



Universidade Federal de Alagoas – UFAL
Centro de Tecnologia – CTEC
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento

**AVALIAÇÃO QUALI-QUANTITATIVA DAS ÁGUAS DO RIACHO REGINALDO E
SEUS AFLUENTES**

Dissertação de Mestrado

Irene Maria Chaves Pimentel

Maceió
2009

Universidade Federal de Alagoas – UFAL
Centro de Tecnologia – CTEC
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento

**AVALIAÇÃO QUALI-QUANTITATIVA DAS ÁGUAS DO RIACHO REGINALDO E
SEUS AFLUENTES**

IRENE MARIA CHAVES PIMENTEL

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Alagoas, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento.

Orientador: Vladimir Caramori B. de Souza

Co-Orientadora: Nélia Henriques Callado

MACEIÓ
2009

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico
Bibliotecária Responsável: Helena Cristina Pimentel do Vale

P644a Pimentel, Irene Maria Chaves.
Avaliação quali-quantitativa das águas do riacho Reginaldo e seus afluentes /
Irene Maria Chaves Pimentel, 2009.
xv, 140 f. : il.

Orientador: Vladimir Caromori Borges de Souza.
Co-Orientadora: Nélia Henriques Callado.
Dissertação (mestrado em Engenharia : Recursos Hídricos e Saneamento) –
Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Maceió, 2009.

Bibliografia: f. 123-132.
Apêndices: f. 133-140.

1. Bacias hidrográficas – Maceió (AL). 2. Qualidade de água. 3. Riacho Reginaldo (AL) – Qualidade da água. 4. Avaliação ambiental. 5. Drenagem urbana.
I. Título.

CDU: 556.18(813.5)



Universidade Federal de Alagoas – UFAL
Centro de Tecnologia – CTEC
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamentos – PPGRHS
Campus A. C. Simões, Av. Lourival de Melo Mota, S/N
Tabuleiro do Martins – CEP 57072-970 – Maceió – Alagoas
Tel/Fax: (82) 3214-1279
E-mail: ppgrhs@yahoo.com
Homepage://www.ctec.ufal.br/posgraduacao/ppgrhs



AVALIAÇÃO QUALI-QUANTITATIVA DO RIACHO REGINALDO E SEUS AFLUENTES

IRENE MARIA CHAVES PIMENTEL

Dissertação submetida à banca examinadora do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Alagoas e aprovada no dia 24 de julho do ano de 2009.

Banca Examinadora:

Profº Drº Vladimir Caramori Borges de Souza
Orientador – CTEC/UFAL

Profª Drª Nélia Henriques Callado
Co-orientadora CTEC/UFAL

Profª Drª Ivete Vasconcelos Lopes Ferreira
CTEC/UFAL

Prof. Dr. Eduardo Mario Mendiando
EESC/USP

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus.

A toda minha família pelo incentivo, em especial a minha amada mãe e meu irmão Irisson, pelo amor e compreensão em todos os momentos.

À minha sempre orientadora, querida professora e exemplo Nélia Henriques Callado, pelo ensino, orientação e apoio incondicional;

Ao meu orientador professor Vladimir Caramori, por acreditar em mim, me proporcionar diversas oportunidades, por sua paciência e compreensão, às vezes acreditando muito mais na minha dissertação do que eu.

Ao amigo Davyd que sempre me incentiva e apóia, e, com quem aprendi a compartilhar não só poucos minutos de almoço, mas a amizade no mais puro sentido da palavra. Pessoas assim não se conhece muitas na vida, e espero tê-lo sempre por perto e desfrutar sempre de sua amizade.

A toda família Gama Engenharia, em especial ao Alex Gama, por me aceitar e me apoiar em todos os momentos e independente desses momentos.

Aos amigos que sempre me apoiaram e possibilitaram a realização das coletas de dados, entre eles: Sebastião Falcão, Leonardo Lopes, David Anderson e Davyd Henrique.

Aos amigos do LSA Samuel Tenório, Eugênio Bastos, Vitor Rafael e Igor Bruno, sempre dispostos a ajudar, independente da qualidade da água e do serviço a ser realizado.

À bolsista Gabriela pelas análises microbiológicas durante a coleta de tempo seco.

À amiga e companheira de mestrado Josiane Holz, pelo aprendizado de vida, fazendo assim, com que todas as possibilidades de dificuldades não se realizassem.

Aos colegas de mestrado na pessoa do hoje Mestre Claudionor Oliveira que sempre esteve presente independente das greves dos ônibus.

Aos amigos do PET com quem compartilhei bons momentos de aprendizado e ensinamento.

A todos os amigos do LCCV, na pessoa maravilhosa do amigo Clayton que sempre esteve pronto a compartilhar seu tempo e seu conhecimento.

Ao Minerva Futebol Clube e as amigas que conquistei nesse maravilhoso time campeão, são elas: Camila, Catarina, Cecília, Elisa, Emanuella, Juliane, Laís, Manuella, Michele, Rebecca, Rosane e Valkíria.

A todos aqueles que me permitiram participar de sua vida, entre eles os amigos Valdeir Galindo, Ricardo Fernandes e Catarina Nogueira.

As sempre amigas Regina, Teresa, Anna Karla, Rosselliny, Kátia, Míria e Larissa, por me escutar mesmo quando não podiam, me apoiar sempre que eu precisava e me aconselhar mesmo quando eu não queria.

Ao Laboratório de Saneamento Ambiental – LSA, na pessoa do técnico Diego e da técnica Florilda.

Ao LASSOP, na pessoa do Professor João Inácio Soletti, pela disponibilidade de sua estrutura para realização dos ensaios de óleos e graxas, e a Mestranda Sandra do Programa de Mestrado em Engenharia Química/UFAL pelo ensinamento e apoio na realização dessas análises.

Ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento – PPGRHS.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, por dar apoio financeiro ao desenvolvimento do projeto de pesquisa “casadinho”, cujo título do referido projeto é: “Definição de critérios para elaboração de plano de gestão ambiental integrada de bacias urbanas: Estudo de caso: Bacia do rio Reginaldo”.

Ao projeto “casadinho”, envolvendo as seguintes Instituições de Ensino Superior: UFAL/UFMG/EESC-USP, pois esta pesquisa encontra-se inserida no contexto deste projeto.

As pessoas envolvidas no projeto “casadinho”, em especial a Prof^a Ivete, Gustavo Peplau e ao Prof. Marllus pelo apoio na elaboração deste trabalho.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Alagoas – FAPEAL, pela concessão de bolsa de mestrado para o desenvolvimento desta dissertação.

E, enfim, a todos os professores, amigos e colegas que de alguma forma colaboraram para a concretização deste trabalho, assim como desta fase da minha vida, o meu muito obrigado.

RESUMO

A bacia do riacho Reginaldo está completamente inserida na área urbana do município de Maceió (AL) e vem sofrendo com problemas relacionados à qualidade ambiental, devido, principalmente, ao crescimento da população ocorrido sem infra-estrutura adequada. Esse trabalho apresenta como objetivo geral analisar o comportamento quali-quantitativo do riacho Reginaldo e seus afluentes acompanhando a sazonalidade para o ciclo hidrológico em tempo seco e o monitoramento de vazões com medição simultânea de parâmetros de qualidade da água em evento chuvoso. Para desenvolvimento deste trabalho foi necessário a caracterização ambiental da bacia, o levantamento de dados de campo, a análise dos dados de chuva durante o período seco, a análise dos dados de chuva durante evento chuvoso, a estimativa da vazão e o estudo da relação chuva-vazão-qualidade. Assim, em decorrência da precariedade do uso dos serviços de saneamento básico em toda a região da bacia e falta de comprometimento e responsabilidade social por parte da população, o riacho Reginaldo e seus afluentes transformaram-se em canais de depósito de resíduos líquidos e sólidos. Nesta situação de degradação ambiental, há a proliferação de vetores transmissores de doenças que comprometem a qualidade de vida da população da bacia e seu entorno. De acordo com os dados apresentados, a qualidade microbiológica e físico-química do riacho Reginaldo e de seus afluentes durante o período seco, encontra-se bastante comprometida em função das condições de saneamento e do meio ambiente, o que expõe a população às doenças de veiculação hídrica. Com relação à qualidade das águas durante evento chuvoso, as duas sub-bacias estudadas, riacho Gulandim e riacho do Sapo, apresentam resposta rápida com relação a esse evento, onde se verificou que após 48 horas do término das mesmas ocorreu o retorno aos padrões qualitativos observados em tempo seco. A elevada carga de esgotos domésticos e baixa capacidade de diluição contribuem para que o riacho Reginaldo, ao longo de seu percurso, não realize o processo de autodepuração de suas águas.

Palavras chave: Qualidade da Água; Riacho Reginaldo; Avaliação Ambiental.

ABSTRACT

The Reginaldo watershed is inserted in the urban area of the city of Maceió (AL), where it suffers environmental quality problems mainly due to lack of infrastructure. This study has as a general aim to assess water quality and quantity in the Reginaldo watershed. Therefore, water quality and quantity monitoring was employed simultaneously in wet and dry seasons. We also collected data on Reginaldo watershed vegetation and analysed rainfall data, estimated flow data and assessed the rainfall-flow-water quality relations. Then, due to the lack of sanitation services throughout the watershed and to the lack of commitment and social responsibility in its population, Reginaldo drainage network turned into channels for disposal of sewage and garbage. That environmental degradation leads to disease proliferation, affecting watershed's quality of life. According to the data collected in the dry period, microbiological quality and physico-chemical aspects of the Reginaldo drainage network are problematic. With respect to water quality in the wet season, the two sub-watersheds studied, Gulandim and Sapo, presented quick response to rainfall events, returning to dry season standards 48 hours after them. It is not observed water autodepuration in Reginaldo creek probably due to the high load of domestic sewage and to its low capacity to dilute.

Keywords: Water Quality; Reginaldo Creek; Environmental Assessment.

SUMÁRIO

RESUMO.....	III
ABSTRACT.....	IV
LISTA DE FIGURAS.....	VII
LISTA DE TABELAS.....	XI
LISTA DE SIGLAS.....	XII
LISTA DE SÍMBOLOS.....	XIV
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. JUSTIFICATIVA.....	1
1.2. OBJETIVOS.....	3
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1. URBANIZAÇÃO.....	4
2.1.1. Fontes de poluição: definição.....	5
2.1.2. Cargas poluidoras.....	9
2.1.3. Quantificação da carga poluente.....	13
2.1.4. Carga de lavagem.....	15
2.2. O ESCOAMENTO SUPERFICIAL COMO FONTE DE POLUIÇÃO.....	17
2.2.1. Aspectos qualitativos no escoamento superficial.....	20
2.2.2. Identificação e controle de cargas difusas.....	23
2.2.3. Monitoramento de cargas difusas.....	24
2.2.4. Interferência do escoamento na qualidade da água.....	25
2.3. ASPECTOS QUALITATIVOS DA ÁGUA.....	26
2.3.1. Parâmetros físicos.....	26
2.3.2. Parâmetros químicos.....	31
2.3.3. Parâmetros microbiológicos.....	39
2.4. ASPECTOS COM RELAÇÃO À SAÚDE PÚBLICA.....	42
3. BACIA DO RIACHO REGINALDO.....	44
3.1. LOCALIZAÇÃO.....	44
3.2. HIDROGRAFIA.....	45
3.3. RELEVO.....	46
3.4. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.....	46
3.5. ESCOAMENTO SUPERFICIAL.....	47
4. METODOLOGIA.....	48

4.1.	CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DA BACIA	48
4.2.	LEVANTAMENTO DE DADOS DE CAMPO	48
4.2.1.	<i>Dados de precipitação e medição de vazão.....</i>	<i>48</i>
4.2.2.	<i>Pontos de coleta de amostras de água.....</i>	<i>56</i>
4.2.3.	<i>Parâmetros de análise de qualidade de água.....</i>	<i>59</i>
4.2.4.	<i>Interferência da precipitação na qualidade da água.....</i>	<i>60</i>
4.3.	ESTUDO DA RELAÇÃO CHUVA-VAZÃO-QUALIDADE	62
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	64
5.1.	CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DA BACIA DO RIACHO REGINALDO	64
5.1.1.	<i>Caracterização física das sub-bacias do riacho Reginaldo.....</i>	<i>64</i>
5.1.2.	<i>Interferência ambiental do uso e ocupação do solo.....</i>	<i>67</i>
5.1.3.	<i>Interferência ambiental dos serviços de saneamento.....</i>	<i>73</i>
5.2.	QUALIDADE DA ÁGUA EM TEMPO SECO	83
5.2.1.	<i>Parâmetros físico-químicos de qualidade de água.....</i>	<i>83</i>
5.2.2.	<i>Parâmetros microbiológicos.....</i>	<i>89</i>
5.3.	ANÁLISE DOS DADOS DE PRECIPITAÇÃO	91
5.4.	QUALIDADE DA ÁGUA DURANTE EVENTO CHUVOSO	96
5.5.	ESTIMATIVA DA VAZÃO ATRAVÉS DA PRECIPITAÇÃO	111
5.6.	ESTUDO DA RELAÇÃO CHUVA-VAZÃO-QUALIDADE	115
5.6.1.	<i>Avaliação da vazão de contribuição de carga poluidora do riacho Gulandim para o riacho Reginaldo</i>	<i>115</i>
5.6.2.	<i>Avaliação da vazão de contribuição de carga poluidora do riacho do Sapo para o riacho Reginaldo</i>	<i>116</i>
5.6.3.	<i>Avaliação da vazão de contribuição de carga poluidora do riacho Pau d'Arco para o riacho Reginaldo</i>	<i>117</i>
6.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	120
7.	REFERÊNCIAS	123
APÊNDICE A	133
APÊNDICE B	136
APÊNDICE C	139

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Trajetos qualitativos do escoamento superficial urbano. Fonte: ELLIS (1991).....	19
Figura 3.1. Vista da bacia do riacho Reginaldo inserida no município de Maceió	44
Figura 3.2. Principais aspectos fisiográficos da bacia do riacho Reginaldo.	46
Figura 4.1. Pluviômetros instalados	50
Figura 4.2. Localização dos pontos para o monitoramento chuva-vazão.....	51
Figura 4.3. Instalação do sensor de nível.....	53
Figura 4.4. Fotografia da colocação da régua para estimativa dos níveis de água no riacho Gulandim	54
Figura 4.5. Fotografia da colocação da régua para estimativa dos níveis da água no riacho do Sapo	54
Figura 4.6. Localização dos pontos de coleta na Bacia do riacho Reginaldo.....	56
Figura 4.7. a. P1. Foz do riacho Reginaldo e b. P2. Foz do riacho Gulandim.....	57
Figura 4.8. a. P3. Ponte no riacho Reginaldo, próximo ao Gulandim e b. P4. riacho do Sapo.....	57
Figura 4.9. a. P5. Riacho Reginaldo próximo ao riacho do Sapo e b. P6. Riacho Pau d'Arco, abaixo da ponte da rodoviária.....	58
Figura 4.10. P7. Riacho Reginaldo, abaixo da ponte da rodoviária e.....	58
Figura 4.11. P9. Riacho Reginaldo, na Rotary e b. P10. Esgoto com grande vazão de contribuição na Gruta	58
Figura 4.12. P11. Riacho Reginaldo na Gruta.....	59
Figura 5.1. Localização da bacia do riacho Pau d'Arco.....	64
Figura 5.2. Localização da bacia do riacho do Sapo.....	65
Figura 5.3. Localização da bacia do riacho Gulandim.....	66
Figura 5.4. Presença de vegetação.....	67
Figura 5.5. Área no vale do Reginaldo com risco iminente de deslizamento	68
Figura 5.6. Ocupação desordenada no vale	69
Figura 5.7. a. Bairro Feitosa e b. Bairro Jacintinho	69
Figura 5.8. Vale do Pau d'Arco.....	70
Figura 5.9. Bairro Magabeiras	70

Figura 5.10. a. Padrão de urbanização de centro comercial e b. Padrão de urbanização de edifícios residenciais.....	71
Figura 5.11. Ocupações características de alguns bairros.....	72
Figura 5.12. Vertente.....	72
Figura 5.13. a. Riacho Reginaldo entre os bairros Farol e Feitosa e b. Rua no bairro Gruta de Lourdes	73
Figura 5.14. Região menos impactada pela urbanização	73
Figura 5.15. Seqüência de fotos antes e logo após o início da região urbanizada	74
Figura 5.16. Lixo carregado e acumulado em pontos altos indicando o nível d'água	74
Figura 5.17. Águas lançadas direto na calha do riacho.....	75
Figura 5.18. Riacho Reginaldo e riacho Pau D'Arco	75
Figura 5.19. Coleta de lixo na calha do riacho	76
Figura 5.20. Presença de resíduos sólidos ao longo do riacho a. Pau d'Arco b. Reginaldo c. Sapo d. Gulandim.....	77
Figura 5.21. Parte do riacho Reginaldo canalizado e riacho Gulandim.....	78
Figura 5.22. Calha do riacho Reginaldo em período de estiagem (a) e chuvoso (b)	78
Figura 5.23. a. Fotografia da foz do riacho Reginaldo em tempo seco e b. e em tempo chuvoso	79
Figura 5.24. a. Fotografia da foz do riacho Gulandim em tempo seco e b. Fotografia da foz do riacho Gulandim em tempo chuvoso	79
Figura 5.25. a. Fotografia da foz do riacho do Sapo em tempo seco b. Fotografia da foz do riacho do Sapo em tempo chuvoso	80
Figura 5.26. Poço localizado nas proximidades do riacho Reginaldo	80
Figura 5.27. Extração de areia na calha do riacho Pau d'Arco	81
Figura 5.28. Presença de crianças no riacho Pau d'Arco e Reginaldo.....	81
Figura 5.29. Presença de animais.....	82
Figura 5.30. a. Variação da concentração de OD e b. Variação da concentração de DQO	85
Figura 5.31. a. Variação da concentração de Nitrogênio Amoniacal e b. Variação da concentração de Nitrito.....	86

Figura 5.32. a. Variação da concentração de Fósforo e b. Variação da concentração de Cloretos	87
Figura 5.33. a. Variação de Temperatura e b. Variação de Turbidez.....	88
Figura 5.34. a Variação da concentração de SSed e b. Variação da concentração de SST	88
Figura 5.35. a. Variação da concentração de SSF e b. Variação da concentração de SSV	89
Figura 5.36. Hietogramas mensais dos pluviógrafos instalado no SEST/SENAT, Aeroclube, 59° BIMtz e San Nicolas.....	92
Figura 5.37. Hietograma diário dos pluviógrafos instalados no SEST/SENAT e Aeroclube	92
Figura 5.38. Hietograma diário dos pluviógrafos instalados no 59° BIMtz e San Nicolas	93
Figura 5.39. Gráfico do escoamento gerado pela precipitação observada no riacho Gulandim.....	93
Figura 5.40. Gráfico do escoamento gerado pela precipitação observada no riacho do Sapo.	94
Figura 5.41. Curva IDF da cidade de Maceió.....	95
Figura 5.42. a. Variação da concentração de DQO e b. Variação da concentração de fósforo no decorrer do evento chuvoso	97
Figura 5.43. a. Variação da concentração de nitrogênio nas formas amoniacal, nitrito e nitrato para o riacho Gulandim e b. riacho do Sapo	99
Figura 5.44. Ilustração da análise de nitrito nas amostras dos dois riachos.	100
Figura 5.45. a. Variação da concentração de cloretos e b. Variação da concentração de alcalinidade intermediária	101
Figura 5.46. a. Variação da concentração de ácidos voláteis e b. Variação de pH	103
Figura 5.47. Variação de óleos e graxas ao longo das amostras.....	104
Figura 5.48. a. Variação de turbidez e b. Variação de cor ao longo das amostras	105
Figura 5.49. Amostras coletadas durante o evento.	106
Figura 5.50. a. Variação da concentração de SSF e b. SSV no decorrer do evento chuvoso.....	107

Figura 5.51. Variação da concentração de SST no decorrer do evento chuvoso	108
Figura 5.52. a. Fotografia dos sólidos retidos em membranas de filtração das amostras do riacho Gulandim e b. riacho do Sapo.....	108
Figura 5.53. Variação de coliformes fecais no decorrer do evento chuvoso	110
Figura 5.54. Fotografia realizada no momento da coleta de amostra no riacho Gulandim, nas coletas G1, G2, G3 e G5.....	111
Figura 5.55. Fotografia realizada no momento da coleta de amostra no riacho Gulandim, nas coletas G6 e G7	112
Figura 5.56. Vazão calculada-IPHS1 e vazão observada no riacho Gulandim ..	113
Figura 5.57. Fotografia realizada no momento da coleta de amostra no riacho do Sapo, coleta S1	113
Figura 5.58. Fotografia realizada no momento da coleta de amostra no riacho do Sapo na coleta S6 e S7.....	114
Figura 5.59. Vazão calculada-IPHS1 e vazão observada no riacho do Sapo	114

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Principais impactos da urbanização sobre a bacia hidrográfica	9
Tabela 2.2. Principais fontes de metais nas águas pluviais	22
Tabela 4.1. Local e data de instalação dos pluviógrafos de báscula.....	49
Tabela 4.2. Dados utilizados para geração do escoamento com o IPHS1.....	52
Tabela 4.3 Método de medição de vazão e o período da medição	52
Tabela 4.4. Coordenadas e características dos pontos.	56
Tabela 4.5. Parâmetros selecionados	60
Tabela 4.6. Valores de α e β (Pfafstetter).....	62
Tabela 5.1. Resultados das análises de OD, DQO e DBO ₅	83
Tabela 5.2. Chuva ao longo da coleta.....	84
Tabela 5.3. Composição típica de esgotos sanitários brutos	91
Tabela 5.4. Duração e intensidade do evento estudado.	95
Tabela 5.5. Estimativa da vazão no riacho Gulandim em m ³ /s.....	112
Tabela 5.6. Estimativa da vazão no riacho do Sapo	114
Tabela 5.7. Vazão estimada no riacho Gulandim.....	115
Tabela 5.8. Parâmetros de qualidade de água no riacho Gulandim (P2) e respectivas contribuições mássicas em coleta realizada em 22/02/2009.	116
Tabela 5.9. Vazão estimada no riacho do Sapo.....	116
Tabela 5.10. Parâmetros de qualidade de água no riacho do Sapo (P4) e respectivas contribuições mássicas em coleta realizada em 22/02/2009	117
Tabela 5.11. Parâmetros de qualidade de água no riacho Pau d'Arco (P6) e respectivas contribuições mássicas em coleta realizada em 20/02/2008	118

LISTA DE SIGLAS

AP	Alcalinidade Parcial
AT	Alcalinidade Total
AV	Ácidos Voláteis
BIMtz	Batalhão de Infantaria Motorizado
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTEC	Centro de Tecnologia
CTESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CT-HIDRO	Fundo Setorial de Recursos Hídricos
DBO_{5,20°C}	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DMET	Departamento de Meteorologia
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EESC-USP	Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo
EPA	Environment Protection Association
GPS	Global Position System
IDF	Intensidade Duração e Freqüência
IFES	Instituições Federais de Ensino Superior
IPH	Instituto de Pesquisas Hidráulicas
LSA	Laboratório de Saneamento Ambiental
MCT	Ministério da Ciência e Tecnologia
NMP	Número Mais Provável
NPT	Núcleo de Pesquisa Tecnológica
NURD	Nationwide Urban Runoff Program
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
PRONACOP	Programa Nacional de Controle da Poluição
SEMARH	Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos de Alagoas
SENAT	Serviço Nacional de Aprendizagem do Transporte.

SSed	Sólidos Sedimentáveis
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SEST	Serviço Social do Transporte
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
UC	Unidade de Cor
UFAL	Universidade Federal de Alagoas
UFC	Unidade Formadora de Colônia
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WHO	World Health Organization
WMO	Organização Meteorológica Mundial

LISTA DE SÍMBOLOS

a, b, c	Constantes da equação de chuvas intensas de Otto Pfafstetter, ajustadas para cada localidade;
B	Largura da base do vertedor (m);
C	Concentração do parâmetro avaliado, afluente ao riacho;
C_d	Coefficiente de descarga da expressão básica geral para dimensionamento hidráulico de vertedor simples;
G	Aceleração da gravidade (m/s ²);
h ou Y_c	Altura de carga ou altura crítica (m);
L	Largura efetiva da expressão básica geral para dimensionamento hidráulico de vertedor simples (m);
P	Precipitação máxima (mm);
Q	Vazão (m ³ /s);
R	Fator de probabilidade da equação de chuvas intensas de Otto Pfafstetter;
t	Duração da precipitação (h);
Tr	Tempo de retorno (ano);
α e β	Constantes que dependem da duração da precipitação da equação de chuvas intensas de Otto Pfafstetter;
γ	Constante gama da equação de chuvas intensas de Otto Pfafstetter.

1. INTRODUÇÃO

1.1. Justificativa

O crescimento sem planejamento adequado da maioria das cidades brasileiras tem sido um reflexo do contexto sócio-econômico dos chamados países em desenvolvimento. O gerenciamento urbano constitui um desafio a ser alcançado, pois envolve vários fatores relacionados entre si, atuando simultaneamente, o que exige uma ação preventiva dos poderes públicos, com uma intensa participação da sociedade. Nesse contexto, as políticas de planejamento urbano têm entrado em conflito com as exigências sócio-ambientais, motivado pelos interesses dos agentes que promovem essas políticas (TUCCI *et al*, 1995).

As bacias hidrográficas das cidades de médio e grande porte sofrem vários problemas que dizem respeito à drenagem urbana. A situação piora quando as mesmas abrangem as periferias, onde o crescimento da população é mais acelerado e este ocorre sem a infra-estrutura adequada (TUCCI, 2002).

Esta situação ocasiona problemas nos sistemas urbanos, sendo o sistema de drenagem um dos mais visíveis em virtude do transporte de elevadas cargas de poluentes, constituindo uma das principais fontes de degradação dos corpos de água, pois, há o carreamento de toda a poluição gerada pelo escoamento superficial, proveniente da deposição de poluentes, de maneira esparsa, sobre a área contribuinte da bacia hidrográfica.

Entretanto, esta poluição apresenta-se de forma bastante diversificada e depende de fatores como uso e ocupação do solo, densidade populacional, sazonalidade do ciclo hidrológico, topografia, geologia e das características e frequência das precipitações. A concentração de poluentes no escoamento superficial é dependente do seu acúmulo em períodos de tempo seco e subsequente exposição ao escoamento durante o evento de precipitação.

Para minimizar os efeitos da poluição dos corpos d'água das bacias urbanas é imprescindível um planejamento para aproveitamento e controle desses recursos hídricos, e para tanto se faz necessário a obtenção de dados relativos à quantidade e qualidade da água, uma vez que estes dados se fazem presentes na quase totalidade dos estudos hidrológicos.

Em Maceió a bacia do riacho Reginaldo é a principal bacia urbana da cidade, cujo trecho médio corresponde a um vale encaixado e intensamente ocupado. A bacia está completamente inserida na área urbana, e apresenta várias características que têm influencia na geração do escoamento superficial. Estas características são percebidas no relevo da bacia, nos padrões de urbanização, sistema de drenagem, entre outros fatores, abrangendo 18 bairros e cerca de 30% da população, podendo ser considerada como bacia representativa da cidade, em relação aos aspectos de urbanização, infra-estrutura e problemas ambientais (NEVES *et al*, 2007).

No caso da bacia do riacho Reginaldo, a compreensão dos processos qualitativos e quantitativos de forma integrada é fundamental para a correta gestão dessa bacia, que possui diferentes padrões de ocupação, em suas diferentes regiões: áreas preservadas nas nascentes, intensa ocupação de vales (com diferentes padrões sócio-econômicos) e intensa ocupação das partes baixas da bacia.

Na Universidade Federal de Alagoas foi executado o projeto “Casadinho/CNPq” através do edital MCT/CNPq/CT-Hidro 14/2005, cujo título é: “Definição de critérios para elaboração de plano de gestão ambiental integrada de bacias urbanas: Estudo de caso - Bacia do riacho Reginaldo”, que envolve as seguintes Instituições Federais de Ensino Superior – IFES: UFAL/UFMG/EESC-USP.

Vale ressaltar que, dentro deste projeto já foram apresentadas uma monografia de especialização por Fernandes (2006a) intitulada “Coleta de resíduos sólidos em comunidades de difícil acesso: o caso da Grota do Aterro, na bacia do riacho Reginaldo, em Maceió, Alagoas” e duas dissertações de mestrado na bacia do riacho Reginaldo, uma por Pedrosa (2008) que discutiu a geração do escoamento superficial de acordo com os padrões de ocupação do solo e dos elementos do plano diretor, e, outra por Silva Jr (2008) que apresentou a evolução dos padrões de ocupação do solo sobre as questões hidrológicas locais.

Assim, dando continuidade a essa linha de pesquisa, objetiva-se estudar o comportamento quali-quantitativo do riacho Reginaldo e seus afluentes.

1.2. Objetivos

Objetivo geral

O objetivo geral é analisar o comportamento quali-quantitativo do riacho do Reginaldo e seus afluentes acompanhando a sazonalidade para o ciclo hidrológico em tempo seco e o monitoramento de vazões com medição simultânea de parâmetros de qualidade da água em evento chuvoso.

Objetivos específicos

- Apresentar uma caracterização ambiental da bacia do riacho Reginaldo.
- Fazer uma avaliação da situação atual da qualidade da água da bacia, em tempo seco.
- Estudar as relações de chuva-vazão-qualidade em pontos de confluência de dois afluentes da bacia do riacho Reginaldo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O processo de ocupação urbana é realizado sem a devida implantação de infra-estrutura básica, o crescimento é desordenado, sem considerar as características naturais do meio. As conseqüências desse processo inadequado de crescimento são: falta de condições sanitárias em muitas áreas, ocupação de áreas inadequadas, destruição de recursos de valor ecológico, poluição do meio ambiente, habitações em condições precárias, entre outras. Todos esses aspectos refletem-se na qualidade de vida urbana, repercutindo diretamente na saúde das pessoas (MOTA, 1999).

Assim, o uso e ocupação do solo e qualidade da água são inseparáveis: quase todas as atividades desenvolvidas na superfície do solo afetam a qualidade d'água de uma maneira ou outra. O gerenciamento da qualidade da água deve incluir suprimentos para o controle da poluição da água associada com uso do solo e fontes não pontuais (SEKHAR e RAJ, 1995).

2.1. Urbanização

A tendência da urbanização das cidades brasileiras tem provocado impactos significativos na população e no meio ambiente. Estes impactos têm deteriorado a qualidade de vida da população, através do aumento da freqüência e do nível de inundações, redução da qualidade da água e aumento de materiais sólidos no escoamento pluvial (TUCCI e BERTONI, 2003).

A taxa de urbanização brasileira aumentou de 77,13% para 81,20% entre 1991 e 2001, o que significa dizer que, do total de 169.544.443 habitantes, 137.670.088 pessoas residem nas áreas urbanas (COSTA Jr e BARBASSA., 2003). O processo de urbanização acelerado ocorreu depois da década de 60, gerando uma população urbana praticamente sem infra-estrutura, principalmente na década de 80, quando os investimentos foram reduzidos (TUCCI e BERTONI, 2003).

Segundo Mota (1999), o aumento da população e ampliação das cidades deveria ser sempre acompanhado do crescimento de toda a infra-estrutura urbana, de modo que as influências deste processo de urbanização sobre o meio ambiente não se tornem prejudiciais aos habitantes. Os processos de

desenvolvimento dos centros urbanos provocam diversos impactos no meio ambiente, principalmente em modificações no ciclo hidrológico e no aumento da impermeabilização do solo.

Sartor & Boyd¹, 1972 *apud* Weeks, 1981, listam as fontes de poluição oriundas das superfícies impermeáveis; estas incluem contaminação de materiais de estradas pavimentadas, veículos a motor (perda de combustível, lubrificantes, fluídos hidráulicos, líquidos refrigerantes, partículas de pneus gastos, revestimentos de embreagem e freio, emissões de exaustão), poeira, deposição atmosférica, vegetação (folhas, pólen, cascas de árvores, sementes), lixo (descarte de alimentos, resíduos de fábricas, excrementos de animais), derrames (poeira, areia, cascalhos, cimento, produtos agrícolas e de petróleo), e despejos não autorizados. Além disto, a erosão de canais de drenagem abertos, aterros e outros materiais depositados previamente na drenagem podem ser significativamente incrementados pela urbanização.

A necessidade de quantificação da carga poluidora transportada pelo escoamento superficial está na investigação dos impactos da urbanização, nas análises de gerenciamento e nos projetos para o controle da qualidade da água em canais e corpos d'água receptores, uma vez que a carga poluente e o volume escoado aumentam, consideravelmente, quando uma bacia hidrográfica é urbanizada.

2.1.1. Fontes de poluição: definição

O entendimento das fontes potenciais de poluentes é de fundamental importância quando se estuda os impactos do lançamento dos escoamentos. A acumulação de vários poluentes dentro da área da bacia pode ser atribuída a diversas fontes e os efeitos individuais são de difícil separação. Todavia, o conhecimento qualitativo das prováveis fontes possibilita ao investigador a se concentrar nas áreas problemáticas e avaliar dispositivos de controle que podem ser usados para desviar cargas adversas antes que elas atinjam o sistema de drenagem (SILVA, 2003).

Existem três tipos de poluição, são elas: química, física e biológica. A poluição química é causada pelo excesso de lixo ou dejetos orgânicos lançados

¹SARTOR, J.D., G.B. & BOYD, 1972, Water Pollution Aspects of Street Surface Contaminants, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, EPA-R1-72-081. NTIS No. PB 214 408, November. 1972.

sem tratamento na natureza e existem dois tipos de poluentes que caracterizam a poluição química, são eles (SILVA, 2003):

- biodegradáveis: produtos químicos que ao final de um tempo, são decompostos pela ação de bactérias. São exemplos de poluentes biodegradáveis os detergentes, inseticidas, fertilizantes, petróleo, etc.
- persistentes: produtos químicos que se mantêm por longo tempo no meio ambiente e nos organismos vivos. Estes poluentes podem causar graves problemas como a contaminação de alimentos, peixes e crustáceos. São exemplos de poluentes persistentes o DDT (diclodifenitricloroetano), o mercúrio, etc.

A poluição física é aquela que altera as características físicas da água, sendo dividida em poluição térmica e poluição por sólidos:

- poluição térmica: decorre do lançamento nos rios da água aquecida usada no processo de refrigeração de refinarias, siderúrgicas e usinas termoelétricas.
- poluição por resíduos sólidos: podem ser sólidos suspensos, coloidais e dissolvidos. Em geral esses sólidos podem ser provenientes de ressuspensão de fundo devido à circulação hidrodinâmica intensa, provenientes de esgotos industriais e domésticos e da erosão de solos carregados pelas chuvas ou erosão das margens.

Já na poluição biológica, que é a poluição devido à descarga de bactérias patogênicas e vírus, a água pode ser infectada por organismos patogênicos, existentes nos esgotos. Assim, podendo conter:

- bactérias: provocam infecções intestinais epidérmicas e endêmicas (febre tifóide, cólera, shigelose, salmonelose, leptospirose);
- vírus: provocam hepatites e infecções nos olhos;
- protozoários: responsáveis pelas amebíases e giardíases;
- vermes: esquistossomose e outras infestações.

De acordo com Sartor & Boyd (1972) *apud* Prodanoff (2005), as principais fontes poluidoras são:

- Degradação da pavimentação das ruas: os componentes oriundos da degradação da superfície de rolamento contribuem para o escoamento superficial. O material agregado é o maior contribuinte e quantidades adicionais provem dos enchimentos e de qualquer substância aplicada na superfície. A quantidade de poluentes dependerá da idade e tipo de superfície, do clima e da quantidade e tipo de tráfego.
- Resíduos dos motores dos veículos: os veículos podem contribuir com uma larga variedade de materiais no escoamento superficial. O lançamento ou derramamento de combustíveis e lubrificantes, partículas advindas dos pneus ou fluidos de freio, emissões de exaustão capturadas, produtos da corrosão e partes quebradas que despençam da lataria, tudo isso vem a compor lançamentos sobre o pavimento. Enquanto se espera que a quantidade de material depositada pelos veículos seja pequena, o potencial poluente é considerável. Os veículos são as principais fontes não pontuais de asbestos e de alguns metais pesados.
- Deposição atmosférica: os poluentes atmosféricos resultam ou de processos naturais ou de processos antropogênicos. As fontes de poluição atmosférica são entendidas como qualquer processo natural ou antropogênico que possa liberar ou emitir matéria ou energia para a atmosfera, tornando-a contaminada ou poluída. O potencial significado da deposição de poeiras ficou evidente durante um estudo conduzido na cidade de Cincinnati, Weibel² *et al.* (1964) *apud* Prodanoff (2005). Durante o período de estudo, uma deposição seca de 567 kg/ha foi medida na estação de monitoramento e 818 kg/ha de sólidos em suspensão foram medidos no escoamento.
- Vegetação: folhas, grama, galhos e outros tipos de plantas que caem ou são depositados na área urbana podem ser parte do problema. As quantidades irão depender da localização geográfica, estação, práticas paisagísticas e de disposição.
- Superfície do solo: o tipo de cobertura encontrada na bacia de drenagem e os volumes de tráfego e de pedestres são função do uso do solo e logo vão afetar a qualidade da água.

² WEIBEL, S.R., R. J. ANDERSON, R.L. WOODWARD, 1964, "Urban Land Runoff As a Factor in Stream Pollution", *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 36, pp. 914-924, Julho. 1964.

- Lixo: o lixo domiciliar, especialmente quando não degradável, apresenta formas e volumes variáveis em sua composição. Muitas vezes, ao seguir o escoamento, colidem e aglutinam-se, formando blocos maiores e mais pesados, que tendem a se depositar no leito, agravando a propensão para o assoreamento. A combinação da presença dos sedimentos originados pela erosão do solo da bacia com o acréscimo de lixo nos escoamentos dos rios e seus afluentes, acarreta em uma grande redução da eficiência da rede de drenagem da bacia (CAMPOS, 2000).
- Derramamentos: pode incluir quase todas as substâncias jogadas nas ruas das cidades: sujeira, areia, entulho e cascas são os exemplos mais comuns. Os derramamentos industriais e químicos são potencialmente os mais sérios.
- Agroquímicos: uma grande variedade de químicos podem ser utilizados como fertilizantes, pesticidas e herbicidas.
- Resíduos de construção: a erosão do solo proveniente de áreas em construção e a produção crescente do escoamento superficial causam sérios problemas econômicos, sociais e ambientais. Esses problemas podem ser causados por atividades de desenvolvimento urbanístico como loteamentos, construções casas e prédios, grandes projetos tais como distritos industriais, centros de lazer e rodovias. Os danos causados pela erosão do terreno e sedimentação na rede de drenagem atingem seu pico durante a construção, quando a exposição do solo é máxima.
- Resíduos depositados em coletores pluviais: sistemas de drenagem pluvial que usam canais naturais ou canais de terra trabalhados ficarão sujeitos a erosão de suas margens. Os sistemas tendem também a acumular material depositado que será despreendido e transportado durante as enxurradas.
- Esgotos sanitários: provenientes de habitações em locais que não dispõem de rede coletora de esgotos ou de redes de esgotos deficientes que causam vazamentos e contaminações indesejadas sobre os demais sistemas e serviços urbanos, além da possibilidade de proliferação de doenças de veiculação hídrica durante o transbordamento sobre as margens.

A Tabela 2.1 apresenta um resumo com os principais impactos da urbanização e seus efeitos sobre a bacia hidrográfica.

Tabela 2.1. Principais impactos da urbanização sobre a bacia hidrográfica

Impactos	Efeitos
Impermeabilização	Aumento relativo de volumes e vazões máximas; Diminuição relativa de vazões durante períodos de estiagem.
Redes de drenagem	Aumento de vazões máximas em áreas à jusante.
Lixo	Degradação da qualidade da água; Entupimento de bueiros e galerias.
Esgoto sanitário	Degradação da qualidade da água; Moléstias de veiculação hídrica; Enchentes agravam os efeitos devido à contaminação da várzea de inundação.
Desmatamento e desenvolvimento indisciplinado	Maiores picos e volumes; Mais erosão; Assoreamento em canais e galerias.
Ocupação das várzeas	Maiores prejuízos; Maiores picos; Maiores custos de utilidades públicas.

Fonte: Adaptado de PORTO (1995).

2.1.2. Cargas poluidoras

De acordo com Relatório da Prime Engenharia (1998) as cargas poluidoras podem ocorrer de duas formas, como cargas pontuais ou como cargas difusas.

Poluição pontual

As cargas pontuais são fontes possíveis de serem determinadas e localizadas, sendo o caso de lançamento de esgotos domésticos, descargas industriais, efluentes de aterro sanitários etc.

A poluição pontual, originada principalmente de efluentes domésticos e industriais, é facilmente detectada e relacionada à sua fonte original de degradação a partir da identificação das substâncias contaminantes. Na poluição pontual, os poluentes acabam atingindo o corpo d'água de maneira concentrada no espaço.

Levando em consideração a poluição pontual, pode-se afirmar que a qualidade da água de um rio urbano está diretamente relacionada às condições

de infra-estrutura de uma determinada região. O lançamento de resíduos da rede coletora de esgotos diretamente no corpo de água é um exemplo deste tipo de poluição (AISSE *et al.*, 2006).

Poluição difusa

Cargas difusas ou não pontuais caracterizam-se pela sua variabilidade temporal e espacial nas concentrações de poluentes carregados para o sistema de drenagem da bacia hidrográfica considerada. As concentrações dos poluentes variam com o tipo de área (residencial, industrial, comercial, rural), com eventos de precipitação e ao longo do mesmo evento.

Na realidade não existe uma separação clara entre as fontes pontuais e as difusas, pelo fato da fonte difusa em escala local ou regional ser oriunda de um grande número de fontes pontuais individuais, como o escapamento de automóveis, assim como a poluição por esgotos domésticos pode ser também dita difusa em virtude do seu esgotamento, quando não infiltrado nos locais onde é produzido, acaba sendo feito pela drenagem pluvial, se caracterizado assim como uma fonte difusa de poluição, pois é distribuída no espaço e recolhida pelas chuvas.

Chapman (1998) comenta que uma importante diferença entre as fontes pontuais e difusas reside no fato de a fonte pontual poder ser coletada, tratada ou controlada com maior facilidade e menor tempo que a fonte difusa

Segundo Porto (1995) a poluição por cargas difusas é um fenômeno com origem no ciclo hidrológico: inicia-se com o arraste dos poluentes atmosféricos pela chuva e o escoamento superficial direto será responsável pelo transporte dos poluentes dispostos sobre a superfície da área urbana até o lançamento final no corpo receptor. A poluição por cargas difusas é um fenômeno aleatório como o evento hidrológico responsável pela sua ocorrência.

Já Martins (1988) define poluição difusa como sendo aquela causada por poluentes que não são descarregados pelas fontes pontuais, mas que inclui pequenas fontes pontuais, como por exemplo: efluentes de tanques sépticos em áreas rurais, de pequenos locais de alimentação de animais, de descargas de sistemas de esgotos unitários e descargas clandestinas.

Além disso, as cargas pontuais apresentam variação de magnitude muito menor que o observado nas cargas difusas, já que a última varia em função da intensidade de uma chuva, por exemplo. As fontes difusas de poluentes são mais freqüentemente associadas às atividades de uso do solo. Entre elas, as que mais contribuem são: desenvolvimento urbano, agricultura, construção urbana e rural, corte de madeira e mineração.

Podem-se citar ainda outras características das fontes difusas (PORTO, 1995):

- lançamento da carga poluidora é intermitente e está relacionado à precipitação;
- os poluentes são transportados a partir de extensas áreas;
- as cargas poluidoras não podem ser monitoradas a partir de seu ponto de origem, mesmo porque não é possível identificar sua origem;
- o controle da poluição de origem difusa, obrigatoriamente, deve incluir ações sobre a área geradora da poluição, ao invés de incluir apenas o controle do efluente apenas quando do lançamento;
- é difícil o estabelecimento de padrões de qualidade para o lançamento do efluente, uma vez que a carga poluidora lançada, a extensão da área de produção naquele específico evento e com outros fatores, que tornam a correlação vazão x carga poluidora praticamente impossível de ser estabelecida.

De acordo com Martins (1988) as cargas difusas dependem significativamente de fatores locais, cujos efeitos nem sempre podem ser descritos por critérios racionais e gerais, que permitam ser extrapolados de uma região para outra. Exigem, portanto, monitoramento específico em cada área de estudo. A quantificação de poluentes específica é difícil de ser realizada devido à complexidade e a variabilidade da fonte difusa. As concentrações variam entre bacias hidrográficas, eventos diferentes de precipitação, e ao longo de um mesmo evento. A quantidade de carga gerada vai depender não só do tipo de uso do solo, mas das características hidrológicas e topográficas, cobertura vegetal, sazonalidade, limpeza de ruas, práticas de gerenciamento do uso do solo, etc. Ou seja, tudo que influencie no acúmulo de poluentes na superfície ou os

mecanismos de transportes de poluentes da superfície possuem um impacto direto na carga difusa gerada.

