

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,**  
**MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE QUALIDADE**  
**DA ÁGUA EM TEMPO SECO E DURANTE**  
**EVENTOS DE CHUVAS EM UMA MICROBACIA**  
**URBANIZADA NO MUNICÍPIO DE BELO**  
**HORIZONTE**

**Paulo de Castro Vieira**

**Belo Horizonte**

**2008**

**AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE QUALIDADE DA ÁGUA  
EM TEMPO SECO E DURANTE EVENTOS DE CHUVAS EM  
UMA MICROBACIA URBANIZADA NO MUNICÍPIO DE BELO  
HORIZONTE**

**Paulo de Castro Vieira**

**Paulo de Castro Vieira**

**AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE QUALIDADE DA ÁGUA  
EM TEMPO SECO E DURANTE EVENTOS DE CHUVAS EM  
UMA MICROBACIA URBANIZADA NO MUNICÍPIO DE BELO  
HORIZONTE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Caracterização, prevenção e controle da poluição.

Orientador: Prof. Dr. Marcos von Sperling

Co-orientador: Dr. Martin Seidl

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2008



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

*Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos*

Av. Contorno 842 – 7º andar 30110-060 Belo Horizonte – BRASIL

Tel: 55 (31) 3238-1882 Fax: 55 (31) 3238-1882 posgrad@desa.ufmg.br

www.smarh.eng.ufmg.br

---

## FOLHA DE APROVAÇÃO

Avaliação das Condições da Qualidade da Água em Tempo Seco e Durante Eventos de Chuvas em uma Microbacia Urbanizada no Município de Belo Horizonte

### PAULO DE CASTRO VIEIRA

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

  
Prof. MARCOS VON SPERLING

  
Prof. NILO DE OLIVEIRA NASCIMENTO

  
PESQ. MARTIN SEIDL

  
Prof. MILLÔR GODOY SABARÁ

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

\_\_\_\_\_  
Prof. Léo Heller  
Coordenador

\_\_\_\_\_  
Prof. Marcos von Sperling  
Orientador

Belo Horizonte, 29 de setembro de 2008.



*À flor mais bela do jardim.*

*Malu.*

## AGRADECIMENTOS

Ao Pai todo poderoso pela vida que me destes.

À minha família pelo amor e sacrifício que fizeram para a realização dos meus sonhos.

Ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e o programa de pós-graduação SMARH da UFMG pela oportunidade impar em minha carreira. Aos programas de pesquisa SWITCH e PROSAB 5 – Tema 4.

Ao meu orientador, professor Marcos von Sperling, pela confiança, força e ensinamentos que serão de grande importância em minha vida.

Ao professor Martin Seidl, co-orientador, pela oportunidade do aprendizado e de conhecer um grande amigo.

Ao professor Nilo Nascimento, coordenador do projeto SWITCH, pela oportunidade, confiança e apoio oferecido para a minha participação no projeto.

Ao professor Champs pela oportunidade e apoio oferecido durante este trabalho.

Ao professor Wilfrid Keller por me oferecer um estágio de férias no DESA, em meu período de graduação (2003), que foi fundamental na escolha do caminho a seguir em minha carreira.

Aos demais professores do DESA por contribuir em minha formação acadêmica.

Ao professor Millôr Godoy Sabará pelo aprendizado, confiança e respeito sempre.

A “minha equipe” de laboratório, Emmanoelle, Clarissa e Jacson pela dedicação, paciência e convivências inesquecíveis, que foram fundamentais para a realização deste trabalho.

Ao corpo técnico da NEP-PDD/PBH que faz parte do projeto SWITCH, Ilda, André, Abelino, Marco Antônio, Cristiane, Francisco, Pedro e Luis, pela atenção e o conhecimento oferecido.

À Olívia pela atenção e conhecimentos sempre oferecidos com muita gentileza. Aos demais membros do corpo técnico dos laboratórios do DESA, Norma, Lucilaine, Lilian, Erika, Fernando, Teresinha e outros pela ajuda sempre que requerida.

Aos funcionários do DESA e EHR, Iara, Dona Chica, Cláudia, Jussara, Bob e estagiários pela atenção e boa convivência. Ao colega Vitor lage pelo apoio.

Aos companheiros e amigos que levarei para toda a minha vida, Lucas, Margarita, Krisdany, João, Marília, Francine, Graziela e Roberto, que sempre mais do que me ajudaram. Aos demais colegas do SMARH.

Ao amigo e professor Marcelo Hauk, o veio, que me ajudou a entrar e a concluir este curso.

Um muito obrigado à todos.

## RESUMO

Esta pesquisa tem por objetivo caracterizar a qualidade das águas e as cargas poluidoras de uma microbacia urbanizada (córrego Brejo do Quaresma), situada no município de Belo Horizonte e tributária da bacia do rio das velhas, uma das principais contribuintes do rio São Francisco, associadas aos usos e ocupações exercidas em seus solos. O monitoramento da qualidade e quantidade de água foi realizado entre maio de 2007 e maio de 2008, com amostragens em tempo seco (coletas diurnas – 24 horas) e em eventos chuvosos (coletas de 2 a 4 horas). As condições de qualidade das águas expressa pelos parâmetros físico-químicos, químicos e microbiológicos adotados apresentaram para o período seco o comportamento ditado pelo lançamento de esgotos domésticos e nos eventos chuvosos estes se apresentaram mais diluídos, com exceção dos sólidos suspensos, turbidez e nitrato. Os testes estatísticos utilizados para a análise de variância entre os resultados de tempo seco e eventos chuvosos apresentaram uma significativa variabilidade para a maioria dos parâmetros monitorados, com exceção dos metias pesados e coliformes. O fenômeno da carga de lavagem durante os eventos chuvosos foram observados para os parâmetros de qualidade DBO<sub>5</sub>, DQO, SS, Cu, Ni e Zn. Foram observadas cargas anuais elevadas de macronutrientes (C, N, P) em tempo seco devido ao lançamento de esgotos no córrego, e altas cargas de SS transportadas pelo córrego durante os eventos chuvosos, relacionadas aos processos erosivos no canal e também aos resíduos sólidos urbanos despejados. Sendo assim, as condições de qualidade do corpo hídrico se encontram altamente impactadas e sem condições de cumprir com os usos preponderantes devido à contaminação por fontes pontuais e não pontuais de poluição.

**PALAVRAS-CHAVE:** Qualidade de Água, Cargas Poluidoras; Microbacias Urbanizadas

## ABSTRACT

This research aims to characterize water quality and pollution loads in a micro-urban basin (Brejo do Quaresma stream), located in the city of Belo Horizonte and tributary of the das Velhas river basin, one of the most important tributaries of the São Francisco river, and associate this water quality with soil uses and occupations. The monitoring of the quality and quantity of water was conducted between May 2007 and May 2008 with samples in dry weather (collections taken during the day – 24 hours) and rainy events (collections taken in periods of 2 to 4 hours). The terms of water quality expressed by physic-chemical, chemical and microbiological parameters adopted for the dry period presented a behavior dictated by the domestic sewage that the stream has been receiving. During the rainy events, the concentrations were diluted, except for the suspended solids, turbidity and nitrate. The statistical tests used for the analysis of variance between the results of dry and rainy events had a significant variability for most of the parameters tracked, except for heavy metals and coliform. The phenomenon of the wash load during the rainy events was observed for the parameters of DBO<sub>5</sub>, COD, SS, Cu, Ni and Zn quality. Annual high loads of macronutrients were also observed (C, N, P) in dry weather, due to the sewage that the stream receives, and to high loads of SS carried by the stream during the rainy events, related to erosive processes in the channel and also to the municipal solid waste dumped into it. Therefore, the conditions of quality of the water body are highly impacted, and thus unable to comply with the preponderant uses, due to contamination by non-point-source and point-source pollution.

**KEYWORDS:** Quality of water, pollution loads; micro-urban basins

# SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>VI</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>VIII</b>
<b>LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS .....</b>	<b>IX</b>
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>10</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>12</b>
2.1 OBJETIVO GERAL .....	12
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	12
<b>3 REVISÃO DA LITERATURA.....</b>	<b>13</b>
3.1. ÁGUAS URBANAS .....	13
3.1.1. <i>Saneamento ambiental e sistemas de esgotamento sanitário e pluvial.....</i>	<i>13</i>
3.1.2. <i>Urbanização e alterações hidrológicas nas bacias .....</i>	<i>17</i>
3.2. POLUIÇÃO DIFUSA EM ÁREAS URBANAS.....	20
3.2.1. <i>Fontes de poluição e poluentes.....</i>	<i>22</i>
3.2.2. <i>Impactos dos escoamentos nos corpos hídricos .....</i>	<i>25</i>
3.2.3. <i>Carga de lavagem (first flush).....</i>	<i>28</i>
3.2.4. <i>Concentração média de evento.....</i>	<i>32</i>
3.3. CARGAS POLUIDORAS EM BACIAS .....	36
3.3.1. <i>Cargas difusas.....</i>	<i>38</i>
3.3.2. <i>Princípios da modelagem de cargas.....</i>	<i>40</i>
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>43</b>
4.1 ÁREA DE ESTUDO .....	43
4.2 PONTO DE MONITORAMENTO .....	45
4.3 DISTRIBUIÇÃO TEMPORAL DA AMOSTRAGEM.....	47
4.4 CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA DAS ÁGUAS.....	48
4.4.1 <i>Parâmetros qualitativos .....</i>	<i>48</i>
4.4.2 <i>Coleta e preservação das amostras.....</i>	<i>51</i>
4.4.3 <i>Controle de qualidade analítico .....</i>	<i>55</i>
4.5 CARACTERIZAÇÃO QUANTITATIVA .....	59
4.5.1 <i>Precipitação .....</i>	<i>59</i>
4.5.2 <i>Vazão.....</i>	<i>60</i>
4.6 DISTRIBUIÇÃO DE MASSA E VOLUME NOS EVENTOS CHUVOSOS .....	63
4.7 CÁLCULO DAS CARGAS.....	66
4.8 TRATAMENTO DOS DADOS .....	69
4.8.1 <i>Estatística descritiva dos dados.....</i>	<i>69</i>
4.8.2 <i>Testes estatísticos dos dados .....</i>	<i>69</i>
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>73</b>
5.1 CARACTERIZAÇÃO QUALI-QUANTITATIVA.....	73
5.1.1 <i>Parâmetros qualitativos .....</i>	<i>75</i>
5.1.1.1 <i>Matéria orgânica.....</i>	<i>75</i>
5.1.1.2 <i>Nutrientes (N e P).....</i>	<i>77</i>
5.1.1.3 <i>Sólidos.....</i>	<i>80</i>
5.1.1.4 <i>Metais.....</i>	<i>81</i>
5.1.1.5 <i>Coliformes.....</i>	<i>83</i>
5.1.1.6 <i>Avaliação global.....</i>	<i>85</i>
5.1.2 <i>Concentrações Médias nos Eventos Chuvosos .....</i>	<i>86</i>
5.1.3 <i>Comparação entre os resultados de tempo seco e eventos chuvosos .....</i>	<i>88</i>
5.1.4 <i>Campanhas em tempo seco.....</i>	<i>92</i>
5.1.5 <i>Campanhas em eventos chuvosos.....</i>	<i>102</i>
5.2 DISTRIBUIÇÃO DE MASSA E VOLUME NOS EVENTOS CHUVOSOS .....	115
5.3 AVALIAÇÃO DAS CARGAS POLUIDORAS GERADAS.....	119
<b>6 CONCLUSÕES.....</b>	<b>128</b>

<b>7 RECOMENDAÇÕES</b> .....	<b>132</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>134</b>
<b>ANEXO A</b> .....	<b>144</b>
<b>ANEXO B</b> .....	<b>154</b>
<b>ANEXO C</b> .....	<b>157</b>
<b>ANEXO D</b> .....	<b>161</b>
<b>ANEXO E</b> .....	<b>162</b>
<b>ANEXO F</b> .....	<b>163</b>
<b>ANEXO G</b> .....	<b>164</b>
<b>ANEXO H</b> .....	<b>173</b>
<b>ANEXO I</b> .....	<b>174</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>FIGURA 3.1:</b> Principais fontes e poluentes no meio urbano, WALESH, 1989 ( <i>In</i> : PRODANOFF, 2005).	23
<b>FIGURA 3.2:</b> Inclinação da curva de distribuição de massa: curva M(v).	30
<b>FIGURA 3.3:</b> Determinação da carga de lavagem ( <i>First Flush</i> ) proposta por USEPA (1993).	31
<b>FIGURA 3.4:</b> Variação dos polutogramas entre os eventos chuvosos e as respectivas CMEs ( <i>In</i> : PRODANOFF, 2005).	34
<b>FIGURA 3.5:</b> Cargas orgânicas de esgotos domésticos (tonDBO <sub>5</sub> /dia) nas regiões hidrográficas (adaptado de ANA, 2005).	38
<b>FIGURA 3.6:</b> Modelos simples e complexos mais usados na caracterização de controle da poluição em bacias hidrográficas.	41
<b>FIGURA 4.1:</b> Localização da microbacia Brejo do Quaresma no município de Belo Horizonte.	43
<b>FIGURA 4.2:</b> Microbacia do córrego Brejo do Quaresma – localização da Bacia Detenção de águas de chuvas: ponto de amostragem. <i>Fonte:</i> Google Earth 2007.	45
<b>FIGURA 4.3:</b> Ponto de amostragem no córrego Brejo do Quaresma.	46
<b>FIGURA 4.4:</b> Imagem do mapa de previsão de precipitação gerado pelo modelo MBAR 25 km (INMET).	51
<b>FIGURA 4.5:</b> Fotografia do amostrador ISCO 3700.	53
<b>FIGURA 4.6:</b> Composição das amostras coletadas a cada duas horas em 24 horas de amostragem.	54
<b>FIGURA 4.7:</b> Fluxograma da preparação das amostras coletadas em períodos seco e chuvoso.	55
<b>FIGURA 4.8:</b> Precipitações diárias monitoradas no ano de 2006 nas estações pluviométricas da Pampulha (PS007-ETAF) e do Vilarinho (PS001), pertencentes à rede de monitoramento DRENURBS/PBH.	60
<b>FIGURA 4.9:</b> Representação esquemática das seções transversais da calha do córrego para a estimativa da vazão no ponto de amostragem. <b>Erro! Indicador não definido.</b>	
<b>FIGURA 4.10:</b> Esquema gráfico do modelo SWWM da divisão da microbacia do córrego Brejo do Quaresma em sub-bacias homogêneas.	63
<b>FIGURA 4.11:</b> Etapas gráficas para o traçado da curva M(V), segundo BERTRAND-KRAJEWSKI <i>et al.</i> (1998), adotadas para os poluentes monitorados neste estudo.	65
<b>FIGURA 4.12:</b> Fluxograma das etapas de análise dos testes estatísticos de distribuição e variância dos dados obtidos no monitoramento.	71
<b>FIGURA 5.1:</b> Precipitações mensais e horas de precipitação durante o monitoramento.	73
<b>FIGURA 5.2:</b> Estatísticas descritivas das relações entre DQO / DBO <sub>5</sub> para as campanhas de monitoramento em (a) tempo seco e (b) nos eventos chuvosos.	76
<b>FIGURA 5.3:</b> Representação gráfica da variabilidade entre os resultados de tempo seco e dos eventos chuvosos.	90
<b>FIGURA 5.4:</b> Períodos e precipitações anteriores às coletas em tempo seco.	93
<b>FIGURA 5.5:</b> Vazões medidas em tempo seco durante o período monitorado (seco e chuvoso).	93
<b>FIGURA 5.6:</b> Resultados das campanhas de monitoramento em tempo seco.	95
<b>FIGURA 5.7:</b> Séries temporais diurnas das concentrações de DBO <sub>5</sub> e DQO em tempo seco.	98
<b>FIGURA 5.8:</b> Séries temporais diurnas das concentrações de DQO e SS em tempo seco.	99
<b>FIGURA 5.9:</b> Séries temporais diurnas das concentrações de NTK e N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> em tempo seco.	99
<b>FIGURA 5.10:</b> Séries temporais diurnas das concentrações de P-total em tempo seco.	100

<b>FIGURA 5.11:</b> Séries temporais diurnas das concentrações de E.coli e SS em tempo seco.....	100
<b>FIGURA 5.12:</b> Precipitações anteriores às coletas dos eventos chuvosos. ....	102
<b>FIGURA 5.13:</b> Intensidade e duração das precipitações dos eventos chuvosos monitorados.....	103
<b>FIGURA 5.14:</b> Freqüência das precipitações durante o período monitorado (maio/2007-maio/2008). .....	104
<b>FIGURA 5.15:</b> Resultados das campanhas de monitoramento nos eventos chuvosos.....	105
<b>FIGURA 5.16:</b> Hidrograma, ietograma e polutogramas do evento de 24/02/08.....	111
<b>FIGURA 5.17:</b> Hidrograma, ietograma e polutogramas do evento de 27/02/08.....	112
<b>FIGURA 5.18:</b> Hidrograma, ietograma e polutogramas do evento de 12/03/08.....	113
<b>FIGURA 5.19:</b> Hidrograma, ietograma e polutogramas do evento de 06/04/08.....	114
<b>FIGURA 5.20:</b> Curvas M(V) dos parâmetros de qualidade (DQO, DBO <sub>5</sub> , SS, SSV, NTK, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , P-total, E.coli, Zn, Ni e Cu) nos eventos chuvosos monitorados. ....	116
<b>FIGURA 5.21:</b> Cargas horárias mínimas, médias e máximas em tempo seco e nos eventos chuvosos dos parâmetros de qualidade DBO <sub>5</sub> , SS, NTK e P-total.....	120
<b>FIGURA 5.22:</b> Relação entre cargas geradas e as precipitações ocorridas nos eventos chuvosos..	122
<b>FIGURA 5.23:</b> Cargas anuais geradas em tempo seco, nos eventos chuvosos e totais.....	123



## LISTA DE TABELAS

<b>TABELA 3.1</b> – Componentes de escoamento superficial das águas de chuva em ruas, avenidas e estradas e suas fontes primárias (Adaptado de Burton e Pitt, 2002).....	24
<b>TABELA 3.2</b> – Categorias dos Impactos associados às atividades da construção e do desenvolvimento. (fonte: Clar <i>et al.</i> , 2004).....	26
<b>TABELA 3.3</b> – Principais poluentes das águas de drenagem pluvial, suas fontes e seus impactos (adaptado de FIELD <i>et al.</i> , 2004).....	27
<b>TABELA 3.4</b> – Mediana das concentrações médias dos eventos em áreas urbanas (adaptado de NURPE USEPA, 1983).....	34
<b>TABELA 3.5</b> – Comparação entre concentrações típicas de águas de drenagem pluvial urbana e esgotos domésticos (adaptado de USEPA, 1999).....	35
<b>TABELA 3.6</b> – Concentrações de coliformes em diferentes áreas urbanas (adaptado de FIELD <i>et al.</i> , 1993; in USEPA, 1999).....	36
<b>TABELA 3.7</b> – Cargas Poluentes Típicas de Escoamentos: Por Utilização Urbana de Solo (kg/ha/ano).....	39
<b>TABELA 4.1</b> – Campanha de amostragem representada pelos meses e datas das coletas realizadas no monitoramento em tempo seco e em eventos chuvosos.....	48
<b>TABELA 4.2</b> – Variáveis indicadoras de qualidade, abreviaturas, unidades e métodos analíticos utilizados no monitoramento da água.....	50
<b>TABELA 4.3</b> – Coletas realizadas no monitoramento da qualidade da água em tempo seco e em eventos chuvosos, com amostragens com alíquotas simples e compostas.....	52
<b>TABELA 4.4</b> - Concentrações dos padrões utilizados no teste de precisão analítica.....	57
<b>TABELA 4.5</b> - Limites de detecção e valores mínimos adotados para as concentrações das variáveis de qualidade da água.....	58
<b>TABELA 4.6</b> – Parâmetros adotados e considerados para a simulação dos eventos na microbacia do córrego Brejo do Quaresma.....	62
<b>TABELA 4.7</b> – Estatísticas básicas utilizadas na descrição dos dados, adaptado de von Sperling (2005).....	69
<b>TABELA 5.1</b> – Estatísticas descritivas dos parâmetros de qualidade monitorados em tempo seco e nos eventos chuvosos.....	74
<b>TABELA 5.2</b> – Estatísticas descritivas das relações DQO/DBO <sub>5</sub> nos eventos monitorados em tempos seco e chuvoso.....	77
<b>TABELA 5.3</b> – Estatísticas descritivas das concentrações observadas na microbacia estudada e valores especificados na legislação ambiental e faixas típicas de esgotos domésticos brutos.....	86
<b>TABELA 5.4</b> – Estatísticas descritivas das Concentrações Médias do Evento (CME) das campanhas em eventos chuvosos monitorados.....	87
<b>TABELA 5.5</b> – Parâmetros pluviométricos estudados para cada campanha de evento chuvoso.....	103
<b>TABELA 5.6</b> – Estatísticas descritivas das cargas estimadas nas campanhas de tempo seco (kg/dia) e chuvoso (kg/evento).....	119
<b>TABELA 5.7</b> – Taxas de cargas anuais geradas por área (kg/ha/ano).....	124

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA	Agência Nacional das Águas
ANOVA	Método estatístico de análise da variância / Analysis of Variance
CT	Coliformes Totais
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DN	Deliberação Normativa
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
mg/l	Miligrama por litro
µg/l	Micrograma por litro
NBR	Norma Brasileira
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrogênio Amoniacal
NMP	Número Mais Provável
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
PPB	Partes por bilhão
PPM	Partes por milhão
pH	Potencial Hidrogeniônico
P-total	Fósforo total
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SS	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UNT	Unidade Nefelerométrica de Turbidez

# 1 INTRODUÇÃO

As condições dos ambientes aquáticos em áreas urbanas no Brasil, em sua grande maioria, encontram-se comprometidas devido a má gestão urbana e a carência ou inadequação de diversos componentes da infra-estrutura sanitária. Intervenções nas bacias hidrográficas em áreas urbanas, através de ações integradas e eficazes em saneamento ambiental, fundamentadas na promoção da saúde humana e preservação do meio ambiente, ainda são insuficientes diante da necessidade em que se encontram estes corpos hídricos.

Informações do Caderno Setorial de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2006), do panorama das águas superficiais reproduzidos pela Agência Nacional das Águas (BRASIL, 2005) e do Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte (PMS/PBH, 2004-2007) confirmam tal situação. Nesses, são relatados, para Belo Horizonte, a carência de 328 km de rede interceptora e a ausência de rede coletora de esgotos para 17% da população (391.000 habitantes), considerados elementos básicos no saneamento, que resultam no lançamento inadequado das águas residuárias, que é refletido na qualidade dos corpos hídricos representada pelo IQA (Índice de Qualidade das Águas) como 71% péssimos e 14% ruins.

Esta condição do esgotamento sanitário praticado em nossas bacias reflete a realidade encontrada na grande maioria das cidades brasileiras, onde rios ou córregos canalizados recebem contribuições de águas pluviais e de esgotos durante todo o ano hidrológico. O comprometimento dos corpos hídricos superficiais, segundo von Sperling (2007), ocorre com mais intensidade em locais de grande adensamento populacional e/ou reduzida capacidade de assimilação dos cursos de água.

O PMS/PBH (2004-2007) aponta essa situação como a principal causa de todos os córregos, canalizados ou não, do município de Belo Horizonte encontrarem-se poluídos por lançamentos de efluentes de origem industrial, comercial e, principalmente, domiciliar, associada a fontes pontuais e difusas de contaminação.

A caracterização e o controle das fontes pontuais de poluição para os corpos hídricos no meio urbano vêm sendo amplamente estudados e aperfeiçoados ao longo da história moderna da humanidade. Ao contrário, as fontes difusas de poluição promovidas pelo uso e ocupação do solo na bacia, diretamente relacionadas ao ciclo hidrológico local, apenas recentemente vêm sendo investigadas de forma mais aprofundada e principalmente por países desenvolvidos na

busca por alternativas sustentáveis de controle da poluição (CAMPBELL *et al.*, 2004; LEE *et al.*, 2007; NASCIMENTO, 2003; URBAN WATER, 2008; VON SPERLING, 2005).

O processo de urbanização desordenada proporciona alterações no regime hídrico devido à impermeabilização do solo na bacia, causando, principalmente, o aumento do volume e da velocidade do escoamento superficial, o que gera uma maior capacidade de arraste e conseqüentemente uma maior carga poluidora. Carga esta gerada na bacia hidrográfica que passa a ser composta por fontes pontuais e difusas, aumentando o seu potencial poluidor aos ambientes aquáticos (BAPTISTA *et al.*, 2005; TUCCI *et al.*, 1995; URBONAS e STAHR, 1993), podendo ser constituída pela presença de agentes poluentes como hidrocarbonetos, solventes, pesticidas, macronutrientes (C, N, P), metais tóxicos, sólidos em suspensão e microrganismos patogênicos (BURTON e PITT, 2002).

Além de tais condições, têm-se os fatores citados por Sabará *et al.* (2005) que justificam a investigação do comportamento de corpos hídricos, dentre os quais se destacam: o reconhecimento de que o monitoramento ambiental é um componente essencial em qualquer projeto de reabilitação e manejo dos recursos hídricos; e a existência de uma imensa variabilidade natural, o que torna difícil a aplicação de um programa de monitoramento de uma ecorregião para outra.

Neste contexto, se inserem os programas de pesquisa e desenvolvimento em recursos hídricos em áreas urbanas: SWITCH (*Sustainable Water Management Improves Tomorrow's Cities' Health*), promovido pela UNESCO; *Manejo de Águas Pluviais Urbanas*, promovido pelo PROSAB 5 – Tema 4 (Programa de Pesquisa em saneamento Básico), com o propósito de desenvolvimento de metodologias para o gerenciamento e o controle da poluição dos recursos hídricos.

Desse modo, esta pesquisa tem como proposta apresentar o estudo das condições de qualidade das águas de uma microbacia urbanizada, Brejo do Quaresma, através da sua caracterização qualitativa (parâmetros físico-químicos, químicos e microbiológicos) e quantitativa (precipitação e vazão), e da avaliação da geração de suas cargas poluidoras, realizadas através de um monitoramento em condições de tempo seco e durante eventos de chuva em um período hidrológico.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 *Objetivo geral***

Caracterizar as condições de qualidade e quantidade das águas e as cargas poluidoras em uma microbacia urbanizada, córrego do Brejo do Quaresma, no município de Belo Horizonte, apresentadas nos períodos hidrológicos seco e chuvoso.

### **2.2 *Objetivos específicos***

- caracterizar e investigar a relação entre os parâmetros físicos, físico-químicos e microbiológicos das águas do córrego do Brejo do Quaresma, através de monitoramento em períodos seco e chuvoso;
- avaliar a distribuição de massa e volume durante os eventos chuvosos monitorados;
- avaliar as cargas poluidoras geradas nos períodos monitorados associadas ao uso e ocupação do solo na microbacia em estudo.

## 3 REVISÃO DA LITERATURA

### 3.1. Águas Urbanas

Os modelos e as concepções de uso e gestão das águas, adotados no sistema urbano tradicional, apresentam um ciclo imperfeito da água. Neste ciclo, a água é retirada de uma fonte local, tratada, utilizada e retorna para o corpo hídrico – rio ou lago – para ser retirada novamente. Mas a água que é devolvida raramente tem as mesmas qualidades que a água receptora (ou a água original), como foi extraída da natureza (BRAGA *et al.*, 2005; TUCCI, 1995; VON SPERLING, 2005).

Este processo de gestão sem um correto planejamento territorial, e ineficiente quanto ao saneamento ambiental e ao uso e ocupação do solo, resulta ainda em prejuízos significativos para a sociedade, criando condições ambientais inadequadas, propiciando o aumento de enchentes urbanas, a contaminação da água superficial, o desenvolvimento de doenças, entre outros problemas (MOTA, 2003; NASCIMENTO, 2003).

Portanto, uma melhor compreensão do sistema de saneamento ambiental e das alterações hidrológicas nas bacias, proporcionadas pelo processo de urbanização desordenado adotado como o modelo de gestão na grande maioria das cidades brasileiras, incluindo Belo Horizonte, é vista como essencial para a investigação do comportamento de uma microbacia hidrográfica urbanizada.

#### 3.1.1. Saneamento ambiental e sistemas de esgotamento sanitário e pluvial

O saneamento ambiental é definido na recente lei federal 11.445/2007 como o equivalente ao conjunto das ações assumidas em abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza pública e drenagem pluvial. Neste trabalho, busca-se a sua relação, especificamente das componentes esgotamento sanitário e drenagem pluvial, com os recursos hídricos pela perspectiva ambiental.

Avaliando o saneamento (serviço destinado às populações) e os recursos hídricos a partir de uma perspectiva ambiental, pode-se pensar que as ações de saneamento atuam, nessa relação, ora como demandas, ora como impactos nos recursos hídricos, conforme exposto no *Caderno Setorial de Recursos Hídricos: Saneamento da Secretaria de Recursos Hídricos / Ministério do Meio Ambiente* (BRASIL, 2006).

Ainda avaliando na perspectiva ambiental, segundo o MMA (2006), é possível localizar, entre outras interfaces, todo o aparato legal relacionado com os padrões de qualidade das águas, os programas de recuperação da qualidade da água, as intervenções em tratamento de esgotos sanitários, os programas voltados para o manejo dos resíduos sólidos urbanos, o monitoramento da qualidade das águas superficiais e subterrâneas e o licenciamento das intervenções em saneamento.

Portanto, o sistema de esgotamento sanitário e das águas pluviais nas bacias hidrográficas pode ser realizado por três sistemas: sistema separador absoluto, sistema separador parcial ou misto e sistema unitário. O sistema separador absoluto constitui-se por dois sistemas independentes: um sistema de galerias de águas pluviais para drenagem destas e um sistema de esgotos sanitários, que recebe as contribuições de esgotos sanitários. No sistema separador parcial ou misto, a parcela de água da chuva que cai em telhados e pátios de prédios é conduzida ao sistema de esgotos sanitários, sendo as contribuições pluviais restantes encaminhadas ao sistema de galerias pluviais. O sistema unitário recebe contribuições de esgotos sanitários, águas de infiltração do subsolo e águas pluviais num mesmo conduto (CRESPO, 1997; CETESB, 1977; VON SPERLING, 1995).

Há ainda a existência do que podemos chamar de um “quarto sistema” encontrado em muitas cidades brasileiras, através do qual rios ou córregos canalizados recebem contribuições de águas pluviais e esgotos sanitários de residências. Este sistema difere do sistema unitário de esgotos na medida em que há contribuição do fluxo natural mesmo quando não está chovendo (BENETTI, *et al.* In GASTALDINI, 2007).

Este quarto sistema diferencia-se completamente do sistema combinado de esgotos sanitários e águas pluviais (denominado, em inglês, *Combined Sewer Systems – CSS*) praticado em países europeus e em grande parte dos EUA (aproximadamente 43 milhões de habitantes). O sistema combinado é planejado para receber uma parcela das águas pluviais. A partir de uma cota máxima, a mistura (esgotos e águas pluviais) é extravasada para um corpo hídrico próximo, denominado *Combined Sewer Overflow – CSO* e para este procedimento é fundamental que estudos sobre a capacidade de autodepuração e suporte dos corpos hídricos sejam efetuados (USEPA, 1999a).

Conforme o Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte 2004/2007 (PMS), baseado nos dados de 2001, do Sistema Nacional de Informações em Saneamento (SNIS) e do Censo

---

Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG

demográfico de 2000, realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o município de Belo Horizonte, com 95% do território ocupado por área urbana, apresenta uma carência aproximada de 9% da população total (213.000 habitantes) sem coleta de esgotos domésticos, 8% da população (178.152 habitante) lançam seus esgotos domésticos de forma inadequada (em redes de drenagem pluvial ou diretamente no solo, córregos, rios etc.), além de existirem 7.798 habitantes que não possuem sequer instalação sanitária em seus domicílios e uma carência de 328 km de rede de interceptação de esgotos sanitários.

Em Belo Horizonte, o PMS (2004/2007) aponta ainda a ausência ou a descontinuidade do sistema de interceptação como a principal causa de todos os córregos do município, canalizados ou não, encontrarem-se poluídos por lançamentos de efluentes de origem industrial e, principalmente, domiciliar. Há um grande número de ligações clandestinas e de lançamentos de esgoto nas redes de drenagem natural e/ou construída, tanto efetuadas pela população quanto pela própria concessionária dos serviços de esgotos (COPASA), apesar de ser adotado oficialmente o sistema separador absoluto.

Segundo relato do MMA (2006), dos 5.507 municípios brasileiros, 4.327 (79%) dispõem de sistema de drenagem, sendo que, destes, 85% possuem rede subterrânea de drenagem. Um percentual aproximado de 15% desses municípios adota o sistema unitário, ou seja, as águas pluviais e os esgotos sanitários são recolhidos em uma mesma rede. A cifra dos que adotam sistema separador absoluto pode parecer elevada, mesmo sabendo-se que é a tecnologia de opção dominante no meio técnico brasileiro. Entretanto, deve-se observar que no separador absoluto, ainda que com ausência de dados sobre o tema, há ocorrência frequente de interconexão entre os sistemas de drenagem e de esgotamento sanitário, com danos para ambos.

A conexão sanitário-pluvial resulta em problemas de ruptura de redes e de funcionamento inadequado de ETEs, quando existentes. Essa interconexão contribui para a poluição dos corpos receptores, para o aumento do risco à saúde, para a deterioração física dos condutos e para a geração de maus odores. Ao problema da conexão sanitário-pluvial soma-se a insuficiência de infra-estrutura em interceptores e em tratamento de esgotos.

No Brasil, praticamente todo o lançamento de efluentes dos sistemas de drenagem é feito em cursos de água, sendo, em 76% dos casos, cursos perenes. Este dado é importante como indicador dos esforços a desenvolver em regulamentação de uso do solo e em concepção,



projeto, implementação e operação dos sistemas de drenagem, tendo em vista a redução de impactos da urbanização sobre o meio natural.

Do universo de 4.327 municípios com sistema de drenagem, adotam-se bacias de retenção em apenas 353 deles. Deve-se ressaltar que a bacia de retenção é apenas uma entre várias alternativas de técnicas compensatórias de impactos de urbanização sobre escoamentos e poluição difusa, porém é a mais difundida.

Problemas de assoreamento na rede de drenagem são declarados por 41% dos municípios, sugerindo a ocorrência de processos erosivos intensos tanto quanto carência de manutenção e problemas de concepção e dimensionamento dos sistemas. Processos erosivos que afetam o sistema de drenagem ocorrem em 25% dos municípios que dispõem do sistema. Desmatamentos (37%) e ocupação desordenada do solo (42%) são fatores agravantes da erosão para os municípios em foco.

Dos municípios com drenagem, 3.856 (89%) declaram desenvolver atividades de manutenção. As tarefas mais comuns são as de limpeza e desobstrução de dispositivos de captação (57%) e de varrição e limpeza de vias (77%). Estas tarefas contribuem para o bom funcionamento dos sistemas, lembrando-se que a varrição de vias, em particular, reduz as cargas de poluição de origem pluvial.

A situação descrita para as condições de saneamento da população brasileira obviamente provoca demandas e impactos de diversas ordens nos recursos hídricos. As demandas vão desde aquelas necessárias ao abastecimento humano até as requeridas para a operação e a manutenção dos sistemas de esgotamento sanitário, limpeza pública e drenagem. Os impactos verificam-se na quantidade e, sobretudo, na qualidade da água, agravados pela implantação incompleta das ações de saneamento. Entretanto, a perfeita identificação desses impactos e demandas não é trivial, de um lado pela freqüente carência de registros e, de outro, porque, ao se caracterizar o estado do meio ambiente, tem-se a dificuldade de se isolar a origem dos impactos.

A situação é representada no relatório do panorama nacional das águas superficiais brasileiras produzido pela Agência Nacional das Águas – ANA (BRASIL, 2005), através do Índice de Qualidade de Água – IQA, o qual indica a qualidade dos corpos hídricos como: 71% péssima; 14% ruim; 8% aceitável; 2% bom; e 5% ótimo. O lançamento dos esgotos domésticos,

apontando a contaminação por outras fontes pontuais, como os efluentes industriais, uso de agrotóxicos e inseticidas, disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos e ocupação irregular de áreas de preservação permanente é considerado o pior problema de degradação dos corpos hídricos. Além disso, a presença e a importância de fontes não pontuais em ambientes urbanos originadas pelas águas de drenagem do escoamento superficial ainda não são bem avaliadas.

No tocante à perspectiva ambiental, a área de saneamento ainda exhibe, no geral, um quadro de desatenção para com a qualidade dos recursos hídricos, que têm provocado pressões e conseqüente comprometimento de sua qualidade. Isto vem ocorrendo em especial nas águas superficiais e com mais intensidade em locais de grande adensamento populacional e/ou reduzida capacidade de assimilação dos cursos de água.

### **3.1.2. Urbanização e alterações hidrológicas nas bacias**

Bacia Hidrográfica ou bacia de drenagem é uma área da superfície terrestre que drena água, sedimentos e materiais dissolvidos para uma saída comum, num determinado ponto de um canal fluvial. O limite de uma bacia hidrográfica é conhecido como divisor de drenagem ou divisor de águas. Bacias de diferentes tamanhos se articulam a partir de divisores de drenagens principais e drenam em direção a um canal, tronco ou coletor principal, constituindo um sistema de drenagem hierarquicamente organizado (SILVA *et al.*, 2003).

Em termos de unidade de estudo e operação, a microbacia hidrográfica é a unidade espacial de planejamento mais apropriada por permitir controle mais objetivo dos recursos humanos e financeiros, favorecendo a integração de práticas de uso e manejo do solo e da água e a organização comunitária. O trabalho em microbacias hidrográficas cria condições que tornam compatíveis as atividades produtivas e a preservação ambiental, permitindo um desenvolvimento sustentável (SILVA, *et al.*, 2003).

Em função de suas características naturais, bacias hidrográficas têm se tornado importantes unidades espaciais utilizadas para gerenciar atividades de uso e de conservação dos recursos naturais, principalmente nas situações atuais de grande pressão sobre o ambiente em função do processo de urbanização.

Segundo Nascimento (2003), o fator no país que mais agravou os impactos ambientais foi a rápida transição de uma sociedade predominantemente rural para uma sociedade essencialmente urbana. A situação é observada a partir dos dados populacionais de 1940, nos quais, para uma população total do país de aproximadamente 41 milhões de habitantes, 28 milhões de pessoas viviam na área rural. No ano de 2000, o censo revela que de 169 milhões de habitantes, aproximadamente 137 milhões eram população urbana e 32 milhões população rural. Ou seja, em 60 anos, a população total do país quadruplicou, porém, a população rural permaneceu praticamente igual à de 1940.

Elevadas taxas de crescimento da urbanização, agravadas pelos problemas de distribuição de riqueza no país, resultaram em graves carências de infra-estrutura urbana. A falta de condições adequada de habitação conduziu ao aumento significativo da população favelada, que passou a ocupar áreas menos valorizadas ou mais desprotegidas contra invasão, como as áreas de preservação ambiental, as áreas públicas e as zonas de risco de inundação ou geologicamente instáveis. Da mesma forma, notaram-se problemas graves de saneamento, que em zonas faveladas ainda perduram, a despeito dos progressos já realizados em algumas grandes cidades do país.

O acelerado crescimento da urbanização tornou obsoletos projetos urbanos e planos setoriais. A insuficiência de meios técnicos e de recursos humanos e financeiros dos municípios, em face do rápido crescimento em complexidade dos problemas a gerir, fizeram com que instrumentos de ordenação do desenvolvimento urbano, como diretrizes de uso do solo, sua implementação e fiscalização se distanciassem muito da realidade.

A urbanização trouxe impactos distintos de natureza física e química sobre os meios receptores, no contexto da própria área urbana e a jusante dela. Segundo Baptista *et al.* (2005), Burton e Pitt (2002), Motta (2003), Oliveira (2003), Porto (1995), os principais impactos físicos são as alterações locais de microclima, causadas por mudanças no balanço de energia e na circulação atmosférica, com reflexos sobre processos de evaporação e precipitação; aumentos em volumes e velocidades de escoamento com redução de recarga de aquíferos decorrentes da impermeabilização de superfícies; implantação de canais artificiais (sarjetas, redes subterrâneas de drenagem pluvial); canalizações de cursos d'água; entre outras ações vistas como estruturantes da urbanização.

Dos impactos citados, chama-se a atenção para aqueles relacionados diretamente com o processo de impermeabilização do solo, através da construção de telhados, calçadas, ruas e pátios. Este processo – a impermeabilização – é considerado o principal, no ambiente urbanizado, provocador de efeitos que alteram os componentes do ciclo hidrológico natural da bacia hidrográfica, e conseqüentemente o balanço hídrico na bacia. Os efeitos mais impactantes nas águas urbanas são:

- redução da infiltração no solo;
- redução do escoamento subterrâneo;
- aumento do escoamento superficial devido ao volume que deixa de infiltrar e fica na superfície;
- aumento da velocidade do escoamento superficial e redução do tempo de concentração;
- aumento das vazões máximas e antecipação dos picos no tempo;
- aumento da evaporação, nas precipitações de baixa intensidade, devido ao aquecimento das superfícies urbanas;
- Modificação do clima local como aumento de precipitação.

Estes impactos trazem como resultado os aumentos de freqüência e gravidade de inundações, intensificação de processos erosivos com aumento da produção, transporte e deposição de sedimentos, mudanças de morfologia fluvial e impactos sobre os ecossistemas aquáticos, causados por alterações em variáveis hidráulicas que caracterizam os escoamentos (velocidades, profundidades, vazões) e pela própria morfologia fluvial (TUCCI, 1995; BAPTISTA *et al.*, 2005).

Todavia, o gerenciamento das águas urbanas sob uma nova e inovadora ótica está começando a ser desenhada. Trata-se do desenvolvimento sustentável da drenagem urbana com o objetivo de imitar o ciclo hidrológico natural. Existem diversos exemplos práticos onde engenheiros, planejadores, paisagistas e outros especialistas tiveram sucesso na reintegração da água na paisagem urbana. Em muitos casos, os recursos hídricos foram o principal foco na revitalização de áreas centrais da cidade. De forma similar, áreas áridas vislumbram as águas das chuvas como um recurso potencial, onde a enxurrada está sendo utilizada localmente, de forma benéfica, ao invés de ser rapidamente descarregada como uma espécie de resíduo. (HEANEY *et al.*, 1999).

Este novo modelo incorpora técnicas inovadoras da engenharia como a construção de pavimentos permeáveis e de canais abertos com vegetação, ambos buscando atenuar as vazões de pico e reduzir também a concentração de poluentes das águas de chuva nas áreas urbanas. O modelo é definido como princípios modernos da drenagem urbana (BAPTISTA *et al.*, 2005; URBONAS e STAHERE, 1993).

- novos desenvolvimentos não podem aumentar a vazão de pico das condições naturais (ou prévias) – controle da vazão de saída;
- o planejamento da bacia deve incluir controle do volume;
- deve-se evitar a transferência dos impactos para jusante.

### **3.2. Poluição difusa em áreas urbanas**

A poluição difusa é definida como a poluição oriunda das atividades exercidas ou ocupadas no solo (urbano ou rural), em uma bacia hidrográfica, na qual os poluentes são dispersos por toda a área e não surgem como um efluente de um processo, esgoto municipal ou efluente de uma descarga pontual de área urbana, e todo o processo está ligado diretamente ao ciclo hidrológico (CAMPBELL *et al.*, 2004; USEPA, 1983; URBONAS E STAHERE, 1993).

A poluição das águas pode ser decorrente da adição de substâncias ou de formas de energia que, diretamente ou indiretamente, alterem as características físicas e químicas do corpo d'água de uma maneira tal que prejudique a utilização das suas águas para usos benéficos. Torna-se importante ressaltar a existência de duas formas distintas pelas quais as águas poluídas atingem um determinado corpo receptor: fontes pontuais e fontes não-pontuais ou fontes difusas, que são definidas como:

- Fontes pontuais – onde se conhece a carga, natureza e frequência com que os poluentes entram no corpo receptor (e.g. esgotos industriais e domésticos).
- Fontes difusas – espalhadas por grandes áreas na bacia de drenagem, não se sabendo *a priori* sobre sua entrada no corpo d'água receptor, sua carga, natureza e duração do evento (e.g. drenagem pluvial urbana e rural).

A alteração do ciclo hidrológico está associada ao processo de impermeabilização do solo na bacia, que leva ao aumento do número de vezes que a bacia produz escoamento superficial e ao aumento também das velocidades de escoamento, gerando uma maior capacidade de

arraste e, portanto, maiores cargas poluidoras. As redes de drenagem urbana são responsáveis pela veiculação dessas cargas e sabe-se hoje que constituem importantes fontes de degradação de rios, lagos e estuários (CAMPBELL *et al.*, 2004; URBONAS E STAHR, 1993).

Essa poluição apresenta-se de forma bastante diversificada e depende de fatores como uso e ocupação do solo, densidade populacional, estações do ano, topografia, geologia e das características e frequência das precipitações. Segundo Choe *et al.* (2002), as concentrações e cargas para cada poluente estão relacionadas com o tipo de uso do solo da bacia hidrográfica e com as condições de precipitação.

Uma característica marcante da poluição difusa é a variabilidade na concentração de poluentes lançados nos corpos d'água, tornando-se difícil o estabelecimento de diferenças na produção de cargas poluentes, pois as concentrações variam em termos de magnitude entre bacias hidrográficas, com diferentes eventos de precipitação, ao longo de um mesmo evento e ainda quanto ao tipo de área urbana, como por exemplo, residencial, industrial ou comercial (PORTO, 1995).

A investigação sobre a poluição gerada pelo escoamento superficial das águas pluviais em meio urbano tem sido desenvolvida com maior intensidade nos últimos 20 anos, tendo-se gerado uma rica base de dados, embora com significativa concentração de estudos de caso em países desenvolvidos, todavia, no Brasil, ainda se encontra em estágio inicial (CAMPBELL *et al.*, 2004; CHOE *et al.*, 2002; LEE *et al.*, 2007; NASCIMENTO, 2003; TOMAZ, 2007; URBAN WATER, 2008; VON SPERLING, 2005).

Nos Estados Unidos, os relatos remontam a meados da década de 60, quando pela primeira vez, agências governamentais identificaram que as cargas associadas às descargas ou vazões provenientes de cheias urbanas representavam grandes fontes de poluição dos corpos hídricos. Em 1972, nas emendas ao Ato chamado *Clean Water Act*, o Programa Nacional de Escoamentos Urbanos (no original NURP) foi estabelecido, contendo como meta principal ajudar na investigação da poluição das águas no ambiente urbano (USEPA, 1983, 1990).

O relatório denominado “Inventário Nacional de Qualidade da Água”, entregue em 1995 ao Congresso Americano, apresentou a conclusão de que 30% dos casos identificados de impactos na qualidade das águas superficiais são atribuídos às descargas do escoamento superficial poluído ou às fontes distribuídas na bacia hidrográfica (USEPA 1995). Algumas

das cidades nos EUA e em países desenvolvidos, que obtiveram êxito na coleta e tratamento da águas residuais, segundo novos levantamentos, têm mostrado que as fontes de poluição difusa passaram a ser as maiores causadoras de degradação da qualidade das águas superficiais (BURTON e PITT, 2002).

Mesmo após investigações detalhadas, continuam a existir muitas incertezas sobre o processo de poluição gerado pelas enxurradas. Essas incertezas refletem a falta de intensivas campanhas de campo para verificação. Os processos de origem difusa são intrinsecamente difíceis e complexos de se modelar devido à natureza estocástica do fenômeno. Por essa razão, é de se esperar que o processo estudado não possa ser previsto de forma puramente determinística. Todavia, do ponto de vista da engenharia ou do gerenciamento, os modelos determinísticos continuarão a ser bastante úteis (PRODANOFF, 2005).

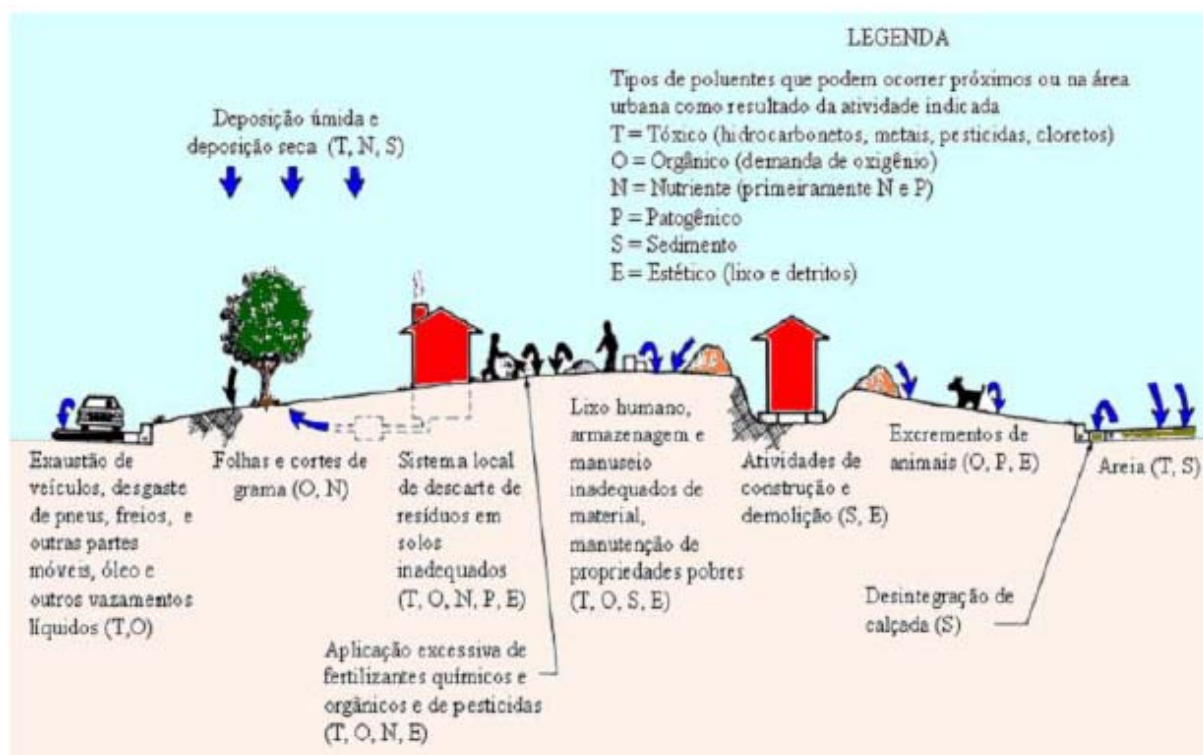
### **3.2.1. Fontes de poluição e poluentes**

A poluição gerada pelo escoamento superficial das águas pluviais em zonas urbanas é dita de origem difusa, uma vez que provém de atividades que depositam poluentes de forma esparsa sobre a área de contribuição da bacia hidrográfica. Sobre tal assunto, Novotny (1991. In: PRODANOFF, 2005) e Porto (1995) consideram cinco condições que a caracterizam:

- o lançamento da carga poluidora é intermitente e está relacionado à precipitação;
- os poluentes são transportados a partir de extensas áreas;
- as cargas poluidoras são difíceis de serem monitoradas a partir de seu ponto de origem, mesmo porque sua origem exata é impossível de ser identificada;
- 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 quando do lançamento;
- é difícil o estabelecimento de padrões de qualidade para o lançamento do efluente, uma vez que a carga poluidora lançada varia com a intensidade e a duração do evento meteorológico, a extensão da área de produção naquele específico evento, e outros fatores que tornam a correlação vazão x carga poluidora praticamente impossível de ser estabelecida.

A origem da poluição difusa em área urbana, segundo citações em USEPA (1990, 1999b), Burton e Pitt (2002) Campbell *et al.* (2004), é bastante diversificada, sendo que contribuem: a

abrasão e o desgaste das ruas pelos veículos, lixo acumulado nas ruas e calçadas, resíduos orgânicos de pássaros e animais domésticos, atividades de construção, resíduos de combustível, óleos e graxas deixados por veículos, deposição atmosférica etc. Contribuem para o aumento das cargas poluidoras transportadas pelas redes de drenagem urbana as ligações clandestinas de esgotos domésticos em redes pluviais, efluentes de fossas sépticas, vazamentos de tanques enterrados de combustível, restos de óleo lubrificante, tintas, solventes e outros produtos tóxicos despejados em sarjetas e bueiros, ilustrados na figura 3.1 a seguir.



**FIGURA 3.1:** Principais fontes e poluentes no meio urbano, WALESH, 1989 (*In*: PRODANOFF, 2005) Confusa por utilização dos símbolos.

A compreensão das fontes potenciais de poluentes é de fundamental importância quando se estudam 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 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.



O grau de poluição das águas é medido através de características físicas, químicas e biológicas das impurezas existentes, que, por sua vez, são identificadas por parâmetros de qualidade das águas.

Os principais parâmetros utilizados para a caracterização do potencial de degradação da poluição difusa promovida pelo escoamento superficial em áreas urbanas são os sólidos totais (em suspensão e dissolvidos), demanda de oxigênio (DQO e DBO<sub>5</sub>), macronutrientes (fósforo e nitrogênio), organismos patogênicos (coliformes), metais pesados (Zn, Cu, Pb, Ni, Cd) e hidrocarbonetos (PAH) (USEPA, 1983, 1990, 1999b; Burton e Pitt; Field *et al.*, 2004).

A tabela 3.1 apresenta a relação entre os principais poluentes e as suas possíveis fontes de poluição promovida no escoamento superficial das águas de chuva em vias de veiculação (ruas, avenidas e estradas) e conseqüentemente para os corpos hídricos superficiais, no meio urbano, segundo Burton e Pitt (2002).

**TABELA 3.1** – Componentes de escoamento superficial das águas de chuva em ruas, avenidas e estradas e suas fontes primárias (Adaptado de Burton e Pitt, 2002).

<b>Constituintes</b>	<b>Fontes primárias</b>
Partículas de Nitrogênio Fósforo Chumbo	Desgaste de pavimentos, veículos, atmosfera Atmosfera, aplicação de fertilizante em beiras de estradas Gasolina (exaustão), desgaste do pneu (material de enchimento do óxido de ligação, óleo lubrificante e graxa)
Zinco	Desgaste de pneus (materiais de enchimento), óleo de motor (aditivo de estabilização), graxa
Ferro	Auto-oxidação do corpo, estruturas de aço da estrada (trilhos de protetor etc.), peças móveis de motor
Cobre	Chapeamento de metal, rolamento e desgaste da bucha, peças móveis de motor, desgaste do forro da ruptura, fungicidas e inseticidas
Cádmio	Desgaste de pneus (materiais de enchimento), aplicações de inseticidas
Cromo	Chapeamento de metal, peças móveis de motor
Níquel	Diesel combustível e gasolina (exaustão), óleo lubrificante, Chapeamento de metal, desgaste da bucha, desgaste do forro da ruptura, pavimentação de asfalto
Manganês Cianeto	Peças móveis de motor Composto ferrocianeto férrico, ferrocianeto de sódio, solda amarela, usado para remover o sal granulado do gelo
Sódio Cálcio Cloro Sulfato Petróleo	Sais de remoção de gelo Combustíveis, sais de remoção de gelo Derramamentos, vazamentos, de lubrificantes do motor, anticongelante e líquidos hidráulicos, lixívia de superfície do asfalto
PCB	Pulverização de vegetação em estradas, depósito atmosférico do fundo, catalisador do PCB em pneus sintéticos

### 3.2.2. Impactos dos escoamentos nos corpos hídricos

Os escoamentos superficiais, compostos pelas águas das chuvas, dos fluxos de áreas em construção e da vazão de base (contaminada) têm sido apontados como causadores de impactos significativos nos corpos d'água receptores e no *habitat* aquático. Estes efeitos são obviamente mais severos para pequenos corpos receptores que recebem fluxos de bacias de drenagem em franco desenvolvimento e com altas taxas de urbanização (BURTON e PITT, 2002; CLAR *et al.*, 2004; Field *et al.*, 2004; CAMPBELL *et al.*, 2004; USEPA, 1983; Dobbs e Zabel, 1996; MOHAUPT *et al.*, 2001).

Os diversos impactos promovidos pela poluição difusa podem surtir conseqüências a curto e longo prazos. A magnitude do impacto causado pelo lançamento da drenagem urbana depende de fatores como o estado do corpo d'água antes do lançamento, a sua capacidade assimilativa, a quantidade e distribuição das chuvas, o uso do solo na bacia e o tipo e quantidade de poluente arrastado. Os impactos podem ser divididos em seis grandes categorias: alterações estéticas; depósitos de sedimentos; depleção da concentração de oxigênio dissolvido; contaminação por organismos patogênicos; eutrofização; e danos devido à presença de tóxicos como intoxicação e/ou bioacumulação em organismos e biomagnificação na cadeia trófica (BURTON e PITT, 2002; CAMPBELL *et al.*, 2004; CHOE *et al.*, 2002).

As tabelas 3.2 e 3.3 apresentam os principais impactos físicos, químicos e biológicos atribuídos ao escoamento superficial poluído, associados aos poluentes mais importantes.

**TABELA 3.2 –** Categorias dos Impactos associados às atividades da construção e do desenvolvimento. (fonte: Clar *et al.*, 2004).

<b>Categoria</b>	<b>Tipo de Impacto</b>		<b>Prejuízos ou Perda de Uso Benéfico</b>
Física	Regime Hidrológico	Volume do escoamento superficial	Alagamento, reposição de águas subterrâneas, equilíbrio hidrológico etc.
		Descarga máxima	Alagamento, erosão do canal, perda de <i>habitat</i>
		Duração da vazão e frequência	Erosão do canal, perda de <i>habitat</i>
		Reposição de águas subterrâneas, elevação do lençol freático e vazão de base	Lençol freático, poços locais, vazão de base, perda de <i>habitat</i>
	Geomorfológico	Geometria do canal	Erosão do canal, deposição de sedimentos, perda de <i>habitat</i>
		Transporte de sedimentos	Degradação, capacidade do canal
	Alagamento		Perda de propriedade
Térmico		Prejuízos de <i>habitat</i>	
<i>Habitat</i>	Refúgio de peixes, alteração do canal, deposição de sedimentos, velocidade e profundidade do córrego, status do fluxo do canal		Prejuízos de perda de estrutura de <i>habitat</i> resultados de redução ou perda das condições biológicas e comunidades
Biológica	<p style="text-align: center;"><i>Taxa total</i> Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera (EPT) taxa %taxa % EPT Índice biótico de famílias (FBI)</p>		Condições biológicas e comunidades podem ser reduzidas ou eliminadas como resultado do prejuízo da perda de estrutura do <i>habitat</i> causado por impactos físicos resultados da construção e desenvolvimento de atividades.
Química (Qualidade da Água)	Sedimentos, nutrientes, metais, herbicidas e pesticidas, produtos para impedir a formação de gelo, patógenos, petróleo, hidrocarbonetos, graxa, e outros carbonos orgânicos tóxicos		Degradação da qualidade da água ou prejuízo pode ter muitas conseqüências negativas: violações da água potável, aumento dos custos do tratamento da água, fechamento de praias, perda do uso do desporto de barcos, redução dos volumes do reservatório e do lago devido ao volume do sedimento.

**TABELA 3.3 – Principais poluentes das águas de drenagem pluvial, suas fontes e seus impactos (adaptado de FIELD *et al.*, 2004).**

<b>Poluentes da água da chuva</b>	<b>Fontes principais</b>	<b>Impactos relacionados</b>
<b>Nutrientes:</b> Nitrogênio e Fósforo	Enxurrada urbana; falta de sistema séptico; lavouras; berçários de animais; pomares; rebanhos de animais, atividades; jardins; gramados; florestas; fertilizantes; perdas de solo em construção	Crescimento de algas; redução da claridade; oxigênio dissolvido mais baixo; liberação de outros poluentes; prejuízo visual; impactos recreacionais; prejuízo da fonte de água
<b>Sólidos:</b> Sedimentos contaminados ou não	Canteiros de obras; outras perturbações e/ou terras não vegetadas; lixiviamento de estrada; enxurrada urbana; mineração; exploração madeireira; erosão da orla costeira	Aumento da turbidez; redução da claridade; oxigênio dissolvido mais baixo; deposição de sedimentos; abafamento do <i>habitat</i> aquático incluindo sítios de desova; sedimento e toxicidade bentônica
<b>Substâncias Depreciadoras de oxigênio</b>	Material orgânico biodegradável; peixe; matéria animal; folhas; água de esgoto; estrume; sólidos de leite; desperdícios no processamento de alimentos; outras aplicações químicas	Sufocação ou estresse de peixes adultos, resultando na mortandade dos peixes; redução na reprodução dos peixes por sufocação/estresse de ovos sensíveis e larvas; morte de larvas aquáticas; aumento da atividade bacteriana aeróbica resultando em gases tóxicos ou em odores ruins muitas vezes associados a corpos d'água poluídos; liberação de partículas poluentes vinculadas
<b>Patógenos:</b> Bactérias, vírus e protozoários	Desperdícios domésticos e naturais; enxurrada urbana; falta de sistema séptico; aterros; ligações clandestinas de esgotos, geração natural	Riscos para a saúde humana através de abastecimento de água potável; contaminação de áreas de crescimento de crustáceos e de praias; ingestão ou contato acidental
<b>Metais:</b> Chumbo, Cobre, Cádmio, Zinco, Mercúrio, Cromo, Alumínio e outros	Processos industriais; mineração; desgaste normal de pastilhas de freio de automóvel e de pneus; emissões de automóveis; vazamentos de fluidos de automóveis; telhas de metal; calhas; aterros; corrosão; enxurrada urbana; erosão de solo; deposição atmosférica; solos contaminados	Toxicidade da coluna d'água e do sedimento; bioacumulação em espécies aquáticas através da cadeia alimentar
<b>Micro poluentes orgânicos</b>	Produtos de limpeza, produtos de higiene corporal, medicamentos e seus produtos de degradação, aditivos de plásticos (phtalatos)	Toxicidade aguda, toxicidade crônica bioacumulação, mudança de comportamento (oestrogenos)

### 3.2.3. Carga de lavagem (*first flush*)

A poluição difusa é um fenômeno aleatório, com origem no ciclo hidrológico, o qual inicia-se com o arraste dos poluentes atmosféricos pela chuva e o escoamento superficial direto responsável pelo transporte dos poluentes dispostos sobre a superfície da área urbana até o lançamento final no corpo receptor. Portanto, a intensidade e duração da precipitação podem ter um impacto marcante no tipo e quantidade de poluentes presentes no escoamento superficial (BURTON e PITT, 2002).

Pesquisas realizadas por Aryal (2006), Bertrand-Krajewski *et al.* (1998), Bonumá e Gastaldini (2007), Brites e Gastaldini (2005), Davies-Colley *et al.* (2007), Deletic (1998), Choe *et al.* (2002), Gupta e Saul (1996), Komai (2002), Lee *et al.* (2002), Pitt *et al.* (2004), Vieira *et al.* (2008) apontaram que as concentrações de alguns poluentes carreados pelo escoamento superficial em áreas urbanas, geralmente em grandes áreas impermeabilizadas, tendem a ser muito mais altas no início do que no meio ou no final da precipitação. As concentrações de poluentes no escoamento gerado variam ao longo do evento hidrológico, assim como variam as vazões. É de se esperar que tais valores formem um "polutograma" com a mesma forma genérica do hidrograma correspondente.

É difícil calcular ou prever a distribuição temporal das concentrações de poluentes, isto é, o "polutograma". Na maior parte dos estudos de poluição por cargas difusas, no entanto, o objetivo principal é a avaliação do impacto do lançamento da drenagem urbana sobre o corpo receptor e a resposta do ecossistema ao problema geralmente se dá de forma razoavelmente lenta.

Um dos fenômenos discutidos quando se trata de prever polutogramas é a ocorrência da chamada carga de lavagem, em inglês, o *first flush*. A explicação mais comum é a de que se trata da remoção inicial do material acumulado no período entre chuvas, na superfície da bacia ou no interior das canalizações, significando que o pico do polutograma ocorreria, em muitos casos, antes do pico das vazões.

Segundo os autores Burton e Pitt (2002), Campbell *et al.* (2004) e Porto (1995), a ocorrência ou não do fenômeno da carga de lavagem, para determinados poluentes, pode estar relacionada, principalmente, com características do tipo de solo e de seu uso e ocupação nas bacias, e também com perdas iniciais no escoamento superficial. Para este último,

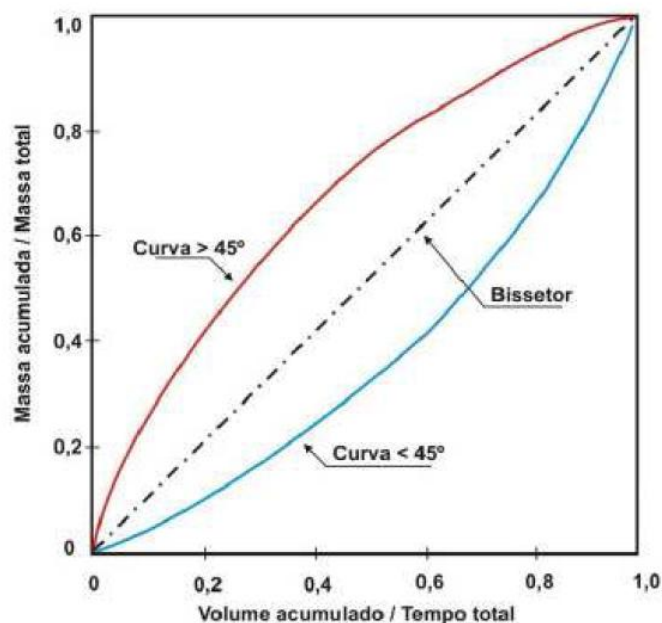
dependendo da rugosidade e do estado de conservação do pavimento, as perdas iniciais são maiores e possibilitam a retenção de uma parte dos poluentes junto com a parcela de água assim acumulada. O volume total escoado e a altura da lâmina formada sobre as superfícies urbanas poderão também contribuir para que as perdas sejam mais ou menos representativas.

Burton e Pitt (2002) comentam ainda que o fenômeno da carga de lavagem é mais observado em bacias pequenas do que em bacias maiores. Tomaz (2006) acrescenta que este fenômeno é mais bem descrito em microbacias com áreas de até 100 hectares. Em 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 com os valores já decrescentes dos locais próximos à seção de medição.

A verificação local da ocorrência ou não da carga de lavagem torna-se importante nos casos em que se pretende reter o escoamento superficial urbano em bacias de retenção para o controle da carga poluidora a ser lançada no corpo receptor. Caso a carga de lavagem se verifique, grande parte da carga poluidora estará contida no volume inicial escoado, e podendo contar com hidrocarbonetos, metais pesados, organismos patogênicos e nutrientes (CAMPBELL *et al.*, 2004; CLAR *et al.*, 2004; URBONAS e STAHERE, 1993).

A avaliação da carga de lavagem é observada, dentre outras técnicas, por meio de curvas da fração acumulada de massa poluente total *versus* a fração acumulada do volume escoado no evento, que possibilitam uma análise adimensional capaz de confrontar eventos de diferentes características e localização. Essa curva é denominada curva de massa M(V) (BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.*, 1998).

Segundo definições de Geiger (1987) e Deletic (1998), a carga de lavagem ocorre quando as curvas M(V) apresentam uma inclinação inicial maior que 45°, utilizando o ponto de máxima divergência da inclinação de 45° para quantificar a carga de lavagem, como demonstrado na figura 3.2. Observa-se a posição destas em relação ao bissetor, indicando a distribuição dos poluentes durante todo o evento. Se a curva confunde-se com o bissetor, assume-se que os poluentes são distribuídos uniformemente durante o evento. Quando a curva permanece acima do bissetor, há a ocorrência da carga de lavagem, e quando a curva permanece abaixo do bissetor, não há a ocorrência de carga de lavagem.



**FIGURA 3.2:** Inclinação da curva de distribuição de massa: curva  $M(v)$ .  
 Fonte: DOTTO, 2006.

A análise realizada por Brites (2005), utilizando a metodologia para descrição da carga de lavagem por meio das curvas  $M(v)$ , na bacia do arroio Cancela, constatou que, nos eventos monitorados, os parâmetros que demonstraram maior relação com o fenômeno da carga da lavagem foram a  $DBO_5$ , os Sólidos Suspensos Totais, os Coliformes Totais e Fecais.

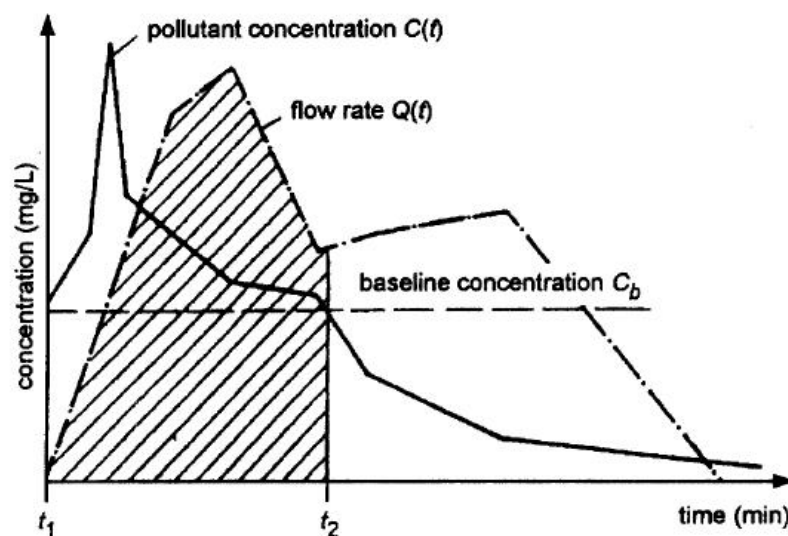
A ocorrência da carga de lavagem é defendida por Gupta e Saul (1996) e Bertrand-Krajewski *et al.* (1998) e ocorre quando pelo menos 80% da carga é transportada nos primeiros 30% do volume escoado. Para Deletic (1998), o fenômeno da carga de lavagem ocorre em termos da carga de poluição nos primeiros 25% do volume escoado no evento. Clar *et al.* (2005) afirmam que 90% dos poluentes são transportados durante a passagem da primeira meia polegada (12,7 mm) de chuva.

Pesquisas conduzidas por Pitt (1993, 2004) apresentam conclusões sobre o estudo da influência da carga de lavagem em áreas urbanas, procedendo com a comparação entre os resultados das amostragens das concentrações dos parâmetros nos 30 minutos iniciais de chuva com os resultados das concentrações médias dos eventos (CME – ver definição no Item 1.2.4) em intervalos de 15 minutos a 3 horas de duração. Para estas pesquisas, foi utilizado o

teste estatístico não-paramétrico de Mann-Whitney e Fligner-Polidello. Dentre as conclusões apresentadas por Pitt (1993, 2004), ressaltam-se: em 55% dos parâmetros observados, a média da carga de lavagem é superior à da CME; nos parâmetros analisados, 60% indicam a presença da carga de lavagem; os metais se apresentam com altas concentrações no início das precipitações; as bactérias indicadoras de contaminação fecal não apresentam baixa durante as precipitações; a carga é melhor observada em bacias hidrográficas pequenas de no máximo 160 ha.

Para Tomaz (2006), a carga de lavagem é melhor observada em bacias hidrográficas pequenas com no máximo 100 ha, com áreas impermeáveis acima de 25% do total, para que seja atendido 60% em uma determinada matriz de poluentes. O autor acrescenta que a concentração dos poluentes nas águas pluviais obedece a uma distribuição log-normal mesmo com uma pequena margem de erro.

Portanto, a variabilidade da taxa de massa poluente transportada durante eventos de precipitação na rede de drenagem pode ser descrita por duas curvas: hidrograma  $Q(t)$  e polutograma  $C(t)$  para cada poluente considerado. A figura 3.3 é apresentada com a finalidade de confirmar a existência do fenômeno de antecipação do pico do polutograma em relação ao pico do hidrograma, teoria definida em USEPA (1993).



**FIGURA 3.3:** Determinação da carga de lavagem (*First Flush*) proposta por USEPA (1993).



### 3.2.4. Concentração média de evento

Para uma avaliação global do impacto das cargas difusas, pode-se calcular o fator Concentração Média no Evento (CME), que em um só valor resume a razão entre a massa de poluente transportada pelo volume de água escoado. A CME representa a concentração ponderada de um poluente correspondente a um evento completo de chuva, através da coleta de diversas amostras ao longo do tempo de duração do escoamento, juntamente com o levantamento do hidrograma (USEPA, 1990).

