

ANA PAULA ZUBIAURRE BRITES

**ENQUADRAMENTO DOS CORPOS DE ÁGUA ATRAVÉS DE
METAS PROGRESSIVAS: PROBABILIDADE DE OCORRÊNCIA E
CUSTOS DE DESPOLUIÇÃO HÍDRICA**

Tese apresentada à Escola Politécnica
da Universidade de São Paulo para
obtenção do título de Doutor em
Engenharia

São Paulo

2010

ANA PAULA ZUBIAURRE BRITES

**ENQUADRAMENTO DOS CORPOS DE ÁGUA ATRAVÉS DE
METAS PROGRESSIVAS: PROBABILIDADE DE OCORRÊNCIA E
CUSTOS DE DESPOLUIÇÃO HÍDRICA**

Tese apresentada à Escola Politécnica
da Universidade de São Paulo para
obtenção do título de Doutor em
Engenharia

Área de Concentração: Engenharia
Hidráulica

Orientadora: Prof. Dra. Monica Ferreira
do Amaral Porto

São Paulo

2010

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, 12 de novembro de 2010.

Assinatura do autor _____

Assinatura do orientador _____

FICHA CATALOGRÁFICA

Brites, Ana Paula Zubiaurre

Enquadramento dos corpos de água através de metas progressivas: probabilidade de ocorrência e custos de despoluição hídrica / A.P.Z. Brites. -- ed.rev. -- São Paulo, 2010.

177 p.

Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária.

1. Recursos hídricos 2. Qualidade da água 3. Custo econômico 4. Modelos matemáticos I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária II. t.

Ao Joaquin

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha orientadora, Prof^a. Dr^a Monica Porto, pela confiança e orientação que me conduziu, através de sua brilhante experiência, no caminho de gestão de recursos hídricos, contribuindo para meu amadurecimento pessoal e profissional.

Ao Prof. Dr. Cristovão Scapulatempo Fernandez que, além da amizade, apoio e incentivo durante o desenvolvimento do estudo, me mostrou a importância da contribuição de uma tese de doutorado.

Ao Prof. Darrell G. Fontane da Colorado State University pela boa recepção e orientação no desenvolvimento de parte deste estudo e por ter mostrado que o sistema de gestão precisa de ferramentas de planejamento de fácil entendimento e domínio público.

Ao Prof. Rubem Porto pela sua visão inspiradora sobre o processo de gestão de recursos hídricos, e aos Prof. Pedro Alem Sobrinho e José Mierwza pela atenção e disponibilidade em discutir tópicos importantes para o desenvolvimento deste estudo.

À equipe do Projeto Bacias Críticas, cuja experiência culminou na realização deste estudo, em especial a colega e amiga Heloise Knapik pela prontidão em ajudar e por entender tão bem o comportamento e os fenômenos ocorridos na bacia do Alto Iguaçu.

À amiga Ana Carolina Coelho Maranhão, onde o exemplo de dedicação e determinação em suas atividades foram um incentivo para finalização deste estudo.

À Yara Formigoni pela delicadeza em ouvir e permitir dividir opiniões e angústias, principalmente na etapa final deste trabalho.

Agradeço à Debora Camargo pela carinhosa amizade e por estar sempre disposta a ajudar e encontrar soluções práticas para tudo.

Aos grandes amigos André Schardong e Sidnei Ono, com os quais tive a oportunidade de discutir os mais diversos aspectos técnicos e outros nem tanto assim, mas todos enriquecedores para a formação de consenso.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, pela concessão de bolsa de estudo e outros auxílios financeiros concedidos.

À minha amada Família, que nem mesmo a distância me faz sentir sozinha.

Ao Joaquin, colega de profissão, companheiro, amigo e marido, que jamais mediu esforços para me apoiar e por ter aceitado enfrentar comigo os desafios do mundo.

RESUMO

Esta tese desenvolveu uma metodologia para auxiliar a elaboração da proposta de enquadramento e o estabelecimento das metas para efetivação do enquadramento dos corpos hídricos. Foram inseridos novos critérios de análise direcionados para o processo de gestão, sendo eles: a probabilidade de ocorrência da qualidade da água e o custo das medidas de despoluição necessárias para aumentar o atendimento ao enquadramento proposto. A utilização da probabilidade de ocorrência apresenta vantagens para a gestão da qualidade da água, sendo útil para os instrumentos de controle da poluição através da verificação da frequência de violação da qualidade da água e da amplitude do risco de violação em função do acréscimo de carga poluente lançada no corpo hídrico. A probabilidade da qualidade da água, da forma como está sendo calculada neste estudo, representa papel integrador entre o processo de gestão ambiental e de recursos hídricos, o qual fornece diretrizes para o processo de planejamento, fiscalização e monitoramento dos órgãos licenciadores, formulação de critérios de penalidades. Tendo-se em vista a efetivação da proposta de enquadramento foram desenvolvidas funções de custo para as medidas de despoluição hídrica de controle de carga poluidora doméstica e difusa, as quais possibilitaram a definição de diferentes estratégias para obtenção da qualidade da água desejada. O modelo desenvolvido incluiu integradamente a quantidade e a qualidade da água, os usos prioritários, a simulação da qualidade da água e o estabelecimento de alternativas de despoluição hídrica, permitindo a realização de inúmeras combinações de cenários de remoção de carga e estratégias de metas progressivas para o estabelecimento da meta final. Estes critérios, até então, não haviam sido inseridos integradamente em uma plataforma computacional. A Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, localizada na Região Metropolitana de Curitiba – PR, foi escolhida para avaliar a potencialidade de utilização do modelo. Esta aplicação indicou a necessidade de análise conjunta entre os critérios relacionados no processo de gestão de recursos hídricos, onde a escolha de um sistema de tratamento indevido pode não levar a obtenção dos resultados desejados no que diz respeito à qualidade da água. A contribuição do modelo desenvolvido está na automatização e na criação de rotinas de cálculo dos critérios estabelecidos para análise da proposta de enquadramento dos corpos hídricos com metas progressivas. A inserção destes critérios em uma plataforma computacional única traz agilidade para o sistema de gestão da qualidade da água e contribui para efetivação da gestão de recursos hídricos no Brasil.

ABSTRACT

This study developed a mathematical model to support the proposal of the water bodies' classification and the setting of goals for its implementation. New analysis criteria, directly related to the water management process, were included in the model. These criteria are the occurrence probability of certain water quality standards and the associated cost to attain these water quality standards, according to the established water uses. The use of the occurrence probability of water quality standards produces benefits for the water resources management process because it supports the pollution control instruments through the verification of the frequency of water quality standards violations, as well as the violation risk level, according to the increase of pollution load discharged into a water body. The occurrence probability of water quality standards integrates the environmental management process with the water resources management process, which provides guidelines for planning, inspection, monitoring and penalty formulation. In view of the implementation of water bodies' classification, this study developed several cost functions for the measures of water pollution control, as point and non-point load. It allows the definition of different strategies in order to attain the intended water quality standard. The model combined, in the analysis, the water quantity and quality values, the priority uses, the water quality simulation and the definition of pollution load treatment alternatives. This combination allows the evaluation of several load removal scenarios and different strategies for progressive goals to reach water quality standards. These set of criteria had never been jointly analyzed in a computational model. In order to demonstrate the usefulness of the model, the proposed methodology was applied at Alto Iguaçu watershed, located at the Metropolitan Region of Curitiba – PR,. The results of this case study indicated the importance of combining the related criteria in the water resources planning and management system, mainly because the adopted measures may often not attain satisfactory results in terms of the intended water quality standard. The contribution of the proposed model is the definition and automation of a routine calculation that reflects the established criteria for the analysis of progressive goals for water bodies' classification. The incorporation of such criteria into a single computational model results in more efficiency for the water quality management system and supports the implementation of the water resources planning and management system in Brazil.

SUMARIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVO.....	4
2.1. Objetivos Específicos	4
2.2. Justificativa	4
3. O INSTRUMENTO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA.....	6
3.1. Elaboração da Proposta de Enquadramento dos Corpos Hídricos	8
3.2. Considerações sobre o Enquadramento dos Corpos Hídricos	10
3.3. Legislação Voltada para o Enquadramento dos Corpos d'Água	13
3.4. Aspectos Institucionais do Enquadramento dos Corpos d'Água	20
3.5. Cenário do enquadramento no Brasil.....	21
4. MODELAGEM MATEMÁTICA NO GERENCIAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS	26
4.1. Modelos Matemáticos de Quantidade de Água.....	26
4.2. Modelos Matemáticos de Qualidade de Água.....	27
4.3. Modelos de Integração da Quantidade e Qualidade da Água	28
4.4. Análise Crítica dos Modelos Desenvolvidos.....	30
5. MODELO PARA O ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA – MECA.....	32
5.1. Equacionamento utilizado no MECA.....	35
5.2. Validação do equacionamento utilizado no MECA.....	38
5.3. Vantagens do modelo desenvolvido	40
6. PROBABILIDADE DE OCORRÊNCIA DAS CONCENTRAÇÕES DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA	41
6.1. Conceito e Origem da Probabilidade de Ocorrência	42
6.2. Método de obtenção da probabilidade de ocorrência da qualidade da água.....	49
6.3. Caráter Legal.....	53
7. CUSTOS PARA ANÁLISE DE MEDIDAS DE DESPOLUIÇÃO HÍDRICA	56
7.1. Seleção dos Processos e Sistemas de Tratamento da Carga Poluente.....	57
7.2. Funções de Custo para Controle da Carga Pontual de Origem Doméstica.....	72
7.3. Funções de Custo para Controle da Carga de Origem Difusa	121

8. ESTUDO DE CASO: A BACIA DO ALTO IGUAÇU.....	127
8.1. Estações de monitoramento	128
8.2. Matriz de fontes de poluição hídrica da bacia do Alto Iguaçu.....	132
8.3. Usos dos recursos hídricos na bacia do Alto Iguaçu.....	132
8.4. Estimativas	134
8.5. Calibração do MECA	136
8.6. Diagnóstico da Qualidade da Água na Bacia	139
8.7. Enquadramento com Metas Progressivas	145
8.8. Considerações do sobre o modelo MECA	161
9. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	163
9.1. Conclusões.....	163
9.2. Recomendações.....	166
10. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA	169
ANEXOS.....	175
ANEXO I – Estimativa Populacional para a Bacia do Rio Iguaçu	176
ANEXO II – Telas do Modelo para Enquadramento dos Corpos d’Água.....	178

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Panorama do enquadramento dos corpos hídricos no Brasil..	24
Figura 4.1 – Ferramentas para o Processo de Gestão de Recursos Hídricos	31
Figura 5.1 – Fluxograma do Modelo Proposto para Gestão de Recursos Hídricos	34
Figura 5.2 – Exemplo de trecho de rio com duas descargas pontuais. Fonte: Adaptado por Chapra (1997)	39
Figura 5.3 – Comparação da simulação da DBO do Qual2E e MECA	39
Figura 5.4 - Comparação da simulação do OD do Qual2E e MECA	39
Figura 5.5 - Comparação da simulação do Nam do Qual2E e MECA	40
Figura 5.6 - Comparação da simulação do P do Qual2E e MECA	40
Figura 6.1 – Curva de permanência de vazões com as correspondentes concentrações de DBO do posto BR277	44
Figura 6.2 - Curva de permanência de vazões com as correspondentes concentrações de DBO do posto Umbarazinho	44
Figura 6.3 - Curva de permanência de vazões com as correspondentes concentrações de DBO do posto Guajuvira	44
Figura 6.4 - Curva de permanência de vazões com as correspondentes concentrações de DBO do posto Balsa Nova	44
Figura 6.5 - Determinação das faixas de vazões e o cálculo da DBO média para a estação fluviométricas Umbarazinho	47
Figura 6.6 - Concentração média de DBO registrada nos intervalos de permanência de vazão para a estação fluviométrica Umbarazinho	48
Figura 6.7 - Curva representativa da permanência da DBO em função dos cenários simulados.	50
Figura 6.8 - Curvas de probabilidade de ocorrência da DBO para diferentes cenários de remoção de carga	52
Figura 7.1 – Relação entre os dados bibliográficos de custo de implantação de lagoas de tratamento.	76
Figura 7.2 – Relação dos dados bibliográficos e de obras medidas para o sistema de lagoas	76
Figura 7.3 - Relação entre os dados bibliográficos de custo de implantação de UASB	77

Figura 7.4 - Relação dos dados bibliográficos e de obras medidas para o sistema de UASB77	
Figura 7.5 - Relação entre os dados bibliográficos de custo de implantação de lodo ativado78	
Figura 7.6 - Relação dos dados bibliográficos e de obras medidas para o sistema de lodo ativado.....	79
Figura 7.7 - Função de custo de implantação para tratamento primário avançado.	80
Figura 7.8 – Função de custo de implantação para lagoa facultativa	81
Figura 7.9 - Função de custo de implantação para lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa	81
Figura 7.10 - Função de custo de implantação para lagoa aerada seguida de lagoa de decantação.....	82
Figura 7.11 - Função de custo de implantação para lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa e de lagoa de maturação	83
Figura 7.12 - Função de custo de implantação para lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa e de lagoa de alta taxa.....	84
Figura 7.13 - Função de custo de implantação para reator UASB	85
Figura 7.14 - Função de custo de implantação para reator UASB seguido de lodo ativado .	85
Figura 7.15 - Função de custo de implantação para reator UASB seguido de biofiltro aerado submerso.....	86
Figura 7.16 - Função de custo de implantação para reator UASB seguido de filtro biológico percolador de alta carga	87
Figura 7.17 - Função de custo de implantação para reator UASB seguido de flotação por ar dissolvido.....	88
Figura 7.18 - Função de custo de implantação para reator UASB seguido de lagoa de polimento.....	88
Figura 7.19 - Função de custo de implantação para reator UASB seguido de lagoas de estabilização.....	89
Figura 7.20 - Função de custo de implantação para lodo ativado convencional.....	90
Figura 7.21 - Função de custo de implantação para lodo ativado por aeração prolongada..	90
Figura 7.22 - Função de custo de implantação para lodo ativado por batelada.....	91
Figura 7.23 - Função de custo de implantação para lodo ativado convencional com remoção biológica de Nitrogênio	92

Figura 7.24 - Função de custo de implantação para lodo ativado convencional com remoção biológica de Nitrogênio e Fósforo.....	92
Figura 7.25 - Função de custo de implantação para lodo ativado convencional com filtração terciária.....	93
Figura 7.26 - Função de custo de implantação para biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N.....	94
Figura 7.27 – Relação entre os dados bibliográficos de custo de rede coletora.....	98
Figura 7.28 – Relação entre os dados bibliográficos de custo de interceptor.....	100
Figura 7.29 - Relação entre os dados bibliográficos de custo de estações elevatórias de esgoto.....	102
Figura 7.30 - Função de custo de operação e manutenção para tratamento primário avançado.....	104
Figura 7.31 - Função de custo de operação e manutenção para lagoa facultativa.....	104
Figura 7.32 - Função de custo de operação e manutenção para lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa.....	105
Figura 7.33 - Função de custo de operação e manutenção para lagoa aerada seguida de lagoa de decantação.....	105
Figura 7.34 - Função de custo de operação e manutenção para lagoa anaeróbia seguida de facultativa e maturação.....	106
Figura 7.35 - Função de custo de operação e manutenção para lagoa anaeróbia seguida de facultativa e de alta taxa.....	106
Figura 7.36 - Função de custo de operação e manutenção para reator UASB.....	107
Figura 7.37 - Função de custo de operação e manutenção para UASB seguido de lodo ativado.....	107
Figura 7.38 - Função de custo de operação e manutenção para UASB seguido de biofiltro aerado submerso.....	108
Figura 7.39 - Função de custo de operação e manutenção para UASB seguido de filtro biológico percolador de alta taxa.....	108
Figura 7.40 - Função de custo de operação e manutenção para UASB seguido de flotação por ar dissolvido.....	109
Figura 7.41 - Função de custo de operação e manutenção para UASB seguido de lagoa de polimento.....	109

Figura 7.42 - Função de custo de operação e manutenção para UASB seguido de lagoa de estabilização.....	110
Figura 7.43 - Função de custo de operação e manutenção para lodo ativado convencional.....	110
Figura 7.44 - Função de custo de operação e manutenção para lodo ativado por aeração prolongada.....	111
Figura 7.45 - Função de custo de operação e manutenção para lodo ativado por batelada.....	111
Figura 7.46 - Função de custo de operação e manutenção para lodo ativado convencional com remoção biológica de nitrogênio.....	112
Figura 7.47 - Função de custo de operação e manutenção para lodo ativado convencional com remoção biológica de nitrogênio e fósforo.....	112
Figura 7.48 - Função de custo de operação e manutenção para lodo ativado convencional com filtração terciária.....	113
Figura 7.49 - Função de custo de operação e manutenção para biofiltro aerado submerso com remoção biológica de nitrogênio.....	113
Figura 7.50 – Curvas de custo para os sistemas de tratamento de esgoto desenvolvidas pela EPA. Fonte: Adaptado de EPA (1976).....	117
Figura 7.51 – Comparação entre custos nacionais e do EPA para tratamento primário.....	118
Figura 7.52 - Comparação entre custos nacionais e do EPA para tratamento secundário.....	119
Figura 7.53 - Comparação entre custos nacionais e do EPA para tratamento terciário.....	119
Figura 8.1 – Mapa de localização da Bacia do Alto Iguaçu.....	127
Figura 8.2 – Concentrações de DBO nos postos de monitoramento analisados.....	130
Figura 8.3 - Concentrações de OD nos postos de monitoramento analisados.....	130
Figura 8.4 – Concentrações de P nos postos de monitoramento analisados.....	131
Figura 8.5 - Concentrações de Nam nos postos de monitoramento analisados.....	131
Figura 8.6 – Calibração da vazão do Rio Iguaçu com os pontos de monitoramento da bacia.....	137
Figura 8.7 - Calibração da DBO do Rio Iguaçu com os pontos de monitoramento da bacia.....	137
Figura 8.8 - Calibração do OD no Rio Iguaçu com os pontos de monitoramento da bacia.....	138
Figura 8.9 - Calibração do nitrogênio amoniacal no Rio Iguaçu com os pontos de monitoramento da bacia.....	138
Figura 8.10 - Calibração do fósforo no Rio Iguaçu com os pontos de monitoramento da bacia.....	139

Figura 8.11 - Simulação da DBO do diagnóstico da qualidade da água do Rio Iguaçu para os cenários de vazões adotados	141
Figura 8.12 - Simulação do OD no diagnóstico da qualidade da água do Rio Iguaçu para os cenários de vazões adotados	141
Figura 8.13 - Simulação do Nam no diagnóstico da qualidade da água do Rio Iguaçu para os cenários de vazões adotados	142
Figura 8.14 – Simulação do P no diagnóstico da qualidade da água do Rio Iguaçu para os cenários de vazões adotados	142
Figura 8.15 – Probabilidade de ocorrência da DBO na classe de enquadramento para os trechos do Rio Iguaçu.....	143
Figura 8.16 - Probabilidade de ocorrência do OD na classe de enquadramento para os trechos do Rio Iguaçu.....	144
Figura 8.17 - Probabilidade de ocorrência do “N _{am} ” na da classe de enquadramento para os trechos do Rio Iguaçu.....	144
Figura 8.18 – Probabilidade de ocorrência do P na classe de enquadramento para os trechos do Rio Iguaçu.....	145
Figura 8.19 – Perfil de atendimento das concentrações de DBO à classe de enquadramento nos trechos do Rio Iguaçu para os cenários de carga.....	147
Figura 8.20 - Perfil de atendimento das concentrações de OD à classe de enquadramento nos trechos do Rio Iguaçu para os cenários de carga.....	148
Figura 8.21 - Perfil de atendimento das concentrações de Na à classe de enquadramento nos trechos do Rio Iguaçu para os cenários de carga.....	148
Figura 8.22 - Perfil de atendimento das concentrações de P à classe de enquadramento nos trechos do Rio Iguaçu para os cenários de carga	149
Figura 8.23 – Custo das medidas de controle de carga do Cenário 1 e o respectivo atendimento à classe de enquadramento	150
Figura 8.24 – Custo das medidas de controle de carga do Cenário 2 e o respectivo atendimento à classe de enquadramento	151
Figura 8.25 - Custo das medidas de controle de carga do Cenário 3 e o respectivo atendimento à classe de enquadramento	151
Figura 8.26 – Comparação entre os critérios ambientais de eficiência mínima de remoção e concentração máxima final de efluente.....	153

Figura 8.27 – Escalonamento das ações previstas no Cenário 1	154
Figura 8.28 - Escalonamento das ações previstas no Cenário 2.....	156
Figura 8.29 - Escalonamento das ações previstas no Cenário 3.....	157
Figura 8.30 – Comportamento da DBO com aumento do nível de tratamento de esgoto e expansão do sistema no horizonte de planejamento.....	158
Figura 8.31 - Comportamento do P com o aumento do nível de tratamento de esgoto e expansão do sistema no horizonte de planejamento.....	159
Figura 8.32 – Parâmetros integrados nas análises do MECA para atendimento à classe de enquadramento.....	162

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Parâmetros de qualidade da água relacionados aos usos dos recursos hídricos	11
Tabela 3.2- Instituições responsáveis pela elaboração do enquadramento	20
Tabela 3.3 – Instituições responsáveis pela efetivação do enquadramento	20
Tabela 3.4 - Enquadramentos Estaduais e os critérios da PNRH. Fonte: ANA (2005) e Leeuwestein (2000).	23
Tabela 4.1 – Modelos Matemáticos de Quantidade de Água	27
Tabela 4.2 – Modelos Matemáticos de Qualidade de Água	28
Tabela 5.1 - Valores típicos para a taxa de degradação da matéria orgânica (kd)	37
Tabela 5.2 - Equações para determinação do coeficiente de reaeração (Chapra, 1997).	37
Tabela 6.1 – Teste de correlação amostral t de Student com 95% de significância	45
Tabela 6.2 - Concentrações de DBO registradas entre o intervalo entre as vazões Q17,5% e Q22,5%.....	47
Tabela 7.1 – Legislações Estaduais para padrões de lançamento.....	59
Tabela 7.2 – Variação nos padrões de lançamento de efluente em corpos hídricos	59
Tabela 7.3 - Operações, processos e sistemas de tratamento para remoção de poluentes do esgoto doméstico.....	60
Tabela 7.4 – Concentrações médias efluentes, eficiências típicas de remoção de poluentes e características gerais dos sistemas de tratamento.....	62
Tabela 7.5 - Carga difusa em função das áreas das bacias hidrográficas.....	68
Tabela 7.6 – Eficiências de remoção de DBO, nitrogênio e fósforos das medidas de controle de carga difusa.	71
Tabela 7.7 – Custo da rede coletora de esgoto em R\$/m.	95
Tabela 7.8 – Estimativa da extensão da rede por domicílio para municípios com mais de 400.000 habitantes	96
Tabela 7.9 – Comparação entre os custos da rede coletora para as metodologias analisadas	97
Tabela 7.10 - Custo de interceptores de esgoto em R\$/m.	98
Tabela 7.11 – Comparação entre os custos de interceptores para as metodologias analisadas.	99
Tabela 7.12 – Custos médio por habitante para estações elevatórias de esgoto.....	101

Tabela 7.13 – Categorias de tratamento adotadas para a obtenção das curvas de custo..	115
Tabela 7.14 – Fator de escalonamento no custo para aumentar a categoria de tratamento	116
Tabela 7.15 – Custos adicionais para melhoria ou expansão do sistema de tratamento de esgoto.....	120
Tabela 7.16 – Custos medidas de controle de carga difusa.....	123
Tabela 7.17 - Área requerida para cada tipo de sistema de controle da carga difusa	123
Tabela 7.18 – Custos de Implantação dos reservatórios de armazenamento na Bacia do Alto Tietê	124
Tabela 7.19 – Comparação entre os custos das medidas de controle da carga difusa	125
Tabela 7.20 – Custo de Operação e Manutenção das BMPs.....	126
Tabela 8.1 - Vazões específicas para os cenários de referência na Bacia do Alto Iguaçu .	129
Tabela 8.2- Usos dos recursos hídricos preponderantes e restritivos por seção de controle.	133
Tabela 8.3 - Proposta de enquadramento para a bacia do Rio Iguaçu.....	133
Tabela 8.4 - Concentrações médias de DBO para fontes difusas	134
Tabela 8.5 - Contribuições típicas de nitrogênio e fósforo para fontes difusas.....	135
Tabela 8.6 – Contribuições per capita e concentrações de DBO, nitrogênio e fósforo no esgoto doméstico bruto.....	135
Tabela 8.7 – Estratégia de planejamento para desenvolvimento das metas progressivas .	146
Tabela 8.8 – Característica dos cenários de remoção de carga propostos	146
Tabela 8.9 – Estratégia de planejamento para expansão e aumento de nível de tratamento de esgoto.....	158

LISTA DE SIGLAS

AcquaNet	Sistema de Suporte à Decisão desenvolvido pelo LabSid
ANA	Agência Nacional de Águas
ASCE	American Society of Civil Engineers
AUTO QUAL	Modelo de Qualidade Automático
BDI	Bonificação de Despesas Indiretas
BMP's	Best Management Practices (Melhores Práticas de Manejo)
CEEIBH	Comitê Especial de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CME	Concentração Média do Evento
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)
DNAEE	Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica
DOU	Diário Oficial da União
EPA	United States Environmental Protection Agency
EPARES	Modelo de Qualidade da Água de Reservatórios
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EUA	Estados Unidos da América
FEDBAKO3	Modelo de Qualidade da Água (HARO3 modificado)
FEEMA	Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente
HEC 5	Simulation of Flood Control and Conservation Systems
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais
INCC	Índice Nacional da Construção Civil
LabSid	Laboratório de Sistemas de Suporte a Decisões
LAKE I	Modelo de Fitoplânctons em Lagos
MECA	Modelo para Enquadramento dos Corpos d'água
MINTER	Ministério do Interior
MME	Ministério de Minas e Energia
MODSIM	Generalized River Basin Decision Support System and Network Flow Model
ModSimP32	Versão gráfica do MODSIM
O&M	Operação e Manutenção

OD	Oxigênio Dissolvido (mg/L)
PARANASAN	Programa de Saneamento Ambiental do Paraná
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PRODES	Despoluição de Bacias Hidrográficas
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
PROSAM	Programa de Saneamento Ambiental da Região Metropolitana de Curitiba;
QUAL2E	Modelo de Qualidade das Águas
QUAL II	Modelo de Qualidade de Água (QUAL I Modificado)
RMC	Região Metropolitana de Curitiba
SABESP	Companhia de Saneamento Básico de São Paulo
SAD	Sistema de Apoio à Decisão
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
SEMA	Secretaria Especial de Meio Ambiente
SGRH	Sistema de Gestão de Recursos Hídricos
SIMYLD II	Simulation Techniques for Management of Regional Water Supply Systems, River Basin Simulation Model
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SISNAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente
SNIS	Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento
SNSIM	Modelo de escoamento para estado constante
SSARR	Stands for Streamflow Synthesis and Reservoir Regulation
SSM	Modelo de Escoamento Simplificado
SUDERHSA	Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Paraná
SUREHMA	Superintendência dos Recursos Hídricos e do Meio Ambiente
TC	Tempo de Concentração
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket no Brasil Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente (DAFA)
UFPR	Universidade Federal do Paraná
URBAGUA	Instrumentos de gestão integrada da água em áreas urbanas
USP	Universidade de São Paulo
VBA	Visual Basic for Application
WQRR HEC5	Qualidade de Água em Sistemas de rios reservatórios

LISTA DE SÍMBOLOS

%PER	Tempo de permanência
A_{imperme}	Corresponde a área impermeável da bacia contribuinte
C	Coeficiente de escoamento superficial
C_e	Concentração do efluente (mg/L)
C_{nat}	Concentração da contribuição natural (mg/L)
C_r	Concentração do Rio (mg/L)
C_t	Concentração no tempo t (mg/L)
D	Déficit Oxigênio Dissolvido (mg/L)
D_0	Déficit Oxigênio Dissolvido Inicial (mg/L)
D_t	Intervalo de tempo (s)
f	Diâmetro (mm)
H	Profundidade (m)
hab	Habitantes
k_a	Coeficiente de Reação
K_{ai}	Taxa de transformação de amônia em nitrito
k_d	Coeficiente de Desoxigenação
K_{oa}	Taxa de transformação de nitrogênio orgânico em amônia
k_p	Taxa de decaimento do fósforo
K_r	Taxa total de remoção de matéria orgânica
L	Demanda Bioquímica de Oxigênio de 1º Estágio (mg OD/L)
L_0	Demanda Bioquímica de Oxigênio de 1º Estágio Inicial (mg OD/L)
M	Massa total de poluente durante o evento (g)
N	Nitrogênio (mg/L)
n	Número de dados amostrais
N_{am}	Nitrogênio Amoniaco (mg N/L)
$N_{\text{am}0}$	Nitrogênio Amoniaco Inicial (mg N/L)
NO_3^-	Nitrato
NO_2^-	Nitrito
N_o	Nitrogênio orgânico (mg N/L)
N_{o0}	Nitrogênio orgânico Inicial (mg N/L)
OS	Representa o oxigênio de saturação local
Pr	Chuva (mm)
P	Fósforo (mg/L)
P_0	Fósforo Inicial (mg/L)
P_{efe}	Chuva efetiva
pH	Potencial hidrogeniônico
Q	Vazão total (m ³ /s)
$q_{\%}$	Vazão específica média para um tempo de permanência (%PER)
$Q_{x\%}$	Vazão do x % de probabilidade de ocorrência
Q_c	Vazão de captação (m ³ /s)
Q_e	Vazão do efluente (m ³ /s)

Q_{mlp}	Vazão média de longo período
Q_{nat}	Vazão da contribuição natural (m ³ /s)
Q_{nat}	Vazão de contribuição natural (m ³ /s)
Q_r	Vazão do rio (m ³ /s)
Q_t	Vazão no tempo t (m ³ /s)
r	Coefficiente de correlação
R ²	R quadrado ou coeficiente de determinação
SS	Sólidos em Suspensão (mg/L)
t	Tempo (s)
t	Valor t de Student calculado
U	Velocidade do Rio (m/s)
V	Volume total durante o evento (m ³)
X	Distância da Cabeceira ou do Início do Trecho (m)

1. INTRODUÇÃO

O gerenciamento dos recursos hídricos está em constante evolução devido à crescente demanda de água. Observa-se que a escassez e os conflitos envolvendo os usos múltiplos da água são cada vez mais constantes, uma vez que a disponibilidade hídrica é um fator fundamental ao desenvolvimento econômico, social e cultural de uma região.

As atividades antrópicas têm afetado a quantidade e a qualidade da água, o que por sua vez compromete a garantia de aproveitamento, presente e futuro, dos recursos hídricos, baseados no conceito de sustentabilidade hídrica.

A situação do sistema de esgotamento sanitário dos municípios brasileiros ainda tem um longo caminho a percorrer para atingir uma condição satisfatória e os investimentos necessários para a recuperação dos corpos d'água receptores são muito elevados. Portanto, a existência de um sistema de gestão de qualidade dinâmico, organizado e integrado torna-se necessário para reverter esta situação de poluição hídrica e minimizar os custos de combate à poluição.

Na área de gestão de recursos hídricos muitos avanços já foram obtidos, como a criação da Lei 9.433/97, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. A lei 9.433/97 proporcionou significativa importância para a construção do desenvolvimento sustentável no Brasil, pois tem como objetivos “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos; e a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, com vistas ao desenvolvimento sustentável”.

Dentre os instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos está o enquadramento dos corpos d'água segundo os usos preponderantes, que conforme o art. 9º da Lei 9.433/97, visa “assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas; e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes”.

O enquadramento dos corpos d'água, segundo a resolução CONAMA 357/05, defini-se como o estabelecimento da meta ou objetivo de qualidade da água (classe) a ser alcançado e/ou mantido em um segmento de corpo de água ao longo do tempo para garantir aos usuários a qualidade necessária ao atendimento de seus usos.

Conforme a resolução CONAMA 357/05, o enquadramento dos corpos hídricos é definido pelos usos preponderantes mais restritivos da água, atuais ou pretendidos. O enquadramento define a meta final que se pretende alcançar em termos da concentração de poluentes, onde poderão ser fixadas metas progressivas intermediárias visando a sua efetivação.

Esta resolução também estabelece que os valores máximos para cada um dos parâmetros relacionados, em cada uma das classes de enquadramento, deverão ser obedecidos nas condições da vazão de referência, definida como a vazão do corpo hídrico utilizada como base para o processo de gestão. No entanto, observa-se que um problema atual para os órgãos gestores é a definição da vazão de referência e sua relação com os parâmetros de qualidade, uma vez que tratam de variáveis com comportamento dinâmico e complexo.

A implementação do enquadramento dos corpos d'água ainda é restrita devido à falta de conhecimento sobre o instrumento, às dificuldades metodológicas para sua aplicação e à falta de ações de gestão e de recursos fundamentais para sua efetivação. Um conjunto de ações deverá ser realizado para a ampliação e efetivação do enquadramento nas bacias hidrográficas, principalmente com relação à capacitação técnica e aperfeiçoamento das legislações, além do desenvolvimento e aprimoramento de métodos e técnicas que possibilitem a utilização racional da água e a redução dos prejuízos ao meio ambiente.

Os problemas relacionados à poluição hídrica podem ser resolvidos através da aplicação de medidas de despoluição hídrica, as quais por sua vez apresentam custos econômicos associados. Logo, a análise econômica das medidas de despoluição hídrica é fundamental para o estabelecimento de metas ou objetivos de qualidade em um corpo d'água, uma vez que a disponibilidade de recursos financeiros poderá interferir na escolha e implementação de alternativas. A análise conjunta da disponibilidade de investimento com os custos das medidas de despoluição possibilita avaliar a viabilidade financeira para o alcance da classe de enquadramento desejada.

Desta forma, pode-se dizer que a gestão de recursos hídricos e os investimentos formam um bloco indissociável para a solução dos problemas relacionados à poluição hídrica. Assim, ao se falar em gestão, necessariamente as decisões estarão relacionadas aos custos das medidas de despoluição. Por este motivo, o desenvolvimento de métodos que auxiliem a verificação da viabilidade econômica das alternativas de despoluição é importante, inclusive como fonte de consulta para estimativas preliminares necessárias para implantação desses empreendimentos. Visto a falta de dados referentes aos custos das medidas de despoluição e a dificuldade de acesso público a esses dados, ressalta-se a necessidade de divulgação de estudos e levantamentos o que possibilitem o uso dessas informações para a seleção de alternativas de despoluição adequadas para a região de estudo.

Tendo-se em vista as dificuldades encontradas na efetivação do enquadramento dos corpos d'água no Brasil e a falta de uma metodologia que auxilie o processo, observa-se a

necessidade do desenvolvimento de uma ferramenta de análise que auxilie a tomada de decisão na aplicação do instrumento.

O modelo de gestão desenvolvido nesta tese buscou integrar em suas rotinas de cálculo os diversos aspectos envolvidos na elaboração da proposta de enquadramento. Estes aspectos incluem a simulação da qualidade da água, a integração entre cenários de vazão de referência com a qualidade da água através de curvas de probabilidade de ocorrência, a definição de cenários de remoção de carga e os custos das medidas de despoluição hídrica. Este estudo representa um avanço metodológico para auxiliar a definição das propostas de enquadramento e para o estabelecimento de metas progressivas, uma vez que estes aspectos nunca foram analisados integradamente dentro de uma plataforma de auxílio à tomada de decisão.

A plataforma de gestão desenvolvida pode auxiliar o sistema de gestão de recursos hídricos, uma vez que insere conceitos estabelecidos para a efetivação do sistema, como a integração da qualidade e da quantidade da água e para a análise integrada entre os demais instrumentos de gestão, como a outorga de diluição de efluentes visando a manutenção da classe do enquadramento.

A inclusão dos critérios propostos em uma plataforma única introduz vantagens ao processo decisório, pois sua utilização permite maior flexibilidade e agilidade, tanto para as análises dos cenários quanto para a introdução de novos critérios e equacionamentos.

O modelo de gestão proposto é de fácil entendimento e aplicação, e ainda possibilita a avaliação de diferentes alternativas para efetivação do enquadramento. Estas alternativas devem estar de acordo com o desejo da sociedade em relação à qualidade da água e condizente com a disponibilidade financeira da região, o que fundamenta o caráter de planejamento do instrumento de enquadramento dos corpos hídricos.

2. OBJETIVO

O objetivo geral desta tese foi desenvolver uma metodologia que integre os procedimentos envolvidos para a elaboração da proposta do instrumento de gestão “Enquadramento dos corpos hídricos”, previsto na Lei Federal 9.433/97. A metodologia proposta incluiu a integração quantitativa e qualitativa de água, assim como novos critérios de análise, sendo eles, a probabilidade de ocorrência da qualidade da água e os custos das medidas de despoluição hídrica necessários para a obtenção da classe desejada.

2.1. Objetivos Específicos

Os objetivos específicos deste estudo foram:

- Analisar da situação do enquadramento dos corpos hídricos no país e identificar as principais dificuldades encontradas;
- Estabelecer embasamento teórico para a utilização da probabilidade de ocorrência da qualidade da água, através da relação entre as vazões de referência ocorridas na bacia hidrográfica com a qualidade da água registrada em cada cenário de vazão de referência;
- Desenvolver funções de custo para as medidas de despoluição hídrica para o controle de cargas pontuais domésticas e difusas;
- Desenvolver um modelo que integre em uma interface computacional critérios de análise para elaboração da proposta de enquadramento dos corpos hídricos. Os critérios considerados são a simulação da qualidade da água, a definição de cenários de despoluição hídrica, o cálculo da probabilidade de ocorrência da qualidade da água e dos custos relacionados aos cenários de despoluição propostos;
- Aplicar o modelo desenvolvido na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu para validação da metodologia proposta.

2.2. Justificativa

O crescente uso dos recursos hídricos para atender as necessidades do desenvolvimento econômico, de uma região ou bacia hidrográfica, resultou em uma situação

de escassez do recurso, seja em função da crescente demanda ou do lançamento de despejos que acarretam na degradação qualitativa dos corpos d'água.

A importância deste recurso natural, para a manutenção da vida dos ecossistemas presentes e para o desenvolvimento econômico da bacia hidrográfica, acarretou na necessidade do estabelecimento de um sistema de gestão de recursos hídricos que permita avaliar os aspectos envolvidos e minimizar os conflitos entre usos concorrentes.

Os avanços obtidos na gestão de recursos hídricos no Brasil nas últimas décadas são evidentes, onde destaca-se a criação da Política e do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos com a promulgação da Lei Federal 9.433 em 8 de janeiro de 1997.

A Lei 9.433/97 introduziu aspectos e conceitos fundamentais para o processo de gestão, tais como a indissociável ligação entre a qualidade e quantidade de água, a integração entre a gestão de recursos hídricos e ambiental, e o estabelecimento dos instrumentos de gestão para sua efetivação. No entanto, na prática o que se tem observado são algumas dificuldades para implementar os instrumentos de forma integrada.

Observa-se que o processo de gestão no Brasil necessita de mais ações de planejamento, permitindo a otimização dos investimentos visando a correta priorização das ações e definição de metas realizáveis.

O cenário atual de gestão de recursos hídricos indica que existe um longo percurso entre os conceitos estabelecidos e as questões práticas. A existência de uma plataforma computacional de gestão, que permita avaliar os inúmeros conceitos envolvidos no processo de forma integrada, trará maior agilidade e confiabilidade na análise de inúmeras alternativas produzidas para a tomada de decisão. Isto permitirá que o enquadramento passe a ser visto pelos órgãos gestores como um instrumento de planejamento e não como um processo de verificação de atendimento aos padrões de qualidade pré-estabelecidos.

O modelo de gestão proposto nesta tese buscou integrar em uma plataforma única os diversos critérios envolvidos na análise do enquadramento dos corpos d'água. Entre os principais avanços metodológicos está a utilização da probabilidade de ocorrência da qualidade da água e os custos das medidas de despoluição hídrica associados a esta probabilidade, visando a obtenção da classe de enquadramento desejada. Estes novos critérios inseridos em uma ferramenta computacional, juntamente com as rotinas de simulação da qualidade e quantidade da água, auxiliarão a tomada de decisão fundamentada em aspectos técnicos e factíveis economicamente.

Cabe destacar que esta visão não é evidente na literatura corrente e se constitui, portanto, na principal contribuição desta pesquisa.

3. O INSTRUMENTO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA

O enquadramento dos corpos d'água é um dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos, fundamental para o gerenciamento de recursos hídricos e para planejamento ambiental, definido pela Lei 9433/97.

A Resolução CNRH nº 91, de novembro de 2008, estabelece os procedimentos para a realização do enquadramento dos corpos d'água em classes segundo os usos preponderantes, considerando que o mesmo deve obedecer às normas ambientais específicas e, especialmente, a Resolução CONAMA nº 357, de 17/03/2005. Esta resolução classifica as águas doces, salobras e salinas do território nacional.

O enquadramento, segundo a Resolução CONAMA nº 357, é o estabelecimento de meta ou objetivo de qualidade da água (classe) a ser alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo.

Conforme consta no art. 9º da Lei 9.433/97, o enquadramento dos corpos d'água visa: “assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas; e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes”.

O enquadramento dos corpos d'água não se baseia necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que um corpo de água deveria possuir para atender às necessidades definidas pela sociedade.

Este instrumento é um processo de planejamento entre o uso da água, o zoneamento de atividades e o estabelecimento de medidas para o controle da poluição. Portanto, a elaboração da proposta do enquadramento deve considerar a qualidade da água, que condiciona o uso, as cargas poluidoras e os custos para reduzir a poluição. Os usuários da bacia hidrográfica devem estar cientes que quanto mais restritiva a qualidade da água para atender aos usos maiores serão os custos necessários para tratar as cargas poluidoras.

Leeuwestein & Monteiro (2000) citam que o referido instrumento é fundamental em bacias hidrográficas onde existem conflitos de uso. Sua aplicação permite aos diferentes gestores de água uma ferramenta para assegurar a disponibilidade quantitativa e qualitativa da água, em uma bacia hidrográfica, promovendo a proteção e a recuperação dos recursos hídricos.

A Política Nacional de Recursos Hídricos estabelece como suas diretrizes de ações a integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental, a articulação do planejamento de recursos hídricos com o setor de usuários e a articulação da gestão de

recursos hídricos com a do uso do solo. Neste cenário articulador, o enquadramento fortalece a relação entre a gestão de recursos hídricos, de meio ambiente e de uso do solo.