A poluição causada por cargas difusas não era reconhecida até o final de 1960. No entanto, calcula-se que 50% da carga de poluição que adentra uma bacia é proveniente de fontes difusas. Conforme Yagow & Shanholtz (1996), a poluição por cargas difusas é causa da principal degradação de corpos d'água superficiais nos Estados Unidos, sendo que a poluição proveniente de atividades agrícolas contribui com cerca de 72% da poluição total, em 48 estados pesquisados em 1992 pela EPA. Devido unicamente à poluição difusa, cerca de 40% dos rios, estuários e lagos que já possuem um controle adequado de cargas pontuais ainda são impróprios para a pesca e nado (USEPA, 2002).

Na poluição difusa, a identificação da fonte de contaminação é mais complexa, pois o escoamento superficial e sub-superficial são os agentes dominantes do transporte de poluentes. O caráter sazonal e a capacidade de atingir extensas áreas são fatores que também interferem no seu controle. Eventos de precipitação podem elevar as concentrações de metais tóxicos no corpo receptor, a níveis agudos (ELLIS, 1991).

Segundo Loague *et al.* (1998), prognosticar poluição por fontes difusas tem sido um desafio para os cientistas de diversas áreas relacionadas a tal problema, porque é preciso dispor de muito tempo e trabalho para se monitorar e modelar o escoamento superficial, pois, parte dos poluentes que atingem os cursos d'água, fazem-no por meio de um processo natural através do escoamento superficial,

No Brasil, a experiência com cargas poluidoras de origem difusa é escassa. Alguns trabalhos nacionais buscaram aprofundar o conhecimento disponível sobre a geração e afluência dessas cargas e seus impactos na qualidade da água (BRITES & GASTALDINI, 2007; DALCANALE, 2001; DE LUCA *et al.*, 1991; EIGER, 1999; GOMES & CHAUDHRY, 1981; MARTINS, 2006 *apud* CHAMUN 2008; PAZ & GASTALDINI, 2003; PORTO & MASINI, 2001, PRIME,1998). Um dos principais limitantes deste tipo de estudo é a natureza dessa poluição e a maneira como deve ser mensurada.

2.1.3. Quantificação da carga poluente

Em um corpo d'água, como discutido por Tucci (1998), as condições qualitativas da água englobam dois fatores fundamentais: condições hidrológicas e qualidade da água. As condições hidrológicas são representadas pela quantidade de água existente em um corpo d'água. Já a qualidade da água é função da concentração de um parâmetro de qualidade associado com a vazão, que resulta na carga existente no sistema. A concentração isolada não possui representatividade temporal e espacial já que esta apresenta variações com a alteração de vazão.

Existem vários modelos de qualidade da água que tentam simular o acúmulo de poluentes durante o período de tempo seco e o transporte dos mesmos durante os eventos de precipitação em bacias hidrográficas urbanas. Estes modelos podem ser convenientemente usados em estudos de processos de construção e transporte de poluentes e na estimativa de cargas poluidoras geradas nos eventos de precipitação, segundo Chiew e McMachon, 1999.

A concentração e a carga para cada poluente estão relacionadas com o tipo de uso do solo da bacia hidrográfica e com as condições de precipitação (CHOE *et al*, 2002 e LINE *et al*, 2002). Choe *et al* (2002) analisaram a taxa de carga poluente de sólidos suspensos e DBO₅ no escoamento superficial de áreas residenciais e industriais, localizadas em Chongju, na Coréia, obtendo maiores valores em áreas residenciais, 2.130 kg/ha/ano para sólidos suspensos e 943 kg/ha/ano para DBO₅, que em áreas industriais 812 kg/ha/ano para sólidos suspensos e 329 kg/ha/ano para área industrial.

Line *et al*. (2002) realizaram um estudo, na bacia do rio Neuse, em Carolina do Norte (EUA), encontrando valores de cargas poluentes de sedimentos para áreas em construção de 22.600 kg/ha/ano, dez vezes maiores que em áreas residenciais, industriais, arborizadas, campo de golf e pastagem. Outros parâmetros analisados também apresentaram influência relacionada ao tipo de área contribuinte.

De Luca *et al*. (1991) através de uma análise da qualidade do escoamento pluvial urbano, na área metropolitana de Porto Alegre-RS, determinaram que a carga anual média de poluentes, transportada pela drenagem urbana, atingiu valores de 254 kg/ha/ano para DBO₅ e 11.120 kg/ha/ano para sólidos suspensos.

O mesmo estudo ainda estabeleceu uma comparação entre a carga lançada pelo efluente da estação de tratamento secundário, que remove 80% dos poluentes, e a transportada pela drenagem da área, encontrando que a massa anual de poluentes produzida pelo escoamento pluvial é maior que a produzida pelo efluente da estação de tratamento secundário de esgoto.

Reginato e Piechota (2004) ressaltam a importância do monitoramento de fontes não pontuais de poluição para monitoramento de qualidade da água, principalmente naqueles cursos d'água que recebem fontes pontuais de poluição. Esse monitoramento funcionaria como estratégia para manutenção de qualidade das águas, uma vez que seria possível determinar em que período do ano as cargas difusas são maiores, sendo possível desta maneira, melhorar a eficiência do tratamento de efluentes que adentram o rio via fontes pontuais. Desse modo, o comprometimento das águas seria menor.

2.1.3.1. Modelo chuva-vazão

Para se quantificar a carga poluente é necessário a estimativa da vazão no local em que se deseja as informações de carga, assim, para a estimativa da vazão através de dados de chuva há o modelo IPHS1 que foi desenvolvido por Tucci *et al* em 1989. Este consiste de um sistema computacional modulado, composto de vários modelos existentes na literatura que possibilitam a obtenção de hidrogramas de projeto através da combinação desses algoritmos, compondo assim um modelo próprio do usuário.

O sistema permite a representação da bacia hidrográfica nos módulos Bacia e Rio, dentro dos quais se realizam operações hidrológicas de transformação de chuva-vazão, escoamento em rios e propagação em reservatórios, possibilitando a subdivisão da bacia em sub-bacias, trechos de canais e inclui a operação de barragens.

A estimativa do hidrograma de projeto ou observado é determinada com o auxílio da precipitação de projeto ou observada, das características físicas da bacia e de parâmetros de modelos chuva-vazão.

A divisão do sistema em módulos tem como objetivos: a. melhor compreensão dos processos hidrológicos e dos algoritmos utilizados na simulação; o ensino de modelos matemáticos; e a oferecer alternativas de

escolha do melhor conjunto de algoritmos para uma bacia específica. Assim, o sistema IPHS1 é de fácil acesso e utilização para geração do escoamento através da chuva observada.

2.1.4. Carga de lavagem

A ocorrência de carga de lavagem tem sido amplamente definida como sendo a remoção inicial do material acumulado sobre a superfície, no período entre chuvas, pelo escoamento superficial transportando-o para a rede de drenagem. Esta remoção de material produz um pico na concentração dos poluentes no início do escoamento superficial. Esta carga de lavagem foi analisada em vários estudos realizados como em De Luca *et al*, 1991, Gupta & Saul, 1996, Deletic, 1998, Bertrand-Krajewski *et al*, 1998, Lee *et al*, 2002 e Paz, 2004.

Definições de carga de lavagem

Na literatura encontram-se diferentes formas de definir carga de lavagem. O fenômeno é identificado no período inicial do escoamento superficial, no qual as concentrações de poluentes são maiores que no decorrer do evento (Gupta & Saul, 1996, Bertrand-Krajewski *et al*, 1998 e Deletic, 1998).

Pesquisadores franceses Bertrand-Krajewski *et al* (1998) sugeriram a ocorrência do fenômeno quando no mínimo 80% da carga poluente são transportadas nos primeiros 30% do volume escoado no evento.

Outros pesquisadores, Vorreiter e Hickey, 1994 *apud* Deletic, 1998 definiram o fenômeno em termos da carga poluente nos primeiros 25% do volume escoado no evento.

Deletic (1998) definiu o fenômeno da carga de lavagem quando a carga poluente total do evento é transportada pelos primeiros 20% do volume do escoamento superficial. Sansalone & Buchberger, 1997 usaram um critério não restritivo, aceitando a existência da carga de lavagem se a curva cumulativa de massa de um poluente estiver acima da curva do volume escoado.

Observa-se que o fenômeno é comumente definido através de comparações entre uma fração da carga de poluição total com uma fração da carga de escoamento, ambas calculadas no mesmo ponto escolhido na primeira

parte da curva cumulativa do escoamento, por exemplo, Bertrand-Krajewski *et al* (1998), escolheram o ponto em 30% do escoamento superficial e Vorreiter & Hickey, 1994 *apud* Deletic, 1998 escolheram 25%.

Casos estudados de carga de lavagem

No Brasil alguns estudos foram desenvolvidos a fim de caracterizar a carga de poluição da drenagem pluvial urbana. Gomes & Chaudhry (1981) analisaram a variabilidade na qualidade do escoamento superficial urbano, mostrando que as concentrações no início do escoamento superam em até 10 vezes o menor valor de sólidos totais e DBO, e até 1000 vezes para coliformes totais. De Luca *et al* (1991) no estudo do escoamento superficial, em uma bacia urbana de Porto Alegre, observaram a ocorrência da carga de lavagem nos primeiros 15 minutos do escoamento superficial.

Porto & Masini (2001) compararam a variação da qualidade da água de escoamento superficial urbano de São Paulo, em tempo seco e em tempo úmido, durante a subida do hidrograma de cheia. Os autores observaram o aumento das concentrações de DBO, DQO e sólidos, indicando o transporte da carga poluidora pelo escoamento superficial. Paiva *et al* (2001) apresentaram os resultados das concentrações de sedimentos de treze eventos de cheia em uma bacia hidrográfica, na cidade de Santa Maria, com processo de urbanização. Foram observados picos de concentração de sedimentos no início da cheia, devido, provavelmente a carga de lavagem.

Paz (2004) em estudo da carga de lavagem na Bacia Hidrográfica Alto da Colina, Santa Maria-RS, onde a mesma apresenta característica urbana e rural, aplicou duas metodologias (Deletic, 1998 e Gupta & Saul, 1996) para avaliação do fenômeno baseadas na construção de curvas adimensionais de massa poluente e volume escoado. Os métodos empregados no cálculo da carga de lavagem demonstraram que os parâmetros pH, condutividade elétrica e temperatura d'água são pouco suscetíveis ao fenômeno da carga de lavagem em ambas as estações de monitoramento da bacia, uma de características urbanas e a outra de características rurais. A bacia hidrográfica Alto da Colina foi considerada pouco suscetível ao fenômeno. Através de uma comparação entre as duas metodologias empregadas, constatou-se que ambas apresentaram valores

pequenos para o fenômeno, mas diferentes quanto ao período de ocorrência do mesmo.

Inserido neste contexto, Porto (1995) relata que a carga de lavagem não é um fenômeno consistente e que sua ocorrência ou não pode estar relacionada às perdas iniciais no escoamento superficial. Quanto à existência do fenômeno Porto (1995) comenta que este é mais comumente observado em bacias pequenas. Nas grandes bacias as concentrações de poluentes não decrescem rapidamente, à medida que o volume de escoamento aumenta, porque áreas distantes podem estar produzindo altos valores de concentração nas suas descargas iniciais, que se misturam aos valores já decrescentes dos locais próximos à seção de medição.

A verificação da ocorrência da carga de lavagem torna-se importante para casos em que se deseja reter o escoamento superficial urbano para controle de cargas poluidoras lançadas no corpo receptor.

2.2. O escoamento superficial como fonte de poluição

A poluição pelo escoamento superficial tem origem no ciclo hidrológico, uma vez que os eventos de precipitação promovem a lavagem dos poluentes atmosféricos, e o escoamento superficial gerado será o responsável pelo transporte dos poluentes dispostos sobre as superfícies.

Atualmente o escoamento superficial, tanto em áreas rurais como urbanas, é reconhecido como uma das principais causas de poluição dos corpos d'água, uma vez que promove a lavagem das superfícies carreando grandes quantidades de poluentes para os corpos d'água, constituindo-se em importante fonte de degradação destes. Reetz (2002) aponta a disposição final de efluentes de esgotos domésticos e de efluentes provenientes das chuvas como as principais causas de poluição em mananciais hídricos.

Neste contexto vale ressaltar os trabalhos de Ide (1984) que estudou a qualidade da drenagem pluvial urbana em Porto Alegre; o trabalho de Chebbo *et al* (2001) que estudou a produção e transporte de poluição urbana no sistema de esgoto combinado em Paris, e, o trabalho de Neves (2006) que estudou a quantificação de resíduos sólidos na drenagem urbana no parque Marinha do Brasil em Porto Alegre.

As redes de drenagem urbana constituem-se em importantes vias de transporte de cargas poluidoras. A poluição associada ao escoamento superficial d'água gerado nas áreas urbanas possui origem diversificada, contribuindo para esta: as ligações clandestinas de esgotos, os efluentes de fossas sépticas, a abrasão e desgaste das ruas pelos veículos, o lixo acumulado nas ruas e calçadas, os resíduos orgânicos de pássaros e animais domésticos, as atividades de construção, os resíduos de combustível, óleos e graxas deixados por veículos, poluentes do ar, entre outros (PORTO, 1995).

Os principais poluentes carregados para os corpos receptores são sedimentos, matéria orgânica, bactérias, metais como cobre, zinco, manganês, ferro e chumbo, hidrocarbonetos provenientes do petróleo; tóxicos, como os pesticidas, e os poluentes do ar, que se depositam sobre as superfícies (PORTO, 1995).

Porto (1995) ainda salienta que a identificação da carga geradora de materiais carregados pelo escoamento superficial é importante para que se possa avaliar corretamente seu potencial poluidor, impactos gerados e, também para determinar medidas de controle adequadas.

Devido à natureza difusa das descargas pluviais, é difícil quantificar a extensão das cargas poluentes aos corpos receptores que são atribuídos às descargas pluviais. Sendo mais fácil medir o incremento das vazões do sistema durante os eventos de precipitação, que ocorrem nas áreas urbanizadas e documentar os impactos aos sistemas que recebem as águas do escoamento pluvial (EPA, 1999).

Um dos mais importantes estudos realizados sobre o escoamento urbano, o NURP (Nationwide Urban Runoff Program) foi conduzido pela EPA entre 1978 e 1983 com o objetivo de examinar as características do escoamento urbano e similaridades ou diferenças entre usos do solo urbano, até que ponto o escoamento urbano contribui aos problemas de qualidade das águas e, as características de desempenho e qualidade de medidas de gerenciamento para controle das cargas poluidoras do escoamento urbano (EPA, 1999). Este estudo incluiu 81 locais específicos e mais de 2300 eventos de precipitação distintos. Os resultados indicaram que não houve uma diferença significativa nas concentrações dos poluentes no escoamento de diferentes categorias de uso do

solo, mas houve uma significativa diferença, entretanto, nas concentrações de poluentes de fontes de escoamento urbanas quando comparadas àquelas produzidas em áreas não urbanas (EPA, 1999).

O mais importante contribuinte de poluentes para o escoamento urbano é a superfície do solo, principalmente ruas, sarjetas e outras superfícies conectadas à rede de drenagem, como telhados, as quais recebem principalmente poluentes atmosféricos (De LUCA *et al.*, 1990).

O controle da poluição difusa deve ser feito através de ações sobre a bacia hidrográfica, de modo a se ter redução das cargas poluidoras antes do lançamento da drenagem no corpo receptor (PORTO, 1995). Neste contexto, as medidas estruturais buscam o melhoramento da qualidade e/ou controle da quantidade do escoamento através da construção de sistemas tais como bacias de retenção ou áreas de inundação; e as do tipo *não estruturais*, buscam a redução do volume escoado e do potencial poluidor deste pela adoção de medidas institucionais, educacionais ou de prevenção (EPA, 1999).

Na Figura 2.1, tem-se os trajetos qualitativos do escoamento superficial urbano.

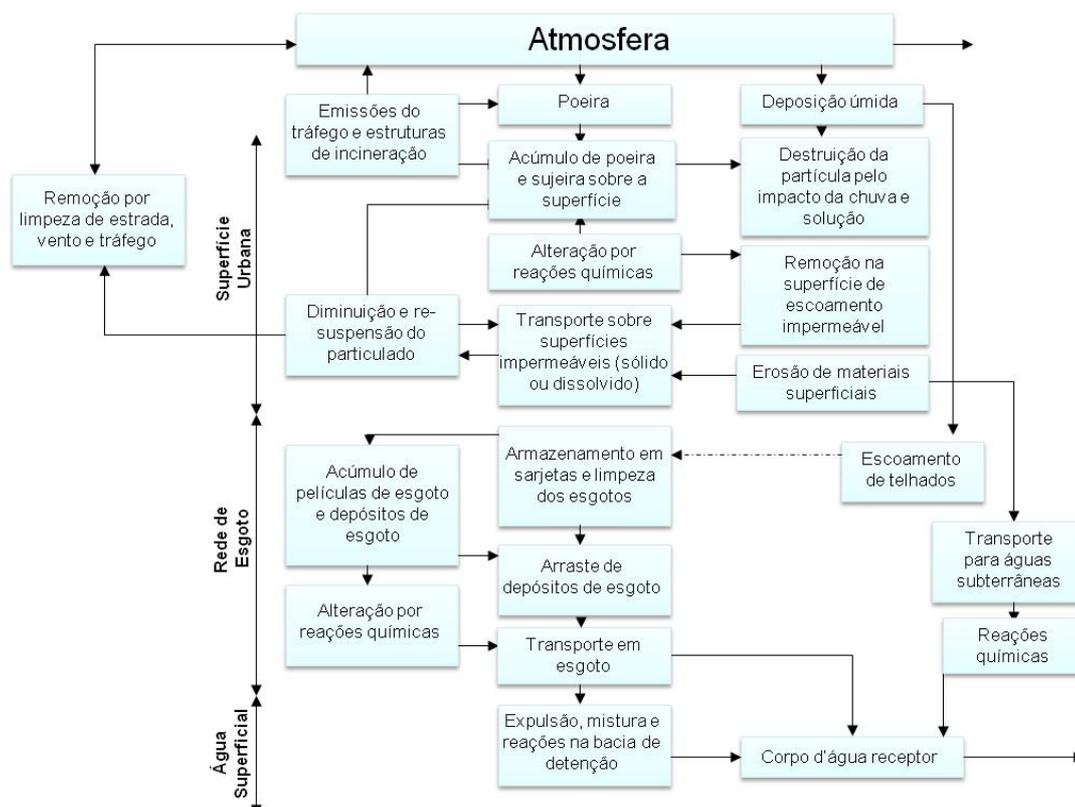


Figura 2.1. Trajetos qualitativos do escoamento superficial urbano. Fonte: ELLIS (1991)

Pelo fato de concentrar grandes cargas de poluentes, o controle da drenagem urbana não envolve apenas a quantidade de água, mas também deve envolver sua qualidade.

2.2.1. Aspectos qualitativos no escoamento superficial

Águas pluviais, esgoto sanitário e disposição de resíduos sólidos têm uma estreita relação em países em desenvolvimento (TUCCI, 2001). Em dias secos, é comum somente águas residuárias escoarem na rede de drenagem de águas pluviais. Em dias chuvosos, além disso, ocorre a lavagem da superfície onde se encontram os resíduos sólidos e outros detritos. O sistema separado e o combinado de esgoto se comportam como dois sistemas combinados com diferentes graus de diluição das águas residuárias (MAKSIMOVIC, 2001).

A qualidade da água da rede pluvial depende de vários fatores: dos serviços de limpeza urbana e sua frequência de coleta, da intensidade da precipitação e sua distribuição temporal e espacial, da sazonalidade e do tipo de uso da área urbana. Os principais indicadores da qualidade da água são os parâmetros que caracterizam as poluições biológicas, orgânicas e químicas onde se destaca a quantidade de metais.

No caso dos biológicos, é comum encontrar patogênicos do grupo coliformes termotolerantes e salmonela nas águas pluviais, sendo que a fonte destes microorganismos são as fezes de animais e esgotos domésticos.

Segundo SCHUELER (1987) as maiores cargas orgânicas medidas como Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ocorrem em áreas residenciais mais velhas, muito impermeáveis, com esgotamento obsoleto e grandes populações de animais domésticos. Assim, moderadas cargas de DBO provêm de áreas residenciais em desenvolvimento suburbanas e de baixa densidade populacional.

Com relação à carga de nutrientes, esta é maior a partir das áreas em desenvolvimento com a grande parte da área impermeável. Exceções incluem usos do solo que recebem, de maneira não usual, entradas altas de nutrientes. Estes nutrientes elevados são derivados de infra-estrutura de esgotamento com manutenção precária, matéria vegetal, resíduos sólidos orgânicos, fertilizantes, resíduos de cozinhas (incluindo detergentes), óxidos nitrosos produzidos dos escapamentos de veículos e cinzas de queimadas (WONG *et al*, 2000). Conforme

este autor, fósforo geralmente é transportado nas formas de particulados e dissolvidos, sendo a forma dissolvida (ortofósforo) mais apropriada para assimilação biológica.

De acordo com IDE (1984) a carga de nutrientes foi atribuída à lavagem da atmosfera pela chuva, aos sólidos e a poeira das ruas, a lixiviação de podas das árvores e aparas do gramado, fertilizantes utilizados na praça e produtos de combustão de derivados de petróleo expelidos pelos veículos. A lavagem da atmosfera foi estudada posteriormente por De Luca *et al* (1990). Os autores concluíram, após um monitoramento em 23 pontos em um raio de 30 km do centro de Porto Alegre, que é significativa a contribuição da chuva à carga de poluentes da drenagem pluvial urbana na região metropolitana, principalmente no que diz respeito a sulfatos, cloretos, nitratos e alguns metais.

Os sólidos suspensos compreendem os materiais orgânicos e inorgânicos. As fontes dos primeiros incluem partículas de solo da erosão e degradação de ruas, residências, construções e particulados transportados pelo ar. A parte orgânica compreende principalmente a vegetação, juntamente com bactérias e microrganismos. Segundo Wong *et al* (2000), o nível de sólidos suspensos no escoamento superficial é comparável ao do esgoto bruto.

Nutrientes e toxinas, tais como fósforo, metais pesados e substâncias químicas orgânicas, utilizam o sedimento como meio de transporte no escoamento superficial. Os níveis de partículas sólidas inorgânicas geradas das atividades de construção são, pelo menos, 2 a 6, podendo chegar a 100 vezes os níveis de pré-desenvolvimento (WONG *et al*, 2000). Uma vez estabilizado o local, já no segundo estágio, os poluentes acumulam-se rapidamente nas superfícies impermeáveis e são facilmente carregados pela água. Conforme Silveira (2001), não é exagero dizer que 10 a 15% de área urbanizada nos países em desenvolvimento contribuem extensivamente para a produção e transporte de sedimentos.

Outras fontes de poluentes que se acumulam e são carregados nas superfícies impermeáveis incluem excrementos de animais domésticos, matéria vegetal, resíduos sólidos e entulhos. Segundo Tucci (2001), concordando com o que fala Schueler (1987), estas fontes se tornam muito importantes na medida em que há amadurecimento da área.

Os resíduos sólidos acumulam-se na vizinhança de *shopping centers*, estacionamento de carros e demais estabelecimentos de serviços e comércio, estações rodoviárias e ferroviárias, estradas, escolas e áreas públicas e locais de destinação dos mesmos. Nestes locais, eles permanecem até serem removidos ou transportados pelo vento e/ou escoamento superficial, atingindo o sistema de drenagem, consistindo de garrafas, latas, envelopes de papel e plástico, jornais, sacolas de compras, embalagens de cigarro, partes de carros, restos de construção, sofás e colchões velhos (ARMITAGE e ROOSEBOOM, 2000 e ARMITAGE ROOSEBOOM, 1998).

Os metais pesados são componentes comuns de muitas superfícies urbanas, tais como materiais de telhados, canos, tubos galvanizados, chapeamentos de metal, tintas, conservantes de madeiras, conversores catalíticos, lonas de freio e pneus (SCHUELER, 1987 *apud* NEVES, 2006). Diversos metais pesados estão presentes nas águas de chuva. Os mais comuns são: cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel e zinco e suas fontes vão desde o desgaste de pneus de veículos a produtos químico industriais. Observa-se, de acordo com Walker *et al.* (1999) e Wong *et al* (2000), que os metais pesados, predominantemente, vêm associados às partículas e a adsorção aumenta com a diminuição do diâmetro destas. A Tabela 2.2 apresenta as principais fontes de metais presentes nas águas pluviais.

Tabela 2.2. Principais fontes de metais nas águas pluviais

Fonte	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Desgaste de pneus de veículos e pastilha de freio						
Corrosão de objeto de metal						
Aditivos de petróleo						
Óleo de lubrificação						
Produtos domésticos e de indústria metálica						
Pesticidas, fertilizantes e produtos químicos industriais						
Tintas e corantes						
Partes de motores						
Papel						

Presença sinalizada com preenchimento da quadrícula

Fonte: Wong *et al* (2000)

Chebbi *et al* (2001) detectaram, em Paris, concentrações médias altas de chumbo e zinco no escoamento proveniente de telhados. Estas foram de 4 a 6 vezes maiores que as concentrações médias do escoamento superficial das ruas

e jardins. Também foram altas as concentrações de cádmio e cobre, tanto por causa de telhados quanto por causa de calhas e estruturas de janelas. As concentrações médias de cobre e cádmio foram menores do que no caso de esgoto cloacal. Já o trabalho de Ide (1984) detectou concentrações de metais pesados maiores que de um efluente secundário de uma estação de tratamento de esgotos e maiores que os encontrados em trabalhos semelhantes.

2.2.2. Identificação e controle de cargas difusas

As medidas de controle podem ser agrupadas em: não-estruturais, incluindo controle na fonte e prevenção da poluição; e estruturais, incluindo a construção de instalações para que, passivamente, tratem o escoamento superficial antes que elas atinjam as águas receptoras.

Urbanas e Roesner (1992) caracterizam como deve ser o controle da qualidade da água na drenagem urbana. Um projeto com tal objetivo tem um foco diferente daquele geralmente dado, que é o controle de cheia. Quando a qualidade da água está em jogo, os eventos mais freqüentes e menores são os que devem ser tratados. Urbanas e Roesner (1992) ainda apontam princípios básicos para o planejamento do controle de qualidade da água na drenagem urbana:

- prevenção e redução de deposição de poluentes nas áreas urbanas;
- controle de poluentes na fonte;
- diminuição da conexão direta entre a área impermeável e a rede de condutos;
- projeto de controle para precipitações menores que uma polegada;
- uso do conceito de tratamento em série.

No caso dos resíduos sólidos, as medidas estruturais envolvem a instalação de estruturas que os retém por um período de tempo até que equipes de limpeza os recolham e os transportem para o local adequado. As medidas não-estruturais tentam envolver a população na redução da geração, reuso e reciclagem.

O estudo dos aspectos qualitativos na drenagem urbana torna-se essencial no momento atual das cidades. Importa no momento saber o real problema da

população neste campo, pois a sociedade está cada vez mais preocupada com a qualidade de vida, em um sentido mais amplo, por assim dizer, envolvendo não somente o meio ambiente, mas o usufruto saudável deste pelas pessoas, incluindo questões na área social e na saúde pública.

Assim, este estudo é de grande importância para as cidades, sendo identificação e controle uma ferramenta essencial neste. Pois, não existem soluções únicas e milagrosas, mas soluções adequadas e racionais para cada realidade (TUCCI, 2002).

2.2.3. Monitoramento de cargas difusas

Conforme Tundisi (2000), o monitoramento da qualidade da água é imprescindível na busca de informações capazes de identificar as condições dos recursos hídricos e fornecer subsídios para possibilitar a gestão da bacia hidrográfica em estudo. Dentre todos os sistemas de monitoramento existem duas abordagens espaciais. A primeira é composta por uma rede fixa com coleta de dados a intervalos regulares. O banco de dados gerado para cada posto da rede é capaz então de fornecer tendências de longo prazo, existência de determinados poluentes e níveis de concentração. Para obtenção de dados de carga o monitoramento da qualidade deve ser realizado em conjunto com o monitoramento hidrológico. O segundo tipo de monitoramento é uma abordagem contemplando levantamentos, segundo a qual não há estações fixas de longa duração.

Os programas de monitoramento devem refletir os tipos de decisões a serem tomadas no sentido de permitir:

- a identificação da contribuição relativa das diferentes fontes de poluentes;
- permitir os cálculos dos balanços de entrada e saída de nutrientes nos corpos d'água;
- prever alterações nas condições tróficas que demandam intervenções gerenciais específicas;
- e detalhar intervenções alternativas de gerenciamento em termos de custos e benefícios.

A ausência de dados para desenvolver opções corretivas costuma ser a principal deficiência técnica, assim como a qualidade (consistência) dos dados obtidos. Os dados de monitoramento da maioria das bacias fluviais, onde não há grandes fontes pontuais, dão uma idéia da contribuição agrícola para carga de nutrientes. Essas informações normalmente podem ser transferidas de forma segura, para áreas contíguas, de acordo com o nível de resolução necessário para fazer julgamentos gerenciais (Silva, 2003).

2.2.4. Interferência do escoamento na qualidade da água

De acordo com Porto (1995) as concentrações de poluentes variam em função do escoamento gerado ao longo do evento hidrológico, assim como variam as vazões. É de se esperar que tais valores formem um polutograma (distribuição temporal das concentrações de poluentes), com a mesma forma genérica do hidrograma correspondente. Destaca-se que cada parâmetro analisado deve apresentar um polutograma específico.

Um dos fenômenos discutidos quando se trata de prever polutogramas é a ocorrência da carga de lavagem que trata da remoção inicial do material acumulado no período entre chuvas, quer sobre o solo, quer no interior das canalizações, significando que o pico do polutograma pode ocorrer antes do pico das vazões. O fato desta carga de lavagem às vezes ocorrer e outras não, pode estar relacionado com as perdas iniciais no escoamento superficial.

Dependendo da rugosidade e do estado de conservação do pavimento, as perdas iniciais são maiores e possibilitam a retenção de uma parte dos poluentes junto com a parcela de água assim acumulada. Dependendo também do volume total escoado e da altura da lâmina formada sobre as superfícies urbanas, esta perda será mais ou menos representativa.

Para uma avaliação global do impacto das cargas difusas calcula-se o fator Concentração Média no Evento - CME, o qual é utilizado para indicar a carga poluidora total que será lançada no corpo receptor. A carga total do poluente produzida durante um evento pode ser obtida através da coleta de diversas amostras ao longo do tempo de duração do escoamento, juntamente com o levantamento do hidrograma.

É necessário enfatizar a necessidade da coleta local de dados para que seja possível o diagnóstico correto dos problemas de poluição causados por cargas difusas.

2.3. Aspectos qualitativos da água

A partir de evidências da crescente escassez de água, em qualidade e quantidade suficientes para atender aos diversos usos aos quais são destinados, estudos sobre a avaliação deste bem passaram a ser imprescindíveis aos órgãos gestores correspondentes (empresas de saneamento básico, drenagem urbana, abastecimento de água, dentre outros). Além da necessidade do uso de água em boa qualidade, Gastaldini & Teixeira (2003) revelam que a evolução do conhecimento sobre os aspectos qualitativos dos recursos hídricos, no último século, deve-se também ao desenvolvimento de técnicas de medição e interpretação de suas características.

A qualidade da água pode ser expressa através de vários parâmetros que traduzem as suas principais características químicas, físicas e biológicas. Segundo Von Sperling (2005), Gastaldini & Teixeira (2003) e Nuvolari (2003), os parâmetros que definem essas características podem ser descritos da seguinte forma:

2.3.1. Parâmetros físicos

Temperatura da água e do Ar: Revela a intensidade de calor no meio aquático. Elevações na temperatura aumentam a taxa das reações químicas e biológicas no meio, diminuem a solubilidade dos gases na água (O_2 , CO_2 , N_2 e CH_4) e aumentam a taxa de transferência destes, podendo gerar mau cheiro. Deve ser analisada em conjunto com outros parâmetros de qualidade, em virtude de sua influência nos demais processos (CHAMUN, 2008).

A temperatura desempenha um papel principal de controle no meio aquático, condicionando as influências de uma série de parâmetros físico-químicos. Em geral, à medida que a temperatura aumenta, de 0 a 30°C, a viscosidade, tensão superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização e calor latente de vaporização diminuem, enquanto a condutividade térmica e a pressão de vapor aumentam a solubilidade com a elevação da

temperatura. Organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior, temperaturas ótimas para crescimento, temperatura preferida em gradientes térmicos e limitações de temperatura para migração, desova e incubação do ovo (CHAMUN, 2008).

A Resolução CONAMA nº 357/05, em seu capítulo IV – Das Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes, Art. 34 / § 4, informa que a temperatura do efluente deve ser inferior a 40° C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3° C na zona de mistura, desde que não comprometa os usos previstos para o corpo d'água (CONAMA nº 397/08)

Resíduos: O sedimento presente no curso d'água é originado da erosão na bacia e da erosão no próprio leito e nas margens. Em ocasiões de chuvas, as enxurradas transportam muitas partículas para o rio, onde esse sedimento se move em suspensão ou no leito, rolando, deslizando ou em saltos (Carvalho *et al*, 2000). Segundo Carvalho (1994), de 70% a 90% de todo o sedimento transportado pelos cursos d'água ocorrem no período de chuvas, principalmente durante as fortes precipitações.

Os sedimentos não são somente um dos maiores poluentes da água, mas também servem como catalisadores, carreadores e como agentes fixadores para outros agentes poluidores. O sedimento sozinho degrada a qualidade da água para consumo humano, para recreação, para o consumo industrial, infra-estruturas hidroelétricas e vida aquática.

Adicionalmente, produtos químicos e lixo são assimilados sobre e dentro das partículas de sedimento, trocas iônicas podem ocorrer entre o soluto e o sedimento. Dessa forma as partículas de sedimento agem como um potencializador dos problemas causados por pesticidas, agentes químicos decorrentes do lixo, resíduos tóxicos, nutrientes, bactérias patogênicas, vírus, etc (Carvalho *et al*, 2000).

Segundo Baumgarten e Pozza (2001) o sedimento refere-se aos materiais sólidos suspensos e aos elementos dissolvidos na água. Os resíduos podem afetar as características físico-químicas da água ou advertir para a qualidade dos efluentes em determinados locais. Essas águas podem ser insatisfatórias ao uso

doméstico de contato primário. Os processos de tratamento de água e esgoto ajudam a minimizar esses problemas.

Entre os resíduos mais importantes está o material em suspensão, que é constituído de pequenas partículas que se encontram suspensas na água, as quais têm uma fração mineral ou inorgânica e outra orgânica.

Altas concentrações de material em suspensão limitam a qualidade da água bruta, por estarem relacionadas com a turbidez, a salinidade e dureza da água. Causam ainda, danos à flora e fauna aquáticas, e como diminui a penetração de luz na água prejudica a fotossíntese de fitoplâncton, das algas e da vegetação submersa. Favorece ainda o desenvolvimento de bactérias e fungos, que se proliferam nessas partículas, e influenciam no aspecto econômico do tratamento da água com vistas a torná-la potável (Silva, 1990).

As concentrações do material em suspensão são bastante variáveis no tempo e no espaço, e dependem da hidrodinâmica, da constituição do substrato de fundo, das margens do meio hídrico e ainda de fatores meteorológicos.

Outro aspecto importante a ser levado em conta é que situações ou locais onde a hidrodinâmica e a capacidade de transporte de partículas diminuem há depósito desse material em suspensão, diminuindo a profundidade do corpo d'água (BRITES, 2005).

Sólidos: A presença de sólidos na água eleva a turbidez desta, dificultando a entrada de luz no meio aquático prejudicando a fotossíntese e conseqüentemente diminuindo o valor de saturação do oxigênio dissolvido (CHAMUN, 2008).

Sólidos Totais: A quantidade e a natureza dos sólidos nas águas é muito variável, abrangendo valores de 20 a 1.000 mg/L. Quanto à natureza, de maneira geral, são divididos em sólidos suspensos (resíduo não filtrável) e sólidos dissolvidos (resíduo filtrável). Os sólidos totais que representam a soma dos sólidos dissolvidos, mais sólidos suspensos, afetam a dureza da água e aumentam com o grau de poluição. Em águas naturais, os sólidos suspensos estão constituídos por detritos orgânicos, plâncton e sedimentos de erosão. Os efeitos na vida aquática são indiretos, à medida que impedem a penetração de luz, reduzem o OD e induzem ao aquecimento da água. No controle de poluição

de cursos d'água, o conhecimento da concentração dos sólidos suspensos é tão significativo quanto o conhecimento da DBO (CERETTA, 2004)

Sólidos suspensos – fixos e voláteis: Os sólidos suspensos agem de maneira indireta sobre a vida aquática, impedem a penetração da luz, induzem o aquecimento da água o que, conseqüentemente, diminui a quantidade de oxigênio dissolvido no meio. Este parâmetro constitui-se, naturalmente, de detritos orgânicos, plâncton e sedimentos de erosão, os fixos há o predomínio de substâncias inorgânicas e os voláteis constituem-se, principalmente, de matéria orgânica (BRITES, 2005).

Resíduo Sedimentável (RS): O resíduo sedimentável é constituído de material sólido em suspensão, de maior densidade que a água, e se deposita quando o sistema está em repouso. Constitui-se um dado importante para o dimensionamento de unidades de sedimentação no tratamento de águas residuárias e serve para determinação da eficiência da sedimentação, permite a previsão do comportamento de despejos ao atingirem um curso d'água (CHAMUN, 2008).

Turbidez: A turbidez da água é atribuída principalmente às partículas sólidas em suspensão que diminuem a claridade da mesma e reduzem a transmitância da luz no meio líquido. Esta transmitância diminui à medida que aumenta a quantidade de material particulado em suspensão, ou seja a turbidez aumenta com a carga de sedimento suspenso (CHAMUN, 2008).

A turbidez é definida por Morris e Fan (1997) como grau do espalhamento da luz por partículas suspensas, ou seja, é a medida da dificuldade de um feixe de luz atravessar certa quantidade de água. Entretanto, a turbidez depende além da concentração dos sedimentos em suspensão, também de outras características do sedimento, tais como, tamanho, composição mineral, cor e quantidade de matéria orgânica.

Segundo Costa³ (1977) *apud* Corso (1989) cada manancial representa uma situação específica, pois tamanho, forma e refletividade das partículas em

³ COSTA, 1977. John E. Sediment Concentration and duration in stream channels. Journal of Soil and Water Conservation, p.168-70, July-August, 1977.

suspensão são propriedades óticas importantes que influenciam nas leituras turbidimétricas.

A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um exemplo de fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas e que exigem manobras operacionais, como alterações nas dosagens de coagulantes e auxiliares, nas estações de tratamento de águas. A erosão pode decorrer do mau uso do solo em que se impede a fixação da vegetação. Este exemplo mostra também o caráter sistêmico da poluição, ocorrendo inter-relações ou transferência de problemas de um ambiente (água, ar ou solo) para outro (CERETTA, 2004).

Os esgotos sanitários e diversos efluentes industriais também provocam elevações na turbidez das águas. A turbidez é medida através do turbidímetro, comparando-se o espalhamento de um feixe de luz ao passar pela amostra com o espalhamento de um feixe de igual intensidade ao passar por uma suspensão padrão. Quanto maior o espalhamento maior será a turbidez. Os valores são expressos em Unidade Nefelométrica de Turbidez (UNT). A cor da água interfere negativamente na medida da turbidez devido à sua propriedade de absorver luz (COSTAS, 2003)

Cor: A cor de uma água é conseqüência de substâncias dissolvidas. A medida da cor de uma água é feita pela comparação com soluções conhecidas de platina-cobalto ou com discos de vidro corados calibrados com a solução de platina-cobalto. Uma unidade de cor corresponde àquela produzida por 1 mg/L de platina, na forma de íon cloroplatinado. Especial cuidado deve ser tomado na anotação do pH em que foi realizada a medida, pois sua intensidade aumenta com o pH. Da mesma forma a cor é influenciada por matérias sólidas em suspensão (turbidez), que devem ser eliminadas antes da medida. Para águas relativamente límpidas a determinação pode ser feita sem a preocupação com a turbidez. Neste caso a cor obtida é referida como sendo aparente (NUVOLARI, 2003).

A cor de uma amostra de água está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la (e esta redução dá-se por absorção de parte da radiação eletromagnética), devido à presença de sólidos dissolvidos, principalmente material em estado coloidal orgânico e inorgânico. Dentre os colóides orgânicos podem-se mencionar os ácidos húmico e fúlvico, substâncias

naturais resultantes da decomposição parcial de compostos orgânicos presentes em folhas, dentre outros substratos. Também os esgotos sanitários se caracterizam por apresentarem predominantemente matéria em estado coloidal, além de diversos efluentes industriais contendo taninos (efluentes de curtumes, por exemplo), anilinas (efluentes de indústrias têxteis, indústrias de pigmentos, etc.), lignina e celulose (efluentes de indústrias de celulose e papel, da madeira, etc.) (NUVOLARI, 2003).

Há também compostos inorgânicos capazes de possuir as propriedades e provocar os efeitos de matéria em estado coloidal. Os principais são os óxidos de ferro e manganês, que são abundantes em diversos tipos de solo. Alguns outros metais presentes em efluentes industriais conferem-lhes cor, mas, em geral, íons dissolvidos pouco ou quase nada interferem na passagem da luz. O problema maior de coloração na água, em geral, é o estético já que causa um efeito repulsivo aos consumidores. Quando pura, e em grandes volumes, a água é azulada. Quando rica em ferro, é arroxeadada. Quando rica em manganês, é negra e, quando rica em ácidos húmicos, é amarelada (NUVOLARI, 2003).

2.3.2. *Parâmetros químicos*

Cloretos: Em geral, é a associação do cálcio, magnésio, sódio e potássio com o cloreto que produz algum efeito nocivo. Níveis muito altos caracterizam a presença de esgotos sanitários ou matéria orgânica na água. Ocorre em abundância nas águas oceânicas. Todas as águas naturais, em maior ou em menor grau contêm íons cloreto resultantes da dissolução de minerais ou de sais e da intrusão de águas salinas no continente. Altas concentrações de cloretos impedem o uso da água para a agricultura e exigem tratamento adequado para usos industriais, bem como causam danos a estruturas metálicas (corrosão) (CERETTA, 2004).

Oxigênio Dissolvido (OD): É essencial para todas as formas de vida aquática, incluindo organismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica em águas naturais. Origina-se da dissolução do oxigênio atmosférico, da produção fotossintética e de aeração artificial. Trata-se do principal parâmetro de caracterização dos efeitos de poluição das águas por despejos orgânicos quando

em concentrações baixas. Quando encontrado em grande quantidade, superiores a saturação, constitui indicativo de presença de algas (fotossíntese) (CERETTA, 2004).

A determinação do oxigênio dissolvido é de fundamental importância para avaliar as condições naturais da água e detectar impactos ambientais como eutrofização e poluição orgânica. Do ponto de vista ecológico, o oxigênio dissolvido é uma variável extremamente importante, pois é necessário para a respiração da maioria dos organismos que habitam o meio aquático. Geralmente o oxigênio dissolvido se reduz ou desaparece, quando a água recebe grandes quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis encontradas, por exemplo, no esgoto doméstico, em certos resíduos industriais, no vinhoto, e outros. Os resíduos orgânicos despejados nos corpos d'água são decompostos por microorganismos que se utilizam do oxigênio na respiração (CERETTA, 2004).

O Oxigênio Dissolvido é um dos principais parâmetros de caracterização dos efeitos da poluição das águas decorrentes de despejos orgânicos. O mesmo facilita o processo metabólico de conversão da matéria orgânica em compostos mais simples e inertes como a água e o gás carbônico (CO₂) (CERETTA, 2004).

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): É uma medida aproximada da quantidade de matéria orgânica biodegradável presente na água, estimada a partir da quantidade de oxigênio dissolvido consumido pelos microorganismos nos processos de utilização e estabilização da mesma, ou seja, é a quantidade de oxigênio molecular necessária à estabilização da matéria orgânica carbonácea decomposta aerobicamente por via biológica. Enfim, representa o consumo de oxigênio no processo de oxidação (das: proteínas, carboidratos, uréia, surfactantes, detergentes, gorduras, óleos, fenóis e pesticidas) presente no corpo de água. Assim, a redução da taxa de oxigênio dissolvido em recurso hídrico pode indicar atividade bacteriana decompondo matéria orgânica. Esta matéria orgânica é a porção biodegradável da matéria de origem animal e vegetal como também daquela presente nos despejos domésticos e industriais (BRITES, 2005).

Portanto, um alto valor da DBO permite as seguintes interpretações: necessidade de grande quantidade de oxigênio dissolvido para atender à degradação aeróbica, com prejuízo para a vida aquática da região, como

conseqüência, pode-se prever que há grande quantidade de materiais orgânicos na água, acima dos níveis naturais.

Demanda Química de Oxigênio (DQO): é a quantidade de oxigênio exigida para oxidação química completa da matéria oxidável total presente nas águas, tanto orgânica como inorgânica (CHAMUN, 2008).