A CME tem sido extensivamente utilizada como indicador do grau de impacto ambiental promovido pelo escoamento superficial poluído nos corpos hídricos receptores. Acredita-se que o tipo de uso do solo da bacia seja o fator mais importante que causa a diferença das CMEs (BURTON e PITT, 2002; PODANOFF, 2005; LEE *et al.*, 2002).

O estabelecimento da Concentração Média do Evento (CME) como parâmetro indicador do potencial poluidor de cada evento de precipitação traz algumas vantagens como (NOVOTNY, 1992):

- para um mesmo local, as CMEs exibem distribuição log-normal;
- podem ser associadas probabilidades e frequência de ocorrência;
- é um parâmetro conciso, representando um conjunto de dados muito variável;
- a comparação entre diferentes eventos e diferentes locais é mais fácil de ser feita.

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 e também para que as decisões sobre medidas de controle tenham suporte em levantamentos e análises coerentes com a realidade local.

A CME pode ser estimada tanto por amostras compostas coletadas automaticamente ou por uma série de amostras simples coletadas durante o evento de precipitação. Quando a CME é estimada a partir de amostras simples, cada amostra isolada fisicamente representa uma concentração instantânea de poluentes dentro do evento e a CME é calculada a partir destes valores de concentração instantânea. Um método razoável de cálculo é usar a média ponderada pela vazão destas concentrações instantâneas. Um amostrador automático coleta uma grande quantidade de amostras individuais, constituindo uma série instantânea de

amostras de concentração. A CME é igual ao resultado da análise de uma simples, porém enorme amostra (BURTON e PITT, 2002).

A equação (3.1) que representa a CME é definida como a massa total do poluente (M) descarregado durante o evento, dividido pelo volume total (V) escoado durante a precipitação (CLAR *et al.*, 2004; LEE *et al.*, 2002; CHARBENEAU e BARRETI, 1998; CAMPBELL, 2004; URBAN WATER, 2008):

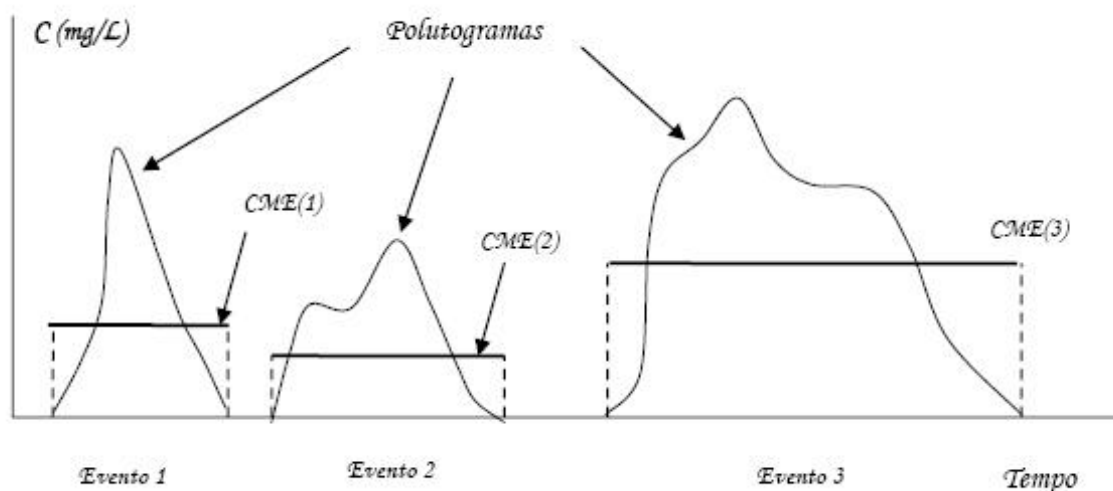
$$CME = \frac{M}{V} = \frac{\int_0^t C_t Q_t dt}{\int_0^t Q_t dt} = \frac{\sum C_t Q_t \Delta t}{\sum Q_t \Delta t} \quad (3.1)$$

onde: CME é a concentração média do evento chuvoso monitorado (mg/L); M a massa total de poluente durante o evento (mg); V o volume total durante o evento (l; t o tempo (s); Ct a concentração no tempo t (mg/L); Qt a vazão no tempo t (l/s) e  $\Delta t$  o intervalo de tempo (s).

Na equação 3.1, C(t) é uma função temporal suave que representa a curva de concentração do poluente (ordenadas no polutograma) e Q(t) também é uma função suave no tempo que representa a curva de vazões de chuva (ordenadas do hidrograma). Na prática, estimam-se as integrais não pelas funções Q(t) e C(t) mas pelas medições experimentais de campo, isto é, a partir de valores discretos (PRODANOFF, 2005).

A concentração instantânea durante a precipitação pode ser maior ou menor que a CME, mas o uso da CME como uma característica do evento substitui a real variação temporal de C *versus* t em um evento de precipitação por um pulso de concentração constante tendo igual massa e duração do evento verdadeiro. Isto garante apenas que as cargas do evento serão corretamente representadas (BURTON e PITT, 2002, LEE *et al.*, 2007; PRODANOFF, 2005).

Assim como a concentração instantânea varia durante a precipitação, as CMEs podem variar também de evento para evento chuvoso, como ilustrado na figura 3.4, e também de localidades (BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.*, 1998; PRODANOFF, 2005).



**FIGURA 3.4:** Variação dos polutogramas entre os eventos chuvosos e as respectivas CMEs (In: PRODANOFF, 2005).

O Programa Norte Americano sobre Escoamentos Urbanos (*National Urban Runoff Program – NURP*) realizado entre 1978 e 1983, conduzido pela Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (EPA), contou com mais de 23.000 eventos de chuva monitorados em qualidade e quantidade em todo país. As CMEs dos dez indicadores e poluentes principais do programa, desenvolvido em diversas categorias de uso do solo, são apresentadas na tabela 3.4, por meio de medianas e coeficientes de variação (USEPA, 1983).

**TABELA 3.4 –** Mediana das concentrações médias dos eventos em áreas urbanas (adaptado de NURPE USEPA, 1983).

Poluente	Unidades	Residencial		Misto		Comercial		Aberto/ Não-urbano	
		Mediana	CV	Mediana	CV	Mediana	CV	Mediana	CV
DBO <sub>5</sub>	mg/l	10	0.41	8	0.52	9	0.31	--	--
DQO	mg/l	73	0.55	65	0.58	57	0.39	40	0.78
SST	mg/l	101	0.96	67	1.14	69	0.85	70	2.92
Chumbo Total	µg/l	144	0.75	114	1.35	104	0.68	30	1.52
Cobre Total	µg/l	33	0.99	27	1.32	29	0.81	--	--
Zinco Total	µg/l	135	0.84	154	0.78	226	1.07	195	0.66
Nitrogênio total Kjeldhal	µg/l	1900	0.73	1288	0.50	1179	0.43	965	1.00
Nitrato + Nitrito	µg/l	736	0.83	558	0.67	572	0.48	543	0.91
Fósforo total	µg/l	383	0.69	163	0.75	201	0.67	121	1.66
Fósforo Solúvel	µg/l	143	0.46	56	0.75	80	0.71	26	2.11

CV: Coeficiente de Variação.

Os resultados do NURP indicaram que não existe uma diferença significativa nas CMEs dos poluentes em águas de drenagem de diferentes categorias de utilização dos solos urbanos, conforme apresentado na tabela anterior. Além disso, o programa aponta que a CME não se correlaciona com parâmetros típicos, tais como, características dos eventos de chuva, características geográficas, tipo de solo, entre outros. Isto implica que, pelo menos por conceito, os modelos gerados para a determinação de CMEs podem ser aplicados em outras localidades.

O estudo conclui que as variações dos valores de CME seguem uma distribuição do tipo log-normal para a maioria dos usos do solo em meio urbano, o que foi observado também por outros autores. Além disso, confirmou-se que o coeficiente de escoamento superficial, que afeta os volumes de escoamento superficial, é altamente correlacionável com a taxa de impermeabilização da área (como seria de se esperar). É indicado também que os volumes de chuva são geograficamente variáveis e, conseqüentemente, as cargas de poluentes irão diferir entre os diferentes usos do solo e a localização geográfica da área.

Segundo o programa norte americano, as águas de drenagem pluviais urbanas podem conter concentrações significativas de sólidos, nutrientes, metais e matéria orgânica. A comparação entre as concentrações dos parâmetros de qualidade da água nas águas de drenagem pluvial urbana com as águas residuais domésticas é apresentada na Tabela 3.5.

**TABELA 3.5** – Comparação entre concentrações (mg/l) típicas de águas de drenagem pluvial urbana e esgotos domésticos (adaptado de USEPA, 1999).

Constituinte	Drenagem Urbana		Esgotos Domésticos		
	Sistema Separador		Antes do Tratamento		Após Trat. Secundário
	Faixa	Típicos	Faixa	Típicos	Típicos
DBO <sub>5</sub>	200-275	75	250-1.000	500	80
SST	20-2.890	150	100-350	200	20
Fósforo Total	0,02-4,30	0,36	4-15	8	2
Nitrogênio Total	0,4-20	2	20-85	40	30
Chumbo	0,01-1,2	0,18	0,02-0,94	0,1	0,05
Cobre	0,01-0,4	0,05	0,03-1,19	0,22	0,03
Zinco	0,01-2,9	0,02	0,02-7,68	0,28	0,08
Coliformes Fecais por 100 ml	400-50.000		10 <sup>6</sup> -10 <sup>8</sup>		200

Tal como demonstrado anteriormente, as concentrações típicas de coliformes fecais em águas de drenagem urbana apresentaram uma grande variabilidade, oscilando entre 400-50000 NMP/100ml, nos resultados do NURP. Exemplos das concentrações de coliformes fecais medidas em diferentes superfícies impermeáveis são apresentados na Tabela 3.6, a qual ilustra a natureza altamente variável das concentrações de coliformes fecais na água de drenagem urbana.

**TABELA 3.6** – Concentrações de coliformes em diferentes áreas urbanas (adaptado de FIELD *et al.*, 1993; in USEPA, 1999).

Utilização do Solo	Mediana (NMP)/100 ml	Faixa (NMP)/100 ml
Ruas e locais de armazenamento sem pavimento	26	0,02-300
Água de chuva vinda de telhados	1,6	0,56-2.6
Calçadas	55	19-90
Ruas e estacionamentos pavimentados	2,8	0,03-66
Estradas pavimentadas	19	1,8-430

NMP: Número Mais Provável

### 3.3. Cargas poluidoras em bacias

O processo de urbanização proporciona a geração de cargas poluidoras na bacia hidrográfica, transportadas pelos corpos hídricos superficiais, oriundas de fontes pontuais e difusas (KAYHANIAN *et al.*, 2002; SHOEMAKER *et al.*, 2005; URBAN WATER, 2008).

O potencial poluidor das cargas em uma bacia é maximizado pela maior geração de escoamento superficial que causa um maior arraste de material depositado na superfície, devido à impermeabilização do solo (BAPTISTA *et al.*, 2005; TUCCI *et al.*, 1995; URBONAS e STAHRÉ, 1993), e também pelas ineficiências dos sistemas de limpeza urbana e esgotamento sanitário (CAMPBELL *et al.*, 2004).

As cargas geradas na bacia e transportadas pelos seus corpos hídricos podem ser constituídas de agentes poluentes como hidrocarbonetos, solventes, pesticidas, macronutrientes (C, N, P), metais tóxicos, sólidos em suspensão e microrganismos patogênicos (BURTON e PITT, 2002; STRASSLER *et al.*, 1999).

Embora uma variedade de poluentes possa ser encontrada nas águas urbanas, é importante focar primeiramente em certos poluentes que podem ser usados como indicadores

representativos de outros tantos, conforme argumento apresentado pelo NURP (USEPA, 1983) para a seleção dos poluentes monitorados:

“Esta lista inclui poluentes de interesse geral, que são normalmente examinados tanto em estudos de fontes pontuais e não pontuais e que se mostram representativos de importantes categorias de poluentes, notadamente, sólidos, constituintes consumidores de oxigênio, nutrientes e metais pesados.”

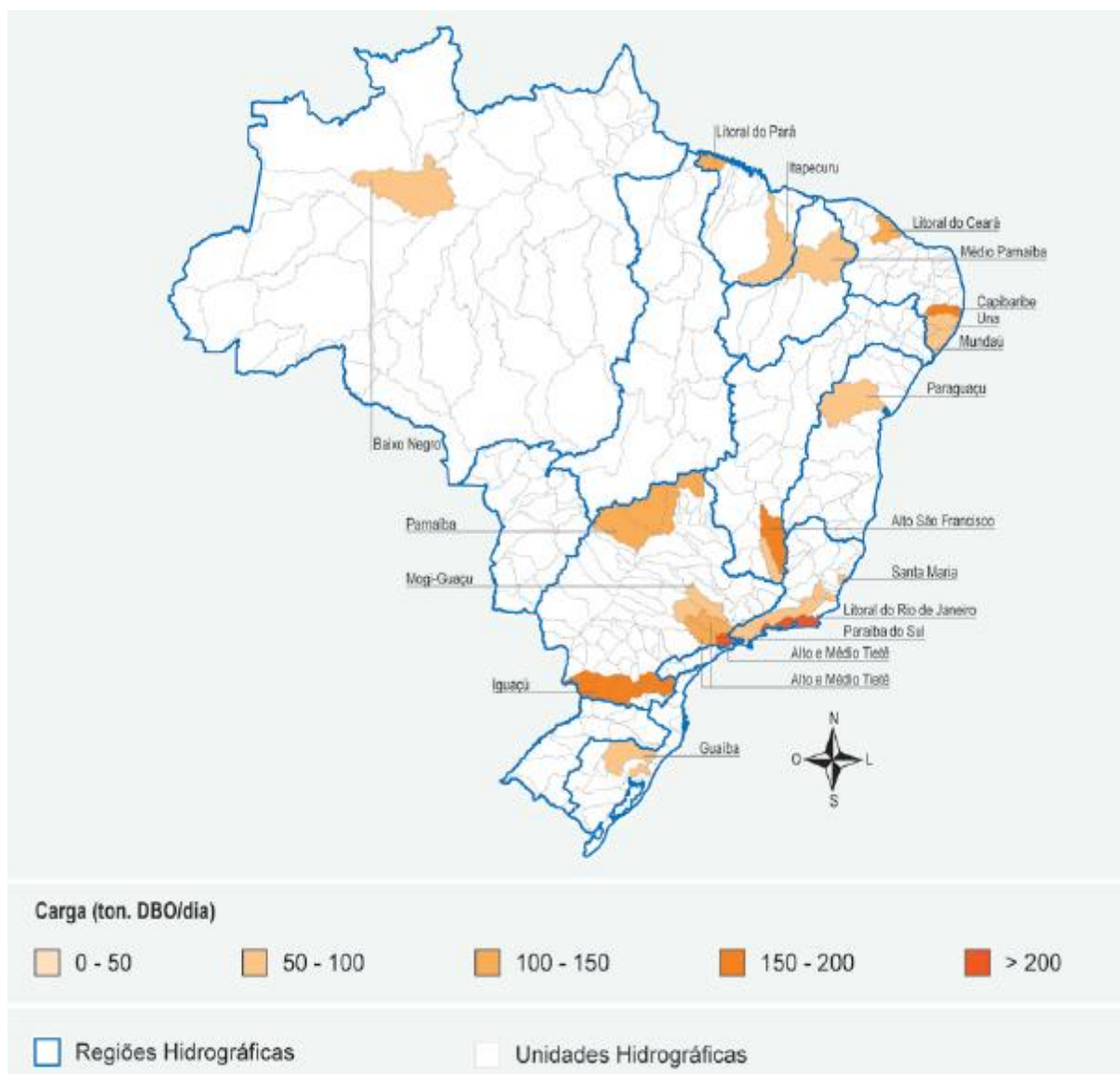
A quantificação dos poluentes na água, ou seja, as cargas poluentes, é expressa usualmente em termos de massa por unidade de tempo (kg/dia), geralmente para indicação de fontes pontuais, e massa por unidade de tempo e área (kg/km<sup>2</sup>.ano), em casos de drenagem superficial (ABNT-NBR 13402, 1995; VON SPERLING, 2005; MCPHERSON *et al.*, 2002; METCALF e EDDY, 2003; MUKHOPADHYAY *et al.*, 2000; PESSOA e JORDÃO, 1982; USEPA, 1999; SHOEMAKER *et al.*, 2005; URBAN WATER, 2008).

As fontes pontuais, apontadas anteriormente como as principais causadoras da poluição dos corpos hídricos no país, trazem como principal agente o lançamento de esgotos domésticos, pois menos da metade dos municípios possui rede coletora e interceptora de esgoto, e uma pequena parcela deles recebe algum tratamento. Deve-se destacar, também, que a maior fonte de poluição das águas por esgotos não se refere à parcela da população sem rede coletora e sim àquela com rede, mesmo parte da que tem tratamento, considerando a freqüente ausência de interceptação dos esgotos e as baixas eficiências associadas à precária operação muitas vezes encontradas (BRASIL, 2006).

O relatório da ANA (BRASIL, 2005) apresenta a estimativa da carga orgânica de esgotos domésticos total do país em 6.389 toneladas de DBO<sub>5</sub>/dia, ilustrada na Figura 3.5 por cargas geradas nas bacias hidrográficas. O mesmo documento modela a relação entre a carga orgânica lançada e a carga assimilável para a vazão disponível e destaca as seguintes áreas mais críticas para esta relação:

- Região Hidrográfica do São Francisco: os rios das Velhas, Verde Grande, Verde Pequeno e Gorutuba apresentam carga orgânica lançada superior à carga assimilável.
- Região Hidrográfica do Paraná: os rios Tietê, Piracicaba, Iguaçu e Meia Ponte têm problemas de assimilação de cargas orgânicas.

Estes casos são melhor explicados devido à elevada carga poluidora e à alta densidade populacional associada a ineficientes sistemas de esgotamento sanitário. No semi-árido, porém, a baixa disponibilidade hídrica também constitui fator explicativo importante dos problemas de incapacidade de assimilação de cargas orgânicas.



**FIGURA 3.5:** Cargas orgânicas de esgotos domésticos (tonDBO<sub>5</sub>/dia) nas regiões hidrográficas (adaptado de ANA, 2005).

### 3.3.1. Cargas difusas

As cargas provenientes das águas do escoamento superficial de drenagem urbana, consideradas como não pontuais ou difusas, são constituídas por poluentes presentes na

superfície e atmosfera da bacia de forma dispersa e são lavados e carreados pelas chuvas para os corpos hídricos receptores da bacia (BURTON e PITT, 2002).

Estas cargas poderão ser potencialmente mais tóxicas e impactantes sobre os corpos hídricos devido ao seu caráter agudo, proporcionado pela concentração das substâncias poluentes na superfície da bacia, após um período sem precipitação e quando as primeiras formações de escoamento superficial promovem o carreamento e a lixiviação desse acumulado para o sistema de drenagem (CAMPBELL *et al.*, 2004).

A estimativa de cargas difusas de uma determinada área, para avaliações preliminares de suas magnitudes, usualmente é realizada através da adoção de cargas pré-estabelecidas por programas de caracterização, elaborados em função da sazonalidade regional e categorizando-as em função do tipo de ocupação e do grau de desenvolvimento no âmbito da bacia hidrográfica (BURTON e PITT, 2002).

Portanto, na ausência de dados locais sobre a geração de cargas, referências como as do programa norte americano NURP (Tabela 3.7) são recomendadas para a utilização em estudos preliminares na estimativa de cargas geradas na bacia e lançadas nos corpos hídricos receptores.

**TABELA 3.7 – Cargas Poluentes Típicas de Escoamentos: Por Utilização Urbana de Solo (kg/ha/ano).**

Ocupação	SST	PT	NTK	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> N	DBO <sub>5</sub>	DQO	Pb	Zn	Cu
<b>Comercial</b>	1121	2	8	2	3	69	471	3	2	0
<b>Estacionamento</b>	448	1	6	2	3	53	303	1	1	0
<b>EDR</b>	471	1	5	1	2	30	191	1	1	0
<b>MDR</b>	223	1	3	1	1	15	81	0	0	0
<b>BDR</b>	11	0	0	0	0	ND	ND	0	0	0
<b>Rodovia</b>	986	1	9	2	4	ND	ND	5	2	0
<b>Industrial</b>	964	1	4	0	1	ND	ND	2	7	1
<b>Parque</b>	3	0	2	ND	0	ND	2	0	ND	ND
<b>Construção</b>	6725	90	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

EDR: Elevada Densidade Residencial, MDR: Média Densidade Residencial, BDR: Baixa Densidade Residencial

ND: Não Disponível; dados insuficientes para caracterizar cargas

Fonte: Horner *et al.*, 1994



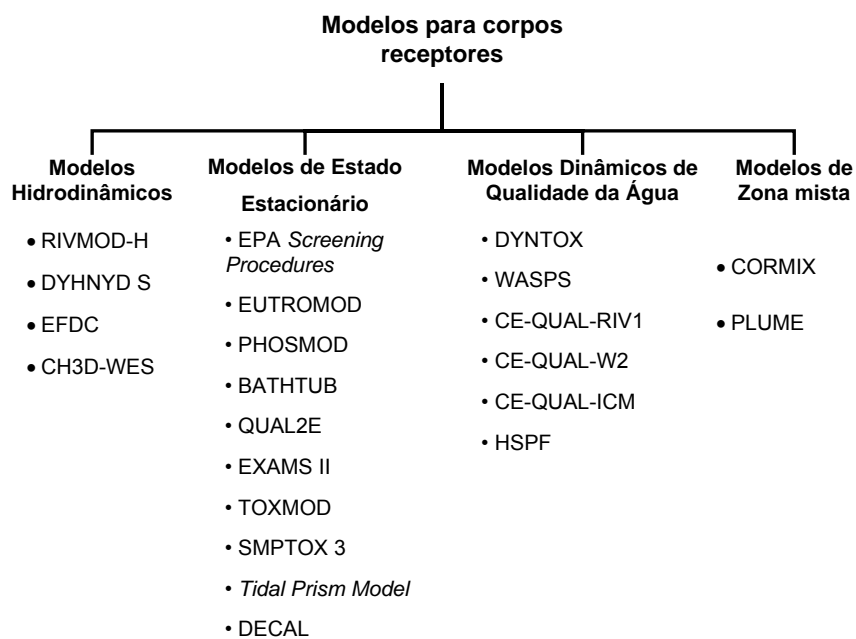
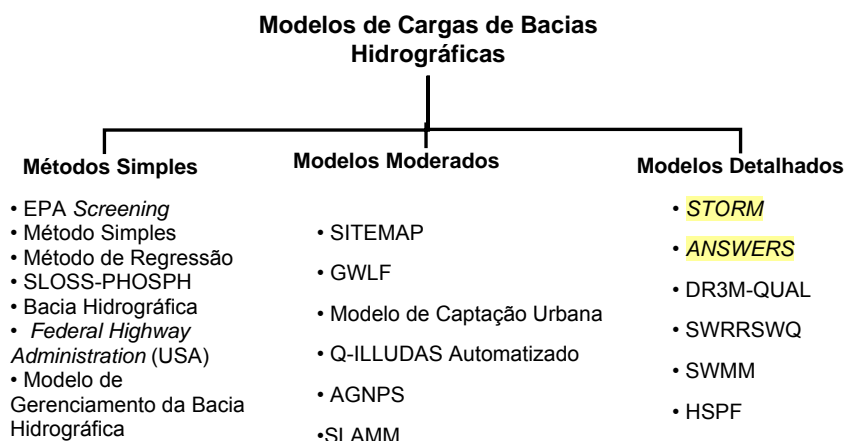
### 3.3.2. Princípios da modelagem de cargas

Os principais objetivos da modelagem da qualidade das águas em meio urbano são: prognosticar as condições de qualidade e a estimativa das cargas lançadas nos corpos hídricos receptores na avaliação de possíveis impactos; determinar parâmetros de projeto no dimensionamento das estruturas de controle; e fornecer subsídios para uma análise de custo benefício (BURTON e PITT, 2002; VON SPERLING, 2007; SHOEMAKER *et al.*, 2005).

No entanto, é importante compreender que na modelagem de fontes difusas, neste caso promovidas pelo escoamento superficial da águas pluviais, existem diferentes fases de fluxo. Pode-se incluir o escoamento de base do período de estiagem (seco), o fluxo das cheias e o extravasamento do sistema de esgoto combinado (sistemas combinados de esgotamento sanitário). A magnitude relativa destas vazões varia de forma considerável.

Segundo Prodanoff (2005), os modelos enxergam o problema de poluição como um processo composto de três estágios: acumulação de poluentes; lavagem da bacia; e transporte pelo sistema de drenagem. A acumulação é o aumento de poluentes na superfície da bacia de captação durante períodos secos e a lavagem é a remoção dos poluentes pela chuva e escoamento superficial. A disponibilidade de poluentes na bacia é tipicamente estimada por uma relação linear, exponencial ou potencial, que é calculada em função do número de dias secos anteriores ao evento chuvoso. A lavagem de poluentes é tipicamente modelada por um decaimento exponencial da carga superficial de poluentes disponíveis, sendo a intensidade da chuva, o volume precipitado, a taxa de escoamento ou o volume escoado usados como variáveis explanatórias.

Os modelos para a definição das principais fontes de poluentes e o programa de controle para a minimização dos impactos das descargas de águas de drenagem pluvial são categorizados em modelos empíricos simples e complexos, segundo definição de Burton e Pitt (2002). Os modelos de qualidade e quantidade mais usados, incluindo os de drenagem pluvial, são apresentados na figura 3.6.



**FIGURA 3.6:** Modelos simples e complexos mais usados na caracterização de controle da poluição em bacias hidrográficas.

Fonte: BURTON e PITT, 2002.

Dentre os modelos apresentados, destacam-se, neste estudo, os modelos simplificados de drenagem pluviais que assumem normalmente a forma geral da equação 3.2, para a estimativa de cargas geradas em uma determinada bacia hidrográfica (BURTON e PITT, 2002; CAMPBELL *et al.*, 2004; URBAN WATER, 2008; FIELD *et al.*, 2004).

$$\mathbf{Carga} = \mathbf{CME} \times \mathbf{Cf} \times \mathbf{I} \quad (3.2)$$

A equação acima é o produto da concentração média dos eventos chuvosos (CME) dos poluentes (monitorados ou adotados para a localidade) pelo coeficiente de runoff ou coeficiente de escoamento superficial (**Cf**) (ou a área efetiva impermeável) e pela intensidade anual da precipitação (**I**) na bacia para um determinado período (geralmente para um ano).

As principais dificuldades com estes modelos simplificados incluem, segundo Burton e Pitt (2002): as estimativas da CME inapropriadas em determinadas localidades; os valores do coeficiente de runoff variam de acordo com diferentes alturas de precipitação; o modelo não leva em conta os efeitos sazonais (as CMEs não são disponíveis para todo o ciclo hidrológico anual); e não podem ser utilizados para avaliar a eficácia de sistemas de controle.

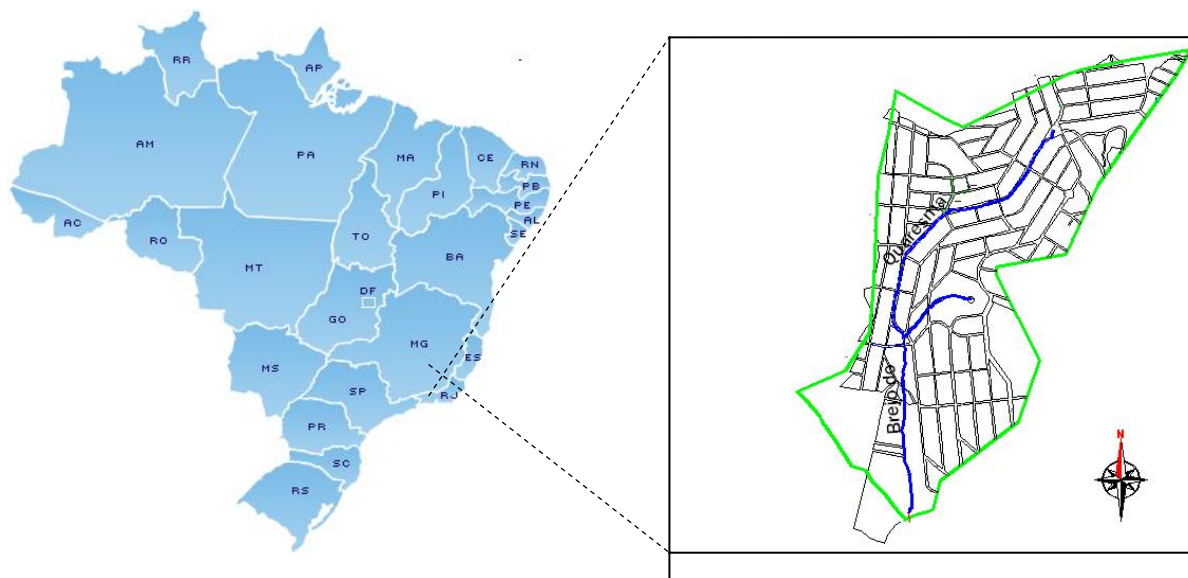
As estimativas adequadas para o CME, na localidade em estudo, podem se tornar o principal problema em se usar os modelos simplificados. No entanto, várias pesquisas, como o programa norte americano de drenagem pluvial em áreas urbanas (NURP), apresentam valores de CME dos principais poluentes, categorizados em áreas de uso urbano (residencial, comercial, mistas, abertas, parque etc.), para serem utilizados em circunstâncias preliminares na avaliação e estimativas de cargas poluidoras geradas nas bacias. Para tal, considera-se muito importante uma inspeção prévia do clima, do uso do solo e das condições hidrológicas das respectivas áreas que as originaram, para se fazer a escolha, quando possível, daquela com características mais próximas às da bacia em estudo.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia utilizada nesta pesquisa foi planejada e desenvolvida com a finalidade de estruturá-la em consonância com os objetivos propostos. São incluídas as etapas de caracterização qualitativa e quantitativa das águas do córrego do Brejo do Quaresma e a avaliação das cargas poluidoras geradas pela sua microbacia em tempo seco e em eventos chuvosos.

### 4.1 Área de estudo

A microbacia do córrego Brejo do Quaresma está localizada entre as coordenadas geográficas de latitude 19 47'55.03" sul e longitude 43 59'20.27" oeste, na região de Venda Nova, extremo norte-oeste da cidade de Belo Horizonte (MG) e possui uma área de drenagem de 130 ha em uma ocupação predominante residencial (Figura 4.1).



**FIGURA 4.1:** Localização da microbacia Brejo do Quaresma no município de Belo Horizonte.

O clima da região metropolitana de Belo Horizonte é de predominância tropical, basicamente de regime sazonal de chuvas; estações úmida, chuvosa e seca. A temperatura média anual é 21,1°C, com pequena variação entre as estações. A média de precipitação anual é de 1.450mm (PBH, 2008).

A microbacia é tributária da bacia elementar do córrego Vilarinho, que está inserida na bacia do ribeirão Isidoro, principal afluente do ribeirão da Onça, sub-bacia do rio das Velhas. A

bacia elementar do córrego Vilarinho apresenta uma alta densidade populacional, tendo sua área urbanizada compreendendo cerca de 98% da área total (IBGE, 2000; In: PMS – BH, 2004/2007).

O sistema de esgotamento sanitário da bacia elementar do Vilarinho é gerido pela COPASA. Nessa bacia, 90% dos logradouros existentes (média dos atendimentos nas sub-bacias) são atendidos por redes coletoras. Atualmente, existe um número elevado de lançamentos de esgoto bruto diretamente no curso d'água, tanto das redes oficiais da COPASA quanto dos domicílios situados ao longo do leito do córrego, devido à inexistência de rede interceptora de esgotos.

Para uma população estimada de 14.881 hab. e uma densidade populacional de 122 hab./ha – segundo projeções do censo demográfico de 2000 –, a microbacia do córrego Brejo do Quaresma apresenta características de um ecossistema impactado pela ação antrópica. O córrego Brejo do Quaresma possui uma extensão total de 2820 m, com trechos em sua extensão em leito canalizado aberto (260 m) e fechado (445 m), há erosões no leito natural, margens ocupadas por construções irregulares, acúmulo de resíduos sólidos e lançamento de esgoto doméstico via águas pluviais na rede de drenagem e diretamente no córrego, devido à parcialidade e/ou inexistência da rede coletora de esgotos, segundo o Plano Diretor de Drenagem Urbana e Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte (2004/2007).

Conforme o Diagnóstico Sanitário e Ambiental realizado na bacia elementar do Vilarinho pela Secretaria Municipal de Estrutura Urbana / DRENURBS (2002), há uma carência na rede coletora de esgotos domésticos na microbacia do córrego Brejo do Quaresma uma área de 5 ha aproximadamente. Nesse diagnóstico, é relatada a inexistência de interceptores na maioria dos córregos da bacia do Vilarinho, dentre eles o Brejo do Quaresma, ocorrendo lançamentos de esgoto na drenagem pluvial. Tais condições são confirmadas por lançamentos de efluentes urbanos, em sua grande maioria, domésticos. Principalmente devido a um grande número de ligações clandestinas e aos lançamentos de esgotos domésticos na rede de drenagem natural ou construída, apesar de ser adotado oficialmente o sistema separador absoluto.

As condições sanitárias prevalentes na microbacia apontam para uma condição expressiva de degradação, devido à pouca efetividade do sistema de saneamento ambiental na bacia elementar do Vilarinho. As carências de tais serviços acrescidos de fontes não pontuais de poluição proporcionam condições insalubres, levando a um número importante de casos de

enfermidades locais, como diarreias, hepatite, febre tifóide, leishmaniose e dengue, segundo informações de agentes de saúde locais.

O microbacia do córrego Brejo do Quaresma possui uma bacia de retenção de águas de chuva do tipo aberta, denominada bacia de retenção Vilarinho onde os dois córregos – Lagoinha e Quaresma – se encontram antes de desaguar no córrego Vilarinho. No entanto, além da função de regularizar os picos de escoamento produzidos pela chuva na bacia do córrego Vilarinho, a bacia de retenção também é utilizada de forma irregular pela comunidade, como local de criação de animais, depósito de resíduos de construção civil etc.

#### **4.2 Ponto de monitoramento**

O monitoramento da qualidade e quantidade das águas do córrego Brejo do Quaresma foi realizado em 01 (um) ponto localizado a jusante do canal principal, próximo (45 metros) da bacia de retenção Vilarinho, e a 320 metros em percurso, até a sua confluência com o córrego Lagoinha, antes de desaguar no córrego Vilarinho, como é apresentado na figura 4.2.



**FIGURA 4.2:** Microbacia do córrego Brejo do Quaresma – localização da Bacia Detenção de águas de chuvas: ponto de amostragem. *Fonte:* Google Earth 2007.

A escolha por 01 (um) ponto de monitoramento se justifica devido ao fato de que o estudo em questão tem como objetivo avaliar as condições finais da qualidade e quantidade das águas e o



transporte de cargas poluidoras proporcionadas pelo uso e ocupação do solo da microbacia em questão.

O ponto de monitoramento na calha do córrego Brejo do Quaresma está localizado nas dependências de uma habitação (casa), devido às condições de ocupação urbana nas margens do córrego terem ocorrido de forma desordenada e irregular. A figura 4.3 apresenta o ponto de amostragem localizado nas dependências da casa.



**FIGURA 4.3:** Ponto de amostragem no córrego Brejo do Quaresma.

O local foi escolhido segundo recomendações sugeridas nas metodologias descritas em Agudo *et al.* (1987), Buton e Pitt (2002), Mäkelä e Meybeck (1996), Meybeck *et al.* (1996) e USEPA (1999), e definido por meio de coleta de informações oficiais (plantas topográficas, imagens de satélite e relatórios do diagnóstico atual da área), juntamente com visitas de campo e entrevistas feitas com os moradores e os agentes do Programa Saúde da Família que trabalham na microbacia. Os critérios adotados para a escolha foram:

1. segurança pessoal da equipe e dos equipamentos durante a coleta;
2. acesso fácil e rápido, garantido durante toda a campanha para a amostragem e o transporte dos equipamentos;
3. local na calha do córrego onde a distância do ponto de monitoramento até à sua confluência não obtivesse acréscimos efetivos de fontes poluidoras ou de tributários;

4. local na calha do córrego Brejo do Quaresma onde não houvesse curvas ou meandros, ou seja, escolha por um trecho mais plano que evitasse a estagnação ou turbulência das águas, no entanto, um local onde ocorresse uma condição de mistura e homogeneidade satisfatória dos elementos na coluna d'água.

### **4.3 Distribuição temporal da amostragem**

A sazonalidade climática, períodos seco e chuvoso, é indicativa dos extremos das variáveis de qualidade e quantidade das águas, tornando-se assim, base para o conhecimento dos ecossistemas em seus períodos críticos. Acrescidas a esta sazonalidade, as variações diurnas das condições de qualidade e quantidade dos ecossistemas fluviais também são observadas e consideradas fundamentais no estudo da dinâmica deste ambiente (MÄKELÄ *et al.*, 1996, SCHAFFER, 1984; UNDERWOOD, 1994).

Eventos episódicos de poluição dos corpos hídricos, com alterações substanciais nas vazões são frequentemente associados quando o sistema de drenagem das águas de chuva despeja diretamente o escoamento superficial direto promovido pelas águas pluviais. Portanto, as possíveis alterações episódicas das condições de qualidade e quantidade em determinadas circunstâncias devem ser monitoradas para o processo de caracterização do ambiente em resposta ao meio (MEYBECK *et al.*, 1996; BURTON e PITT, 2002; PARR, 1994; USEPA, 1992).

Desse modo, a campanha de amostragem foi realizada (tabela 4.1) durante o período seco e o período chuvoso, entre maio de 2007 e maio de 2008. As campanhas foram realizadas por coletas em condições de tempo seco (ausência de chuva de no mínimo 48 horas antes da coleta) e em eventos chuvosos (duração máxima de 4 horas de precipitação).



**TABELA 4.1** – Campanha de amostragem representada pelos meses e datas das coletas realizadas no monitoramento em tempo seco e em eventos chuvosos

Ano	Período	Meses	Datas das Coletas	
			Tempo Seco	Eventos Chuvosos
2007	Seco	Maio	17/05/07	-
		Junho	25/06/07	-
		Julho	-	-
		Agosto	07/08/07	-
		Setembro	12/09/07	-
	Chuvoso	Outubro	17/10/07	-
		Novembro	06/11/07	-
		Dezembro	18/12/07	-
2008	Chuvoso	Janeiro		30/01/08
		Fevereiro	12/02/08	24/02/08 27/02/08
		Março	05/03/08	12/03/08
	Seco	Abril	-	06/04/08
		Maio	06/05/08	-

#### **4.4 Caracterização qualitativa das águas**

A caracterização qualitativa das águas do córrego Brejo do Quaresma foi baseada na definição das variáveis e da metodologia de análises, coleta e preservação das amostras e no controle de qualidade analítico.

##### **4.4.1 Parâmetros qualitativos**

Os parâmetros físicos, físico-químicos e microbiológicos de qualidade de águas consolidados no monitoramento de caracterização da contaminação e das fontes poluidoras em ambientes aquáticos urbanos, onde há influências de fontes pontuais e difusas de poluição, abrangem principalmente as variáveis indicadoras de matéria orgânica, nutrientes, micro-poluentes, sólidos suspensos e organismos patogênicos (BURTON e PITT, 2002; CHAPMAN e KIMSTACH, 1996; MÄKELÄ e MEYBECK, 1996; USEPA, 1997, 1990, 1983).

A legislação brasileira referente à classificação e ao enquadramento dos recursos hídricos, abordadas em nível federal pela Resolução CONAMA n.º 357/2005 e recentemente em nível estadual pela Deliberação Normativa COPAM n.º 01/2008, determina, entre outras normalizações, a utilização de determinadas variáveis para os processos de caracterização e monitoramento dos corpos aquáticos continentais.

Portanto, em função do citado, foram utilizadas nesta pesquisa as variáveis integrantes dos parâmetros físicos, físico-químicos e microbiológicos consideradas mais significativas do ponto de vista sanitário, de acordo com as características de uso e ocupação do solo na microbacia do córrego Brejo do Quaresma.

As variáveis monitoradas foram: potencial hidrogênico; condutividade elétrica; turbidez; sólidos suspensos; oxigênio dissolvido; demanda química de oxigênio; demanda biológica de oxigênio; nitrogênio total Kjeldahl; nitrogênio amoniacal; nitrogênio nitroso (nitrato); fósforo total; cádmio; cobre níquel; zinco; coliformes totais; *Escherichia coli*.

As metodologias analíticas implementadas e utilizadas para as análises das variáveis indicadoras de qualidade das águas monitoradas foram baseadas nos métodos padronizados por AWWA (2005) nos *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* e Rodier (1981). Estas metodologias são apresentadas na tabela 4.2 a seguir, e em anexo o resumo dos procedimentos analíticos das metodologias de análises.

**TABELA 4.2** – Variáveis indicadoras de qualidade, abreviaturas, unidades e métodos analíticos utilizados no monitoramento da água.

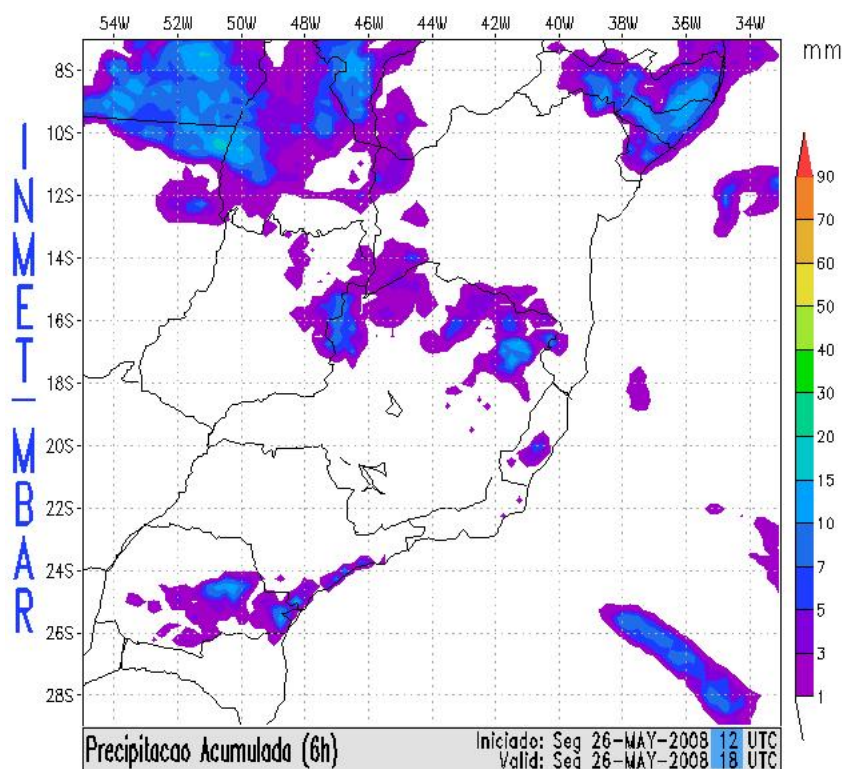
Variáveis	Abreviaturas	Unidades	Método Analítico
Potencial hidrogeniônico	pH	-	pHmetro
Condutividade elétrica	CE	μS/cm	Eletrométrico
Turbidez	NTU	NTU	Turbidímetro
Sólidos Suspensos	SS	mg/l	Gravimétrico
Sólidos Suspensos Voláteis	SSV	%	Gravimétrico
Oxigênio dissolvido	OD	mgO <sub>2</sub> /l	Eletrométrico
Demanda Química de Oxigênio	DQO	mgO <sub>2</sub> /l	Titulométrico / Refluxo fechado
Demanda Bioquímica de Oxigênio	DBO <sub>5</sub>	mgO <sub>2</sub> /l	Titulação de Winkler – Iodométrico
Nitrogênio total Kjeldahl	NTK	mg/l	Titulométrico /Semi- Micro digestão Kjeldahl
Nitrogênio amoniacal	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/l	Titulométrico / Semi-Micro Kjeldahl
Nitrato	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/l	Espectrofotométrico – Salicilato
Fósforo total	P-total	mg/l	Espectrofotométrico – Vanado
Cádmio	Cd	mg/l	AAS chama
Cobre	Cu	mg/l	AAS chama
Níquel	Ni	mg/l	AAS chama
Zinco	Zn	mg/l	AAS chama
Coliformes Totais	CT	NMP/100ml	Colilert
<i>Escherichia coli</i>	<i>E.coli</i>	NMP/100ml	Colilert

As medidas dos valores *in situ* de oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica foram tomadas por meio de uma sonda multiparâmetro da marca *Orion*, modelo *5 star*. O equipamento foi colocado longitudinalmente ao sentido da corrente e deixado por cerca de 20 minutos para estabilização, em uma profundidade de 20 cm.

Os demais parâmetros foram analisados nos laboratórios de análises físico-químicas e de microbiologia do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Escola de Engenharia (EE) da UFMG. Os equipamentos utilizados nas análises são listados no resumo dos procedimentos analíticos em anexo.

#### 4.4.2 Coleta e preservação das amostras

No planejamento e na operação da coleta da água em tempo seco e nos eventos chuvosos, foi utilizada a consulta das previsões do tempo informadas pelos resultados gerados pelo modelo MBAR 25 km (figura 4.4) fornecidas pelo Instituto Nacional de Meteorologia, em previsão do tempo disponibilizada em *website* [http://www.inmet.gov.br/html/prev\\_tempo.php](http://www.inmet.gov.br/html/prev_tempo.php).



**FIGURA 4.4:** Imagem do mapa de previsão de precipitação gerado pelo modelo MBAR 25 km (INMET).

As coletas de água realizadas em tempo seco e nos eventos chuvosos foram padronizadas com o intuito de se obter uma amostra representativa e estabilizada, minimizando assim, as possíveis alterações das condições reais e interpretações analíticas errôneas. A padronização foi orientada através das recomendações propostas em Agudo *et al.* (1987), AWWA (2005) e Bartram *et al.* (1996), que são apresentadas através do protocolo de amostragem (Anexo) traçado para a pesquisa em questão.

No monitoramento da qualidade das águas, foi efetuado um total de 11 (onze) campanhas em tempo seco e 05 (cinco) em eventos chuvosos, sendo que as 02 (duas) primeiras coletas em tempo seco foram amostradas somente com alíquotas simples. As demais amostragens em tempo seco e nos eventos chuvosos foram realizadas por alíquotas compostas.

A tabela 4.3 apresenta o número de coletas realizadas em tempos seco e chuvoso, com amostras de alíquotas simples e compostas e a quantidade total de amostras coletadas.

**TABELA 4.3** – Coletas realizadas no monitoramento da qualidade da água em tempo seco e em eventos chuvosos, com amostragens com alíquotas simples e compostas.

<b>Período</b>	<b>Amostragem</b>		<b>Número de Amostras</b>
Tempo Seco	Simple	02	04
	Compostas	08	96
Eventos Chuvosos	Simple	-	-
	Compostas	05	95

As coletas com alíquotas simples foram consideradas amostras exploratórias para o conhecimento prévio do estado de qualidade do ambiente e ajustamento dos procedimentos analíticos. Ressalta-se que estas não foram utilizadas no processo de descrição e tratamento global dos dados para a determinação das condições de qualidade e quantidade das águas e das cargas do córrego Brejo do Quaresma.

A coleta exploratória em tempo seco foi realizada no ponto de monitoramento adotado, através de 03 (três) amostras simples coletadas com garrafas de polietileno com volume de 2 litros, a 20 cm da superfície do corpo d'água.

As demais coletas da água em tempo seco e nos eventos chuvosos foram realizadas através de amostragem na calha principal do córrego Brejo do Quaresma por meio de um amostrador seqüencial automático modelo 3700, marca ISCO. O amostrador foi instalado dentro da habitação utilizada no ponto de monitoramento, com a sua mangueira de sucção de 14 (quatorze) metros de extensão instalada em uma seção reta a 20 cm de profundidade da superfície d'água.



**FIGURA 4.5:** Fotografia do amostrador ISCO 3700.

O amostrador ISCO 3700 apresenta uma capacidade de uso para 24 garrafas de 01 litro, e em seu sistema há a função de amostragem de água em alíquotas por garrafas, em um determinado tempo requerido. Essa função foi utilizada na amostragem em tempo seco. Foi programada, então, a coleta diurna (24 horas) com amostragens de alíquotas de 500 ml a cada 30 minutos, sendo que, no fim da amostragem de 24 horas, foram obtidas 24 amostras compostas de 1 litro.

Para os eventos chuvosos com amostragem no início, durante e no final da chuva, a programação de coleta do amostrador foi de 01 (uma) sucção de 01 (um) litro, ou seja, uma garrafa, a cada 10 minutos, com cada garrafa tendo uma alíquota simples. A quantidade total das amostras coletadas em um evento foi obtida em função da duração da chuva, não ultrapassando 4 horas de precipitação.

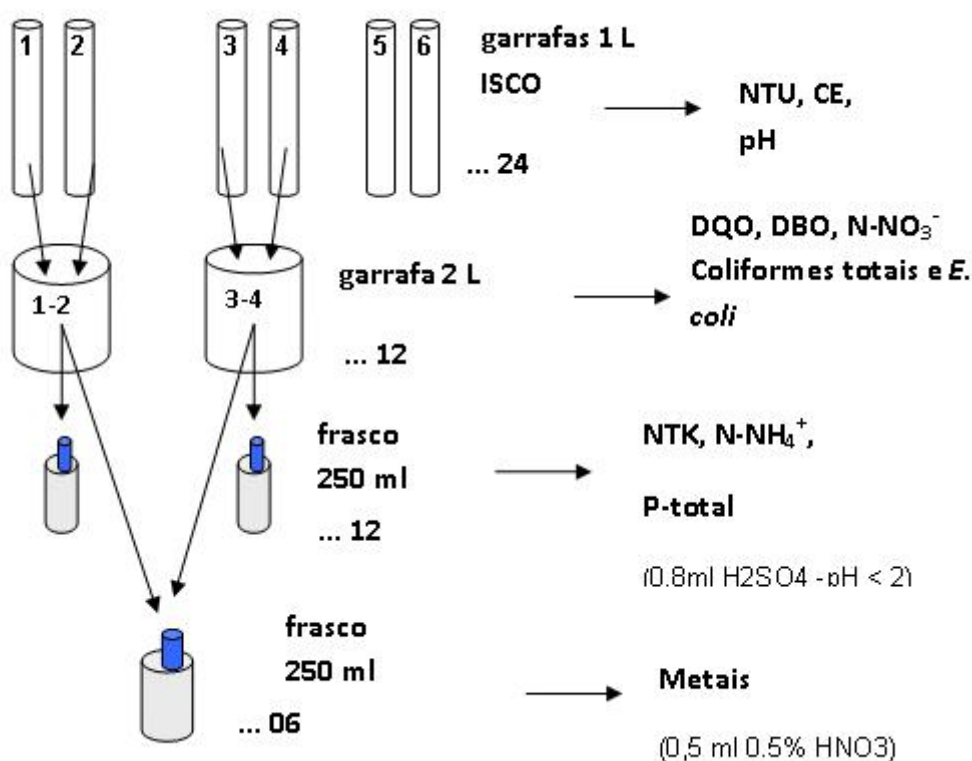
Os métodos de preservação de amostras de água têm por objetivo: retardar a ação biológica e a hidrólise dos compostos químicos e complexos; reduzir a volatilidade dos constituintes e os efeitos da adsorção; e/ou preservar organismos, evitando ou minimizando alterações morfológicas e fisiológicas (AGUDO *et al.*, 1987).

Portanto, seguindo as recomendações de AWWA (2005) as amostras foram preservadas por gelo, durante e até a chegada aos laboratórios do DESA/UFMG, onde, para determinadas análises, foram realizadas outras técnicas de preservação (Anexo C). Ressalta-se que o amostrador foi equipado em seu interior, entre as garrafas de coleta, com um compartimento térmico (gelo) para que fossem preservadas as amostras.

Após as etapas de coleta e preservação das amostras foi adotado o procedimento de preparação para as análises das variáveis em laboratório. Essa preparação foi caracterizada pela composição das amostras coletadas em amostras compostas, em função da otimização do número das variáveis analisadas devido à viabilidade operacional e aos custos de cada análise.

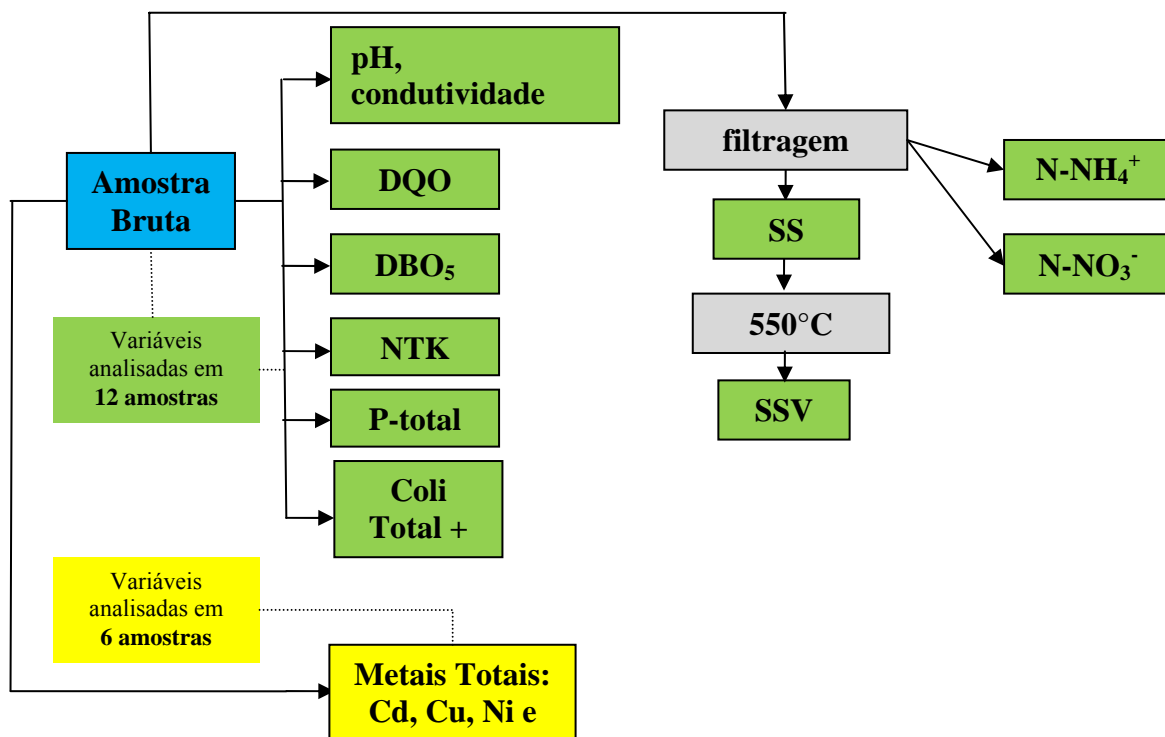
A amostragem em tempo seco com 24 garrafas – coletadas, uma a cada hora – foram usadas para a composição de 12 garrafas, ou seja, 12 amostras compostas. As amostras foram compostas na seqüência de amostragem – cada duas garrafas de um litro compondo uma amostra de dois litros – para a realização das análises das variáveis indicadoras de matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos. Para as análises dos metais pesados, foram trabalhadas 6 amostras compostas por cada duas garrafas das 12 compostas anteriormente (figura 4.6).

Nos eventos chuvosos, o procedimento de composição das amostras foi realizado observando os períodos de início, meio e término da chuva para que não fosse composta uma amostra com períodos diferentes na amostragem, através da medição prévia da condutividade e turbidez.



**FIGURA 4.6:** Composição das amostras coletadas a cada duas horas em 24 horas de amostragem.

A figura 4.7 apresenta o procedimento descrito para a composição das amostras em função das variáveis utilizadas no processo de caracterização da qualidade das águas do córrego Brejo do Quaresma.



**FIGURA 4.7:** Fluxograma da preparação das amostras coletadas em períodos seco e chuvoso.

#### 4.4.3 Controle de qualidade analítico

Com o propósito de produzir resultados analíticos com precisão, exatidão e sensibilidade é necessário avaliar todos os procedimentos laboratoriais desde a coleta até a análise da amostra. Dentre estes, destaca-se o controle de qualidade das análises em laboratório, definido como controle de qualidade analítico, o qual é um processo moroso e dispendioso e, por essa razão, é importante a fim de garantir que os procedimentos necessários à execução sejam claramente definidos e respeitados (BRIGGS, 1996; BURTON e PITT, 2002; C-MEYBECK, 1996).



Para a execução e fornecimento de análises com o controle de qualidade, e assim, produzir resultados confiáveis, é necessário preencher uma série de requisitos básicos, conforme recomendações em AWWA (2005) e Briggs (1996). Os requisitos básicos para o controle de qualidade analítica considerados neste trabalho foram:

(i) Adoção de métodos analíticos padronizados, AWWA (2005) e Rodier (1981), e que possuem características como faixas de concentrações, sensibilidade e seletividade adequadas ao tipo de amostras de água monitoradas.

(ii) Correspondência entre o instrumental técnico e os equipamentos disponíveis nos laboratórios utilizados para a realização dos métodos analíticos adotados.

(iii) Uso de sais para as análises com certificados de pureza.

(iv) Treinamento e reciclagem dos procedimentos analíticos e do corpo técnico de laboratório (Químicos e Biólogo) envolvido na realização das análises de qualidade de água deste estudo.

O controle analítico da qualidade dos procedimentos adotado em nível intra-laboratorial, ou seja, o controle sistemático dentro do laboratório abordou a precisão e o limite de detecção dos métodos utilizados. Esse controle possui a função de preparar os dados produzidos para a interpretação das condições de qualidade e quantidade apresentadas através do tratamento estatístico.

A precisão do desempenho dos métodos analíticos utilizados para a determinação das concentrações nas amostras de água monitoradas foi avaliada através do procedimento de reprodução dos resultados gerados a partir da conferência de padrões pré-estabelecidos. Os métodos escolhidos para a avaliação da precisão analítica foram os métodos de concentrações de NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e P-total, devido à importância destas variáveis para avaliação das condições de qualidade do corpo hídrico.

Os sais utilizados para a elaboração dos padrões foi o cloreto de amônio (NH<sub>4</sub>Cl) para a determinação do íon amônio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e do NTK, e o nitrato de potássio (KNO<sub>3</sub>) para o N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, e também o hidrogenofosfato de potássio (KHPO<sub>4</sub>) para o P-total.

O teste de precisão foi realizado com padrões elaborados em dias diferentes, com concentrações diferentes para cada padrão, e com 05 (cinco) réplicas de amostras para cada

concentração (tabela 4.4). As concentrações dos padrões foram baseadas nos valores das medidas das concentrações mínimas, médias e máximas apresentadas nos resultados das análises das amostras de águas coletadas.

**TABELA 4.4** - Concentrações dos padrões utilizados no teste de precisão analítica.

Variáveis	Concentrações padrões (mg/l)	Número de réplicas
<b>NTK</b>	3,0	05
	5,0	05
	20,0	05
	40,0	05
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	3,0	05
	5,0	05
	20,0	05
	40,0	05
<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	0,2	05
	1,0	05
	4,0	05
<b>P-total</b>	0,2	05
	2,0	05
	4,0	05

A expressão da precisão medida em cada método avaliado levou em consideração os valores das medidas individuais de concentração para cada padrão e não os seus valores médios. Para a determinação da precisão analítica, foi adotada a definição que identifica a precisão com relação à predisposição ao erro (AWWA, 2005; KIRCHMER, 2007). Os resultados das concentrações lidas para os padrões estabelecidos são apresentados em anexo através das curvas de calibração, que apresentam uma boa relação entre si.

A avaliação da precisão realizada por meio da análise de testes estatísticos, definidos no item 4.8.2, adotando o nível de confiança de 95% para a determinação da precisão alcançada livre de erros significativos nos resultados das concentrações lidas para os padrões, não apontaram uma significativa variância das diferentes concentrações dos padrões medidas.

O erro total, ou seja, a combinação dos erros sistemáticos e/ou aleatórios foi representado como a diferença entre o valor medido em cada amostra para cada concentração padrão, com o valor pré-estabelecido para cada concentração padrão (equação 4.1). Os resultados da expressão do erro total apresentaram valores médios de: 0,49 mgNTK/l (desvio padrão de 0,47) para as concentrações de NTK; 0,13 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l (desvio padrão de 0,14) para o íon

amônio; 0,04 mgN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l (desvio padrão de 0,03) para o nitrato e para o P-total um valor médio de 0,01 mgP-total/l e desvio padrão de 0,002.

$$E = R - \tau \quad (4.1)$$

Onde: E é o erro calculado para cada avaliação de precisão das metodologias utilizadas; R é o valor da concentração medida em cada amostra padrão preparada (mg/l);  $\tau$  é o valor da concentração do padrão estabelecido para a aquela amostra (mg/l).

O limite de detecção foi conceituado, em termos qualitativos, como a mais baixa concentração do parâmetro a ser medido pelo método analítico (AWWA, 2005; KIRCHMER, 2007). Este limite foi obtido através das faixas usuais adotadas pelos métodos e pela verificação dos instrumentos analíticos utilizados e volumes de amostras adotadas.

O processo de determinação dos limites de detecção para os métodos analíticos das variáveis de qualidade teve como finalidade a definição dos valores mínimos das concentrações adotados para expressão dos resultados. Os limites de detecção para as concentrações das variáveis de qualidade adotadas são apresentados na tabela 4.5.

**TABELA 4.5** - Limites de detecção e valores mínimos adotados para as concentrações das variáveis de qualidade da água.

Variáveis	Limite de detecção	Valor mínimo adotado	Unidade
Turbidez	0,1	0,1	uT
SS	-	1,0 <sup>a</sup>	mg/l
NTK	0,59 <sup>b</sup>	0,59	mg/l
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,59 <sup>b</sup>	0,59	mg/l
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,01 <sup>c</sup>	0,01	mg/l
P-total	0,20	0,20	mg/l
DQO	5,0	5,0	mgO <sub>2</sub> /l
DBO <sub>5</sub>	-	2,0 <sup>d</sup>	mgO <sub>2</sub> /l
Cd	0,002	0,002	mg/l
Cu	0,005	0,005	mg/l
Ni	0,005	0,005	mg/l
Zn	0,001	0,001	mg/l

<sup>a</sup> valor mínimo assumido em função do volume utilizado da amostra (100ml) e da porosidade do filtro;  
<sup>b</sup> limite definido pelos faixas do método em função do volume e da precisão dos aparelhos utilizados;  
<sup>c</sup> concentração definida pela absorvância mínima de 0,004, detectada sem influências de ruídos do aparelho.

## **4.5 Caracterização quantitativa**

A avaliação dos parâmetros hidrológicos na microbacia do córrego Brejo do Quaresma foi realizada através das medições e interpretações gráficas da precipitação (hietogramas) e da vazão (hidrogramas) durante a campanha de amostragem (maio de 2007 a maio de 2008), conjuntamente com as amostragens da caracterização qualitativa das águas com o objetivo de correlacioná-las.

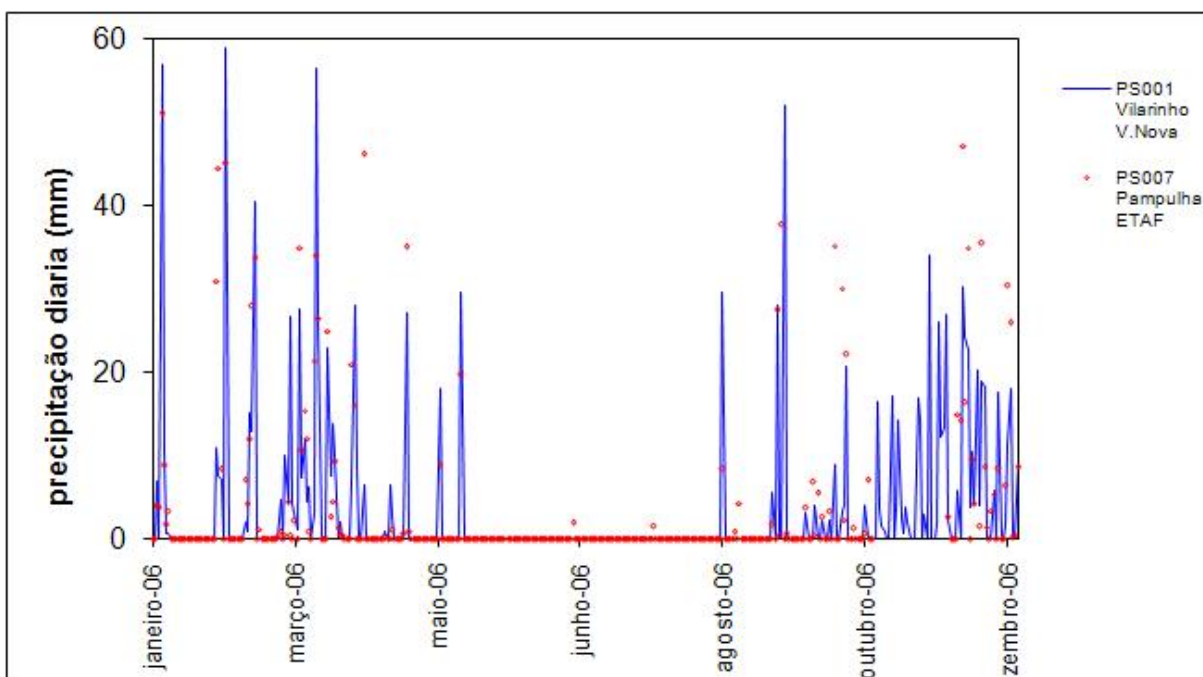
### **4.5.1 Precipitação**

A precipitação durante os eventos chuvosos monitorados foi observada por meio dos dados de intensidade da precipitação (mm/h) e precipitação acumulada (mm/mês) registrados pela estação climatológica automática da Pampulha (Belo Horizonte), administrada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), e seus dados climatológicos após coletados e tratados são fornecidos no *website*: <http://www.inmet.gov.br/sonabra/maps/automaticas.php>.

A estação climatológica da Pampulha – INMET, em funcionamento desde 10 de outubro de 2006, está instalada no parque ecológico José Lins do Rego, localizado na orla da lagoa da Pampulha, apresentando as coordenadas de localização de -19.8839° de latitude e -43.9694° de longitude em uma altitude de 869 metros.

Destaca-se que a microbacia do córrego Brejo do Quaresma, localizada aproximadamente 8,5 km da estação climatológica automática da Pampulha (INMET), encontra-se entre as mesmas isoietas de precipitação anual, 1400 mm e 1500 mm, traçadas pelo Estudo de Chuvas Intensas na Região Metropolitana de Belo Horizonte – RMBH (GUIMARÃES, 1997).

A distribuição das precipitações diárias monitoradas pelas estações pluviométricas da Pampulha (PS007-ETAF) e do Vilarinho (PS001-Venda Nova), para o ano de 2006 é apresentada na figura 4.8. As estações estão localizadas, respectivamente, na orla da lagoa da Pampulha próxima à estação Pampulha do INMET utilizada neste estudo, e na regional Vilarinho, próxima (1,2km) da microbacia monitorada. Ambas foram utilizadas na rede de monitoramento pelo DRENURBS/PBH no planejamento da drenagem pluvial do município de Belo Horizonte.



**FIGURA 4.8:** Precipitações diárias monitoradas no ano de 2006 nas estações pluviométricas da Pampulha (PS007-ETAF) e do Vilarinho (PS001), pertencentes à rede de monitoramento DRENURBS/PBH.

Estes dados foram analisados por testes estatísticos de variância (ITEM 4.8.2) para um nível de significância de 5%, através do qual concluiu-se que não houve uma variabilidade significativa entre os dados monitorados em bacias próximas (8,5km). Assim, juntamente com as considerações anteriormente efetuadas, justifica-se a utilização dos dados horários de precipitação fornecidos pela estação climatológica da Pampulha – INMET para o monitoramento da quantidade da chuva na microbacia do córrego Brejo do Quaresma.

#### 4.5.2 Vazão

As medidas de vazões aferidas durante as amostragens em tempo seco foram realizadas por meio de medições de descargas. Nos eventos chuvosos, através da simulação do escoamento gerado na microbacia, acrescido pela vazão de base através do modelo *Storm Water Management Model* (SWMM). Devido ao processo de medições contínuas previsto no monitoramento e até o determinado momento não implementado, sendo necessário a utilização dos procedimentos de medições de vazões em tempo e chuvoso descritos.

##### a) Tempo Seco

A vazão em tempo seco foi realizada por medições de descargas, através do método da área-velocidade (equação 4.2). Foi desenvolvido com a medição da velocidade por meio de um flutuador de sub-superfície (SANTOS *et al*, 2001; GLIDDEN e BURNS, 1972), garrafa de polietileno mergulhada a 60% da profundidade média da calha do córrego, com 05 (cinco) tomadas de tempo em uma extensão de 05 (cinco) metros.

$$Q = (V_m \times C) \times A \quad (4.2)$$

Onde: Q é a vazão (m<sup>3</sup>/s); V<sub>m</sub> é a velocidade média (m/s); C é o coeficiente ou fator de correção do leito do rio adotado (0,9); A é a área da seção transversal (m<sup>2</sup>).

A área da seção transversal (equação 4.3) da calha do córrego no ponto de monitoramento foi calculada através do produto das medições do comprimento da subseção pela altura da coluna d'água de cada uma.

$$A = \sum(L_i \times P_i) \quad (4.3)$$

Onde: A é área da seção transversal (m<sup>2</sup>); L<sub>i</sub> é o comprimento da subseção i (m); P<sub>i</sub> é a profundidade da coluna d'água em cada subseção i (m).

Segundo USEPA (1997), o coeficiente de correção (C) da equação de estimativa de vazão, de acordo com o método abordado, permite a correção da variação de velocidade da água entre a superfície – mais rápida – e o fundo do córrego. A diferença de velocidade é considerada devido às resistências causadas pelo atrito com material depositado no fundo do córrego, como pedras, sedimentos, lixo etc. O coeficiente adotado para uma melhor estimativa da velocidade global do fluxo foi de 0,9 para leitos (fundo) barrentos e com acúmulo de lodo.

## **b) Eventos chuvosos**

A determinação da vazão nos eventos chuvosos monitorados foi realizada por meio do modelo *SWMM* versão 5.0 (ROSSMAN *et al.*, 2007), bloco “Runoff”, para simulação hidrológica de chuva em vazão, através do escoamento gerado na bacia urbana e sua propagação na superfície ou em canais de forma simplificada, acrescida pela vazão natural..

A simulação dos eventos pelo *SWMM* foi realizada pelo método *Kinematic Wave*, e a discretização das vazões ao longo dos eventos são apresentadas em anexo. A microbacia estudada foi dividida em sete sub-bacias (figura 4.10) para uma melhor homogeneização de

áreas com semelhantes uso e ocupação do solo, e para este fim, foi adotado o critério de análise da área por imagens de satélite do *Google EarthTM*.

Os parâmetros físicos, hidráulicos e hidrológicos adotados na modelagem, denominados de dados de entrada, são apresentados na tabela 4.6, estes desenvolvido pelo grupo de modelagem (EHR/UFMG) e apresentado como relatório ao Prosab 5 (2008) - Tecnologia de Manejo. Destacam-se dentre estes as metodologias para definição do coeficiente de impermeabilização (CI) e do coeficiente de escoamento superficial (CN) da microbacia do córrego Brejo do Quaresma.

