



Universidade Federal de Ouro Preto
Programa de Pós-Graduação Engenharia Ambiental
Mestrado em Engenharia Ambiental

Ivan César de Oliveira Bastos

**“AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA NO
RIBEIRÃO CAPIM, MÉDIO RIO DOCE – GOVERNADOR
VALADARES, MG”**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título: “Mestre em Engenharia Ambiental – Área de Concentração: Saneamento Ambiental”.

Orientador: Prof. Dr. Cornélio de Freitas Carvalho

Ouro Preto, MG

2007

B327a

Bastos, Ivan César de Oliveira.

Avaliação do índice da qualidade da água no Ribeirão Capim, Médio Rio Doce – Governador Valadares, MG [manuscrito] / Ivan César de Oliveira Bastos. - 2007.

xvi, 110f. : il., color; graf.; tabs., mapas.

Orientador: Prof. Dr. Cornélio de Freitas Carvalho.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Ouro Preto. Instituto de Ciências Exatas e Biológicas. Mestrado em Engenharia Ambiental.

Área de concentração: Saneamento Ambiental.

1. Água - Qualidade - Teses. 2. Papel - Indústria - Teses. 3. Metais pesados - Teses. 4. Esgotos - Teses I. Universidade Federal de Ouro Preto. II. Título.

CDU: 628.142(815.1)

AGRADECIMENTOS

A Deus, único merecedor e digno de louvor e glória.

À minha mãe, por todo carinho, paciência, apoio, compreensão e confiança.

Ao papai, homem vencedor, honesto, carinhoso “do seu jeito” e paciente.

Aos meus tios, primos e avós.

Ao meu orientador, Cornélio de Freitas Carvalho, pela paciência, ajuda incondicional, sugestões e pelas dicas que foram de muita valia para conclusão desse trabalho.

Aos amigos do mestrado em especial Bruno Hassegawa, Frederico, Elizabeth e Wesley.

Aos amigos de graduação, sempre guardados com carinho no coração.

Aos meus Pastores Adeílson Tavares e Kívia Rejane, e a toda liderança da Comunidade Cristã Esperança do Vale do Aço.

À minha namorada Eliane Chaves pela paciência, companheirismo, compreensão, ajuda e acima de tudo, pelo carinho.

Aos grandes amigos e parceiros de Fabriciano, em especial Hugo Nunes, Fernanda e Erlon pelo apoio incondicional e ajuda nos momentos difíceis.

Ao pessoal da SANTHER, de Governador Valadares por acreditarem nesse trabalho, dando total liberdade e apoio à conclusão do mesmo. Em especial Gerson Benevides dos Santos e ao estagiário Ary Machado Neto, companheiro nas coletas e análises.

Às matas, cachoeiras e todas as águas, pelas quais minha paixão não tem fim.

“Somente após ter sido derrubado a última Árvore, somente após ter sido pescado o último Peixe, somente após ter sido envenenado o último Rio, somente então vamos perceber que não podemos comer dinheiro”.

Profecia de Índio.

RESUMO

A bacia do Rio Doce, quinta maior do estado de Minas Gerais, mostra-se bastante degradada com impactos diretos na vegetação, no solo, na biodiversidade e na qualidade das águas. Sabendo-se da importância da bacia em questão executou-se um estudo no Ribeirão Capim, afluente do Rio Doce, este influenciado diretamente por uma indústria de papéis reciclados e o efluente de um esgoto urbano de um bairro da cidade de Governador Valadares, MG. Foi realizada uma completa caracterização físico-química e microbiológica ao longo do Ribeirão em estudo e determinado o Índice de Qualidade da Água, desenvolvido pela National Sanitation Foundation dos Estados Unidos, para seis estações de coleta. Ainda, através de metodologias específicas, procurou-se avaliar a real interferência do esgoto fabril no corpo hídrico em questão, bem como a proposição de medidas corretivas ao processo de tratamento de efluente industrial. Verificou-se que tanto o esgoto gerado pelo bairro como o efluente decorrente da atividade industrial, são os grandes responsáveis pela poluição do Ribeirão Capim. Esta conclusão se estabeleceu após comparação dos resultados do Índice de Qualidade da Água obtido no ponto amostral 1, situado pré impactos antrópicos, com os demais ambientes de coleta. Em relação à eficiência do processo de tratamento do efluente industrial, este atendeu as normas dos padrões de lançamento estabelecidas pelas resoluções vigentes, porém necessita-se de um melhor acompanhamento na carga de DBO lançada no Ribeirão, estando esta perto dos limites de padrão de lançamento.

Palavras-chave: Índice de Qualidade da Água (IQA), Indústria de Papel, Esgoto Urbano.

ABSTRACT

The Rio Doce river is the fifth largest watershed of Minas Gerais state, and it shows many signs of degradation, which directly impacts its vegetation, soil, biodiversity and water quality. Due to the importance of Rio Doce watershed, this study focused on one of its tributaries, the Capim water stream. It was found that the water quality of Capim stream was directly affected by a pulp and paper industry as well as by the sewage produced by a neighborhood of Governador Valadares city. This study accomplished a complete physical-chemical and microbial characterization along the Capim stream, and the results were used to determine, for six collecting spots, the Water Quality Index (WQI) according to the procedures adopted by the United States National Sanitation Foundation. In addition to that, this study used specific methodologies to evaluate the real interference of the industrial wastewater to the water quality of Capim stream; and also proposed corrective actions to the industrial wastewater treatment plant. It was found that both urban sewage and industrial wastewater are the main agents responsible for the pollution of Capim stream. This conclusion could be drawn after comparing the results of WQI calculated for collecting point 1, which was located upstream the discharge of sewage and industrial effluent, with WQI values from the other collecting points. The results of this study showed that the wastewater treatment plant met the environmental standards set by the Brazilian legislation, however, the biochemical oxygen demand (BOD) measured in Industrial effluent was close to the imposed discharge limits. Therefore further studies are needed to follow the impact of the BOD load to the Capim water stream.

Keywords: Water Quality Index; Pulp and Paper Industry; Domestic Wastewater

LISTA DE ABREVIACOES

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas.

BNDES – Banco Nacional de Desenvolvimento Econmico e Social.

CETEC – Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente.

COPAM – Comissão de Política Ambiental.

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio.

DQO – Demanda Química de Oxigênio.

ETE – Estação de Tratamento de Efluente.

FEAM – Fundação Estadual do Meio Ambiente.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

ICP-AES – Espectrometria de Emissão Atômica por Plasma Indutivamente Acoplado.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão de guas.

IQA – ndice de Qualidade da gua.

NMP – Número Mais Provável.

NSF – National Sanitation Foundation.

ONU – Organização das Nações Unidas.

FIGURAS

Figura 3.1: Localização geográfica da bacia do Rio Doce dentro dos Estados de Minas Gerais e Espírito Santo.....	30
Figura 3.2: Bacia do Rio Doce, seus afluentes e principais cidades na região. Da nascente (cidade de Ressaquinha) à foz no Oceano Atlântico.....	30
Figura 3.3: Disposição geográfica da fábrica de papéis em estudo (demarcada pelo círculo tracejado) e sua relação com a Cidade de Governador Valadares, o Rio Doce e o Pico do Ibituruna.....	34
Figura 3.4: Esquema ilustrativo do processo de fabricação de papel da indústria em estudo, Governador Valadares-MG.....	36
Figura 3.5: Esquema ilustrativo da Estação de Tratamento de Efluente (ETE) da indústria em estudo, Governador Valadares-MG.....	39
Figura 5.1: Esquema ilustrativo dos pontos de coleta no Ribeirão Capim e seqüência de captação, utilização e descarte da água utilizada pela empresa em estudo, Governador Valadares-MG.	44
Figura 6.1: Valores de Umidade Relativa do Ar (%) para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	57
Figura 6.2: Valores de Temperatura do Ar para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	58
Figura 6.3: Valores de Temperatura da Água para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	58
Figura 6.4: Valores de pH para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	59
Figura 6.5: Valores de Condutividade para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	60
Figura 6.6: Valores de Cor para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	61

Figura 6.7: Valores de Turbidez para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	62
Figura 6.8: Valores de Sólidos Totais para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	62
Figura 6.9: Valores de Sólidos Suspensos para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	63
Figura 6.10: Valores de Sólidos Dissolvidos para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	64
Figura 6.11: Valores de Sólidos Sedimentáveis para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	64
Figura 6.12: Valores de Oxigênio Dissolvido para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	65
Figura 6.13: Valores de DQO para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	67
Figura 6.14: Valores de DBO para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	68
Figura 6.15: Valores de Nitrogênio Amoniacal para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	69
Figura 6.16: Valores de Nitrito para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	69
Figura 6.17: Valores de Nitrato para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	70
Figura 6.18: Valores de Fosfato Total para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	71

Figura 6.19: Valores de Alcalinidade Total para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	72
Figura 6.20: Valores de Dureza Total para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	73
Figura 6.21: Valores de Cloretos para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	74
Figura 6.22: Valores de Sulfatos para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	74
Figura 6.23: Valores de Surfactantes Aniônicos para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	75
Figura 6.24: Valores de Óleo e Graxa para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.	76
Figura 6.25: Valores de Coliformes Totais para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	77
Figura 6.26: Valores de Coliformes Fecais para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	77
Figura 6.27: Valores do Índice de Qualidade da Água (IQA-NSF) para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	81
Figura 6.28: Distribuição espacial da média de 2005 do Índice de Qualidade das Águas e da Contaminação por Tóxicos para a bacia do Rio Doce. No círculo tracejado em negrito encontram-se a Cidade de Governador Valadares e os pontos amostrais, a saber: RD044 e RD045.....	84

TABELAS

Tabela 5.1: Relação dos métodos de ensaio utilizados no referente estudo realizado no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG.....	46
Tabela 5.2: Peso dos parâmetros utilizados no cálculo do IQA.....	47
Tabela 5.3: Nível de Qualidade IQA-NSF.....	47
Tabela 5.4: Carga específica de BDO (kg/unidade de produção).....	54
Tabela 6.1: Valores de Metais para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.....	79
Tabela 6.2: Associação do IQA ao tratamento recomendado, <i>in</i> MOREIRA & RIBEIRO (2001).....	83
Tabela 6.3: Associação do IQA ao tratamento recomendado, <i>in</i> KHAN et al. (2004).....	83
Tabela 6.4: Relação dos valores médios de IQA do Rio Doce e Ribeirão Capim; Governador Valadares, 2005.....	85
Tabela 6.5: Avaliação da eficiência de remoção: Efluente Bruto X Efluente Tratado nos respectivos meses de coleta na indústria em estudo; Governador Valadares-MG, 2005.....	87
Tabela 6.6: Valores de carga orgânica (DBO) das amostras do efluente e do corpo receptor em estudo; Governador Valadares-MG, 2005.....	88
Tabela 6.7: Relação DBO X DQO das amostras do efluente e do corpo receptor em estudo; Governador Valadares-MG, 2005.....	90
Tabela 6.8: Relação DQO X DBO das amostras do efluente e do corpo receptor em estudo; Governador Valadares-MG, 2005.....	91
Anexo: Quadro relativo às análises Físico-Químicas e Microbiológicas dos respectivos pontos amostrais; Governador Valadares – MG, 2005.....	110

EQUAÇÕES

Equação 5.1: Cálculo de IQA-NSF.....	47
Equação 5.2: Determinação da concentração de saturação de oxigênio.....	48
Equação 5.3: Cálculo de q_s para Oxigênio Dissolvido saturação ≤ 100	48
Equação 5.4: Cálculo de q_s para Oxigênio Dissolvido saturação ≤ 140	49
Equação 5.5: Cálculo de q_s para Coliformes Fecais $\leq 10^5$ NMP/100mL.....	49
Equação 5.6: Cálculo de q_s para $2,0 < \text{pH} \leq 6,9$	50
Equação 5.7: Cálculo de q_s para $6,9 < \text{pH} \leq 7,1$	50
Equação 5.8: Cálculo de q_s para $7,1 < \text{pH} \leq 12$	50
Equação 5.9: Cálculo de q_s para DBO ≤ 30 mg/L.....	50
Equação 5.10: Cálculo de q_s para $\text{NO}_3 \leq 10$ mg/L.....	50
Equação 5.11: Cálculo de q_s para $10 < \text{NO}_3 \leq 60$ mg/L.....	50
Equação 5.12: Cálculo de q_s para $60 < \text{NO}_3 \leq 90$ mg/L.....	51
Equação 5.13: Cálculo de q_s para $\text{PO}_4 \leq 10$ mg/L.....	51
Equação 5.14: Cálculo de q_s para Turbidez ≤ 100	51
Equação 5.15: Cálculo de q_s para Sólidos Totais ≤ 500	51
Equação 5.16: Cálculo da Sessão do Rio.....	52
Equação 5.17: Cálculo da Velocidade do Flutuador, em m/s.....	53
Equação 5.18: Cálculo da Velocidade Média do Rio, em m/s.....	53
Equação 5.19: Cálculo da Vazão (Q) do Rio em m^3/s	53
Equação 5.20: Cálculo da Eficiência de Remoção (%) do tratamento do efluente.....	53
Equação 5.21: Cálculo para Quantificação de Carga Orgânica.....	54

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	
INTRODUÇÃO.....	01
CAPÍTULO 2	
REVISÃO DE LITERATURA E CONCEITOS.....	03
2.1 – Aspectos gerais.....	03
2.2 – Meio ambiente, poluição e seu contexto sócio – econômico e de saúde pública.....	04
2.3 – A Água:	06
2.3.1 – Importância humana e ecológica.....	06
2.3.2 – Sobre o ponto de vista econômico e gestão.....	07
2.3.3 – Qualidade, poluição e monitoramento.....	10
2.4 – Sobre esgotos sanitários urbanos.....	18
2.5 – Sobre efluentes industriais.....	21
2.5.1 – Sobre indústrias e efluentes de fábricas de papéis.....	23
2.6 – Índices de Qualidade das Águas & IQA-NSF.....	25
CAPÍTULO 3	
CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	29
3.1 – Bacia do Rio Doce.....	29
3.2 – Da Cidade de Governador Valadares.....	32
3.3 – Da indústria de papéis em questão.....	33
3.3.1 – Especificação do material produzido na empresa em estudo: Papeis para fins sanitários.....	35
3.3.2 – Processo de fabricação e produção industrial: Reciclagem e fabricação de papel.....	36
3.3.3 – Da estação de tratamento do efluente industrial: ETE.....	39
CAPÍTULO 4	
OBJETIVOS.....	42

CAPÍTULO 5

MATERIAL E MÉTODO.....	43
5.1 – Área de estudo: Ribeirão Capim – Governador Valadares – Médio Rio Doce.....	43
5.2 – Metodologia.....	45
5.2.1 – Coletas.....	45
5.2.2 – Análises.....	45
5.2.3 – Índice de Qualidade das Águas – IQA-NSF: Cálculos.....	47
5.2.4 – Estimativa da Vazão dos pontos amostrais.....	52
5.2.5 - Da Eficiência de Remoção (%) do processo de tratamento do efluente industrial	53
5.2.6 – Quantificação da Carga Orgânica.....	54

CAPÍTULO 6

RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	55
6.1 – Análise dos resultados físico-químicos e microbiológicos nos pontos amostrais no Ribeirão Capim, na Cidade de Governador Valadares, MG.....	55
6.1.1 – Umidade Ar (%).....	56
6.1.2 – Temperatura Ar/Água.....	57
6.1.3 – pH.....	59
6.1.4 – Condutividade.....	59
6.1.5 – Cor.....	60
6.1.6 – Turbidez.....	61
6.1.7 – Sólidos: Totais, Suspensos, Dissolvidos e Sedimentáveis.....	62
6.1.8 – Oxigênio Dissolvido.....	65
6.1.9 – Demanda Química de Oxigênio – DQO.....	66
6.1.10 – Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO.....	67
6.1.11 – Nitrogênio: Amoniacal, Nitrito (NO_2^-) e Nitrato (NO_3^-).....	68
6.1.12 – Fosfato Total.....	70
6.1.13 – Alcalinidade Total.....	72
6.1.14 – Dureza Total.....	72
6.1.15 – Cloretos.....	73
6.1.16 – Sulfatos.....	74
6.1.17 – Surfactantes Aniônicos.....	74
6.1.18 – Óleo e Graxa.....	75

6.1.19 – Coliformes Totais e Fecais.....	76
6.2 – Análise dos resultados de Metais.....	78
6.3 – Dos valores do Índice de Qualidade da Água – IQA-NSF.....	81
6.3.1 – Da relação do IQA do estudo em questão com os valores obtidos pelo IGAM (2006).....	83
6.4 – Do Efluente Industrial.....	86
6.4.1 – Eficiência de Remoção (%)......	86
6.4.2 – Quantificação de Carga Orgânica: DBO.....	88
6.4.3 – Relação DBO: DQO.....	89
6.4.4 – Relação DQO: DBO.....	91
CAPÍTULO 7	
CONCLUSÃO.....	92
CAPÍTULO 8	
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	93
ANEXO – QUADRO RELATIVO ÀS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS DOS RESPECTIVOS PONTOS AMOSTRAIS; GOV VAL – MG, 2005.....	110

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

A água, recurso natural limitado, constitui bem de domínio público, conforme dispõe a Constituição Federal/88 em seus artigos 20 e 21, e a Lei Nº. 9.433/97. Como tal, necessita de instrumentos de gestão a serem aplicados na bacia hidrográfica, unidade territorial fundamental. Tais instrumentos visam a assegurar às atuais e futuras gerações água disponível em qualidade e quantidade adequadas, mediante seu uso racional e prevenindo situações hidrológicas críticas, com vistas ao desenvolvimento sustentável. A preservação e a utilização racional dos recursos hídricos é um aspecto importante na atualidade, para a resolução de problemas agudos relacionados à questão hídrica, visando ao bem estar de todos e à preservação do meio ambiente.

Neste contexto, a bacia do Rio Doce, quinta maior do Estado de Minas Gerais, vem sofrendo degradação por ações antrópicas decorrentes de atividades econômicas, sociais entre outras, as quais exercem impactos diretos na vegetação, no solo e na qualidade das águas nos vários afluentes que a compõem. A crescente urbanização e industrialização levaram ao aumento do volume de dejetos lançados nos cursos d'água, muitas vezes sem o tratamento adequado, resultando na elevação do teor de cargas orgânicas e hiperproliferação de microrganismos por vezes prejudiciais à micro e macro biota de cada ambiente (BASTOS *et al.*, 2006). Sendo assim são de suma importância estudos ambientais os quais poderiam indicar poluição em seus variados estágios na bacia em questão, objetivando-se por fim chegar a propostas e medidas mitigadoras a fim de reduzir o nível de poluição nesta.

No intuito de traduzir de forma concisa e objetiva, para as autoridades e o público, a influência que as atividades ligadas aos processos de desenvolvimento provocam na dinâmica ambiental dos ecossistemas aquáticos, foram criados os Indicadores de Qualidade de Águas. Dentre estes indicadores destaca-se o IQA-NSF – Índice de Qualidade das Águas, desenvolvido pela National Sanitation Foundation dos Estados Unidos (FLORES, 2002). O IQA-NSF refere-se a uma pesquisa de opinião junto a vários especialistas da área ambiental, quando cada técnico selecionou, a seu critério, os parâmetros relevantes para avaliar a qualidade das águas e estipulou, para cada um deles, um peso relativo na série de parâmetros especificados. O tratamento dos dados da mencionada pesquisa definiu um conjunto de nove (9) parâmetros considerados mais representativos para a caracterização da qualidade das águas: Oxigênio Dissolvido, Coliformes Fecais, pH, Demanda

Bioquímica de Oxigênio, Nitrato, Fosfato Total, Temperatura da Água, Turbidez e Sólidos Totais.

Índices de Qualidade da Água são aplicados em várias regiões dos Estados Unidos, na Escócia, na Polônia e em vários estados do Brasil (CARVALHO *et al.*, 2002). Embora o IQA tenha sido elaborado para condições regionais do hemisfério norte, no Brasil ele tem sido aplicado como índice geral de qualidade das águas em corpos de água (CETESB, 1989).

Este presente trabalho tem então por objetivo a utilização do IQA-NSF, além da completa caracterização físico-química e microbiológica no Ribeirão Capim, afluente do Rio Doce, o qual é influenciado diretamente por uma indústria de papéis reciclados e ainda o efluente de um esgoto urbano de um bairro da cidade de Governador Valadares, MG.

Justifica-se assim o nosso interesse e das partes envolvidas neste estudo em monitorar a qualidade da água no ribeirão em questão, visto as influências antrópicas ocorridas no mesmo, e ainda, a possibilidade da adoção de novas técnicas de monitoramento da qualidade da água em sistemas industriais e em esgotos urbanos.

CAPÍTULO 2

REVISÃO DE LITERATURA E CONCEITOS

2.1 – Aspectos gerais

Todo o planeta Terra experimenta fortes sinais de transição, como se a natureza estivesse acordado o homem para um novo sentido de vida. Estas mudanças, por sua vez, geram novos paradigmas, determinam novos comportamentos e exigem novos caminhos na gestão de recursos da natureza.

O homem, desde o início da civilização, vem buscando cada vez mais, melhores condições de vida e aprimorando tecnologicamente suas tarefas cotidianas. Em contrapartida, a quantidade de resíduos perigosos gerados em todo mundo vem crescendo significativamente. Os problemas ambientais enfrentados atualmente não são novos, apenas a compreensão da sua complexidade é recente, tendo-se presente a preocupação de como o desgaste ambiental pode impedir ou reverter o desenvolvimento econômico. Administrar o meio ambiente e manter o desenvolvimento, segundo RAMPAZZO (2001), ergue-se como o grande desafio do milênio, sendo que essa alternativa tem sido denominada de desenvolvimento sustentável ou de eco desenvolvimento.

As questões ambientais, ano após ano, vêm tomando um lugar de destaque no rol das preocupações sociais e econômicas. Tendo seu lugar de destaque, a água, um recurso indispensável para a sobrevivência de todas as espécies, exerce uma influência decisiva na qualidade de vida das populações. Contudo, o modo como são utilizados e gerenciados os recursos hídricos tem levado a um nível de degradação ambiental e a um risco de escassez de água que comprometem a qualidade de vida das gerações futuras (FERREIRA & CUNHA, 2005).

Ao longo das décadas, a degradação ambiental se deu de diferentes formas. Na década de 1950, foi marcante a depleção de oxigênio; na década de 1960, a eutrofização; nos anos 1970, a poluição por metais pesados; nos 1980, o uso excessivo de micro poluentes orgânicos e pesticidas; nos 1990, a contaminação da água subterrânea e os últimos dez anos do século 20, vêm sendo marcados pela escassez da água (REBOUÇAS, 1999).

Alterações na biodiversidade de um dado ambiente estão intimamente ligadas ao meio em que estes se encontram e as interações relacionadas aos distúrbios ocorridos nestes em função da poluição e atividades antrópicas. Assuntos ambientais estão intimamente relacionados à globalização e a busca de uma maior demanda de informações

sobre meios de caracterizar, minimizar e buscar reverter espaços impactados (CHUKWUMA, 1998).

Assim, acreditarmos que a importância da discussão em relação às questões ambientais relevante ao nosso tema, Recursos Hídricos, e sua interdisciplinaridade, gerarão novas informações em relação à preservação dos sistemas ecológicos, e sua visão quanto ao futuro próximo.

2.2 – Meio ambiente, poluição e seu contexto sócio – econômico e de saúde pública

O planeta Terra é finito; e, nesse sentido, há limitações para o crescimento populacional, principalmente no ritmo atual, de mais de 1,5% ao ano (o que representa quase 100 milhões de pessoas todos os anos). Os dados disponíveis mostram que, até 2025, mais de 3 bilhões de pessoas se somarão aos atuais 7 bilhões, o que agravará os problemas ambientais no contexto das cidades e representará um grande desafio para os gestores urbanos (FERREIRA & CUNHA, 2005).

As discussões atuais sobre problemas relacionados ao meio ambiente e seus reflexos na qualidade de vida de diversas comunidades e sobre o futuro do planeta, têm levado em conta, cada vez mais, o papel dos recursos geológicos, pedológicos, hídricos, atmosféricos e biológicos, nos quais ocorrem as maiores agressões e impactos ao meio ambiente (WHITE *et al.*, 1992).

Visto o pressuposto acima, a poluição do meio ambiente tornou-se assunto de interesse público em todas as partes do mundo. Não apenas os países desenvolvidos vêm sendo afetados pelos problemas ambientais; também as nações em desenvolvimento começaram a sofrer os graves impactos da poluição. Isso decorre de um rápido crescimento econômico associado à exploração de recursos naturais até então intocáveis (BRAILE & CAVALCANTI, 1993).

O início desse novo milênio, denominado “era da biodiversidade”, vem sendo marcado pela forte conscientização ambiental. A metade posterior do século passado, testemunhado pelo grande desenvolvimento industrial, demonstrou uma grande apatia na questão da poluição da água, solo e ar. Surgem então medidas e órgãos reguladores e responsáveis pela avaliação da purificação da água, prevenção da erosão do solo e regulação e monitoramento climático (SWAMINATHAN, 2003).

Por volta dos anos 70 existia uma crença generalizada de que o crescimento econômico de uma nação seria a fonte da maioria dos problemas ambientais. Entretanto, podemos dizer que a partir dos anos 90 alguns economistas começaram a argumentar que

esta visão era extremamente pessimista, na medida em que rejeita as alterações tecnológicas, educacionais, econômicas e políticas que acompanham o desenvolvimento de uma nação, podendo amenizar os problemas ambientais. Na verdade, o que é imperativo, hoje, é que precisamos saber se, de fato, existe um *trade-off* entre crescimento e poluição, ou se podemos almejar um amadurecimento das economias sem que o meio ambiente seja por isto degradado (FONSECA & RIBEIRO, 2005).

Os problemas ambientais enfrentados atualmente não são novos, apenas a compreensão da sua complexidade é recente, tendo-se presente a preocupação de como o desgaste ambiental pode impedir ou reverter o desenvolvimento econômico. Administrar o meio ambiente e manter o desenvolvimento, segundo RAMPAZZO (2001), ergue-se como o grande desafio do milênio, sendo que essa alternativa tem sido denominada de desenvolvimento sustentável ou de eco desenvolvimento.

Assim, a preocupação com o meio ambiente não é moda ou oportunismo; é uma questão de sobrevivência para as organizações. Essas vivem num ambiente altamente competitivo e estão preocupadas em atingir e demonstrar um desempenho ambiental correto, controlando os impactos de suas atividades, produtos ou serviços (PEREIRA *et al*, 2003).

A desigualdade ambiental é sem dúvida uma das expressões da desigualdade social que mais marca a história dos países em desenvolvimento. Os pobres estão mais expostos aos riscos decorrentes da localização de suas residências, da vulnerabilidade destas moradias a enchentes, desmoronamentos e à ação de esgotos a céu aberto. Há conseqüentemente forte correlação entre indicadores de pobreza e a ocorrência de doenças associadas à poluição por ausência de água e esgotamento sanitário ou por lançamento de rejeitos sólidos, emissões líquidas e gasosas de origem industrial. Esta desigualdade resulta, em grande parte, da vigência de mecanismos de privatização do uso dos recursos ambientais coletivos: água, ar e solos (ACSELRAD, 2000).

O grande número de fatores ambientais que podem afetar a saúde humana é um indicativo da complexidade das interações existentes e da amplitude de ações necessárias para melhorar os fatores ambientais determinantes da saúde (RIBEIRO, 2004).

Neste contexto, surge a inter-relação entre meio ambiente e saúde pública, denominada saúde ambiental. Segundo definição estabelecida pela OMS: “*Saúde Ambiental é o campo de atuação da saúde pública que se ocupa das formas de vida, das substâncias e das condições em torno do ser humano, que podem exercer alguma influência sobre a sua saúde e o seu bem-estar*” (MS-BRASIL, 1999).

A influencia dos grandes centros, indústrias e cidades se estendem muito além dos limites dos municípios, causando impactos regionais e globais, devido ao uso descontrolado dos recursos naturais, da produção de lixo e das emissões de poluentes para o solo, a água e o ar (KLUMPP *et al.*, 2001).

Os impactos de elementos químicos na qualidade da comida, impactos de fertilizantes e pesticidas, impactos diretos de químicos na qualidade da água, solo e ar e impactos de atividades mineradoras e de outras atividades industriais na qualidade ambiental, formam um problema multidimensional que exige controle e cuidados específicos (Sr. CHUKWUMA, 1998).

ACSELRAD (2000), cita a morte de uma criança de um ano de idade, ocorrida em Maio de 2000 na Baixada Fluminense no Rio de Janeiro, por intoxicação com produtos tóxicos com que brincava em um terreno baldio situado ao lado de sua casa. Fatos como este, vêm chamando a atenção da população e dos órgãos competentes para os problemas ambientais e suas correlações com os níveis de saúde pública e suas perspectivas futuras.

Surge, então, a necessidade de intensificar estudos, pesquisas e debates sobre esses temas, procurando uma abrangência maior, inclusive atingindo a comunidade em geral, através do envolvimento das administrações municipais, estaduais e federais, a fim de que todos possam ter acesso a estes conhecimentos.

2.3 – A Água

2.3.1 – Importância humana e ecológica

“Não há vida sem água. A água é um bem precioso indispensável a todas as atividades humanas”. A importância desse recurso natural “escasso” foi apresentada desta forma, clara e objetiva, através da Carta Européia da Água promulgada pelo parlamento da Europa em 1988 (DERISIO, 2000).

Por ser indispensável à vida, a água aparece como um direito de todos os vivos. Daí se chega ao conceito da destinação pública dos bens fundamentais da natureza. A dimensão de “público”, tão importante para balizar critérios de atuação política, emerge com evidência da consideração responsável dos bens da natureza (VALENTINI, 2004). Assim, está presente em quase todas as atividades desenvolvidas pelo homem e é utilizada em diversas finalidades, assumindo particular importância o abastecimento público, os usos agrícolas e industriais e a produção de energia elétrica (EPAL, 2003).

Mundialmente, água limpa para beber é um componente raro, embora muitas pessoas não saibam disso. Todo mundo, freqüentemente, trata a água como um bem

infinito, grátis. Contudo, até mesmo onde materiais são suficientes e abundantes, eles crescentemente aumentam o risco de poluição e demanda ascendente. A água é crucial ao desenvolvimento. Nota-se que enquanto a população de mundo triplicou no século 20, o uso de água potável, aumentou seis vezes (SPICER, 2002).

No corpo humano, a água constitui em média 60% de sua composição física. A espécie humana pode resistir cerca de um mês sem alimentos, mas não pode ficar sem beber água por mais de quarenta e oito horas. Grande parte das atividades humanas cotidianas também depende da água, como cozinhar, tomar banho, lavar alimentos, roupas, quintais, etc. O homem tem extrema dependência da água doce, e como o volume desse recurso no ambiente é relativamente pequeno, ele é considerado um fator limitante para sua vida (COSTA & SANTOS, 2000).

A principal característica que distingue os seres vivos dos seres do reino mineral está na íntima e obrigatória relação e intercâmbio recíproco que aqueles mantêm com o meio que os cerca. Na questão ecológica, as características da água que afetam as qualidades das populações podem ser de natureza física, como por exemplo, a cor da água, tensão superficial, etc., ou química, como a quantidade de gases dissolvidos, sais minerais, etc. (BRANCO, 1986).

Perante o ponto de vista ecológico, a água torna-se um fator limitante, tanto nos ambientes terrestres como aquáticos. A chuva, a umidade, o potencial de evaporação do ar e o suprimento disponível de águas superficiais são os principais fatores medidos (ODUM, 1998). Tais fatores, e ainda, infiltração e transpiração, fazem parte do chamado “ciclo hidrológico”, responsável pelo movimento e a circulação da água de um meio para outro na Terra (SPERLING, 1996).

2.3.2 – Sobre o ponto de vista econômico e gestão

Segundo PEREIRA & NASCIMENTO (1997), normalmente a avaliação sócio-econômica de projetos de investimento requer que se atribuam valores monetários a bens tais como a qualidade do ar e da água, potencial turístico de determinadas áreas, patrimônios históricos, etc. Esses são exemplos de bens públicos, que tem valor para a sociedade, mas não tem mercados onde este valor possa ser expresso. No entanto, para a sociedade poder decidir sobre um investimento que irá afetar de algum modo o meio ambiente, necessita contar com mecanismos adequados para estimar seu valor social (SCHINAIDER 2000).

O vocabulário risco ambiental (environmental risk - ER), dano ambiental (environmental damage - ED) e segurança ambiental apareceram no vocabulário científico oficial dos Estados Unidos, Canadá e nos países da União Européia na década de 80 e na Ucrânia e federação Russa nos anos 90. Até então, o conteúdo destes termos não surtiam perguntas serias. Porém, quando o público tornou-se atento do perigo dos impactos antropogênicos na natureza, estas condições adquiriram um novo significado e importância (ZHUKINSKII, 2003).

Neste contexto, a água surge como um recurso natural limitado, não apenas a países áridos ou semi-áridos, mas também a países onde esta está em abundância. Surge então a preocupação de países industrializados com a criação de regulamentos para limites de efluentes e poluição em sistemas aquáticos, resguardando a qualidade e quantidade, a fim de proteger os recursos hídricos (ISSA *et al.*, 2003).

A água é um bem de domínio público, um recurso natural finito e vulnerável, tendo valor econômico em todos os seus usos competitivos. No passado o não reconhecimento do valor econômico da água conduziu a sérios danos ambientais. A gestão da água como um bem econômico é uma importante forma de atingir eficiência e equidade no seu uso e de promover sua conservação (COSTA & SANTOS, 2000).

Em países como a China, por exemplo, adotou-se o uso da ISO 14000 (série de normas desenvolvidas pela International Organization for Standardization (ISO) e que estabelecem diretrizes sobre a área de gestão ambiental dentro de empresas) em produtos de utilidades doméstica, após constatada a degradação de forma rápida dos recursos ambientais, em especial dos recursos hídricos em razão da fabricação de tais produtos. A partir do ano de 2002, métodos de implementação da norma ISO 14000 foram estabelecidos através de uma seqüência lógica: Designar uma pesquisa sobre dado produto, avaliar seu método de fabricação, pesquisar a adoção de ferramentas minimizantes ao impacto ambiental pelos fabricantes, propor medidas mitigadoras em problemas relacionados ao produto e avaliar a real aplicabilidade e função do mesmo junto aos consumidores. Desde então, a condução e implementação da ISSO 14000 na China vem servindo de exemplo e modelo a vários países (HSIAO *et al.*, 2006).