Segundo a Agência Nacional de Águas - ANA (2009b) a implementação do enquadramento envolve diversas ações, entre as quais destacam-se os mecanismos de comando e controle (fiscalização de fontes de poluição, aplicação de multas, outorga, termo de ajustamento de conduta), mecanismos de disciplinamento (zoneamento, uso do solo) e mecanismos econômicos (cobrança pelo lançamento, subsídios para redução da poluição).

A CONAMA 357/05 estabelece que as ações de gestão relacionadas ao uso dos recursos hídricos deverão basear-se nas metas intermediárias e final. Dentre os processos de gestão relacionados ao instrumento de enquadramento de corpos hídricos, destacam-se as seguintes atribuições:

- A Resolução do CNRH 17/2001 estabelece que os planos de bacia devem apresentar a proposta de enquadramento;
- A PNRH 9433/97 estabelece que as classes do enquadramento devem ser obedecidas nos procedimentos de concessão de outorga;
- Quanto à cobrança pelo uso tem-se que o enquadramento é considerado de duas maneiras, seja indiretamente através da cobrança pelo uso sujeito a outorga, ou diretamente através da utilização dos valores arrecadados para aplicação em programas e medidas de despoluição, e, ainda, através da inserção da classe na fórmula para definir o valor da cobrança;
- O licenciamento ambiental permite a integração entre os padrões de emissão com os padrões estabelecidos pela classe do enquadramento;
- O enquadramento pode ser considerado um mecanismo de controle do uso e ocupação do solo, uma vez que restringe a instalação de empreendimentos que acarretem alterações na qualidade da água incompatíveis com a classe do enquadramento. Esta integração é representada pelo planejamento do uso do solo e do zoneamento ambiental;
- Cabe destacar, a importância da articulação entre o setor de saneamento e de recursos hídricos para a efetivação das metas do enquadramento, onde grandes avanços foram atingidos com a Lei 11.445/2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Tal legislação incorporou como diretrizes do setor de saneamento que as metas do setor serão alcançadas progressivamente visando atender aos padrões estabelecidos para as classes do enquadramento.

3.1. Elaboração da Proposta de Enquadramento dos Corpos Hídricos

A Resolução CNRH nº 91/08, dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos. Conforme consta em seu Art. 3º, a proposta de enquadramento deverá conter o diagnóstico e o prognóstico da bacia, as propostas de metas relativas às alternativas de enquadramento e o programa de efetivação.

O desenvolvimento da etapa de diagnóstico deve levantar as informações equivalentes à situação atual da bacia, principalmente em função dos usos dos recursos hídricos e os respectivos impactos sobre a qualidade da água.

Segundo a Resolução CONAMA 357/05, o enquadramento dos corpos hídricos será definido pelos usos preponderantes mais restritivos da água, atuais ou pretendidos. Cabe ressaltar que o uso preponderante não significa necessariamente o que apresente maior volume captado e sim o que possui maior importância, em função dos requisitos de qualidade da água exigida.

Como parte integrante do processo de gestão de qualidade da água, o enquadramento necessita gestão participativa na definição de políticas ou diretrizes para a bacia hidrográfica, na definição dos objetivos de qualidade da água e das metas a serem percorridas para a efetivação do instrumento dentro de um horizonte de planejamento. Neste processo devem ser incluídos aspectos técnicos, econômicos, sociais e políticos.

O enquadramento dos corpos hídricos deve garantir os padrões de qualidade da água compatível com os usos de acordo com a capacidade de investimento da sociedade, onde a efetivação da meta pretendida depende da ponderação entre a condição atual do corpo hídrico, a condição desejada e a condição possível de ser atingida.

A identificação da qualidade da água atual é outra etapa importante do diagnóstico, pois permite verificar em que situação o corpo hídrico encontra-se enquadrado na condição atual e avaliar o quão distante o mesmo se encontra em relação à meta desejada. Desta forma é possível estabelecer ações adequadas para torná-la compatível com os usos pretendidos.

A identificação e a quantificação das cargas poluidoras é outra etapa importante do diagnóstico, pois permite avaliar o impacto da poluição sobre os recursos naturais e a alteração dos parâmetros prioritários de qualidade da água. Nesta análise é fundamental a inclusão das cargas de origem difusa, além das cargas pontuais, pois ambas são responsáveis pela poluição dos corpos hídricos e, desta forma, devem ser consideradas no programa de efetivação do enquadramento.

Um exemplo da necessidade de inclusão da carga difusa e suas medidas de controle nas metas do enquadramento é a experiência dos Estados Unidos da América com o Clean Water Act, onde em 1987, 15 anos após sua aprovação e de sucessivas revisões, foi introduzida a necessidade de adoção de instrumentos de controle da poluição difusa de origem urbana, pois até então a Lei era voltada para o controle de cargas pontuais e as medidas preconizadas para controle de tais cargas não estavam sendo suficientes para atingir a meta de qualidade da água estabelecida.

Na etapa do prognóstico da bacia hidrográfica devem ser realizadas as projeções da bacia, isto inclui a estimativa dos usos, do crescimento populacional e das atividades econômicas (industriais e agrícolas).

A estimativa de cenários futuros da bacia inclui: projeções populacionais e das atividades econômicas; evolução de uso e ocupação do solo e seus impactos ambientais; evolução de uso, disponibilidade e demanda de água e seus impactos ambientais.

Nesta fase deve ser realizada a seleção dos parâmetros prioritários em função dos usos preponderantes e das vazões de referência. A Resolução CNRH 91/08 estabelece que o conjunto de parâmetros de qualidade da água a serem utilizados no processo de enquadramento deve ser definido em função dos usos pretendentes dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Portanto, esta declaração indica que não é necessário incluir na análise todos os parâmetros listados na Resolução CONAMA 357/05, mas sim aqueles que afetam a qualidade da água exigida para o atendimento dos usos.

A próxima etapa é a elaboração da proposta de enquadramento, onde serão indicadas alternativas de enquadramento, tendo-se em vista atingir ou manter a qualidade da água compatível com os usos atuais e futuros dos recursos hídricos na bacia hidrográfica.

Os trechos que apresentarem desconformidade em relação à classe pretendida deverão ser identificados e medidas de despoluição deverão ser propostas, onde o nível de remoção de carga pode ser indicado através do uso da modelagem matemática.

O programa de efetivação do enquadramento deve indicar as ações necessárias para atingir a qualidade da água desejada. Estas ações podem ser escalonadas no horizonte de planejamento (metas progressivas intermediárias), para tanto, deve ser definido o prazo para realização das metas em um programa de curto, médio e longo prazo.

A Resolução CNRH 91/08 estabelece que as alternativas de proposta de enquadramento devem apresentar a estimativa dos custos das medidas de despoluição hídrica para a implantação e efetivação do enquadramento. Isto reforça a necessidade da elaboração de fontes de pesquisa de custos das medidas de despoluição, sejam elas para abatimento de carga pontual ou difusa.

O programa para efetivação do enquadramento dará diretrizes para os órgãos gestores de recursos hídricos e os órgãos ambientais competentes monitorar, controlar e fiscalizar as condições de qualidade da água do corpo hídrico, e assim, avaliar se as metas do enquadramento estão sendo cumpridas.

3.2. Considerações sobre o Enquadramento dos Corpos Hídricos

O enquadramento dos corpos d'água, segundo classes de usos preponderantes, é um instrumento de planejamento, que deve ostentar uma visão macro da bacia hidrográfica, considerando todos os processos ocorridos na mesma.

Muñoz & Bortoluzzi (2000) afirmam que o enquadramento é uma ferramenta chave para a definição do plano de recursos hídricos, pois as discussões sobre os usos preponderantes para os diversos corpos d'água, custos, prazos e compromissos associados, permitem decidir qual o cenário que a sociedade deseja atingir. Desta forma, o enquadramento deve sustentar os anseios da sociedade com relação aos aspectos de preservação ambiental, crescimento econômico e melhoria da qualidade de vida, sendo estes indicados através dos objetivos de qualidade da água.

Os objetivos de qualidade da água equivalem aos usos a serem sustentados, onde cada uso implica em diferentes requisitos de qualidade, que deverá se alcançado ou mantido ao longo do tempo. Portanto, os objetivos de qualidade devem ser definidos de forma realista, variando de acordo com a aptidão e a necessidade regional, pois quando muito restritos podem gerar custos altos e de difícil efetivação; e quando muito comedidos podem tornar algumas situações de degradação irreversíveis, ameaçando a disponibilidade hídrica.

Cabe destacar a importância da seleção do conjunto de parâmetros para subsidiar a proposta de enquadramento do corpo hídrico, o qual deverá ser representativo dos impactos ocorrentes e que afetam os usos pretendidos. Os parâmetros selecionados servirão como base para as ações prioritárias de prevenção, controle e recuperação da qualidade da água na bacia, em consonância com as metas progressivas (MMA, 2005).

A Resolução CNRH nº 91/2008 estabelece que o conjunto de parâmetros de qualidade da água adotados no processo de enquadramento deve ser definido em função dos usos pretendidos dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, considerando os diagnósticos e prognósticos elaborados. Costa & Conejo (2009) apresentaram os principais parâmetros relacionados com os usos da água, os quais foram indicados na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Parâmetros de qualidade da água relacionados aos usos dos recursos hídricos

<i>Uso</i>	<i>Parâmetros Relacionados</i>	<i>Classe</i>
Proteção das comunidades aquáticas	Oxigênio Dissolvido, DBO, pH, Temperatura da água, Nutrientes (N, P), Amônia, Algas, Clorofila, Turbidez, Substâncias tóxicas (metais, agrotóxicos, entre outros), Coliformes termotolerantes, Sólidos em suspensão.	1
Abastecimento humano	Turbidez, DBO, pH, Nutrientes (Nitrogênio e Fósforo), Amônia, Algas, Clorofila, Cloreto, Coliformes termotolerantes, Patógenos, Substâncias tóxicas, Potencial de formação de trihalometanos, Sólidos totais.	1, 2 e 3
Recreação	Coliformes termotolerantes, Algas, Óleos e graxas, Turbidez.	2 e 3
Aquicultura e pesca	Oxigênio Dissolvido, pH, Temperatura, Nutrientes (Nitrogênio e Fósforo), Algas, Turbidez, Substâncias tóxicas (metais, agrotóxicos, entre outros), poluentes que se acumulam ao longo da cadeia alimentar (POPs).	2
Irrigação	coliformes termotolerantes, sólido totais dissolvidos, cloretos, sódio, pH, Potássio, Cálcio, Magnésio, condutividade elétrica.	2 e 3
Dessedentação de animais	nitratos, sulfatos, sólidos totais dissolvidos, metais, poluentes orgânicos (ex: agrotóxicos), patógenos e algas.	1, 2 e 3
Navegação	sólidos em suspensão, materiais flutuantes, espumas não naturais, odor, aspecto da água.	4
Harmonia paisagística	materiais flutuantes, espumas não naturais, odor e aspecto da água.	4

Fonte: Adaptado de Costa & Conejo (2009).

3.2.1. *Metas de qualidade de água*

O enquadramento dos corpos d'água deve ser entendido como meta a ser alcançada e não, necessariamente, como situação atual dos corpos d'água, portanto, como um instrumento de planejamento.

Os conjuntos de metas orientam as etapas para o alcance dos objetivos de qualidade propostos, focalizando os problemas de poluição a serem solucionados. As metas devem ser exequíveis física e financeiramente e cumpridas de médio a longo prazo.

Leeuwestein & Monteiro (2000) sugerem que as propostas de enquadramento deverão ser elaboradas de maneira participativa e descentralizada, estabelecendo metas de

qualidade para os corpos hídricos da bacia. É um pacto firmado entre os usuários de água e seus objetivos somente poderão ser alcançados se houver a compreensão da importância do enquadramento para o planejamento integrado da bacia, bem como de suas conseqüências socioeconômicas e ambientais.

Segundo a Resolução 357/05, em suas considerações, o enquadramento expressa metas finais a serem alcançadas, podendo ser fixadas metas progressivas intermediárias, obrigatórias, visando a sua efetivação. A definição de metas, conforme consta nesta resolução, é o desenvolvimento do objetivo em realizações físicas e atividades de gestão, de acordo com unidades de medida e cronograma preestabelecidos, de caráter obrigatório.

3.2.2. *Progressividade das Metas de Despoluição Hídrica*

Conforme a Resolução 357/05, o programa de efetivação do enquadramento dos corpos hídricos deve seguir um conjunto de medidas ou ações progressivas e obrigatórias, necessárias ao atendimento das metas intermediárias e finais de qualidade de água estabelecidas pela proposta do enquadramento.

Tendo isto em vista, as medidas de despoluição podem ser implementadas seguindo um escalonamento das ações, sejam elas pela expansão física do sistema ou pelo aumento da eficiência do tratamento, tanto em remoção de carga quanto ao número de poluentes a serem tratados, dentro de um período de projeto estabelecido.

França et al. (2007) apresentaram uma metodologia para a efetivação do enquadramento através da utilização de metas progressivas para remoção de carga. As medidas elaboradas foram compostas de medidas estruturais de despoluição hídrica, as quais contaram com o aumento da cobertura de coleta e tratamento de esgoto doméstico e com o aumento da eficiência do tratamento do efluente. A estratégia de investimento para consolidação das metas foi apresentada em três cenários (A, B e C). No cenário A foram alocados maiores investimentos em despoluição hídrica nos primeiros anos do horizonte de planejamento, o que resulta em maiores benefícios de qualidade da água no início do Plano de Investimentos. O cenário B foi composto por investimentos lineares ao longo do horizonte de planejamento. Por sua vez, o cenário C foi elaborado considerando maiores investimentos para o fim do período de planejamento, o oposto do cenário A. Com isso, observa-se que as estratégias podem percorrer caminhos distintos, o importante é a obtenção do resultado final, ou seja, a efetivação da meta.

A estratégia adotada para a realização das metas progressivas deve estabelecer o período de planejamento para a expansão da rede de coleta e tratamento de esgoto sanitário e para o aumento do nível de tratamento, através do aumento da remoção de

carga e do número de poluentes a serem tratados, assim como ajustes ou reduções de carga para o setor industrial.

A progressividade das metas permite o não atendimento da classe de enquadramento dos corpos hídricos dentro do horizonte de planejamento, como sugere a utilização da probabilidade de ocorrência da qualidade da água, metodologia proposta por esta tese.

A probabilidade de ocorrência da qualidade da água pode indicar o resultado das medidas de controle de poluição hídrica sobre a melhoria da qualidade da água, onde o risco do não atendimento deve diminuir à medida que as ações e programas forem sendo implementados.

3.3. Legislação Voltada para o Enquadramento dos Corpos d'Água

Este capítulo visa esclarecer a complexa relação entre os instrumentos legais e institucionais relacionados ao enquadramento dos corpos d'água, objetivando a efetivação deste instrumento de gestão.

A legislação relacionada ao enquadramento dos corpos d'água no Brasil apresenta uma evolução quanto ao aspecto jurídico, ganhando força como um instrumento de integração dos aspectos de qualidade e quantidade de água.

O Código das Águas foi a primeira legislação brasileira voltada aos recursos hídricos, através do Decreto nº 24.643, de 10 de julho, publicado no DOU de 24 de julho de 1934. A intenção foi dotar o país de uma legislação adequada que permitisse ao poder público controlar e incentivar o aproveitamento industrial das águas. Esse Decreto federal impôs condições para o aproveitamento da água superficial.

O primeiro sistema de classificação dos corpos d'água no Brasil surgiu com a regulamentação do Decreto Estadual 24.806, de São Paulo em 1955, o qual enquadrava os primeiros rios, resultando em três portarias (Leeuwestein, 2000).

Em 1972, após a Conferência do Meio Ambiente de Estocolmo, é instituída no Brasil a Secretaria Especial de Meio Ambiente (SEMA), quando começam a ser criados os órgãos estaduais do meio ambiente, dando início ao processo de separação entre o tratamento legal dado à proteção da quantidade e qualidade de água que se perpetua até os dias atuais, ficando os aspectos de qualidade a cargo das legislações ambientais.

Em 1976, surge a Portaria MINTER nº 13 como um instrumento de base legal federal voltada para o enquadramento dos corpos hídricos através da divisão por classes, com a finalidade restrita de atender padrões de balneabilidade e recreação. Esta foi a primeira

portaria de enquadramento de corpos hídricos de alcance nacional. No entanto, ainda existia a necessidade de inclusão aos demais usos não considerados, até então os usos eram para fins de geração de energia elétrica acrescentados para balneabilidade e recreação.

Em 1976, o acordo fixado entre o Ministério de Minas e Energia e o Governo do Estado de São Paulo, deflagrou a necessidade de uma política voltada para os múltiplos usos da água. Este acordo visou à melhoria das condições sanitárias dos rios Tietê e Cubatão por meio do desenvolvimento de ações em situações críticas, adequação de obras de saneamento, abastecimento de água e tratamento de esgoto. A articulação para estas ações foram obtidas devido a criação de comitês com a participação de órgãos e entidades do Governo Federal e do Estado e da concessionária Light, conciliando diferentes usos e interesses, entre os quais o abastecimento de águas, o controle de poluição e enchentes, e a geração de energia elétrica (Diniz, 2007).

O resultado desta experiência entre as bacias do Tietê e Cubatão propiciou, em 1978, aos Ministérios de Minas e Energia e do Interior a criação do Comitê Especial de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas (CEEIBH). Este comitê tinha como finalidade promover a utilização racional dos recursos hídricos por meio da integração dos planos e estudos em desenvolvimento pelas instituições (MMA, 2006).

Em 1981, surge a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), garantindo os usos múltiplos da água com posterior regulamentação dos padrões de qualidade das águas estabelecendo indicadores de qualidade para atender a estes usos. A PNMA firmou o respaldo legal para a garantia do meio ambiente equilibrado, utilizando-se de critérios e padrões de qualidade ambiental a serem definidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), órgão consultivo e deliberativo pertencente ao Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA).

A Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA) define os critérios e padrões de qualidade das águas para a preservação dos usos múltiplos entre seus instrumentos, juntamente com as licenças, sistema de informações ambientais, zoneamentos e incentivos ambientais, todos estes, instrumentos que possuem papel na gestão das águas. Além disso, prevê entes competentes para a sua definição e controle, ficando a cargo do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) a definição dos padrões de qualidade das águas.

Em 1986, o CONAMA estabelece os critérios e padrões de qualidade de água de acordo com parâmetros e indicadores específicos para a proteção da saúde, o bem-estar humano e o equilíbrio ecológico aquático.

A Resolução 20/86 fixa metas para garantia dos diversos usos preponderantes da água e diretrizes para a utilização do enquadramento dos corpos d'água como instrumento de planejamento, permitindo que os objetivos sejam atingidos gradativamente. O

estabelecimento dos objetivos de qualidade não eram baseados no estado atual dos corpos d'água, e sim naqueles em que estes deveriam possuir para atender às necessidades de uso.

Com o objetivo de estabelecer a efetivação dos enquadramentos, a Resolução CONAMA 20/86 prevê a realização de programas de controle de poluição, sendo que os corpos d'água em desacordo com a sua classe devem ser objeto de providências com prazo determinado visando a sua recuperação (art. 20, inciso "a").

A partir da Resolução CONAMA 1/86, que dispõe sobre os procedimentos relativos ao Estudo de Impacto Ambiental, até a instituição da Política Nacional de Recursos Hídricos, a qualidade da água passou a ser gerida pelos órgãos pertencentes ao Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), que inclui o Ministério do Meio Ambiente (MMA), Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), Instituto Brasileiro dos Recursos Naturais (IBAMA) e órgãos estaduais e municipais ambientais.

A necessidade de um sistema de gestão de recursos hídricos específico culminou, em 1986, na criação de um grupo de trabalho pelo Ministério de Minas e Energia que resultou na recomendação da criação e instituição do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH).

Em 1988, a Constituição Federal culminou em um importante marco, principalmente, em prever a existência do sistema específico de recursos hídricos, SINGREH.

Em virtude do estabelecido na Constituição Federal, e nas decorrentes Constituições Estaduais, alguns estados voltaram seus esforços para a elaboração das respectivas leis de recursos hídricos.

O estado de São Paulo, em 1991, incorporou estes princípios na primeira política de recursos hídricos (Lei 7663/91), que estabeleceu diretrizes similares à Política Nacional ao mencionar entre seus objetivos assegurar os usos múltiplos da água, instituindo o sistema estadual com colegiados participativos, e definindo o enquadramento como seu instrumento de planejamento (Leeuwestein, 2000).

Em seqüência, no mês de julho de 1992, foi a vez do Estado do Ceará, seguido pelo Distrito Federal, em julho de 1993. No ano seguinte, Minas Gerais, Santa Catarina e Rio Grande do Sul sancionaram suas leis de recursos hídricos, nos meses de junho, novembro e dezembro, respectivamente. Em 1995, os estados de Sergipe e da Bahia promulgaram suas leis e, em 1996, Rio Grande do Norte e Paraíba (MMA, 2006).

O avanço das legislações estaduais ocorreu, inicialmente, nas regiões onde eram identificados conflitos relacionados à disponibilidade de água, os quais eram causados por restrições quantitativas e/ou qualitativas. Atualmente, todos os estados instituíram suas políticas estaduais de recursos hídricos (ANA, 2009).

No âmbito nacional, em 1997, o Brasil aprova a sua Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), definindo o sistema de recursos hídricos nacional, incorporando as diretrizes institucionais e prevendo o enquadramento como seu instrumento de planejamento.

A Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/97) é o grande marco na evolução da legislação das águas e incorpora os princípios gerais considerados importantes para o sucesso do sistema de gestão das águas, incluindo a definição dos objetivos de qualidade de água dos corpos hídricos como seu instrumento de planejamento e a definição de diretrizes para a sua efetivação (Diniz, 2007).

O objetivo da PNRH passa a ser a utilização racional e integrada dos recursos hídricos visando a assegurar água em qualidade e quantidade e seus usos múltiplos para as gerações atuais e futuras, através das seguintes diretrizes de ação: integração dos aspectos de qualidade e quantidade da água; integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental e do uso do solo; articulação do planejamento dos recursos hídricos com o dos setores de usuários, com os planejamentos regional, estadual e nacional; articulação entre a União e Estados; adequação de gestão às diversidades regionais (Lei 9433/97).

A Política Nacional de Recursos Hídricos estabelece um sistema específico para a gestão das águas, o Sistema de Gestão de Recursos Hídricos, composto pelo Comitê de Bacias Hidrográficas, Conselho Nacional e Estadual de Recursos Hídricos (CNRH e CERH), Órgãos de Recursos Hídricos e Agências de Bacia, com competências específicas. E essas instituições assumem alguns dos papéis antes pertencentes ao Sistema Ambiental na gestão das águas e competências de gestão de instrumentos novos instituídos por meio da política.

Dentre os papéis assumidos pelo Sistema de Gestão de Recursos Hídricos estão a definição e aprovação do enquadramento, a partir de classes de qualidade de água definidas pelo Sistema Ambiental, e o programa de efetivação, concessão de outorga, cobrança pelo uso da água e a instituição do sistema de informação de recursos hídricos.

O enquadramento dos corpos d'água, como um instrumento que promove a integração de qualidade e quantidade de água, fortalece a articulação entre os instrumentos de gestão hídrica e ambiental, garantindo a disponibilidade de água nos padrões adequados para atender seus usos múltiplos.

Outro aspecto notório é o papel fundamental do enquadramento para os demais instrumentos de gestão de recursos hídricos (outorga, cobrança e planos de bacia) e instrumentos de gestão ambiental (licenciamento, monitoramento, termos de ajustamento de conduta e o controle da poluição). Estes mecanismos deverão considerar as metas intermediárias e/ou finais do enquadramento em seus procedimentos. Por sua vez, o

enquadramento deve obedecer às normas estabelecidas na legislação ambiental específica, que define os padrões de qualidade da água estabelecidos para as classes no atendimento dos usos. Desta forma, evidencia-se o papel articulador do enquadramento entre os sistemas de recursos hídricos e de meio ambiente.

A integração entre os órgãos de recursos hídricos e ambiental pode ser visualizada entre os instrumentos de enquadramento e licenciamento, onde ambos visam o disciplinamento legal do uso do bem comum. O enquadramento dos corpos d'água busca garantir água em qualidade suficiente para os usos pretendidos, de modo que as condições previstas no licenciamento sejam efetivamente possíveis. No entanto, segundo Porto (2009) um dos grandes desafios da integração do enquadramento e do licenciamento ambiental é a exigência de processos de decisões e base de informação comum.

Assim como Porto (2009) enfatiza que a integração entre a outorga de efluentes e o licenciamento ambiental não deve ser apenas burocrática, e não existe a necessidade de ser realizada pelo mesmo órgão, pois manter as diferentes visões enriquece e complementa a decisão. Este tipo de integração deve existir para o enquadramento dos corpos d'água e o licenciamento ambiental, onde o licenciamento ambiental e o enquadramento dos corpos d'água não são excludentes, mas sim complementares quando utilizam na análise os mesmos conceitos e diretrizes.

Em 20 de julho de 2000, por meio da Resolução CNRH 12/00 que trata dos procedimentos para a definição do enquadramento em função das diretrizes da PNRH, o enquadramento passou a ser definido a partir de um conteúdo mínimo obrigatório que inclui avaliação dos usos atuais e futuros da bacia, os benefícios sócio-econômicos, ambientais, custos e prazos decorrentes.

A PNRH prevê entre seus instrumentos, além dos planos de bacia e o enquadramento, a outorga de uso d'água, como instrumento regulatório, a cobrança pelo uso, como instrumento econômico, e o sistema de informação de recursos hídricos.

Após 1997, com a instituição de um sistema de recursos hídricos autônomo do sistema ambiental por meio da PNRH, reforça-se o papel do enquadramento como instrumento de articulação.

Segundo Mota & Aquino (2003) este mecanismo permite a ligação entre qualidade e quantidade de água, ou seja, fortalece a relação entre a gestão dos recursos hídricos e a gestão do meio ambiente.

A revisão da resolução CONAMA 20/86, atual CONAMA 357/05, trouxe uma valiosa contribuição para o enquadramento através da consideração do processo de autodepuração das águas superficiais, pois isto permite que o rio apresente valores mais elevados para o aporte de carga orgânica desde que a capacidade de assimilação de carga do corpo hídrico

respeite as condições mínimas de OD. Outro aspecto introduzido pela revisão da resolução foi o estabelecimento dos padrões de qualidade válidos para a vazão de referência, e ainda estabeleceu a possibilidade de serem definidas metas intermediárias progressivas para o atendimento final da classe pretendida, sendo que as metas progressivas são um dos principais marcos da evolução da legislação na garantia do arcabouço legal necessário para a reversão do atual cenário de poluição das águas.

A definição de metas, conforme consta nesta resolução, é o desenvolvimento do objeto em realizações físicas e atividades de gestão, de acordo com unidades de medida e cronograma preestabelecidos, de caráter obrigatório.

A Resolução CONAMA 357/05 fortalece, por meio das diretrizes comuns, a articulação dos sistemas de gestão entre si e destes com o saneamento ambiental, por estabelecerem os objetivos de qualidade a serem observados pelos gestores e prestadores de serviço para atender ao objetivo de integração da quantidade e qualidade das águas (Diniz, 2007).

Conforme art. 38, § 3º da Resolução 357, as ações de gestão referentes ao uso dos recursos hídricos, tais como a outorga e cobrança pelo uso da água, ou referentes à gestão ambiental, como o licenciamento, termos de ajustamento de conduta e o controle da poluição, deverão basear-se nas metas progressivas intermediárias e final, aprovadas pelo órgão competente para a respectiva bacia hidrográfica ou corpo hídrico específico.

Outra questão importante de ser abordada, em relação à CONAMA 357/05, é o fato de que apesar de prever a seleção dos parâmetros de qualidade de água para a definição das classes em função das especificidades locais, a resolução mantém a padronização genérica das classes prevista na CONAMA 20/86, estabelecendo para todo o país os mesmos limites dos parâmetros de qualidade de água a serem selecionados, sem considerar as especificidades locais. Outro aspecto está relacionado aos parâmetros que não fazem parte das metas progressivas deverão obedecer, desde o primeiro momento, aos limites fixados na classe enquadrada, o que limita o processo de fazer a recuperação de forma gradativa. Estes são alguns dos detalhes que dificultam a aplicação e efetivação do instrumento no Brasil.

Em janeiro de 2007, a Lei Federal Nº 11.445, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, introduziu o estabelecimento de metas progressivas para que a qualidade dos efluentes de unidades de tratamento de esgotos sanitários atenda aos padrões das classes dos corpos hídricos em que forem lançados. As metas incluem a expansão dos serviços em curto, médio e longo prazos.

Em novembro de 2008, a CNRH 12/00 foi revogada e entrou em vigor a Resolução CNRH 91/08, que trata dos procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de

água superficiais, como a antiga resolução, e subterrâneos, sendo este seu principal diferencial. A inclusão das águas subterrâneas deu-se em decorrência do estabelecimento da Resolução CONAMA 396 de 3 de abril de 2008, a qual estabeleceu o enquadramento das águas subterrâneas.

A Resolução CNRH 91/08 estabeleceu que o conjunto de parâmetros de qualidade da água adotado para o processo de enquadramento deve ser definido em função dos usos pretendidos, considerando o diagnóstico e o prognóstico. Isto permite incluir no processo de gestão os parâmetros que possam afetar os usos pretendidos.

Segundo o Art. 7º da CNRH 91/08, o programa para efetivação do enquadramento deve conter propostas de ações de gestão e seus prazos de execução, os planos de investimentos e os instrumentos de compromisso que compreendam. Com isso, observa-se que os investimentos necessários para a realização das ações previstas começam a serem considerados nos procedimentos para elaboração da proposta de enquadramento.

Conforme pode ser observado na revisão apresentada sobre o processo legislativo relacionado à gestão das águas, grandes avanços no panorama nacional foram realizados na medida em que foi instituído o sistema específico de recursos hídricos, os estados foram instituindo suas leis específicas, a criação da Política Nacional de Recursos Hídricos e o aprimoramento das leis existentes a nível nacional. Contudo, observa-se que esforços ainda serão necessários para reverter o processo de degradação da qualidade da água, como a priorização de ações para melhoria da qualidade da água, de investimentos, políticas governamentais e o desenvolvimento de metodologias claras e eficientes para auxiliar os órgãos gestores na tomada de decisão.

A proposta apresentada nesta tese visa suprir a carência metodológica para auxiliar o processo de gestão de recursos hídricos. Isto inclui a adoção do risco de não atendimento dos padrões de qualidade da água estabelecidos para as classes de enquadramento, onde para diminuir este risco é necessário o estabelecimento de medidas de despoluição hídricas, as quais possuem custos de implantação e operação. A análise integrada entre probabilidade de ocorrência da qualidade da água e os custos envolvidos nas medidas de despoluição torna a elaboração da proposta de enquadramento baseada em critérios factíveis nos aspectos técnicos e econômicos.

O critério de probabilidade de ocorrência pode ser utilizado para verificar o grau de atendimento dos padrões de qualidade da água mediante a implementação das medidas de despoluição, ou seja, permite fiscalizar se a meta intermediária e/ou final está sendo obedecida.

3.4. Aspectos Institucionais do Enquadramento dos Corpos d'Água

As instituições responsáveis pelo enquadramento e sua efetivação possuem as suas competências previstas na Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9433/07) e Política Nacional do Meio Ambiente (Lei 6831/81).

A Tabela 3.2 apresenta as instituições responsáveis pela elaboração do enquadramento.

Tabela 3.2- Instituições responsáveis pela elaboração do enquadramento

<i>Instituição</i>	<i>Papel na Elaboração do Enquadramento</i>
Conselho Nacional de Recursos Hídricos/Conselho Estadual de Recursos Hídricos	Aprova a proposta de enquadramento
Secretaria Executiva do CNRH/CERH	Apoio administrativo, técnico e financeiro ao CNRH/CERH
Comitê	Seleciona e aprova a proposta de enquadramento
União, Estados, Municípios, usuários e entidades civis de recursos hídricos	Participam do processo decisório do Comitê
Agência Nacional de Águas / Agência de Bacias	Propõem alternativas. Secretaria executiva do Comitê.

Conforme apresentado na Tabela 3.2 o Sistema de Gestão de Recursos Hídricos é responsável pela elaboração do enquadramento. No entanto, a efetivação do instrumento depende da articulação entre diversas instituições, as quais atuarão conforme suas respectivas responsabilidades. Esta atuação integrada possibilita a troca de informações a respeito do cumprimento das metas e, desta forma, que medidas sejam adotadas caso ocorra o não cumprimento das mesmas. A Tabela 3.3 cita as instituições responsáveis pela efetivação do enquadramento assim como seus respectivos papéis relacionados no processo.

Tabela 3.3 – Instituições responsáveis pela efetivação do enquadramento

<i>Instituição</i>	<i>Papel na Efetivação do Enquadramento</i>
Conselho Nacional de Recursos Hídricos/Conselho Estadual de Recursos Hídricos	Avaliar os relatórios bianuais do enquadramento e as sugestões do Comitê, determinando providências e intervenções no âmbito do SGRH necessárias para atingir as metas.
Secretaria Executiva do CNRH/CERH	Apoio administrativo, técnico e financeiro ao CNRH/CERH
Comitê	Elaborar sugestões para a efetivação do enquadramento.
Agência Nacional de Águas/ Agência de Bacias	Adotar providências visando à efetivação do enquadramento. Secretaria executiva do Comitê.
Órgão de Gestão de Recursos Hídricos	Monitorar, controlar e fiscalizar para avaliação do cumprimento das metas. Elaborar relatórios a cada dois anos identificando o

<i>Instituição</i>	<i>Papel na Efetivação do Enquadramento</i>
	cumprimento do enquadramento e submeter ao CNRH/CERH.
Órgão de Gestão Ambiental	Monitorar, controlar e fiscalizar para avaliação do cumprimento das metas. Elaborar relatórios a cada dois anos identificando o cumprimento do enquadramento e submeter ao CNRH/CERH.
União, Estados e Municípios	Exercício dos poderes legislativo, executivo e judiciário em função da efetivação do enquadramento. Planejamento e fiscalização em função das metas. Garantia de orçamento para a efetivação das metas.
Prestadores de Serviços de Saneamento	Elaboram planos em função da efetivação do enquadramento, prestam serviços em função da efetivação do enquadramento e garantem investimentos para a efetivação do enquadramento.

Como visto na Tabela 3.3 o programa de efetivação do enquadramento dos corpos d'água deve ser observado pelas das instituições citadas, onde cada uma possui sua responsabilidade e desempenha importante papel na integração das atividades, ao repassar informações e ao fazer cumprir o programa estabelecido.

3.5. Cenário do enquadramento no Brasil

Uma análise sobre a situação atual dos enquadramentos no Brasil foi apresentada na Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2009 (ANA, 2009). Este estudo mostrou que para os corpos d'água de domínio estadual apenas 10 das 27 unidades da Federação possuem instrumentos legais que enquadram total ou parcialmente seus corpos d'água. Entre eles estão: Alagoas, Bahia, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraíba, Paraná, Rio Grande do Norte, Rio Grande do Sul, Santa Catarina e São Paulo

O estado de Pernambuco, em 1986, enquadrou seus principais corpos d'água com base na Portaria Interministerial n. 13, de 1976. Entretanto, com a mudança da legislação ambiental, esses decretos perderam sua validade.

No estado do Rio de Janeiro, os principais corpos de água do estado foram enquadrados pela FEEMA na década de 70, anteriormente às normas estabelecidas na Res. CONAMA 20/86.

No âmbito dos rios federais foram enquadrados os rios das bacias do Paranapanema, Paraíba do Sul, e São Francisco, sendo que, com exceção do rio São Francisco, os enquadramentos adotaram critérios da Portaria MINTER 13/76 (ANA, 2005).

A ANA tem feito propostas de enquadramento no âmbito da elaboração dos Planos de Recursos Hídricos. Neste contexto alguns enquadramentos foram elaborados e

aprovados pelos respectivos Comitês, como o caso da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco em 2004, das Bacias Hidrográficas dos Rios Guandu, da Guarda e Guandu-Mirim, estado do Rio de Janeiro em 2006. No estado de Alagoas, em 2007, foi elaborada uma proposta de enquadramento dos trechos dos rios Mundaú, Canhoto e Inhumas e da Lagoa Mundaú, assim como em 2008 foi apresentada uma proposta para os rios Tocantins e Araguaia.

O estado de São Paulo criou um grupo para discutir o reenquadramento dos seus corpos d'água. O Comitê das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (estados de São Paulo e Minas Gerais) e o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Pará (estado de Minas Gerais) elaboraram propostas de reenquadramento de suas bacias (ANA, 2009).

Na maior parte dos casos, o processo de enquadramento contou com pouca participação da sociedade civil e dos usuários e não foram considerados os aspectos econômicos na decisão das classes. (Leeuwestein, 2000)

A Tabela 3.4 demonstra o cenário do enquadramento nos rios estaduais realizados até o momento no Brasil, conforme ANA (2005) e Leeuwestein (2000).

Tabela 3.4 - Enquadramentos Estaduais e os critérios da PNRH. Fonte: ANA (2005) e Leeuwestein (2000).

UF	Órgão Gestor	Rios enquadrados e reenquadrados	Instrumento Legal	Realizado conforme a CONAMA 357/05	Considerou custos	Conforme usos
AL	Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento	- principais rios enquadrados - não houve reenquadramento	- Decreto n. 3766/76. - Decreto n. 6200/85 (adota padrões de lançamento conforme definidos na Resolução CONAMA 20/86).		Não	Não
BA	Secretaria do Planejamento, Ciência e Tecnologia	Joanes, sub-bacia do rio Ipiranga, Subaé, Jacuípe, Todos os Santos, do Leste (Cachoeira, Almada e Una)	Por meio de resoluções do Conselho Estadual do Meio Ambiente – CEPRAM	Sim	Não	Não
MS	Secretaria de Estado do Meio Ambiente	Apa, Correntes, Miranda, Taquari, Negro, Nabileque (todos na Bacia do Rio Paraguai) e o córrego Imbiruçu (Bacia do Rio Paraná)	A Lei 997/76 foi utilizada para o embasamento da Del. CECA 003/97 do Conselho Estadual de Controle Ambiental	Sim	Não	Não
MG	Instituto Mineiro de Gestão das Águas	Piracicaba, Paraopeba, Paraibuna, Velhas, Pará, Verde e Gorutuba	Del. Normativa do Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM n. 10/86	Sim	Não	Sim ²
		Reenquadramento da Bacia do Rio das Velhas	Resolução CONAMA 357/05 na Bacia do Rio das Velhas		Não	Sim
PB	Secretaria Extraordinária do MA, RH e Minerais	Piranhas, Paraíba, Mamanguape, Curimataú, Litoral, Zona da Mata, Jacu e Trairi	O enquadramento foi realizado pelo Conselho de Proteção Ambiental – COPAM em 1988, através das diretrizes: DZS204 a 210		Não	Não
PR	Secretaria de Estado do Meio Ambiente e RH	Todas as Bacias	Entre 1989 e 1992 foram enquadradas todas as bacias do estado segundo a Res CONAMA 20/86, por dezesseis Portarias SUREHMA	Sim	Não	Não ³
PE	Secretaria de Recursos Hídricos	Todas as bacias (atualmente revogado)	Decretos Estaduais 11358/86, 11515/86 e 11760/86, (encontram-se revogados).		Não	Não
RJ	Secretaria de Estado de Meio Ambiente	Principais corpos de água do Estado	Enquadramento foi feito pela FEEMA na década de 70, anteriormente às normas estabelecidas na Res. Conama 20/86		Não	Não
RS	Fundação Estadual de Proteção Ambiental	Década de 80 – todos os rios Em 1994 - parte sul da Lagoa dos Patos e o rio de Gravataí	- década de 80 por meio de portaria - em 1994 estudos fundamentaram a elaboração de propostas de enquadramento dos recursos hídricos da parte sul do Lago dos Patos	Sim	Não ⁴	Não
SC	Secretaria do Estado, Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente	Todos os cursos de água do Estado	Portaria 24/79, na classificação estabelecida pela Portaria GM 13/76 do Ministério do Estado do Interior		Não	Não
SP	Secretaria do Meio Ambiente	Todos os rios de domínio estadual foram enquadrados	Decreto Estadual 10775/77, que estabelece o enquadramento na classificação prevista no Decreto 8468/76. Os Decretos 24839/86 e Decreto 39173/94 reenquadraram alguns corpos d'água no Estado.	Sim	Não	Não ⁵

¹ Porém, foi participativo; ² Identificação dos usos por meio de consultas a usuários, campo, dados primários e localização cartográfica; ³ Consideração genérica de acordo com metas do Baco Mundial:

- Áreas de até 50km² previstas no Projeto de Drenagem de Várzea = classe 1
- Áreas industriais, com esgoto = classe 3
- RMC – classe 2 de acordo com PROSAM

⁴ Santa Maria considerou custos depois de definido o enquadramento;

⁵ Considerou apenas o uso abastecimento

O Caderno Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil (ANA, 2009) apresentou o panorama dos enquadramentos realizados no Brasil, a nível Federal e Estadual, conforme pode ser visualizado na Figura 3.1.

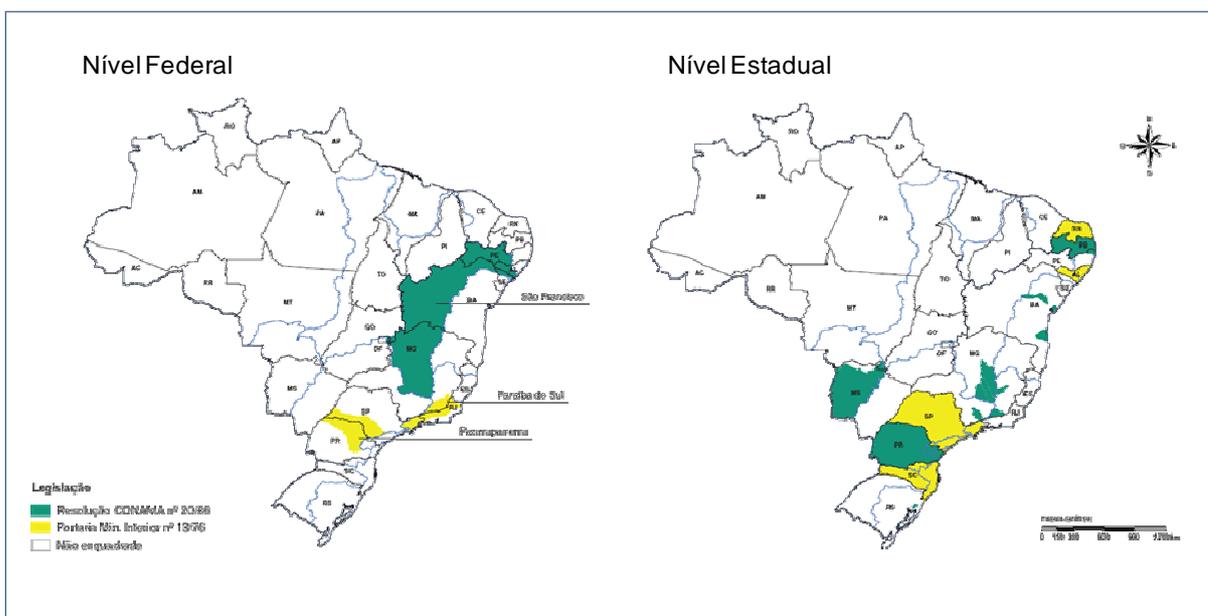


Figura 3.1 – Panorama do enquadramento dos corpos hídricos no Brasil. Fonte: ANA (2009).