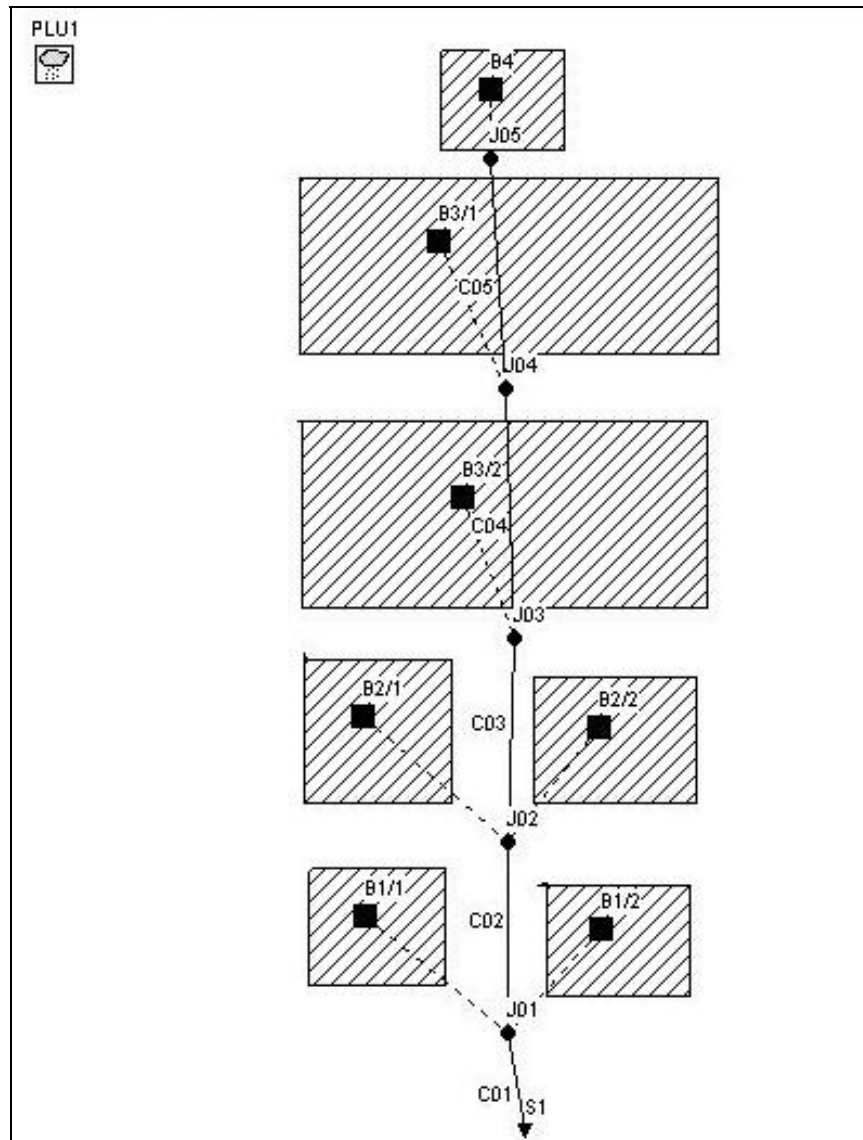
A definição do Coeficiente de Impermeabilização (CI) da área do solo da área de estudo foi calculado através do método *Méthode Estatistique*, publicado pelo ministério de urbanismo e transporte do governo Francês em 1986. Para tal, utilizou-se uma densidade de pontos de 0,5 pontos/cm<sup>2</sup>, para uma probabilidade de acerto de 99%.

O coeficiente de escoamento superficial (CN) foi definido por meio do método *Soil Conservation Service - SCS* (1957). Neste foi adotado o critério binário na distinção de permeabilidade da área, ou seja, área permeável ou área não-permeável. Para o CN da equação do método, utilizou-se o valor de 77, baseado no valor de CN sugerido em bacias urbanas segundo *Soil Conservation Service* (1957).

**TABELA 4.6** – Parâmetros adotados e considerados para a simulação dos eventos na microbacia do córrego Brejo do Quaresma.

Sub-bacia	Parâmetros				
	Área (ha)	CN	CI (%)	Largura média (m)	Declividade (m/m)
B1/1	12,63	89	59	313	0,087
B1/2	15,1	90	61	236	0,043
B2/1	4,64	91	68	201	0,098
B2/2	8,35	89	58	180	0,095
B3/1	42,95	88	51	598	0,019
B3/2	33,23	90	63	718	0,011
B4	8,58	94	80	156	0,080

CN: coeficiente de escoamento superficial; CI = coeficiente de impermeabilização



**FIGURA 4.9:** Esquema gráfico do modelo SWWM da divisão da microbacia do córrego Brejo do Quaresma em sub-bacias homogêneas.

#### **4.6 Distribuição de massa e volume nos eventos chuvosos**

A distribuição de massa *versus* o volume escoado nos eventos chuvosos monitorados foi analisada pela curva de Massa  $M(V)$  que é baseada nas curvas do hidrograma  $Q(t)$  e do polutograma  $C(t)$  (BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.*, 1998). Essa curva  $M(V)$  foi utilizada para o estudo das taxas de transporte de massa dos diferentes eventos monitorados.

A curva  $M(V)$ , adimensional, consiste em uma análise gráfica do traçado de curvas que fornecem a variação da massa poluente acumulada dividida pela massa total de poluente em



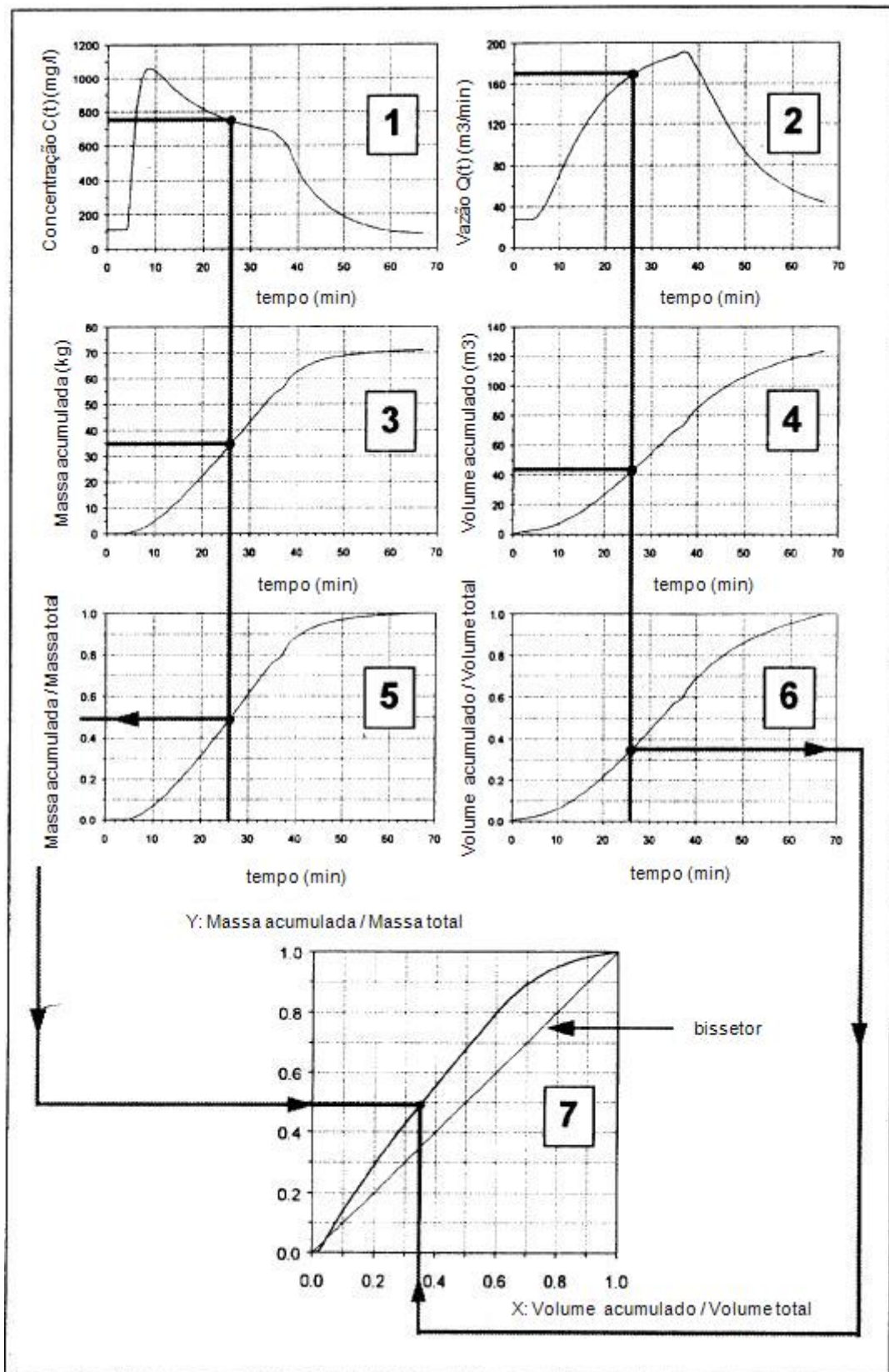
relação ao volume acumulado pelo volume real. A partir de  $n$  medições da vazão  $Q_i$  e concentração  $C_i$  a cada intervalo  $\Delta t_i$ , e assume-se que  $Q$  e  $C$  variem linearmente entre duas medições (BRITES e GASTALDINI, 2005; DOTTO, 2006; BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.*, 1998; FERREIRA e NETO, 2007; PRODANOF, 2005). A equação (4.4) representa o traçado de uma curva  $M(V)$  em um determinado evento.

$$\frac{\sum_{i=1}^j C_i Q_i \Delta t_i}{\sum_{i=1}^j C_i Q_i \Delta t_i} = f \left( \frac{\sum_{i=1}^j Q_i \Delta t_i}{\sum_{i=1}^j Q_i \Delta t_i} \right) = f \left( \frac{\sum_{i=1}^j V_i}{\sum_{i=1}^j V_i} \right) \quad (4.4)$$

Onde:  $f$  é a função da equação da curva  $M(v)$ ;  $N$  é o número total de medições;  $j$  é o índice de 1 a  $N$ ;  $V_i$  é o volume descarregado durante o intervalo de tempo  $\Delta t_i$ ; e  $Q_i$  (m<sup>3</sup>/s) e  $C_i$  (mg/l) respectivamente a vazão e concentração a cada intervalo  $\Delta t_i$ .

As etapas gráficas utilizadas para a determinação das curvas  $M(V)$  são apresentadas na figura 4.11, segundo metodologia proposta em BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.* (1998). Portanto, de posse dos dados (concentração e vazão), ao longo do tempo elaborou-se o hidrograma (1) e polutograma (2) de cada evento. Em seguida, foram plotados os gráficos da variação da carga do poluente (3) e por sua vez o volume total acumulado (4) ao longo do tempo. Determinados a massa e o volume total acumulados, elaborou-se os gráficos 5 e 6 expressos pela razão entre massa e volume acumulados pelo total da massa e do volume, respectivamente. Contudo, a curva de Massa  $M(V)$  foi plotada (7) a partir de um determinado tempo  $t_i$  no gráfico 5, determinando a coordenada  $y$ , e do gráfico 6 foi determinada a variável  $x$ . As coordenadas  $X$  e  $Y$  no gráfico 7 representam, respectivamente, as relações entre massa acumulada e massa total, e volume acumulado e volume total.

Para a análise gráfica da curva  $M(V)$ , representada pelo gráfico 7 da figura 4.11, foi observada a sua posição em relação ao bissetor para a indicação da distribuição dos poluentes durante todo o evento monitorado (BRITES e GASTALDINI, 2005; BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.*, 1998). Se a curva se confunde com o bissetor, assume-se que os poluentes são distribuídos uniformemente durante o evento monitorado. Quando a curva permanece acima do bissetor, curva  $> 45^\circ$ , há a ocorrência da carga de lavagem, e quando a curva permanece abaixo do bissetor, curva  $< 45^\circ$ , não há a ocorrência de carga de lavagem, ou seja, o carreamento no início do evento chuvoso de material acumulado na superfície da bacia entre as precipitações.



**FIGURA 4.10:** Etapas gráficas para o traçado da curva  $M(V)$ , segundo BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.* (1998), adotadas para os poluentes monitorados neste estudo.

## 4.7 Cálculo das Cargas

As cargas poluidoras geradas e transportadas pela microbacia do córrego Brejo do Quaresma nos períodos seco e chuvoso foram mensuradas, através do produto entre as concentrações médias e as vazões inferidas. Esta estimativa tem como objetivo quantificar e associar as cargas geradas em condições de tempo diferentes ao uso e ocupação do solo na bacia.

Dentre as variáveis monitoradas, foram calculadas as cargas de DBO<sub>5</sub>, DQO, SS, NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, P-total, Metais Totais (Cd, Cu, Ni e Zn). Estas foram quantificadas separadamente para os tempos extremos (seco e chuvoso) monitorados, na estimativa total de cargas geradas na microbacia, baseado no pressuposto de que as condições de qualidade e quantidade apresentam diferenças relevantes nas condições climáticas extremas monitoradas.

O cálculo das cargas durante os eventos monitorados foi realizado pela equação 4.5 abaixo, sugerida em ABNT-NBR 13402 (1995), von Sperling (2005), McPherson *et al.* (2002) e Mukhopadhyay *et al.* (2000). A partir desta, foram adotadas implementações para a estimativa de cargas anuais contribuintes da microbacia hidrográfica estudada.

$$\text{Carga (kg/km}^2\cdot\text{d)} = \frac{(C \times Q) \times f}{A} \quad (4.5)$$

Onde:  $C$  é a concentração média (mg/l);  $Q$  a vazão média (m<sup>3</sup>/s);  $f$  o fator de conversão entre as unidades (86,4); e  $A$  a área da bacia hidrográfica (km<sup>2</sup>).

### a) Carga no período seco

A estimativa de cargas anuais contribuintes geradas pela microbacia em tempo seco foi efetuada pela equação 4.6. A carga em tempo seco, fundamentada como o produto da concentração e vazão pelo dias secos do ano foi baseada na equação tradicional de cálculos de cargas e nas condições quali-quantitativas das águas do córrego Brejo do Quaresma.

$$\text{Carga}_{\text{tempo seco}} \text{ (kg/ano)} = \left( \frac{\left( \frac{\sum (C(t) \times Q(t))}{F} \right) \times f}{A} \right) \times d_{\text{seco}} \quad (4.6)$$

Onde:  $C_{\text{tempo seco}}$  é a carga anual gerada e transportada pela microbacia em tempo seco ( $\text{kg}/\text{km}^2 \cdot \text{ano}$ );  $C$  é a concentração no tempo ( $\text{mg}/\text{l}$ );  $Q$  a vazão no tempo ( $\text{m}^3/\text{s}$ );  $T$  a duração do tempo monitorado (dias);  $f$  o fator de conversão entre as unidades (86,4);  $A$  é área da bacia hidrográfica ( $\text{km}^2$ ); e  $d_{\text{seco}}$  o tempo total no período monitorado sem precipitações (convertido em dias).

As implementações desenvolvidas na equação tradicional foram relativas à adoção da medição da concentração da variável de qualidade ( $C$ ) e da vazão ( $Q$ ) do córrego em função do tempo monitorado ( $T$ ), e a estimativa do tempo seco ( $d_{\text{seco}}$ ) no ano.

A estimativa do tempo seco em um ano, para este estudo, foi resultante da subtração dos dias totais em um ano pelos dias de precipitação neste ano (equação 4.7).

$$d_{\text{seco}} = d_{\text{totais anual}} - d_{\text{pp anual}} \quad (4.7)$$

Onde:  $d_{\text{seco}}$  é o número de dias secos no ano sem precipitações (d);  $d_{\text{totais anual}}$  o número total de dias do ano (365d); e  $d_{\text{pp anual}}$  é o número de dias de precipitações no ano (d).

A quantificação do tempo de precipitação em um ano foi efetuada pelo somatório das horas precipitadas no ano na microbacia, posteriormente convertidas para a unidade temporal de dias, conforme demonstrado na equação 4.8. A quantificação das horas de chuva foi baseada na série histórica de precipitações do ano de 2006, disponibilizada na estação climatológica automática da Pampulha (INMET), adotada neste estudo.

$$d_{\text{pp anual}} = \frac{\sum h_{\text{pp anual}}}{24} \quad (4.8)$$

Onde:  $d_{\text{pp anual}}$  é o tempo total acumulado de precipitações no ano (d);  $h_{\text{pp anual}}$  o número total de horas precipitadas no ano (h); e 24 o número de horas de um dia.

## b) Carga nos eventos chuvosos

O cálculo da estimativa de cargas nos eventos chuvosos foi realizado através do método simplificado da Concentração Média do Evento (CME), apresentado em *Urban Water* (2008), Park *et al.* (2007), Campbell *et al.* (2004), Clar *et al.* (2004), USEPA (1990), Kayhanian *et al.* (2002), Choe *et al.* (2002), Burton e Pitt (2002).

O modelo empírico simplificado, denominado método simples, para estimativa de cargas geradas em eventos chuvosos, é baseado no método racional de hidrogramas de chuva (bacias com até 500 ha) e na Concentração Média de Evento (CME) monitorada ou adotada, conforme apresentado pela equação 4.9.

$$\text{Carga (kg/ano)} = \text{CME} \times (\text{Cf} \times I \times A) \quad (4.9)$$

Onde: **CME** é a Concentração Média do Evento chuvoso (mg/l); **Cf** o coeficiente de runoff; **A** a área da bacia hidrográfica (km<sup>2</sup>); **I** a Intensidade anual da precipitação na bacia (mm/ano).

Concentração Média de Evento (CME).

$$\text{CME} = \frac{M}{V} = \frac{\int_0^t C_t Q_t dt}{\int_0^t Q_t dt} = \frac{\sum C_t Q_t \Delta t}{\sum Q_t \Delta t} \quad (4.10)$$

Onde: CME é a concentração média do evento chuvoso monitorado (mg/L); M a massa total de poluente durante o evento (g); V o volume total durante o evento (m<sup>3</sup>); t o tempo (s); Ct a concentração no tempo t (mg/L); Qt a vazão no tempo t (m<sup>3</sup>/s); e Δt o intervalo de tempo (s).

### c) Carga total anual (Taxa)

Para a estimativa da taxa anual total de cargas geradas pela microbacia do córrego Brejo do Quaresma, foram somadas as cargas médias anuais calculadas em tempo seco e em eventos chuvosos e divididas pela área da bacia do córrego do Brejo do Quaresma, como é apresentado pela equação 4.11.

$$\text{Carga Total}_{\text{anual}} (\text{kg/km}^2/\text{ano}) = \frac{\text{Carga}_{\text{tempo seco}}}{A} + \frac{\text{Carga}_{\text{chuva}}}{A} \quad (4.11)$$

Onde: **Carga Total<sub>anual</sub>** é a carga total anual gerada e produzida pela microbacia (kg/ha/ano); **Carga<sub>tempo seco</sub>** a carga anual gerada e transportada pela microbacia em tempo seco (kg/ano); e **Carga<sub>chuva</sub>** a carga anual gerada e transportada pela microbacia em eventos de precipitação (kg/km<sup>2</sup>/ano).

## 4.8 Tratamento dos dados

O tratamento desenvolvido nos dados de qualidade e quantidade monitorados e calculados compreendeu as etapas de estatística descritiva e testes estatísticos, conforme apresentados nos itens subseqüentes.

### 4.8.1 Estatística descritiva dos dados

Os dados obtidos no monitoramento e nos cálculos das cargas foram analisados por meio de estudos estatísticos preliminares (Tabela 4.7), e de estatísticas básicas sugeridas por von Sperling (2005), com a finalidade de organização e caracterização do comportamento das condições de qualidade e quantidade na amostragem em tempos extremos (seco e chuvoso).

As estatísticas básicas foram desenvolvidas em planilhas *Excel (Microsoft)* para todos os parâmetros analisados (concentrações, vazões e cargas) neste estudo. Os resultados estatísticos compreendidos pela caracterização da amostra, medidas de tendência central, medidas de variação e medidas de posicionamento relativo foram representados em tabelas e por gráficos ilustrativos do tipo séries temporais e *Box e Whisker*.

**TABELA 4.7** – Estatísticas básicas utilizadas na descrição dos dados, adaptado de von Sperling (2005).

<b>Tipo</b>	<b>Estatística</b>
<b>Caracterização da amostra</b>	Número de dados
<b>Medida de tendência central</b>	Média aritmética
	Média geométrica
	Mediana
<b>Medidas de variação</b>	Valor mínimo
	Valor máximo
	Desvio padrão
	Coefficiente de variação
<b>Medidas de posicionamento</b>	Quartil inferior: 10%
	Quartil médio: 50%
	Quartil superior: 90%

### 4.8.2 Testes estatísticos dos dados

A análise estatística dos resultados obtidos no monitoramento (qualidade e quantidade) e das cargas calculadas foi realizada com a finalidade de se obter uma melhor compreensão da distribuição e variabilidade dos dados no tempo seco e nos eventos chuvosos (Figura 4.12.).

Esta análise foi realizada através da aplicação de testes fornecidos pelo pacote estatístico *STATISTICA 6.1* (StatSoft, Inc., 2003).

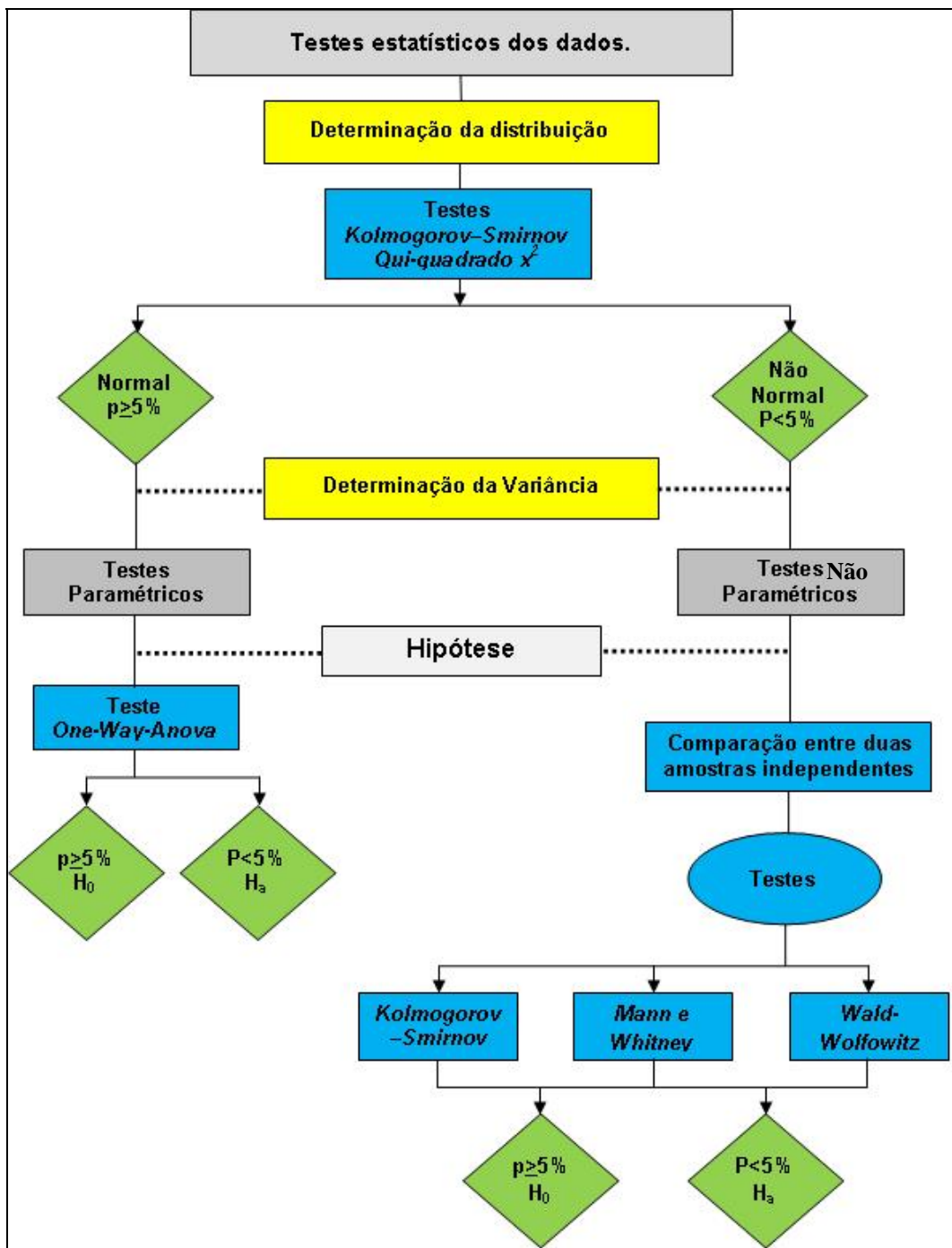
A distribuição dos dados, normal e/ou não normal, determinados pela dispersão simétrica ou não em torno de um valor central (ABNT NBR 10538, 1988; MAGALHÃES e LIMA, 2002) foi checada com a utilização dos testes estatísticos, Qui-quadrado -  $\chi^2$  (NAGHETTINI e PINTO, 2007) e *Kolmogorov-Smirnov* (CONOVER, 1999).

A normalidade de cada parâmetro (qualidade e quantidade) e das cargas foi analisada quanto à sua distribuição ao longo de toda campanha de amostragem, tempo seco e eventos chuvosos. Para a determinação da normalidade, foi considerada a hipótese de que os dados não se comportam distribuídos normalmente em torno da mediana, com nível de significância ( $p$ ) menor que 5% ( $p < 0,05$ ) e nível de confiança maior que 95%.

Verificada a normalidade dos dados, partiu-se para a determinação da variância, através da aplicação de testes paramétricos (distribuição normal) e não paramétricos (distribuição não normal) segundo a sua condição de distribuição. Para tal, foi assumida a hipótese de que as concentrações dos parâmetros, as vazões e as cargas transportadas pela microbacia são efetivamente diferentes em tempo seco e em eventos chuvosos.

Os testes de variância, paramétricos e não paramétricos, são utilizados com a finalidade de verificação da variabilidade entre as médias ou medianas dos resultados e a determinação se essas são significativas (NAGHETTINI, 2001; 2007; VON SPERLING *et al.*, 1996). A análise da variância foi realizada entre os resultados das condições extremas de tempo, representadas pelos grupos de dados, tempo seco e eventos chuvosos, com nível de confiança de 95% ( $p < 0,05$ ).





**FIGURA 4.11:** Fluxograma das etapas de análise dos testes estatísticos de distribuição e variância dos dados obtidos no monitoramento.



O teste paramétrico para a análise de variância, *One-Way-Anova*, derivado do teste ANOVA (*Analysis of Variance*) é uma extensão do teste t de *student* para a determinação significativa ou não dos valores médios de dois grupos de dados entre si, através da comparação de duas estimativas da variância global do conjunto dos dados (USEPA, 1998).

Os testes não paramétricos das amostras independentes aplicadas na determinação da variância foram compreendidos por:

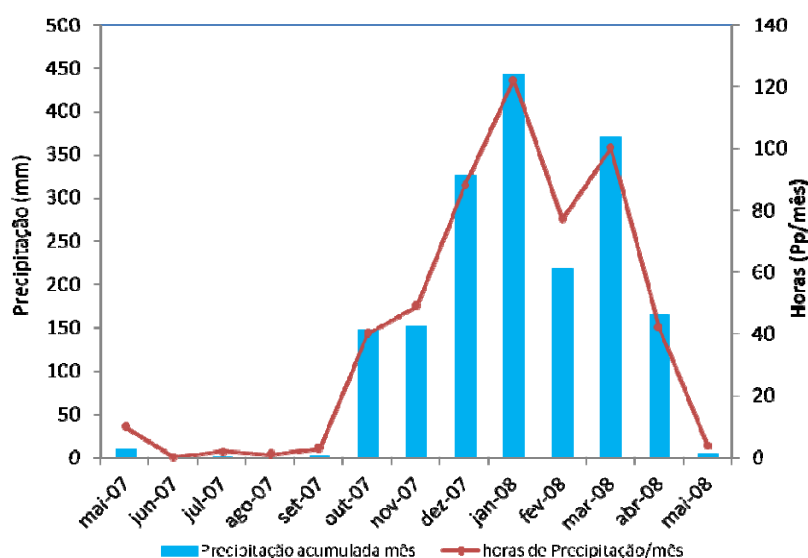
- *Mann e Whitney* (CONOVER, 1999) para avaliar diferenças nas medianas observadas entre dois grupos de amostras.
- *Wald-Wolfowitz* (NAGHETTINI e PINTO, 2007) para avaliar a hipótese de que duas amostras foram retiradas de duas populações que diferem em algum aspecto, isto é, não apenas com respeito à mediana, mas também com relação à forma geral da distribuição.
- *Kolmogorov-Smirnov* (CONOVER, 1999) para comprovar a homogeneidade dos dados tanto pela diferença nas dispersões ou na assimetria dos dados quanto pela diferença entre as medianas.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Caracterização Quali-Quantitativa

Os resultados e discussão da etapa da caracterização quali-quantitativa das águas do córrego Brejo do Quaresma, realizada no período monitorado – maio de 2007 a maio de 2008 – são apresentados através das descrições e correlações das condições de quantidade (vazão e precipitação) e qualidade (físico-química, química e microbiológica) das águas observadas.

As precipitações mensais acumuladas durante o período monitorado são apresentadas conjuntamente com as horas de precipitação por mês na figura 5.1. No período estudado (366 dias) foi medido pela estação climatológica do INMET (Pampulha) o total de 1.835 mm de chuva com um acumulado de 538 horas (22 dias acumulados) com precipitações.



**FIGURA 5.1:** Precipitações mensais e horas de precipitação durante o período monitorado.

A tabela 5.1 apresenta os resultados dos parâmetros de qualidade de todo o monitoramento, campanhas em tempo seco e nos eventos chuvosos, por meio das estatísticas preliminares analisadas. O conjunto de dados dos parâmetros monitorados foi estudado exploratoriamente quanto ao número de total de dados, pelas medidas de tendência central (mediana, médias aritméticas e geométricas), medidas de dispersão ou variação (valores máximos e mínimos, desvio padrão, coeficiente de variação) e medidas de posicionamento (percentis 10 e 90%), que no item posterior são discutidos.

**TABELA 5.1 – Estatísticas descritivas dos parâmetros de qualidade monitorados em tempo seco e nos eventos chuvosos.**

Parâmetros	Tempo <sup>1</sup>	NA <sup>2</sup>	Min. <sup>3</sup>	Max. <sup>4</sup>	Méd. <sup>5</sup>	Perc.10 <sup>6</sup>	Mediana	Perc.90 <sup>7</sup>	DP <sup>8</sup>	CV <sup>9</sup>
pH	seco	94	7,03	7,89	<b>7,41</b>	7,20	<b>7,39</b>	7,69	0,19	<b>0,02</b>
	chuvoso	75	6,94	8,63	<b>7,55</b>	7,17	<b>7,52</b>	7,90	0,33	<b>0,03</b>
CE ( $\mu\text{S/cm}$ )	seco	94	330	919	<b>566</b>	447	<b>564</b>	709	106	<b>0,18</b>
	chuvoso	75	121	565	<b>326</b>	173	<b>289</b>	535	136	<b>0,36</b>
Turbidez (NTU)	seco	94	18	685	<b>160</b>	38	<b>125</b>	309	122	<b>0,51</b>
	chuvoso	75	2	9776	<b>658</b>	20	<b>161</b>	871	1615	<b>0,99</b>
SS (mg/l)	seco	94	15	1160	<b>235</b>	48	<b>179</b>	487	205	<b>0,53</b>
	chuvoso	48	68	4790	<b>582</b>	88	<b>272</b>	1230	867	<b>0,82</b>
SSV (mg/l)	seco	94	10	396	<b>135</b>	28	<b>113</b>	259	98	<b>0,61</b>
	chuvoso	48	15	455	<b>105</b>	38	<b>70</b>	234	105	<b>0,69</b>
DQO ( $\text{mgO}_2/\text{l}$ )	seco	93	53	954	<b>394</b>	103	<b>374</b>	689	215	<b>0,45</b>
	chuvoso	48	41	514	<b>148</b>	70	<b>110</b>	287	101	<b>0,52</b>
DBO <sub>5</sub> ( $\text{mgO}_2/\text{l}$ )	seco	94	11	550	<b>186</b>	35	<b>185</b>	320	113	<b>0,51</b>
	chuvoso	48	3	256	<b>70</b>	18	<b>56</b>	151	53	<b>0,63</b>
NTK (mg/l)	seco	94	9,36	53,25	<b>24,89</b>	13,41	<b>22,82</b>	37,86	9,84	<b>0,38</b>
	chuvoso	48	1,76	18,73	<b>6,03</b>	2,34	<b>4,68</b>	12,29	4,09	<b>0,57</b>
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	seco	84	5,27	49,16	<b>20,10</b>	9,54	<b>18,73</b>	34,53	9,22	<b>0,39</b>
	chuvoso	48	0,59	12,29	<b>3,63</b>	0,59	<b>2,93</b>	8,52	3,02	<b>0,73</b>
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	seco	70	0,08	4,94	<b>1,03</b>	0,25	<b>0,67</b>	2,08	1,01	<b>0,75</b>
	chuvoso	48	0,05	5,97	<b>1,90</b>	0,59	<b>1,56</b>	3,88	1,36	<b>0,64</b>
P-total (mg/l)	seco	94	0,32	6,99	<b>2,65</b>	1,10	<b>2,44</b>	4,55	1,37	<b>0,36</b>
	chuvoso	48	0,02	4,25	<b>1,00</b>	0,18	<b>0,75</b>	1,95	0,90	<b>0,70</b>
Cu total (mg/l)	seco	45	0,005	0,051	<b>0,018</b>	0,005	<b>0,014</b>	0,038	0,013	<b>0,42</b>
	chuvoso	24	0,005	0,041	<b>0,013</b>	0,007	<b>0,010</b>	0,022	0,008	<b>0,61</b>
Ni total (mg/l)	seco	45	0,005	0,045	<b>0,011</b>	0,005	<b>0,008</b>	0,017	0,01	<b>0,40</b>
	chuvoso	24	0,005	0,018	<b>0,009</b>	0,005	<b>0,006</b>	0,018	0,005	<b>0,47</b>
Zn total (mg/l)	seco	45	0,001	0,250	<b>0,062</b>	0,001	<b>0,038</b>	0,192	0,071	<b>0,90</b>
	chuvoso	24	0,001	0,169	<b>0,047</b>	0,003	<b>0,046</b>	0,080	0,037	<b>0,69</b>
Coli total (NMP/100ml)	seco	88	6,1E+5	1E+10	<b>3,6E+8</b>	2,4E+7	<b>4,3E+8</b>	3,5E+9	2,3E+9	<b>2,33</b>
	chuvoso	48	1,3E+7	4,3E+9	<b>7E+8</b>	1,3E+8	<b>4,3E+8</b>	2,4E+9	1E+9	<b>1,37</b>
<i>E.coli</i> (NMP/100ml)	seco	88	5E+5	5,5E+9	<b>1,1E+8</b>	9,1E+6	<b>1,2E+8</b>	1,1E+9	8,6E+8	<b>2,20</b>
	chuvoso	48	3E+6	2E+9	<b>8E+7</b>	9,4E+6	<b>5,2E+7</b>	8E+8	4,7E+8	<b>2,68</b>

<sup>1</sup> Coletas em tempo seco e nos eventos chuvosos. <sup>2</sup> NA: Número de amostras analisadas. <sup>3</sup> Valor mínimo. <sup>4</sup> Valor Máximo. <sup>5</sup> Média Aritmética dos valores, para Coli total e *E.coli* representam Média Geométrica. <sup>6</sup> Percentil 10% dos valores. <sup>7</sup> Percentil 90% dos valores. <sup>8</sup> Desvio padrão. <sup>9</sup> Coeficiente de variação.

## 5.1.1 Parâmetros qualitativos

### 5.1.1.1 Matéria orgânica

A matéria orgânica presente nos corpos d'água e nos esgotos é causadora do principal problema da poluição das águas superficiais: o consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica (VON SPERLING, 2005).

Neste estudo, a matéria orgânica presente nas águas do córrego do Brejo do Quaresma é representada pela medição de consumo de oxigênio, através da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e da Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $DBO_5$ ), considerados parâmetros indiretos na indicação do potencial poluidor (consumo de oxigênio dissolvido).

Os resultados das concentrações em tempo seco de DQO apresentaram valores bem elevados, com faixas (valores mínimos e máximos) variando entre 53  $mgO_2/l$  e 954  $mgO_2/l$ , e mediana (percentil 50%) de 374  $mgO_2/l$ . Enquanto a  $DBO_5$  apresentou uma mediana de 185  $mgO_2/l$ , e um percentual de 10% dos resultados das concentrações durante as campanhas de até 35  $mgO_2/l$ . O valor mínimo apresentado pela  $DBO_5$  foi aproximadamente duas vezes maior do que o valor máximo (5  $mgO_2/l$ ) exigido pela Deliberação Normativa COPAM 01/2008 para o córrego Brejo do Quaresma, enquadrado como classe 2, conforme a Deliberação Normativa 20/1997 do COPAM que regulamentou o enquadramento das águas da Bacia do Rio da Velhas como classe 2.

O tempo seco, predominante nas condições de tempo local, apresentou concentrações medianas de DQO e  $DBO_5$  muito próximas às reportadas na literatura para esgotos brutos, e também concentrações máximas superiores às faixas de esgotos brutos: DQO 450  $mgO_2/l$  - 800  $mgO_2/l$ ;  $DBO_5$  250  $mgO_2/l$  - 400  $mgO_2/l$  (VON SPERLING, 2005).

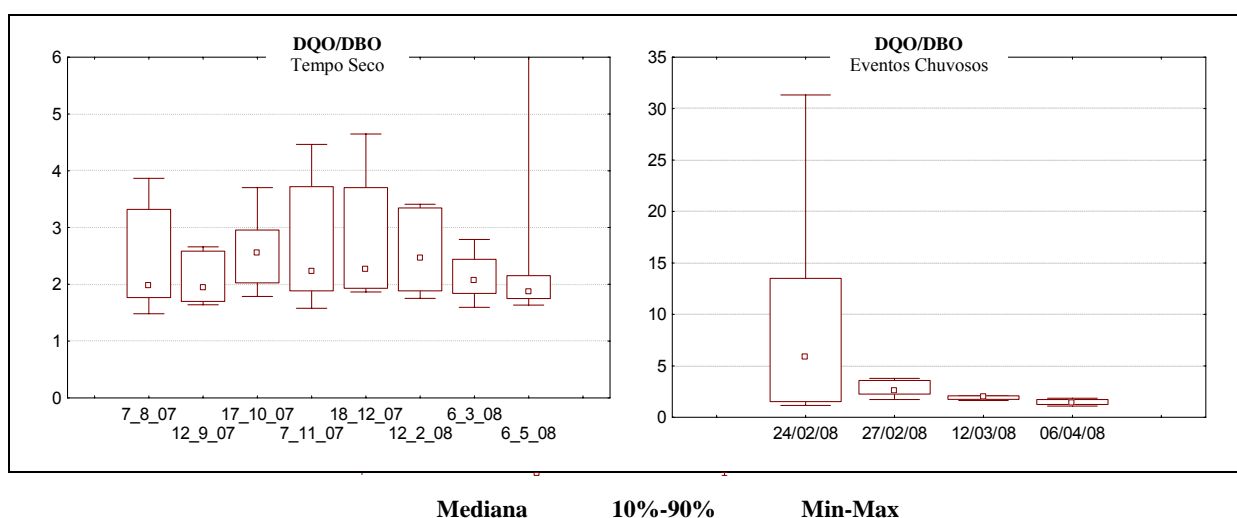
Nos eventos chuvosos, os resultados observados apresentaram concentrações de DQO inferiores aos resultados no tempo seco. No entanto, nas concentrações observadas para a mediana, o valor mínimo e o percentil 90% foram de 110  $mgO_2/l$ , 41  $mgO_2/l$  e 287  $mgO_2/l$ , respectivamente. O comportamento de diluição durante os eventos também é observado para o parâmetro  $DBO_5$ . Nas concentrações representadas pelos parâmetros estatísticos, o valor mínimo (3  $mgO_2/l$ ) e a mediana (56  $mgO_2/l$ ) ficaram abaixo dos mesmos em tempo seco. Observa-se também que o máximo valor de concentração de  $DBO_5$  (256  $mgO_2/l$ ) dos eventos

chuvosos ficou abaixo do percentil 90% em tempo seco. E assim, é possível constatar o fenômeno de diluição da matéria orgânica, representada pela DQO e DBO<sub>5</sub>, devido ao aumento substancial das águas do córrego durante os eventos chuvosos monitorados.

Devido às altas concentrações de matéria orgânica indicadas pela DBO<sub>5</sub> e DQO, seria de se esperar baixas concentrações de oxigênio dissolvido (OD). Medições em campo aferiram em tempo seco concentrações de oxigênio dissolvido abaixo de 1 mgO<sub>2</sub>/l, ou seja, confirmando as condições próximas de anaeróbias do corpo hídrico. Supõe-se que os baixos níveis de oxigênio dissolvido estão mais relacionados com o percentual do volume total das águas transportadas pelo córrego, predominantemente esgotos, do que com a desoxigenação promovida pelo processo de autodepuração, uma vez que o curto tempo de residência no córrego reduz a importância das reações bioquímicas.

Seidl *et al.* (2008) sugerem que o volume de esgotos transportados pelo córrego Brejo do Quaresma representam de 55% a 70% da vazão total em tempo seco. Esta inferência se baseia na concentração mediana em tempo seco (564 µS/cm) no córrego e nas faixas típicas de condutividade em esgotos brutos (660 µS/cm – 778 µS/cm). Através dos métodos de medição e da estimativa de vazão adotada, foram observadas vazão média em tempo seco de 0,07 m<sup>3</sup>/s e máxima durante os eventos chuvosos de até 4,75 m<sup>3</sup>/s.

As condições de biodegradabilidade da matéria orgânica aferidas pela relação DQO/DBO<sub>5</sub> das águas do córrego são representadas pela figura 5.2, para as campanhas em condições de tempo seco e em eventos chuvosos.



**FIGURA 5.2:** Estatísticas descritivas das relações entre DQO / DBO<sub>5</sub> para as campanhas de monitoramento em (a) tempo seco e (b) nos eventos chuvosos.

Os resultados da relação DQO/DBO<sub>5</sub> (figura 5.2 e tabela 5.2) apontam para uma condição de biodegradabilidade das águas em tempo seco semelhantes a de esgotos brutos, quando comparados os valores da média (2,5) e da mediana (2,1) com a de esgotos domésticos brutos (1,8 a 2,5), proposto por von Sperling (2005). Nos eventos chuvosos, a mediana apresentada (2,1) também se aproxima dos valores de esgotos brutos, mesmo que a amplitude dos valores tenha sido superior à encontrada no tempo seco.

**TABELA 5.2 – Estatísticas descritivas das relações DQO/DBO<sub>5</sub> nos eventos monitorados em tempos seco e chuvoso.**

	Tempo	Perc.10 <sup>1</sup>	Mediana	Perc.90 <sup>2</sup>	DP <sup>3</sup>	CV <sup>4</sup>
<b>DQO/DBO<sub>5</sub></b>	seco	1,8	2,1	3,2	1,5	0,6
	chuvoso	1,4	2,1	5,9	4,3	1,3

1 Percentil 10% dos valores.

2 Percentil 90% dos valores.

<sup>3</sup> Desvio padrão.

<sup>4</sup> Coeficiente de variação.

Os resultados de DBO<sub>5</sub> e DQO apresentaram similaridade, principalmente nos eventos chuvosos, com outros estudos da qualidade da água em bacias urbanas com ocupação residencial. Brites e Gastaldini (2005) observaram concentrações em tempo seco com média de DBO<sub>5</sub> de 32 mgO<sub>2</sub>/l e nos eventos chuvosos, variações de 20 mgO<sub>2</sub>/l a 244 mgO<sub>2</sub>/l. Lee e Bang (2000) observaram valores em tempo seco para DBO<sub>5</sub> variando de 6 mgO<sub>2</sub>/l a 122 mgO<sub>2</sub>/l (média de 49 mgO<sub>2</sub>/l) e DQO de 60 mgO<sub>2</sub>/l a 247 mgO<sub>2</sub>/l (média: 170 mgO<sub>2</sub>/l) mg/l, e em eventos chuvosos, variações de DBO<sub>5</sub> de 51 mgO<sub>2</sub>/l a 254 mgO<sub>2</sub>/l (105 mgO<sub>2</sub>/l) e de DQO de 70 mgO<sub>2</sub>/l a 1455 mgO<sub>2</sub>/l (105 mgO<sub>2</sub>/l). Ambos consideraram para tais concentrações observadas as condições de qualidade predominantes em esgotos.

#### 5.1.1.2 Nutrientes (N e P)

O nitrogênio é um componente de grande importância no processo de caracterização das condições de qualidade devido aos fenômenos envolvidos a ele diretamente, como a eutrofização dos corpos hídricos, o consumo de oxigênio dissolvido pelo processo de nitrificação, toxicidade (amônia livre), e assim, um potencial risco à saúde humana e animal.

Dentre as formas de nitrogênio possíveis no meio aquático, foram observadas neste estudo, as formas inorgânicas (íon amônio e íon nitrato) e orgânicas (diferença de NTK e o íon amônio).

Os resultados das concentrações de NTK em tempo seco apresentaram valor mínimo e mediano de 9,36 mg/l e 22,82 mg/l, respectivamente. Associados à faixa entre os percentis 10% (13,4 mg/l) e 90% (37,82 mg/l), apontam altas concentrações que se assemelham a concentrações de esgotos domésticos brutos.

As concentrações de íon amônio ( $\text{N-NH}_4^+$ ) demonstraram que ele é a fração predominante no NTK, representada pela mediana e o percentil 90. Os resultados da média aritmética (20 mg/l) e da mediana (19 mg/l) do íon amônio estiveram próximos da faixa típica de esgotos domésticos (20 mg/l – 35 mg/l), e também foram aproximadamente 10 vezes superiores aos estabelecidos pela Deliberação Normativa COPAM 01/2008 (2 mg/l de  $\text{N-NH}_4^+$  para pH de 7,3 a 8). O  $\text{N-NH}_4^+$  foi a forma predominante do nitrogênio amoniacal total, sendo amplamente superior à amônia livre, em virtude dos valores de pH monitorados (< 8).

Os baixos resultados das concentrações de nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) representadas pela mediana (0,67 mg/l) e o percentil 90% (2,08 mg/l) confirmam a condição de qualidade do corpo hídrico, ditada pelo padrão de esgotos domésticos. As condições do oxigênio dissolvido em tempo seco próximas de anaeróbias e os baixos tempos de residência no córrego explicam a baixa possibilidade de ocorrência da nitrificação, conjuntamente com a possibilidade de que a ocorrência da respiração de nitrato por bactérias possa justificar a baixa presença de nitrato no córrego durante o tempo seco. Em ecossistemas aquáticos sem poluição por esgotos e com suficiente oxigênio, o nitrato é a forma predominante (SABARÁ *et al.*, 2005).

Nos eventos chuvosos, observa-se uma nítida diferença nas concentrações das formas de nitrogênio monitoradas com relação às mesmas em tempo seco. Os resultados dos eventos chuvosos para o NTK representaram aproximadamente 20% e 32% dos valores da mediana e do percentil 90% observados em tempo seco, apontando uma nítida diluição do NTK durante os eventos chuvosos.

As concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  entre os eventos monitorados (tempo seco e chuvoso) também apresentaram comportamento semelhante ao apresentado pelo NTK, ou seja, ocorrência de diluição devido aos acréscimos dos volumes de água nos eventos chuvosos, mas também demonstram predominância entre as formas de nitrogênio monitoradas. Os resultados das

concentrações do íon amônio expressos pela mediana (3 mg/l) e o percentil 90% (8,5 mg/l) ainda foram superiores ao VMP (valor máximo permitido) da legislação.

O  $\text{N-NO}_3^-$  apresentou em suas concentrações uma nítida elevação, quando comparado com as concentrações observadas em tempo seco, como é expresso pela mediana (1,56 mg/l) e o percentil 90% (3,88 mg/l), os quais significaram uma elevação aproximada de 232% e 186%, respectivamente. Essa elevação das concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  possivelmente está associada à inserção das águas de chuva e à oxigenação promovida durante os eventos chuvosos, nos quais foram medidos valores de oxigênio dissolvido entre 1  $\text{mgO}_2/\text{l}$  e 2,5  $\text{mgO}_2/\text{l}$  nas águas do córrego.

Caux (2007), no estudo dos aspectos ecológicos de um ribeirão urbanizado antes e após o programa de remoção das fontes pontuais de poluição (esgotos domésticos), por meio da avaliação dos dados do monitoramento da qualidade das águas (2002 a 2004), observou as variações das formas de nitrogênio na foz do ribeirão Ipanema, antes das retiradas das fontes pontuais de poluição. Houve uma predominância pela forma orgânica (55%), com distribuições aproximadas de 20%, 10% e 15%, para o  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$ , possivelmente devido às concentrações de oxigênio dissolvido (2,5  $\text{mgO}_2/\text{l}$  a 8  $\text{mgO}_2/\text{l}$ ).

Estas condições não ocorrem nas águas do córrego Brejo do Quaresma, nas quais predomina a forma inorgânica reduzida, o íon amônio ( $\text{N-NH}_4^+$ ), com aproximadamente 80% do nitrogênio disponível. Supõe-se que tal condição, associada à grande contribuição de esgotos no córrego, às condições reduzidas de oxigênio dissolvido característico de esgotos domésticos, e também devido ao baixo tempo de detenção hidráulica do córrego (67 minutos), diminui as taxas de reação e transformação bioquímicas das substâncias presentes. O oxigênio dissolvido existente no córrego, devido principalmente às suas condições naturais, provavelmente é consumido pelos organismos decompositores antes da possibilidade de ocorrência das lentas reações bioquímicas de nitrificação.

Silva *et al.* (2007), no estudo da qualidade das águas em um trecho urbanizado de um rio, tributário da Baía de Guanabara (RJ), com condição correspondente à classe 4, segundo resolução Conama 357/05, apontam para o potencial de risco à saúde humana da população local devido às condições de qualidade apresentadas. No monitoramento realizado, os autores encontraram valores de amônia em tempo seco variando de 13 mg/l a 39 mg/l e em período



chuvoso de 0,57 mg/l a 1,33 mg/l, para um pH sempre abaixo de 7,5, resultados semelhantes aos encontrados na microbacia estudada.

Assim como o nitrogênio, o fósforo é um importante nutriente para o crescimento e a reprodução dos microorganismos que promovem a estabilização da matéria orgânica presente nas águas, podendo ocorrer sob várias formas, orgânica (proteínas) ou minerais (ortofosfatos e polifosfatos). Maiores concentrações provocam a proliferação excessiva de algas resultante da eutrofização dos corpos d'água, a qual promove a desestabilização do ecossistema, causando grandes alterações nas condições físico-químicas das águas e na comunidade aquática. As principais fontes em águas naturais são devido às descargas de esgotos domésticos (ESTEVEZ, 1998; VON SPERLING, 2005).

Os resultados em tempo seco para o P-total apresentaram um percentual de 80% contidos entre 1,1 mg/l e 4,55 mg/l, com uma mediana de 2,44 mg/l. O comportamento do P-total durante os eventos chuvosos apresentou uma nítida diminuição na faixa que cobre 80% dos resultados, com valores entre 0,18 mg/l a 1,95 mg/l, e uma mediana de 0,75 mg/l (3 vezes inferior à do tempo seco). No entanto, em ambas as condições de tempo monitoradas, as concentrações de P-total foram bastante superiores às máximas permitidas pela Deliberação Normativa COPAM 01/2008 (0,1 mg/l de P-total).

No estudo da influência do uso e ocupação do solo na qualidade das águas de um rio tributário da Baía de Vitória, com baixo percentual de ocupação do solo (13%) por atividades antrópicas, mas com uma distribuição concentrada na foz do rio, Morais *et al.* (2008), apresentaram resultados médios das campanhas de monitoramento para  $N-NH_4^+$  de 12 mg/l e para o P-total de 2,3 mg/l., concluindo que o corpo hídrico é poluído principalmente devido aos despejos de esgotos domésticos.

### 5.1.1.3 Sólidos

Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos presentes na massa líquida. Os sólidos com tamanho superior a 1 micron são classificados como sólidos em suspensão (SS), e com sua elevação ocorre o aumento da turbidez das águas, prejudicando seus aspectos estéticos e a produtividade do ecossistema pela diminuição da penetração da luz. Os sólidos em suspensão provêm do carreamento de solos pelas águas pluviais, devido a processos erosivos e desmatamentos na bacia, do lançamento

de esgotos domésticos e efluentes industriais. Quanto à caracterização química, são classificados em sólidos suspensos voláteis (SSV) e não voláteis (fixos) se apresentam ou não conteúdo orgânico.

Os resultados apresentados pelos SS tiveram percentis 10% e 90% de 48 mg/l e 487 mg/l, respectivamente, com mediana de 179 mg/l. Os SSV representaram 63%, 58% e 53% respectivamente da mediana e dos percentis 10% e 90%, dos SS. Nos eventos chuvosos, foi observado pico de SS quatro vezes superior ao maior valor encontrado em tempo seco. Os percentis 50% e 90% também apresentaram concentrações superiores, com elevações de 50% na mediana e 250% no percentil 90%. Os SSV apresentaram concentrações próximas às observadas em tempo seco para os percentis 10% (38 mg/l) e 90% (234 mg/l).

As elevações de turbidez entre as condições de tempo monitoradas se assemelharam às condições dos SS, como por exemplo, o percentil 90% em tempo seco de 309 NTU e nos eventos chuvosos chegando a 871 NTU. A forte relação entre os SS e a turbidez apresentados em tempo seco ( $r^2 = 0,875$ ) são representadas em anexo pelo gráfico de correlação entre SS e Turbidez. Nos eventos chuvosos, a correlação entre os SS e a Turbidez mostrou-se fraca ( $r^2 = 0,194$ ) possivelmente devido ao aumento dos sólidos dissolvidos inseridos durante as chuvas, proporcionando um aumento na turbidez.

No monitoramento da qualidade da água de uma bacia urbana e outra rural realizado por Paz (2006) por meio de amostragens em tempo seco e durante eventos chuvosos, os SS apresentaram faixas de concentrações na bacia urbana de 223 mg/l a 1358 mg/l e em área rural de 112 mg/l a 346 mg/l. A princípio, esperava-se maiores concentrações na zona rural devido à potencialidade das atividades de preparação do solo para o plantio. O autor comenta que as concentrações em área urbanas são devido aos processos de erosão na calha do córrego monitorado.

#### 5.1.1.4 Metais

O aspecto sanitário que envolve o metal pesado Cobre (Cu) está associado ao seu caráter tóxico ao homem e aos animais, e a ingestão de doses excessivamente altas pode acarretar irritação e corrosão da mucosa, danos capilares generalizados, problemas hepáticos e renais e irritação do sistema nervoso central, seguido de depressão (CETESB, 2003; MACÊDO, 2006).

As concentrações no córrego Brejo do Quaresma em tempo seco para o Cu total apresentaram mediana de 0,014 mg/l e em 90% das amostras analisadas valores até 0,038 mg/l. Os eventos chuvosos obtiveram semelhança quanto à mediana (0,01 mg/l) e com percentil 90% de 0,022 mg/l, abaixo do apresentado em tempo seco. A legislação ambiental (DN COPAM 01/2008) padroniza o VMP para o Cu de 0,009 mg/l, valor este superado tanto pelas condições apresentadas em tempo seco quanto nos eventos chuvosos representados pelos percentis 90%.

O metal pesado Níquel (Ni) apresenta toxicidade aos seres vivos devido ao seu poder de bioacumulação e biomagnificação no tecido humano e animal. Doses elevadas de níquel podem causar dermatites nos indivíduos mais sensíveis e afetar nervos cardíacos e respiratórios (CETESB, 2003; STUMM e MORGAN, 2006; CHAPMAN *et al.*, 1996).

O Ni total observado no córrego estudado apresentou em tempo seco e nos eventos chuvosos medianas (0,008 mg/l e 0,006 mg/l) e percentil 90% (0,018 mg/l e 0,016 mg/l) semelhantes. Os percentis 90% apresentados em ambas as condições mostraram-se inferiores ao valor máximo permitido pela legislação (0,025 mg/l).

O micro poluente Zinco (Zn) é um metal pesado que pode entrar no meio ambiente através de processos naturais e antropogênicos. Por ser um elemento essencial para o ser humano, só se torna prejudicial à saúde quando ingerido em concentrações muito altas e, neste caso, pode acumular-se em tecidos do organismo humano e animal promovendo efeitos como danos pancreáticos e sintomas neuropsiquiátricos (CETESB, 2003; STUMM e MORGAN, 2006; CHAPMAN *et al.*, 1996).

Os resultados das concentrações do metal pesado Zn total em tempo seco no córrego brejo do Quaresma apresentaram pico de 0,250 mg/l e percentil 90% de 0,192 mg/l, superiores aos dos eventos chuvosos. No entanto, os percentis 10% e 50% apresentaram-se superiores em eventos chuvosos. Os percentis 90% em tempo seco apresentaram-se superiores aos VMP (0,18 mg/l) exigidos na legislação para o padrão de qualidade classe 2.

Seidl *et al.* (2008), avaliando os fluxos de poluentes nos períodos seco na bacia do córrego Brejo do Quaresma (BH), apontam que as concentrações relativamente baixas dos metais pesados durante o período possam estar condicionadas à inexistência de indústrias e ao alto tráfego veicular na bacia. O mesmo pode ser relacionado para as condições apresentadas nos eventos chuvosos.

No estudo de caracterização da qualidade das águas do escoamento superficial em uma área urbana, 90% impermeabilizada, em Paris, Gromaire-Mertz *et al.* (1999) encontraram amplas variações de concentrações de metais pesados totais, dentre eles, cádmio, cobre e zinco, representadas pelos valores mínimo e máximo de 0,3 µg/l – 1,8 µg/l (média: 0,6 µg/l), 27 µg/l – 191 µg/l (média: 61 µg/l) e 246 µg/l – 3839 µg/l (média: 550 µg/l), respectivamente. Todos tiveram maiores concentrações do que as encontradas na microbacia do Brejo do Quaresma.

Poleto e Merten (2007), em estudo das concentrações de material particulado depositado nas superfícies e sólidos suspensos nas águas de drenagem de uma microbacia urbana, com aproximadamente 42% da área impermeabilizada, identificaram altas concentrações de metais pesados, dentre eles, o zinco (média de 201µg/l) e o cobre (média de 57 µg/l), ambas bem superiores às concentrações médias observadas no córrego Brejo do Quaresma nos eventos chuvosos. Os autores apontam, entre as atividades desenvolvidas na bacia, o tráfego veicular como a principal fonte geradora de tais concentrações.

Castro e von Sperling (2007), no estudo dos dados de 20 anos (1985-2004) de monitoramento das águas do rio das Velhas (MG), avaliaram os impactos ecológicos das descargas de metais pesados em organismos indicadores de qualidade da água bentônicos. Para tal, utilizaram análises de dispersão entre índices biológicos (BMWP, Diversidade e Igualdade) e de qualidade da água (metais pesados) calculados, que apontaram uma forte correlação negativa entre o índice de metal pesado e o índice BMWP, reforçando a idéia geral sobre a influência de metais nas comunidades bentônicas e consecutivamente ao grave problema dos despejos de metais pesados no rio das Velhas. Estes autores apontam que, entre os metais pesados lançados no rio das Velhas, os mais relevantes são o chumbo, mercúrio, arsênio, níquel, zinco, cobre, cromo, cádmio, ferro e manganês. O índice de qualidade da água (IQA) de 2003 e 2004 em todos os pontos de monitoramento ao longo da bacia do rio das Velhas apresentou variações entre bom e ruim. Os piores resultados, na maioria dos pontos monitorados, foram obtidos no período chuvoso, que segundo os autores são devido ao arraste de material depositado e o processo de erosão do solo na bacia provocado pelo escoamento superficial.

#### 5.1.1.5 Coliformes

As bactérias do grupo coliforme desenvolvem o papel de indicadores de contaminação fecal e, portanto, da potencialidade da presença de microrganismos patogênicos, por estarem presentes em abundância nas excretas humanas e por suas técnicas atuais de detecção rápidas

e econômicas. Dentre as bactérias presentes no grupo dos coliformes, a *Escherichia coli* é considerada a mais precisa indicadora de contaminação fecal e da potencial presença de agentes patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratifóide, disenteria bacilar e cólera (CHAPMAN *et al.*, 1996).

As densidades de Coliformes Totais observadas em tempo seco no córrego Brejo do Quaresma e nos eventos chuvosos apresentaram medianas semelhantes ( $4,3E+8$  NMP/100ml), com percentis 90% bem próximos e também semelhantes a densidades típicas encontradas em esgotos brutos ( $1E+7$  NMP/100ml). A *E.coli* apresentou mediana ( $1,2E+8$  NMP/100ml) e percentil 90% ( $1,1 E+9$  NMP/100ml) das densidades, maiores nas amostras coletadas em tempo seco. Observa-se também que o percentil 90% em ambas as condições de tempo (seco e chuvoso) coletado foi bastante superior ao determinado pela legislação ambiental.

Estes resultados são bem superiores aos encontrados em outras pesquisas de qualidade das águas em corpos hídricos urbanos (residencial), como os resultados apresentados por: Silva *et al.* (2007), com densidades de Coli totais de  $8,3E+5$  NMP/100ml e *E.coli* de  $6,9E+9$  NMP/100ml; Vasconcellos *et al.* (2006) com densidades de Coliformes total e *E.coli* no período seco de  $1,6E+6$  NMP/100ml e  $2,3E+4$  NMP/100ml, respectivamente, e no período chuvoso  $7,6E+4$  NMP/100ml para Coliformes total e  $1,7E+4$  NMP/100ml de *E.coli*; e Brites e Galstadini (2005), em que em tempo seco os Coliformes totais e *E.coli* apresentaram os valores de densidade média de  $8,3E+6$  NMP/100ml e  $1,2E+6$  NMP/100ml, respectivamente. Na mesma pesquisa, nos eventos chuvosos, a variação da densidade ocorreu entre  $3,6E+5$  NMP/100ml e  $5,2E+7$  NMP/100ml para coliformes totais, e  $1,2E+5$  NMP/100ml e  $1,6E+7$  NMP/100ml para *E.coli*. Os autores observam que a pequena faixa de variação entre tempo seco e eventos chuvosos possa estar associada ao lançamento contínuo de esgotos, independentemente das contribuições promovidas pelo escoamento superficial.

Vieira *et al* (2008), no estudo da utilização de *E.coli* como indicador das condições de qualidade da água em microbacias urbanizadas em BH, através de análises de regressão entre *E.coli* e Coliformes e *E. coli* e  $DBO_5$  demonstram fracas correlações, tanto em bacias com alta quanto com baixa predominância de esgotos domésticos. Supõe-se que estas baixas correlações possam estar associadas aos padrões de diluição das bactérias no corpo hídrico. Desta forma, podem ser explicadas as pequenas variações observadas nas densidades de coliformes nas águas do córrego Brejo do Quaresma entre os períodos monitorados.

#### 5.1.1.6 Avaliação global

Dos resultados apresentados no monitoramento realizado no córrego Brejo do Quaresma, observam-se, no comportamento das condições de qualidade nos eventos chuvosos, consideráveis diminuições nas concentrações dos parâmetros condutividade, DQO, DBO<sub>5</sub>, NTK, NH<sub>4</sub>, P-total e metais pesados, supostamente devido ao fenômeno da diluição promovido pelo aumento substancial do volume de água transportado pelo córrego, que variou de uma vazão de 0,07 l/s em tempo seco para uma máxima durante os eventos chuvosos de até 4,75 m<sup>3</sup>/s. Mesmo assim, estes mantiveram concentrações acima das permitidas para corpo hídrico de classe 2 conforme a DN COPAM 01/08, devido principalmente às contribuições de esgotos também durante os eventos de chuva.

De forma análoga, observa-se um acréscimo nas concentrações de nitrato e SS, e nos resultados de turbidez nos eventos chuvosos. Conforme anteriormente mencionado, o aumento das concentrações de nitratos pode estar relacionado com a inserção das águas de chuvas. No caso dos aumentos de SS e turbidez, estes devem estar associados principalmente aos processos erosivos nas calhas do córrego e no solo da bacia que carrega sedimentos para o córrego durante os eventos chuvosos.

Portanto, as altas concentrações de matéria orgânica (DQO e DBO<sub>5</sub>), nutrientes (N e P) e sólidos (SS e SSV), conjuntamente com as altas densidades de coliformes (*Totais e E. coli*) apresentadas em tempo seco e nos eventos chuvosos, associadas às condições de ocupação na bacia (residencial), e também ao sistema de esgotamento sanitário (sem rede interceptora de esgotos) indicam que as águas do córrego do Brejo do Quaresma são ditadas pelo padrão de esgotos domésticos gerados e despejados diretamente no córrego.

E assim, as condições de qualidade observadas tanto em tempo seco quanto nos eventos chuvosos monitorados apresentam-se altamente impactadas, principalmente por esgotos domésticos e sem condições de cumprir com os usos preponderantes segundo seu enquadramento (classe 2), conforme os padrões de qualidade determinados pela Deliberação Normativa n° 01 de 2008 do Conselho de Política Ambiental do estado de Minas Gerais.

Tais considerações são sintetizadas na tabela 5.3 por meio dos resultados (média e percentil 10% e 90%) do monitoramento em tempos seco e chuvoso, bem como dos Valores Máximos Permitidos (VMP) para corpos hídricos de água doce classe 2 (DN COPAM 01/2008) e

valores usuais de esgotos domésticos reportados pela literatura, para que se possa ter uma comparação com as condições de qualidade apresentadas no corpo hídrico monitorado.

**TABELA 5.3** – Estatísticas descritivas das concentrações observadas na microbacia estudada e valores especificados na legislação ambiental e faixas típicas de esgotos domésticos brutos.

		DQO (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	SST (mg/l)	<i>E.coli</i> (NMP/100ml)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	P-total (mg/l)	Zn (µg/l)
<b>Classe 2</b>								
<b>COPAM</b>	VMP	–	5	-	1E+3	2	0,1	180
<b>01/08</b>								
<b>Tempo Seco</b>	Perc.10%	103	35	48	9,1E+6	9,5	1,1	1
	Média <sup>2</sup>	<b>374</b>	<b>186</b>	<b>235</b>	<b>8,1E+8</b>	<b>20,0</b>	<b>2,6</b>	<b>62</b>
	Perc.90%	689	320	487	1,1E+9	34,5	4,5	192
<b>Evento de Chuva</b>	P.10% <sup>(1)</sup>	148	18	88	9,4E+6	0,6	0,2	3
	Méd. <sup>(2)</sup>	<b>70</b>	<b>70</b>	<b>582</b>	<b>8E+7</b>	<b>3,6</b>	<b>1</b>	<b>47</b>
	P.90% <sup>(3)</sup>	287	151	1230	8E+8	8,5	2	80
<b>Esgoto Bruto<sup>6</sup></b>	Faixa <sup>(5)</sup>	250 - 400	450 – 800	200 –450	10 <sup>6</sup> -10 <sup>9</sup>	20 - 35	4 – 15	20-7680

(1) Valores mínimos e máximos observados no monitoramento. (2) Média Aritmética. (4) Concentração Máxima do Evento. (5) Valor Máximo Permitido. (6) Adaptado de USEPA (1999) e von Sperling (2005).

### 5.1.2 Concentrações Médias nos Eventos Chuvosos

A concentração ponderada dos parâmetros ao longo de todos os eventos de chuvas monitorados, conjuntamente com a estimativa das vazões nos determinados momentos de amostragem, permitem o cálculo das Concentrações Médias nos Eventos (CME) monitorados. As CMEs calculadas pela equação 3.1 para cada parâmetro monitorado durante os eventos de chuva são representadas por meio das estatísticas descritivas (tabela 5.4) resumidamente para todo o conjunto de dados do monitoramento.

**TABELA 5.4 – Estatísticas descritivas das Concentrações Médias do Evento (CME) das campanhas em eventos chuvosos monitorados.**

Parâmetros <sup>1</sup>	Min. <sup>2</sup>	Max. <sup>3</sup>	Méd. <sup>4</sup>	Perc.10 <sup>5</sup>	Mediana	Perc.90 <sup>6</sup>	DP <sup>7</sup>	CV <sup>8</sup>
<b>SS</b> (mg/l)	163	1767	970	<b>974</b>	<b>244</b>	<b>1691</b>	789	0,81
<b>SSV</b> (mg/l)	48	237	144	<b>145</b>	<b>76</b>	<b>211</b>	77	0,54
<b>DQO</b> (mgO <sub>2</sub> /l)	87	340	198	<b>183</b>	<b>90</b>	<b>319</b>	126	0,64
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mgO <sub>2</sub> /l)	26	140	89	<b>96</b>	<b>39</b>	<b>134</b>	52	0,58
<b>NTK</b> (mg/l)	2,8	7,9	6,1	<b>6,8</b>	<b>4,0</b>	<b>7,6</b>	2,2	0,37
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b> (mg/l)	1,8	5,5	3,8	<b>3,9</b>	<b>2,0</b>	<b>5,5</b>	1,9	0,51
<b>P-total</b> (mg/l)	0,41	4,42	1,31	<b>0,70</b>	<b>0,43</b>	<b>2,70</b>	1,43	1,09 0
<b>Cu total</b> (mg/l)	0,009	0,009	0,009	<b>0,009</b>	<b>0,009</b>	<b>0,009</b>	0,007	0,74
<b>Ni total</b> (mg/l)	0,005	0,006	0,005	<b>0,005</b>	<b>0,005</b>	<b>0,006</b>	0,001	0,11
<b>Zn total</b> (mg/l)	0,005	0,062	0,037	<b>0,045</b>	<b>0,013</b>	<b>0,059</b>	0,029	0,78
<b>Coli total</b> (NMP/100ml)	1,6E+9	2,5E+9	1,8E+9	<b>1,7E+9</b>	<b>1,6E+9</b>	<b>2,3E+9</b>	4,2E+8	0,23
<b>E.coli</b> (NMP/100ml)	8,1E+7	6,9E+8	2E+8	<b>1,8E+8</b>	<b>9,9E+7</b>	<b>5,5E+8</b>	2,8E+8	1,36

<sup>1</sup> Parâmetros monitorados. <sup>2</sup> Valor mínimo. <sup>3</sup> Valor Máximo. <sup>4</sup> Média Aritmética dos valores, para Coli e *E.coli* representam Média Geométrica. <sup>5</sup> Percentil 10% dos valores. <sup>6</sup> Percentil 90% dos valores. <sup>7</sup> Desvio padrão. <sup>8</sup> Coeficiente de variação. <sup>9</sup> Nitrogênio na forma de NTK e P na forma de P-total.

As CMEs calculadas para todo o monitoramento realizado apontam, por meio dos resultados das estatísticas descritivas, representados pelos percentis 50% e 90%, as condições de qualidade comprometidas pelos esgotos domésticos e outras fontes ao logo das chuvas, mesmo ocorrendo a diluição dos esgotos domésticos, principal contribuinte de degradação da qualidade das águas do córrego Brejo do Quaresma. Assim, confirmam as condições de qualidade também representadas pela CME sem condições de cumprir com os padrões de qualidade da água determinado pela legislação ambiental em vigor.

A utilização da concentração média do evento (CME) proporciona um bom indicativo do potencial de descarga de um evento, no entanto, quando se deseja avaliar as concentrações máximas (picos) geradas durante os eventos chuvosos, este pode mascarar o potencial poluidor máximo. Tal fato pode ser observado, como no caso do Zinco, que apresentou um



pico máximo (0,169 mg/l) ao longo dos eventos aproximadamente três vezes maior do que o percentil 90% (0,059 mg/l) apresentado pelas CMEs.

Portanto, segundo Lee *et al.* (2007), a utilização de CME para a caracterização da poluição durante os eventos chuvosos pode subestimar o potencial máximo de descarga do evento, e esta deve ser usada com restrições, para não interferir na interpretação das descargas de risco. Assim, a sua utilização com cautela se transforma em uma boa ferramenta para a avaliação global do impacto dos poluentes durante os eventos chuvosos, podendo ser utilizados na comparação entre eventos, em outras condições (ex.: bacias diferentes) e também como bons parâmetros para os cálculos de cargas poluidoras.