Já na Rússia, nos anos 80, a oposição da administração diretiva e econômica (em particular, relativo aos recursos hidrológicos) era comum. Problemas estratégicos como a utilização e descarte de águas industriais, não receberam quase nenhuma atenção. A impraticabilidade da tese que “o mercado organizará tudo” foi percebido gradualmente, e o desenvolvimento de combinado ambiental-econômico se fez necessário. A necessidade

para concretização científica de decisões estratégicas em administração de água também se tornou urgente. Assim, surgiu o programa de ação nacional para a melhoria e desenvolvimento a longo prazo do complexo de água da Rússia, denominado: “Água do Século 21”. Com foco no científico-técnico e metodológico, e ainda apoiado por uma administração governamental estratégica, surgiram-se então propostas de gestão aos recursos hídricos de tal país (PRYAZHINSKAYA *et al.*, 2004).

Então, a Gestão da Água pode ser abordada através do emprego de instrumentos de avaliação, monitoramento e econômicos. Esses instrumentos são caracterizados pela taxa, ou tarifação do consumo da água e produção de despejos, ou ainda, pelas permissões negociáveis em mercado, cabendo aos usuários e poluidores responsabilizarem-se pelas despesas relativas às medidas tomadas pelos poderes públicos, evitando a degradação ambiental. Quanto à cobrança de taxas, aplicam-se os conceitos de beneficiário – usuário - pagador e poluidor - usuário - pagador (OCDE, 1980).

A cobrança pelo uso da água é uma das armas do “arsenal” econômico, que vem reforçar uma série de outros instrumentos de ação e controle, cujo objetivo principal é alocar eficientemente os recursos hídricos entre seus múltiplos usuários, além de racionalizar seu uso (FERNANDEZ & PERERIRA, 2002). Recente no mundo e considerado novíssimo no Brasil, a cobrança pelo uso da água, atualmente, é um dos instrumentos de gestão que tem merecido bastante atenção no processo brasileiro de regulamentação da Política Nacional de Recursos Hídricos (COSTA & SANTOS, 2000).

Para SEROA DA MOTTA (1998), devido à ausência de critérios econômicos objetivos nas legislações de Recursos Hídricos, a regulamentação da cobrança torna-se, assim, uma outra fase de negociação política. Todavia, a ausência desses critérios significa que, embora se reconheça o valor econômico da água, não se identificam as implicações desse reconhecimento.

No Brasil, a primeira tentativa de ordenamento legal dos interesses hídricos, foi o Código das Águas³, de 1934, que, por sua vez, priorizava a preocupação com os recursos hídricos enquanto matriz energética. (MOREIRA, 2001). Entretanto, já a partir do final da década de 80, e com maior ênfase na década de 90, o país assiste a criação de uma série de novos instrumentos de gestão das águas. Esse fenômeno se dá tanto no nível federal quanto nos estados.

Em janeiro de 1997 foi aprovada a Lei Federal 9433/97 – a chamada Lei das Águas – fruto de um longo processo de negociação entre os diversos setores envolvidos na gestão de recursos hídricos. Tal Lei estabeleceu um marco fundamental na implantação dos

comitês de bacia no Brasil, ao instituir a Política Nacional de Recursos Hídricos e criar o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Este Sistema é integrado pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (instituído em 1998), pelos Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal, pelos órgãos dos poderes públicos federal, estaduais e municipais de recursos hídricos, pelas Agências de Água e pelos Comitês de Bacias Hidrográficas (NOVAES & JACOBI, 2002).

A gestão dos recursos hídricos, nos moldes da Lei dos Recursos Hídricos, configura as forças políticas regionais capazes de arrecadar recursos com a cobrança pelo uso da água, promover seu uso adequado e cuidar de sua proteção. Neste sentido, a expectativa do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social – BNDES (1996) é que a instalação dos Comitês de Bacias Hidrográficas e das Agências de Água acelere os investimentos em infra-estrutura necessária nas diversas regiões brasileiras, propiciando as soluções mais eficazes para sua realização, não apenas do ponto de vista econômico, mas também ambiental.

Segundo dados da Organização das Nações Unidas – ONU, no ano de 2050, mais de 45% da população mundial estará vivendo em países que não poderão garantir a cota diária de 50l da água por pessoa, para suas necessidades básicas. O embaixador da ONU, Crispim Tekell, foi enfático ao dizer: *“A crise no abastecimento de água desencadeará mais guerras que o petróleo”*. Frente a esta situação, temos assistido nos últimos anos a criação e o aperfeiçoamento de inúmeras instituições formais com o objetivo de organizar e regulamentar os múltiplos interesses em torno do uso dos Recursos Hídricos no Brasil e no mundo.

2.3.3 – Qualidade, poluição e monitoramento

Embora seja indispensável ao organismo humano, a água pode conter determinadas substâncias, elementos químicos e microrganismos que devem ser eliminados ou reduzidos a concentrações que não sejam prejudiciais a saúde do homem (BERNADO *et al.*, 1995). A poluição das águas origina-se principalmente de efluentes domésticos, efluentes industriais e da exploração agrícola, associada, principalmente, ao tipo de uso e ocupação do solo (HOLMES, 1996; VARIS, 1996).

Assim, a qualidade de uma água não pode ser julgada simplesmente pela sua aparência e/ou pelo seu sabor. Fazem-se assim necessários exames físicos, químicos, bacteriológicos e microscópicos para o seu diagnóstico e controle. As análises físicas referem-se principalmente ao aspecto da água. O objetivo dos exames químicos é

determinar o teor de certas substâncias que nocivas ou não, fornecem elementos que modifiquem a qualidade da água tendo em vista as necessidades do consumidor e a não poluição de corpos hídricos. As análises bacteriológicas e microscópicas são realizadas para se avaliar o grau de contaminação, além de odores e sabores desagradáveis em águas naturais, estações de tratamento e recursos hídricos em geral (BOTELHO, 1984).

A década de 80 foi caracterizada pela grande perda de rejeitos perigosos ao meio ambiente, em especial ao aquático e a conseqüente conscientização pública do efeito tóxico e suas interações ambientais, além do levantamento de discussões sobre a melhoria dos problemas hídricos em relação à década de 70. Retornou a tona assuntos como a liberação catastrófica de substâncias perigosas em Bhopal na Índia, o derramamento de óleo no principal rio de Ohio, numerosas infecções em praias dos EUA relacionadas a lixo hospitalar, e a várias doenças causadas por bactérias vinculadas pelo meio hídrico. Isto aumentou a consciência pública e a sensibilidade para toxicidade e assuntos de qualidade de água (MILLANO, 2003).

De acordo com ROUQUAYROL & ALMEIDA FILHO (1999), a partir do momento em que a água é um recurso indispensável ao homem, é imprescindível que a sua qualidade seja preservada por medidas de controle de poluição. Esse controle deve ser essencialmente preventivo, tendo como medida mais eficaz a execução de sistemas sanitários de coleta e o tratamento de esgotos domésticos e industriais considerados a melhor forma de evitar que esses resíduos alcancem os recursos hídricos (CAMPOS *et al.*, 2002).

Segundo SPERLING (1996), pode se dizer, de maneira geral, que a qualidade de uma determinada água é função do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica. Quanto à poluição, sua origem tem diversas fontes, associadas ao tipo de uso e ocupação do solo, dentre as quais se destacam:

- efluentes domésticos;
- efluentes industriais;
- carga difusa urbana e agrosilvopastoril
- mineração;
- natural;
- acidental;

Cada uma das fontes citadas acima possui características próprias quanto aos poluentes que carregam. Os esgotos domésticos, por exemplo, apresentam compostos

orgânicos biodegradáveis, nutrientes e microrganismos patogênicos. Para os efluentes industriais, cada indústria é um caso distinto e que, entre indústrias do mesmo tipo, existem despejos diferentes, em função do tipo de matéria-prima utilizada, do processo industrial e do método de tratamento de seus esgotos (BRAILE & CAVALCANTI, 1993). A poluição difusa urbana é decorrente dos poluentes que se depositam na superfície do solo, carregadas pelas chuvas nas águas pluviais para os cursos d'águas superficiais. Constitui uma fonte de poluição tanto maior quanto menos eficiente for a coleta de esgotos ou a limpeza pública.

A poluição agrosilvopastoril é consequência das atividades ligadas a agricultura, silvicultura e pecuária, sendo estas, atividades econômicas indispensáveis na produção de alimentos. Contudo, a deposição de resíduos agrícolas e animais têm resultado em alterações ambientais que desde a década de 60 já são avaliadas nos Estados Unidos (HAMLETT & EPP, 1994). O manejo agrícola com uso de produtos que visam aumento de produção, gradualmente desgastam o solo exposto à escorrimentos superficiais da água da chuva ou até erosões profundas. Nos dois casos há uma entrada adicional de material edáfico (componentes do solo) que carrega matéria orgânica, inorgânica e eventuais compostos químicos nos sistemas hídricos próximos. Estas alterações químicas e ecológicas conduzem ao desequilíbrio da fauna e flora dos corpos de água resultando em prejuízos econômicos para a região, que vão desde a diminuição de captura na pesca até o aumento do custo de aquisição e tratamento da água para consumo (CARVALHO *et al.*, 2002).

Na questão da mineração, as atividades de lavra e processamento mineral pode contribuir para a poluição das águas superficiais e subterrâneas, caso não haja um controle rigoroso das operações envolvidas. Atenção especial deve ser dada aos processos erosivos e de assoreamento que ocorrem nas minas e pedreiras, aos depósitos de material estéril permanente e de minério lixiviado, à área da usina de concentração e aos locais de descarte de água, dentre outros (VIRGILI & VIANNA, 2000). A poluição hídrica, observada nas áreas de mineração de carvão, é decorrente da geração de efluentes ácidos, provenientes das minas e dos rejeitos de carvão. Essa característica ácida dos efluentes da mineração se dá, principalmente, pela presença da pirita (FeS_2), um mineral sulfetado muito comum nos carvões brasileiros. Os cursos d'água que recebem descargas de drenagem ácida apresentam, geralmente, valores de pH na faixa entre 1,5 e 4,0 e concentração elevada de Fe dissolvido, além de níveis significativos de outros metais tóxicos (LAUS *et al.*, 2006).

A poluição natural está associada às chuvas e escoamento superficial, salinização, decomposição de vegetais a animais mortos, e a poluição acidental é proveniente de derramamentos acidentais ou materiais na linha de produção ou transporte.

Os inconvenientes da poluição das águas segundo NETO (1993), são:

- De ordem sanitária: impropriedade da água para banhos; envenenamento e diminuição da flora e fauna superior; aparecimento de organismos patogênicos e de agentes tóxicos de natureza química.
- De ordem econômico-social: desvalorização de terras marginais, eliminação da possibilidade de novas indústrias se instalarem; elevação dos custos de tratamento para novo uso da água; perigos para irrigação; eliminação de esportes aquáticos e da pesca como recreação, etc.

Assim, temos então a qualidade da água existente em contraposição à qualidade da água desejável para um determinado uso. Os principais usos da água são:

- abastecimento doméstico;
- abastecimento industrial;
- irrigação;
- dessedentação de animais;
- aquicultura;
- preservação da flora e fauna;
- recreação e lazer;
- paisagismo;
- geração de energia;
- navegação;
- diluição de despejos;

Destes usos o abastecimento doméstico e industrial, a irrigação e a dessedentação de animais torna necessária a retirada da água de sua coleção hídrica.

De uma forma geral, apenas os abastecimentos doméstico e industrial requerem um tratamento da água, a inter-relação entre o uso da água e a qualidade requerida para a mesma é direta. A água para um fim mais nobre como o abastecimento humano, requer a satisfação de diversos critérios de qualidade, enquanto a para diluição de dejetos não possui nenhum requisito especial.

Historicamente, os requisitos de qualidade de água para consumo focalizavam na remoção ou inativação de componentes, contaminantes e microorganismos nas estações de

tratamento. Assim, vêm sendo utilizadas ações tentando minimizar a degradação da qualidade de água na distribuição dos sistemas. CHRISTOPHE & HILL (2004), sugeriram dentre os possíveis problemas para a piora na qualidade de água de um sistema (altos valores de cloro residual, contaminação microbiológica, cor, gosto e odor) possíveis causas como o design do sistema, administração e práticas de manutenção, conexões de tubulações e matérias de construção empregados para tanto.

A água pode ter usos múltiplos, decorrendo daí a satisfação simultânea dos diversos critérios de qualidade. Pode-se assim verificar que, em função da utilização que a água vai ter, existem diversos parâmetros de qualidade a serem respeitados. O Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, em sua resolução nº. 357 de 2005, classifica os recursos hídricos, segundo seus usos preponderantes, em nove classes. Estas se enquadram em águas doces, salinas e salobras e ainda quanto ao seu uso, desde o mais nobre (consumo humano) até à navegação comercial, recreação e proteção das comunidades aquáticas. Em função dos usos previstos, têm-se os requisitos de qualidade a serem observados. Estes requisitos, associados às características ambientais dos corpos d'água são posteriormente transcrito na forma de padrões (CONAMA, 2005).

A poluição causada aos corpos d'água, conduz à necessidade de planos de prevenção e recuperação ambiental, afim de garantir condições de usos atuais e futuros, para diversos fins. Estes planos, além de medidas de acompanhamento de suas metas através de fiscalização, requerem para a sua proposição e efetiva implementação, dados que indiquem o estado do ambiente aquático. Para este fim são estabelecidos os programas de monitoramento da qualidade da água.

No mundo todo se observa a crescente preocupação com os recursos hídricos. Nos EUA, as bacias e sub-bacias são monitoradas, organizadas e administradas a partir da divisão dos trabalhos pelos órgãos competentes em cinco categorias:

- coleção de dados do monitoramento;
- avaliação e ordenação desses dados;
- desenvolvimento de estratégia;
- revisão de plano de trabalho na bacia e aprovação desse plano;
- implementação do plano de trabalho;

Cada uma dessas etapas de trabalho é realizada no prazo de um ano, levando no total cinco anos para implementação. Observa-se que os recursos hídricos do país estão quase todos dentro desse plano de ação (VICORY Jr. & MEHAN III, 2005).

Na Federação Russa, o princípio básico de avaliação da qualidade da água oficialmente aprovado, é a comparação de parâmetros de qualidade da água, junto aos valores normativos estabelecidos pelos padrões prescritos pelo Regulamento de Conservação da Água do país. A avaliação é feita a partir do monitoramento físico, químico, tóxico, bacteriológico e microbiológico da legislação vigente local (NIKANOROV & YEMELYANOVA, 2005).

Já na China, espera-se que o número de estações de tratamento de água, tanto esgotos urbanos como industriais, dobre em dentro de 10 anos. Tal feito levará ao tratamento de quase 90% do esgoto do país (WONG *et al.*, 2001).

A água possui uma ampla variedade de constituintes que podem ser medidos nesses programas de monitoramento da qualidade relacionados a aspectos químicos, físicos e biológicos.

Alguns autores destacam que a seleção dos parâmetros de interesse depende do objetivo do estudo, investigação ou projeto, levando-se em consideração os usos previstos para o corpo d'água e as fontes potenciais de poluição existentes na bacia. Os parâmetros a serem considerados podem ser selecionados de acordo com as fontes potenciais e ainda para atender determinada legislação.

Num monitoramento, para se avaliar o grau de contaminação de um determinado corpo hídrico, levam-se em conta os parâmetros físicos, químicos e biológicos, estando os mais representativos relatados a seguir:

- **características físicas:** as impurezas enfocadas sobre o ponto de vista físico, estão associados, em sua maior parte, aos sólidos totais presentes na água. Estes sólidos podem ser em suspensão, coloidais ou dissolvidos, dependendo do seu tamanho (SPERLING, 1996).

Sólidos Totais: O conteúdo dos sólidos totais de um despejo é definido como toda a matéria que permanece como resíduo após evaporação à temperatura de 103° 105°C. O material que possui significativa pressão de vapor nesta temperatura é perdido durante a evaporação, podem ser classificados como *sólidos em suspensão ou sólidos filtráveis*. As partículas sólidas encontradas nas águas são classificadas segundo suas dimensões: Dissolvidos ($10^{-3} - 10^{-5} \mu$); Coloidais ($1 - 10^{-3} \mu$); Suspensão (100 - 1 μ). Cada uma dessas categorias de sólidos podem também ser classificadas com base na sua volatibilidade a 600°C. A fração orgânica se oxidará a essa temperatura e será eliminada como gás e a fração inorgânica permanecerá como cinza. Deste modo os termos *sólidos em suspensão*

voláteis e sólidos em suspensão fixos, referem-se respectivamente ao conteúdo orgânico e inorgânico dos sólidos em suspensão (BRAILE & CAVALCANTI, 1993).

Estão ainda relacionadas às características físicas a Temperatura, Cor, Turbidez e Condutividade Elétrica.

- **características químicas:** Os esgotos domésticos ou industriais contêm grande quantidade de substâncias dissolvidas que, por serem indesejáveis ou até mesmo prejudiciais ao homem, devem ser abandonadas. Essas substâncias podem ser das mais variadas naturezas. Entre os compostos inorgânicos preponderam os sais dos mais variados metais, alguns tóxicos, outros não; das substâncias orgânicas são encontradas, desde as mais complexas, como proteínas, gorduras e hidratos de carbono em geral, até as mais simples, tais como uréia e outros (BRANCO, 1986). Os compostos orgânicos são normalmente constituídos de uma combinação de carbono, hidrogênio e oxigênio, e em alguns casos nitrogênio. Outros importantes elementos, tais como enxofre, ferro e fósforo podem também estar presentes. Além destes, as águas residuárias podem conter grande número de diferentes moléculas orgânicas sintéticas como cujas estruturas variam de simples a extremamente complexas. Exemplos típicos são os surfactantes, fenóis e pesticidas agrícolas (BRAILE & CAVALCANTI, 1993).

Medição da matéria orgânica

– DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio – O parâmetro mais usual de medição de poluição orgânica aplicada às águas residuárias é a DBO 5 dias (DBO_5) Esta medida envolve a medida do oxigênio dissolvido utilizada pelos microrganismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica. A DBO é então empregada na determinação da quantidade aproximada de oxigênio que será necessária para oxidar biologicamente a matéria orgânica presente.

– DQO – Demanda Química de Oxigênio – Este teste é também utilizado para medir o conteúdo de matéria orgânica de águas residuárias e águas naturais. O teste de DQO é sobremaneira precioso na medida da matéria orgânica em despejos que contenham substâncias tóxicas à vida. A DQO em um despejo é, em geral, mais alta do que a DBO, em virtude da maior facilidade com que grande número de compostos pode ser oxidado por via química do que por via biológica. Segundo SILVA & MENDONÇA (2003), a utilização dos resultados de DQO para a estimativa dos valores de DBO reduz os custos operacionais, diminui o tempo de tomada de decisões sobre medidas de correção operacional, bem como permite a definição de parâmetros de projeto que sejam

condizentes com a realidade local, além de que o custo para a realização de uma análise de DBO é de cerca de 4,5 vezes o custo para uma análise de DQO e o tempo necessário para a obtenção de resultados de análises de DBO é de 05 dias, enquanto o de DQO é de 02 horas.

Matéria inorgânica

Principais parâmetros para caracterização de despejos:

– pH – A faixa de pH adequada para existência de vida é muito estreita e crítica. Despejos com concentrações inadequadas do íon hidrogênio são difíceis de ser tratados por métodos biológicos.

– Oxigênio Dissolvido – O oxigênio dissolvido é necessário para a respiração de microrganismos aeróbios, bem como outras formas aeróbias de vida. A quantidade de oxigênio que pode estar presente na água e regulada por vários fatores, tais como: a solubilidade do gás, a pressão parcial do gás na atmosfera, a temperatura, salinidade, sólidos em suspensão, etc.

– Compostos tóxicos – Devido a sua toxidez, certos cátions são importantes em águas residuais tais como, amônia, arsênio, bário, cádmio, chumbo, cianetos, cobre, cromo hexavalente, índice de fenóis, mercúrio, nitritos, nitratos e zinco por provocarem diminuição na atividade ou até mesmo a morte de microrganismos em estações de tratamento bem como a contaminação de cursos hídricos, resultando na diminuição de sua fauna aquática.

– Metais pesados – Traços de metais pesados tais como níquel, manganês, chumbo, cromo, cádmio, zinco, ferro e mercúrio prejudicam os usos benéficos da água. A toxidez dos metais pesados reside principalmente na sua capacidade de interferir em processos enzimáticos, e na sua pouca mobilidade no organismo em virtude do pequeno tamanho. Essa baixa mobilidade faz com que estes se acumulem, provocando profundas modificações no metabolismo, podendo causar a morte do organismo afetado (ESTEVEZ, 1998).

Segue então a lista de parâmetros químicos, tanto orgânicos como inorgânicos a serem observados em um monitoramento para caracterização da qualidade de uma água e/ou o seu grau de contaminação: Acidez; Dureza; pH; Oxigênio Dissolvido (OD); Demanda Química de Oxigênio (DQO); Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Nitrato; Nitrito; Nitrogênio Amoniacal; Fósforo Total; Detergentes (surfactantes); Óleos e Graxas; Fenóis; Cloretos; Ferro; Potássio; Sódio; Sulfetos; Magnésio; Manganês; Alumínio; Zinco; Bário; Cádmio; Boro; Arsênio; Níquel; Chumbo; Cobre; Cromo; Selênio; Mercúrio; entre outros que se fizerem necessários.

- **características biológicas:** As características biológicas das águas são determinadas por meio de exames bacteriológicos ou hidrobiológicos. O exame hidrobiológico visa identificar e quantificar as espécies de organismos presentes na água. Em geral esses organismos são microscópicos e comumente denominados de plâncton, destacando-se os seguintes grupos: algas, protozoários, rotíferos, crustáceos, vermes e larvas de insetos. Quando feitos regularmente, esses exames constituem elemento auxiliar na interpretação de outras análises. Os exames bacteriológicos de interesse sanitário são representados pelas análises de coliformes, os quais tem sido utilizados como indicadores de poluição recente de fezes, e eventualmente, de contaminação. Surge assim a correlação entre o número de coliformes e o número de organismo patogênicos, correlação esta baseada na probabilidade de que, quanto maior o numero de coliformes, maior o numero de organismos patogênicos. Comumente, utilizam-se ainda exames de estreptococos fecais. Essas bactérias não conseguem se multiplicar em águas poluídas, sendo sua presença também indicativa de contaminação fecal recente. As principais doenças associadas à contaminação biológica dos recursos hídricos são cólera, febre tifóide, salmonelose, amebíase, disenteria, viroses, etc. (ARCHIBALD, 2000).

Assim, a poluição do meio aquático pode causar alterações nas características físicas (temperatura, turbidez, cor, condutividade elétrica, sólidos, etc.), químicas (DBO, DQO, pH, toxicidade, etc.) ou biológicas (parasitos, bactérias, fitoplâncton e zooplâncton), provocando implicações nas condições de determinado recurso hídrico, no que diz respeito a sua qualidade para os fins desejáveis.

2.4 – Sobre esgotos sanitários urbanos

Descargas de efluentes urbanos e seus risco ambientais e de saúde pública estão amplamente descritos na literatura (ver CHAMBERS *et al.*, 1997). Segundo JOBLING & SUMPTER (1993), esgotos municipais contêm várias combinações e substâncias como metais pesados, nutrientes, sólidos suspensos, substâncias químicas que rompem o funcionamento natural do sistema endócrino de organismos aquáticos, além de promover a depleção de oxigênio dissolvido do meio hídrico.

Estas combinações podem trazer impactos prejudiciais diretos à saúde humana, ao ambiente, à economia local, na mortandade e à baixa resistência de peixes e populações de vida selvagem, a restrições ao uso de água para fins recreativos bem como o consumo de animais aquáticos e restrições quanto à utilização doméstica e consumo de água

(KILGOUR *et al.*, 2005). CHAMBERS *et al.* (1997), cita ainda o desconhecimento do meio científico sobre os totais efeitos e interações dos problemas criados pela poluição de esgotos urbanos sobre afluentes pouco impactados, bem como a interação da poluição em organismos aquáticos, os quais podem promover um aumento da toxicidade ambiental devido à liberação de substâncias tóxicas.

No Brasil, segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico realizada pelo IBGE em 2000, possuía 87,9% de distritos atendidos por redes de água e 41,6% por redes de esgotos sanitários. No que se refere à água, a região melhor atendida é a sudeste (96,56%) e a pior a nordeste (82,68%). Se por um lado o atendimento é significativo para a água o mesmo não pode ser dito com relação ao esgotamento sanitário, onde ainda há muito por fazer. Na pesquisa acima mencionada, o IBGE constatou índice, de distritos atendidos por redes de coleta e afastamento de esgotos, de 82% para a região Sudeste, 30,25% na região Nordeste, 21,4% para a Sul, 12% no Centro-Oeste e 5,77% na região Norte.

Ainda que só 0,1% dos esgotos de origem doméstica seja constituído de impurezas de natureza física, química e biológica, e o restante seja água, o contato com esses efluentes e a sua ingestão é responsável por cerca de 80% das doenças e 65% das internações hospitalares (CALIJURI *et al.*, 2003). Atualmente, apenas 10% do total de esgotos produzidos recebem algum tipo de tratamento, os outros 90% são despejados *in natura* nos solos, rios, córregos e nascentes, constituindo-se na maior fonte de degradação do meio ambiente e de proliferação de doenças infecciosas e parasitárias.

Descargas de esgotos urbanos são um dos principais componentes de poluição de água, contribuindo com o aumento da demanda de oxigênio e nutrientes. Promovem ainda o aparecimento de “blooms” algais tóxicos, conduzindo a uma desestabilidade do ecossistema aquático. O problema ocorre principalmente em áreas onde tratamento de água é simples, não eficientes ou inexistentes (MORRISON *et al.*, 2001).

O esgoto urbano contém em sua composição geralmente matéria vegetal, animal e mineral em suspensão, assim como alta quantidade de bactérias e ovos de vermes parasitas. Também apresenta papel, comida, gorduras em geral, cigarros, folhas, fezes e urina. Outros produtos são ocasionalmente jogados descarga abaixo, como chupetas e outros materiais relacionados a crianças, objetos de higiene feminina, tais como absorventes, ou ainda produtos tóxicos de origem industrial, preservativos usados, etc.

Os odores dos esgotos são inaceitáveis à maioria das pessoas. O ácido sulfídrico (H₂S), conhecido como “gás do esgoto” é incolor, inflamável e mais denso que o ar. Possui

odor característico de ovo podre e quando inalado em altas concentrações há perda súbita de consciência e convulsões. Em baixas concentrações podem promover irritações e inflamações oculares, fotofobia, e edema palpebral. Outros gás perigoso presente em certos casos é o metano (CH₄), que além de contribuir para o aumento do efeito estufa, ao se misturar ao oxigênio à temperatura de 67°C possui riscos relacionados à explosões e inalações (DA SILVA, 2005).

Na questão recuperação de um corpo hídrico após o lançamento de um esgoto, é de grande importância o conhecimento de autodepuração e de sua quantificação, tendo em vista os seguintes objetivos:

- *utilização da capacidade de assimilação do corpo hídrico receptor*: dentro de uma visão prática, pode-se considerar que a capacidade que um corpo d'água tem de assimilar os despejos, sem apresentar problemas do ponto de vista ambiental, é um recurso natural que pode ser explorado.
- *impedir o lançamento de despejos acima do que pode suportar o corpo d'água*: desta forma, a capacidade de assimilação de um corpo d'água, pode ser utilizada até um ponto aceitável e não prejudicial.

A introdução de matéria orgânica em um corpo d'água resulta, indiretamente, no consumo de oxigênio dissolvido, e seus teores são nulos ou próximos a zero. Tal se deve aos processos de estabilização da matéria orgânica realizados pelas bactérias decompositoras, as quais utilizam o oxigênio disponível no meio líquido para a sua respiração. O decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido tem diversas implicações do ponto de vista ambiental, constituindo-se em um dos principais problemas de poluição das águas em nosso meio. Quanto à DBO, a concentração da DBO₅ dos esgotos domésticos brutos tem um valor médio da ordem de 250 – 350 (mg/l). Sobre considerações relacionadas à vazão, esta é obtida através dos procedimentos convencionais, utilizando-se dados de população, contribuição per capita, infiltração, etc. O método usualmente utilizado para estudos de autodepuração no corpo receptor é a *vazão média* (SPERLING, 1996).

Ainda, esgotos domésticos podem carrear grandes valores de metais pesados aos cursos hídricos, entre eles cádmio (Cd), cobre (Cu), zinco (Zn) e até (Pb), documentados por SHRIVASTAVA *et al.*, 2003.

Por deter teores consideráveis de nutrientes, o reuso planejado de águas residuárias domésticas vem sendo tema de estudo de vários autores, em especial na agricultura. A utilização controlada de esgotos sanitários apresenta diversas vantagens, dentre as quais:

constitui uma prática de reciclagem de água; prática de reciclagem de nutrientes proporcionando uma economia de insumos (fertilizantes); minimiza o lançamento de esgotos em cursos de águas naturais, prevenindo assim a poluição, contaminação e a eutrofização; favorece a conservação do solo e a recuperação de áreas degradadas (BASTOS *et al.*, 2003).

Particularmente, o esgoto doméstico quando utilizado sem tratamento adequado pode contaminar o ambiente, os trabalhadores das áreas cultivadas e os consumidores das culturas irrigadas. Assim as águas residuárias destinadas ao consumo agrícola devem ser tratadas e avaliadas sob os aspectos de sodicidade, salinidade, excesso de nutrientes e, sobretudo, sob os aspectos sanitários: bactérias, cistos de protozoários, ovos de helmintos e vírus que criam graves problemas de saúde pública, uma vez que acarretam enfermidades (DE SOUZA *et al.*, 2005).

Além da possibilidade da reutilização da água proveniente de esgotos urbanos na agricultura, há ainda a possível utilização energética dos gases formados na decomposição da matéria orgânica destes efluentes, os quais contêm cerca de 50 a 60% de metano, excelente combustível energético. Utilizando o lodo residual do esgoto tratado como fonte de energia de biomassa, o aproveitamento do chamado “Biogás” em usinas termelétricas torna-se amplamente viável.

Como exemplo mundial a ser seguido no quesito tratamento, emissão, controle e gestão de esgoto urbano, cita-se a Inglaterra. Implantado em quase todas as cidades do Reino Unido, a Diretiva de Tratamento de Esgoto Urbano (UWWTD) tem como principal característica a combinação de esgotos urbanos junto a efluentes industriais. Os principais procedimentos observados são: avaliação freqüente das estações de tratamento quanto ao tempo de retenção e eficiência de remoção, “check up” constante da planta de tratamento, e liberação de relatórios de hora em hora sobre a qualidade e monitoramento da água a ser descartada (ZABEL *et al.*, 2001).

2.5 – Sobre efluentes industriais

Na indústria, de modo geral, a água pode ser matéria prima que se junta a outras para criar produtos acabados, ou ser utilizada como meio de transporte, como agente de limpeza em sistemas de refrigeração, como fonte de vapor e produção de energia. Assim, a industrialização de um modo geral, significa sinônimo de ameaça aos recursos de água doce, porque demandam enormes quantidades desse inestimável bem. Calcula-se que o uso de água no meio industrial, conta de um trimestre de toda demanda mundial de água doce

(JUDD, 1999). Devido à enorme quantidade de água exigida em processos industriais, uma das opções mais consideradas é a reutilização desta nas etapas do processo produtor industrial (OLADOJA & ASIA, 2005).

Quase todos os complexos industriais ou amplos sistemas são projetados para usar água limpa, clara, e o desempenho destes são medidos frequentemente pela qualidade da água consumida. Então, após um breve período em serviço, a água utilizada nestes sistemas apresenta-se constituída de sólidos suspensos e dissolvidos, que rapidamente mudam a cor e turbidez desta. Estas impurezas podem reduzir a eficiência de transferência de calor do sistema comum por até 30%, ainda aumentando seu consumo de energia pela mesma quantia, além de serem descartadas na maioria das vezes em forma de rejeito no efluente (CUPPLES, 2006).

Segundo SPERLING (1996), as características dos despejos industriais variam essencialmente com o tipo de indústria e com o processo industrial utilizado. Para tanto, cada tipo de indústria é um caso distinto, o que dificulta uma generalização dos parâmetros mais comuns. Assumem então importância os seguintes aspectos e conceitos:

- biodegradabilidade: capacidade dos despejos de serem estabilizados por processos bioquímicos, através de microrganismos.
- tratabilidade: facilidade dos despejos de serem tratados por processos biológicos convencionais.
- concentração de matéria orgânica: relacionada à DBO do despejo.
- disponibilidade de nutrientes: equilíbrio harmônico entre os nutrientes C:N:P.
- toxidez: determinados despejos industriais possuem constituintes tóxicos ou inibidores, que podem afetar ou inviabilizar o tratamento biológico.

Atualmente os poluentes industriais que mais preocupam são os orgânicos, especialmente os sintéticos e os metais pesados. A poluição por matéria orgânica vem crescendo muito, principalmente a partir do fim da segunda guerra mundial, com a expansão acelerada da indústria petroquímica (BRAILE & CAVALCANTI, 1993).

Vários tipos de efluentes industriais contêm altas concentrações de metais pesados dissolvidos; ainda, operações como drenagem de minas, dragagem de rios e aterros de lixo urbano se apresentam como fontes adicionais (TUDOR *et al.*, 2006). A liberação de substâncias tóxicas em ecossistemas aquáticos é um problema crucial em países em desenvolvimento. Embora a toxicidade de algumas destas substâncias sejam bem

estabelecida, a crescente industrialização impossibilita avaliar a real interferência destas no meio (FONKOU *et al.*, 2005).

Por muito tempo não existiu a preocupação de caracterizar a geração de efluentes líquidos industriais e de avaliar seus impactos no meio ambiente. No entanto, a legislação vigente e a conscientização ambiental fazem com que algumas indústrias desenvolvam atividades para dar valores à vazão e determinar os constituintes dos efluentes industriais. Assim, o conhecimento da vazão e da composição do efluente industrial possibilita a determinação das cargas de poluição / contaminação, o que é fundamental para definir o tipo de tratamento, avaliar o enquadramento na legislação ambiental e estimar a capacidade de autodepuração do corpo receptor. Desse modo, é preciso quantificar e caracterizar os efluentes, para evitar danos ambientais, demandas legais e prejuízos para a imagem da indústria junto à sociedade.

2.5.1 – Sobre indústrias e efluentes de fábricas de papéis

A indústria papelreira tem uma grande importância para a economia da América do Sul devido à enorme disponibilidade de recursos florestais, sendo o Brasil e o Chile os maiores produtores de celulose da região. No Brasil, usa-se preferencialmente madeira de *Eucalyptus grandis*, com uma produção ao redor de 6 milhões de toneladas de polpa por ano. Além de sua indiscutível importância econômica, as empresas de papel e celulose apresentam um elevado potencial de contaminação ambiental, não somente pela presença de compostos refratários, mas também pelo elevado volume de efluente gerado (80 m³ de água/ tonelada de polpa gerada), o que implica num grande volume de efluente a ser tratado antes de seu lançamento nos corpos aquáticos receptores (REZENDE *et al.*, 2000).