Estima o teor de matéria orgânica presente na água, da mesma forma que ocorre com a DBO, porém em condições bastante enérgicas. O teste de Demanda Química de Oxigênio (DQO) baseia-se no fato de que todos os compostos orgânicos, com poucas exceções, podem ser oxidados pela ação de um agente oxidante forte em meio ácido. Uma das limitações, entretanto é o fato de que o teste não diferencia matéria orgânica biodegradável e matéria orgânica não biodegradável, a primeira determinada pelo teste de DBO. A vantagem é o tempo de teste, realizado em poucas horas, enquanto o teste de DBO requer no mínimo 5 dias (período de incubação) (CHAMUN, 2008).

Em locais que contêm substâncias tóxicas para as bactérias decompositoras, a única maneira de determinar se a carga é orgânica é pela DQO ou carbono orgânico total, já que a DBO, não pode ser aplicada, pois há morte das bactérias. Quando uma amostra possui somente nutrientes e não compostos tóxicos, o resultado da DQO pode também ser usado para estimar-se a DBO carbonácea.

Na legislação nacional não há limite estabelecido, entretanto sabe-se que em ambientes lênticos, uma DQO maior do que 10 mg/L pode prejudicar a vida aquática e para ambientes lóticos existe consenso de que níveis de DQO de até 30 mg/L são aceitáveis (CERETTA, 2004).

Alcalinidade – é a quantidade de íons na água, retrata a capacidade da água de neutralizar os ácidos. De forma isolada a alcalinidade não possui importância como indicador da qualidade da água, embora não existindo muitas variações de interferência na parte operacional do tratamento de água.

A água é alcalina quando a mesma possui elevada quantidade de bicarbonatos de cálcio e magnésio, carbonatos ou hidróxidos de sódio, potássio, cálcio e magnésio. A alcalinidade também contribui para a salinidade da água,

tendo inclusive influência nos processos de tratamento da água. A alcalinidade em níveis moderados em águas de consumo humano, não possui representatividade sanitária, entretanto, concentrações elevadas, poderão alterar o sabor, tornando-o desagradável (ANDRADE & MACÊDO, 1996).

Ácidos Voláteis: Acidez total representa o teor de dióxido de carbono livre, de ácidos minerais, de ácidos orgânicos e sais ácidos fortes, os quais na hidrólise produzem íons de hidrogênio para a solução.

As águas naturais, em geral, têm uma reação alcalina, porém, acidez não é necessariamente indesejável. A importância da determinação da acidez se prende ao fato de que sua variação brusca pode se caracterizar o lançamento de algum resíduo industrial (ANDRADE & MACÊDO, 1996).

Como já citado, a maioria das águas é considerada alcalina, embora possa conter gás carbônico, ou seja, a água pode apresentar ao mesmo tempo, acidez e alcalinidade.

O gás carbônico será o responsável pela acidez das águas naturais. Já a acidez mineral e a acidez orgânica e resultante de resíduos industriais. A acidez apresenta como inconveniente a corrosividade, em função deste fato, ressalta-se que uma água utilizada na indústria deva apresentar um pH acima 8,3, acima deste pH não existe mais gás carbônico, reduzindo sua agressividade.

Potencial hidrogeniônico (pH): Representa a concentração de íons hidrogênio H^+ (em escala anti-logarítmica), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade e basicidade da água. Influencia processos biológicos e químicos nos corpos d'água (CHAMUN, 2008).

O termo pH (potencial hidrogeniônico) é usado universalmente para expressar o grau de acidez ou alcalinidade de uma solução, ou seja, é o modo de expressar a concentração de íons de hidrogênio nessa solução. A escala de pH é constituída de uma série de números variando de 0 a 14, os quais denotam vários graus de acidez ou alcalinidade. Valores abaixo de 7 e próximos de zero indicam aumento de acidez, enquanto valores de 7 a 14 indicam aumento da basicidade.

As medidas de pH são de extrema utilidade, pois fornecem inúmeras informações a respeito da qualidade da água. Às águas superficiais possuem um

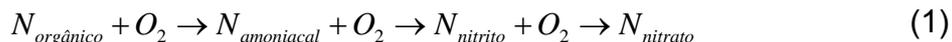
pH entre 4 e 9. Às vezes são ligeiramente alcalinas devido à presença de carbonatos e bicarbonatos. Naturalmente, nesses casos, o pH reflete o tipo de solo por onde a água percorre. Em lagoas com grande população de algas, nos dias ensolarados, o pH pode subir muito, chegando a 9 ou até mais. Isso porque as algas, ao realizarem fotossíntese, retiram muito gás carbônico, que é a principal fonte natural de acidez da água. Geralmente um pH muito ácido ou muito alcalino está associado à presença de despejos industriais. A faixa de pH permissível depende de uma série de outros fatores tais como temperatura, oxigênio dissolvido, aclimatação e o conteúdo de vários cátions e ânions (CERETTA, 2004).

A acidez no meio aquático (pH baixo) é causada principalmente pela presença de CO_2 , ácidos minerais e sais hidrolizados. Quando um ácido reage com a água, o íon hidrogênio é liberado, acidificando o meio. As variações do pH no meio aquático estão relacionados ainda com a dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese.

Reetz (2002) explica que, quanto maior a quantidade de matéria orgânica a ser decomposta, mais ácidas serão as águas. O pH é um fator variável em função do local e do momento em estudo.

A determinação do pH é feita geralmente através do método eletrométrico, utilizando-se para isso um peagâmetro digital ou analógico utilizando fita de pH.

Nitrogênio: Na água, o nitrogênio se encontra basicamente em quatro formas: nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão, na forma de proteínas, amino-ácidos e uréia – característico de poluição recente por esgoto bruto); nitrogênio amoniacal (é aquele que já sofreu decomposição pelos microrganismos heterotróficos e encontra-se na forma de sais de amônia como o $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ ou como amônia livre - é diretamente tóxico aos peixes e indica poluição relativamente recente); nitrogênio nitrito (é uma forma intermediária, de curta duração, após a oxidação da amônia pelas bactérias nitrossomonas) e, por fim, o nitrogênio nitrato (forma oxidada a partir dos nitritos pelas bactérias nitrobacter – indica poluição mais remota. A oxidação do nitrogênio, denominada nitrificação, ocorre da seguinte forma (NUVOLARI, 2003):



Pode-se observar que o processo de nitrificação implica no consumo de oxigênio dissolvido na água o que pode afetar a vida aquática.

Nitrato: O nitrogênio apresenta-se na água em várias formas, dependendo do nível de oxidação, sendo que o nitrato é a forma mais oxidada do nitrogênio (amônia oxida a nitrito que oxida a nitrato): nitrato (NO_3), nitrito (NO_2), amônia (NH_3), nitrogênio molecular (N_2) e nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão no corpo d'água). Nitratos e nitritos podem causar problemas de ordem fisiológica, principalmente em crianças, com a perda da capacidade de oxigenação do sangue (metemoglobinemia). Águas com predominância de nitrogênio orgânico e amoniacal caracterizam poluição recente, enquanto a predominância de nitratos indica poluição antiga, por ser o produto final de oxidação do nitrogênio (CERETTA, 2004).

O nitrato é a forma mais estável do nitrogênio, sendo um dos principais nutrientes dos produtores primários. É regenerado por via bacteriana a partir do nitrogênio orgânico, que pela decomposição da matéria orgânica se transforma em nitrogênio amoniacal. Portanto, a produção do nitrato resulta da oxidação bacteriana do amônio, tendo o nitrito como intermediário (BAUMGARTEN & POZZA, 2001).

Nitrito: É uma forma química do nitrogênio normalmente encontrada em quantidades diminutas nas águas superficiais, pois o nitrito é instável na presença do oxigênio, ocorrendo como uma forma intermediária. O íon nitrito pode ser utilizado pelas plantas como uma fonte de nitrogênio (CERETTA, 2004).

O nitrogênio na forma de nitrito é o estado intermediário entre amônio e o nitrato, sendo também considerado um nutriente. Em ambientes anóxicos, pode haver redução do nitrato (desnitrificação) parcial, elevando as concentrações de nitrito.

Altas concentrações de nitrito podem significar uma grande atividade bacteriana e carência de oxigênio, cenário semelhante ao encontrado nas margens da cidade do Rio Grande (Baumgarten e Niencheski, 1995).

A presença de nitritos em água indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica.

Nitrogênio amoniacal: Pode ser um constituinte natural de águas superficiais ou subterrâneas, resultante da decomposição da matéria orgânica. É nutriente potencial para algas e bactérias. Sua presença, dependendo da concentração, pode significar poluição de origem doméstica ou industrial.

O nitrogênio amoniacal ocorre naturalmente nas águas de superfície e em águas residuárias, pois a amônia é o principal produto de excreção dos organismos aquáticos (Campbel, 1973 *apud* Pereira, 2004). Ele se apresenta em duas formas dissolvidas: o amoníaco ou amônia não-ionizada e o íon amônio, cujas proporções dependem do pH, da temperatura, e da salinidade presentes no ambiente. Como o nitrogênio na forma de amônia não ionizada é mais tóxica, as concentrações de NH_4^+ podem se elevar sem que sua toxicidade seja crítica, se o pH e a temperatura se mantiverem dentro de certos limites.

Altos valores do íon amônio são encontrados em ambientes anóxicos, onde ocorre uma intensa mineralização anaeróbica da matéria orgânica, e em locais próximos a efluentes urbanos, como observado por (Morrel e Corredor, 1993) na lagoa Joyuda em Porto Rico.

Fósforo: Apresenta-se principalmente na forma de ortofosfato (PO_4^{3-} , $\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$, H_3PO_4), polifosfato e fósforo orgânico. É essencial para organismos vivos e microrganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica. Porém, quando em elevada concentração, assim como o nitrogênio, implica em um crescimento exagerado de algas (CERETTA, 2004).

Os compostos de fósforo são um dos mais importantes fatores limitantes à vida dos organismos aquáticos. Despejos orgânicos, especialmente esgotos domésticos, bem como alguns tipos de despejos industriais, podem enriquecer as águas com esse elemento.

A presença de fósforo nas águas pode ter origem na dissolução de compostos do solo (escala muito pequena), despejos domésticos e ou industriais, detergentes, excretos de animais e fertilizantes.

O lançamento de despejos ricos em fosfatos num curso d'água pode, em ambientes com boa disponibilidade de nutrientes nitrogenados, estimular o crescimento de micro e macroorganismos fotossintetizadores, chegando até o desencadeamento de florações indesejáveis e oportunistas, que podem chegar a diminuir a biodiversidade do ambiente (eutrofização) (Baumgarten *et al*, 1996).

A regulação do conteúdo de fósforo em detergentes domésticos e critérios para estabelecimento das concentrações em efluentes de processo é estabelecida visando reduzir a eutrofização em sistemas aquáticos. Quando quantidades suficientes de compostos nitrogenados estiverem presentes na água, concentrações de fósforo acima de 0,1 mg/L deverão causar problemas pelo desenvolvimento de lodos e crescimento de algas, os quais afetam o uso das águas para abastecimento público, industrial e de recreação. Lagos com concentrações de fósforo total e nitrogênio total acima de 0,02 mg/L e 0,3 mg/L, respectivamente, são considerados eutrofizados. O fósforo só apresenta toxicidade ao homem, animais ou peixes em formas extremamente raras.

Óleos e graxas: Os óleos e graxas são substâncias orgânicas de origem mineral, vegetal ou animal. Estas substâncias geralmente são hidrocarbonetos, gorduras, ésteres, entre outros. São raramente encontrados em águas naturais, normalmente oriundos de despejos e resíduos industriais, esgotos domésticos, efluentes de oficinas mecânicas, postos de gasolina, estradas e vias públicas. Os despejos de origem industrial são os que mais contribuem para o aumento de matérias graxas nos corpos d'água, dentre eles, destacam-se os de refinarias, frigoríficos e indústrias de sabão. A pequena solubilidade dos óleos e graxas constitui um fator negativo no que se refere à sua degradação em unidades de tratamento de despejos por processos biológicos e, quando presentes em mananciais utilizados para abastecimento público, causam problemas no tratamento de água. A presença de óleos e graxas diminui a área de contato entre a superfície da água e o ar atmosférico, impedindo dessa forma, a transferência do oxigênio da atmosfera para a água (NUVOLARI, 2003).

Em processos de decomposição, a presença dessas substâncias reduz o oxigênio dissolvido elevando a DBO e a DQO, causando alteração no ecossistema aquático.

2.3.3. *Parâmetros microbiológicos*

Um dos objetivos dos estudos de qualidade da água é avaliar os riscos de exposição às doenças de veiculação hídrica. Entretanto, por limitações de ordem prática, técnica e econômica é inviável levantar todos os organismos patogênicos numa amostra de água. Para isso lança-se mão de organismos indicadores para sugerir a ocorrência de contaminação fecal. Neste caso, os indicadores apenas sugerem a presença de patogênicos, uma vez que não existe relação direta entre números de organismos indicadores e de patogênicos entéricos (SOUZA, 2006; WHO, 2001). A presença de indicadores, portanto, demonstra uma potencialidade da água de transmitir doenças (VON SPERLING, 2005).

Coliformes Totais: (bactérias do grupo coliforme), em sua maioria, pertencem aos gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter*, embora vários outros gêneros e espécies pertençam ao grupo. Os coliformes totais agregam espécies de origem não exclusivamente fecal, podendo ocorrer naturalmente em outras matrizes ambientais como solo, água e plantas. Sendo assim, os coliformes totais têm valor sanitário limitado na avaliação da qualidade de águas naturais. Não são, portanto, indicadores específicos de contaminação fecal, e sua aplicação restringem-se, praticamente, à avaliação da qualidade da água tratada e distribuída (Ministério da Saúde, 2005).

As bactérias do grupo coliforme são uns dos principais indicadores de contaminações fecais, originadas do trato intestinal humano e outros animais. Essas bactérias reproduzem-se ativamente a 44,5°C e são capazes de fermentar o açúcar. A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicativo da possibilidade da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratifóide, disenteria bacilar e cólera (CERETTA, 2004).

Coliformes Termotolerantes: Todas as bactérias coliformes são gran-negativas manchadas, de hastes não esporuladas que estão associadas com as fezes de animais de sangue quente e com o solo (CERETTA, 2004).

O uso das bactérias coliformes termotolerantes para indicar poluição sanitária mostra-se mais significativo que o uso da bactéria coliforme total, porque as bactérias fecais estão restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente.

A determinação dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratifóide, disenteria bacilar e cólera.

A detecção dos agentes patogênicos, principalmente bactérias, protozoários e vírus, em uma amostra de água são extremamente difícil, em razão das suas baixas concentrações, o que demandaria o exame de grandes volumes da amostra para que fosse detectado um único ser patogênico (VON SPERLING, 1996). Assim, estudam-se os chamados organismos indicadores de contaminação fecal. Estes organismos não são patogênicos, mas podem indicar se uma água apresenta contaminação por fezes humanas ou de animais e, sua potencialidade para transmitir doenças.

A utilização destes parâmetros é justificada pela necessidade de avaliar a qualidade microbiológica da água associada às doenças de veiculação hídrica. Estes organismos são identificados como indicadores de contaminação fecal, ou seja, acusam a presença de contaminação, recente, por fezes de seres humanos ou de animais de sangue quente (CHAMUN, 2008).

Escherichia coli bactéria do grupo coliforme é considerada o mais específico indicador de contaminação fecal recente e de eventual presença de organismos patogênicos (Ministério da Saúde, 2005). Considera-se ainda que *E. coli* e, em menor grau, os coliformes termotolerantes são os microrganismos que melhor satisfazem aos critérios de um indicador ideal, uma vez que: (i) estão presentes em fezes humanas e de animais de sangue quente, (ii) são rapidamente detectados por técnicas simples, (iii) não se reproduzem em águas naturais, e, (iv) a persistência na água e a remoção pelo tratamento são semelhantes a dos patogênicos transportados pela água (WHO, 2001).

Bactérias heterotróficas definidas genericamente como microrganismos que necessitam de carbono orgânico como fonte de nutrientes, têm valor limitado

quando da avaliação de águas naturais, pois o teste inclui a detecção inespecífica de bactérias nas formas vegetativa ou esporulada, que podem ser de origem fecal ou componentes da flora natural da água, sendo que algumas podem ser patogênicas oportunistas (Ministério da Saúde, 2005).

Colifagos são vírus que infectam bactérias do grupo coliformes, e são utilizados como indicadores de vírus entéricos em águas naturais ou residuárias.

Estudos comprovaram que não há correlação significativa entre os níveis de colifagos ou vírus entéricos e coliformes fecais. Este foi o resultado da pesquisa realizada por Funderburg e Sorber (1985). Estes pesquisadores avaliaram o uso de colifagos como indicadores de vírus entéricos no tratamento de efluentes por lodo ativado, comparativamente aos coliformes. Os autores concluíram que não houve correlação significativa entre os níveis de colifagos ou vírus entéricos e coliformes fecais no efluente primário. Isto porque os coliformes, por serem organismos celulares, estão mais sujeitos ao estresse ambiental e irão decair mais rapidamente do que os vírus, que são acelulares.

Ao contrário das bactérias, os vírus não são componentes normais da flora intestinal do homem, e só estão presentes no trato gastrointestinal de indivíduos doentes. Mais de 140 vírus patogênicos podem ser transmitidos ao homem através da água contaminada, sendo os mais comuns causadores de gastroenterites e o vírus da hepatite (RIPDA, 2007).

Clostridium perfringens é uma bactéria anaeróbia obrigatória, Gram-positiva, formadora de esporos, de origem exclusivamente fecal, patogênica, podendo causar gangrena gasosa e intoxicação alimentar (BLACK, 2002).

Uma vez que sua incidência no meio aquático está freqüentemente associada a dejetos humanos, *Clostridium perfringens* tem sido utilizada como indicador bacteriológico de contaminação fecal (DANIEL *et al*, 2001). Além disso, devido à característica de formar esporos, é bastante resistente às condições ambientais adversas (calor, dessecação, congelamento, radiação) e aos desinfetantes, e por isso é utilizada como indicador de protozoários. A excepcional resistência de seus esporos na água também indica contaminação

fecal remota em situações em que indicadores menos resistentes, como *E. coli*, já não estão mais presentes (DANIEL *et al*, 2001).

2.4. Aspectos com relação à saúde pública

Do ponto de vista da Engenharia Sanitária e Ambiental, a classificação das doenças infecciosas deve seguir o critério das vias de transmissão e seu ciclo, diferentemente do agrupamento clássico das doenças infecciosas segundo o agente etiológico (vírus, bactéria, protozoário ou helminto). Para Heller (2007), o saneamento torna-se um instrumento de planejamento das intervenções sobre o meio visando à melhoria da saúde.

Segundo Cairncross e Feachem (1983), as doenças infecciosas relacionadas com a água podem ser classificadas em quatro grupos, conforme o mecanismo de transmissão:

- (i) doenças de transmissão hídrica – são aquelas adquiridas pela ingestão de água contaminada por organismos patogênicos;
- (ii) doenças relacionadas com a higiene pessoal e doméstica – neste caso, a quantidade de água é mais importante que a qualidade;
- (iii) doenças adquiridas pelo contato com água que contém hospedeiros aquáticos – ocorre quando o patógeno passa parte de seu ciclo de vida na água, em hospedeiros aquáticos; e
- (iv) doenças transmitidas por insetos vetores – são aquelas adquiridas pela picada de insetos infectados que se reproduzem na água ou vivem próximos a coleções de água.

A deficiência dos serviços de saneamento básico, sobretudo a coleta e tratamento de esgoto sanitário, expõem um grande número de pessoas às doenças de veiculação hídrica. Estas respondem por boa parte das estatísticas de morbidade e mortalidade infantil por doenças diarreicas agudas em países em desenvolvimento (GONÇALVES *et al*, 2003).

A demonstração da relação de causalidade entre as condições de saneamento e do meio ambiente e o quadro epidemiológico das populações tem sido alvo de vários estudos apresentados na literatura. Estes estudos indicam que a disponibilidade hídrica é importante, mas não suficiente para garantir qualidade

de vida à população. Neste sentido, a cobertura de serviços de saneamento (principalmente abastecimento de água, coleta, tratamento e disposição adequada de esgotos) é decisiva para a manutenção da saúde pública, destacando-se a importância da qualidade da água na gestão dos recursos hídricos (LIBÂNIO *et al*, 2005).

Libânio *et al* (2005) profere que essa nova visão de gerenciamento enfatiza a importância dos assuntos situados entre as áreas de recursos hídricos e de saneamento ambiental. Entre esses assuntos destacam-se as intervenções ao controle da poluição hídrica difusa (drenagem e disposição de resíduos sólidos entre outras). Esse processo de poluição ocorre, principalmente, devido à macrodrenagem das cidades e do meio rural (TUCCI *et al*, 2001). A qualidade da água está fortemente ligada à saúde pública e aos serviços públicos de abastecimento de água e de esgotamento sanitário. A falta desses serviços causa graves consequências aos seres humanos, sendo a água uma das principais vinculadoras de doenças.

A proliferação de doenças ocorre pela ausência de serviços de esgotamento sanitário, obrigando a população a escolher outras formas de eliminar seu esgoto doméstico. Desta forma, a população descarta o esgoto (muitas vezes sem tratamento prévio) na rede pluvial ou nos rios, ou ainda, diretamente no solo. Esse tipo de procedimento acarreta muitos problemas à própria população, diminuindo sua qualidade de vida.

O consumo de água contaminada, nos países em desenvolvimento, é responsável por um número estimado de 80% de todas as moléstias e mais de um terço dos óbitos, e, em média, até um décimo do tempo produtivo de cada pessoa é perdido devido a doenças relacionadas à água (MORAES & JORDÃO, 2002).

3. BACIA DO RIACHO REGINALDO

3.1. Localização

Na cidade de Maceió, a bacia hidrográfica do riacho Reginaldo é uma das principais, estando completamente inserida na área urbana, como mostra a delimitação feita por Peplau *et al* (2006) ilustrada na Figura 3.1. Estes autores comentam que uma das dificuldades encontradas para a delimitação da parte baixa da bacia é que a região plana costeira apresenta declividade quase nula em alguns trechos. Este problema se torna maior pelo fato de não haver detalhes nos cadastros de redes, tanto de drenagem pluvial quanto de esgotamento sanitário.

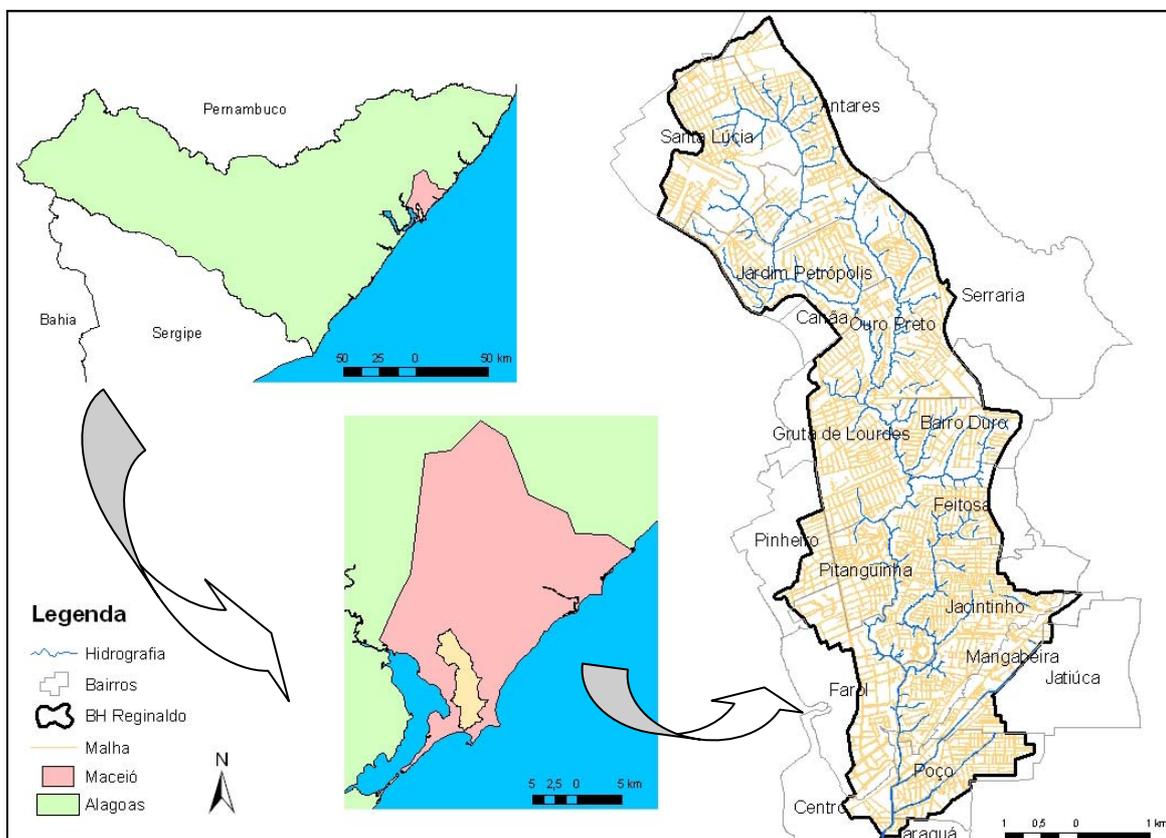


Figura 3.1. Vista da bacia do riacho Reginaldo inserida no município de Maceió
Fonte: Adaptado PEPLAU *et al* (2006) e NEVES *et al* (2007).

A bacia do riacho Reginaldo abrange 18 bairros (Santa Lúcia, Antares, Jardim Petrópolis, Ouro Preto, Canaã, Serraria, Gruta de Lourdes, Barro Duro, Feitosa, Jacintinho, Pitanguinha, Pinheiro, Farol, Mangabeiras, Jatiúca, Poço, Centro e Jaraguá). Segundo Neves *et al* (2007) a bacia detém cerca de 30% da população, podendo ser considerada como bacia representativa da cidade, tanto

em relação aos aspectos de urbanização quanto de infra-estrutura e problemas ambientais.

Peplau *et al* (2006) comentam que a bacia do riacho Reginaldo apresenta sérios problemas ambientais e de infra-estrutura, típicos das cidades brasileiras. No entanto, a mesma é de grande relevância estratégica tanto do ponto de vista do desenvolvimento humano, social e turístico da capital alagoana, quanto para desenvolvimento de pesquisas possibilitando coleta de informações principalmente na área de drenagem urbana.

3.2. Hidrografia

O riacho Reginaldo nasce no bairro da Santa Lúcia e desemboca na praia da Avenida próximo à região portuária drenando uma área de aproximadamente 30 km² (cerca de 13,7% do total da área urbana) e os divisores d'água, determinados pela topografia e rede de drenagem construída, perfazem um perímetro de 30,86 km, tendo como principal curso d'água o riacho Reginaldo. Os maiores afluentes do Reginaldo estão em sua margem esquerda, dentre esses, destacam-se: riacho Gulandim, riacho do Sapo, riacho Pau D'Arco e os córregos Rego da Pitanga e Rego do Seco. Dois destes (Sapo e Gulandim) estão localizados na faixa de planície entre os tabuleiros e o mar e encontram-se canalizados (NEVES *et al*, 2007).

O riacho Reginaldo possui cerca de 15 km de extensão, e 3,5 km destes possui revestimento nas laterais e fundo, seja em concreto armado ou alvenaria, trecho este compreendido entre as proximidades do terminal rodoviário e a sua foz (CERQUEIRA & FILHO, 2005).

Com relação à calha do riacho da bacia esta é composta, por canais naturais, canais de macrodrenagem e alguns sistemas isolados de microdrenagem, sobretudo nos loteamentos mais recentes. Destacam-se como elementos da macrodrenagem o trecho da foz até cerca de 2 km a montante e os riachos Gulandim e Sapo, que se encontram retificados e canalizados. O restante do sistema é composto por canais naturais e pequenos sistemas isolados (NEVES *et al*, 2007).

3.3. Relevo

Com relação ao relevo, de acordo com a caracterização física da bacia apresentada por Peplau *et al* (2006) pode se observar algumas peculiaridades, como a forma alongada, as áreas planas de tabuleiro, o vale principal bem definido e as áreas planas costeiras como ilustrado na Figura 3.2.

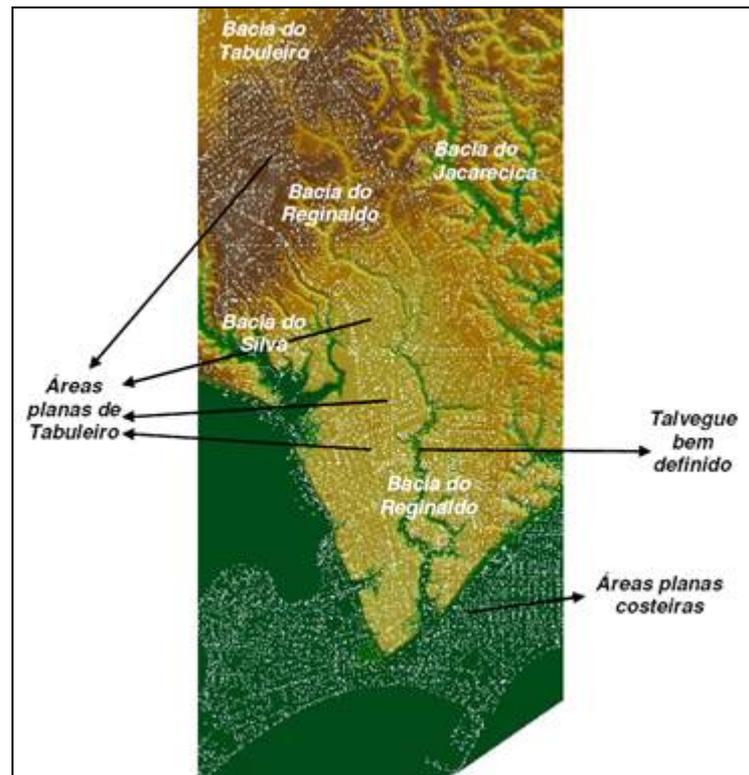


Figura 3.2. Principais aspectos fisiográficos da bacia do riacho Reginaldo.
Fonte: PEPLAU *et al*, 2006.

3.4. Uso e ocupação do solo

Uma das características marcante da bacia, em relação ao uso e ocupação do solo, é a impermeabilização desordenada e sem controle em todos os tipos de ocupação seja de baixa, média ou alta renda e seja a ocupação pública ou privada (PEPLAU *et al*, 2006).

O percurso do rio principal da bacia do riacho Reginaldo tem cerca de 90% do seu trajeto percorrendo vales encravados entre tabuleiros, onde predomina a ocupação por população de baixa renda, que também habita encostas de tabuleiros, sem infra-estrutura de saneamento (FERNANDES, 2006).

Dentro do contexto do crescimento da cidade de Maceió, a urbanização na bacia do riacho Reginaldo prioriza o uso generalizado de pavimento asfáltico nas ruas dos bairros dito nobres, pois, sabe-se que o mesmo tem a conotação de desenvolvimento. Já nos bairros ditos de periferia, se aceita os paralelepípedos e ruas sem pavimento, mas sabendo que se trata de um nível intermediário de desenvolvimento, como se a rua não tivesse o desenvolvimento necessário para receber o asfalto (NEVES *et. al*, 2007).

3.5. escoamento superficial

De acordo com Neves *et. al* (2007) na caracterização física da bacia podem ser destacadas as áreas planas de tabuleiro, onde o escoamento superficial é, em geral, lento, mas por ser uma faixa estreita próxima ao divisor de bacia, os pontos de alagamento são incipientes e comumente localizados em logradouros com precária infra-estrutura, e, também devido à falta de manutenção preventiva no sistema de águas pluviais o escoamento chega ao talvegue por escadarias de drenagem e/ou calhas ou de forma difusa para as grotas e vertentes.

O vale principal bem definido (na região intermediária da bacia) implica em uma calha inundável restrita e, portanto, mais susceptível a cheias naturais sob um menor espelho d'água e maior nível, ou seja, em teoria há naturalmente a limitação da ocupação desse local, mas, na prática, tal condição adversa não vem sendo respeitada e ocupa-se indevidamente o fundo do vale (FERNANDES e CALLADO, 2006). As áreas planas costeiras (na foz) onde, pela condição topográfica, o escoamento dessas sub-bacias é lento, mas os pontos de alagamento ocorrem muito mais pela forma da urbanização presente que pelo transbordamento dos canais, suspeita-se também do efeito de remanso nos riachos Gulandim e Sapo, por influência do nível do mar (NEVES *et. al*, 2007).

O riacho Reginaldo possui cota mínima ao nível do mar em sua foz e cota máxima de 98 m na parte alta da bacia. Sua forma alongada proporciona uma melhor dinâmica de fluxo, quanto à distribuição temporal do volume escoado na calha principal, o que diminui o risco de transbordamento do canal (NEVES *et. al*, 2007). Contudo, como já dito anteriormente, o aumento da ocupação provoca o aumento do escoamento superficial, aumentando este risco.

4. METODOLOGIA

O desenvolvimento do trabalho foi realizado através de seis etapas: caracterização ambiental da bacia, levantamento de dados de campo, análise dos dados de chuva durante o período seco, análise dos dados de chuva durante evento chuvoso, estimativa da vazão e estudo da relação chuva-vazão-qualidade.

4.1. Caracterização ambiental da bacia

Para caracterização ambiental da bacia foram utilizados dados primários e levantados através de visitas de campo, as quais foram feitas percorrendo todo o curso da bacia, envolvendo o riacho Reginaldo e ressaltando as sub-bacias de seus principais afluentes: riacho Gulandim, riacho do Sapo e riacho Pau d'Arco. Todo o percurso foi feito a pé, utilizando GPS e registro fotográfico.

Não foi percorrido o riacho de maneira contínua por causa de taludes íngremes, também por causa de cercas e muros e da segurança da equipe de campo, o que promoveu dificuldades, mas, não impediu a identificação dos problemas e caracterizações locais.

Os dados levantados foram mapeados na base cartográfica da área urbana da cidade de Maceió, de propriedade da Prefeitura Municipal de Maceió na escala de 1:2.000, elaborada em 1998/99.

As sub-bacias dos riachos Gulandim, Sapo e Pau d'Arco foram caracterizadas fisicamente em termos de localização, área, comprimento do curso principal e percentual de área impermeabilizada, esse mapeamento foi realizado utilizando como ferramenta o programa SPRING 5.0 e como base a bacia hidrográfica do riacho Reginaldo elaborada por Neves *et al* (2007).

4.2. Levantamento de dados de campo

Os dados de campo levantados foram precipitação, estimativa de vazão durante evento chuvoso, e coleta de água para análise físico-química e bacteriológica em período seco e durante evento chuvoso.

4.2.1. Dados de precipitação e medição de vazão

Para o levantamento de dados de precipitação foram instalados quatro pluviógrafos de báscula com registradores automáticos. O número de pontos de

coleta de dados de chuva ao longo da bacia foram determinados em consonância com a Organização Meteorológica Mundial (WMO) que recomenda uma densidade mínima de 10 a 20 km² por estação para as áreas urbanas (WMO, 1994). Além destes foram utilizados dados do pluviômetro monitorado pela Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos/Departamento de Meteorologia – SEMARH/DMET.

As instalações dos pluviógrafos ocorreram de acordo com o projeto “Casadinho” onde este trabalho encontra-se inserido, e para definição dos locais de instalação foi levado em consideração fatores de segurança, acessibilidade e distribuição espacial ao longo da bacia, que resultaram nos seguintes locais: condomínio San Nicolas, Aeroclube, 59° BIMtz e SEST/SENAT, conforme apresentado na Tabela 4.1.

Tabela 4.1. Local e data de instalação dos pluviógrafos de báscula.

Local	Data de instalação
Condomínio San Nicolas	12/12/2007
Aeroclube de Maceió	17/12/2008
59° Batalhão de Infantaria Motorizado (quartel do exército)	13/03/2008
Serviço Social do Transporte – Serviço Nacional de Aprendizagem do Transporte (SEST-SENAT)	13/06/2008

O pluviógrafo do condomínio residencial San Nicolas não estava inicialmente no planejamento do estudo. Contudo sua posição na bacia hidrográfica, e visitas ao local mostraram que era uma local seguro para manutenção do equipamento. Esses fatores foram determinantes na escolha do San Nicolas.

Os demais pluviógrafos foram instalados de acordo com o projeto “Casadinho” no Aeroclube da cidade que fica bastante próximo das grotas de cabeceira do riacho Reginaldo, no bairro Santa Lúcia, ou seja, importante para uma melhor distribuição espacial dos dados; no quartel do Exército que reúne excelentes possibilidades para um bom monitoramento pluviométrico em função da sua localização próxima ao talvegue principal e ao centro geométrico da bacia, além das melhores condições de segurança para o equipamento; e, no SEST/SENAT, sendo o único ponto selecionado na porção à esquerda do vale do Reginaldo, localiza-se entre as sub-bacias do córrego Rego do Seco e do córrego

da Pitanga, tratando-se de um local privilegiado, próximo ao divisor de águas o que o torna importante para outra bacia urbana de especial interesse para a cidade: a bacia do rio Jacarecica.

A Figura 4.1 mostra fotografia de cada pluviógrafo instalado e a Figura 4.2 apresenta a localização espacial destes pluviógrafos ao longo da bacia do riacho Reginaldo.



SEST/SENAT



Aeroclube



San Nicolas



59° BIMtz

Figura 4.1. Pluviômetros instalados

Com os dados coletados nos quatro pluviógrafos foram gerados hietogramas mensais para os pontos monitorados.

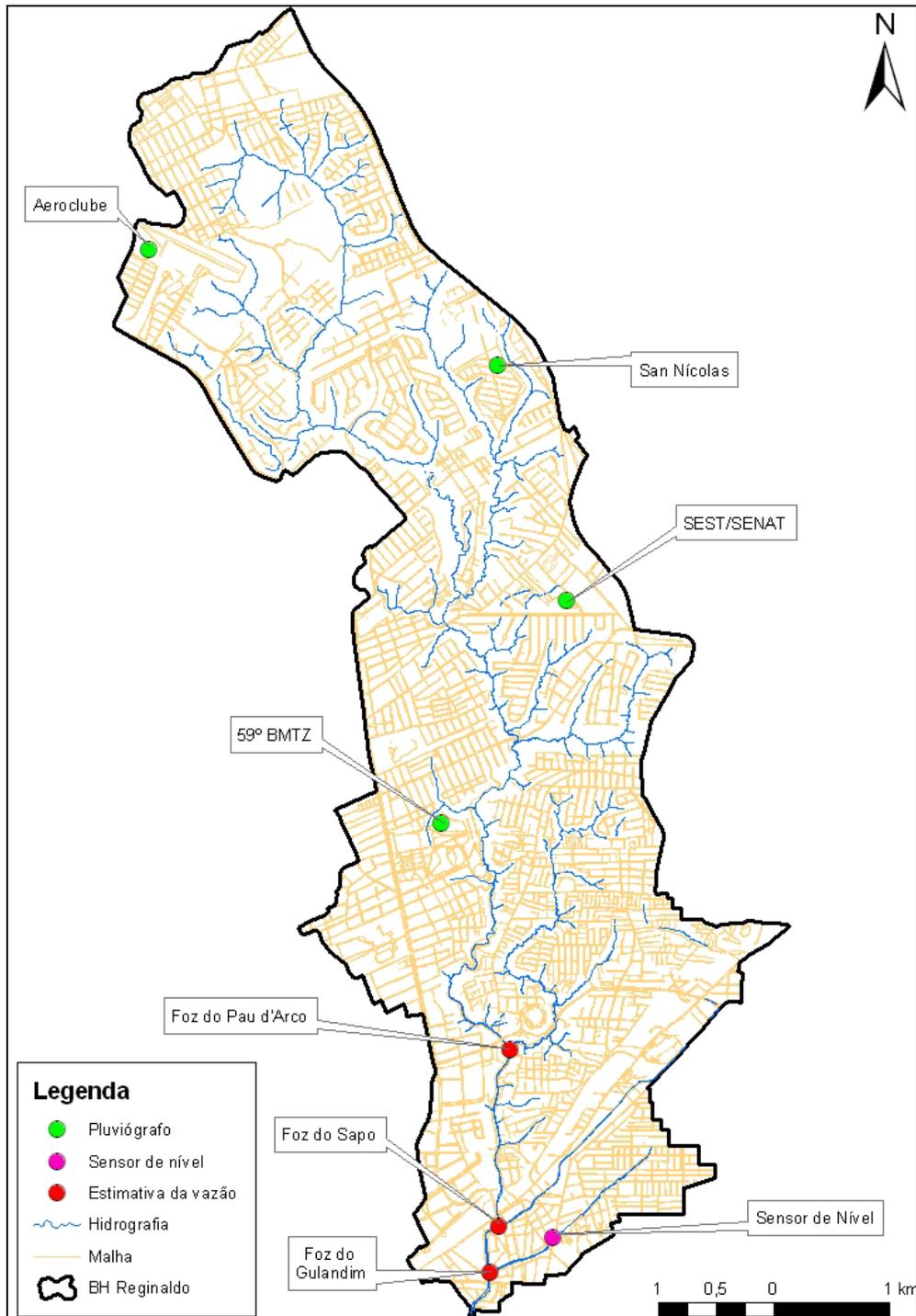


Figura 4.2. Localização dos pontos para o monitoramento chuva-vazão

Além disso, com os dados coletados do pluviógrafo localizados no 59° BIMtz, foi realizada simulação para geração do hidrograma do evento chuvoso, através do sistema IPHS1 na foz do riacho Gulandim e foz do riacho do Sapo. A escolha deste pluviógrafo se deu em virtude de ser o mais próximo do local onde foram realizadas análises de qualidade de água em evento chuvoso.

Para geração do escoamento através do modelo IPHS1, foram utilizados os parâmetros apresentados por Pedrosa (2008) (Tabela 4.2). Deve-se destacar que no trabalho de Pedrosa (2008), na determinação do CN, foi realizado uma análise nos dados da imagem da bacia do riacho Reginaldo juntamente com visita a campo para determinação das características de uso e ocupação do solo, entretanto. Vale salientar que esses valores não foram calibrados a partir de dados chuva-vazão, tendo sido obtidos apenas em função das características de uso e ocupação do solo.

Tabela 4.2. Dados utilizados para geração do escoamento com o IPHS1

Bacia	Riacho	CN	Área (km ²)	Declividade (m/km)	Tc (min)
1	Gulandim	84,08	1,267	1,84	44,88
2	Sapo	83,85	1,723	24,08	36,34

Fonte: Adaptado de PEDROSA, 2008.

Quanto à medição de vazão, esta foi realizada durante período seco e chuvoso. No período seco a medição de vazão foi feita apenas no riacho Pau d'Arco utilizando flutuador. Já no período chuvoso foram efetuadas medição de vazão em dois pontos: foz do riacho Gulandim e foz do riacho do Sapo.

No riacho Gulandim e riacho do Sapo as vazões foram estimadas pelo método da medição da altura da lâmina líquida sobre a soleira do vertedor existente.

A Tabela 4.3 ilustra o método de medição de vazão e o período em que essa medição foi realizada para cada riacho.

Tabela 4.3 Método de medição de vazão e o período da medição

Riacho	Método de medição de vazão	Período de medição
Foz do Gulandim	Altura da lâmina líquida sobre a soleira dos vertedores	22 a 26/02/2009
Foz do Sapo	Altura da lâmina líquida sobre a soleira dos vertedores	22 a 26/02/2009
Pau d'Arco	Flutuador	28/02/2008

Ainda dentro do projeto "Casadinho", ocorreu à instalação de sensor de nível, e a instalação do sensor exigiu maior esforço, devido à exposição do equipamento. Assim, há somente um sensor instalado numa sub-bacia do riacho

Reginaldo com 1,27 km² de área de drenagem. O acesso ao ponto se dá pela Av. Comendador Leão. O sensor foi instalado em novembro de 2008 e registra o nível a cada 5 minutos.

A Figura 4.3 apresenta alguns passos da instalação do sensor de nível localizado na bacia do riacho Gulandim, sub-bacia do riacho Reginaldo.



Figura 4.3. Instalação do sensor de nível

A medição de vazão na foz do riacho Gulandim e foz do riacho do Sapo foi realizada pela altura da lâmina líquida no vertedor existente na foz dos riachos, a qual foi determinada através da colocação de duas réguas, uma no riacho Gulandim Figura 4.4 e outra no riacho do Sapo Figura 4.5, e análise de fotografias

retiradas durante o evento chuvoso, momento no qual também foi realizada a coleta de amostra de água para análise de qualidade.



Figura 4.4. Fotografia da colocação da régua para estimativa dos níveis de água no riacho Gulandim



Figura 4.5. Fotografia da colocação da régua para estimativa dos níveis da água no riacho do Sapo

A estimativa da vazão foi então efetuada pela expressão básica geral para dimensionamento hidráulico de vertedor simples, que corresponde à Equação 4.1 e a Equação 4.2 da profundidade crítica do escoamento em seção retangular.

$$Q = C_d \cdot L \cdot h^{\frac{3}{2}} \dots\dots\dots \text{Equação 4.1}$$

Onde,

Q é a vazão (m³/s);

C_d é o coeficiente de descarga; onde foi utilizado o valor igual a 2,0, estando entre os limites de 1,60 a 2,20;

L é a largura efetiva (m);

h é a altura de carga (m).

$$Y_c = \sqrt[3]{\frac{Q^2}{B^2 \cdot g}} \therefore Q = \sqrt{Y_c^3 \cdot B^2 \cdot g} \dots\dots\dots \text{Equação 4.2}$$

Onde,

Q é a vazão (m³/s);

Y_c é a altura crítica (m);

B é a base (m);

g é a gravidade (m/s²).