Pode-se observar na Figura 3.1 que a maioria dos corpos hídricos no Brasil necessitam ser enquadrados ou reenquadrados em função da legislação atual, pois os levantamentos realizados indicam que os mesmos encontram-se em função da resolução CONAMA 20/86 e da Portaria do Ministério do Interior 13/76.

A implementação do enquadramento de corpos hídricos, como mostrado na Tabela 3.4 e Figura 3.1, ainda é muito pequena, e os principais motivos desta situação são: o desconhecimento sobre o instrumento e as dificuldades metodológicas para sua aplicação.

No panorama do enquadramento dos corpos d'água desenvolvido pela ANA (2005) foi apresentado um levantamento realizado pela Secretaria de Recursos Hídricos (1999), mostrando que os principais problemas enfrentados pelos estados na implementação do enquadramento foram a falta de capacidade técnica, metodologia, ações de gestão e de recursos.

Leeuwestein (2000) identificou como maiores dificuldades para os estados implementarem e aplicarem o instrumento os seguintes fatores:

- a. Dúvidas sobre a legislação pertinente,
- b. Limitações técnicas e instrumentais ligadas à falta de recursos financeiros e
- c. Poucas experiências na gestão de recursos hídricos.
- d. Incertezas sobre como aplicar o instrumento por falta de diretrizes e metodologia.

Esses aspectos resultam na baixa prioridade para a questão de enquadramento ou na má aplicação do instrumento.

Para superar estes problemas na implantação do instrumento, a efetivação do enquadramento depende da definição de um programa que conste de objetivos claros, estratégias, cronograma, estabelecimento de responsáveis, recursos e medidas de controle, sendo que este programa deve ser estabelecido de acordo com as metas de enquadramento e as prioridades locais.

Tendo-se em vista as dificuldades na aplicação e, conseqüentemente, efetivação do enquadramento dos corpos d'água, este estudo visa auxiliar a implementação do instrumento através do fornecimento de uma metodologia que integra o atendimento da classe de enquadramento com a disponibilidade financeira da bacia hidrográfica. O conteúdo desta tese contribui para o processo de efetivação do enquadramento dos corpos d'água, uma vez que relaciona fatores indissociáveis no processo de gestão, o cenário de qualidade desejado, aqui representado pela probabilidade de ocorrência da qualidade da água, e o custo necessário para atingir o cenário desejado.

O sistema de gestão de qualidade da água para ser coeso e eficiente deve contemplar um conjunto de leis que disciplinem seu funcionamento, um arranjo institucional que conduza a execução do sistema, assim como fontes de financiamento que garantam a implantação do sistema de gestão.

Após avaliar a situação dos processos de enquadramento dos corpos d'água e suas peculiares dificuldades metodológicas e de implementação, pode-se inferir que não existe um modelo único a ser seguido para a implementação do enquadramento.

A contribuição desta pesquisa para o processo de gestão da qualidade da água está no desenvolvimento da plataforma computacional única de análise que integre os conceitos e rotinas que hoje são aplicados de forma desarticulada, no qual é possível avaliar as inúmeras alternativas para a tomada de decisão. Isto permite maior agilidade e flexibilidade na obtenção de resultados para o processo decisório.

4. MODELAGEM MATEMÁTICA NO GERENCIAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Esta tese visa a obtenção de um modelo gestão para auxiliar a tomada de decisão relativa aos processos de enquadramentos dos corpos de água, e por este motivo será apresentada uma breve revisão de alguns modelos utilizados nos processos de gestão de recursos hídricos.

4.1. Modelos Matemáticos de Quantidade de Água

A modelagem matemática da quantidade de água exerce um papel fundamental em questões ligadas ao gerenciamento dos recursos hídricos, uma vez que a aplicação deste tipo de modelo fornece a previsão da disponibilidade hídrica na bacia hidrográfica.

As informações obtidas através dos modelos de quantidade de água auxiliam a tomada de decisão relacionada ao instrumento de gestão enquadramento dos corpos d'água, objeto da presente Tese, pois a quantidade de água existente no corpo hídrico é um fator indissociável da qualidade da água do mesmo.

Segundo Tucci (1998), os modelos utilizados no gerenciamento dos recursos hídricos podem ser classificados em:

Modelos de Comportamento – descrevem o comportamento de um sistema. Este tipo de modelo é utilizado para prognosticar a resposta de um meio sujeito a diferentes entradas ou modificações.

Modelos de Otimização – preocupam-se em obter as melhores soluções para uma função matemática sujeita ou não a restrições. Segundo TUCCI (1998) estas técnicas podem ser classificadas segundo o tipo de função objetivo e suas restrições, como segue:

- a. Otimização sem ou com restrição;
- b. Função objetivo e restrições lineares ou não-lineares;
- c. Função explícita ou implícita.

Modelos de Planejamento – simulam condições globais de um sistema maior. Esta técnica utiliza modelos de comportamento e de otimização de diferentes áreas, visando disciplinar ações e investimentos.

Na tentativa de encontrar o modelo para o desenvolvimento da ferramenta de auxílio ao processo de enquadramento, realizou-se um levantamento de alguns modelos matemáticos de quantidade de água. A Tabela 4.1 cita alguns desses modelos apresentados por Teixeira (2004).

Tabela 4.1 – Modelos Matemáticos de Quantidade de Água

Modelo	Comentários
SIMYLD-II	Otimização linear para alocação de água
MODSIM	Otimização linear para alocação de água
ModSimP32	Otimização linear para alocação de água
AcquaNet	Otimização linear para alocação de água
HEC-5	Modelo de simulação
MITSIM	Modelo de simulação
SSARR	Modelo de simulação

Fonte: Adaptado de Teixeira (2004)

4.2. Modelos Matemáticos de Qualidade de Água

O modelo analítico de Streeter-Phelps, em 1925, foi um dos primeiros modelos de simulação da qualidade da água em rios. A partir daí, pesquisadores vêm aprimorando esta técnica de previsão do comportamento dos corpos d'água, com o objetivo de minimizar os impactos negativos decorrentes das atividades humanas.

Tucci (1998) relata que a escolha de um modelo de qualidade da água, em rios e reservatórios, depende das características do sistema simulado, do nível de precisão esperado em função dos objetivos desejados, dos dados disponíveis e da disponibilidade de metodologia para representar os processos identificados, onde a representatividade dos processos depende das condições hidráulicas do meio e das condições químicas e biológicas.

O transporte de substâncias ao longo do tempo e do espaço, em um sistema hídrico, está sujeito a processos físicos, químicos e biológicos, sendo que o mesmo ocorre devido à advecção, difusão e dispersão.

Quando o transporte de uma substância é resultante do gradiente do escoamento chama-se *advecção*. Quando a variação da concentração é com base no gradiente da própria substância (resultado do movimento molecular de um ponto de alta para baixa concentração) é o processo de *difusão*. O efeito da flutuação turbulenta sobre a concentração recebe o nome de *dispersão* (Tucci, 1998).

Um dos modelos de qualidade d'água em rios mais utilizado para análise da qualidade da água e para questões relacionadas ao enquadramento dos corpos d'água é o modelo QUAL2E (Brown & Barnwell, 1987). O QUAL2E possibilita a simulação de variáveis, com detalhamento dos processos físicos, químicos e biológicos que interagem no corpo hídrico. O modelo simula de maneira espacial (regime não-uniforme) 15 constituintes indicativos de qualidade de água, podendo a simulação ser realizada com todos ou apenas um dos

constituintes, sendo eles: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura, alga e clorofila a, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes, um constituinte não-conservativo (arbitrário) e três constituintes conservativos.

O QUAL2E utiliza a condição de regime permanente não-uniforme, com fluxo unidirecional. Possui uma interface gráfica que permite ao usuário entrar com diferentes valores aos parâmetros envolvidos no balanço de massa dos constituintes, bem como dados climatológicos, geográficos, fatores de correção de temperatura, entre outros. É um modelo unidimensional de estado permanente, baseado na solução de equações diferenciais de advecção-dispersão, em todos os seus termos, por um esquema implícito de diferenças finitas, aplicável a rios dendríticos e de boa mistura (Brown & Barnwell, 1987).

Teixeira (2004) apresentou uma relação dos modelos de qualidade de água mais utilizados mundialmente. A Tabela 4.2 apresenta alguns destes modelos.

Tabela 4.2 – Modelos Matemáticos de Qualidade de Água

<i>Tipo</i>		<i>Modelo</i>	<i>Sigla</i>	<i>Origem</i>
<i>Modelos Químicos</i>	<i>Integração Analítica</i>	Streeter-Phelps		Indiana State Board of Health Bloomington, Indiana
		Modelo de escoamento para estado constante	SNSIM	US Environmental Protection Agency, Region II, New York
		Modelo de escoamento simplificado	SSM	Hydroscience, Inc., Westwood, New Jersey
	<i>Integração Numérica</i>	Modelo de Qualidade Automático	AUTO-QUAL	US Environmental Protection
		Modelo de Qualidade da Água de Reservatórios	EPARES	Waters Resources Engineers, Austin, Texas
		Modelo de Qualidade da Água (HARO3 modificado)	FEDBAKO3	US Environmental Protection Agency, Region II, New York
<i>Modelos Ecológicos</i>	<i>Integração Numérica</i>	Modelo de Qualidade de Água (QUAL-I modificado)	QUAL-II	Water Resources Engineers, Walnut Creek, California
		Modelo de fitoplânctons em lagos	LAKE-I	Departamento de civil Engineering, Manhattan College, New York
		Qualidade de Água em Sistemas de rios-reservatórios	WQRR HEC5	US Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, Davis, California

Fonte: Adaptado de Teixeira (2004)

4.3. Modelos de Integração da Quantidade e Qualidade da Água

A integração de modelos quantidade com modelos de qualidade de água faz-se necessária uma vez que estes aspectos são indissociáveis, e devido aos problemas de disponibilidade de água em quantidade e qualidade necessária para atender aos usos

desejados.

Rodrigues (2005) desenvolveu uma ferramenta de gestão quali-quantitativa para aplicação do instrumento de outorga e cobrança, denominado SSD RB. O aplicativo integra o modelo de outorga e cobrança pelo uso da água, RM1 (Rodrigues, 2000) e o modelo de qualidade das águas QUAL2E (Brown & Barnwell, 1987).

O SSD RB trata a outorga de lançamento e a outorga de captação a partir da variável de decisão, volume outorgado. A vazão de diluição do poluente ao longo do rio é quantificada, através do modelo RM1, considerando o processo de autodepuração, o regime de vazão e o enquadramento em classes de uso do corpo hídrico.

Nos cálculos realizados pelo SSD RB, através do modelo RM1, considerando a qualidade da água captada, o custo de captação é inversamente proporcional à qualidade da água, sendo também condicionado ao custo unitário da vazão de diluição.

O SSD RB trabalha com cenários diversificados de vazão, dados hidráulicos, parâmetros, fluxo incremental, condições de cabeceira e condições iniciais do rio, permitindo uma saída gráfica de comparação entre os resultados obtidos para os mesmos.

O modelo SSD RB apresenta as mesmas limitações computacionais do modelo QUAL2E, na versão 3.22, de maio de 1996, uma vez que este é utilizado para simular a qualidade da água. A autora recomendou o desenvolvimento de uma plataforma mais amigável através do uso de ferramentas baseadas em sistemas georeferenciados, permitindo a localização dos pontos de captação e lançamento.

Os sistemas de suporte a decisões têm como objetivo auxiliar indivíduos na solução de problemas, através de uma metodologia baseada na utilização de bases de dados e modelos matemáticos propiciando a facilidade de diálogo entre usuário e computador (Porto & Azevedo, 1997).

O Sistema de Suporte a Decisão AcquaNet constitui-se de uma estrutura modular composta de um módulo base, denominado AcquaNet, e de módulos para o cálculo da alocação de água, da qualidade da água, alocação de água para irrigação, produção de energia elétrica e consideração de valores econômicos na alocação. Estes módulos utilizam um algoritmo de rede de fluxo para a solução dos problemas e funcionam independentemente um do outro. O armazenamento dos dados de entrada e dos resultados se dá através de um banco de dados.

Seguindo a proposta do AcquaNet, o LabSid desenvolveu uma plataforma generalizada para análise de outorga de captação de água e lançamento de efluentes, o OutorgaLS. A interface do modelo é de fácil utilização, o qual é composto pelo sistema de informações geográfico, facilitando a estruturação das redes de fluxo que representarão o sistema hídrico desejado.

O processo de cálculo adotado no OutorgaLS utiliza as mesmas rotinas do algoritmo

de otimização do modelo AcquaNet. O que difere esta plataforma generalizada do AcquaNet é a possibilidade de trabalhar com um único dado de entrada, por exemplo, a vazão de referência. O modelo AcquaNet utiliza séries de vazões históricas em seu processo de cálculo.

Assim como o modelo que está sendo desenvolvido nesta tese, o OutorgaLS utiliza a vazão de referência para simulação da qualidade da água. No entanto, a ferramenta proposta processa suas rotinas de qualidade individualmente para quatro cenários de vazão de referência e armazena estes resultados para, após ter simulado os cenários escolhidos para remoção de carga, gerar as curvas de permanência dos parâmetros de qualidade da água correspondentes a cada cenário de remoção.

4.4. Análise Crítica dos Modelos Desenvolvidos

Os principais estudos e análises de elaboração de propostas para o enquadramento realizados no país utilizam ou utilizaram modelos de qualidade da água como os que foram descritos no Item anterior.

No entanto, ficam evidentes as dificuldades que os técnicos enfrentam para a análise do instrumento de gestão de recursos hídricos com a utilização destes modelos de quantidade e qualidade da água. Estes modelos não possibilitam as análises otimizadas para o processo de gestão, assim como não apresentam os resultados direcionados para o processo de enquadramento.

Tendo-se em vista as dificuldades encontradas na aplicação dos instrumentos de gestão, entre as quais pode ser citado o cenário de baixa capacitação técnica para a tomada de decisão, torna-se imprescindível o desenvolvimento de uma ferramenta específica para esta finalidade. A Figura 4.1 representa um esquema dos modelos utilizados atualmente no processo decisório e o novo modelo de gestão proposto nesta tese, o qual incluiu a integração entre os aspectos de quantidade e qualidade de água e o módulo de gestão para a análise dos critérios propostos. Os critérios introduzidos pelo módulo de gestão são o risco de não atendimento à classe em tempo integral e o custo associado às medidas de despoluição necessárias para o atendimento à classe. Assim sendo, a tomada de decisão será realizada fundamentada em critérios sustentáveis.

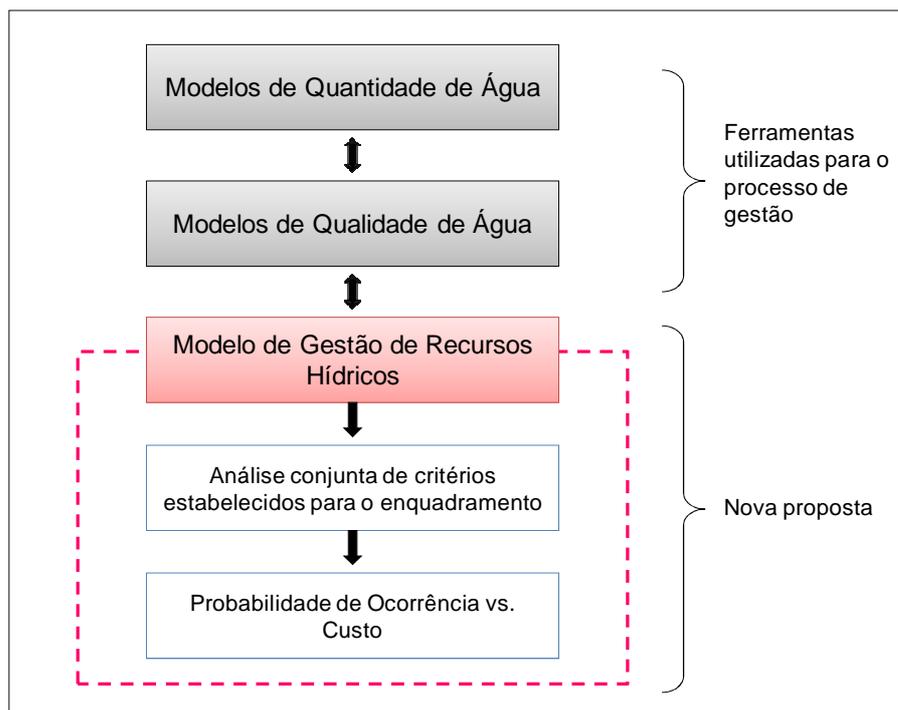


Figura 4.1 – Ferramentas para o Processo de Gestão de Recursos Hídricos

Como mostra a Figura 4.1 os modelos atualmente utilizados para auxiliar a tomada de decisão não fornecem uma análise integrada de critérios voltados para o processo de gestão de recursos hídricos. Isto fundamentou a elaboração desta pesquisa.

5. MODELO PARA O ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA – MECA

A criação da Política Nacional de Recursos Hídricos, através da Lei 9433/97, trouxe um grande avanço para a gestão hídrica brasileira ao assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos. Para atingir este objetivo a Lei conta com a implantação de seus instrumentos de gestão (planos de recursos hídricos, enquadramento dos corpos de água, outorga dos direitos de uso, cobrança pelo uso e sistema de informações).

O enquadramento dos corpos d'água, como um dos instrumentos da Lei 9433, desempenha um papel fundamental na articulação entre os aspectos de quantidade e qualidade da água, sendo esta uma das diretrizes gerais de ação para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos. Entre os objetivos do instrumento está assegurar às águas qualidade compatível com os usos, ou seja, fornecer água na quantidade e na qualidade necessária. Desta forma, fica evidente o papel articulador do enquadramento no processo de gestão hídrica.

Tendo-se em vista a importante função do enquadramento no sistema de gestão de recursos hídricos, observa-se a necessidade de difusão do instrumento entre os órgãos gestores responsáveis pela elaboração e aprovação da proposta de enquadramento. Neste contexto o desenvolvimento de ferramentas computacionais, de caráter dinâmico e que considerem aspectos técnicos, econômicos e sociais, representam um avanço para a efetivação do instrumento.

A necessidade do desenvolvimento de um modelo para auxiliar na aplicação do enquadramento dos corpos d'água tornou-se evidente durante a realização do Projeto Bacias Críticas, o qual utilizou uma infinidade de rotinas e procedimentos para a obtenção e análise de resultados. O processo adotado não era automatizado, o que dificultava as análises e demandava grande carga de trabalho para avaliar cada alternativa proposta.

A ferramenta proposta nesta tese inseriu as rotinas fundamentais para a análise do enquadramento baseado na experiência do projeto Bacias Críticas, onde os resultados podem ser analisados no formato de gráficos e planilhas dentro de um único arquivo, o que fornece agilidade e clareza para o sistema.

O desenvolvimento do modelo em linguagem computacional partiu da implementação das rotinas em um software de fácil acesso e entendimento. O software escolhido foi o Microsoft Office EXCEL 2007, o qual está vinculado à linguagem de programação Visual Basic for Application – VBA.

A Figura 5.1 representa o fluxograma das rotinas do modelo MECA, permitindo o melhor entendimento dos processos introduzidos para auxiliar a elaboração da proposta de

enquadramento.

Inicialmente, devem ser fornecidos os dados de entrada da bacia hidrográfica, tais como seleção de quatro cenários de vazão de referência, usos prioritários para o estabelecimento da classe, indicação dos parâmetros de qualidade da água para simulação, dados hidráulicos, cargas poluentes, captações, etc.

Em resumo, as rotinas do modelo incluem a simulação da quantidade e qualidade de água, nos módulos de quantidade e qualidade, atendendo o processo de calibração da modelagem matemática. O modelo fornece, automaticamente, a probabilidade de ocorrência da qualidade da água para cada trecho do rio simulado, caso esta probabilidade não seja satisfatória, a próxima etapa será a definição de cenários de remoção de carga e, novamente, a qualidade da água será simulada para obtenção de novas probabilidades de ocorrência. Uma vez satisfeito este critério, o modelo calcula o custo das medidas selecionadas e uma análise da disponibilidade econômica será realizada, se esta não estiver de acordo com a capacidade de investimento da comunidade, novos cenários de remoção de carga deverão ser selecionados até que sejam satisfeitos, simultaneamente, os dois critérios inseridos, probabilidade de atendimento e custo. Após estes critérios serem atendidos, as medidas propostas no cenário de remoção de carga escolhido deverão ser realizadas para efetivação do enquadramento do corpo hídrico, estando estas de acordo com as expectativas da sociedade em relação à qualidade da água desejada e as condições a pagar.

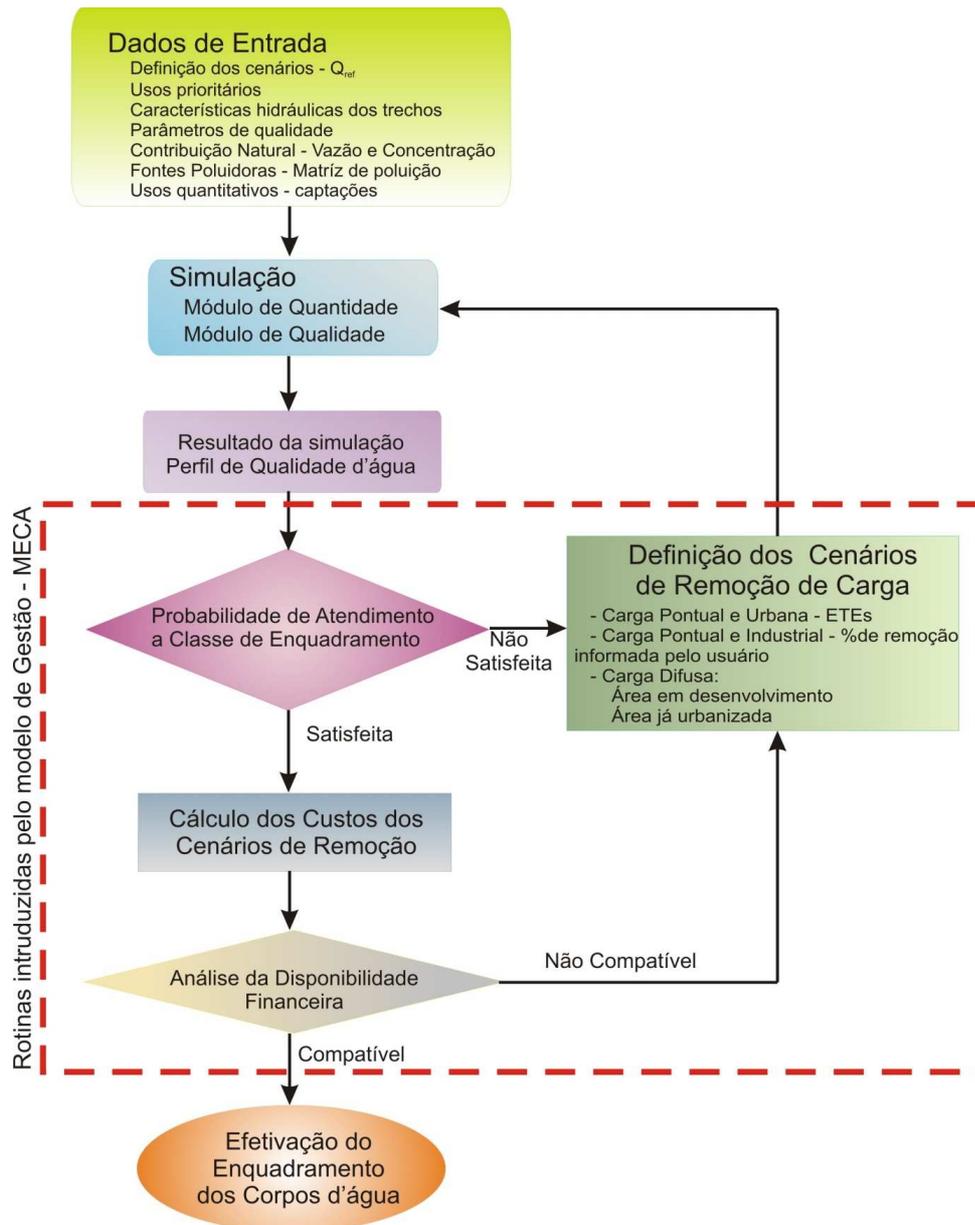


Figura 5.1 – Fluxograma do Modelo Proposto para Gestão de Recursos Hídricos

Como visto o modelo desenvolvido inseriu importantes aspectos de análise para o estabelecimento das metas para efetivação do enquadramento. O novo módulo de gestão desenvolvido no MECA produz resultados específicos para o sistema de gestão e insere uma abordagem integrada dos conceitos consagrados que não haviam sido considerados em uma ferramenta computacional única, como a desenvolvida neste trabalho.

5.1. Equacionamento utilizado no MECA

O foco do desenvolvimento do modelo foi a inserção dos critérios de análise voltados para o processo de gestão de recursos hídricos. Assim sendo, buscou-se a utilização de equações simplificadas e consagradas na bibliografia, conforme apresentadas a seguir.

5.1.1. Balanço Hídrico

Para a estimativa do balanço hídrico em cada trecho do rio foi considerado o balanço de vazões conforme a Equação 5.1.

$$Q = Q_r + Q_{nat} + Q_e - Q_c \quad \text{Equação 5.1}$$

Onde:

Q = vazão total (m³/s);

Q_r = vazão do rio (m³/s);

Q_{nat} = vazão de contribuição natural (m³/s);

Q_e = vazão de entrada (m³/s);

Q_c = vazão de captação (m³/s).

5.1.2. Simulação da Qualidade da Água

Os parâmetros de qualidade da água introduzidos na análise foram a DBO e OD, por serem indicadores da matéria orgânica e da proteção da vida aquática, respectivamente, e o fósforo e o nitrogênio amoniacal, por indicarem a presença de nutrientes no corpo hídrico e estarem presentes na legislação ambiental para lançamento de efluentes.

5.1.2.1. Demanda Bioquímica de Oxigênio e Oxigênio Dissolvido

O processo utilizado para simulação da demanda bioquímica de oxigênio seguiu o modelo de Street-Phelps (Chapra, 1997).

O balanço de massa foi calculado considerando constantes a vazão e a geometria do canal, descrito como na Equação 5.2.

$$\partial L = -U \frac{\partial L}{\partial x} - k_r \cdot L \quad \text{Equação 5.2}$$

Onde K_r = taxa total de remoção de matéria orgânica

Na condição de regime permanente considera-se que não ocorre variação da

concentração no tempo, portanto assume-se a Equação 5.3.

$$0 = -U \frac{\partial L}{\partial x} - k_r \cdot L \quad \text{Equação 5.3}$$

Considerando a condição de mistura completa a equação para determinação da concentração inicial pode ser obtida pela Equação 5.4

$$C_0 = \frac{Q_e \cdot C_e + Q_{nat} \cdot C_{nat} + Q_r \cdot C_r}{Q_e + Q_{nat} + Q_r} \quad \text{Equação 5.4}$$

Onde:

Q_e e C_e = vazão e a concentração do efluente, respectivamente;

Q_{nat} e C_{nat} = vazão e a concentração da contribuição natural, respectivamente;

Q_r e C_r = a vazão e a concentração do rio, respectivamente;

Considerando-se a Equação 5.3, tem-se que a Equação 5.4 pode ser resolvida como mostra a Equação 5.5.

$$L = L_0 \cdot e^{-\frac{K_d \cdot x}{U}} \quad \text{Equação 5.5}$$

Onde:

L = DBO de 1º estágio (mg/L);

L_0 = DBO de 1º estágio inicial (mg/L);

k_d = coeficiente de desoxigenação;

U = velocidade do rio (m/s);

X = distância da cabeceira (m).

Com o modelo de Street-Phelps (Chapra, 1997) é possível prever o déficit de oxigênio dissolvido resultante do processo de descarga de matéria orgânica em rios. Este modelo considera para cálculo da concentração do oxigênio dissolvido os processos de decomposição da matéria orgânica e de reeração. A Equação 5.6 descreve este processo.

$$D(x) = D_0 \cdot e^{-\frac{k_a \cdot x}{U}} + \frac{K_d \cdot L_0}{K_a - K_d} \left(e^{-\frac{K_d \cdot x}{U}} - e^{-\frac{K_a \cdot x}{U}} \right) \quad \text{Equação 5.6}$$

Onde:

D = déficit de oxigênio dissolvido (mg/L);

D_0 = déficit de oxigênio dissolvido inicial (mg/L);

k_d = coeficiente de desoxigenação;

k_a = coeficiente de reeração;

L_0 = DBO de 1º estágio inicial (mg/L);

U = velocidade do rio (m/s);
 X = distância da cabeceira (m).

Através da Equação 5.7 obtém-se o oxigênio no rio.

$$O = OS - D$$

Equação 5.7

Onde: OS representa o oxigênio de saturação local e D o déficit de oxigênio dissolvido.

Para o processo de autodepuração do rio foram utilizados os coeficientes de desoxigenação e de reaeração.

O coeficiente de desoxigenação expressa a taxa de degradação da matéria orgânica no meio aquático. Chapra (1997) apresenta valores típicos do coeficiente para diferentes níveis de tratamento, conforme mostra Tabela 5.1.

Tabela 5.1 - Valores típicos para a taxa de degradação da matéria orgânica (kd)

Tratamento	kd
Esgoto Bruto	0,35 (0,20 – 0,50)
Tratamento primário	0,20 (0,10 – 0,30)
Tratamento secundário	0,075 (0,05 – 0,10)

Fonte: Chapra, 1997

O coeficiente de reaeração expressa a taxa de reaeração atmosférica do corpo hídrico com o ar atmosférico. A Tabela 5.2 apresenta as equações propostas por Owens-Gibbs, O'Connor-Dobbins e Churchill para a determinação do coeficiente.

Tabela 5.2 - Equações para determinação do coeficiente de reaeração (Chapra, 1997).

Owens-Gibbs	O'Connor-Dobbins	Churchill
$k_a = 5,32 \cdot \frac{U^{0,67}}{H^{1,85}}$	$k_a = 3,93 \cdot \frac{U^{0,5}}{H^{1,5}}$	$k_a = 5,026 \cdot \frac{U}{H^{1,67}}$
Profundidade (m): 0,12 – 0,73 Velocidade (m/s): 0,03 – 0,55	Profundidade (m): 0,30 – 9,14 Velocidade (m/s): 0,15 – 0,49	Profundidade (m): 0,61 – 3,35 Velocidade (m/s): 0,55 – 1,52

5.1.2.2. Nitrogênio

A simulação do nitrogênio levou em consideração o nitrogênio orgânico e o nitrogênio amoniacal, uma vez que os dados obtidos de remoção de carga das estações de tratamento de esgoto foram limitados em função da forma orgânica e amoniacal.

Desta forma, descreve-se o processo de nitrificação como uma reação de primeira ordem, onde a Equação 5.8 e a Equação 5.9 aplicam-se para o nitrogênio orgânico (N_o) e amônia (N_{am}), respectivamente.

$$\frac{dN_o}{dt} = -k_{oa} * N_o \quad \text{Equação 5.8}$$

$$\frac{dN_{am}}{dt} = -k_{oa} * N_o - k_{ai} * N_{am} \quad \text{Equação 5.9}$$

Conforme Chapra (1997), quando $N_o = N_{o0}$ e $N_{am} = N_{am0}$ no tempo $t = 0$, as soluções para o nitrogênio orgânico e amônia são encontradas pelas Equação 5.10 e Equação 5.11.

$$N_o = N_{o0} \cdot e^{\frac{-k_{ai} \cdot X}{U}} \quad \text{Equação 5.10}$$

$$N_{am} = N_{am0} \cdot e^{\frac{-k_{ai} \cdot X}{U}} + \frac{k_{oa} \cdot N_{o0}}{k_{ai} - k_{oa}} * \left(e^{\frac{-k_{oa} \cdot X}{U}} - e^{\frac{-k_{ai} \cdot X}{U}} \right) \quad \text{Equação 5.11}$$

Onde:

K_{oa} = taxa de transformação de nitrogênio orgânico em amônia;

K_{ai} = taxa de transformação de amônia em nitrito.

5.1.2.3. Fósforo

A concentração de fósforo total (P) foi determinada a partir da Equação 5.12.

$$P = P_0 \cdot e^{\frac{-k_p \cdot X}{U}} \quad \text{Equação 5.12}$$

Onde: k_p é a taxa de decaimento do fósforo.

5.2. Validação do equacionamento utilizado no MECA

Uma análise visando a verificação do equacionamento adotado no MECA para simulação da qualidade da água foi realizado com o modelo de qualidade QUAL2E. Esta comparação foi desenvolvida seguindo o exemplo proposto por Chapra (1997), conforme mostra a Figura 5.2.

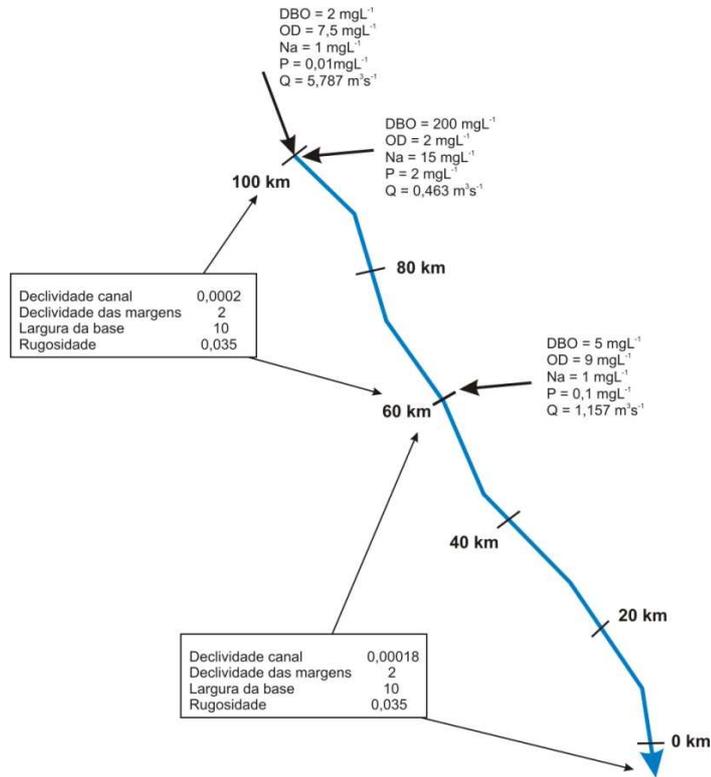


Figura 5.2 – Exemplo de trecho de rio com duas descargas pontuais. Fonte: Adaptado por Chapra (1997)

A Figura 5.3 mostra o bom resultado encontrado na comparação entre os modelos para o parâmetro DBO e a Figura 5.4 para o parâmetro OD.

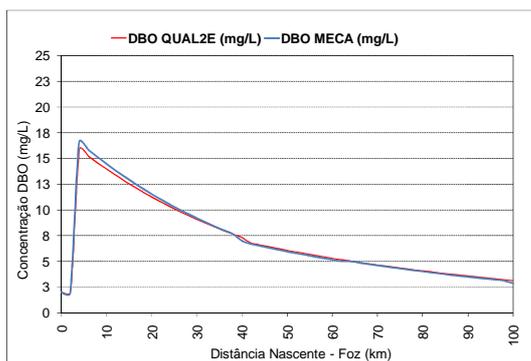


Figura 5.3 – Comparação da simulação da DBO do Qual2E e MECA

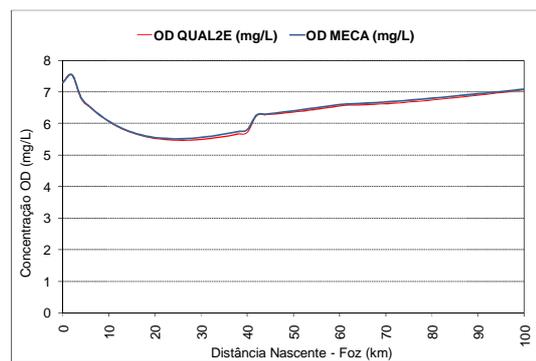


Figura 5.4 - Comparação da simulação do OD do Qual2E e MECA

A Figura 5.5 e Figura 5.6 mostram o comportamento da simulação do Nam e do P, respectivamente, para os modelos Qual2E e MECA.

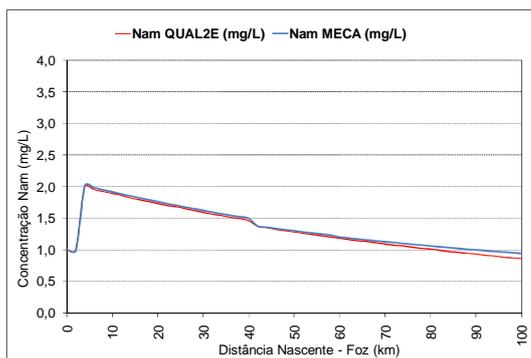


Figura 5.5 - Comparação da simulação do Nam do Qual2E e MECA

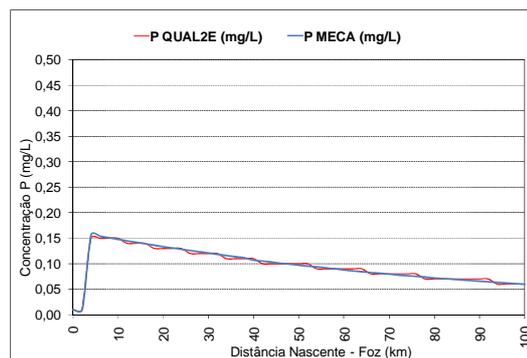


Figura 5.6 - Comparação da simulação do P do Qual2E e MECA

Como indicado nas Figura 5.3, Figura 5.4, Figura 5.5 e Figura 5.6 o equacionamento adotado para simulação da qualidade da água no MECA representa de forma satisfatória o abatimento da carga poluente ao longo do trecho simulado. Esta verificação valida o equacionamento adotado.

5.3. Vantagens do modelo desenvolvido

A inserção dos critérios estabelecidos para análise da proposta de enquadramento dos corpos hídricos com metas progressivas em uma plataforma computacional única traz agilidade para o sistema de gestão da qualidade da água, uma vez que engloba conceitos consagrados na gestão de recursos hídricos. Entre estes aspectos destacam-se: a integração dos aspectos de quantidade e qualidade de água, a necessidade de remoção de carga utilizando critérios factíveis quanto aos aspectos técnicos e econômicos.

O modelo desenvolvido permite a incorporação de novos critérios e equacionamentos à medida que surgirem novas necessidades e inovações para o sistema de gestão de recursos hídricos, o que fornece um caráter flexível para possíveis atualizações e aperfeiçoamentos.

A interface gráfica é facilitada em virtude da utilização do Microsoft Office EXCEL 2007, onde as rotinas de cálculo foram criadas vinculadas à linguagem de programação do Excel (Visual Basic for Application – VBA). As telas do modelo MECA podem ser visualizadas no Anexo II desta Tese.

A didática utilizada para desenvolvimento da interface do modelo buscou suprir com as dificuldades encontradas na experiência do Projeto Bacias Críticas e junto aos órgãos responsáveis pela elaboração da proposta de enquadramento.

No Capítulo 6 e Capítulo 7 serão apresentados os critérios metodológicos da probabilidade de ocorrência da qualidade da água e dos custos das medidas de despoluição hídrica para cargas de origem doméstica e difusas.

6. PROBABILIDADE DE OCORRÊNCIA DAS CONCENTRAÇÕES DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA

A efetivação da gestão de recursos hídricos necessita de mecanismos que assegurem o cumprimento das decisões. Por sua vez, estas decisões devem ser tomadas mediante critérios seguros e condizentes com a realidade das bacias hidrográficas.

O enquadramento dos corpos hídricos, responsável pela integração dos aspectos de quantidade e qualidade da água, é um instrumento de planejamento que permite a adoção de critérios para sua aplicação, os quais devem atender às necessidades estabelecidas pela sociedade.

No Brasil, tem-se observado que a implementação do enquadramento é complexa, tanto nos aspectos institucionais e socioeconômicos quanto nos técnicos.

Um exemplo prático desta dificuldade metodológica é a definição da vazão de referência a ser adotada para a bacia hidrográfica. Conforme foi definida na Resolução CONAMA 357/05, Art. 2., inciso XXXVI, a vazão de referência é a vazão do corpo hídrico utilizada como base para o processo de gestão, tendo-se em vista o uso múltiplo das águas e a necessária articulação das instâncias do Sistema Nacional de Meio Ambiente - SISNAMA e do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SINGRH.

Ainda segundo a Resolução CONAMA 357/05, em seu Art.10, foi estabelecido que o enquadramento deve obedecer a condição de vazão de referência para valores máximos das concentrações dos parâmetros de qualidade da água em cada uma das classes.

Esta definição relaciona um conjunto de conceitos os quais não são de simples entendimento pelos gestores, onde a problemática central é definir a vazão de referência a ser utilizada no processo e relacioná-la com as concentrações dos parâmetros de qualidade da água.

As variáveis vazão e concentração dos parâmetros de qualidade da água apresentam caráter dinâmico e são influenciadas por diferentes aspectos. O regime de vazões é modificado pelo comportamento pluviométrico da região, pelo uso e ocupação do solo e ainda pelos usos da água (captações, lançamentos de efluentes, irrigação, geração de energia, etc). Por sua vez, as concentrações dos parâmetros de qualidade da água sobrem influência das atividades realizadas na bacia, onde em áreas urbanas o crescimento populacional é o fator que ocasiona maior alteração na série histórica e para áreas rurais é o crescimento da produtividade agrícola cultivada. Este comportamento aleatório das variáveis em questão torna complexa a adoção de um único valor para a vazão de referência.