### **5.1.3 Comparação entre os resultados de tempo seco e eventos chuvosos**

O comportamento dos parâmetros monitorados apresentou nítidas diferenças quanto aos valores observados entre as diferentes condições de tempo monitoradas (seco e chuvoso), conforme mencionado anteriormente. Para determinados parâmetros (condutividade, DQO, DBO<sub>5</sub>, NTK, NH<sub>4</sub>, P-total e metais pesados), foram observadas diminuições consideráveis nos valores das concentrações apresentadas em tempo seco em relação aos eventos chuvosos, e vice-versa em relação a outros parâmetros (SS e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Observou-se também a condição de estabilidade entre os eventos monitorados, no caso dos coliformes, já que a ordem de grandeza de suas altas densidades não é tão afetada pela diluição.

Portanto, com a finalidade de se obter uma melhor compreensão da distribuição e variabilidade dos dados entre o tempo seco e os eventos chuvosos, foram realizadas análises estatísticas dos resultados dos parâmetros monitorados por meio de testes de normalidade e variância.

A distribuição ao longo de toda a campanha de amostragem (seco e chuvoso), para todos os parâmetros monitorados, apresentou, de acordo com os testes de normalidade adotados - Qui Quadrado -  $\chi^2$  e Kolmogorov-Smirnov -, uma condição de distribuição não-normal (para um nível de significância menor que 5%, na hipótese de que os dados não se comportam distribuídos normalmente em torno da mediana). O fato confirma a hipótese de que os dados de variáveis ambientais não se comportam segundo um modelo normal e sim de forma aleatória e assimétrica, conforme sugerido por Bae e Ha (2006), Kayhanian *et al.* (2002) e Oliveira (2006).

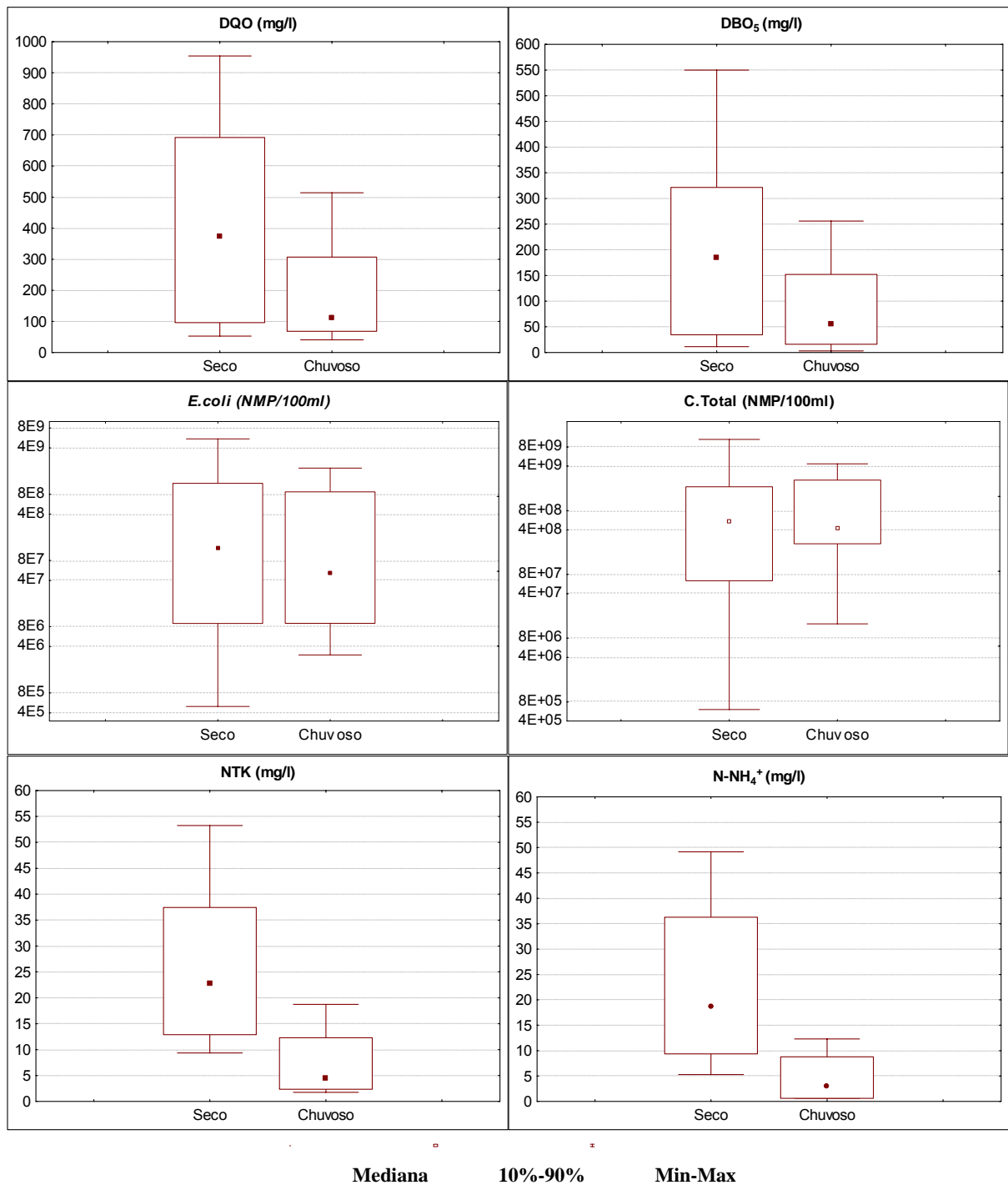
Verificada a distribuição dos dados, foi realizada a determinação da variância, por meio da aplicação de testes não paramétricos (Mann e Whitney; Wald-Wolfowitz; Kolmogorov-Smirnov), devido à condição de não-normal apresentada. Para tal, foi assumida a hipótese de que as concentrações medianas dos parâmetros são significativamente diferentes em tempo seco e em eventos chuvosos, para um nível de confiança de 95% ( $p < 0,05$ ).

Os resultados dos testes apresentaram, para todos os parâmetros, com exceção dos metais pesados (Zn e Cu) e dos coliformes (Totais e *E.coli*), a condição de ocorrência da variabilidade significativa ( $p < 0,05$ ) entre os resultados de tempo seco e chuvoso, ou seja, os parâmetros comportam-se de forma diferente sob as condições de tempo (seco e chuvoso) analisadas, confirmando as observações feitas anteriormente. As medidas de tendência central e de dispersão segundo os testes adotados confirmam a suposição de comportamento diferenciado dos parâmetros de qualidade entre condições de tempo diferentes (seco e chuvoso). Estes resultados da variância são representados de forma gráfica pelos gráficos *box whisker*, apresentados na figura 5.3.

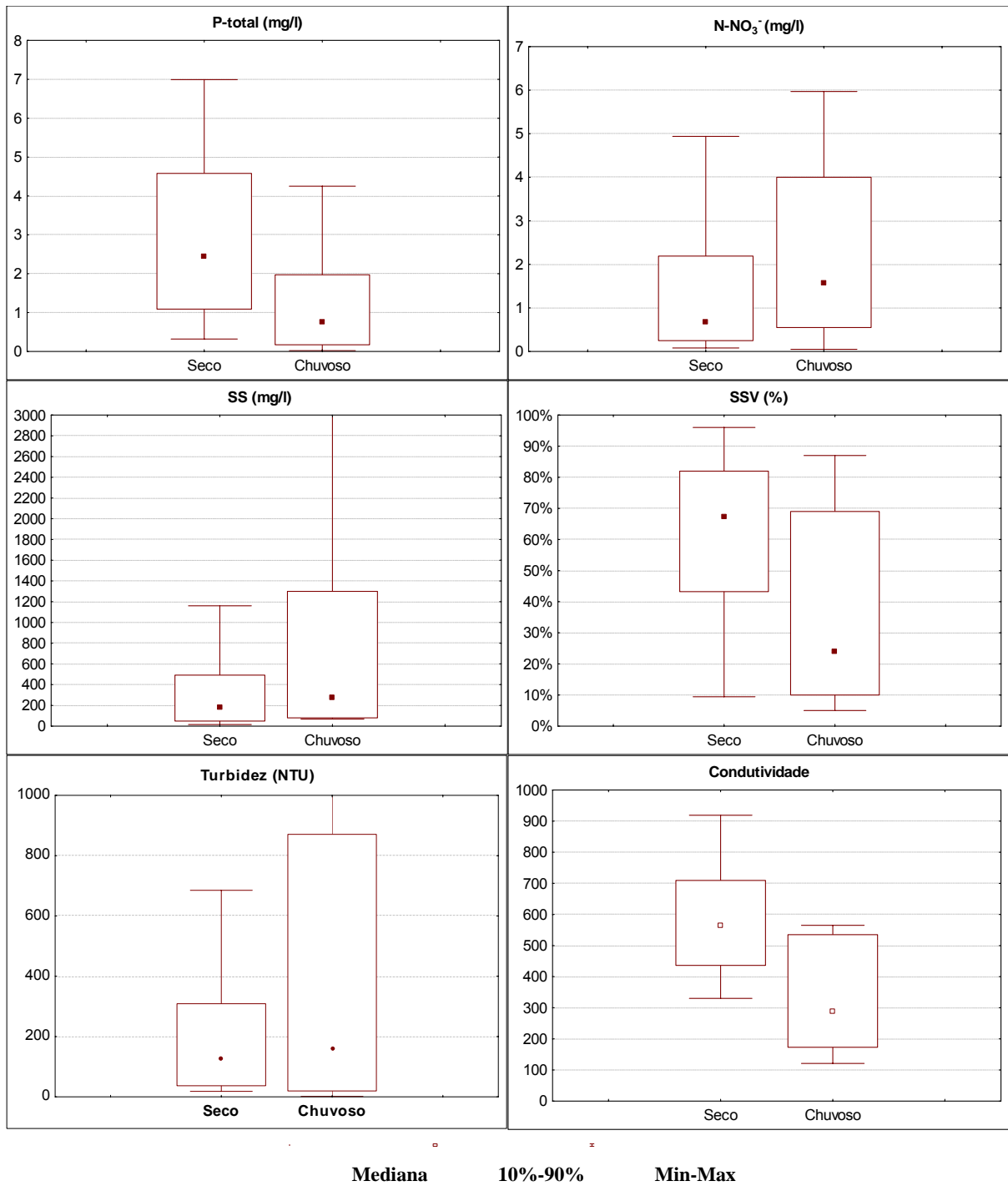
Os testes de variância aplicados aos resultados de Coliformes totais e *E.coli* apresentaram níveis de confiança menores que 95% quanto aos testes *Mann e Whitney*, que avalia as diferenças nas medianas entre os dois grupos; e *Wald-Wolfowitz*, que avalia a hipótese de que duas amostras que foram retiradas de duas populações se diferem no que diz respeito à mediana e à forma geral da distribuição. Eles apontam não somente para uma possível igualdade das densidades entre as condições de tempo diferentes (seco e chuvoso), como também a forma como se distribuem ao longo do conjunto. Portanto, pode-se assim justificar a tendência de um padrão de distribuição aleatório das bactérias no meio aquático, ou seja, a condição de maior volume pode não significar uma condição de maior distribuição ou de diluição.

Para os metais (Zn e Cu), os testes *Mann e Whitney*, que avalia as diferenças nas medianas entre os dois grupos, e o *Kolmogorov-Smirnov* que busca a comprovação na homogeneidade dos dados tanto pela diferença nas dispersões dos dados quanto pela diferença entre as medianas, não apresentaram um nível de significância maior do que 5%, ou seja, as medidas centrais e as amplitudes dos resultados apresentados pelos metais (Zn e Cu) demonstraram semelhanças (igualdades) com níveis de confiança próximos de 71% para o Zinco e 95% para o cobre, segundo o teste *Mann e Whitney* e segundo o teste *Kolmogorov-Smirnov* em ambos

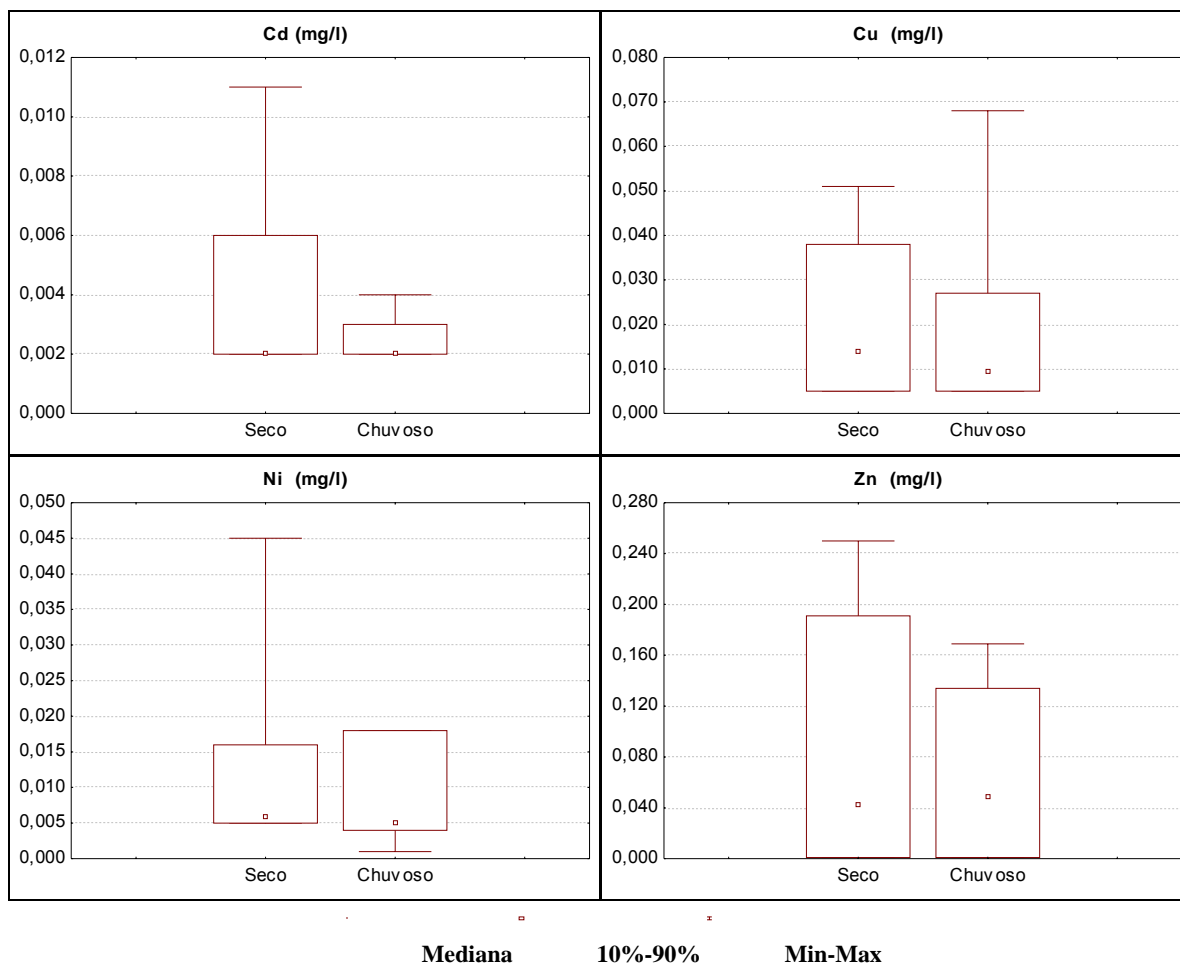
os metais acima de 10%. Tal fato pode ser explicado devido às condições de ocupação na bacia não representarem fontes com poder de influência significativa nos eventos chuvosos.



**FIGURA 5.3:** Representação gráfica da variabilidade entre os resultados de tempo seco e dos eventos chuvosos.



**FIGURA 5.3:** Representação gráfica da variabilidade entre os resultados de tempo seco e dos eventos chuvosos.

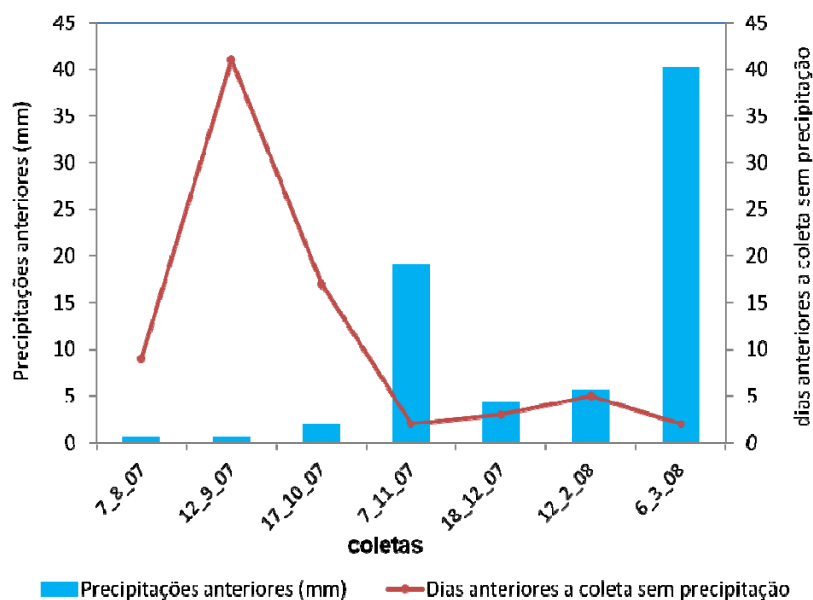


**FIGURA 5.3:** Representação gráfica da variabilidade entre os resultados de tempo seco e dos eventos chuvosos.

#### 5.1.4 Campanhas em tempo seco

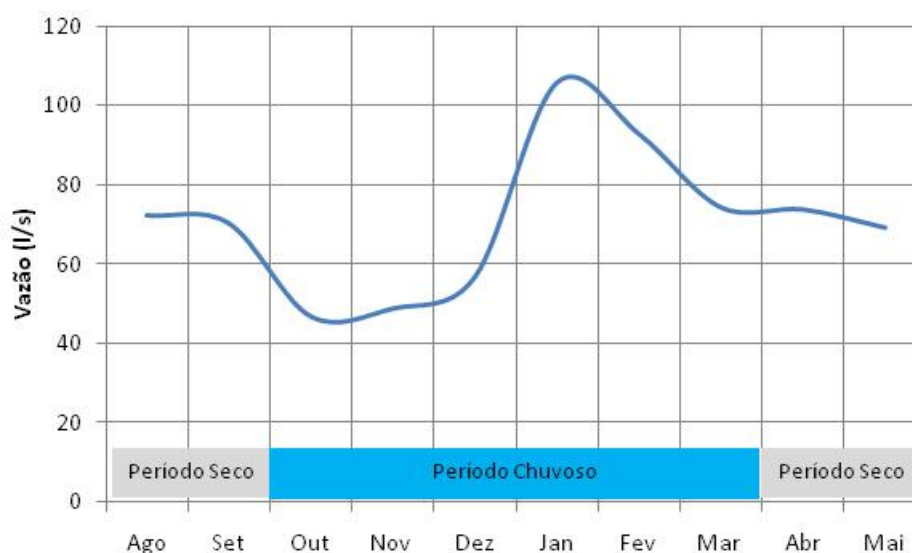
Observada a variabilidade dos resultados na maioria dos parâmetros analisados em condições climáticas diferentes (tempo seco e eventos chuvosos), foi realizada a análise do comportamento apresentado pelos parâmetros nas condições de amostragem em tempo seco e nos eventos chuvosos. Portanto, o comportamento quali-quantitativo dos parâmetros em tempo seco é avaliado neste item, e nos eventos chuvosos no item seguinte.

No monitoramento em tempo seco, os períodos sem precipitações antecedentes às campanhas de amostragens variaram de 2 a 41 dias (Figura 5.4), cumprindo com a proposta de amostragem em tempo seco de no mínimo 2 dias antecedentes à coleta sem chuvas. As precipitações anteriores às coletas em tempo seco variaram entre 0,6 e 40,2 mm.



**FIGURA 5.4:** Períodos e precipitações anteriores às coletas em tempo seco.

As vazões monitoradas em tempo seco ao longo do ano hidrológico regional, constituído por períodos chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro) conforme o INMET em seu website (<http://www.inmet.gov.br/html/agro.php?lnk=H%EDdrico%20Clim%E1tico>), são representadas pelo fluviograma da figura 5.5, que apresentaram os valores: mínimo de 46 l/s; médio de 70 l/s; e máximo de 96 l/s. Conforme amplamente discutido nos itens anteriores, considera-se que esta vazão seja constituída principalmente pelas contribuições dos esgotos domésticos gerados na microbacia e despejadas no córrego.

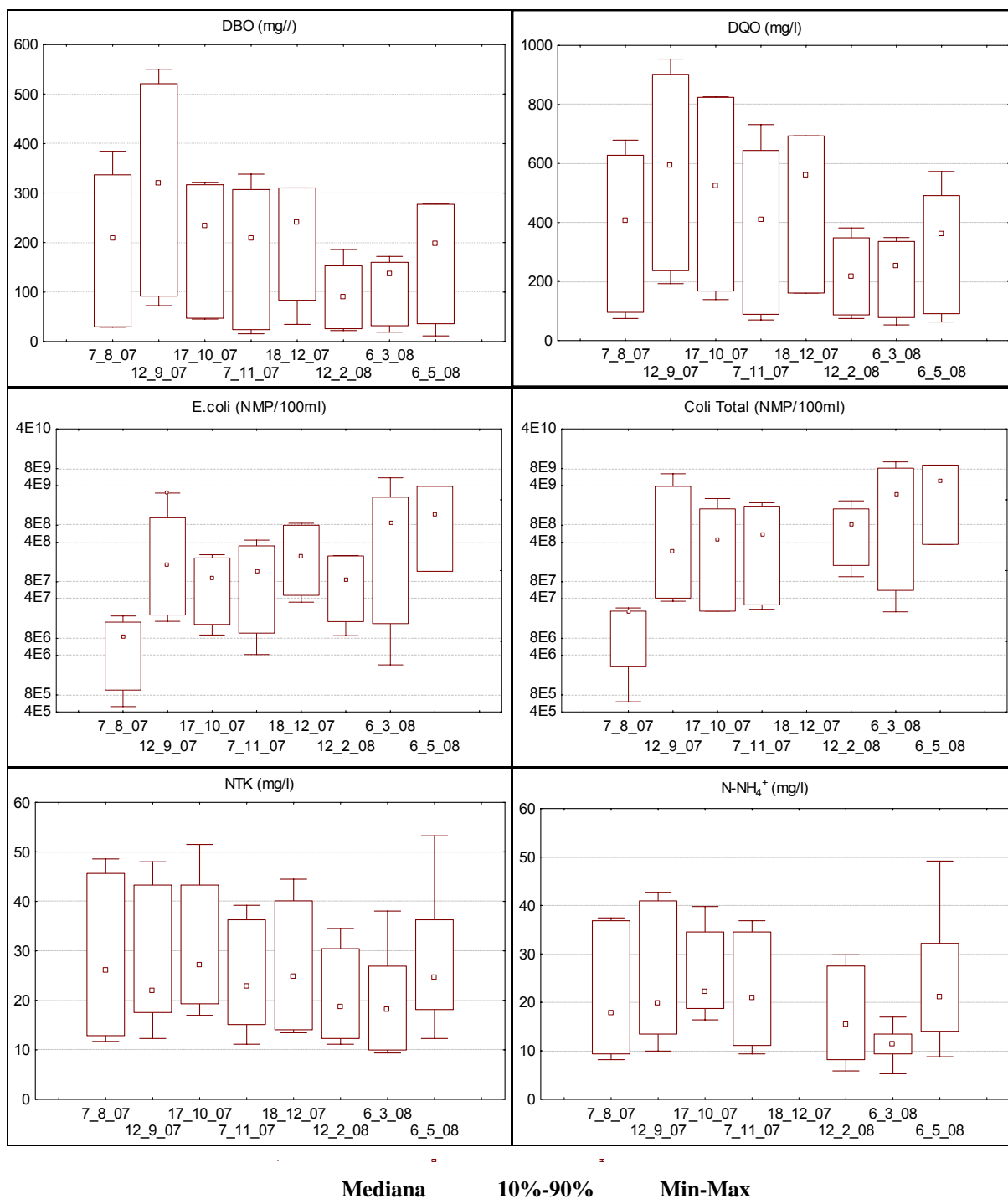


**FIGURA 5.5:** Vazões monitoradas em tempo seco durante o ano hidrológico regional, períodos chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro).

Observa-se o comportamento hidrológico da microbacia do córrego Brejo do Quaresma ditado pela sazonalidade regional, ou seja, no período chuvoso, as vazões medidas apresentaram-se maiores do que no período de estiagem. Mesmo considerando que a microbacia apresenta-se urbanizada e com um alto grau de impermeabilização do solo, o que proporciona a redução do escoamento subterrâneo e o aumento da velocidade do escoamento superficial, tais fatores podem alterar diretamente a característica sazonal do corpo hídrico, equalizando a vazão ao longo do ano hidrológico.

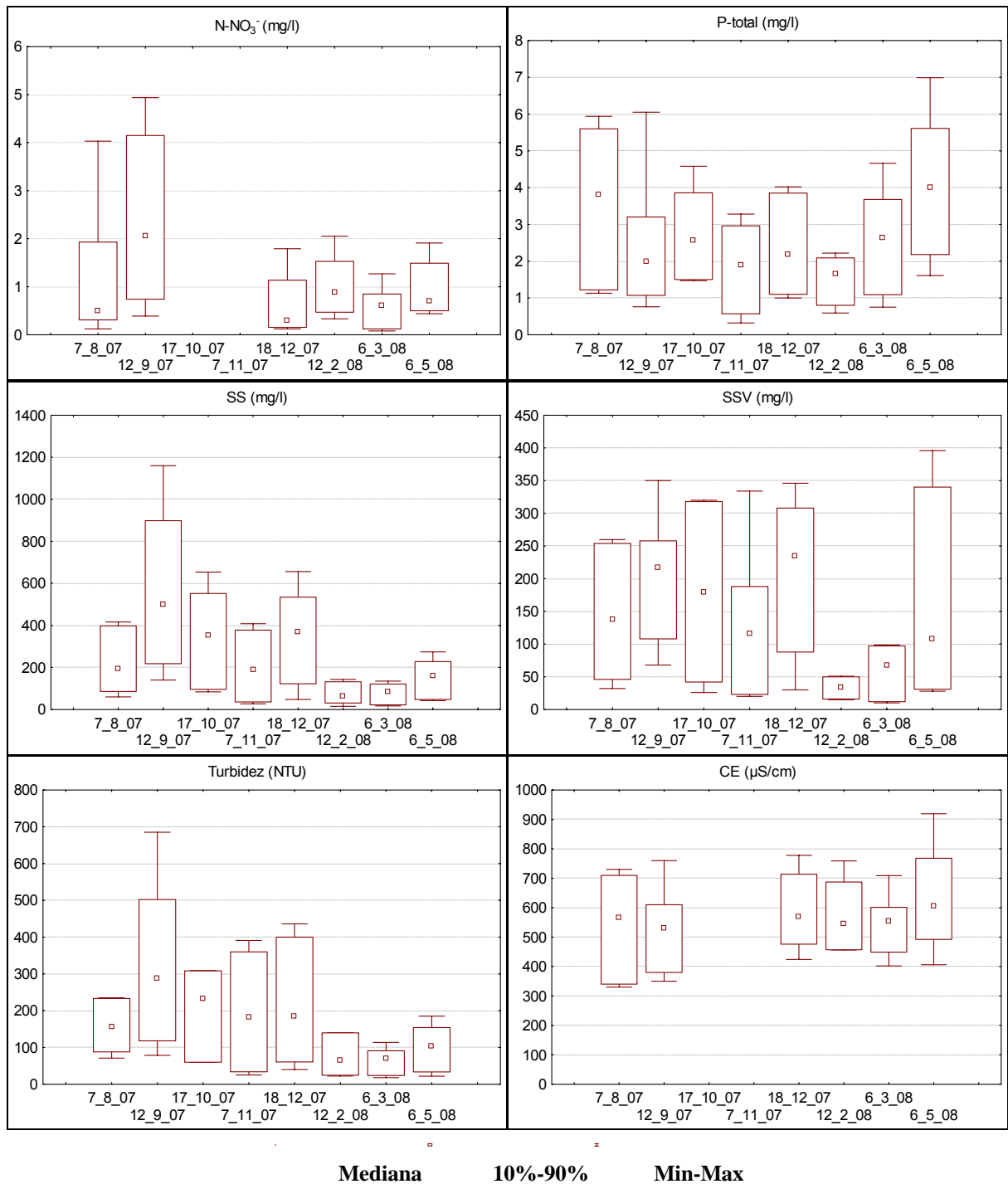
O monitoramento em tempo seco realizado com amostragens de alíquotas de 500 ml de água a cada 30 minutos durante 24 horas, e compostas em 12 amostras finais, ou seja, uma amostra equivalente a cada 2 horas objetiva o conhecimento do comportamento diurno do corpo hídrico inserido em uma bacia hidrográfica urbanizada com ocupação predominante residencial.

Os resultados dos parâmetros de qualidade das águas monitorados para cada campanha em tempo seco (amostragens diurnas) são apresentados em anexo, e de forma resumida na figura 5.6 por meio de *Box-plot* com as medianas, percentis (10% e 90%) e valores mínimos e máximos para cada campanha de amostragem.

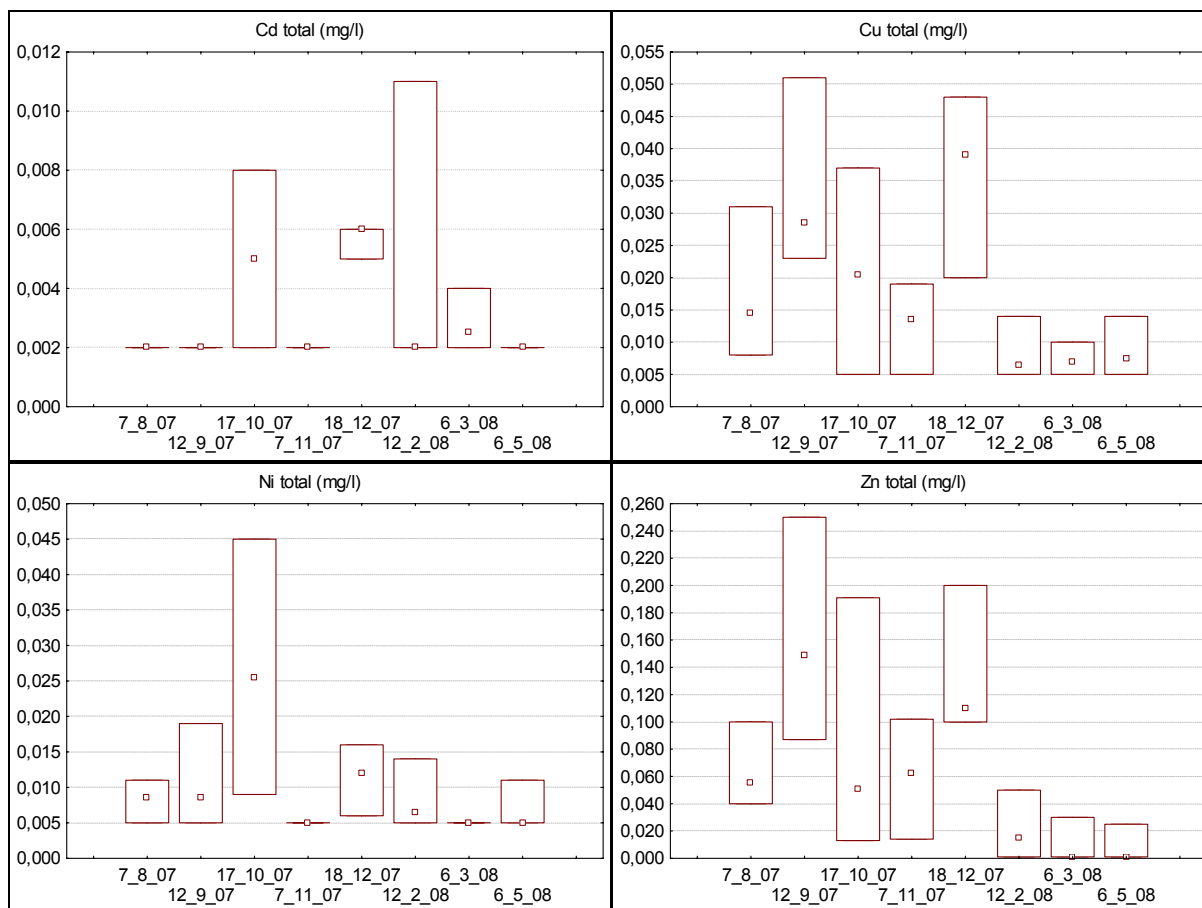


**FIGURA 5.6:** Resultados das campanhas de monitoramento em tempo seco.





**FIGURA 5.6 – Resultados das campanhas de monitoramento em tempo seco.**



Mediana      10%-90%      Min-Max

**FIGURA 5.6** – Resultados das campanhas de monitoramento em tempo seco.

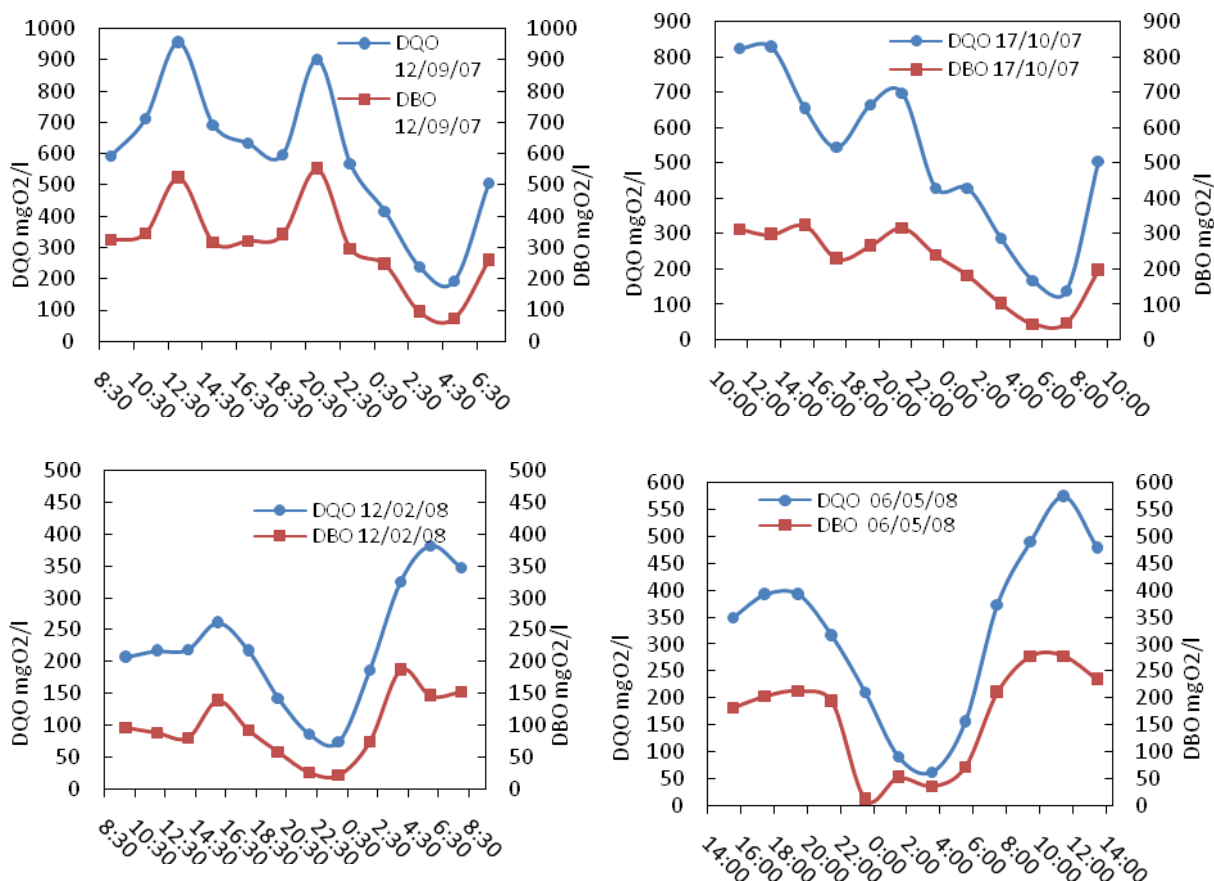
Nos resultados das campanhas representados pela figura 5.6, observa-se um comportamento tendencioso quanto à sazonalidade regional, apontado pelas medidas de tendência central e pelo posicionamento dos dados, em relação aos parâmetros indicadores de matéria orgânica (DQO e DBO<sub>5</sub>), aos nutrientes (N e P) e aos sólidos suspensos. Os resultados apresentaram um maior percentil 50% e 90% das concentrações no período seco anual (maio a outubro) do que no período chuvoso local (novembro a abril).

O comportamento dos outros indicadores de contaminação microbiológica (Coliformes Totais e *Escherichia coli*), físico-química (sólidos voláteis, condutividade elétrica e turbidez) e química (metais pesados) não apresentaram uma influência das variações climáticas e hidrológicas locais segundo a análise dos resultados pelas medidas de estatísticas utilizadas.

Tal fato pode ser explicado devido à diluição dos constituintes (matéria orgânica e nutrientes) pelo aumento do volume de água conduzido pelo córrego no período chuvoso local, como foi

apresentado. Sugere-se que o acréscimo da vazão no córrego se deve ao fenômeno de recarga do(s) aquífero(s) na microbacia e conseqüentemente a sua alimentação por este, e não pelas contribuições diretas da drenagem pluvial (escoamento superficial e afluentes do córrego), devido ao rápido tempo de concentração da microbacia – aproximadamente 32min – e as coletas acontecerem no mínimo 48 horas após as precipitações.

O comportamento diurno do córrego é representado por séries temporais das concentrações dos parâmetros de qualidade (DBO<sub>5</sub>; DQO; SS; NTK; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>; P-total; *E.coli*) convencionais na indicação de despejos de esgotos em corpos receptores (CHAPMAN e KIMSTACH, 1996; VON SPERLING, 2005; USEPA, 1999). Nas Figuras 5.7, 5.8, 5.9, 5.10 e 5.11 são apresentadas resumidamente séries temporais dos parâmetros citados em algumas das campanhas de coleta.



**FIGURA 5.7:** Séries temporais diurnas das concentrações de DBO<sub>5</sub> e DQO em tempo seco.

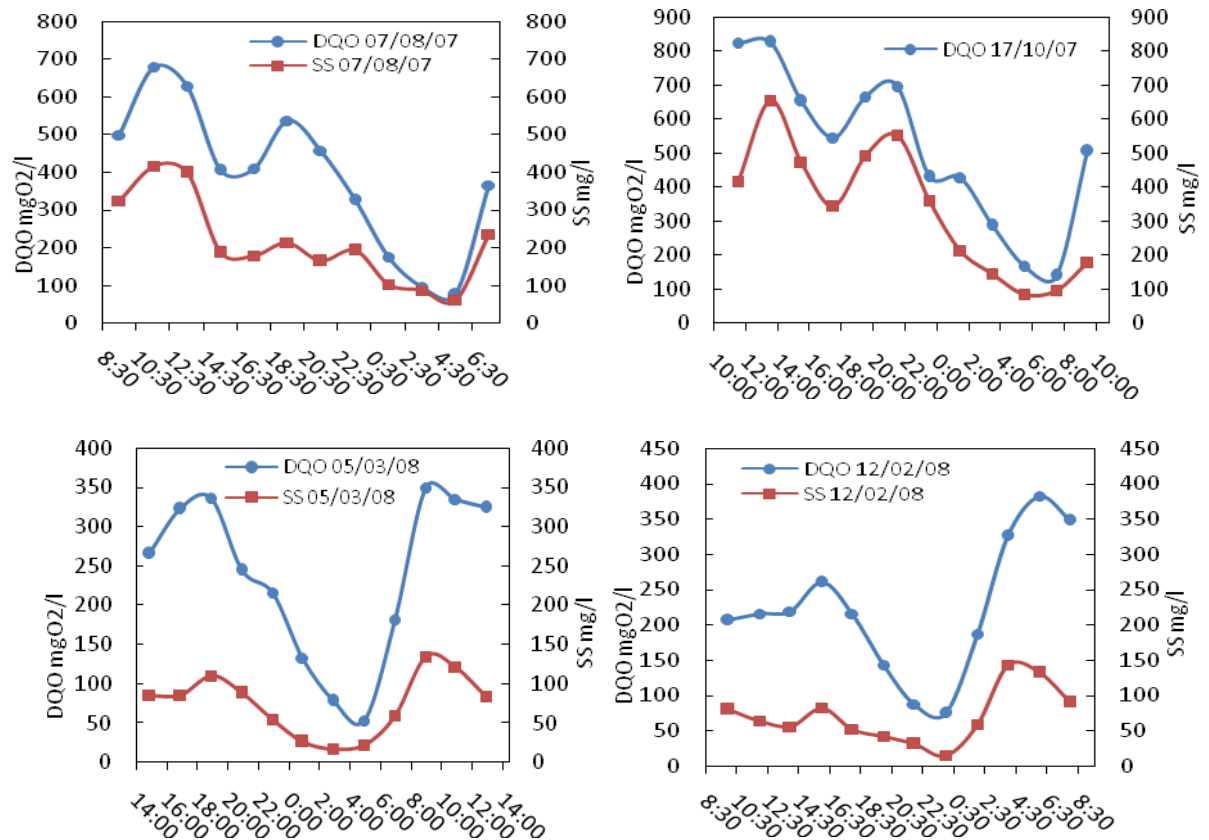


FIGURA 5.8: Séries temporais diurnas das concentrações de DQO e SS em tempo seco.

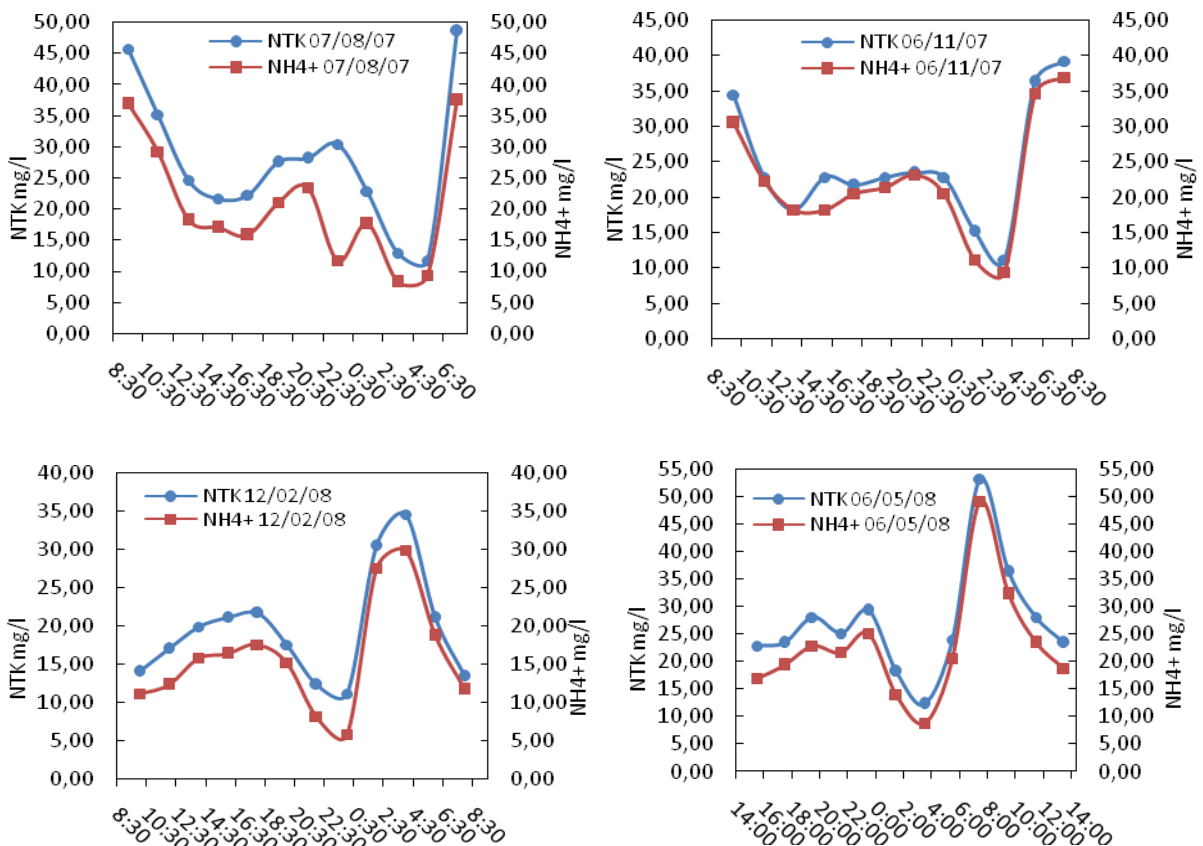


FIGURA 5.9: Séries temporais diurnas das concentrações de NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> em tempo seco.

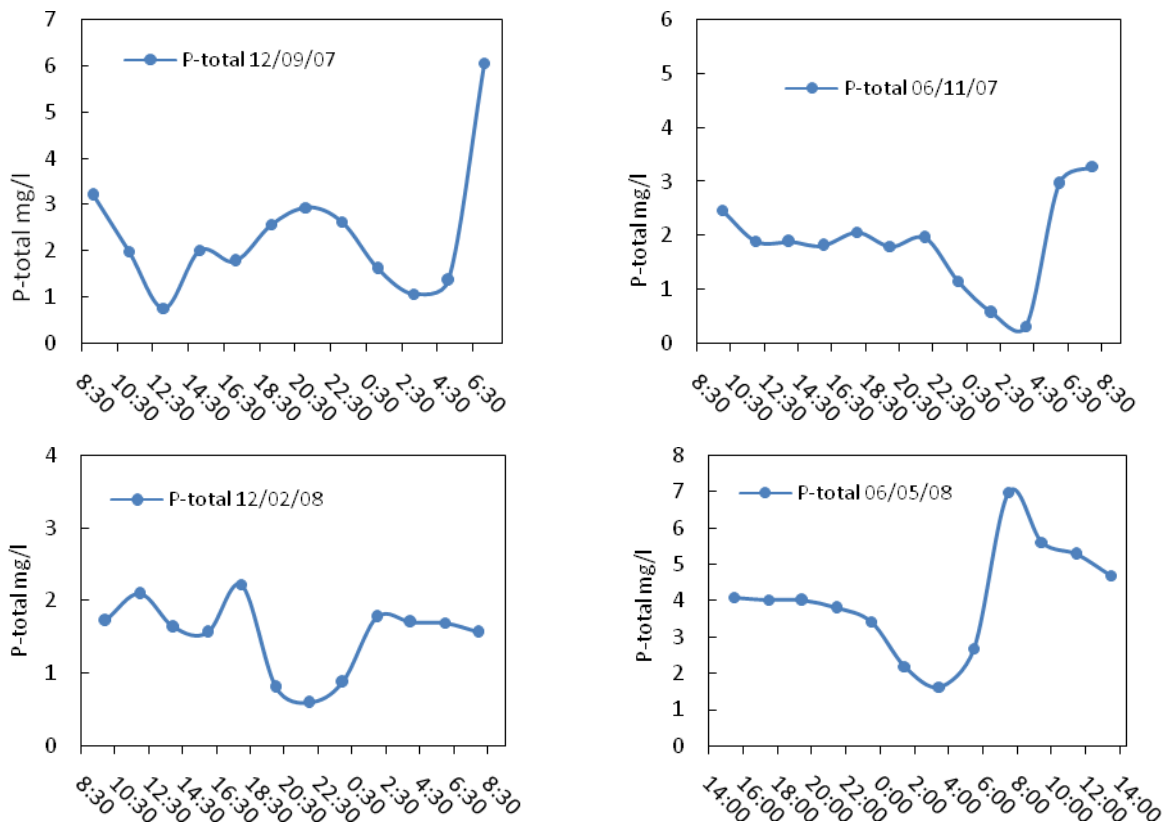


FIGURA 5.10: Séries temporais diurnas das concentrações de P-total em tempo seco.

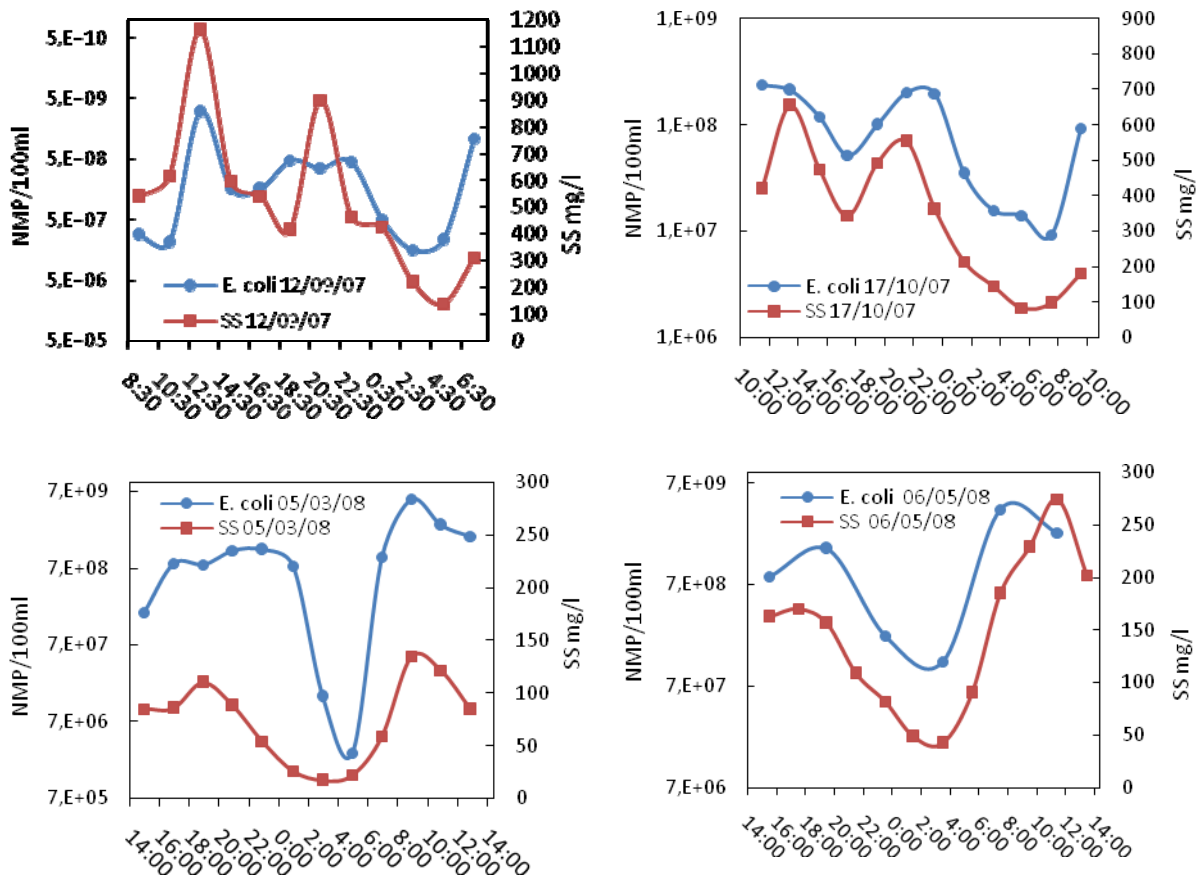


FIGURA 5.11: Séries temporais diurnas das concentrações de E.coli e SS em tempo seco.

Segundo Metcalf & Eddy (2003) e von Sperling (2005), o consumo de água e a geração de esgotos em uma localidade variam ao longo do dia (variações horárias) em função das atividades ali exercidas, e ambos possuem hidrogramas diários típicos pronunciados por horários de maior e menor consumo de água e geração de esgotos.

Tal fato pode ser associado às bacias hidrográficas urbanas que não possuem rede interceptora, nas quais o corpo hídrico (córregos, riachos e rios) possui, não somente a função de drenar as suas águas naturais e pluviais, mas também as dos esgotos domésticos provindos diretamente das redes coletoras.

Esta situação é apontada por Vieira *et al.* (2007) em estudo de caracterização das águas em duas microbacias urbanas, onde aquela que não possuía rede interceptora apresentou o padrão de qualidade ditado por esgotos domésticos com variações diurnas das concentrações de determinados parâmetros semelhantes ao hidrograma típico de esgotos.

As variações diurnas dos parâmetros apresentados pelas figuras 5.7, 5.8, 5.9, 5.10 e 5.11 apontam para uma tendência no comportamento do corpo hídrico relacionada à condição do esgotamento sanitário da microbacia, que possivelmente seja devido à ausência de rede interceptora de esgotos. Assim, o córrego, na função de esgotamento sanitário da microbacia, apresenta uma semelhança quanto a um hidrograma típico de esgotos, com picos pronunciados em certos períodos do dia.

Os picos das concentrações dos parâmetros apresentados em tempo seco são observados com maiores presenças no início da manhã, entre 6 e 8 horas, e no início da noite, entre 18 e 20 horas. Um terceiro pico, menos pronunciado, é presenciado no início da tarde. Também é observada nas séries temporais dos parâmetros monitorados uma diminuição acentuada durante a madrugada, iniciando-se após as 22 horas. Portanto, o comportamento do córrego em tempo seco aponta uma relação muito próxima com os períodos diários de maior consumo de água e conseqüentemente na maior geração de esgotos.

O acompanhamento das variações diurnas de um determinado parâmetro através dos gráficos das séries temporais diurnas se torna mais nítido a partir da comparação com outro parâmetro que também possui semelhante significado sanitário. Portanto, a comparação entre as variações horárias dos indicadores de matéria orgânica (DBO<sub>5</sub> e DQO), de nitrogênio (NTK e

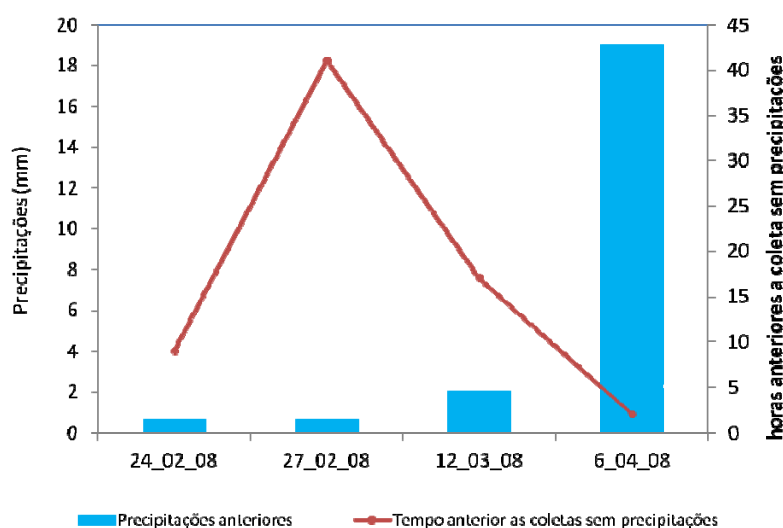
N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e até mesmo de organismos indicadores (*E.coli*) com sólidos suspensos reforça a suposição do padrão do corpo hídrico apresentar-se ditado por esgotos domésticos.

Gastaldini *et al.* (2007), em estudos realizados em uma microbacia urbanizada com área de drenagem de 4,95 km<sup>2</sup>, no município de Santa Maria (RS), por meio do monitoramento da qualidade da água em tempo seco em diferentes horários do dia, aponta as variações horárias das concentrações dos parâmetros indicadores de qualidade devido a ligações clandestinas de esgotos domésticos na rede pluvial também despejados diretamente no córrego.

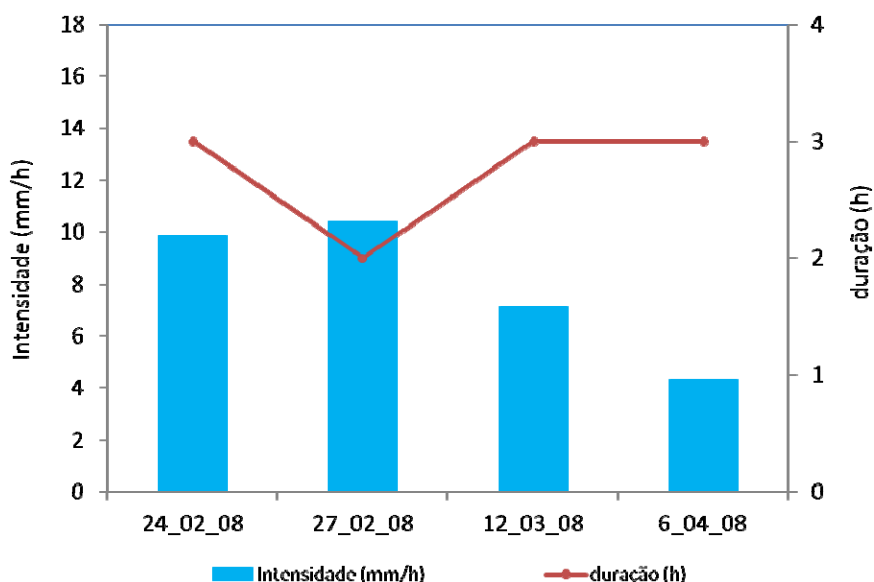
### 5.1.5 Campanhas em eventos chuvosos

O comportamento quali-quantitativo dos parâmetros durante os eventos chuvosos é apresentado e discutido neste estudo por meio das variações temporais, representadas pelos hidrogramas, ietogramas e polutogramas durante cada evento monitorado.

As campanhas realizadas nos eventos chuvosos foram analisadas quanto às informações hidrológicas, para uma melhor compreensão das variações dos resultados dos parâmetros de qualidade apresentados. Foram analisados os períodos sem precipitações antecedentes às campanhas nos eventos chuvosos, que variaram de 2 a 41 horas sem precipitações, com precipitações anteriores variando de 0,6 a 19 mm, como apresentado na Figura 5.12. Também foram analisadas as intensidades (mínima: 4,33mm/h; máxima: 10,4mm/h) e durações (mínima: 2 h; máxima: 3 h) das precipitações durante as campanhas nos eventos chuvosos monitorados (Figura 5.13).



**FIGURA 5.12:** Precipitações anteriores às coletas dos eventos chuvosos.



**FIGURA 5.13:** Intensidade e duração das precipitações dos eventos chuvosos monitorados.

Os principais parâmetros pluviométricos analisados e apresentados nas figuras anteriores são expostos na Tabela 5.5, acrescidos dos horários de início e final dos eventos monitorados.

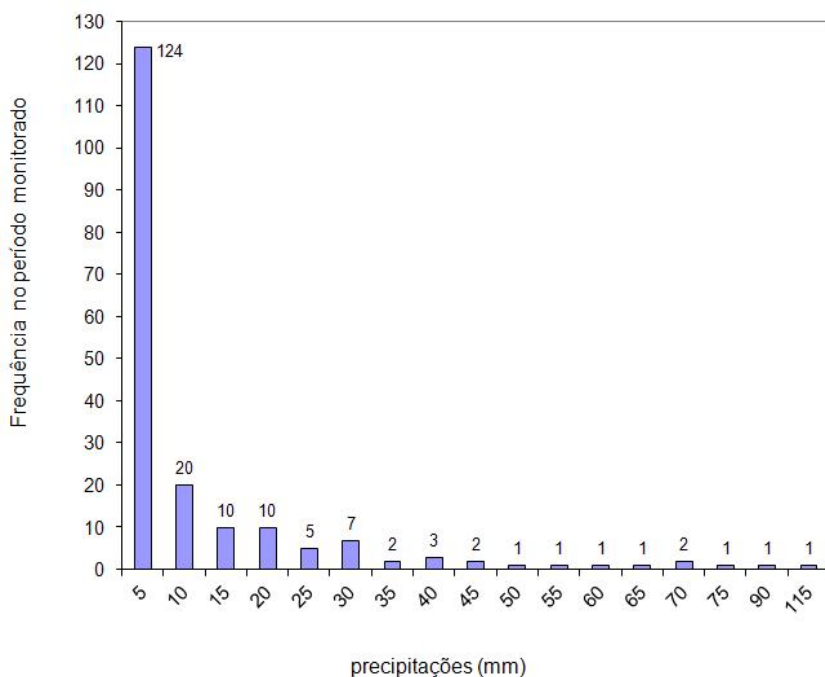
**TABELA 5.5 –** Parâmetros pluviométricos estudados para cada campanha de evento chuvoso.

Datas	Horário		Evento monitorado		Precipitações anteriores	
	Início	Final	mm/h <sup>(1)</sup>	Duração (h)	mm	Intervalo (h)
24/02	10:00	13:00	9,87	3	0,6	9
27/02	15:00	17:00	10,4	2	0,6	41
12/03	18:00	21:00	7,13	3	2	17
06/04	14:00	17:00	4,33	3	19	2

<sup>(1)</sup> Intensidade da precipitação (mm/h)

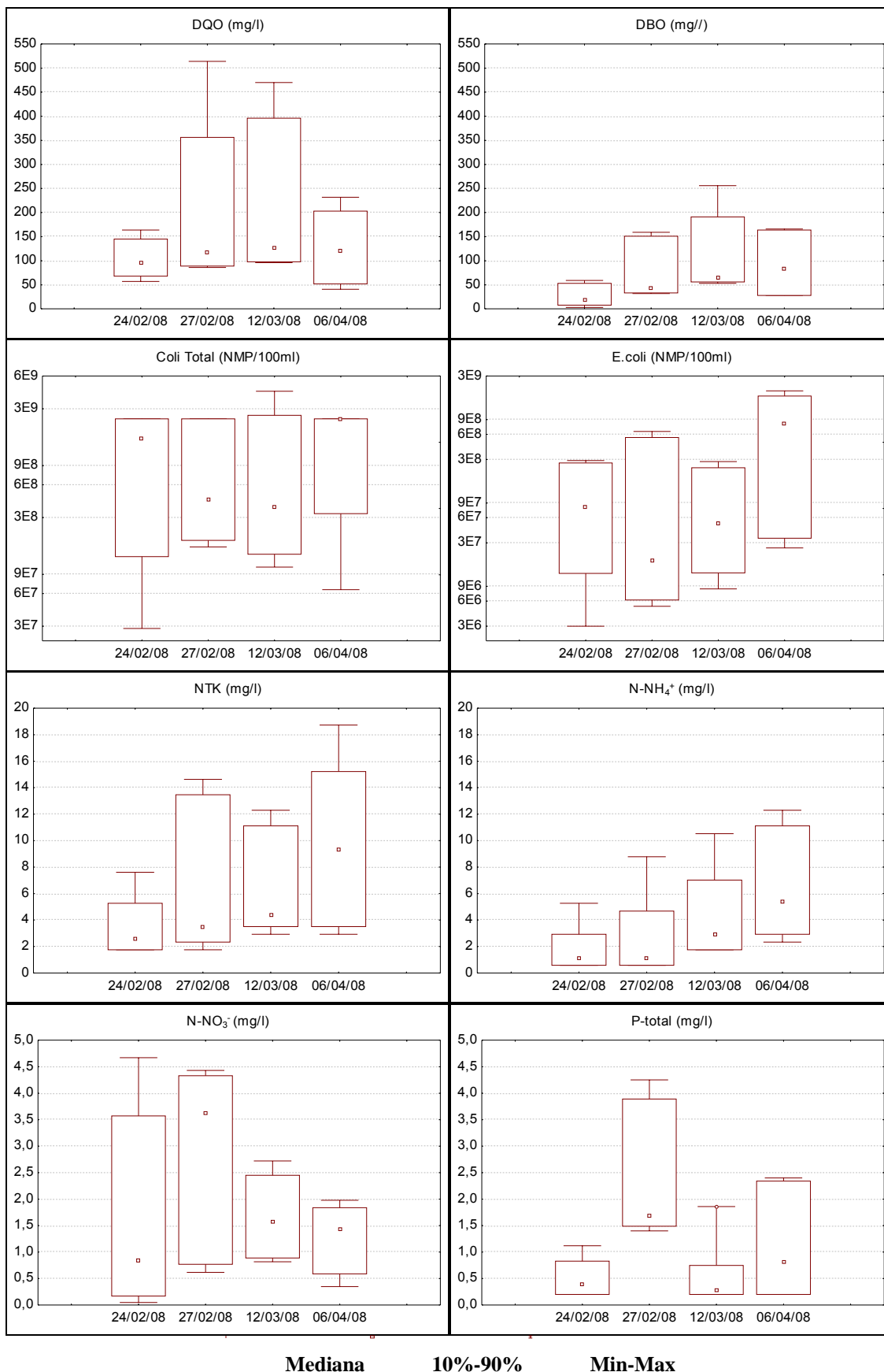
A frequência das precipitações monitoradas durante o período (maio/2007-maio/2008) é apresentada na Figura 5.14. Neste período, os eventos monitorados – com precipitações (mm) de 29,61; 20,8; 21,39; e 12,99 – representaram 14%, 40% e 10% para suas faixas de precipitações de 30 mm, 25 mm e 15 mm, respectivamente.



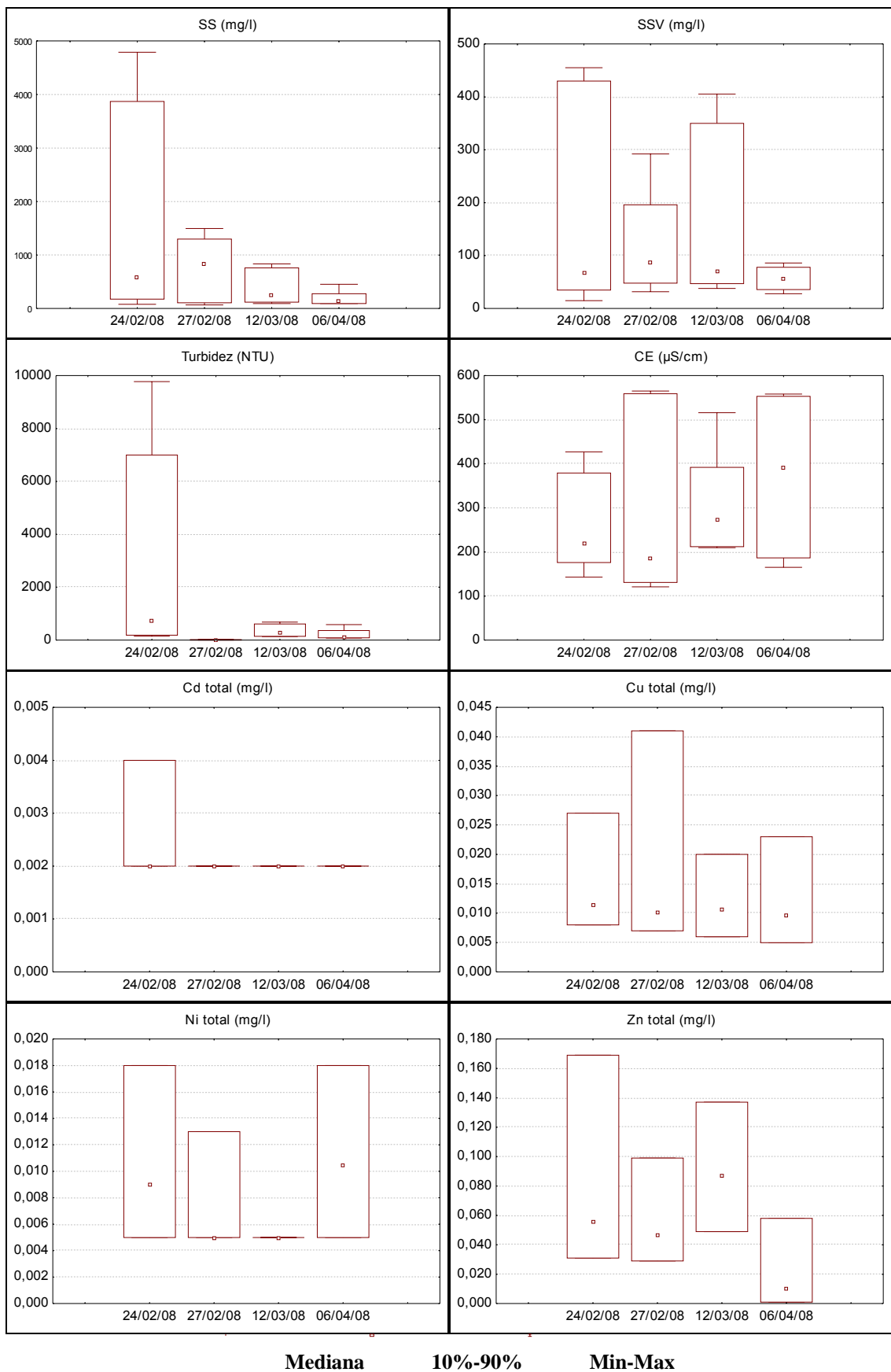


**FIGURA 5.14:** Frequência das precipitações durante o período monitorado (maio/2007-maio/2008).

No monitoramento dos eventos chuvosos com duração variando entre 2 a 3 horas, os resultados dos parâmetros de qualidade das águas do córrego Brejo do Quaresma são dispostos em anexo. Também de forma gráfica (figura 5.15) são representados pelas principais medidas estatísticas exploratórias (medianas; percentis 10% e 90%; e valores mínimos e máximos) para cada campanha de amostragem.



**FIGURA 5.15:** Resultados das campanhas de monitoramento nos eventos chuvosos.



**Mediana      10%-90%      Min-Max**

**FIGURA 5.15:** Resultados das campanhas de monitoramento nos eventos chuvosos.

O parâmetro DQO apresentou, entre os eventos monitorados, medianas próximas, sem grandes variações de um evento para outro. As menores concentrações representadas pelos valores mínimo e percentil 10%, foram observadas no evento do dia 06/04, e a menor amplitude dos valores (mínimo e máximo) das concentrações foi no evento de maior precipitação (24/02). Dentre os eventos monitorados, aquele de maior intensidade e que mais tempo ficou sem precipitações, 27/02, foi o que promoveu o maior pico de concentração (valor máximo), possivelmente devido aos constituintes (material particulado) carreados pelas águas de chuva.

A DBO<sub>5</sub> monitorada durante os eventos chuvosos apresentou a maior mediana no evento (06/04) de menor precipitação e que menos tempo ficou sem precipitações e com a maior precipitação anterior ao evento. Os maiores valores das concentrações, representados pelos valores máximo (pico) e percentil 90% foram proporcionados pelo evento do dia 12/03.

Os indicadores microbiológicos, coliformes totais e *E.coli*, apresentaram um comportamento semelhante entre si, com relação à menor densidade, ocorrida no evento do dia 24/02. Da mesma forma, ambos indicadores apresentaram as maiores medianas no evento de menor precipitação (06/04). A *E.coli* apresentou suas menores densidades representadas pelo percentil 10% no evento de maior intensidade (27/02).

Os resultados das concentrações de NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> apresentaram uma forte relação entre suas medianas. Em ambos, a menor mediana e faixa de variação (valores mínimo e máximo) foram proporcionadas pelo evento (24/02) de maior precipitação (29,61 mm). Da mesma forma, ocorreu para as maiores concentrações, representada pela mediana, valor máximo e percentil 90%, alcançados no evento (06/04) de menor precipitação (12,99 mm).

O nitrato apresentou comportamento semelhante aos demais da série nitrogenada (NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) com relação às menores concentrações (valor mínimo e percentil 10% e 50%), proporcionado no evento do dia 24/02. Este mesmo evento proporcionou a maior faixa de variação (valores mínimos e máximos) dentre os demais eventos.

As concentrações de sólidos suspensos (SS) apresentaram os maiores pico e percentil 90% no evento de maior precipitação (24/02). A maior mediana entre os eventos monitorados ocorreu no evento de maior intensidade (27/02), que conjuntamente com o evento do dia 06/04, proporcionaram as menores concentrações (percentil 10% e valor mínimo).

Dentre as concentrações dos SSV observa-se uma pequena variação das medianas dos eventos. Sugere-se que este comportamento possa estar relacionado ao padrão de esgotos, que mesmo durante as precipitações representa a maior contribuição de sólidos suspensos voláteis.

O metal pesado cádmio total apresentou-se no limite de detecção (0,002 mg/l), exceto para o evento de maior precipitação (24/02), que proporcionou uma concentração máxima o dobro do valor limite de detecção.

O elemento cobre total apresentou os valores das medianas próximas entre os eventos monitorados. O pico de concentração e o maior percentil 90% foram proporcionados pelo evento do dia 27/02, aquele de maior intensidade.