Não somente na América do Sul, mas no mundo todo, a importância da indústria papelreira e de celulose se fazem presentes na economia. Na Índia, por exemplo, o setor se destaca por grande parte da movimentação sócio-econômico do país. Somando-se as indústrias de pequena e larga escala de produção, os países obtêm a marca de 600 toneladas de produção por dia, alcançando 11.500 toneladas por ano, gerando diretamente 300.000 empregos, e um milhão indiretamente (JAIN *et al.*, 2005).

Segundo PHILLIPS *et al.* (2000), os métodos de produção do papel empregam operações específicas que resultam sempre na poluição do ar ou água. Os métodos de desintegração das poupas de celulose para a fabricação dos vários tipos de papéis, envolvem prolongados procedimentos de mudanças térmicas e a utilização de produtos geradores de grande quantidade de carga poluidora, tanto na questão hídrica quanto na

poluição aérea, visto que há a queima de vários combustíveis na alimentação do processo produtor.

Nas décadas de 50 e 60, o foco do monitoramento ambiental pelas indústrias papeleiras era a manutenção de satisfatórios níveis de oxigênio dissolvido no efluente. A qualidade final do efluente era regulada pelos limites de DBO, SST e toxicidade aguda. Em meados de 1980 o foco era a redução de componentes químicos tóxicos, resíduos de ácidos e gorduras e a redução dos compostos organoclorados (AOX). Já na década de 90 em diante, tornou-se intenso o monitoramento utilizando organismos bioindicadores, através da avaliação de toxicidade crônica e da resposta desses organismos ao meio. Este constitui o método mais utilizado pelas indústrias dos EUA e vem sendo difundido de forma gradativa no mundo (OWENS, 1996).

Na fabricação do papel, uma quantidade substancial de pequenas fibras é carregada, através de telas (peneiras) da fabricação, pela água usada no processamento. É inevitável que pequena parte dessas fibras se perca no efluente. Com o material fibroso, são perdidos, também, materiais de “carga”: caolim cola (breu) e outros componentes do papel (BRAILE & CAVALCANTI, 1993).

Os impactos ambientais gerados pelas indústrias de papel e celulose em cursos hídricos, são reconhecidos biologicamente pelas manifestações químicas, morfológicas e fisiológicas geradas nos organismo aquáticos. Tais impactos podem prever e/ou estimar a exposição química deste tipo de efluente aos meios bióticos (BORTON & FIRTH, 1997).

A quantidade de água requerida numa indústria de celulose e papel pode variar de 20 a 450 m³/t_{sa} (tonelada seca ao ar) de celulose produzida. Vários setores das fábricas de celulose e papel geram efluentes, tais como licor da polpação, água de lavagem da polpa, efluente da planta de branqueamento e efluente da máquina de papel. Normalmente o fluxo individual de cada efluente setorial é misturado antes do tratamento, produzindo o efluente geral, ou efluente combinado (PIZZICHINI *et al.*, 2005). A maioria das fábricas tem suas próprias estações de tratamento, onde o efluente tratado é lançado no corpo de água receptor; outras lançam o efluente, após sedimentação prévia, para o tratamento de esgoto doméstico da municipalidade (REZENDE *et al.*, 2000).

As indústrias de celulose e papel produzem um grande volume de efluente (muitas vezes podendo alcançar valores acima de 200.000m³/d), cujas características variam dependendo do processo de fabricação utilizado (JOHNSON & RYDER, 1988). Particularmente, a prática intensiva do processo de branqueamento o qual emprega reagentes à base de cloro, produz uma variedade de compostos organoclorados, muitos dos

quais conhecidos por suas características bio-acumulativas e/ou mutanogênicas (KOOKANA & ROGERS, 1995).

Os parâmetros mais importantes no monitoramento dos efluentes das indústrias de papelarias são os sólidos em suspensão (SS), a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO), a cor e os derivados fenólicos. As concentrações de DBO₅ em efluentes brutos de indústria papelarias, situam-se numa faixa de 250 a 1000 mg/l. As concentrações de DQO estão na faixa de 400 a 3000 mg/l. Os sólidos em suspensão geralmente tendem a variar de 400 a 1000mg/l, porém concentrações tão altas quanto 2000 mg/l podem ocorrer dependendo da operação da fábrica. Assim, os efluentes de celulose e papel tendem a ser mais concentrados do que os esgotos domésticos típicos (REZENDE *et al.*, 2000).

Quanto às emissões gasosas, estas estão associadas à necessidade de produção de vapor e eletricidade, à recuperação dos químicos das etapas de fabricação e à produção de cal para o processo. Os gases liberados com mais frequência são sulfeto de hidrogênio, óxido de enxofre, óxido nítrico e compostos orgânicos voláteis (PHILLIPS *et al.*, 2000).

Pesquisas recentes relatam a aplicação do efluente papelário, devidamente tratado, quando da irrigação de certas plantações, por estes possuírem grande quantidade e qualidade de nutrientes. Nas décadas de 70 e 80 OGDEN & NUTTER (1980) relataram a relação entre as características do efluente, as taxas de aplicação, a germinação de sementes e o crescimento e sobrevivência de mudas de plantas. Nas décadas seguintes, 80 e 90, passou-se a dar maior atenção à utilização de águas residuárias de indústrias de papel, bem como a disposição dos resíduos sólidos destas na agricultura, avaliando-se de forma mais atenta a qualidade do lençol freático, os efeitos na cobertura e na qualidade vegetativa e possíveis efeitos antrópicos no solo, conforme revisões *in* HANSEN *et al.* (1980); KULKARNII (1988); FAZELI *et al.* (1991); ABASHEYEVA *et al.* (1993); WAHAAB (2002).

2.6 – Índices de Qualidade das Águas & IQA-NSF

Os primeiros estudos relacionando o nível de pureza e a poluição das águas foram realizados na Alemanha, em 1848. Estes estudos procuraram sintetizar os dados de qualidade da água, através da relação entre o nível de pureza da água e a poluição, com a ocorrência de determinadas comunidades de organismos aquáticos. Em lugar de um valor numérico, a qualidade da água era categorizada por uma classe, entre várias de poluição (OTT, 1978).

A partir de então, vem se desenvolvendo índices de qualidade das águas (IQA's), com o objetivo de se avaliar a conveniência da água para uma variedade de usos. Estes índices refletem o estado de qualidade de água em lagos, fluxos hídricos, rios, e reservatórios. O conceito de IQA's é baseado na comparação do parâmetro de qualidade de água com respectivos padrões reguladores (KHAN *et al.*, 2003). Segundo PESCE & WUNDERLIN (2000), o uso de índices de qualidade de água é uma prática simples que supera muitos problemas previamente mencionados e permite ao público e formadores de opiniões receberem, analisar e avaliar informações sobre qualidade das águas. Ainda, nos permite avaliar mudanças dentro de cursos d'água e suas tendências futuras.

Assim, índices ambientais incluem, ocasionalmente, variáveis poluentes refletindo a qualidade destes liberados no meio ambiente e não a quantidade, realmente, presente após ter ocorrido à difusão e mistura. Tais Índices foram propostos visando resumir as variantes analisadas em um número que possibilite analisar a evolução da qualidade da água no tempo e no espaço e que serve para facilitar a interpretação de extensas listas de variáveis ou indicadores. Existem três tipos básicos de índices de qualidade de água (OTT, 1978):

- índices elaborados a partir da opinião de especialistas
- índices baseados em métodos estatísticos
- índices biológicos

Os índices de qualidade da água podem ser utilizados para diversos fins tais como:

- distribuição de recursos: repartição de verba e determinação de prioridade
- comparação de condições ambientais. Em diferentes áreas geográficas
- determinação do comprimento ou não da legislação ambiental
- na pesquisa científica, reunindo dados e facilitando a interpretação
- servir de instrumento para gestão de recursos hídricos

Nos Estados Unidos, diversos estudos e revisões literárias foram realizados, principalmente na década de 70. Segundo OTT (1978) o primeiro destes foi uma tese de doutorado desenvolvida em 1974 na Universidade de Michigan, por Landwehr, que tratou da construção e análise de IQA's. Em seguida, em cooperação com outras agências federais, o *Council on Environmental Quality* (CEQ) dos Estados Unidos patrocinou um levantamento e avaliação de vários índices de qualidade que estavam sendo utilizados no país. No entanto, a utilização dos índices de qualidade da água foi difundida de forma

mais ampla a partir da década de 90, em especial em nos EUA e Canadá, conforme revisões de SMITH (1990); RIAD (1991); ONGLEY (1998); KHAN *et al.* (2003).

Alguns índices foram desenvolvidos utilizando a técnica de pesquisa de opinião em um largo painel de especialistas em qualidade da água, como os desenvolvidos por Prati, Mcduffie, Dinius e Dunnette. Outros índices nessas mesmas bases foram desenvolvidos para regiões específicas e foram citados por OTT (1978).

Para uma interpretação ecológica da qualidade das águas superficiais e/ou para estabelecer um sistema de monitoramento, é necessário a utilização de métodos simples e que forneçam informações objetivas e interpretáveis. Neste aspecto, o uso de índices de qualidade de água é uma tentativa que todo programa de monitoramento de águas superficiais prevê como forma de acompanhar, através de informações resumidas, a possível deterioração dos recursos hídricos ao longo da bacia hidrográfica ou ao longo do tempo (TOLEDO & NICOLELLA, 2004).

Usualmente utilizado pelos pesquisadores, um dos principais Índices de Qualidade da Água é o IQA-NSF, leia-se Índice de Qualidade da Água da National Sanitation Foundation. Os resultados gerados por tal índice, é um facilitador na interpretação geral das condições de qualidade dos cursos de águas. Ele indica o grau de contaminação das águas devido aos materiais orgânicos, fecais, nutrientes e sólidos, que normalmente são indicadores de poluição devido aos despejos domésticos (VIOLA, 2004).

Este índice, IQA-NSF, combinou as opiniões de 142 especialistas, baseado na técnica de Delphi da Rand Corporation, através das respostas a vários questionários, tabuladas e retornadas a cada participante, para comparação de sua resposta com a dos demais participantes a fim de se chegar a um consenso.

Para o efetivo cálculo do IQA-NSF estabeleceu-se nove parâmetros, considerados mais representativos: oxigênio dissolvido, coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fosfato total, temperatura da água, turbidez e sólidos totais. Para cada parâmetro foram traçadas curvas médias da variação da qualidade da água em função das suas respectivas concentrações e a cada parâmetro foi atribuído um peso, de acordo com sua importância relativa no cálculo de IQA-NSF. Assim, por meio deste índice, é possível estabelecer níveis e padrões de qualidade que possibilitam o enquadramento de cursos d'água em classes ou níveis de qualidade.

Segundo TOLEDO & NICOLELLA (2004), embora o IQA-NSF tenha sido elaborado para condições regionais do hemisfério norte, no Brasil ele tem sido aplicado como índice geral de qualidade das águas, e ainda, utilizado por alguns autores na

avaliação de atividades decorrentes de poluição relativa à agricultura, na indústria moveleira e como índice de sustentabilidade urbana. CARVALHO *et al.* (2002), por meio do Índice de Qualidade de Água, avaliaram os riscos da intensa atividade pecuária e agrícola na potabilidade e balneabilidade de corpos aquáticos, nas microbacias do Ribeirão da Onça e do Feijão na região oeste do Estado de São Paulo. Não obstante, CARVALHO *et al.* (2004) procurou avaliar o grau de poluição hídrica causada pelas indústrias de móveis, tendo como base a análise dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos quantificados para a formação do IQA-NSF, no Ribeirão Ubá, em Minas Gerais. Já em seus estudos, FERREIRA & CUNHA (2005), estabeleceram que o índice devesse refletir a correta manutenção de ecossistemas aquáticos e a proteção da saúde humana, podendo servir como um instrumento de controle ou simplesmente como um indicador de sustentabilidade da água urbana.

Em Minas Gerais, o IGAM vem monitorando com o auxílio do IQA-NSF, as águas superficiais do Estado em parceria com a FEAM através do Projeto Águas de Minas. Este monitoramento realizado desde 1997 avalia atualmente a qualidade das águas em 244 estações de amostragem distribuídas em oito bacias hidrográficas, com abrangência em cerca de 98% da área total do Estado. Os resultados permitem inferir a qualidade das águas dos cursos de água nas Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos (UPGRHs) em Minas Gerais, estabelecidas pela DN N°. 06/02 do CERH (Conselho Estadual de Recursos Hídricos).

CAPÍTULO 3

CONSIDERAÇÕES GERAIS

3.1 – Bacia do Rio Doce

“O Rio Doce ou simplesmente Watu”

“No dia 13 de Dezembro de 1501 uma esquadra, cumprindo ordem da Coroa Portuguesa, descia pela costa brasileira, do norte para o sul, em busca de riquezas. No litoral do Espírito Santo, os portugueses avistaram a mancha das águas do rio tingindo o azul do Oceano Atlântico. Acabaram de descobrir, na sua foz, o Rio Doce, chamado pelos índios de *Watu*”.

A bacia do Rio Doce (Figuras 3.1 e 3.2) é considerada um sistema único no Brasil, devido à formação de lagos quaternários (PETRI & FULFARO, 1983) após dois ciclos geológicos, o primeiro ocorrido entre 10.000 e 14.000 anos atrás e o segundo entre 7.800 e 3.660 anos (TUNDISI & DE MEIS, 1985). Compreende três regiões distintas: o Alto, o Médio e o Baixo Rio Doce, cada uma delas com características próprias e níveis diferentes de preservação e degradação ambiental.

Com uma significativa extensão territorial (cerca de 83.400km²), dos quais 86% pertencem ao Estado de Minas Gerais e o restante ao Estado do Espírito Santo, a bacia abrange, total ou parcialmente, áreas de 228 municípios, abrigando uma população total da ordem de 3,1 milhões de habitantes.

Segundo a classificação de Köppen, identificam-se basicamente três tipos climáticos na bacia, a saber:

- clima tropical de altitude com chuvas de verão e verões frescos, presente nas vertentes das serras da Mantiqueira e do Espinhaço e nas nascentes do Rio Doce;
- clima tropical de altitude com chuvas de verão e verões quentes, presentes nas nascentes de seus afluentes; e
- clima quente com chuvas de verão, presentes nos trechos médio e baixo do Rio Doce e de seus afluentes.



Figura 3.1: Localização geográfica da bacia do Rio Doce dentro dos Estados de Minas Gerais e Espírito Santo.



Figura 3.2: Bacia do Rio Doce, seus afluentes e principais cidades na região. Da nascente (cidade de Ressaquinha) à foz no Oceano Atlântico.

A precipitação média anual na bacia varia de 1.500 mm, nas nascentes localizadas nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço, a 900 mm, na região da cidade de Aimorés-MG, voltando a crescer em direção ao litoral.

Para o solo, predominam as classes: Latossolo Vermelho Amarelo e Podzólico Vermelho Amarelo. O primeiro, são solos acentuadamente drenados e ocorrem principalmente nos planaltos dissecados. São formados de rochas predominantemente de caráter ácido, magmáticos, xistos e de depósitos argilo-arenosos. Quanto ao relevo, esses solos apresentam desde o plano e suave ondulado até montanhoso com grande predominância de forte ondulado a montanhoso. Já a segunda classe de solo, Podzólico Vermelho Amarelo, é formada a partir de gnaisses diversos, além de charnoquitos, xistos e magmáticos. Seu relevo ocorre desde o plano e suave ondulado até o forte ondulado e montanhoso, com predominância do último. O uso agrícola destes solos é com pastagem de capim colonião nos solos eutróficos, enquanto que nos vales planta-se milho, arroz, café etc. Outros tipos de solo que ocorrem em menor percentagem são: latossolo húmico, solos litólicos, cambissolos e afloramentos de rochas, dentre outros.

Originalmente coberta por Mata Atlântica, a intensa devastação restringiu o revestimento florístico originário basicamente à área do Parque Estadual do Rio Doce. As demais matas correspondem a uma vegetação que sofreu influências antrópicas intensas, constituindo-se em vegetação secundária. Estima-se que menos de 7% da área possui hoje cobertura vegetal. Destes, menos de 1% encontra-se em estágio primário (FONSECA, 1985). Porém, espécies típicas da vegetação da Mata Atlântica ainda hoje são encontradas em encostas íngremes do relevo onde formam capões de mata, ou acompanhando trechos descontínuos dos cursos dos rios (CETEC, 1988).

Segundo o Anuário Estatístico do Brasil (IBGE) residem na bacia cerca de 3.100.000 habitantes, com a população urbana representando 68,7% da população total. Com base nos dados demográficos, constatou-se que o Vale do Aço tem o maior adensamento populacional da bacia e o que fluxo migratório direciona-se, sobretudo, para as maiores cidades, como Ipatinga e Governador Valadares.

O Rio Doce, com uma extensão de 853 km, tem como formadores os rios Piranga e Carmo. O Rio Piranga nasce nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço, limites oeste e sul da bacia, no município de Ressaquinha, em Minas Gerais, e o Rio do Carmo nasce no município de Ouro Preto. De maneira geral, as nascentes dos formadores do Rio Doce estão em altitudes superiores a 1.000 m. Ao longo de seu curso, sobretudo a partir da cidade de São José do Goiabal, o Rio Doce segue em altitudes inferiores a 300 m. Suas

águas percorrem cerca de 850 km desde a nascente até o Oceano Atlântico, no povoado de Regência, no Estado do Espírito Santo.

Seus principais afluentes pela margem esquerda são os rios Piracicaba, Santo Antônio e Suaçuí Grande (estes situados no Estado de Minas Gerais), Pancas e São José (situados no Estado do Espírito Santo). Pela margem direita no Estado de Minas Gerais, destacam-se os rios Casca, Matipó, Caratinga, Cuieté e Manhuaçu e pelo Estado do Espírito Santo destaca-se o Rio Guandu (CETEC, 1998).

Além de promover atividades pesqueiras, o Rio Doce desempenha um papel importante na economia da região, contribuindo para a navegação, abastecimento, geração de energia e irrigação.

As atividades econômicas mais importantes da bacia do Rio Doce são: 1) agropecuária: reflorestamento (eucalipto) culturas de café, cacau e criação de suíno e gado leiteiro e de corte; 2) agroindústrias: açúcar e álcool; 3) mineração: ferro, ouro, bauxita, manganês e pedras preciosas; 4) indústria: siderúrgica, celulose, turismo, alimento e laticínios; 5) setor terciário: comércio e serviço (apoio aos complexos industriais); 6) geração de energia elétrica. Entre os empreendimentos industriais que mais se destacam, ressaltam-se no ramo siderúrgico a Companhia Siderúrgica Belgo Mineira, a ACESITA e a USIMINAS, no setor da mineração, a Companhia Vale do Rio Doce (CVRD), e no ramo de celulose e papel, a Celulose Nipo-Brasileira (CENIBRA).

3.2 – Da cidade de Governador Valadares

Situado a leste do Estado de Minas Gerais, o município de Governador Valadares tem como altitude máxima o Pico do Ibituruna, com aproximadamente 1.008m e mínima, às margens do Rio Doce, dado 191m. Seu relevo é caracterizado por diferentes compartimentações, onde o ondulado é predominante (60%), seguido do montanhoso (25%) e plano (15%). O clima oscila entre média anual mínima de 18,3°C e média máxima anual de 29,6°C, apresentando média anual de 24,0°C. O índice pluviométrico é da ordem de 1.350mm/ano e a umidade relativa média anual é de 70,0 ± 2,8 %. O principal rio que banha o município é o Doce, mas outros cursos hídricos como os rios Suaçuí Grande e Suaçuí Pequeno, e ainda os afluentes pela margem esquerda do Rio Doce contribuem para a drenagem local (FEAM, 1995).

Com população urbana de 236.098 e rural de 11.033 (est. 2003), o município se destaca por possuir forte atividade de pecuária e comércio, além de uma produção mineral intensa, destacando-se como importante centro de produção e comercialização de pedras

preciosas. Além das gemas, a área produz outros minerais industriais tais como, feldspato, cassiterita, berilo, caulim, quartzo, mica, pagmatitos, turmalinas, águas minerais, esmeraldas, alexandrita, rubelita e diversas outras pedras coradas (CETEC, 1998).

3.3 – Da indústria de papéis em questão

As instalações da fábrica de papéis em estudo estão situadas no bairro Sir, na cidade de Governador Valadares-MG (18° 49' 41.5" S e 41° 53' 09.3" W; Altitude: 153m – Figura 3.3), desde o ano de 1984. Com área de atuação em recebimento, reciclagem (cerca de 150 toneladas de papel de sucata/dia) e fabricação de papéis higiênicos e institucionais (lenço, guardanapo e papel toalha), esta se coloca hoje entre as duas maiores do estado. Produzindo cerca de 30.000 toneladas de papel por ano, gera cerca de 300 empregos diretos e aproximadamente 100 empregos indiretos. Em 1992 foi construída e regularizada junto a FEAM/COPAM a estação de tratamento de efluentes para controle dos resíduos industriais sólidos e líquidos, o que possibilitou o retorno de espécies da fauna (aquática e silvestre) e flora, antes desaparecidas. Em 1999, após diversas ações para reaproveitamento e recirculação da água no processo interno, houve uma redução significativa no volume de água captada para consumo industrial (aproximadamente 25m³ por tonelada de papel produzido) bem como no efluente líquido (aproximadamente 148 m³/h) e no resíduo sólido (aproximadamente 1930 ton/mês). Justifica-se assim a importância de tal sistema industrial no cenário econômico e ambiental do município.



Figura 3.3: Disposição geográfica da fábrica (demarcada pelo círculo tracejado) e sua relação com a cidade de Governador Valadares, o rio Doce e o pico do Ibituruna.

3.3.1 – Especificação do material produzido na empresa em estudo: Papéis para fins sanitários

O setor industrial denominado Celulose e Papel englobam as unidades industriais que produzem as diferentes matérias-primas fibrosas utilizadas para a fabricação do papel (pasta química celulósica), as unidades fabricantes de papel (papéis para fins e utilizações gerais), cartão, papelão e kraft. Assim, a exposição da classificação do material produzido na indústria de papéis em questão baseia-se na nomenclatura da Associação Nacional dos Fabricantes de Papel e Celulose, *in* BARROTTI (1988). Estes são classificados como papéis para fins sanitários, conforme segue:

- higiênico: papel para fim específico. Quanto à qualidade, diferenciam-se os subgrupos destacados a seguir:

Popular: papel fabricado com pasta de celulose branqueada e/ou matéria-prima reciclada (papéis usados, recebidos de empresas de sucatas de papel), em folha única, natural ou em cores, e gramatura ao redor de 35 g/m².

Especial: Papel fabricado com pasta de celulose branqueada e matéria-prima reciclada de boa qualidade, tratadas quimicamente, macio, em folha única, branco ou em cores, com gramatura entre 25 - 35 g/m².

Papel folha dupla: Fabricado com pasta celulósica branqueada, incluindo ou não matéria-prima reciclada de boa qualidade, tratada quimicamente, macio, gramaturas de 16 a 18 g/m², para uso em folha dupla, branco ou em cores.

- toalha: papel fabricado para fim específico, natural ou em cores, na gramatura entre 35 a 50 g/m². Usado em folha única ou dupla.
- guardanapo: papel fabricado com pasta celulósica branqueada, incluindo ou não matéria-prima de boa qualidade tratadas quimicamente, para fim específico, nas gramaturas entre 18 e 25 g/m², uso em folha única ou dupla, branco ou em cores.
- lenço: papel fabricado com pasta celulósica branqueada, incluindo ou não matéria-prima de boa qualidade tratadas quimicamente, nas gramaturas de 15 a 18 g/m², para uso em folhas múltiplas na confecção de lenços faciais ou de bolso, branco ou em cores.

3.3.2 – Do processo de fabricação e produção industrial: Reciclagem e fabricação de papel

A fabricação do papel se dá em quatro etapas distintas, onde cada etapa tem sua particularidade (Figura 3.4):

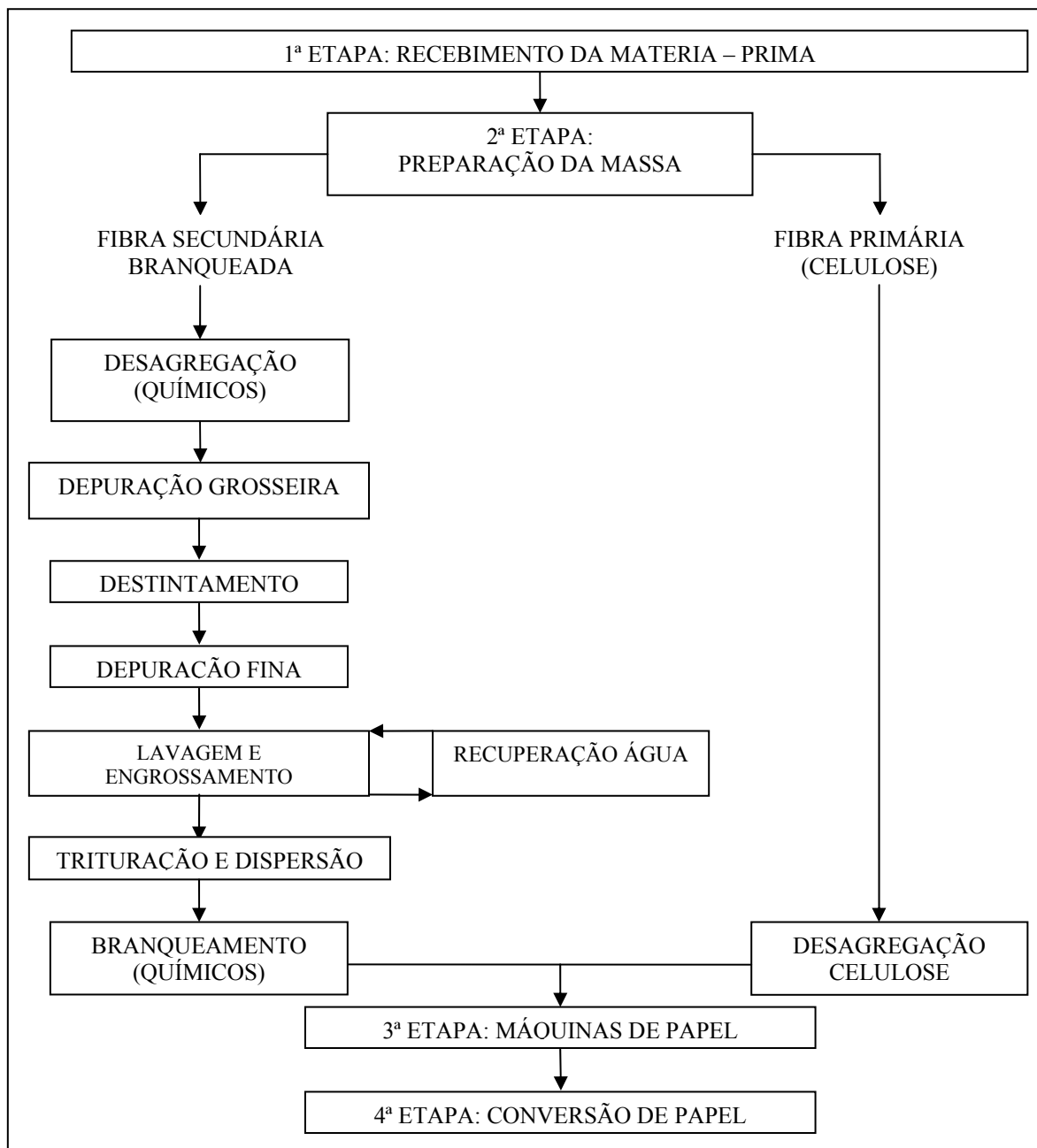


Figura 3.4: Esquema ilustrativo do processo de fabricação de papel da indústria em estudo, Governador Valadares – MG.

Quanto à matéria-prima utilizada, esta está em função do produto a ser fabricado. Segue a descrição das etapas de fabricação expostas na figura anterior:

- **recebimento e seleção de matéria-prima**

A etapa inicial destina-se em avaliar e classificar o tipo de matéria-prima recebida pela empresa. Geralmente, em decorrência do produto a ser fabricado, utiliza-se 30% de pasta de fibra primária branca (celulose) e 70 % de fibra secundária branqueada (sucata de papel a ser reciclado, proveniente de escritórios, tipografia, gráficas, bancos e outros). A sucata de papel fornecido, chamada de “aparas”, são advindas de empresas especializadas que recolhem esse material nas cidades, para sua posterior comercialização. São observadas no ato do recebimento se existe conformidade no lote com os padrões pré-estabelecidos. A classificação consiste em determinar:

- o tipo de material;
- a umidade do lote;
- a tonalidade;
- a existência de materiais proibitivos e contaminantes (cola, papel cartão, pasta mecânica, etc.);

Concluída a avaliação do lote, o analista determinará o aceite ou o rejeito da carga. A estocagem deverá obedecer a critérios de data da chegada, evitando manter a matéria-prima estacionada durante longo período, a fim de evitar deterioramento por fungos e bactérias.

- **preparação da massa**

A preparação da massa se dá em duas etapas principais: No preparo da fibra secundária branqueada (aparas) e na desagregação da celulose, chamada de fibra primária. O preparo da fibra secundária branqueada ocorre na chamada “planta de aparas”, constituída de um conjunto de equipamentos destinados à reutilização das sucatas de papéis velhos, tendo como objetivo principal transforma-las em fibras branqueadas de boa qualidade para substituir o uso da celulose virgem. Este conjunto de equipamentos são responsáveis pela eliminação das impurezas do material que está em processo, de forma gradativa. As impurezas eliminadas são descartadas em forma de efluente ou recuperadas e reaproveitadas no processo. Segue, resumidamente, a seqüência de operações ocorridas na planta de aparas, em seus respectivos equipamentos:

- Fiber-Flow: Desagregação, depuração e dosagem de água e produtos químicos (soda, ácido, etc.). A massa dessa primeira etapa tem uma consistência controlada de 4%, e os rejeitos retirados pelas peneiras do equipamento são descartados.
- Depuração Vertical: Separação de corpos estranhos e grosseiros. Rejeito descartado em forma de efluente.

- Células de flotação: Processo de destintamento das fibras secundárias branqueadas. Rejeito eliminado na forma de efluente.
- Depuração fina: Eliminação de fragmentos de ordem micrométrica. Impurezas eliminadas em forma de efluente.
- Lavagem e Engrossamento: Retirada de água, aumentando consistência da massa. A água eliminada, por conter fibras em suspensão é reaproveitada no processo (fechamento interno do circuito). A massa passa pelo processo de engrossamento, adquirindo consistência de cerca de 26%.
- Trituração/Dispersão: Retirada de “pintas” remanescentes e visíveis na massa.
- Branqueamento: Massa estocada em torno de 5 horas, onde recebe os produtos químicos de branqueamento – Peróxido de Hidrogênio, Soda Caustica e Silicato de Sódio.

A outra etapa de preparo da massa se dá na desagregação da celulose (fibra primária branca), que após desagregada por um refinador de discos, se junta à fibra secundária branqueada, para posteriormente serem enviadas à próxima etapa do processo de fabricação. Essa mistura é recolhida nos tanques de mistura das máquinas de papel, iniciando-se a fase do processo produtivo.

- **máquinas de papel (MP's)**

Nessa fase do processo, a fibra secundária branqueada mais a celulose desagregada são transformadas em papel higiênico. Nas MP's, a massa é ré-diluída e através do desaguamento da tela plástica, prensas, feltros e cilindros secadores, a massa tem seu teor de água reduzida de 99,5% para cerca de 6%. O papel pronto é enrolado continuamente em forma de bobinas (jumbos roll's), seguindo daí para a próxima etapa do processo. A água descartada nesta etapa segue em forma de efluente.

- **conversão de papel**

As bobinas que foram produzidas nas MP's são enviadas para a conversão afim de serem ré-bobinadas até a metragem padrão do rolinho de papel higiênico. Seguem assim, automaticamente, para a cortadeira, a qual tem a função de cortar em formatos de rolinhos com larguras definidas conforme padrão de comercialização.

Da cortadeira, os rolinhos de higiênico seguem por uma esteira continua para a embaladeira, onde serão produzidos pacotes com múltiplos rolinhos e depois para o equipamento de enfardamento (enfardadeira), para disposição e armazenagem final. Diferencia-se no processo de fabricação do guardanapo e lenços, na qual após cortados em tamanhos padronizados e embalados, os mesmos são acondicionados em caixa de papelão

padrão. A produção final é estocada em racks metálicos, de forma padronizada e pronta para embarque aos clientes.