Outro aspecto abordado é que a legislação não especifica em que condições a vazão de referência deve ser definida, uma vez que em bacias consideradas críticas o rio recebe

cargas poluidoras de forma pontual, durante período seco, e difusa, em período chuvoso. Desta forma, a qualidade da água do corpo receptor permanecerá ruim em ambas as situações.

Com isso, entende-se que para elaboração da proposta de enquadramento dos corpos hídricos, sob a óptica da gestão da qualidade da água, pode ser mais conveniente a adoção de um conjunto de vazões de referência que reflitam cenários de seca e cheia ocorridos na bacia e, assim, vincular estas vazões à qualidade da água.

Ressalta-se a difícil tarefa de definir um valor para a vazão de referência que seja representativo para a bacia hidrográfica, uma vez que valores impróprios podem ocasionar danos econômicos e ambientais na região. Valores muito restritivos podem acarretar em prejuízos econômicos, pois inviabilizam a instalação de futuros empreendimentos na bacia, captação ou lançamentos. Por sua vez, valores modestos podem causar problemas irreversíveis de degradação e levar a uma situação de escassez hídrica.

Tendo-se em vista a conveniência de adoção de um conjunto de vazões de referência nas análises do enquadramento e a dificuldade de definição de uma vazão de referência, como preconiza a Resolução CONAMA 357/05, esta tese apresenta um novo critério de análise para auxiliar a proposta do instrumento de enquadramento dos corpos d'água. Este critério considera a possibilidade de associar valores de vazão a valores de concentração dos parâmetros de qualidade da água, e, desta forma, relacionar estas concentrações a uma probabilidade de ocorrência.

Assim sendo, o novo critério possibilita analisar o enquadramento através da integração entre os aspectos de quantidade e qualidade, considerando o comportamento da qualidade da água em função das alterações dos cenários de vazão em situações de seca e cheia.

Esta associação de parâmetros possibilita analisar a probabilidade de ocorrência das concentrações dos parâmetros de qualidade da água e suas variações entre as classes do enquadramento. Ao considerar a probabilidade de ocorrência defini-se uma probabilidade mínima desejada, dentro da qual o enquadramento deverá ser obedecido.

6.1. Conceito e Origem da Probabilidade de Ocorrência

A probabilidade de ocorrência dos parâmetros de qualidade d'água vem a ser o estabelecimento da distribuição de frequências da concentração do parâmetro analisado, com o objetivo de caracterizar a probabilidade de um determinado valor ser igualado ou superado ao menos uma vez dentro de uma série amostral.

A ideia central desta utilização é associar a distribuição da probabilidade dos parâmetros de qualidade da água com as frequências de vazão e, desta forma, estabelecer estratégias de enquadramento para as classes associando seu potencial de risco de não atender aos requisitos dentro de cada classe.

No âmbito do projeto “Bacias críticas: bases técnicas para a definição de metas progressivas para seu enquadramento e a integração com os demais instrumentos de gestão”, realizado em parceria entre a Universidade de São Paulo e a Universidade Federal do Paraná, foi iniciada a discussão sobre relacionar vazão e concentração dos parâmetros de qualidade da água através da curva de permanência de vazão, onde foram realizados testes para averiguar a existência de relação entre as variáveis. O parâmetro analisado foi a demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

O projeto “Bacias Críticas” teve como estudo de caso a Bacia do Alto Iguazu, localizada na Região Metropolitana de Curitiba – PR. O desenvolvimento desta análise contou com as seguintes estações de monitoramento fluviométrico: BR 277 (65009000), Umbarazinho (65017006), Guajuvirá (65025000) e Balsa Nova (65028000). Os dados de qualidade da água de cada posto foram disponibilizados pela SUDERHSA.

Com as informações dos postos de monitoramento foram traçadas as curvas de permanência das vazões. As vazões foram ordenadas mantendo a correspondência com seus respectivos valores de concentração do parâmetro de qualidade da água, uma vez que se deseja analisar a relação entre as variáveis em questão.

A Figura 6.1 mostra a curva de permanência de vazões, do Posto BR277, com as concentrações de DBO correspondentes aos valores de vazão que foram utilizadas para construção da curva. Para elaboração desta análise foi utilizada a série com 228 dados correspondentes ao período de 1983 – 2008. Pode-se observar que as concentrações mais elevadas ocorrem nas vazões menores, com maior probabilidade de ocorrência.

A curva de permanência de vazão com as respectivas concentrações de DBO para o Posto Umbarazinho é apresentada na Figura 6.2. Nesta relação foram utilizados 181 dados correspondentes ao período de 1991 – 2010. A tendência de aumento das concentrações para o cenário mais restritivo de vazão, maior probabilidade de ocorrência, foi observada para o Posto Umbarazinho.

Através da análise da curva de permanência de vazão com suas concentrações correspondentes para o Posto Guajuvira (Figura 6.3) nota-se que existe um aumento das concentrações de DBO quando aumenta a probabilidade de ocorrência da vazão. Esta análise foi construída a partir da série histórica pertinente ao período de 1991 – 2010.

A Figura 6.4 mostra que quando utilizados os dados da série do Posto Balsa Nova para confecção da curva de permanência de vazão e análise da ocorrência da concentração de DBO em função da vazão pode ser observado que as maiores concentrações foram

registradas nas situações de maior probabilidade de ocorrência de vazão, onde as vazões são menores. O período dos dados incluídos na análise foi de 1992 – 2010.

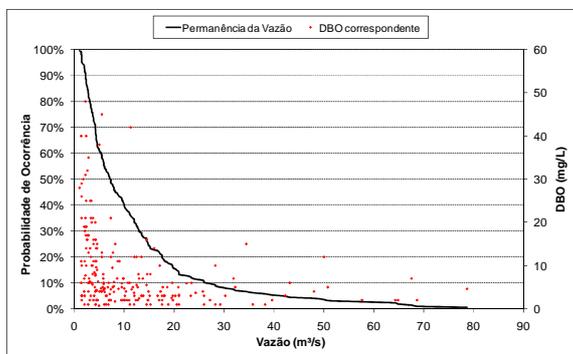


Figura 6.1 – Curva de permanência de vazões com as correspondentes concentrações de DBO do posto BR277

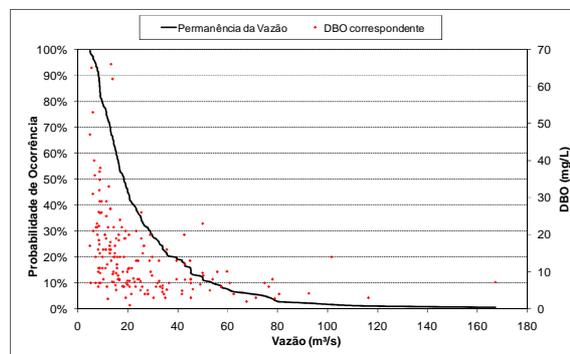


Figura 6.2 - Curva de permanência de vazões com as correspondentes concentrações de DBO do posto Umbarazinho

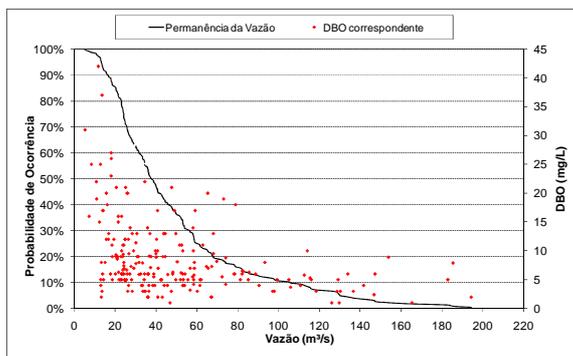


Figura 6.3 - Curva de permanência de vazões com as correspondentes concentrações de DBO do posto Guajuvira

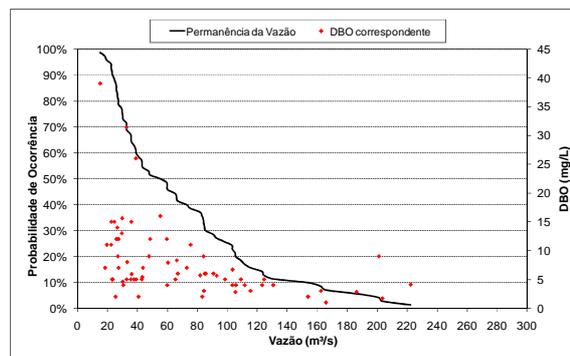


Figura 6.4 - Curva de permanência de vazões com as correspondentes concentrações de DBO do posto Balsa Nova

As análises de regressão linear mostraram baixos coeficientes de correlação, porém, como foi observado (Figura 6.1, Figura 6.2, Figura 6.3 e Figura 6.4) existe a tendência de ocorrer maiores concentrações de DBO em situações de vazões baixas, onde a probabilidade de ocorrência das vazões é maior. Este comportamento é esperado quando estão sendo analisadas as variáveis vazão e concentração de DBO, pois neste caso existe menor vazão para diluir os efluentes.

Assim sendo, buscou-se outra maneira de verificação do comportamento entre as variáveis em questão e foi aplicado o teste *t* da distribuição probabilística de *Student*, o qual mostrou existir correlação entre vazão e o parâmetro de qualidade da água DBO (USP/UFPR, 2007).

O teste *T de Student* consiste em definir duas hipóteses: H_0 e H_1 . A primeira hipótese estabelece que a correlação entre as populações seja nula e a segunda que a correlação

entre as amostras seja maior que zero. A partir do coeficiente de correlação calculado e do tamanho da amostra calcula-se o número t (Equação 6.1).

$$t = \frac{r\sqrt{N-2}}{\sqrt{1-r^2}} \quad \text{Equação 6.1}$$

Onde:

r – coeficiente de correlação

N – número de dados amostrais

t – valor t de Student calculado

Se *t* calculado for maior que t_{α} , onde α refere-se ao nível de confiança desejado, rejeita-se H_0 e admite-se H_1 . Se o valor de *t* calculado for menor que t_{α} admite-se H_0 e afirma-se que não existe relação entre as variáveis analisadas.

O resultado do teste *t* de Student aplicado nas estações de monitoramento da bacia do Alto Iguaçu é apresentado na Tabela 6.1, onde o nível de significância adotado foi 95%.

Tabela 6.1 – Teste de correlação amostral t de Student com 95% de significância

Estação	r	N	t_{95}	t_{cal}
BR-277	0,301	228	1,97	4,76
Umbarazinho	0,388	181	1,97	5,63
Guajuvira	0,363	225	1,97	5,82
Balsa Nova	0,430	69	1,99	3,89

Como pode ser observado na Tabela 6.1 apesar dos baixos coeficientes de correlação (*r*) para os postos analisados existe uma relação entre as variáveis vazão e concentração de DBO como mostra a análise de Student, onde o *t* calculado (t_{cal}) foi maior que o *t* para 95% de significância (t_{95}) validando a hipótese H_1 .

Ao considerar a existência desta correlação foi desenvolvido um método para relacionar vazão e a concentração de DBO. Este método é uma proposta empírica e simplificada, mas seus resultados representam um significativo avanço para o sistema de gestão de recursos hídricos, uma vez que estabelece a existência da relação entre as variáveis de quantidade e qualidade da água e fornece o embasamento teórico da utilização da probabilidade de ocorrência dos parâmetros de qualidade da água, a qual é determinada a partir da permanência das vazões.

Para o desenvolvimento da análise será apresentado o resultado do posto fluviométrico Umbarazinho (65017006), por este se localizar na região central da bacia do Alto Iguaçu. No entanto, a mesma análise foi realizada para os Postos BR 277 (65009000), Guajuvirá (65025000) e Balsa Nova (65028000), onde os resultados obtidos foram semelhantes.

Com os dados do posto em mãos, a primeira etapa foi obter a curva de permanência de vazões e relacionar as concentrações de DBO correspondentes a cada vazão da curva.

Obtida a curva de permanência de vazões com as correspondentes concentrações de DBO foram realizadas as seguintes etapas (USP/UFPR, 2007):

- Separação da curva de permanência em intervalos de 5%, sendo eles, vazão com 5% de permanência ($Q_{5\%}$), vazão com 10% de permanência ($Q_{10\%}$), vazão com 15% de permanência ($Q_{15\%}$) $Q_{15\%}$, e, assim, sucessivamente até a vazão com 95% de permanência ($Q_{95\%}$).
- Cada intervalo obtido foi definido a partir de um percentual de 2,5% acima e abaixo do valor pré-definido, ou seja, para a vazão de 20% de permanência ($Q_{20\%}$) tomou-se o intervalo entre as vazões com 17,5% de permanência ($Q_{17,5\%}$) e 22,5% de permanência ($Q_{22,5\%}$).
- Dentro deste intervalo foram selecionadas as concentrações de DBO registradas no mesmo, das quais foram obtidas as médias para cada intervalo.

A Figura 6.5 representa o processo que relaciona vazão e concentração de DBO por faixas de ocorrência da vazão. Como pode ser observado na Figura 6.5, para uma vazão com permanência de 20% ($Q = 39,6\text{m}^3/\text{s}$) definiu-se o intervalo entre as vazões $Q_{17,5\%}$ e $Q_{22,5\%}$, as quais correspondem a vazões de 42,7 e 35,1 m^3/s , respectivamente. Neste intervalo foram registradas as concentrações de DBO apresentadas na Tabela 6.2.

O valor médio entre as concentrações observadas no intervalo de vazões definido foi 9,0 mg/L, sendo assim, considera-se que a DBO para a vazão de permanência de 20% é igual a 9,0 mg/L.

Na Figura 6.5 podem ser visualizadas as etapas descritas, onde a partir da vazão com permanência de 20% foi definido um intervalo entre 17,5 e 22,5%, como indicado pelo ponto (1) na figura. Através da curva de permanência de vazões foram selecionados os valores de concentração para o parâmetro, indicado na Figura pelo ponto (2) como sendo o intervalo para seleção das concentrações registradas. Com os valores de DBO registrados calculou-se a média dos mesmos, igual a 9,0 mg/L, como mostra a Figura 6.5.

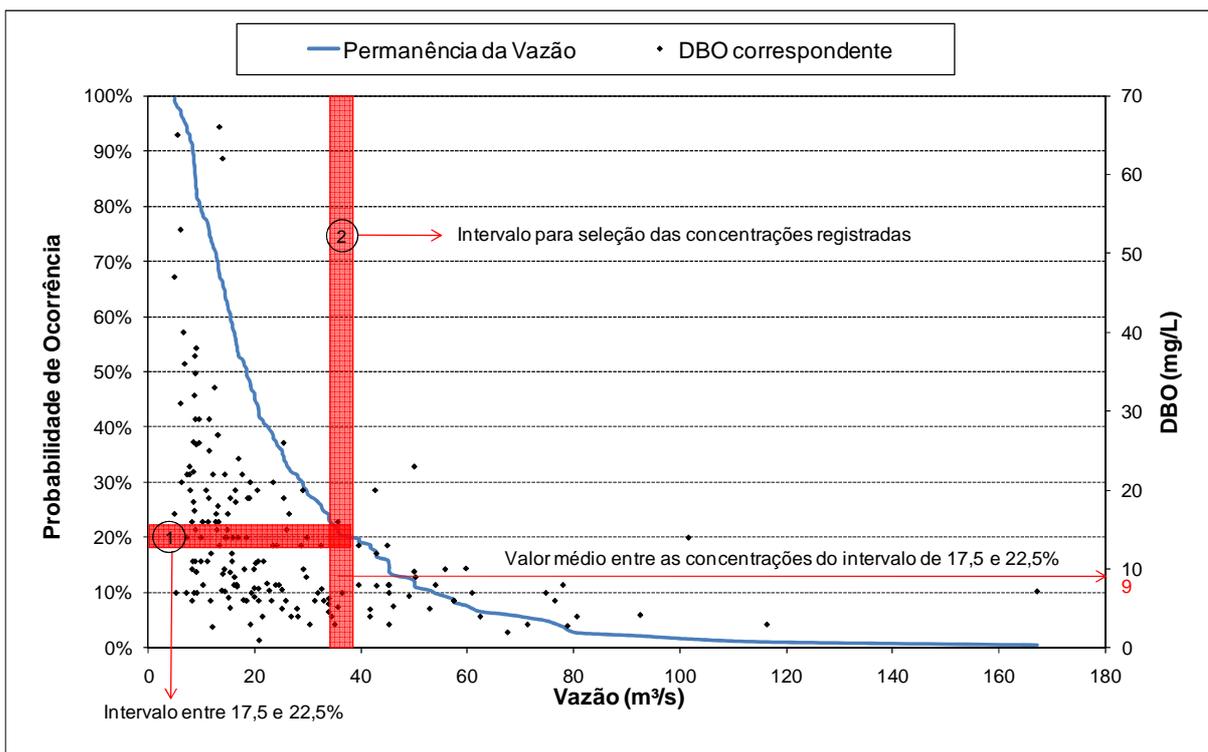


Figura 6.5 - Determinação das faixas de vazões e o cálculo da DBO média para a estação fluviométricas Umbarazinho
 Fonte: Adaptado de USP/UFPR (2007).

Tabela 6.2 - Concentrações de DBO registradas entre o intervalo entre as vazões Q17,5% e Q22,5%

Vazões (m³/s)	DBO (mg/L)
42,69	20
41,77	5
41,73	4
39,6	13
39,6	8
36,5	7
35,7	16
35,7	5
35,1	3
Média	9,0

O procedimento descrito foi aplicado para todos os intervalos de 5% de permanência da vazão. O resultado final da média das concentrações de DBO para cada intervalo de vazão da curva de permanência pode ser visualizado na Figura 6.6. Cada média foi calculada seguindo as mesmas etapas descritas na Figura 6.5.

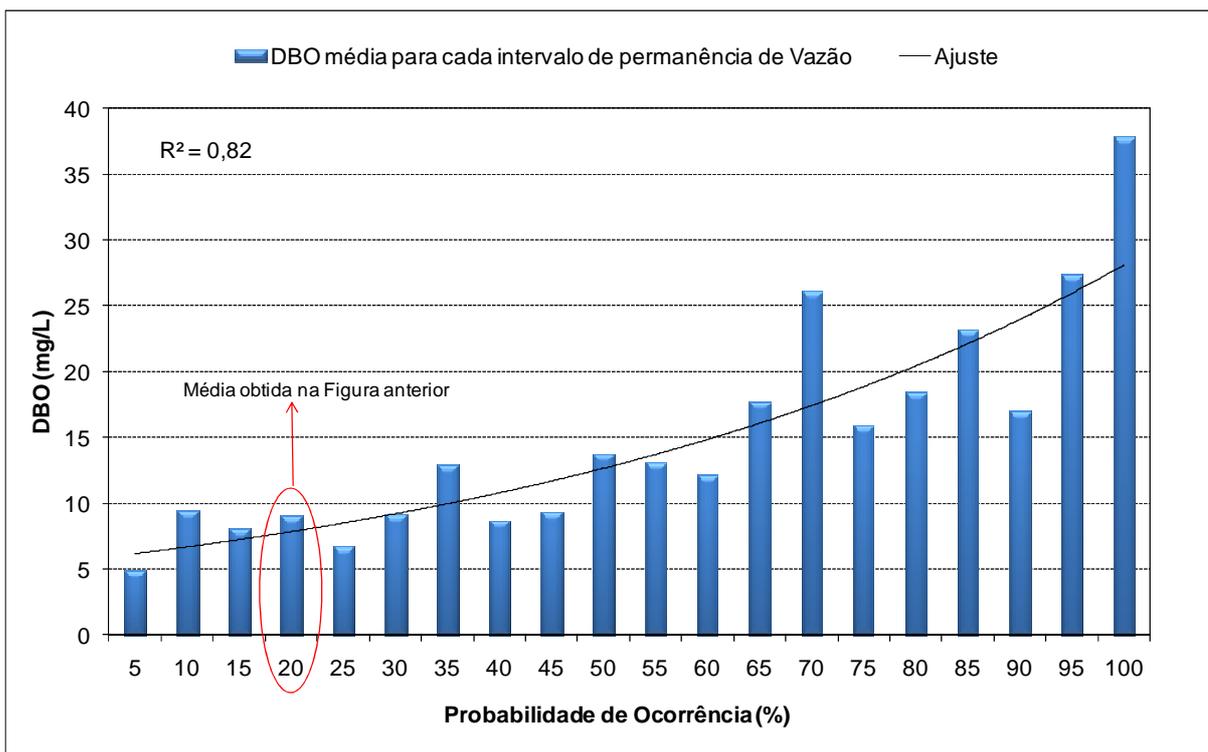


Figura 6.6 - Concentração média de DBO registrada nos intervalos de permanência de vazão para a estação fluviométrica Umbarazinho

Observa-se na Figura 6.6 que à medida que a vazão se torna mais restritiva, com probabilidade de ocorrência próxima de 100%, a média das concentrações aumenta. Ao considerar uma probabilidade de ocorrência de 20% a concentração de DBO é igual a 9 mg/L, no entanto, valores mais restritivos para a vazão de permanência como 95% a concentração de DBO passa a ser 27 mg/L.

O ajuste estatístico das médias das concentrações de DBO para os intervalos de permanência de 5% apresentou coeficiente de correlação (R^2) igual 0,82, sendo considerado satisfatório.

As análises realizadas para os postos BR 277 (65009000), Guajuvirá (65025000) e Balsa Nova (65028000) apresentaram coeficientes de ajuste (R^2) igual a 0,70, 0,62 e 0,70, respectivamente.

Com isso, o processo descrito estabelece a possibilidade de associar valores de vazão a valores de concentração de DBO, e desta forma relacionar estas concentrações a uma probabilidade de ocorrência. Esta metodologia definiu um critério que pode ser utilizado para auxiliar o processo de tomada de decisão na aplicação do enquadramento dos corpos d'água.

6.2. Método de obtenção da probabilidade de ocorrência da qualidade da água

Considerando a possibilidade de associar as concentrações dos parâmetros de qualidade da água à probabilidade de ocorrência, através da permanência da vazão, e a conveniência de utilizar um conjunto de valores de vazão de referência foi desenvolvido um método que fornece a probabilidade de ocorrência da qualidade da água a partir de quatro cenários de vazão de referência.

Para obtenção da curva de probabilidade de ocorrência do parâmetro de qualidade da água assumiu-se a necessidade de adotar um conjunto de vazões de referência, a princípio foram selecionados quatro valores de vazão que expressavam os fenômenos ocorridos na bacia, sejam de período seco ou úmido.

Estes cenários de vazão de referência serviram como dado de entrada para a simulação da qualidade da água utilizando modelagem matemática. Cada cenário de vazão resultou em um cenário de qualidade da água, ou seja, os valores de referência foram simulados independentemente uns dos outros. Assim sendo, cada vazão de referência utilizada forneceu um resultado de qualidade da água, o qual estará relacionado à permanência da vazão utilizada em cada simulação.

A Figura 6.7 mostra uma curva representativa da probabilidade de ocorrência do parâmetro de qualidade da água DBO. Os quatro pontos apresentados na figura, e que formam o ajuste representado pela curva, indicam o resultado da simulação da qualidade da água referente ao cenário de permanência de vazão, no caso foram utilizadas as vazões com permanência de 95%, 80%, vazão média de longo período e a vazão com carreamento da carga difusa ($Q_{95\%}$, $Q_{80\%}$, Q_{mlp} e Q_{difusa}).

Para obtenção da curva de probabilidade da qualidade da água foi utilizado um ajuste exponencial dos dados. A função exponencial, representada pela **Equação 6.2**, se ajusta aos casos em que a variável dependente varia com uma taxa percentual constante. Ao se aplicar logaritmos nos dois membros da função se obtém a expressão linear apresentada pela **Equação 6.3**.

$$y = a * e^{b*x} \quad \text{Equação 6.2}$$

$$\ln y = \ln a + b * x \quad \text{Equação 6.3}$$

Onde:

y = permanência da qualidade no tempo (%);

x = concentração do parâmetro analisado (mg/L);

a e b = coeficientes da função exponencial.

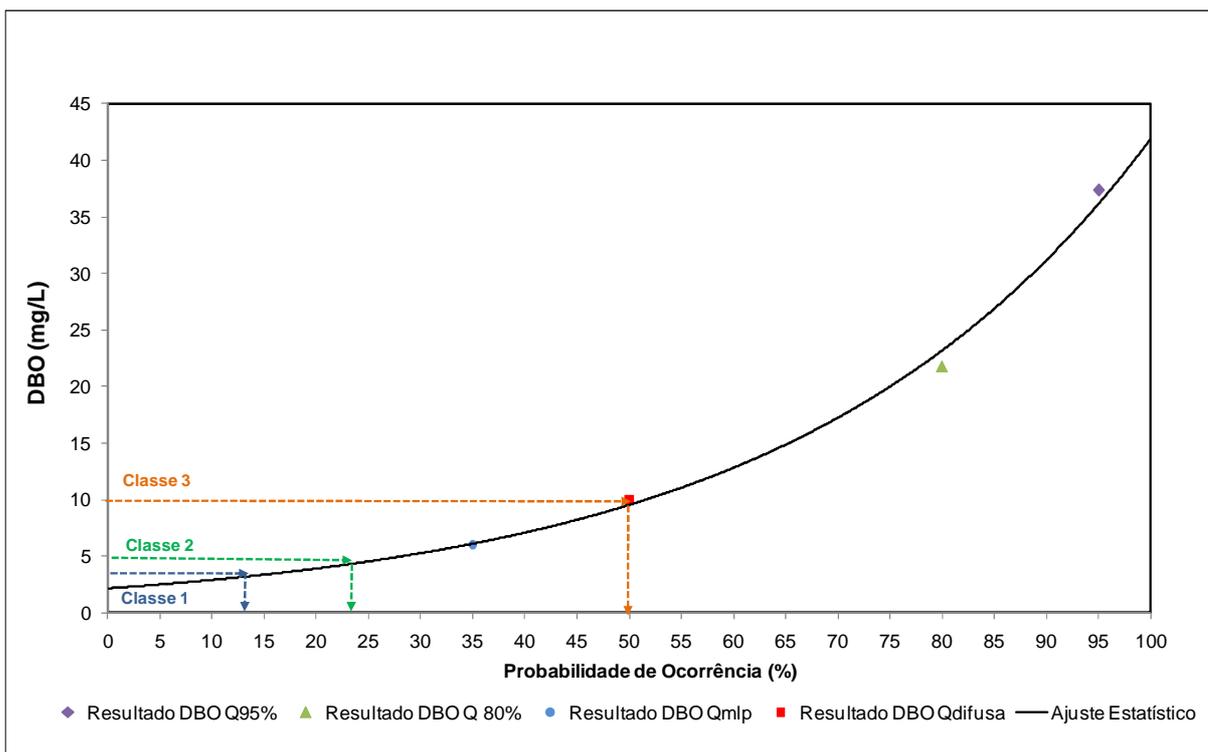


Figura 6.7 - Curva representativa da permanência da DBO em função dos cenários simulados.

Conforme a Figura 6.7, se o corpo hídrico estiver enquadrado como classe 1 o atendimento à classe será aproximadamente 13% do tempo, se o enquadramento for classe 2 o atendimento passa para 23% do tempo e para classe 3 a probabilidade do corpo hídrico atender aos limites estabelecidos pela classe será 50%.

Observa-se que para classe 4 não é estabelecido pela legislação o limite para o parâmetro DBO, no entanto, a legislação estabelece limites mínimos para o parâmetro oxigênio dissolvido, assim sendo, para a classe 4 esta restrição deve ser observada tendo em vista a manutenção dos limites do parâmetro, uma vez que o consumo de oxigênio para decomposição da matéria orgânica pode levar a déficits de OD. A própria Resolução CONAMA 357/05 prevê este tipo de observação quando em seu Art. 10., § 1º, estabelece que os limites de DBO, em águas doces de classes 2 e 3, podem ser elevados caso o estudo da capacidade de autodepuração do rio mostre que as concentrações mínimas de OD serão obedecidas.

A associação das concentrações dos parâmetros de qualidade da água às frequências de vazões possibilita analisar a permanência da classe de enquadramento no tempo e com isso definir uma probabilidade mínima de ocorrência desejada, dentro da qual o enquadramento deverá ser obedecido. O cenário de não atendimento pode ser considerado dentro do período estabelecido para cumprimento das metas intermediárias até a efetivação do enquadramento.

No caso da permanência da concentração do parâmetro analisado não estiver compatível com o critério mínimo estabelecido deverão ser adotadas medidas de remoção da carga poluidora. Os cenários de remoção de carga serão simulados em função das eficiências de tratamento, e, assim, novas probabilidades de ocorrência serão obtidas. O risco de violação da classe de enquadramento será menor a medida que a remoção da carga poluente for maior. A partir da obtenção destas novas permanências da qualidade da água será possível avaliar a melhor alternativa para o grau de atendimento à classe desejada.

A Figura 6.8 ilustra diferentes curvas de permanência para o parâmetro DBO, as quais foram obtidas através da simulação da qualidade da água a partir de diferentes cenários de remoção de carga.

O exemplo exposto na Figura 6.8 mostra três curvas de permanência para o parâmetro DBO em um trecho de rio. A curva (1) representa o diagnóstico do trecho, ou seja, a situação atual da qualidade da água sem remoção de carga. Observa-se que neste caso a probabilidade de ocorrência da qualidade da água na classe 2 é zero, ou seja, o limite da classe será violado em 100% do tempo. Quando é aplicada uma remoção de 60% da carga poluidora sobre a situação atual (diagnóstico) é produzida a curva (2) e obtém-se que a probabilidade da qualidade da água obedecer a condição estabelecida pela classe 2 será equivalente à 35% do tempo. Aumentado a remoção de carga para 90% será gerada a curva (3), onde a probabilidade de atendimento ao enquadramento proposto para o trecho do rio passará para 64% do tempo.

A Figura 6.8 evidencia que quanto maior a remoção de carga maior será o atendimento da qualidade da água aos padrões estabelecidos pela classe do enquadramento. Isto pode ser observado quando comparadas as probabilidades de ocorrência (curvas 2 e 3) para o limite de 10mg/L em 35 e 64% nos cenários de remoção de 60 e 95%, respectivamente.

O cenário de atendimento à classe deverá ser um valor pautado nos desejos dos usuários da bacia, assim como com a disposição a pagar no caso da necessidade de remoção de carga poluente. Da mesma forma, deverão ser estabelecidas metas para o aumento progressivo do atendimento aos padrões estabelecidos pelas classes do enquadramento, quando assim julgar-se necessário.

A aplicação desta metodologia representa uma quebra de paradigma no processo de enquadramento no país, onde a utilização do conceito de probabilidade de ocorrência da qualidade da água será útil na definição de critérios de enquadramento.

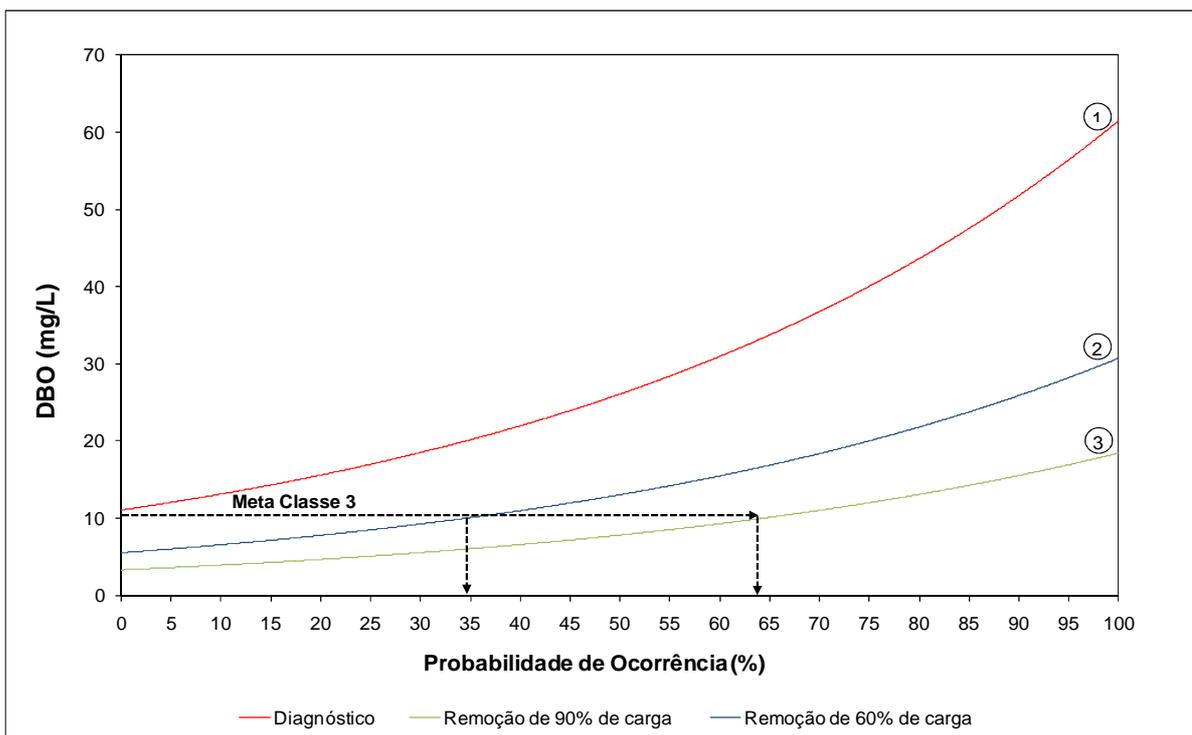


Figura 6.8 - Curvas de probabilidade de ocorrência da DBO para diferentes cenários de remoção de carga

O método proposto relaciona qualidade da água a um conjunto de vazões de referência. Isto possibilita considerar a natureza probabilística da qualidade da água no processo de elaboração da proposta de enquadramento dos corpos hídricos, sem deixar de ponderar a integração dos aspectos de quantidade e qualidade da água, fundamental para o sistema de gestão de recursos hídricos.

Ao utilizar a probabilidade de ocorrência da qualidade da água, obtida a partir do conjunto de vazões de referência, na elaboração da proposta de enquadramento estarão sendo considerados na análise diferentes cenários críticos de qualidade da água em função dos fenômenos ocorridos na bacia devido à condição de seca e cheia. No primeiro caso atuam as cargas pontuais como responsáveis pela condição de baixa qualidade e no segundo as cargas de origem difusa que atingem os corpos hídricos durante os eventos de precipitação.

Cabe ressaltar que para efetivação do enquadramento devem ser consideradas as cargas pontuais oriundas da carência de esgotamento sanitário doméstico, assim como as cargas de origem difusa. A experiência internacional dos EUA mostrou a necessidade de controle deste tipo de carga, onde em 1987 promoveu uma alteração no Clean Water Act, estabelecido em 1972, até então o programa previa ações para o controle de cargas pontuais. Estas medidas não estavam sendo suficientes para atingir as metas de qualidade

da água estabelecidas e investigações realizadas mostraram que o foco do problema era proveniente de fontes difusas e, assim, foram estabelecidas ações para o controle da carga.

A experiência Americana mostra que para atingir a qualidade da água desejada são necessárias ações de controle de carga pontual e difusa. Isto reforça a adoção da metodologia proposta por este estudo, onde a qualidade da água está sendo observada sobre as condições críticas de seca e cheia, as quais são influenciadas pelas cargas pontuais e difusas, respectivamente.

O método apresentado auxilia na elaboração da proposta do enquadramento dos corpos hídricos baseado em critérios que consideram os aspectos de quantidade e qualidade da água integrados, uma vez que probabilidade de ocorrência é obtida a partir da simulação da qualidade da água sobre um conjunto de vazões de referência observadas. Tendo-se em vista as condições críticas de qualidade da água que foram incluídas no estudo, tem-se que o novo critério pode auxiliar na efetivação da gestão da qualidade da água no Brasil.

6.3. Caráter Legal

Esta tese apresenta um novo critério para auxiliar a tomada de decisão na elaboração da proposta do instrumento de enquadramento dos corpos hídricos. O método proposto tem caráter pioneiro e representa uma quebra de paradigma no processo de gestão de recursos hídricos no país, pois substitui a adoção de um valor único para a vazão de referência e considera o risco do não atendimento do padrão de qualidade da água estabelecido pela classe do enquadramento.

Em virtude da inserção da nova metodologia no processo de gestão já consolidado no país, buscou-se fundamentar a utilização da mesma perante o aparato legal estabelecido.

No Brasil, ao se tratar de enquadramento dos corpos hídricos a Resolução CONAMA 357/05 é o aparato legal que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e estabelece as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, assim como dá as condições e padrões de lançamento de efluentes.

A Resolução 357/05 estabelece a vazão de referência como sendo a vazão do corpo hídrico a ser utilizada como base para o processo de gestão. A vazão de referência é definida como a vazão mínima considerada a fim de garantir que a qualidade da água seja compatível com os padrões exigidos para o atendimento do uso preponderante da água. O valor para a vazão de referência é obtido através de métodos estatísticos, como o caso da vazão mínima de sete dias consecutivos com período de retorno de 10 anos ou das vazões da curva de permanência, como, por exemplo, a $Q_{95\%}$.

Assim sendo, a própria Resolução 357/05 considera o risco do não atendimento da classe, onde o mesmo está associado à ocorrência da vazão, uma vez que se trata de valores probabilísticos. Tendo em vista a adoção da vazão de referência de 95% no processo de enquadramento dos corpos d'água, significa que 5% do tempo o enquadramento poderá ser violado.

A adoção de um valor único para a vazão de referência restringe a análise do enquadramento sobre vazões semelhantes ao valor adotado, e como visto ao longo deste Capítulo a qualidade da água dos corpos hídricos é afetada por cargas pontuais e difusas em diferentes condições de vazão.

O critério da probabilidade de ocorrência da qualidade da água trás incluso a utilização de um conjunto de vazões de referência, desta forma, as atividades desenvolvidas no âmbito da bacia hidrográfica podem ser representadas de modo mais realista quanto aos impactos sobre a qualidade da água.

Segundo a Resolução CONAMA 357/05, Art.2, inciso XX, o enquadramento expressa o objetivo de qualidade da água o qual deve ser alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo. Isto implica que a qualidade da água pode estar em desacordo com os padrões exigidos no momento da elaboração da proposta. Para esta situação de desconformidade a Resolução prevê em seu Art. 38, § 2º, que deverão ser estabelecidas metas obrigatórias, intermediárias e final, para efetivação do enquadramento.

Desta forma, ao considerar o risco de não atendimento dos padrões de qualidade da água estabelecidos para a classe de enquadramento, durante o período destinado ao cumprimento das metas intermediárias, o método tem na própria Resolução 357/05 a fundamentação legal para sua utilização. Deste modo, a probabilidade de ocorrência da qualidade da água deve ser inserida no programa de efetivação do enquadramento, obedecendo a progressividade das metas de tal forma que o nível de atendimento aos padrões estabelecidos para a classe aumente progressivamente até que se atinja uma probabilidade de ocorrência dos padrões desejados em 100% do tempo.

A adoção de conceitos associados à frequência estatística de ocorrência da qualidade da água pode apresentar vantagens para o processo de gestão da qualidade da água, não apenas para aplicação do enquadramento dos corpos hídricos, mas também para os instrumentos de controle da poluição, através da verificação da frequência de violação da qualidade da água e da amplitude do risco de violação em função do acréscimo de carga poluente lançada no corpo hídrico.

Portanto, além de desvincular o enquadramento de uma vazão mínima, as quais se justificam para as análises dos processos de licenciamento ambiental de cargas pontuais, o critério mostra-se eficiente para o sistema de gestão, o qual fornece diretrizes para o

processo de planejamento, fiscalização e monitoramento dos órgãos licenciadores, formulação de critérios de penalidades, assim como para os instrumentos de gestão de recursos hídricos, como a outorga de lançamento de efluentes e a cobrança pelo uso dos recursos hídricos.

7. CUSTOS PARA ANÁLISE DE MEDIDAS DE DESPOLUIÇÃO HÍDRICA

A poluição hídrica é resultado da atividade humana e do desenvolvimento urbano, isto é uma constatação evidente quando se observa a intensificação do uso e o conseqüente aumento da produção de resíduo.

A correta gestão deste resíduo é fundamental para a manutenção do equilíbrio da qualidade de vida da população e do meio ambiente. A inexistência ou inadequada gestão da demanda e dos resíduos gerados resulta nos indesejados impactos sobre a qualidade das águas superficiais.

Os países em desenvolvimento enfrentam problemas relacionados à super exploração dos recursos hídricos, sejam eles ligados à quantidade ou qualidade da água, no entanto, decorre que faltam recursos financeiros para o controle da poluição resultante do uso intenso. Nos países desenvolvidos ocorreu que quando foi necessário investir na solução de problemas semelhantes oriundos do desenvolvimento existiam recursos para tal. Atualmente estes países já se encontram em um estágio mais avançado no controle de cargas poluidoras, como a carga difusa, enquanto os países em desenvolvimento ainda encontram dificuldades para controlar as cargas de origem doméstica.

Pode-se dizer que no cenário urbano brasileiro a carência de sistema de esgotamento sanitário é um dos principais problemas associados à qualidade dos recursos hídricos. Esta constatação torna-se evidente quando observados os dados apresentados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento no seu Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto - 2008, os quais indicam que os níveis de atendimento de coleta e tratamento de esgoto permanecem baixos, 43% e 34% respectivamente. Entre os anos de 2007 e 2008 foi apresentado um crescimento de 8,8% nos serviços de tratamento de esgoto, o que indica que estão sendo feitos investimentos no setor. No entanto, segundo dado do Ministério das Cidades (2010) estima-se que sejam necessários R\$ 105,4 bilhões para a universalização do saneamento no Brasil até 2020. Acrescenta-se a este cenário de controle de poluição o problema da carga difusa, urbana e rural, e os déficits de tratamento de efluentes do setor industrial.

Os recursos financeiros disponíveis não são suficientes para que sejam adotadas medidas que revertam esta situação em curto prazo. Com isso, salienta-se a necessidade planejamento através da priorização das medidas de controle de poluição e do estabelecimento de metas de qualidade factíveis de serem alcançadas com os recursos disponíveis. O enquadramento dos corpos d'água como um instrumento de planejamento tem papel fundamental neste cenário, uma vez que estabelece em comum acordo dentro da

bacia hidrográfica a qualidade da água necessária para os corpos hídricos em função dos usos mais exigentes.