Os resultados das vazões obtidos pelas Equação 4.1 e Equação 4.2 foram comparados entre si e com o resultado da vazão simulada pelo modelo IPHS1.

Deve-se observar que a medição da altura de carga do vertedor foi realizada sobre a soleira, e não a montante da soleira conforme citado na literatura. Entretanto, os valores determinados através da equação do vertedor podem ser utilizados para avaliar a ordem de grandeza das vazões estimadas através do modelo IPHS1.

Já a medição de vazão no riacho Pau d'Arco foi realizada por meio de flutuador que estima a velocidade da água e batimetria na seção de interesse, aplicando em seguida a equação da continuidade descrita pela Equação 4.3.

$$Q = A \cdot V \dots\dots\dots \text{Equação 4.3}$$

Onde,

Q é a vazão (m³/s);

A é a área molhada (m²);

V é a velocidade medida pelo flutuador (m/s).

Os pontos de instalação dos pluviógrafos e de medição de vazão estão apresentados na Figura 4.2.

4.2.2. Pontos de coleta de amostras de água

Para definição dos pontos de coleta para análise de água foram consideradas duas situações período seco e período de chuva.

Em período seco, foram coletadas mensalmente amostras de água em 11 pontos definidos em função do acesso ao local e dos principais afluentes do riacho Reginaldo. A Figura 4.6 apresenta a distribuição espacial desses pontos na bacia e a Tabela 4.4 apresenta as coordenadas e as características dos pontos de coleta.

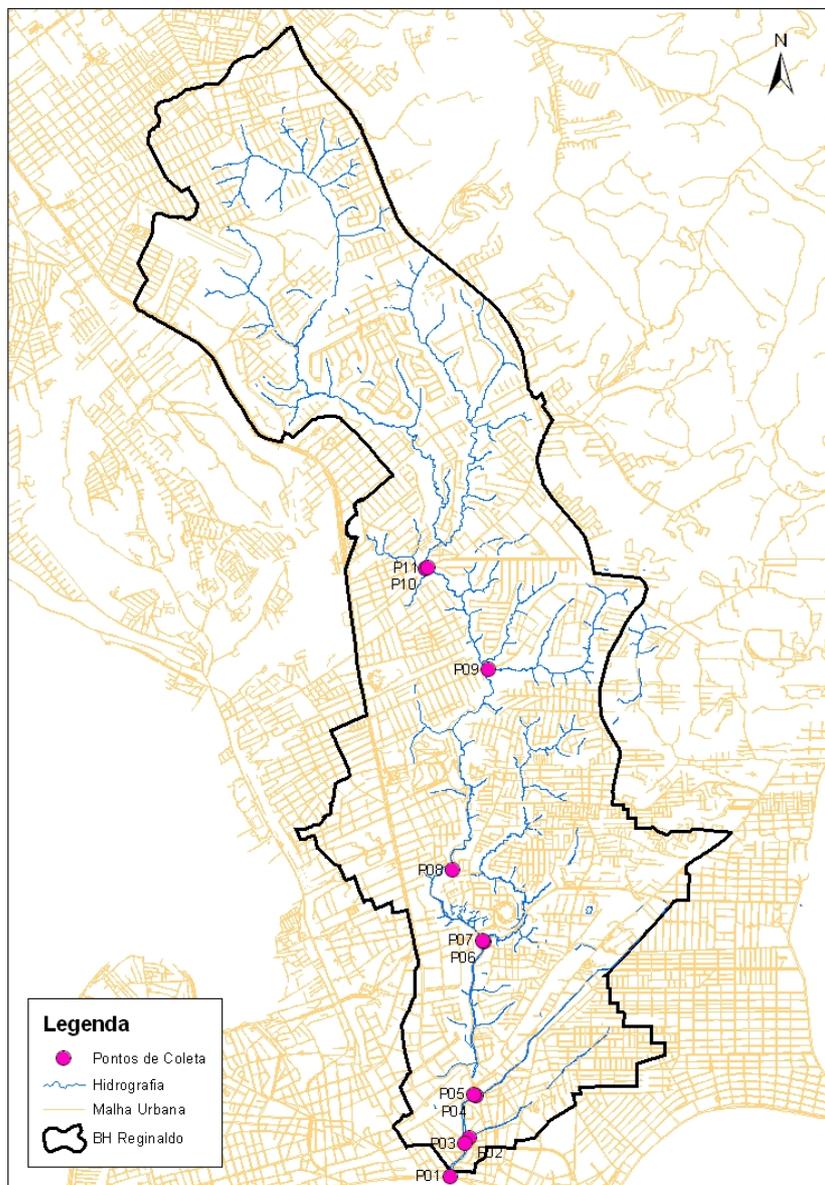


Figura 4.6. Localização dos pontos de coleta na Bacia do riacho Reginaldo
Tabela 4.4. Coordenadas e características dos pontos.

Ponto	Características	UTM N	UTM S
-------	-----------------	-------	-------

P1	Foz do riacho Salgadinho	0200339	8929954
P2	Foz do riacho Gulandim	0200515	8930334
P3	Ponte no Salgadinho próximo ao Gulandim	0200492	8930272
P4	Foz do riacho do Sapo	0200589	8930746
P5	Salgadinho próximo ao riacho do Sapo	0200574	8930764
P6	Riacho Pau d'Arco. Abaixo da ponte da rodoviária	0200681	8932302
P7	Riacho Reginaldo abaixo da ponte da rodoviária	0200677	8932290
P8	Moenda	0200370	8933006
P9	Rotary	0200727	8934986
P10	Gruta - Esgoto com grande vazão de contribuição	0200165	8935982
P11	Reginaldo Gruta	0200157	8935980

Vale ressaltar que todos os pontos de coleta são da calha dos riachos exceto P10 que é um lançamento de esgoto bruto de um conjunto residencial. Os primeiros 5 pontos estão na parte baixa da bacia e os demais na parte intermediária. Da Figura 4.7 a Figura 4.12 estão apresentadas as fotografias dos pontos de coleta de amostra de água em tempo seco.

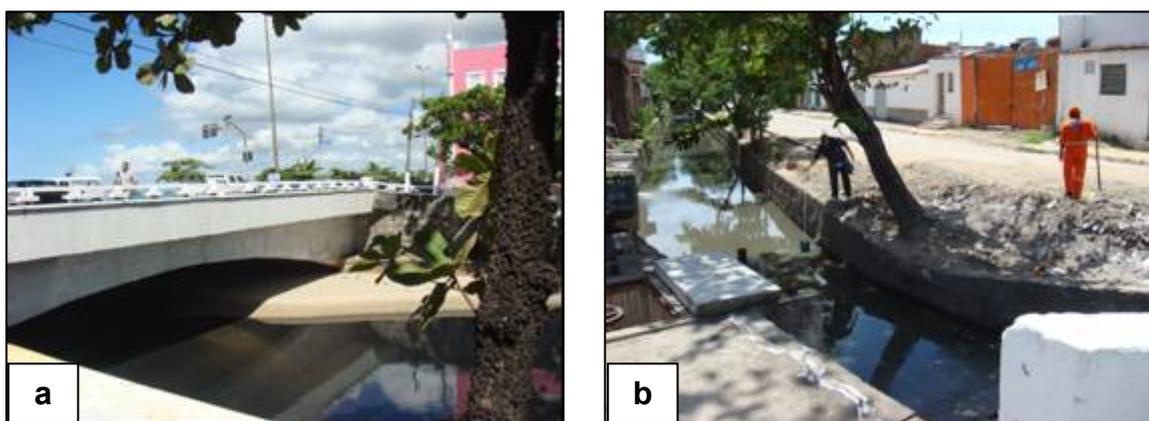


Figura 4.7. a. P1. Foz do riacho Reginaldo e b. P2. Foz do riacho Gulandim

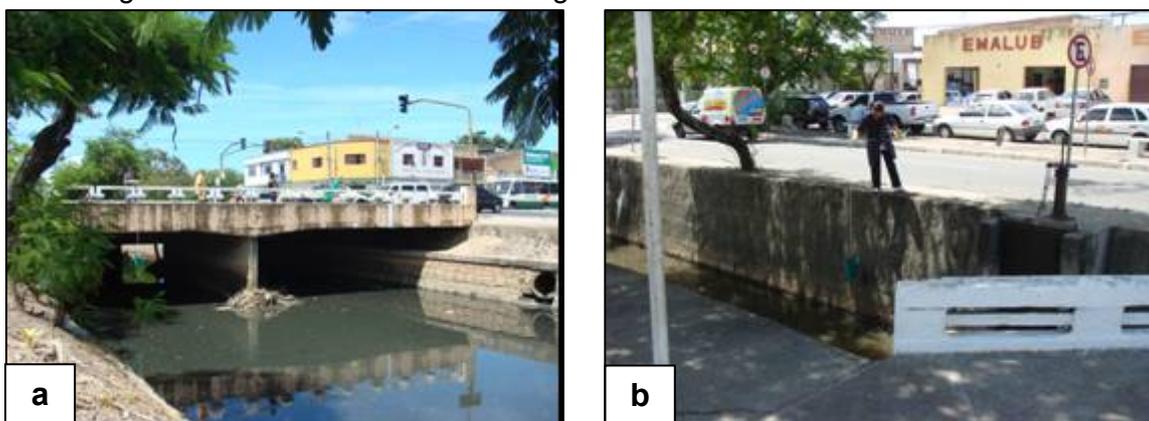


Figura 4.8. a. P3. Ponte no riacho Reginaldo, próximo ao Gulandim e b. P4. riacho do Sapo



Figura 4.9. a. P5. Riacho Reginaldo próximo ao riacho do Sapo e b. P6. Riacho Pau d'Arco, abaixo da ponte da rodoviária



Figura 4.10. P7. Riacho Reginaldo, abaixo da ponte da rodoviária e b. P8. Riacho Reginaldo, na Moenda

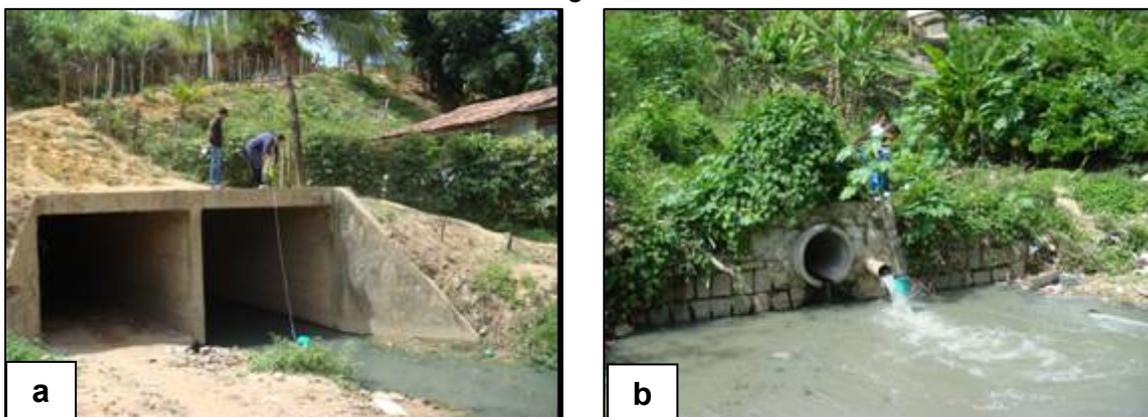


Figura 4.11. P9. Riacho Reginaldo, na Rotary e b. P10. Esgoto com grande vazão de contribuição na Gruta



Figura 4.12. P11. Riacho Reginaldo na Gruta.

Durante o evento chuvoso foram realizadas coletas de amostra de água em apenas dois pontos, P2 e P4, localizados na foz do riacho Gulandim e foz do riacho do Sapo. A diminuição do número de pontos de coleta em tempo chuvoso foi devido à segurança e acessibilidade ao local de coleta.

Para todos os pontos foram coletadas amostras de 2,0 L utilizando frascos plásticos, lavados 3 vezes com a água a ser amostrada, para ambientá-los, e depois de coletadas, as amostras foram preservadas em caixa térmica e transportadas imediatamente ao laboratório.

4.2.3. Parâmetros de análise de qualidade de água

Para os 11 pontos de coleta foram feitas análise da qualidade da água através de parâmetros físico-químicos e bacteriológicas cuja discriminação e metodologia aplicada estão apresentados na Tabela 4.5.

As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental – LSA situado no prédio do Núcleo de Pesquisa Tecnológicas – NPT no Centro de Tecnologia – CTEC da Universidade Federal de Alagoas – UFAL e efetuadas, em duplicata, segundo APHA (1998). Foram realizadas sete campanhas sempre em tempo seco de fevereiro de 2007 a janeiro de 2008.

Tabela 4.5. Parâmetros selecionados

	Parâmetro	Método
1	Cor (C)	Espectrofotométrico
2	Temperatura**	Leitura direta (sonda)
3	Turbidez (Tb)	Espectrofotométrico
4	Sólidos sedimentáveis (SS)	Gravimétrico
5	Sólidos fixos (SF)	Gravimétrico
6	Sólidos voláteis (SV)	Gravimétrico
7	Sólidos totais (ST)	Gravimétrico
8	Óleos e graxas*	Espectrofotométrico
9	Oxigênio dissolvido (OD)**	Leitura direta (sonda)
10	Potencial hidrogeniônico (pH)	Potenciométrico
11	Demanda biológica de oxigênio (DBO ₅)**	Teste de incubação
12	Demanda química de oxigênio (DQO)	Espectrofotométrico
13	Fósforo total (PO ₄ ⁺)	Espectrofotométrico
14	Cloreto (CL ⁻)	Titulométrico
15	Ácidos voláteis (AV)	Titulométrico
16	Alcalinidade parcial (AP)	Titulométrico
17	Alcalinidade total (AT)	Titulométrico
18	Nitrito (NO ₂)	Espectrofotométrico
19	Nitrato (NO ₃)*	Espectrofotométrico
20	Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺)	Titulométrico
21	Coliformes Totais	Colilet* Membrana de filtração**
22	E. Coli	Colilet* Membrana de filtração**
23	Colifagos	Tubos múltiplos
24	Clostridium perfringens**	Tubos múltiplos
25	Bactérias heterotróficas**	Membrana de filtração

*Análise realizada apenas durante evento chuvoso

**Análises realizadas apenas durante evento seco

A campanha de período chuvoso foi realizada de 22 a 26 de fevereiro de 2009, tendo sido coletadas um total de 11 amostras, sendo coletadas amostras no riacho Gulandim e no riacho do Sapo, a cada 30 minutos nas primeiras duas horas de chuva, e após duas e cinco horas da primeira coleta, totalizando assim 7 amostras no dia 22, e, a cada 24 horas de quatro dias consecutivos após o início das chuvas do dia 22.

4.2.4. Interferência da precipitação na qualidade da água

- Em tempo seco

Para avaliar a interferência da precipitação na qualidade da água em período de tempo seco foram utilizados os dados do pluviômetro monitorado pela SEMARH/DMET do posto Maceió (Jacarecica), foram utilizados como referência para análise dos parâmetros qualitativos dos corpos de água da bacia, em

períodos seco, visando analisar a interferência da chuva nos resultados de qualidade da água. Para tanto foram analisadas as chuvas do dia de coleta de amostra de água, a do dia anterior a coleta, e as acumuladas de cinco, dez e quinze dias antes da coleta.

- Em tempo chuvoso

Para avaliar a interferência da precipitação na qualidade da água em período de tempo chuvoso, inicialmente, foi verificada o tempo de recorrência do evento chuvoso.

O tempo de recorrência foi estimado através da análise de chuvas intensas, pelas curvas de Intensidade-Duração-Frequência (IDF), sendo esta de fundamental importância para projetos de obras hidráulicas, tais como vertedor de barragens, sistemas de drenagem, galerias pluviais, dimensionamento de bueiros, entre outros.

Para a cidade de Maceió, existem duas curvas IDF disponíveis: Pfafstetter (1957) e Dernardin e Freitas (1982). Para este trabalho foi utilizada a equação de Pfafstetter (Equação 4.4) visto que esta é a equação mais utilizada nos projetos de drenagem na cidade de Maceió.

$$P = R.[a.t + b.\log(1 + c.t)] \dots\dots\dots \text{Equação 4.4}$$

Onde:

P é a precipitação máxima em mm;

t é a duração da precipitação em horas;

a, b e c são constantes para cada posto onde a equação foi ajustada;

R é o fator de probabilidade definido como:

$$R = Tr^{\left(\alpha + \frac{\beta}{Tr^\gamma}\right)} \dots\dots\dots \text{Equação 4.5}$$

Sendo,

Tr o tempo de retorno em anos, que para este caso foi adotado os tempo de 2, 3, 5, 10, 15, 20, 25, 50, 75 e 100 anos;

γ uma constante adotada para todos os postos igual a 0,25 (Tucci, 2004);

α e β valores que dependem da duração da precipitação que são apresentados na Tabela 4.6.

Tabela 4.6. Valores de α e β (Pfafstetter).

Duração (min)	α	β
5	0,108	0
15	0,122	0,04
30	0,138	0,08
60	0,156	0,2
120	0,166	0,2
240	0,174	0,2

Fonte: Pfafstetter apud Tucci (2004)

4.3. Estudo da relação chuva-vazão-qualidade

Para o estudo da relação chuva-vazão-qualidade foram utilizados os dados de campo de qualidade da água, vazão e precipitação.

Este estudo foi realizado nos pontos de confluência dos principais afluentes do riacho Reginaldo (riacho Gulandim, riacho do Sapo e riacho Pau d'Arco). O riacho Pau d'Arco apresentou escoamento em sua foz durante todo período de estudo, já os riachos Gulandim e do Sapo apenas apresentavam escoamento em sua foz durante período de chuva.

Dessa forma, foram levantadas as cargas poluentes no riacho Pau d'Arco apenas em tempo de estiagem, pois, não havia segurança da equipe para acesso ao riacho durante evento chuvoso. Já para os riachos Gulandim e do Sapo este estudo foi realizado apenas durante evento chuvoso.

Os dados temporais de qualidade de água coletados durante o evento de chuva, juntamente com os dados de medições de vazão na foz dos riachos Gulandim e do Sapo, foram inseridos nos hidrogramas gerados com os dados de precipitação através do modelo IPHS1.

As estimativas de vazão, calculadas pelas equações 4.1, 4.2 e 4.3, em época de chuva e estiagem, foram correlacionadas com as concentrações dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos determinados nos pontos de confluência dos três afluentes, estimando as cargas poluentes através da Equação 4.6.

$$C \text{ arg } a = C \cdot Q \dots\dots\dots \text{Equação 4.6}$$

Onde,

C é a Concentração do parâmetro avaliado afluente ao riacho;

Q é a Vazão de lançamento do afluente.

Os resultados obtidos foram tabelados e analisados graficamente para a compreensão da relação qualidade da água, escoamento superficial e chuva de acordo com as características da bacia (lavagem de telhados, ruas, carreamento de resíduos sólidos, sólidos suspensos, patogênicos, entre outros).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. Caracterização ambiental da bacia do riacho Reginaldo

A caracterização ambiental da bacia do riacho Reginaldo levou em consideração o uso e ocupação do solo e os serviços de saneamento, a área trabalhada foi delimitada por Neves *et al* (2007) na qual foram ressaltadas as sub-bacias do riacho Gulandim, riacho do Sapo e riacho Pau d'Arco, visando correlacionar as características ambientais dessas sub-bacias com a qualidade da água.

5.1.1. Caracterização física das sub-bacias do riacho Reginaldo

5.1.1.1. Sub-bacia riacho Pau d'Arco

A sub-bacia do riacho Pau d'Arco está localizada no trecho intermediário da bacia do riacho Reginaldo, possui sua nascente a uma cota de 65 m e foz a 7 m percorrendo aproximadamente 3,8 km pelo bairro do Feitosa e Jacintinho, totalizando uma área de 2,74 km². A Figura 5.1 apresenta a localização da sub-bacia riacho Pau d'Arco na bacia do riacho Reginaldo.

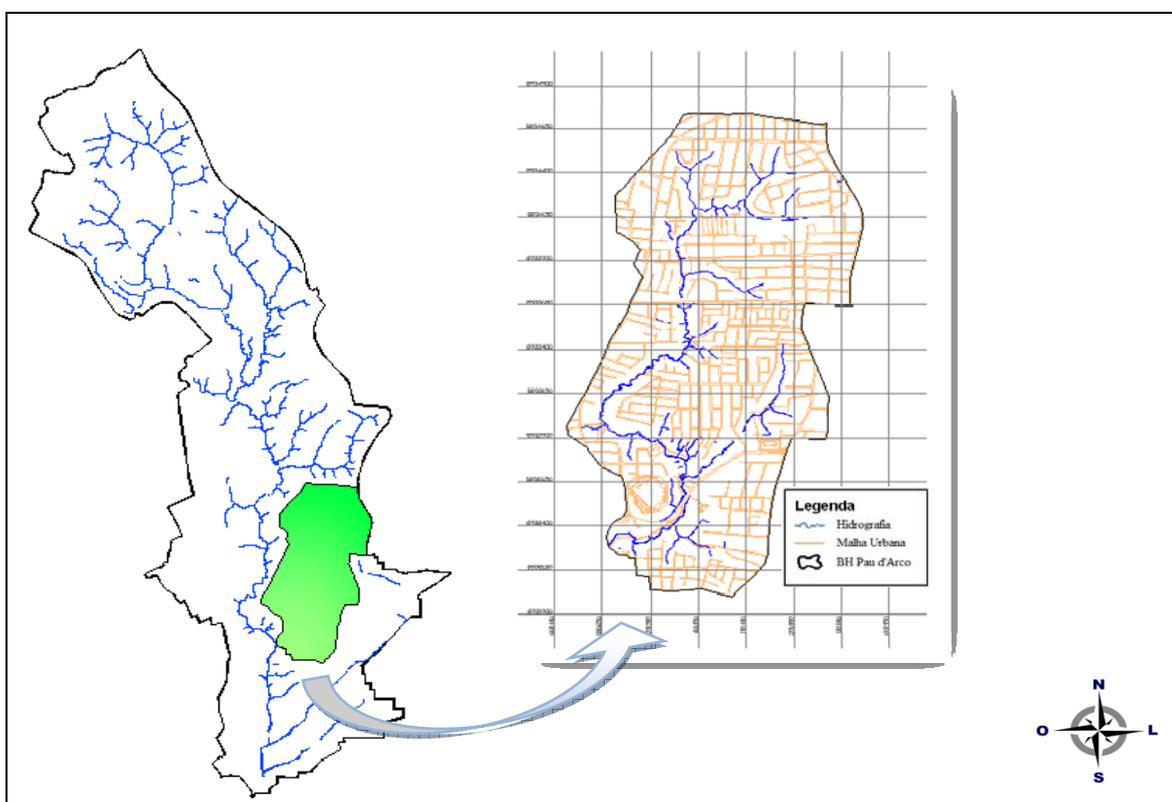


Figura 5.1. Localização da bacia do riacho Pau d'Arco.

Esta bacia apresenta ocupação, em sua maioria, por área residencial com cerca de 70% de sua área, e aproximadamente 11,4% de sua área com vias, destas 3,8% são asfaltadas e 7,6% em paralelepípedo. Com relação à rede coletora de esgoto esta bacia não apresenta rede.

5.1.1.2. Sub-bacia riacho do Sapo

Esta sub-bacia está localizada na parte baixa da bacia do riacho Reginaldo e tem como rio principal o riacho do Sapo (Figura 5.2), que por sua localização recebe grande contribuição de resíduos líquidos e sólidos provenientes dessa região da bacia.

Com um comprimento de 4,4 km o riacho do Sapo nasce no bairro do Jacintinho e segue seu curso passando pelos bairros de Mangabeiras, Jatiúca e Poço, onde, despeja suas águas no canal do riacho Reginaldo. Trata-se de um afluente que tem suas águas canalizadas e em sua grande maioria em canal aberto o que causa impacto visual, visto que, o mesmo passa por locais de grande circulação na cidade como exemplo o maior shopping do município.

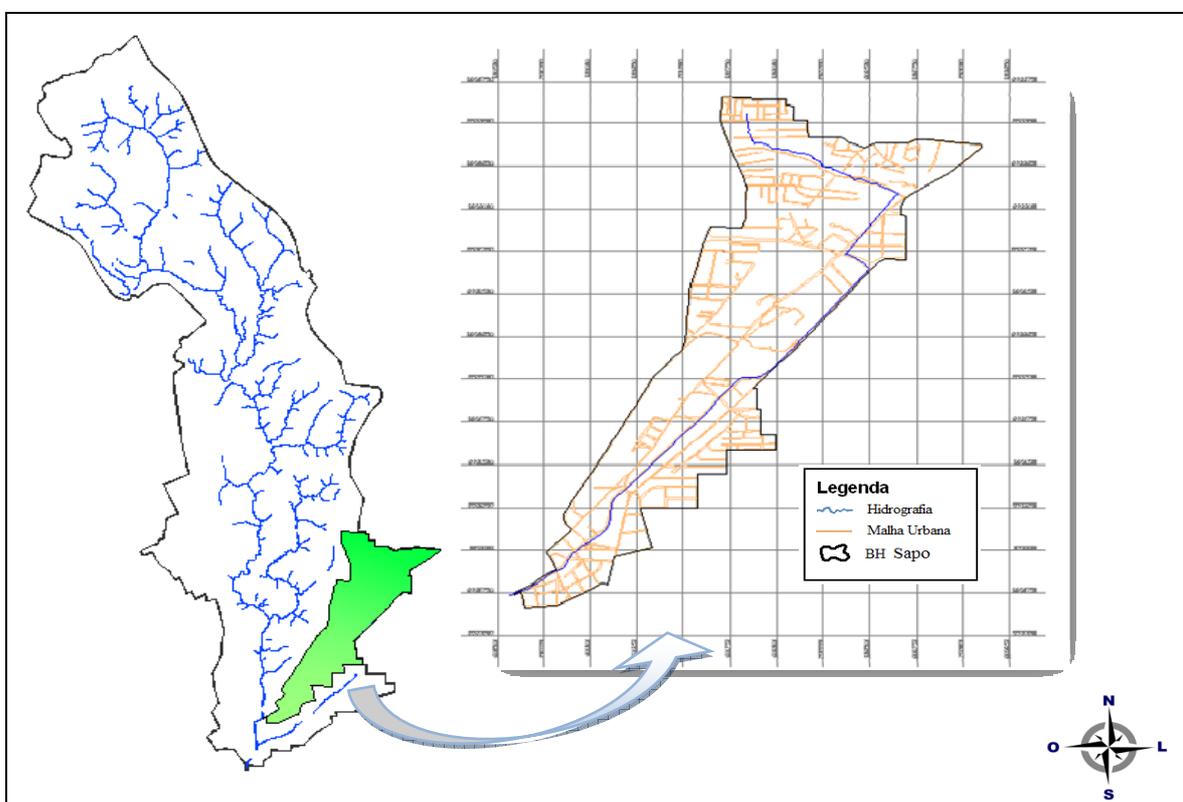


Figura 5.2. Localização da bacia do riacho do Sapo.

Esta bacia possui cerca de 40 % de sua área coberta por rede coletora de esgoto. Apresenta uma área de captação de 1,72 km² com um perímetro de 10 km cortada por 0,2 km² de vias sendo 50,4% coberta por asfalto, 36,9% de paralelepípedo e 12,7% vias sem pavimento.

5.1.1.3. Sub-bacia riacho Gulandim

Localizada na parte baixa da bacia do riacho Reginaldo tem como curso d'água principal o riacho Gulandim, Figura 5.3, último afluente do riacho Reginaldo, é um riacho de baixa declividade que percorre em canal 1,9 km pelo bairro do Poço.

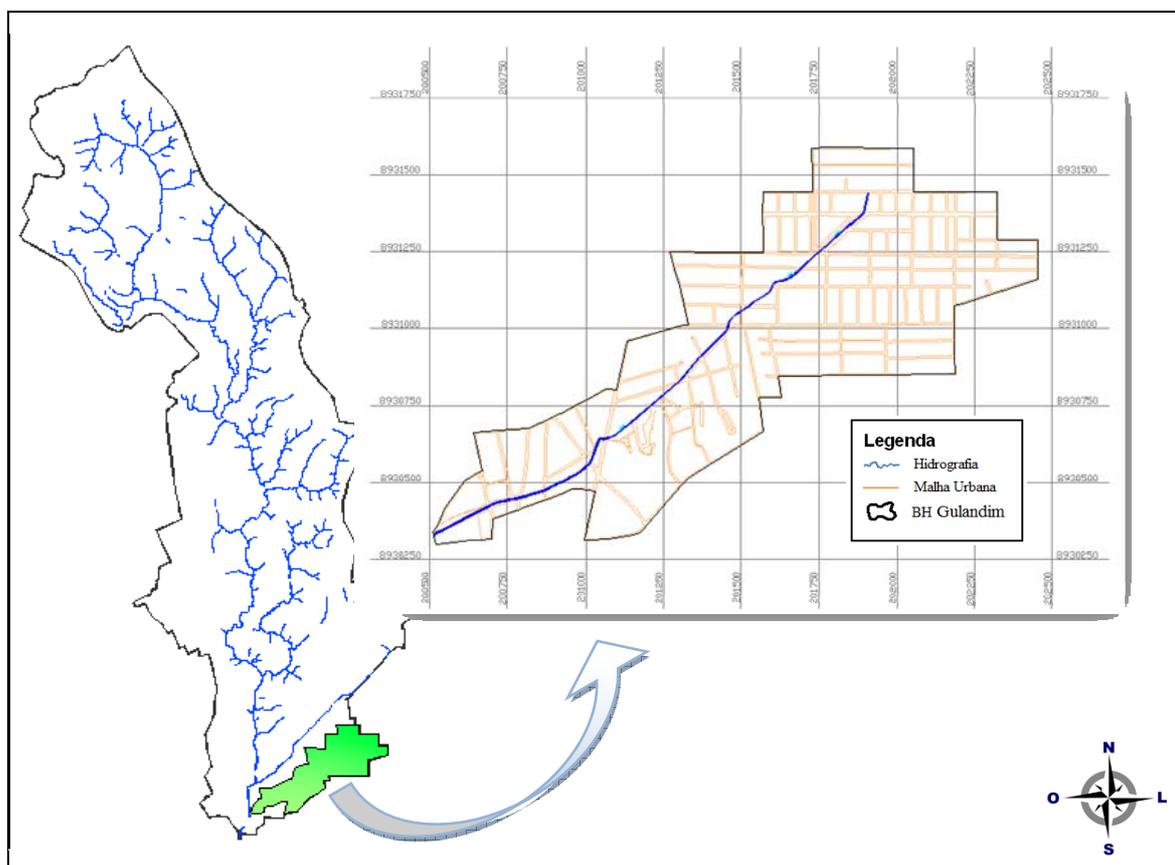


Figura 5.3. Localização da bacia do riacho Gulandim.

A bacia do riacho Gulandim possui aproximadamente 1,27 km² de área com 6,3 km de perímetro, sendo uma pequena parte desta no bairro da Jatiúca (4,85%) e a grande parte no bairro do Poço que representa aproximadamente 84% da área total do bairro. Esta bacia apresenta 0,16 km² de vias de rodagem

distribuídas por toda bacia sendo 45,7% asfaltadas, 51,9% em paralelepípedo e 2,4% de vias sem pavimento. E, cerca de 90% de sua área de drenagem possui rede coletora de esgoto.

5.1.2. Interferência ambiental do uso e ocupação do solo

A bacia do riacho Reginaldo apresenta várias características que têm interferência direta na geração do escoamento superficial. Estas características são percebidas no relevo da bacia, nos padrões de urbanização, sistema de drenagem, entre outros fatores.

Na parte de nascente da bacia há predominância de população de maior poder aquisitivo em condomínios de classe média alta, como no bairro Jardim Petrópolis onde foram implantados os condomínios Aldebaran e Jardim Petrópolis. Entre estes dois condomínios há um vale com boa quantidade de vegetação nas encostas e ainda restam partes onde há vegetação natural (Figura 5.4), mas mesmo assim se observou que também existem comunidades que lançam seus esgotos e lixo na calha intermitente do riacho. Ressaltando que existe nesse bairro um cemitério de classe média alta, mas que não possui impermeabilização nem sistema de drenagem de necro chorume conforme recomenda a CONAMA nº 335/03.

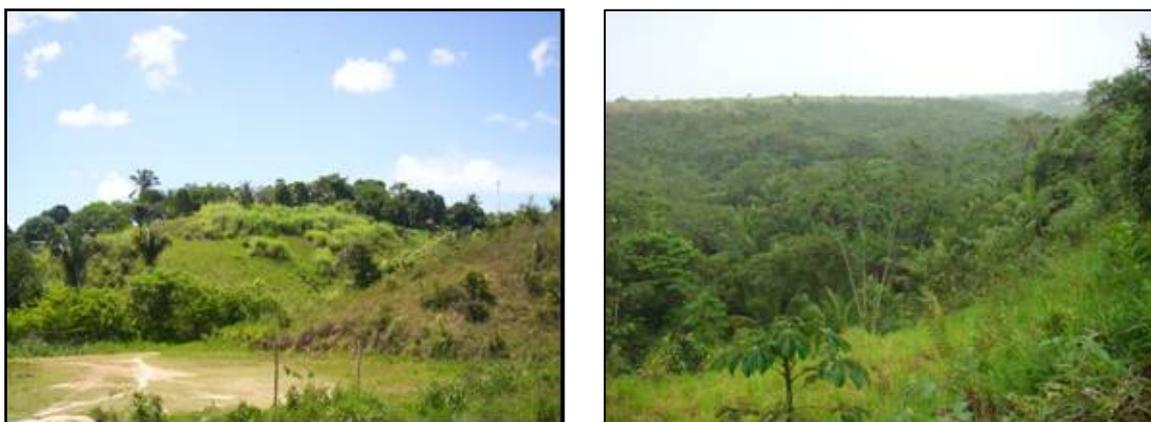


Figura 5.4. Presença de vegetação

Outro bairro situado na área de nascente da bacia é o Ouro Preto, o qual possui alta densidade habitacional, várias ruas não pavimentadas, mas de solo bastante argiloso e compactado, ou seja, praticamente impermeável. Características semelhantes são encontradas nos bairros a montante do mesmo,

entre eles: Antares, Santa Lúcia e Canaã. Há também, nesses bairros, espaços de tamanhos relevantes sem ocupação e com vegetação rasteira.

Na parte intermediária da bacia, o bairro Gruta de Lourdes, é considerado de classe média tendo assim, uma maior infra-estrutura. Alguns condomínios de luxo estão localizados neste bairro, e, o mesmo possui importantes centros comerciais, que se desenvolveram de forma independente do centro da cidade.

O vale do riacho Reginaldo, localizado na parte intermediária da bacia, percorre parte do bairro Gruta de Lourdes, Barro Duro, Farol, Jacintinho e Feitosa, possui uma forma de ocupação desordenada e sem controle do poder público. Estas áreas apresentam altas declividades, resultando em deslizamentos e riscos à segurança pública durante períodos chuvosos (Figura 5.5).



Figura 5.5. Área no vale do Reginaldo com risco iminente de deslizamento

A ocupação desordenada das encostas, mostrada na Figura 5.6, combinado com loteamentos executados até as bordas dos tabuleiros e início dos vales, torna o acesso ao riacho difícil, com isso, esses loteamentos criam ruas sem saída, fechando o acesso ao vale com parte dos muros das residências. Como resultado, tem-se a dificuldade de manutenção de alguns serviços, como é o caso da coleta de lixo.

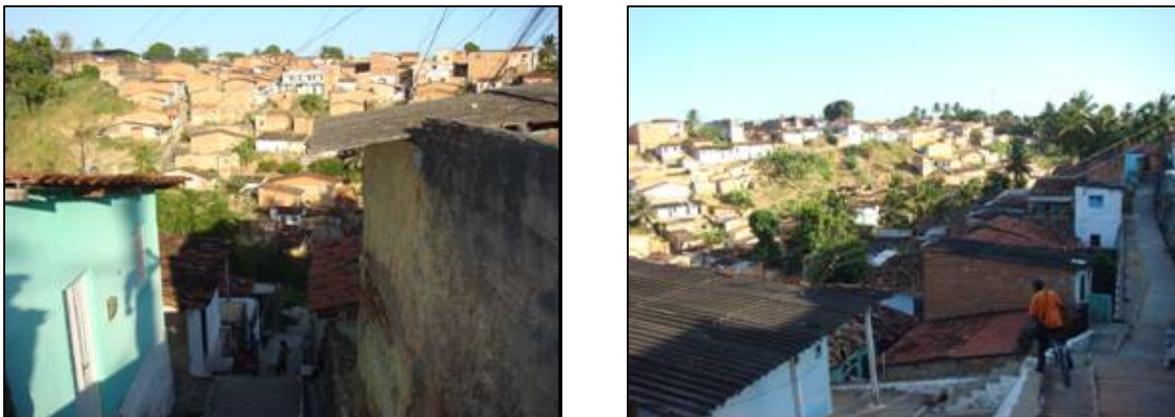


Figura 5.6. Ocupação desordenada no vale

Outro vale inserido na parte intermediária da bacia do riacho Reginaldo é o do riacho Pau d'Arco. Este é um local bastante ocupado onde, apesar de não haver pavimentação, as ruas são impermeáveis, de solo bastante argiloso e compactado, há pouca vegetação e abrange bairros populosos como o Feitosa (Figura 5.7a) e o Jacintinho (Figura 5.7b), sendo este o de maior densidade demográfica do município e totalmente inserido na bacia do riacho Reginaldo.

O bairro Jacintinho é considerado de periferia, nele há ruas asfaltadas, mas a maioria é composta de paralelepípedos. Este bairro se destaca por possuir vida comercial intensa, com alguns supermercados e feira livre ao longo da semana e final de semana.



Figura 5.7. a. Bairro Feitosa e b. Bairro Jacintinho

Outras peculiaridades foram identificadas na sub-bacia do riacho Pau d'Arco, constituída por um vale que serve de fronteira entre os bairros Jacintinho e Feitosa, não é a maior em área, mas, em compensação, tem o maior percentual

de impermeabilização, nela a maioria das casas é de alvenaria e tem características de população de baixa renda (Figura 5.8).



Figura 5.8. Vale do Pau d'Arco

Na parte baixa da bacia, onde estão inseridas as sub-bacias do riacho do Sapo e Gulandim, há a predominância de áreas construídas com pouca vegetação, como por exemplo, o bairro da Mangabeiras, que é um bairro litorâneo de classe media alta e possui quase todas as suas ruas asfaltadas (Figura 5.9d).



Figura 5.9. Bairro Magabeiras

Já a sub-bacia do riacho do Sapo, onde parte dos bairros Jacintinho, Poço, Jatiúca e Mangabeiras se localizam, é ocupada por unidades habitacionais, atividades comerciais e industriais, onde se destaca uma indústria de processamento de coco.

Na sub-bacia do riacho Gulandim, onde os bairros Poço e parte da Jatiúca se localizam, apresenta cerca de 97% de sua área impermeabilizada.

De maneira geral a impermeabilização se dá de maneira semelhante em toda a bacia, apesar das diferenças entre os bairros citados, pois, os lotes possuem pouca ou nenhuma área permeável.

Ao longo da bacia do riacho Reginaldo existem grandes empreendimentos como importantes centros comerciais, centros de convenções, entre outros, onde houve a pavimentação asfáltica de todo o espaço do estacionamento. Assim, árvores foram retiradas, pois representaram empecilhos à proteção dos carros contra a chuva e gastos com poda e capinação, e em seu lugar usaram-se toldos com lonas plásticas, como observado o padrão de urbanização de alguns centros comerciais na Figura 5.10a. Observa-se na Figura 5.10b a urbanização de alguns condomínios, onde houve impermeabilização de 100% do terreno com uso de paralelepípedo.

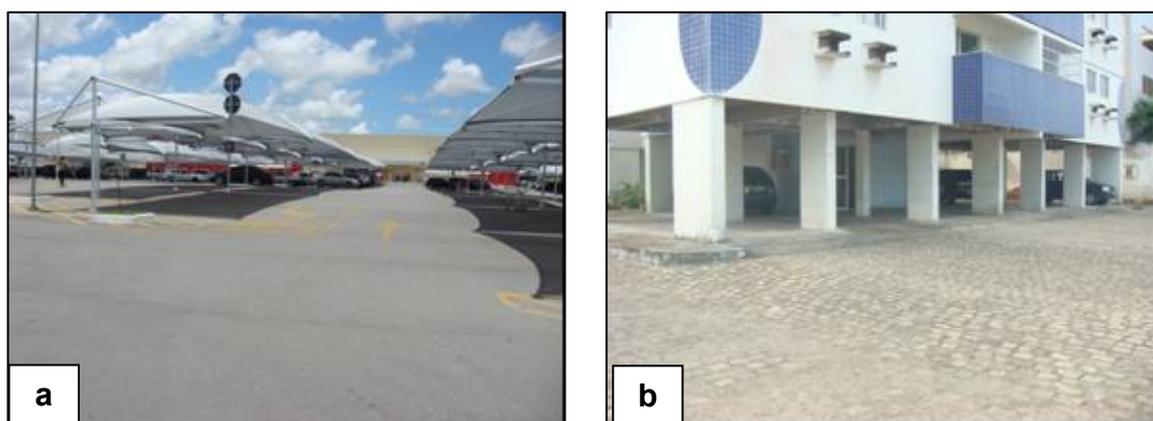


Figura 5.10. a. Padrão de urbanização de centro comercial e b. Padrão de urbanização de edifícios residenciais

Com relação às residências, uni familiares ou condomínios, é comum que as áreas dos telhados tomem quase todo o lote, assim, lotes vizinhos aparentam ter telhados continuados, como mostrado na Figura 5.11a, nessas residências faltam espaços permeáveis, sendo comum a pavimentação de áreas que poderiam ser utilizadas para jardins ou áreas verdes, com concreto (Figura 5.11b).

A Figura 5.10 e Figura 5.11 mostram as formas de urbanização, com intensa impermeabilização do solo. Vale ressaltar que em nenhum dos casos foi exigida pelo poder público ou implementada pelo empreendedor, medidas mitigadoras para os impactos causados pela impermeabilização sobre o

escoamento superficial. Isto se reflete ao longo de praticamente toda a bacia, sendo observada pouca vegetação nas ruas, ocupação por áreas impermeáveis de praticamente 100% dos lotes e telhados continuados de um lote para o outro.

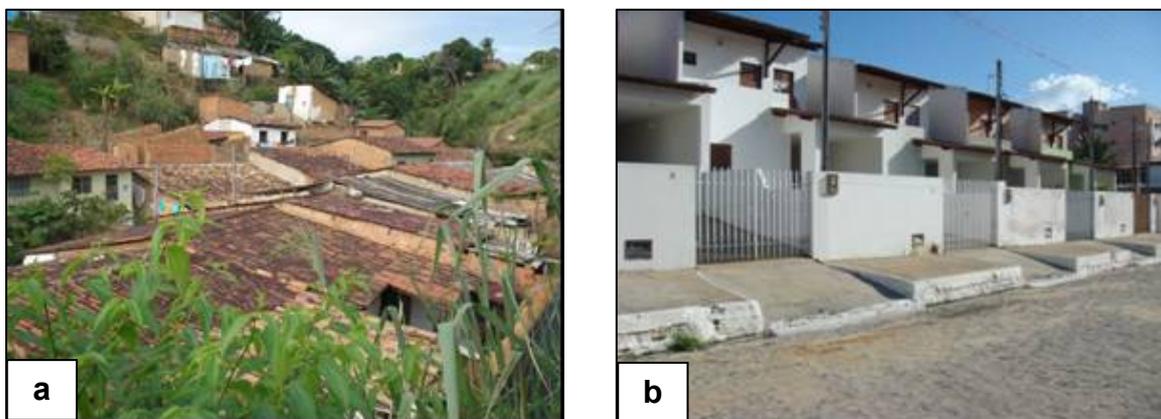


Figura 5.11. Ocupações características de alguns bairros

A impermeabilização sem controle em prédios públicos e privados, a falta de espaços livres nas residências, o desmatamento, a ocupação de encostas e o uso generalizado de pavimento asfáltico nas ruas também exercem grande influência no escoamento superficial, e, mostram a necessidade de um controle mais rigoroso do uso do solo e uma conscientização urgente da população.

Entretanto, apesar de toda urbanização e impermeabilização verificada na parte intermediária e baixa da bacia, na cabeceira ainda há locais descampados com vegetação rasteira e ruas não pavimentadas (Figura 5.12).



Figura 5.12. Vertente

No entanto a cabeceira da bacia é formada por canais intermitentes e sem controle da ocupação, o que num futuro próximo, pode levar a duas situações: a

alta densidade de casas populares nas encostas destas vertentes com ocupação realizada de forma desordenada ou o avanço de conjuntos habitacionais planejados. Se ocorrer ocupação desordenada, a situação ficará semelhante à do vale do Reginaldo onde, as casas ocupam o leito maior do riacho, retirando a vegetação (Figura 5.13a). Mas, se ocorrer à ocupação planejada, não ocupando o talude, pode-se ter uma situação um pouco diferente, como ilustra a Figura 5.13b.