3.3.3 – Da estação de tratamento do efluente industrial

Os despejos provenientes da fábrica de papel em estudo são oriundos dos processos de preparação da massa e das máquinas de papel, além do esgoto sanitário da fábrica e das caldeiras. São compostos geralmente por fibras finas perdidas no processo, areia, plástico, partículas metálicas, cola ou amido, cargas e corantes e matéria proveniente do esgoto sanitário da fábrica. Estes são recolhidos por canaletas dispostas na área fabril e levados diretamente à ETE – Estação de Tratamento de Efluentes. Segue seqüência do tratamento de efluente fabril, até seu descarte final (Figura 3.5):





DECANTADOR PRIMÁRIO: REMOÇÃO DE SÓLIDOS / ADIÇÃO DE NUTRIENTES PARA AS PRÓXIMAS ETAPAS DO PROCESSO DE TRATAMENTO (N: P: K)

SAÍDA DECANTADOR: EFLUENTE LÍQUIDO



TUBULAÇÃO: DECANTADOR X LAGOA DE AERAÇÃO

EFLUENTE SÓLIDO REMOVIDO:

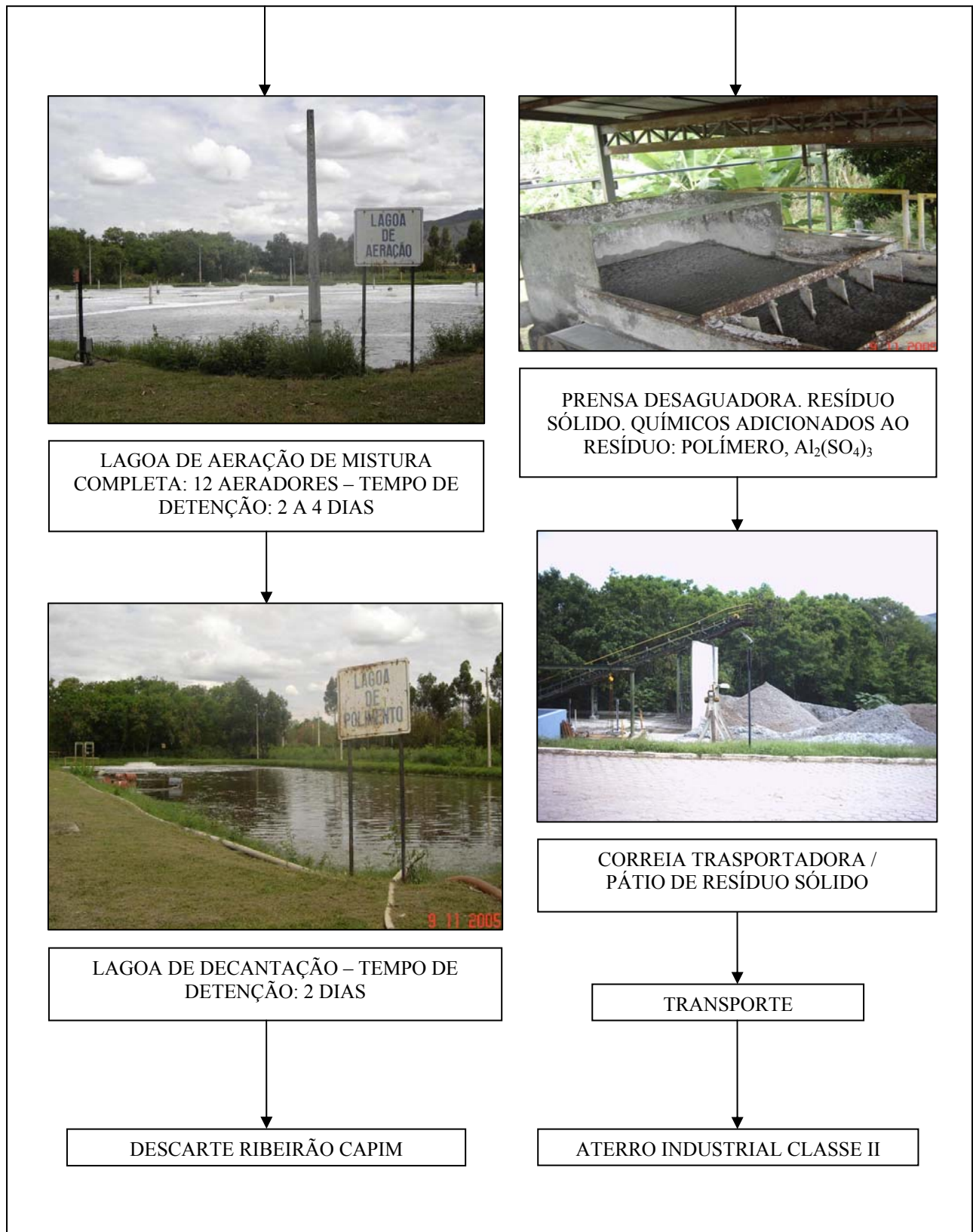


Figura 3.5: Esquema ilustrativo da Estação de Tratamento de Efluente (ETE) da indústria em estudo, Governador Valadares-MG.

CAPÍTULO 4

OBJETIVOS

Objetivo Geral:

Realizar o levantamento geral das condições físico-químicas, microbiológicas e tóxicas no ribeirão em estudo, bem como estabelecer as possíveis correlações destes parâmetros entre si nos respectivos ambientes amostrais, e suas relações considerando as influências da indústria de papéis e do esgoto urbano em questão.

Objetivos Específicos:

- 1 – Determinar o Índice de Qualidade da Água (IQA-NSF) nos respectivos pontos de amostragem.
- 2 – Correlacionar os IQA's obtidos no Ribeirão Capim com os valores de IQA alcançados pelo IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas – (2006) para os pontos amostrais concernentes à cidade de Governador Valadares.
- 3 – Determinar os valores de Metais nos determinados ambientes amostrais.
- 4 – Verificar a influência da fábrica de papéis reciclados e do esgoto urbano em questão no Índice de Qualidade da Água no ribeirão em estudo.
- 5 – Propor medidas mitigadoras e medidas de controle caso forem detectadas falhas no processo de tratamento do esgoto industrial.

CAPÍTULO 5

MATERIAL E MÉTODO

Este capítulo se refere à descrição da área de estudo bem como os pontos amostrais referentes ao trabalho em questão, e ainda à metodologia utilizada na coleta e na execução das análises e para os cálculos do Índice de Qualidade da Água (IQA), Estimativa de Vazão, Quantificação de Carga Orgânica e Eficiência de Remoção (%).

5.1 – Área de estudo: Ribeirão Capim – Governador Valadares – Médio Rio Doce

Foram amostradas seis estações de coleta (Figura 5.1) na área de influência da empresa de papéis reciclados em estudo ($18^{\circ} 49' 41.5''$ S e $41^{\circ} 53' 09.3''$ W; Altitude: 153m), a qual utiliza o Ribeirão Capim, afluente do Rio Doce, para captação e descarte de seus efluentes. O parque industrial situa-se no bairro Sir em Governador Valadares, Estado de Minas Gerais. O esgoto urbano lançado no ribeirão situa-se próximo ao ponto de descarte do efluente fabril e refere-se também ao bairro Sir. As estações amostrais foram caracterizados da seguinte forma:

Ponto 1 – Captação da Água para Consumo Industrial: Barragem Ribeirão Capim
Ponto 2 – Chegada Efluente Bruto Industrial
Ponto 3 – Saída do Efluente Industrial: Lagoa de Polimento
Ponto 4 – Devolução Efluente Industrial ao Ribeirão Capim
Ponto 5 – Junção Ribeirão, Efluente Industrial e Esgoto Urbano
Ponto 6 – Jusante Ribeirão, Efluente Industrial e Esgoto Urbano.

Ponto 1 – O primeiro ponto é o de captação das águas do Ribeirão Capim. No local foi construída uma barragem de uma margem a outra, represando a água do afluente que através de tubulações é captada e conduzida para o interior da empresa. Tal barragem localiza-se à aproximadamente 1100m da empresa.

Ponto 2 – Refere-se ao Efluente Bruto Industrial, logo ao chegar à Estação de Tratamento de Efluente – ETE.

Ponto 3 – Saída do Efluente Industrial. Localizado na saída da Lagoa de Polimento, pouco antes do descarte da água utilizada no processo industrial que, após passar pelo sistema de tratamento fabril, será lançada ao Ribeirão Capim.

Ponto 4 – Devolução do Efluente ao Ribeirão Capim: O quarto ponto é o local em que a

empresa retorna com a água para o Ribeirão Capim. Este ponto situa-se à aproximadamente 1000m do Rio do Doce.

Ponto 5 – Este ponto marca a junção entre o Ribeirão Capim, o Efluente Industrial descartado e o Esgoto Urbano. Situa-se à cerca de 900m do Rio Doce.

Ponto 6 – Jusante Ribeirão Capim, Efluente Industrial e Esgoto Urbano. Situado à aproximadamente 700m do Rio Doce.

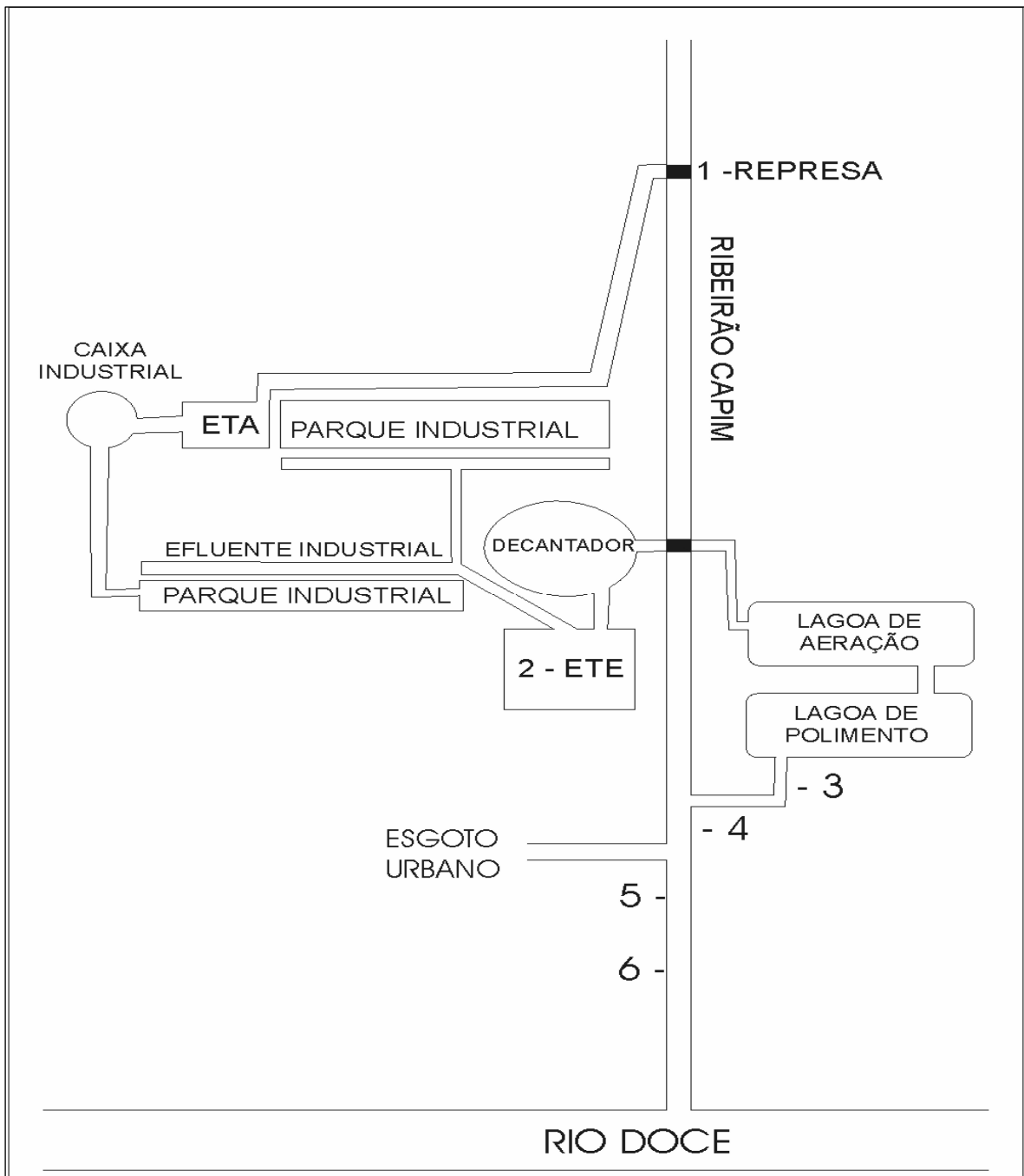


Figura 5.1: Esquema ilustrativo dos pontos de coleta no Ribeirão Capim e seqüência de captação, utilização e descarte da água utilizada pela empresa em estudo, Governador Valadares-MG.

5.2 – Metodologia

5.2.1 – Coletas

As técnicas de amostragem e conservação das amostras foram realizadas de acordo com as recomendações da Companhia de Saneamento Ambiental, CETESB (AGUDO, 1987). Foram coletadas amostras nos meses de Setembro, representado como período de seca e no mês de Novembro, representado como período chuvoso, no ano de 2005. As amostras coletadas foram do tipo simples, de superfície, tomadas preferencialmente na calha principal do curso d'água.

5.2.2 – Análises

As análises de Nitrogênio Amoniacal, Nitrito, Nitrato, Fosfato Total e Sulfatos do mês de Setembro, foram realizadas junto à Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais – CETEC. Os demais procedimentos analíticos, bem como todas as análises do mês de Novembro foram executadas nos laboratórios da Estação de Tratamento de Efluente – ETE – da empresa em questão. Para a determinação das concentrações de metais utilizou-se espectrometria de emissão atômica por plasma indutivamente acoplado (ICP-AES), disponível no laboratório de Geoquímica Ambiental do Departamento de Geologia da UFOP, DEGEO/UFOP. Na tabela a seguir (tabela 5.1) estão apresentadas as metodologias das variáveis avaliadas bem como as referências normativas utilizadas no trabalho em estudo.

Tabela 5.1: Relação dos métodos de ensaio utilizados no referente estudo realizado no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG.

ENSAIO	TIPO DE ENSAIO	REFERÊNCIA NORMATIVA
Alcalinidade Total	titulometria	APHA 2320 B
Alumínio Total	ICP - AES*	APHA 3500
Arsênio Total	ICP - AES*	APHA 3500
Bário Total	ICP - AES*	APHA 3500
Berílio Total	ICP - AES*	APHA 3500
Cádmio Total	ICP - AES*	APHA 3500
Cálcio Total	ICP - AES*	APHA 3500
Cloretos	titulometria	APHA 4500 - Cl ⁻
Cobalto Total	ICP - AES*	APHA 3500
Cobre Total	ICP - AES*	APHA 3500
Coliformes Fecais	tubos múltiplos	APHA 9221 E
Coliformes Totais	tubos múltiplos	APHA 9221 B
Condutividade Elétrica	condutimétria	APHA 2510 B
Cor Real	colorimetria	APHA 2120 B
Crômio Total	ICP - AES*	APHA 3500
DBO	Winkler/incubação	ABNT NBR 12614/1992
DQO	refluxo aberto	APHA 5220 B
Dureza Total	titulometria EDTA	APHA 2340 C
Escândio Total	ICP - AES*	APHA 3500
Estrôncio Total	ICP - AES*	APHA 3500
Ferro Total	ICP - AES*	APHA 3500
Fosfato Total	colorimetria	APHA 4500-P E
Lítio Total	ICP - AES*	APHA 3500
Magnésio Total	ICP - AES*	APHA 3500
Manganês Total	ICP - AES*	APHA 3500
Níquel Total	ICP - AES*	APHA 3500
Nitrogênio Amoniacal	colorimetria	ABNT NBR 10560/1998
Nitrato	colorimetria	APHA 4500-NO ₃ ⁻ E
Nitrito	colorimetria	ABNT NBR 12619/1992
Óleos e Graxas	extração soxhlet	APHA 5520 D
Oxigênio Dissolvido	titulometria	ABNT NBR 10559/1988
pH	potenciometria	APHA 5520 B
Potássio Total	ICP - AES*	APHA 3500
Sódio Total	ICP - AES*	APHA 3500
Sólidos Dissolvidos	gravimetria	ABNT NBR 10664/1989
Sólidos em Suspensão	gravimetria	ABNT NBR 10664/1989
Sólidos Sedimentáveis	volumetria	APHA 2540 F
Sólidos Totais	gravimetria	ABNT NBR 10664/1989
Sulfatos	turbidimetria	APHA 4500-SO ₄ ²⁻ E
Surfactantes Aniônicos	colorimetria	ABNT NBR 10738/1989
Temperatura da Água/Ar	termometria	APHA 2550 B
Turbidez	turbidimetria	APHA 2130 B
Umidade do Ar	medidor digital	--
Vanádio Total	ICP - AES*	APHA 3500
Zinco Total	ICP - AES*	APHA 3500

ICP - AES*– Espectrometria de Emissão Atômica por Plasma Indutivamente Acoplado.

5.2.3 – Índice de Qualidade das Águas – IQA-NSF: Cálculos

O IQA foi desenvolvido pela U. S. National Sanitation Foundation (FLORES, 2002), que selecionou parâmetros relevantes para avaliar a qualidade das águas e atribuiu, para cada um deles, um peso relativo. Assim, nove parâmetros foram considerados mais representativos: oxigênio dissolvido, coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fosfato total, temperatura da água, turbidez e sólidos totais. A cada parâmetro foi atribuído um peso, listados na tabela 5.2 de acordo com sua importância relativa no cálculo do IQA-NSF e ainda calculadas e traçadas curvas médias da variação da qualidade da água em função das suas respectivas concentrações para cada parâmetro representado.

Tabela 5.2: Peso dos parâmetros utilizados no cálculo do IQA.

Parâmetro	Peso - w_i
Oxigênio Dissolvido – OD (% OD)	0,17
Coliformes Fecais (NMP/100 mL)	0,15
pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO (mg/L)	0,10
Nitratos (mg/L NO ₃)	0,10
Fosfatos (mg/L PO ₄)	0,10
Variação na Temperatura (°C)	0,10
Turbidez (UNT)	0,08
Sólidos Totais (mg/l)	0,08

Assim, o IQA é definido pela seguinte equação:

$$IQA = \sum q_s \cdot w_i \quad (\text{Eq. 5.1})$$

Onde:

IQA = índice de qualidade da água, um número de 0 a 100 (conforme tabela 5.3).

q_s = qualidade do parâmetro i obtido através da curva média específica de qualidade.

w_i = peso atribuído ao parâmetro.

Os valores do índice variam de 0 a 100, conforme especificado a seguir:

Tabela 5.3: Nível de Qualidade IQA-NSF.

Nível de Qualidade	Faixa
Excelente	90 < IQA ≤ 100
Bom	70 < IQA ≤ 90
Médio	50 < IQA ≤ 70
Ruim	25 < IQA ≤ 50
Muito Ruim	0 < IQA ≤ 25

Para a realização do Sistema de Cálculo de Qualidade da Água, utilizou-se o relatório formado pelo PNMA II (2005), este também utilizado pela IGAM quando do monitoramento da qualidade das águas de Minas Gerais. Baseado nas curvas obtidas pela National Sanitation Foudantion e estudos correlatos desenvolvidos principalmente no Brasil, através de regressões polinomiais e com auxílio do programa Excel, determinou-se as equações a serem utilizadas para o cálculo do índice de qualidade para cada parâmetro (qs), conforme segue abaixo:

- **Oxigênio Dissolvido:**

O primeiro passo para a determinação do índice para Oxigênio Dissolvido é a determinação da Concentração de saturação de oxigênio:

$$C_s = (14,2 \times e^{-0,0212T} - (0,0016 \times C_{Cl} \times e^{-0,0264T})) \cdot (0,994 - (0,0001042 \times H)) \quad (\text{Eq. 5.2})$$

Onde:

C_s – concentração de saturação de oxigênio (mg/L)

T – temperatura (°C)

C_{Cl} – Concentração de Cloreto (mg/L)

H – Altitude (m)

Depois se calcula a porcentagem de oxigênio dissolvido, dada pela fórmula:

$$\%OD = (OD/C_s) \times 100$$

onde:

OD% – porcentagem de oxigênio dissolvido

OD – oxigênio dissolvido (mg/L)

C_s – concentração de saturação de oxigênio dissolvido (mg/L)

Após calculada a concentração de saturação do parâmetro Oxigênio Dissolvido, calcula – se o q_s à partir das seguintes formulas:

Para OD% saturação ≤ 100

$$q_s = 100 \times (\text{sen}(y_1))^2 - [(2,5 \times \text{sen}(y_2) - 0,018 \times OD\% + 6,86) \times \text{sen}(y_3)] + \frac{12}{e^{y_4} + e^{y_5}} \quad (\text{Eq. 5.3})$$

Onde:

$$y_1 = 0,01396 \times OD\% + 0,0873$$

$$y_2 = \frac{¶ X (OD\% - 27)}{56}$$

$$y_3 = \frac{¶ X - (OD\% - 15)}{85}$$

$$y_4 = (OD\% - 65) / 10$$

$$y_5 = (65 - OD\%) / 10$$

Para $100 < OD\%$ saturação ≤ 140

$$q_s = - 0,00777142857142832 X (OD\%)^2 + 1,27854285714278 X OD\% + 49,8817148572 \quad (\text{Eq. 5.4})$$

Para $OD\%$ saturação > 140

$$q_s = 47,0$$

- **Coliformes Fecais (CF):**

As equações para o cálculo do q_s para o parâmetro Coliforme Fecais são:

Para $CF \leq 10^5$ NMP/100mL

$$q_s = 98,24034 - 34,7145 X (\log(CF)) + 2,614267 X (\log(CF))^2 + 0,107821 X (\log(CF))^3 \quad (\text{Eq. 5.5})$$

Para $CF > 10^5$ NMP/100MI

$$q_s = 3,0$$

- **Potencial Hidrogeniônico (pH):**

As equações para o cálculo do q_s para o parâmetro pH são:

Para $pH \leq 2,0$

$$q_s = 2,0$$

Para $2,0 < \text{pH} \leq 6,9$

$$q_s = - 37,1085 + 41,91277 \times \text{pH} - 15,7043 \times \text{pH}^2 + 2,417486 \times \text{pH}^3 - 0,091252 \times \text{pH}^4$$

(Eq. 5.6)

Para $6,9 < \text{pH} \leq 7,1$

$$q_s = - 4,69365 - 21,4593 \times \text{pH} - 68,4561 \times \text{pH}^2 + 21,638886 \times \text{pH}^3 - 1,59165 \times \text{pH}^4$$

(Eq. 5.7)

Para $7,1 < \text{pH} \leq 12$

$$q_s = -7.698,19 + 3.262,031 \times \text{pH} - 499,494 \times \text{pH}^2 + 33,1551 \times \text{pH}^3 - 0,810613 \times \text{pH}^4$$

(Eq. 5.8)

Para $\text{pH} \geq 12$

$$q_s = 3,0$$

- **Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO):**

As equações para o cálculo do q_s para o parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) são:

Para $\text{DBO} \leq 30 \text{ mg/L}$

$$q_s = 100,9571 - 10,7121 \times \text{DBO} + 0,49544 \times \text{DBO}^2 - 0,011167 \times \text{DBO}^3 + 0,0001 \times \text{DBO}^4$$

(Eq. 5.9)

Para $\text{DBO} > 30 \text{ mg/L}$

$$q_s = 2,0$$

- **Nitrato Total (NO_3):**

As equações para o cálculo do q_s para o parâmetro Nitrato Total (NO_3) são:

Para $\text{NO}_3 \leq 10 \text{ mg/L}$

$$q_s = - 5,1 \times \text{NO}_3 + 100,17$$

(Eq. 5.10)

Para $10 < \text{NO}_3 \leq 60 \text{ mg/L}$

$$q_s = - 22,853 \times \ln(\text{NO}_3) + 101,18$$

(Eq. 5.11)

Para $60 < \text{NO}_3 \leq 90 \text{ mg/L}$

$$q_s = 10.000.000.000 \times (NO_3)^{-5,1161} \quad (\text{Eq. 5.12})$$

Para $NO_3 > 90 \text{ mg/L}$

$$q_s = 1,0$$

- **Fosfato Total (PO_4):**

As equações para o cálculo do q_s para o parâmetro Fosfato Total (PO_4) são:

Para $PO_4 \leq 10 \text{ mg/L}$

$$q_s = 79,7 \times (PO_4 + 0,821)^{-1,15} \quad (\text{Eq. 5.13})$$

Para $PO_4 > 10 \text{ mg/L}$

$$q_s = 5,0$$

- **Turbidez (Tu):**

As equações para o cálculo do q_s para o parâmetro Turbidez (Tu) são:

Para $Tu \leq 100$

$$q_s = 90,37 \times e^{(-0,0169 \times Tu)} - 15 \times \cos(0,0571 \times (Tu - 30)) + 10,22 \times e^{(-0,231 \times Tu)} - 0,8 \quad (\text{Eq. 5.14})$$

Para $Tu > 100$

$$q_s = 5,0$$

- **Sólidos Totais (ST):**

As equações para o cálculo do q_s para o parâmetro Sólidos Totais (ST) são:

Para $ST \leq 500$

$$q_s = 133,17 \times e^{(-0,0027 \times ST)} - 53,17 \times e^{(-0,0141 \times ST)} + [(-6,2 \times e^{(-0,00462 \times ST)}) \times \sin(0,0146 \times ST)] \quad (\text{Eq. 5.15})$$

Para $ST > 500$

$$q_s = 30,0$$

- **Variação da Temperatura**

As equações desenvolvidas pela NSF levam em consideração as características dos corpos de água e variações climáticas dos EUA, sendo a variação de temperatura de equilíbrio o principal parâmetro afetado. Como no nosso caso, os ambientes não recebem cargas térmicas elevadas, as equações não condizem com a realidade brasileira, pois a variação da temperatura de equilíbrio é próxima de zero, então teremos:

$$\Delta T = 0$$

$$\text{Para } -0,625 < \Delta T \leq 0,625$$

$$q_s = 4,8 \times \Delta T + 93$$

$$q_s = 4,8 \times 0 + 93$$

$$q_s = 93$$

O q_s utilizado para variação de temperatura neste estudo é constante igual a 93.

5.2.4 – Estimativa da vazão dos pontos amostrais

A vazão do curso d'água que recebe os efluentes industrial e urbano em estudo foi estimada utilizando-se o Método do Flutuador (AZEVEDO NETO, 1973), cuja metodologia está descrita abaixo:

- Escolher um trecho do rio que seja reto e de seção uniforme. Esticar duas cordas atravessadas com distância entre elas conhecida. Por baixo das cordas medir a profundidade do rio em dez locais diferentes (cinco em baixo de cada corda) e calcular a profundidade média.
- Medir a largura do rio em metros.
- Calcular a área (A) da seção do rio:

$$A = h \times L \tag{Eq. 5.16}$$

Onde:

A = área média da seção transversal do rio, em metros quadrados (m²);

h = profundidade média do rio, em metros (m);

L = largura do rio, em metros (m).

- Medir a velocidade média (\bar{V}) do rio.

Para isto, utiliza-se um flutuador (por exemplo, uma garrafa com água pela metade). Joga-se o flutuador no rio antes da primeira corda e mede-se o tempo (em segundos) gasto, para o flutuador percorrer a distância entre as duas cordas esticadas. A velocidade do flutuador é convertida à velocidade média do rio usando-se um coeficiente de redução, que comumente é 0,85 para flutuador superficial (GUPTA, 1989).

$$V_{Flutuador} = \frac{C}{t} \quad (\text{Eq. 5.17})$$

$$\bar{V}_{Rio} = 0,85 \times V_{Flutuador} \quad (\text{Eq. 5.18})$$

Onde:

$V_{Flutuador}$ = velocidade do flutuador, em m/s;

C = distância entre as cordas, em metros (de 4 a 5 vezes a largura do rio);

t = tempo gasto pelo flutuador para ir de uma corda a outra, em segundos (s);

\bar{V}_{Rio} = velocidade média do rio, em m/s.

- Calcular a vazão (Q), em m³/s, do rio pela fórmula:

$$Q = A \times \bar{V}_{Rio} \quad (\text{Eq. 5.19})$$

5.2.5 - Da eficiência de remoção (%) do processo de tratamento do efluente industrial

Para a avaliação da eficiência de remoção no processo de tratamento do efluente industrial, utilizou-se o seguinte cálculo de porcentagem de remoção (SPERLING, 1996):

$$E = \frac{C_o - C_e}{C_o} \cdot 100 \quad (\text{Eq. 5.20})$$

Onde:

E = eficiência de remoção (%)

C_o = concentração afluente do poluente (mg/l)

C_e = concentração efluente do poluente (mg/l)

Avaliou-se a eficiência de remoção (%) dos seguintes parâmetros: DQO, DBO, Turbidez, Sólidos Totais, Sólidos em Suspensão, Sólidos Sedimentáveis, Óleo e Graxa e Surfactantes Aniônicos. Estes constituem os parâmetros exigidos por lei, quando da emissão da indústria em questão no corpo hídrico estudado.

5.2.6 – Quantificação da carga orgânica

A carga orgânica é avaliada nos termos de suas principais características, em DBO₅ ou sólidos em suspensão ou não filtráveis (MACEDO, 2002), a partir da seguinte fórmula:

$$Carga\ Orgânica(Kg/dia) = \frac{Concentração\ (g/m^3) \times Vazão\ (m^3/dia)}{10^3\ g/Kg} \quad (Eq. 5.21)$$

Assim, obtém-se a concentração e quantidade total de matéria orgânica presente em amostra de determinado volume de esgoto, em quilos de matéria orgânica por unidade de tempo.

Neste presente estudo, avaliou-se a carga orgânica do efluente e do corpo receptor utilizando para tanto o parâmetro DBO₅, e comparou-se os resultados obtidos com dados da literatura. A carga orgânica teórica da indústria em questão foi determinada utilizando-se a carga específica de DBO em kg/unidade de produção, segundo SPERLING (1996), conforme quadro abaixo (tabela 5.4):

Tabela 5.4: Carga específica de BDO (kg/unidade de produção). Fonte: SPERLING (1996), modificado.

Gênero	T ipo	Unidade de Produção	Carga específica de DBO (Kg/unid.)
Polpa e Papel	Fabricação de Papel	1 ton	10

CAPÍTULO 6

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A avaliação da qualidade da água nos pontos de amostragem estudados foi realizada sobre o ponto de vista físico-químico e microbiológico (Anexo). Quando dos resultados e discussão sobre os valores do Índice de Qualidade da Água, Eficiência de Remoção e Quantificação de Carga Orgânica e as relações entre estes aspectos e as influências antrópicas sofridas em cada ponto amostral, seguem sub-capítulos para tanto.

6.1 – Análise dos resultados físico-químicos e microbiológicos nos pontos amostrais no Ribeirão Capim, na cidade de Governador Valadares, MG.

São poucas as informações referentes ao Ribeirão Capim, entretanto este está classificado como águas de classe 2, segundo a resolução ambiental CONAMA 357, (2005). Sabe-se porém que tal ribeirão sofre influências antrópicas em seu percurso, devido à liberação de esgotos advindos de fazendas, as quais contêm atividades agropecuárias, suínas e granjeiras. Obstante, tais atividades não influenciam de forma direta na qualidade da água de tal corpo hídrico. Os impactos de maiores relevâncias são os sofridos perto da junção do ribeirão ao Rio Doce, estes diretamente ligados à empresa de papéis reciclados e ao esgoto urbano em questão. Ressalta-se ainda para a região em estudo a intensa produção mineral, a qual pode estar direta ou indiretamente ligada a afluentes do Ribeirão Capim e ainda o balanço hídrico negativo da região (precipitação menor que evaporação), caracterizado por um período de seca prolongado. Estes fatores podem vir a interferir de maneira direta nos valores de alguns parâmetros amostrados.

Para um melhor direcionamento da discussão dos resultados, adotamos como referências os índices dos parâmetros estabelecidos nas resoluções CONAMA 357 (2005) e COPAM 10-86 (1986), tanto para os Limites Padrões de corpo hídrico de classe 2, como os Padrões de Lançamento, referente ao ponto amostral 3, caracterizado pela saída do efluente industrial. Entre as normas utilizadas, adotou-se para cada parâmetro a que estabelecer valores mais exigentes. Ainda, para uma abordagem de forma a facilitar o entendimento da discussão, excluímos o ponto amostral 2, relatado para o Efluente Bruto da indústria em questão, este estando diretamente relacionado ao capítulo destinado à Avaliação da Eficiência de Remoção.

Em geral, observou-se um aumento considerável sobre os parâmetros analisados no ponto amostral 3, relatado para o descarte do efluente industrial. Os valores decaem no ponto amostral 4, em equidade à diluição ocorrida da carga poluidora em virtude da junção do esgoto industrial com o Ribeirão Capim. A situação mais crítica para o trecho do ribeirão em estudo, está situada no ponto amostral 5, o qual se refere à junção entre Ribeirão Capim, efluente industrial e esgoto urbano. Destaca-se assim que a qualidade da água piora consideravelmente, estando em desacordo com a resolução CONAMA (2005) os parâmetros de DBO, Surfactantes Aniônicos, Óleos e Graxas (estes visualmente presentes), Coliformes Fecais e Totais. Tais parâmetros praticamente dobraram os valores em relação ao ponto amostral 4. Registrou-se ainda fora do enquadramento os índices de Fósforo Total, Ferro e Manganês (os dois últimos discutidos no capítulo 6.2), estes provenientes da própria morfologia e das atividades mineradoras da região, além do acréscimo advindo dos efluentes urbano e industrial. Não menos importante, notou-se que os demais parâmetros analisados pioram significativamente. Por fim, no ambiente amostral 6, atenta-se para a melhora na qualidade da água, em virtude à ligeira depuração ocorrida entre os pontos amostrais 5 e 6.

Quanto à segunda campanha (mês de Novembro), assistiram-se variações em alguns parâmetros analisados. Em virtude ao carreamento de material proveniente do período chuvoso, houve um aumento nos valores de Cor, Sólidos e DQO, em relação ao mês de Setembro. Porém, os valores de Condutividade, Turbidez, Dureza, Cloretos e Óleo e Graxa minoraram em contrapartida à campanha anterior, provavelmente em consequência à diluição destes pela maior vazão em decorrência chuvosa. Segue em capítulos específicos, descrição pouco mais detalhada dos parâmetros abordados nesse estudo:

6.1.1 – Umidade Ar (%)

Entende-se pôr umidade o conteúdo de água em uma substância ou material. No caso da umidade do ar, a água está misturada com o mesmo de forma homogênea no estado gasoso.

Os valores da umidade relativa percentual (referem-se à 100 vezes a razão da pressão de vapor da água medida/máxima pressão de vapor da água possível) normalmente encontrados próximo à superfície da terra estão em torno de 60%; já em um deserto, onde a temperatura sobe, por vezes, a valores maiores que 45° C, a umidade relativa é de apenas 15%. Os valores de Umidade relativa obtidos (Figura 6.1) estão dentro da média anual de $70,0 \pm 2,8$ % para a cidade de Governador Valadares.

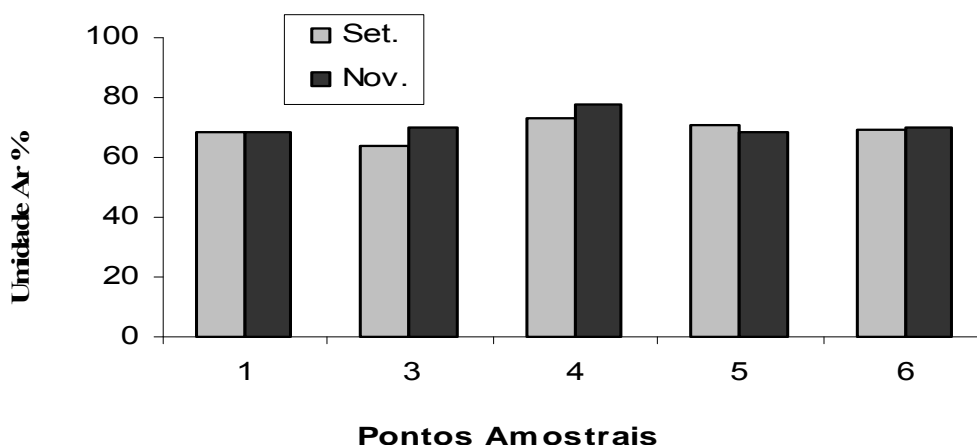


Figura 6.1: Valores de Umidade relativa do Ar (%) para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.2 – Temperatura Ar/Água

A temperatura é uma característica física das águas, sendo uma medida de intensidade de calor ou energia térmica em transito, pois indica o grau de agitação das moléculas. Ao realizarmos investigações hidrológicas ou químicas em uma massa d'água qualquer, também a análise de fatores físicos é indispensável, e a temperatura certamente é um de maior importância entre essas variáveis, pois além de servir para a determinação de algumas variáveis, como pressão atmosférica, umidade relativa do ar, etc., interfere constantemente nos cálculos de alcalinidade, salinidade, pH, nos valores de saturação de oxigênio dissolvido, na toxicidade de elementos ou substâncias, etc.