Não obstante, a efetivação do enquadramento será obtida quando a meta final for alcançada através do desdobramento de atividades físicas e de gestão. As atividades físicas, medidas de despoluição hídrica, serão efetivadas se estiverem condizentes com a disponibilidade financeira da região. No entanto, ocorre que na maioria dos processos de enquadramento realizados no Brasil não foram incorporados os custos para o alcance do objetivo de qualidade desejado e ocorre que, desta forma, os enquadramentos propostos não sejam efetivados.

Portanto, a análise conjunta da disponibilidade dos recursos financeiros com os custos das medidas de despoluição possibilita avaliar a viabilidade econômica para o alcance da classe de enquadramento desejada.

Dentro do contexto do controle da poluição hídrica existe uma indissociável relação entre melhoria da qualidade da água e a disponibilidade de investimentos, ou seja, ao se falar em metas de qualidade as decisões estarão relacionadas aos custos das medidas de despoluição necessárias para que as mesmas sejam atingidas.

Com isso constata-se a importância do desenvolvimento de métodos que auxiliem a verificação da viabilidade econômica das alternativas de despoluição, inclusive que sirvam como fonte de consulta para estimativas preliminares necessárias para implantação desses empreendimentos e para subsidiar a definição de metas factíveis. Embora se conheça a importância destes dados durante a tomada de decisão, ressalta-se a falta de dados referentes aos custos das medidas de despoluição e a dificuldade de acesso público a estas informações. Isto estabelece a necessidade de divulgação de estudos e levantamentos realizados sobre o tema, de modo a possibilitar a escolha da melhor alternativa para cada região de estudo.

Esta tese visa proporcionar uma fonte de consulta para análise preliminar dos custos de investimentos em medidas de despoluição hídrica, servindo de referência para técnicos e órgãos gestores de recursos hídricos e meio ambiente, bem como valer-se dessa ferramenta para subsidiar a elaboração das propostas do instrumento de planejamento enquadramento dos corpos d'água estabelecido pela Lei 9.433 de 1997.

7.1. Seleção dos Processos e Sistemas de Tratamento da Carga Poluente

A seleção de medidas de despoluição hídrica deve ser realizada através da análise dos processos de tratamento a serem adotados, uma vez que existem diversas alternativas disponíveis envolvendo diferentes fatores intervenientes. Esta análise, juntamente com os

custos de implantação, operação e manutenção, objeto desta tese, é fundamental para a efetivação das metas estabelecidas.

7.1.1. *Medidas de Controle para Tratamento de Esgoto Doméstico*

A adoção de um processo e sistema de tratamento de esgoto deve seguir alguns critérios de seleção, tendo em vista a obtenção dos objetivos desejados e a exequibilidade das medidas propostas. Dentre os fatores que devem ser considerados na adoção de um sistema de tratamento podem ser mencionados:

- Impactos ambientais no corpo receptor do esgoto tratado, analisado através da qualidade final do efluente gerado pela estação de tratamento de esgoto visando atender as especificações locais;
- Principais poluentes a serem removidos (matéria orgânica, nutrientes, patogênicos, etc);
- Nível de tratamento e eficiência de remoção de poluente;
- Área necessária para a implantação do sistema;
- Geração de lodo a ser disposto;
- Necessidade de mão-de-obra especializada e consumo de energia elétrica para a operação; e
- Custo de implantação e operacional.

Ressalta-se a importância de considerar esta série de fatores, entre outros, na seleção das alternativas de despoluição hídrica, uma vez que estes poderão interferir na obtenção dos resultados desejados, seja em função da aplicabilidade, funcionamento, operação, eficiência do processo, e outros. Em virtude disto, este item objetiva apresentar algumas diretrizes que devem ser analisadas antes da escolha das alternativas de tratamento de esgoto, tendo-se em vista a efetivação das metas desejadas.

Os impactos ambientais ocasionados em decorrência do lançamento do efluente tratado ao corpo hídrico devem ser observados, devendo ainda atender as normas e restrições ambientais vigentes para o corpo hídrico.

Cada estado possui sua legislação específica de proteção e melhoria da qualidade ambiental, dentre as quais legislam sobre o lançamento de efluentes e devem ser observadas e respeitadas para aplicação de qualquer metodologia.

A Tabela 7.1 indica as legislações de alguns estados brasileiros com seus respectivos limites para os parâmetros de qualidade da água DBO, Nitrogênio e Fósforos. Os parâmetros apresentados na Tabela 7.1 foram selecionados uma vez que os mesmos foram adotados para inserção na metodologia proposta por este estudo.

Tabela 7.1 – Legislações Estaduais para padrões de lançamento.

Estado	Legislação	DBO ₅		N total (mg/L)	P total (mg/L)
		Conc (mg/L)	Efic. mín. (%)		
Ceará	Portaria Nº154, de 22 de Julho de 2002 (DOE - 01.10.2002). PORTARIA N.º154/2002	60	-	-	-
Minas Gerais	Deliberação Normativa COPAM nº 10, de 16 de dezembro de 1986.	60	85	-	-
Rio Grande do Sul	Portaria nº05/89 - SSMA	Variável em função da vazão	-	10	1
Santa Catarina	Decreto Estadual nº 14.205, de 5 de junho de 1981.	60	80	10*	1*
São Paulo	Decreto Nº 8.468, de 8 de setembro de 1976.	60	80	-	-

*restrição para lançamentos em trechos de rios contribuintes de lagoas, laguna e estuários.

Neste enfoque de variação de padrões de lançamento, Von Sperling (2005) apresentou uma relação em função do nível de restrição dos limites das concentrações dos parâmetros de qualidade da água DBO, Ntotal e Ptotal, conforme Tabela 7.2.

Tabela 7.2 – Variação nos padrões de lançamento de efluente em corpos hídricos

Parâmetro	Lançamento	Padrão de lançamento (mg/L)		
		Menos restritivo	Restritivo	Bastante restritivo
DBO ₅	Quaisquer corpos d'água	60	20 – 30	10
N total	Corpos d'água sensíveis	-	10 – 15	10
P total	Corpos d'água sensíveis	-	1 - 2	1

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005).

O estudo URBAGUA (2003) na avaliação do atendimento às legislações de São Paulo e Minas Gerais em função dos padrões de lançamento para o parâmetro DBO salientou que o atendimento ao quesito de concentração efluente máxima é mais restritivo que o quesito de eficiência mínima de remoção.

Cabe salientar que o enquadramento tem caráter local, tendo isto em vista, compete ao tomador de decisão fazer-se valer das restrições pertinentes a cada estado e/ou município da federação, como por exemplo, a obediência dos aspectos legais.

Outro aspecto notório na escolha das alternativas de remoção de carga poluidora é o nível de tratamento de esgotos a ser implantado, o qual é dividido de acordo com o grau de remoção de poluentes ao qual se deseja atingir.

O tratamento preliminar destina-se a remoção de sólidos grosseiros em suspensão através de mecanismos físicos. Nesta fase, o esgoto é preparado para as fases de tratamento subsequentes.

O tratamento primário remove os sólidos sedimentáveis assim como uma pequena parte da matéria orgânica, utilizando-se de mecanismos físicos de remoção de poluentes.

O tratamento secundário remove grande parte da matéria orgânica e eventualmente parte de nutrientes, a remoção ocorre através de mecanismos biológicos.

Já o tratamento terciário tem como finalidade a remoção complementar da matéria orgânica, dos nutrientes, de poluentes específicos e a desinfecção dos esgotos tratados. Este tipo de tratamento ainda não é uma atividade comum em países em desenvolvimento. O processo de remoção geralmente consiste de um mecanismo físico-químico.

Tendo-se em vista a meta desejada, em função da remoção de determinados poluentes para atender aos usos pretendidos, dá-se a escolha dos métodos de tratamento, os quais podem ser divididos em operações e processos, a integração destes compõe os sistemas de tratamento.

Nas operações físicas o método de remoção de poluente é obtido através da aplicação de forma física, as quais podem ser pelo gradeamento, mistura, floculação, sedimentação, filtração, entre outros.

Os processos podem ser divididos em químicos e biológicos. Os processos químicos removem os poluentes através da adição de produtos químicos ou ainda em virtude da ocorrência de reações químicas (precipitação, adsorção, desinfecção). Já nos processos biológicos a remoção dos contaminantes se dá através da atividade biológica, como a remoção da matéria orgânica carbonácea, nitrificação, desnitrificação, etc.

A Tabela 7.3 apresenta a atuação das operações, processos e dos sistemas como um todo na remoção dos poluentes, conforme indicado por von Sperling (2005).

Tabela 7.3 - Operações, processos e sistemas de tratamento para remoção de poluentes do esgoto doméstico.

Poluente	Operação, processo ou sistema
Sólido em suspensão	Gradeamento Remoção da areia Sedimentação Disposição no solo
Matéria orgânica biodegradável	Lagoas de estabilização e variações Lodos ativados e variações Reatores aeróbios com biofilmes

Poluente	Operação, processo ou sistema
	Tratamento anaeróbio Disposição no solo
Nitrogênio	Nitrificação e desnitrificação biológica Disposição no solo Processos físico-químicos
Fósforos	Remoção biológica Processos físico-químicos

Fonte: Adaptado de von Sperling (2005).

A partir das informações apresentadas na Tabela 7.3 observa-se que ao escolher uma medida de tratamento para remoção de carga poluidora, deve-se ter em vista os principais poluentes a serem removidos para que a meta desejada seja atingida.

O requisito área para implantação do empreendimento é fundamental para a análise, principalmente para regiões bem consolidadas, onde o custo de apropriação da área pode-se tornar muito elevado.

Neste cenário de seleção de alternativas de estações de tratamento de esgoto, a gestão do lodo merece destaque, uma vez que esta é uma etapa complexa da operação da ETE, pois pode representar entre 20 e 60% dos custos operacionais.

Na busca de identificar as alternativas para escolha dos sistemas de tratamento de esgoto von Sperling (2005) apresentou alguns valores relacionados à estes processos, conforme podem ser visualizados na Tabela 7.4.

Na Tabela 7.4 podem ser analisadas as características gerais dos sistemas de tratamento de esgoto em relação à qualidade final do efluente tratado, as eficiências de remoção de carga, a demanda por área necessária para implantação do sistema, o volume de lodo tratado e que deverá ser disposto como produto final do sistema e peculiaridades como o consumo de energia elétrica necessário para o funcionamento do sistema e a complexidade de operação, que acarretará em mão de obra mais especializada.

Tabela 7.4 – Concentrações médias efluentes, eficiências típicas de remoção de poluentes e características gerais dos sistemas de tratamento

Sistema de tratamento	Qualidade Efluente Tratado (mg/L)			Eficiência de remoção (%)				Demanda de área (m ² /hab)	Volume de lodo a ser disposto (L/hab.ano)	Consumo de energia elétrica (kWh/hab.ano)	Simplicidade Operacional
	DBO	N _a	P _t	DBO	N _{org} *	N _a	P _t				
Tratamento primário (tanques sépticos)	200-250	>20	>4	30-35	10-20	<30	<35	0,03-0,05	15-35	-	Simple
Tratamento primário convencional	200-250	>20	>4	30-35	10-20	<30	<35	0,02-0,04	30-50	-	Simple
Tratamento primário avançado	60-150	>20	>4	45-80	10-20	<30	75-90	0,04-0,06	40-110	-	Simple
Lagoa facultativa	50-80	>15	<2	75-85	10-20	<50	<35	2,00-4,00	15-30	-	Simple
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	50-80	>15	>4	75-85	10-20	<50	<35	1,50-3,00	20-60	-	Simple
Lagoa aerada facultativa	50-80	>20	>4	75-85	10-20	<30	<35	0,25-0,50	7-30	11-18	Relativamente simples
Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	50-80	>20	>4	75-85	10-20	<30	<35	0,20-0,40	10-35	16-22	Relativamente simples
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	40-70	10-15	>4	80-85	15-50	50-65	>50	3,00-5,00	20-60	-	Relativamente simples
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	40-70	5-10	<4	80-85	15-50	65-85	50-60	2,00-3,50	20-60	<2	Relativamente simples
Infiltração lenta	<20	<5	3-4	90-99	-	>80	>85	10,0-50,0	-	-	Simple
Infiltração rápida	<20	<10	<1	85-98	-	>65	>50	1,00-6,00	-	-	Simple
Escoamento superficial	30-70	10-20	<4	80-90	-	35-65	<35	2,00-3,50	-	-	Simple
Terras úmidas construídas	30-70	>15	>4	80-90	-	<50	<35	3,00-5,00	-	-	Simple
Reator UASB	70-100	>15	>4	60-75	-	<50	<35	0,03-0,10	10-35	-	Simple
UASB + lodos ativados	20-50	5-15	>4	83-93	15-50	50-85	<35	0,08-0,20	15-60	14-20	Simplicidade correspondente ao pós-tratamento
UASB + biofiltro aerado submerso	20-50	5-15	>4	83-93	15-50	50-85	<35	0,05-0,15	15-55	14-20	Simplicidade correspondente ao pós-tratamento
UASB + filtro anaeróbio	40-80	>15	>4	75-87	15-50	<50	<35	0,05-0,15	10-50	-	Simplicidade correspondente ao pós-

Sistema de tratamento	Qualidade Efluente Tratado (mg/L)			Eficiência de remoção (%)				Demanda de área (m²/hab)	Volume de lodo a ser disposto (L/hab.ano)	Consumo de energia elétrica (kWh/hab.ano)	Simplicidade Operacional
	DBO	N _a	P _t	DBO	N _{org} *	N _a	P _t				
UASB + filtro biológico de alta carga	20-60	>15	>4	80-93	15-50	<50	<35	0,10-0,20	15-55	-	tratamento Simplicidade correspondente ao pós-tratamento
UASB + flotação por ar dissolvido	20-50	>20	>4	83-93	15-50	<30	75-88	0,05-0,15	25-75	8-12	Simplicidade correspondente ao pós-tratamento
UASB + lagoas de polimento	40-70	10-15	1-2	77-87	15-50	50-65	>50	1,50-2,50	10-35	-	Simplicidade correspondente ao pós-tratamento
UASB + lagoa aerada facultativa	50-80	>20	<4	75-85	15-50	<30	<35	0,15-0,30	15-50	2-5	Simplicidade correspondente ao pós-tratamento
UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	50-80	>20	>4	75-85	15-50	<30	<35	0,10-0,30	15-50	4-8	Simplicidade correspondente ao pós-tratamento
UASB + escoamento superficial	30-70	10-20	>4	77-90	15-50	35-65	<35	1,5-3,00	10-35	-	Simplicidade correspondente ao pós-tratamento
Lodos ativados convencional	15-40	<5	>4	85-93	15-50	>80	<35	0,12-0,25	35-90	18-26	Operação sofisticada
Lodo ativado aeração prolongada	10-35	<5	>4	90-97	15-50	>80	<35	0,12-0,25	40-105	20-35	Mais simples que lodo ativado convencional
Lodo ativado batelada	10-35	<5	>4	90-97	15-50	>80	<35	0,12-0,25	40-105	20-35	Mais simples que os demais sistemas de ativado convencional
Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	15-40	<5	>4	85-93	15-50	>80	<35	0,12-0,25	35-90	15-22	Operação sofisticada
Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P	15-40	<5	>4	85-93	15-50	>80	75-88	0,12-0,25	35-90	15-22	Operação sofisticada
Lodo ativado convencional +	10-20	<5	1-2	93-98	15-50	>80	50-60	0,15-0,30	40-100	18-26	Operação sofisticada

Sistema de tratamento	Qualidade Efluente Tratado (mg/L)			Eficiência de remoção (%)				Demanda de área (m ² /hab)	Volume de lodo a ser disposto (L/hab.ano)	Consumo de energia elétrica (kWh/hab.ano)	Simplicidade Operacional
	DBO	N _a	P _t	DBO	N _{org} *	N _a	P _t				
filtração terciária											
Filtro biológico percolador de baixa carga	15-40	20-40	3-4	85-93	-	65-85	<35	0,15-0,30	35-80	-	Mais simples que lodos ativados
Filtro biológico percolador de alta carga	30-60	20-40	>4	80-90	-	<50	<35	0,12-0,25	35-80	-	Mais simples que lodos ativados
Biofiltro aerado submerso com nitrificação	15-35	20-40	>4	88-95	-	>80	<35	0,10-0,15	35-90	18-26	Mais sofisticada que os filtros percoladores
Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	15-35	20-40	>4	88-95	15-50	>80	<35	0,10-0,15	35-90	15-22	Mais sofisticada que os filtros percoladores

Fonte: Adaptada de von Sperling (2005) e *Jordão & Pessoa (2005).

Dentre os sistemas apresentados na Tabela 7.4 nota-se que os mesmos apresentam diferentes características em função da qualidade do efluente final para os diferentes parâmetros analisados.

Partindo-se do princípio das restrições estabelecidas pela legislações estaduais quanto aos padrões de lançamento de efluentes e considerando que o quesito concentração efluente máxima é mais restritivo que o quesito eficiência mínima de remoção, é possível realizar algumas estimativas em relação a seleção das medidas de despoluição tendo como base os sistemas mostrados pela Tabela 7.4 (von Sperling (2005) e Jordão & Pessôa (2005)) conforme apresentado a seguir.

Com isso é possível estabelecer que os sistemas que apresentam melhores padrões de lançamento quando considerado o parâmetro de qualidade da água DBO foram:

- Infiltração lenta e rápida;
- Sistemas compostos por UASB seguidos de lodos ativados ou biofiltro aerado submerso ou filtro biológico de alta carga ou flotação por ar dissolvido;
- Sistemas de lodos ativados convencional, aeração prolongada, batelada, lodo ativado convencional com remoção biológica de N, lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P e lodo ativado convencional seguido por filtração terciária; e
- Filtro biológico de baixa carga, filtro biológico de alta carga, biofiltro aerado submerso com nitrificação e biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N.

Os sistemas de tratamento que apresentam melhores padrões para o efluente tratado quando o parâmetro analisado foi o nitrogênio foram:

- Infiltração lenta;
- Lodo ativado convencional com remoção biológica de N;
- Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P; e
- Tratamento biológico com remoção de N/P.

Quanto realizada a mesma análise considerando a remoção de fósforo os sistemas de tratamento que apresentam melhores padrões para o efluente tratado foram:

- Tratamento primário avançado, onde a eficiência varia conforme a dosagem do coagulante;
- Infiltração lenta e rápida;
- UASB seguido de flotação por ar dissolvido;
- UASB seguido de lagoas de polimento;

- Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P; e
- Lodo ativado convencional seguido de filtração terciária.

Para esta análise foi considerada a condição menos favorável, ou seja, o valor máximo da concentração do parâmetro apresentado na Tabela 7.4.

Os sistemas que exigem maior demanda de área são os de disposição no solo e as lagoas de estabilização. Já os que geram maior volume de lodo a ser disposto são os sistemas de lodo ativado e filtros biológicos, uma vez que o lodo faz parte do processo, e por sua vez os sistemas que mais consomem energia são os lodos ativados seguidos pelos biofiltros aerados.

Esta análise entre os diferentes sistemas de tratamento com suas respectivas características mostrou que a tomada de decisão deve ser baseada não somente em aspectos econômicos mas também em aspectos técnicos, os quais fiabilizem o alcance da meta pretendida.

Von Sperling (2005) apresentou uma comparação, bastante geral, entre regiões desenvolvidas e regiões em desenvolvimento quanto aos aspectos críticos e importantes na seleção de sistemas de tratamento. Nas regiões desenvolvidas foram observados como itens críticos quanto à seleção dos processos: eficiência, confiabilidade, disposição do lodo e requisitos de área. Nas regiões em desenvolvimento apresentaram-se os seguintes itens críticos: custos de construção, sustentabilidade, simplicidade e custos operacionais.

Como visto o custo para implantação e manutenção das medidas de controle são considerados fatores críticos e por este motivo torna-se fundamental o desenvolvimento de critérios que auxiliem a seleção das alternativas de controle da poluição.

A análise dos custos envolvidos nas alternativas de despoluição hídrica é um procedimento indiscutivelmente aceito uma vez que se tem em vista a obtenção da efetivação das metas propostas e os recursos disponíveis para investimento são escassos.

Uma forma bastante eficiente para ajudar nestas análises são as chamadas funções de custo, as quais apresentam um histórico dos custos observados em obras de mesma natureza, permitindo a verificação direta dos preços de cada processo.

Nos EUA foram realizados vários estudos na década de 70 tendo-se em vista analisar os custos das estações de tratamento de esgoto e o desenvolvimento das curvas de custo dos sistemas de tratamento de esgoto (EPA, 1975; EPA, 1976; entre outros).

No relatório técnico apresentado pela Environmental Protection Agency – EPA (1976) foi mostrado o resultado do levantamento realizado, o qual forneceu as curvas de custo para os sistemas de tratamento de esgoto. O estudo utilizou os custos de 150 instalações licitadas disponíveis nos escritórios regionais da EPA para obtenção das curvas, onde através de uma análise de regressão linear foram produzidas duas curvas de custo, uma

para novas estações de tratamento secundário e outra para aumento de nível de tratamento, primário para secundário. Para o tratamento terciário foi considerado um custo adicional a partir do custo das estações de tratamento secundário.

A data em que estes estudos foram desenvolvidos mostram o quanto o Brasil precisa avançar nos estudos e elaboração de metodologias para auxiliar o processo de análise e seleção de alternativas de tratamento de esgoto doméstico. Considerando-se a necessidade de divulgação das informações sobre os custos das medidas de despoluição hídrica e a importância destes dados no cenário de planejamento para a melhoria da qualidade da água, buscou-se desenvolver uma fonte de pesquisa que auxilie a tomada de decisão na seleção destas alternativas.

O levantamento dos dados para estimativa dos custos totais para implantação dos sistemas de coleta e tratamento de esgoto doméstico partiu da aquisição dos dados de custos para implantação das estações de tratamento, da rede coletora e interceptores, das estações elevatórias de esgoto, custos de operação e manutenção, assim como dos custos para aumentar o nível de tratamento da estação em função do aumento das eficiências de remoção de poluentes.

7.1.2. Medidas de Controle da Carga Difusa

No Brasil, o problema de qualidade da água em função da carga pontual ainda não foi solucionado, assim sendo, a adoção de medidas de controle das cargas de origem difusa até o momento não foi ação prioritária. No entanto, para obter a efetivação da gestão da qualidade da água são necessárias ações que identifiquem e controlem o aporte de carga poluente ao corpo receptor, sejam estas pontuais ou difusas.

As cargas pontuais caracterizam-se pelo lançamento de esgotos sanitários ou de efluentes industriais, as quais são facilmente identificadas e, portanto, seu controle é mais eficiente. Por sua vez, as cargas difusas aderem-se aos corpos d'água distribuídos ao longo de sua extensão, sendo difícil estabelecer sua identificação e controle.

Este tipo de poluição é gerado pelo escoamento superficial, em áreas urbanas e rurais, proveniente da deposição de poluentes, de maneira esparsa, sobre a área contribuinte da bacia hidrográfica. Como fontes originárias da poluição difusa estão: a abrasão e desgaste das ruas pelos veículos, o lixo acumulado nas ruas e calçadas, os resíduos orgânicos de animais, atividades de construção, resíduos de combustíveis, óleos e graxas deixados por veículos, poluentes do ar e outros.

Na Itália, estima-se que cerca de 30% da poluição hídrica produzida nas áreas urbanas deve-se à poluição difusa transportada pelas águas pluviais, na Inglaterra a

estimativa da poluição hídrica devido a essa carga é 35% e, nos Estados Unidos esta taxa é de 20% (Artina & Paoletti, 1997, apud Yazaki et al., 2007).

No Brasil alguns estudos foram desenvolvidos buscando caracterizar a carga poluente de origem difusa. Gomes & Chaudhry (1981) em São Carlos-SP, De Luca et al. (1991) em Porto Alegre-RS, Haupt (2005) em São Paulo-SP, Brites (2005) em Santa Maria-RS. Estes autores encontraram os maiores valores de carga poluente no início do escoamento superficial.

A distribuição temporal da carga poluente durante o evento de precipitação mostra que a primeira parte do escoamento superficial é a mais poluída, este fenômeno é conhecido como carga de lavagem do escoamento superficial. Trabalhos sobre a natureza e existência dessa carga foram realizados, buscando identificar a variabilidade dos fatores que influenciam a ocorrência do fenômeno (Gupta & Saul (1996), Deletic (1998), Lee et al., (2002), Brites (2005)).

A Tabela 7.5 apresenta valores de carga difusa encontradas na bibliografia a partir de estudos desenvolvidos, os parâmetros de qualidade da água analisados foram DBO₅ e sólidos suspensos totais. Choe et al. (2002) analisaram a taxa de carga poluente do escoamento superficial de áreas residenciais e industriais. De Luca et al. (1991) analisou a carga anual média do escoamento pluvial urbano de Porto Alegre-RS. Brites (2005) encontrou valores de carga difusa em duas bacias hidrográficas de Santa Maria-RS, uma com predomínio de áreas residenciais e comerciais (Bacia Cancela) e outra com predomínio de área rural (Bacia Alto da Colina).

Tabela 7.5 - Carga difusa em função das áreas das bacias hidrográficas

<i>Parâmetro</i>	<i>Choe et al. (2002)</i>	<i>De Luca et al. (1991)</i>	<i>Brites (2005)</i>	
			<i>Cancela</i>	<i>Alto Colina</i>
DBO ₅ (kg/ha/ano)	943	254	75	25
SSt (kg/ha/ano)	2.130	11.120	1.686	2.253

Como pode ser observado na Tabela 7.5 os valores para a carga de origem difusa apresentam grande variabilidade. Este comportamento está associado às diferenças de uso e ocupação do solo, porcentagem de impermeabilização e intensidade da poluição atmosférica e de veículos automotores. Estes estudos foram realizados através de trabalhos de campo durante o escoamento superficial.

A avaliação do efeito do escoamento superficial no corpo hídrico receptor é realizada através da Concentração Média do Evento (CME). O uso desta é apropriado uma vez que a qualidade da água do corpo receptor responde lentamente as vazões pluviais quando

comparados com a taxa nas quais as concentrações dos constituintes modificam-se durante um evento de precipitação. A **Equação 7.2** indica como CME é calculada.

$$CME = \frac{M}{V} = \frac{\int_0^{tr} C_t Q_t dt}{\int_0^{tr} Q_t dt} \cong \frac{\sum C_t Q_t \Delta t}{\sum Q_t \Delta t} \quad \text{Equação 7.1}$$

Onde: CME é a concentração média do evento (mg/L); M a massa total de poluente durante o evento (g); V o volume total durante o evento (m³); t o tempo (s); C_t a concentração no tempo t (mg/L); Q_t a vazão no tempo t (m³/s) e Δt o intervalo de tempo (s).

Por sua vez, a carga produzida pelo escoamento superficial pode ser obtida através da Equação 7.2

$$Carga(kg/ha) = 0,01 * C * P * CME \quad \text{Equação 7.2}$$

Onde: C representa o coeficiente de escoamento superficial; P (mm) a chuva que cai sobre a bacia e produz escoamento superficial e CME (mg/L) corresponde a concentração média do evento.

Um dado importante em função do transporte de carga poluente pelo escoamento superficial foi apresentado por Novotny (2003), o qual indicou que os primeiros 40% do escoamento superficial urbano pode conter cerca de 60% da carga poluente transportada. No Brasil, Brites & Gastaudini (2006) encontraram valores semelhantes para uma bacia hidrográfica da região de Santa Maria-RS, onde 32% do volume total escoado transportaram 74% da carga total do evento. Estes dados foram obtidos a partir do evento mais crítico em relação à carga poluente, entre os eventos analisados todos apresentaram maior porcentagem de carga transportada em volume inferior a este.

Em relação ao controle da carga difusa, na Europa o uso de sistemas dotados de extravasores e reservatórios para armazenar a parcela inicial do escoamento superficial é praticamente obrigatório. A legislação sanitária italiana, por exemplo, proíbe o lançamento direto das águas de primeira chuva nos principais corpos hídricos tendo em vista que, sem a redução das cargas difusas, será impossível atender as metas europeias de recuperação dos ecossistemas hídricos (Yazaki et al., 2007).

A região da Lombardia conta com legislação que estabelece, para o dimensionamento do reservatório de contenção da carga difusa, que os primeiros 5 mm de chuva precipitados nas áreas impermeabilizadas diretamente conectadas à rede de drenagem devem ser conduzidos à estação de tratamento. Isto equivale ao volume de armazenamento de 50 m³/ha de área impermeável. (Yazaki et al., 2007). Ainda segundo os autores, o Plano de Ressaneamento prevê, genericamente, a adoção de reservatórios de controle da carga

transportada pela parcela inicial do escoamento superficial. Estes reservatórios têm capacidade de 25, 50 e 100 m³/ha, variando em função da natureza e da qualidade do corpo receptor e do tipo de sistema coletor, unitário ou exclusivamente pluvial.

Yazaki et al. (2007) analisaram a redução da carga poluidora do rio Cabuçu-SP através da remoção da carga dos primeiros 5 mm de chuva precipitada. Os autores encontraram que o volume total de reservação necessário é de 33.375 m³, considerado o estipulado pela legislação italiana e a área urbanizada da bacia 6,75 km² (50 m³/ha x 675 ha). Ainda foi apresentado que para uma profundidade média de 4 m, o conjunto de reservatórios ocuparia uma área total de 8.434 m², que corresponde a 0,06% da área da bacia.

Estudos apresentados por Roesner (1988, apud Novotny, 2003) mostraram que ao capturar o escoamento gerado pelos primeiros 2,5 cm da chuva efetiva estará sendo incluído o volume total para a maioria dos eventos, pois 94% dos eventos são menores que 2,5 cm, e 2/3 do volume dos eventos maiores que 2,5 cm. Assim sendo, considera-se que 91% dos escoamentos superficiais produzidos na bacia hidrográfica podem ser capturados e tratados.

Considerando uma análise complementar, Vitale & Spray (1974, apud Novotny, 2003) apresentaram que a redução de 85% da carga de BDO pode ser obtida na retenção dos primeiros 0,8 – 2,5 cm do escoamento superficial.

Para efeito de dimensionamento das medidas de detenção da carga poluente do escoamento superficial Novotny (2003) apresentou uma regra de cálculo para obtenção do volume a ser reservado, considerando uma chuva efetiva de 2,5 cm, as perdas da área impermeável de 0,15 cm sobre uma área de 1ha, sendo 50% da área impermeável. Através deste estudo o autor indicou que o reservatório para controle da carga difusa corresponde aproximadamente 1% da área total da bacia ou ainda 2,2% da área impermeável conectada. A **Equação 7.3** apresenta o método de obtenção do volume para reservação do escoamento.

$$Vol (m^3) = A_{impermeável} (\%) * (P_{efe} - Perdas) (cm) * (0.01 m / cm) * A_{Total} (m^2 / ha) \quad \text{Equação 7.3}$$

Onde:

$A_{impermeável}$: corresponde a área impermeável da bacia contribuinte;

P_{efe} : representa a chuva efetiva, responsável pelo escoamento superficial;

$Perdas$: corresponde a parcela do escoamento que fica retido na área impermeável, segundo estudo de Tholin & Keifer (1960, apud Novotny, 2003) o valor para estas áreas é 0,15 cm; e

A_{total} : é a área total da bacia de contribuição.

Para fins de dimensionamento do volume do reservatório para controle da carga difusa foram considerados os seguintes valores de 2,5 e 0,15 cm para P_{efe} e Perdas, respectivamente.

Ainda segundo Novotny (2003), aproximadamente, entre 2 e 4% da área impermeável conectada diretamente ao sistema de drenagem deveria ser destinada para a instalação de reservatórios de detenção ou retenção, tendo em vista a gestão da poluição difusa urbana.

As medidas para o controle da carga difusa são praticamente as mesmas medidas para minimização dos problemas de enchentes urbanas, as quais produzem uma redução no volume escoado e, desta forma, reduz o aporte de carga no corpo receptor.

O controle da carga difusa se dá a partir de um conjunto de medidas, as chamadas Melhores Práticas de Manejo (Best Management Practices – BMP's), sendo constituídas por medidas não-estruturais, visando a prevenção e o controle da emissão dos poluentes, e medidas estruturais, que visam a redução ou remoção dos poluentes do escoamento.

As medidas não-estruturais constituem importante papel no controle da carga difusa. Segundo Porto (2005) entre as medidas não-estruturais mais utilizadas estão: o controle do uso do solo, a preservação de áreas verdes, o controle de ligações clandestinas, a varrição de ruas, o controle da coleta e disposição do lixo e a educação populacional.

As medidas estruturais utilizadas para o controle da carga difusa incluem, entre outras, bacia de detenção seca, bacia de detenção úmida, bacia de retenção seca, bacia de retenção úmida e alagada (wetlands).

A partir do guia de seleção das Melhores Práticas de Manejo publicado pela American Society of Civil Engineers (ASCE, 2001) foi possível analisar algumas medidas de controle da carga de origem difusa. Nas medidas citadas no guia estão, entre outras: bacia de detenção seca, bacia de detenção úmida, bacia de retenção seca, bacia de retenção úmida e alagada (wetlands),

Na Tabela 7.16 constam algumas das informações constantes no guia do ASCE sobre as medidas de controle, onde foram citadas as eficiências médias de remoção de carga para os parâmetros de interesse da presente pesquisa, sendo estes: DBO, nitrogênio e fósforo.

Tabela 7.6 – Eficiências de remoção de DBO, nitrogênio e fósforos das medidas de controle de carga difusa.

Sistema	Eficiência de remoção de DBO*	Eficiência de remoção de N total*	Eficiência de remoção de P total*	Tamanho da Bacia de Drenagem (ha)
Bacia de retenção seca (on-line)	92%	91%	61%	<2 / 2 - 8
Bacia de retenção/detenção***	77%	58%	84%	<2 / 2 - 8
Bacia de detenção úmida	67%	26%	65%	Qualquer tamanho
Bacia de detenção seca (sem filtração)	40%	15%	25%	<2 / 2 - 8

Sistema	Eficiência de remoção de DBO*	Eficiência de remoção de N total*	Eficiência de remoção de P total*	Tamanho da Bacia de Drenagem (ha)
Wetland	-	46%	70%	2 - 8 / >8

* Eficiência média apresentada entre os sistemas apresentados na fonte analisada.

** Consiste em 2 reservatórios.

Fonte: Adaptado de ASCE, 2001.

Com base nas informações apresentadas, quanto ao transporte de poluição no escoamento superficial e suas medidas de controle, será possível incluir a carga difusa nas análises de enquadramento dos corpos hídricos, e, com isso, a decisão e a definição das metas serão tomadas considerando o aporte total de carga e o custo total das medidas necessárias para efetivação do instrumento.

7.2. Funções de Custo para Controle da Carga Pontual de Origem Doméstica

A estimativa dos recursos financeiros é fundamental para priorizar as alternativas de investimentos em medidas de despoluição, tendo-se em vista que obras em saneamento são relativamente onerosas e os recursos nem sempre estão disponíveis e suficientes para o atendimento das demandas, o que torna fundamental a identificação destes valores para o processo de planejamento.

No entanto, as informações referentes aos custos de coleta e tratamento de esgoto não são divulgadas. Sendo assim, rara exceção, a tomada de decisão ocorre não levando em consideração este fator fundamental para a efetivação das metas de qualidade da água pretendidas.

Para elaboração das funções de custo foi realizado o levantamento de valores encontrados na bibliografia e a validação destas informações foi realizada através da obtenção e comparação com dados de custos registrados em obras reais.

O levantamento dos dados foi realizado em função dos custos de implantação de estações de tratamento, redes coletora, interceptores, e elevatórias de esgoto doméstico.

Para fins de comparação os dados disponibilizados, bibliográficos e dos projetos, foram ajustados monetariamente pelo Índice Nacional da Construção Civil da Fundação Getulio Vargas (INCC). Os índices adotados foram em função da data orçada em cada projeto e para Julho/2010 (atual), o qual foi equivalente a 446,9.

7.2.1. *Custo de implantação das estações de tratamento de esgoto*

Ao iniciar este Item julga-se necessário destacar a dificuldade de obtenção de dados referentes aos custos das medidas de despoluição, os quais representem os custos reais das diversas localidades do país.

Para obtenção das funções de custo de implantação das ETEs foram utilizados dados bibliográficos (Ministério das Cidades, 2003; Alem Sobrinho, 2005; Dantas et al. (2005); Nunes et al., 2005; Pacheco et al., 2005; Von Sperling, 2005; Sabesp, 2006 e Brudeki & Aisse, 2007) e para verificação da consistência das funções foram utilizados custos medidos em obras realizadas (PROSAM, 1991; PARANASAN, 2000; Projeto Iguaçu, 2005 e Projeto Água Limpa, 2009).

O Ministério das Cidades (BRASIL, 2003) apresentou, no relatório para dimensionamento dos investimentos necessários para a universalização dos serviços de saneamento, os custos para a implantação das ETEs em função do tamanho dos municípios, seguindo a classificação de: pequenos municípios (população urbana até 40.000 habitantes), médios (população urbana entre 40.000 e 400.000 habitantes) e grandes (população urbana acima de 400.000 habitantes). Os preços unitários orçados são correspondentes ao mês de fevereiro de 2003, para cada uma das capitais dos 26 estados da União e para o Distrito Federal e consideraram 120% de encargos sociais e 30% de BDI, tanto em serviços como em materiais e equipamentos.

Alem Sobrinho (2005) apresentou a estimativa de custos de implantação, em R\$/hab, para algumas ETEs, assim como o consumo de energia para aeração das mesmas, em kWh/hab.ano.

Dantas et al. (2005) realizaram um estudo sobre a análise de viabilidade técnica para a implantação de um sistema de tratamento de esgoto doméstico, em uma comunidade nucleada pelo Exército Brasileiro na Amazônia, no qual foi utilizado um método de apoio à decisão multiobjetivo e multicritério, Sistema de Apoio à Decisão - SAD, desenvolvido pela Rede do PROSAB 2. Neste estudo os autores apresentaram os custos relativos à implantação de ETEs, em R\$/hab.

No estudo de Nunes et al. (2005) foram considerados os custos de implementação das unidades de tratamento declarados pelos Prestadores de Serviço de Saneamento para recebimento dos recursos do Programa Despoluição de Bacias Hidrográficas (PRODES). Os autores apresentaram o custo médio per capita (R\$/habitante) para implantação de ETE, por faixa populacional, processo e modalidade de tratamento. Os valores apresentados correspondem a custos orçados em projeto e não a preços finais de contratação do empreendimento.

Pacheco et al. (2005) desenvolveram um levantamento para auxiliar a escolha do tipo de tratamento de esgoto doméstico através da construção de curvas de custo. No estudo foram tomados como base os custos estimados para quatro alternativas de pós-tratamento, a saber: filtro anaeróbio, filtro biológico, lodos ativados e lagoa facultativa.

Von Sperling (2005) produziu uma análise e seleção dos processos de tratamento de esgotos, na qual o autor elencou os custos de implantação de uma diversidade de sistemas de tratamento de esgoto. No estudo Von Sperling apresentou as principais características envolvidas em cada sistema de tratamento analisado.

A Companhia de Saneamento Básico de São Paulo - SABESP lançou em 2006 um estudo de custos de empreendimentos visando subsidiar a avaliação econômica das alternativas de sistemas de esgotamento sanitário, constando de rede coletora, ligações domiciliares, coletores tronco, interceptores, estação elevatória e lagoa de tratamento. No levantamento foram apresentadas as características de projeto, como materiais e tipo de execução e o custo de cada alternativa.

Brudeki & Aisse (2007) realizaram uma análise dos custos estruturais por habitante para implantação dos serviços de saneamento no Estado do Paraná. Neste estudo foram consideradas 25 estações de tratamento de esgoto do tipo reator anaeróbio de lodo fluidizado. Com estas informações os autores apresentaram uma função de custo para o sistema em R\$/habitante.

O Programa de Saneamento Ambiental da Região Metropolitana de Curitiba (PROSAM) e Programa de Saneamento Ambiental do Paraná (PARANASAN) foram programas de investimento em saneamento da Sanepar. Entre as metas dos programas estavam à implantação e ampliação de sistemas de esgotamento sanitário. Os custos financeiros para a realização das metas dos programas analisados foram utilizados para verificação dos valores obtidos na bibliografia consultada.

O Projeto Iguaçu teve como objetivo analisar e propor soluções para a sustentabilidade econômica e ambiental da implementação de metas de despoluição hídrica para a bacia hidrográfica do Alto Iguaçu.

Os dados do Projeto Água Limpa foram acrescidos a este estudo com o intuito de validar a metodologia adotada na construção das funções de custo de implantação das ETEs. O Projeto Água Limpa visa à recuperação da qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, através da implantação de obras nos sistemas de esgotamento sanitário de afluentes urbanos. O projeto é uma ação conjunta entre a Secretaria de Energia, Recursos Hídricos e Saneamento, por intermédio do DAEE, e a Secretaria da Saúde para ser implantado em parceria com os municípios envolvidos. Os recursos financeiros disponibilizados pelo projeto cobrem a construção das estações de tratamento de esgotos e a implantação de emissários e estações elevatórias. O sistema de tratamento

adotado foi lagoas de estabilização composto por três lagoas: anaeróbia, facultativa e maturação. As informações utilizadas para a composição dos custos de tratamento foram disponibilizadas pelo site do Departamento de Águas e Energia Elétrica - DAEE (<http://www.daee.sp.gov.br/agualimpa>) em setembro de 2009.

Como visto os dados utilizados para composição das funções de custo das medidas de despoluição hídrica são estratificados em função dos locais onde os mesmos foram levantados, o que é justificável pela variabilidade dos custos regionais. Esta variabilidade deve ser considerada e destaca-se que as funções de custo apresentadas neste estudo representam os custos dos locais onde os dados foram levantados. Isto reforça a necessidade de divulgação destas informações em nível nacional, de tal forma que estes dados possam ser inseridos na composição de curvas de custo divididas em função das heterogeneidades locais.

A partir das informações sobre os custos das ETEs foi realizada a separação das mesmas em função do sistema de tratamento, sendo eles: lagoas, UASB e lodo ativado. Isto se tornou necessário para possibilitar a comparação entre as obras de mesma natureza, uma vez que o custo de implantação está relacionado com o tipo de construção.

A primeira tentativa de comparação foi produzida com os dados bibliográficos visando à verificação da conformidade entre os mesmos. Os autores das bibliografias utilizadas apresentaram os dados em diferentes configurações, sejam elas através de valores de custos médios (Ministério das Cidades (2003), Alem Sobrinho (2005), Dantas et al. (2005), Nunes et al. (2005) e von Sperling (2005)) ou de orçamentos levantados em função da capacidade de tratamento da estação (Pacheco et al. (2005) e Sabesp (2006)).

