariada de Dados**. 6^a edição. Porto Alegre: Bookman, 1998. 688p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades@**. Brasília: IBGE, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Malha municipal digital 2005**. Brasília: IBGE, 2005.

KAM, S.K., GREGORY, J.. The interaction of humic substances with cationic polyelectrolytes. **Water Research**, v. 35, n. 15, p. 3557–3566, 2001.

KASPER, D.R. **Theoretical and Experimental Investigation of the Flocculation of Charged Particles in Aqueous Solution by Polyelectrolytes of Opposite Charge**. California Institute of Technology, Pasadena, 1971.

KVINNESLAND, T., ODEGAARD, H. The effects of polymer characteristics on nano particle separation in humic substances removal by cationic polymer coagulation. **Water Science and Technology**. v. 50, n. 12, p. 185–191, 2004.

LANDIM, P. M. B. **Análise estatística de dados geológicos multivariados**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 208 p.

LEE, K.T.; LEE, C.; YANG, M.; YU, C. Probabilistic design of storage capacity for rainwater cistern systems. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v.77, n.3, p. 343-348. 2000.

LEE, J.Y.; KIM, H.J.; HAN, M.Y. Quality assessment of rooftop runoff and harvested rainwater from a building catchment. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 11, p. 2725 - 2731, 2011.

LEGISLAÇÃO brasileira: lei municipal nº. 10.785, de 18 de setembro de 2003. Prefeitura da municipal de Curitiba. Disponível em:

<<http://www.curitiba.pr.gov.br/servicos/MeioAmbiente/legislacoes/Lei%2010785%20de%202003.pdf>>. Acesso em 20.nov.2010.

LEGISLAÇÃO brasileira: lei municipal nº. 13.276, de 04 de janeiro de 2002. Prefeitura da cidade de São Paulo. Disponível em:

<http://www3.prefeitura.sp.gov.br/cadlem/secretarias/negocios_juridicos/cadlem/integra.asp?alt=05012002L%20132760000>. Acesso em 20.nov.2010.

LEGISLAÇÃO brasileira: portaria nº. 2914, de 12 de dezembro de 2011. Ministério da Saúde. Disponível em:

http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html. Acesso em 17.abr.2012

LETTERMAN, R. D.; AMIRTHARAJAH, A.; O'MELIA, C. R. Coagulation And Flocculation. In: **Water Quality And Treatment - A Handbook of Community Water Supplies**. 5ª edição. McGRAW-HILL, INC., 1999. 1163p.

LIMA, G. J. M. A.; GIORDANO, G.; FILHO, O. B. **Uso do polímero natural do quiabo no tratamento de água e de esgoto**. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, 2007.

MANCUSO, P.C.S.; SANTOS, H.F. **A escassez e o reuso de água em âmbito mundial**. São Paulo: Manole, 2003. 577p.

MARINELLI, P. S.; FROLLINI, E.; DI BERNARDO, A. S.; DI BERNARDO, L. **Emprego de amidos de milho catiônico comum e híbrido como auxiliares de coagulação/floculação**. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre. 2000.

MARTINSON, D. B.; THOMAS, T. H. **Quantifying the first flush phenomenon: Effects of first-flush on water yield and quality**. In: 14th International Rainwater Catchment Systems Conference, Kuala Lumpur. 2009

MAY, S.; PRADO, R.T. A. Experimental evaluation of rainwater quality for non-potable applications in the city of São Paulo, Brazil. **Urban Water Journal**, v.3, n.3, p.145-151. 2006.

MEERA, V.; AHAMMED, M. M. Water quality of rooftop rainwater harvesting systems: a review. **Journal of Water Supply – Research and Technology**, v.55, n.4, p. 257-268. 2006.

MICROSOFT CORPORATION. **Microsoft Office Excel 2007**, 2006.

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO SOCIAL E COMBATE À FOME (MDS). **Cisternas**. Disponível em: <http://www.mds.gov.br/segurancaalimentar/acessoagua/cisternas>. Acesso em: 08.jul.2012

MOILLERON, R.; GONZALEZ, A.; CHEBBO, G.; THEVENOT, D. R. Determination of aliphatic hydrocarbons in urban runoff samples from the “Le Marais” experimental catchment in Paris Centre. **Water Research**, v.36, p. 1275-1285. 2002.

MOITA NETO, J. M.; MOITA, G. C. Uma introdução à análise exploratória de dados multivariados. **Química Nova**, v. 21, n. 4, p. 467 – 469. 1998.

MORUZZI, R. B.; NAKADA, L. Y. K. Coleta e tratamento de água pluvial para fins não potáveis com emprego de amido de milho como coagulante primário em filtração cíclica em escala de laboratório. **Revista de Estudos Ambientais**, v.11, n.1, p.51-60. 2009.

MOURA, L.H.A.; BOAVENTURA, G.R.; PINELLI, M.P. A qualidade de água como indicador de uso e ocupação do solo: Bacia do Gama – Distrito Federal. **Química Nova**, v. 33, n. 1, p. 97 – 103. 2010.