O níquel total apresentou as maiores concentrações, representadas pelo valor máximo e o percentil 90% pelos eventos de maior e menor precipitação, 24/02 e 06/04, respectivamente. O evento do dia 06/04, que também apresentou o menor tempo antecedente sem chuvas (2 horas) e a maior precipitação (19 mm) anterior, proporcionou a maior mediana dentre os eventos monitorados. Para o zinco total, as maiores concentrações (máximo e percentil 90%) foram proporcionadas pelo evento do dia 24/02, seguido pelo evento 12/03, que ainda apresentou a maior mediana. O evento de menor precipitação apresentou as menores concentrações.

Portanto, analisando o comportamento dos parâmetros monitorados ao longo dos eventos, observa-se um padrão geral de relação entre as maiores e menores concentrações em função das maiores e menores quantidade de precipitações, intensidades, duração, períodos sem chuva e precipitação anterior. Mesmo devido a outras condições como, por exemplo, o tipo de ocupação da bacia, tamanho da área de drenagem, área impermeabilizada e os horários dos eventos coletados. Este último, acredita-se que possa ter grande influência devido ao padrão diurno estabelecido por esgotos domésticos na microbacia, que determinam os horários de maior e menor concentração.

Desta forma, foram observadas alterações que podem estar associadas diretamente às condições do tempo apresentadas para os eventos monitorados, como por exemplo, os eventos de maior precipitação e de maior intensidade foram os que proporcionaram, respectivamente, as maiores concentrações em pico, percentil 90% e também em medianas para os SS e metais pesados (Zn, CU, Cd, e Ni). Estes eventos também foram os que proporcionaram as menores

concentrações de matéria orgânica e NTK e  $\text{N-NH}_4^+$ , caracterizando o fenômeno da diluição. No evento de menor precipitação e intensidade, observam-se maiores medianas de  $\text{DBO}_5$ , *E.coli* e também de NTK e  $\text{N-NH}_4^+$  e menores concentrações de Zn e Ni.

Conforme a avaliação dos eventos monitorados pode-se sugerir que a intensidade e duração, e desta forma a precipitação total, proporcionam um impacto marcante na qualidade e quantidade de poluentes presentes no corpo receptor (córrego Brejo do Quaresma) promovido pelo escoamento superficial das águas de chuva, semelhante às condições propostas por Burton e Pitt (2002).

Portanto, observadas as variações dos parâmetros entre os eventos monitorados, foram realizadas também, de forma preliminar, avaliações das variações das concentrações dos parâmetros ao longo de todos os eventos, por meio da relação entre os hidrogramas, ietogramas e polutogramas traçados, representados pelas figuras 5.16, 5.17, 5.18 e 5.19.

A partir das relações entre vazão e concentrações de poluentes, foi observado um comportamento inversamente proporcional entre as concentrações de determinados parâmetros de qualidade e as vazões ao longo dos eventos de chuva. Tal comportamento foi apresentado pelos nutrientes (NTK,  $\text{N-NH}_4^+$  e P-total) na maioria dos eventos, com exceção do evento do dia 27/02. Tal fato possivelmente está associado ao fenômeno de diluição promovido pelo acréscimo das águas de chuva, que também pode ser observado através da diminuição da condutividade elétrica no início dos eventos.

Os parâmetros indicadores de matéria orgânica (DQO e  $\text{DBO}_5$ ) em determinados eventos apresentaram comportamento semelhante (figura 5.19), e também os comportamentos de oscilações ao longo do evento (figura 5.16) e de picos (concentrações máximas) anteriores aos picos de vazão (Figura 5.17 e 5.18). No entanto, para os parâmetros SS, SSV, turbidez e metais pesados, foram observadas concentrações máximas anteriores aos picos e com diminuições sucessivamente ao longo de todos os eventos monitorados, como representado pelas figuras 5.16, 5.17, 5.18 e 5.19.

As bactérias indicadoras de contaminação fecal (Coliformes e *E.coli*) não apresentaram um comportamento geral de acréscimo ou de diluição durante os eventos chuvosos, conforme mencionado anteriormente, possivelmente devido ao seu padrão de distribuição na água. von Sperling (2007) comenta que a diluição de coliformes é necessário o aumento de 100 vezes do

volume do efluente para cada 1 *log* das bactérias, sugerindo assim, o comportamento estável dos coliformes mesmo com os acréscimos máximos de vazão durante os eventos chuvosos monitorados, com picos atingindo até 70 vezes a média da vazão em tempo seco.

Como comparação de tais condições, observam-se os resultados apresentados por Dotto (2006) para o comportamento dos SS durante os eventos chuvosos monitorados, nos quais constatou-se um comportamento inicial semelhante entre todos os eventos monitorados, onde a concentração de sólidos no início da cheia, mesmo com a vazão bem reduzida, era mais elevada, apresentando um pico, que possivelmente representava a presença do fenômeno da carga de lavagem das ruas.

Em estudo da caracterização da poluição promovida pelo escoamento superficial das águas de chuva, Lee e Bang (2000) apontam a ocorrência de picos de contribuições dos poluentes durante os eventos chuvosos, associados principalmente ao tamanho das áreas de drenagem da bacia e aos percentuais de área impermeabilizada. Estes observaram picos de concentrações dos poluentes antecipados aos picos de vazões nas bacias com alto grau de densidade habitacional (103-142 hab./ha), durante os eventos chuvosos com área de drenagem de até 100 ha e índice de impermeabilidade acima de 80%, também observado em bacias com áreas acima de 100 ha e índice de impermeabilidade menor que 50%, picos conjuntos de concentrações e vazões.

Os autores comentam que os poluentes SS e DQO foram os que apresentaram maior significância na ocorrência de picos de concentrações anteriores aos picos de vazão, apresentando um típico efeito da carga de lavagem nestas bacias. Tal fato pode ser explicado devido ao grau de impermeabilização do solo antecipando os picos de vazão e assim lavando os poluentes mais acumulados nas superfícies, o que também pode justificar as altas concentrações (picos) de SS anteriores aos picos de vazão no córrego Brejo do Quaresma.

FUJII *et al.* (2006) apresentam semelhança às observações comentadas anteriormente, nas quais, dentre os parâmetros monitorados durante as chuvas em uma bacia com ocupação residencial, os SS foram os que atingiram maiores picos durante os eventos chuvosos monitorados (2-50 mm de chuva e intensidade de 1-12 mm/h) e anteriores aos picos de vazões. Contudo, conclui-se que, além das variações dos valores obtidos dos parâmetros entre os diferentes eventos chuvosos monitorados, estes ocorrem também ao longo dos eventos para determinados parâmetros.

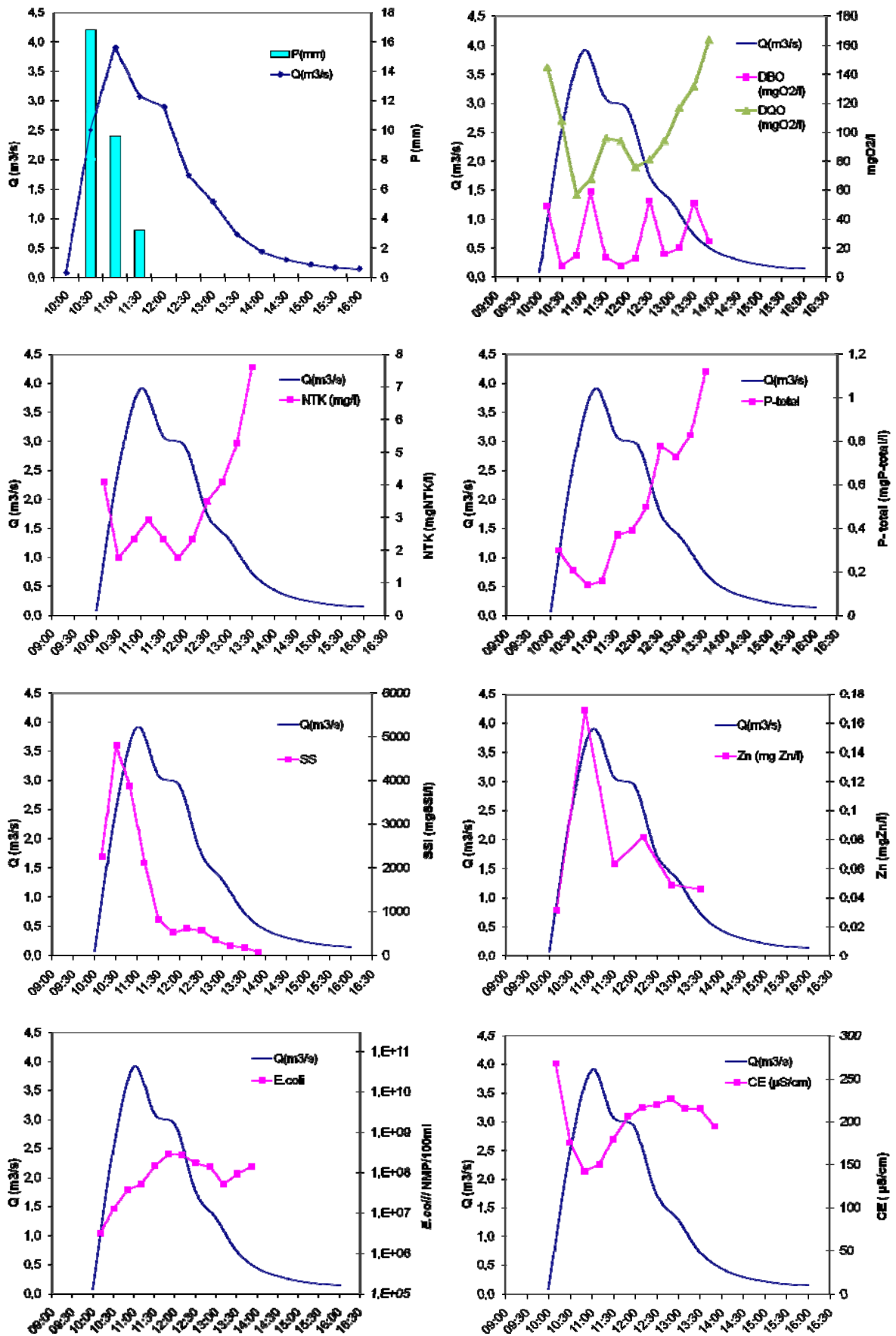


FIGURA 5.16: Hidrograma, ietograma e polutogramas do evento de 24/02/08.



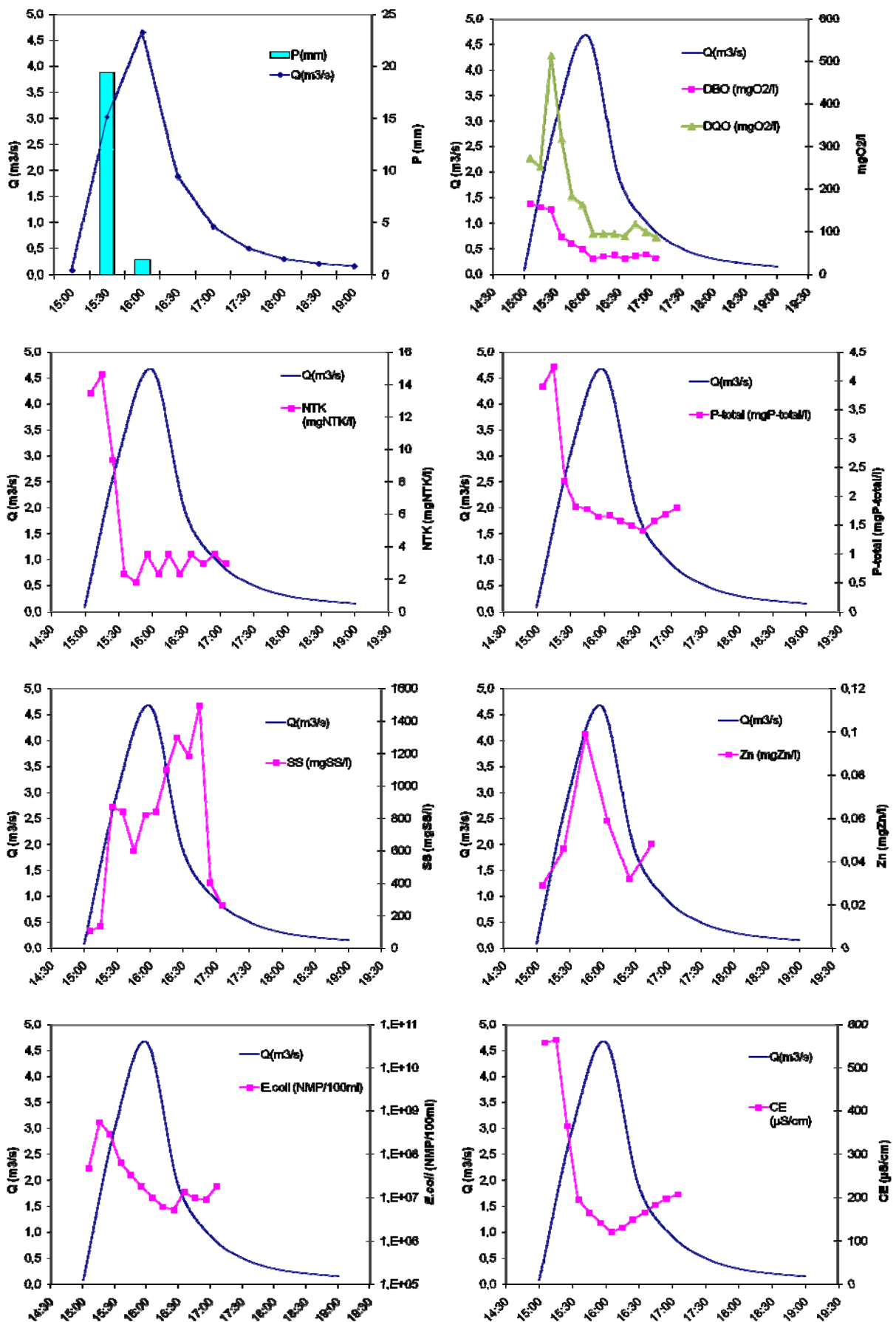


FIGURA 5.17: Hidrograma, ietograma e polutogramas do evento de 27/02/08.

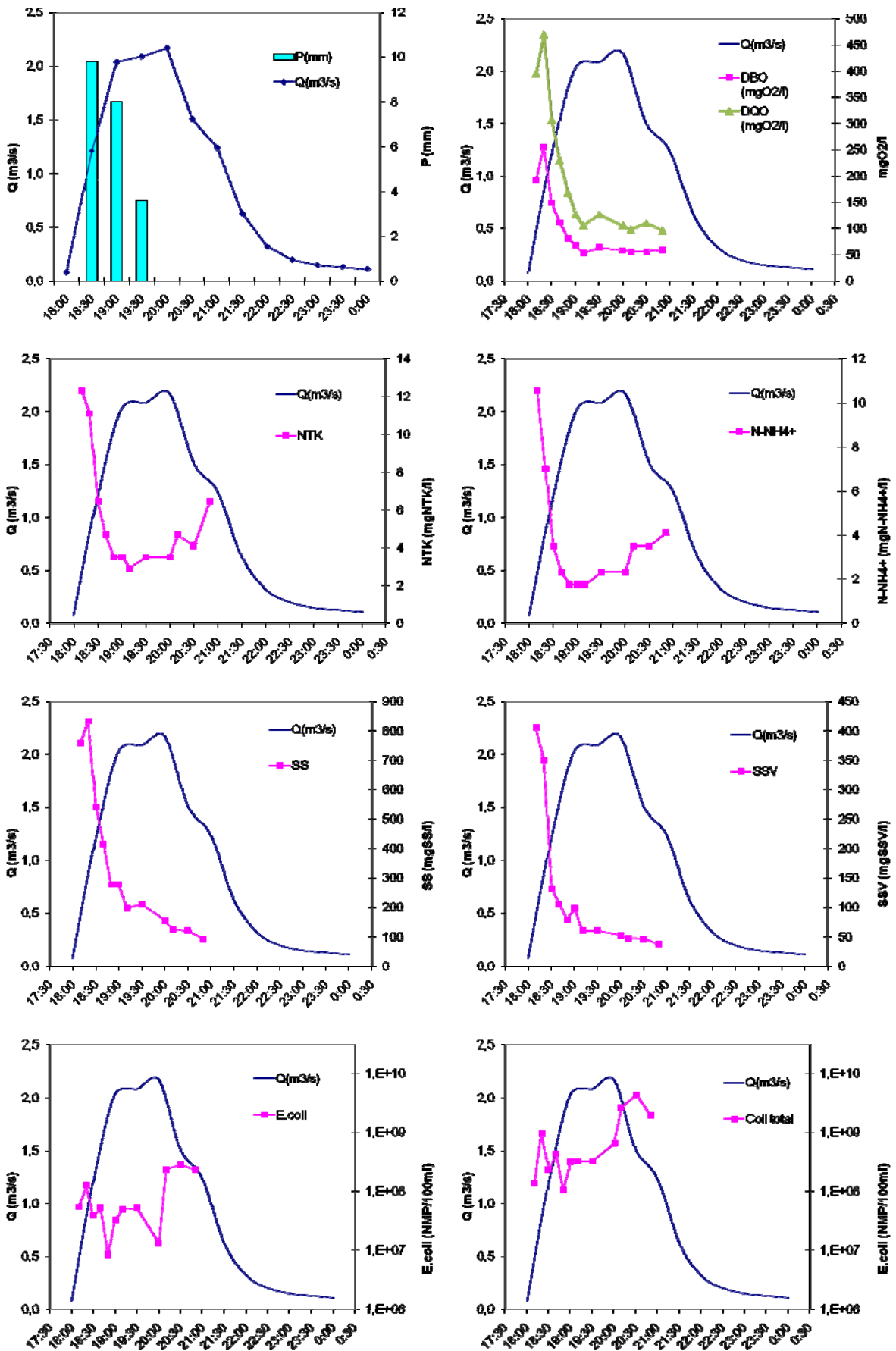


FIGURA 5.18: Hidrograma, ietograma e polutogramas do evento de 12/03/08.

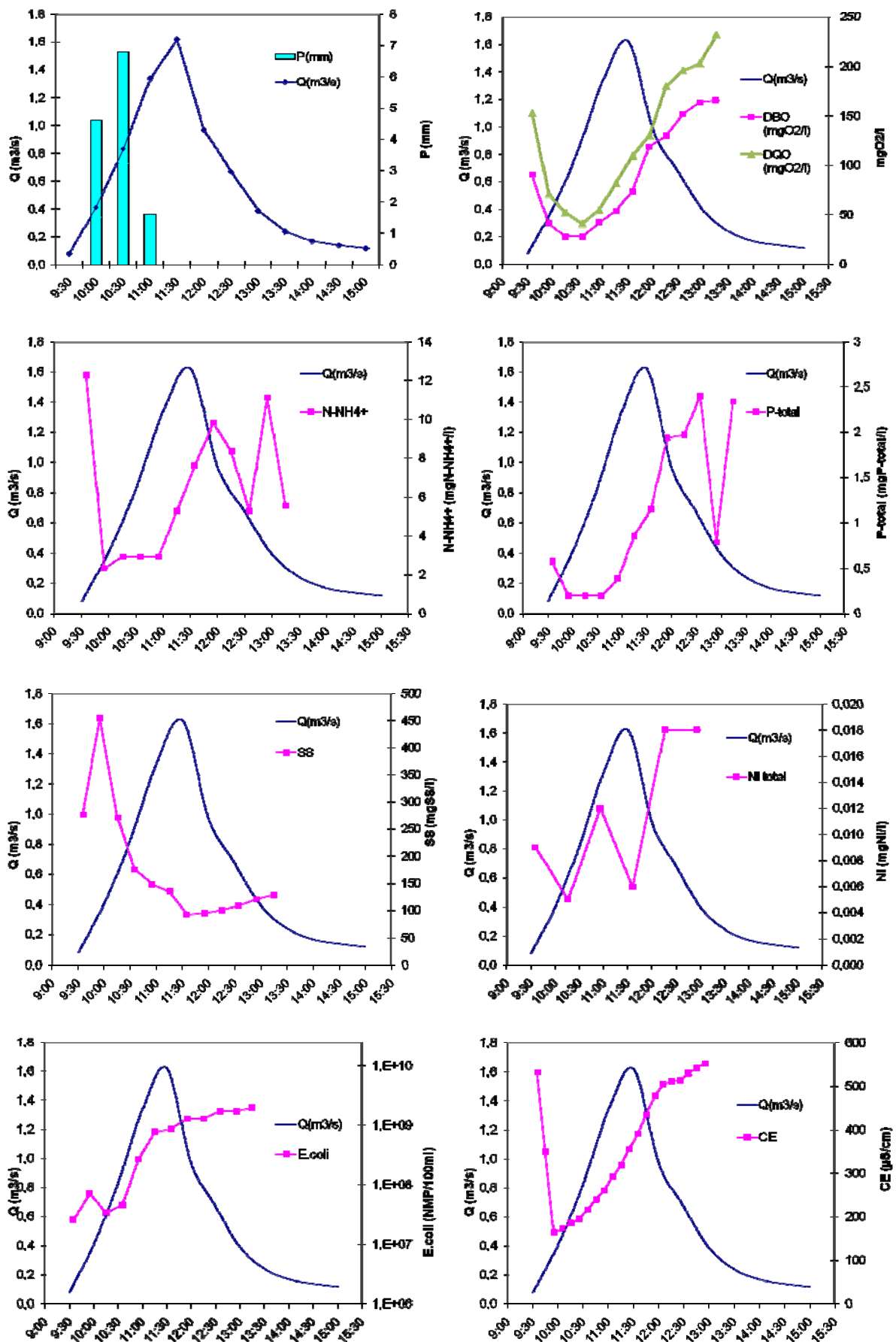


FIGURA 5.19: Hidrograma, ietograma e polutogramas do evento de 06/04/08.

## 5.2 Distribuição de massa e volume nos eventos chuvosos

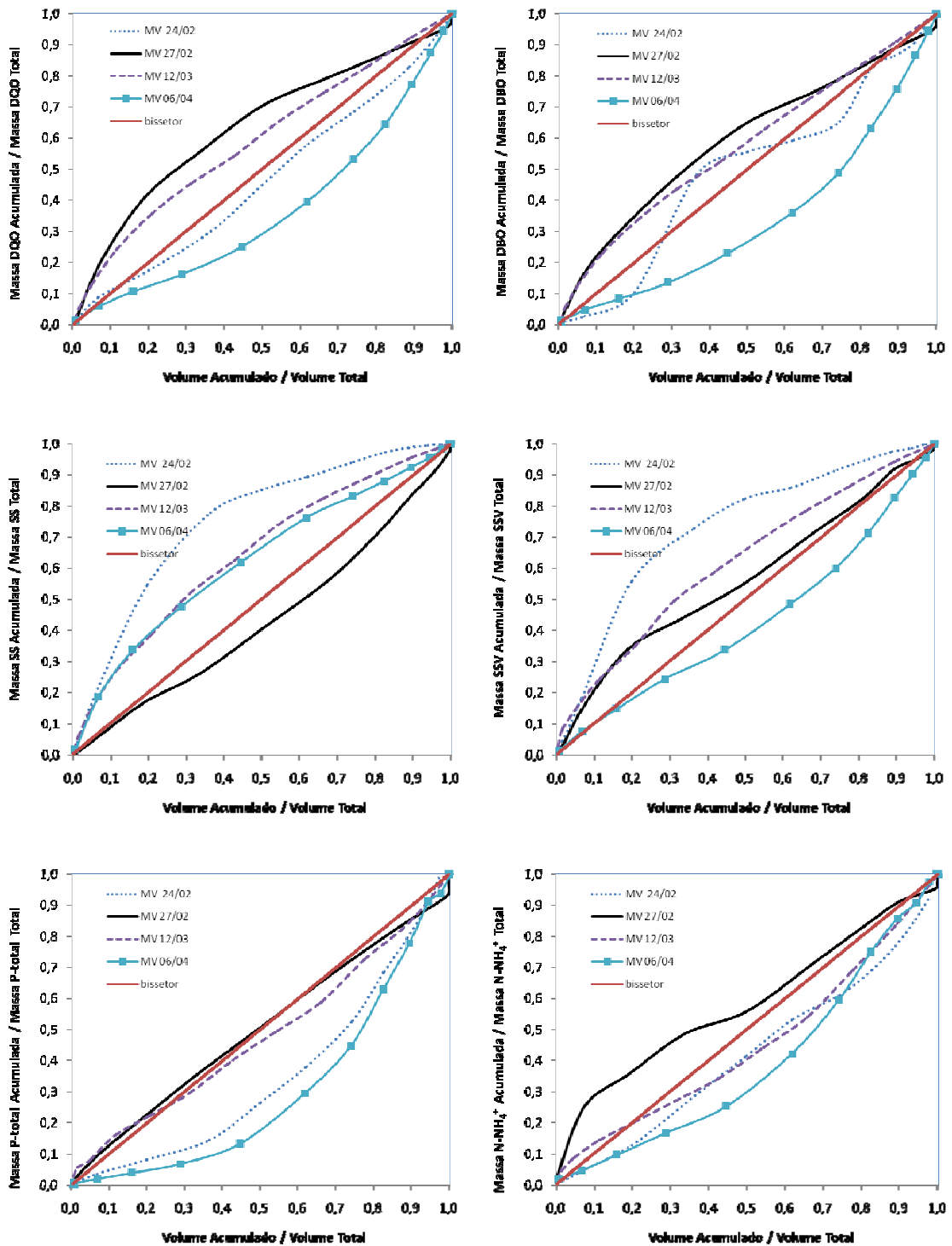
A partir das observações feitas nas análises entre os polutogramas e hidrogramas quanto a possíveis variações das concentrações e densidades dos parâmetros monitorados no início e durante os eventos chuvosos monitorados no córrego Brejo do Quaresma, foi realizada a análise de distribuição de massa *versus* o volume escoado para a determinação de uma real carga de lavagem, ou seja, uma contribuição substancial promovida no início dos eventos chuvosos.

A carga de lavagem, também conhecida como *first flush*, foi analisada por meio das curvas de Massa  $M(V)$ , que são baseadas nas curvas do hidrograma  $Q(t)$  e do polutograma  $C(t)$ , segundo proposta de Bertrand-Krajewski *et al.* (1998), descrita na metodologia.

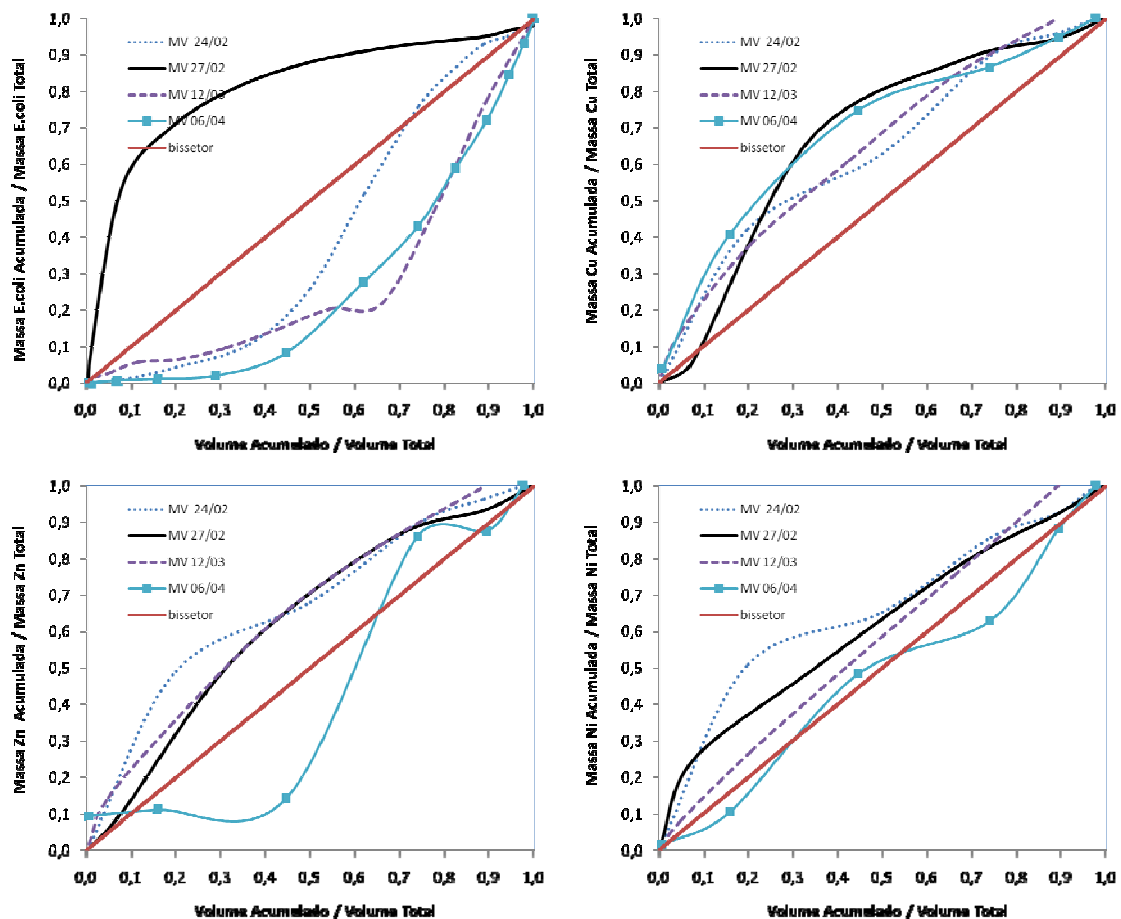
As curvas  $M(v)$  foram geradas para cada parâmetro de qualidade monitorado e analisadas segundo a posição em que se encontram com relação ao bissetor no gráfico. As curvas  $M(v)$ , quando apresentam uma declividade de  $45^\circ$ , ou seja, junto ao bissetor, indicam que os poluentes são uniformemente distribuídos durante o evento. Se a curva  $M(v)$  para um determinado parâmetro durante o evento localiza-se acima do bissetor, a ocorrência de uma carga de lavagem é sugerida. De modo oposto, quando a curva  $M(v)$  localiza-se abaixo do bissetor, a ocorrência de diluição é assumida.

As curvas  $M(v)$  geradas para os parâmetros de qualidade durante os eventos monitorados no córrego Brejo do Quaresma são apresentadas pela figura 5.20 para os parâmetros  $DBO_5$ , DQO, SS, NTK,  $N-NH_4^+$ , P-total, *E.coli*, Cu, Ni e Zn.

Os resultados das curvas  $M(v)$  sugerem-se a ocorrência de carga de lavagem para os parâmetros de qualidade  $DBO_5$ , DQO, SS, Cu, Ni e Zn e as diluições dos parâmetros NTK,  $N-NH_4^+$ , P-total nos eventos chuvosos, confirmando a análise preliminar das concentrações ao longo do tempo, realizada nos polutogramas traçados anteriormente.



**FIGURA 5.20:** Curvas M(V) dos parâmetros de qualidade (DQO, DBO<sub>5</sub>, SS, SSV, NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P-total, *E.coli*, Zn, Ni e Cu) nos eventos chuvosos monitorados.



**Figura 5.20:** Curvas M(V) dos parâmetros de qualidade (DQO, DBO<sub>5</sub>, SS, SSV, NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P-total, *E.coli*, Zn, Ni e Cu) nos eventos chuvosos monitorados.

Portanto, o fenômeno da carga de lavagem observado nos eventos monitorados no córrego Brejo do Quaresma também foi observado em outros estudos, como no estudo apresentado por Lee e Bang (2000), que constatou, por meio das análises das curvas acumuladas de massa e volume, o fenômeno da carga de lavagem (*first flush*) para os parâmetros DQO, SS e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, em eventos chuvosos de maior intensidade.

No estudo do fenômeno da carga de lavagem em duas microbacias, uma urbana (1,9 km<sup>2</sup>) e outra rural (1,44 km<sup>2</sup>), no município de Santa Maria (RS), realizado por Paz (2004), concluiu-se que a carga de lavagem para os parâmetros DBO<sub>5</sub>, SS, Coliformes Totais e *E.coli*, durante os eventos chuvosos monitorados (8,5 mm – 41,5 mm de chuva), é de pequena intensidade. Ela é influenciada pelas atividades antrópicas, principalmente, pelo preparo do solo para o plantio na bacia rural, e na bacia urbana, pelo lançamento de esgotos promovido pelo sistema combinado. O autor destaca que o fenômeno ocorreu com mais presença na área urbana, e no

caso da DBO<sub>5</sub>, as maiores concentrações ocorrem durante as primeiras amostras no evento chuvoso, devido à limpeza do sistema de esgotamento pelas águas de chuva.

Dotto (2006) observou o fenômeno da carga de lavagem durante as enxurradas monitoradas, uma vez que as concentrações de SS apresentaram-se maiores no início dos eventos analisados, sendo que a ocorrência aumentou com a elevação da intensidade da precipitação.

Em um estudo realizado por Brites e Gastaldini (2005), a massa transportada durante os eventos chuvosos demonstrou uma tendência a aumentar com a intensidade média do evento e com o total precipitado, não existindo correlação com o período de tempo seco antecedente ao evento monitorado. O fenômeno da carga de lavagem observado pelos autores por meio das curvas M(V) apresentou resultados das curvas dos parâmetros DBO<sub>5</sub>, Coliformes e SS acima do bissetor na maioria dos eventos, indicando que a carga de poluente transportada não foi distribuída uniformemente ao longo do volume escoado.

### 5.3 Avaliação das cargas poluidoras geradas.

As cargas poluidoras geradas pela microbacia do córrego Brejo do Quaresma em tempo seco e nos eventos chuvosos foram mensuradas através do produto entre as concentrações médias e as vazões inferidas. Dentre as variáveis monitoradas, foram calculadas as cargas de DBO<sub>5</sub>, DQO, SS, NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P-total, Metais Totais (Cd, Cu, Ni e Zn), as quais são apresentadas por eventos coletados (seco e chuvoso) conforme tabela 5.6.

**TABELA 5.6** – Estatísticas descritivas das cargas estimadas nas campanhas de tempo seco (kg/dia) e chuvoso (kg/evento).

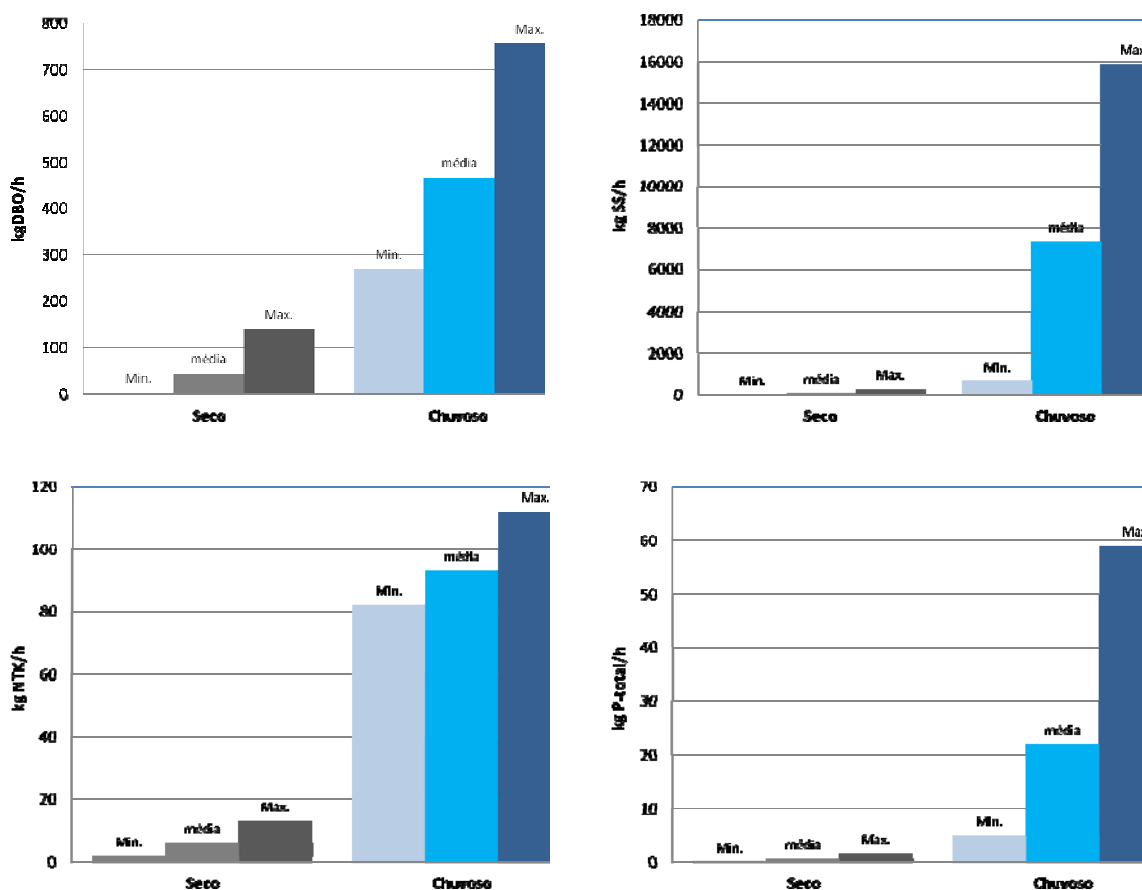
Parâmetros	Tempo <sup>1</sup>	Min. <sup>2</sup>	Max. <sup>3</sup>	Méd. <sup>4</sup>	Perc.10 <sup>5</sup>	Mediana	Perc.90 <sup>6</sup>	DP <sup>7</sup>	CV <sup>8</sup>
SS	Seco	109	7066	1456	306	1103	2964	1235	0,53
	Chuvoso	1837	43724	21144	2693	17507	39704	20278	1,01
DQO	Seco	296	5811	2178	619	2089	3451	1139	0,45
	Chuvoso	1100	5839	3091	1525	2713	4960	1990	0,64
DBO <sub>5</sub>	Seco	66	3350	1047	207	1062	1911	639	0,49
	Chuvoso	742	2079	1283	758	1155	1910	637	0,50
NTK	Seco	47	315	142	77	135	220	58	0,38
	Chuvoso	77	112	90	79	86	105	15	0,17
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Seco	34	291	114	60	100	188	53	0,39
	Chuvoso	42	60	54	45	56	60	8	0,15
P-total	Seco	1,95	41	16,60	7	15	28	8	0,42
	Chuvoso	5	59	22	7	11	45	25	1,17
Zn total	Seco	0,006	1,523	0,368	0,006	0,193	1,174	0,433	0,930
	Chuvoso	0,059	1,310	0,809	0,259	1,059	1,260	0,662	0,82
Ni total	Seco	0,030	0,975	0,092	0,030	0,049	0,141	0,157	0,574
	Chuvoso	0,056	0,136	0,096	0,064	0,096	0,128	0,040	0,42
Cu total	Seco	0,030	0,311	0,114	0,035	0,083	0,233	0,081	0,418
	Chuvoso	0,057	0,314	0,205	0,095	0,245	0,300	0,133	0,65
Cd total	Seco	0,012	0,088	0,021	0,012	0,013	0,038	0,015	0,284
	Chuvoso	0,011	0,036	0,027	0,016	0,034	0,036	0,014	0,51

<sup>1</sup> Coletas em tempo seco e nos eventos chuvosos. <sup>2</sup> Número de amostras analisadas. <sup>2</sup> Valor mínimo. <sup>4</sup> Valor Máximo. <sup>5</sup> Média Aritmética dos valores, para Coli e E.coli representam Média Geométrica. <sup>6</sup> Percentil 10% dos valores. <sup>7</sup> Percentil 90% dos valores. <sup>8</sup> Desvio padrão. <sup>9</sup> Coeficiente de variação.



Diante dos resultados apresentados (tabela 5.6), observa-se, a partir da comparação entre as cargas geradas em tempo seco e as geradas nos eventos chuvosos, um potencial poluidor elevado promovido pelos eventos chuvosos. Observa-se também que para determinados parâmetros (Cu-total, Zinco-total, P-total, DQO e SS), as cargas promovidas nos eventos chuvosos com duração de 2 e 3 horas foram bem superiores às cargas médias geradas em 24 horas no tempo seco. Como exemplo, as cargas de SS apresentaram uma mediana nos eventos chuvosos 16 vezes superiores à mediana em tempo seco.

O potencial poluidor das cargas geradas nos eventos chuvosos são observados na análise entre as cargas horárias médias em tempo seco e para os eventos de chuva representados pela figura 5.21. Os parâmetros DBO<sub>5</sub>, SS, NTK e P-total apresentaram, sob as condições monitoradas, um potencial poluidor médio respectivo de 10, 120, 16 e 22 vezes maior durante uma hora (média) de chuva do que em uma hora (média) em tempo seco.



**FIGURA 5.21:** Cargas horárias mínimas, médias e máximas em tempo seco e nos eventos chuvosos dos parâmetros de qualidade DBO<sub>5</sub>, SS, NTK e P-total.

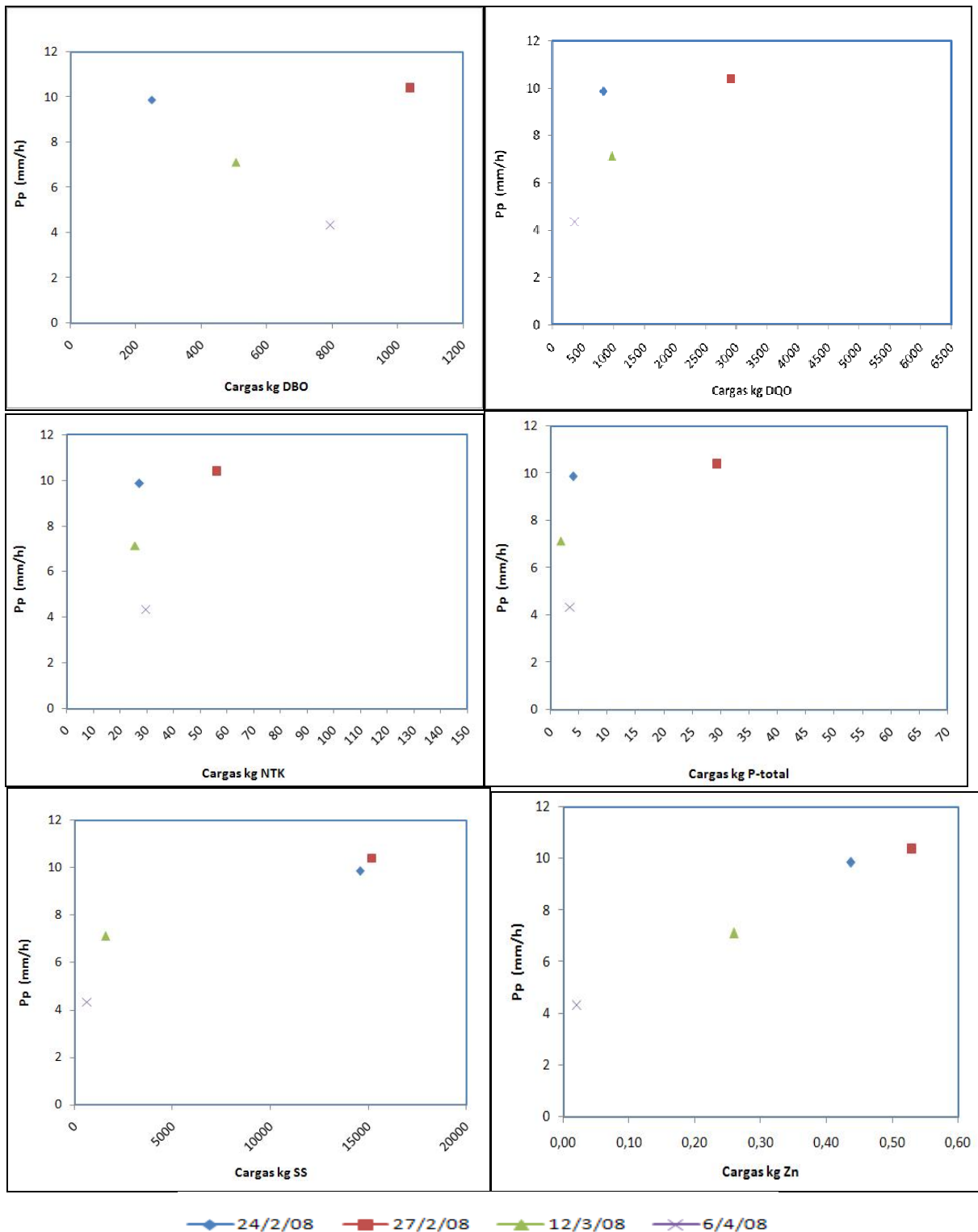
O equivalente populacional da carga de  $\text{DBO}_5$  gerada sob condições de tempo seco, as quais são predominantes durante o ano hidrológico local, baseado na carga média diária de  $\text{DBO}_5$  (186 kg $\text{DBO}_5$ /dia) e na carga per capita sugerida na literatura para esgotos brutos (54 g $\text{DBO}_5$ /hab.dia) (VON SPERLING, 2005) apresentou um equivalente a 19.400 habitantes na microbacia.

No entanto, os números oficiais do Censo demográfico de 2000 (IBGE, 2000) apontam para uma população atual (considerando a taxa de crescimento populacional local) aproximada de 14.400 habitantes na microbacia, que durante este tempo não apresentou uma condição excepcional de êxodo ou inserção que alterasse radicalmente o número de habitantes na microbacia. Portanto, baseando-se nesta população (14.400 habitantes) e na carga média de  $\text{DBO}_5$  (1047 kg $\text{DBO}_5$ /dia), foi calculada a carga per capita de  $\text{DBO}_5$  gerada na microbacia do córrego Brejo do Quaresma em 73 g $\text{DBO}_5$ /hab./dia.

Na análise feita para as cargas geradas nos eventos chuvosos a partir da correlação carga *versus* intensidade de precipitação dos eventos monitorados, foi observada uma relação direta para os parâmetros de qualidade DQO, SS e o Zn. Para os parâmetros NTK e P-total, foi observada uma relação aproximada, e para a  $\text{DBO}_5$  não houve uma correlação positiva entre carga e intensidade de precipitação. Estas correlações são representadas pela figura 5.22.

A partir dos cálculos das cargas geradas em tempo seco (carga/dia) e nos eventos chuvosos (carga/evento), foram realizadas as estimativas das cargas anuais geradas em tempo seco e nos eventos chuvosos separadamente (figura 5.23). Esta separação justifica-se devido à significativa diferença entre os parâmetros monitorados nas condições diferentes de tempo (seco e chuvoso).

A estimativa de cargas anuais contribuintes pela microbacia em tempo seco foi efetuada pela equação 4.9, considerando a carga anual em tempo seco como o produto da concentração média e a vazão média para os dias secos do período monitorado. A vazão média de 70 l/s foi considerada como a vazão de referência em tempo seco, ou seja, a vazão de base do córrego Brejo do Quaresma para os cálculos de estimativas de cargas geradas em tempo seco. A estimativa dos dias secos de 343 dias durante o período monitorado foi resultante da subtração dos dias totais no período pelos dias de precipitação neste mesmo período monitorado (horas precipitadas acumuladas e convertidas em dias).



**FIGURA 5.22:** Relação entre cargas geradas e as precipitações ocorridas nos eventos chuvosos.

O cálculo da estimativa de cargas nos eventos chuvosos foi realizado através do método simplificado da Concentração Média do Evento (equação 4.10), baseando-se no método racional de hidrogramas de chuva (intensidade média do período) e na CME (Concentração Média dos Eventos) dos parâmetros de qualidade monitorados. Os parâmetros de entrada foram a intensidade de precipitação da microbacia (1.835 mm/ano) durante o período monitorado e o coeficiente de runoff (0,90). Ressalta-se que, as estimativas de cargas calculadas pelo método mencionado apresenta limitações devido as condições assumidas, como por exemplo, representatividade estatística dos eventos chuvosos monitorados e área efetiva impermeabilizada assumida, que podem gerar incertezas as cargas estimadas.

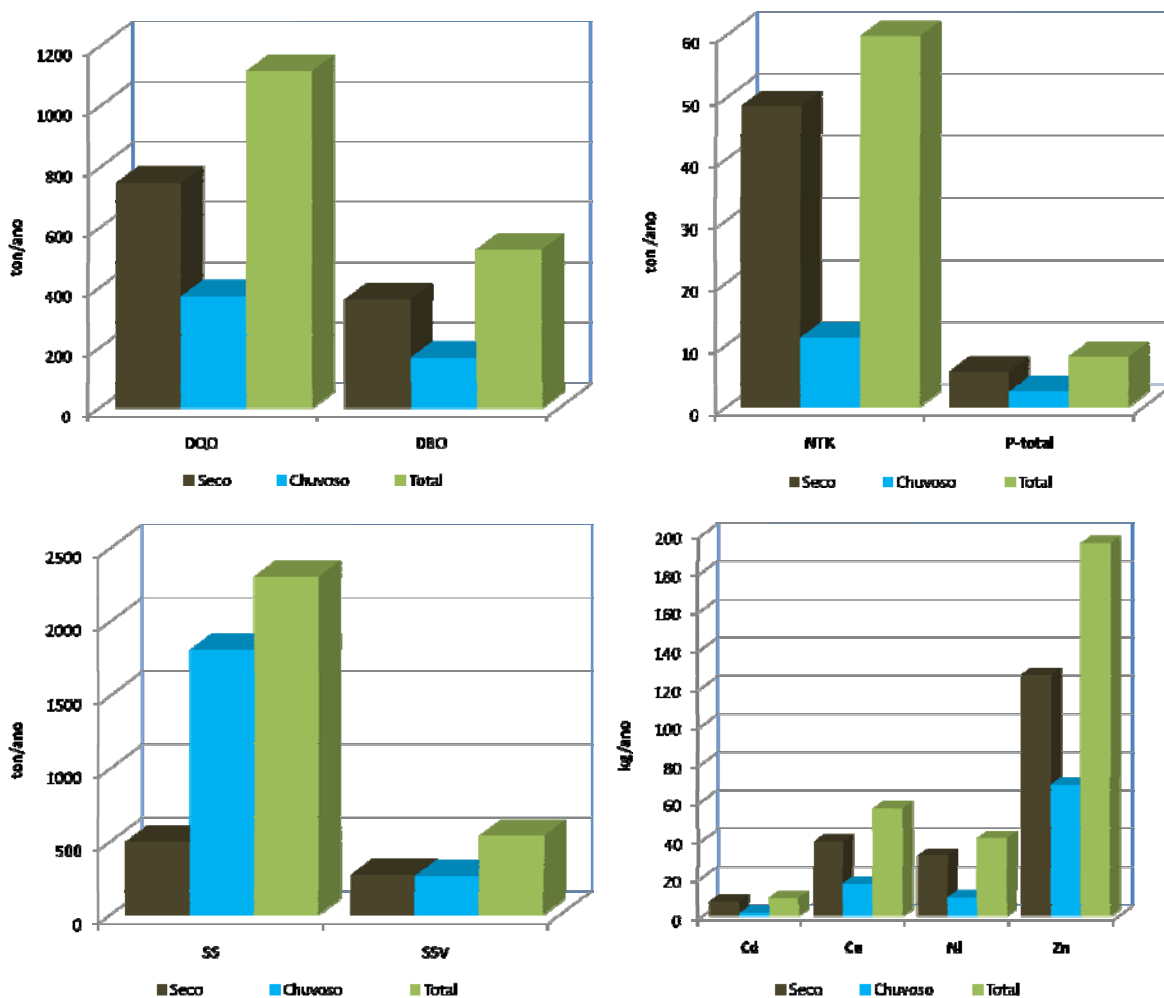


FIGURA 5.23: Cargas anuais geradas em tempo seco, nos eventos chuvosos e totais.

Os resultados das estimativas anuais de cargas nos eventos chuvosos sugerem uma contribuição altamente significativa quando comparados com os de tempo seco, pois estas cargas nos eventos chuvosos são geradas em apenas 23 dias de chuvas acumuladas em hora/dia, aproximadamente 7% do tempo seco (343 dias). As estimativas anuais geradas pelos eventos chuvosos para os indicadores de matéria orgânica apresentam um percentual aproximado de 50% do que é gerado em 343 dias em tempo seco. E no caso dos SS, representam uma estimativa aproximadamente 4 vezes superior ao tempo seco. Para tal, acrescenta-se que estas estimativas estão condicionadas aos eventos monitorados, e portanto estes podem superestimar as cargas geradas pelos eventos chuvosos. Observa-se que na equação para o cálculo das cargas nos eventos chuvosos adota-se um valor da CME para o determinado parâmetro de qualidade, e neste é considerada a possível variabilidade da CME apenas entre os eventos de chuva monitorados.

Para a estimativa da taxa anual total de cargas geradas pela microbacia do córrego Brejo do Quaresma, foram somadas as cargas médias anuais calculadas em tempo seco e em eventos chuvosos e divididas pela área da bacia do córrego do Brejo do Quaresma (130 ha), como é apresentado pela equação 4.11. Estas taxas de cargas anuais geradas pela área da bacia são apresentadas na tabela 5.7 para cargas totais resultante das cargas geradas em tempo seco e para evento chuvoso.

**TABELA 5.7 – Taxas de cargas anuais geradas por área (kg/ha/ano).**

	<b>DQO</b>	<b>DBO<sub>5</sub></b>	<b>SS</b>	<b>NTK</b>	<b>P-total</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>
<b>Tempo Seco</b>	5748	2762	3.842	374	44	0,3	0,97
<b>Eventos Chuvosos</b>	2838	1275	13.903	86	19	0,129	0,53
<b>Total</b>	8585	4037	17744	460	63	0,43	1,5

As cargas geradas pelos tributários da represa da Pampulha estimadas pelo estudo realizado por Tôrres (1999) apresentou como os maiores e menores exportadores os tributários córrego Ressaca/Sarandi e Tijuco, respectivamente. O córrego Ressaca/Sarandi com área de drenagem de 6152 ha e vazões médias em tempo seco de 0,65 m<sup>3</sup>/s e em período chuvoso 1,632 m<sup>3</sup>/s, e o córrego do Tijuco com um área de drenagem de a 177 ha e vazões médias de 0,029 m<sup>3</sup>/s e 0,020 m<sup>3</sup>/s nos períodos chuvosos e secos, respectivamente.

As taxas de carga anual de sólidos suspensos geradas pelos córregos Ressaca/Sarandi e Tijuco apresentaram valores na ordem de 2805 kg/ha/ano e 670 kg/ha/ano, respectivamente. Valores apresentados por ambos inferiores aos apresentados pelo córrego Brejo Quaresma no período total (seco e chuvoso), mas no caso do Ressaca/Sarandi, próximo ao gerado em tempo seco (3842 kg/ha/ano). As taxas de P-total representaram valores de 98 kg/ha/ano para o Ressaca/Sarandi e 2,5 kg/ha/ano para o Tijuco, para o nitrogênio inorgânico as taxas apresentaram 698 kg/ha/ano e 6,3 kg/ha/ano, respectivamente para os córregos Ressaca/Sarandi e Tijuco.

Brites e Gastaldini (2005) estimaram as cargas poluentes difusas em córrego urbano geradas em uma microbacia (4,95 km<sup>2</sup>) durante os eventos chuvosos, e já descontadas as cargas de base transportada em tempo seco, de DBO 75 Kg/ha/ano e SS de 1686 Kg/ha/ano, conforme os eventos monitorados. Observa-se que ambos os parâmetros apresentaram cargas bem inferiores às apresentadas no córrego Brejo do Quaresma, e estas podem estar associadas, conforme os autores, à ligações clandestinas de esgotos na rede de drenagem e ao processo erosivo nas margens e leitos do córrego.

A carga de SS estimada por Dotto (2006) em uma microbacia urbana, com área de drenagem de aproximadamente 4,95 km<sup>2</sup> apresentou uma taxa de 3050 kg/ha/ano, em função das cargas médias dos eventos monitorados em chuva, comparativamente bem inferior às encontradas para os eventos chuvosos na microbacia do córrego Brejo do Quaresma.

As cargas de poluentes promovidas por eventos chuvosos em bacias urbanas residenciais com alto grau de ocupação, conforme estudos realizados por Lee e Bang (2000), apresentaram-se superiores a de bacias com ocupação típica industrial. As cargas médias geradas durante eventos de chuva nas bacias urbanas densamente ocupadas apresentaram valores das taxas (kg/ha/ano) de DBO, DQO, SS, NTK e P-total, respectivamente, de 202, 694, 1802, 22 e 14,8. Essas cargas, quando comparadas às cargas geradas na microbacia do córrego Brejo do Quaresma, apresentam-se inferiores quanto aos indicadores de matéria orgânica e sólidos suspensos e próximas dos valores apresentados pelos nutrientes (N e P), possivelmente devido ao tipo de sistema de esgotamento sanitário combinado (*Combined Sewer Systems – CSS*) adotado nas microbacias estudadas por tais autores.

Sillanpaa (2007), no monitoramento de duas microbacias (31 e 10 ha) em processo de urbanização predominantemente residencial, durante um período de cinco anos, observou uma

variação nas taxas anuais das cargas de N-total (6,3-81 kg/ha/ano), P-total (0,60-1,5 kg/ha/ano) e SS (580-960 kg/ha/ano), apontando como principais fontes de tal variação a exposição dos solos, os resíduos da construção civil e também as ligações irregulares entre a drenagem de águas pluviais e esgotos, proporcionado um potencial poluidor igual ou muito maior do que bacias rurais (agrícolas). O autor considera que as cargas produzidas, quando comparadas com outras, ficaram inferiores possivelmente devido às diferenças climáticas, às características das bacias (tipo de ocupação e uso, tipo de solo), ao sistema de esgotamento sanitário adotado, às técnicas de amostragens e de cálculos de estimativas das cargas. No entanto, o autor menciona que os picos produzidos durante o processo de desenvolvimento urbano podem ser potencialmente mais poluidores aos recursos naturais do que as áreas já urbanizadas.

As cargas estimadas pelos estudos realizados em tempo seco e durante os eventos chuvosos por FUJII *et al.* (2006), em duas microbacias (75 e 66 km<sup>2</sup>) com áreas predominantes ocupadas por bosques (89 e 80%) e com uma densidade populacional de 548 e 939 hab./km<sup>2</sup>, ambas possuindo sistema de esgotamento sanitário separador, apresentaram variações das taxas anuais de DQO de 29-45 kg/ha/ano, SS de 170-270 kg/ha/ano, N-total de 13-22 kg/ha/ano e para P-total de 0,76-9,7 kg/ha/ano, inferiores quando comparadas com a microbacia do córrego Brejo do Quaresma e também com demais taxas geradas por outras microbacias. Isso ocorre possivelmente devido a baixas densidades populacionais, ao tipo de sistema de esgotamento sanitário e à predominância no tipo de ocupação do solo por estas microbacias.

Mohaupt *et al.* (2001), no estudo das fontes de metais pesados na bacia do rio *Rhine*, considera que as principais fontes difusas são originadas principalmente pelo extravasamento dos esgotos nas águas fluviais em períodos chuvosos, pelo escamento das águas de drenagem pluviais urbanas, por processos de erosão do solo, pela deposição atmosférica e pela drenagem de áreas rurais.

Para as estimativas das cargas, os autores apresentam considerações tais como: o processo erosivo o solo da bacia possui a característica de a cada 1 kg (peso seco) de solo erodido é disponibilizado em peso seco para o meio 0,3 mg/l de Cd, 20 mg/l de Cu, 33 mg/l de Ni e 60 mg/l de Zn. Para a drenagem pluvial em áreas urbanas, os valores médios encontrados na bacia foram de 2 µg/l de Cd, 15 µg/l de Cu, 10 µg/l de Ni e 200 µg/l de Zn. A deposição

atmosférica em cada m<sup>2</sup> deposita 0,2 mg/l de Cd, 3 mg/l de Cu, 1,5 mg/l de Ni e 25 mg/l de Zn. E no extravasamento em períodos chuvoso dos esgotos domésticos nas águas fluviais, devido ao sistema de esgotamento combinado, as contrações médias encontradas foram de 3 µg/l de Cd, 100 µg/l de Cu, 45 µg/l de Ni e 400 µg/l de Zn.

Portanto, as cargas anuais estimadas de metais pesados que são geradas na bacia do rio Rhine de alta densidade populacional foram de 10 ton/ano de Cd, 33 ton/ano de Cu, 200 ton/ano de Ni e 1800 ton/ano de Zn. Com taxas de geração da bacia do rio Rhine de 0,023 kg/ha/ano de Cd, 0,0764 kg/ha/ano de Cu, 0,463 kg/ha/ano de Ni e 4,17 kg/ha/ano de Zn. Essas cargas, comparadas com as cargas geradas pela microbacia do córrego Brejo do Quaresma, apresentam-se superiores, naturalmente, devido ao tamanho e ao tipo de ocupação da área, no entanto, não foram proporcionalmente superior com relação às características citadas. Acredita-se que as diferentes técnicas de estimativas de carga possam interferir fortemente em uma comparação entre bacias. Portanto, a análise das equações e parâmetros adotados são fundamentais para tal.



## 6 CONCLUSÕES

O trabalho de caracterização das condições de qualidade da água e da estimativa das cargas poluidoras na microbacia urbanizada estudada, Brejo do Quaresma, nos períodos seco e chuvoso, conceitua bem a necessidade do conhecimento e da avaliação de um corpo hídrico em uma área urbana sob diferentes condições hidrológicas, como apresentado pelos resultados do monitoramento realizado entre maio de 2007 a maio de 2008.

O comportamento dos parâmetros monitorados apresentou nítidas diferenças quanto aos valores observados entre as diferentes condições de tempo monitoradas (seco e chuvoso), conforme mencionado anteriormente. A distribuição ao longo de toda a campanha de amostragem (seco e chuvoso), para todos os parâmetros monitorados, apresentaram-se de acordo com os testes de normalidade adotados em uma condição de distribuição não-normal para um nível de significância menor que 5%. Os resultados dos testes de variância apresentaram, para todos os parâmetros, com exceção dos metais pesados (Zn e Cu) e dos coliformes (Totais e *E.coli*), a condição de ocorrência da variabilidade significativa ( $p < 0,05$ ) entre os resultados de tempo seco e chuvoso, ou seja, os demais parâmetros comportam-se de forma diferente sob as condições de tempo (seco e chuvoso) analisadas. As medidas de tendência central e de dispersão, segundo os testes adotados, confirmam a suposição de comportamento diferenciado dos parâmetros de qualidade entre condições de tempo diferentes (seco e chuvoso).

Os testes de variância aplicados aos resultados de Coliformes totais e de *E.coli* apresentaram níveis de confiança menores que 95%, podendo assim justificar a tendência de um padrão de distribuição aleatório das bactérias no meio aquático, ou seja, a condição de maior volume pode não significar uma condição de maior distribuição ou de diluição. Para os metais (Zn e Cu), tais níveis podem ser explicados devido às condições de ocupação na bacia (residencial) não representarem fontes com poder de influência significativa nos eventos chuvosos.

Nos resultados das campanhas em tempo seco, observa-se um comportamento tendencioso quanto à sazonalidade regional, apontado pelas medidas de tendência central e posicionamento dos dados para os parâmetros indicadores de matéria orgânica (DQO e DBO<sub>5</sub>), de nutrientes (N e P) e de Sólidos Suspensos. Os resultados apresentaram um maior

percentil – 50% e 90% das concentrações – no período seco anual (maio a outubro) do que no período chuvoso local (novembro a abril).

As variações diurnas dos parâmetros apresentados apontam para uma tendência no comportamento do corpo hídrico relacionada à condição do esgotamento sanitário da microbacia, que possivelmente ocorre devido à ausência de rede interceptora de esgotos. E assim, o córrego, na função de esgotamento sanitário da microbacia, apresenta uma semelhança quanto a um hidrograma típico de esgotos, com picos pronunciados em certos períodos do dia.

Nos resultados apresentados no monitoramento realizado no córrego Brejo do Quaresma, pode-se observar, no comportamento das condições de qualidade nos eventos chuvosos, consideráveis diminuições nas concentrações dos parâmetros de condutividade, DQO, DBO<sub>5</sub>, NTK, NH<sub>4</sub>, P-total e metais pesados, supostamente devido ao fenômeno da diluição promovido pelo aumento substancial do volume de água transportado pelo córrego, que variou de uma vazão de 0,07 l/s em tempo seco para uma máxima durante os eventos chuvosos de até 4,75 m<sup>3</sup>/s. Mesmo assim, estes mantiveram faixas de concentrações e CME acima das exigidas para corpo hídrico de classe 2, conforme a DN COPAM 01/08, devido principalmente às contribuições de esgotos também durante os eventos de chuva. De forma análoga, observa-se um acréscimo nas concentrações de nitrato e SS, e nos resultados de turbidez nos eventos chuvosos.

Quanto à utilização da concentração média do evento (CME), esta proporciona um bom indicativo do potencial de descarga de um evento, no entanto, quando se deseja avaliar as concentrações máximas (picos) geradas durante os eventos chuvosos, ela pode mascarar o potencial poluidor máximo. Tal fato pode ser observado no caso do Zinco, que apresentou um pico máximo (0,169 mg/l) ao longo dos eventos aproximadamente três vezes maior do que o percentil 90% (0,059 mg/l) apresentado pelas CMEs. Sendo assim, a sua utilização com cautela se mostra uma boa ferramenta para a avaliação global do impacto dos poluentes durante os eventos chuvosos e a sua comparação com outros eventos e também em outras condições (ex.: bacias diferentes), além de servir como bom parâmetro para os cálculos de cargas poluidoras.

Portanto, analisando o comportamento dos parâmetros monitorados ao longo dos eventos, observa-se um padrão geral de relação entre as maiores e menores concentrações em função

das maiores e menores quantidades de precipitações, intensidades, duração, períodos sem chuva e precipitação anterior. Mesmo em outras condições como, por exemplo, o tipo de ocupação da bacia e os horários dos eventos coletados. Acredita-se que os horários dos eventos coletados possa ter grande influência devido ao padrão diurno estabelecido por esgotos domésticos na microbacia, que determina os horários de maior e menor concentração.

Dessa forma, foram observadas alterações que podem estar associadas diretamente às condições do tempo apresentadas para os eventos monitorados, como por exemplo, os eventos de maior precipitação e de maior intensidade, foram os que proporcionaram respectivamente as maiores concentrações em pico, percentil 90% e também em medianas para os SS e metais pesados (Zn, Cu, Cd, e Ni). Estes eventos também foram os que proporcionaram as menores concentrações de matéria orgânica (DQO e DBO<sub>5</sub>) e nutrientes (NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), caracterizando o fenômeno da diluição. No evento de menor precipitação e intensidade, observam-se as maiores medianas de DBO<sub>5</sub>, de *E.coli* e também de NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e as menores concentrações de Zn e Ni.

Conforme a avaliação dos eventos monitorados, pode-se sugerir que a intensidade e a duração, e conseqüentemente a precipitação total proporcionam um impacto marcante na qualidade e quantidade de poluentes presentes no corpo receptor (córrego Brejo do Quaresma), promovido pelo escoamento superficial das águas de chuva, semelhante a condições propostas por Burton e Pitt (2002).

Os resultados das curvas M(v) sugerem a ocorrência de carga de lavagem para os parâmetros de qualidade DBO<sub>5</sub>, DQO, SS, Cu, Ni e Zn e as diluições dos parâmetros NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P-total nos eventos chuvosos, confirmando a análise preliminar das concentrações ao longo do tempo, realizada nos polutogramas traçados anteriormente.

Os resultados das estimativas anuais de cargas nos eventos chuvosos sugerem uma contribuição altamente significativa quando comparados com os de tempo seco, pois estas cargas, nos eventos chuvosos, são geradas em apenas 23 dias de chuvas acumuladas em hora/dia, aproximadamente 7% do tempo seco (343 dias).

Diante dos resultados apresentados, observa-se, a partir da comparação entre as cargas geradas em tempo seco (kg/dia) e as geradas nos eventos chuvosos, um potencial poluidor elevado promovido pelos eventos chuvosos. Observa-se também que para determinados

parâmetros (Cu-total, Zinco-total, P-total, DQO e SS), as cargas promovidas nos eventos chuvosos com duração de 2 e 3 horas foram bem superiores às cargas geradas em 24 horas no tempo seco. Como exemplo, as cargas de SS apresentaram uma mediana nos eventos chuvosos 16 vezes superior à mediana em tempo seco.

Na análise feita para as cargas geradas nos eventos chuvosos a partir da correlação carga x intensidade de precipitação dos eventos monitorados, foi observada uma relação direta para os parâmetros de qualidade DQO, SS e Zn. Para os parâmetros NTK e P-total, foi observada uma relação aproximada e para a DBO<sub>5</sub> não houve uma correlação positiva entre carga e intensidade de precipitação.

Sendo assim, as altas concentrações de matéria orgânica (DQO e DBO<sub>5</sub>), nutrientes (N e P) e sólidos (SS e SSV), conjuntamente com altas densidades de coliformes (*Totais e E.coli*) apresentadas em tempo seco e nos eventos chuvosos, associadas às condições de ocupação na bacia (residencial), e também ao sistema de esgotamento sanitário (sem rede interceptora de esgotos) sugerem que as águas do córrego do Brejo do Quaresma são ditadas pelo padrão de esgotos domésticos gerados e despejados diretamente no córrego, e assim, sem condições de cumprir com os usos preponderantes segundo seu enquadramento (classe 2), conforme os padrões de qualidade determinados pela Deliberação Normativa nº 01 de 2008 do Conselho de Política Ambiental do estado de Minas Gerais.

## 7 RECOMENDAÇÕES

A pesquisa de monitoramento das condições de qualidade da água na microbacia do Brejo do Quaresma, realizado entre maio de 2007 a maio de 2008, propõe algumas recomendações com base nas observações e conclusões levantadas até esta etapa do programa de monitoramento.

- Implementação de parâmetros de qualidade da água inerentes e associados ao tipo de uso e ocupação solo na bacia em estudo, que sejam eficientes a custo/benefício e também que possam determinar claramente a sua fonte de contaminação para os corpos hídricos, como por exemplo, o hormônio humano *Coprostanol*, indicador restrito de contaminação humana, e também os Policíclicos Aromáticos (PAHs), indicador de contaminação de subprodutos dos combustíveis fósseis.
- Aquisição contínua de dados hidrometeorológicos na bacia em estudo por meio de métodos mais apurados. Medição da vazão em tempo seco e durante os eventos chuvosos por meio de sensores (células) de nível e ou de pressão da coluna d'água com coleta dos dados em intervalos menores e constantes. Os dados de precipitação fornecidos por sensores de precipitação (pluviômetro ou pluviógrafo) localizados na mesma bacia.
- Identificar as fontes de incertezas e avaliar as suas influências nas estimativas de cargas poluidoras. Avaliar as limitações do modelo de cálculo das cargas, incluindo os dados de entrada assumidos, como por exemplo, a representatividade dos eventos chuvosos monitorados, ou seja, as frequências destes eventos conforme uma série histórica local.
- Continuidade e abrangência dos programas de monitoramento ambiental em microbacias urbanas. A coleta contínua de dados quali-quantitativos das condições dos corpos hídricos, em bacias com diferentes usos e ocupações do solo, possibilita os estudos comparativos entre bacias, e também como fonte de dados para modelos de simulação e prognósticos.

que justificam a investigação do comportamento de corpos hídricos, dentre os quais se destacam: o reconhecimento de que o monitoramento ambiental é um componente essencial em qualquer projeto de reabilitação e manejo dos recursos hídricos; e a existência de uma imensa variabilidade natural, o que torna difícil a aplicação de um programa de monitoramento de uma ecorregião para outra.

- Efetivação do sistema de esgotamento sanitário e drenagem pluvial de forma independente, ou seja, o uso do sistema separador. As condições de qualidade da água tanto em tempo seco quanto nos eventos chuvosos apresentadas nesta pesquisa, evidenciam que a carência de um sistema de esgotamento composto por unidades projetadas para a coleta e o transporte dos esgotos e das águas pluviais, proporcionam um grande prejuízo para esta bacia e as demais à jusante devido à contribuição constante de cargas poluidoras.
  
- Adoção de tecnologias alternativas para o controle e tratamento da poluição difusa em áreas urbanas. A degradação dos corpos hídricos em áreas urbanas devido à poluição difusa, conforme demonstrado por alguns parâmetros monitorados, conjuntamente com as dificuldades locais para o controle da poluição, dentre elas, as disponibilidades de áreas e as carências de recursos humanos e financeiros, apontam para a necessidade do uso de tecnologias sustentáveis fundamentadas em processos naturais, como por exemplo, as wetlands (terras úmidas construídas ou biofiltros).

## REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *Interpretação Estatística de Dados: Teste de Normalidade*, NBR 10538. Rio de Janeiro, 1988.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *Caracterização de cargas poluidoras em efluentes líquidos industriais e domésticos*, NBR 13402. Rio de Janeiro, 1995.

AGUDO, E. G., *et al.* *Guia de coleta e preservação de amostras de água*. São Paulo: CESTEB, 1987. 150 p.

APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20. ed.. Washington: APHA, 1998.

ARYAL, R.K.; FURUMAI, H.; NAKAJIMA, F.; BOLLER, M Characteristics of particle – associated PAHs in the first flush of a highway runoff. *Wat.Sci.Tech.* vol. 53 (2), p.244 – 251. 2006.

BAE, M.S.; HA, S.R. Nonlinear regression approach to evaluate nutrient delivery coefficient. *Wat.Sci.Tech.*, vol. 53 (2), p. 271-279, 2006.

BAPTISTA, M.; NASCIMENTO, N.; BARRAUD, S. *Técnicas Compensatórias em Drenagem Urbana*. Porto Alegre: ABRH, 2005. 266 p.

BELO HORIZONTE. Superintendência de Desenvolvimento da Capital – SUDECAP. Grupo de Gestão em Saneamento. Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte 2004/2007: “Saneamento para Todos”. Belo Horizonte: 2004.

BARTRAM, J.; MÄKELÄ, A. MÄLKKI, E. Field work e sampling. In: BARTRAM, J. e BALANCE, R. *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design e Implementation of Freshwater: Quality Studies e Monitoring Programmes*. UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP); WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO), 1996. 348 p.

BERTRAND-KRAJEWSKI, J-L.; CHEBBO, G., SAGET, A. “Distribution of Pollutant Mass vs Volume in Stormwater Discharge and The First Flush Phenomenon”, *Wat.Res.*, v. 32, No. 8, pp. 2341-2356. 1998.

BONUMÁ, N.B.; GASTALDINI, M.C.C. Assessment of diffuse pollution load resulting from the implementation of mining operations in the Lageado Grande Watershed, RS, Brazil. In: 11TH INTERNATIONAL CONFERENCE SO DIFFUSE POLLUTION / 1ST JOINT MEETING OF THE IWA DIFFUSE POLLUTION AND URBAN DRAINAGE SPECIALIST GROUPS, Belo Horizonte: 26-31august, 2007.

BRAGA, B. *et al.* *Introdução a Engenharia Ambiental: O desafio do desenvolvimento sustentável*. 2.ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 318 p.

BRASIL. Lei Federal nº. 11.445, de 31 de agosto de 2007. *Estabelece as Diretrizes para o Setor de Saneamento*.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Secretaria Nacional de Recursos Hídricos (SRH). Caderno Setorial de Recursos Hídricos: Saneamento. Brasília: Plano Nacional de Recursos Hídricos/SRH, 2006. 68 p.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Agência Nacional de Águas. Cadernos de recursos hídricos. Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil. Brasília: TDA Desenho & Arte Ltda, 2005. 172 p.

BRITES, A.P.Z.; GASTALDINI, M.C.C. Avaliação da carga difusa da drenagem pluvial urbana na bacia hidrográfica Canela. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (ABES). IV-027. Cuiabá, 2005.

BURTON, G.J.A.; PITT, R. *Stormwater effects handbook : a toolbox for watershed managers, scientists, and engineers*. Washington, DC: Lewis Publishers, 2002. 929 p.

CAMPBELL, N. *et al. Diffuse Pollution: An introduction to the problems and solutions*. London: IWA Publishing, 2004.

CASTRO, S.V.; e VON SPERLING, E. Effects of heavy metals on the structure of benthic community of river das Velhas, Brazil. In: 11TH INTERNATIONAL CONFERENCE SO DIFFUSE POLLUTION / 1ST JOINT MEETING OF THE IWA DIFFUSE POLLUTION AND URBAN DRAINAGE SPECIALIST GROUPS, Belo Horizonte: 2007.

CAUX, A.C.P.S. Aspectos ecológicos de um córrego urbano antes e após programa de remoção de fontes pontuais de poluição. Dissertação de mestrado. UNILESTE. Coronel Fabriciano, MG: 2007. 109 p.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *Sistemas de Esgotos Sanitários*. 2.ed. São Paulo: CETESB, 1977. 467 p.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Variáveis de qualidade das águas. 2003. <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>

CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. Selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D. *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments e Water in Environmental Monitoring*. 2.ed. UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC E CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO); WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO); UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). Cambridge: University Press, 1996. 609 p.

CHARBENEAU R.J.; BARRETTI M. Evaluation of methods for estimating stormwater pollutant loads. *Water Environ Res*. vol.70:1295 –1302. 1998.

CHOE, J.S.; BANG, K.W.; LEE, J.H. Characterization of surface runoff in urban areas. *Wat.Sci.Tech*. vol. 45, p.249-254, 2002.



CLAR, M.L.; Barfield, B.J.; O'Connor, T.P. Stormwater Best Management Practice Design Guide: Volume 2 – Vegetative Biofilters. Office of Research e Development. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2004.

CONOVER, W.J. *Practical Nonparametric Statistics*. New York, USA: John Wiley & Sons, Inc., 1999. 584 p.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL / CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS. Deliberação Normativa COPAM/CERH n.º 1, de maio de 2008. 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. Publicação: Diário do Executivo – “Minas Gerais”, 13 de maio de 2008.

COUTINHO, W.; VON SPERLING, M. Avaliação de desempenho da estação de tratamento por flotação dos córregos afluentes à represa da Pampulha – Belo Horizonte. In: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (ABES). XII-026. Belo Horizonte, 2007.

CRESPO, P.G.. *Sistemas de Esgotos*. Belo Horizonte: ed. UFMG; Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997. 131 p.

DAVIES-COLLEY, R.; LYDIARD, E.; NAGELS, J. Stormflow dominated loads of faecal pollution fro an intensively dairy-farmed catchment. IN: 11TH INTERNATIONAL CONFERENCE SO DIFFUSE POLLUTION / 1ST JOINT MEETING OF THE IWA DIFFUSE POLLUTION AND URBAN DRAINAGE SPECIALIST GROUPS, Belo Horizonte: 26-31august, 2007.

DELETIC, A. The First Flush Load of Urban Surface Runoff. *Water Resource*. 32 (8), 2462-2470. 1998.

DOBBS, A.J.; ZABEL, T.F. Water – Quality Control. In: CALOW, P. e PETTS, G. E. *The Rivers Hebook: Hydrological e Ecological Principles*. vol. 2. Backwell Science Ltd, 1994. 523p.

DOTTO, C.B.S Acumulação e Balanço de Sedimentos em Superfícies Asfálticas em Área Urbana de Santa Maria – RS. Dissertação de Mestrado. Santa Maria, RS: Universidade Federal de Santa Maria / Centro de Tecnologia Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2006. 126 p.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 2ª edição. Rio de Janeiro: Editora Interciência / FINEP, 1998. 602 p.

EUROPEAN COMMISSION. SWITCH: SUSTAINABLE WATER MANAGEMENT IMPROVES TOMORROW’S CITIES’ HEALTH. UNESCO: Sixth Framework Programme. 2005.

FERREIRA, L.C.A.; NETO, C.O.A. Caracterização qualitativa progressiva das águas do escoamento superficial urbano na bacia de drenagem na cidade de Natal/RN. IN: 24º

CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (ABES). IX-003. Belo Horizonte – MG, 2007.

FIELD, R.; MUTHUKRISHNAN, S.; MADGE, B.; SELVAKUMAR, A.; SULLIVAN, D. The Use of Best Management Practices (BMPs) in Urban Watersheds. National Risk Management Research Laboratory Office Of Research And Development U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio: 2004.

FUJII, S.; MORIYA, M.; SONGPRASERT, P.; IHARA, H. Estimation of annual pollutant loadings in two small catchments and examination of their differences caused by regional properties. *Wat.Sci.Tech.* vol. 53, No.2, p.33-44, 2006.

GASTALDINI, M.C.C. *et al.* Influência do lançamento de esgotos domésticos em córrego urbano. In: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (ABES). BELO HORIZONTE – MG. II-112, p. 1-12. 2007.

GLIDDEN, W.S.; BURNS, D.A. Manual of simple field techniques for measuring water level fluctuations e surface current patterns. Washington: Naval oceanographic office, 1972. 34p.

GROMAIRE-MERTZ, M.C.; GARNAUD, S.; GONZALEZ, A.; CHEBBO, G. Characterization of urban runoff pollution in Paris. *Elsevier Science*, vol.39, 2, pp. 1-8. 1999.

GUPTA, K.; SAUL, A.J. Specific Relationships for the First Flush Load in Combined Sewer Flows. *Water Resource*, 30 (5), 1244-1252. 1996.

GUIMARÃES, M.M.P. Estudo de Chuvas Intensas na Região Metropolitana de Belo Horizonte – RMBH. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia da UFMG, 1997. 216 p.

HEANEY, J.P.; PITT, R.; FIELD, R.. Innovative Urban Wet-Weather Flow Management Systems. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH. EPA/600/R-99/029. 1999.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). Monitoramento das Estações Automáticas. Acessado em 07 de julho de 2008. <http://www.inmet.gov.br/sonabra/maps/automaticas.php>

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). Previsão do Tempo. Acessado em 07 de julho de 2008. [http://www.inmet.gov.br/html/prev\\_tempo.php](http://www.inmet.gov.br/html/prev_tempo.php)

KAYHANIAN, M.; SINGH, A.; MEYER, S. Impact of non-detects in water quality data on estimation of constituent mass loading. *Wat.Sci.Tech*, vol. 45, p.219-225, 2002.

KIRCHMER, C.J. Control de calidad en los analisis de agua. HDT24. CEPIS, 19 de julho 2007. In: <http://www.cepis.org.pe/eswww/proyecto/repidisc/publica/hdt/hdt024.html>.

KOMAI, Y., UMEMOTO, S. and INOUE, T. Application of an automatic sampling and measurement system to a mountains stream investigation during rain events. *Wat.Sci.Tech*, vol. 45, pp.213-218, 2002.

LIMA, W.P. Princípios de hidrologia florestal para o manejo de bacias hidrográficas. Piracicaba, S.P. Gráfica do IPEF. 1986. 242 p.

LEE, H.; SWAMIKANNU, X.; RADULESCU, D.; KIM, S.J., STENSTROM, M. Design of stormwater monitoring programs. *Water Research*, vol. 41, pp.4186-4196, 2007.

LEE, J. H.; BANG, K.W.; KETCHUM, L.H.; CHOE, J.S.; YU, M.J. First flush analysis of urban storm runoff. *Science of the total environment*, 293(1-3), 163-175. 2002

LEE, J.H.; BANG, K.W. Characterization of urban stormwater runoff. *Wat.Res.* vol. 34, No.6, p.1773-1780, 2000.

MACEDO, J.A.B. *Introdução a Química ambiental: Química & Meio Ambiente & Sociedade*. 2.ed.. Juiz de Fora: CRQ – MG, 2006. 1028 p.

MAGALHÃES, M.N.; LIMA, A.C.P. *Noções de Probabilidade e Estatística*. 4.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2002. 392 p.

MÄKELÄ, A.; MEYBECK, M. Designing a Monitoring Programme. In: BARTRAM, J.; BALANCE, R. *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design e Implementation of Freshwater: Quality Studies e Monitoring Programmes*. UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP); WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO), 1996. 348 p.

MCPHERSON, T.N. *et al.* Comparison of the pollutant loads in dry e wet weather runoff in a southern California urban watershed. *Wat.Sci.Tech*, vol. 45, pp.255-259, 2002.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. Metcal & Eddy, 2003. 1819 p.

MEYBECK, M.; KUUSISTO, E.; MÄKELÄ, A.; MÄLKKI, E. Water Quality. In: BARTRAM, J.; BALANCE, R. *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design e Implementation of Freshwater: Quality Studies e Monitoring Programmes*. UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP); WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO), 1996. 348 p.

MEYBECK, M.; HELMER., R. An introduction to water quality. In: CHAPMAN, D. *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments e Water in Environmental Monitoring*. 2.ed. UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC E CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO); WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO); UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP).Cambridge: University Press, 1996. 609p.

MEYBECK, M.; FRIEDRICH, G.; THOMAS, R.; CHAPMAN, D. Rivers. In: CHAPMAN, D. *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments e Water in Environmental Monitoring*. 2.ed. UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC E CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO); WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO); UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP).Cambridge: University Press, 1996. 609p.

MINISTÈRE DE L'URBANISME, DU LOGEMENT ET DES TRANSPORTS. *Méthode Estatistique*. Lyon: Délégation aux techniques de l'Aménagement – Service Technique de l'Urbanisme, 1986.

MOHAUPT, V. *et al.* Diffuse source of heavy metals in the Rhine basin. *Wat.Sci.Tech*, vol. 44 (7), p.36-40, 2001.

MORAIS, A.C.; PERERIRA, J. R.; RIGO, D. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água dos rios Bubu e Marinho (ES). In: XXIII SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (SILUBESA). IV-024. Belém, 2008.

MOTTA, S. *Urbanização e Meio Ambiente*. 3.ed. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 356 p.

MUKHOPADHYAY, B.; SMITH, E.H. Comparison of statistical methods for estimation of nutrient load to surface reservoirs for sparse data set: application with a modified model for phosphorous availability. *Wat. Res.*, vol. 34, p.155-160, 2000.

NASCIMENTO, N. O. Prospecção Tecnológica Recursos Hídricos: Saneamento. Belo Horizonte: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos Ciência, Tecnologia e Inovação, 2003. 42p.

NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. Hidrologia Estatística. Boletim Técnico CPRM, 2007, 552 p.

NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. Notas de Aula em Métodos Estatísticos em Saneamento e Meio Ambiente Belo Horizonte: UFMG/DESA, 2001.

NOVOTNY, V. Unit Pollutant Loads. *Water Environment & Technology*, v.4, pp. 40-43, 1992.

OLIVEIRA, S.M.AC. Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos. p. 232. Tese (doutorado em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos). Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2006.

PARK, MI-HYUN.; STENSTROM, M.K. Comparison of pollutant loading estimation using different leuses e stormwater characteristics in Ballona Creek watershed. In: 11TH INTERNATIONAL CONFERENCE SO DIFFUSE POLLUTION / 1ST JOINT MEETING OF THE IWA DIFFUSE POLLUTION E URBAN DRAINAGE SPECIALIST GROUPS, Belo Horizonte: 2007

PARR, W. Water – Quality Monitoring. In: CALOW, P.; PETTS, G. E. *The Rivers Hebook: Hydrological e Ecological Principles*. vol. 2. Backwell Science Ltd, 1994. 523 p.

PAZ, M.F. ESTUDO COMPARATIVO DA CARGA DE LAVAGEM EM BACIAS URBANA E RURAL. 178 p. Dissertação de Mestrado. Santa Maria, RS: Universidade Federal de Santa Maria / PPGEC, 2004.

PITT, R.; LALOR, R.; FIELD, D.D.. A User's Guide for the Assessment of Non-Stormwater Discharges into Separate Storm Drainage Systems. Jointly published by the Center of Environmental Research Information, U.S. EPA, and the Urban Waste Management & Research Center (UWM&RC). EPA/600/R-92/238. PB93-131472. Cincinnati, OH. January 1993.

PESSOA, C.A.; JORDÃO, E.P. *Tratamento de Esgotos domésticos*. vol.1. Concepção Clássica do Tratamento de Esgotos. 2. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1982. 529 p.

POLETO, C. e MERTEN, G.H. Urban Street pollutants, In: 11TH INTERNATIONAL CONFERENCE SO DIFFUSE POLLUTION / 1ST JOINT MEETING OF THE IWA DIFFUSE POLLUTION E URBAN DRAINAGE SPECIALIST GROUPS, BELO HORIZONTE, 2007.

PORTO, M. F. A. Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas. in Tucci, C. E. M., Porto, R. L. e Barros, M. T. (Ed.). *Drenagem Urbana*. Porto Alegre: ABRH - Editora da Universidade UFRGS, 1995, p. 387-428.

PRODANOFF, J.H.A. Avaliação da Poluição Difusa Gerada por Enxurradas em Meio Urbano. 276 p. Tese de Doutorado (Ciências em Engenharia Civil). Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro / Programas de Pós-Graduação de Engenharia, 2005.

RODIER. Determinación de los Nitratos: 2-6-xilenol: Colorimétrico – Salicilato. Análise de Águas Ed, 1981.

ROSSMAN, L. *et al.* Storm Water Management Model User's Manual version 5.0. Cincinnati: United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2007. 265 p.

SABARÁ, M. G.; VIEIRA, P.C.; TAVARES, F.V.F. Programa de Monitoramento dos Efeitos das Atividades Florestais da Cenibra sobre Recursos Hídricos de Superfície. Relatório Técnico CNPq / CT-Hidro Proc. 550175/2002-4. Coronel Fabriciano, MG: Engenharia Sanitária e Ambiental/Unileste, 2005. 139 p.

SABARÁ, M.G. *et al.* Monitoramento da efetividade do programa de despoluição do ribeirão Ipanema, Ipatinga, MG. In: V SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, ÁGUA E DIVERSIDADE. Belo Horizonte, 2002.

SABARÁ, M. G. Comparação Ecológica entre rios de menor ordem drenando bacias cobertas por plantios agrícolas, pastagens e plantios de Eucalyptus greis, na região do médio rio Doce (MG). 259 p. Tese de Doutorado (Ecologia Aquática). São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 1999.

SANTOS, I. *et al.* *Hidrometria Aplicada*. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001. 372 p.

SCHAFFER, ALOIS. *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Porto Alegre: Ed. da Universidade, UFRGS, 1984. 532p.

SEIDL, M.; VIEIRA, P.C.; NASCIMENTO, N.; VON SPERLING, M. Instream treatment facility for creek revitalization, Belo Horizonte (Brazil) – setup and pollutant load. In: Anais do 11th INTERNATIONAL CONFERENCE ON URBAN DRAINAGE. Edinburgh, Scothand.: EICC, 2008.

SILLANPAA, N. Pollution loading from a developing urban catchment in southern Finland. In: 11TH INTERNATIONAL CONFERENCE SO DIFFUSE POLLUTION / 1ST JOINT

MEETING OF THE IWA DIFFUSE POLLUTION E URBAN DRAINAGE SPECIALIST GROUPS, Belo Horizonte: august, 2007.

SILVA, A.M.; SCHULZ, H.E.; CAMARGO, P.B. *Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas*. São Carlos: RiMa Editora, 2003.

SILVA, D.M.; PEREIRA, W.C.; KLIGERMAN, D.C.; JACOB, S.C. Avaliação do potencial contaminante do rio Faria-Timbó na sub-bacia do canal da cunha, contribuinte da baía de Guanabara, RJ, Brasil. IN: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (ABES). IV-132. Belo Horizonte, 2007.

SHOEMAKER, L.; DAI, T.; KOENIG, J.; HANTUSH, M. TMDL Model Evaluation and Research Needs. National Risk Management Research Laboratory Office Of Research And Development. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio: 2005. 403 p.

STATISTICA 6.1 STATSOFT, Inc., Tulsa, USA, 2003.

STRASSLER, E.; PRITTS, J.; STRELLEC, K. Preliminary Data Summary of Urban Storm Water Best Management Practices. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA-821-R-99-012. Washington, DC. 1999.

STUMM, W. e MORGAN, J.J. *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and rates in natural Waters*. 3.ed. *Environmental Science and Technology*. 2006. 1022 p.

TOMAZ, P. *Poluição Difusa*. Porto Alegre: Navegar Editora. 2006.

TUCCI, C.E.M.; PORTO, R.L.L.; BARROS, M.T. *Drenagem Urbana*. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 1995. 428 p.

UNDERWOOD, A.J. Spatial e Temporal Problems with Monitoring. In: CALOW, P. e PETTS, G. E. *The Rivers Handbook: Hydrological e Ecological Principles*. vol. 2. Backwell Science Ltd, 1994. 523 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Monitoring Water Quality. Office of Water. Washington, DC: November, 1997. 227 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Combined Sewer Overflows Guidance for Monitoring e Modeling. Office of Wastewater Management. Washington, DC: January, 1999.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Guidance manual for the preparation of part two of the NPDES permit applications for discharges from municipal separate storm sewer systems. Office of water. Washington, 1992. 146 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Techniques for tracking, evaluating, e reporting the implementation of nonpoint source control measures: Urban. Washington, DC: 1998.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Results of the Nationwide urban runoff program. Volume 1 – Final Report. Water Planning Division, U.S. USEPA, Washington, DC. 1983.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). NATIONAL WATER QUALITY INVENTORY, 1994, Report to Congress. In: Office of Water. EPA 841-R-95-005. Washington, D.C. December, 1995.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Guidance Manual for the Preparation of Part 2 of the NPDES Permit Applications for Discharges from Municipal Separate Storm Sewer Systems. Office Of Water. Washington, D.C.,1990.

URBAN WATER. Managing the urban watercycle: tools e resource: Catchment Pollution Calculators. 2008.  
<http://www.urbanwater.info/catchment/CatchmentCalculators.cfm#Contributions>

URBONAS, B.; STAHR P. *Stormwater - Best management, practices and detention for water quality, drainage, and CSO management*. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1993, 449 p.

VASCONCELLOS, F.C.; IGANCI, J.R.V.; RIBEIRO, G.A. Qualidade microbiológica da água do rio São Lourenço, São Lourenço do Sul, Rio Grande do Sul. *Arq. Inst. Bio.*, São Paulo, v.73, n2, p.177-181, abr./jun., 2006.

VIEIRA, P.C.; VON SPERLING, M.; SEIDL, M.; NASCIMENTO, N.; CHAMPS, J.R.B. Avaliação da Carga Poluente Difusa em uma Microbacia na Área Urbana de Belo Horizonte – MG, Brasil. In: XXXI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL (Aidis). Santiago, Chile, 2008.

VIEIRA, P.C.; SEIDL, M.; VON SPERLING, M.; SILVA, C.F. Utilização de *Escherichia coli* como indicador das condições de qualidade da água em microbacias urbanizadas em Belo Horizonte – MG. (resumo aceito) Anais do II WORKSHOP INTERNACIONAL SOBRE MICROBIOLOGIA AMBIENTAL, Junho de 2008.

VIEIRA, P.C.; VON SPERLING, M.; SEIDL, M.; NASCIMENTO, N.; BRASIL, L. S. S. Caracterização da qualidade das águas em microbacias urbanizadas (belo horizonte – mg). In: XXIII SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (SILUBESA). IV-048. Belém, 2008.

VON SPERLING, M. Esgotos Sanitários: Soluções de Esgotamento Sanitário. In: BARROS, R. T. V. *et al. Manual de Saneamento e proteção ambiental para os municípios*. Vol.2. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1995. 221p.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3.ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais / Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1, 2005, 452 p.

VON SPERLING, M. Estudos e modelagem da qualidade das águas de rios. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais / Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 7, 2007. 588 p.

VON SPERLING, M. Quality standards for water bodies in Brazil. In: 11TH INTERNATIONAL CONFERENCE SO DIFFUSE POLLUTION / 1ST JOINT MEETING OF THE IWA DIFFUSE POLLUTION AND URBAN DRAINAGE SPECIALIST GROUPS, Belo Horizonte, 2007.

VON SPELING, M.; HELLER, L.; NASCIMENTO, N.O. Investigação Científica em Engenharia Sanitária e Ambiental – Parte 2: A Análise Preliminar dos Dados. Belo Horizonte: Revista Engenharia Sanitária Ambiental, 1996. 115-168 p.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3 ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais / Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1, 2005, 452 p.



**ANEXO A**  
**METODOLOGIAS DAS ANÁLISES**  
**FÍSICAS, FÍSICO-QUÍMICAS, E MICROBIOLÓGICAS.**

---

**SÓLIDOS SUSPENSOS:**  
**TOTAIS, VOLÁTEIS E FIXOS**

**Referência:** *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21<sup>st</sup> edn, American Public Health Association/American Water Works/Water Environment Federation, Washington, DC, USA., 2005.*

**Método:** 2540 D. *Total Suspended Solids Dried at 103-105°C.* 2540 E. *Fixed and Volatile Solids Ignited at 550°C.* (Gravimétrico).

**Preservação:** 4°C - **Validade:** 24h – **Volume Amostra:** 50 ml (mínimo)

**Materiais:** Placas de Petri, Cápsulas para evaporação em porcelana bem seca (para que o filtro não adere a cápsula) (resistentes a 600° C), Dessecador, Estufa (103 – 105° C), Mufla para operação a (500 ± 50° C), Balança analítica (precisão de 0,1mg), Filtros de fibra de vidro (Whatman 934 AH, Gelman, A/E, Millipore AP.40 ou equivalente.) e Equipamento de filtração (Funil de filtração para membrana, Suporte de filtração com reservatório, Bomba à vácuo e Kitasato).

**Cálculo**

$$\text{Sólidos Suspensos Totais SST (mg/l)} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{volume amostra (l)}}$$

A = Peso do filtro + resíduo seco após passar pela estufa (mg)

B = Peso do filtro (mg)

$$\text{Sólidos Suspensos Fixos SSF (mg/l)} = \frac{(C - B) \times 1000}{\text{volume amostra (l)}}$$

C = Peso do filtro + resíduo seco após passar pela mufla (mg)

B = Peso do filtro (mg)

$$\text{Sólidos Suspensos Voláteis SSV (mg/l)} = \text{SST (mg/l)} \times \text{SSF (mg/l)}$$

# ANEXO A

## METODOLOGIAS DAS ANÁLISES

### FÍSICAS, FÍSICO-QUÍMICAS, E MICROBIOLÓGICAS.

---

#### DEMANDA BIOQUÍMICA DO OXIGÊNIO (DBO<sub>5</sub>)

**Referência:** *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21<sup>st</sup> edn, American Public Health Association/American Water Works/Water Environment Federation, Washington, DC, USA., 2005.*

Método: **5210 B. 5-Day BOD Test. (Iodométrico - Titulação Winkler)**

Preservação: **4°C** - Validade: **24H**

**Reagentes:** Solução de MnSO<sub>4</sub>, Iodeto alcalino, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> conc., Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub> N/160, soluções para água de diluição (solução tampão de pH 7,2 para DBO<sub>5</sub>, Cloreto Férrico FeCl<sub>3</sub>, Cloreto de cálcio CaCl<sub>2</sub>, Sulfato de magnésio MgSO<sub>4</sub>) e solução Indicadora de amido.

**Materiais:** Frascos para incubação, pipetas volumétricas (5, 10, 20, 50 e 100 ml), Erlenmeyer (250 ml), Bureta (25 ml), pipetador Incubadora e papel alumínio.

**Cálculo:**

$$DBO_5 (mg/l) = (D_1 - D_2) \times f$$

D1 = OD da amostra imediatamente após preparo, mg/l

D2 = OD médio da amostra após 5 dias de incubação, mg/l

f = fator de diluição

**Observações:**

Se os resultados obtidos em mais de uma diluição alcançam os critérios de OD residual ( $\geq 1$ mg/l) e consumo de OD ( $\geq 2$ mg/l), e não há evidência de toxicidade em concentração mais elevadas da amostra ou evidências de alguma anomalia, poderá ser utilizada a média dos resultados. Se o branco da água de diluição não alcança o critério estabelecido anteriormente, as correções apropriadas são difíceis e os resultados são questionáveis.

## ANEXO A

### METODOLOGIAS DAS ANÁLISES

#### FÍSICAS, FÍSICO-QUÍMICAS, E MICROBIOLÓGICAS.

---

#### DEMANDA QUÍMICA DO OXIGÊNIO (DQO)

**Referência:** *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21<sup>st</sup> edn, American Public Health Association/American Water Works/Water Environment Federation, Washington, DC, USA., 2005.*

**Método:** 5220 C. *Closed Reflux, Titrimetric Method. (Titulométrico – Refluxo Fechado)*

**Preservação:** 4°C - **Validade:** 24h – **Volume Amostra:** 2 ml

**Reagentes:** Solução de digestão de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 0,1N ou 0,025 para conc. DQO inferiores a 50mgO/l, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> + Ag<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, solução padrão de FAS 0,0125N e Indicador Ferroin.

**Materiais:** Tubos de borosilicato (10ml) com tampa rosqueável, frasco deposito com dosador para H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> conc + Ag<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, bureta volumétrica de 25ml, erlenmeyer de 125ml, pipetas volumétricas de 2, 5, 10ml, pipeta graduada de 5ml, balão volumétrico de 100ml e Reator de DQO.

**Cálculo**

$$DQO(mgO_2/l) = \frac{(B - A) \times N \times Fc \times 8000}{C}$$

B = Volume de FAS utilizado na titulação do branco (ml)

A = Volume de FAS utilizado na titulação da amostra (ml)

N = M = Normalidade ou molaridade do FAS

C = Volume da amostra (ml)

**Fc = Fator de correção da solução padrão de FAS**

## ANEXO A

### METODOLOGIAS DAS ANÁLISES FÍSICAS, FÍSICO-QUÍMICAS, E MICROBIOLÓGICAS.

---

TURBIDEZ (NTU)  
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )  
POTENCIAL HIDROGEONICO (pH)

**Referência:** *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21<sup>st</sup> edn, American Public Health Association/American Water Works/Water Environment Federation, Washington, DC, USA., 2005.*

**Método:** 2130 *TURBIDITY. 2510 CONDUCTIVITY. 4500-H<sup>+</sup> pH VALUE.*

**Preservação:** 4°C - **Validade:** 24h

**Materiais:** HACH 2100 AN Turbidimeter, HACK 44600 Conductivity/TDS Meter, Phametro

# ANEXO A

## METODOLOGIAS DAS ANÁLISES FÍSICAS, FÍSICO-QUÍMICAS, E MICROBIOLÓGICAS.

---

### NITROGÊNIO TOTAL KJELDAHL (NTK)

**Referência:** *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21<sup>st</sup> edn, American Public Health Association/American Water Works/Water Environment Federation, Washington, DC, USA., 2005.*

**Método:** 4500-N<sub>org</sub> C. *Semi-Micro-Kjeldahl Method.*

Preservação: **0,8 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> com./l a 4°C** – Validade: **7 dias** – Volume Amostra: **50 ml**

**Reagentes:** Solução Indicadora de ácido bórico Reagente de digestão para NTK Solução de NaOH + Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub> e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,02N.

**Materiais:** Conjunto de digestão Kjeldahl, destilador Kjeldahl para nitrogênio, cubas para a destilação do nitrogênio, erlenmeyer de 250ml, pipeta volumétrica de 3, 5, 10 e 50ml, béquer de 250ml e bureta volumétrica de 25ml.

**Cálculo:**

$$NTK(\text{mgNTK/l}) = \frac{(A - B) \times N \times 14000 \times N_{H_2SO_4} \times Fc_{H_2SO_4}}{\text{volume amostra (ml)}}$$

A = Volume em ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> usado na titulação da amostra

B = Volume em ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> usado na titulação do branco

N (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) x Fc (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>)= 0,0209

# ANEXO A

## METODOLOGIAS DAS ANÁLISES FÍSICAS, FÍSICO-QUÍMICAS, E MICROBIOLÓGICAS.

---

### METAIS PESADOS TOTAIS

**Referência:** *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21<sup>st</sup> edn, American Public Health Association/American Water Works/Water Environment Federation, Washington, DC, USA., 2005.*

Método: *3111-Metals By Flame Atomic Absorption Spectrometry (Espectrometria de Absorção atômica por chama).*

Preservação: **0,5 mL HNO<sub>3</sub>-Ultra-puro para metais** • a **4°C** – Validade: **6 MESES** – Volume Amostra: **100 ml**

**Reagentes:** HNO<sub>3</sub>-Ultra-puro para metais .

**Materiais:** Béquer de Teflon de 250 ml, Balões Volumétricos de 10 mL, pipeta graduada de 10 e 1 ml. Gás acetileno e Espectrofotometro de Absorção Atômica.

#### *Cálculo*

Metais mg/L ( B – A)\*

A = Resultado da amostra em branco

B = Resultado da amostra

\* dividir o resultado se amostra for concentrada.

# ANEXO A

## METODOLOGIAS DAS ANÁLISES FÍSICAS, FÍSICO-QUÍMICAS, E MICROBIOLÓGICAS.

---

### NITROGÊNIO NÍTRICO – NITRATO ( $\text{NNO}_3^-$ )

**Referência:** Rodier: *Análise de Águas Ed. 1981*

**Método:** *Determinación de los Nitratos: 2-6-xilenol. (Colorimétrico – Salicilato)*

**Preservação:** 4°C – **Validade:** 48 h – **Volume Amostra:** 100 ml

**Reagentes:** **Padrão de Nitrato:  $\text{KNO}_3$ , Salicilato de sódio 5% (validade 24 horas),  $\text{H}_2\text{SO}_4$  ou  $\text{NaOH}$  diluído,  $\text{H}_2\text{SO}_4$  conc., Solução de tartarato de sódio e potássio +  $\text{NaOH}$ , Carvão ativado para remover interferência de cor**

**Materiais:** Béquer de 50 ou 100ml, pipeta volumétrica de 10 e 15ml, pipeta graduada de 5ml, funil de filtração, filtro de papel Whatman 42, suporte para o funil de filtração, banho Maria, espectrofotômetro e pHmetro.

#### **Cálculo**

$$\text{NNO}_3^- (\text{mgNNO}_3^- / \text{l}) = \text{Leitura Espectrofotômetro} (\text{mgNNO}_3^- / \text{l}) \times 4,43$$

# ANEXO A

## METODOLOGIAS DAS ANÁLISES

### FÍSICAS, FÍSICO-QUÍMICAS, E MICROBIOLÓGICAS.

---

#### FÓSFORO TOTAL (P-TOTAL)

**Referência:** *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21<sup>st</sup> edn, American Public Health Association/American Water Works/Water Environment Federation, Washington, DC, USA., 2005.*

**Método:** 4500-P C. Vanadomolybdophosphoric Acid Colorimetric Method.

Preservação: **0,8 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> com./l a 4°C** – Validade: **28 dias** – Volume Amostra: **50 ml**

**Reagentes:** Ind. Fenolftaleína, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1+1 ou HCl 1+1 e Sol. H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (300ml H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> diluído para 1000ml com H<sub>2</sub>O deionizada), Persulfato de amônia ou de potássio, NaOH 1N e HCl 1+1.

**Materiais:** Pipetas graduadas de 10ml, pipeta volumétrica de 50ml, béquer de 100ml marcado com o volume de 10ml, balão volumétrico de 50ml, tela de amianto, papel filtro de 42 ashless (ou similar conforme Standard Methods), chapa elétrica, espátula e espectrofotômetro.

#### **Cálculo**

$$P - Total(mgP/l) = \frac{(leitura\ espect.\ (mgP/l) \times 250)/5}{volume\ amostra\ (ml)}$$



## ANEXO A

### METODOLOGIAS DAS ANÁLISES FÍSICAS, FÍSICO-QUÍMICAS, E MICROBIOLÓGICAS.

---

#### COLIFORMES: TOTAIS E FECAIS (*Escherichia Coli*)

Método: **Colilert**

Preservação: **4°C** - Validade: **24h** – Volume Amostra: **10 ml colilert™**

*Reagentes*: **substrato Colilert™ e água esterilizada (90 ml)**.

*Materiais*: Frascos de diluição (100 ml), cartela para inoculação, pipetas graduadas (10 ml), pipetador, seladora, estufa (35°C) e autoclave.

#### *Cálculo*

$$\text{Coliformes Totais(NMP)} = \text{Valor TAB} \times \text{fator diluição}$$

$$\text{E. Coli(NMP)} = \text{Valor TAB} \times \text{fator diluição}$$

Valor TAB = Contagem do número de cavidades grandes e pequenas

Fator de diluição = Diluição usada para a incubação da amostra

## ANEXO A

### METODOLOGIAS DAS ANÁLISES

#### FÍSICAS, FÍSICO-QUÍMICAS, E MICROBIOLÓGICAS.

---

#### NITROGÊNIO TOTAL KJELDAHL (NTK)

**Referência:** *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21<sup>st</sup> edn, American Public Health Association/American Water Works/Water Environment Federation, Washington, DC, USA., 2005.*

**Método:** 4500-N<sub>org</sub> C. Semi-Micro-Kjeldahl Method.

Preservação: **0,8 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> com./l a 4°C** – Validade: **7 dias** – Volume Amostra: **50 ml**

**Reagentes:** Solução Indicadora de ácido bórico Reagente de digestão para NTK Solução de NaOH + Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub> e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,02N.

**Materiais:** Conjunto de digestão Kjeldahl, destilador Kjeldahl para nitrogênio, cubas para a destilação do nitrogênio, erlenmeyer de 250ml, pipeta volumétrica de 3, 5, 10 e 50ml, béquer de 250ml e bureta volumétrica de 25ml.

**Cálculo:**

$$NTK(mgNTK/l) = \frac{(A - B) \times N \times 14000 \times N_{H_2SO_4} \times Fc_{H_2SO_4}}{\text{volume amostra (ml)}}$$

A = Volume em ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> usado na titulação da amostra

B = Volume em ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> usado na titulação do branco

N (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) x Fc (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>)= 0,0209

## **ANEXO B**

### **PROCEDIMENTOS PARA A COLETA DAS AMOSTRAS**

---

#### **AMOSTRAGEM**

#### **ISCO 3700**

V1.0 Martin SEIDL - 09 June 2007

rev. Paulo C. VIEIRA – 01 de Julho de 2007

#### ***INTRODUÇÃO***

Amostragem das águas superficiais utilizando o amostrador automático ISCO Teledyn 3700 equipado de 24 frascos de 1 litro.

#### ***EQUIPAMENTOS***

- Amostrador ISCO 3700
- 24 frascos ISCO 1 litro
- Mangueira de sucção de 5 m
- Cilindro graduado de 500 ml para calibração do volume da amostra
- Fonte de energia 220 V
- Caderneta de amostragem + caneta
- Fita adesiva para fixar os cabos de energia
- Chave de fenda (+) e arame para fixar a mangueira
- 5 kg de gelo
- Papel filme + tesoura ou tampas para fechar os frascos
- Veículo com espaço suficiente
- Manual do amostrador.

#### ***PROCEDIMENTOS***

##### INSTALAÇÃO

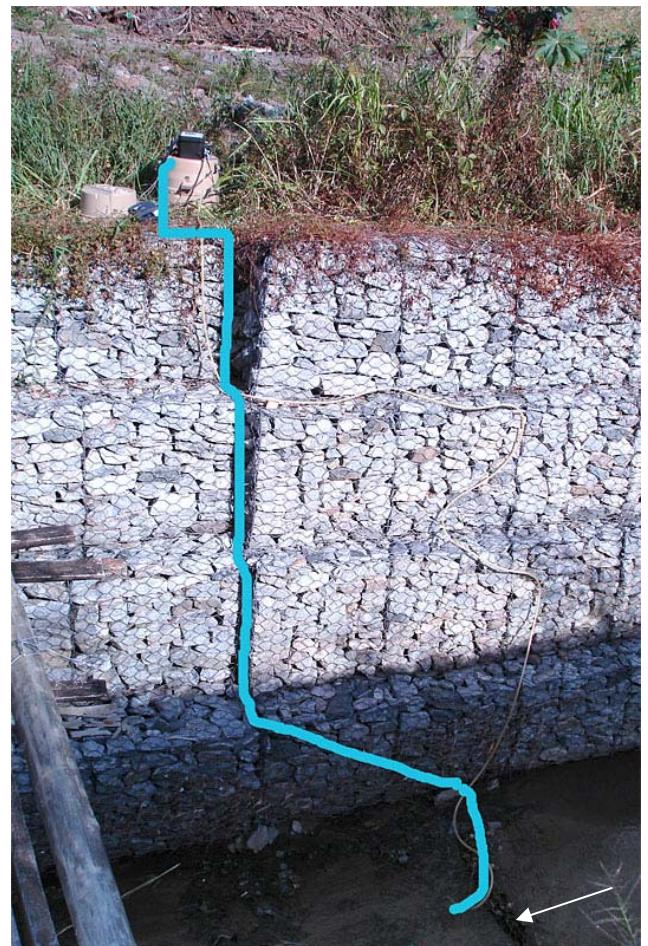
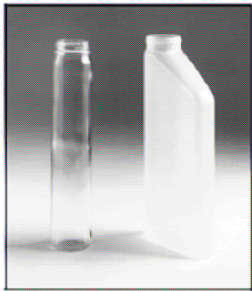
A) Antes da saída para o campo verificar a limpeza e funcionamento do amostrador e os frascos

- B) Procurar 5 quilos de gelo, não precisa ser gelo alimentar
- C) Instalar o corpo do amostrador perto (<10 metros) do ponto de amostragem
- D) Tirar a capa de proteção do amostrador
- E) Conectar a mangueira de sucção de maneira em que consiga ser mais reta sem curvas para evitar o acúmulo de água. Fixar bem a tomada de água da mangueira para que aspire somente água e não o sedimento. O ideal é a 10 centímetros abaixo do nível da água. Fixar a mangueira na parede / margem com arame. Ajustar (cortar ou alongar) o comprimento da mangueira, caso necessário.
- F) Conectar a fonte de energia e proteger a conexão adequadamente de chuva, com plástico ou outros.
- G) Abrir o corpo do amostrador e verificar a posição dos frascos e do braço do amostrador (inicia-se acima do frasco nº 1). Verificar a fixação dos frascos por anel de PVC e os elásticos pretos.
- H) Depositar o gelo no centro dos frascos e verificar a saída da água de fundição. Esta saída deve ser limpa e posicionada para facilitar a saída da água.
- I) Fechar o amostrador.
- J) Programar o amostrador :  
Uma amostra a cada 30 minutos, 2 amostras por frasco, volume da amostra de 400 ml
- K) Calibrar / verificar o volume da amostra.
- L) Lançar o programa.
- M) Verificar a medida da amostra.
- N) Parar o programa, esvaziar o frasco número 1 e lançar novamente.
- O) Anotar a data, a hora e o programa na caderneta de amostragem.
- P) Posicionar a capa de proteção do amostrador e fechá-la.

## RECUPERAÇÃO

- Q) Anotar a hora e parar o programa, anotar o último frasco que foi coletado
- R) Tirar a capa de proteção do amostrador
- S) Abrir o corpo de amostrador e verificar a os frascos
- T) Tampar os frascos cheios com tampas ou papel filme e deixar na parte inferior de amostrador fixados por anel de PVC e os elásticos pretos.
- U) Fechar o amostrador.
- V) Transportar o amostrador com cuidado ao laboratório.

Coloque os frascos e prenda o anel de fixação de plástico com os três cordões para retirada. (Para frascos de vidro, utilize o anel de fixação de aço inoxidável).  
Ajuste o braço distribuidor na posição correta, coloque o tubo de descarga e conecte o braço distribuidor.



## ANEXO C

### PROCEDIMENTOS PARA O TRATAMENTO DAS AMOSTRAS

---

#### AMOSTRAGEM WETLANDS

V1.0 Martin SEIDL - 09 June 2007

rev. Paulo C. VIEIRA – 01 de Julho de 2007

#### **INTRODUÇÃO**

Amostragem de águas superficiais das Wetlands no âmbito do programa Switch utilizando o amostrador automático ISCO equipado de 24 frascos de 1 litro.

#### **EQUIPAMENTOS \ CONSUMÍVEIS**

- Amostrador ISCO 3700 com 24 frascos de 1 litro com amostras refrigeradas
- 12 frascos de 2 litros para amostragem
- 24 frascos de polietileno de 100 ml para “nutrientes” dissolvidos + totais
- 12 frascos de polietileno de 100 ml para “metais” dissolvidos + totais
- 12 frascos de polietileno de 250 ml para poluentes “orgânicos” dissolvidos + totais
- 12 filtros de fibra de vidro (SS ou Whatmann) 47 ml, limpos a 550°C por 2 horas, pesados depositados em placa de Petri (de 5 cm de diâmetro) marcadas com peso do filtro, para os sólidos suspensos totais
- 12 tubos “micro DQO” com solução para digestão DQO
- 40 garrafas de DBO<sub>5</sub> de 300 ml
- Micro digestor HACH DQO – 140 °C
- Estufa 60 °C – 24 horas
- Refrigerador 4 – 6°C -> para sub amostras “nutrientes”
- Congelador / freezer -20°C -> para sub amostras “metais” e “orgânicos”
- Incubador DBO<sub>5</sub> 20°C – 5 dias
- Estufa para Coliformes totais e *Escherichia coli* a 35°C – 24 horas
- “Seladora” Colilert para fechar as cartelas de Colilert
- Cartelas kit Colilert
- Água de diluição esterilizada para a análise de Coliformes totais e *E. coli*

- Suporte de filtração de vidro, diâmetro 47 µm, com frasco de vidro de 1000 ml e com uma bomba de vácuo
- Turbidímetro
- Conductímetro
- pH metro
- Oxímetro para DBO<sub>5</sub>
- Micro pipetas 100 / 1000 µl para fazer as diluições
- Água de diluição DBO<sub>5</sub>
- H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado para preservação das amostras de “nutrientes” - 0.5 ml /100 ml amostra
- HNO<sub>3</sub> concentrada ultrapura para preservação das amostras de “metais” - 0.5 ml /100 ml amostra (250 ml para o projeto inteiro)

## ***PROCEDIMENTO***

### (SUB) AMOSTRAGEM

Agitar bem as amostras antes de se retirar uma sub-amostra. Limpar o frasco de sub-amostra com um pouco de amostra antes a coleta definitiva (fazer ambiente).

Identificar cada frasco com o número da amostra, data e “Switch”. Descartar as amostras encontradas sem identificação.

### O DIA DA COLETA

W) Recuperar o amostrador ISCO 3700 com as *garrafas* com as amostras no isopor com gelo

X) Estabelecer amostras por 2 horas misturando 2 frascos que se sucedam : 1+2, 3 +4 etc. Em uma *garrafa* de 2 litros. Se os volumes coletados não são iguais, retirar volumes iguais, como por exemplo, 600 ml +600 ml (12 frascos ao todo).

Y) Sub-amostrar o volume necessário para as análises de **DQO total** nos “tubos micro DQO”.

Incubar os “tubos micro DQO” no digestor HACH durante 2 horas a 140°C

Z) Medir a **turbidez** com o turbidímetro HACH

AA) Medir a **condutividade** com o conductímetro (A turbidez e condutividade auxiliam para determinar as diluições DBO<sub>5</sub> e Coliformes)

BB) Sub-amostrar o volume necessário pelo as análises de **Coliformes totais e E. coli.**

Preparar e incubar as cartelas de Colilert nas diluições adequadas



- CC) Sub-amostrar 100 ml de cada garrafa de 2 litros para **nutrientes totais** e acidificar com 0.5% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrada (0.5 ml /100 ml de amostra).
- DD) Sub-amostrar 100 ml de 2 garrafas de 2 litros que se sucedam (100 ml para cada uma para se ter 200 ml ao todo) em um frasco de vidro para “**orgânicos**” **totais** e preservar no *freezer* em posição horizontal. (totalizando 6 frascos)
- EE) Sub-amostrar 100 ml de 2 garrafas de 2 litros que se sucedam (50 ml para cada uma para se ter 100 ml no total) para “**metais**” **totais** nos frascos de polietileno e o i) congelar na posição horizontal; o ii) acidificar com 0.5 ml /100 ml amostra de HNO<sub>3</sub> ultrapura e preservar no refrigerador. (6 frascos ao todo)
- FF) Analisar o **DQO total** para estabelecer as diluições de DBO<sub>5</sub>
- GG) Sub-amostrar o volume necessário para as análises de **DBO<sub>5</sub> total** em triplicata. Preparar as diluições DBO<sub>5</sub>, medir as concentrações iniciais e incubar os frascos a 20°C em escuridão sem esquecer o “branco”. (39 frascos ao todo)
- HH) Estabelecer os **sólidos suspensos totais**, filtrando um volume entre 150 ml de 300 ml com os filtros limpados e pesados. O volume filtrado depende de quantidade de sólidos presentes. Quanto mais há, menos poderá se filtrar. O filtrado deve ser recuperado cada vez. (12 placas ao total)
- II) Sub-amostrar 100 ml de filtrado para os “**nutrientes**” **dissolvidos** e acidificar com 0.5% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrada (0.5 ml /100 ml amostra). (12 frascos ao todo)
- JJ) Sub-amostrar o volume necessário pelo as análises de **DQO dissolvido** nos “tubos micro DQO”. Incubar os “tubos micro DQO” no digestor HACH durante 2 horas a 140°C
- KK) Sub-amostrar 50 ml de filtrado para os “**metais**” **dissolvidos** num frasco de 100 ml de polietileno e juntar os 50 ml da garrafa de 2 litros que se suceda no mesmo frasco. Preservar o i) no congelador em posição horizontal; o ii) depois da acidificação com 0.5 ml /100 ml de amostra de HNO<sub>3</sub> ultrapura, preservar no refrigerador. (6 frascos ao todo)
- LL) Secar os filtros em placas de Petri semi aberta em estufa à 60°C para determinação de sólidos para o dia seguinte
- MM) Limpar todo espaço laboratorial e os equipamentos e as vidrarias usadas

24 HORAS DEPOIS

- NN) Retirar as placas Petri da estufa e deixar esfriar na dessecadora
- OO) Leitura do Colilert
- PP) Esterilização das cartelas de Colilert usadas
- QQ) Analisar o **DQO dissolvido**



RR) Pesar as placas Petri para se estimar os **sólidos suspensos totais**.

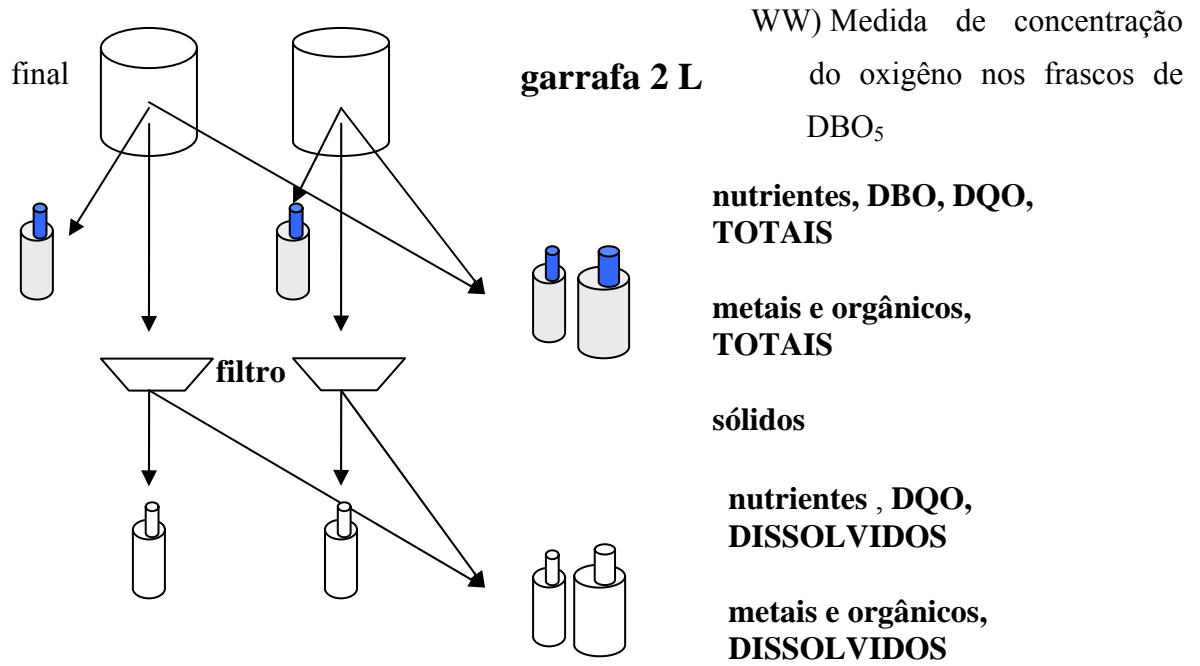
SS) Transferir os filtros para placas de alumínio numeradas e queimar 2 horas em mufla a 550°C

TT) Transferir as placas de alumínio com os filtros para uma dessecadora

UU) Pesar as placas Petri para estimar os **sólidos voláteis totais**.

VV) Limpar todo espaço laboratorial e os equipamentos e vidrarias usadas

5 DIAS DEPOIS



## ANEXO D

### PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS – RESUMO

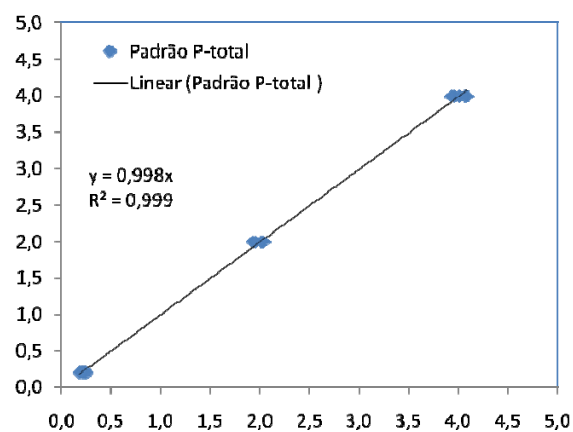
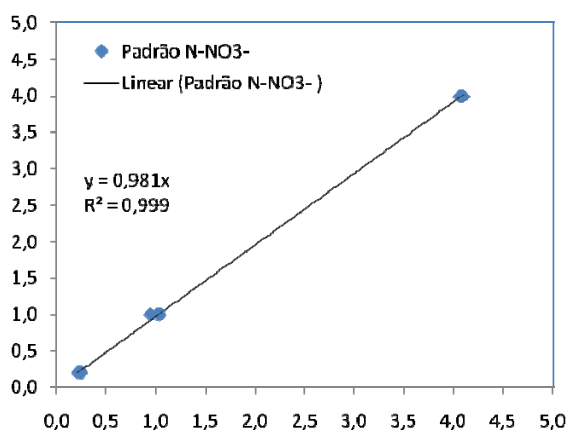
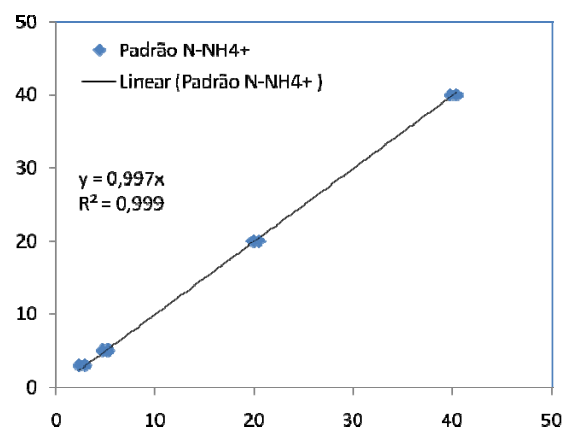
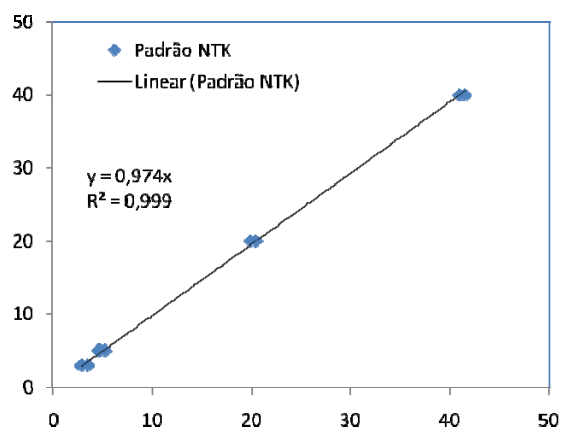
priori- dade	Parâmetro	Tempo para realização das análises após a coleta	Preservação	Recipiente
1	<b>Turbidez</b>	6 horas para medir	4°C - refrigerador	--
2	<b>Condutividade</b>	6 horas para medir	4°C - refrigerador	--
	<b>pH</b>	24 horas para medir	4°C - refrigerador	--
	<b>SS</b>	48 horas para filtrar	4°C - refrigerador	filtros GF/F tratados a 550°C e pesado
	<b>SSV</b>	7 dias calcificar	Dessecador	filtros GF/F tratados a 550°C
3	<b>Coliformes totais e <i>E. coli</i></b>	6 horas para lançar o Colilert	4°C - refrigerador	
4	<b>DBO<sub>5</sub></b>	24 horas	4°C - refrigerador	
	<b>DQO</b>	24 horas para acidificar		
5	<b>NO<sub>3</sub></b>	24 horas para a secagem.	4°C – refrigerador	
	<b>NH<sub>4</sub></b>	24 horas para acidificar / 7 dias para análise	4°C – refrigerador + 0.8ml H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (pH < 2)	Conjunto de destilação Kjeldahl
	<b>NTK</b>	24 horas para acidificar / 7 dias para análise.	4°C – refrigerador + 0.8ml H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (pH < 2)	Conjunto de destilação Kjeldahl
	<b>P- tot</b>	24 horas para acidificar / 28 dias para análise.	4°C – refrigerador + 0.8ml H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (pH < 2)	
	<b>Metais totais</b>	48 horas para acidificar.	0.5% HNO <sub>3</sub> concentrado ultrapuro /refrigerador	frasco 100 ml polietileno lavado em ácido
6	<b>HAP, PCB + coprostanol</b>	24 horas para filtrar	congelar em embalagem de alumínio	filtros GF/F tratado a 550°C

*M S & PV 17/3/2008*

## ANEXO E

### CURVAS DE CALIBRAÇÃO DOS PADRÕES DE

### NTK , N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e P-total



## ANEXO F

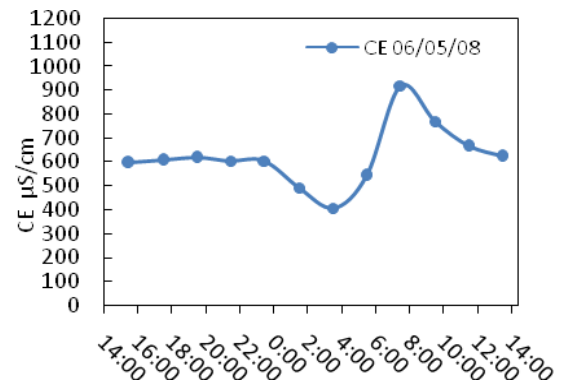
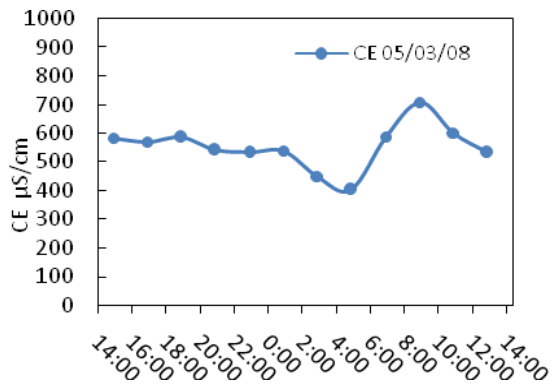
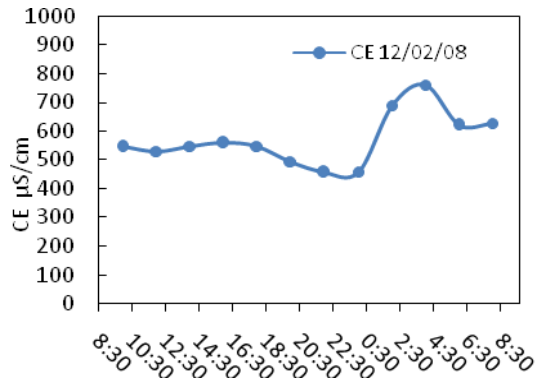
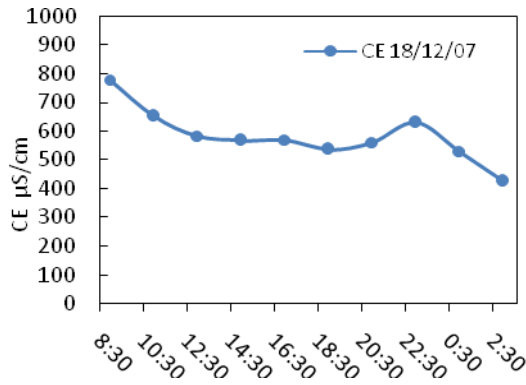
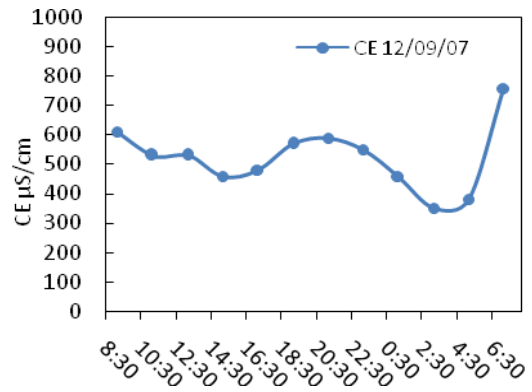
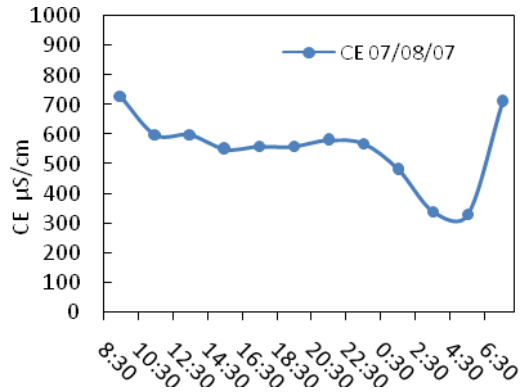
### DISCRETIZAÇÃO DAS VAZÕES SIMULADAS AO LONGO DOS EVENTOS CHUVOSOS

Evento Chuvoso	Hora	Precipitação (mm)	Vazão (m <sup>3</sup> /s)	
<b>24/02/08</b>	10:10		0,08	
	10:30	16,8	1,57	
	10:50		3,16	
	11:10		3,96	
	11:30	9,6	3,25	
	11:50		2,92	
	12:10		2,9	
	12:30	3,2	2,01	
	12:50		1,48	
	13:10		1,28	
	13:30	0	0,87	
	13:50		0,575	
	<b>27/02/08</b>	15:05		0,08
		15:15		0,116
15:25		19,4	1,87	
15:35			3,11	
15:45			3,88	
15:55			4,38	
16:05			4,75	
16:15			3,51	
16:25		1,4	2,202	
16:35			1,57	
16:45			1,23	
16:55			1,02	
17:05		0	0,88	
<b>12/03/08</b>		18:10		0,08
	18:20		0,19	
	18:30	9,8	0,6	
	18:40		1,2	
	18:50		1,62	
	19:00		1,89	
	19:10	8	2,08	
	19:30		2,11	
	20:00		2,07	
	20:10	3,6	2,08	
	20:30		2,14	
	20:50		1,94	
	<b>06/04/08</b>	9:35	0	0,08
		9:55		0,08
10:15			0,84	
10:35		4,6	1,21	
10:55			1,48	
11:15			1,62	
11:35		6,8	1,14	
11:55			0,79	
12:15			0,66	
12:35		1,6	0,47	
12:55			0,31	
13:15		0	0,23	

# ANEXO G

## SÉRIES TEMPORARIS DIURNAS EM TEMPO SECO

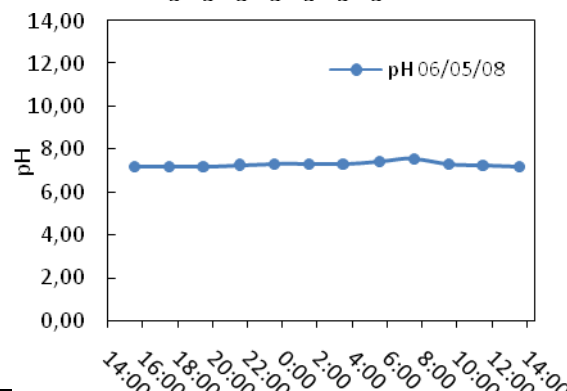
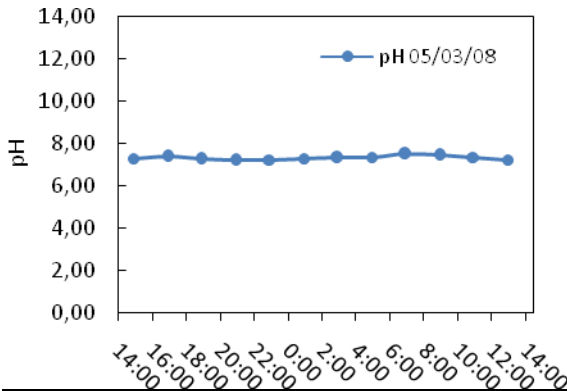
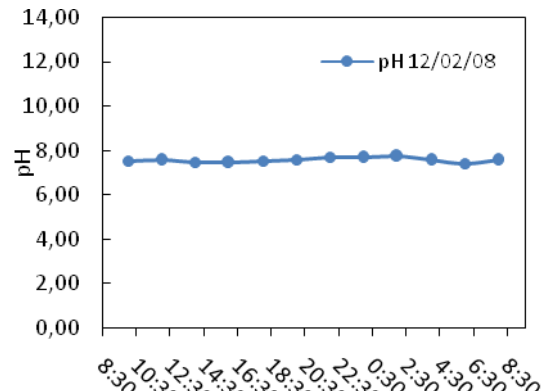
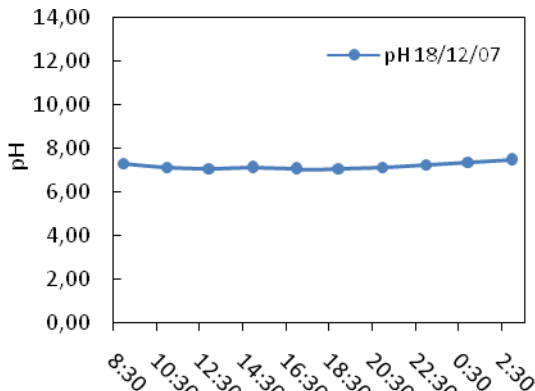
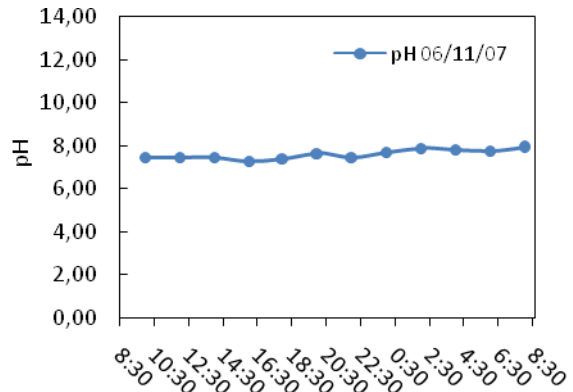
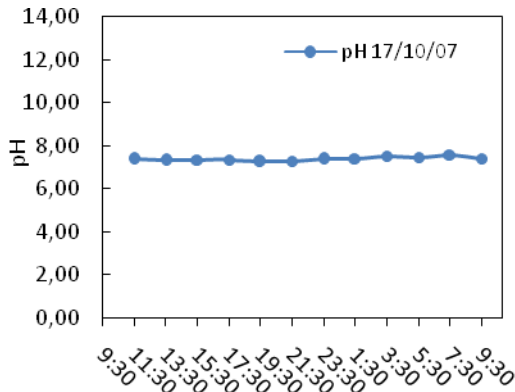
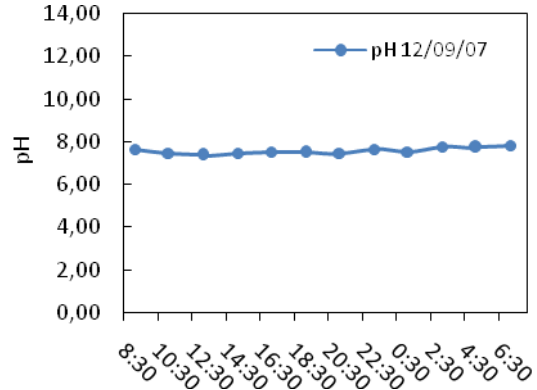
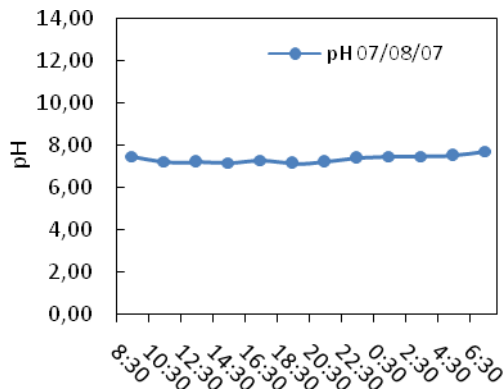
### CONDUTIVIDADE ELÉTRICA



# ANEXO G

## SÉRIES TEMPORARIS DIURNAS EM TEMPO SECO

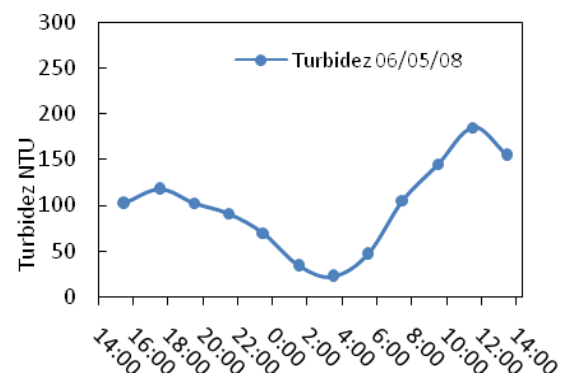
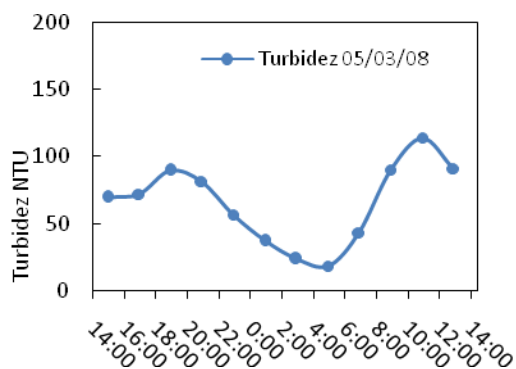
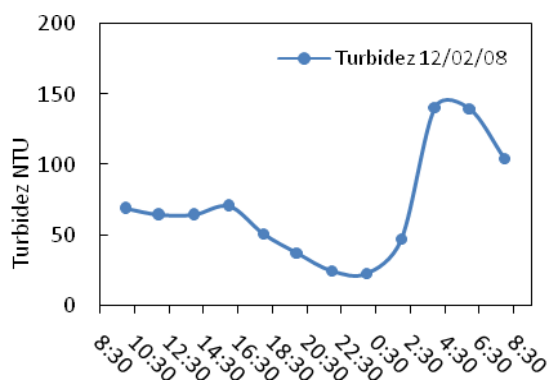
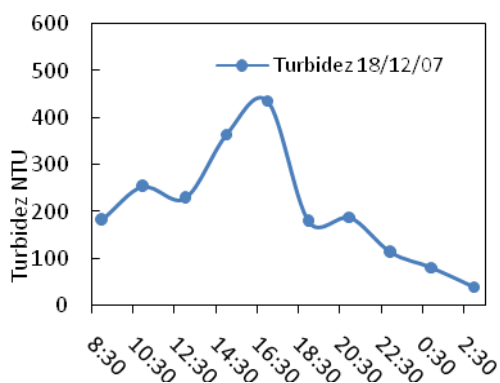
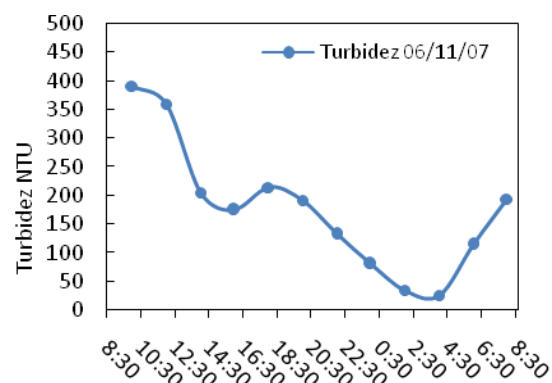
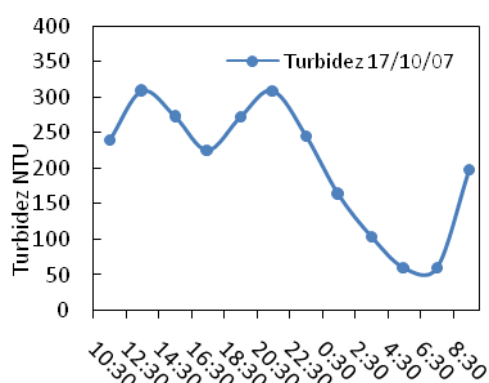
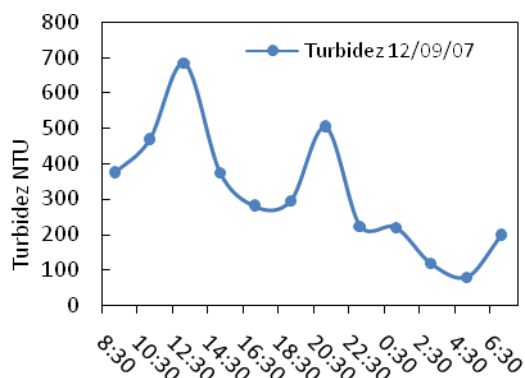
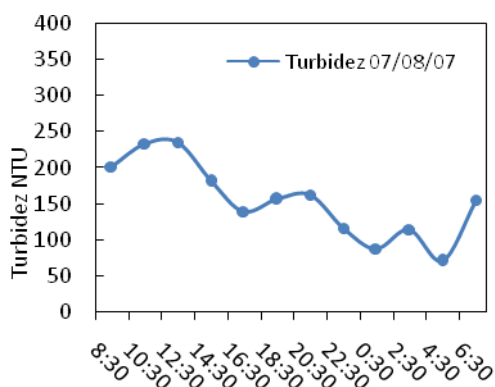
### pH