Tendo-se em vista que os valores de custo médios (R\$/hab) não apresentaram o equivalente populacional, adotou-se a hipótese de que a faixa populacional para estes dados seriam semelhantes aos valores indicados por Pacheco et al. (2005), Nunes et al. (2005) e pela Sabesp (2006). Portanto, a faixa populacional adotada foi de 1.728 a 300.000 habitantes para o sistema de lagoas, de 1.728 a 780.000 habitantes para o sistema de UASB e de 1.728 a 500.000 habitantes para o sistema de lodo ativado.

A verificação de conformidade entre os dados bibliográficos para o sistema de lagoas pode ser observada na Figura 7.1, assim como o comportamento da série bibliográfica com os dados do Projeto Iguaçu e Água Limpa pode ser visualizado na Figura 7.2. A conformidade entre as informações foi considerada satisfatória, onde o R^2 entre os dados bibliográficos foi igual a 0,69 e o R^2 entre os valores indicados pela bibliografia consultada e pelas obras medidas foi correspondente a 0,70.

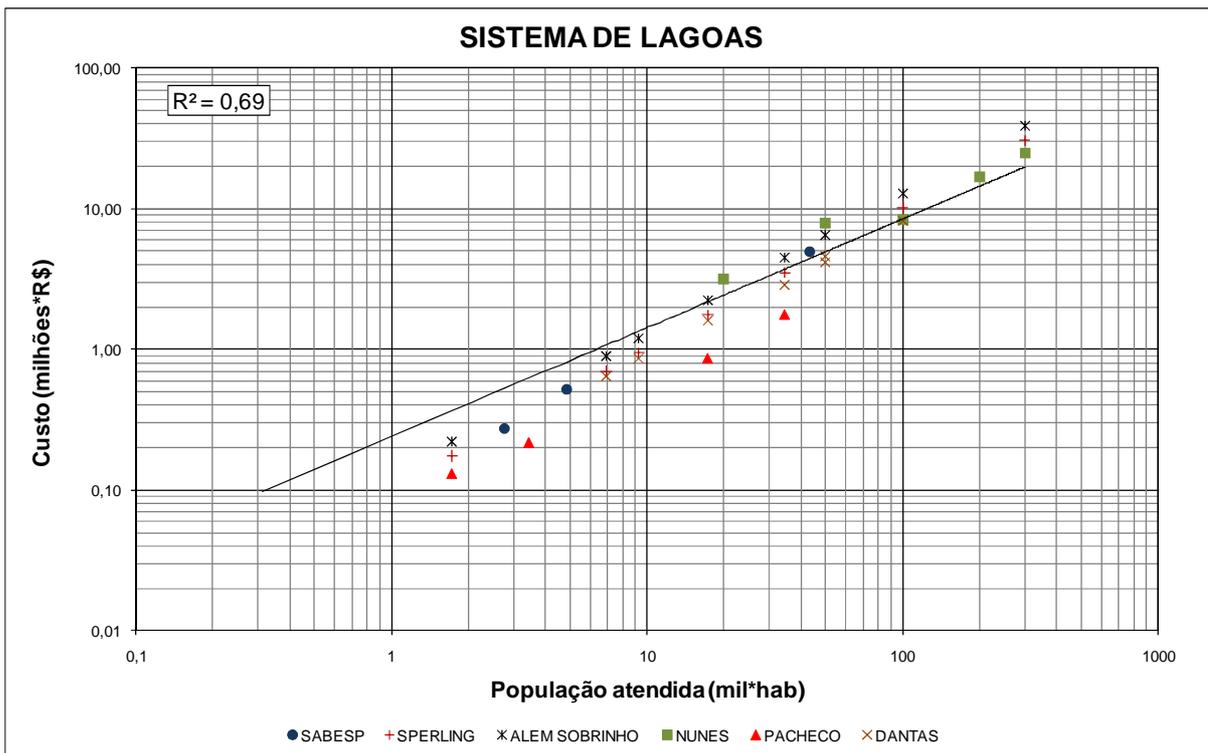


Figura 7.1 – Relação entre os dados bibliográficos de custo de implantação de lagoas de tratamento.

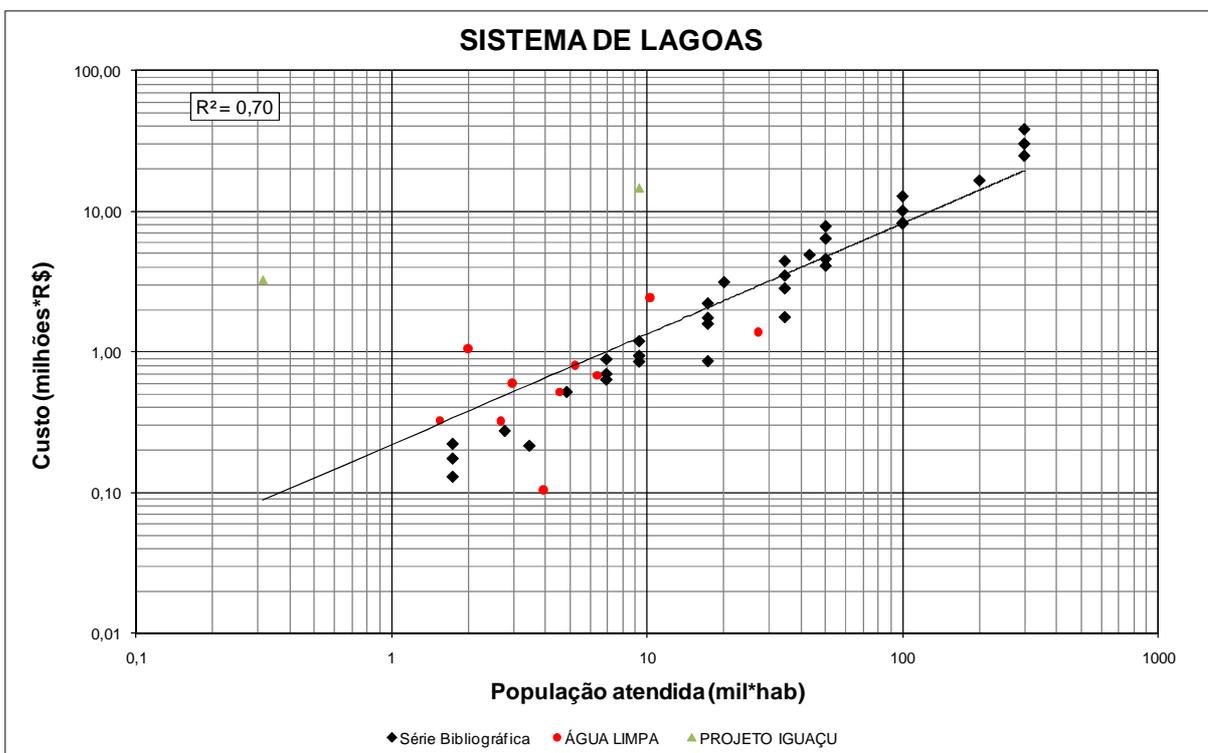


Figura 7.2 – Relação dos dados bibliográficos e de obras medidas para o sistema de lagoas

Em relação aos dados do sistema de UASB o comportamento observado entre os dados bibliográficos foi coerente com R^2 de 0,94, como pode ser visualizado na Figura 7.3.

A relação entre os dados bibliográficos com os dados dos projetos Iguazu, PARANASAN e PROSAM foi igualmente satisfatória, onde o R^2 foi 0,84, conforme mostra Figura 7.4.

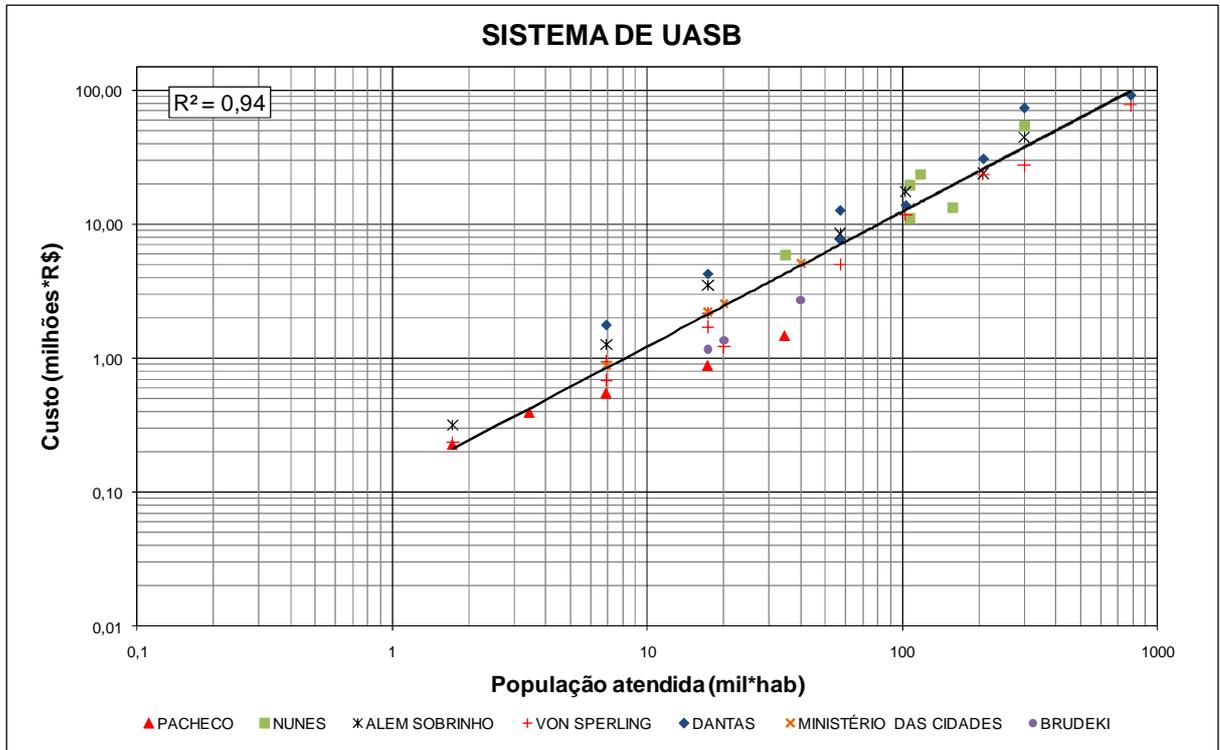


Figura 7.3 - Relação entre os dados bibliográficos de custo de implantação de UASB

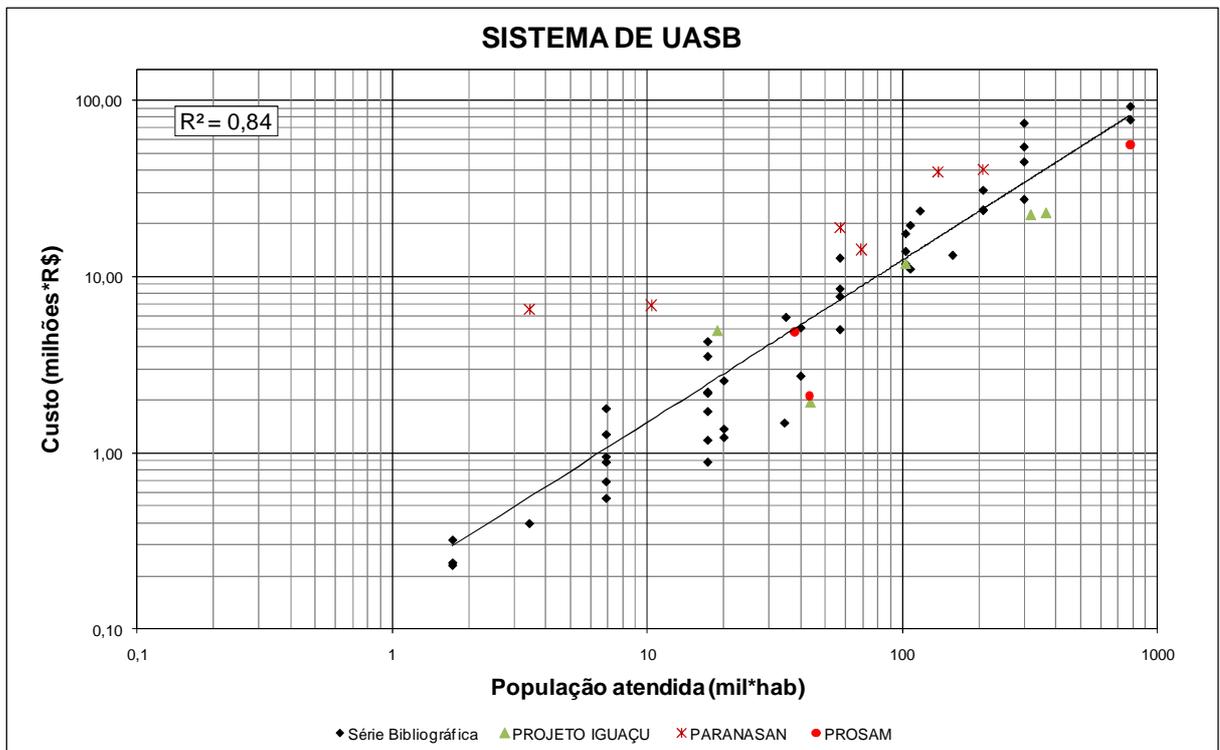


Figura 7.4 - Relação dos dados bibliográficos e de obras medidas para o sistema de UASB

Para o sistema de lodo ativado a verificação entre o comportamento dos dados encontrados na bibliografia foi satisfatória, o qual indicou um R^2 igual a 0,93 (Figura 7.5). Quando comparados os dados bibliográficos para o sistema de lodo ativado com os dados do Projeto Iguazu observou-se um bom ajuste entre os valores, onde o R^2 encontrado foi igual a 0,92, como mostra a Figura 7.6.

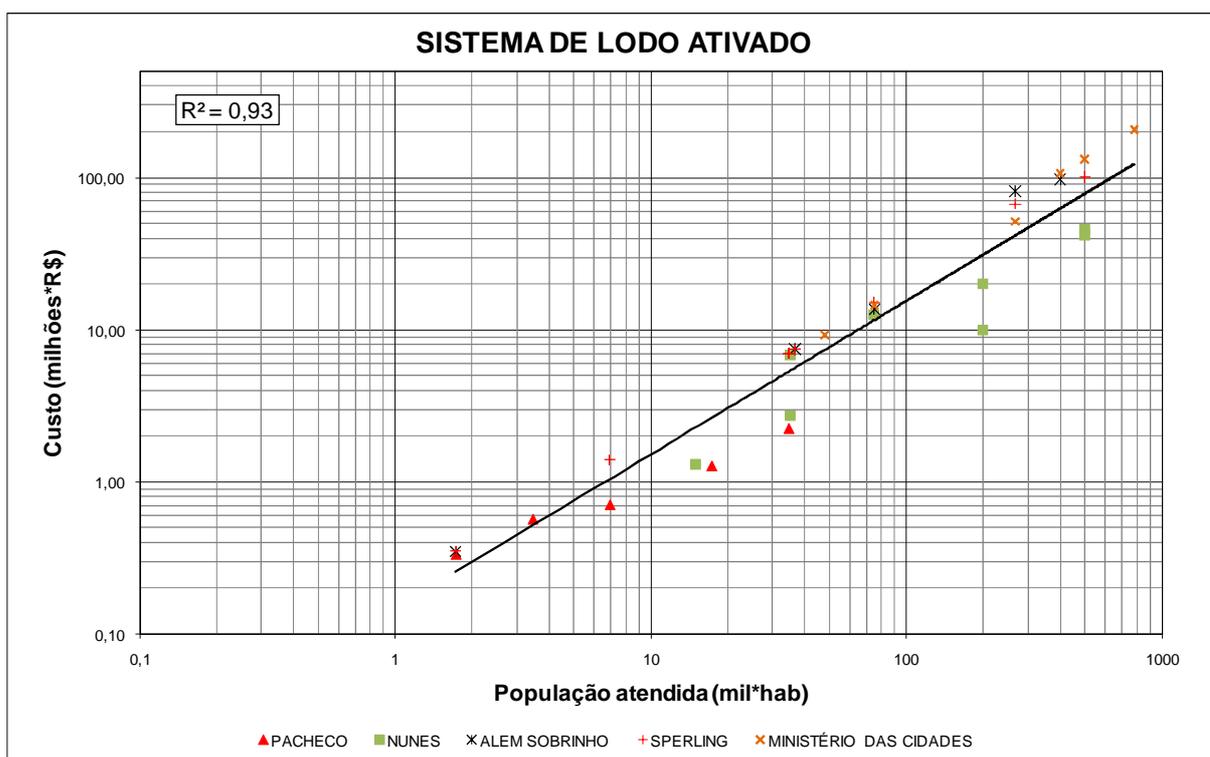


Figura 7.5 - Relação entre os dados bibliográficos de custo de implantação de lodo ativado

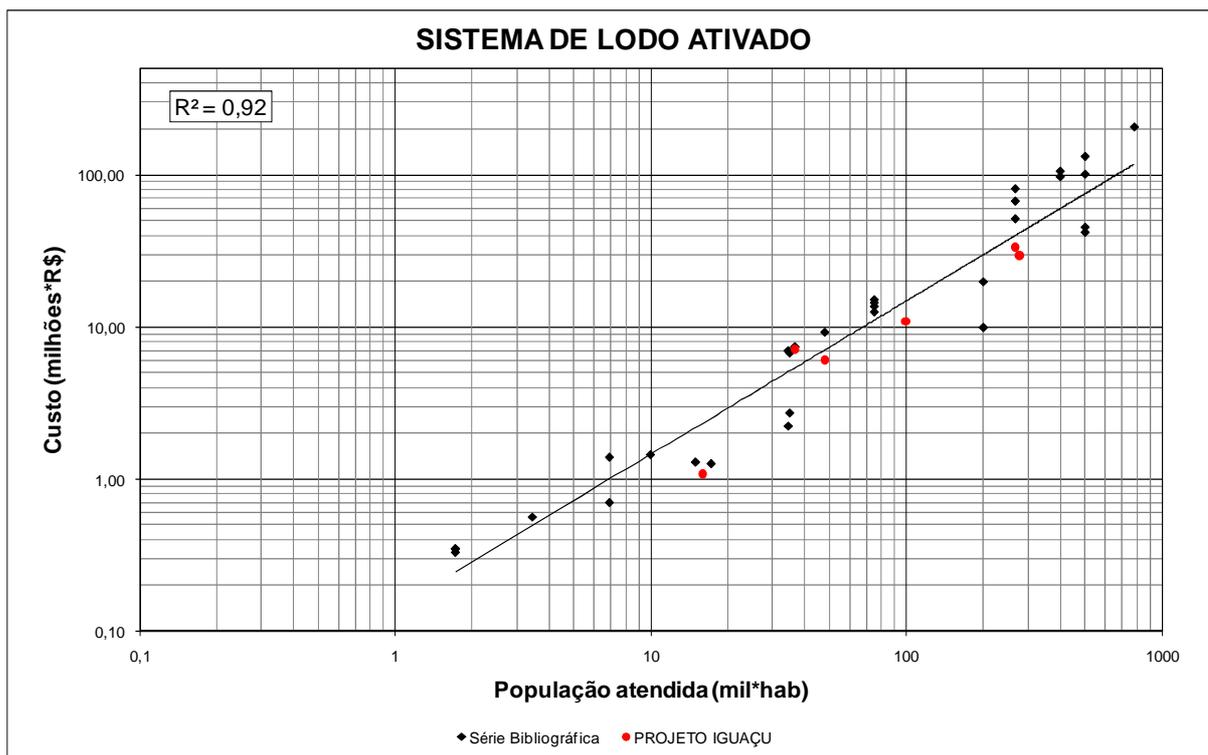


Figura 7.6 - Relação dos dados bibliográficos e de obras medidas para o sistema de lodo ativado

A partir dos ajustes observados (Figura 7.1 a Figura 7.6) foi considerado que os dados empregados para tal análise foram coerentes e, assim sendo, podem ser utilizados no desenvolvimento da metodologia proposta para auxiliar no processo de planejamento da bacia hidrográfica. Tendo isto em vista, partiu-se para a análise individual dos sistemas de tratamento.

De forma semelhante à realizada na verificação da conformidade entre os dados de custos disponibilizados na bibliografia e pelos projetos citados, para a análise individual dos sistemas e elaboração das funções de custo de implantação das ETEs foi adotada a faixa populacional observada nos dados utilizados.

A partir das faixas populacionais e dos valores médios, em R\$/habitante, foram obtidos os custos para implantação dos sistemas de tratamento, os quais foram complementados com os dados referentes aos Projetos Água Limpa, Iguaçu, PROSAM e PARANASAN que apresentaram valores de obras medidas.

A função de custo para implantação de ETEs foi obtida através de regressão entre os dados obtidos para cada sistema de tratamento. O método de regressão permite deduzir a relação de uma variável dependente (representada pelo custo de implantação das ETEs) com variáveis independentes (representada pela população atendida). A partir deste método é possível obter uma equação matemática que descreve a relação entre duas ou mais variáveis. A qualidade da regressão é indicada pelo Coeficiente de Determinação (R^2). Este

coeficiente varia entre 0 (zero) e 1 (um) e quanto mais próximo da unidade estiver o Coeficiente de Determinação, maior será a validade da regressão.

A função de custo para o sistema de tratamento primário foi obtida em função dos dados publicados por Von Sperling (2005). O resultado da análise dos dados pode ser visualizado na Figura 7.7, onde o coeficiente de determinação foi 0,98.

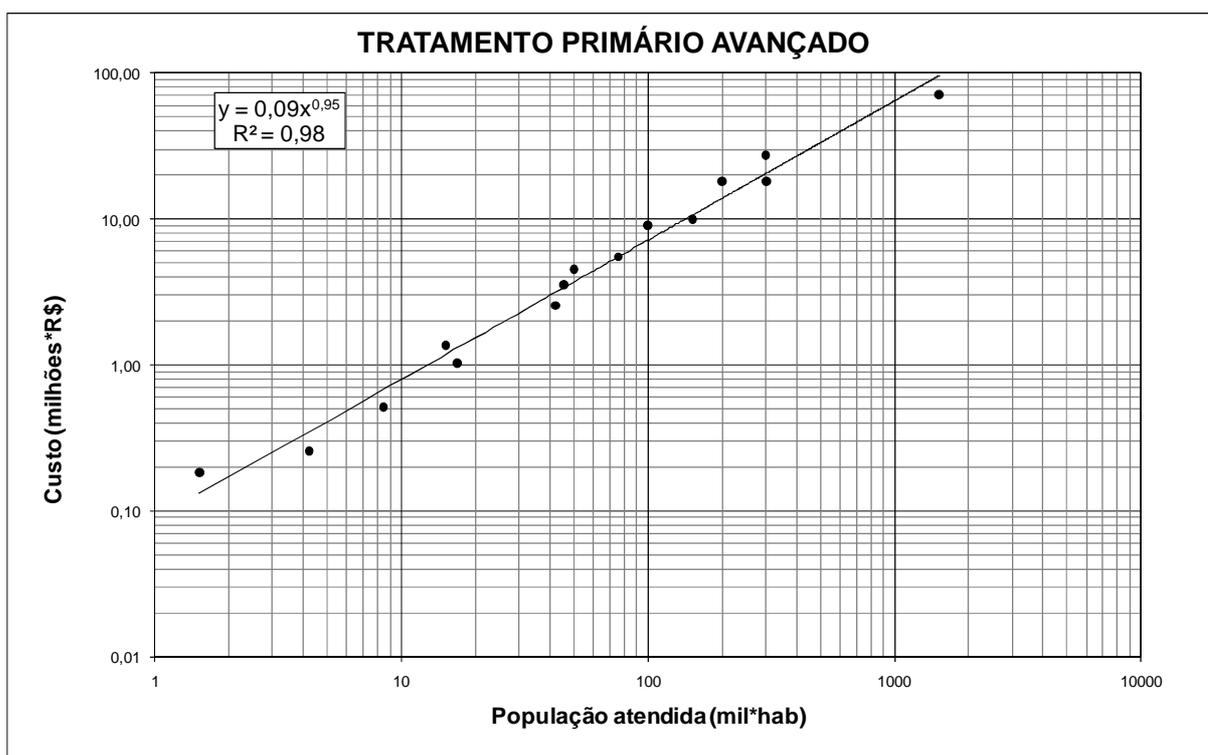


Figura 7.7 - Função de custo de implantação para tratamento primário avançado.

Para o tipo de tratamento de lagoas foi possível analisar separadamente cinco sistemas, são eles: lagoa facultativa, lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa, lagoa aerada seguida de lagoa de decantação, lagoa anaeróbia seguida de facultativa e de maturação, lagoa anaeróbia seguida de facultativa e de alta taxa.

A obtenção da função de custo para o sistema de lagoa facultativa foi realizada a partir dos dados de Dantas et al. (2005), Pacheco et al. (2005), Nunes et al. (2005) e von Sperling (2005). A Figura 7.8 apresenta a função de custo para o sistema de lagoas facultativas com o respectivo R^2 igual a 0,86. O ajuste apresentado pela relação entre os dados foi satisfatório.

Para o sistema de lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa foram utilizados os dados de Dantas et al. (2005), Nunes et al. (2005) e von Sperling (2005) na obtenção da função de custo de tratamento. A função produzida pode ser visualizada na Figura 7.9, onde também é indicado o R^2 de 0,95, o que representa um bom ajuste entre os dados.

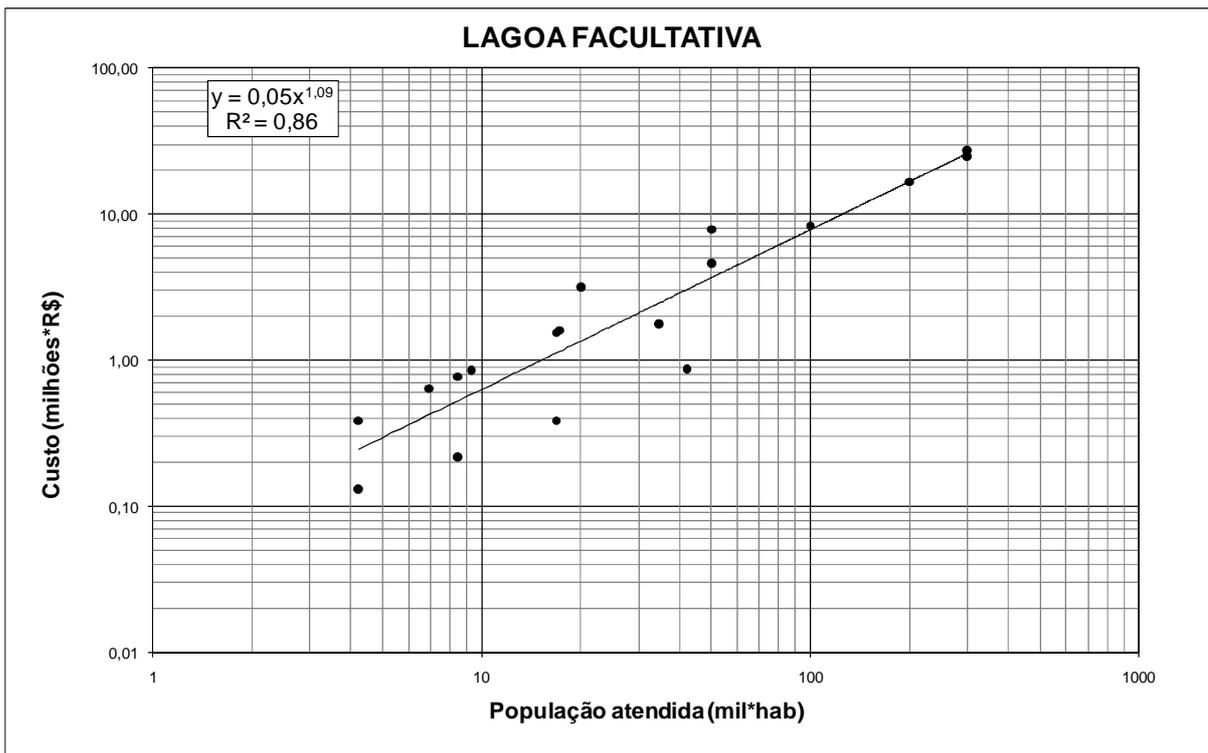


Figura 7.8 – Função de custo de implantação para lagoa facultativa

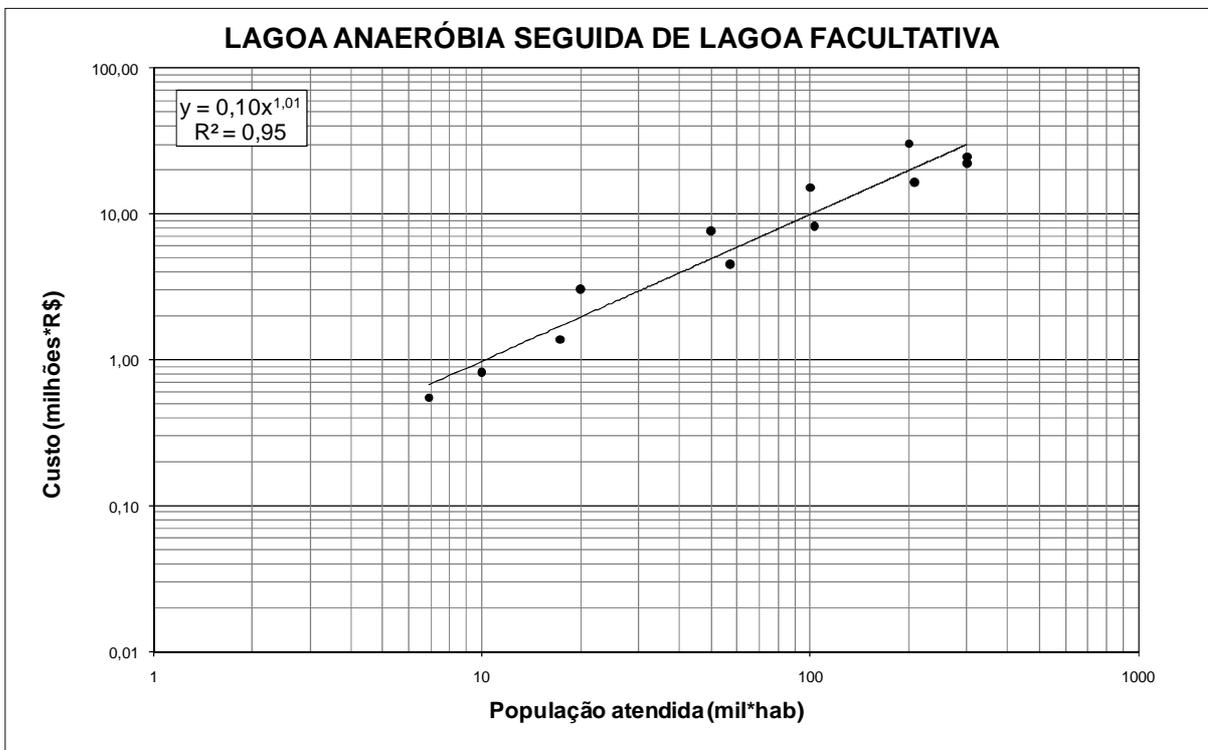


Figura 7.9 - Função de custo de implantação para lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa

A função de custo de tratamento para o sistema de lagoa aerada seguida de lagoa de decantação foi obtida através dos dados de Alem Sobrinho (2005) e von Sperling (2005). A Figura 7.10 mostra a função obtida, assim como o bom ajuste entre os dados com R^2 igual a 0,99.

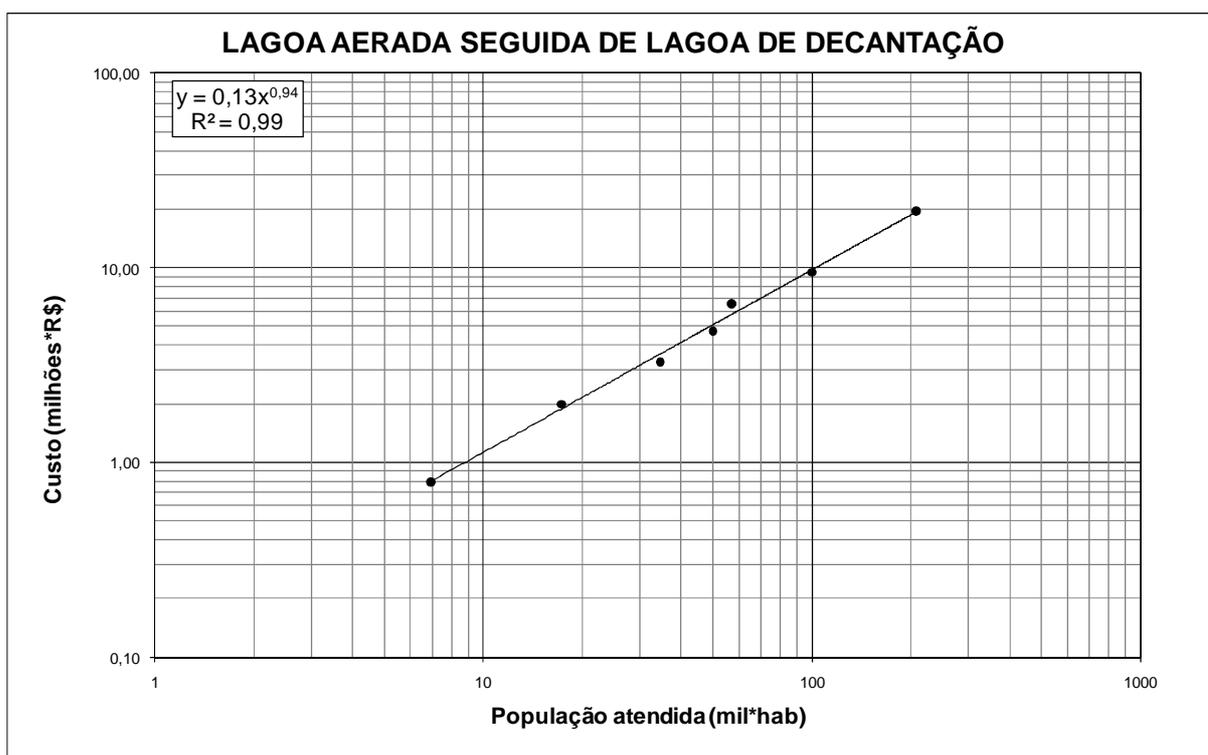


Figura 7.10 - Função de custo de implantação para lagoa aerada seguida de lagoa de decantação

Na estimativa dos custos de implantação do sistema de lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa e de lagoa de maturação foram utilizados os dados de von Sperling (2005) e do Projeto Água Limpa. A função de custo obtida pode ser visualizada na Figura 7.11, a qual indica o R^2 de 0,80 resultante do ajuste entre os dados.

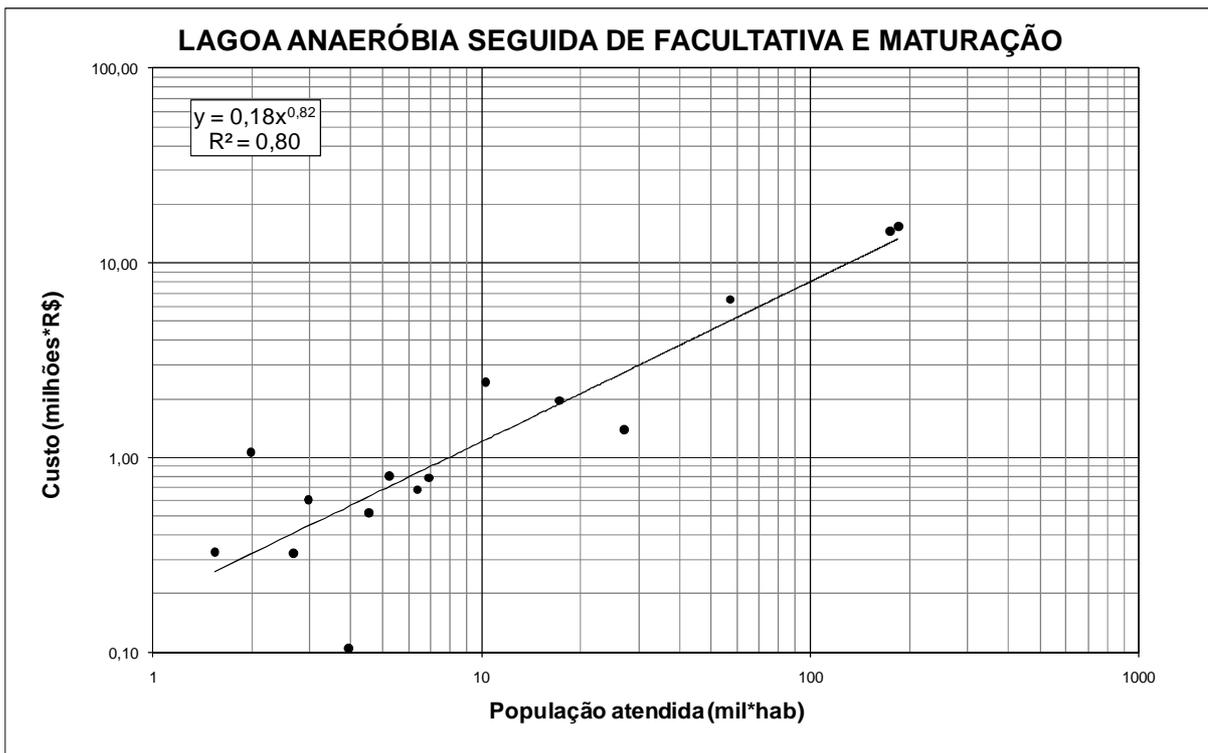


Figura 7.11 - Função de custo de implantação para lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa e de lagoa de maturação

Para o sistema de lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa e de lagoa de alta taxa foram utilizados os valores médios apresentados por Von Sperling (2005) na obtenção da função de custo de tratamento. A função produzida pode ser visualizada na Figura 7.12, onde o R^2 resultante entre o ajuste dos dados foi 0,99.

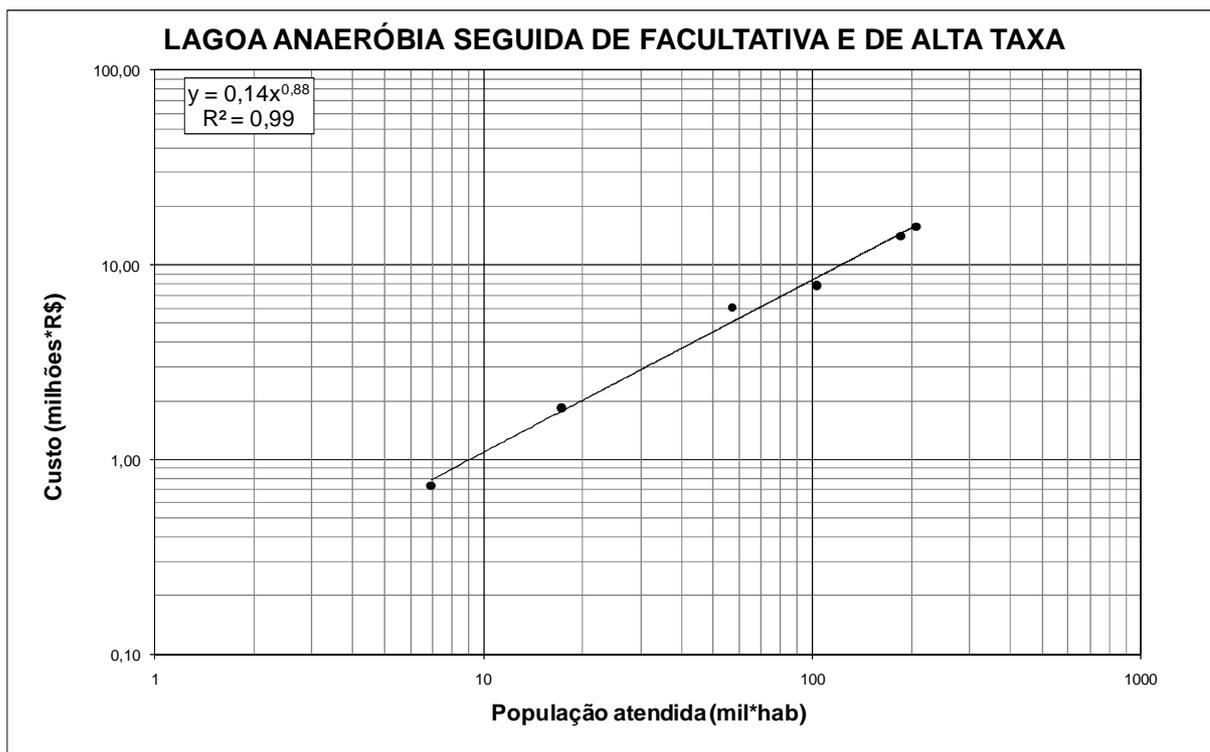


Figura 7.12 - Função de custo de implantação para lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa e de lagoa de alta taxa

Para o tipo de tratamento através de UASB foi realizada uma análise individual de sete sistemas: reator UASB, UASB seguido de lodo ativado, UASB seguido de biofiltro aerado submerso, UASB seguido de flotação por ar dissolvido, UASB seguido de filtro biológico de alta carga, UASB seguido de lagoas de estabilização e UASB seguido de lagoa de polimento.

A função de custo para reator UASB foi obtida a partir da correlação entre os dados fornecidos por Pacheco et al. (2005), von Sperling (2005) e Brudeki & Aisse (2007). A Figura 7.13 apresenta o resultado desta análise para o sistema de UASB, onde o R^2 resultante foi 0,89. O ajuste apresentado pela correlação entre os dados foi satisfatório.

Partindo a análise para o sistema de UASB seguido de lodo ativado obteve-se a função de custo de tratamento através dos dados fornecidos por Alem Sobrinho (2005), Dantas et al. (2005), Nunes et al. (2005), von Sperling (2005) e pelo projeto PROSAM. O resultado desta análise pode ser observado na Figura 7.14, a qual apresenta um coeficiente de determinação igual a 0,88.