Os valores para Temperatura do Ar (Figura 6.2), mantiveram-se estáveis, em relação às características climáticas da região. Observou-se um aumento considerável para o mês de Novembro, justificado pela saída do período de inverno.

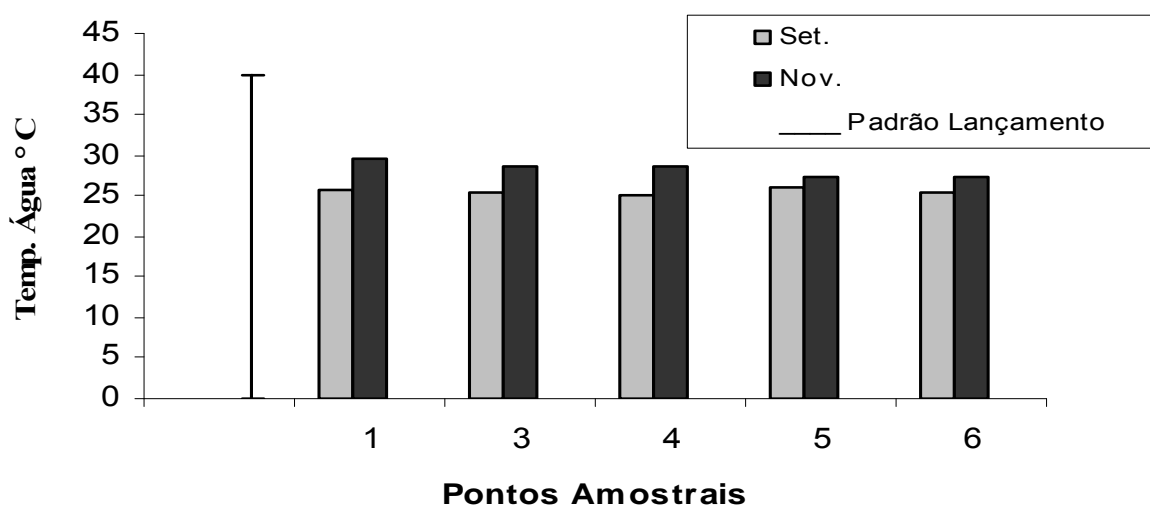


Figura 6.2: Valores de Temperatura do Ar para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

Os resultados obtidos para Temperatura da Água, estão intimamente relacionados com a Temperatura do Ar, observando valores de maiores proporções para o mês de Novembro. Vale ressaltar que o ponto amostral 3 esteve sempre dentro do Padrão de Lançamento estabelecido pela resolução CONAMA 357 (2005), (Figura 6.3).

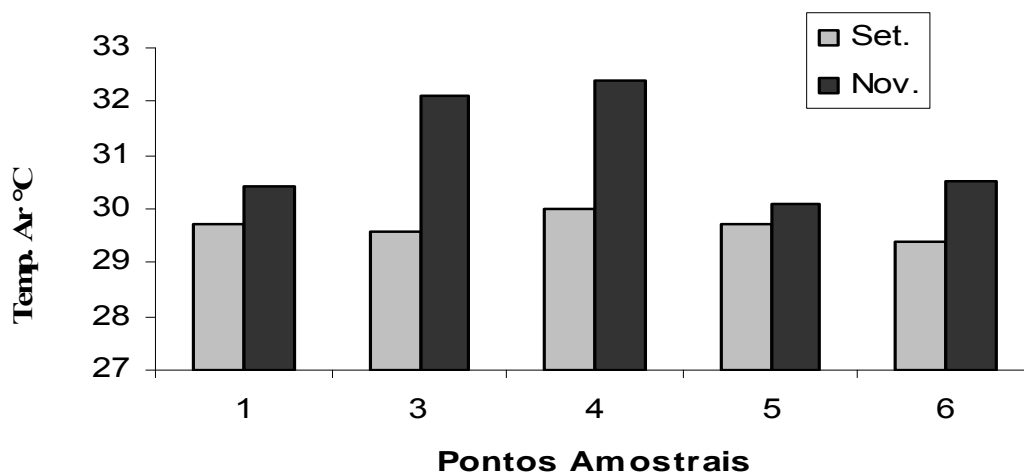


Figura 6.3: Valores de Temperatura da Água para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.3 – pH

A concentração hidrogeniônica é um importante parâmetro de qualidade de despejos industriais. A faixa de concentração adequada para a existência de vida é muito estreita e crítica. Baixos valores de pH em sistemas hídricos afetam a vida aquática e impossibilita o seu uso recreativo. Além disso, aumenta a solubilidade de alguns elementos como Al, B, Cu, Cd, Hg, Mn e Fe. Já elevados valores de pH podem alterar o nível de toxicidade de certos poluentes. Por exemplo, a amônia é potencialmente mais tóxica em águas alcalinas, que possuem pH acima de 8,5 do que em águas ácidas (DWAF, 1996).

Os valores de pH para os pontos de amostragem estudados foram bastante satisfatórios, apresentando menor valor de 7,1 (ponto 1) e maior valor 7,8 (ponto 4). No que diz respeito à resolução CONAMA 357 (2005) estes estão dentro dos conformes na questão Limite Padrão para corpos d'água de classe 2 e Padrão de Lançamento, referindo-se ao ponto amostral 3 (Figura 6.4).

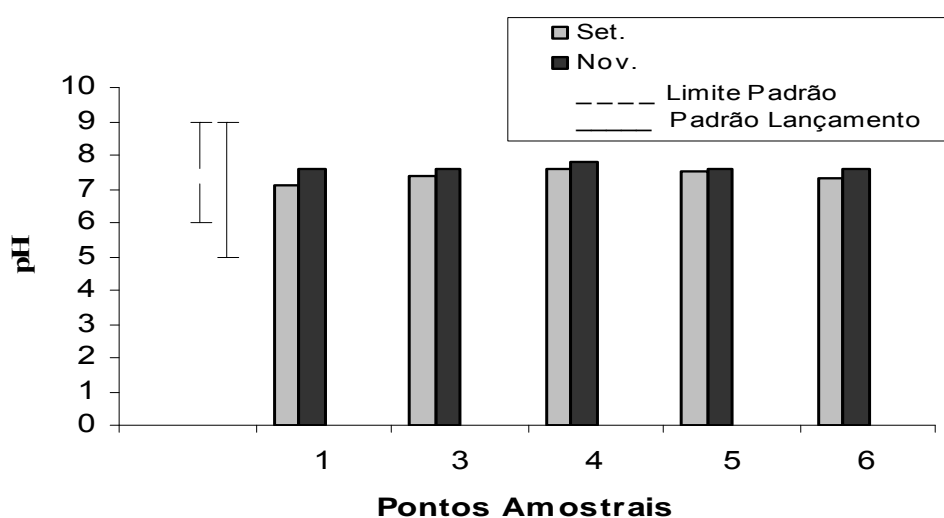


Figura 6.4: Valores de pH para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.4 – Condutividade

A condutividade elétrica da água é um indicador útil e fácil de salinidade ou conteúdo de sal total. Cursos hídricos influenciados por efluentes, freqüentemente contem alta quantidade de sais dissolvidos de esgoto doméstico. Estes interferem de forma decisiva no reuso das águas por municípios, indústrias e na irrigação de agriculturas (MORRISON *et al.*, 2001). Ainda, concentrações altas de salinidade podem resultar em uma desordem ecológica, promovendo efeitos na biota aquática que vai desde pequenas perturbações

como mudança de habito alimentar de pequenos microrganismos, até efeitos diretos na produção dos sistemas aquáticos (FRIED, 1991).

Destaca-se o elevado valor de condutividade para o ponto amostral 3, estabelecido para o efluente industrial e o ligeiro aumento de condutividade no ponto amostral 5, em relação ao ponto amostral 4, devido à influência direta do esgoto urbano em questão (Figura 6.5).

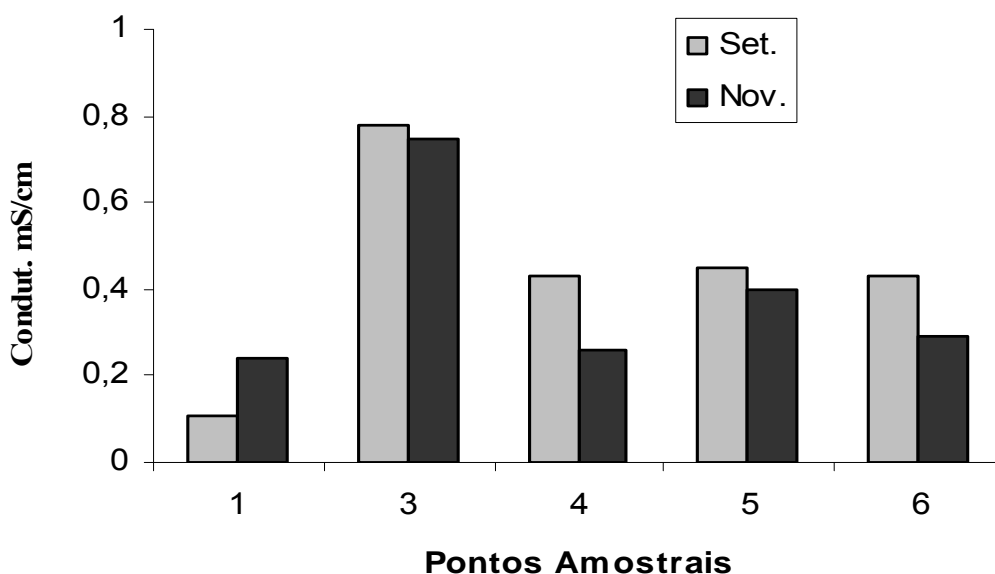


Figura 6.5: Valores de Condutividade para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.5 – Cor

A coloração das águas tem como responsáveis os sólidos nelas dissolvidos. As origens desses sólidos podem ser naturais, causados pela decomposição da matéria orgânica ou causada pela ação do homem através de resíduos industriais e esgotos domésticos. A coloração de origem natural praticamente não apresenta nenhum risco direto à saúde, mas consumidores podem questionar sua confiabilidade, e buscar água de melhor qualidade e aparência. Além disso, a coloração da água contendo matéria orgânica dissolvida pode gerar produtos potencialmente carcinogênicos (trihalometanos).

Os valores de Cor obtidos nos ambientes em estudo, mantiveram dentro do Limite Padrão para corpos d'água de classe 2 (Figura 6.6). Ressalta o aumento dos valores de Cor na segunda campanha (Novembro), estes intimamente relacionados com os valores de sólidos obtidos.

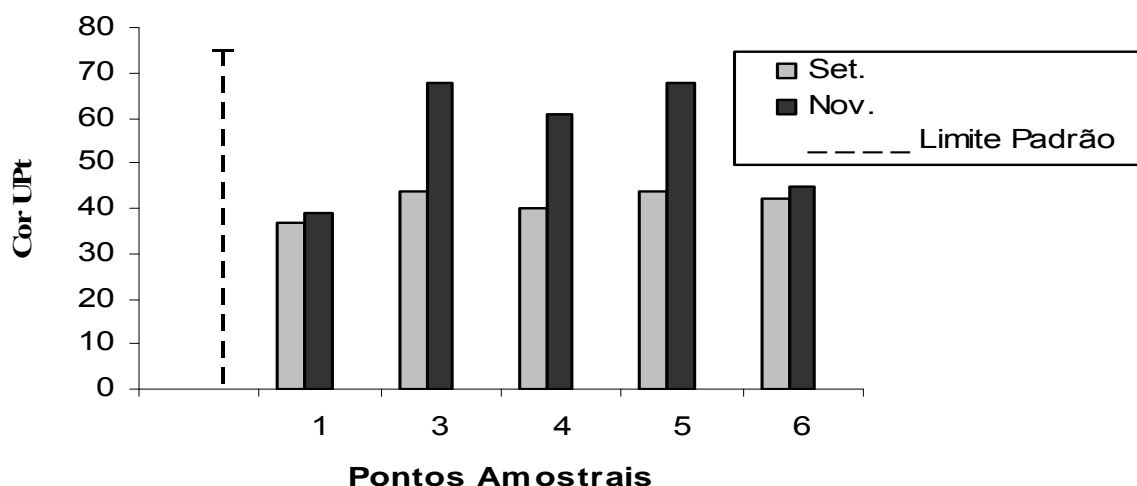


Figura 6.6: Valores de Cor para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.6 – Turbidez

A turbidez das águas é devida à presença de partículas em suspensão e em estado coloidal, as quais podem apresentar ampla faixa de tamanhos. A turbidez pode ser causada por uma ampla variedade de matérias, incluído partículas de areia fina, silte, argila e microrganismos (BERNADO *et al.*, 1995). Assim, a turbidez representa o grau de interferência com a passagem de luz através da água, conferindo uma aparência turva à mesma.

Os resultados para turbidez (Figura 6.7) mantiveram-se dentro dos valores permitidos pela resolução estadual vigente para o Padrão de Lançamento, referenciando-se ao ponto amostral 3. Os valores para Limite Padrão de corpos d'água de classe 2, conforme classificado o ribeirão em estudo, também esteve dentro dos valores exigidos pelas resoluções referentes. Observa-se uma ligeira redução nos valores de turbidez para o mês de Novembro, deixando a entender que os valores de sólidos estão em grande parte relacionados à coloração da água, e não diretamente à turbidez.

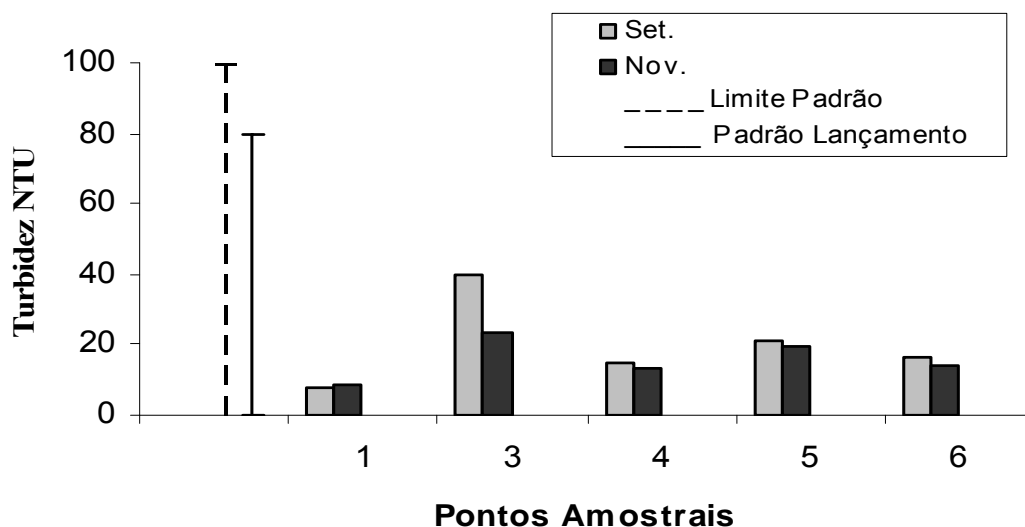


Figura 6.7: Valores de Turbidez para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.7 – Sólidos: Totais, Suspensos, Dissolvidos e Sedimentáveis

O conteúdo dos sólidos totais de um despejo é definido como toda a matéria que permanece como resíduo após evaporação à temperatura de 103° a 105°C. O material que possui significativa pressão de vapor nesta temperatura é perdido durante a evaporação e não é definido como sólido (BRAILE & CAVALCANTI, 1993).

Os valores para sólidos totais estão apresentados abaixo (Figura 6.8). Ressalta-se o aumento no mês de Novembro em decorrência do período chuvoso.

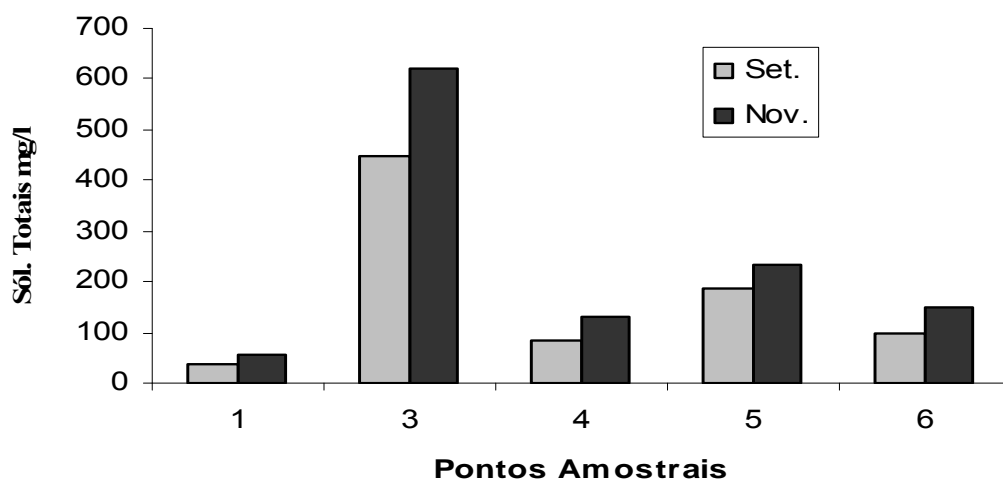


Figura 6.8: Valores de Sólidos Totais para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

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, efluentes industriais, e da dragagem para remoção de areia e atividades de garimpo. Os sólidos em suspensão aumentam a turbidez das águas, prejudicando seus aspectos estéticos e a produtividade do ecossistema pela diminuição da penetração da luz. Em nosso caso, os sólidos em suspensão em estudo são compostos basicamente por fibras perdidas no processo de fabricação de papel e ainda areia e ciscos, além de sólidos provenientes do esgoto doméstico em questão.

Segue os valores de sólidos suspensos, observando que o ponto amostral 3 esteve dentro do Padrão de Lançamento permitido pela COPAM 10-86 (1986) (Figura 6.9).

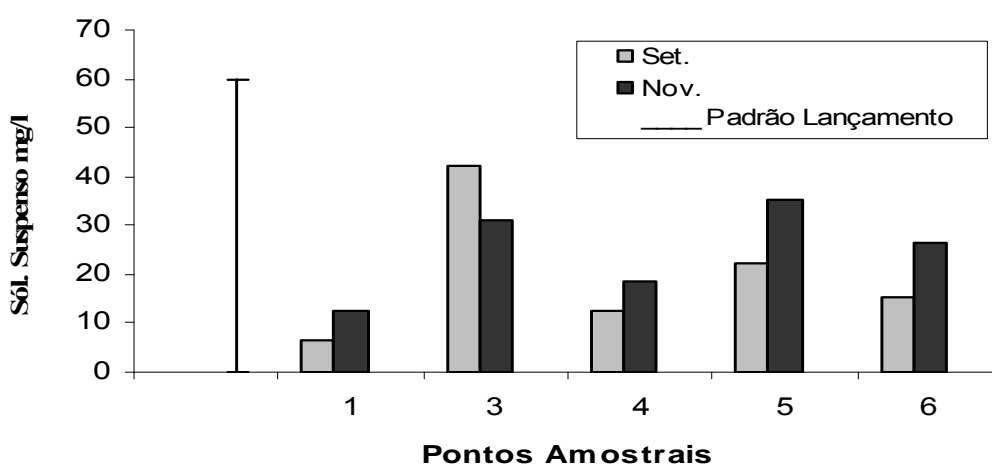


Figura 6.9: Valores de Sólidos Suspensos para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

Os sólidos dissolvidos são naturalmente encontrados nas águas devido ao desgaste das rochas por intemperismo. Grandes concentrações decorrem do lançamento de esgotos domésticos e despejos industriais. Excesso de sólidos dissolvidos na água pode causar alterações de sabor e problemas de corrosão em tubulações de distribuição. Em águas utilizadas para irrigação, pode gerar problemas de salinização do solo.

Os valores de sólidos dissolvidos mantiveram-se dentro do Limite Padrão para corpos de água de classe 2 (Figura 6.10). Observa-se o aumento desta qualidade de sólidos na campanha do mês de Novembro, evidenciado pelos valores de cor do mesmo mês.

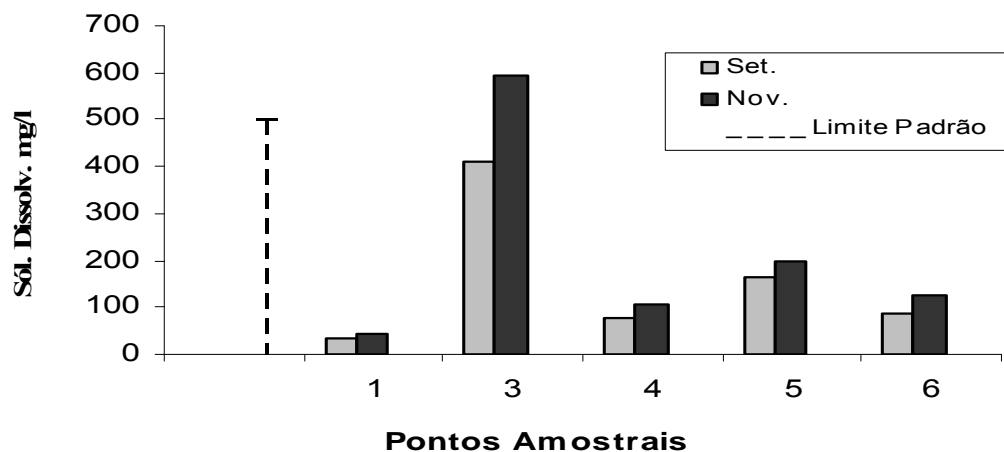


Figura 6.10: Valores de Sólidos Dissolvidos para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

O resíduo sedimentável é constituído daquele material em suspensão de maior tamanho e de densidade maior que a água, que deposita quando o sistema está em repouso. Este, é um dado importante na verificação da necessidade e no dimensionamento de unidades de sedimentação no tratamento de águas residuais. Permite assim a previsão do comportamento de despejos ao atingirem um curso d'água (REMÉDIO *et al*, 1999). Os valores de sólidos sedimentáveis mantiveram-se sempre menor que 0,1, exceto para o ponto amostral 3 (Figura 6.11). Para o Padrão de Lançamento referente ao ponto amostral 3, este se mostrou dentro do valor estabelecido pela resolução CONAMA 357 (2005).

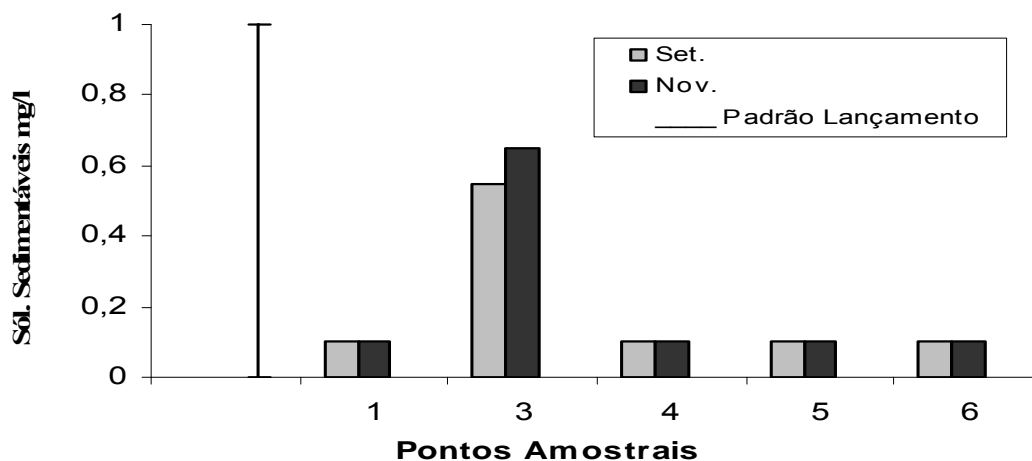


Figura 6.11: Valores de Sólidos Sedimentáveis para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.8 – Oxigênio Dissolvido

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio dissolvido (O_2), é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos. As principais fontes de oxigênio na água são a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas são o consumo pela decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos como, o ferro e o manganês (ESTEVES, 1998).

Além das relações do oxigênio dissolvido descrita anteriormente, ROSLEV *et al.* (2004) em seu estudo determinou o efeito do oxigênio na sobrevivência de indicadores de poluição fecal (*Escherichia coli*), testando a atuação destes microrganismos em sistemas aeróbicos e anaeróbicos, e ainda, a interação $O_2 \times Escherichia. coli \times N:P$. Os resultados sugeriram que indicadores de poluição fecal podem persistir em maior tempo sobre condições anaeróbicas e de alta composição orgânica.

Os valores de O_2 para limite padrão de corpos d'água de classe dois, conforme classificado o ribeirão em questão, mantiveram-se sempre acima de 5mg/l, conforme a referência normativa CONAMA 357 (2005). Ressalta a notável baixa nos valores de oxigênio dissolvido no ponto amostral 5, este influenciado diretamente pelo esgoto urbano situado pouco antes de tal ponto. Quando dos valores de padrão de lançamento, a norma não estabelece limites de O_2 para lançamento de efluente industrial (Figura 6.12).

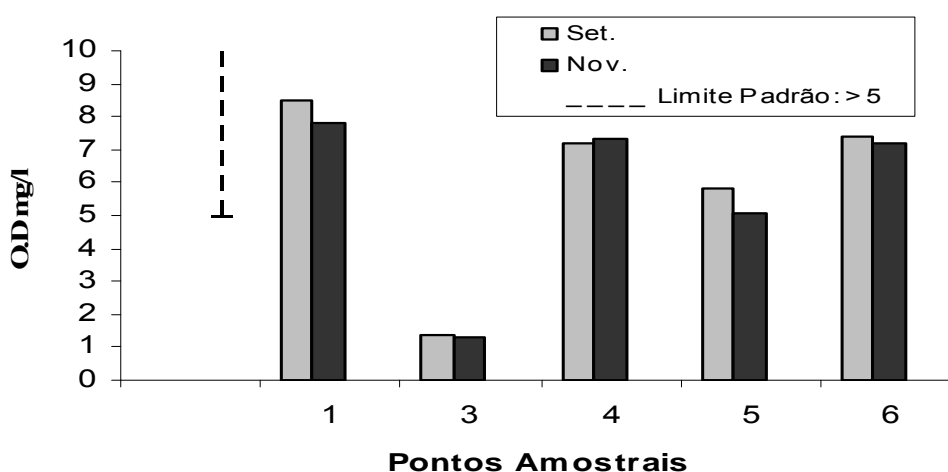


Figura 6.12: Valores de Oxigênio Dissolvido para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.9 – Demanda Química de Oxigênio – DQO

A DQO é uma análise responsável pela medida equivalente de uma porção do carbono orgânico em uma amostra, pela qual é suscetível sua oxidação por um forte oxidante químico. Constitui-se de um parâmetro útil para o modelo da cinética biológica de um ambiente, por possuir inferências diretas na fixação elétrica de um dado substrato, na exigência de oxigênio da uma biomassa, além de refletir nos valores de carbono orgânico biodegradável e poluentes residuais (ORHON *et al.*, 1997). Segundo MORRISON *et al.* (2001) trata-se de um parâmetro importante para estudos relacionados ao desperdício industrial e ainda o controle e monitoramento sobre a eficiência de uma dada estação de tratamento.

A utilização da DQO para caracterização de efluentes e sua correlação, em especial com BDO, é de suma importância para avaliação da qualidade das águas, vide ORHON *et al.* (1997), que utilizou a DQO e suas formas fracionárias (degradável e biodegradável) para caracterização do efluente urbano na área metropolitana de Istanbul e ainda realizou inferências sobre as proporções DQO:DBO e DQO:N; já MORRISON *et al.* (2001), por meio da DQO, avaliou e verificou a fonte de poluição e o impacto causado por esta no rio Keiskamma, África do Sul; PAPADOPOULOS, *et al.* (2004), utilizou a DQO como parâmetro a ser observado em estudos de recirculação, estabilização e performance de efluente urbano, na Grécia; ONG *et al.* (2004) avaliou a capacidade de novos métodos de utilização de reatores biológicos aeróbios em esgoto urbano, utilizando com parâmetro básico a remoção de DQO.

Os valores de DQO apresentaram-se conforme esperado (Figura 6.13). Valores elevados para o ponto amostral 3 (relatado para o descarte do efluente industrial) e um aumento considerável no ponto amostral 5, acerca dos valores obtidos no ponto 4. Vale ressaltar que este ponto amostral (5) está intimamente relacionado com o efluente do esgoto urbano em estudo. Os baixos valores de DQO para o ponto amostral 1, refere-se a não presença de atividades antrópicas bruscas em tal ambiente. Sobre o valor do limite padrão de DQO para corpos d' água de classe dois, as resoluções normativas referentes não estabelece valores. Ainda, para o padrão de lançamento a norma estabelece valor, porém deixa claro que, a critério do órgão ambiental responsável, este pode autorizar valores de padrões de lançamento para parâmetros exclusivos, desde que não comprometam os usos previstos para o corpo d' água receptor. O padrão de lançamento de DQO para indústria em estudo foi estabelecido pelo órgão estadual ambiental competente, dado para eficiência de

remoção de DQO acima de 90% (COPAM 32-98, 1998). Estes valores estão discutidos no capítulo pertinente à Eficiência de Remoção.

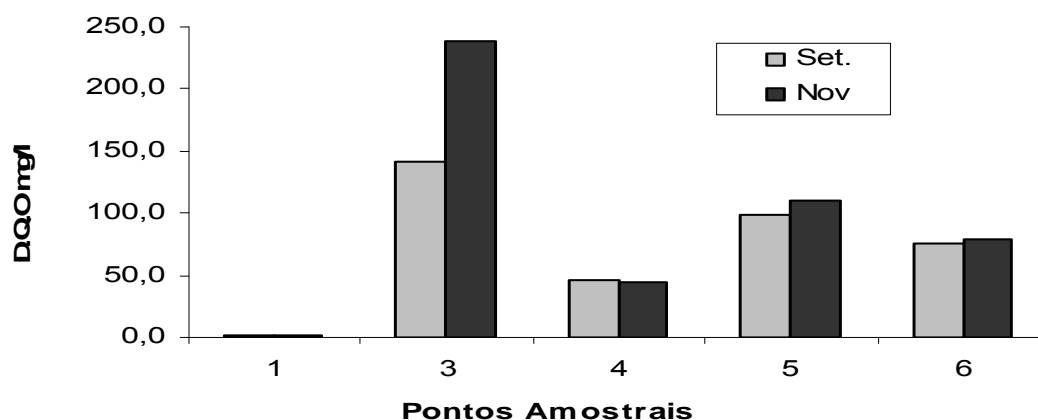


Figura 6.13: Valores de DQO para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.10 – Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO

Demanda Bioquímica de Oxigênio ou DBO, refere-se à quantidade de oxigênio necessária para que microrganismos aeróbios mineralizem a matéria orgânica carbonada de uma amostra, sob determinadas condições. Este teste tem grande utilidade na determinação do grau de poluição de cursos d'água, no estudo de cargas poluidoras e na avaliação de eficiência dos sistemas de tratamento. Pela representatividade, pode-se considerar, a DBO e a DQO como as chaves de interpretação inicial e de direcionamento na escolha de tipos possíveis de tratamento (BRAILE & CAVALCANTI, 1993).

Outras correlações estudadas a fim de se avaliar sistemas de tratamento no tocante a DBO, são DBO/SST e DBO/SSV, conforme relatados por WEBB (2003). Ainda, ORHON (1997), propõe a utilização da relação DBO_5/DBO_{20} em tratamentos de esgotos urbanos convencionais e sugere valores para a relação DBO/N em questão de propor ou não um tratamento simplificado, convencional ou combinado para o efluente em questão a ser avaliado. Estes valores de correlação serão abordados de forma mais implícita no capítulo destinado à avaliação da Eficiência de Remoção.

Quando dos valores de DBO para os pontos amostrais estudados (Figura 6.14), no quesito limite padrão para corpos d'água de classe dois, segundo CONAMA 357 (2005) todos os valores excederam o limite proposto pela norma, exceto o ponto amostral 1, visto que este não sofre impactos antrópicos diretos. Os altos valores se explicam facilmente

pelo efluente industrial e o esgoto urbano, que influenciam de forma direta na qualidade da água do ribeirão em estudo. Faz-se necessário uma avaliação à jusante do ponto amostral 6, para se verificar a real depuração desta carga de DBO ao longo do Ribeirão Capim e sua influencia junto à foz do Rio Doce. O valor de padrão de lançamento para o ponto amostral 3, esteve, apesar de elevado, dentro do valor exigido pela CONAMA 357 (2005).

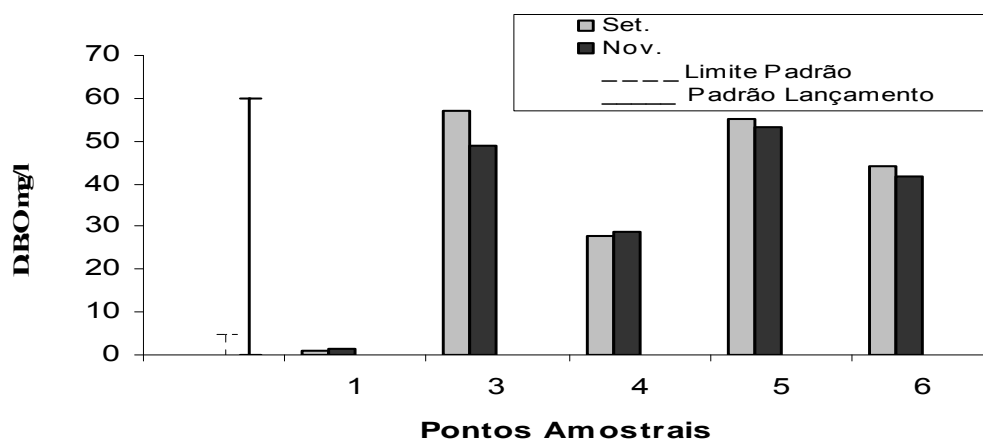


Figura 6.14: Valores de DBO para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.11 – Nitrogênio: Amoniacal, Nitrito (NO_2^-) e Nitrato (NO_3^-)

É bem compreendido que concentrações de Nitrogênio junto a concentrações de Fósforo, constituem um papel fundamental na determinação do estado ecológico e biológico de sistemas aquáticos (JARVIE *et al.*, 1998).

Assim, o nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Esta importância deve-se principalmente à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa (ESTEVES, 1998).

O nitrogênio está presente nos ambientes aquáticos sob várias formas, por exemplo: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), oxigênio molecular (N_2), entre outros.