## ANEXO G

### SÉRIES TEMPORARIS DIURNAS EM TEMPO SECO

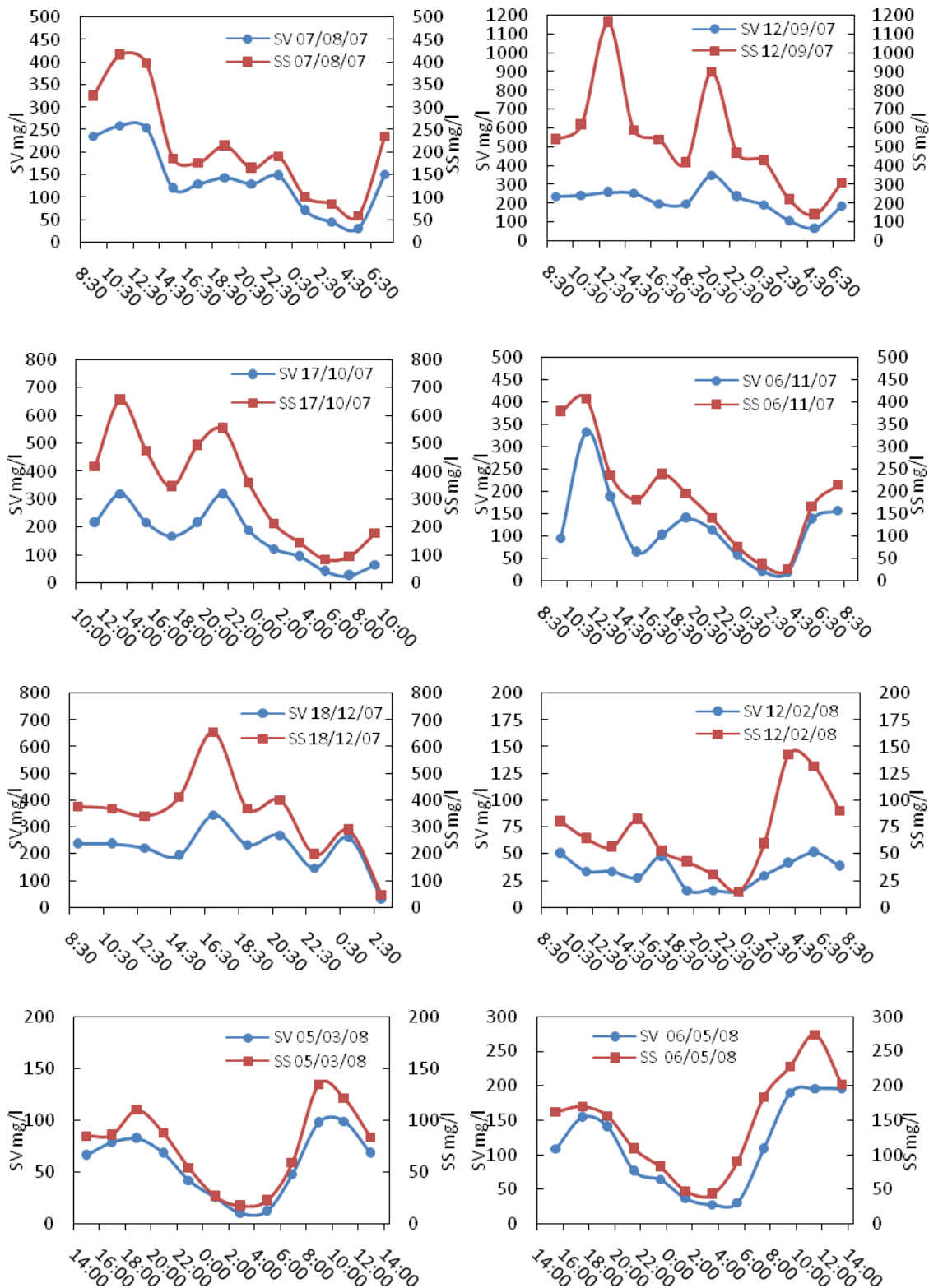
#### TURBIDEZ



# ANEXO G

## SÉRIES TEMPORARIS DIURNAS EM TEMPO SECO

### SÓLIDOS SUSPENSOS (TOTAIS E VOLÁTEIS)

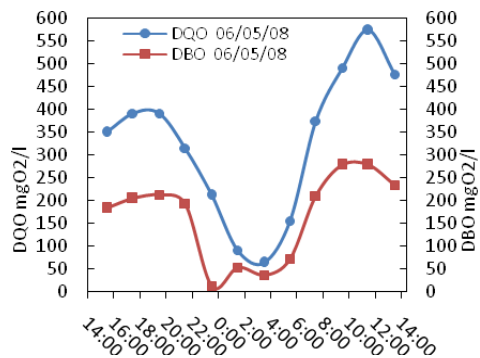
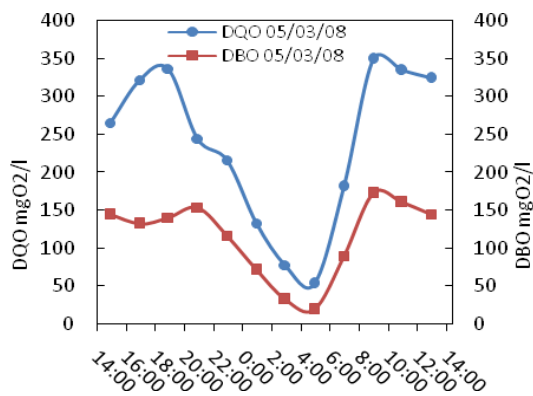
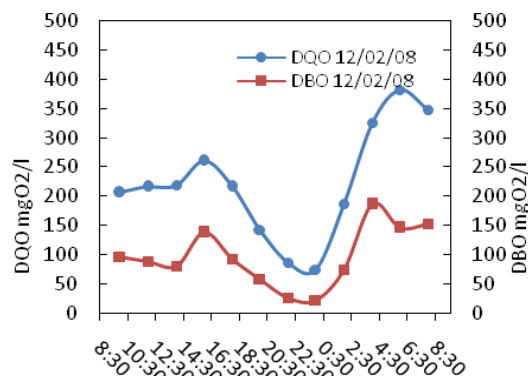
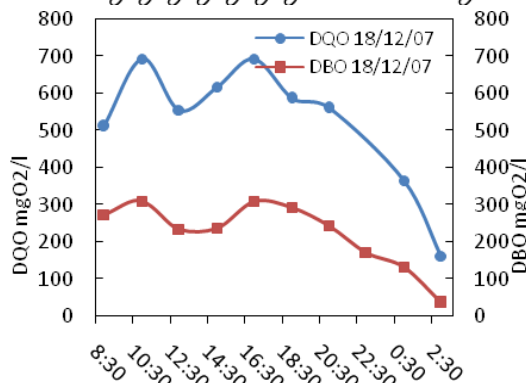
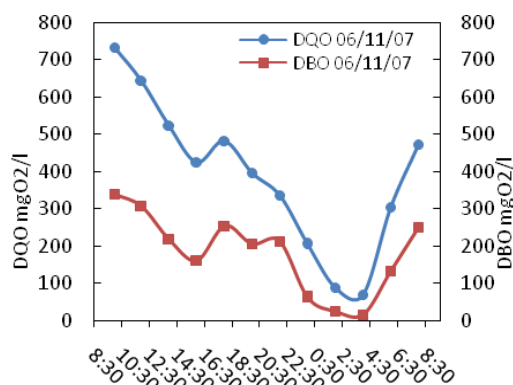
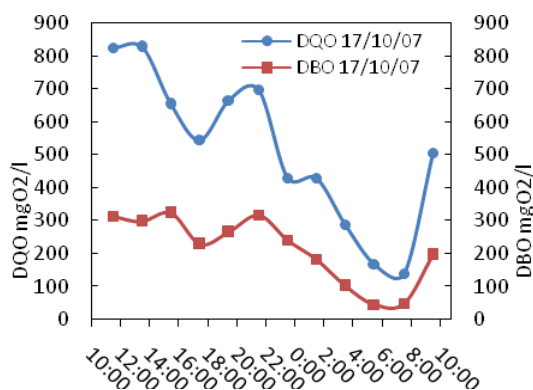
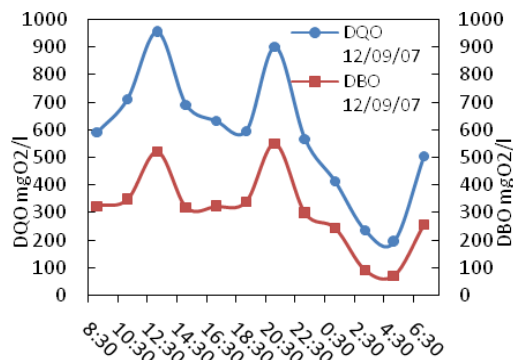
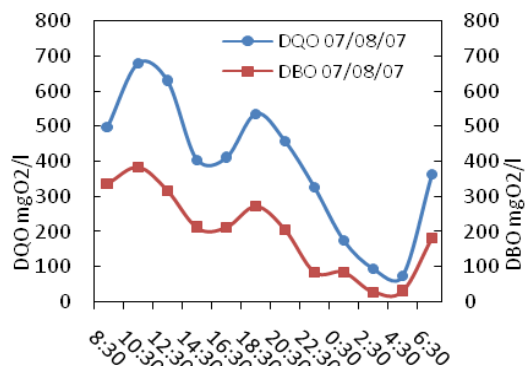




# ANEXO G

## SÉRIES TEMPORARIS DIURNAS EM TEMPO SECO

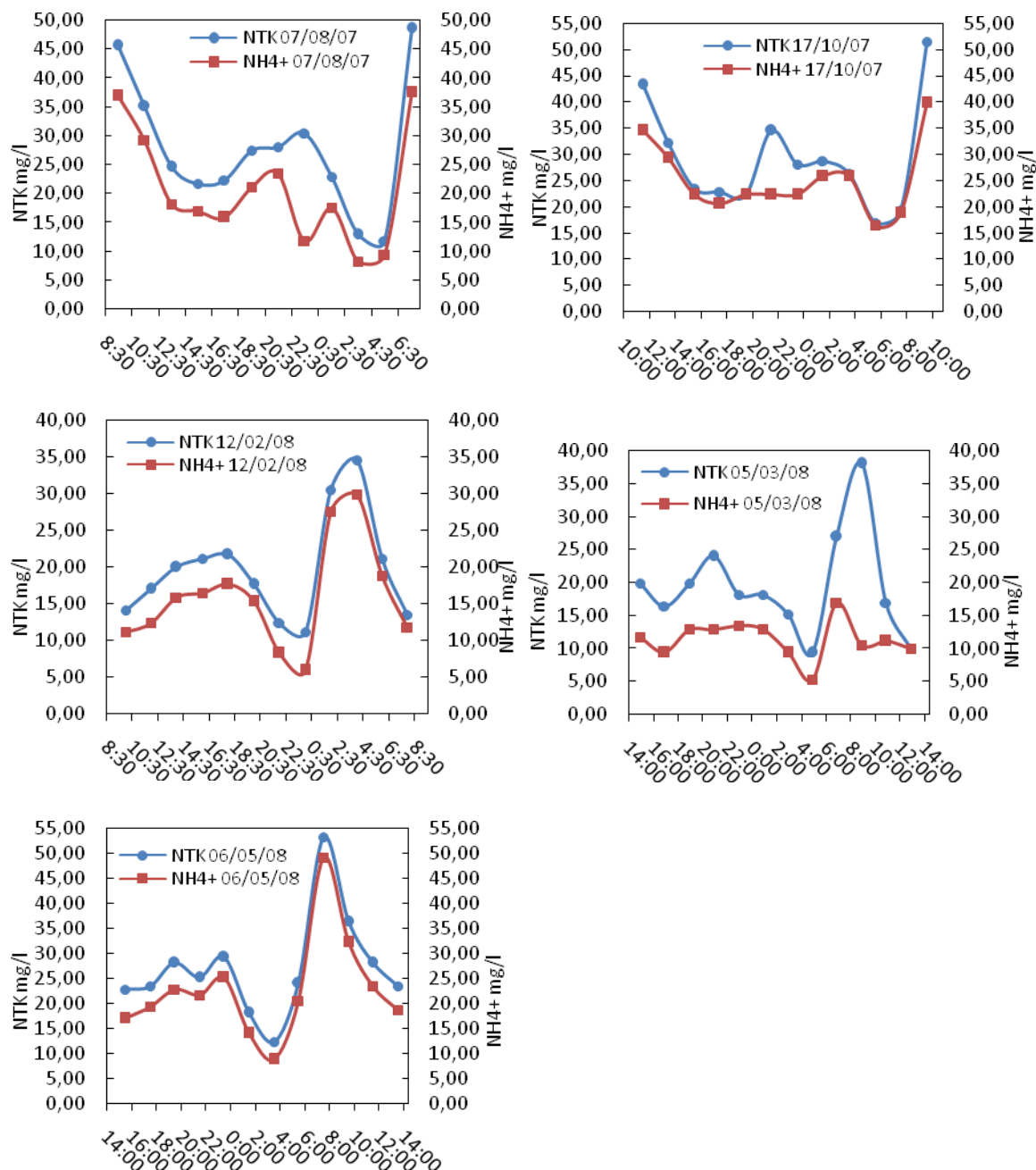
### MATÉRIA ORGÂNICA (DBO<sub>5</sub> E DQO)



# ANEXO G

## SÉRIES TEMPORARIS DIURNAS EM TEMPO SECO

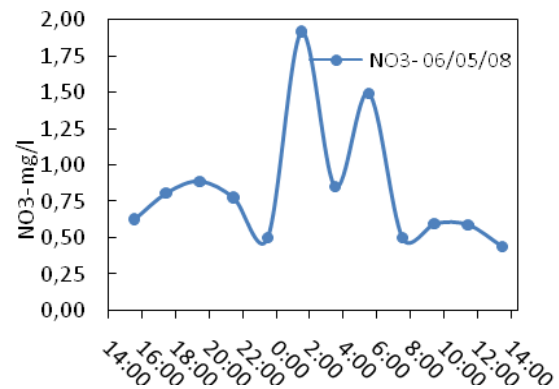
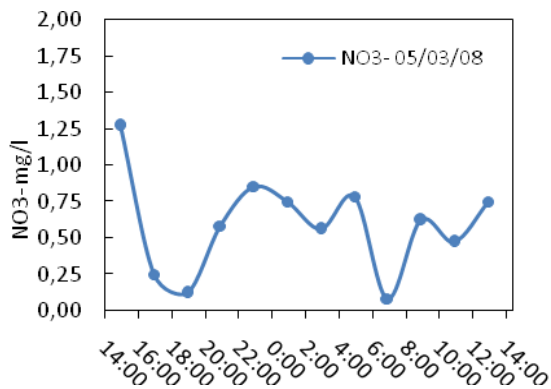
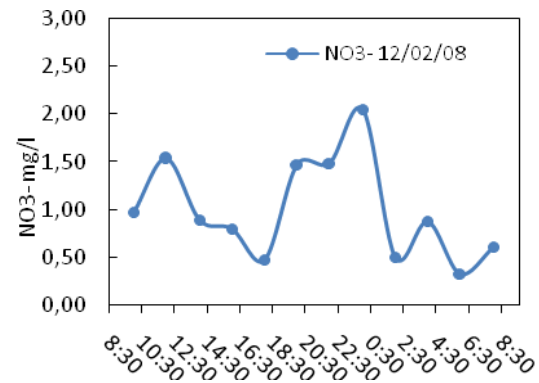
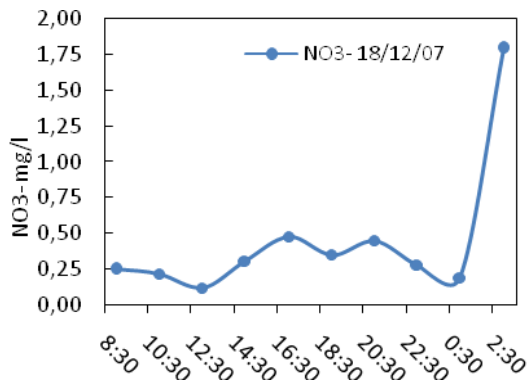
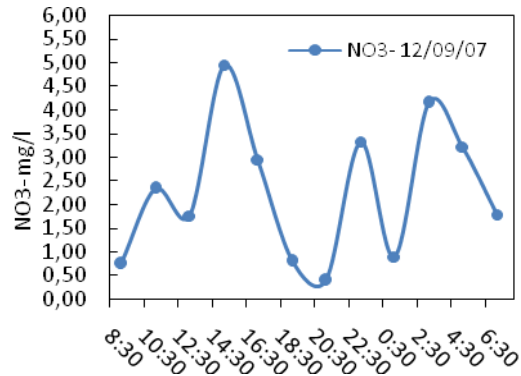
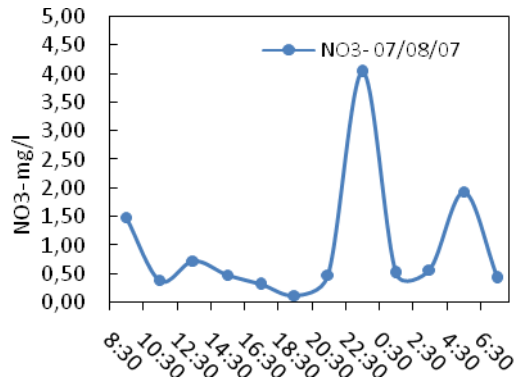
### NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>



# ANEXO G

## SÉRIES TEMPORARIS DIURNAS EM TEMPO SECO

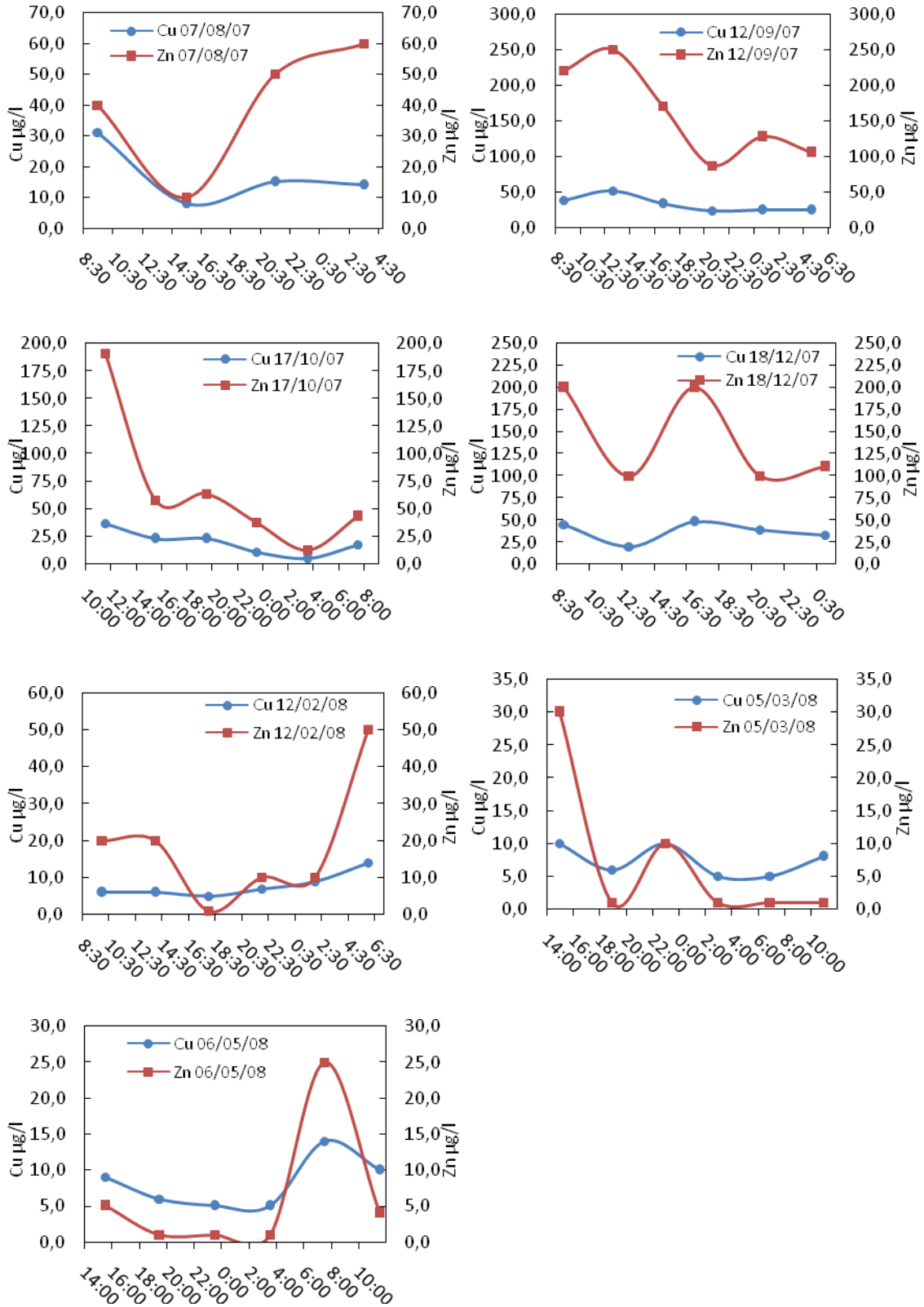
### N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>



## ANEXO G

### SÉRIES TEMPORARIS DIURNAS EM TEMPO SECO

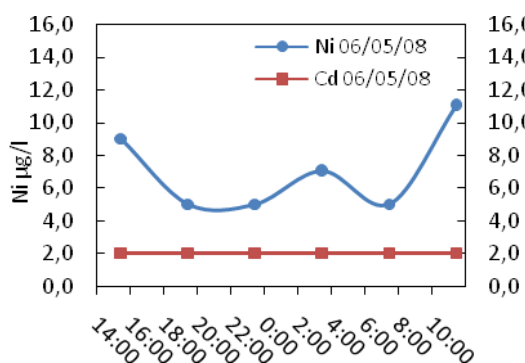
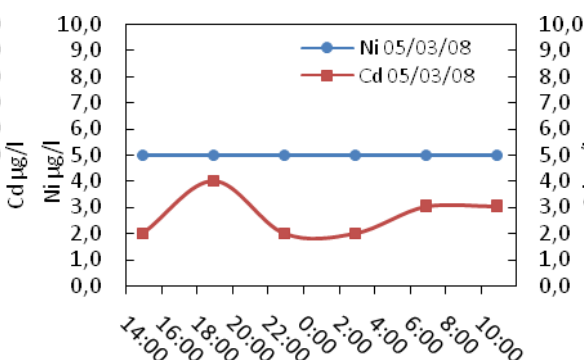
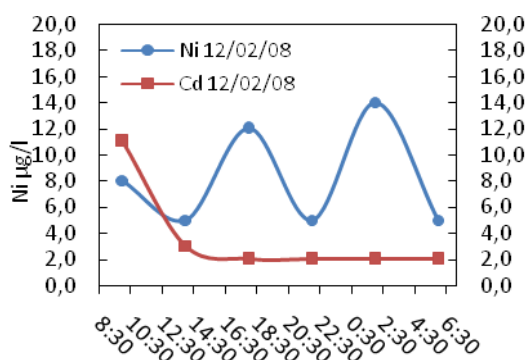
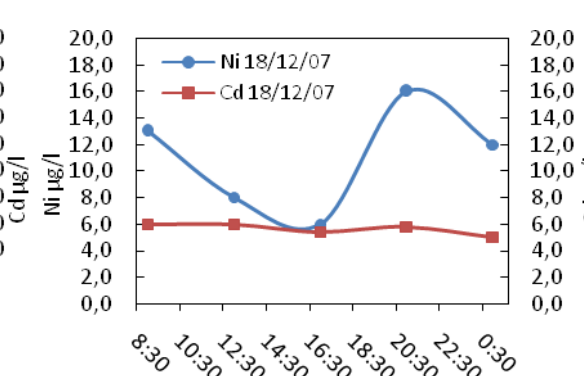
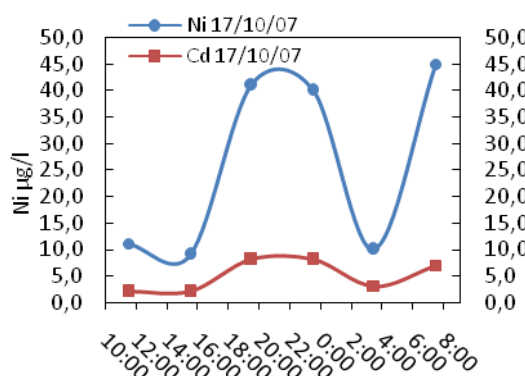
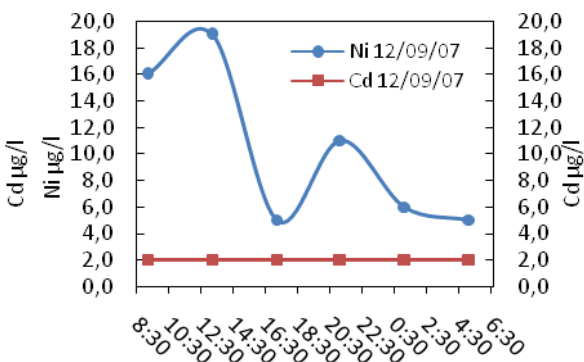
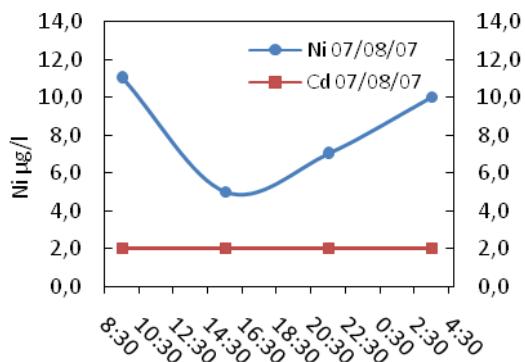
#### METAIS TOTAIS ( Cu e Zn)



## ANEXO G

### SÉRIES TEMPORARIS DIURNAS EM TEMPO SECO

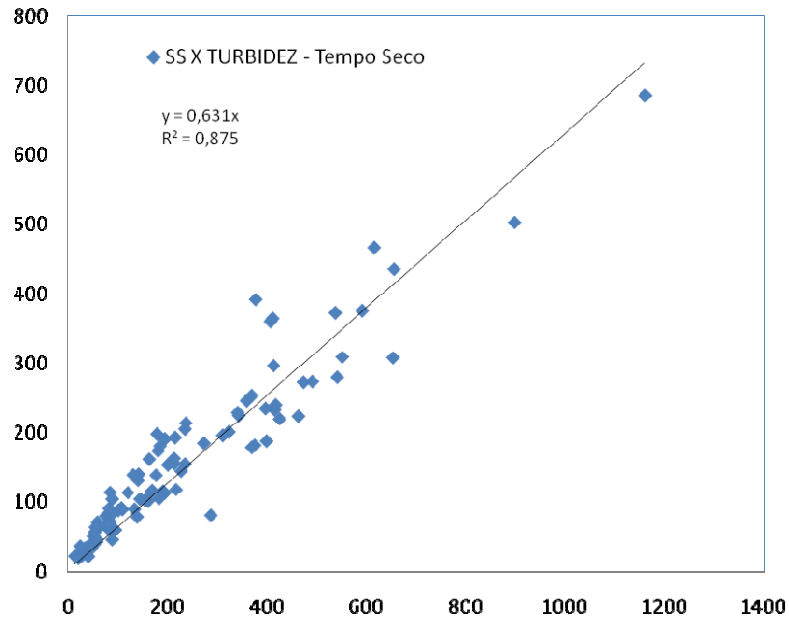
#### METAIS TOTAIS ( Ni e Cd)



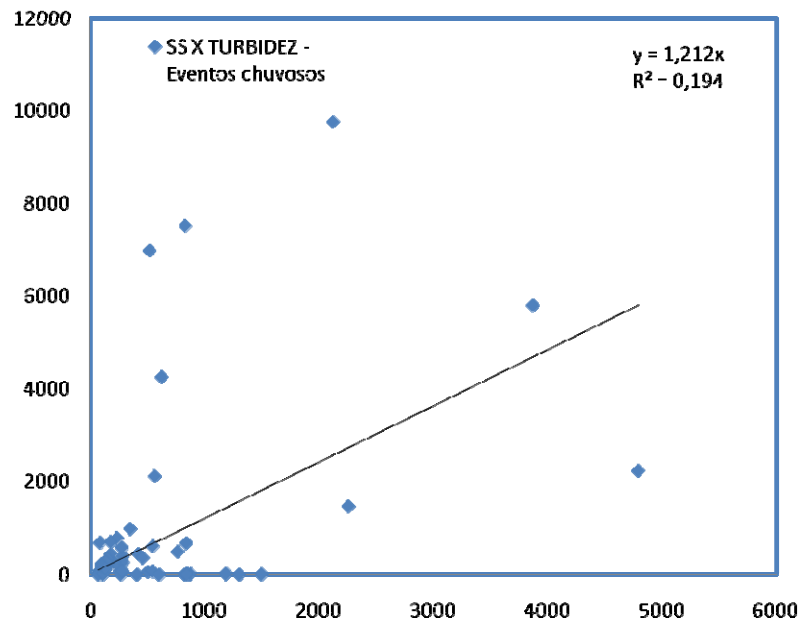
## ANEXO H

### CORRELAÇÃO ENTRE SS E TURBIDEZ TEMPO SECO E EVENTOS CHUVOSOS

#### TEMPO SECO



#### EVENTOS CHUVOSOS



## ANEXO I

### ARTIGOS DESENVOLVIDOS NA PESQUISA

---

**VIEIRA, P.C.**; VON SPERLING, M.; SEIDL, M.; NASCIMENTO, N.; CHAMPS, J.R.B. Avaliação da Carga Poluente Difusa em uma Microbacia na Área Urbana de Belo Horizonte – MG, Brasil. In: XXXI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL (Aidis). Santiago, Chile, 2008.

SEIDL, M., **VIEIRA, P.C.**, LAUFFER, J., NASCIMENTO, N., VON SPERLING, M., Integrated quality indicators for urban water management – example of Belo Horizonte. **XXXI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental Aidis**, Outubro 2008.

**VIEIRA, P.C.**; SEIDL, M.; VON SPERLING, M.; SILVA, C.F. Utilização de Escherichia coli como indicador das condições de qualidade da água em microbacias urbanizadas em Belo Horizonte – MG. (resumo aceito) Anais do II WORKSHOP INTERNACIONAL SOBRE MICROBIOLOGIA AMBIENTAL, Junho de 2008.

SEIDL, M.; **VIEIRA, P.C.**; NASCIMENTO, N.; VON SPERLING, M. Instream treatment facility for creek revitalization, Belo Horizonte (Brazil) – setup and pollutant load. In: Anais do 11th INTERNATIONAL CONFERENCE ON URBAN DRAINAGE. Edinburgh, Scotland.: EICC, 2008.

**VIEIRA, P.C.**; VON SPERLING, M.; SEIDL, M.; NASCIMENTO, N.; BRASIL, L. S. S. Caracterização da qualidade das águas em microbacias urbanizadas (Belo Horizonte – MG). In: XXIII SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (SILUBESA). IV-048. Belém, 2008.

## XXXI CONGRESO INTERAMERICANO AIDIS

Santiago – CHILE  
Centro de Eventos Casa Piedra  
12 – 15 Octubre de 2008



### AVALIAÇÃO DA CARGA POLUENTE EM UMA MICROBACIA NA ÁREA URBANA DE BELO HORIZONTE – MG, BRASIL.

#### *EVALUATION OF POLLUTANT LOAD AN MICROBACIA URBAN IN BELO HORIZONTE - MG, BRAZIL.*



**Paulo de Castro Vieira (1)**

Engenheiro Sanitarista e Ambiental. Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos – UFMG.

**Marcos von Sperling (2)**

Engenheiro Civil, Doutor em Engenharia Ambiental pelo Imperial College, Universidade de Londres. Professor Associado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.

**Martin Seidl (3)**

Engenheiro Ambiental, Doutor em Ciências Ambientais pela Escola Nacional de Engenharia Civil da Universidade de Paris (ENPC). Pesquisador visitante do CNPq, nível 1 UFMG.

**Nilo Nascimento (4)**

Engenheiro Civil, Doutor em Hidrologia pela Escola Nacional de Engenharia Civil da Universidade de Paris (ENPC). Professor Associado do Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos da UFMG.

**José Roberto Borges Champs (5)**

Engenheiro Civil, Diretor do Departamento de Drenagem Urbana (DRENURBS) da Prefeitura do município de Belo Horizonte - PBH.

Endereço (1): Rua dos Carijós 558, AP 1102, Centro – Belo Horizonte - MG - CEP: 30120-060- Brasil - Tel.: (31) 9836-3658 - e-mail: [ambientalvieira@yahoo.com.br](mailto:ambientalvieira@yahoo.com.br)

### Resumo

Esta pesquisa tem por objetivo caracterizar a qualidade das águas e as cargas poluidoras de uma microbacia urbanizada (córrego Brejo do Quaresma), situada no município de Belo Horizonte e tributária da bacia do rio das velhas uma das principais contribuintes do rio São Francisco, associadas aos usos e ocupações exercidas em seus solos. O monitoramento da qualidade e quantidade de água teve início em maio de 2007 com amostragens em períodos seco (coletas diurnas – 24horas) e chuvosos (coletas de 2 a 4 horas). As condições de qualidade das águas expressa pelos parâmetros físico-químicos e microbiológicos adotados apresentaram para período seco o comportamento ditado pelo lançamento de esgotos domésticos e nos eventos chuvosos estes se apresentaram mais diluídos, com exceção dos sólidos suspensos, turbidez e o nitrato. Os testes estatísticos utilizados para a análise de variância entre os resultados de tempo seco e eventos chuvosos apresentaram uma significativa variabilidade para a maioria dos parâmetros monitorados, com exceção dos metias pesados e coliformes. Observa – se cargas elevadas de macronutrientes (C, N, P) em tempo seco devido ao lançamento de esgotos no córrego, e altas cargas de SS transportadas pelo córrego durante os eventos chuvosos relacionadas aos processos erosivos no canal e também aos resíduos sólidos urbanos despejados. Contudo as condições de qualidade do corpo hídrico se encontram altamente



impactadas, e assim sem condições de cumprir com os usos preponderantes, devido à contaminação por fontes pontuais e não pontuais de poluição.

### **Resumen**

Esta investigación tiene como objetivo caracterizar la calidad del agua y la carga de contaminación de una micro-cuenca urbanizada (Brejo do Quaresma), ubicada en la ciudad de Belo Horizonte y afluente de la cuenca del "río das Velhas", uno de los principales contribuyentes del río "São Francisco". El control de la calidad y la cantidad de agua se inició en mayo de 2007, con muestras colectadas en periodos secos (colectas diurnas - 24 horas) y lluviosos (colectas de 2 a 4 horas). Las condiciones de calidad de las aguas, expresadas por los parámetros físico-químicos e microbiológicos adoptados, presentaron para el período seco el comportamiento dictado por el lazamiento de aguas residuales y, en los eventos lluviosos, se presentaron más diluidos, con excepción de los sólidos suspendidos, turbidez y nitrato. Las pruebas estadísticas utilizadas para el análisis de la varianza de los resultados de los periodos secos y lluviosos no presentaron una variabilidad significativa para la mayoría de parámetros monitorados, con excepción de metales pesados y coliformes. Se observaron altas cargas de macronutrientes (C, N, P) en el período seco debido a la descarga de aguas residuales en el arroyo y, altas cargas transportadas por la corriente de SS durante los eventos lluviosos, relacionados con los procesos de erosión en el canal y también debido a los residuos sólidos municipales arrojados. Sin embargo, las condiciones de calidad del agua están muy impactadas, y, por tanto, no pueden cumplir con los usos predominantes, debido a la contaminación de fuentes puntuales y no puntuales.

**Palabras Clave (en negritas):** Qualidade de Água, Cargas Poluidoras, Microbacias Urbanizadas.

### *Introdução*

A degradação dos corpos hídricos em áreas urbanizadas de países em processo de desenvolvimento, como o Brasil, onde os recursos em saneamento não permitiram a efetivação do tratamento de águas residuárias fica subentendida como sendo quase que exclusivamente devido à contaminação por fontes pontuais como os esgotos domésticos e efluentes industriais. A presença e a importância de fontes não pontuais (contribuição difusa) promovidas pelo escoamento superficial das águas de chuva são usualmente desconsideradas, provavelmente porque estas sejam ainda, diante do contexto, inferiores quanto ao volume e ao nível de impactos que as pontuais.

A poluição difusa é um fenômeno aleatório com origem no ciclo hidrológico, na qual, 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. Portanto, a intensidade e duração da precipitação podem ter um impacto marcante no tipo e quantidade de poluentes presentes no escoamento superficial (BURTON e PITT, 2002).

A carga poluidora produzida pela bacia, consequência do uso e ocupação do solo poderá conter a presença de agentes poluentes como hidrocarbonetos, solventes, pesticidas, macronutrientes (C, N, P), metais tóxicos, sólidos em suspensão e microrganismos patogênicos. Esta carga poderá ser potencialmente mais tóxica e impactante aos corpos hídricos devido ao seu caráter agudo, proporcionado pela concentração das substâncias poluentes na superfície da bacia após um período sem precipitação, e quando as primeiras formações de escoamento superficial promovem o carreamento e a lixiviação desse acumulado para o sistema de drenagem (CAMPBELL et al, 2004).

Os diversos impactos promovidos pela poluição difusa podem surtir consequências a curto e longo prazo. A magnitude do impacto causado pelo lançamento da drenagem urbana depende de fatores como o estado do

corpo d'água antes do lançamento, a sua capacidade assimilativa, a quantidade e distribuição das chuvas, o uso do solo na bacia e o tipo e quantidade de poluente arrastado. Os impactos podem ser divididos em seis grandes categorias: alterações estéticas; depósitos de sedimentos; depleção da concentração de oxigênio dissolvido; contaminação por organismos patogênicos; eutrofização; e danos devido à presença de compostos tóxicos, como intoxicação e ou bioacumulação em organismos e biomagnificação na cadeia trófica (CAPMBELL et al., 2004; URBONAS e STAHRÉ, 1993).

A presente pesquisa insere-se dentro do projeto global do SWITCH/UNESCO, e objetiva o estudo da qualidade das águas de uma microbacia urbanizada (Brejo do Quaresma) no município de Belo Horizonte – MG, Brasil. O estudo compreende a caracterização qualitativa (parâmetros físico-químicos, químicos e microbiológicos) e quantitativa (precipitação e vazão) e a avaliação da origem e da influência de cargas poluidoras associadas aos usos e ocupações exercidas em seu solo.

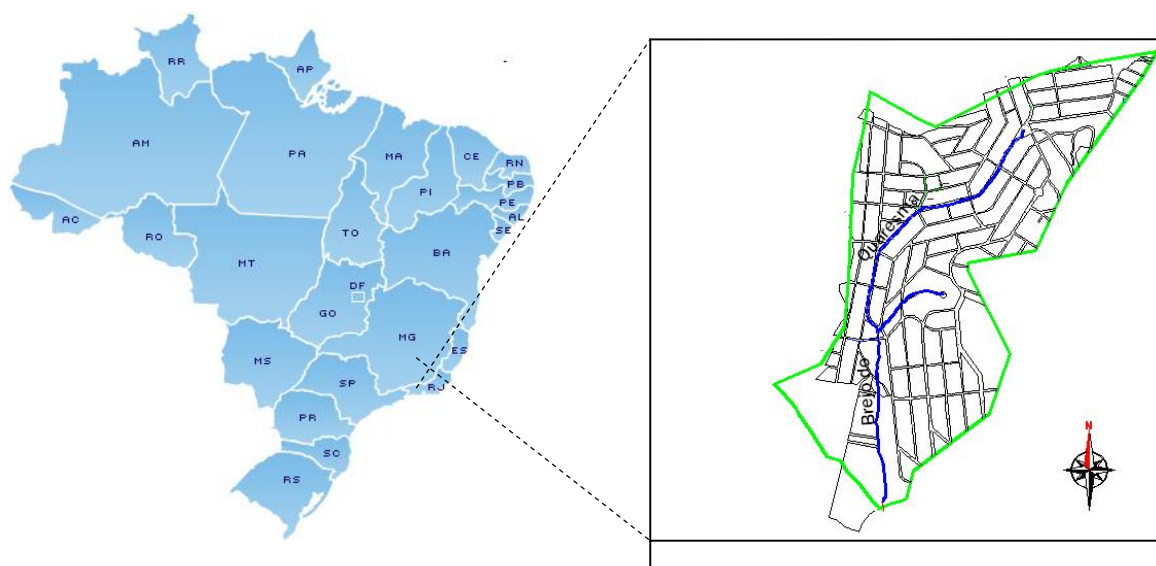
## **Metodologia**

### Área de estudo

A microbacia do córrego Brejo do Quaresma (Figura 1) localizada na região de Venda Nova, Belo Horizonte, é tributária da bacia elementar do córrego Vilarinho, a qual está inserida na bacia do ribeirão Isidoro, principal afluente do ribeirão da Onça, sub-bacia do rio das Velhas. Apresenta uma população estimada em 15.000 habitantes, com uma densidade populacional de 122hab/ha para uma área de drenagem 1,3 km<sup>2</sup> e índice de impermeabilização do solo próximo de 80% da área total (IBGE, 2000 In: PMS – BH, 2004/2007).

Características de um ecossistema impactado pela ação antrópica como trechos em sua extensão em leito canalizado aberto (260 m) e fechado (445 m), erosões no leito natural, margens ocupadas por construções irregulares, acúmulo de grande quantidade de resíduos sólidos e lançamento de esgoto doméstico na rede de drenagem de águas pluviais e diretamente no córrego devido à inexistência e parcialidade da rede coletora e interceptora de esgotos, são relatados no Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte (2004/2007) e no Diagnóstico Sanitário e Ambiental realizado na bacia elementar do Vilarinho pela Secretaria Municipal de Estrutura Urbana / DRENURBS (2002).

A microbacia possui uma bacia de detenção (seca) de águas de chuva do tipo aberta, denominada bacia de detenção Vilarinho onde é realizado o monitoramento das águas do córrego Brejo do Quaresma, e também onde será instalado o sistema de tratamento alternativo de suas águas. A bacia de detenção tem a função de regularizar os picos de vazão do córrego Vilarinho produzidos na chuva intensas através dos processos de retenção e infiltração de água no solo, e principalmente, a retenção temporária do volume excedente do córrego Vilarinho.



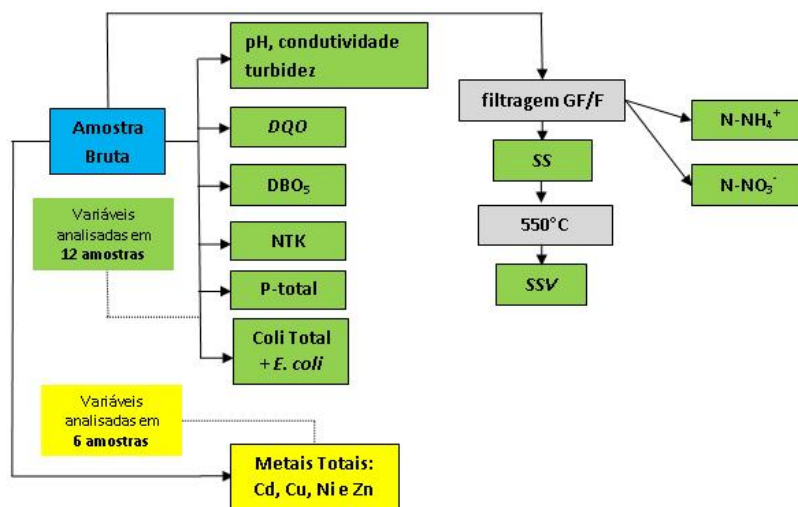
**Figura 1-** Localização da microbacia Brejo do Quaresma no município de Belo Horizonte – MG.

#### Caracterização Quali-Quantitativa

O monitoramento teve início em maio de 2007, com amostragens em tempo seco (ausência mínima de dois dias sem chuvas) e em eventos chuvosos. Para o tempo seco a programação é de 12 coletas, com amostragens realizadas a cada 30 minutos (alíquota simples de 500 mililitros) durante um período de 24 horas, totalizando 12 amostras compostas. Para os eventos chuvosos a programação é de 10 coletas realizadas a cada 10 minutos (alíquota simples de 1 litro) no início, durante e após a chuva em eventos de duração entre 2 e 4 horas.

A amostragem é realizada a jusante do canal principal da microbacia, através de coletas por meio de amostrador seqüencial automático da marca ISCO 3700, equipado com compartimento térmico (4°C) para preservação das amostras até a realização das análises nos laboratórios do DESA/UFMG, procedimento recomendado por descrito Agudo et al., (1987), AWWA (2005) e Bartram et al., (1996).

Para as amostras de água coletadas e compostas, são analisadas as variáveis integrantes dos parâmetros físicos, físico-químicos e microbiológicos consideradas mais significativas do ponto de vista sanitário, de acordo com as características de uso e ocupação do solo na microbacia, apresentadas pela Figura 2 abaixo, seguindo as recomendações da AWWA (2005) nos Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.



**Figura 2** – Variáveis analisadas e a preparação das amostras coletadas.

O monitoramento da quantidade de água dos córregos ocorre através das medições contínuas de precipitação, por meio das estações climatológicas (INMET/Pampulha), e da vazão através de medições de cotas e descargas nos pontos de amostragem para tempo seco. Em eventos chuvosos está sendo utilizado o modelo STORMWATER 5.0 (USEPA), bloco “Runoff”, para simulação hidrológica de chuva em vazão, através do escoamento gerado nas áreas urbanas e sua propagação na superfície ou em canais de forma simplificada. Dos dados de entrada do modelo, destacam-se dentre eles as metodologias para a definição do: coeficiente de impermeabilização (CI) do solo, efetuada através do método Méthode Estatistique (Franceis,1986), para tal, utilizou-se uma densidade de pontos de 0,5 pontos/cm<sup>2</sup>, para uma probabilidade de acerto de 99%; e do coeficiente de escoamento superficial (CN) definido pelo método proposto em Soil Conservation Service (1957), na qual, foi adotado o critério binário na distinção de permeabilidade da área, ou seja, área permeável ou área não-permeável, para o CN da equação utilizou-se o valor de 77, baseado no valor de CN sugerido em bacias urbanas.

#### Testes Estatísticos

A análise estatística dos resultados obtidos no monitoramento (qualidade e quantidade) e das cargas calculadas está sendo realizada com a finalidade de se obter uma melhor compreensão da distribuição e variabilidade dos dados no tempo seco e nos eventos chuvosos (Figura 3.), através da aplicação de testes fornecidos pelo pacote estatístico STATISTICA 6.1 (StatSoft, Inc., 2003).

A normalidade dos dados está sendo checada com a utilização dos testes Qui-quadrado -  $\chi^2$  (NAGHETTINI e PINTO, 2007) e Kolmogorov-Smirnov (CONOVER, 1999), ao longo de toda campanha de amostragem, tempo seco e eventos chuvosos, considerando a hipótese de que os dados não se comportam distribuídos normalmente em torno da mediana, com nível de significância (p) menor que 5% ( $p < 0,05$ ) e nível de confiança maior que 95%.

Os testes de variância, paramétricos e não paramétricos, estão sendo realizados entre os resultados das condições extremas de tempo, representadas pelos grupos de dados, tempo seco e eventos chuvosos, com nível de confiança de 95% ( $p < 0,05$ ). O teste paramétrico utilizado para a análise de variância é o One-Way-Anova, derivado do teste ANOVA (Analysis of Variance), segundo USEPA (1998) é uma extensão do teste t de student. Os testes não paramétricos das amostras independentes são: Mann e Whitney (CONOVER, 1999) para avaliar diferenças nas medianas observadas entre dois grupos de amostras; Wald-Wolfowitz

(NAGHETTINI e PINTO, 2007) para avaliar a hipótese de que duas amostras foram retiradas de duas populações que diferem em algum aspecto, isto é, não apenas com respeito à mediana, mas também com relação à forma geral da distribuição; e Kolmogorov-Smirnov (CONOVER, 1999) para comprovar a homogeneidade dos dados tanto pela diferença nas dispersões ou na assimetria dos dados quanto pela diferença entre as medianas.

#### Cálculo das cargas poluidoras

As cargas poluidoras geradas e transportadas pela microbacia do córrego Brejo do Quaresma nos períodos, seco e chuvoso foram mensuradas, através do produto entre as concentrações médias e as vazões inferidas. As cargas foram estimadas em período seco e chuvoso para um período de contribuição anual.

A estimativa de cargas anuais contribuintes geradas e transportadas pela microbacia em tempo seco foi efetuada pela equação 1. A carga em tempo seco fundamentada como o produto da concentração e vazão pelo dias secos do ano foi baseada na equação tradicional de cálculos de cargas e nas condições qualitativas das águas do córrego Brejo do Quaresma.

$$Carga_{tempo\ seco} \text{ (ton/km}^2\text{.ano)} = \left( \frac{\left( \frac{\sum (C_t \times Q_t)}{T} \right) \times f}{A} \right) \times d_{seco} \quad \text{equação 1}$$

onde: Carga tempo seco é a carga anual gerada e transportada pela microbacia em tempo seco (Kg/km<sup>2</sup>.ano); C é a concentração no tempo (mg/l); Q é a vazão no tempo (m<sup>3</sup>/s); T duração do tempo monitorado (dias); f o fator de conversão entre as unidades (86,4); A é área da bacia hidrográfica (km<sup>2</sup>); e dseco é o tempo total no ano sem precipitações (convertido em dias).

O cálculo da estimativa de cargas nos eventos chuvosos (equação 2) foi realizado através do método simplificado da Concentração Média do Evento – CME, apresentado em Urban Water (2008), Clar et al. (2004), USEPA (1990), Choe et al. (2002), Burton e Pitt (2002). O modelo empírico simplificado, denominado método simples, para estimativa de cargas geradas em eventos chuvosos, é baseado no método racional de hidrogramas de chuva (bacias com até 500 ha) e na CME monitorada (equação 3) ou adotada.

$$Carga \text{ (ton/km}^2\text{.ano)} = CME \times (Cf \times I \times A) \quad \text{equação 2}$$

onde: CME é a Concentração Média do Evento chuvoso (mg/l); Cf coeficiente de runoff; A área da bacia hidrográfica km<sup>2</sup>; I é a Intensidade anual da precipitação na bacia (mm/ano).

$$CME = \frac{M}{V} = \frac{\int_0^t C_t Q_t dt}{\int_0^t Q_t dt} = \frac{\sum C_t Q_t \Delta t}{\sum Q_t \Delta t} \quad \text{equação 3}$$

onde: CME é a concentração média do evento chuvoso monitorado (mg/L); M a massa total de poluente durante o evento (g); V o volume total durante o evento (m<sup>3</sup>); t o tempo (s); Ct a concentração no tempo t (mg/L); Qt a vazão no tempo t (m<sup>3</sup>/s) e Δt o intervalo de tempo (s).

Portanto, para a estimativa anual de cargas totais geradas e transportadas pela microbacia do córrego Brejo do Quaresma foram somadas as cargas anuais calculadas em tempo seco e em eventos chuvosos, como é apresentado pela equação XX.

$$Carga\ Total_{anual} \text{ (ton/km}^2\text{.ano)} = Carga_{tempo\ seco} + Carga_{chuva} \quad \text{equação 4}$$

#### **Resultados e Discussão**

As condições de qualidade monitoradas em tempo seco e em eventos de chuva são representadas através

das estatísticas descritivas das variáveis na tabela 1. Conjuntamente são expostos Valores Máximos Permitidos (VMP) para corpos hídricos de água doces classe 2 conforme a resolução CONAMA 357/05, valores reportados do Programa Nacional de Monitoramento de Drenagem Urbana (NURP) realizado nos EUA (EPA, 1983; EPA 2004) e valores típicos de esgotos domésticos reportados pela literatura, para que se possa ter uma comparação com as condições de qualidade apresentadas nos corpos hídricos monitorados. Observa-se que as condições de qualidade monitoradas em tempo seco (oito coletas) apresentaram concentrações médias típicas de esgotos domésticos, com valores muito superiores aos permitidos para o enquadramento do corpo hídrico, de acordo com a legislação em vigor (Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG 1/2008).

Os eventos chuvosos monitorados (quatro coletas) apresentaram resultados de Concentração Média do Evento (CME), ou seja, valores médios das variáveis no decorrer do evento monitorado, superiores também aos permitidos para o corpo hídrico em questão enquadrado como classe 2 (Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG 1/2008).

**TABELA 8.** Estatísticas descritivas das concentrações observadas na microbacia estudada e valores designados na legislação ambiental e de referências.

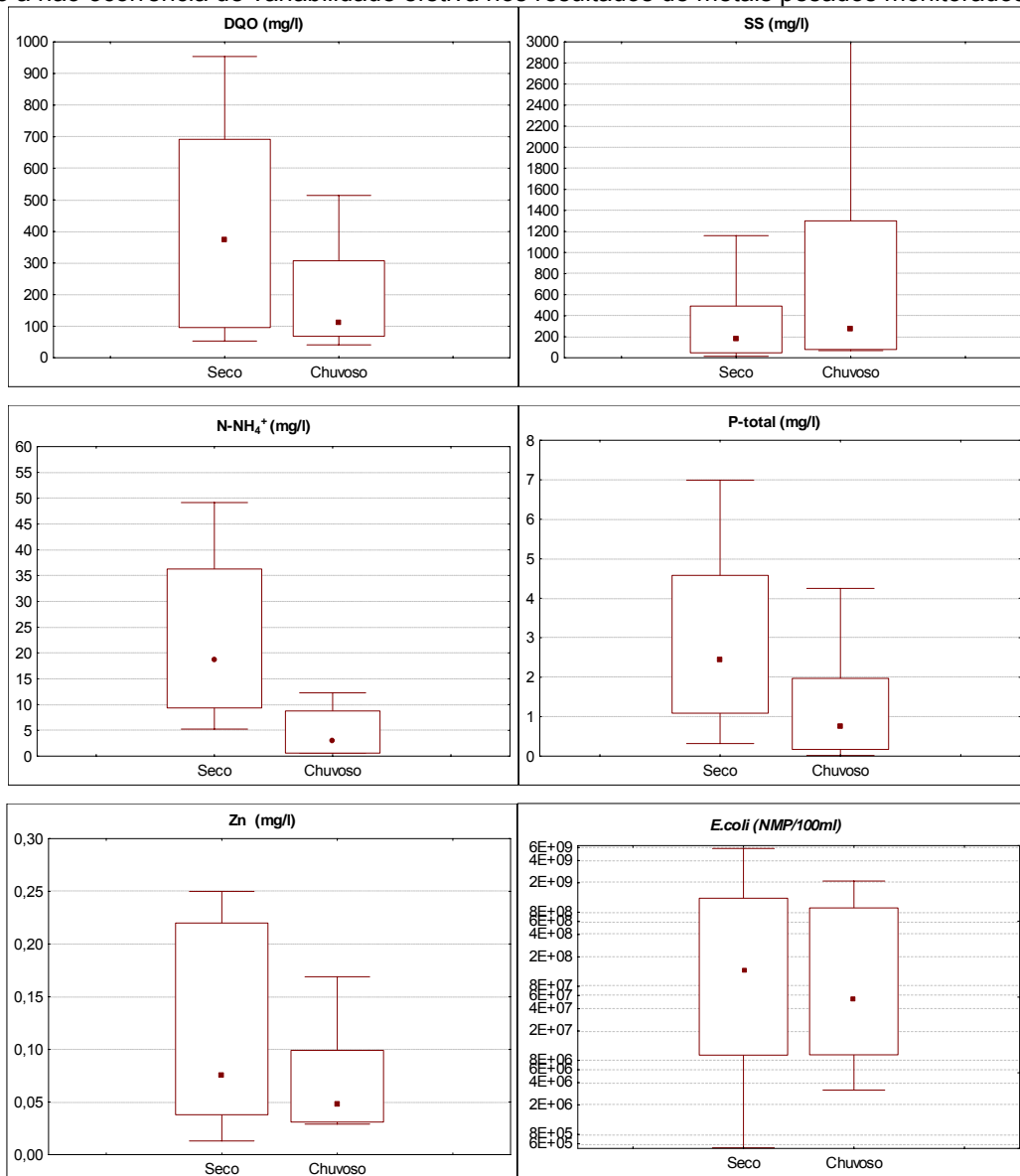
		<i>DQO</i> (mg/l)	<i>DBO<sub>5</sub></i> (mg/l)	<i>SST</i> (mg/l)	<i>E.coli</i> (NMP/100ml)	<i>NTK</i> (mg/l)	<i>P-</i> <i>total</i> (mg/l)	<i>Zn</i> (ppb)
<b>Classe2</b> <b>357/05</b>	<i>VMP</i> <sup>(5)</sup>	-	5	100	10 <sup>3</sup>	-	0,1	180
	<i>Faixa</i> <i>(1)</i>	70 - 954	16 - 550	27 - 1160	5 x10 <sup>5</sup> - 2,9x10 <sup>9</sup>	11 - 51	0,5 - 6	13 - 114
<b>Tempo</b> <b>Seco</b>	<i>Média</i> <i>(2)</i>	474	220	319	2,1 x10 <sup>8</sup>	27	2,7	25
	<i>Coef.</i> <i>Var.</i> <sup>(3)</sup>	0,4	0,5	0,6	-	0,4	0,5	0,7
	<i>Faixa</i> <i>(1)</i>	77 - 169	16 - 67	825-2132	5x10 <sup>7</sup> -8,2x10 <sup>7</sup>	1,6 - 3,4	0,2 - 1,9	49 - 84
<b>Tempo</b> <b>Chuva</b>	<i>CME</i> <sup>(4)</sup>	123	42	1480	6,5 x10 <sup>7</sup>	2,5	1,1	70
	<i>Coef.</i> <i>Var.</i>	1	1,2	0,8	-	1,6	1	0,6
<b>NURP</b> <b>(USA)</b>	<i>Coef.</i> <i>Var.</i>	0,5-1	0,5-1	1-2	-	0,5-1	0,5-1	0,5-1
	<i>CME</i> <sup>(4)</sup>	65	9	100	1,5 x10 <sup>5</sup>	1,5	0,33	160
<b>Esgoto</b> <b>Bruto</b> <b>6)</b>	<i>VMP</i> <sup>(5)</sup>	250 - 400	450 - 800	200 - 450	10 <sup>6</sup> -10 <sup>9</sup>	35 - 60	4 - 15	20-7680

(1) Valores mínimos e máximos observado no monitoramento. (2) Média Aritmética. (3) Coeficiente de Variação. (4) Concentração Máxima do Evento. (5) Valor Máximo Permitido. (6) Adaptado de USEPA, (1999) e von Sperling (2005).

Os testes estatísticos de normalidade aplicados, separadamente nos resultados em tempo seco e nos eventos monitorados determinaram uma distribuição não normal para as variáveis de qualidade monitoradas em cada período amostrado, exceto para o parâmetro pH, confirmando a hipótese de que os dados não se distribuem normalmente em torno da mediana para um nível de confiança de 95%.

Os testes de variância aplicados entre os resultados em tempo seco e eventos chuvosos apresentaram para

os parâmetros monitorados uma significativa variabilidade, para um nível de significância de 5%, exceto para os metais pesados como é observado na figura 4. No entanto, observa-se que os resultados das concentrações de metais variaram de um período monitorado para outro, mas os testes estatísticos de variância propõem uma avaliação não somente com relação a diferença e a dispersão entre às medianas, mas também com relação à forma geral da distribuição de toda a amostra. E dessa forma podendo ser justificado a não ocorrência de variabilidade efetiva nos resultados de metais pesados monitorados.



**Figura 4-** Gráficos box-plot das concentrações dos parâmetros monitorados, dos períodos seco e chuvoso, representadas por estatísticas descritivas (Mediana; Percentis; Faixas).

As variações diurnas (24 horas) das concentrações dos parâmetros monitorados em tempo seco podem ser correlacionadas com hidrogramas típicos de esgotos domésticos em áreas urbanas. Tais variações são representadas através das concentrações de DBO5 e SS (Sólidos Suspensos) na figura 5. Tal fato pode ser explicado devido à ausência de interceptores ao longo do Brejo do Quaresma, causando o lançamento de esgoto bruto no leito do córrego, cuja vazão predominante se torna a de esgotos.

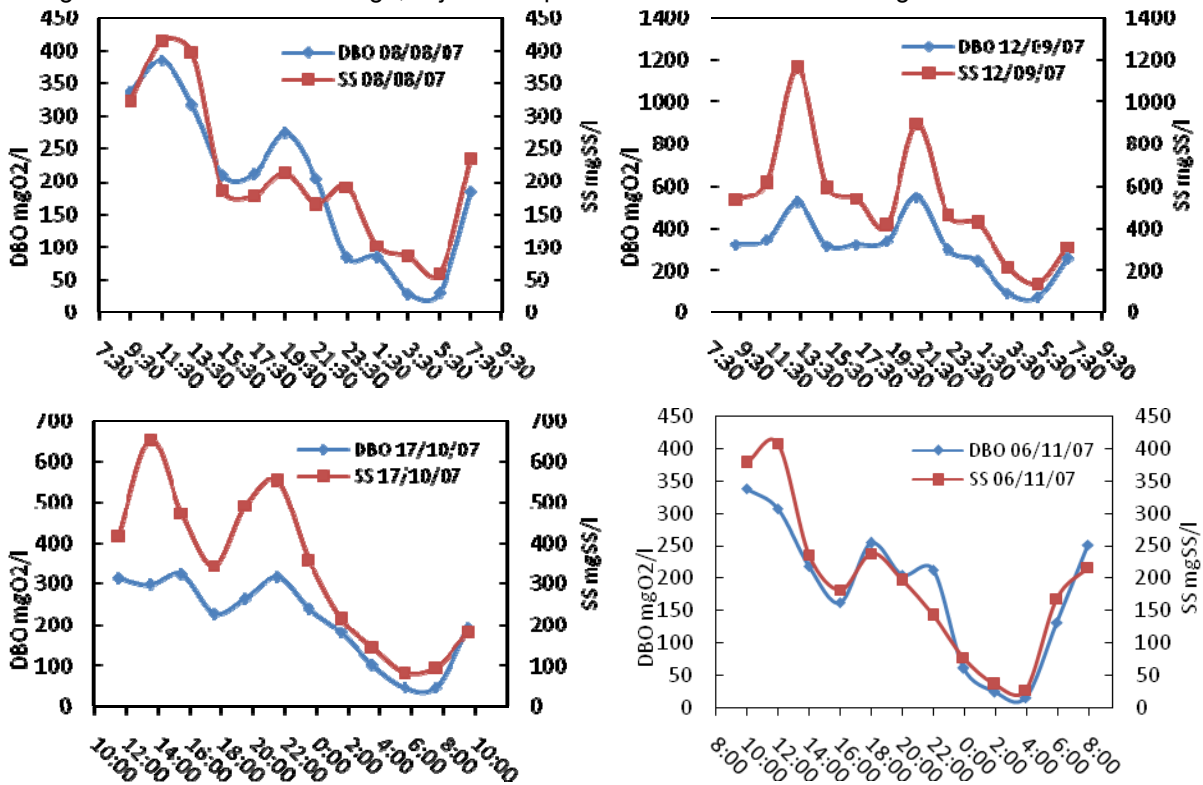
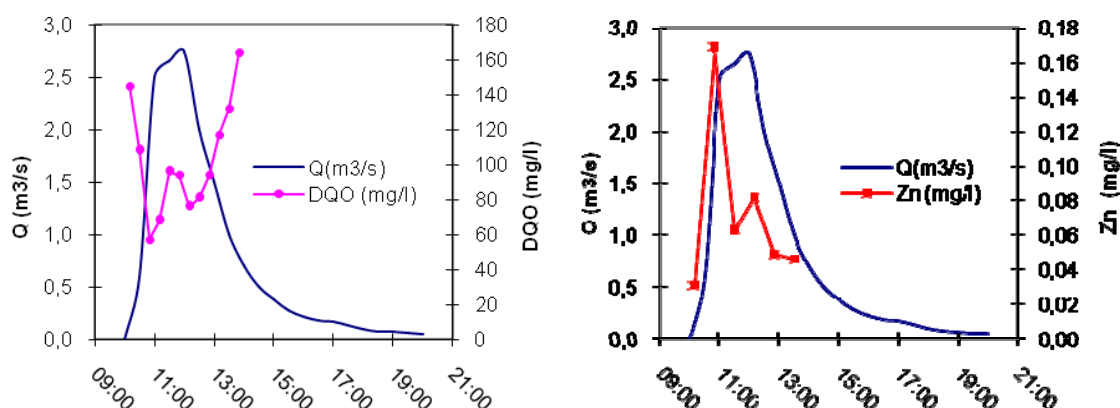


Figura 5 – Séries temporais diurnas de DBO5 e SS no córrego Brejo do Quaresma.

Nos eventos chuvosos monitorados, as variações das concentrações são representadas pela curva do polutograma, conjuntamente com a curva do hidrograma de chuva do evento. Os parâmetros SST, Turbidez e os metais (Zn e Cu) apresentaram nos eventos monitorados um pico no polutograma antecipado, de 20 a 30 minutos, do pico de vazão produzida pelo escoamento superficial das águas de chuva (hidrograma), tendenciando ao fenômeno da carga de lavagem ou primeira lavagem (first flush). A DBO5 e DQO durante alguns eventos, suas concentrações oscilaram gerando vários picos ou diminuíram bruscamente, ambos com o aumento da vazão. A figura 6 apresenta as variações de DQO e Zn no evento do dia 24/02/2008.





**Figura 6** – Hidrogramas e Polutogramas do evento do dia 24/02/2008 das variáveis DQO e Zinco.

As cargas geradas na microbacia e transportadas pelo córrego Brejo do Quaresma durante os períodos monitorados (seco e chuvoso) e as estimativas anuais são apresentadas na tabela 2. As considerações adotadas para a estimativas de cargas foram: dias secos no ano; vazão tempo seco (60l/s); área da microbacia (130 ha); Intensidade de precipitação na bacia (1.589mm/ano) para um período de retorno de 10 anos e duração de 30 minutos; Coeficiente de runoff (0,9).

**Tabela 9** – Cargas médias geradas de SS, DBO, NTK e P-total na microbacia durante os períodos monitorados e a estimativa anual.

	Unidades	SS	DBO <sub>5</sub>	NTK	P – total
Seco	ton/d	1,6	1	0,13	0,02
	ton/ano	580	331	45	5
Chuvoso	ton/ano	11	2	0,11	0,02
<b>Total</b>	ton/ano	591	333	45,11	5,02

O equivalente populacional das cargas geradas em tempo seco para DBO<sub>5</sub> foi de 17.900 habitantes aproximadamente, e para os evento chuvosos (desconsiderando a carga de tempo seco, ou seja, a carga de base) foi de 24 habitantes, considerando valores de contribuição per capita de 54gDBO/hab.dia. Observa – se que as cargas elevadas de macronutrientes (C, N, P) em tempo seco se justificam devido à ineficiência do sistema de esgotamento sanitário na bacia, e as altas cargas de SS transportadas pelo córrego durante os eventos chuvosos podem estar relacionadas aos processos erosivos no canal e também aos resíduos sólidos urbanos despejados.

### Conclusão

As condições de qualidade das águas, da microbacia do córrego Brejo do Quaresma, monitoradas em tempo seco e nos eventos chuvosos apresentam-se altamente impactadas, e assim, sem condições de cumprir com seus usos preponderantes, segundo a legislação local, devido à contaminação por fontes pontuais e não pontuais de poluição.

Em tempo seco, o comportamento do corpo hídrico tanto em qualidade e quanto em quantidade apresentou-se ditado pelo padrão de lançamento de esgotos domésticos, devido ao ineficiente sistema de esgotamento sanitário local. Nos eventos chuvosos, destaca-se também a geração de cargas com alto potencial poluidor e diretamente proporcionais ao uso e ocupação do solo na microbacia, apontada principalmente pelos sólidos em suspensão.

A utilização da concentração média do evento (CME) proporciona um bom indicativo do potencial de descarga de um evento, no entanto, deve-se atentar para as concentrações geradas na carga de lavagem, como no caso do Zinco que apresentou um pico no polutograma duas vezes maior do que a CME. Portanto, conforme LEE et al (2007) a utilização de CME para a caracterização da poluição difusa pode subestimar o potencial máximo de descarga do evento, e esta deve ser usada com restrições para não interferirem na interpretação das descargas de risco.

Para os eventos de chuva monitorados, aqueles que apresentaram os maiores volumes de precipitação corresponderam com as maiores CME das variáveis monitoradas, diferenciando de resultados de outras pesquisas como o NURP (1983). A intensidade da chuva e o tempo seco entre os eventos foram semelhantes nos eventos monitorados, e provavelmente influenciaram em menor escala nas concentrações das variáveis monitoradas do que o volume.

O trabalho realizado de caracterização das condições de qualidade da água e da estimativa das cargas poluidoras na microbacia urbanizada estudada, Brejo do Quaresma, nos períodos seco e chuvoso, conceitua bem a necessidade do conhecimento e avaliação de um corpo hídrico em uma área urbana sob diferentes das condições hidrológicas.

## Referências

- BELO HORIZONTE. SECRETARIA MUNICIPAL DE ESTRUTURA URBANA (DRENURBS). Programa de Recuperação Ambiental e Saneamento dos Fundos de Vale dos Córregos em Leito Natural: Diagnóstico Sanitário e Ambiental da bacia elementar do córrego Vilarinho - Lote 5. Volume 1 - tomo i. Belo Horizonte: abril, 2002.
- BURTON, G.J.A.; PITT, R. Stormwater effects handbook : a toolbox for watershed managers, scientists, and engineers. Washington, DC: Lewis Publishers, 2002. 929p.
- CAMPBELL, N. et al. Diffuse Pollution: An introduction to the problems and solutions. London: IWA Publishing, 2004.
- CONOVER, W.J. Practical Nonparametric Statistics. New York, USA: John Wiley & Sons, Inc., 1999. 584 p.
- LEE, H.; SWAMIKANNU, X. Design of stormwater monitoring programs. Water Research, vol. 41, pp.4186-4196, 2007.
- Ministère de l'Urbanisme, du Logement et des Transports. Méthode Estatistique. Lyon: Délégation aux techniques de l'Aménagement – Service Technique de l'Urbanisme, 1986.
- NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. Hidrologia Estatística. Boletim Técnico CPRM, 2007, 552P.
- URBONAS, B.; STAHRÉ P. Stormwater - Best management, practices and detention for water quality, drainage, and CSO management. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1993, 449 p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Results of the Nationwide urban runoff program. Volume 1 – Final Report. Water Planning Division, U.S. USEPA, Washington, DC. 1983.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Techniques for tracking, evaluating and reporting the implementation of nonpoint source control measures: Urban. Washington, DC: 1998.
- United States Environmental Protection Agency. Combined Sewer Overflows Guidance for Monitoring and Modeling. Office of Wastewater Management. Washington, DC 20460. January 1999
- VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3 ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais / Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1, 2005, 452 p.