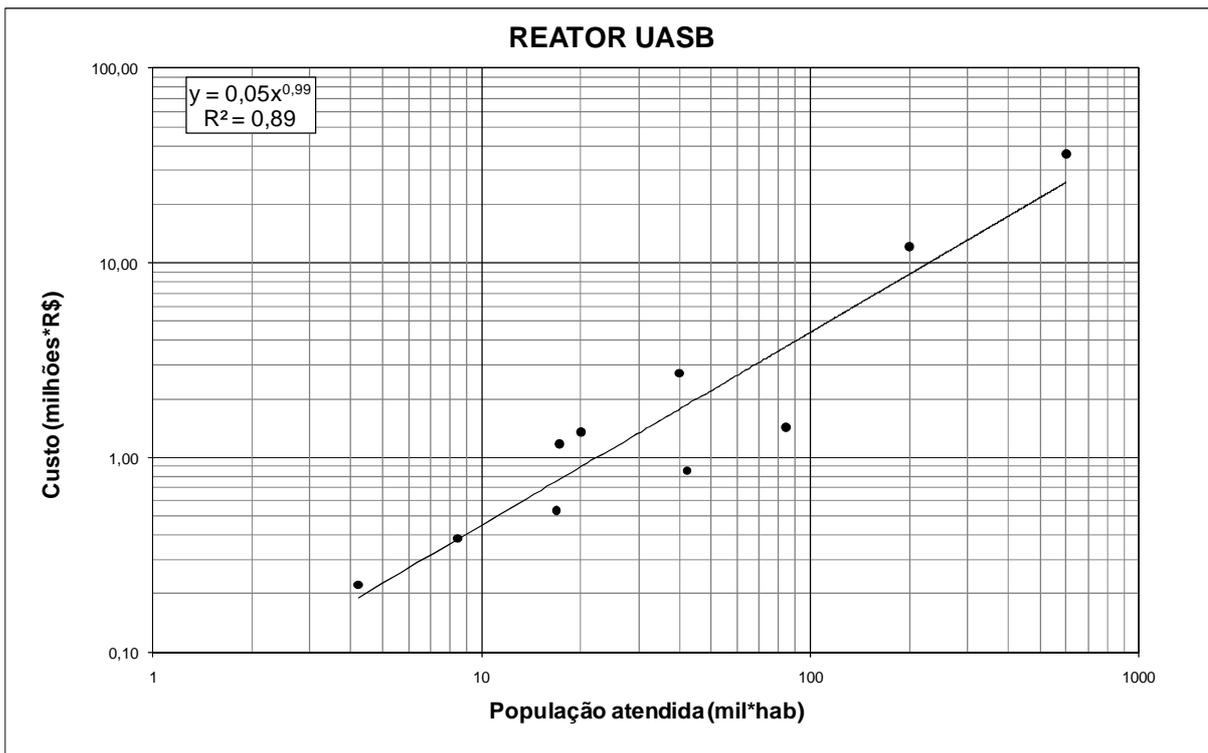


Figura 7.13 - Função de custo de implantação para reator UASB

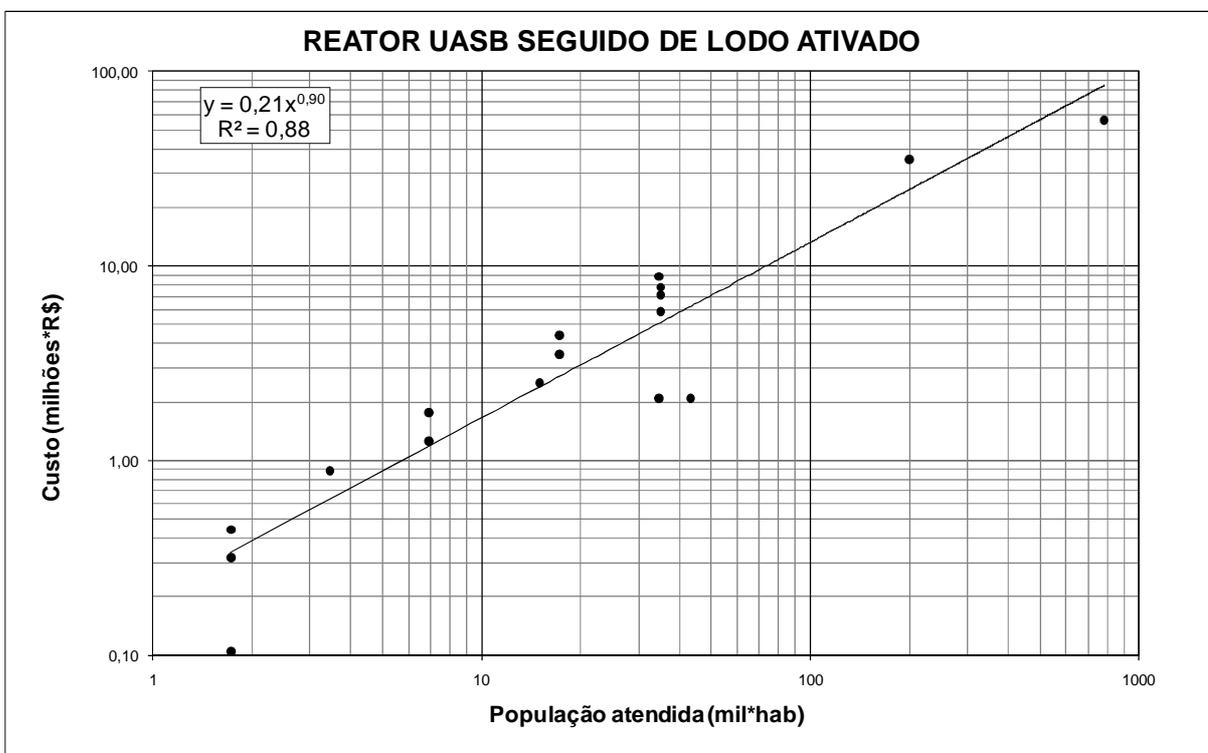


Figura 7.14 - Função de custo de implantação para reator UASB seguido de lodo ativado

Para a determinação da função de custo do sistema de UASB seguido de biofiltro aerado submerso foram utilizados os dados de Alem Sobrinho (2005), Dantas et al. (2005),

von Sperling (2005) e do Projeto PARANASAN. A Figura 7.15 indica como resultado desta análise a função de custo e o coeficiente de determinação igual a 0,96, indicando o bom ajuste encontrado entre os dados analisados.

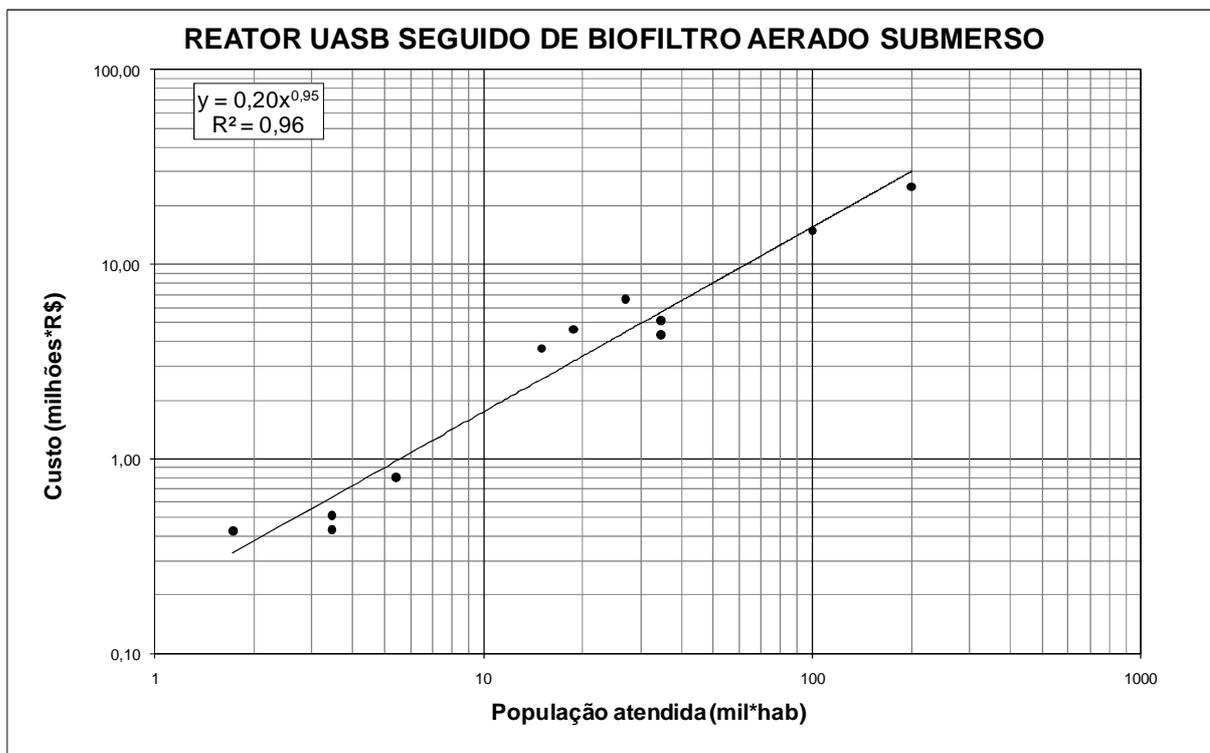


Figura 7.15 - Função de custo de implantação para reator UASB seguido de biofiltro aerado submerso

A Figura 7.16 indica a função de custo para o sistema de UASB seguido de filtro biológico percolador de alta carga. Nesta análise foram considerados os valores publicados por Alem Sobrinho (2005), Dantas et al. (2005) e von Sperling (2005). O coeficiente R^2 deste ajuste foi 0,99.

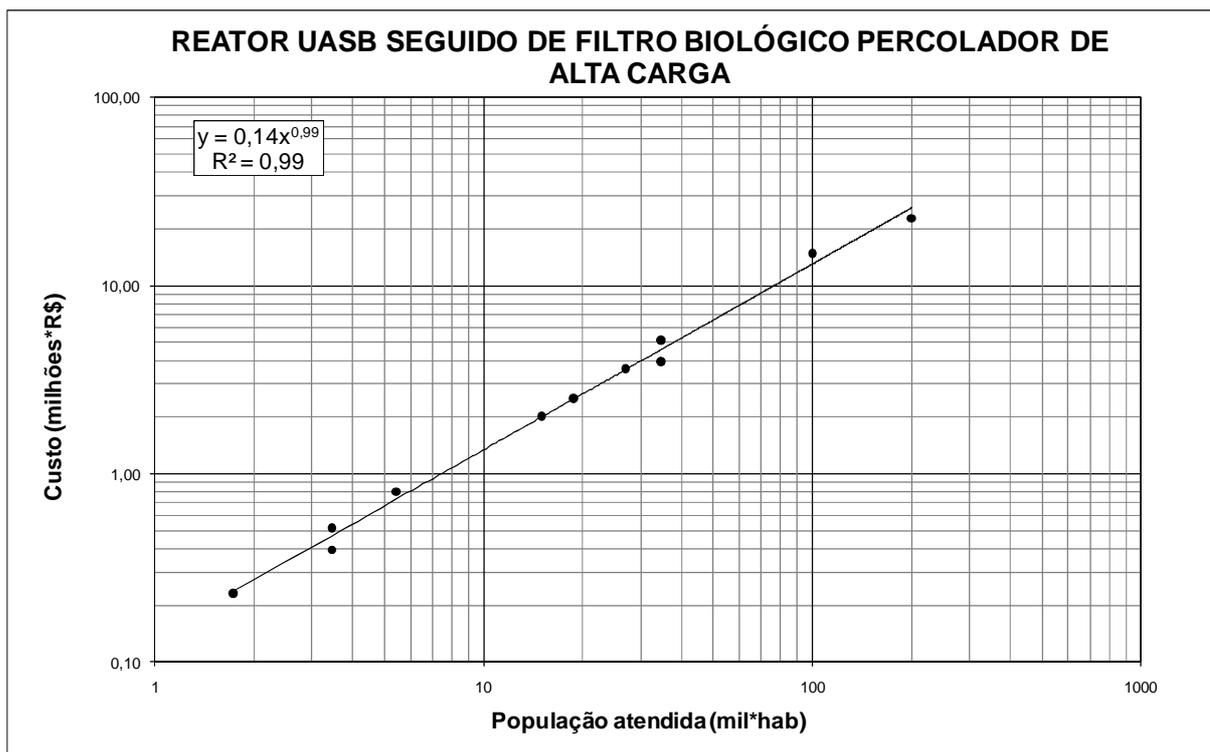


Figura 7.16 - Função de custo de implantação para reator UASB seguido de filtro biológico percolador de alta carga

A função de custo para o sistema de UASB seguido de flotação por ar dissolvido foi obtida através dos dados de Alem Sobrinho (2005), von Sperling (2005) e do Projeto Iguaçu. Na Figura 7.17 pode ser visualizado o resultado da análise de regressão obtido, onde o R^2 foi 0,93.

Para o sistema de UASB seguido de lagoa de polimento foram utilizados os dados de Dantas et al. (2005) e von Sperling (2005) para a obtenção da respectiva função de custo. O resultado desta análise pode ser visualizado na Figura 7.18.

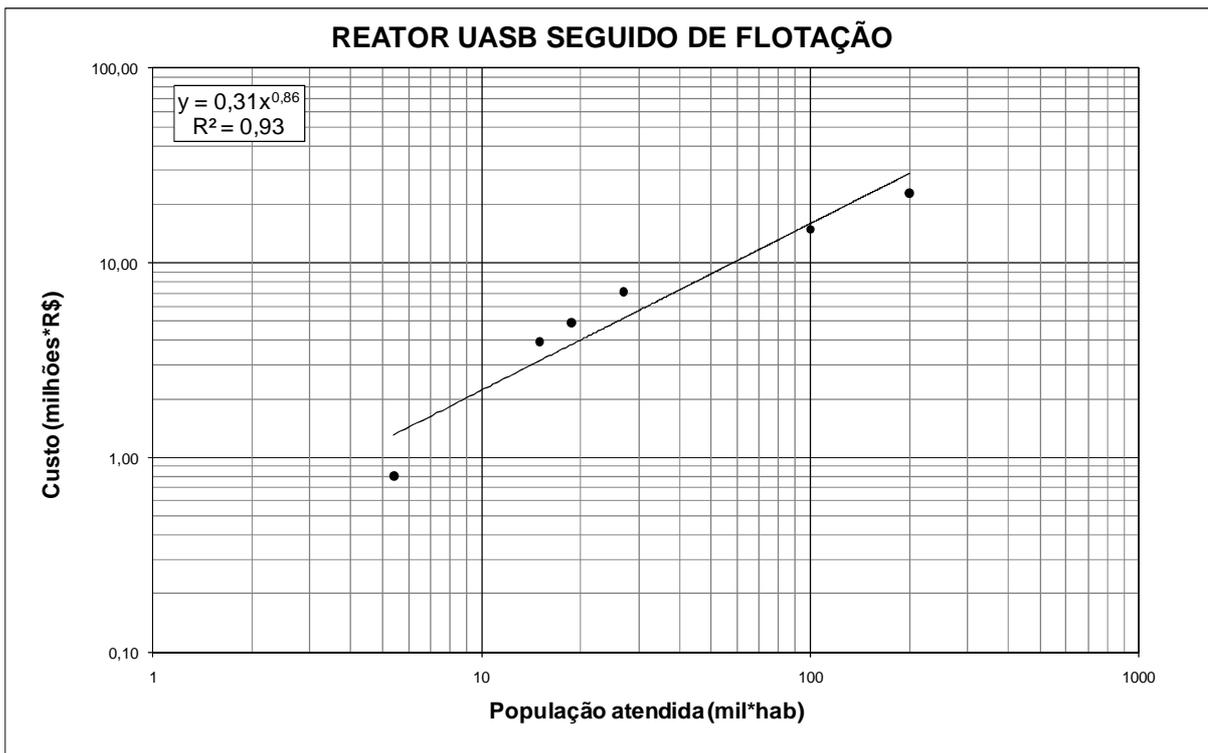


Figura 7.17 - Função de custo de implantação para reator UASB seguido de flotação por ar dissolvido

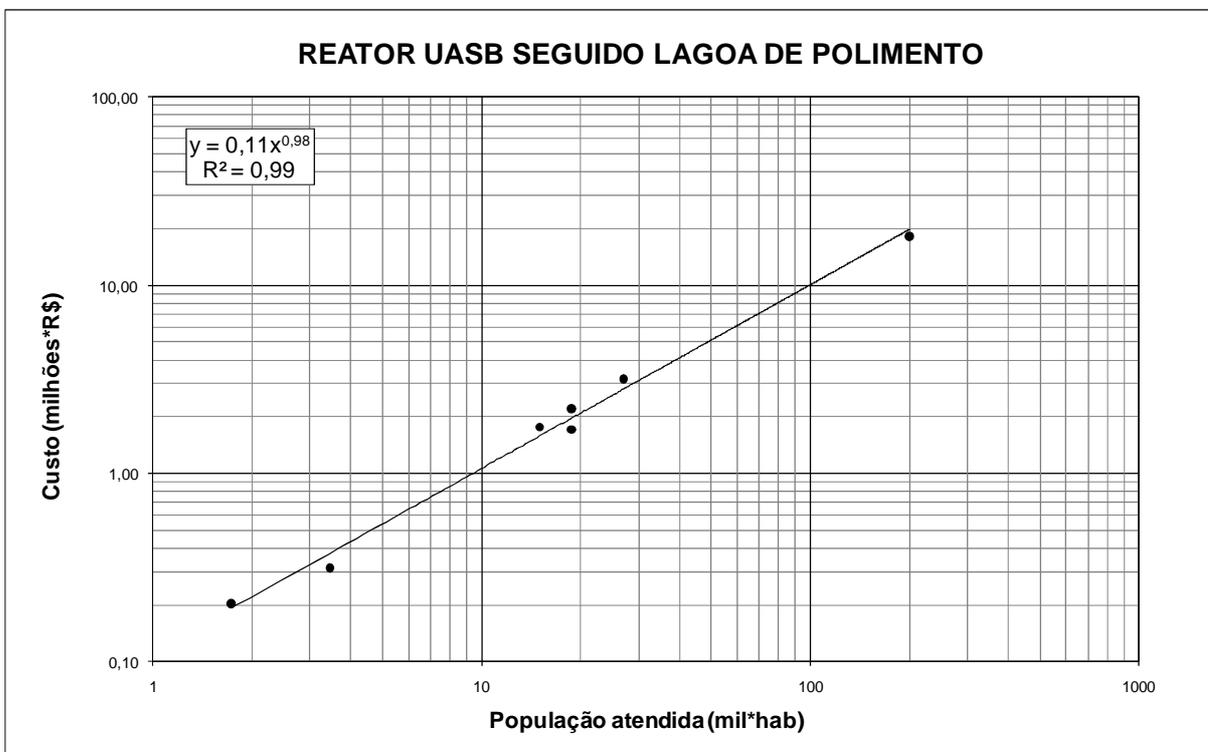


Figura 7.18 - Função de custo de implantação para reator UASB seguido de lagoa de polimento

A função de custo obtida para o sistema de UASB seguido de lagoas de estabilização foi obtida através dos dados publicados pelo Ministério das Cidades (2003), Alem Sobrinho (2005), Dantas et al. (2005), Nunes et al. (2005), von Sperling (2005) e pelos projetos Iguaçú, PARANANSAN e PROSAM. O ajuste entre os dados envolvidos na análise apresentou o R² igual a 0,91.

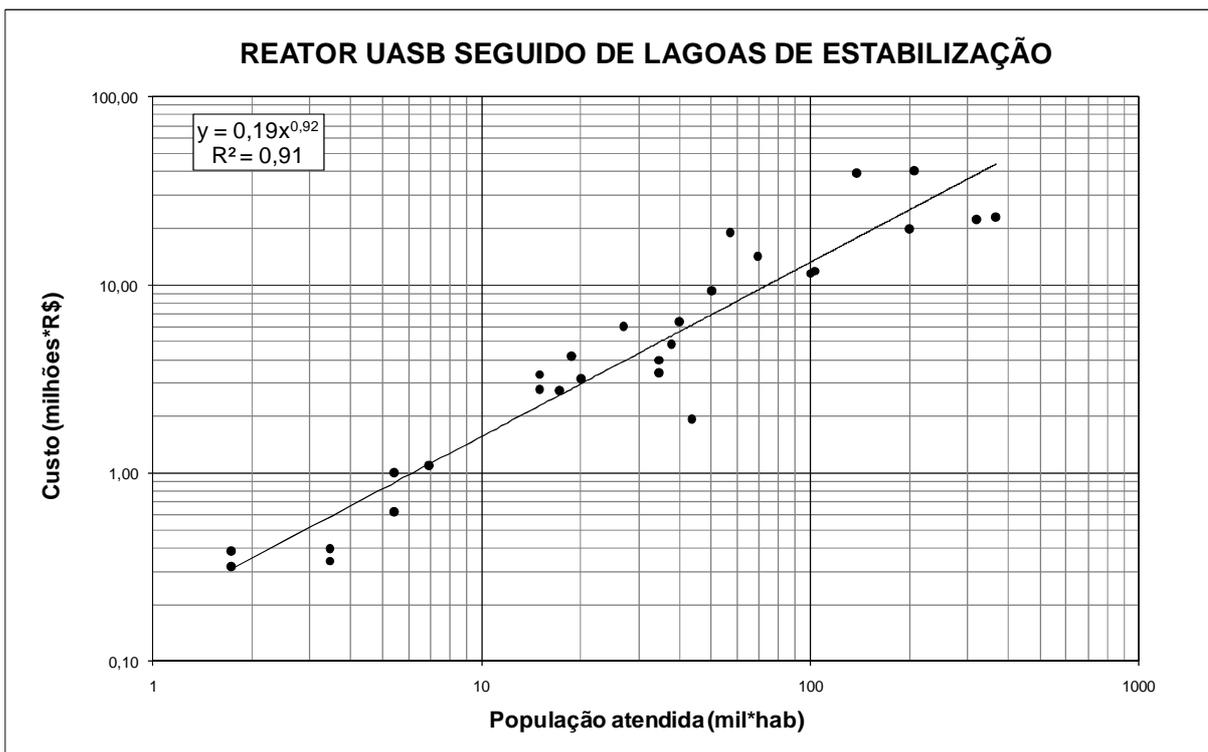


Figura 7.19 - Função de custo de implantação para reator UASB seguido de lagoas de estabilização

Para o tipo de tratamento através de lodo ativado foi realizada uma análise individual de seis sistemas: lodo ativado convencional, lodo ativado por aeração prolongada, lodo ativado por batelada, lodo ativado convencional com remoção biológica de nitrogênio, lodo ativado convencional com remoção biológica de nitrogênio e fósforo e ainda lodo ativado convencional com filtração terciária.

A função de custo para o sistema de lodo ativado convencional foi obtida a partir dos dados fornecidos por Ministério das Cidades (2003), Alem Sobrinho (2005), Nunes et al. (2005), Pacheco et al. (2005), von Sperling (2005) e pelos projetos Iguaçú e PARANANSAN. A Figura 7.20 apresenta o resultado da análise para o sistema de lodo ativado convencional, onde o R² resultante foi 0,95.

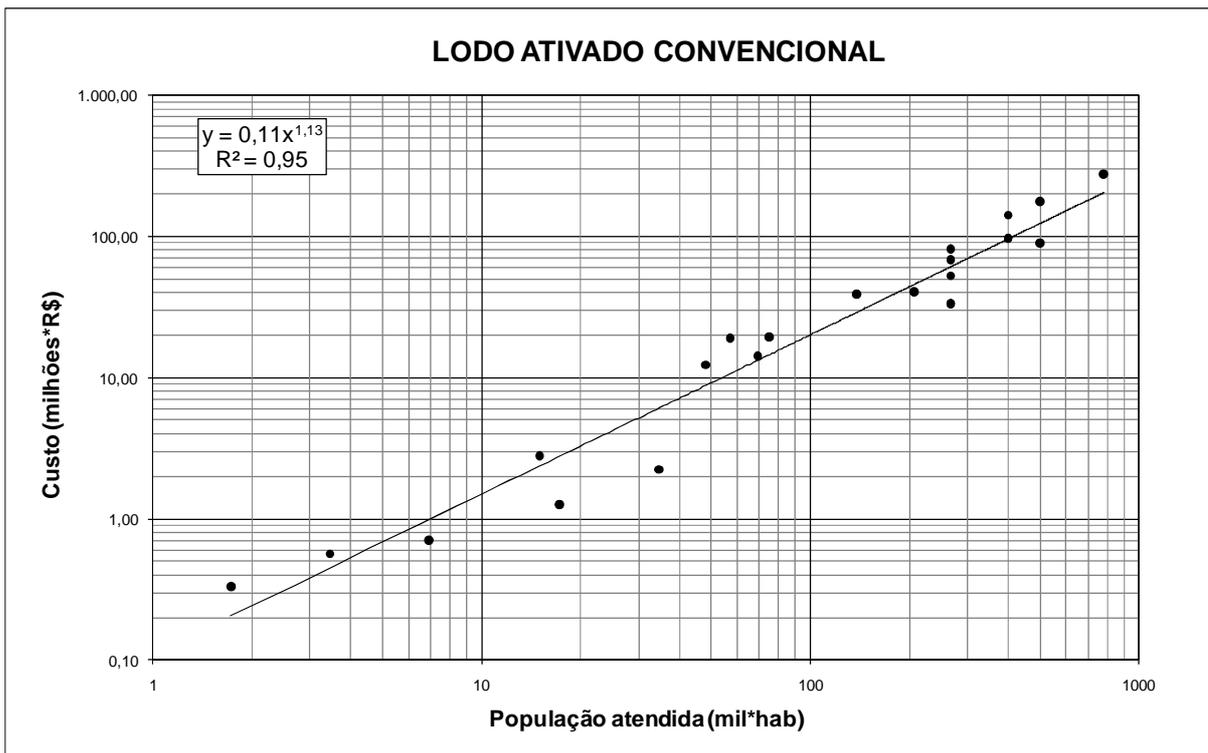


Figura 7.20 - Função de custo de implantação para lodo ativado convencional

A Figura 7.21 indica a função de custo para o sistema de lodo ativado por aeração prolongada e o coeficiente de determinação obtido entre os dados utilizados para a análise. Nesta verificação foram consideradas as informações de Alem Sobrinho (2005), Nunes et al. (2005), von Sperling (2005) e do projeto Iguçu.

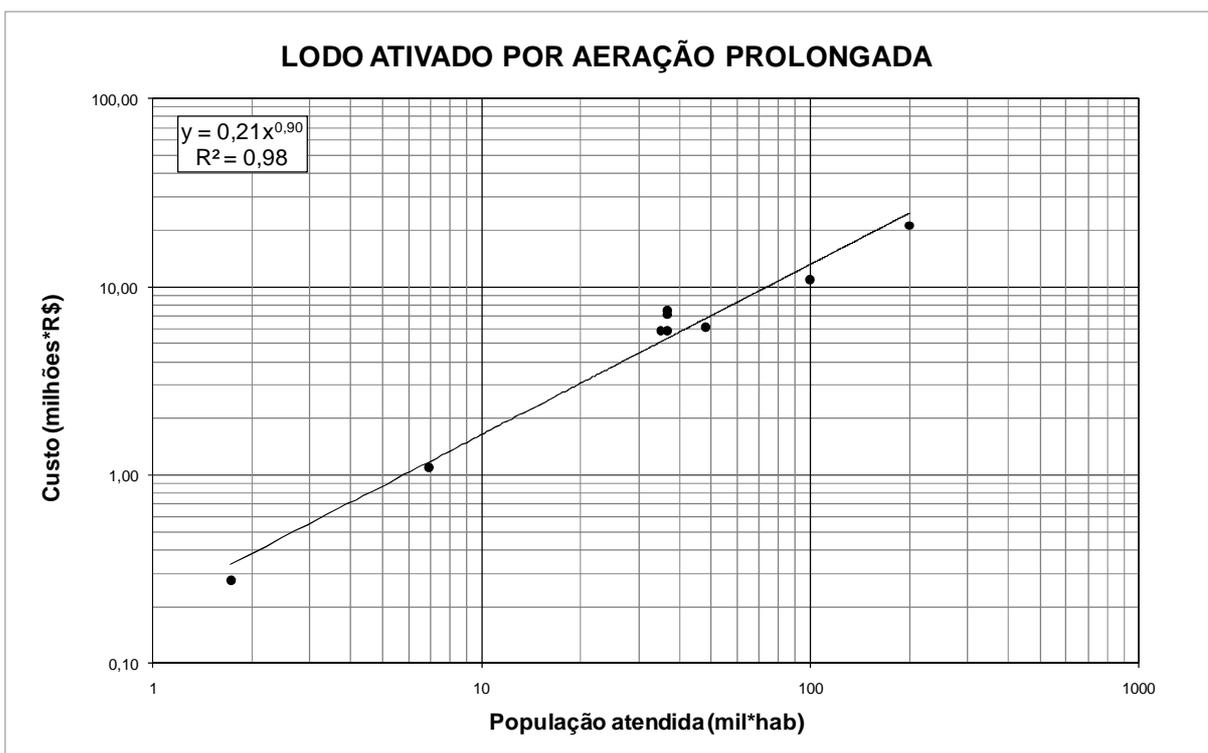


Figura 7.21 - Função de custo de implantação para lodo ativado por aeração prolongada

O custo para o sistema de lodo ativado por batelada pode ser estimado pela da função apresentada na Figura 7.22. A obtenção da função foi realizada através das informações disponibilizadas por Alem Sobrinho (2005), Nunes et al. (2005), von Sperling (2005) e do projeto Iguaçu. O coeficiente de determinação, representado na Figura 7.22 por R^2 , foi 0,93.

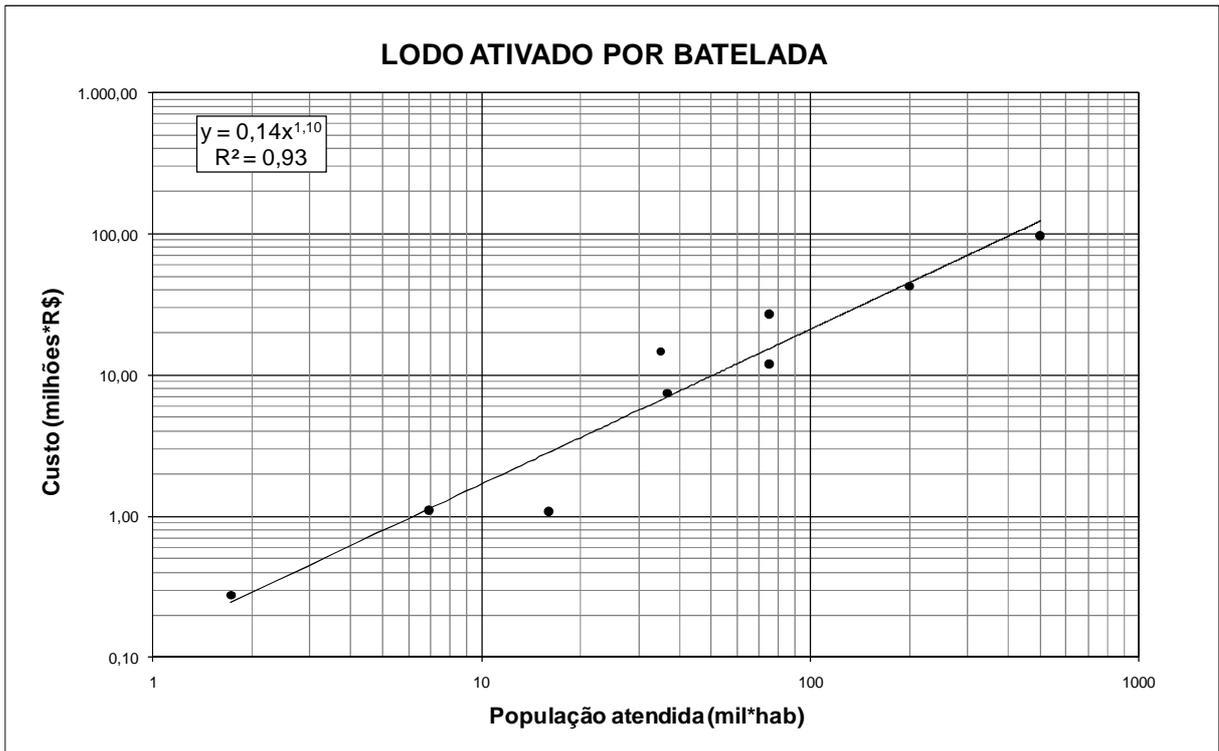


Figura 7.22 - Função de custo de implantação para lodo ativado por batelada

A Figura 7.23, Figura 7.24 e Figura 7.25 indicam as funções de custo para a implantação do sistema de lodo ativado com remoção biológica de nitrogênio, lodo ativado com remoção biológica de nitrogênio e fósforo e lodo ativado com filtração terciária, respectivamente. Para obtenção destas funções foram utilizados os dados fornecidos por Von Sperling (2005). Apesar da falta de dados bibliográficos ou de projetos para verificação da regressão, a apresentação destes sistemas é importante uma vez que os mesmos são eficientes na remoção de nitrogênio e fósforo, os quais representam significativa importância para as análises dos custos relacionados aos problemas de poluição hídrica.

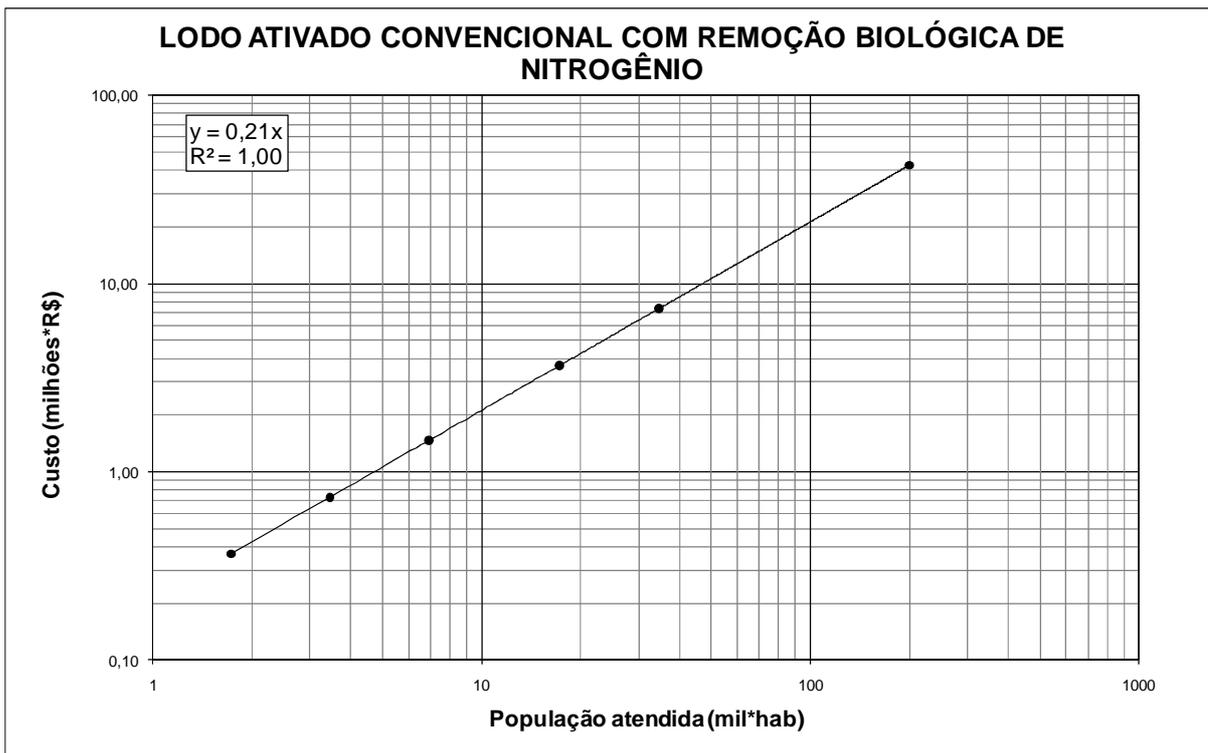


Figura 7.23 - Função de custo de implantação para lodo ativado convencional com remoção biológica de Nitrogênio

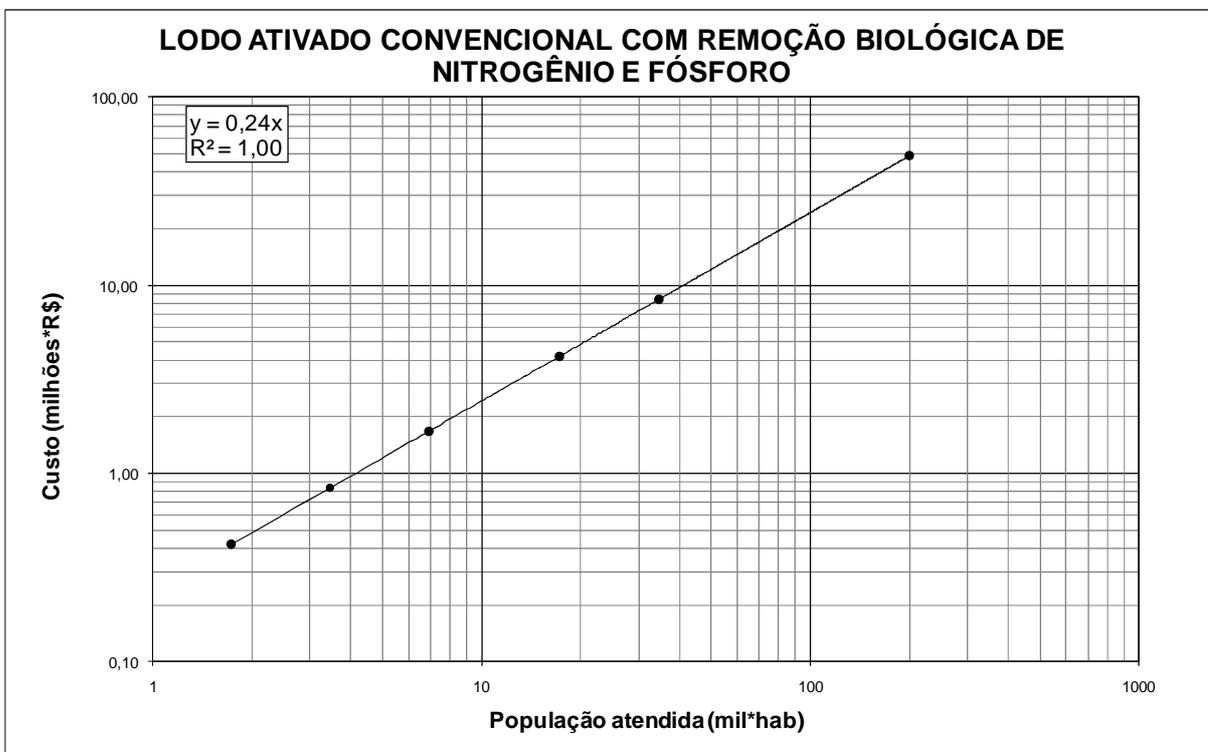


Figura 7.24 - Função de custo de implantação para lodo ativado convencional com remoção biológica de Nitrogênio e Fósforo

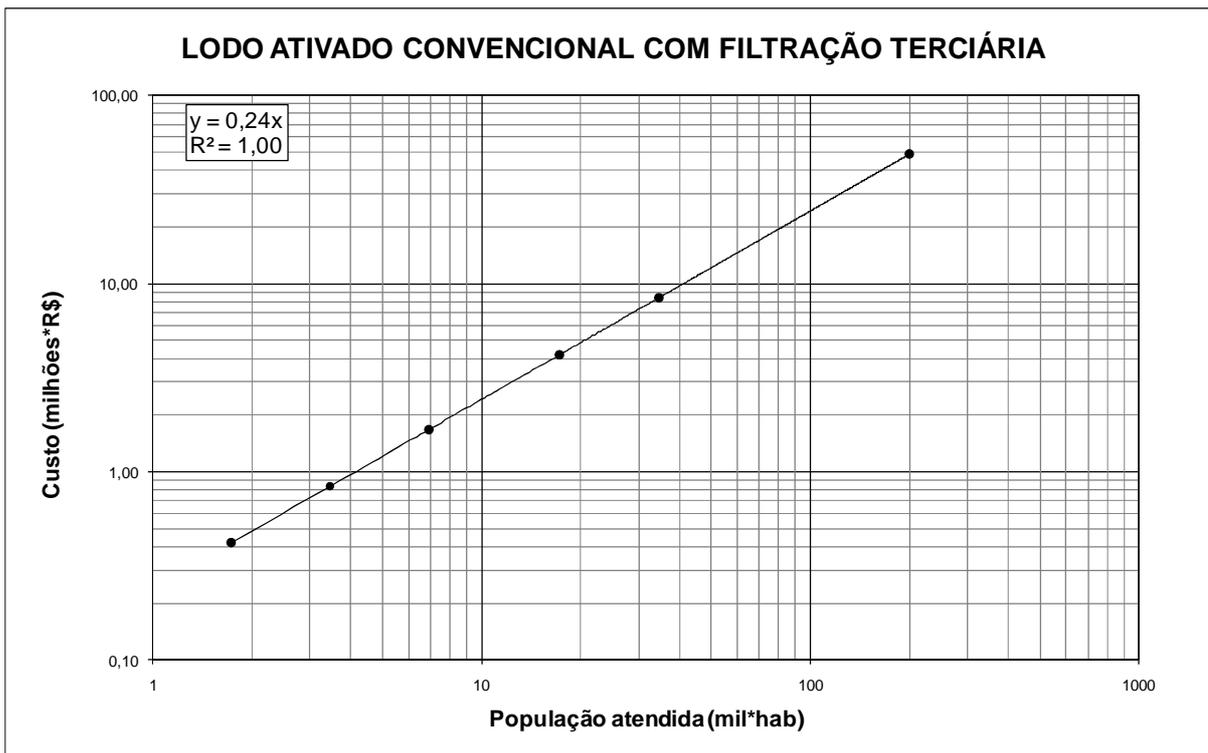


Figura 7.25 - Função de custo de implantação para lodo ativado convencional com filtração terciária

Tendo-se em vista a inserção de sistemas eficientes na remoção de nitrogênio e fósforo foi adicionado a esta análise o custo de implantação do sistema de biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N. A função de custo foi obtida através dos dados fornecidos por Von Sperling (2005). O resultado desta análise pode ser observado na Figura 7.26.