A carga de nitrogênio amoniacal, em sua maioria, vem do esgoto proveniente do sanitário de casas e indústrias, principalmente associado à urina. Ainda, pode ser relacionado à água proveniente da chuva, em especial ao escoamento dos telhados e calhas compostos por matéria orgânica (folhas, pequenos animais e insetos mortos) e ainda contribuintes do escoamento de estradas (GRAY & BECKER, 2002). Os valores de nitrogênio amoniacal (Figura 6.15) mantiveram-se dentro do limite padrão de lançamento para efluente industrial, conforme CONAMA 357 (2005).

Ressalta os elevados valores para o ponto amostral 5, este intimamente relacionado com o efluente urbano. Quando do limite padrão para corpos d'água de classe dois, estes estão relacionados com os valores de pH de cada ambiente (ver resoluções vigentes).

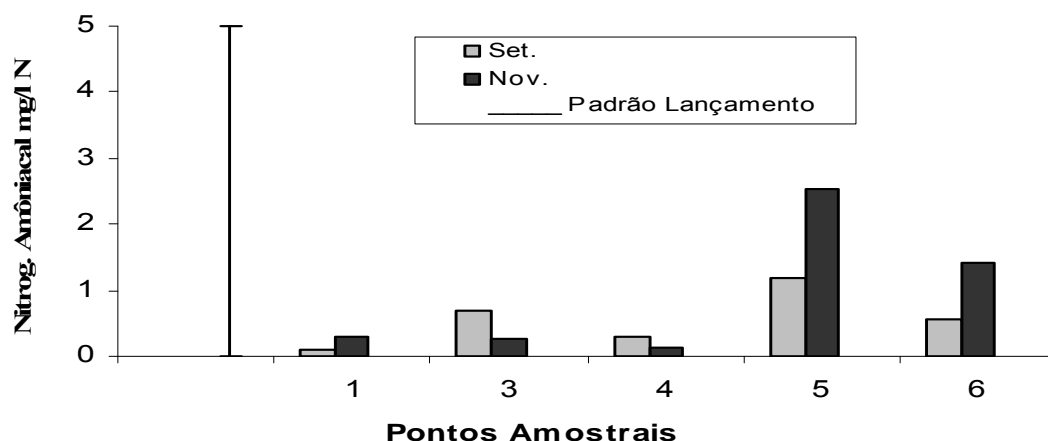


Figura 6.15: Valores de Nitrogênio Amoniacal para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

O nitrito (NO_2^-) é uma forma química do nitrogênio normalmente encontrada em quantidades diminutas nas águas superficiais, pois este é instável na presença do oxigênio, ocorrendo como uma forma intermediária. A presença de elevados valores de nitrito em água indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica.

Os valores de nitrito (Figura 6.16) para os ambientes estudados mantiveram-se relativamente baixos, em relação ao valor limite padrão estabelecido pela resolução CONAMA 357 (2005), para corpos d' água de classe 2.

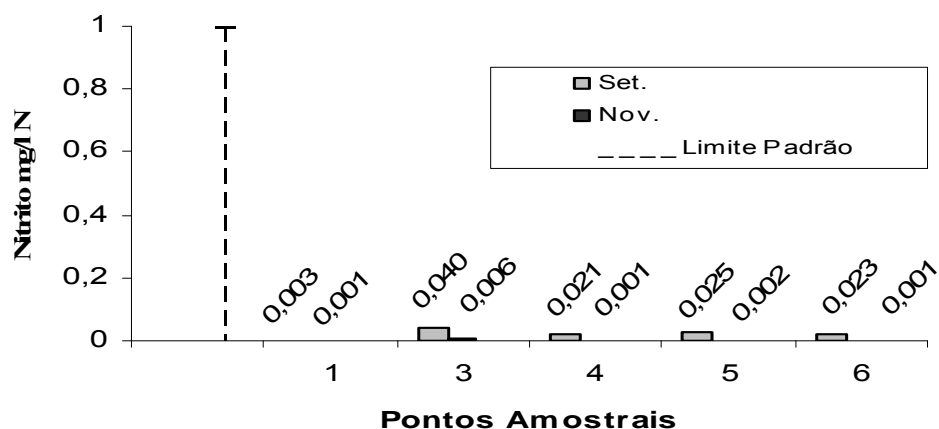


Figura 6.16: Valores de Nitrito para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

O nitrato (NO_3^-) em sistemas hídricos pode ser originado de esgotos domésticos e desperdícios agrícolas, especialmente fertilizantes que contenha como base nitrogênio. Altas concentrações de nitrato freqüentemente são encontradas dentro de estações de tratamento de água, resultado da oxidação do nitrogênio amoniacal por ação microbiológica. Contaminações por valores significantes de nitrato são encontradas em áreas de pressão populacional e alto desenvolvimento agrícola. Ainda, altos níveis de nitrato em estações de tratamento de água e efluente, podem contribuir para a eutrofização de corpos hídricos (FRIED, 1991).

Os valores de nitrato (Figura 6.17) para os pontos amostrais estudados mantiveram-se baixos em relação ao valor estabelecido pela resolução CONAMA 375 (2005), para limite padrão de corpos d'água de classe 2, conforme classificado o ribeirão em estudo.

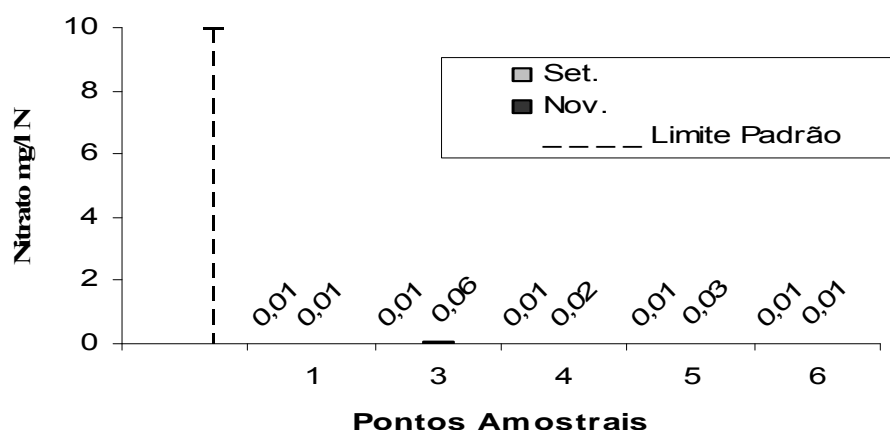


Figura 6.17: Valores de Nitrato para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.12 – Fósforo Total

Há muito é conhecida a importância do fósforo nos sistemas biológicos. Esta importância deve-se principalmente à participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos. Na maioria das águas continentais, o fósforo é o principal fator limitante de produtividade. Além disso tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas (ESTEVEZ, 1998).

Acerca das concentrações dos nutrientes fósforo e nitrogênio nas águas de riachos e rios, ODUN (1998) afirma que à medida que as bacias hidrográficas se tornam mais “domésticas” além do aumento da percentagem de áreas sobre o uso agrícola, eleva-se repentinamente os valores de tais nutrientes. Assim, as concentrações contidas na água que

flui de uma paisagem 100% urbano-agrícola, são sete vezes maiores do que nos riachos que drenam uma bacia hidrográfica totalmente florestada.

Segundo MORRISON *et al.* (2001), o fosfato proveniente de efluentes de esgoto, surge do desperdício humano e de detergentes à base de fosfato. Estes são indesejáveis em águas receptoras e agem como fator “crescimento - limitante” de organismos, levando à eutrofização de sistemas hídricos e uma variedade de efeitos ecológicos adversos. Ainda, estudos realizados por MORALES *et al.* (2001), TAOUFIK & DAFIR (2005), TAEBI *et al.* (2005) e ALVAREZ-ROGEL *et al.* (2006), abordaram o assunto eutrofização com base no nutriente fosfato e sugeriram interações entre N:P e suas correlações, relataram as principais fontes geradoras de poluição sobre este nutriente e propuseram métodos de controle sobre tal importante parâmetro junto aos recursos hídricos.

Os valores de Fosfato Total (Figura 6.18) apresentaram-se acima do valor de limite padrão para corpos d'água de classe dois em todos os ambientes amostrais, estando o ponto amostral 5, relatado para o esgoto doméstico industrial, extremamente acima do limite estabelecido pela resolução COPAM 10-86 (1986). Conforme antes citado, os valores excessivos dos níveis de Fosfato, dentre outros metais, referem-se às características da região, o qual podemos tomar como base o ponto amostral 1, onde tal não sofre influência antropica direta, e os valores se excederam ao Limite Padrão exigido pelas normas referentes. Não obstante, a contribuição dos efluentes industrial e urbano torna-se claramente aparentes.

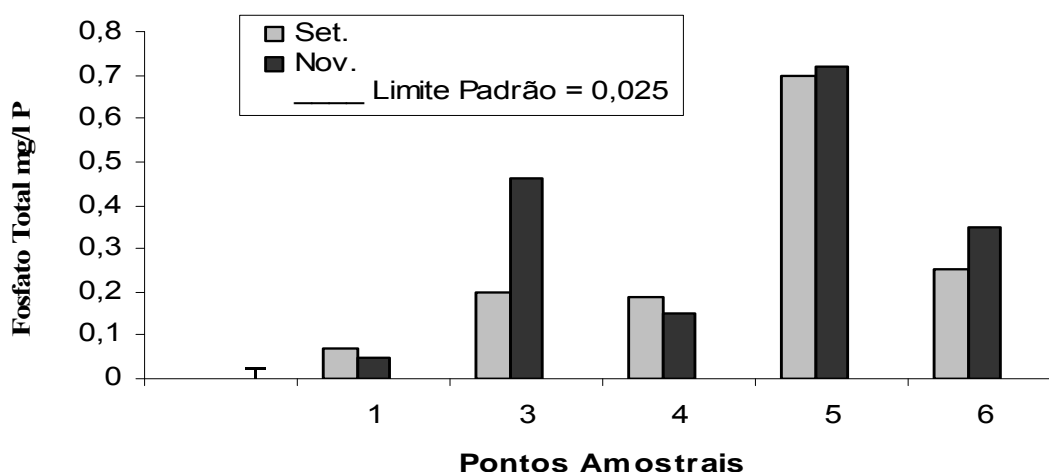


Figura 6.18: Valores de Fosfato Total para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.13 – Alcalinidade Total

A alcalinidade pode ser entendida como a capacidade da água de neutralizar a acidez de uma solução. Trata-se de um parâmetro importante principalmente nas etapas de coagulação, filtração, desinfecção e controle de corrosão, as estações de tratamento de água e esgoto (BERNADO *et al.*, 1995). Ainda, torna-se uma determinação importante no tratamento de esgotos, quando há evidências de que a redução de pH pode afetar microorganismos responsáveis pela depuração.

Os valores de alcalinidade (Figura 6.19) apresentaram-se elevados, comparando-se o ponto amostral 1, este não sofrendo atividades antrópicas bruscas, com os demais pontos amostrais. As resoluções vigentes, CONAMA 357 (2005) e COPAM 10/86 (1986), não estabelecem valores para limite padrão para corpos hídricos e padrão de lançamento de efluente industrial.

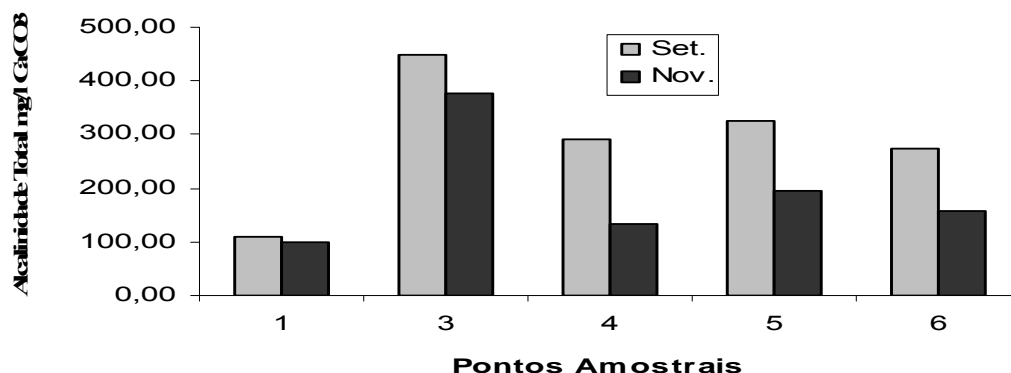


Figura 6.19: Valores de Alcalinidade Total para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.14 – Dureza Total

A ocorrência de determinadas concentrações de dureza causa um sabor desagradável e pode ter efeitos laxativos. Os valores de dureza total (Figura 6.20) permitiu-nos classificar os pontos amostrais em estudo, segundo SPERLING (1996), como água de dureza moderada à dura, exceto para o ponto amostral 1, classificada como água mole.

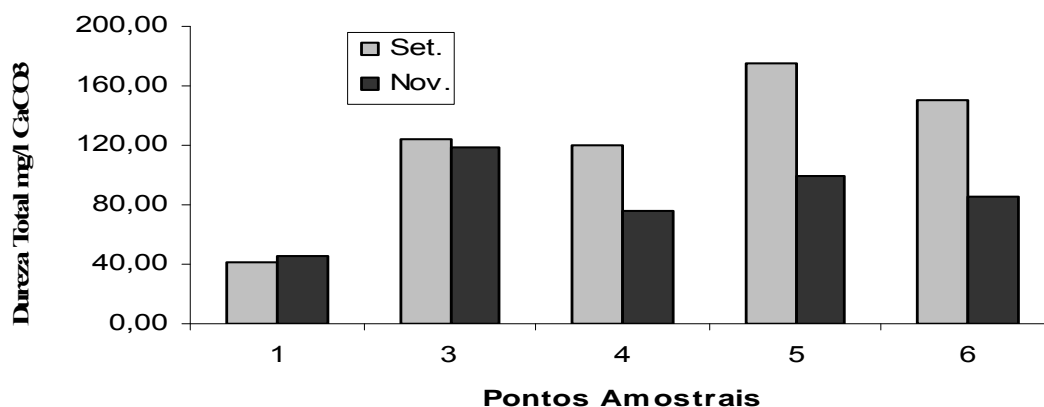


Figura 6.20: Valores de Dureza Total para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.15 – Cloretos

A presença de cloretos pode indicar alguma forma de poluição, apesar de em muitas regiões do Brasil, próximas ao litoral, ocorrer a presença excessiva de cloretos sem que haja contaminação pelo ser humano. Além de conferir sabor salino às águas, concentrações elevadas de cloreto podem ser prejudiciais a pessoas portadoras de moléstia cardíaca ou renal (BERNADO *et al.*, 1995).

Por estarem intimamente relacionados com a caracterização dos sólidos dissolvidos de um corpo hídrico, estudos realizados por GRIEBLER *et al.* (2002) relacionou quantitativamente e qualitativamente a presença de cloretos em sedimentos limínicos e suas correlações com a comunidade bentônica, microbiológica e protozoária em um conjunto de lagos na Áustria.

Os valores de cloretos (Figura 6.21), mantiveram-se satisfatoriamente baixos em relação ao limite padrão para corpos d'água de classe dois, conforme estabelecido pela resolução CONAMA 357 (2005).

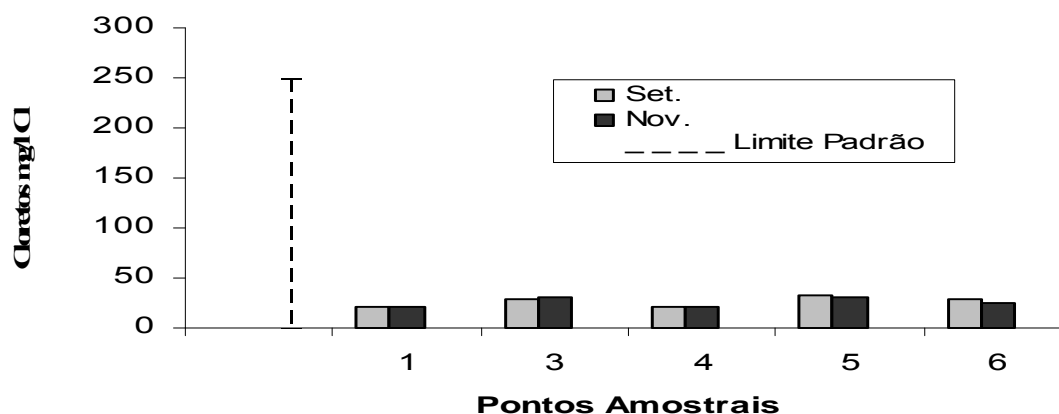


Figura 6.21: Valores de Cloretos para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.16 – Sulfatos

Sobre sulfatos, teores elevados do mesmo causam efeitos laxativos mais acentuados que outros sais. Ainda, o íon sulfato também pode ser um indicador de poluição de uma das fases de decomposição da matéria orgânica no ciclo do enxofre (BERNADO *et al.*, 1995).

Os valores de sulfatos nos pontos amostrais estudados (Figura 6.22), estiveram consideravelmente abaixo do limite padrão segundo CONAMA 357 (2005).

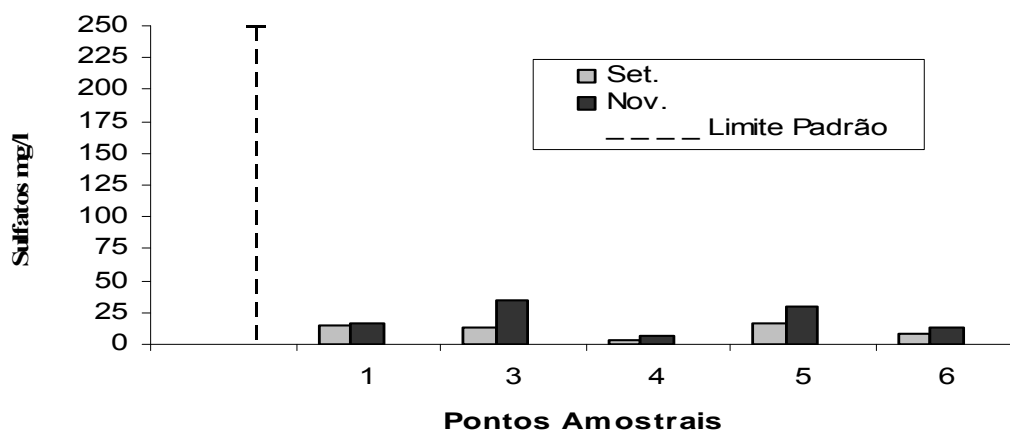


Figura 6.22: Valores de Sulfatos para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.17 – Surfactantes Aniônicos

As substâncias tensoativas reduzem a tensão superficial da água, pois possuem em sua molécula uma parte solúvel e outra não solúvel na água. Deste grupo fazem parte

sabões comuns (sais sódicos de ácidos carboxílicos de cadeia longa) e produtos sintéticos, semelhantes aos sabões.

Despejos contendo detergentes podem apresentar-se com vários aspectos, sendo que a característica principal é a formação de espuma quando submetidos à agitação. Esta característica não é restrita a esgotos, pois já foram examinadas águas de poços contendo detergentes. Dada a extrema resistência de alguns tipos à biodegradação, podem atingir o lençol freático depois de terem sido lançados sobre solos permeáveis (BRAILE & CAVALCANTI, 1993). Um dos principais inconvenientes dos detergentes na água se relaciona aos fatores estéticos, devido à formação de espumas em ambientes aeróbios.

Para os valores de detergentes nos pontos amostrais estudados (Figura 6.23), destacam-se os elevados valores do ambiente 5, em relação ao valor limite padrão para corpos d'água de classe dois, estabelecido pelas resoluções em questão. O limite para padrão de lançamento relativo ao ponto amostral 3, manteve-se satisfatório.

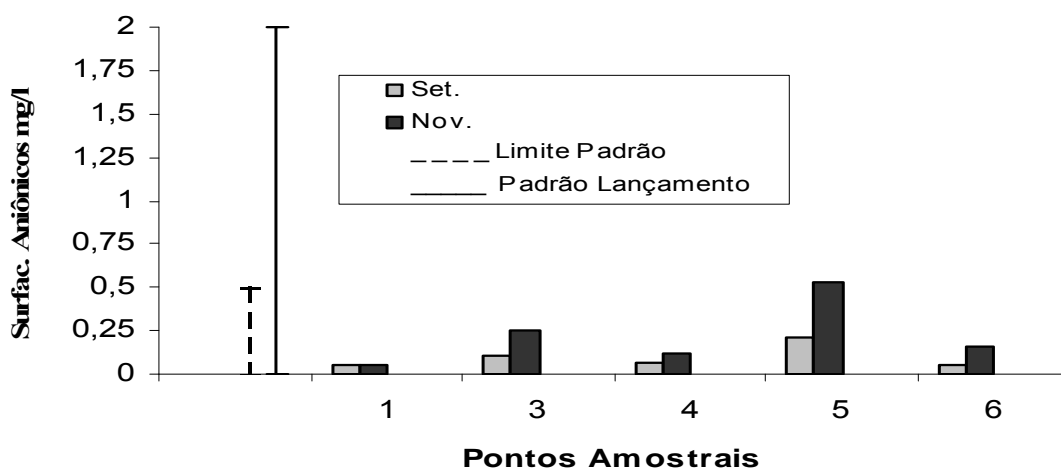


Figura 6.23: Valores de Surfactantes Aniônicos para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.18 – Óleo e Graxa

Segundo TIWARY (2001), as principais fontes de óleo e graxa são os efluentes industriais, após lavagem de suas maquinarias e caldeiras e o óleo proveniente do consumo caseiro, estando esse presente nos esgotos urbanos.

A presença de óleos e graxas resulta em uma camada de óleo ou película gordurosa que diminui a área de contato entre a superfície da água e o ar atmosférico, impedindo a transferência do oxigênio da atmosfera para a água, causando a mortalidade de organismos aquáticos. Quando da decomposição desses óleos e graxas por microorganismos aquáticos,

ocorre uma redução do oxigênio dissolvido da água elevando a demanda biológica e bioquímica de oxigênio (LEAL, 2006).

Os valores de óleo e graxa para padrão de lançamento no ponto amostral 3 (Figura 6.24), esteve dentro do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357 (2005). Como a resolução não estabelece valores para limite padrão de óleo e graxa para corpos d'água de classe 2 e sim, apenas observação visual (presente/ausente), constatamos que os ambientes amostrais 5 e 6 continham óleo e graxa visualmente presente, reiterado pelos valores resultantes das análises. Tal fato se deve a ocorrência do lançamento do efluente urbano próximo ao ponto amostral 5.

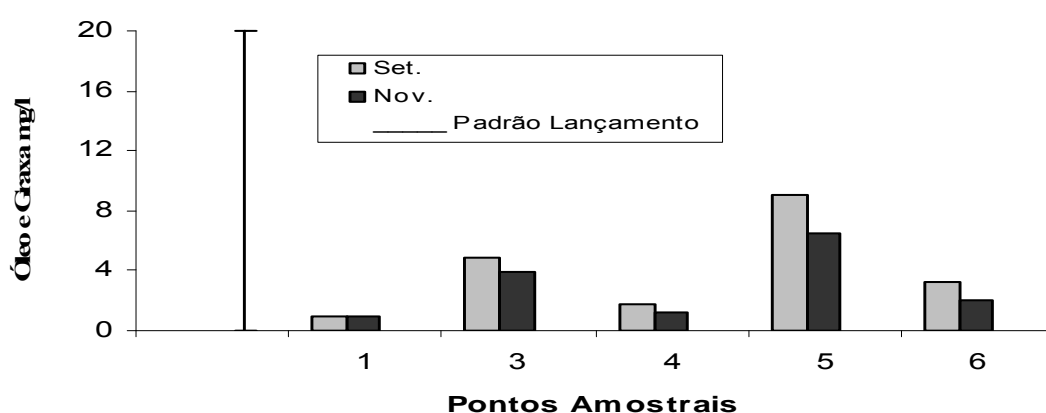


Figura 6.24: Valores de Óleo e Graxa para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.1.19 – Coliformes Totais e Fecais

A descoberta de contaminantes microbianos de origem fecal é uma das principais prioridades no controle de qualidade de água. A presença de contaminação fecal é avaliada freqüentemente usando organismos do grupo de “coli” (ROSLEV *et al.*, 2004).

A possibilidade da presença de organismos patogênicos em uma água é determinada, indiretamente, através do índice de coliformes, pois sendo esses organismos característicos da presença de fezes humanas, a sua ocorrência na água é reveladora da provável existência de microrganismos intestinais patogênicos, tais como bactérias, vírus, protozoários e vermes (BRANCO, 1996). Entretanto, BERNADO *et al.* (1995), considera que pode não haver a relação dos coliformes com organismos patogênicos, pois a presença destes patógenos pressupõe a existência de um portador na população contribuinte, enquanto o número de coliformes totais e fecais depende de um despejo orgânico, não estéril, estranho ao corpo receptor.

ARCHIBALD (2000), relata em seus estudos a influência da indústria papelreira na contaminação dos corpos hídricos por coliformes, muitas vezes referente à matéria-prima utilizada e ao não tratamento adequado desta. Altos valores de coliformes podem vir agregados às plantas e madeiras, ao solo e ainda, no caso de produção através de papéis reciclados, relacionados a papéis contaminados.

Os valores de coliformes totais e fecais (Figuras 6.25 e 6.26) mantiveram-se consideravelmente acima dos valores do limite padrão para corpos d'água de classe 2, exceto para o ambiente 1 que manteve-se próximo ou ligeiramente acima do valor estabelecido pela resolução CONAMA 357 (2005). Os altos valores são referenciados ao efluente fabril, que é acrescido do esgoto sanitário da fábrica e respectivamente ao esgoto urbano, relatado para o ponto amostral 5.

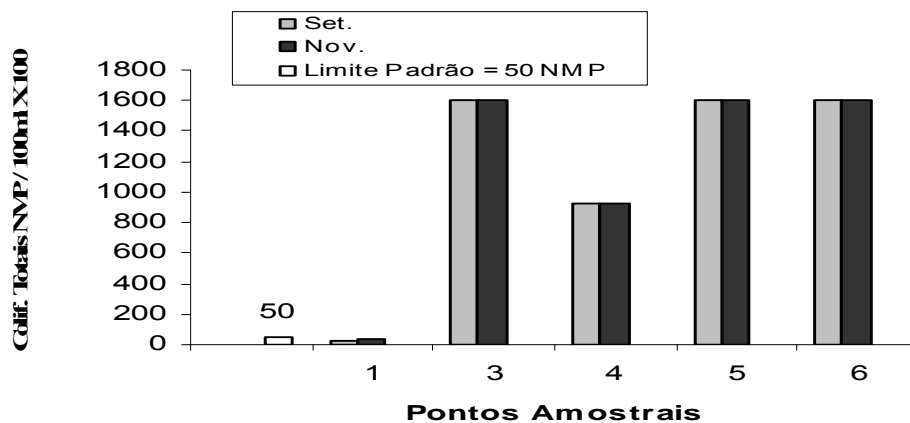


Figura 6.25: Valores de Coliformes Totais para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

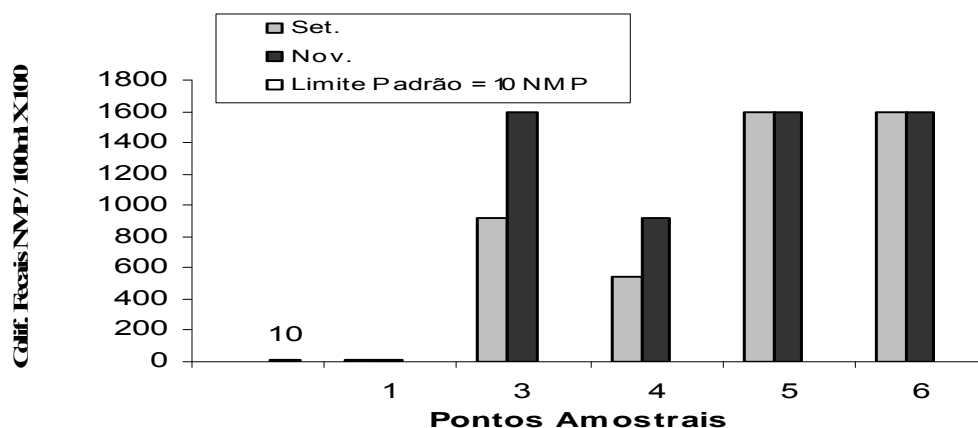


Figura 6.26: Valores de Coliformes Fecais para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

6.2 – Análise dos resultados de Metais

A liberação de substâncias tóxicas em ecossistemas aquáticos é um problema crucial em países em desenvolvimento. Embora a toxicidade de algumas destas substâncias seja bem estabelecida, a industrialização resultou de forma acelerada o aumento de algumas delas. Os metais estão entre estas substâncias (FONKOU *et al.*, 2005).

Alguns metais são essenciais para vida; outros não têm nenhuma função biológica, mas não são potencialmente perigosos. Os metais podem mostrar efeitos tóxicos se o mecanismo homeostático e suas implicações junto ao mecanismo fisiológico dos seres vivos tornarem-se desequilibrados (MHATRE, 1991).

Outras denominações para esses elementos químicos são frequentemente encontradas na literatura: “metais pesados”, “metais traços”, “micronutrientes”, etc. A denominação mais aceita atualmente é elemento-traço, devido a não distinção entre metal e não metal e à sua ocorrência em baixas concentrações. Alguns elementos-traço são essenciais aos seres vivos, ainda que em pequenas concentrações e tem importante papel no metabolismo dos organismos aquáticos, uma vez que participam de um grande número de processos fisiológicos. Outros, não têm função biológica conhecida e são geralmente tóxicos. Mesmo aqueles elementos com função biológica definida, podem, quando em grandes concentrações, apresentar alta toxicidade aos organismos vegetais e animais (ESTEVES, 1998).

Os estudos de elementos-traço são bem difundidos no mundo e suas implicações ao meio ambiente e aos organismos em que estes afetam também, bem como a utilização de organismos indicadores a fim de quantificar tais cargas. SWIERGOSZ, *et al.* (1998), avaliou os efeitos de metais pesados em comunidades de pássaros em uma floresta da Polônia. TOMAZELLI *et al.* (2003), utilizou-se de organismos bivalves como indicadores de Pb e Cd na bacia do rio Mogi - Guaçú em S. P., Brasil. Já SORVARI *et al.* (2006), utilizou formigas como bioindicadores de metais em uma floresta da Finlândia.

Segue tabela 6.1, com os resultados de metais obtidos nos pontos amostrais estudados, bem como os limites padrões para corpos d’água de classe dois e padrão de lançamento para efluentes, conforme COPAM 10-86 (1986) e CONAMA 357 (2005).

Tabela 6.1: Valores de Metais para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005. Realizado via ICP - EAS – Espectrometria de Emissão Atômica por Plasma Indutivamente Acoplado.

Metal Analisado	Símbolo	Unidade	Limite Padrão (*)	Padrão de Lançamento (*)	Ponto Amostral											
					1	2	3	4	5	6						
Data					25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov		
Hora					14:35	14:50	14:50	15:10	15:00	15:30	15:30	15:50	15:40	16:00	15:55	16:15
Tempo					Bom	Bom	Bom	Bom	Bom	Bom	Bom	Bom	Bom	Bom	Bom	Bom
Alumínio Total	Al	µg/l	0,1 mg/l		111,4	267,0	NR	714,0	820,1	530,0	297,8	335,9	419,3	336,1	270,0	436,4
Arsênio Total	As	µg/l	0,01 mg/l	0,5mg/l	<LQ	<LQ	NR	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Bário Total	Ba	µg/l	0,7 mg/l	5,0 mg/l	125	118,0	NR	65,0	666,0	164,1	127,0	109,0	127,0	103,0	409,0	103,0
Berílio Total	Be	µg/l	0,04 mg/l		<LQ	<LQ	NR	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cádmio Total	Cd	µg/l	0,01 mg/l	0,1 mg/l	<LQ	<LQ	NR	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cálcio Total	Ca	µg/ml			6,5	11,0	NR	48,2	192,6	94,7	49,3	44,3	49,2	35,4	53,3	38,5
Cobalto Total	Co	µg/l	0,05 mg/l		<LQ	<LQ	NR	<LQ	20,0	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cobre Total	Cu	µg/l	0,009 mg/l	0,5 mg/l	13,7	54,4	NR	17,2	75,2	48,4	15,6	10,0	29,2	8,5	30,6	14,5
Cromo Total	Cr	µg/l	0,05 mg/l	0,05 mg/l	<LQ	<LQ	NR	<LQ	16,5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Escândio Total	Sc	µg/l			<LQ	0,24	NR	0,17	<LQ	0,30	<LQ	0,20	<LQ	0,10	<LQ	0,14
Estrôncio Total	Sr	µg/l			72,2	131,0	NR	371,0	949,0	644,0	295,0	289,0	374,0	274,0	293,0	274,0
Ferro Total	Fe	µg/l	0,3 mg/l	10,0 mg/l	963	1624	NR	328,0	4489,0	2268,0	693,0	1278	4088	1920	1824	1154
Lítio Total	Li	µg/l	2,5 mg/l		2,2	1,7	NR	2,2	4,2	2,1	2,7	1,9	2,7	1,8	2,6	1,8
Magnésio Total	Mg	µg/ml			3,5	5,1	NR	3,6	4,3	4,7	3,4	8,6	3,5	4,9	3,6	6,1
Manganês Total	Mn	µg/l	0,1 mg/l	1,0 mg/l	56,5	112,0	NR	68,0	839,0	410,0	72,0	136,0	773,0	132,0	119,3	140,0
Níquel Total	Ni	µg/l	0,025 mg/l	1,0 mg/l	12,60	<LQ	NR	<LQ	11,40	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Potássio Total	K	µg/ml			4,65	4,61	NR	4,07	10,44	4,92	4,52	3,76	4,97	4,13	5,70	4,26
Sódio Total	Na	µg/ml			9,9	18,0	NR	91,5	79,2	96,6	35,0	40,4	35,3	39,6	34,3	39,6
Vanádio Total	V	µg/l	0,1 mg/l		<LQ	<LQ	NR	14,3	22,9	<LQ	<LQ	<LQ	14,7	<LQ	<LQ	<LQ
Zinco Total	Zn	µg/l	0,18 mg/l	5,0 mg/l	155,0	163,0	NR	524,0	615,0	189,0	78,8	35,3	351,0	252,0	76,0	125,0

(*) = De acordo com as resoluções COPAM 10-86 (1986) e CONAMA 357 (2005).

LQ = Limite de Quantificação do Aparelho.

NR = Análise Não Realizada.

Valores em Negrito estão acima do limite padrão para corpos d'água de classe dois.

A partir do quadro dantes exposto, nota-se que os valores de alguns metais mantiveram-se fora dos limites padrões estabelecidos para corpos d'água de classe dois, observando para cada parâmetro sempre a resolução em vigor mais rigorosa.

Os metais que se mantiveram fora dos valores vigentes pelas resoluções em questão para corpos d'água de classe dois, relatados para Fe e Mn, referem-se respectivamente à característica da região, quando da intensa produção mineral e agrosilvopastoril, bem como ao intemperismo e lixiviação dada as formações rochosas da localidade.