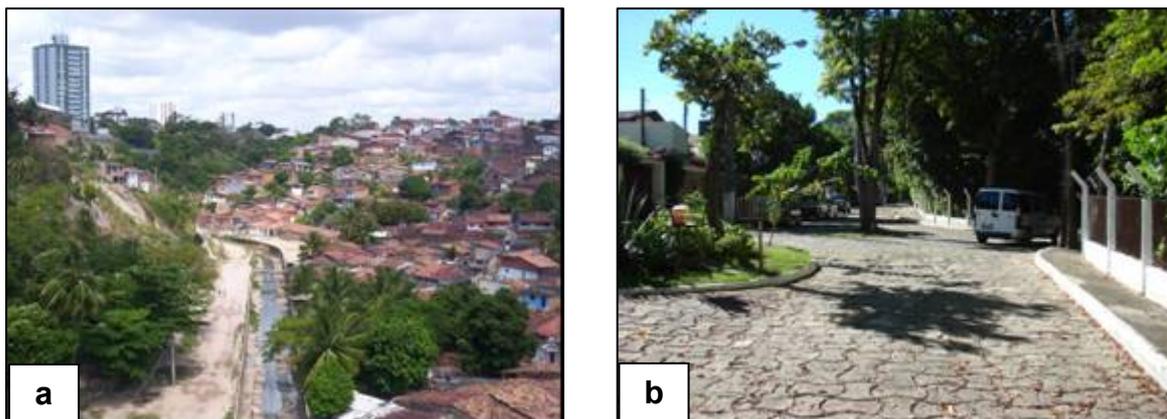


Figura 5.13. a. Riacho Reginaldo entre os bairros Farol e Feitosa e b. Rua no bairro Gruta de Lourdes

5.1.3. Interferência ambiental dos serviços de saneamento

No que diz respeito as condições sanitárias da bacia, as visitas de campo revelaram que na cabeceira da bacia, ainda é possível observar uma região preservada, com leito do riacho e a vegetação natural (Figura 5.14).



Figura 5.14. Região menos impactada pela urbanização

Foi possível observar também que na cabeceira da bacia a vazão da calha do riacho Reginaldo é zero, e que a partir do ponto onde começa a ocupação por residências se dá início também o escoamento na calha do riacho (Figura 5.15). A

partir daí o riacho Reginaldo passa a ser perene, devido, principalmente, à contribuição de esgoto ao longo de seu percurso, onde há intensa ocupação urbana.



Figura 5.15. Seqüência de fotos antes e logo após o início da região urbanizada

Ainda na região, onde se observou que em período seco não há escoamento, verificou-se em alguns locais o lixo acumulado em pontos altos, indicando que durante os eventos chuvosos existe escoamento através da calha nesta região e que a lâmina líquida da área inundada chega a atingir aproximadamente 2,5 m de altura (Figura 5.16).



Figura 5.16. Lixo carreado e acumulado em pontos altos indicando o nível d'água

Com relação aos esgotos sanitários, constatou-se que grande parte da bacia do riacho Reginaldo não tem rede coletora e que as águas residuárias provenientes de pias, lavatórios, chuveiros, etc., são lançadas diretamente no leito do riacho (Figura 5.17).



Figura 5.17. Águas lançadas direto na calha do riacho

No vale do Pau d'Arco não há rede de esgoto que atenda às residências, assim, a implicação no escoamento superficial destas condições ocorre tanto na época de chuvas quanto em época de tempo seco. Vale ressaltar que o fato de não haver esgoto sendo conduzido adequadamente faz com que, em tempo seco, ocorram dias onde há aparentemente mais escoamento na calha do riacho Pau D'Arco do que na calha do riacho Reginaldo, ou seja, escoam mais água no afluente de menor bacia de drenagem do que no curso d'água principal (Figura 5.18).



Figura 5.18. Riacho Reginaldo e riacho Pau D'Arco

Há coleta de lixo na bacia, realizada pela prefeitura (Figura 5.19), principalmente de porta a porta feita por garis comunitários, com o objetivo de reduzir o lixo depositado na calha dos riachos que, durante os eventos chuvosos são carregados para dentro da rede de drenagem obstruindo assim o fluxo e promovendo o alagamento da região.



Figura 5.19. Coleta de lixo na calha do riacho

Grande parte da população afirma que é realizada a coleta de resíduos sólidos duas vezes por semana, como foi constatado com a presença de coletores nas visitas (Figura 5.19). Entretanto, diariamente sacos de lixo são depositados nas portas sendo freqüentemente rasgados e espalhados para a calha do riacho (Figura 5.20).

Os canais e riachos que deveriam transportar somente águas pluviais recebem e transportam águas residuárias. Com isso, um dos afluentes mais importantes do riacho Reginaldo, o riacho do Sapo, transporta esgoto bruto atravessando uma das regiões nobres da cidade.



Figura 5.20. Presença de resíduos sólidos ao longo do riacho a. Pau d'Arco b. Reginaldo c. Sapo d. Gulandim

A rede de drenagem é utilizada como ponto de lançamento de todo tipo de resíduo, além da grande produção de sedimentos na bacia, que provoca o assoreamento dos canais. Desta forma, boa parte do sistema se encontra com a capacidade de escoamento reduzida em função da obstrução provocada por estes resíduos. Na foz estas questões ficam mais evidentes, pois o sedimento se consolida no canal, obrigando a realização constante de limpeza e dragagem.

O sistema de drenagem de águas pluviais em toda a bacia é praticamente inexistente, havendo, apenas, alguns trechos do riacho Reginaldo e dos afluentes Gulandim e Sapo canalizados (Figura 5.21). Esses canais recebem as águas que escoam superficialmente, esgotos sanitários e resíduos sólidos de todo tipo.



Figura 5.21. Parte do riacho Reginaldo canalizado e riacho Gulandim

Na parte intermediária e baixa da bacia, em período chuvoso essa vazão de esgoto é acrescida do escoamento superficial, elevando o nível da água nos canais, acentuado pela alta taxa de urbanização na bacia, que imprime maior impermeabilidade a sua superfície (Figura 5.22).

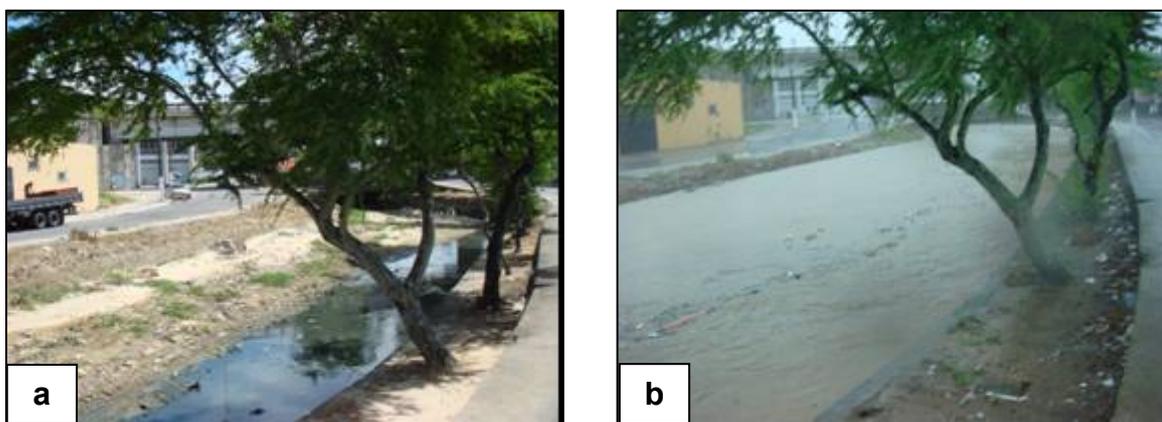


Figura 5.22. Calha do riacho Reginaldo em período de estiagem (a) e chuvoso (b)

Nas proximidades da foz do riacho Reginaldo e na foz de seus afluentes riacho Gulandim e riacho do Sapo foi construído, como solução paliativa, um barramento a fio d'água com bombeamento, e, segundo Pimentel *et al* (2005) essas águas são recalçadas para a rede de esgotamento sanitário passando pela caixa de areia e logo após são lançadas ao mar através do emissário submarino na praia do Sobral. Em épocas de seca as águas do riacho Reginaldo não vertem para a praia (Figura 5.23a) e as do riacho Gulandim e do Sapo (Figura 5.23a e Figura 5.25a, respectivamente) não vertem para o riacho Reginaldo. No entanto, no inverno, ou quando ocorre evento de chuva, a vazão do riacho é maior que a vazão de bombeamento e as águas vertem e deságuam no mar (Figura 5.23b, Figura 5.24b e Figura 5.25b).

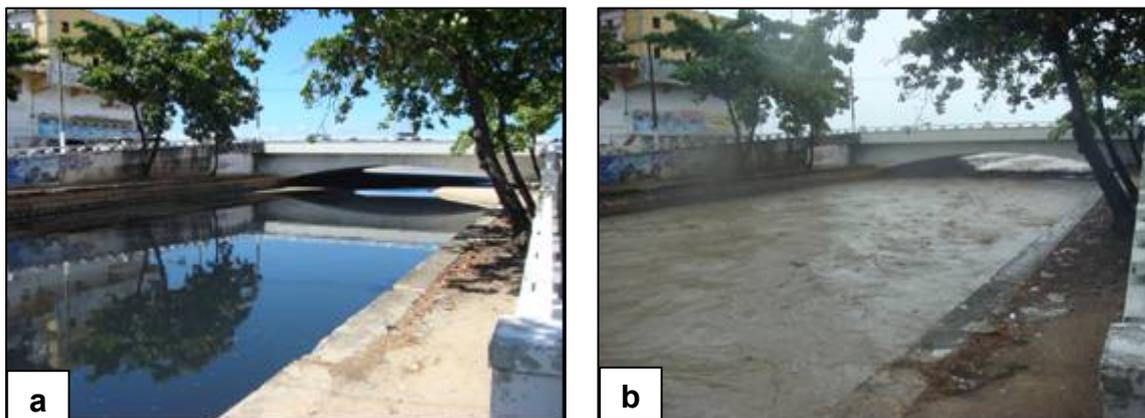


Figura 5.23. a. Fotografia da foz do riacho Reginaldo em tempo seco e b. e em tempo chuvoso



Figura 5.24. a. Fotografia da foz do riacho Gulandim em tempo seco e b. Fotografia da foz do riacho Gulandim em tempo chuvoso

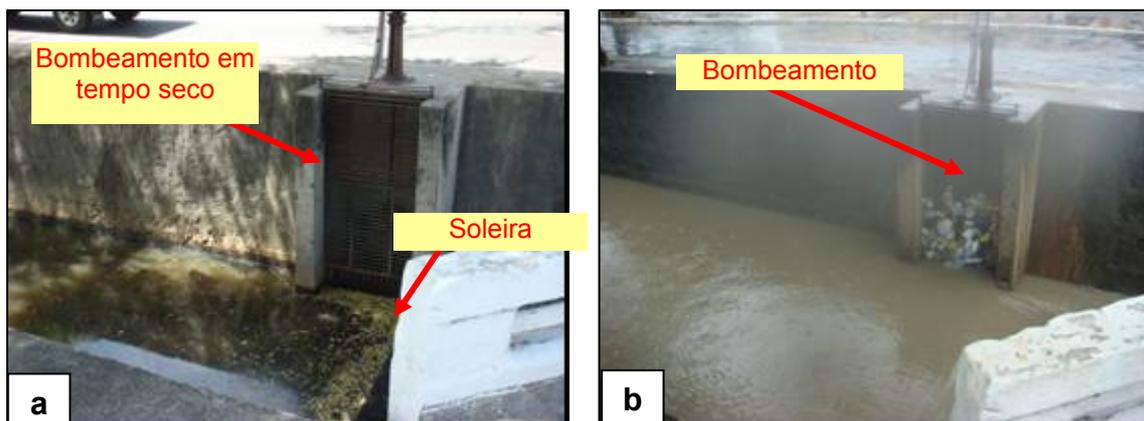


Figura 5.25. a. Fotografia da foz do riacho do Sapo em tempo seco b. Fotografia da foz do riacho do Sapo em tempo chuvoso

Ainda no que se refere ao sistema de drenagem, os alagamentos são freqüentes, com as águas altamente poluídas e contaminadas invadindo as residências.

Com relação ao abastecimento de água cerca de 90% da população tem água encanada, seja ela proveniente da rede pública de abastecimento de água, ou de sistemas particulares como é o caso de alguns condomínios e loteamentos de poder aquisitivo maiores, sendo em grande parte proveniente de poços perfurados na própria bacia. Já a população que não utilizam esses sistemas, o levantamento realizado na bacia mostrou que as habitações usam água encanada a partir de poços rasos perfurados artesanalmente, sem nenhum cuidado sanitário, Figura 5.26.



Figura 5.26. Poço localizado nas proximidades do riacho Reginaldo

A degradação ambiental talvez seja a característica mais marcante da bacia. Os problemas que envolvem a população são principalmente causados

peelo lançamento pontual ou difuso de esgoto e lixo doméstico no riacho e seus afluentes.

Os bairros que possuem grotas habitadas ou áreas dentro do vale geralmente são os que a população local mais sofre com doenças de veiculação hídrica. Essa condição, no entanto, não impede a retirada de areia de sua calha, Figura 5.27, nem tampouco, a brincadeira de crianças em águas contaminadas, Figura 5.28.



Figura 5.27. Extração de areia na calha do riacho Pau d'Arco



Figura 5.28. Presença de crianças no riacho Pau d'Arco e Reginaldo

É comum, também, a presença e criação de animais nas ruas, como galinhas, porcos, cavalos, etc (Figura 5.29). Outro fator que agrava significativamente a situação é o lixo encontrado no leito do riacho, já que o mesmo favorece a proliferação de vetores transmissores de doenças.

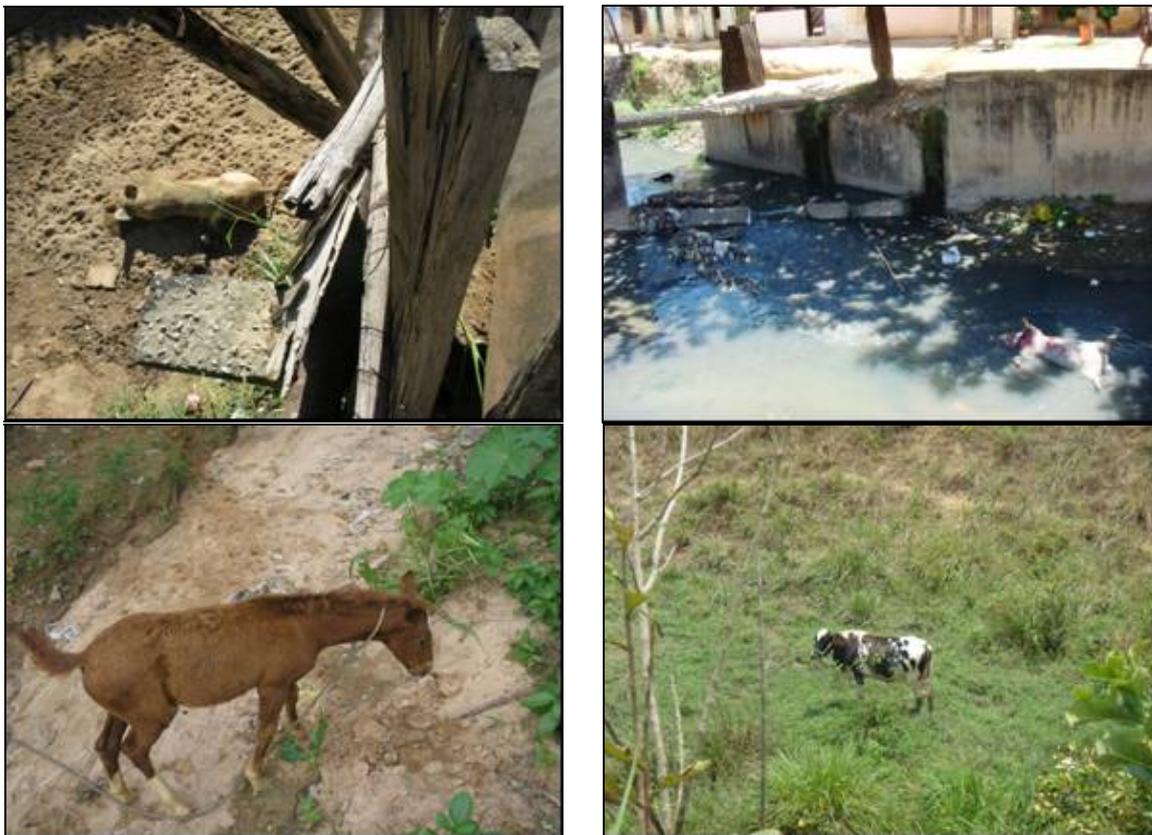


Figura 5.29. Presença de animais

Deve-se observar que os problemas ambientais verificados na bacia geram, também, questões de saúde pública, apresentando grave risco de contração de doenças de veiculação hídrica.

A dificuldade de visualização da bacia por parte da comunidade traz dificuldades sobre a compreensão e a percepção do sistema hidrológico e sua inserção na paisagem da cidade, já que, os efeitos, principalmente de poluição, só são percebidos no trecho final onde o riacho é chamado de “Salgadinho” devido à influência das águas do mar na sua foz. Desta forma, não se desenvolve a idéia de que causas à montante são determinantes para o estado degradado do riacho a jusante, fazendo com que as ações de “despoluição do riacho” só sejam implementadas em seu trecho final, em geral de forma fragmentada e paliativa.

Embora tenha sido observado que existe serviço de abastecimento de água que cobre cerca de 90% da população, de esgotamento sanitário que cobre cerca de 25% e de coleta de lixo em quase toda a sua totalidade, a população residente ainda alimenta o hábito de jogar resíduos na calha dos riachos transferindo toda a responsabilidade para o poder público o que demonstra ausência de comprometimento social e ambiental.

Vale ressaltar que a Prefeitura Municipal de Maceió aprovou no âmbito do Programa de Aceleração do Crescimento – PAC do Governo Federal investimentos da ordem de 120 milhões de reais para reurbanização e implantação de rede de abastecimento de água e esgotamento sanitário no trecho que compreende o vale do Reginaldo (parte intermediária da bacia, envolvendo parte dos bairros da Pitanguinha, Feitosa, Jacintinho, Farol e Poço) incluindo um eixo viário nas margens do riacho Reginaldo nesse trecho. Espera-se que com isso esses problemas sócio-ambiental sejam minimizados contribuindo para a melhoria da qualidade da água no riacho.

5.2. Qualidade da água em tempo seco

A situação da qualidade da água foi analisada em sete campanhas de tempo seco, de fevereiro de 2007 a janeiro de 2008, com relação aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

5.2.1. Parâmetros físico-químicos de qualidade de água

A avaliação físico-química da qualidade da água foi feita em 11 pontos da bacia. Como parâmetros químicos foram analisados: OD, DBO₅, DQO, nitrogênio amoniacal, nitrito, fósforo e cloretos. A Tabela 5.1 apresenta os dados de OD, DBO₅ e DQO.

Tabela 5.1. Resultados das análises de OD, DQO e DBO₅

Ponto	OD (mg/L)		DQO (mg/L)		DBO ₅ (mg/L)		DBO ₅ /DQO
	Mín - Máx	Média	Mín - Máx	Média	Mín - Máx	Média	Média
P1	0,4 - 5,2	2,1	184 - 908	532,87	-	-	0,33
P2	0,6 - 6,2	2,7	145 - 792	337,20	53 - 80	66,10	0,26
P3	0,2 - 4,7	1,8	285 - 586	360,42	51 - 64	57,67	0,16
P4	0,3 - 7,5	2,3	119 - 396	188,73	72 - 92	84,00	0,61
P5	0,3 - 4,9	1,8	123 - 679	259,46	-	90,00	0,58

Tabela 5.1. Resultados das análises de OD, DQO e DBO5 (continuação)

Ponto	OD (mg/L)		DQO (mg/L)		DBO ₅ (mg/L)		DBO ₅ /DQO
	Mín - Máx	Média	Mín - Máx	Média	Mín - Máx	Média	Média
P6	0,3 - 5,8	2,0	160 - 504	277,01	42 - 141	85,65	0,39
P7	0,9 - 8,0	5,0	120 - 166	139,36	26 - 75	50,60	0,37
P8	0,8 - 5,7	2,5	86 - 159	119,94	22 - 77	50,00	0,36
P9	0,3 - 2,9	1,1	92 - 811	329,80	97 - 114	75,70	0,21
P10*	2,4 - 4,2	3,1	310 - 577	484,04	130 - 260	203,33	0,38
P11	0,3 - 0,6	0,4	201 - 220	210,80	71 - 132	102,10	0,49

*Ponto de lançamento de esgoto

Pela Tabela 5.1 observa-se que as concentrações de oxigênio dissolvido, variam de 0,2 a 8,0 mg/L. As maiores concentrações foram verificadas na coleta do dia 18.04.2007, provavelmente devido a ocorrência de chuvas nas 24 horas que antecederam a coleta e no dia da coleta, conforme Tabela 5.2, o que pode ter contribuído para a turbulência e incorporação de oxigênio nas águas do riacho.

Vale destacar o ponto P7 localizado no trecho intermediário da bacia do riacho Reginaldo a montante da confluência com o riacho Pau d'Arco que sempre apresentou maiores valores de OD, certamente devido à pequena lâmina d'água, facilitando a aeração natural da água.

Tabela 5.2. Chuva ao longo da coleta

Período	dia	dia anterior	Chuva (mm)		
			5 dias	10 dias	15 dias
7/2/2007	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
18/4/2007	1,2	0,2	37,2	76,8	76,8
13/6/2007	0,0	0,0	11,4	15,2	98,0
28/8/2007	0,0	0,0	9,6	32,2	59,2
6/11/2007	0,0	0,0	0,0	2,0	5,6
5/12/2007	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
21/1/2008	0,0	0,0	0,2	13,0	13,0

Fonte: SEMARH/DMET

Os dados observados mostram que na maioria do tempo a concentração de OD era inferior a 4 mg/L, valor mínimo estabelecido pela resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA nº 357/05 para rios classe 3, principalmente na parte baixa da bacia como pode ser observado na Figura 5.30a.

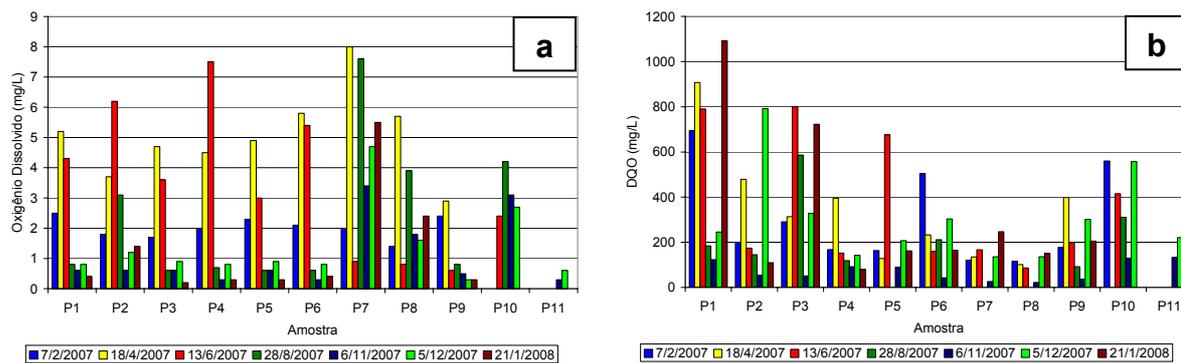


Figura 5.30. a. Variação da concentração de OD e b. Variação da concentração de DQO

A concentração de matéria orgânica presente nas águas da bacia do riacho Reginaldo foi avaliada em termos de DQO e DBO_5 . Observa-se que a concentração de DQO (Figura 5.30b) variou de 86 mg/L a 908 mg/L, com os maiores valores observados na parte baixa da bacia, onde existe maior quantidade de área impermeável, a ocupação é mais densa e conseqüentemente o lançamento de esgoto na calha do riacho é maior.

Os maiores valores foram registrados no ponto P1. É importante ressaltar, que este ponto de coleta corresponde à foz do riacho Reginaldo, e, portanto sofre influência da maré, além disso, o trecho final do riacho Reginaldo, conhecido como Salgadinho, além de esgoto recebe grande contribuição de resíduos sólidos (orgânicos e inorgânicos) e resíduos de postos de combustíveis próximos de sua margem, o que certamente contribuem para a elevação da DQO, e para a relação DBO_5/DQO de 0,33 indicando que apenas 33% da fração de DQO é biodegradável.

Quanto à DBO_5 , esta foi determinada apenas nas coletas de agosto, novembro e dezembro/2007. A análise dos resultados revela que a concentração variou de 22 mg/L a 260 mg/L. Os maiores valores de DBO_5 foram encontrados no ponto P11, com concentração média de 102 mg/L devido ao lançamento de esgotos (P10) proveniente de um núcleo residencial, cuja concentração média de DBO_5 foi de 203,3 mg/L.

Os valores de DBO observados encontram-se todos acima dos valores recomendados pela CONAMA nº 357/05 para rios de classe 3, devendo este se enquadrar em rio de classe 4 pois nesta classe a CONAMA nº 357/05 não faz referência deste parâmetro.

A alta concentração de matéria orgânica observada no leito do riacho deve-se certamente ao hábito da população em lançar resíduos (líquidos e sólidos) no leito dos riachos, mesmo quando há rede coletora de esgoto na rua. Além disso, como não foi observado nenhum afloramento de água na bacia (certamente devido ao rebaixamento do lençol freático pela exploração de água) o que escoar no riacho em época de estiagem é basicamente água residuária (esgoto sanitário, e resíduos de postos combustíveis e de atividades comerciais).

Foi também avaliado a presença de nitrogênio nas formas amoniacal e de nitrito, e embora considerado um importante parâmetro para avaliação da qualidade da água, não foram realizadas análises de nitrato por limitações do laboratório.

As concentrações de nitrogênio amoniacal (Figura 5.31a) situaram-se entre 1,6 mg/L em P8 (na ladeira da Moenda) e 47 mg/L em P2 (foz do riacho Gulandim). O ponto P10 (esgoto) apresentou valor de 51,2 mg/L acima do valor observado na literatura para esgoto sanitário.

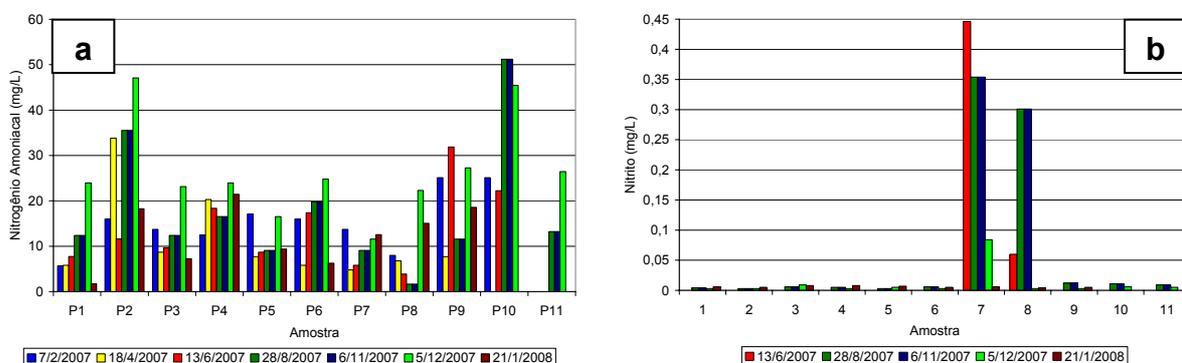


Figura 5.31. a. Variação da concentração de Nitrogênio Amoniacal e b. Variação da concentração de Nitrito

O nitrogênio amoniacal juntamente com a matéria orgânica carbonácea, contribui para a depleção de oxigênio no corpo receptor. Observa-se também que na maioria do tempo os valores de nitrogênio amoniacal estavam abaixo de 13,3mg/L, limite este de rios classe 2 de acordo com a CONAMA nº 357/05

Já o nitrogênio na forma de nitrito, considerando que o nitrito é bastante instável, pois, se oxida rapidamente a nitratos, apresenta uma concentração geralmente baixa. Assim, as concentrações variaram de 0 a 0,446 mg/L (Figura 5.31b), com destaque para os pontos P7 e P8, essa alta concentração de nitrito

encontrada nesses pontos pode estar associada a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito, e logo após receber a concentração do riacho Pau d'Arco (P6) sua concentração de nitrito diminui e a de nitrogênio amoniacal volta a subir.

A partir de junho foi introduzida a análise de fósforo total. Os valores observados variaram 0,55 mg/L a 10,32 mg/L (Figura 5.32a). Segundo Metcalf & Eddy (2003) a concentração de fósforo varia de 1,00 mg/L para esgoto fraco a 5,00 mg/L para esgoto forte.

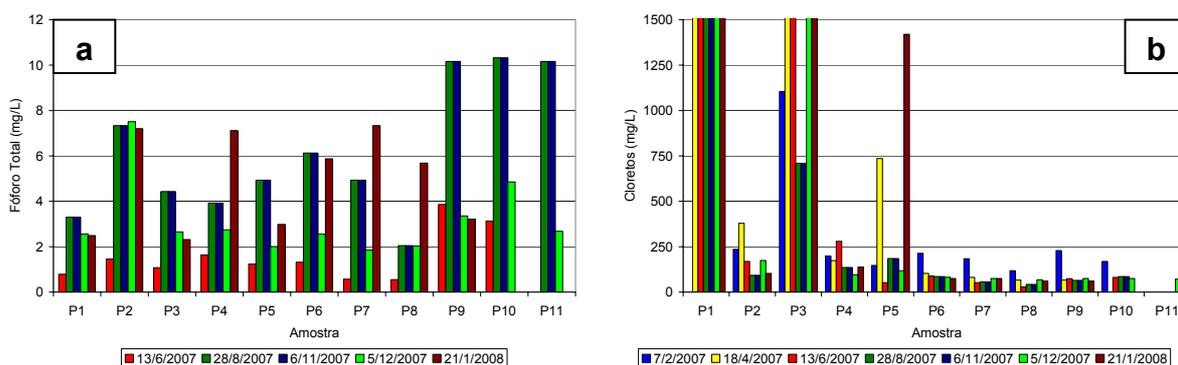


Figura 5.32. a. Variação da concentração de Fósforo e b. Variação da concentração de Cloretos

Quanto aos cloretos, excetuando-se os pontos P1 e P3, estes também apresentaram concentrações bastante variadas, entre 29,4 a 1.420 mg/L (Figura 5.32b), não levando em consideração os limites dos pontos P1 e P3). Estas concentrações estão acima do valor característico de esgotos sanitários que é da ordem de 50 mg/L (METCALF & EDDY, 2003).

Ressalta-se, entretanto, os pontos P1 e P3, que recebem influência da maré, e apresentaram valores médios de 8.860 mg/L e 6.251 mg/L, respectivamente.

Com relação aos parâmetros físicos foram analisados a temperatura, turbidez, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos totais, fixos e voláteis.

A Figura 5.33a apresenta a variação da temperatura ao longo do período das coletas. Esta variou de 27,5 a 36 °C. Os menores valores foram observados nas coletas de junho/2007, período em que a temperatura ambiente é mais baixa, assim, de modo geral, as variações de temperatura da água refletem a temperatura ambiente.

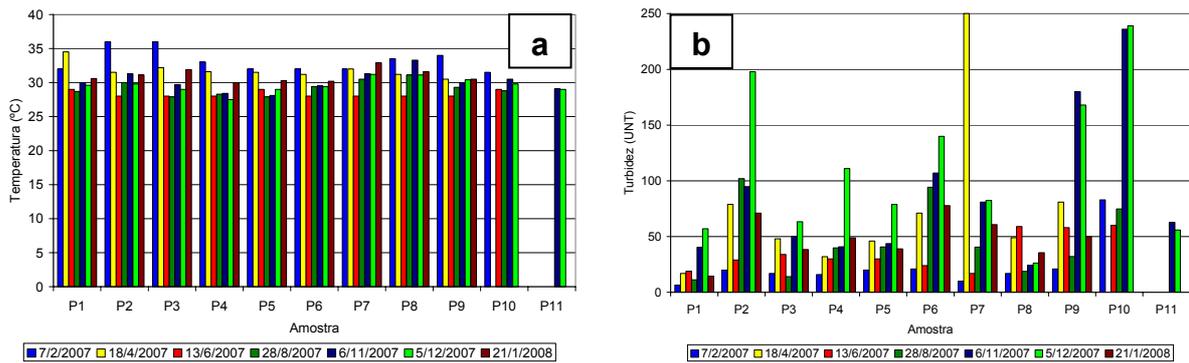


Figura 5.33. a. Variação de Temperatura e b. Variação de Turbidez

Quanto à turbidez os valores variaram de 10 UNT a 250 UNT, Figura 5.33b, sendo os menores valores observados durante a coleta realizada no período sem influência da chuva, fevereiro/2007. Observa-se também que em grande parte das amostras os valores de turbidez estavam em 40 UNT, limite este de rios classe 1 de acordo com a CONAMA nº 357/05.

No ponto P7, o alto valor de turbidez deve-se tanto ao arraste de sedimento durante a coleta em função da lâmina d'água apresentar-se muito baixa, quanto pelo carreamento de partículas em suspensão pelas chuvas que antecederam a coleta. O P10, por ser esgoto bruto apresentou valor típico de esgoto sanitário.

Com relação aos sólidos sedimentáveis, estes variaram de 0 a 9 mL/L, conforme indicado na Figura 5.34a.

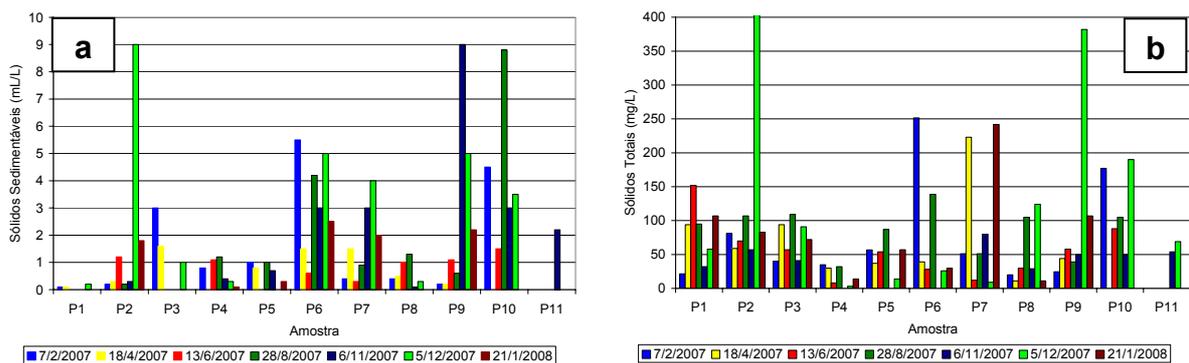


Figura 5.34. a. Variação da concentração de SSed e b. Variação da concentração de SST

Assim, considerando a grande quantidade de resíduos lançados e a ocupação desordenada da bacia do riacho Reginaldo, o carreamento de partículas sedimentáveis proporciona a formação de bancos de areia, conforme descrito anteriormente.

Quanto aos resultados dos sólidos suspensos (totais, fixos e voláteis), estes se encontram apresentados na Figura 5.34b e Figura 5.35, e mostrando apenas parte da concentração observada em P2 para uma melhor visualização dos demais pontos.

Observa-se na Figura 5.34b que os valores dos SST variaram de 2 mg/L a 2730 mg/L. O ponto P2, na coleta de dezembro de 2007, exibiu valores de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis bem acima dos demais, ou seja, 2730 mg/L, 910 mg/L e 1820 mg/L, respectivamente. Isto ocorreu, provavelmente devido à presença de sólidos grosseiros.

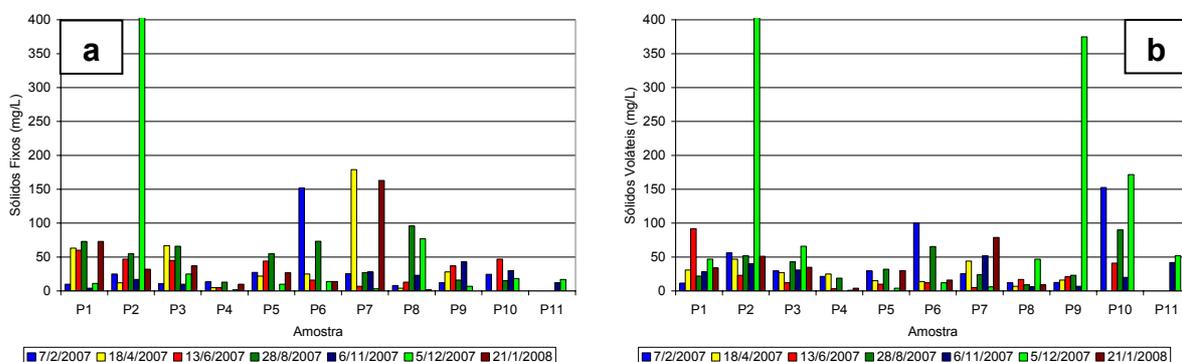


Figura 5.35. a. Variação da concentração de SSF e b. Variação da concentração de SSV

A relação SSV/SST oscilou entre 0,35 e 0,77, o valor mínimo ocorreu no ponto P5 (parte baixa da bacia) e o valor máximo ocorreu no ponto P11 (parte intermediária), os valores maiores que 0,5 indicam a predominância da matéria orgânica medida como SSV sobre a matéria inerte medida como SSF.

O Apêndice A apresenta os dados relativos aos resultados das análises físico-químicas nas sete campanhas realizadas.

5.2.2. Parâmetros microbiológicos

Com relação às características bacteriológicas das águas da bacia, os resultados dos dados dos exames indicaram que a concentração de coliformes totais situou-se entre $1,5 \times 10^6$ UFC/100 mL e $4,8 \times 10^8$ UFC/100 mL, enquanto que a densidade de *E. coli*, variou de 1×10^5 UFC/100 mL a 8×10^7 UFC/100 mL. Estes índices estão compatíveis com esgoto doméstico *in natura*, segundo Metcalf e Eddy (2003), que mencionam a concentração típica de coliformes totais

e *E. coli* em esgoto doméstico não tratado como sendo de 10^7 – 10^9 organismos/100 mL e 10^6 – 10^8 organismos/100 mL, respectivamente. Estes resultados estão acima do recomendado pela CONAMA nº 274/00 para recreação de contato primário de 1000 NMP/100 mL e ultrapassa os limites recomendados para rios classe 3 pela CONAMA nº 357/05 para outros usos que é de 4000 NMP/100 mL, o que demonstra a possibilidade de ocorrência de doenças de veiculação hídrica na população local.

Quanto às bactérias heterotróficas, apesar de sua limitada utilidade como indicador de qualidade de águas naturais, os dados foram apresentados uma vez que a técnica da membrana de filtração com uso do meio cromogênico Chromocult®Coliformen Agar permite sua quantificação. De acordo com os dados apresentados, foi grande o número de heterotróficas presentes nas águas do riacho Reginaldo como era esperado em águas com elevado teor de carbono orgânico proveniente dos despejos de esgotos sanitários. A contagem de heterotróficas variou de 1×10^6 UFC/100 mL a $2,3 \times 10^8$ UFC/100 mL.

Os colifagos foram incorporados a partir da campanha de junho de 2007, e utilizados como indicadores de vírus entéricos. Sua concentração foi expressiva e variou de 1×10^3 UFC/100 mL a $1,27 \times 10^5$ UFC/100 mL. Estes valores são semelhantes àqueles apresentados na literatura como sendo de esgoto doméstico não tratado, ou seja, da ordem de 10^3 a 10^4 organismos/100 mL (METCALF & EDDY, 2003).

Com relação ao indicador *Clostridium perfringens*, as concentrações observadas em todos os pontos de amostragem foram elevadas, variando de $1,3 \times 10^4$ a 9×10^5 NMP/100 mL. Metcalf & Eddy (2003) indicam que para esgoto doméstico, a concentração típica de *Clostridium perfringens* varia de 10^3 a 10^5 organismos/100 mL. Para este indicador de contaminação fecal, e os demais aqui apresentados, o riacho Reginaldo e afluentes assemelham-se a esgoto doméstico, em termos de qualidade microbiológica da água.

De acordo com os dados obtidos, a qualidade microbiológica do riacho Reginaldo e de seus afluentes encontra-se bastante comprometida em função da ocupação desordenada da região, onde é possível observar o lançamento de esgotos domésticos *in natura* e lixo urbano no leito do riacho, conforme já apresentado.

Assim como a qualidade físico-química, os dados indicam que a qualidade microbiológica das águas da bacia do riacho Reginaldo está bastante comprometida, o que limita sobremaneira seus usos em diversas atividades.

O Apêndice B apresenta as concentrações de coliformes totais, *E. coli*, bactérias heterotróficas, colifagos e *clostridium perfringens* do riacho Reginaldo e seus afluentes nas sete campanhas realizadas entre fevereiro/2007 e janeiro/2008.

Através das análises de qualidade da água em tempo seco pode-se perceber que as águas da bacia do riacho Reginaldo assemelham-se a esgoto fraco com relação à matéria orgânica e esgoto forte para os demais parâmetros de acordo com o exposto em Metcalf e Eddy (2003) Tabela 5.3, podendo essas águas somente se enquadrar pela CONAMA nº 357/05 em classe 4.

Tabela 5.3. Composição típica de esgotos sanitários brutos

Parâmetro	Esgoto forte (mg/L)	Esgoto fraco (mg/L)
Sólidos dissolvidos voláteis	850	250
Sólidos dissolvidos. fixos	525	145
Sólidos suspensos voláteis	75	20
Sólidos suspensos fixos	275	80
Sólidos sedimentáveis	20	5
DBO _{5,20}	420	110
DQO	1000	250
Nitrogênio amoniacal	50	12
Nitrito/nitrato	0	0
Fósforo orgânico	5	1
Fósforo inorgânico	10	3
Cloretos	100	30
Alcalinidade	200	50
Óleos e graxas	150	50

Fonte: Adaptado de METCALF & EDDY (2003).

5.3. Análise dos dados de precipitação

A instalação dos pluviógrafos permitiu a geração de hietogramas (diários e mensais) dos quatro postos de monitoramento, para estudo de distribuição espacial da chuva. A Figura 5.36 apresentam os hietogramas mensais nesses pontos.

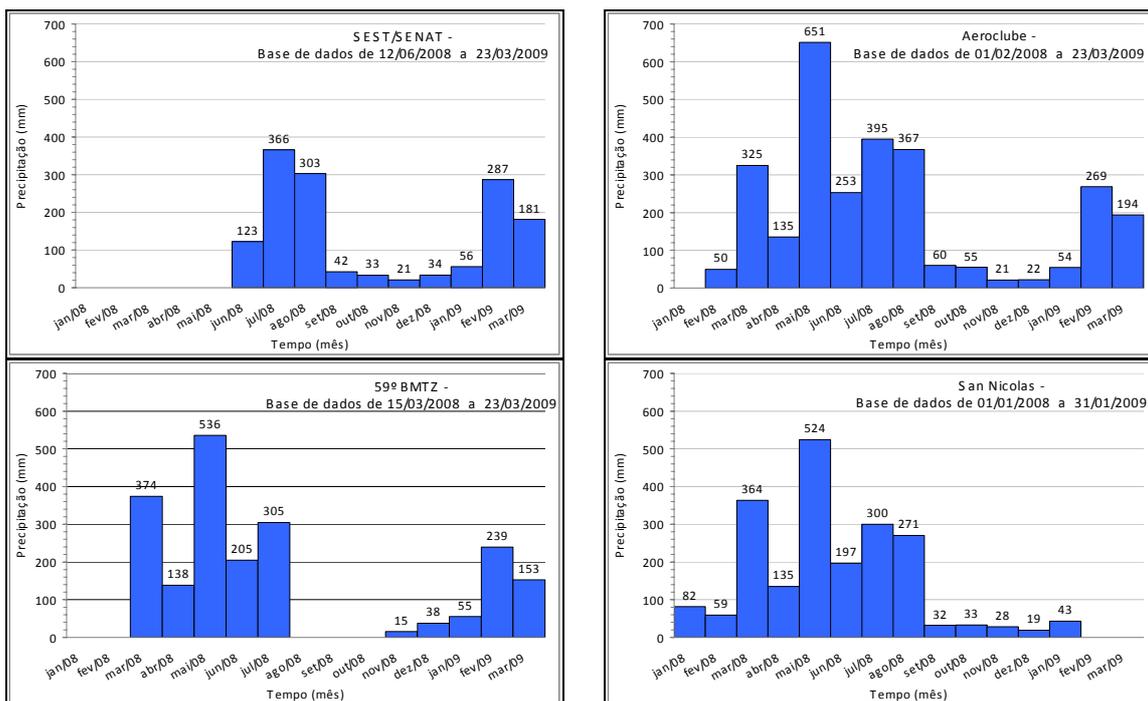


Figura 5.36. Hietogramas mensais dos pluviógrafos instalado no SEST/SENAT, Aeroclub, 59° BIMtz e San Nicolas

Observando-se os gráficos da Figura 5.36 verifica-se, o mês de maior índice pluviométrico foi o mês maio, variando de 524 mm no posto localizado no San Nicolas a 651 mm no posto localizado no Aeroclub, já o mês com menor índice pluviométrico foi o mês de novembro variando de 15 mm no posto instalado no 59° BIMtz a 28 mm no posto localizado no San Nicolas.