MURAKAMI, M. F. **Avaliação do desempenho de uma unidade em escala real para tratamento de água de água pluvial empregando a filtração rápida por meio de filtro de pressão e amido natural de milho como coagulante primário**. 2011. 82p. Dissertação (mestrado) – curso de Engenharia Urbana, UFSCar, São Carlos, 2011.

NAKADA, L. Y. K. **Tratamento de água pluvial para fins não potáveis com utilização de amido de milho como coagulante em filtração cíclica em escala de laboratório**. 2008. 39p. Trabalho de conclusão de curso (graduação) – curso de Engenharia Ambiental, Rio Claro, UNESP, 2008.

NAKADA, L.Y.K.; MORUZZI, R. B. **Estudo estatístico sobre parâmetros qualitativos de águas pluviais**. In: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, 2011.

NAKADA, L.Y.K.; MORUZZI, R. B. **Análise multivariada de variáveis qualitativas de águas pluviais**. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Maceió, 2011.

NAKADA, L.Y.K.; MURAKAMI, M. F.; MORUZZI, R. B. **Tratamento simplificado de águas pluviais visando aproveitamento para fins não potáveis**. In: 14º Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto, 2010.

NAPPER, D.H. **Polymeric Stabilization of Colloidal Dispersions**. Academic Press, London, 1983.

PELTON, R.H.. Electrolyte effects in the adsorption and desorption of a cationic polyacrylamide on cellulose fibers. **J. Colloid Interface Sci.** v. 111, n. 2, p. 475–485, 1986.

PETZOLD, G., MENDE, M., LUNKWITZ, K., SCHWARZ, S., BUCHHAMMER, H.M.. Higher efficiency in the flocculation of clay suspensions by using combinations of oppositely charged polyelectrolytes. **Colloids Surf. A—Physicochem Eng Aspects** v. 218, p. 47–57, 2003.

RICHTER, C. A. **Água: Métodos e tecnologias de tratamento**. 1ª edição. São Paulo: Editora Blucher, 2009.

SISTEMA GEOLÓGICO DO BRASIL (CPRM). **Atlas pluviométrico do Brasil**. Brasília: CPRM, 2011.

SOMMER, B.; MARIÑO, A.; SOLARTE, M.L.; DIEROLF, C.; VALIENTE, C.; MORA, D.; RECHSTEINER, R.; SETTER, P.; WIROJANAGUDS, W.; AJARMEH, H.; AL-HASSAN, A.; WEGELIN, M. SODIS – An emerging water treatment process. **Journal of Water Suply: Research and Technology - Aqua**, v. 46, n3, p. 127 – 137, 1997.

TOMAZ, P. **Aproveitamento de água da chuva**. 2ª edição. São Paulo: Navegar Editora, 2005.

UNITED KINGDOM ENVIRONMENT AGENCY. **Harvesting Rainwater for Domestic Uses: an information guide**. Bristol, 2008. Disponível em: <http://www.environment->

agency.gov.uk/commondata/acrobat/geho0108bnpnee_809069.pdf. Acesso em 17.out.2010.

VACCARI, K. P.; REBOUÇAS, T. C.; BOLSONI, P.; BASTOS, F.; GONÇALVES, R. F. **Caracterização da água de chuva para o seu aproveitamento em edificações como fonte alternativa de água para fins não potáveis na região metropolitana de Vitória (ES)**. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, 2005.

VASUDEVAN, P.; TANDON, M.; KRISHNAN, C.; THOMAS, T. **Bacteriological quality of water in DRWH**. In: Proceedings of 10th International Rainwater Catchment Systems Conference, Weikersheim, Alemanha, 2001.

VIEIRA, J. **Coleta e estratégia simplificada de tratamento de água de chuva para fins não potáveis com ênfase no uso industrial**. 2008. 53p. Trabalho de conclusão de curso (graduação) – curso de Engenharia Ambiental, Rio Claro, UNESP, 2008.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª edição. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005, 452p.

WORM, J.; HATTUM, T.V. **Rainwater harvesting for domestic use**. 1ª edição. Wageningen: Agromisa Foundation e CTA, 2006, 84p.

XAVIER, R. P.; SIQUEIRA, L. P.; VITAL, F.A.C.; ROCHA, F. J. S.; IRMÃO, J. I.; CALAZANS, G. M. T. Microbiological quality of drinking rainwater in the inland region of pajeú, pernambuco, northeast brazil. **Rev. Inst. Med. Trop. Sao Paulo**. v. 53, n. 3, p. 121-124, 2011.

YAZIZ, M.I.; GUNTING, H.; SAPARI, N.; GHAZALI, A. W. Variations in rainwater quality from roof catchments. **Water Research**, v.23, n.6, p. 761-765. 1989.

YOON, S.Y., DENG, Y.L.. Flocculation and reflocculation of clay suspension by different polymer systems under turbulent conditions. **J. Colloid Interface Sci**. v. 278, n. 1, p. 139–145, 2004.

ZIMMERMANN, C.M.; GUIMARÃES, O.M.; PERALTA-ZAMORA, P.G. Avaliação da qualidade do corpo hídrico do rio Tibagi na região de Ponta Grossa utilizando análise de componentes principais (PCA). **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1727 – 1732. 2008.