Segundo GDULA-ARGASINSKA *et al.* (2004), são amplamente conhecidas as funções de Ferro e Manganês no sistema hídrico, tanto ecológico quanto funcional aos seres vivos. Estes se destacam por serem nutrientes essenciais, atuando como co-fator para uma variedade de enzimas. Em animais, a deficiência destes elementos-traço pode causar anormalidades no esqueleto prejudicando o crescimento. Em elevadas concentrações conferem sabor, coloração marrom e turbidez às águas, além de formar depósitos em tubulações elevando a dureza e causando corrosões.

No caso dos altos valores de Al, o problema se torna mais complexo, visto que este é imóvel além de ser dificilmente solúvel. O mesmo acontece com o Cu. Conforme DA SILVA *et al.* (2006), o Cobre é um elemento que ocorre em baixas concentrações em águas de característica limpa, devido sua pequena solubilidade. As atividades humanas responsáveis pela introdução de Cobre na água são: corrosão de tubulações por águas ácidas, algicidas, fungicidas usados na preservação de madeira e indústria de mineração, fundição, galvanoplastia e refino. Assim, especula-se que os altos valores de Al e Cu no Ribeirão Capim possam estar ligados às atividades dantes citadas à montante do ribeirão em estudo, porem reconhece-se a necessidade do aprofundamento nessa questão, afim de identificar a real causa da elevação destes parâmetros.

Para o Zinco, ODUM (1998), relata que este é essencial no metabolismo de plantas, por se apresentar necessário na realização da fotossíntese. Porém elevados valores podem provocar no ser humano sensações como paladar adocicado, tosse, fraqueza, febre, náusea, vômito além de ser carcinogênico. O elevado valor de Zinco esteve intimamente relacionado com o ponto amostral 5, relatado para o esgoto doméstico em estudo.

6.3 – Dos valores do Índice de Qualidade da Água – IQA-NSF

A figura a seguir (Figura 33) apresenta os valores de IQA-NSF para os pontos de amostragem estabelecidos no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, nos meses de Setembro e Novembro de 2005, respectivamente:

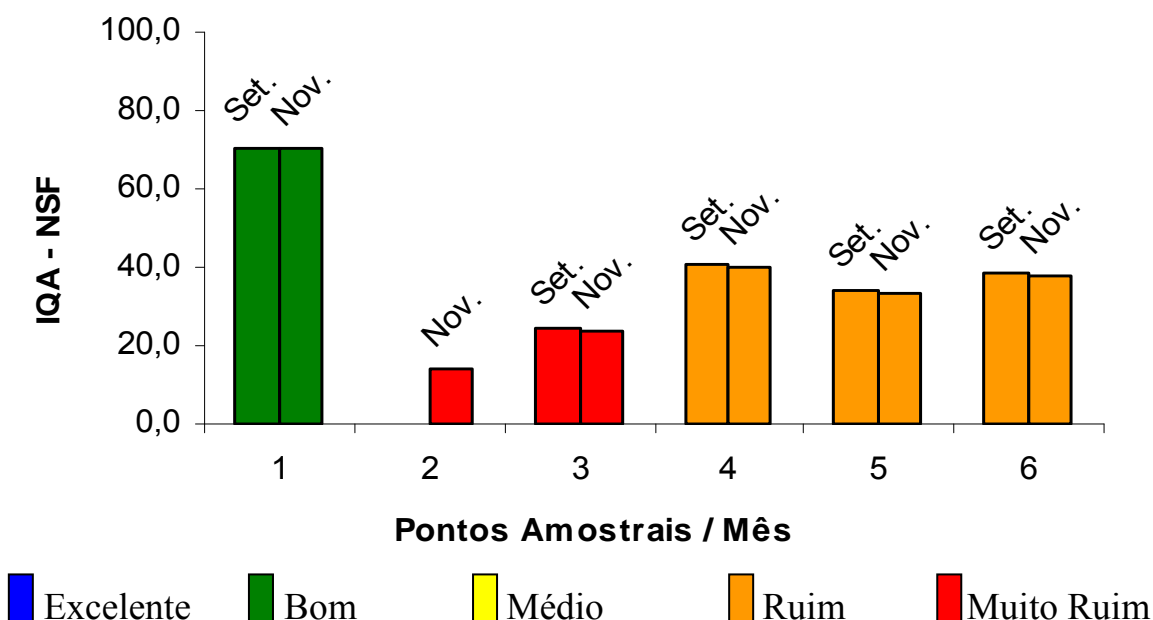


Figura 6.27: Valores do Índice de Qualidade da Água (IQA-NSF) para os diferentes pontos de amostragem nos respectivos meses de coleta no Ribeirão Capim, Governador Valadares-MG, 2005.

Os valores de IQA obtidos mostram de forma clara a alteração na qualidade da água pré e pós influência fabril e do efluente urbano. Os elevados valores de DBO para tais pontos constituem um dos principais problemas relacionado ao baixo valor do IQA. Ainda, ressaltam-se os elevados valores de Coliformes e Fósforo que estiveram intimamente relacionados a esses baixos valores.

No ponto amostral 1, situado antes da influência fabril e do esgoto urbano, os valores de IQA foram 70,6 para o mês de Setembro e 70,1 para o mês de Novembro, situando-se então no Nível de Qualidade Bom, respectivamente, visto que este ponto amostral sofre poucas influências antrópicas diretas.

O ambiente amostral 2 apresentou-se no Nível de Qualidade Muito Ruim, dado pelo valor de IQA 13,9 para o mês de Novembro. Tal observação já era de se esperar visto que tal ponto amostral refere-se ao efluente Bruto da indústria de papéis reciclados em

estudo. Na amostragem do mês de Setembro não foi possível determinar o IQA em virtude da não realização de todos os parâmetros necessários para obtenção do mesmo, em decorrência da perda de amostras quando transportadas. Ainda no tocante ao efluente industrial, o ponto amostral 3, situado no descarte do efluente no Ribeirão Capim após passar por todo processo de tratamento industrial, manteve o IQA no Nível de Qualidade Muito Ruim, porém com melhores valores, relatados para 24,4 e 23,4 para os meses de Setembro e Novembro, respectivamente.

No ambiente amostral 4, situado pouco depois do ponto de mistura entre o efluente industrial descartado e o Ribeirão Capim, observou-se IQA's de 40,6 para o mês de Setembro e 40,1 para o mês de Novembro, valores estes enquadrados no Nível de Qualidade Ruim. A situação de maior atenção, conforme dantes citado no capítulo 6.1 deste presente estudo, está para o ponto amostral 5, este referente à junção entre Ribeirão Capim, efluente industrial e esgoto urbano. O valor de IQA neste ponto amostral para o mês de Setembro foi de 34,3 e para o mês de Novembro foi de 33,4 estando estes valores situados no Nível de Qualidade Ruim.

Por último, o ponto amostral 6 situado a aproximadamente 1Km do Rio Doce, manteve seus valores de IQA no Nível de Qualidade Ruim, com uma significativa melhora em relação ao ponto 5, em virtude da diluição de carga poluente entre estes pontos amostrais. Os valores foram de 38,7 e 37,9 para os meses de Setembro e Novembro, respectivamente.

A comparação dos resultados de IQA do ponto amostral 1 com os demais ambientes amostrais, mostraram o agravante causado pelas atividades antrópicas no Ribeirão Capim. Fica claro que os ambientes de maior estresse são os relatados para os pontos amostrais à jusante do esgoto urbano, este acrescido do efluente industrial. Como o Rio Doce situa-se a aproximadamente 700m do ponto amostral 6, deve ser considerado que uma grande parte da poluição não seja diluída até a confluência do Ribeirão Capim com o Rio Doce, cabendo a este minimizar o impacto causado pelos efluentes industriais e urbanos.

Quando da utilização de águas relacionando-as com os valores de IQA, MOREIRA & RIBEIRO (2001) associaram estes valores com o tipo de tratamento recomendado para a água investigada, conforme tabela 6.2:

Tabela 6.2: Associação do IQA ao tratamento recomendado, *in* MOREIRA & RIBEIRO (2001).

IQA	Classificação	Tratamento Recomendado
$90 < IQA \leq 100$	Excelente	Tratamento Simplificado
$70 < IQA \leq 90$	Bom	Tratamento Convencional
$50 < IQA \leq 70$	Médio	Tratamento Convencional com Polimento
$25 < IQA \leq 50$	Ruim	Tratamento Convencional com Polimento ou Inviável (dependendo do uso)
$0 < IQA \leq 25$	Muito Ruim	Inviável

A partir do quadro acima, podemos concluir que apenas o ponto amostral 1 reúne condições passíveis de um tratamento adequado para possível utilização doméstica e industrial. Em trabalhos correlatos, KHAN *et al.* (2004), no Canadá sugeriu correlações semelhantes, porém pouco viáveis em países tropicais devido às diferenças climáticas entre os hemisférios norte e sul. Ainda, o rank dos valores de IQA dos países do hemisfério norte (Tabela 6.3) é diferenciado dos adaptados pelo PNMA II (2005), utilizado neste presente estudo.

Tabela 6.3: Associação do IQA ao tratamento recomendado, *in* KHAN *et al.* (2004).

IQA	Classificação	Tratamento Recomendado
$95 < IQA \leq 100$	Excelente	Qualidade de Água com Ausência Virtual de Ameaça ou Prejuízo
$80 < IQA \leq 94$	Bom	Tratamento Simplificado
$65 < IQA \leq 79$	Médio	Qualidade de Água Prejudicada. Tratamento Convencional
$45 < IQA \leq 64$	Ruim	Qualidade de Água Ameaçada. Tratamento Convencional com Polimento
$0 < IQA \leq 44$	Muito Ruim	Qualidade Extremamente Ameaçada. Tratamento Muitas Vezes Inviável

6.3.1 – Da relação do IQA do estudo em questão com os valores obtidos pelo IGAM (2006)

O relatório do IGAM (2006), expedido pelo projeto Águas de Minas foi utilizado como referencial para avaliação dos valores de IQA do Rio Doce e relação ao ribeirão em estudo. No relatório encontram-se dois pontos situados na região, um a montante da cidade de Governador Valadares e outro à jusante, cerca de 2 km após a junção do Ribeirão Capim ao Rio Doce. Tais ambientes amostrais foram caracterizados como RD044 e RD045 (Figura 6. 28).

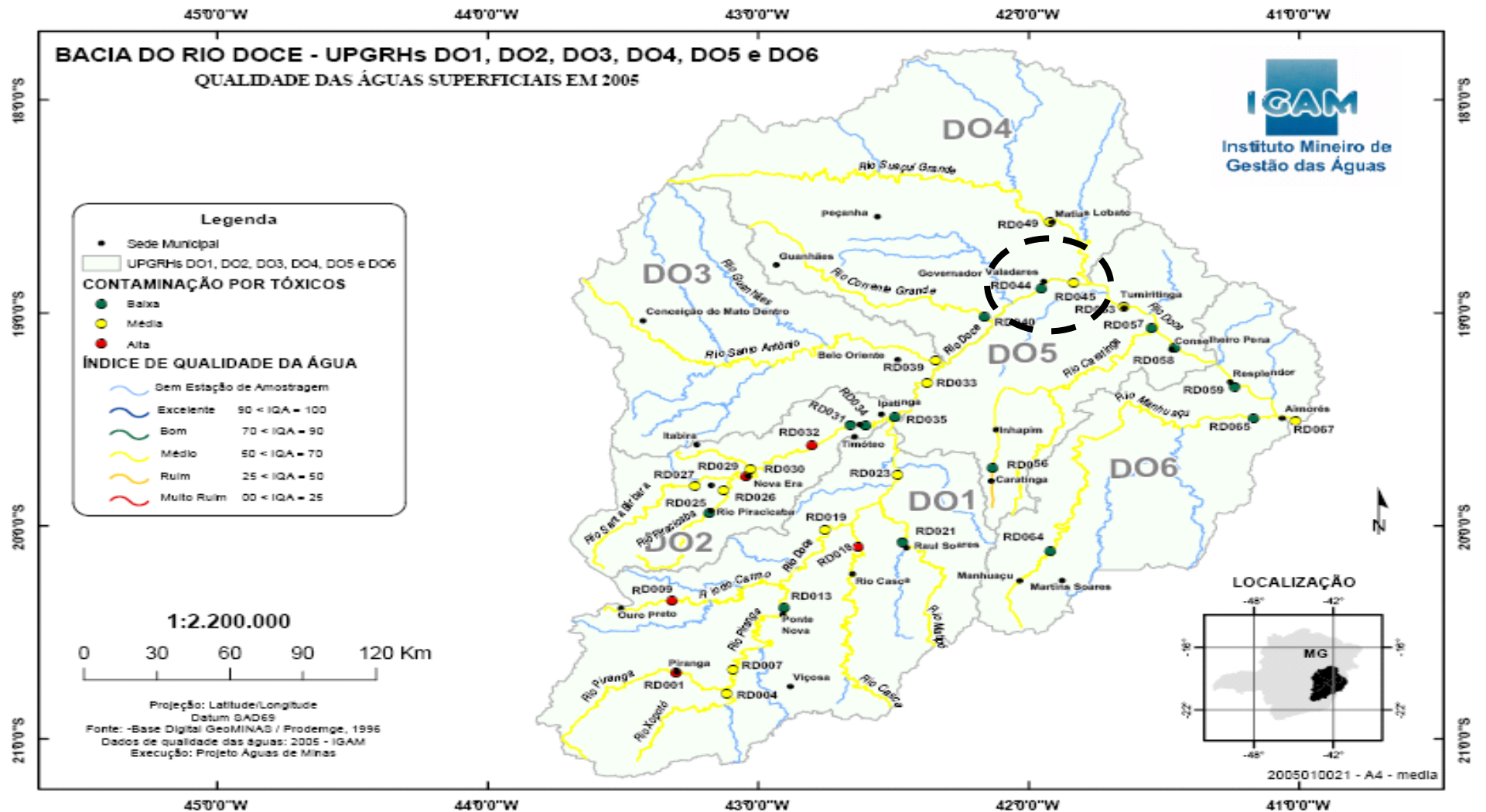


Figura 6.28: Distribuição espacial da média de 2005 do Índice de Qualidade das Águas e da Contaminação por Tóxicos para a bacia do Rio Doce. No círculo tracejado em negrito, encontram-se a cidade de Governador Valadares e os pontos amostrais, a saber: RD044 e RD045.

Segundo o relatório do IGAM (2006), os valores médios de IQA obtidos para a cidade de Governador Valadares no ano de 2005 foram 64,2 para RD044 e 63,5 para RD045, estando estes resultados situados no nível de qualidade Médio. Os fatores responsáveis por estes valores, em especial ao ponto situado pré Governador Valadares (RD044), se devem ao lançamento de esgotos sanitários, despejos decorrentes de indústrias, erosão, assoreamento e agropecuária ao longo do Rio Doce e de seus afluentes diretos.

Quando do valor médio no ano de 2005 para RD045, a ligeira queda em relação à RD044 se deve ao esgoto sanitário da cidade de Governador Valadares, o qual não recebe tratamento adequado além do despejo de indústrias da região (laticínio, alimento, bateria, curtumes, mineração e papel). Apesar da leve diferença existente entre RD044 e RD045, acredita-se que esta não é maior devido aos vários afluentes da cidade, em especial os situados à margem direita do rio, provenientes do pico do Ibituruna. Estes se fazem responsáveis pelo aumento da vazão do Rio Doce e depuração de parte da poluição gerada no município.

Da relação do valor médio do ponto amostral 6 do nosso estudo, este situado a aproximadamente 700m do Rio Doce, com RD044 e RD045 (Tabela 6.4), especula-se que o impacto da empresa junto ao Rio Doce poderia ser minimizado caso existisse um sistema de tratamento no esgoto urbano do bairro em questão. Ainda, a partir do ponto amostral 1 verifica-se a distinção da qualidade da água de um afluente desprovido de impactos antrópicos, com os valores de IQA relatados para o Rio Doce.

Tabela 6.4: Relação dos valores médios de IQA do Rio Doce e Ribeirão Capim; Governador Valadares, 2005.

Ponto Amostral	RD044	Capim 01	Capim 06	RD045
Descrição	Montante rio Doce GV	Montante ribeirão Capim	Jusante ribeirão Capim	Jusante rio Doce GV
IQA (Média)	64,2	70,3	38,3	63,5
Nível de Qualidade	Médio	Bom	Ruim	Médio

Sugere-se um estudo da viabilidade de se conjugar o tratamento do efluente industrial com o esgoto urbano em questão, através de uma possível parceria da indústria com a prefeitura da cidade, propondo-se a implantação dos equipamentos e disponibilização de mão de obra necessária para tanto.

6.4 – Do Efluente Industrial

Seguem resultados e discussões relativos à avaliação e qualidade do efluente industrial estudado:

6.4.1 – Eficiência de remoção (%)

As Lagoas de Estabilização constituem em um processo biológico de tratamento de águas residuárias que se caracterizam pela simplificação, eficiência e baixo custo. É um sistema de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética das algas (PESSOA & JORDÃO, 1995).

A estação de tratamento de efluente de indústria em questão é constituída basicamente por um decantador primário, responsável pela remoção de materiais flutuantes e sólidos suspensos, e por duas lagoas de estabilização, sendo uma “lagoa aerada de mistura completa” e outra “lagoa de decantação”, formando o sistema “*lagoa aerada de mistura completa – lagoa de decantação*” (SPERLING, 1996).

As lagoas aeradas de mistura completa são essencialmente aeróbias. Os aeradores servem não só para garantir a oxigenação do meio, mas também para manter os sólidos em suspensão (biomassa) dispersos no meio líquido. O tempo de detenção típico em uma lagoa aerada de mistura completa é da ordem de 2 a 4 dias (SCARASSATI *et al.*, 2003). A qualidade de efluente de uma lagoa aerada de mistura completa não é adequada para lançamento direto, pelo fato de conter elevados teores de sólidos em suspensão. Por esta razão, estas lagoas são normalmente seguidas por outras lagoas, onde a sedimentação e estabilização destes sólidos possam ocorrer. Tais lagoas são denominadas de lagoas de decantação.

A lagoa de decantação é dimensionada com um tempo de retenção bem reduzido, em torno de 2 dias. Nesta, os sólidos do esgoto e bactérias sedimentam, ficando armazenados por certo período e removidos através de bombas acopladas em balsas. Vantagens: o processo tem baixa produção de maus odores; eficiência na remoção de DBO e na eliminação de patogênicos; requerem menos área do que os sistemas naturais. Desvantagem: ocupam mais espaço que os demais sistemas mecanizados (MARTINES, 2006).

Segue valores de eficiência de remoção do processo em estudo (Tabela 6.5). Para efeito de um melhor direcionamento na discussão, foram avaliados apenas os parâmetros de emissão exigidos para a indústria examinada, de acordo com o órgão estadual responsável. São eles: Turbidez, Sol. Suspensos, Sol. Sedimentáveis, D. Q. O., D. B.O., Óleos e Graxa e Surfactantes Aniônicos.

Tabela 6.5: Avaliação da eficiência de remoção: Efluente Bruto X Efluente Tratado nos respectivos meses de coleta na indústria em estudo; Governador Valadares-MG, 2005.

Avaliação da Eficiência de Remoção - Efluente Bruto x Efluente Tratado								
Varável	Unidade	Padrão de Lançamento ⁽¹⁾	Ponto Amostral				% Eficiência de Remoção	
			2 - Efluente Bruto		3 - Efluente Tratado		25/set	27/nov
Data			25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov
Turbidez	NTU	80,0	1000,0	1000,0	40,2	23,3	96,0	97,7
Sol. Suspensos	mg / L	60,0	3978,0	3890,0	42,1	31,0	98,9	99,2
Sól. Sedimentáveis	mg / L	1,0	250,0	217,0	0,55	0,65	99,8	99,7
D.Q.O	mg / L	Eficiência Remoção ⁽²⁾	5146,0	5544,0	141,0	238,0	97,3	95,7
D.B.O	mg / L	60,0	578,0	560,0	56,9	48,8	90,2	91,3
Surfactantes Aniônicos	mg / L	2,0	1,80	1,50	0,10	0,25	94,4	83,3
Oleos e Graxa	mg / L	20,0	30,5	21,1	4,8	3,9	84,3	81,5

1 - De acordo com as resoluções COPAM 10-86 (1986) e CONAMA 357 (2005).

2 – Padrão de lançamento alterado para eficiência de remoção acima de 90%, de acordo com COPAM 32-98 (1998).

Conforme exposto, os parâmetros requisitados pela resolução vigente apresentaram eficiência de remoção sempre acima de 80%, com destaque para os valores de D. Q. O, a qual teve seu limite padrão de lançamento alterado de 90mg/l para eficiência de remoção acima de 90%, conforme COPAM 32-98 (1998).

6.4.2 – Quantificação de Carga Orgânica: DBO

Carga orgânica define-se por: quantidade de oxigênio necessária à oxidação bioquímica da massa de matéria orgânica que é lançada ao corpo receptor, na unidade de tempo. Geralmente, é expressa em toneladas de DBO por dia. Ainda, de modo simplificado, quantidade de matéria orgânica, transportada ou lançada num corpo receptor (CARVALHO, 1981).

Segue Tabela 6.6 com os valores de carga orgânica do efluente e do corpo receptor da indústria em estudo. Na mesma encontra-se a carga orgânica teórica da fábrica produtora de papéis em questão, obtidos a partir de dados da literatura e calculada conforme a produção diária (ton/dia) X carga DBO teórica por unidade (tonelada) de produção.

Tabela 6.6: Valores de carga orgânica (DBO) das amostras do efluente e do corpo receptor em estudo; Governador Valadares-MG, 2005.

Variável	Avaliação Carga Org Efluente e Corpo Receptor								Carga DBO Teórica: Efluente Industrial (Kg/dia)
	Ponto Amostral								
	3 *		4		5		6		
Data	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov	
Vazão (m ³ /h)	157	148	12600	17640	13680	19440	15480	20880	
Concentração DBO (mg/L)	56,9	48,8	27,9	28,9	55,3	53,1	44,0	41,6	
Carga DBO Calculada (Kg/dia)	214,3	173,3	8436,9	12235,1	18156,0	24774,3	16346,8	20846,5	800,0

* Ponto Amostral referente ao efluente industrial.

Conforme observado nos valores dantes expostos, confirma-se que a carga orgânica do efluente industrial em estudo foi consideravelmente inferior ao valor estimado pela literatura. Porém, esta constitui-se claramente contribuinte à elevada carga orgânica do corpo receptor, calculada nos pontos amostrais à jusante.

Para o ponto amostral 4, além da carga orgânica advinda do efluente, podemos relacionar carga orgânica decorrente das atividades rurais procedentes da montante do ribeirão.

No caso dos pontos amostrais 5 e 6, além da carga orgânica descartada pela indústria e das atividades oriundas da montante do ribeirão, há um agravante que é o esgoto urbano lançado próximo à estes ambientes. Este se refere ao bairro Sir, mesma localidade da indústria em estudo, o qual abriga cerca de 10.000 mil moradores. Registra-

se que não foi possível determinar a avaliação de carga orgânica do ponto amostral 1 por este ser um ambiente lântico (lagoa), impossibilitando assim a realização da medida de vazão.

6.4.3 – Relação DBO: DQO

A presença de matéria orgânica nos esgotos sanitários que chegam às estações de tratamento e a eficiência dessas são usualmente estimada através das análises de DBO e DQO, sendo a primeira a análise de referência, apesar de estar sujeita a imprecisões e limitações (FADINI & JARDIM, 1995).

A concentração de material orgânico determinado nos testes de DBO e de DQO está baseada no consumo do oxidante necessário para sua oxidação. As diferenças básicas estão no oxidante utilizado e nas condições operacionais durante o teste. No teste da DBO o oxidante utilizado é o oxigênio e a oxidação requer a interferência de bactérias. Neste teste o resultado é obtido após 5 dias. Diferentemente do anterior, no teste da DQO se utiliza um oxidante forte composto por dicromato de potássio e ácido sulfúrico, juntamente com um catalisador e aumento de temperatura. Neste teste a oxidação do material orgânico é praticamente total para a maioria das substâncias orgânicas. Ele fornece um resultado em aproximadamente 3 horas.

Segundo METCALF & EDDY (1977) a DBO é mais difícil de correlacionar devido aos problemas associados aos ensaios biológicos. No entanto, para águas residuais típicas, são relatadas relações entre DBO: DQO variando de 0,4 a 0,8.

VAN HAANDEL & MARAIS (1999), através da determinação de DBO experimentalmente e da DQO teórica para diferentes substâncias, observaram variações na relação DBO: DQO oscilando entre 0,36 e 0,75.

SILVA & MENDONÇA (2003), monitorando seis ETE's na região da grande Vitória, obtiveram uma relação média entre DBO e DQO para esgoto bruto afluente às ETE's de 0,47. Esta relação variou de 0,45 e 0,50 para cada ETE.

Assim, o objetivo deste presente capítulo foi estabelecer uma relação entre os valores de DBO e DQO para o esgoto industrial bruto, para o esgoto tratado e para os pontos amostrais subseqüentes, visto que estes sofrem impactos diretos (Tabela 6.7).

Tabela 6.7: Relação DBO X DQO das amostras do efluente e do corpo receptor em estudo; Governador Valadares-MG, 2005.

Relação DBO X DQO												
Variável	Ponto Amostral											
	1		2		3		4		5		6	
Data	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov
DBO (mg/l)	1,1	1,4	578,0	560,0	56,9	48,8	27,9	28,9	55,3	53,1	44,0	41,6
DQO (mg/l)	1,0	1,0	5146,0	5544,0	141,0	238,0	45,6	45,0	98,8	111,0	76,0	78,4
Relação DBO X DQO	1,1	1,4	0,11	0,10	0,40	0,21	0,61	0,64	0,56	0,48	0,58	0,53

SHIMADA *et al.* (1987), obtiveram para a relação DBO: DQO em efluentes de lagoa primária (ou decantador), o valor médio de 0,21. OLIVEIRA (1990), obteve valor médio de 0,19, enquanto SILVA E MENDONÇA (2003), obtiveram valor médio de 0,18. Os valores obtidos nesse presente estudo, referente ao ponto amostral dois, este caracterizado por lagoa primária, foi de 0,11 e 0,10, respectivamente, estando estes próximos aos números alcançados na literatura.

A relação DBO: DQO para efluentes de lagoa de decantação varia de 0,19 a 0,49, segundo os seguintes autores:

- OLIVEIRA (1990), obteve valores entre 0,31 e 0,37.
- OLIVEIRA (1995), obteve valores entre 0,19 e 0,39.
- FADINI & JARDIM (1995), obtiveram valor médio de 0,49.

Logo, os resultados obtidos neste estudo estão dentro do intervalo observado na literatura, em questão, o ambiente amostral 3.

Para os demais pontos amostrais, são escassas na literatura valores de correlação DBO: DQO para corpos hídricos. Porém observa-se que quanto maior os valores de relação DBO: DQO, melhor as condições ambientais no que se refere a estes parâmetros. Nota-se o ponto amostral 1 que obteve valores de relação da ordem de 1,1 e 1,4, a saber que este ambiente não sofre impactos antrópicos bruscos. Ainda, ressalta-se os valores do ponto amostral 4 em relação aos pontos 5 e 6. Conforme é sabido, os dois últimos ambientes são diretamente impactados com o despejo de um esgoto urbano, o qual faz parte de nosso estudo.

6.4.4 – Relação DQO: DBO

Existe uma relação entre DQO: DBO que pode fornecer algumas informações sobre o despejo e as prováveis indicações de tratamento. Esta relação, no entanto, varia de despejo para despejo. Segundo BOTELHO (2004), a relação ideal DQO: DBO deve ser inferior a 2/1, para que os resíduos sejam considerados biodegradáveis.

BRAILE & CAVALCANTI (1993), propuseram a seguinte correlação:

- DQO: DBO < 2: Parte-se da premissa, confirmada pela baixa relação, de que praticamente toda matéria orgânica seja biodegradável e que sua remoção seja o objetivo de tratamento. Sugere-se, pois, tratamento biológico (lagoas, filtros biológicos, lodos ativados, etc.).
- DQO: DBO \geq 2: A fração inerte (não biodegradável) é elevada. Porém se a fração não biodegradável não for importante em termos de poluição do corpo receptor, indica-se tratamento biológico. Se a fração não biodegradável for importante em termos de poluição ao corpo receptor, possível indicação para tratamento físico-químico.

Segue Tabela 6.8 com os valores de relação DQO: DBO:

Tabela 6.8: Relação DQO X DBO das amostras do efluente e do corpo receptor em estudo; Governador Valadares-MG, 2005.

Variável	Relação DQO X DBO											
	Ponto Amostral											
	1		2		3		4		5		6	
Data	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov
DQO (mg/l)	1,0	1,0	5146,0	5544,0	141,0	238,0	45,6	45,0	98,8	111,0	76,0	78,4
DBO (mg/l)	1,1	1,4	578,0	560,0	56,9	48,8	27,9	28,9	55,3	53,1	44,0	41,6
Relação DQO X DBO	0,9	0,7	8,90	9,90	2,48	4,88	1,63	1,56	1,79	2,09	1,73	1,88

O ponto agravante dos valores expostos anteriormente, situa-se no ponto amostral 3, relatado para a saída do efluente industrial. Porém, conforme BRAILE & CAVALCANTI (1993), a matéria orgânica não atacável biologicamente nesse tipo de indústria é a celulose e esta não tem maior importância sanitária. Assim o efluente do tratamento poderá ter uma alta DQO, mas isso não preocupará pelo fato de que essa matéria não putrescível não causará dano ao rio, corroborado pelos valores de relação obtidos no ponto amostral 4 em diante.

CAPÍTULO 7

CONCLUSÃO

A comparação dos resultados do ponto amostral 1 com os demais ambientes amostrais, mostraram o agravante causado pelas atividades antrópicas no Ribeirão Capim. Fica claro que os ambientes de maior estresse são os relatados para os pontos amostrais à jusante do esgoto urbano, este acrescido do efluente industrial. Como o Rio Doce situa-se a aproximadamente 700m do ponto amostral 6, deve ser considerado que uma grande parte da poluição não seja diluída até a confluência do Ribeirão Capim com o Rio Doce, cabendo a este minimizar o impacto causado pelos efluentes industriais e urbanos.

A partir dos dados obtidos pelo ponto amostral 4, especula-se que o impacto causado pelo efluente fabril seria minimizado no decorrer do percurso hídrico do Ribeirão Capim, caso não houvesse o esgoto urbano. Constatou-se ainda a grande valia da utilização do IQA-NSF como uma nova ferramenta que possa ser utilizada para avaliação breve da qualidade do tratamento de água utilizada no sistema industrial.

Quando dos resultados de metais, novamente ressalta-se as características morfológicas bem como a intensa produção mineral e agrosilvopastoril da região, o que elevou os valores de alguns índices avaliados.

Em relação à eficiência do processo de tratamento do efluente industrial, este atendeu as normas dos padrões de lançamento estabelecidas pela resolução CONAMA 357/2005, porém necessita-se de um melhor acompanhamento na carga de DBO lançada no ribeirão, estando esta perto dos limites de padrão de lançamento. Como sugestão, propõe-se a dragagem regularmente da lagoa mista, última etapa do processo de tratamento antes do descarte do efluente fabril e o controle de forma mais precisa dos nutrientes dosados no início de tratamento do efluente industrial, o que não ocorre.

Por fim, ressaltam-se ainda os satisfatórios valores obtidos quando das correlações DBO: DQO e DQO: DBO, no que diz respeito ao descarte do efluente industrial ao Ribeirão Capim.

Quanto ao esgoto urbano, sugere-se um estudo da viabilidade de se conjugar o tratamento do efluente industrial com o esgoto, através de possível parceria entre a prefeitura da cidade e a indústria em questão.

CAPÍTULO 8

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABASHEYEVA, N. Y., REVENSKIY, V. A., KORSUNOVA, T. M. **Irrigation of East-Siberian Soil with Purified Paper-Mill Effluents and the Effect on Soil Properties and Plants.** Eurasian Soil Sci, v. 25. n. 10, 1993. p.112-120.

ACSELRAD, H. **Justiça Ambiental – Novas Articulações Entre Meio Ambiente e Democracia,** in IBASE/CUTRJ/IPPUR-UFRJ, Movimento Sindical e Defesa do Meio Ambiente – o debate internacional, série Sindicalismo e Justiça Ambiental Rio de Janeiro, v.03. 2000. p.7-12.

AGUDO, E. G. **Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Água. Companhia de Saneamento Ambiental,** CETESB. São Paulo: 1987. 150 p.

ÁLVAREZ-ROGEL, J. A., JIMÉNEZ-CÁRCELES, F. J., EGEA NICOLÁS, C. **Phosphorus and Nitrogen Content in Thewater of a Coastal Wetland in the Mar Menor Lagoon (Se Spain): Relationships with Effluents From Urban and Agricultural Areas.** Water, Air, and Soil Pollution, v. 173, 2006. p. 21-38.

ARCHIBALD, F. **The Presence of Coliform Bacteria in Canadian Pulp and Paper Mill Water Systems - A Cause for Concern?** Water Quality Research Journal of Canadá, v. 35. n. 1, 2000. p. 1-22.

AZEVEDO NETO, J. M. **Manual de Hidráulica.** 6.ed. São Paulo: Edgar Blucher. 1973. 668 p.

BARROTTI, S. L. B. **Tipos de Papel.** in: Celulose e Papel – Tecnologia de Fabricação de Papel. v. II. 2. ed. SENAI, São Paulo: IPT, 1988. p. 299-310.

BASTOS, I. C. O., LOVO, I. C., ESTANISLAU, C. A. M., SCOSS, L. M. **Utilização de Bioindicadores em Diferentes Hidrossistemas de uma Indústria de Papéis Reciclados em Governador Valadares – MG.** Rev. Eng, Sanitária Ambiental, v.11. n. 03, jul/set 2006. p.203-211.

BASTOS, R. K. X. et al. **Utilização de Esgotos Tratados em Fertirrigação, Hidroponia e Piscicultura.** Rio de Janeiro, RJ. ABES: Projeto PROSAB, 2003. 253 p.

BERNARDO, L., BERNARDO, A., FILHO, P. L. C. **Ensaio de Tratabilidade de Águas e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamentos de Água.** São Carlos – SP: Rima. 1995. p. 17-44.

BNDES. **Gestão de Recursos Hídricos.** Informes de Infra-Estrutura, n. 05, dez. 1996. 27 p.

BORTON, D. L. & FIRTH, B. **Biomarkers Move Beyond Discharges to Measure Mill Effluent Effects.** Pulp & Paper v. 71. n. 05: ABI/INFORM Global, may. 1997. p. 61-70.

BOTELHO, H. P. **Noções Sobre o Tratamento de Água.** São Paulo, SP: Engenharia. 1984. p. 1-95.