A Figura 5.37 e Figura 5.38 apresenta os hietogramas diários dos pluviógrafos instalados, vale ressaltar que no período de agosto a outubro de 2008 no posto localizado no 59° BIMtz e nos meses de fevereiro e março de 2009 no posto localizado no San Nicolas ocorreu falha no equipamento, sendo, portanto, esses meses desprezados.

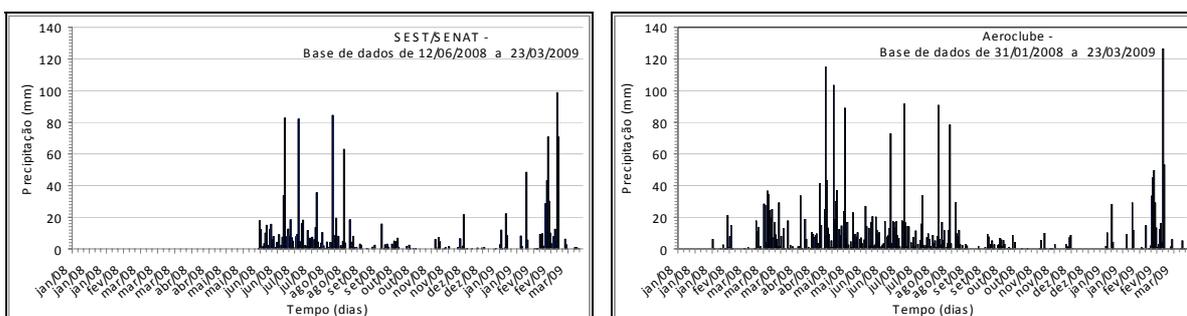


Figura 5.37. Hietograma diário dos pluviógrafos instalados no SEST/SENAT e Aeroclub

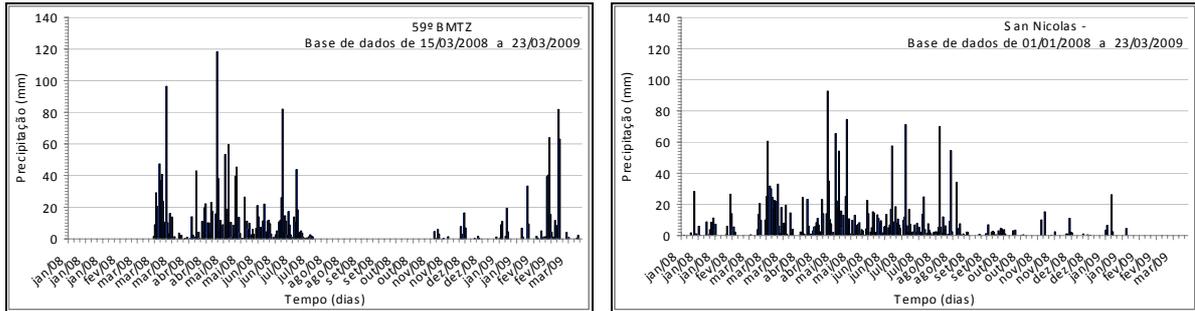


Figura 5.38. Hietograma diário dos pluviógrafos instalados no 59° BIMtz e San Nicolas

Através dos gráficos da Figura 5.37 e Figura 5.38, nota-se, o comportamento diário da chuva e sua espacialização, pode-se observar que o dia de maior índice pluviométrico ocorreu no mês de maio, este de maior precipitação, apresentando variação de 92 mm no posto instalado no San Nicolas a 118 mm posto instalado no 59° BIMtz.

No evento chuvoso analisado nesse trabalho ocorrido no período de 22 a 26 de fevereiro a vazão nos locais de interesse foi quantificada utilizando os dados de precipitação do pluviógrafo localizado no 59° BIMtz e simulado através do modelo IPHS1.

Assim na Figura 5.39 e Figura 5.40 tem-se o gráfico do escoamento gerado pela precipitação observada no exultório das bacias do riacho Gulandim e do Sapo, através do modelo IPHS1.

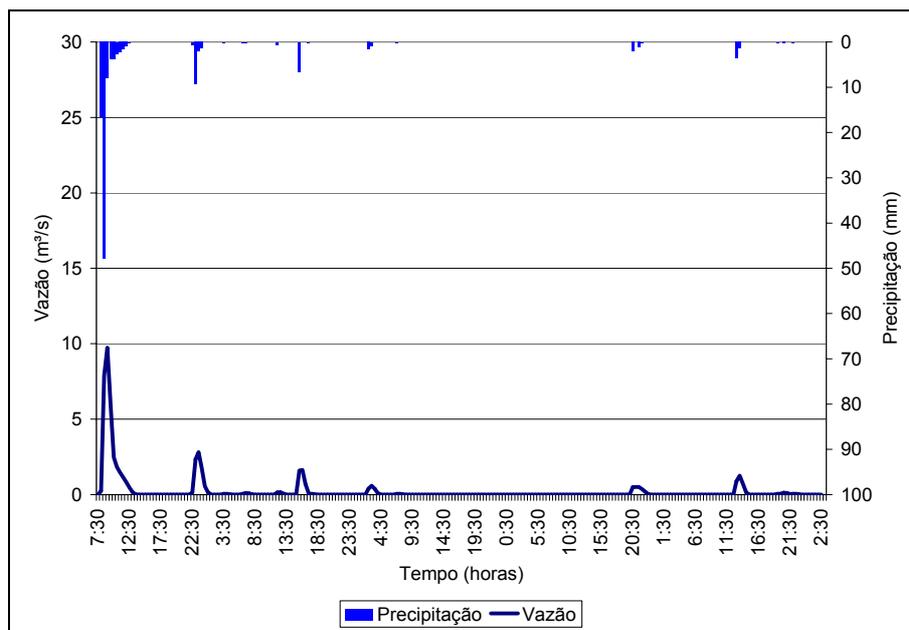


Figura 5.39. Gráfico do escoamento gerado pela precipitação observada no riacho Gulandim

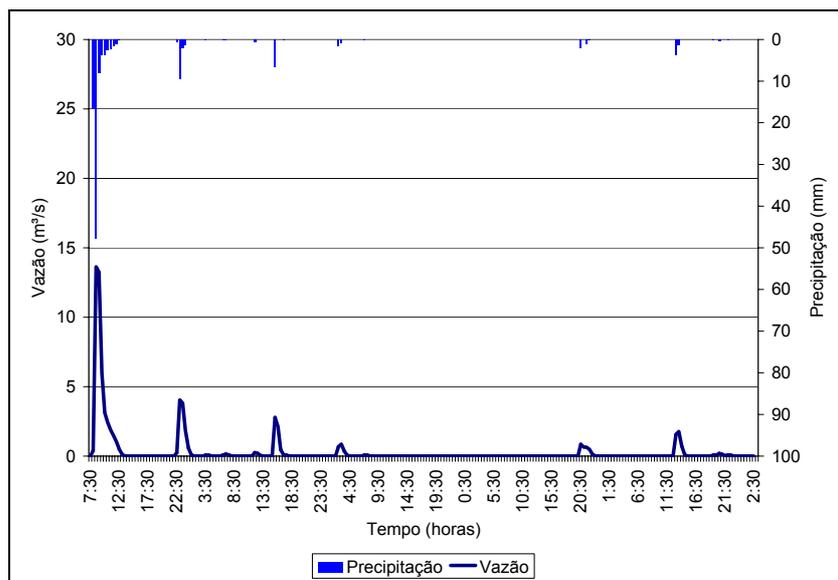


Figura 5.40. Gráfico do escoamento gerado pela precipitação observada no riacho do Sapo.

O hidrograma apresentado na Figura 5.39 e Figura 5.40 mostra que a vazão do riacho Gulandim durante o evento chuvoso apresentou o pico da ordem de $10 \text{ m}^3/\text{s}$ já o pico da vazão do riacho do Sapo foi de aproximadamente $14 \text{ m}^3/\text{s}$.

A precipitação efetiva, obtida através do modelo IPHS1, a partir dos dados de CN estimados por Pedrosa (2008) foi de $77,60 \text{ mm}$ para o riacho Gulandim e $77,08$ para o riacho do Sapo, assim, de posse desses dados foi possível determinar o coeficiente de escoamento estimado para o evento analisado das duas bacias, que foi da ordem de 64% para ambas, compatível com bacias urbanizadas. A área de drenagem da bacia do riacho do Sapo é cerca de 30% maior que a área do riacho Gulandim e sua declividade é aproximadamente 92% maior.

Após coleta dos dados de chuva do evento foi realizada análise da importância desse evento chuvoso através da curva IDF da cidade de Maceió (Figura 5.41), sendo determinada a intensidade para diferentes durações do evento observado (ver Tabela 5.4) e inserido-as na curva IDF, conforme Figura 5.41.

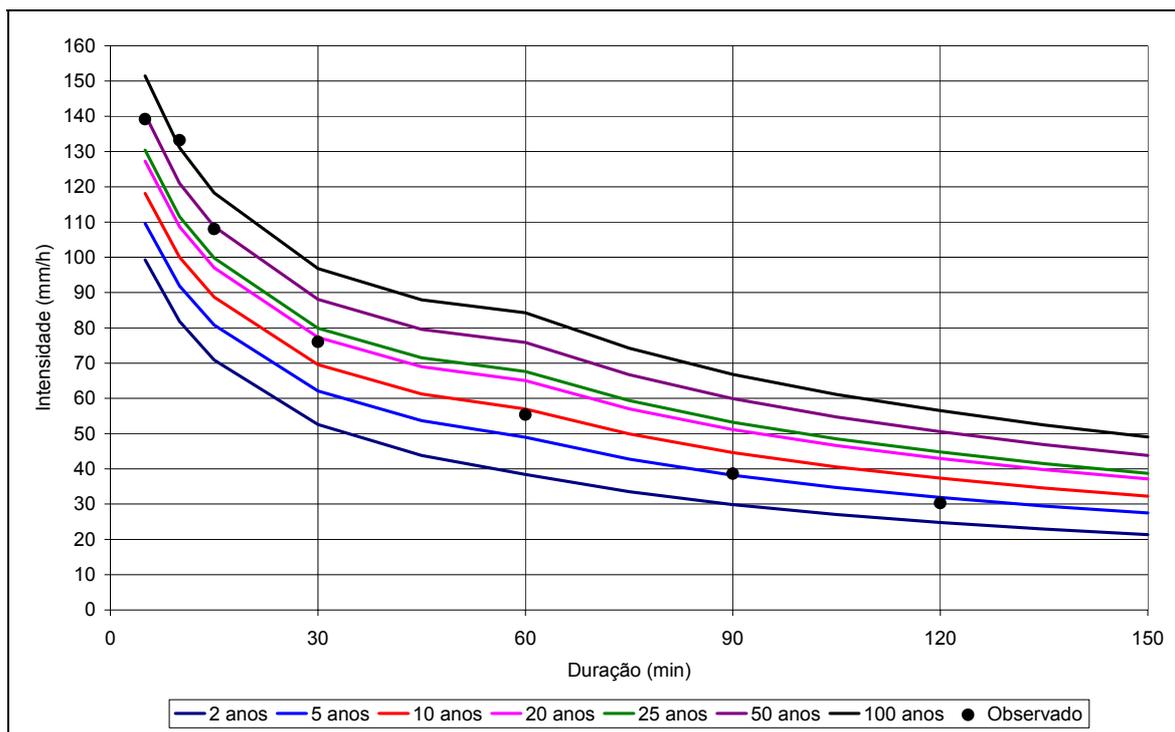


Figura 5.41. Curva IDF da cidade de Maceió

Tabela 5.4. Duração e intensidade do evento estudado.

Duração (min)	P _{máx} (mm)	I _{máx} (mm/h)
5	11,60	139,20
10	22,20	133,20
15	27,00	108,00
30	38,00	76,00
60	55,40	55,40
90	58,00	38,67
120	60,60	30,30

Deve-se observar que, na duração de 60 minutos, ocorre uma inflexão na curva IDF de Pfafstetter, provocada por uma mudança nos padrões da constante β , que passa a assumir um valor constante a partir desta duração. Essa inflexão provoca, sobretudo para tempos de retorno mais altos, um duplo pico na chuva de projeto. Assim, pela Figura 5.41 observa-se que para uma duração de 30 minutos, que foi a variação escolhida em virtude da coleta de amostra para avaliação da qualidade em tempo chuvoso, tem-se que a curva IDF corresponde a um tempo de retorno entre 10 e 20 anos, portanto, considera-se que este evento foi um evento importante para esta região.

Por causa das interferências do lançamento de efluente e resíduos sólidos de forma desordenada, é necessário um estudo de medição de vazão mais

preciso de modo a se construir uma curva chave que se possa trabalhar com os dados de nível medidos.

5.4. Qualidade da água durante evento chuvoso

As análises de qualidade de água em tempo chuvoso foram realizadas durante o evento do dia 22 a 26 de fevereiro de 2008, sendo coletadas amostras no riacho Gulandim e no riacho do Sapo, a cada 30 minutos nas primeiras duas horas de chuva, e após duas e cinco horas da primeira coleta, totalizando assim 7 amostras no dia 22, e, a cada 24 horas de quatro dias consecutivos após o início das chuvas do dia 22, assim, as coletas foram realizadas até o dia 26 de fevereiro, com um total de 11 amostras para cada riacho.

Foram realizadas análises de DQO; Fósforo; pH; AP; AT; AV; Cloretos; Amônio; Nitrito; Nitrato; Óleos e Graxas; Turbidez; Cor; SST; SSF; SSV e Coliformes Fecais; não foi possível realizar análise de DBO₅ e OD em virtude da disponibilidade dos equipamentos de campo e laboratório. Os resultados completos relativos a essas análises estão apresentados no Apêndice C.

Com relação à matéria orgânica, esta foi medida como DQO, a qual apresentou diminuição de concentração ao longo do tempo do período chuvoso em relação à DQO observada em tempo seco, devido, certamente, a diluição da matéria orgânica pelas águas da chuva, tanto no riacho Gulandim quanto no riacho do Sapo.

Com o passar do tempo e o término das chuvas e, conseqüentemente, do escoamento superficial a concentração da DQO voltou a subir ao patamar de tempo seco, 24 horas depois do início da chuva (dia 23) para o riacho Gulandim e 48 horas (dia 24) para o riacho do Sapo (Figura 5.42a). Fato este observado também por Alam *et al* (2007) que estudou o rio Suma em Bangladesh e Benassi (2002) que estudou o ribeirão Bonito em São Paulo, ambos encontraram os maiores valores de matéria orgânica no período seco.

As análises do nutriente fósforo (Figura 5.42b) mostram um comportamento de sua concentração inverso ao verificado da DQO, pois, ocorreu uma elevação neste parâmetro no pico das chuvas, sendo diminuído gradativamente no tempo com a ausência das mesmas, este se eleva devido, certamente, à lavagem da área de drenagem da bacia, assim, carreando fósforo para o curso principal.

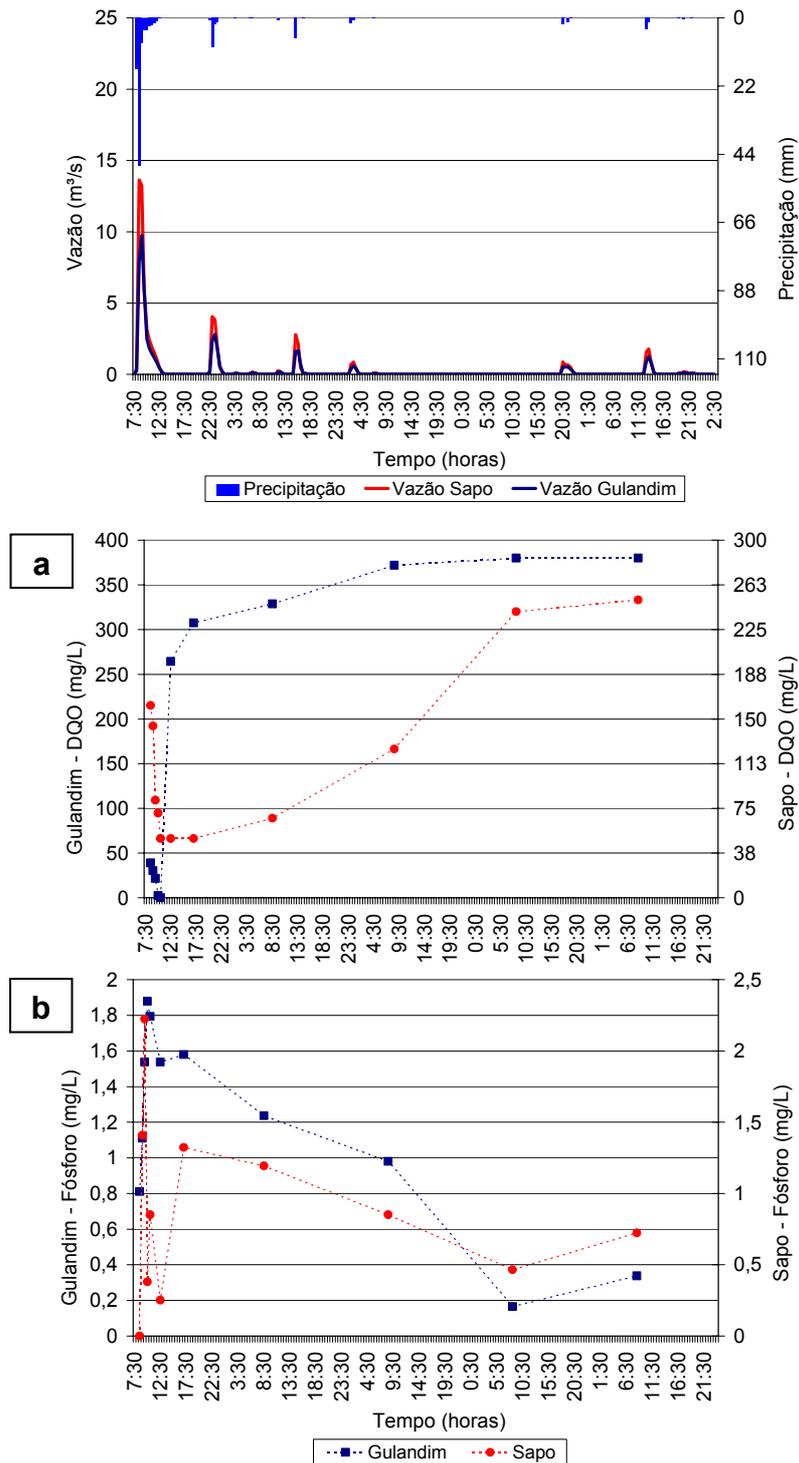


Figura 5.42. a. Variação da concentração de DQO e b. Variação da concentração de fósforo no decorrer do evento chuvoso

A Figura 5.43 apresenta a variação dos nutrientes de nitrogênio nas formas: amoniacal, nitrito e nitrato, para o riacho Gulandim e riacho do Sapo, respectivamente.

Com relação ao parâmetro nitrogênio amoniacal este se comportou de forma semelhante nos dois riachos, de acordo com os gráficos da Figura 5.43, tem-se para os dois riachos uma diminuição do nitrogênio amoniacal durante as chuvas e logo em seguida, ao término das chuvas, voltando ao patamar de tempo seco de forma semelhante para os dois riachos. Observa-se que os maiores valores de concentração de nitrogênio amoniacal foram encontrados no riacho do Sapo, que possui cerca de 40% de rede coletora resultando em maior contribuição de esgoto se comparado com o riacho Gulandim, que possui cerca de 90% de rede coletora de esgoto, além disso, a área de drenagem da sub-bacia do riacho do Sapo é maior que a área de drenagem da sub-bacia do riacho Gulandim.

Fato este também encontrado no estudo de Bottino (2008) que apresentou elevados valores no período seco e valores menores no período chuvoso, assim pode-se dizer que altas vazões tiveram um efeito diluente. Dados semelhantes foram obtidos por Bordalo *et al* (2001) no Bangpakong, na Tailândia e por Benassi (2002) que apresentou para o ribeirão Bonito as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal no período seco e as menores no período chuvoso, fato que a autora relacionou a baixa vazão, diminuindo assim a capacidade de diluição do rio.

As concentrações de nitrito se comportaram de forma inversa para os dois riachos, chegando durante o evento chuvoso no riacho Gulandim a valores entre 0,06 a 0,16 mg/L ao término das chuvas intensas e retornando ao patamar de tempo seco de 0,05 mg/L logo em seguida, já as concentrações no riacho do Sapo chegaram a valores da ordem de 0,13 a 0,05 mg/L ao final das chuvas intensas voltando ao patamar de 0,005 mg/L a partir do terceiro dia sem chuva.

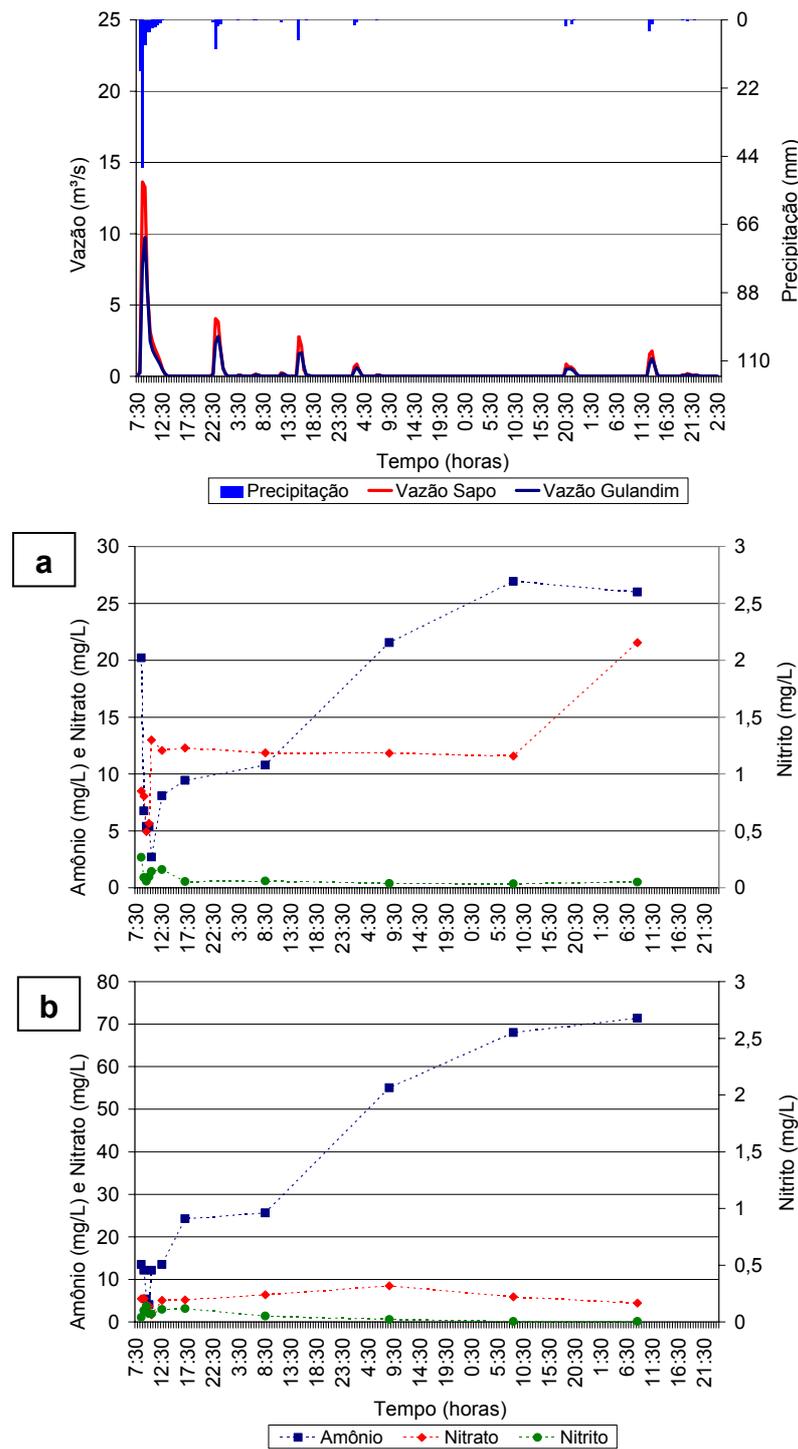


Figura 5.43. a. Variação da concentração de nitrogênio nas formas amoniacal, nitrito e nitrato para o riacho Gulandim e b. riacho do Sapo

A Figura 5.44 ilustra a variação da concentração de nitrito onde se observa o comportamento inverso para os dois riachos, enquanto, durante o evento chuvoso no riacho Gulandim ocorreu redução deste parâmetro durante as

primeiras horas de chuva, no riacho do sapo observa-se um aumento da concentração neste mesmo intervalo de tempo.



Figura 5.44. Ilustração da análise de nitrito nas amostras dos dois riachos.

O nitrato mostrou, durante o evento chuvoso, uma redução na sua concentração para os dois riachos, chegando ao valor 4,9 e 1,7 mg/L no riacho Gulandim e do Sapo, respectivamente, e voltando ao patamar de tempo seco assim que as chuvas mais intensas terminam para o riacho Gulandim, e após 48 horas do término da chuva para o riacho do Sapo.

Percebe-se que o efeito de diluição predomina sobre o processo biológico de nitrificação para as duas sub-bacias, sendo mais intenso na bacia do riacho do Sapo em virtude de sua maior declividade (24,1 m/km) e conseqüentemente maior velocidade de escoamento em comparação a bacia do riacho Gulandim (1,84 m/km). Como a velocidade de escoamento no riacho do Sapo é maior que no Gulandim, as concentrações de nitrito e nitrato são menores que as do Gulandim, devido ao menor tempo para a ocorrência de reação metabólica de nitrificação.

As concentrações de cloretos (Figura 5.45a) se apresentaram de forma semelhante nos dois riachos, com diminuição durante o início das chuvas intensas devido ao efeito de diluição (de 175 mg/L para 3,8 mg/L no riacho Gulandim e de 160 mg/L para 0,15 mg/L no riacho do Sapo), aumentando gradativamente sem no entanto retornar ao patamar de tempo seco, durante as 96 horas monitoradas. Este aumento foi mais rápido no riacho Gulandim que no riacho do Sapo, devido possivelmente a proximidade do mesmo com o mar.

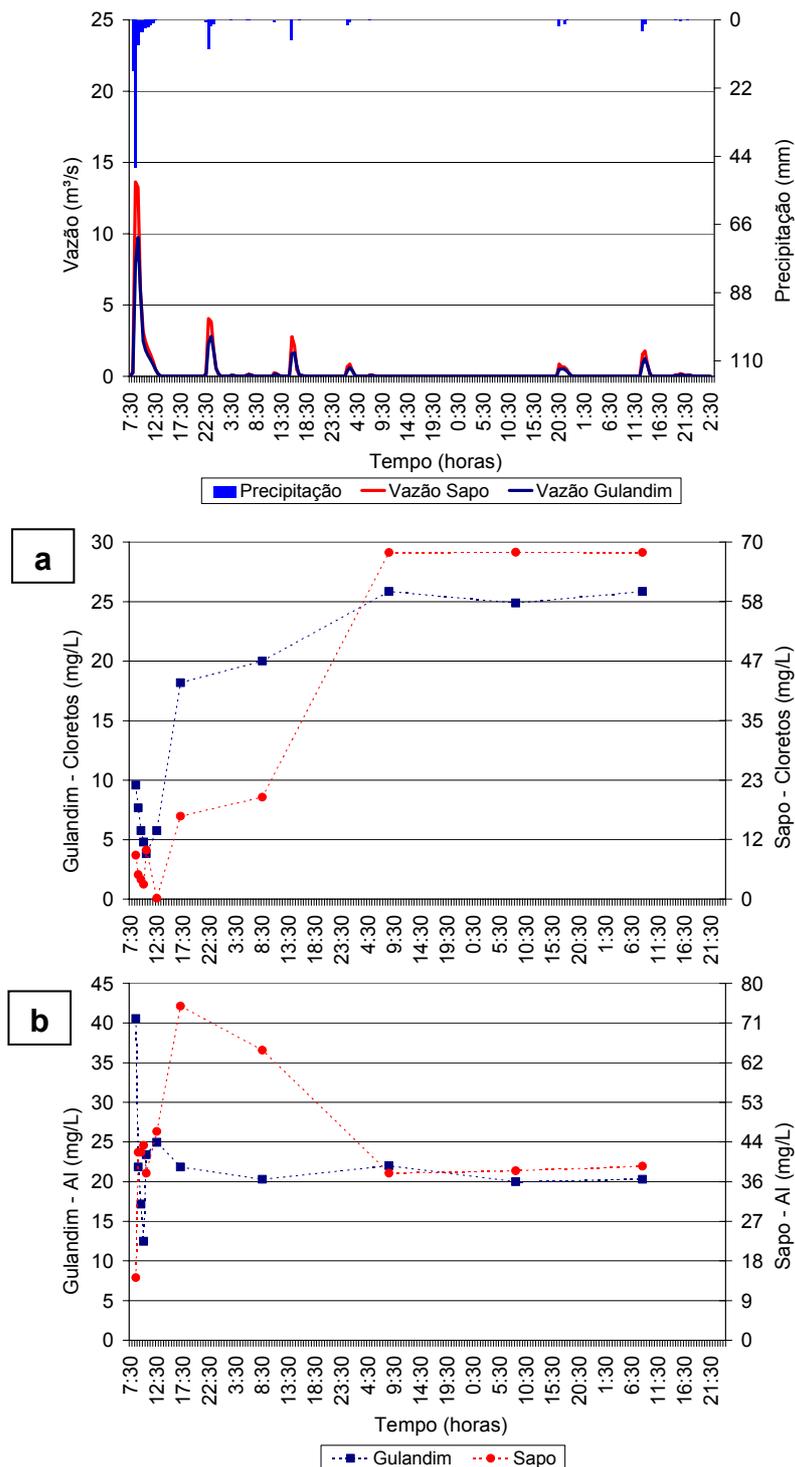


Figura 5.45. a. Variação da concentração de cloretos e b. Variação da concentração de alcalinidade intermediária

A alcalinidade é um indicador de capacidade tampão do sistema, ou seja, ela está diretamente relacionada com os valores de pH e também de condutividade elétrica. Na pesquisa de Bottino (2008). As maiores cargas de alcalinidade no rio Canha foram observadas durante as altas vazões e fortes

chuvas, suscitando a hipótese que a capacidade tampão do meio é baixa. A amplitude sazonal pode ser atribuída aos eventos de chuva e entrada de material alóctone.

O comportamento do perfil da alcalinidade (Figura 5.45b) durante evento chuvoso acompanhou a variação do pH, diminuindo no pico da chuva e retornando ao patamar anterior após seu término. Vale ressaltar que a alcalinidade intermediária (devida a ácidos fracos) predominava sobre a parcial (devido a bicarbonatos) o que demonstra que a mesma não garantia a manutenção do pH nos riachos uma vez que a alcalinidade devida a ácidos fracos é instável. No pico da chuva a alcalinidade intermediária apresentou valor de 12,48 mg/L para o riacho Gulandim e 42,12 mg/L para o riacho do Sapo, e não foi observado alcalinidade parcial durante o pico da chuva e nas demais coletas observou-se uma relação AI/AP de 0,24 para o riacho Gulandim e 0,28 para o riacho do Sapo.

Dessa forma, embora as concentrações de ácidos voláteis observadas nos dois riachos (Figura 5.46a) terem sido muito baixa, inferiores a 2 mg/L (variaram de 0,7 mg/L a 1,9 mg/L), um pequeno aumento de ácidos no pico da chuva, proveniente do carreamento de substâncias húmicas pelas águas da chuva pode ter consumido alcalinidade parcial contribuindo para a diminuição do pH. Como pode ser comprovado pela ausência de alcalinidade parcial observada durante o pico das chuvas mais intensas, momento no qual existia apenas alcalinidade intermediária.

Durante o evento chuvoso, no momento do pico da chuva o pH (Figura 5.46b) dos dois riachos, diminuiu de 7,26 para 5,79 no riacho Gulandim e de 7,13 para 5,81 no riacho do Sapo. Após, encerrado o período de chuva este voltou a oscilar em torno da neutralidade.

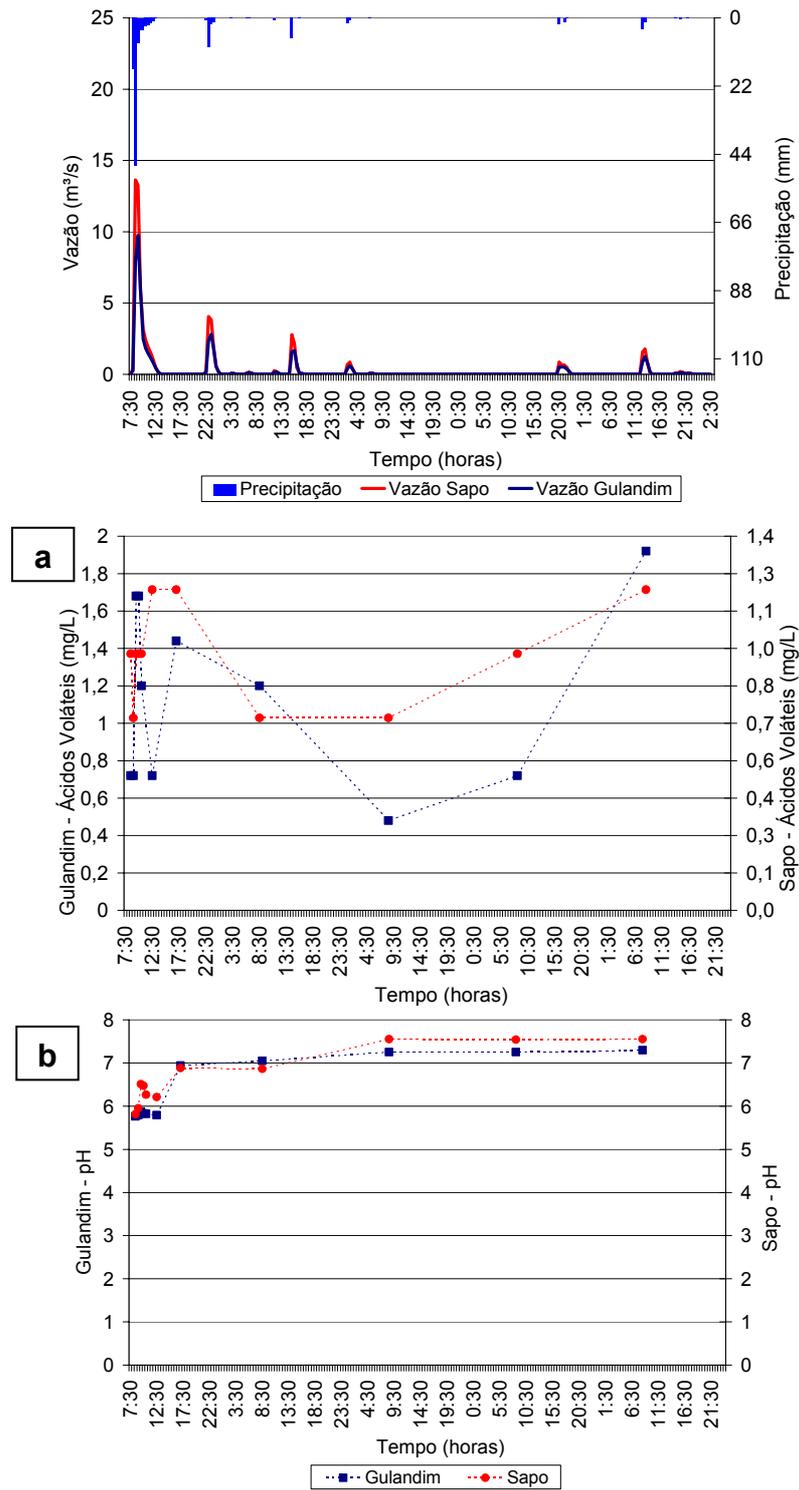


Figura 5.46. a. Variação da concentração de ácidos voláteis e b. Variação de pH

Observa-se pelo gráfico dos óleos e graxas, apresentados na Figura 5.47, que estes são detectados em grande concentração durante os primeiros 30 minutos da chuva, sendo esta conhecida como carga de lavagem, apresentando valores da ordem de 160 mg/L e 5,7 mg/L no riacho do Sapo, e, com rápida

redução da concentração após a carga de lavagem, chegando a 9,4 e 2,2 mg/L no riacho Gulandim e do Sapo, respectivamente. As elevadas concentrações fazem com que haja uma diminuição na área de contato entre a superfície da água e o ar atmosférico, impedindo dessa forma, a transferência do oxigênio da atmosfera para a água, não pôde ser justificado em função da não determinação de OD.

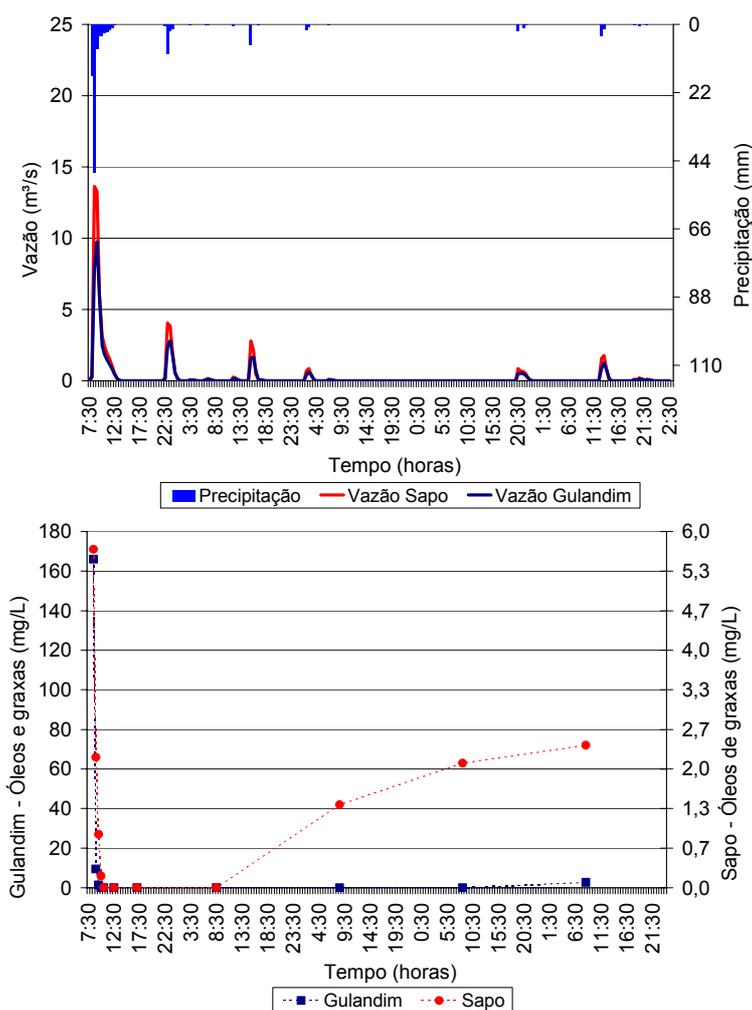


Figura 5.47. Variação de óleos e graxas ao longo das amostras

Com relação aos parâmetros físicos monitorados durante o evento chuvoso a Figura 5.48 apresenta a variação dos valores de cor e turbidez observados. Embora o comportamento desses parâmetros tenham sido semelhantes a sua magnitude foi consideravelmente superior para o riacho do Sapo, como ilustrado na Figura 5.49 onde se pode observar visualmente essa diferença de magnitude.

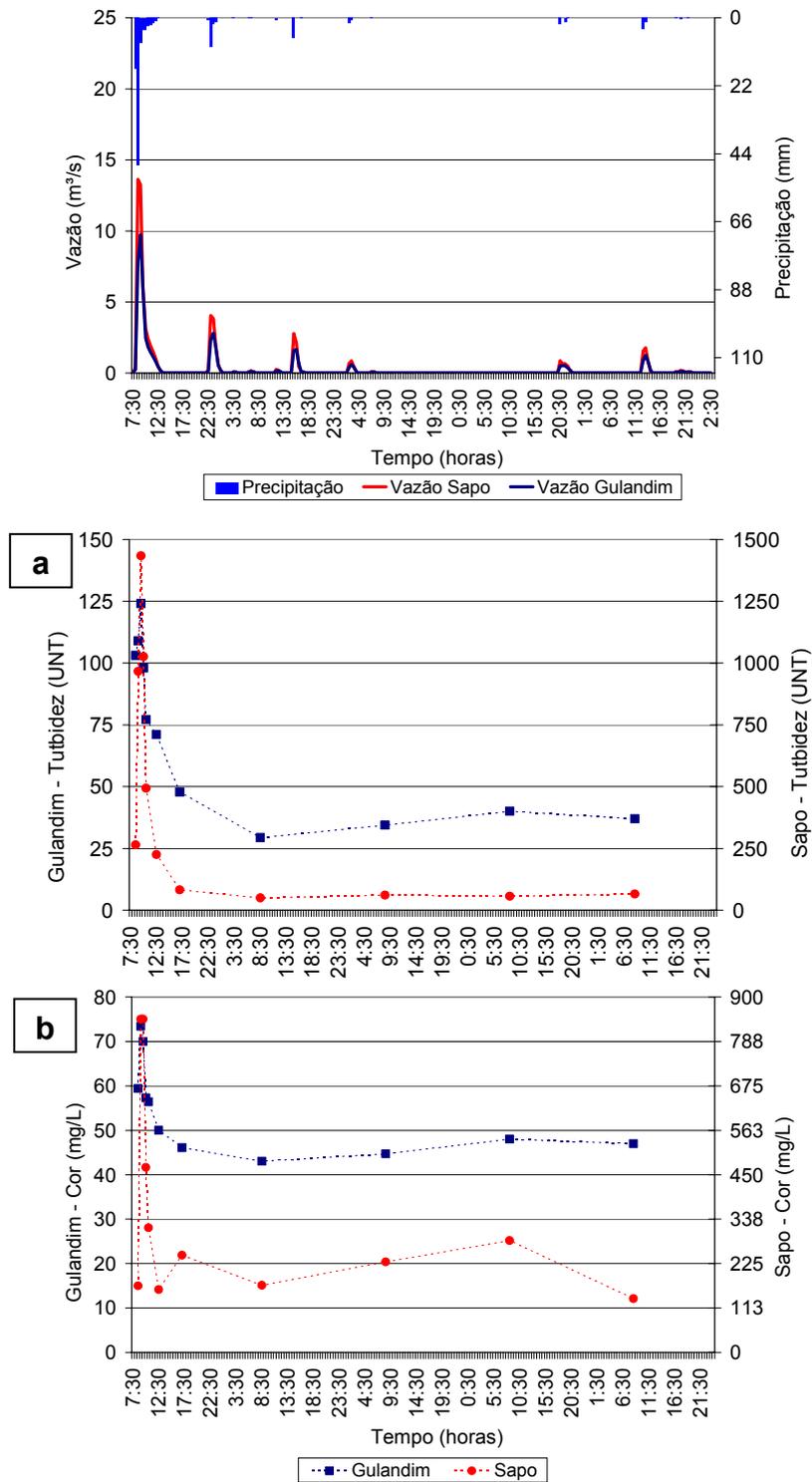


Figura 5.48. a. Variação de turbidez e b. Variação de cor ao longo das amostras



Figura 5.49. Amostras coletadas durante o evento.

Os valores de turbidez variaram de 120 mg/L a 30 mg/L no riacho Gulandim e de 1400 mg/L a 60 mg/L no riacho do Sapo ao longo de todo o evento. Esse elevado valor de turbidez e conseqüentemente cor aparente no riacho do Sapo deve-se a área de drenagem da bacia possuir elevada área de solo exposto com relação à área da bacia do riacho Gulandim.

Observa-se que a turbidez e conseqüente cor elevam-se ao longo do evento chuvoso em virtude do carreamento de material durante a lavagem da área de drenagem, logo após essa lavagem esse valor é reduzido chegando ao valor de referência de tempo seco. Este fato pode ser observado também nas concentrações de sólidos. Resultado semelhante foi apresentado no estudo de Bottino (2008) para o rio Canha, os valores de turbidez durante altas precipitações apresentaram um aumento de montante para jusante, devido ao carreamento de partículas para dentro do leito do rio, além do revolvimento do sedimento.

Com relação à presença de sólidos a Figura 5.50 e Figura 5.51 ilustram através de gráficos a variação na concentração dos sólidos totais, fixos e voláteis nos dois riachos.

Pode ser observado através da fotografia apresentada na Figura 5.52a, uma elevação na quantidade de sólidos durante o evento chuvoso no riacho do Sapo, entretanto, essa observação direta não pode ser vista nas amostras do riacho Gulandim (Figura 5.52b).