# **Instream treatment facility for creek revitalization, Belo Horizonte (Brazil) – setup and pollutant load.**

Martin SEIDL \*, Paulo CASTRO\*\*, Nilo NASCIMENTO\*\*\* and Marcos VON SPERLING\*\*

\* Université Paris-Est, ENPC Cereve, 6-8 ave B.Pascal, F77455 Marne la Vallée cedex 2 France (E-mail: martin.seidl@cereve.enpc.fr) & UFMG EHR, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. do Contorno 842, 30110-060 - Belo Horizonte, MG, Brazil

\*\* UFMG DESA, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. do Contorno 842, 30110-060 - Belo Horizonte, MG, Brazil

\*\*\* UFMG EHR, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. do Contorno 842, 30110-060 - Belo Horizonte, MG, Brazil

## **Keywords**

Urban drainage, waste water treatment, diffuse pollution control

## **Abstract**

This paper aims to present a detailed setup of the area of Vilarinho experiment, where a detention pond in a poor peripheral area of Belo Horizonte (Brazil) will be revitalized and combined with an artificial wetland and a public playground. The paper will present results for pollutant fluxes during dry weather and wet weather periods, prior to the wetland construction, based on two-hourly sampling for dry weather and ten minutes sampling for wet weather. The paper discusses the changes in fluxes of principal pollutants. As the area should be opened to public, health risks are evaluated by coliforms.

## **INTRODUCTION**

The cities of industrialized countries are generally using a sewer system to collect and transport their wastewaters to a common point outside of the urbanized area, where a treatment system removes the nutrients and the carbon in excess, preserving the natural water resources. In less industrialized countries there may exist only a collecting and intercepting system to transport the wastewaters out of the city. In the worst case, in the absence of intercepting lines or wastewater treatment plants, a direct discharge to urban streams or canals occurs and the creeks turn out to be a part of the collecting system.

Belo Horizonte is one of the largest cities in Brazil, with a population around 2.5 million inhabitants. One of the biggest public works projects in the city is the Program of Environmental Recovery and Sanitation for Belo Horizonte (Drenurbs). Its aim is to clean 73 polluted streams (30% of total), equivalent to 140 km of watercourses, integrating them into the natural landscape of the city. The program includes action on basic sanitation, flood control procedures and habitation replacement. These works will benefit 49 per cent of the population and represent the greatest financing project

ever undertaken in the history of Belo Horizonte, being co-financed by the Inter-American Development Bank (IADB). Drenurbs has established a priority scale for all urban creeks based on general environmental situation, necessity of reallocation of dwellers due to the environmental risks caused by the occurrence of water-transmitted diseases or floods. The watershed used for our study (see below) is on the priority rank 36 for revitalization established by the master plan for sanitation of Belo Horizonte for the 256 urban watersheds (PBH 2006)

In Belo Horizonte the main limitation is the lack of interceptors, to transport the sewage to the existing waste water treatment plant (WWTP). From the necessary about 600 km of sewers, about 300 km have already been implanted. The existing WWTP capacity is actually greater than the flow collected. The existing sewers collect about 93% of the population, but only half of it is treated. The investments, including sanitation, revitalization of urban creeks and flood control foresee for the 10 priority watershed about 718 million R\$ (PBH, 2004). To preserve the water resources a big effort is needed to double the natural water ways by collectors and interceptors, or less effort might be spent to constructing a (temporary) instream facility. In Belo Horizonte such an instream facility already exists to protect the lake of Pampulha, the city's main reservoir. An air flotation plant with capacity of 1 m<sup>3</sup>/s was built, at the entrance of the lake to treat the most important incoming stream.

Within the European project SWITCH (Managing Water for the City of the Future) and the Brazilian program PROSAB (Pesquisas em Saneamento Básico), two small urban watersheds have been chosen to test alternative technologies for the treatment of diffuse pollution and run-off. In the Quaresma watershed was chosen for an artificial wetland treatment of diffuse pollution. The principal objective of the project is the evaluation of the dry weather and wet weather fluxes and the effectiveness of their treatment by the constructed wetland.

Because of lack of open space was decided to use an existing detention pond and to use it partially for the construction of a small-scale wetland. The facility should regulate at the same time the hydraulic flow during wet weather, treat the flux of pollutants during dry weather and serve as open green space for the habitants.

The difficulty of the project is not only the space limitation, but also the presence of shanty towns upstream, accompanied by an important flux of solid waste (garbage), presence of domestic animals (cows, pigs) and insecurity (drugs), creating additional difficulties for the sampling procedures and the management of the facility. To improve the community compliance with the new urban equipment, a social screening was done with the inhabitants living within a perimeter of 1 kilometre from the detention pond. More than 100 households were visited with a questionnaire about the living conditions, the perception of the detention pond and the willingness to contribute to its management (Seidl et al 2007,). The results showing an important compliance with the area and the desire to use the detention pond as a safe community space, were resituated to the community during a half-day of public mobilization. The wetland construction should be accompanied by a yearly campaign of community mobilization to help, the management of the future urban area. Nowadays the inhabitants are already participating in the water quality sampling campaign, making it possible to install and use safely the sampling devices.

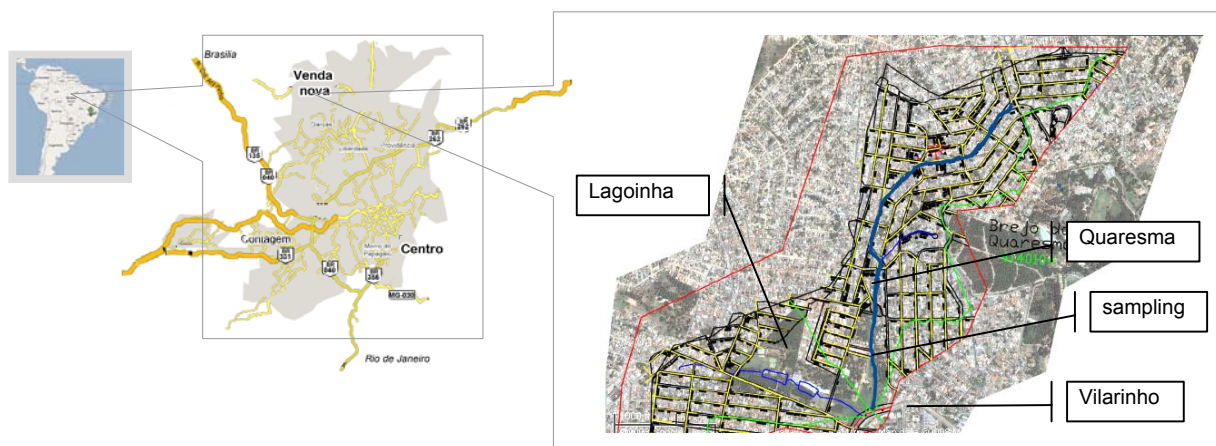
The future treatment facility will be a "pilot" on a real scale to test the functioning in difficult

environmental and social condition. The behaviour of the subsurface units will be tested with different filling materials, high levels of organic and solid loadings and possible flooding periods. The wetland will serve the local authorities to learn to manage a new type of waste water treatment equipment and to learn to manage it within a community. Far more the whole are should be accessible to public to serve for environmental education and space of leisure.

## MATERIAL AND METHODS

### Study area

The urban creek Quaresma is situated at the south limit of the urban area of the city of Belo Horizonte and is a tributary of the more known creek of Vilarinho. The creek of 1500 meters drains a watershed of 120 hectares, containing principally residential habitation and a low income population of about 15 000 inhabitants (122 inhab/ha). The upper part of the creek is closed and canalised, whereas the lower part is open in semi natural bedding. The sampling station is situated at the upper end of the detention pond, about 1000 meter from the creek origin (Figure 1).



**Figure 1: Position of the watershed and study area. The red line indicates the limits of the watershed (approximate scale 1:250).**

### Water quality analysis

Standard water quality parameters were monitored to estimate the pollutant load during dry weather and wet weather periods. The samples were taken on working days, by an automatic sampler (ISCO 3700) triggered by time or by level impulse. During the dry weather period the sample is cooled by ice. The sampling is proportional to time, during 24 hours with a 2 hour frequency during the dry weather period and during 2 hours with a 10 minutes frequency during wet weather events. The samples are transported immediately after the end of sampling to laboratory for treatment and

analysis.

For each sampling 12 samples are analysed for main pollutants, C, N and P and 2 subsequent samples are mixed for analysis of pathogens, organic micro-pollutants and heavy metals. Table 2 indicates the main chemical species analysed. The organic micro pollutants were analysed after solid extraction according to Zgheib et al (2007). The chemical species were analysed according to AWWA (2005), colorimetry for the nutrients, AAS flame/ ICP for the heavy metals and GC (RTX-5 SilMS) for the PAH. The PAH measured correspond to the 16 proprietary PAH established a proprietary by the EPA (1984.)

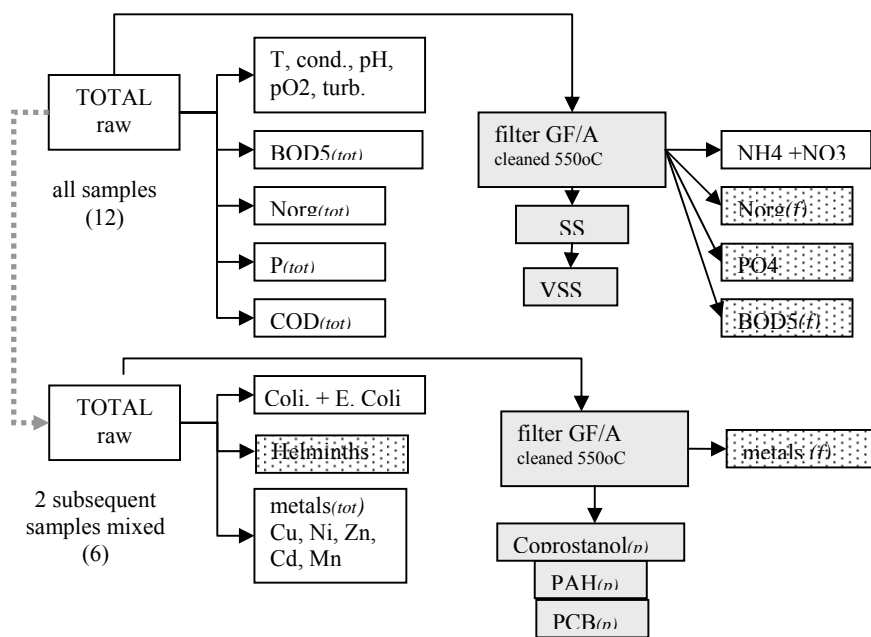


Figure 2:

Parameters analysed. Blank boxes indicate analysis in liquid phase, grey boxes indicate analysis on particulate matter and “pointed” boxes indicate analysis to be implemented

## RESULTS AND DISCUSSION

### Organic matter and nutrients

During the dry weather the water quality parameters show for the Quaresma creek a clear day-night cycle with the very high means of 226 mg BOD5/L and 17.8 mg NH4-N/l. N. The impact of discharge of the waste water is underlined by the almost constant concentration of pathogens indicators like *E. coli* with a mean above  $10^8$  MPN/100 ml (Figure 3, Table 1).

Using the mean conductivities of local drinking water (170  $\mu$ S/cm), of a reference creek Lagoinha (274  $\mu$ S/cm), of our creek Quaresma (550  $\mu$ S/cm) and that of waste water (660 – 778  $\mu$ S/cm) we can

estimate that the proportion of waste water is between 55% and 70%. Assuming that no waste water is collected in the watershed of Quaresma and that most of the drinking water consumed (150 L/hab/day) returns to the creek as waste water, we obtain that 60% of the flow is due to waste water.

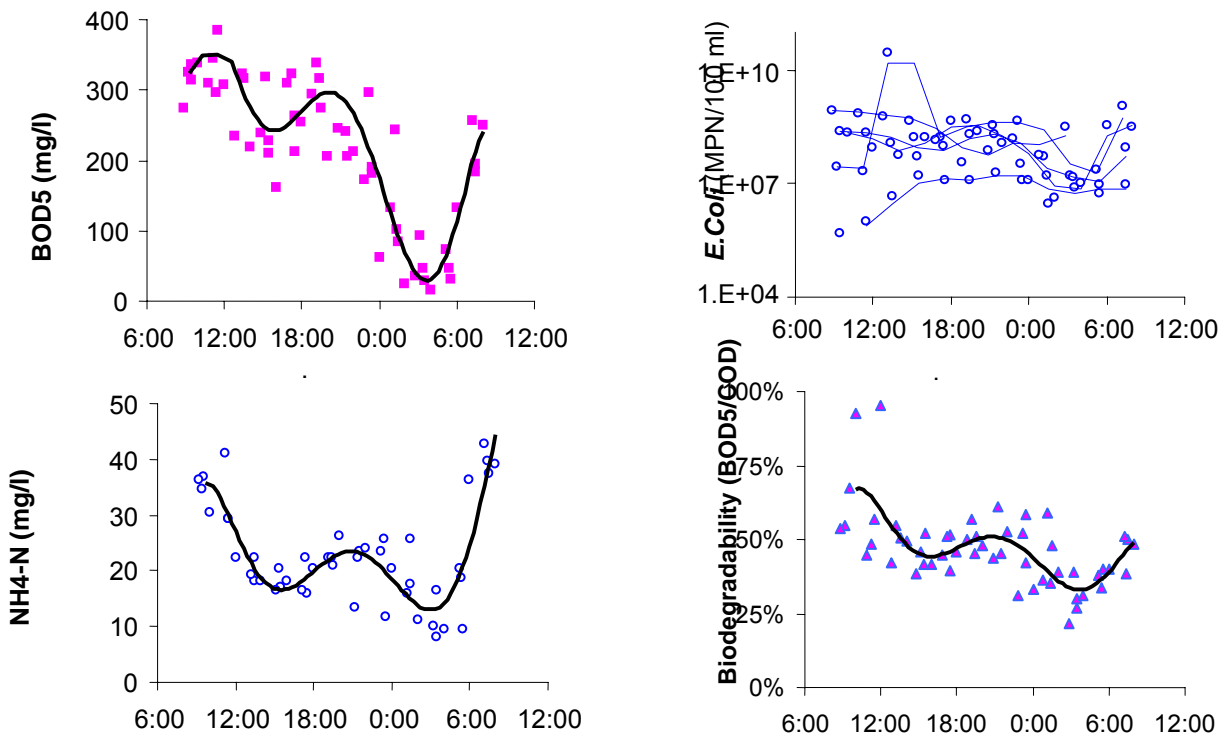


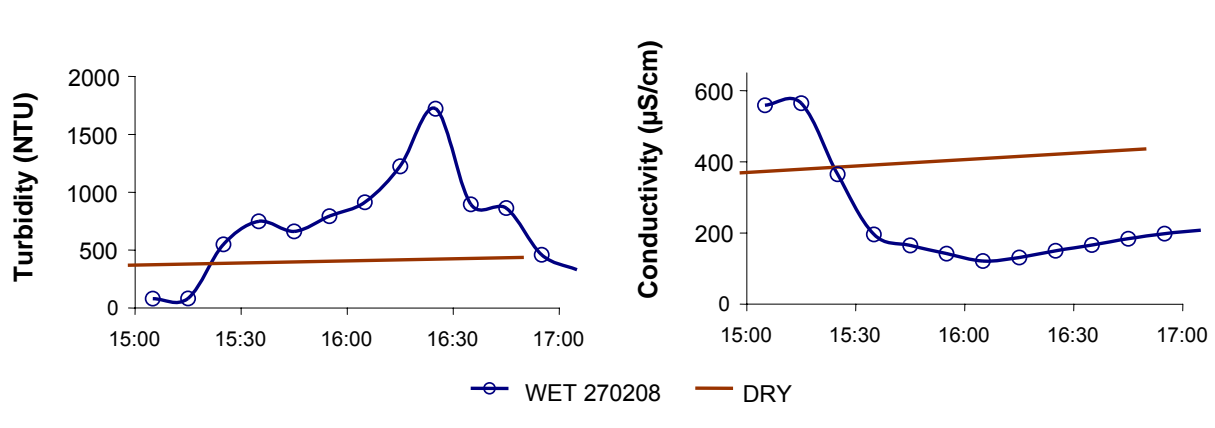
Figure 3 a, b, c, d: Water quality parameters for the urban creek Quaresma, during dry weather from June to December 2007. The points represent 5 dry weather campaigns of 24 hours. The solid line represents the polynomial regression.

The solids transported are about 58 % composed of organic matter, but there is no relation with the day / night cycle. The composition of the organic matter remains the same during the day, about 50 % of the organic matter is biodegradable, but there is no correlation between organic matter content and its biodegradability. The N/P ratio is about 5.7.

**Table 1: Mean concentrations and flow for the Quaresma creek, based on 5 dry weather campaigns of 24 hours held from June to December 2007**

	Cond. ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	BOD5 (mg/l)	COD (mg/l)	SS (mg/l)	MVSS (%)	NH4+ (mg-N/l)	P-total (mg-P/l)	<i>E.coli</i> (/100ml)	flow (l/s)
mean	550	226	452	367		17.8	2.64	6.75E+08	60.8
std dev	109	117	209	342		7.0	1	--	12.6

The suspended solids content during the dry period is very high for an urban river, even if the waste water contribution is taken into account. The relatively low organic matter content of the suspended solids indicates a mineral contribution, most probably from the land erosion in the open channel.



**Figure 4 a, b: Water quality parameters for the urban creek Quaresma, during wet weather event of 27 February 2008. The solid line represents the evolution of concentration during the dry weather at the same moment.**

The contribution of the erosion is more evident during wet weather events when the solid contents goes up to several grams per litre (Figure 4) and the dark colour of water becomes red coloured by the laterite present in the region. The cumulative rain fall for this event, was about 29 mm, causing a peak flow of 2.7 m<sup>3</sup>/s bringing up to 1700 mg/l of suspended matter. The biodegradability estimated as BOD /COD is almost the same during this rain event, suggesting dilution of the waste water flow.

**Table 2: Mean concentration and flow for the Quaresma creek for the first wet weather campaign in February 2008.**

	Cond. (µS/cm)	BOD5 (mg/l)	COD (mg/l)	SS (mg/l)	NH4+ (mg-N/l)	P-total (mg-P/l)	<i>E.coli</i> (/100ml)	Peak flow (l/s)
mean	242	183	87.5	1119	--	--	8.59E+07	2700

### Micro pollutants

Tables 3 and 4 show results of metals and PAH at the Quaresma creek. During the dry weather period the heavy metals show a slight impact of the urbanisation on the water quality which can be found generally in urban rivers. The relatively low levels reflect the absence of industry and high



traffic in the watershed. The rain periods show an effect of dilution, also visible for conductivity.

**TABLE 3: Total metal contents for 3 dry weather diurnal cycles in 2007 and 3 wet weather events at the beginning of 2008.**

total metal (µg/L)	cadmium	copper	nickel	zinc
DRY weather	<2	24	17	95
WET weather	2.0	14	4.9	58

**TABLE 4: PAH for one dry weather diurnal cycle (n=6) in September 2007. It's supposed that the PAH measured on solid phase are approximately the same as the total contents due to high adsorption of the PAH on suspended matter.**

PAH	Fluorene	Phenanthrene	Fluoranthene	Benzo(a)-pyrene	Indeno(123)-pyrene	Benzo(ghi)-perylene
<b>solids</b> (ng/mg-SS)	0.126	0.260	0.219	0.113	0.255	0.250
<b>water</b> (ng/L)	82.6	156.9	127.4	75.1	167.4	167.8

From the organic micro pollutants analysed up till now, the PAH show relatively low contamination during the dry weather. The results of heavy metals suggest that the concentration to expect during wet weather events will be lower. The levels are sufficiently low to permit eventual reuse of water or vegetal biomass produced.

### **Artificial wetland**

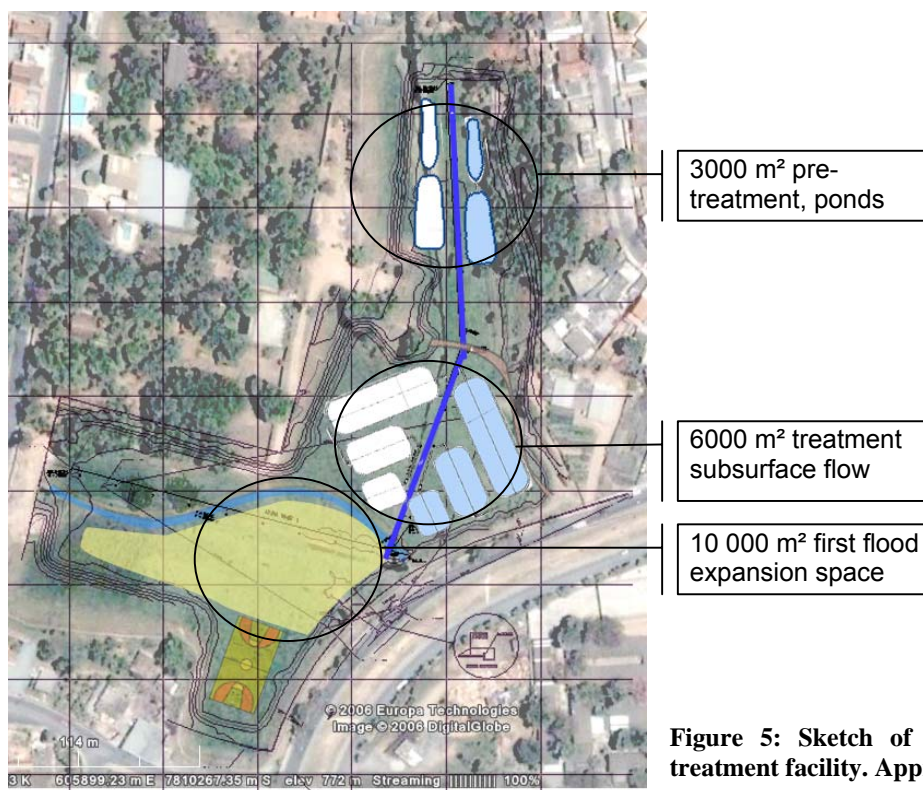
From the above results we can calculate that the BOD5 load is about 1200 kd/day which gives, with 50 g-BOD5 a habitant, a treatment capacity needed of 24 000 habitants. The solid flux is almost 2 000 kg a day, bringing about 800 kg of mineral matter a day during dry weather. During wet weather the flux might be 10 or 100 fold.

The conditions put forward by the administration of Belo Horizonte and issued from the socio environmental survey for the revitalization of the detention pond are the following

1. The existing detention pond should keep mainly its function of flood detention
2. The area should be used for an experimental treatment facility during dry weather
3. The area should also be used as a public green area
4. The area if accessible should be safe for the public
5. The treatment facility should not use external energy source
6. The treatment facility should be maintenance free for a period of weeks or month
7. The construction should be easy and low cost

The only technology which may partially satisfy the requirements listed above is a waste stabilization pond or an artificial wetland. The stabilization pond does not satisfy the public safety criteria because of free water space which can serve as breeding place for mosquitos bringing especially Dengue. Even if the pond is the best low cost mean for disinfection it may also serve as uncontrolled swimming place for the children in neighbourhood, bringing problems of faecal contamination or drowning. The solution is the use of planted filters to avoid contact with waste water and to eliminate or to protect the free water surface by grids or floating plants.

The actual proposition is a pre-treatment by means of septic tanks or protected anaerobic lagoons followed by a serie of planted horizontal filters with sub-surface flow due to low area slope (0.5%). Two lines of treatment are proposed one planted and one unplanted for reference.



**Figure 5: Sketch of the area with the proposed treatment facility. Approximate scale 1:100**

The globally available space for treatment is about 14 000 m<sup>2</sup> (Figure 5), from which effectively 10 000 m<sup>2</sup> can be used for treatment. The treatment surface available is about 0.5 m<sup>2</sup>/inhabitant against 1 or 2 needed for natural systems and will result in less efficiency if the full load is going to be applied.

## CONCLUSIONS

During the dry weather the water quality parameters show a strong relation with the waste water

discharged by the inhabitants of the watershed. The creek Quaresma contains about 60% of waste water. The BOD5 load of 1200 kg/day is equal to 24 000 population equivalents. The full load cannot be completely treated by wetland within the space available. The plant should be operated with precautions to test its maximum treatment capacity. It's important to stress that the treatment facility is a pilot installation to test the functioning in difficult environmental condition like, high loadings, possible flooding, degradation or mismanagement and has an important educational function.

The rain event sampled shows dilution of the present waste water flow and strong erosion in the watershed. It's physically not possible to treat the wet weather flow because of the high hydraulic load and the extremely high flux of solids. Though the wet weather flow is not charged with the pollutants and do not require a treatment. The most effective measure to diminish the solid load during wet weather is better erosion control in the area.

## REFERENCES

- APHA/AWW/WEF (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21st edn, American Public Health Association/American Water Works/Water Environment Federation, Washington, DC, USA., 2005. ISBN: 0875530478.
- BURTON, G. ALLEN & PITT, ROBERT E. (2002) Stormwater Effects Handbook - A Toolbox for Watershed Managers, Scientists, and Engineers. Lewis Publishers 929p.
- EPA (1984) Health Effects Assessment For Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) 540186013 - EPA-540/1-86-013
- IADB (2004) Brazil Belo Horizonte environmental restoration program (BR-0397) Inter-American Development Bank 55p.
- PBH (2004) Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte 2004/2007 "Saneamento para Todos" Textos Prefeitura de Belo Horizonte, MG, Brasil Maio/2004 192p
- SEIDL MARTIN, FABIENNE PERUCCA, KAMEL BOUHMAD, SONIA KNAUER, VALDETE BONTEMPO & NILO DE OLIVEIRA NASCIMENTO. Social compliance in waste water treatment in urban areas of Belo Horizonte.- Methodological contribution Conferencia internacional Latinosan 2007, de 12 a 16 de Novembro 2007, Cali Colômbia
- VON SPERLING, M., CHERNICHARO, C.A.L. (2005). Biological wastewater treatment in warm climate regions. Two volumes. IWA Publishing. 1496 p. ISBN 1843390027.
- ZGHEIB S., M.C. GROMAIRE, C. LORGEUX, M. SAAD, G. CHEBBO, Sterols: a tracer of organic origin in combined sewers", proceedings of 5th international conference on sewer processes and networks, Delft, 28-31 August 2007

**Título do Trabalho:** Utilização de *Escherichia coli* como indicador das condições de qualidade da água em microbacias urbanizadas em Belo Horizonte – MG.

**Código da Área (segundo tabela do evento):** AMB

**Autor(es):** Paulo de Castro Vieira, Martin Seidl; Marcos Von Sperling; Clarissa Fernandes da Silva.

**Instituição:** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais. Av. Contorno 842, 7º andar, Centro, 30110060, Belo Horizonte - MG, Brasil, (31)3409-1005, email: [ambientalvieira@yahoo.com.br](mailto:ambientalvieira@yahoo.com.br)

**Resumo:** As bactérias do grupo coliforme desenvolvem o papel de indicadores de microrganismos patogênicos por estarem presentes em abundância nas excretas humanas e por suas técnicas atuais de detecção rápidas e econômicas. Dentre as bactérias presentes no grupo dos coliformes a *Escherichia coli* é considerada como a mais precisa indicadora de contaminação fecal e da potencial presença de agentes patogênicos. O estudo em questão objetiva a avaliação das condições de qualidade das águas de duas microbacias urbanizadas, uma com predominância por esgoto doméstico e fontes difusas (Brejo do Quaresma – BQ) e outra menos impactada (Água Funda – AF) em Belo Horizonte MG, através da relação entre parâmetros indicadores físico-químicos, químicos e microbiológicos (Coliformes totais e *E. coli*). A amostragem da água foi realizada por amostradores automáticos refrigerados com período de 24 horas e frequência mensal em tempo seco (maio a dezembro de 2007). Para a detecção e quantificação de coliformes totais e *E. coli* utilizou-se o método do substrato definido (COLILERT). Os resultados da análise de regressão entre Coliformes totais e *E. coli* foram baixos (BQ:  $r^2=0,34$ ; AF:  $r^2=0,47$ ) demonstrando a limitação na utilização de Coliformes totais como indicador de contaminação de corpos da água por esgoto. A relação da Matéria Orgânica representada pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) com a *E. coli* apresentaram coeficientes de correlação ( $r^2$ ) de 0,37 para BQ e 0,15 para AF. As condições de qualidade entre as microbacias apontam diferenças substanciais quanto ao nível de contaminação, como no caso das cargas estimadas (BQ= $3,54 \times 10^7$  NMP *E.coli* / seg; AF=  $1,24 \times 10^5$  NMP *E.coli* / seg) devido à alta contribuição de esgotos no BQ. No entanto, quando observamos as correlações entre DBO e *E. coli* (BQ=  $9,15 \times 10^6$  NMP *E.coli*/mgDBO; AF=  $1,53 \times 10^5$  NMP *E.coli*/mgDBO) não aparentam tanta diferença, possivelmente devido a concentração de DBO e a baixa vazão (20l/s) no AF aferindo nas diluições de *E.coli* e DBO.

**Palavras-chave (até o limite de 5):** Microbacias Urbanizadas, Monitoramento da água, Coliformes, *Escherichia coli*.

**Apoio Financeiro:** PROSAB, SWITCH, UFMG e PMBH.

**IV-048 – CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS EM MICROBACIAS URBANIZADAS (BELO HORIZONTE – MG).**

**Paulo de Castro Vieira<sup>(1)</sup>**

Engenheiro Sanitarista e Ambiental. Mestrando pelo programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos – UFMG.

**Marcos Von Sperling**

Engenheiro Civil, Doutor em Engenharia Ambiental pela Imperial College, Universidade de Londres. Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.

**Martin Seidl**

Engenheiro Ambiental, Doutor em Ciências Ambientais pela Escola Nacional de Engenharia Civil da Universidade de Paris (ENPC). Pesquisador visitante do CNPq, nível 1 UFMG.

**Nilo Nascimento**

Engenheiro Civil, Doutor em Hidrologia pela Escola Nacional de Engenharia Civil da Universidade de Paris (ENPC). Professor Associado do Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos da UFMG.

**Lucas Samuel Santos Brasil**

Engenheiro Civil, Doutorando programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos – UFMG.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Rua Leôncio de Paula Almeida, 14 - Centro – Ouro Branco - MG - CEP: 36420 000- Brasil - Tel: (31) 9836-3658 - e-mail: [ambientalvieira@yahoo.com.br](mailto:ambientalvieira@yahoo.com.br)

**RESUMO**

Esta pesquisa tem por objetivo caracterizar a qualidade das águas de duas microbacias urbanizadas, situadas no município de Belo Horizonte (Bacias dos córregos Brejo do Quaresma e d'Água Funda) através de parâmetros indicadores (físico-químicos, químicos e microbiológicos) e analisar a influência de cargas poluidoras associadas aos usos e ocupações exercidas em seus solos. O monitoramento da qualidade e quantidade de água teve início em maio de 2007 com amostragens em períodos secos e em eventos chuvosos. A amostragem da água foi realizada através de coletas por meio de amostradores seqüenciais automáticos com período de amostragem de 24 horas em tempo seco e 2 horas em tempo chuvoso. As condições de qualidade nos pontos monitorados das microbacias estudadas em tempo seco (maio a dezembro de 2007) apresentaram diferenças substanciais entre elas. No entanto, ambas se encontram comprometidas e assim sem condições para cumprir com os usos preponderantes para água doce de classe 2, devido à contaminação por fontes pontuais e não pontuais de poluição. A microbacia do córrego do Brejo do Quaresma apresenta se mais impactada e o corpo d'água tem seu comportamento ditado pelo lançamento de esgotos.

**PALAVRAS-CHAVE:** Esgotamento Sanitário, Microbacias Urbanizadas, Qualidade de Água.

## **INTRODUÇÃO**

Os avanços significativos na gestão dos recursos hídricos após 10 anos da promulgação da lei 9.433/97, conhecida como a lei das águas, como a implantação da Política e o Sistema Nacional de Recursos Hídricos vêm fortalecendo os instrumentos de gestão. O momento ainda tem como importante acontecimento político a aprovação da lei 11.445/07, que estabelece diretrizes para o setor de saneamento, trazendo como proposta a universalização dos serviços de saneamento ambiental, na qual se fortalece a pressão para a despoluição das bacias hidrográficas em todo o país.

No entanto, a realidade do saneamento ambiental na grande maioria das bacias hidrográficas do país está ainda muito distante do necessário. Este fato pode ser caracterizado pelo indicador do déficit no tratamento de esgotos no país que chega aproximadamente a 75% do que é coletado. O problema torna – se mais significativo nas áreas urbanas, onde a grande concentração da população resulta em razões muito pequenas da diluição na água do corpo receptor (VON SPERLING, 2007).

A situação ainda se agrava devido ao acréscimo da poluição de nossos corpos hídricos por fontes não pontuais (fontes difusas) que aparecem como consequência do processo de urbanização. Esta causa alterações qualitativas e quantitativas, principalmente através do escoamento superficial das águas precipitadas sobre a bacia e do sistema de esgotamento sanitário (sistema separador) ineficiente. Segundo Tomaz (2007), as fontes difusas se tornam responsáveis por 25% da poluição de córregos e rios no Brasil.

Neste contexto se insere o programa de pesquisa e desenvolvimento na área de recursos hídricos em áreas urbanas, intitulado SWITCH (Sustainable Water Management Improves Tomorrow's Cities' Health), Gestão Sustentável das Águas para o Aprimoramento da Qualidade de Vida nas Cidades do Futuro, promovido pela UNESCO a partir de 2005. O programa é composto por uma rede de 32 instituições de 15 países, da qual fazem parte a Prefeitura de Belo Horizonte (PBH) e a UFMG, visando, entre outros, o desenvolvimento de metodologias para o gerenciamento e o controle da poluição dos recursos hídricos em áreas urbanas (EUROPEAN COMMISSION, 2005)

Dentre as atividades de pesquisa propostas pelo projeto SWITCH destacam – se nesta pesquisa a área de atuação voltada ao desenvolvimento, aplicação e avaliação de técnicas não convencionais (compensatórias) de drenagem urbana com as funções em controle do regime hídrico e o tratamento da qualidade dos corpos hídricos impactados por fontes difusas de poluição.

Esta pesquisa tem por objetivo caracterizar a qualidade das águas de duas microbacias urbanizadas, sendo uma bastante impactada (córrego do Brejo do Quaresma) e uma menos impactada (córrego d'Água Funda) em Belo Horizonte – MG, através de parâmetros indicadores (físico-químicos, químicos e microbiológicos) e analisar a influência de cargas poluidoras associadas aos usos e ocupações exercidas em seus solos.



## MATERIAL E MÉTODOS

### ÁREAS DE ESTUDOS

#### a) Bacia do Brejo do Quaresma

O estudo em questão contempla o monitoramento de parâmetros indicadores de qualidade de água em locais de amostragem a jusante dos canais principais das microbacias dos córregos d'Água Funda e Brejo do Quaresma em Belo Horizonte – MG, tributárias da sub-bacia do rio das Velhas integrante da bacia do rio São Francisco (Figura 1).

A microbacia do córrego Brejo do Quaresma tributária da bacia elementar do córrego Vilarinho está inserida na bacia do ribeirão Isidoro, principal afluente do ribeirão da Onça, sub-bacia do rio das Velhas. Localizando-se na região de Venda Nova, a bacia elementar do córrego Vilarinho apresenta uma população aproximada de 146.943 habitantes (hab.) e uma densidade populacional de 93 hab./ha para uma área de drenagem 1,3 km<sup>2</sup>, caracterizando a como de alta densidade (IBGE, 2000; In: PMS – BH, 2004/2007).

Para uma população estimada de 14.881 hab. e uma densidade populacional de 122hab/ha, a microbacia do córrego Brejo do Quaresma apresenta características de um ecossistema impactado pela ação antrópica como trechos em sua extensão em leito canalizado aberto (260 m) e fechado (445 m), erosões no leito natural, margens ocupadas por construções irregulares, acúmulo de grande quantidade de resíduos sólidos e lançamento de esgoto doméstico via águas pluviais na rede de drenagem e diretamente no córrego devido à inexistência e parcialidade da rede coletora de esgotos segundo o Plano Diretor de Drenagem Urbana e Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte (2004/2007).

Conforme o Diagnóstico Sanitário e Ambiental realizado na bacia elementar do Vilarinho pela Secretaria Municipal de Estrutura Urbana / DRENURBS (2002) há uma carência na rede coletora de esgotos domésticos na microbacia do córrego Brejo do Quaresma de 5 ha aproximadamente. Neste diagnóstico é relatada a inexistência de interceptores na maioria dos córregos n bacia do Vilarinho, dentre eles o Brejo do Quaresma, ocorrendo lançamentos de esgoto na drenagem pluvial. Confirmando as condições por lançamentos de efluentes urbanos, principalmente, domésticos. Principalmente devido há um grande número de ligações clandestinas e lançamentos de esgoto domésticos na rede de drenagem natural ou construída, apesar de ser adotado oficialmente o sistema separador absoluto.

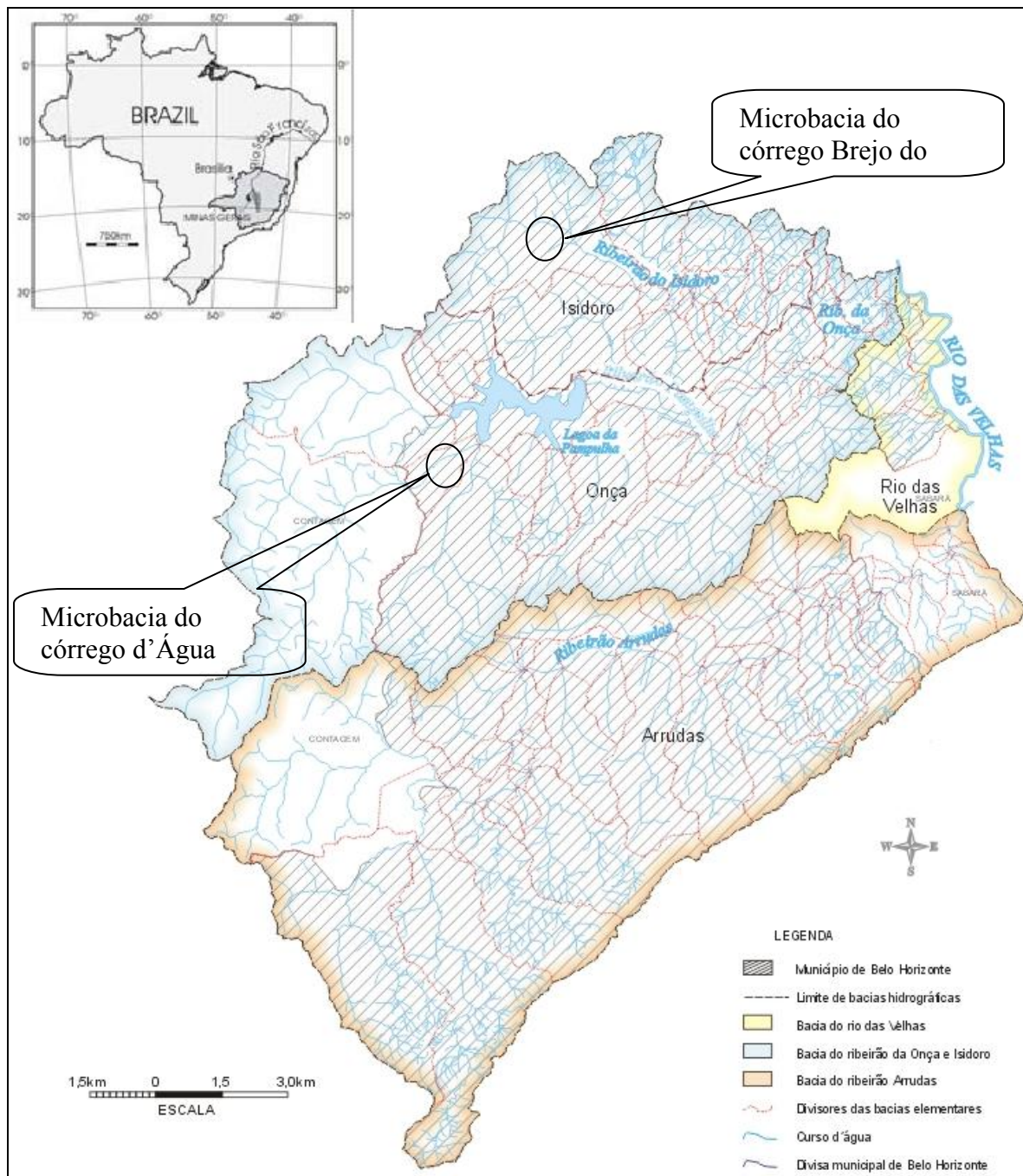
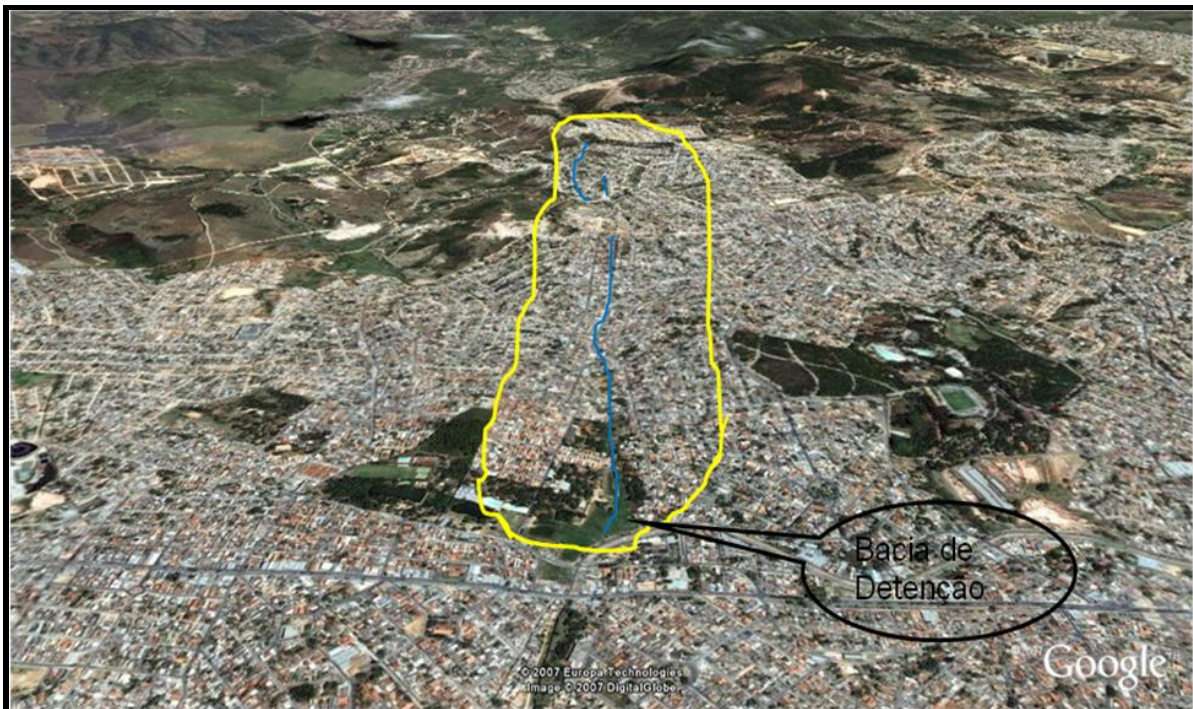


Figura 1. Macrodrenagem de Belo Horizonte – MG e Localização das microbacias d'Água Funda e Brejo do Quaresma. Fonte: [www.pbh.gov.br/informacoes-estatisticas/mapas/mapas-bacia-rib-arrudas.htm](http://www.pbh.gov.br/informacoes-estatisticas/mapas/mapas-bacia-rib-arrudas.htm).



As condições sanitárias prevalentes na microbacia apontam para uma condição expressiva de degradação, devido à pouca efetividade do sistema de saneamento ambiental na bacia elementar do Vilarinho. As carências de tais serviços acrescidos de fontes não pontuais de poluição proporcionam condições insalubres, levando a um número importante de casos de enfermidades locais como diarreias, hepatite, febre tifóide, leishmaniose e dengue segundo informações de agentes de saúde locais.

O monitoramento das águas do córrego Brejo do Quaresma é realizado na bacia de retenção de águas de chuva do tipo aberta, denominada bacia de retenção Vilarinho onde os dois córregos Lagoinha e Quaresma se encontram. No entanto, além da função de regularizar os picos de escoamento produzidos na chuva pela sua capacidade de armazenamento, a bacia de retenção também é utilizada de forma irregular pela comunidade dentre outros, como local de criação de animais e depósito de resíduos de construção civil.



**Figura 2.** Microbacia do córrego Brejo do Quaresma – localização da Bacia Detenção de águas de chuvas: ponto de amostragem. Fonte: Google Earth 2007.

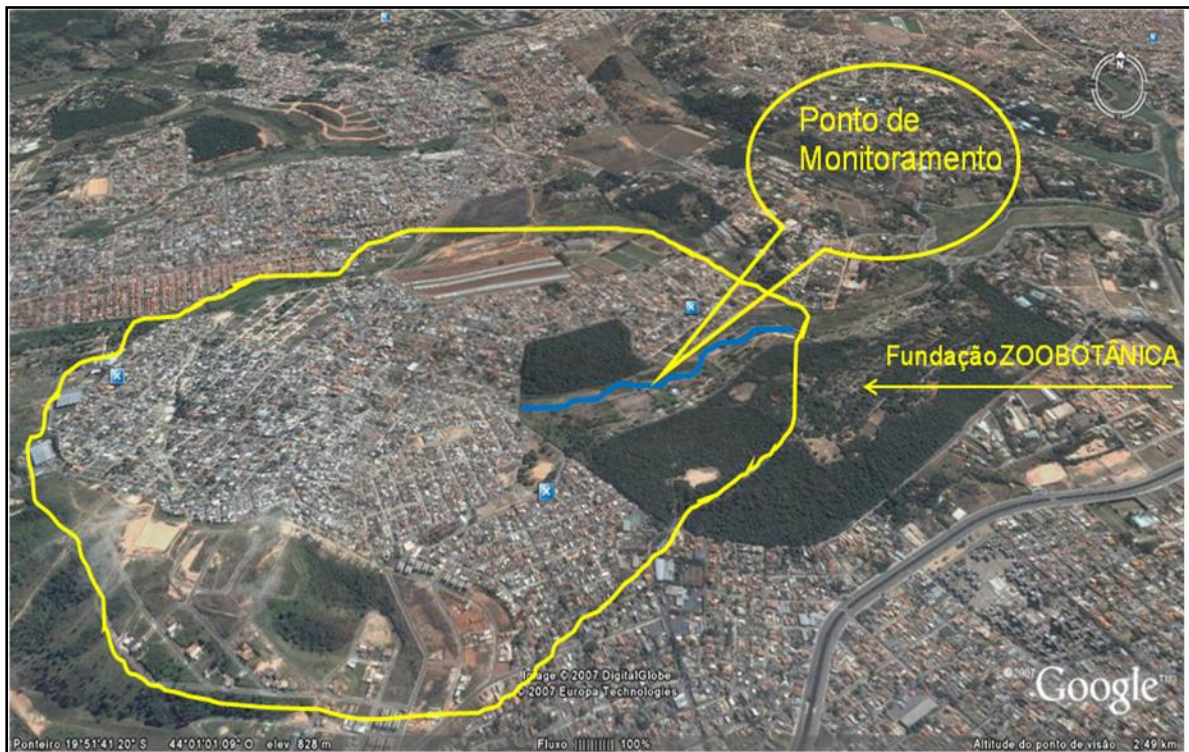
#### b) Bacia d'Água Funda

O córrego d'Água Funda possui uma extensão total de 1.521 metros, nascendo em canal revestido fechado e passando seu curso em leito natural até encontrar com o córrego Bom Jesus, que drena parte do município de Contagem, para então defluir na Lagoa da Pampulha, sendo, assim, um tributário indireto de ambiente lântico. A área de drenagem de sua bacia é da ordem de 1,6 km<sup>2</sup>, com um índice de impermeabilização aproximado de 55% em uma área com a ocupação classificada como mista (residencial e comercial).



No trecho em que o córrego D'Água Funda encontra-se fechado, observa-se uma faixa de urbanização, com a predominância residencial. Este possui um tributário em sua margem esquerda, o qual drena parte de um bairro que faz limite entre o município de Belo Horizonte e Contagem.

O monitoramento na microbacia do córrego d'Água Funda é realizado próximo a confluência com o córrego Bom Jesus, localizado em área interna da Fundação Municipal Zoobotânica (Figura 3).



**Figura 3. Microbacia do córrego d'Água Funda: localização do ponto de amostragem.**  
**Fonte: Google Earth 2007.**

## MONITORAMENTO

O monitoramento da qualidade e quantidade de água teve início em maio de 2007 com amostragens nos períodos secos e em eventos chuvosos. Para os períodos secos a programação é de 12 eventos com coletas realizadas a cada 30 minutos (alíquota simples de 500 mililitros) durante um período de 24 horas, totalizando 12 amostras compostas (alíquota composta de 2 litros) para cada amostragem. O presente trabalho analisa os dados obtidos até dezembro de 2007.

Inicialmente para os eventos chuvosos, a programação é de 10 eventos com coletas realizadas com uma frequência a cada 10 minutos (alíquota simples de 2 litros) durante um evento máximo de 2 horas (total de 12 amostras simples).

A amostragem da água é realizada através de coletas no centro de uma seção reta às margens e na sub-superfície por meio de amostradores seqüenciais automáticos da marca ISCO 3700, equipados com compartimento térmico (4°C) para preservação das amostras que são armazenadas até serem transportadas ao final da amostragem de 24 horas em período seco e 2 horas em eventos de chuva, para a realização das análises em laboratório do DESA/UFMG. O monitoramento de quantidade de água é através da medição contínua de chuva e de vazão por meio de medidores de pressão e de soleiras instalados nos pontos de amostragem.

Para as amostras de água coletadas estão sendo analisadas as variáveis físicas (temperatura, sólidos em suspensão e turbidez), físico-químicas (condutividade e pH), químicas (O<sub>2</sub>



dissolvido, DBO5, DQO, P-total, NTK, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e microbiológicas (Coliformes Totais e Escherichia coli). Para as variáveis monitoradas são utilizados os métodos de análise recomendados pela AWWA (2005), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

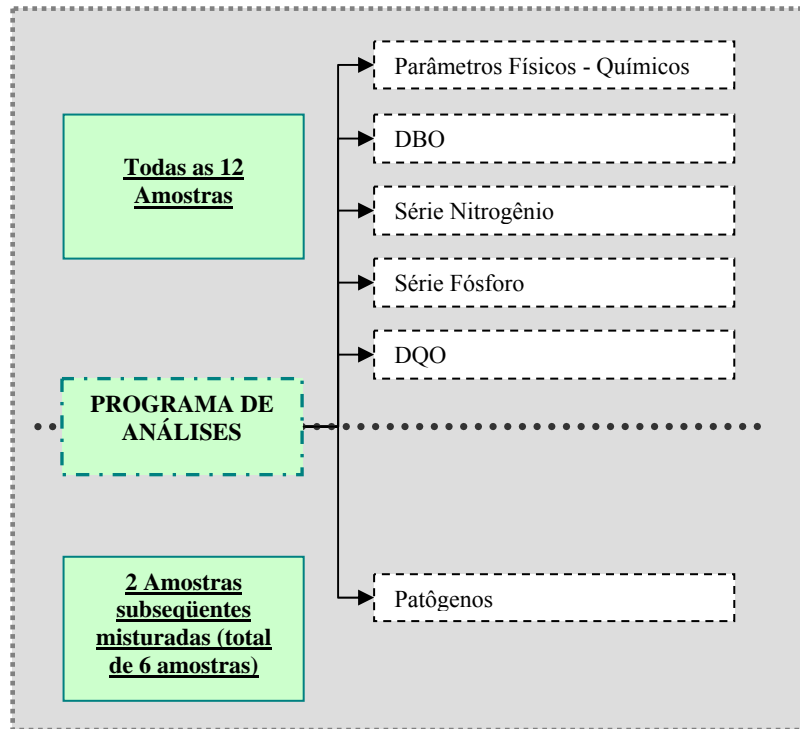


Figura 4. Programa de análises de qualidade de água

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

As condições de qualidade nos pontos monitorados das microbacias estudadas em tempo seco (maio a dezembro de 2007) são representadas através das estatísticas descritivas das variáveis na tabela 1. Conjuntamente são expostos Valores Máximos Permitidos (VMP) para corpos hídricos de água doce classe 2 conforme a resolução CONAMA 357/05, e valores usuais de esgotos domésticos reportados pela literatura, para que se possa ter uma comparação com as condições de qualidade apresentadas nos corpos hídricos monitorados.

No período monitorado, as menores vazões observadas foram de 60 l/s para o córrego Brejo do Quaresma e de 20 l/s para o córrego d'Água Funda, podendo considera - las como as vazões de referência para o período de estiagem.

Conforme a Deliberação Normativa 20/1997 do Conselho de Política Ambiental (COPAM) do estado de Minas Gerais que regulamentou o enquadramento das águas da Bacia do Rio da Velhas como classe 2 de acordo com a resolução CONAMA 357/ 2005, tal condição se adéqua aos corpos hídricos em estudo devido ambos estarem situados em tal bacia. Para alguns dos parâmetros exigidos em tal legislação e monitorados, tomando como referência a vazão mínima do período monitorado e a média geométrica das concentrações observadas,

verifica-se que ambos os córregos não atendem aos padrões da Classe 2, apresentando concentrações superiores às máximas permitidas.

As concentrações médias observadas no córrego d'Água Funda indicativas de Matéria Orgânica representadas pela DQO e DBO<sub>5</sub>, de Nitrogênio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e de Fósforo apresentam-se próximas dos Valores Máximos Permitidos (VMP) pela CONAMA 357/05. No entanto, são observados picos de concentrações que superam muito os VMP como a DBO (21 vezes) e o nitrogênio amoniacal (7 vezes), embora estejam associados a pulsos poluidores oriundos de fontes difusas ou devidos a descargas de esgotos a montante.

**Tabela 10. Estatísticas descritivas das concentrações observadas nas microbacias estudadas e valores de referência (Resolução CONAMA 357/05 para corpos hídricos de classe 2 e concentrações típicas de esgotos brutos).**

		<i>DBO<sub>5</sub></i> (mg/l)	<i>DQO</i> (mg/l)	<i>SST</i> (mg/l)	<i>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></i> (mg/l)	<i>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup></i> (mg/l)	<i>P-Total</i> (mg/l)	<i>E.coli</i> NMP/100ml
Classe 2 357/0 5	<b>VMP</b>	5	-	-	2 <sup>(4)</sup>	10	0,1	10 <sup>3</sup>
	<i>Número Amostras</i>	61	61	61	61	61	61	61
	<i>Faixa</i> <sup>(1)</sup>	3-106	6-281	4-116	1,2-13,5	0,2-5,3	0,13-2,86	4x10 <sup>2</sup> -2x10 <sup>6</sup>
Córreg o d'Água Funda	<i>Méd geom</i> <sup>(2)</sup>	8	33	11	1,8	0,5	0,43	9,4x10 <sup>3</sup>
	<i>Med. Arit</i> <sup>(3)</sup>	12	53	17,5	2,1	1	0,51	7,07 x10 <sup>4</sup>
	<i>Mediana</i>	7	32	8	1,7	0,4	0,46	7,6 x10 <sup>3</sup>
	<i>Percentil 25</i>	6	16	6	1,2	0,4	0,37	2,4x10 <sup>3</sup>
	<i>Percentil 75</i>	12	51	13	2,3	1,5	0,55	2,4x10 <sup>4</sup>
	<i>Número Amostras</i>	60	60	60	60	60	60	60
	<i>Faixa</i>	16-550	70-954	27-1160	8,2-42,8	0,2-5	0,32-6,05	8x10 <sup>4</sup> -3x10 <sup>9</sup>
Córreg o Brejo do Quares ma	<i>Méd geom</i>	174	409	249	21,5	0,7	2,32	6,1x10 <sup>7</sup>
	<i>Med. Arit</i> <sup>(3)</sup>	220	474	319	23,3	1,2	2,7	2,1 x10 <sup>8</sup>
	<i>Mediana</i>	236	499	288	22,2	0,5	2,46	6,7x10 <sup>7</sup>
	<i>Percentil 25</i>	132	341	173	17	0,3	1,8	1,2x10 <sup>7</sup>
	<i>Percentil 75</i>	310	631	415	29,3	1,8	3,42	2,2x10 <sup>8</sup>
Esgoto Bruto <sup>(4)</sup>	<i>Faixa</i>	250 - 400	450 - 800	200 - 450	20-40	-	4 - 15	10 <sup>6</sup> -10 <sup>9</sup>

<sup>(1)</sup> Valores mínimos e máximos observado no monitoramento.

<sup>(2)</sup> Média Geométrica.

<sup>(3)</sup> Média Aritmética.

<sup>(4)</sup> Concentração máxima de *N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>* para as condições de pH 7,3 ≤ pH ≤ 8,0.

<sup>(5)</sup> Adaptado de von Sperling (2005).

No córrego Brejo do Quaresma, as concentrações médias observadas das variáveis monitoradas, além de superarem os VMP para o enquadramento como classe 2, podem até ser comparadas com valores de concentrações apresentadas em esgotos domésticos.

Observam-se picos superiores aos de esgotos brutos e também uma representação próxima de 50% dentro das faixas reportadas pela literatura para concentrações em esgotos domésticos.

As variações em 24 horas, das concentrações, das variáveis podem ser correlacionadas com hidrogramas típicos de esgotos domésticos para o caso do córrego Brejo do Quaresma, fato que não se observa para o córrego d'Água funda. Tais variações são representados através das concentrações de DBO<sub>5</sub> e SS (Sólidos Suspensos) nas figuras 5 e 6. Tal fato pode ser explicado devido à ausência de interceptores ao longo do Brejo do Quaresma, causando o lançamento de esgoto bruto no leito do córrego, cuja vazão predominante é de esgotos.

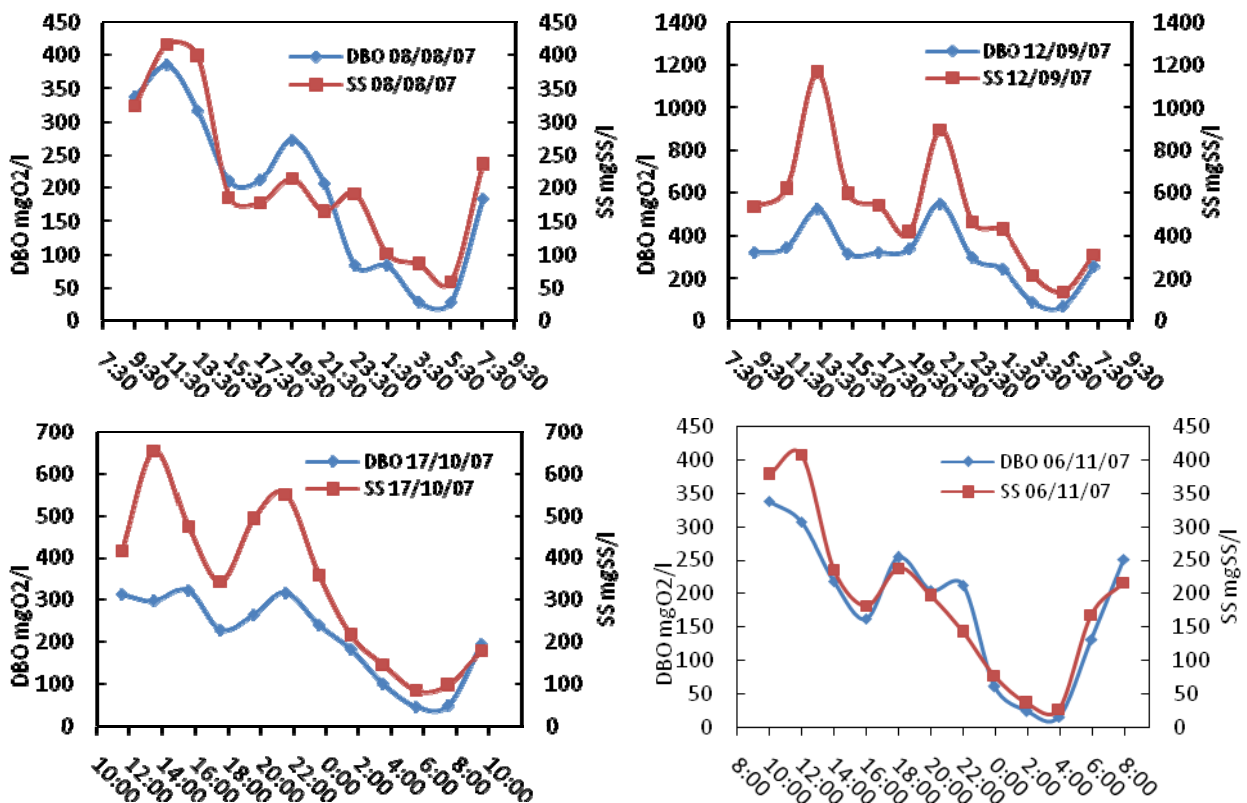
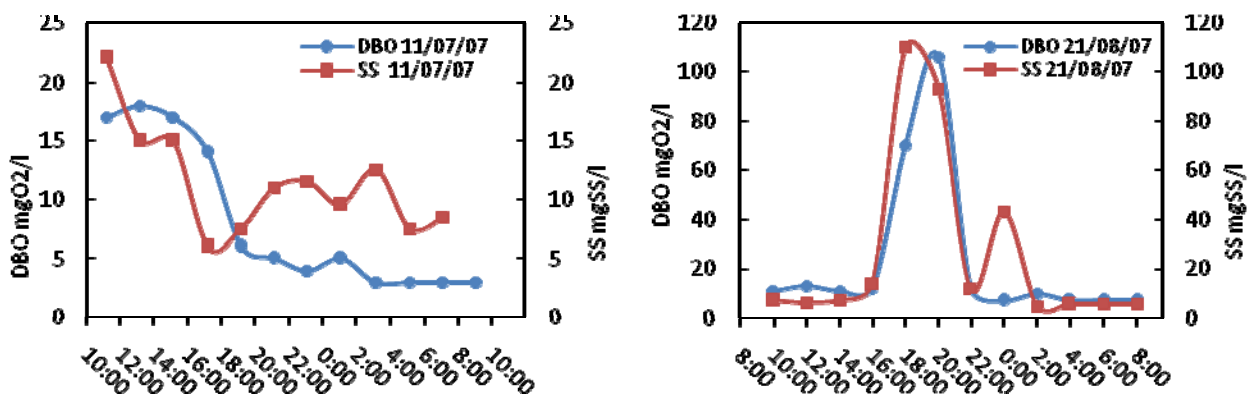


Figura 5. Séries temporais de 24 horas de DBO<sub>5</sub> e SS no córrego Brejo do Quaresma.



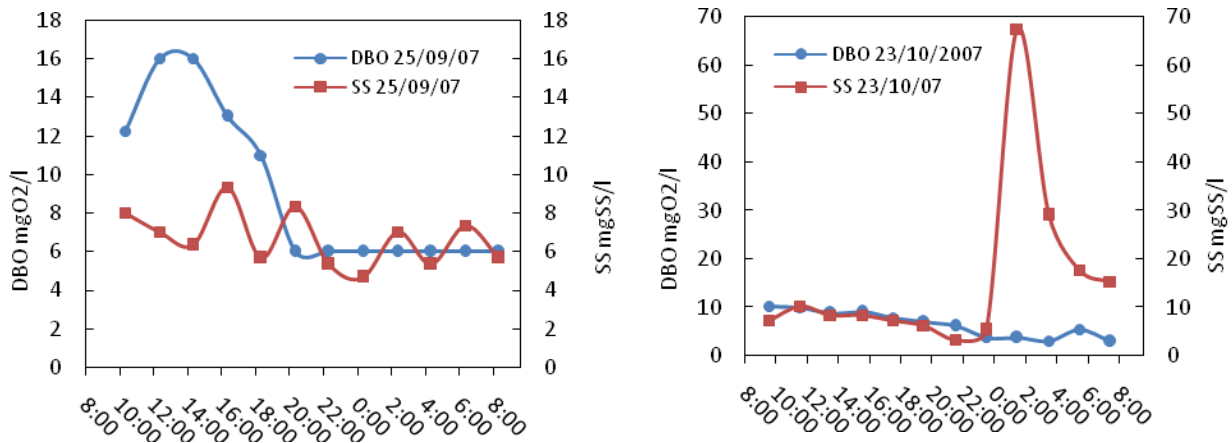


Figura 6. Séries temporais de 24 horas de  $DBO_5$  e SS no córrego d'Água Funda.

Observam-se no período monitorado alguns picos de nutrientes no córrego d'Água Funda devido a prováveis descargas de esgoto realizadas a montante do ponto de monitoramento por uma estação elevatória de esgotos domésticos. Uma comparação entre a situação considerada normal e uma descarga temporária de esgoto é visualizada nas Figuras 7 e 8 a baixo.

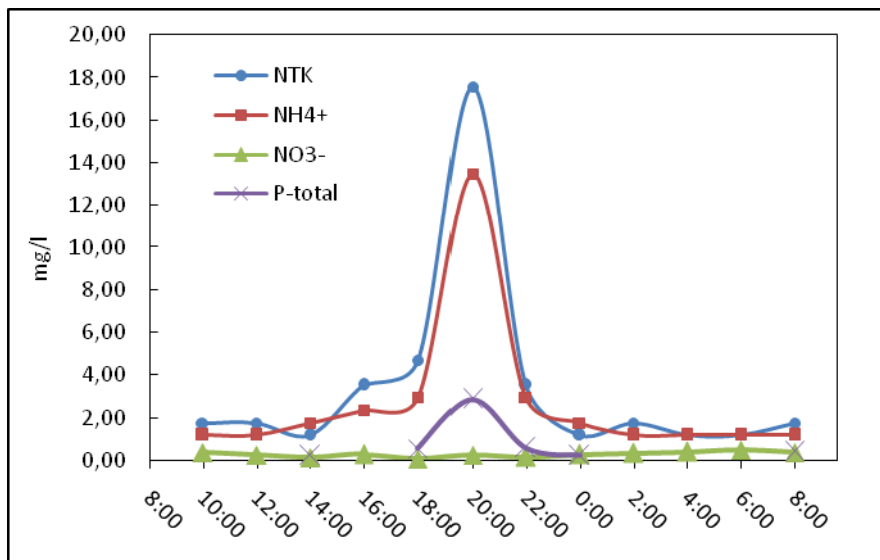


Figura 7. . Evolução temporal de nutrientes (nitrogênio e fósforo) na amostragem do mês de agosto no córrego d'Água Funda.

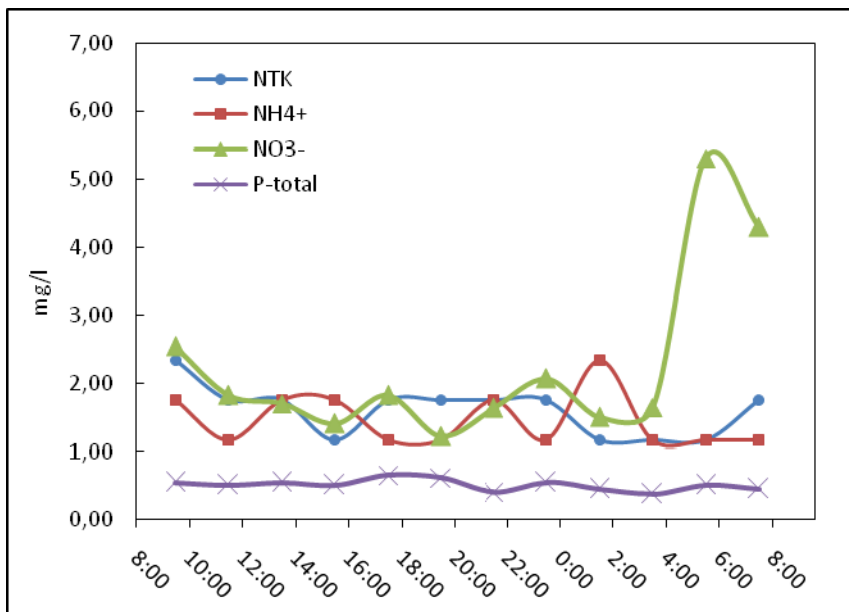


Figura 8. Evolução temporal de nutrientes (nitrogênio e fósforo) na amostragem do mês de outubro no córrego d'Água Funda.

As cargas calculadas em função das vazões e concentrações médias monitoradas no período seco geradas nas microbacias dos córregos d'Água Funda e Brejo do Quaresma apresentam significativas diferenças entre si como representado pela tabela 2 abaixo. Considerando valores de contribuição per capita de 54gDBO/hab.dia, o equivalente populacional das cargas produzidas nas microbacias do córrego d'Água Funda e do córrego Brejo do Quaresma foram aproximadamente de 330 e 20.156 habitantes, respectivamente.

**Tabela 11 – Cargas calculadas de SS, DBO, N-total e P-total nas microbacias dos córregos d'Água Funda e do Brejo do Quaresma para o período monitorado.**

Córregos	SS		DBO <sub>5</sub>		N- total		P – total	
	Kg/d	ton./km <sup>2</sup> .ano	Kg/d	ton./km <sup>2</sup> .ano	Kg/d	ton/km <sup>2</sup> .ano	Kg/d	ton/km <sup>2</sup> .ano
d'Água Funda	26	6	18	4	5,5	1,5	0,7	0,2
Brejo do Quaresma	1.635	459	1.088	306	135	38	13	3,7

## CONCLUSÕES

O trabalho de caracterização da qualidade de água e da influência das cargas poluidoras associado aos usos e ocupação dos solos nas microbacias urbanizadas estudadas, no período de estiagem, conceitua bem a necessidade do conhecimento e avaliação de um ecossistema na forma mais ampla e abrangente. Portanto, as condições de qualidade dos corpos hídricos apresentadas são características apenas em tempo seco, havendo a necessidade de conhecimento em situação distinta (tempo chuvoso).

Entretanto, de acordo com os parâmetros monitorados, as condições de qualidade das duas microbacias se encontram comprometidas e assim sem condições para cumprir com os usos



preponderantes para água doce de classe 2, devido à contaminação por fontes pontuais e não pontuais de poluição.

A microbacia do córrego do Brejo do Quaresma apresenta se mais impactado e tem seu comportamento ditado pelo padrão de lançamento de esgotos. No córrego d'Água Funda, as concentrações dos poluentes são menores, mas os teores de coliformes são elevados, ressaltando a dificuldade de cumprimento com os padrões de coliformes em bacias urbanizadas.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

APHA/AWW/WEF (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21st edn, American Public Health Association/American Water Works/Water Environment Federation, Washington, DC, USA., 2005. ISBN: 0875530478.

CAMPBELL, N. et al (2004). The Nature an Importance of Diffuse Pollution. In: Diffuse Pollution: An introduction to the problems and solutions. London, IWA Publishing, 2004. ISBN: 190022531.

CONAMA (2005). Resolução 357/2005 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. [www.conama.gov.br](http://www.conama.gov.br).

EUROPEAN COMMISSION. (2005). SWITCH: SUSTAINABLE WATER MANAGEMENT IMPROVES TOMORROW'S CITIES' HEALTH. UNESCO: Sixth Framework Programme. [www.switchurbanwater.eu](http://www.switchurbanwater.eu).

PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. (2004). Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte 2004/2007: "Saneamento para Todos". Belo Horizonte, maio 2004.

TOMAZ, P. (2007). Poluição Difusa. Porto Alegre: Navegar Editora.

VON SPERLING, M. (2005). Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3 ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais / Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. 452 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1).

VON SPERLING, M. (2007). Quality standards for water bodies in Brazil. In: 11th International Conference so Diffuse Pollution / 1st Joint Meeting of the IWA Diffuse Pollution and Urban Drainage Specialist Groups, Belo Horizonte, 26-31 august.