BOTELHO, H. P. **Reuso da Água.** Belo Horizonte: Sanetec, 2004. 45 p. Apostila.

BRAILE, P.M. & CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais.** São Paulo: CETESB, 1993. 764 p.

BRANCO, S. M. **Hidrologia Aplicada à Engenharia Sanitária.** 3. ed. São Paulo: CETESB, 1986. 616 p.

CALIJURI, M. L., DE SOUZA, L. A., LORENTZ, J. F., DE SOUZA, P. J. A., BHERING, E. M. **Levantamento de Dados e Desenvolvimento de Ferramentas para Gerenciamento de Redes de Esgotamento Sanitário.** Rev. Eng, Sanitária Ambiental, v. 08. n. 04, out/dez 2003. p. 202-208.

CAMPOS, J. A. D., FERACHE FILHO, A., FARIA, J. B. **Qualidade Sanitária da Água Distribuída para Consumo Humano pelo Sistema de Abastecimento Público da Cidade de Araraquara – SP.** Rev. Alim. Nutr., São Paulo, v. 13, 2002. p. 117-129.

CARVALHO, B., A. **Glossário de Saneamento e Ecologia.** Rio de Janeiro. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 1981. 20 p.

CARVALHO, A. R., SCHLITTLER, F. H. M., TORNISIELO, V.L. **Relações da Atividade Agropecuária com Parâmetros Físicos Químicos da Água.** Rev. Quim Nova. v. 23, 2002. p. 1-5.

CARVALHO, C. F., FERREIRA, A. L., STAPEFELDT, F. **Qualidade das Águas no Ribeirão Ubá – MG.** Rev. Esc. Minas, Ouro Preto, v. 57. n.3, jul/set. 2004. p. 165-172.

CETEC – Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. **Levantamento da Poluição Hídrica da Bacia do Rio Doce: Relatório Final.** Belo Horizonte – MG, 1998.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, 1988.** *Relatório.* São Paulo, 1989. (CETESB: Série Relatórios).

CHAMBERS, P.A., ALLARD, M., WALKER, S. L., MARSALEK, J., LAWRENCE, J., SERVOS, M., BUSNARDA, J., MUNGER, K. S., ADARE, K., JEFFERSON, C., KENT, R. A., WONG, M. P. **Impacts of Municipal Wastewater Effluents on Canadian Waters: a Review.** Water Qual. Res. J. Canada v. 32. n. 04, 1997. p. 659-713.

CHRISTOPHE, P & HILL, P. E. **Smart Management Strategies Boost Water Quality.** Public Works, v. 135. n. 07, Je. 2004. p. 26-28.

CHUKWUMA, C. **Environmental Issues and Our Chemical World – The Need for a Multidimensional Approach in Environmental Safety, Health and Management.** Environmental Management and Health, v.09, n. 03, 1998. p.136-143.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 357, de 17 de Março de 2005. 23p.

COPAM – Comissão Política Ambiental. Deliberação Normativa n. 10, de 16 de Dezembro de 1996. 18p.

COPAM – Comissão Política Ambiental. Deliberação Normativa n. 32, de 18 de Dezembro de 1998.

COSTA, A. C. M. da & SANTOS, M. A. dos. **A gestão de Recursos Hídricos no Brasil e a Questão da Água Subterrânea.** In: I Congresso Mundial Integrado de Águas Subterrâneas, Fortaleza, 2000.

CUPPLES, S. **Muddying the Water.** Process Engineering v. 87. n. 04, Ap. 2006. 16p.

DA SILVA, L. C. **Gases Tóxicos em Unidades Armazenadoras.** Boletim Técnico. UFES – Universidade Federal do Espírito Santo. Departamento de Engenharia Rural, 2005. 5p.

DA SILVA, L. L., GOULART, A. T., DE MELO, C., DE OLIVEIRA, R. C. W. **Avaliação Microbiológica, Química e Físico-Química da Contaminação no Rio Paranaíba.** Sociedade & Natureza, Uberlândia, v. 18. n. 34, jun. 2006. p. 45-62.

DE SOUSA, J. A., VAN HAANDEL, A. C., CAVALCANTI, P. F. F., DE FIGUEIREDO, M. F. **Tratamento de Esgoto para Uso na Agricultura do Semi – Árido Nordeste.** Rev. Eng, Sanitária Ambiental, v.10. n. 3, jul-set. 2005, p. 260-265.

DERIRSIO, J. C. **Introdução ao Controle de Poluição Ambiental.** 2. ed. São Paulo: Sgnus. 2000. p. 5-84.

DAWF. **South African Water Quality Guidelines.1: Domestic Water Use.** 2. ed. Department of Water Affairs & Forestry, Pretoria. 1996. p. 64-94.

EPAL – Empresa Portuguesa das águas Livres, AS. **Livro da Água.** 1. ed., 2003. 32p.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência. FINEP, 1998. 575p.

FADINI, P. S. & JARDIM, W. F. **Measuring Dissolved Organic Compounds in Sewage and Waste Stabilization Pond**. In: IAWQ INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE AND WORKSHOP. Anais, João Pessoa. 1995. p. 03.

FAZELI, M. S., S. SATHYANARAYAN, P. N., SATISH MUTHANNA, L. **Effect of Paper Mill Effluents on Accumulation of Heavy Metals in Coconut Trees near Nanjangud, Mysore District, Karnataka, India**. Environ. Geol. Water Sci. v. 17. n. 01, 1991. p. 47-50.

FEAM – Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Enquadramento dos Cursos de Água da Bacia do Rio Doce**. In: *II Encontro do Projeto Rio Doce*, Belo Horizonte – MG, 1995.

FERNANDEZ, J. C. & PEREIRA, R. **A Cobrança pelo uso da Água em Bacias de Domínio da União: O Caso da Bacia do Vaza – Barris**. Fórum Banco do Nordeste de Desenvolvimento & VII Encontro Regional de Economia da ANPEC, Fortaleza, 2002. 25p.

FERREIRA, A. & CUNHA, C. **Sustentabilidade Ambiental da Água Consumida no Município do Rio de Janeiro, Brasil**. Rev. Panam Salud Publica. v. 18. n. 01, 2005. p. 93-99.

FLORES, J. C. **Comments to the Use of Water Quality Indices to Verify the Impact of Cordoba City (Argentina) on Suquiya River**. Water Research, v.36, 2002. p. 4664-4666.

FONKOU, T., AGENDIA, P., KENGNE, I., AKOA, A., DEREK, F., NYA, J., DONGMO, F. **Heavy Metal Concentrations in some Biotic and Abiotic Components of the Olezoa Wetland Complex (Yaounde'-Cameroon, West Africa)**. Water Quality Research Journal, Canada, no. 04, 2005. p. 457-461.

FONSECA, G. A. B. **The Vanishing Brazilian Atlantic Forest**. Conservation Biology v. 34, 1985. p. 17-34.

FONSECA, L. N. & RIBEIRO, E. P. **Preservação Ambiental e Crescimento Econômico no Brasil.** VIII Encontro de Economia da Região Sul – ANPEC SUL. Área 3 – Microeconomia, Economia Industrial, Economia Agrária e Recursos Naturais e Meio Ambiente, 2005. 20p.

FRIED J. J. **Nitrates and Their Control in the EEC Aquatic Environment.** In: Borgadi I and Kuzelka D (eds.) *Nitrate Contamination, Exposure, Consequences and Control.* NATO ASI Series G30, Ecological Sciences. Springer-Verlag, Berlin. 1991. p. 55-63.

GDULA-ARGASINSKA, J., APPLETON, J., SAWICKA-KAPUSTA, K., SPENCE, B. **Further Investigation of the Heavy Metal Content of the Teeth of the Bank Vole as an Exposure Indicator of Environmental Pollution in Poland.** *Environmental Pollution* v. 131, 2004. p. 71 - 79.

GRAY, S. R & BECKER, N.S.C. **Contaminant Flows in Urban Residential Water Systems.** *Urban Water* v. 4, 2002. p. 331-346.

GRIEBLER, C., SONNTAG, B., MINDL, B., POSCH, T., KLAMMER, S., SENNER, R. **Assessment of the Ecological Integrity of Traunsee (Austria) Via Analysis of Sediments and Benthic Microbial Communities.** *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* v. 02, 2002. p. 33-62.

GUPTA, R. S. **Hydrology and Hydraulic Systems.** Prentice Hall. NJ. 1989.

HAMLETT, J. M. & EPP, D. J. J. **Soil and Water Cons.** 1994, p. 49-59.

HANSEN, E. A., DAWSON, D. H., AND TOLSTED, D. N. **Irrigation of Intensively Cultured Plantations with Paper Mill Effluent.** *Tappi*, v. 63. n. 11, 1980. p. 139-143.

HOLMES, P. R. **Measuring Success in Water Pollution Control.** *Water Research*, v. 34. n. 12, 1996. p. 155-164.

HSIAO, Y. D., SU, A., LAI, C. T., YANG, H. J. **Performance Evaluation and Analysis of Guidance ISO14000 into Trades in Taiwan and China - Taking Traditional Industries Implementing PZB Mode as Example.** Journal of American Academy of Business, Cambridge: ABI/INFORM Global, v. 09. n. 02, Sep. 2006. p. 264 - 271.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico.** Rio de Janeiro, 2000. 397p.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas – **Relatório de Monitoramento das Águas Superficiais na Bacia do Rio Doce em 2005 / Instituto Mineiro de Gestão das Águas.** – Belo Horizonte: 2006. 198p.

ISSA, M., ROBERT, J., DENECKE, M., KUMMEL, R. **Water Re-Use in Practice: Closing Loops in Food Industry, Wastewater Reduction in Composting Plants and Municipal Wastewater Re - Use for Irrigation Purpose.** Management of Environmental Quality: ABI/INFORM Global, v. 14. n. 05, 2003. p. 571-576.

JAIN, R. K., SINGH, K., KULKARNI, A. G. **The Indian Paper Industry: Towards Sustainability.** PPI: ABI/INFORM Global, v. 47. n. 03, Mar. 2005. p. 33-37.

JARVIE, H. P., WHITTON, B. A., NEAL, C. **Nitrogen and Phosphorus in Coast British Rivers: Speciation, Sources and Biological Significance.** Sci. Total Environ, v. 210. n. 211, 1998. p. 79-109.

JOBLING, S. & SUMPTER, J. P. **Detergent Components in Sewage Effluent are Weakly Oestrogenic to Fish: an in Vitro Study Using Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Hepatocytes.** Aquat. Toxicol., v. 27, 1993. p. 361-372.

JOHNSON, B. & RYDER, I. **The Disposal of Pulp and Paper Mill Effluents by Spray Irrigation on to Farmland.** Alternative Waste Treatment Systems: Bhamidimarri, 1988. p. 55-65.

JUDD, S. **Industry's Reuse Challenge.** Water 21, Sept./Oct. 1999. p. 48-49.

KHAN, A. A., PETERSON, R., KHAN, H. **Modification and Application of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for the Communication of Drinking Water Quality Data in Newfoundland and Labrador.** Water Qual. Res. J. Canada, v. 39. n. 03, 2004. p. 285-293.

KHAN, F., HUSAIN, T., LUMB, A. **Water Quality Evaluation and Trend Analysis in Selected watersheds of the Atlantic Region of Canada.** Environmental Monitoring and Assessment, v. 88, 2003. p. 221-242.

KILGOUR, B. W., MUNKITTRICK, K. R., PORTT, C. B., HEDLEY, K., CULP, J. DIXIT, S., PASTERSHANK, G. **Biological Criteria for Municipal Wastewater Effluent Monitoring Programs.** Water Qual. Res. J. Canada v. 40. n. 03, 2005. p. 374-387.

KLUMPP, A., ANSEL, W., KLUMPP, G., FOMIN, A. **Um Novo Conceito de Monitoramento e Comunicação Ambiental: a Rede Européia para Avaliação da Qualidade do Ar Usando Plantas Bioindicadoras (EuroBionet).** Revista Brasil. Bot., São Paulo, v. 24. n. 04, dez. 2001. p. 511-518.

KOOKANA, R. S. & ROGERS, S. L. **Effects of Pulp Mill Effluent Disposal on Soil.** Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, v. 142, 1995. p. 13-64.

KULKARNI, U. D. **Waste Water for Irrigation.** Recent Researches in Ecology, Environment and Pollution, v. 01, 1988. p. 57-60.

LAUS, R., LARANJEIRA, M. C. M., MARTINS, A. O., FÁVERE, V. T., PEDROSA, R. C., BENASSI, J. C. **Microesferas de Quitosana Reticuladas com Tripolifosfato Utilizadas para Remoção da Acidez, Ferro e Manganês de Águas Contaminadas pela Mineração de Carvão.** Rev. Quim. Nova, v. 29. n. 01, 2006. p. 34-39.

LEAL, I. **Utilização do Hexano como Solvente no Tratamento dos Resíduos, Óleos e Graxas.** SBRT - Sociedade Brasileira de Respostas Técnicas. Jul. 2006. p. 01-05.

MACEDO, J. A. B. **Introdução à Química Ambiental.** Juiz de Fora, MG. 2002. 487p.

MARTINES, E. **Meio Ambiente, Reciclagem e Tratamento de Resíduos**. Serviço Brasileiro de Respostas Técnicas. Instituto de Tecnologia do Paraná - TECPAR. Abril, 2006. 06p.

METCALF & EDDY. **Tratamiento y Depuración de las Aguas Residuales**. Madrid, Editorial labor, S.A. 1977.

MHATRE, G. N. **Bioindicators and Biomonitoring of Heavy Metals**. J. Environ. Biol., v. 12, 1991. p. 201-209.

MILLANO, E. F. **The 1980s: A Closer Look at Toxic Compounds and Water Quality**. Water Environ. Technol., v.15. n. 07, Jl. 2003. p. 43-48.

MORALES, J. A., ALBORNOZ, A., SOCORRO, E., MORILLO, A. **An Estimation of the Nitrogen and Phosphorus Loading by Wet Deposition over Lakemaracaibo, Venezuela**. Water, Air, and Soil Pollution, v. 128, 2001. p. 207-221.

MOREIRA, A. **A Política Nacional de Recursos Hídricos: Avanços Recentes e Novos Desafios**. Uso e Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil. FELICIDADE, N., MARTINS, R.C., LEME, A.A. São Carlos: RIMA, 2001. 238p.

MOREIRA, R.C.A. & RIBEIRO, M.A.M. **Qualidade das Águas: Alternativas para o Abastecimento do Distrito Federal**. An. Ass. Bras. Quím., v. 50. n. 01, 2001. p. 8-13.

MORRISON, G., FATOKI, O. S., PERSSON, L., EKBERG, A. **Assessment of the Impact of Point Source Pollution from the Keiskammahoeck Sewage Treatment Plant on the Keiskamma River - pH, Electrical Conductivity, oxygen - demanding substance (COD) and Nutrients**. Water S.A. v. 27. n. 04, Oct. 2001. p. 475-480.

MS-BRASIL. Ministério da Saúde. **Política Nacional de Saúde Ambiental para o Setor Saúde**. Brasília: Secretaria de Políticas de Saúde, 1999.

NETO, J. T. P. **Ecologia, Meio Ambiente e Poluição**. Viçosa, Minas Gerais. Imprensa Universitária – UFV, 1993. 83p.

NIKANOROV, A. M. & YEMELYANOVA, V. P. **Comprehensive Evaluation of Continental Surface Water Quality.** Water Resources, v. 32. n. 01, 2005. p. 56-64.

NOVAES, R. C., JACOBI, P. R. **Comitês de Bacia, Capital Social, e Eficiência Institucional: Reflexões Preliminares Sobre Influências Recíprocas.** I Encontro da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade – ANPPAS. Indaiatuba, SP. Novembro de 2002. 16p.

OCDE, Organisation de Coopération et de Développement. Politiques et instruments de gestion de l'eau. Paris, 1980.

ODUM, E. P. **Ecologia.** Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1998. p. 159-162.

OGDEN, L. & NUTTER, W. **U.S. Experiences with Pulp Mill Waste Water and Sludge Application in Forests.** Pulpmill Waste Utilization in the Forest, Edmonton, Alberta, Canada, 1980. p. 45-50.

OLADOJA, N. A. & ASIA, I. O. **Studies on the Use of Fortified Kaolinitic Soil-Clay in Industrial Wastewater Treatment.** Water Qual. Res. J. Canada, v. 40. n. 04, 2005. p. 500-509.

OLIVEIRA, J.S. **The Performance of Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil.** Tese (Doctor of Philosophy) – Department of Civil Engineering – University of Leeds, London, 1990. 230p.

OLIVEIRA, R. **The Performance of a Pilot – Scale of Ten Ponds Treating Municipal Sewage in Northeast Brazil.** In: IAWQ INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE AND WORKSHOP. Anais, João Pessoa. 1995. p. 10.

ONG, S. L., LIU, Y., LEE, L. Y., HU, J. Y., NG, W. J. **A Novel High Capacity Biofilm Reactor System for Treatment of Domestic Sewage.** Water, Air, and Soil Pollution, v. 157, 2004. p. 245-256.

ONGLEY, E. **Modernization of Water Quality Programs in Developing Countries: Issues of Relevancy and Cost Efficiency.** Water Quality International, Sep/Oct. 1998. p. 37-42.

ORHON, D., ATES, E., SRZEN, S., ÇOKGOR, E. U. **Characterization and Cod Fractionation of Domestic Wastewaters.** Environmental Pollution, v. 95. n. 02, 1997. p. 191-204.

OTT, W. R. **Environmental Indices: Theory and Practice.** Ann Arbor Publishers, Inc. 230 Collingwood, P.O.Box 1425, Ann Arbor, Michigan 48106. Library of Congress Catalog Card no 77-85082. 1978. 289p

OWENS, J. W. **Regulation of Pulp Mill Aquatic Discharges: Current Status and Needs from an International Perspective.** Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mills Effluents, Delray Beach, FL. 1996. p. 661-671.

PAPADOPOULOS, A., PARISSOPOULOS, G., PAPADOPOULOS, F., APAGIANOPOULOU, A., KARTERIS, A. **Impact of Effluent Recirculation on Stabilization Pond Performance.** Water, Air, and Soil Pollution, v. 4: 2004. p. 157-167.

PESCE, S. F. & WUNDERLIN, D. A. **Use of Water Quality Indices to Verify the Impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River.** Wat. Res. v. 34. n. 11, 2000. p. 2915-2926.

PESSOA, C. A. & JORDÃO, E. P. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** v. 01: Concepções Clássicas. BNH/ABES/CETESB. Rio de Janeiro. 1995. 681p.

PEREIRA, M. A., MARQUES, C. S. A., AGUIAR, E. M. **Sugestões para uma Proposta de Uso de Novas Ferramentas Tecnológicas de Informação para um Sistema de Gestão Ambiental – ISSO 14000.** Rev. Eng. Sanitária Ambiental, v. 08. n. 01, jan/mar. 2003 & n. 02, abr/jun. 2003. p. 49-53.

PEREIRA, O. & NASCIMENTO, L. F. **Projetos de Tecnologia de Infra – Estrutura Urbana – das Fases de Análise Econômica e Licenciamento à Gestão Ambiental.** Artigo apresentado na ENEGEP 97, Gramado, Outubro de 1997. 17p.

PETRI, F. & FULFARO, V. J. **Geologia do Brasil.** Universidade de São Paulo, v. 01. 1. ed. São Paulo, 1983. 631p.

PHILLIPS, J. B., HINDAWI, M. A., PHILLIPS, A., BAILEY, R. V. **Controlling Air/Water Pollution in the Paper Industry.** Pollution Engineering, v. 32, Ap. 2000. p. 35-37.

PIZZICHINI, M., RUSSO, C., DI MEO, C. **Purification of Pulp and Paper Wastewater, With Membrane Technology, For Water Reuse in a Closed Loop.** Desalination, v. 178, 2005. p. 351-359.

PNMA II – PROGRAMA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Sistema de Cálculo da Qualidade da Água (SCQA): Estabelecimento das Equações do Índice de Qualidade das Águas (IQA).** Belo Horizonte – MG, Jul. 2005. 19p.

PRYAZHINSKAYA, V. G., KHRANOVICH, I. L., YAROSHEVSKII, D. M. **Methodology for Substantiation of Water Resources Management Strategies.** Water Res., v. 31. n. 06, 2004. p. 698-706.

RAMPAZZO, S. E. **A Questão Ambiental no Contexto do Desenvolvimento Econômico.** In BECKER, Dinizar Fermiano (Org.). *Desenvolvimento Sustentável: necessidade e/ou possibilidade?* 3. ed., Santa Cruz do Sul: EDUNISC, 2001. p. 157-188.

REBOUÇAS, A. C. **Água Doce no Mundo e no Brasil.** Em: Rebouças AC, Braga B, Tundisi JG, orgs. *Águas Doces no Brasil: Capital, Ecológico, Uso e Conservação.* São Paulo: Escrituras; 1999. p. 1-36.

REMEDIO, M. V. P., ZANIN, M., TEIXEIRA, B. A. N. **Caracterização do Efluente de Lavagem de Filmes Plásticos Pós-Consumo e Determinação das Propriedades Reológicas do Material Reciclado.** Polímeros: Ciência e Tecnologia, Out/Dez. 1999. p. 177-183.

REZENDE, A. A. P., MATOS, A. T., SILVA, C. M. **Utilização do Efluente de Indústria de Celulose e Papel em Irrigação – Uma Revisão.** ABTCP – TAPPI. Congresso internacional de celulose e papel. São Paulo, 23 à 26 de Outubro, 2000. 13p.

RIAD, E. **A Water Main Index.** Water Engineering & Management; v. 138. n. 08: ABI/INFORM Global, Aug. 1991. p. 39-42.

RIBEIRO, H. **Saúde Pública e Meio Ambiente: Evolução do Conhecimento e da Prática, Alguns Aspectos Éticos.** Rev. Saúde e Sociedade, v.13. n. 01, jan-abr. 2004. p. 70-80.

ROSLEV, P., BJERGBAEK, L.A., HESSELSON, M. **Effect of Oxygen on Survival of Faecal Pollution Indicators in Drinking Water.** The Society for Applied Microbiology, Journal of Applied Microbiology, v. 96, 2004. p. 938-945.

ROUQUAYROL, M. Z. & ALMEIDA FILHO, N. **Epidemiologia e Saúde.** 5.ed. Rio de Janeiro: MEDSI, 1999. 600p.

SEROA DA MOTTA, R. **Utilização de Critérios Econômicos para Valorização da Água no Brasil.** Rio de Janeiro: IPEA, 1998. 80p.

SCARASSATI, D., CARVALHO, R. F., DELGADO, V. L., CONEGLIAN, C. M. R., BRITO, N. N., TONSO, S., SOBRINHO, G. D., PELEGRINI, R. **Tratamento de Efluentes de Matadouros e Frigoríficos.** III Fórum de Estudos Contábeis - Faculdades Integradas Claretianas, Rio Claro, SP. 2003. 9p.

SCHINAIDER, E. **Gestão Ambiental Municipal: Preservação Ambiental e o Desenvolvimento Sustentável.** In. ENEGEP - Encontro Nacional de Engenharia da Produção: Anais. São Paulo, 2000. p. 09.

SHIMADA, P., BIDONE, F. R. A., FILHO, J. M. A. **Estudo de Lagoas de Estabilização para Tratamento de Esgoto Doméstico na Região Centro - Oeste.** In: CONGRESSO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Anais. São Paulo: ABES, 1987. v. 2, n. 01, 1987. p. 27-57.

SHRIVASTAVA, P., SAXENA, A., SWARUP. A. **Heavy Metal Pollution in a Sewage - fed Lake of Bhopal, India.** Lakes Reservoirs Res. Manage. v. 08. n. 01, 2003. p. 01-04.

SILVA, S. R. & MENDONÇA, A. S. F. **Correlação Entre DBO e DQO em Esgotos Domésticos para a Região da Grande Vitória – ES.** Rev. Eng. Sanitária Ambiental, v. 08. n. 04, out/dez. 2003, p. 213-220.

SMITH, D. G. **A Better Water Quality Indexing System for Rivers and Streams.** Water Res., v. 24. n. 10, 1990. p. 1237-1244.

SORVARI, J., RANTALA, L. M., RANTALA, M. J., HAKKARAINEN, H., EEVA, T. **Heavy Metal Pollution Disturbs Immune Response in Wild Ant Populations.** Environmental Pollution, v. 20, 2006. p. 01-05.

SPERLING, M. V. **Introdução a Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** 2. ed. Belo Horizonte: SEGRAC, v.1, 1996. 243p.

SPICER, S. **Groups Address the Theory and Practice of Water Availability.** Water Environ Technol., v. 14. n. 08, Ag. 2002. p. 38-40.

SWAMINATHAN, M. S. **Bio-Diversity: An Effective Safety Net against Environmental Pollution.** Environmental Pollution, v. 126, 2003. p. 287-291.

SWIERGOSZ, R., SAWICKA-KAPUSTA, K., NYHOLM, N. E. I., ZWOLINSKA, A., ORKISZ, A. **Effects of Environmental Metal Pollution on Breeding Populations of Pied and Collared Flycatchers in Niepolomice Forest, Southern Poland.** Environmental Pollution, v. 102, 1998. p. 213-220.

TAEBI, S., ETEMAD-SHAHIDI, A., FARDI, G. A. **Examination of Three Eutrophication Indices to Characterize Water Quality in the North East of Persian Gulf.** J. Coast Res. Special Issue, n. 42. Spr. 2005. p. 405-411.

TAOUFIK, M. & DAFIR, J. E. **A Study of Water Quality in Lower Oum Rabiaa Basin, Morocco: Speciation of Nitrogen and Phosphorus.** Water Qual. Res. J. Canada v. 40. n. 01, 2005. p. 120-129.

TIWARY, R. K. **Environmental Impact of Coal Mining on water Regime and its Management.** Water, Air, and Soil Pollution, v. 132, 2001. p. 185-199.

TOLEDO, L. G., NICOLELLA, G. **Índice de Qualidade de Água em Microbacia Sob Uso Agrícola e Urbano.** Rev. Scientia Agrícola, v. 59. n. 01, 2004. p. 181-186.

TOMAZELLI, A. C., MARTINELLI, A. C., AVELAR, W. E. P., DE CAMARGO, P. B., ANNE-HELENE, F., FERRAZ, E. S. B., KRUG, F. J., JÚNIOR, D. S. **Biomonitoring of Pb and Cd in Two Impacted Watersheds in Southeast Brazil, Using the Freshwater Mussel *Anodontites trapesialis* (Lamarck, 1819) (Bivalvia:Mycetopodidae) as a Biological Monitor.** Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 46. n. 04, Dec. 2003. p. 673-684.

TUDOR, H. E. A., GRYTE, C. C., HARRIS, C. C. **Seashells: Detoxifying Agents for Metal-Contaminated Waters.** Water, Air, and Soil Pollution, v. 173, 2006. p. 209-242p.

TUNDISI, J. G. & DE MEIS, M. R. M. **Geomorphology and Limnological Process to the Rio Doce Valley.** In Y., SAIJO & J.G., TUNDISI, (eds). Limnological studies in Rio Doce Valley lakes and Pantanal wetland, Brazil. v. 01. Nagoya University, Nagoya, Japan. 1985. p. 11-17.

VAN HAANDEL, A. & MARAIS, G. **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado – Teoria e Aplicações para Projetos e Operações,** Efgraf. Campina Grande, PB. 1999. 472p.

VALENTINI, D. **Água, Fonte da Vida**. Informativo PACS: Instituto Políticas Alternativas para o Cone Sul. N. 08, julho/set. 2004. p. 01-06.

VARIS, O. **Water Quality Models: Typologies for Environmental Impact Assessment**. Water Res. v. 34. n. 12, 1996. p. 109-117.

VICORY Jr., A. H. & MEHAN III, G. T. **Look to the Watershed**. Water Environ Technol., v. 17. n. 06, Je. 2005. p. 32-37.

VIOLA, Z. G. G. **Diagnóstico Estratégico da Bacia Hidrográfica e Cenários de Desenvolvimento – Parte I: Diagnóstico do Monitoramento Físico – Químico, Bacteriológico e Ecotoxicológico da Bacia do Rio das Velhas**. Plano Diretor da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas: 2004 – 2010. ICB / UFMG. Belo Horizonte – MG, 2004. 97p.

VIRGILI, J.C. & VIANNA, A.P.P. **Gestão Integrada de Águas Superficiais e Subterrâneas para Empreendimentos Minerários**. Anais. Joint World Congress on Groundwater, Fortaleza, Ceará, 2000.

WAHAAB, R. A. **Biological Degradation of Some Organic Compounds Involved in the Paper Industry**. Environmentalist, v. 22. n. 03: ABI/INFORM Global; Sep. 2002. p. 227-235.

WEBB, L. **Water and Waste Trends**. PPI, n. 45. v. 04: ABI/INFORM Global, Apr. 2003. p. 33-36.

WHITE, I. D., MATERSHEAD D. N., HARRISON S. J. **Environmental Systems**. 2. ed. Londres: Chapman & Hall, 1992.

WONG, J. W. C., LAI, K. M., SU, D. S., FANG, M. **Availability of Heavy metals for *Brassica chinensis* Grown in an Acidic Loamy Soil Amended with a Domestic and an Industrial Sewage Sludge**. Water, Air, and Soil Pollution, v. 128, 2001. p. 339-353.

ZABEL, T., MILNE, I., MCKAY, G. **Approaches Adopted by the European Union and Selected Member States for the Control of Urban Pollution.** Urban Water v. 03, 2001. p. 25-32.

ZHUKINSKII, V. N. **Environmental Risk and Environmental Damage to Surface Water Quality: Topicality, Terminology, Quantitative Estimates.** Water Res., v. 30. n. 02, 2003. p. 191-198.

ANEXO – Quadro relativo às análises Físico-Químicas e Microbiológicas dos respectivos pontos amostrais; Gov Val – MG, 2005.

Variável	Unidade	Limite Padrão	Padrão de Lançamento	Ponto Amostral											
				1		2		3		4		5		6	
				25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov
Data				25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov	25/set	27/nov
Hora				14:35	14:50	14:50	15:10	15:00	15:30	15:30	15:50	15:40	16:00	15:55	16:15
Umidade ar	%			68,4	68,2	69,2	68,6	67,3	69,7	72,3	77,7	70,7	68,2	68,9	69,7
Temp. Ar	°C			29,7	30,4	29,7	30,5	29,6	32,1	30,0	32,4	29,7	30,1	29,4	30,5
Temp. Agua	°C		40,0	25,7	29,5	29,5	32,9	25,5	28,7	25,2	28,7	25,9	27,4	25,3	27,2
pH		6,0 - 9,0	5,0 - 9,0	7,1	7,6	7,2	7,3	7,4	7,6	7,6	7,8	7,5	7,6	7,3	7,6
Condutividade	mS/cm			0,11	0,24	NR	1,06	0,78	0,75	0,43	0,26	0,45	0,40	0,43	0,29
Turbidez	NTU	100,0	80,0	7,8	8,5	>1000	>1000	40,2	23,3	14,7	13,2	21,0	19,4	16,4	14,2
Cor	UPt	75,0		37,0	39,0	NR	51,0	44,0	68,0	40,0	61,0	44,0	68,0	42,0	45,0
Sol. Totais	mg / L			38,0	56,0	4435,2	4554,2	450,2	622,7	85,3	128,6	185,0	234,0	100,0	150,3
Sol. Dissolvidos	mg / L	500		31,4	43,7	457,2	664,2	408,1	591,7	77,8	104,0	161,8	198,7	84,5	123,8
Sol. Suspensão	mg / L		60,0	6,6	12,3	3978,0	3890,0	42,1	31,0	12,7	18,5	23,2	35,3	15,5	26,2
Sol. Sedimentáveis	mg / L		1,0	< 0,1	< 0,1	250,0	217,0	0,55	0,65	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
O. D.	mg / L	>5,0		8,5	7,8	0,0	0,0	1,4	1,3	7,2	7,3	5,8	5,1	7,4	7,2
% O.D. Saturação	%			105,7	107,8	0,0	0,0	17,3	17,2	88,6	94,1	72,5	65,8	91,3	92,4
D.Q.O	mg / L		*	<1,0	1,0	5146,0	5544,0	141,0	238,0	45,6	45,0	98,8	111,0	76,0	78,4
D.B.O	mg / L	5,0	60,0	1,1	1,4	578,0	560,0	56,9	48,8	27,9	28,9	55,3	53,1	44,0	41,6
Nitrogênio Amoniacal	mg / L N		5,0	0,10	0,30	NR	0,83	0,70	0,25	0,30	0,12	1,20	2,52	0,56	1,40
Nitrito	mg / L N	1,0		0,003	<0,001	NR	0,011	0,040	0,006	0,021	<0,001	0,025	0,002	0,023	<0,001
Nitrato	mg / L N	10,0		<0,01	<0,01	NR	0,20	<0,01	0,06	<0,01	0,02	<0,01	0,03	<0,01	<0,01
Fosfato Total	mg / L P	0,025		0,07	0,05	NR	4,33	0,20	0,46	0,19	0,15	0,70	0,72	0,25	0,35
Alcalinidade Total	mg / L CaCO3			108,0	100,8	NR	448,0	450,0	375,2	291,0	135,2	324,0	196,0	274,0	156,0
Dureza Total	mg / L CaCO3			42,0	45,0	NR	143,2	124,0	118,2	120,0	76,2	175,0	99,2	150,0	86,0
Cloretos	mg / L Cl	250		21,3	21,3	NR	53,2	28,4	31,7	21,3	21,9	31,9	30,2	28,4	24,8
Sulfatos	mg / L	250		14,9	15,8	NR	18,0	12,7	34,5	2,8	5,9	16,5	29,4	8,2	12,5
Surfactantes Aniônicos	mg / L	0,5	2,0	< 0,05	< 0,05	1,80	1,50	0,10	0,25	0,07	0,12	0,21	0,53	0,06	0,16
Óleo e Graxa	mg / L	VA	20,0	< 1,0	< 1,0	30,5	21,1	4,8	3,9	1,8	1,2	9,0	6,5	3,2	2,0
Coliformes Totais	NMP / 100 ml X 100	50		20	34	NR	1600	1600	1600	920	920	1600	1600	1600	1600
Coliformes Fecais	NMP / 100 ml X 100	10		10	14	NR	1600	920	1600	540	920	1600	1600	1600	1600
Vazão	m³/h			ND	ND	ND	ND	157,0	148,0	12600	17640	13680	19440	15480	20880
IQA				70,55	70,14	NR	13,19	24,36	23,36	40,59	40,11	34,3	33,37	38,72	37,9

(*) Padrão de Lançamento alterado para Eficiência de Remoção acima de 90% conforme COPAM 32-98 (1998).

Valores em negrito encontram-se em desacordo com Limite Padrão. NR = Análise não realizada. ND = Não disponível.