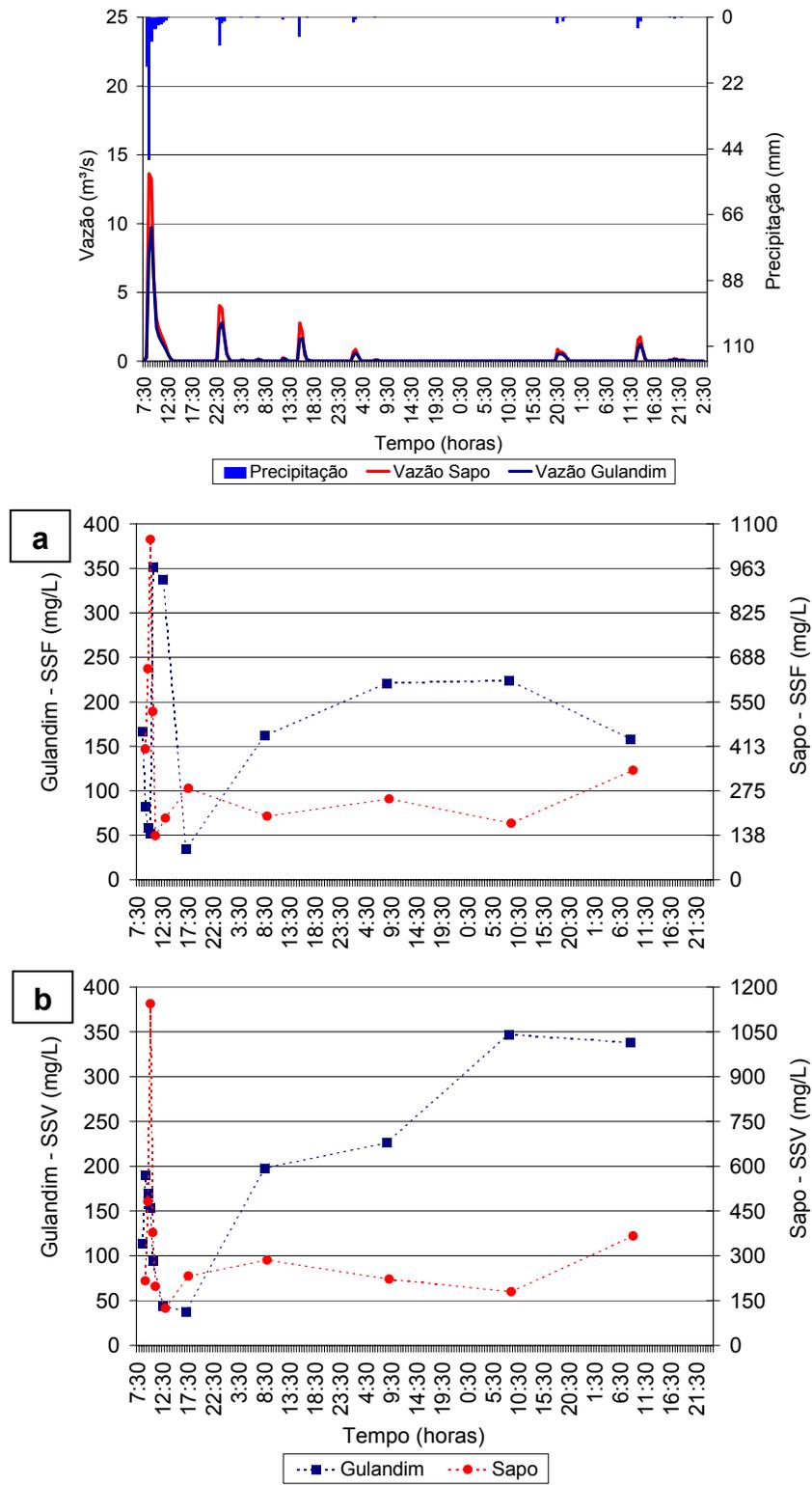


Figura 5.50. a. Variação da concentração de SSF e b. SSV no decorrer do evento chuvoso

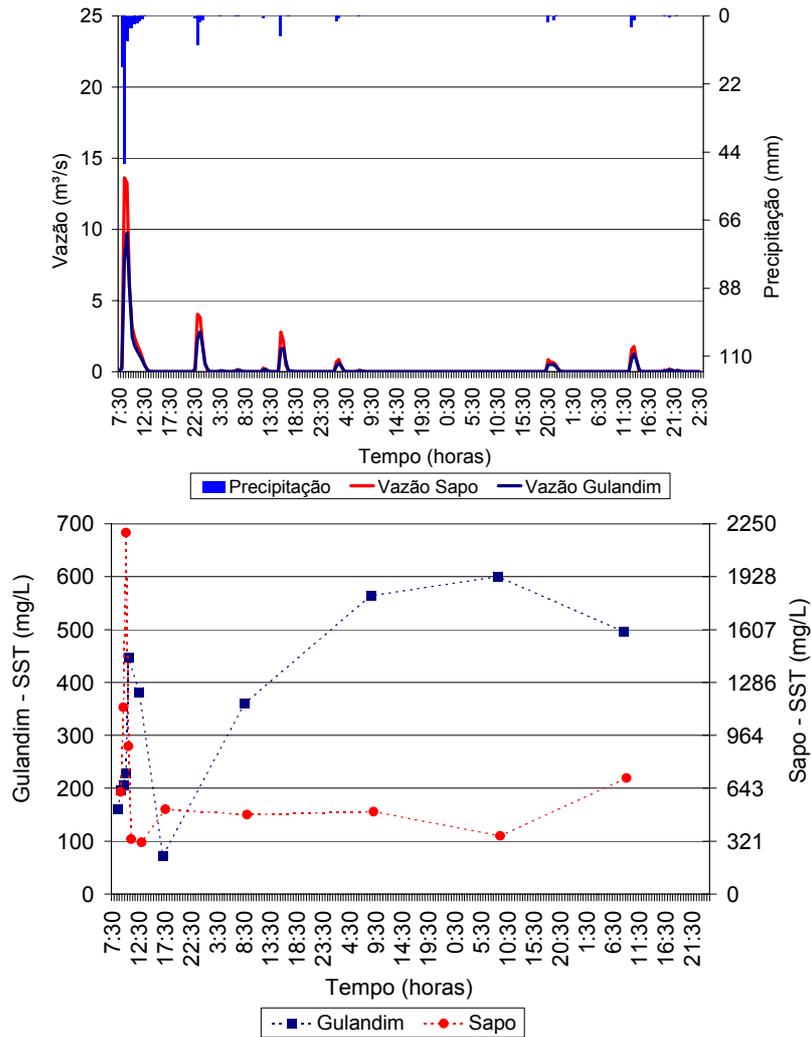


Figura 5.51. Variação da concentração de SST no decorrer do evento chuvoso

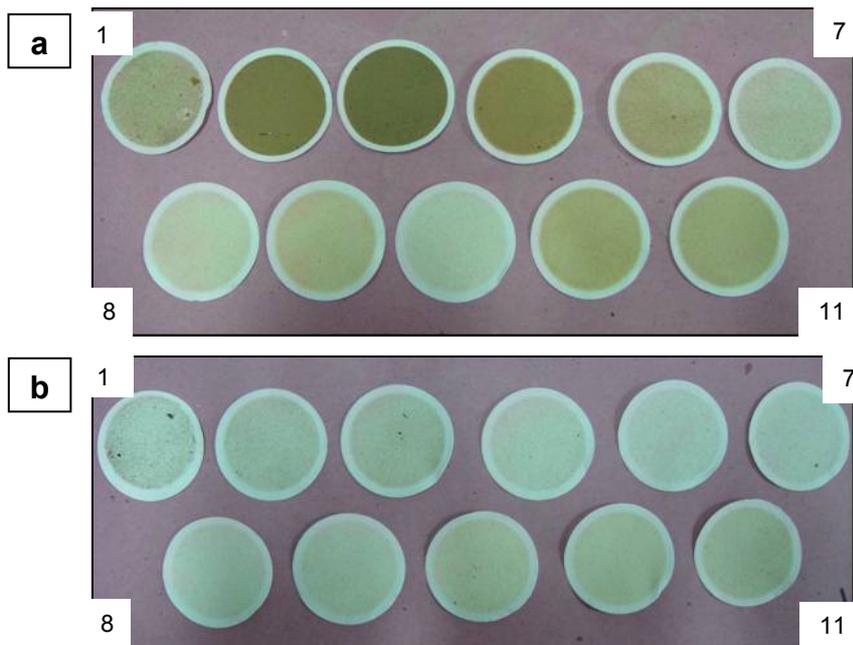


Figura 5.52. a. Fotografia dos sólidos retidos em membranas de filtração das amostras do riacho Gulandim e b. riacho do Sapo

A concentração de sólidos para o riacho Gulandim (Figura 5.50 e Figura 5.51), seus limites variaram de 72 mg/L a 702 mg/L, de 34 mg/L a 476 mg/L, e de 38 mg/L a 376 mg/L, respectivamente para os sólidos totais (SST), sólidos fixos (SSF) e sólidos voláteis (SSV). A relação SSF/SST oscilou entre 0,25 e 0,88, este valor máximo ocorreu durante o período de chuva mais intensa, mostrando que materiais inertes predominavam sobre os orgânicos, entretanto, na maioria das coletas o valor esteve em torno de 0,46, mostrando assim, que materiais orgânicos predominavam sobre os inertes, certamente, devido a impermeabilização desta bacia que tem aproximadamente 97% de suas vias pavimentadas.

Já para as águas do riacho do Sapo (Figura 5.50 e Figura 5.51) os valores verificados foram de 314 mg/L a 2198 mg/L, de 136 mg/L a 1052 mg/L, e de 124 mg/L a 1144 mg/L, respectivamente para os SST, SSF e SSV. A relação SSF/SST oscilou entre 0,40 e 0,70, com uma média de 0,54, isto indicam que os materiais inertes predominavam sobre os orgânicos, devido principalmente por sua bacia possuir cerca de 13% de vias sem pavimento o que permite o carregamento de sólidos para a calha do riacho.

Esse aumento da relação SSF/SST, observados nas águas durante o período chuvoso deve-se ao fato de que em tempo chuvoso há um maior carregamento de terra proveniente da lavagem da área de drenagem da bacia para a calha do riacho. No estudo de Moccellini (2005) foi encontrado, para o rio Jacupiranguinha em São Paulo, resultado semelhante, com maior concentração de SST também no período chuvoso, atribuindo tal ocorrência a lixiviação do solo. O trabalho realizado por Bordalo et al (2001), no rio Bangpakong na Tailândia, também registrou as maiores concentrações dessa variável no período de precipitações mais intensas.

A concentração de sólidos sedimentáveis (SSed) nas coletas do riacho Gulandim apresentou valor de 1,0 mL/L durante o pico da chuva e não foi detectado no restante das amostras, já a concentração no riacho do Sapo variou de 0 a 1,5 mL/L durante as chuvas chegando a 0,10 mg/L após as chuvas.

Como monitoramento bacteriológico durante o evento de chuva foi utilizado exames de *E.coli* (Figura 5.53). Antes do início das chuvas como observado nas análises de tempo seco os coliformes fecais apresentaram valores da ordem de

10^5 a 10^7 organismos/100mL, durante do pico da chuva estes diminuíram bruscamente e apresentaram valores da ordem de 10^1 e 10^2 organismos/100mL retornando ao patamar de tempo seco após 48 horas do término das chuvas, isto se deve pelo fato de que as água de chuva agem como efeito diluição, diminuindo assim sua concentração.

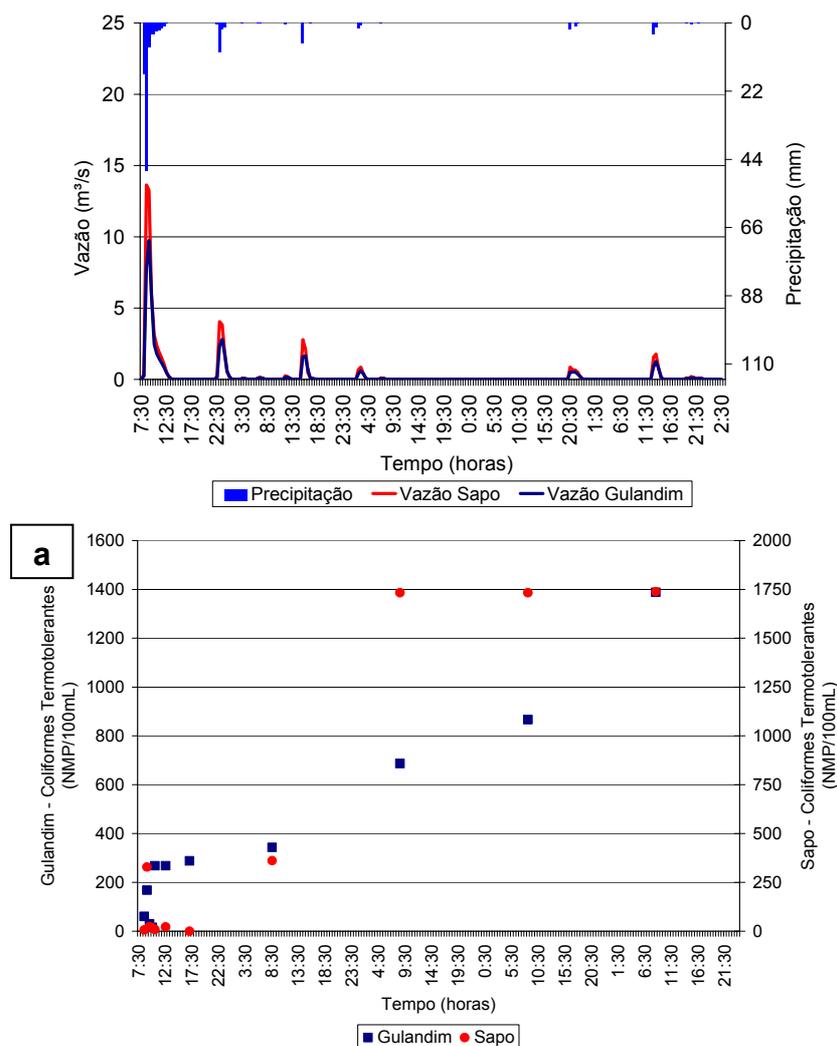


Figura 5.53. Variação de coliformes fecais no decorrer do evento chuvoso

Do ponto de vista qualitativo, as duas sub-bacias estudadas apresentam resposta rápida com relação ao evento de chuva, onde se verificou que após 48 horas do término das mesmas ocorreu retorno aos padrões qualitativos observados em tempo seco.

Durante o evento chuvoso, em virtude da qualidade em tempo seco se assemelhar a esgoto doméstico, a qualidade das águas do riacho Gulandim e riacho do Sapo tende a uma melhoria com relação a tempo seco chegando a

classe 3 de acordo com a resolução do CONAMA nº 357/05, fato este que não ocorre na maioria dos mananciais pois, a água da chuva traz com ela a carga de lavagem que tende a degradar as águas dos mananciais durante evento chuvoso.

5.5. Estimativa da vazão através da precipitação

Durante o evento chuvoso descrito no item anterior, foram feitas estimativas de vazão através da relação entre o nível d'água e a vazão sobre uma soleira, utilizando: (i) equação geral do vertedor e (ii) profundidade crítica sobre a soleira em uma seção retangular.

Em função da inexistência de medidores sistemáticos de nível de água, durante o evento foram feitas fotografias nas seções de interesse, simultaneamente à coleta de amostras para análise de qualidade da água. Após o evento, estas fotografias foram analisadas em visitas de campo para estimar a cota do nível de água sobre a soleira. A Figura 5.54 e Figura 5.55 apresentam as fotografias do momento das coletas G1, G2, G3, G5, G6 e G7 as quais foram correlacionadas a leitura da régua colocada no canal.



Figura 5.54. Fotografia realizada no momento da coleta de amostra no riacho Gulandim, nas coletas G1, G2, G3 e G5



Figura 5.55. Fotografia realizada no momento da coleta de amostra no riacho Gulandim, nas coletas G6 e G7

Após determinação da altura sobre a soleira, foi feita a estimativa da vazão através da expressão básica de vertedor simples (Equação 4.1), utilizando o valor do coeficiente de descarga igual a 2,00 (conforme descrito no item 4.2.1), e foi utilizada também a equação para determinação da vazão associando a altura medida à profundidade crítica do escoamento em seção retangular. Verificou-se que a ordem de grandeza dos dois métodos foi à mesma (conforme pode ser observado na Tabela 5.5), mas optou-se por analisar apenas considerando a equação de vertedor. Deve-se destacar que não foi realizada nenhuma medição de vazão para calibrar os resultados.

Observa-se que os valores de vazão obtidos a partir da equação do vertedor, em virtude da medição da altura ter ocorrido na soleira e não a montante da soleira conforme deve ser realizado, apresentam apenas a ordem de grandeza das vazões determinadas através do IPHS1.

Tabela 5.5. Estimativa da vazão no riacho Gulandim em m³/s.

Ponto	Amostra	Hora	Yc (m)	Q soleira (m ² /s)	Qvert méd(m ³ /s)
Gulandim	G1	7h50min	0,80	9,41	6,01
Gulandim	G2	8h30min	1,00	13,15	8,40
Gulandim	G3	8h57min	0,90	11,23	7,17
Gulandim	G5	10h25min	0,70	7,70	4,92
Gulandim	G6	12h25min	0,35	2,72	1,74
Gulandim	G7	16h53min	0,00	0,00	0,00

Os valores estimados a partir do nível de água foram, então, comparados com os resultados obtidos por simulação chuva-vazão utilizando-se o modelo

IPHS1 e parâmetros SCS-CN obtidos por Pedrosa (2008) e a chuva observada no dia 22/02/2009. Os resultados estão apresentados na Figura 5.56.

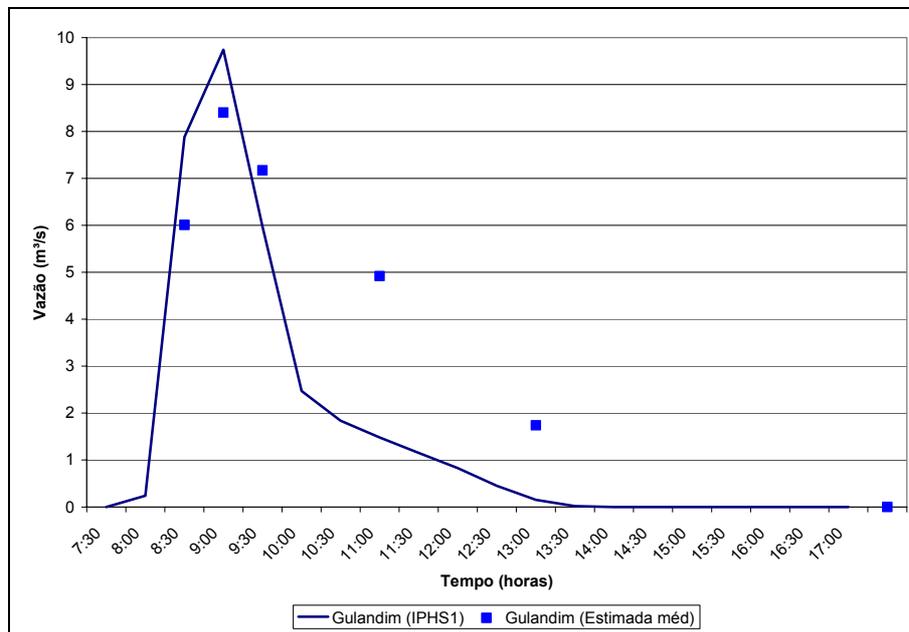


Figura 5.56. Vazão calculada-IPHS1 e vazão observada no riacho Gulandim

Observa-se que a ordem de grandeza das vazões estimadas apresentadas na Tabela 5.5 está coerente com a ordem de grandeza das vazões calculadas pelo modelo IPHS1. Entretanto, percebe-se que a recessão estimada pelo modelo chuva-vazão é mais rápida do que a observada durante o evento.

Foi realizada a mesma análise para o riacho do Sapo, mas, em virtude de dificuldades operacionais durante a coleta, foram feitas fotografias em apenas três coletas, S1, S6 e S7 (Figura 5.57 e Figura 5.58) sendo, portanto, estimados apenas três valores de vazão.



Figura 5.57. Fotografia realizada no momento da coleta de amostra no riacho do Sapo, coleta S1



Figura 5.58. Fotografia realizada no momento da coleta de amostra no riacho do Sapo na coleta S6 e S7.

A Tabela 5.6 apresenta os valores estimados para a vazão, durante a coleta do dia 22 de fevereiro de 2009, através da equação de vertedor e da altura crítica sobre a soleira e a Figura 5.59 mostra a vazão calculada através do modelo chuva-vazão IPHS1, utilizando a precipitação observada e parâmetros apresentados em Pedrosa (2008), e a vazão estimada através da equação do vertedor utilizando C_d igual a 2,00.

Tabela 5.6. Estimativa da vazão no riacho do Sapo

Ponto	Amostra	Hora	Y_c (m)	Q soleira (m^2/s)	Q_{vert} méd (m^3/s)
Sapo	S1	8h25min	1,4	23,87	15,24
Sapo	S6	12h28min	0,2	1,29	0,82
Sapo	S7	17h05min	0,04	0,12	0,07

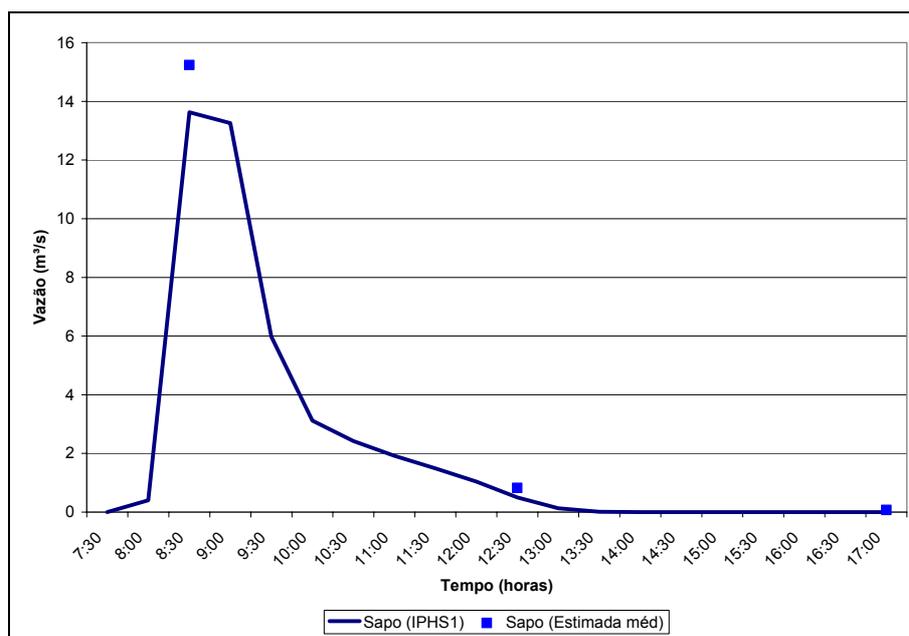


Figura 5.59. Vazão calculada-IPHS1 e vazão observada no riacho do Sapo

Nota-se através da Figura 5.59 a mesma tendência que ocorre com os valores estimados para o riacho Gulandim, estando, portanto, coerente com a ordem de grandeza das vazões calculadas pelo modelo IPHS1.

5.6. Estudo da relação chuva-vazão-qualidade

5.6.1. Avaliação da vazão de contribuição de carga poluidora do riacho Gulandim para o riacho Reginaldo

Em 22/02/2009 foram realizadas estimativas de vazão de um dos contribuintes do riacho Reginaldo, o riacho Gulandim que corresponde ao ponto de coleta P2, conforme item anterior. Essa medição teve também como objetivo possibilitar estimar a carga de poluentes e contaminantes desse afluente para o riacho Reginaldo, haja vista que, simultaneamente a estimativa de vazão, foram determinados alguns parâmetros físico-químicos e microbiológicos neste ponto. A vazão estimada nesta seção (P2) encontra-se apresentada na Tabela 5.7.

Tabela 5.7. Vazão estimada no riacho Gulandim

Ponto	Amostra Coletada	Hora da Coleta	Q vert (m ³ /s)
Gulandim	G1	8h15	5,86
Gulandim	G2	8h44	8,19
Gulandim	G3	9h10	6,99
Gulandim	G5	10h38	4,80
Gulandim	G6	12h38	1,70
Gulandim	G7	17h00	0,00

A Tabela 5.8 apresenta a estimativa da contribuição mássica do riacho Gulandim para o riacho principal da bacia, tomando como base a vazão estimada na Tabela 5.7.

Observa-se pela Tabela 5.8 que a contribuição de sólidos se destaca principalmente os SST que chegam a aproximadamente 7.715,8 kg/h, conseqüentemente, fazendo com que haja um aumento de turbidez e cor.

A matéria orgânica carbonácea chegou à ordem de 1.600 kg/h em termos de DQO. Também contribuem para a demanda de oxigênio a carga de N-amoniaco, chegando a aproximadamente 426 kg/h, e em menor escala a de N-nitrito chegando a cerca de 5 kg/h. Ainda com relação aos nutrientes, o fósforo contribui com carga de nutriente, chegando a 38,72 kg/h.

Tabela 5.8. Parâmetros de qualidade de água no riacho Gulandim (P2) e respectivas contribuições mássicas em coleta realizada em 22/02/2009.

Parâmetros	G1		G2		G3		G5		G6	
	Conc. (mg/L)	Carga (kg/h)								
SST	356	7512	196	5782	228	5746	446	7716	382	2334
SSF	166	3503	82	2419	58	1462	352	6090	338	2065
SSV	190	4009	114	3363	170	4284	94	1626	44	269
DQO	39	820	30	893	22	547	ND	ND	264	1615
Cloretos	10	202	8	226	6	145	4	66	6	35
Amônio	20	426	7	199	5	136	3	47	8	49
Nitrito	0,3	5,6	0,1	2,6	0,1	1,4	0,1	2,5	0,1	0,9
Nitrato	8,5	179,3	8,0	236,6	4,9	124,5	13,0	224,9	12,3	75,1
Fósforo total	1,1	23,4	0,8	23,8	1,5	38,7	1,8	31,0	1,5	9,4

ND: não detectada

Logo após o término das chuvas ocorre também o término do escoamento, assim, toda água do riacho Gulandim é recalçada para o emissário submarino, não havendo mais contribuição para o riacho Reginaldo.

5.6.2. Avaliação da vazão de contribuição de carga poluidora do riacho do Sapo para o riacho Reginaldo

Em 22/02/2009 foram realizadas estimativas de vazão de um dos contribuintes do riacho Reginaldo, o riacho do Sapo, que corresponde ao ponto de coleta P4. Essa medição teve também como objetivo possibilitar estimar a carga de poluentes e contaminantes desse afluente para o riacho Reginaldo, haja vista que, simultaneamente a estimativa de vazão, foram determinados alguns parâmetros físico-químicos e microbiológicos neste ponto. A vazão estimada nesta seção (P4) encontra-se apresentada na Tabela 5.9.

Tabela 5.9. Vazão estimada no riacho do Sapo

Ponto	Amostra	Hora da Coleta	Q vert (m ³ /s)
Sapo	S1	8h21	14,86
Sapo	S6	12h47	0,80
Sapo	S7	17h11	0,07

A Tabela 5.10 apresenta a estimativa da contribuição mássica do riacho do Sapo para o riacho principal da bacia, tomando como base a vazão estimada na Tabela 5.9.

Tabela 5.10. Parâmetros de qualidade de água no riacho do Sapo (P4) e respectivas contribuições mássicas em coleta realizada em 22/02/2009

Parâmetros	S1		S2		S3	
	Conc. (mg/L)	Carga (kg/h)	Conc. (mg/L)	Carga (kg/h)	Conc. (mg/L))	Carga (kg/h)
SST	620	33.170,00	314	907,46	514	132,61
SSF	404	21.614,00	190	549,10	282	72,76
SSV	216	11.556,00	124	358,36	232	59,86
DQO	161,30	8.629,53	38,88	112,35	49,61	12,80
Cloretos	8,61	460,87	11,49	33,19	16,27	4,20
Amônio	13,47	720,69	13,47	38,93	24,25	6,26
Nitrito	0,039	2,09	0,110	0,32	0,118	0,03
Nitrato	5,413	289,58	5,033	14,55	5,176	1,34
Fósforo total	0,00	0,00	0,251	0,73	1,322	0,34

ND: não detectada

Com relação aos sólidos, esse se apresenta de forma expressiva, destacando os SST que chega a aproximadamente 33.170 kg/h, assim, aumentando a turbidez e a cor.

Com relação aos nutrientes, a matéria orgânica medida como DQO apresentou ordem de 8.600 kg/h, o nitrogênio amoniacal também contribui para a demanda de oxigênio, chegando a cerca de 720 kg/h, e em menor escala o nitrito chegando a aproximadamente 2 kg/h, já a carga de contribuição de fósforo chegou a apenas 1,3 kg.P/h.

Com o passar das chuvas na bacia do riacho do Sapo ocorre à diminuição do escoamento. Apesar do término das chuvas e da redução do escoamento, este não se torna nulo, assim como o do riacho Gulandim, então, no riacho do Sapo, uma parte da vazão é recalçada para o emissário submarino e outra parte desta ainda verte na soleira para o riacho Reginaldo e contribui da ordem das cargas apresentadas no ponto P4.

5.6.3. Avaliação da vazão de contribuição de carga poluidora do riacho Pau d'Arco para o riacho Reginaldo

Em 20/02/2008 foi realizada a medição da vazão de um dos contribuintes do riacho Reginaldo, o riacho Pau d'Arco, que corresponde ao ponto de coleta P6. Essa medição teve como objetivo possibilitar estimar a carga de poluentes e contaminantes desse afluente para o riacho Reginaldo, haja vista que,

concomitantemente à medição de vazão, foram determinados os parâmetros físico-químicos e microbiológicos neste ponto. A Tabela 5.11 apresenta a estimativa da contribuição mássica do riacho Pau d'Arco para o riacho principal da bacia, tomando-se como base a vazão medida nesta seção (P6) que foi de 750 L/s ou 27×10^5 L/h.

O critério adotado para a escolha desse ponto de amostragem, nesse período, deveu-se à significativa vazão observada durante as visitas de campo.

Tabela 5.11. Parâmetros de qualidade de água no riacho Pau d'Arco (P6) e respectivas contribuições mássicas em coleta realizada em 20/02/2008

Parâmetros físico-químicos	Concentração (mg/L)	Carga (kg/h)
OD	0,6	1,62
SST	49	132,3
SSF	22	59,4
SSV	27	72,9
SDT	472	1274,4
DBO ₅	70	189
DQO	329	888,3
Cloretos	43	116,1
Nitrogênio amoniacal	19	51,3
Nitrogênio (Nitrito)	0,004	0,011
Fósforo total	7	19
Parâmetros microbiológicos	Concentração	Carga
Coliformes totais	$5,8 \times 10^7$ UFC/100 mL	$156,6 \times 10^{13}$ UFC/h
<i>E. coli</i>	$1,8 \times 10^7$ UFC/100 mL	$48,6 \times 10^{13}$ UFC/h
Bact. heterotróficas	$6,4 \times 10^7$ UFC/100 mL	$172,8 \times 10^{13}$ UFC/h
Colifagos	$4,65 \times 10^4$ UFP/100 mL	$125,55 \times 10^{10}$ UFP/h
<i>C. perfringens</i>	$1,3 \times 10^5$ NMP/100 mL	$35,1 \times 10^{11}$ NMP/h

Como pode ser observado, a contribuição de sólidos é significativa, com destaque para os SDT com 1274,4 kg/h.

A matéria orgânica carbonácea foi da ordem de 189 e 889 kg/h em termos de DBO₅ e DQO, respectivamente. Também contribuem para a demanda de oxigênio a carga de N-amoniacal, com 51,84 kg/h, e em menor escala a de N-nitrito com 0,011 kg/h. Neste caso o oxigênio do meio, quando presente, é consumido no processo de nitrificação. O balanço de oxigênio dissolvido é negativo uma vez que a contribuição de OD do riacho Pau d'Arco para o riacho Reginaldo, 1,62 kg/h, pode ser considerada desprezível face às demandas carbonácea e nitrogenada.

Além do nitrogênio, o fósforo contribui com carga de nutriente, cerca de 20 kg/h, o que pode desencadear o processo de eutrofização, situação que favorece ainda mais a deterioração da qualidade da água.

Quanto aos microrganismos indicadores de contaminação, a contribuição para o riacho Reginaldo foi da ordem de 10^{11} a 10^{13} organismos/h.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Conforme objetivos do projeto Casadinho, este trabalho pode ser usado para a “definição dos critérios para elaboração do plano de gestão ambiental integrada da bacia do riacho Reginaldo”, uma vez que apresenta uma boa caracterização das relações quali-quantitativas tanto em tempo seco como durante evento chuvoso, em alguns pontos específicos da bacia.

Em decorrência da precariedade do uso dos serviços de saneamento básico em toda a região da bacia e falta de comprometimento e responsabilidade social por parte da população, o riacho Reginaldo e seus afluentes transformaram-se em canais de depósito de resíduos líquidos e sólidos. Nesta situação de degradação ambiental, há a proliferação de vetores transmissores de doenças que comprometem a qualidade de vida da população da bacia e seu entorno.

A impermeabilização sem controle em prédios públicos e privados, a falta de espaços livres nas residências, o desmatamento, a ocupação de encostas e o uso generalizado de pavimento asfáltico nas ruas exercem grande influência no escoamento superficial, e, mostra a necessidade de um controle mais rigoroso do uso do solo e uma conscientização da população.

Entretanto, apesar de toda urbanização e impermeabilização verificada na parte intermediária e baixa da bacia, na cabeceira ainda há locais descampados com vegetação rasteira e ruas não pavimentadas, no entanto a cabeceira da bacia é formada por canais intermitentes e sem controle da ocupação, o que num futuro próximo, pode levar a situações de alta densidade de casas populares nas encostas destas vertentes com ocupação realizada de forma desordenada ou o avanço de conjuntos habitacionais planejados.

Foi observado, também, que o riacho Reginaldo em tempo seco, não possui mais nascente perene, e sua calha veicula somente águas residuárias e resíduos sólidos, e que em épocas de chuva escoam grandes volumes de água em que a lâmina líquida da área inundada chega a atingir a altura de 2,5 m, aproximadamente.

De acordo com os dados apresentados, a qualidade microbiológica e físico-química do riacho Reginaldo e de seus afluentes durante o período seco e em evento chuvoso, encontra-se bastante comprometida em função das condições de saneamento e do meio ambiente, o que expõe a população às doenças de

veiculação hídrica. Assim, através das análises de qualidade da água em tempo seco pode-se perceber que as águas da bacia do riacho Reginaldo assemelham-se a esgoto doméstico de fraco a forte podendo essas águas somente se enquadrar pela resolução do CONAMA nº 357/05 em classe 4.

Com relação à qualidade das águas durante evento chuvoso, as duas sub-bacias estudadas, riacho Gulandim e riacho do Sapo, apresentam resposta rápida com relação a esse evento, onde se verificou que após 48 horas do término das mesmas ocorreu o retorno aos padrões qualitativos observados em tempo seco.

Durante o evento chuvoso, em virtude da qualidade em tempo seco se assemelhar a esgoto doméstico, a qualidade das águas do riacho Gulandim e riacho do Sapo tende a uma melhoria com relação a tempo seco chegando a classe 3 de acordo com a resolução do CONAMA nº 357/05, fato este que não ocorre na maioria dos mananciais pois, a água da chuva traz com ela a carga de lavagem que tende a degradar as águas dos mananciais durante evento chuvoso.

Através da estimativa da vazão foi possível determinar a carga poluidora de contribuição das águas do riacho Gulandim e do riacho do Sapo para o riacho Reginaldo observa-se uma contribuição de sólidos expressiva, fazendo com que haja um aumento de cor e turbidez, e há também uma elevada carga de nutrientes (DQO, nitrogênio e fósforo) e outros poluentes. Entretanto, com o término das chuvas essa carga no riacho Gulandim torna-se nula, pois, toda vazão deste riacho é recalçada para o emissário submarino. No riacho do Sapo, a vazão é reduzida e uma parte desta é recalçada para o emissário submarino e outra parte verte para o riacho Reginaldo e contribui da ordem das cargas apresentadas no ponto P4 (foz do riacho do Sapo) no período de tempo seco.

A determinação da vazão de um dos contribuintes do riacho Reginaldo, o riacho Pau d'Arco, em tempo seco, permitiu a avaliação da contribuição mássica de contaminantes deste afluente, onde se observou uma expressiva carga de matéria orgânica carbonácea (DBO₅ e DQO), nutrientes (nitrogênio e fósforo), sólidos, microrganismos indicadores e outros poluentes.

A elevada carga de esgotos domésticos e baixa capacidade de diluição contribuem para que o riacho Reginaldo, ao longo de seu percurso, não realize o processo de autodepuração de suas águas.

Assim sendo, várias ações de saneamento ambiental devem ser

implementadas para o restabelecimento da qualidade sanitária da bacia do riacho Reginaldo. Tais ações devem ser focadas na coleta e tratamento de esgotos domésticos, drenagem urbana, coleta e transporte de resíduos sólidos e educação ambiental, uma vez que foi possível observar que sua qualidade é compatível com o esgoto sanitário *in natura*.

Com relação às recomendações para trabalhos futuros deverá ser monitorada a vazão e a qualidade das águas do riacho Reginaldo e de seus afluentes para avaliar a carga poluente em tempo seco e em tempo chuvoso, bem com deverá ser realizada uma avaliação ambiental ao longo de toda a bacia para detecção dessas fontes de poluição, sejam elas pontuais ou difusas. Como resultado qualitativo deverá ser apresentada a relação entre materiais biodegradáveis e materiais persistentes em tempo de estiagem e em tempo chuvoso, e também a relação dos metais Cd, Cr e Cu para esses períodos, que não foi possível realizar neste trabalho em virtude de disponibilidade de equipamentos laboratoriais.

7. REFERÊNCIAS

AISSE, M.M; DEBASTIANE, W. G.; BUDZIAK, M. F. 2006. **Modelagem Qualitativa da Água Aplicada a Sub-bacia da Barreirinha**. Relatório Final. Programa interdisciplinar de pesquisa e intervenção na Bacia do Rio de Belém. Curitiba: Pontifícia Universidade Católica do Paraná, PUC, Curitiba, PR 2006.

ALAM, J. B.; HOUSSAIN, A.; KHAN, S. K.; BANIK, B. K.; ISLAM, M. R.; MUYEN, Z. & RAHMAN, M. H. 2007. **Deterioration of quality of Suma river**. Env. Monit. Acess. V 134, p. 233-242. 2007.

ANDRADE, N. J. & MACEDO, J. A. B. 1996. **Higienização na indústria de alimentos**. São Paulo: 182 p. Varela, 1996.

APHA, AWWA, WEF. 1998 **Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater**. 20th ed. Public Health Association Inc. New York., USA, 1998.

ARMITAGE, N. & ROOSEBOOM, A. 1998. **The removal of litter from stormwater conduits in the developing world**. In: BUTER, D. e MAKSIMOVIC, C. 1998. Developments in urban drainage modelling (UDM'98). London: Pre-prints of fourth international conference. 1998

ARMITAGE, N. e ROOSEBOOM, A. 2000. **The removal of urban litter from stormwater conduits and streams: paper 1 – The quantities involved and catchment litter management options**. Water SA. No. 2. Vol. 26. Disponível em: www.wrc.org.za. 2000

BAUMGARTEN, m. G. Z.; NIENCHESKI, I. F. 1995. **Qualidade das águas que margeiam a cidade do rio grande: nutrientes e detergentes dissolvidos**. Atlântica. V.17, p. 1995.

BAUMGARTEN, M. G. Z.; ROCHA, J. M. B.; NIENCHESKI, I. F. H. 1996. **Manual de análises de oceanografia química**. Rio Grande: editora da FURG. 132p. 1996.

BAUMGARTEN, m. G.; POZZA, s. A. 2001. **Qualidade de águas. Descrição de parâmetros químicos referidos na legislação ambiental**. Rio Grande: ed. Furg. 166p. 2001.

BENASSI, S. F. 2002. **Estudo das variáveis limnológicas e do processo de autodepuração na “descontinuidade Serial” do ribeirão Bonito (SP)**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 120p. 2002.

BERTRAND-KRAJEWSKI, J.; CHEBBO, G. & SAGET, A. 1998. **Distribution of Pollutant Mass vs. Volume in Stormwater Discharges and the First Flush Phenomenon**, Water Resource. v. 32, n. 8, p. 2341-2356, 1998.

BLACK, J. G. (2002). **Microbiologia: Fundamentos e Perspectivas**. 4ª edição. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara Koogan.

BORDALO, A. A.; NILSUMRANCHIT, W. CHARLERMVAT, K. 2001. **Water quality and uses of Bangpakong river (Eastern Thailand)**. Water Research, v. 35, nº 15, p 3635-3642. 2001.

BOTTINO, F. 2008. **Estudo experimental e matemático de qualidade da água com base na ecologia fluvial de pequenas bacias: Estudo de caso do rio Canha, Baixo Ribeira de Iguape, SP**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 208p. 2008.

BRITES, A. P. Z. 2005. **Avaliação da Qualidade da Água e dos Resíduos Sólidos Veiculados nos Sistemas de Drenagem Urbana**. 171 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria. 2005

BRITES, A. P. Z; GASTALDINI, M. C. C. 2007. **Avaliação da Carga Poluente no Sistema de Drenagem de Duas Bacias Hidrográficas Urbanas**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, vol. 12, n. 4, 2007.

CAIRNCROSS, S.; FEACHEM, R. G. (1983). **Environmental Health Engineering in the Tropics: An Introductory Text**. Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore: John Wiley & Sons.

CAMPBELL, J. 1973. **Nitrogen excretion**. In: Prosser, C. L. Comparative animal physiology. Philadelphia: W.B. Saunders. P. 279 - 316. 1973.

CAMPOS, R.O.G. 2000. **Modelação Matemática de Cheias Urbanas com Introdução da Obstrução por Resíduos Sólidos**. Dissertação (Mestrado), Programa de Engenharia Civil, COPPE/UFRJ. 269p. 2000

CARVALHO, N. O. 1994. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 372 p., 1994.

CARVALHO, N. O.; FILIZOLA Jr, Naziano P.; SANTOS, Paulo Marcos C. 2000. **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília: ANEEL, 154 p., 2000.

CERETTA, M. C. **Avaliação dos aspectos da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do arroio Cadena - município de Santa Maria – RS**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Maria. 154p. 2004.

CERQUEIRA, J. A. C & FILHO, L.G.de B. L. 2005. **Melhoramento do Sistema de Limpeza e Controle de Fluxo do Riacho Reginaldo em Maceió/AL**. Prefeitura Municipal de Maceió, SOMURB – Diretoria de Obras e Serviços – Deptº de Galeria e Canais. 2005.

CHAMUN, C. C. 2008. **Avaliação da poluição difusa de esgoto doméstico veiculado à bacia hidrográfica urbana**. 157 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Maria. 2008.

CHAPMAN, D. 1998. **Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. Edited by Deborah Chapman, London: E & FN Spon, 2nd ed. 626 p, 1998.

CHEBBO, G.; GROMAIRE, M. C.; AHYERRE, M.; GARNAUD, S. 2001. **Production and transport of urban wet weather pollution in combined sewer systems: the “Marais” experimental urban catchment in Paris**. Urban Water. v. 3. Issues 1-2. p3-15. 2001.

CHIEW, F.H.S. e McMAHON, T.A. 1999. **Modelling Runoff and Diffuse Pollution Loads in Urban Areas**. Water Science and Technology, v.39, n. 12, p. 241-248, 1999.

CHOE, J.S.; BANG, K.W.; LEE, J.H. 2002. **Characterization of Surface Runoff in Urban Areas**. Water Science and Technology, v.45, n. 9, p. 249-254, 2002.

CORSO, J. 1989. **Estimativa da produção de sedimentos na bacia hidrográfica do Arroio Itaquirinchim, Santo Ângelo , RS, a partir de medições de turbidez da água**. 1989. 81f. Dissertação (Pós Graduação em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria , 1989.

COSTA JUNIOR, L.L. da & BARBASSA, A.P. 2003. **Caracterização da ocupação e impermeabilização do solo de sub-bacias hidrográficas da cidade de Jaboticabal - SP**. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Curitiba: ABRH, p.1-17, 2003.

COSTA, 1977. John E. Sediment **Concentration and duration in stream channels**. Journal of Soil and Water Conservation, p.168-70, July-August, 1977.

COSTAS, M. F. T **Avaliação hidrossedimentológica de uma pequena bacia em urbanização**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Maria. 140p. 2003.

DALCANALE, F. **Simulação de cargas difusas em bacias rurais**. São Paulo: Escola politécnica/USP, Dissertação (Mestrado) 110p, 2001.

DANIEL, L. A. (Coordenador) (2001). **Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável**. Rio de Janeiro: RiMa, ABES.

DE LUCA, S. J.; CASTRO, C. B.; IDE, C. N. 1990. **Contaminação da chuva e da drenagem pluvial**. Ambiente. Vol 4. No 1. 1990.

DE LUCA, S.J.; MILANO, L.B.; IDE, C.N. 1991. **Rain and urban stormwater quality**. Water Science Technology Kyoto, v.23, pp.133-140, 1991.

DELETIC, A. 1998. **The First Flush Load of Urban Surface Runoff**. Water Research. v. 32, n. 8, p. 2462-2470, 1998.

DENARDIN, J.L.; FREITAS, P.L. 1982. **Características fundamentais da chuva no Brasil**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v.17, n.10, p.1409-1416, 1982.

EIGER, S.; SALATI, E.; PETRACCO, P. & MARCONDES, D. S. **Modelagem de cargas de nutrientes para a bacia hidrográfica do Rio do Peixe, SP**. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Belo Horizonte, 1999.

ELLIS, B. 1991. **Urban Runoff Quality In The UK: Problems, Prospects And Procedures**. Journal Applied Geography, Vol II, 187-200, 1991.

EPA. 1999. **Preliminary Data Summary of Urban Storm Water Best Management Practices**. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA-821-R-99-012. 1999.

FERNANDES, N. B. 2006. **Coleta de Resíduos Sólidos em Comunidades de Difícil Acesso: O caso da Grota do Aterro, na bacia do Reginaldo em Maceió/AL**. Monografia de Especialização em Gestão de Recursos Hídricos. Universidade Federal de Santa Catarina; 2006a.

FERNANDES, N. B. & CALLADO, N. H.; 2006. **OCUPAÇÃO DE FUNDOS DE VALES DE BACIAS URBANAS o caso da bacia do riacho Reginaldo em Maceió/AL**. In VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Gravatá-PE; Out. 2006, CD-ROM, ABRH, 2006b.

FUNDERBURG, S. W.; SORBER, C. A. (1985). **Coliphages as indicators of enteric viruses in active sludge**. Water Research, v.19, n.5, p.547-55.

GASTALDINI, C.C.M.; TEIXEIRA, C. E. 2003. **Avaliação da Qualidade da Água** In: PAIVA, D. B. J. & PAIVA, D.C.M.E. (eds) Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas. 2003.

GOMES, L.A. & CHAUDHRY, F.H. 1981. **Aspectos Qualitativos das Águas Pluviais Urbanas**. In: 11º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Fortaleza, 1981.

GONÇALVES, R. F. (Coordenador) (2003). **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 438p.

GUPTA, K. & SAUL, A.J. 1996. **Specific Relationships for the First Flush Load in Combined Sewer Flows**. Water Resource. v. 30, n.5, p. 1244-1252, 1996.

HELLER, L. (1997). **Saneamento e Saúde**. OPAS/OMS. Brasília.

IDE, C. N. 1984. **Qualidade da drenagem pluvial urbana**. Porto Alegre: UFRGS - Curso de Pós-Graduação Recursos Hídricos e Saneamento. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1984.

JANUAER, G. A. 2000. **Ecohydrology: fusing concepts and scales**. Ecological Engineering, nº 16, p 9-16. 2000

LEE, J. H.; BANG, K. W.; KETCHUM, L.H.; CHOE, J.S.; YU, M.J. 2002. **First flush analysis of urban storm runoff**. Science of the Total Environment 293, p. 163- 175, 2002.

LIBÂNIO, P. A. C.; CHERNICHARO, C. A. L.; NASCIMENTO, N. O. 2005. **A dimensão da qualidade de água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 10, n. 3, p. 219-228, 2005.

LINE, D.E.; WHITE, N.M.; OSMOND, D.L.; JENNINGS, G.D.; MOJONNIER, C.B. 2002. **Pollutant Export from Various Land Uses in the Upper Neuse River Basin**. Water Environment Research, v. 74, n. 1, p. 100-108, 2002

LOAGUE. K.; CORWIN, D.L.; ELLSWORTH, T. R. 1998. **The Challenge of Predicting Nonpoint Source Pollution**. Environmental Science & Tecnology, p. 130-133. 1998

MAKSIMOVIC, C. 2001. **General overview of urban drainage principles and practice**. In: TUCCI, C. E. M. Urban drainage specific climates: urban drainage in humid tropics. Paris: UNESCO. IHP-V. Technical Documents in Hydrology. No 40. v.I. cap.0, p1-23. 2001.

MARTINS, R. H. O. 1988. **Carga difusa em ambientes urbanos: A bacia representativa do Córrego do Mandaqui**. 207p. Tese (Doutorado). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, SP. 1988.

METCALF; EDDY. INC. 2003. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**. 3. ed. New York, McGraw-Hill Book, 1334 p. 2003.

MINISTÉRIO DA SAÚDE 2005. **Comentários sobre a Portaria MS n.º 518/2004: subsídios para implementação**. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental, Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2005. 92 p. Série E. Legislação em Saúde.

MOCCELLIN, J. 2005. **A micro-bacia do rio Jacupiranguinha como unidade de estudo para sustentabilidade dos recursos hídricos no Baixo Ribeira de Iguape-SP**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 151p. 2005.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. 2002. **Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana**. Revista Saúde Pública, v.36, nº3, p. 370-374, 2002.

MORREL, J. M.; CORREDOR, j. E. 1993. **Sediment nitrogen trapping in a mangrove lagoon**. Estuarine, coastal and shelf science. V.37, n.203-212. 1993

MORRIS, G L; FAN, J. 1997. **Reservoir sedimentation handbook: design and management of dams, reservoirs, and watersheds for sustainable use**. New York: McGraw-Hill, 1997

MOTA, S. 1999. **Urbanização e meio ambiente**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 352p. 1999.

NEVES, M. G. F. P. 2006. **Quantificação de resíduos sólidos na drenagem urbana**. 249p. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, 2006.

NEVES, M. G. F. P.; SOUZA, V. C. B.; PEPLAU, G. R.; SILVA JÚNIOR, R. I.; PEDROSA, H. T. S.; CAVALCANTE, R. B. L. 2007. **Características da bacia do Riacho Reginaldo em Maceió/AL e suas implicações no escoamento superficial**. In XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídrico, São Paulo-SP; 2007, CD-ROM, ABRH, 2007.

NUVOLARI, A. 2003. **O lançamento in natura e seus impactos. Esgoto Sanitário (Coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola)**. 1ª edição. FATEC –SP, CEETEPS, FAT. 2003.

PAIVA, E.M.C.D.; PAIVA, J.B.D.; COSTAS, M.F.T. & SANTOS, F.A. 2001. **Concentração de Sedimentos em Suspensão em uma Pequena Bacia Hidrográfica em Urbanização**. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa, 2001.

PAZ, M. 2004. **Estudo Comparativo da Carga de Lavagem em Bacias Urbana e Rural**. 161f. Dissertação (Mestrado). Departamento de Hidráulica e Saneamento – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.

PAZ, M. F., GASTALDINI, M. C. C. 2003. **Comparação da Carga Difusa em Bacia Urbana e Rural**. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, 2003.

PEDROSA, H. F. S. 2008. **Avaliação do impacto da aplicação das diretrizes do Plano Diretor de Maceió, sobre o escoamento superficial – Estudo de caso: bacia do riacho Reginaldo**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos Saneamento da Universidade Federal de Alagoas, AL, 2008.

PEPLAU, G. R.; SILVA J., R. I.; PEDROSA, H. T. S.; SENA, M. C. R.; CAVALCANTE, B. L. C.; SOUZA, V. C. B.; CABRAL, J. J. S. P., 2006. **Caracterização de bacias urbanas para implantação de estrutura de monitoramento. Estudo de caso: Riacho Reginaldo – MACEIÓ/AL**. VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2006.

PEREIRA, R. S. 2004. **Identificação e Caracterização das Fontes de Poluição em Sistemas Hídricos**. ReRH – Revista Eletrônica de Recursos Hídricos Volume 1 n.1 Jul/Set 2004, 20-36. 2004.

PFAFSTETTER, J. L. H. (1957). **Chuvas Intensas no Brasil**. DNOS. Rio de Janeiro. 1957.

PIMENTEL, I. M. C.; CALLADO, N. H.; PEDROSA, V. A. (2005). **Drenagem urbana e a Balneabilidade das Praias de Maceió/AL**. In XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa; Nov. 2005, CD-ROM, ABRH, 2005.

PIVELI, R. P. & KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo/SP: ABES. v. 01. 285 p. 2005.

PORTO, M. & MASINI, L.S. 2001. **Avaliação Preliminar na Carga Difusa na Bacia do Rio Cabuçu de Baixo**. In: I Seminário de Drenagem Urbana do Mercosul, Porto Alegre, 2001.

PORTO, M. F. A. 1995. **Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas**. In: TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L. L.; BARROS, M. T. (Org.) Drenagem Urbana. Porto Alegre: ABRH: Editora da Universidade/UFRGS. p. 387-426, 1995.

PRIME ENGENHARIA. 1998. **Avaliação da poluição por fontes difusas afluente ao reservatório Guarapiranga**. Relatório preliminar. São Paulo, 1998

PRODANOFF, JORGE HENRIQUE ALVES. 2005. **Avaliação da Poluição Difusa gerada por Enxurradas em Meio Urbano**. Rio de Janeiro, 266 p. (COPPE/UFRJ, D.Sc., Engenharia Civil, 2005). Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE. 2005

REETZ, E. F. 2002. **Avaliação quali-quantitativa dos recursos hídricos superficiais na bacia hidrográfica do campus da Universidade Federal de Santa Maria**. 2002. 129f. Dissertação (Mestrado). Departamento de Hidráulica e Saneamento – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2002.

REGINATO, M. & PIECHOTA, T. C. 2004. **Nutrient contribution of source runoff in the Las Vegas Valley**. Journal of the American Water Association, v. 40, n° 6, p 1537-1551. 2004

RIPDA - Red Iberoamericana de Potabilización y Depuración del Agua. **Agua potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domesticas**. Cap. 20. Indicadores de contaminación fecal en aguas. 224-229p. 2007.

Resolução CONAMA n° 274, de 29 de novembro de 2000. **Trata da balneabilidade, dá definições e revoga artigos da resolução 020/86**. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.

Resolução CONAMA nº 335, de 03 de abril de 2003. **Regulamenta os aspectos essenciais relativos ao processo de licenciamento ambiental de cemitérios.** Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.

Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.

Resolução CONAMA nº 397, de 3 de abril de 2008. **Altera o inciso II do § 4.º e a Tabela X do § 5.º, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA nº 357, de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.** Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.

SANSALONE, J. J., BUCHBERGER, S.G., 1997, **“Partitioning and First Flush of Metals in Urban Roadway Storm Water”**, Journal Environment. Engineering ., v. 123, n. 2, 134. 1997.

SARTOR, J.D., G.B. & BOYD, 1972, **Water Pollution Aspects of Street Surface Contaminants**, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, EPA-R1-72-081. NTIS No. PB 214 408, November. 1972.

SCHUELLER, T. 1987. **Controlling Urban Runoff: a Practical Manual for Planning and Designing Urban BMPs.** Washington: Metropolitan Washington Council of Governments. 229p. 1987.

SEKHAR, M.C. & RAJ, P.A. 1995. **Landuse – water quality modelling: a case of study.** Water Science and Technology, Vol. 31, No 8, pp. 383-386, 1995.

SILVA, A. L. 2003. **A utilização do modelo WinHSPF no estudo das cargas difusas de poluição da bacia do Ribeirão da Estiva, SP.** 179p. Tese de Doutorado. Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, SP. 2003.

SILVA, A. M. M. & SACOMANI, L. B. 2000. **Using chemical and physical parameters to define the quality of Pardo river water (Botucatu-SP-Brazil).** Water Research, v. 35, nº 6, p 1609-1616. 2000.

SILVA, M. O. S. 1990. **Análises físicos químicas para controle de estações tratamento de esgotos.** 1990.

SILVA Jr, R. I. 2009. **A evolução da urbanização e seu efeito no escoamento superficial na bacia do riacho do Reginaldo, Maceió-AL.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos Saneamento da Universidade Federal de Alagoas, AL, 2009.

SILVEIRA, A. L. L. 2001. **Problems of urban drainage in developing countries**. In: International Conference on Innovative Technologies in Urban Storm Drainage, 1, 2001, Lyon. Novatech, p. 143-150. 2001

SOUZA, J. B. 2006. **Avaliação de métodos para desinfecção de água empregando cloro, ácido peracético, ozônio e o processo de desinfecção combinado ozônio/cloro**. 176p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

TUCCI, C. E. M.; Zamanillo, E. A. & PASINATO H. D. 1989. **Sistema de Simulação Precipitação-Vazão IPHS1**. Porto Alegre. IPH-UFRGS, 66p, 1989.

TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L.; BARROS, M. T. 1995. **Drenagem Urbana**. ABRH/Editora da Universidade/UFRGS, 1995.

TUCCI, C.E.M. 1998. **Modelos Hidrológicos**. Porto Alegre: Editora da Universidade: UFRGS: ABRH, p. 537-656. Coleção ABRH de Recursos Hídricos; v. 4. 1998.

TUCCI, C. E. M. 2001. **Urban drainage specific climates: urban drainage in humid tropics**. Paris: UNESCO. IHP-V. Technical Documents in Hydrology. No 40. v.I. cap.0, p1-23. 2001.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; NETTO, O. M. C. 2001. **Gestão da água no Brasil**. UNESCO. Brasília, 156 p. 2001.

TUCCI, C. E. M. 2002. **Gerenciamento da Drenagem Urbana**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Vol. 7, n. 1, Jan/Mar ABRH. 2002.

TUCCI, C.E.M.; BERTONI, J.C. 2003. **Inundações urbanas na América do Sul**. Porto Alegre. Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2003.

TUCCI, C. E. M. 2004. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. In: TUCCI, C. E. M. (editor). **Hidrologia, Ciência e Aplicação**. 3ª ed. Ed. da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2004.

TUNDISI, J. G. 2000. **Limnologia no Século XXI: Perspectivas e Desafios**. In: Conferência de Abertura do Congresso Brasileiro de Limnologia, 7. 24 pág, São Carlos, 2000.

URBONAS, B. R., ROESNER, L. A. 1992. **Hydrologic design for urban drainage and flood control**. In: Maidment, D. R. (org.). 1992. Handbook of Hydrology. McGraw-Hill. 1992.

USEPA, 2002. Section 319 – Success Stories Volume III: **The Successful Implementation of the Clean Water Act's Section 319 Nonpoint Source Pollution Program**. Epa 841 – S – 01-001. Disponível em: www.epa.gov/ncepihom. 2002.

- VON SPERLING, M. 2005. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. v.1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, 452p. 2005
- VORREITER, L. & HICKEY. 1994. **Incidence of the first flush phenomenon in catchments of the Sydney region**. In Nacional Conf. Publication – Institution of Engineers Australia, Vol. 3 (94/15), pp. 359-364. 1994.
- WALKER, T. A., ALLISON, R. A., WONG, T., WOOTTON, F. 1999. **Removal of Suspended Solids and Associated Pollutants by a CDS Gross Pollutant Trap. Industry**. Report for Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology 99/2. 1999.
- WEEKS, C. R. 1981. **Pollution in urban stormwater runoff**. Urban stormwater hydraulics and hydrology: proceedings of the Second International Conference on Urban Storm Drainage, Littleton, Colo.: Water Resources Publications, 1981.
- WEIBEL, S.R., R. J. ANDERSON, R.L. WOODWARD, 1964, “**Urban Land Runoff As a Factor in Stream Pollution**”, Journal of the Water Pollution Control Fedration, v. 36, pp. 914-924, Julho. 1964.
- WHO - World Health Organization, 2001. **Water Quality – Guidelines, Standards and Health: Assessment of Risk and Management for Water-Related Infectious Disease**. Disponível em http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/whoiwa/en/. Acesso em 06.08.2007.
- WMO - World Meteorological Organization, 1994. **Guide to Hydrological Practices**. WMO n° 168. Fifth edition. Geneva. 770p. 1994.
- WONG, T.; BREEN, P.; LLOYD, S. 2000. **Water sensitive road design options for improving stormwater quality of road runoff**. Technical Report for Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology 00/1. 2000.
- YAGOW, G.; SHANHOLTZ, V. 1996. **Procedures for indexing monthly NPS pollution loads from agricultural and urban fringe watersheds**. Watershed. 1996.
- YUAN, F. & MIYAMOTO, S. 2005. **Dominant processes controlling water chemistry of the Pecos river in American Southwest**. Geophysical Research Letters, v. 32, p 1-4. 2005.

APÊNDICE A

Resultados das análises das amostras em tempo seco - Parâmetros físico-químicos

Ponto	Data	Temperatura (°C)	OD (mg/L)	pH	Cor aparente (uC)	Turbidez (uT)	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)	SSed (mL/L)	DQO (mg/L)	Cloretos (mg Cl-/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Fósforo (mg/L)
P1	07.02.2007	32	2,5	8,19	47	6,5	21,5	10	11,5	0,1	693,8	ND	5,7	-	-
P1	18.04.2007	34,5	5,2	7,69	342	17	94	63	31	0,1	907,5	11409	5,8	-	-
P1	13.06.2007	29	4,3	7,29	332	19	152	60	92	0	790,1	9568,7	7,73	-	0,792
P1	28.08.2007	28,7	0,8	7,27	0	11,2	95	73	22	0	184,4	6624,5	9,66	0,004	4,566
P1	06.11.2007	30	0,6	7,38	60	40,4	32	4	28	0	375,9	2130	12,39	0,004	3,3
P1	05.12.2007	29,6	0,8	7,31	37	57	58	11	47	0,2	245,5	10295	23,95	0,003	2,564
P1	21.01.2008	30,6	0,4	6,99	49	14,5	107	73	34	0	1092	13135	1,74	0,006	2,489
Ponto	Data	Temperatura (°C)	OD (mg/L)	pH	Cor aparente (uC)	Turbidez (uT)	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)	SSed (mL/L)	DQO (mg/L)	Cloretos (mg Cl-/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Fósforo (mg/L)
P2	07.02.2007	36	ND	7,76	180	20	81	25	56	0,2	199,4	235,5	16	-	-
P2	18.04.2007	31,5	3,7	6,61	1055	79	59	12	47	0,3	478,5	379,1	33,8	-	-
P2	13.06.2007	28	6,2	7,51	485	29	70	47	23	1,2	174,2	169,3	11,59	-	1,458
P2	28.08.2007	30	3,1	7,72	22	102	107	55	52	0,2	145,2	66,2	19,32	0,003	5,798
P2	06.11.2007	31,3	0,6	7,36	54	94,8	57	17	40	0,3	233,6	92,3	35,52	0,003	7,336
P2	05.12.2007	29,8	1,2	6,95	47	198	2730	910	1820	9	792,3	174	47,08	0,003	7,509
P2	21.01.2008	31,1	1,4	6,96	56	71	83	32	51	1,8	109,71	103	18,26	0,005	7,203
Ponto	Data	Temperatura (°C)	OD (mg/L)	pH	Cor aparente (uC)	Turbidez (uT)	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)	SSed (mL/L)	DQO (mg/L)	Cloretos (mg Cl-/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Fósforo (mg/L)
P3	07.02.2007	36	1,7	7,9	84	17	40	10,67	29,33	3	290,3	1104,1	13,7	-	-
P3	18.04.2007	32,2	4,7	7,31	438	48	94	67	27	1,6	313,2	5888,4	8,7	-	-
P3	13.06.2007	28	3,6	7,18	377	34	57	45	12	0	>800	8096,6	9,66	-	1,075
P3	28.08.2007	27,9	0,6	7,22	7	14,1	109	66	43	0	585,9	7728,6	8,69	0,031	1,054
P3	06.11.2007	29,7	0,6	7,43	65	50,1	41	10	31	0	284,6	710	12,39	0,006	4,43
P3	05.12.2007	29	0,9	7,14	22	63,3	91	25	66	1	328,1	12070	23,13	0,009	2,655
P3	21.01.2008	31,9	0,2	7,23	50	38,4	72	37	35	0	722,4	8165	7,25	0,008	2,317
Ponto	Data	Temperatura (°C)	OD (mg/L)	pH	Cor aparente (uC)	Turbidez (uT)	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)	SSed (mL/L)	DQO (mg/L)	Cloretos (mg Cl-/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Fósforo (mg/L)
P4	07.02.2007	33	2	7,45	74	16	35	13,5	21,5	0,8	168	198,7	12,5	-	-
P4	18.04.2007	31,6	4,5	6,34	425	32	30	5	25	0	395,7	173	20,3	-	-
P4	13.06.2007	28	7,5	7,45	486	30	8	5	3	1,1	152,3	279,7	18,35	-	1,64
P4	28.08.2007	28,3	0,7	7,48	37	39,9	32	13	19	1,2	118,7	99,37	19,32	0,009	4,566
P4	06.11.2007	28,4	0,3	7,28	68	40,9	-	-	-	0,4	155,4	134,9	16,52	0,005	3,925
P4	05.12.2007	27,5	0,8	6,85	26	111	3	2	1	0,3	142,3	95,8	23,95	0,003	2,747
P4	21.01.2008	30	0,3	7,11	86	48,8	14	10	4	0,1	<80	138,4	21,45	0,008	7,118
Ponto	Data	Temperatura (°C)	OD (mg/L)	pH	Cor aparente (uC)	Turbidez (uT)	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)	SSed (mL/L)	DQO (mg/L)	Cloretos (mg Cl-/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Fósforo (mg/L)
P5	07.02.2007	32	2,3	7,44	80	20	56,67	27,33	29,33	1	163,5	147,2	17,1	-	-
P5	18.04.2007	31,5	4,9	6,88	466	46	37	22	15	0,8	127,9	736,1	7,7	-	-
P5	13.06.2007	29	3	7,2	407	30	54	44	10	0	675,7	51,5	8,69	-	1,236
P5	28.08.2007	27,9	0,6	7,2	15	40,7	87	55	32	1	< 80	92	10,63	0,001	2,306
P5	06.11.2007	28,1	0,6	7,11	30	43,8	-	-	-	0,7	122,7	184,6	9,09	0,003	4,935
P5	05.12.2007	29	0,9	7,39	24	78,8	14	10	4	0	207,5	117,2	16,52	0,005	2,003
P5	21.01.2008	30,3	0,3	7,08	61	39	57	27	30	0,3	161,9	1420	9,41	0,007	2,982
Ponto	Data	Temperatura (°C)	OD (mg/L)	pH	Cor aparente (uC)	Turbidez (uT)	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)	SSed (mL/L)	DQO (mg/L)	Cloretos (mg Cl-/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Fósforo (mg/L)
P6	07.02.2007	32	2,1	6,95	167	21	251,67	151,67	100	5,5	504,3	213,5	16	-	-
P6	18.04.2007	31,2	5,8	6,58	482	71	39	25	14	1,5	232,6	103	5,8	-	-
P6	13.06.2007	28	5,4	7,5	325	24	28	16	12	0,6	159,6	88,3	17,39	-	1,317
P6	28.08.2007	29,4	0,6	7,42	32	94,3	138,88	73,33	65,55	4,2	211,3	84,6	17,39	0,005	4,627
P6	06.11.2007	29,5	0,3	7,28	54	107	-	-	-	3	198,8	85,2	19,82	0,006	6,125
P6	05.12.2007	29,4	0,8	6,96	31	140	26	14	12	5	303,2	81,6	24,78	0,003	2,552
P6	21.01.2008	30,2	0,4	6,92	55	77,9	30	14	16	2,5	164,1	74,6	6,27	0,005	5,875

Ponto	Data	Temperatura (°C)	OD (mg/L)	pH	Cor aparente (uC)	Turbidez (uT)	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)	SSed (mL/L)	DQO (mg/L)	Cloretos (mg Cl-/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)
P7	07.02.2007	32	NC	7,45	97	10	51	25,5	25,5	0,4	120,9	184	13,7	-	-
P7	18.04.2007	32	8,0	7,07	1065	250	223	179	44	1,5	135,2	81	4,8	-	-
P7	13.06.2007	28	0,9	7,17	258	17	12	7	5	0,3	166,9	51,5	5,8	0,446	0,57
P7	28.08.2007	30,5	7,6	7	13	40,6	51	27	24	0,9	< 80	58,9	7,73	0,28	1,075
P7	06.11.2007	31,3	3,4	7,02	32	81	80	28	52	3	138	56,8	9,09	0,354	4,935
P7	05.12.2007	31,2	4,7	6,75	17	82,4	9	3	6	4	135,8	74,6	11,56	0,084	1,854
P7	21.01.2008	32,9	5,5	6,5	35	60,8	242	163	79	2	246,7	74,6	12,54	0,006	7,332
P8	07.02.2007	33,5	1,4	7,09	71	17	20	8	12	0,4	116,4	117,8	8	-	-
P8	18.04.2007	31,2	5,7	7,4	388	49	11	4	7	0,5	101,2	66,2	6,8	-	-
P8	13.06.2007	28	0,8	7,29	555	59	30	13	17	1	86,6	29,4	3,86	0,06	0,55
P8	28.08.2007	31,1	3,9	7,05	55	18,8	105	96	9	1,3	< 80	36,8	6,76	0,28	1,075
P8	06.11.2007	33,3	1,8	7,08	25	24,3	29	23	6	0,1	159,7	42,6	1,65	0,301	2,048
P8	05.12.2007	31,1	1,6	7,07	34	26,3	124	77	47	0,3	135,8	67,4	22,3	0,003	2,037
P8	21.01.2008	31,6	2,4	6,88	36	35,6	11	2	9	0	151	60,4	15,04	0,004	5,682
P9	07.02.2007	34	2,4	6,5	120	21	24,5	12	12,5	0,2	177	228,2	25,1	-	-
P9	18.04.2007	30,5	2,9	7,25	558	81	44	28	16	0,2	398,2	66,2	7,7	-	-
P9	13.06.2007	28	0,6	7,63	735	58	58	37	21	1,1	198,5	73,6	31,88	-	3,86
P9	28.08.2007	29,3	0,8	7,51	135	32,2	39	16	23	0,6	92,2	51,5	27,05	0,007	3,557
P9	06.11.2007	30	0,5	7,24	57	180	50	43	7	9	811,9	63,9	11,56	0,012	10,162
P9	05.12.2007	30,4	0,3	6,85	38	168	382	7	375	5	301	74,6	27,26	0,003	3,354
P9	21.01.2008	30,5	0,3	6,94	68	49,9	107	-	-	2,2	205,4	60,4	18,55	0,005	3,217
P10	07.02.2007	31,5	ND	6,38	1140	83	177,19	24,56	152,63	4,5	559,8	169,3	25,1	-	-
P10	18.04.2007	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
P10	13.06.2007	28	0,6	7,63	735	58	58	37	21	1,1	198,5	73,6	31,88	-	3,13
P10	28.08.2007	29,3	0,8	7,51	135	32,2	39	16	23	0,6	92,2	51,5	27,05	0,007	3,557
P10	06.11.2007	30	0,5	7,24	57	180	50	43	7	9	811,9	63,9	11,56	0,012	10,162
P10	05.12.2007	30,4	0,3	6,85	38	168	382	7	375	5	301	74,6	27,26	0,003	3,354
P10	21.01.2008	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
P11	07.02.2007	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P11	18.04.2007	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P11	13.06.2007	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P11	28.08.2007	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P11	06.11.2007	29,1	0,3	6,96	48	62,8	54	12	42	2,2	201	ND	13,22	0,009	10,162
P11	05.12.2007	29	0,6	7,08	38	55,9	69	17	52	0	220,6	71	26,43	0,005	2,678
P11	21.01.2008	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC

ND – Não detectado; NC – Não Coletada

APÊNDICE B

Resultados das análises das amostras em tempo seco - Parâmetros microbiológicos

Ponto	Data	Coliformes totais (UFC/100 mL)	E. coli (UFC/100mL)	Bactérias heterotróficas (UFC/100mL)	Clostridium perfringens (NMP/100 mL)	Colifagos (UFP/100 mL)
P1	07.02.2007	5x10 ⁶	3x10 ⁵	2x10 ⁶	5x10 ⁴	-
P1	18.04.2007	4,8x10 ⁶	6x10 ⁶	2,4x10 ⁶	7x10 ⁴	-
P1	13.06.2007	8,6x10 ⁶	2x10 ⁶	5,8x10 ⁶	2,3x10 ⁴	4,55x10 ³
P1	28.08.2007	2,6x10 ⁶	2x10 ⁶	1x10 ⁶	5x10 ⁴	5,55x10 ³
P1	06.11.2007	2,3x10 ⁷	2x10 ⁶	1,3x10 ⁷	5x10 ⁴	1,245x10 ⁴
P1	05.12.2007	3,2x10 ⁷	2x10 ⁶	4x10 ⁶	1,1x10 ⁵	3,4x10 ³
P1	21.01.2008.	5,8x10 ⁷	7,1x10 ⁷	> 10 ⁷	9x10 ⁴	2,35x10 ³
Ponto	Data	Coliformes totais (UFC/100 mL)	E. coli (UFC/100mL)	Bactérias heterotróficas (UFC/100mL)	Clostridium perfringens (NMP/100 mL)	Colifagos (UFP/100 mL)
P2	07.02.2007	5x10 ⁷	5x10 ⁶	2,3x10 ⁸	ND	-
P2	18.04.2007	6x10 ⁷	8x10 ⁶	3x10 ⁷	2,8x10 ⁵	-
P2	13.06.2007	3,9x10 ⁷	6x10 ⁶	3,4x10 ⁷	2,3x10 ⁴	5x10 ³
P2	28.08.2007	4,2x10 ⁷	1,4x10 ⁷	4,9x10 ⁷	3x10 ⁵	1,05x10 ⁴
P2	06.11.2007	1,75x10 ⁸	1,9x10 ⁷	> 10 ⁷	3x10 ⁴	9,15x10 ⁴
P2	05.12.2007	3x10 ⁷	1x10 ⁷	1,8x 10 ⁸	5x10 ⁵	1,85x10 ⁴
P2	21.01.2008.	1,5x10 ⁷	2x10 ⁶	4,6x 10 ⁷	1,3x10 ⁵	2,75x10 ⁴
Ponto	Data	Coliformes totais (UFC/100 mL)	E. coli (UFC/100mL)	Bactérias heterotróficas (UFC/100mL)	Clostridium perfringens (NMP/100 mL)	Colifagos (UFP/100 mL)
P3	07.02.2007	9x10 ⁶	1x10 ⁵	2x10 ⁶	ND	-
P3	18.04.2007	1,5x10 ⁶	1x10 ⁶	5,7 x10 ⁷	5x10 ⁵	-
P3	13.06.2007	6,1x10 ⁶	2x10 ⁵	6x10 ⁶	2,3x10 ⁴	8x10 ³
P3	28.08.2007	2,2x10 ⁷	1,2x10 ⁶	1,7x10 ⁷	2,2x10 ⁴	1,1x10 ⁴
P3	06.11.2007	5x10 ⁷	6x10 ⁶	8x10 ⁶	1,4x10 ⁵	1,2x10 ⁴
P3	05.12.2007	2,8x10 ⁷	2x10 ⁶	8x10 ⁶	3x10 ⁵	7x10 ³
P3	21.01.2008.	6x10 ⁶	2x10 ⁶	2x10 ⁶	3,5x10 ⁵	1,5x10 ³
Ponto	Data	Coliformes totais (UFC/100 mL)	E. coli (UFC/100mL)	Bactérias heterotróficas (UFC/100mL)	Clostridium perfringens (NMP/100 mL)	Colifagos (UFP/100 mL)
P4	07.02.2007	4,2x10 ⁶	3x10 ⁵	2,7x10 ⁷	ND	-
P4	18.04.2007	1,49x10 ⁷	2,3x10 ⁶	> 10 ⁵	1,7x10 ⁵	-
P4	13.06.2007	2,1x10 ⁷	5x10 ⁶	3,1x10 ⁷	5x10 ⁴	3,6x10 ³
P4	28.08.2007	2,7x10 ⁷	1x10 ⁷	4,1x10 ⁷	7x10 ⁴	1,5x10 ⁴
P4	06.11.2007	7x10 ⁷	3x10 ⁶	2,6x10 ⁷	8x10 ⁴	2,15x10 ⁴
P4	05.12.2007	2x10 ⁷	2x10 ⁶	2,6x10 ⁷	7x10 ⁴	2,15x10 ⁴
P4	21.01.2008.	3,4x10 ⁷	3x10 ⁶	4x10 ⁷	3x10 ⁵	2x10 ³
Ponto	Data	Coliformes totais (UFC/100 mL)	E. coli (UFC/100mL)	Bactérias heterotróficas (UFC/100mL)	Clostridium perfringens (NMP/100 mL)	Colifagos (UFP/100 mL)
P5	07.02.2007	8x10 ⁶	1,3x10 ⁶	2x10 ⁷	1,6x10 ⁵	-
P5	18.04.2007	1,34x10 ⁷	4,9x10 ⁶	> 10 ⁵	5x10 ⁵	-
P5	13.06.2007	1,2x10 ⁷	2x10 ⁶	1,7x10 ⁷	2,3x10 ⁴	3x10 ³
P5	28.08.2007	1,2x10 ⁷	5x10 ⁶	2,3x10 ⁷	1,1x10 ⁵	4,4x10 ⁴
P5	06.11.2007	2,4x10 ⁷	4x10 ⁶	2,7x10 ⁷	2,3x10 ⁴	1,7x10 ⁴
P5	05.12.2007	1,1x10 ⁷	2x10 ⁶	3x10 ⁶	1,7x10 ⁵	2,5x10 ³
P5	21.01.2008.	1,6x10 ⁷	1x10 ⁶	1,8x10 ⁷	3,5x10 ⁵	1x10 ³
Ponto	Data	Coliformes totais (UFC/100 mL)	E. coli (UFC/100mL)	Bactérias heterotróficas (UFC/100mL)	Clostridium perfringens (NMP/100 mL)	Colifagos (UFP/100 mL)
P6	07.02.2007	4,3x10 ⁷	9x10 ⁶	2,5x10 ⁷	ND	-
P6	18.04.2007	3,9x10 ⁷	5x10 ⁶	3,2x10 ⁷	5x10 ⁴	-
P6	13.06.2007	2,6x10 ⁷	9x10 ⁶	7,4x10 ⁷	1,3x10 ⁴	8,75x10 ⁴
P6	28.08.2007	8,5x10 ⁷	4x10 ⁶	1,1x10 ⁷	3x10 ⁵	2,75x10 ⁴
P6	06.11.2007	3,1x10 ⁷	2,1x10 ⁷	3,1x10 ⁷	2,3x10 ⁴	7,1x10 ⁴
P6	05.12.2007	3,6x10 ⁷	2x10 ⁶	5x10 ⁷	9x10 ⁵	2x10 ⁴
P6	21.01.2008.	2,7x10 ⁷	8x10 ⁶	7,4x10 ⁷	1,7x10 ⁵	5x10 ³

Ponto	Data	Coliformes totais (UFC/100 mL)	E. coli (UFC/100mL)	Bactérias heterotróficas (UFC/100mL)	Clostridium perfringens (NMP/100 mL)	Colifagos (UFP/100 mL)
P7	07.02.2007	1,4x10 ⁷	8x10 ⁶	> 10 ⁶	ND	-
P7	18.04.2007	7x10 ⁶	2x10 ⁶	6,3x10 ⁷	9x10 ⁵	-
P7	13.06.2007	1x10 ⁷	4x10 ⁶	1,05x10 ⁸	5x10 ⁴	1,4x10 ⁴
P7	28.08.2007	6x10 ⁶	2x10 ⁵	3,4x10 ⁷	2,6x10 ⁴	8,5x10 ³
P7	06.11.2007	1,7x10 ⁷	1x10 ⁷	9,9x10 ⁷	5x10 ⁴	2x10 ³
P7	05.12.2007	3,2x10 ⁷	3x10 ⁶	4x10 ⁷	5x10 ⁴	7,25x10 ³
P7	21.01.2008.	3,8x10 ⁷	6x10 ⁶	9,6x10 ⁷	3x10 ⁵	4,15x10 ³
Ponto	Data	Coliformes totais (UFC/100 mL)	E. coli (UFC/100mL)	Bactérias heterotróficas (UFC/100mL)	Clostridium perfringens (NMP/100 mL)	Colifagos (UFP/100 mL)
P8	07.02.2007	2,9x10 ⁷	2x10 ⁶	7,5x10 ⁷	ND	-
P8	18.04.2007	2x10 ⁷	7x10 ⁶	7,3x10 ⁷	5x10 ⁴	-
P8	13.06.2007	3,7x10 ⁷	3x10 ⁶	8,9x10 ⁷	3x10 ⁴	2,5x10 ³
P8	28.08.2007	1,4x10 ⁷	2x10 ⁶	6,7x10 ⁷	5x10 ⁴	1,4x10 ⁴
P8	06.11.2007	2,3x10 ⁷	6x10 ⁶	4,5x10 ⁷	3x10 ⁴	4,5x10 ³
P8	05.12.2007	2,5x10 ⁷	6x10 ⁶	1,4x10 ⁷	9x10 ⁴	4,4x10 ³
P8	21.01.2008.	4,2x10 ⁷	9x10 ⁶	5,9x10 ⁷	3x10 ⁵	1x10 ⁵
Ponto	Data	Coliformes totais (UFC/100 mL)	E. coli (UFC/100mL)	Bactérias heterotróficas (UFC/100mL)	Clostridium perfringens (NMP/100 mL)	Colifagos (UFP/100 mL)
P9	07.02.2007	2,4x10 ⁸	7x10 ⁶	> 10 ⁶	9x10 ⁴	-
P9	18.04.2007	2,6x10 ⁶	4x10 ⁶	3,5 x10 ⁷	2,2x10 ⁵	-
P9	13.06.2007	4,7x10 ⁷	8x10 ⁶	5,0x10 ⁷	5x10 ⁴	3,44x10 ⁴
P9	28.08.2007	8,9x10 ⁷	2,2x10 ⁷	6,5x10 ⁷	5x10 ⁵	4,9x10 ⁴
P9	06.11.2007	3,3x10 ⁷	5x10 ⁶	2,4x10 ⁷	3x10 ⁵	7x10 ⁴
P9	05.12.2007	3,7x10 ⁷	1,1x10 ⁷	2,1x10 ⁷	3x10 ⁵	2,05x10 ⁴
P9	21.01.2008.	3x10 ⁷	1,2x10 ⁷	2,9x10 ⁷	5x10 ⁵	8x10 ³
Ponto	Data	Coliformes totais (UFC/100 mL)	E. coli (UFC/100mL)	Bactérias heterotróficas (UFC/100mL)	Clostridium perfringens (NMP/100 mL)	Colifagos (UFP/100 mL)
P10	07.02.2007	2,8x10 ⁶	6x10 ⁵	1x10 ⁷	ND	-
P10	18.04.2007	NC	NC	NC	NC	-
P10	13.06.2007	4,3x10 ⁷	1,9x10 ⁷	3,7x10 ⁷	8x10 ⁴	6,3x10 ⁴
P10	28.08.2007	1,43x10 ⁸	4,3x10 ⁷	6,4x10 ⁷	3,5x10 ⁵	8,3x10 ⁴
P10	06.11.2007	4,8x10 ⁸	8x10 ⁷	1x10 ⁷	9x10 ⁴	4,9x10 ⁴
P10	05.12.2007	1x10 ⁸	4x10 ⁷	1,5x10 ⁸	1,4x10 ⁵	1,275x10 ⁵
P10	21.01.2008.	NC	NC	NC	NC	NC
Ponto	Data	Coliformes totais (UFC/100 mL)	E. coli (UFC/100mL)	Bactérias heterotróficas (UFC/100mL)	Clostridium perfringens (NMP/100 mL)	Colifagos (UFP/100 mL)
P11	07.02.2007	-	-	-	-	-
P11	18.04.2007	-	-	-	-	-
P11	13.06.2007	-	-	-	-	-
P11	28.08.2007	-	-	-	-	-
P11	06.11.2007	4,4x10 ⁶	3x10 ⁵	8x10 ⁶	5x10 ⁴	ND
P11	05.12.2007	1,3x10 ⁷	5x10 ⁵	1,5x10 ⁷	3x10 ⁴	1,8x10 ³
P11	21.01.2008.	NC	NC	NC	NC	NC

ND – Não detectado; NC – Não Coletada

APÊNDICE C

Resultados das análises das amostras em tempo chuvoso - Parâmetros físico-químicos e microbiológicos

Riacho Gulandim

Amostra	Data	Hora	pH	Turbidez (UNT)	Cor (UC)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)	SSed (mL/L)	Coliformes Fecais (NMP/100 mL)	AP (mg/L)	AT (mg/L)	AV (mg/L)	Amônia (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Óleos e graxas (mg/L)
G1	22/2/2009	8h08	5,76	103,00	59,40	38,88	280	166,00	114,00	1,00	60,40	0,00	40,56	0,72	20,21	9,57	0,27	8,50	0,81	166,00
G2	22/2/2009	8h44	5,79	109,00	73,40	30,28	272	82,00	190,00	ND	167,90	0,00	21,84	0,72	6,74	7,66	0,09	8,02	1,11	9,40
G3	22/2/2009	9h10	5,87	124,00	70,00	21,69	228	58,00	170,00	ND	29,30	0,00	17,16	1,68	5,39	5,74	0,06	4,94	1,54	1,30
G4	22/2/2009	9h38	5,83	98,00	57,30	2,36	206	52,00	154,00	ND	15,30	0,00	12,48	1,68	5,39	4,79	0,10	5,65	1,88	0,00
G5	22/2/2009	10h38	5,82	77,10	56,40	0,00	446	352,00	94,00	ND	268,20	0,00	23,40	1,20	2,69	3,83	0,14	13,00	1,79	0,00
G6	22/2/2009	12h38	5,79	71,00	50,00	264,39	382	338,00	44,00	ND	268,20	0,00	24,96	0,72	8,08	5,74	0,16	12,05	1,54	0,00
G7	22/2/2009	17h00	6,94	47,70	46,10	307,35	72	34,00	38,00	ND	287,80	46,80	21,84	1,44	9,43	18,19	0,05	12,29	1,58	0,00
G8	23/2/2009	8h30	7,05	29,30	43,00	328,83	360	162,00	198,00	ND	343,30	73,32	20,28	1,20	10,78	20,00	0,06	11,86	1,24	0,00
G9	24/2/2009	8h30	7,25	34,40	44,70	371,78	447	221,00	226,00	0,10	686,70	124,80	22,00	0,48	21,55	25,84	0,04	11,82	0,98	0,00
G10	25/2/2009	8h30	7,25	40,00	48,00	380,00	571	224,00	347,00	ND	866,40	129,48	20,00	0,72	26,94	24,89	0,03	11,58	0,17	0,00
G11	26/2/2009	8h30	7,29	37,00	47,00	380,00	496	158,00	338,00	ND	1388,00	120,00	20,28	1,92	26,00	25,84	0,05	21,54	0,34	2,70

ND – Não detectado

Riacho do Sapo

Amostra	Data	Hora	pH	Turbidez (UNT)	Cor (UC)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)	SSed (mL/L)	Coliformes Fecais (NMP/100 mL)	AP (mg/L)	AT (mg/L)	AV (mg/L)	Amônia (mg/L)	Cloretos (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Óleos e graxas (mg/L)
S1	22/2/2009	8h21	5,81	264,00	168,40	161,30	620	404	216	1,00	6,30	43,68	14,04	0,96	13,47	8,61	0,04	5,41	0,00	5,70
S2	22/2/2009	8h49	5,95	966,00	844,30	144,12	1134	652	482	1,30	328,20	0,00	42,12	0,72	12,12	4,79	0,10	5,51	1,41	2,20
S3	22/2/2009	9h16	6,51	1434,00	844,30	81,83	2196	1052	1144	1,50	23,20	0,00	42,12	0,96	5,39	3,83	0,13	3,99	2,22	0,90
S4	22/2/2009	9h47	6,47	1026,00	468,80	71,09	898	520	378	1,10	17,60	0,00	43,68	0,96	4,04	2,87	0,07	3,61	0,38	0,20
S5	22/2/2009	10h47	6,26	493,00	315,80	49,61	334	136	198	0,40	8,60	0,00	37,44	0,96	12,12	9,57	0,07	1,71	0,85	0,00
S6	22/2/2009	12h47	6,21	225,00	159,20	49,61	314	190	124	0,10	21,60	0,0	46,8	1,20	13,47	0,15	0,11	5,03	0,25	0,0
S7	22/2/2009	17h11	6,88	82,40	246,20	49,61	514	282	232	ND	29,00	0,0	74,88	1,20	24,25	16,27	0,12	5,17	1,32	0,0
S8	23/2/2009	8h42	6,86	49,70	169,70	66,79	482	196	286	ND	360,9	0,0	65,00	0,72	25,59	20,00	0,05	6,36	1,19	0,0
S9	24/2/2009	8h45	7,55	60,70	229,00	124,78	472	250	222	ND	1732,9	149,76	37,44	0,72	55,00	67,96	0,02	8,49	0,85	1,40
S10	25/2/2009	8h45	7,54	56,10	283,20	240,0	354	174	180	ND	1732,9	137,28	38,00	0,96	68,00	68,00	0,004	5,89	0,46	2,10
S11	26/2/2009	8h45	7,55	64,80	136,30	250,0	496	338	366	ND	1738	143,52	39,00	1,20	71,39	67,96	0,005	4,46	0,72	2,40

ND – Não detectado