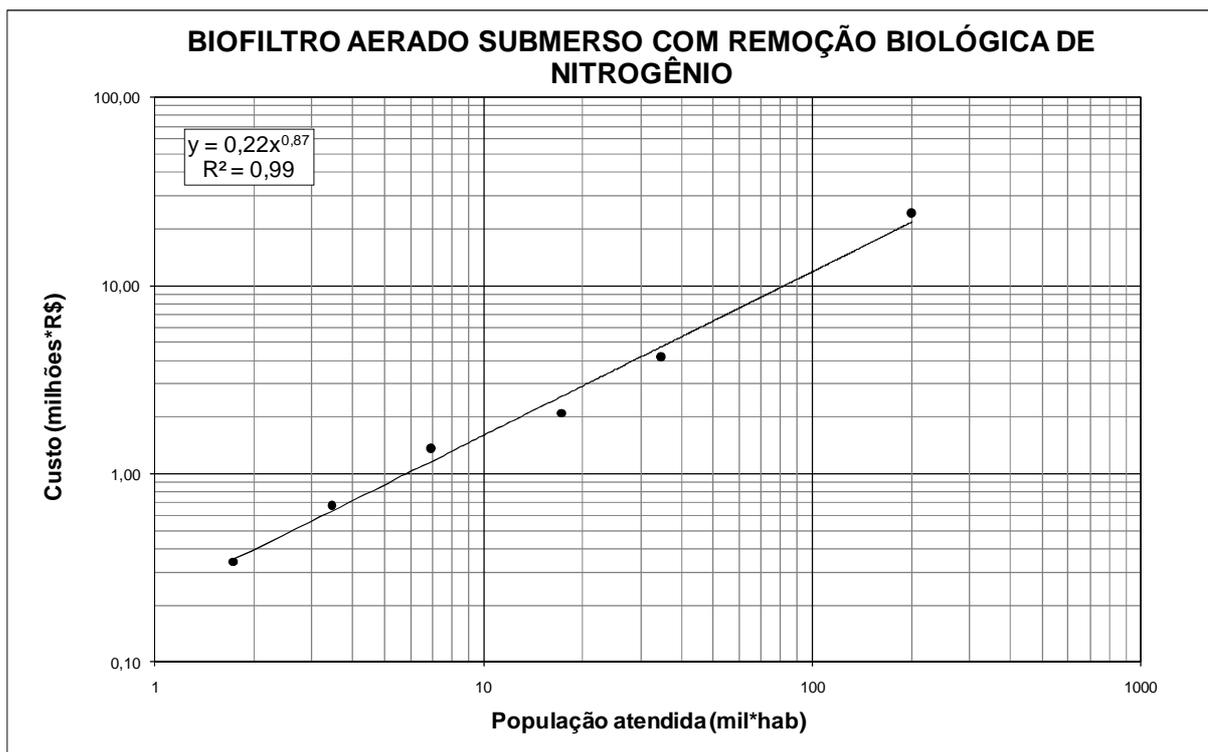


Figura 7.26 - Função de custo de implantação para biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N

Os valores utilizados para a elaboração das funções de custos foram extraídos de bibliografia que apresentaram diferentes anos base de publicação e desenvolvimento. Para tornar possível a análise produzida nesta pesquisa, os valores foram ajustados e atualizados em função da mesma data (Julho/2010), conforme os Índices Nacionais da Construção Civil da Fundação Getúlio Vargas.

7.2.2. Custo da rede coletora de esgoto

Para compor os custos da rede coletora torna-se necessário estabelecer um cenário com as características do local onde será implantada a obra, pois os custos para implantação de rede coletora de esgoto são significativamente influenciados pelas condições físicas locais. Segundo consta no relatório do Ministério das Cidades (2003) entre as principais características que influenciam na composição do preço das redes coletoras estão: o volume de escavação, a presença de rocha no solo, a necessidade de escoramento das paredes da vala e/ou de rebaixamento do nível do lençol freático e o tipo de pavimentação. Na composição do custo de um metro de rede de coleta de esgotos esta parcela chega a representar cerca de 80%.

Considerando-se estas observações, buscou-se produzir uma fonte para estimar os custos de implantação da rede, onde fosse possível a escolha das características de cada

região. A composição do custo da rede foi realizada com base nas informações produzidas pela Sabesp (2006), onde foram obtidos os custos referentes às características da obra como tipo de pavimentação, material utilizado e tipo de execução da rede. A Tabela 7.7 mostra estes valores em função das características mencionadas. Os valores apresentam data base de 2006.

Tabela 7.7 – Custo da rede coletora de esgoto em R\$/m.

Tipo de pavimento	φ (mm)	Material	Tipo de Execução da rede				
			s/ escoramento	pontaletamento	descontínuo	contínuo	especial
sem pavimento	150 cerâmico	10,20	61,59	78,73	124,03	196,02	405,03
	200 cerâmico	16,56	63,95	81,43	128,84	200,40	414,60
	150 PVC	23,27	51,60	67,60	112,64	179,63	387,50
	200 PVC	35,10	52,64	68,96	114,54	182,64	392,07
com pavimento asfáltico	150 cerâmico	10,20	114,25	131,39	181,95	259,21	470,85
	200 cerâmico	16,56	119,25	136,72	192,03	266,22	485,69
	150 PVC	23,27	93,73	109,73	162,66	232,29	445,42
	200 PVC	35,10	97,40	113,72	167,20	237,93	452,63

Fonte: Sabesp (2006)

Para fins de planejamento e estimativa da extensão da rede de esgoto por habitante foi considerado que a mesma é igual à extensão da rede de água, uma vez que quando os serviços forem totalizados as redes terão magnitudes idênticas, em m/hab.

Os preços da rede coletora são calculados por metro (R\$/m), no entanto, a metodologia aqui proposta utiliza a unidade de habitantes (R\$/hab) e para possibilitar esta análise deve ser realizada a transformação de unidades.

Segundo Ministério das Cidades (2003) a mudança de unidades “metro de rede” para “domicílio atendido” e finalmente “habitante atendido” pode ser realizada através das informações do SNIS em relação à extensão de rede de água por domicílio e à densidade de economias por ligação e informações do Censo 2000 para obtenção da quantidade média de pessoas por domicílio. No estudo realizado foi apresentada uma estimativa da extensão da rede por domicílios para localidades com população maior que 400.000 habitantes. Para os demais municípios foi apresentada uma equação para obtenção do índice de extensão da rede por domicílio. A Tabela 7.8 mostra alguns valores que foram apresentados pelo relatório do Ministério das Cidades (2003).

Tabela 7.8 – Estimativa da extensão da rede por domicílio para municípios com mais de 400.000 habitantes

Municípios	Extensão rede por domicílio	
	(m/dom)	
	Média municipal	Média estadual
Londrina/PR	12,60	14,10
Aracaju/SE	12,39	11,26
João Pessoa/PB	4,97	5,53
Osasco /SP	3,29	6,99
Campo Grande /MS	14,11	14,40
Porto Alegre/RS	5,88	11,57
Curitiba/PR	9,43	14,10
Belo Horizonte/MG	5,92	9,88
Rio de Janeiro/RJ	5,40	7,68
São Paulo/SP	4,50	6,99

Fonte: Adaptado de Ministério das Cidades (2003).

Com isso, assume-se que a extensão da rede é obtida pela **Equação 7.4**.

$$Extensão\ Rede(m) = \frac{População\ atendida(hab) * extensão\ da\ rede / domicílio(m / dom)}{número\ habitan\ tes / domicílio(hab / dom)} \quad \text{Equação 7.4}$$

A extensão da rede por domicílio deve ser adotada por relações locais, como a apresentada pelo Ministério das Cidades, e a relação número de habitantes por domicílio através dos dados do Censo.

Para verificação da conformidade dos dados fornecidos pela Sabesp (2006) foram utilizados os dados de custo da rede apresentados por Brudeki & Aisse (2007) e pelo Ministério das Cidades (2003).

Brudeki & Aisse (2007) obtiveram os dados de custo da rede coletora através de obras realizadas pela Sanepar. No estudo foram analisados 30 eventos em PVC (01 evento com DN 100, 17 com DN 150, 12 com DN 200).

Os dados fornecidos pelo relatório do Ministério das Cidades (2003) foram apresentados por estado e em função do tamanho do município, sendo eles pequenos (até 40 mil habitantes), médios (entre 40 mil e 400 mil habitantes) e grandes (maiores que 400 mil habitantes). Com os valores apresentados foram obtidas as médias em função do tamanho dos municípios. Cabe salientar que o custo da rede coletora indicado por este estudo apresenta uma incidência do custo de estações elevatórias em função do tamanho

do município, portanto, este valor foi descontado do total apresentado para possibilitar a análise.

Para utilização dos dados da Sabesp foi considerado o uso de DN 150 em PVC, tipo de execução sem escoramento em local sem pavimentação e os dados populacionais foram retirados de levantamento populacional para um trecho do Rio Iguaçu, localizado na Bacia do Alto Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba - PR.

A Tabela 7.9 apresenta resumidamente os custos indicados por Brudeki & Aisse (2007), Sabesp (2006) e pelo Ministério das Cidades, em R\$/hab. Antes de serem comparados os dados foram ajustados monetariamente para a mesma data base (Julho/2010).

Tabela 7.9 – Comparação entre os custos da rede coletora para as metodologias analisadas

Custo	Fonte				
	Brudeki & Aisse	Ministério Cidades			Sabesp
		Pequeno	Médio	Grande	
R\$/hab	540,72	532,16	587,95	535,87	450,05

A Figura 7.27 apresenta o resultado gráfico desta verificação, onde pode ser visualizado o bom ajuste entre os dados utilizados ($R^2 = 0,99$), onde no eixo y são apresentados os custos para uma população equivalente, representada no eixo x.

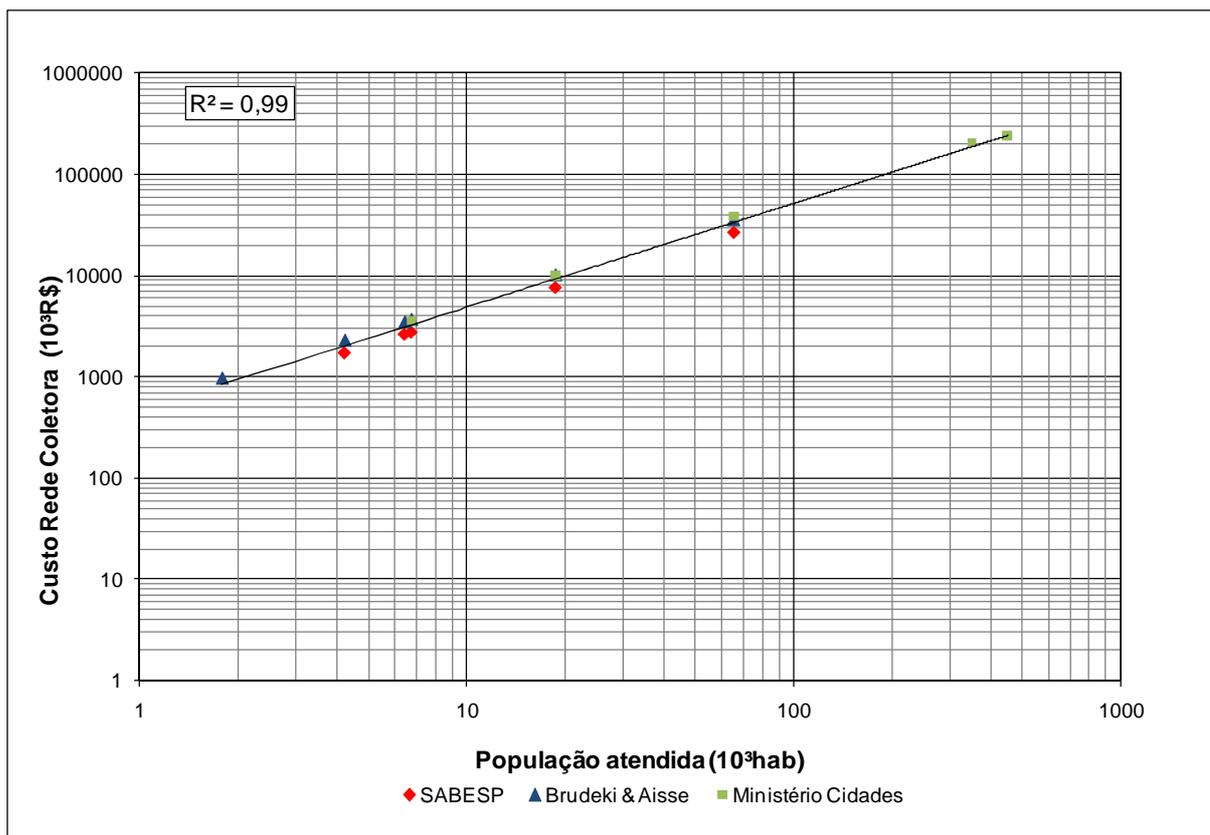


Figura 7.27 – Relação entre os dados bibliográficos de custo de rede coletora

7.2.3. Custo de interceptor

Para cálculo da extensão da rede de interceptor foi adotado uma média de 100 metros de rede coletora por metro de interceptor. Esta estimativa foi aceita baseada no valor médio verificado nos Sistema Integrado de São Paulo, que é de 114 m de rede por metro interceptor, conforme foi apresentado no relatório do Ministério das Cidades (2003).

A composição dos custos com interceptores foi realizada de forma semelhante à adotada para a composição da rede, onde foram inseridas diferentes opções para o tipo de execução e material utilizado. As informações que proporcionaram a composição dos custos foram obtidas através do relatório fornecido pela Sabesp (2006). Os valores utilizados para a composição do custo de interceptor de esgoto encontram-se na Tabela 7.10. Estes valores apresentam data base de 2006.

Tabela 7.10 - Custo de interceptores de esgoto em R\$/m.

Tipo de pavimento	φ (mm)	Material	Tipo de Execução da rede			
			descontínuo	contínuo	especial	metálico-madeira
sem pavimento	400-A3	105,60	127,20	230,50	466,37	1024,54
	500-A3	118,80	135,37	243,66	485,56	1052,97
	600-A3	145,20	148,91	265,02	516,49	1095,85

Tipo de pavimento	φ (mm)	Material	Tipo de Execução da rede			
			descontínuo	contínuo	especial	metálico-madeira
	800-A3	249,48	172,16	298,48	562,44	1160,20
	1000-A3	376,22	-	356,72	642,73	1292,72
	1200-A3	479,44	-	413,35	721,34	1404,74
	1500-A3	665,88	-	-	820,45	1545,46
	2000-A3	1242,96	-	-	-	1756,01
	com pavimento asfáltico	400-A3	105,60	203,55	309,48	553,00
500-A3		118,80	216,99	327,91	0,25	1145,12
600-A3		145,20	246,32	365,07	577,71	1204,80
800-A3		249,48	280,11	409,06	624,44	1278,68
1000-A3		376,22	-	477,83	680,92	1433,89
1200-A3		479,44	-	544,99	774,37	1557,44
1500-A3		665,88	-	-	863,51	1713,96
2000-A3		1242,96	-	-	978,42	1950,84

Fonte: Sabesp (2006)

Brudeki & Aisse (2007) indicaram os custos de interceptores, em R\$/hab, durante avaliação dos sistemas de saneamento básico (água e esgoto) no Estado do Paraná. As informações apresentadas pelos autores foram obtidas através de obras realizadas junto à Sanepar. A partir destas informações foi realizada uma verificação entre as fontes de pesquisa. Seguindo as duas metodologias (Sabesp e Brudeki & Aisse) estimou-se o custo de interceptor.

Para utilização dos dados da Sabesp foi considerado o uso de DN 800-A3, tipo de execução descontínua em local sem pavimentação e os dados populacionais foram retirados de levantamento populacional para um trecho do Rio Iguaçu, localizado na Bacia do Alto Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba - PR. A Tabela 7.11 mostra o resumo desta análise.

Tabela 7.11 – Comparação entre os custos de interceptores para as metodologias analisadas.

Custo	Fonte	
	Brudeki & Aisse	Sabesp
R\$/hab	16,97	18,74

A Figura 7.28 apresenta o resultado gráfico desta verificação, onde pode ser visualizado o bom ajuste entre os dados utilizados, onde no eixo y são apresentados os custos para uma população equivalente, representada no eixo x.

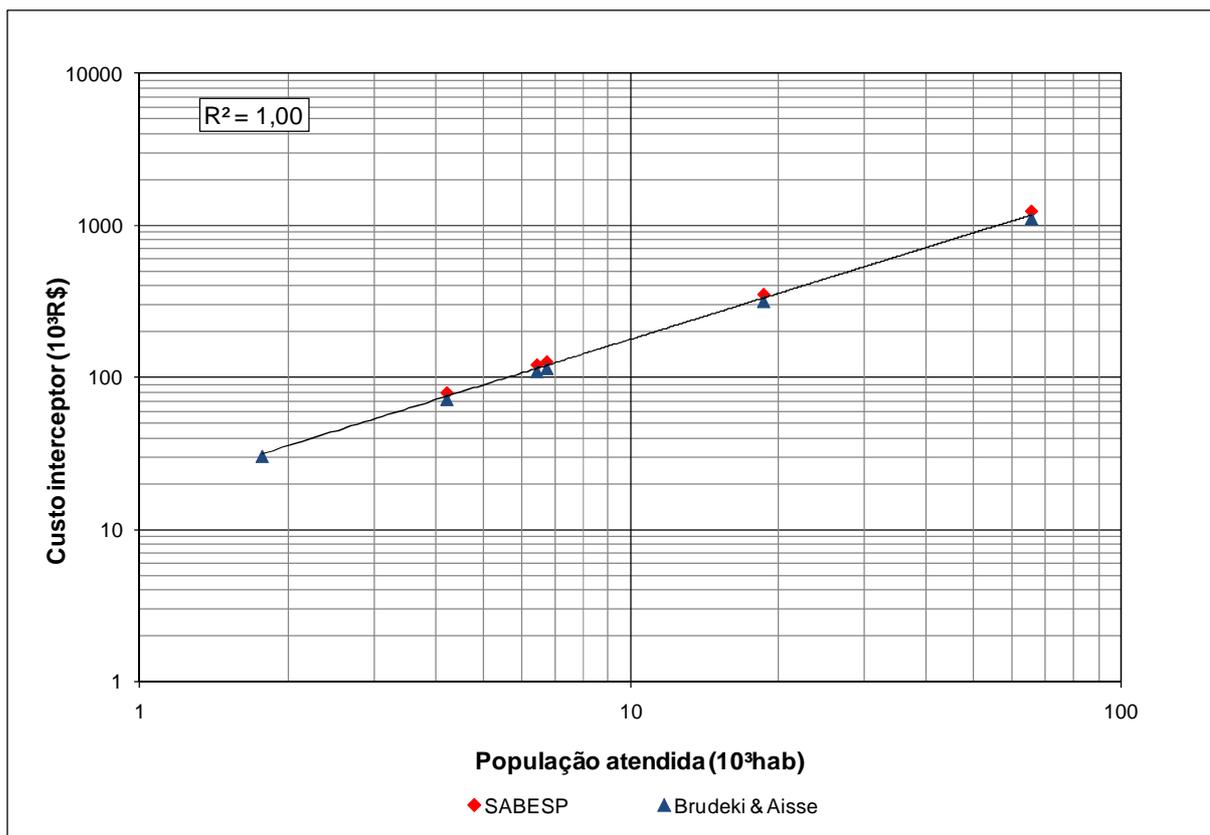


Figura 7.28 – Relação entre os dados bibliográficos de custo de interceptor

Em função do bom comportamento dos dados analisados, a partir do ajuste mostrado na Figura 7.28, foi considerado que os dados disponibilizados são passíveis de utilização para a metodologia proposta por esta tese.

7.2.4. Custo de estação elevatória de esgoto

Para estimativa dos custos das estações elevatórias de esgoto foram adotados dados bibliográficos (Ministério das Cidades, 2003; Sabesp, 2006 e Brudeki & Aisse, 2007).

O relatório emitido pelo Ministério das Cidades (2003) informou o valor da incidência do custo de estações elevatórias sobre o custo da rede coletora em função do tamanho do município. Para a utilização desta informação tomou-se o custo da rede de esgoto, para os 26 estados e o Distrito Federal, e a partir do valor da incidência estimada obteve-se o custo das estações elevatórias de esgoto. Segundo o estudo apresentado a incidência média do custo de estações elevatórias de esgoto sobre o custo da rede coletora é 6% para municípios pequenos e 3% para municípios médios e grandes. Utilizando-se destas informações foi calculado o valor médio para implantação de estações elevatórias em função do tamanho dos municípios (pequeno, médio e grande).

Os custos obtidos pela Sabesp (2006) foram em função da vazão, este dado foi transformado para habitante.

Por sua vez, o valor fornecido por Brudeki & Aisse (2007) foi obtido através da análise de cinco eventos. O dado utilizado foi o valor da mediana informado em R\$/hab.

Com base nas publicações indicadas a Tabela 7.12 informa o custo per capta para implantação das estações elevatórias de esgoto.

Tabela 7.12 – Custos médio por habitante para estações elevatórias de esgoto

Fonte	População	R\$/habitante
Sabesp	2700	31,99
	13500	11,91
	16200	11,84
	29700	8,79
	45900	7,35
Ministério Cidades	6767	32,65
	18704	32,65
	65704	21,18
	350000	21,18
	450000	15,65
Brudeki & Aisse	-	64,37

A Figura 7.29 mostra a função de custo para implantação das estações elevatórias de esgoto, assim como o ajuste obtido entre os dados bibliográficos utilizados. O resultado foi considerado satisfatório, o qual indicou um coeficiente de ajuste igual a 0,72.

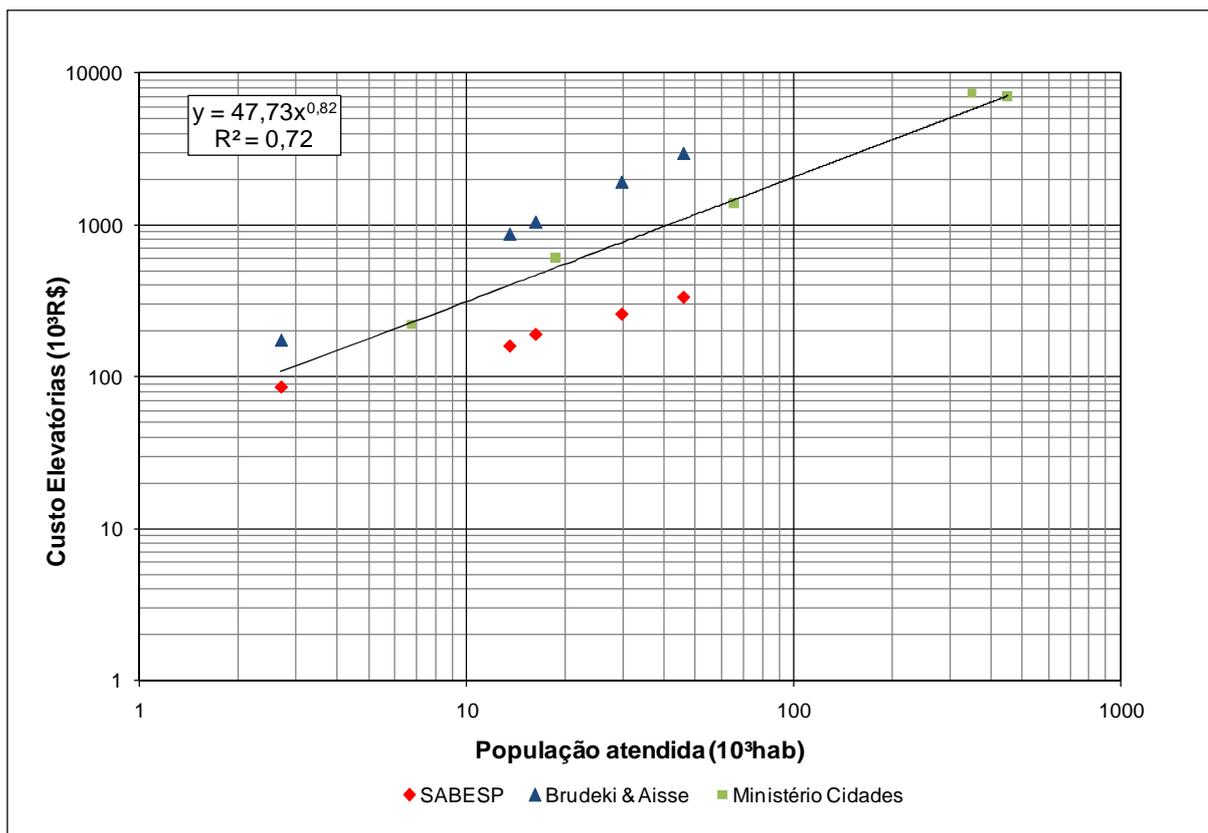


Figura 7.29 - Relação entre os dados bibliográficos de custo de estações elevatórias de esgoto

7.2.5. Custo de operação e manutenção das estações de tratamento de esgoto

A seleção de uma alternativa de tratamento de esgoto deve ser baseada em critérios sustentáveis. Isto inclui, da mesma forma que os custos de implantação, os custos de operação e manutenção que serão investidos ao longo da vida útil da obra.

A composição dos custos operacionais das estações de tratamento de esgoto considera os gastos com pessoal, encargos e benefícios; energia elétrica; materiais de tratamento; serviços; água; materiais e rateio de despesas de pessoal de apoio. Segundo Sampaio & Gonçalves (1999) aproximadamente 75% do custo operacional refere-se aos custos com pessoal, encargos sociais e benefícios, energia elétrica e materiais de tratamento. Desta forma, quando se pretende reduzir os custos da estação estes itens devem ser considerados.

A obtenção das funções de custo para operação e manutenção das ETEs partiu da utilização dos dados apresentados por Bof et al. (2001), Dantas et al. (2005), von Sperling (2005) e PROSAB (2001).

Bof et al. (2001) apresentaram índices médios característicos do sistema UASB seguido de Biofiltros Aerados Submersos, os quais foram obtidos a partir de ETEs implantadas. Segundo os autores foram incluídos os custos com energia, recursos

humanos, manutenção de equipamentos e da ETE e análises laboratoriais básicas. Os custos de O&M foram apresentados em R\$/hab.mês.

Dantas et al. (2005) realizaram um estudo sobre a análise de viabilidade técnica para a implantação de um sistema de tratamento de esgoto doméstico, em uma comunidade nucleada pelo Exército Brasileiro na Amazônia, no qual foi utilizado um método de apoio à decisão multiobjetivo e multicritério, Sistema de Apoio à Decisão - SAD, desenvolvido pela Rede do PROSAB 2. Neste estudo os autores apresentaram os custos máximos relativos à O&M, em R\$/hab.mês.

Von Sperlign (2005) indicou da mesma forma que para as estações de tratamento o custo médio para cada sistema de tratamento, em R\$/habitante.ano. Desta forma, buscou-se selecionar para inserção neste estudo de estimativa dos custos de operação e manutenção as mesmas alternativas adotadas para a estimativa do custo de implantação das ETEs.

Para completar a análise foram utilizados os dados do projeto PROSAB (2001), o qual indicou os custos de O&M para os sistemas de lodo ativado convencional, lodo ativado por aeração prolongada e para o sistema de UASB seguido de lodo ativado. Os custos operacionais foram apresentados em R\$/hab.ano.

O critério adotado para seleção dos sistemas de tratamento para a estimativa dos custos, tanto de implantação como operação e manutenção, foi em função das características e eficiências de remoção dos sistemas para os poluentes DBO, nitrogênio e fósforos, uma vez que estes parâmetros estão sendo inseridos na ferramenta de planejamento para análise do instrumento de enquadramento dos corpos d'água.

Os custos obtidos para análise e construção das funções de custo de operação e manutenção foram ajustados monetariamente em função dos Índices Nacionais da Construção Civil da Fundação Getúlio Vargas (Julho/2010).

A Figura 7.30 indica a função de custo de operação e manutenção obtida para o sistema de tratamento primário avançado. Neste sistema as eficiências de remoção variam em função da dosagem de coagulante (Von Sperling, 2005).

Da Figura 7.31 a Figura 7.35 são apresentadas as funções de custo de operação e manutenção para os sistemas de lagoas seguidos de pós-tratamento. Nas Figuras podem ser observados os coeficientes R^2 encontrados a partir dos ajustes entre os dados utilizados nas análises.

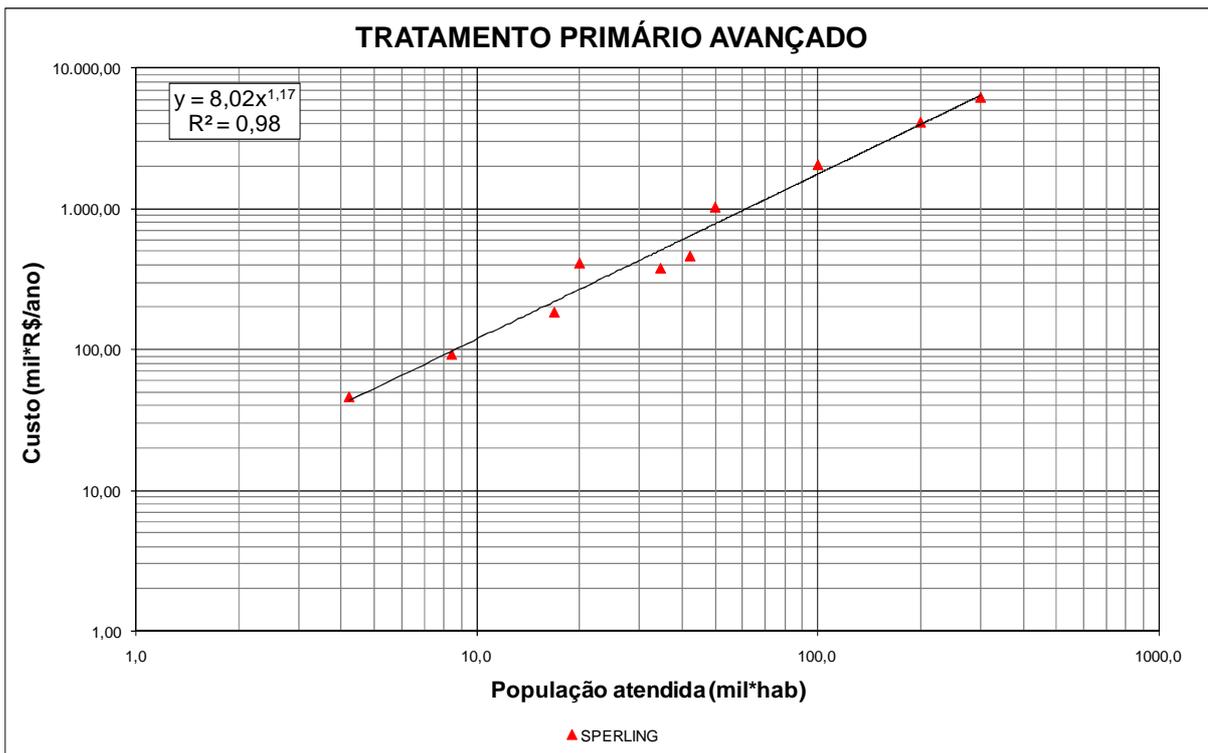


Figura 7.30 - Função de custo de operação e manutenção para tratamento primário avançado

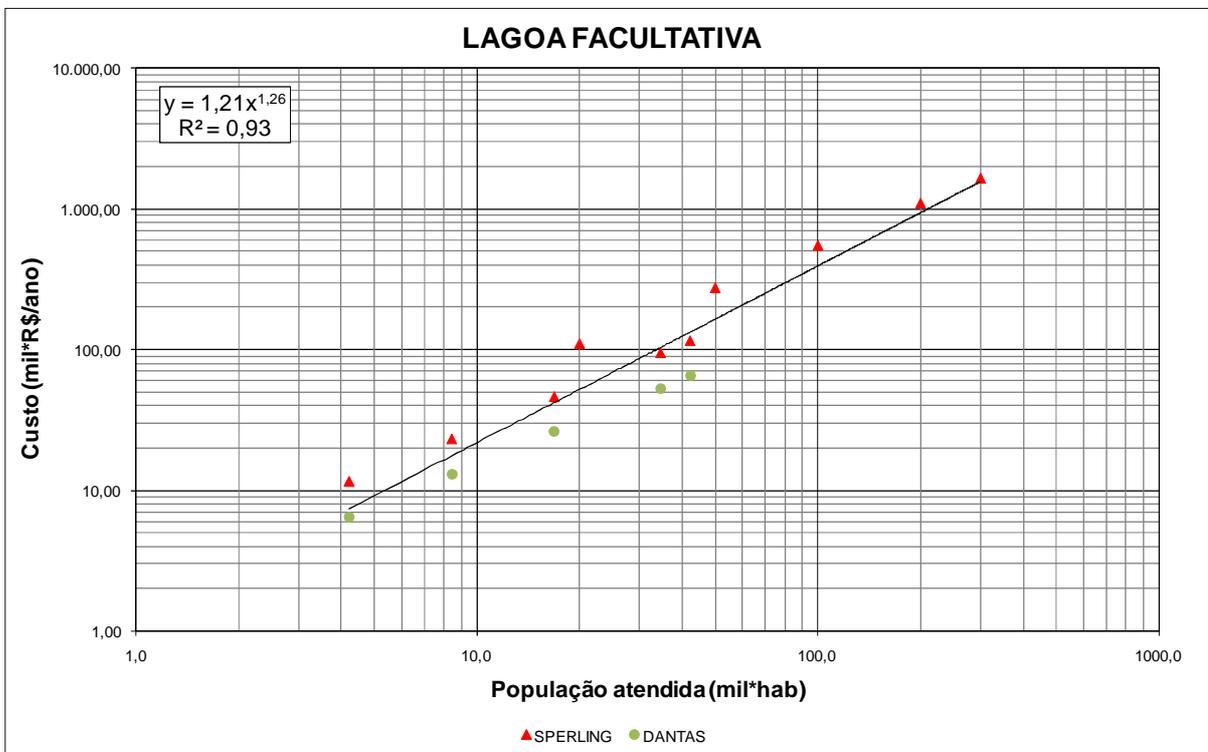


Figura 7.31 - Função de custo de operação e manutenção para lagoa facultativa

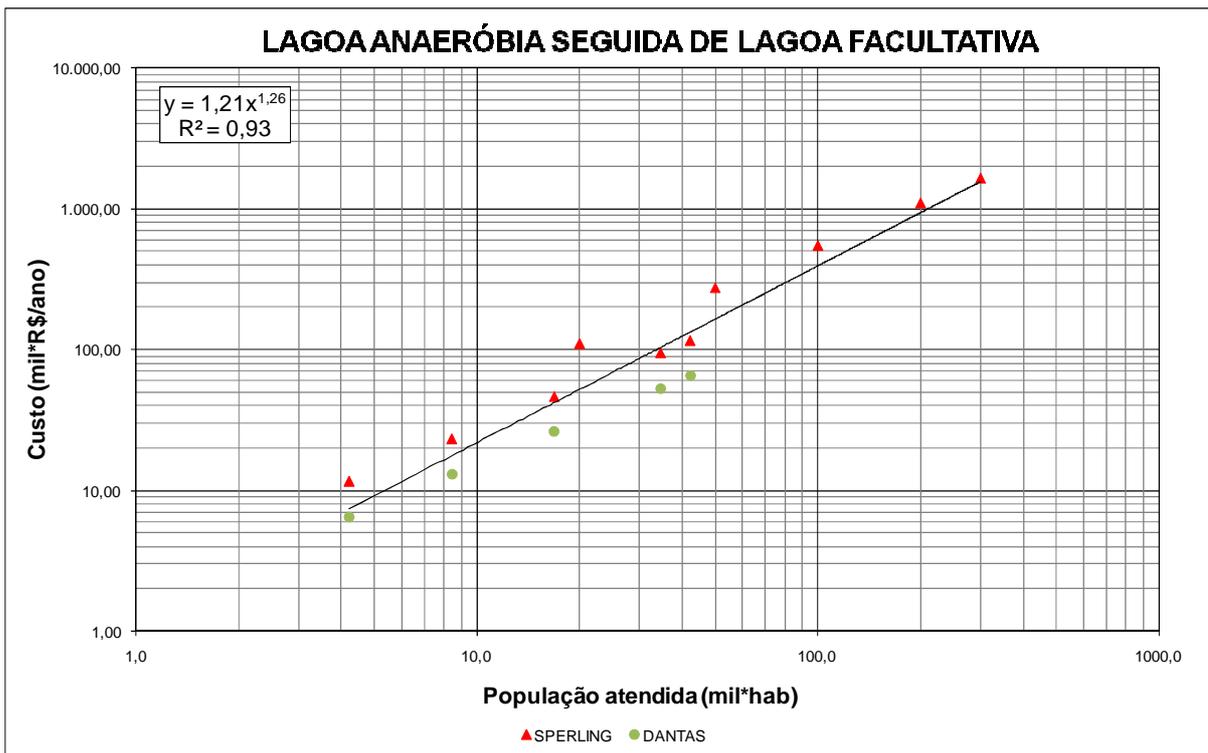


Figura 7.32 - Função de custo de operação e manutenção para lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa

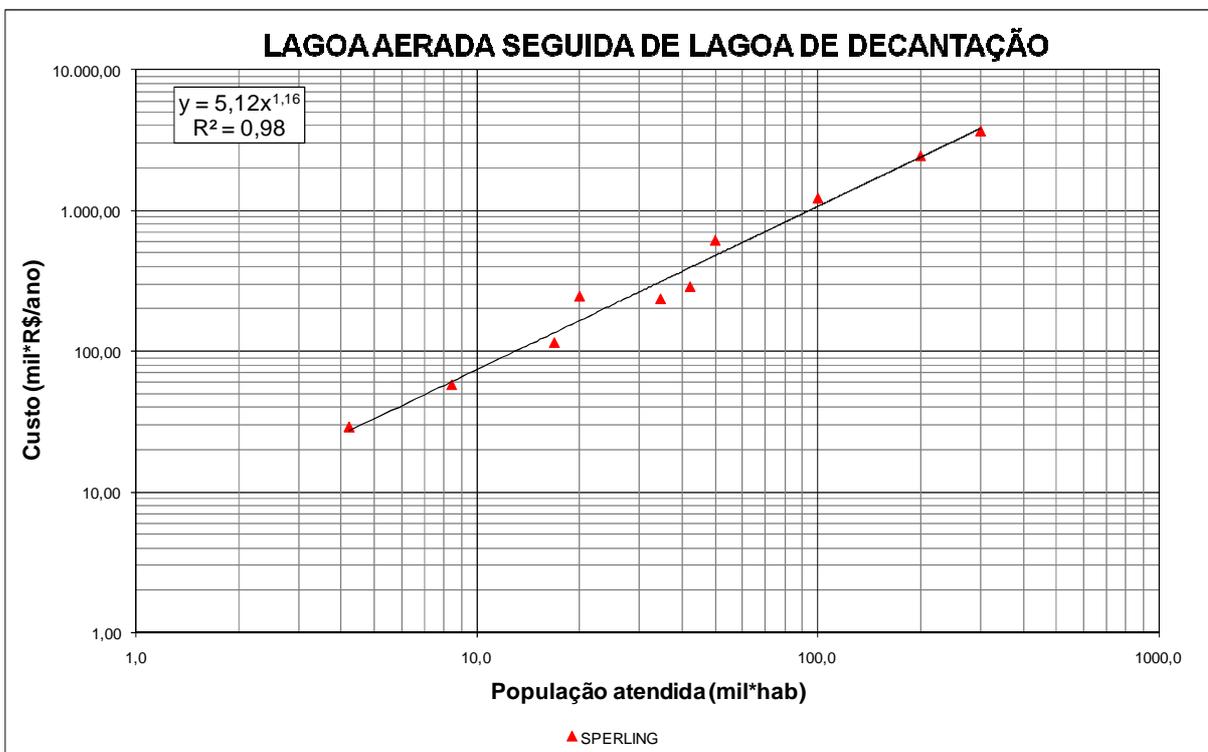


Figura 7.33 - Função de custo de operação e manutenção para lagoa aerada seguida de lagoa de decantação

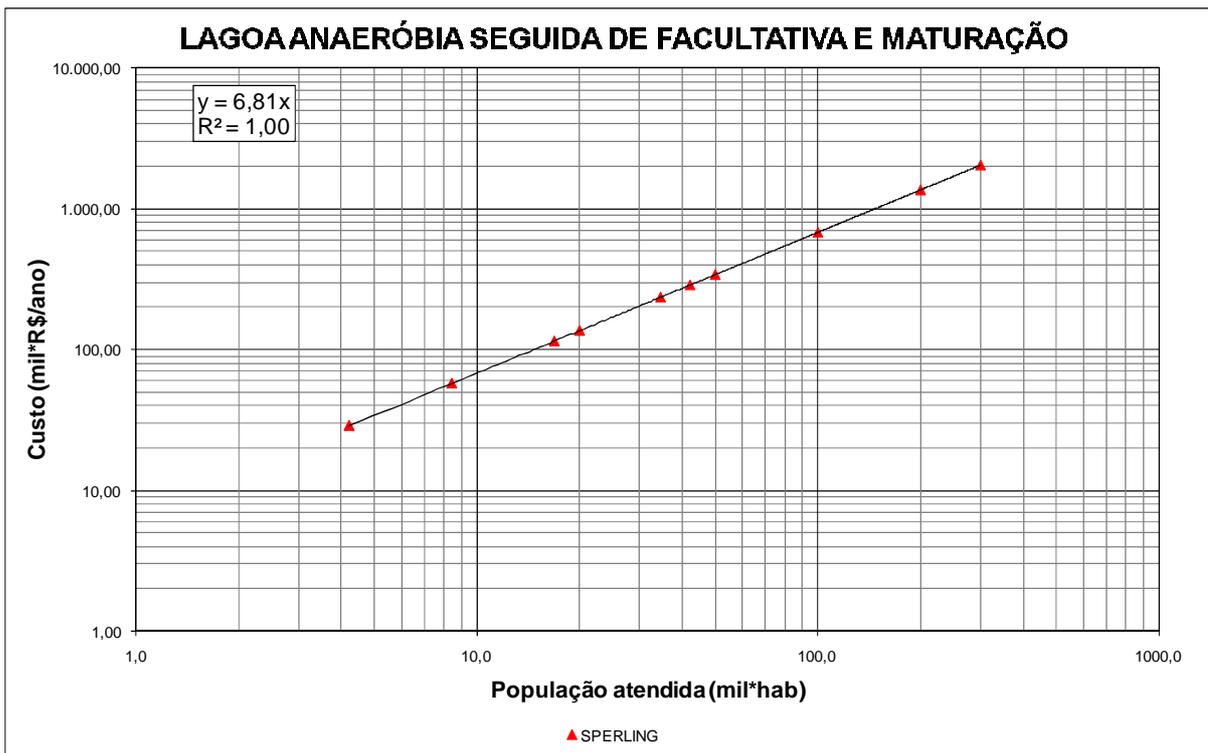


Figura 7.34 - Função de custo de operação e manutenção para lagoa anaeróbia seguida de facultativa e maturação

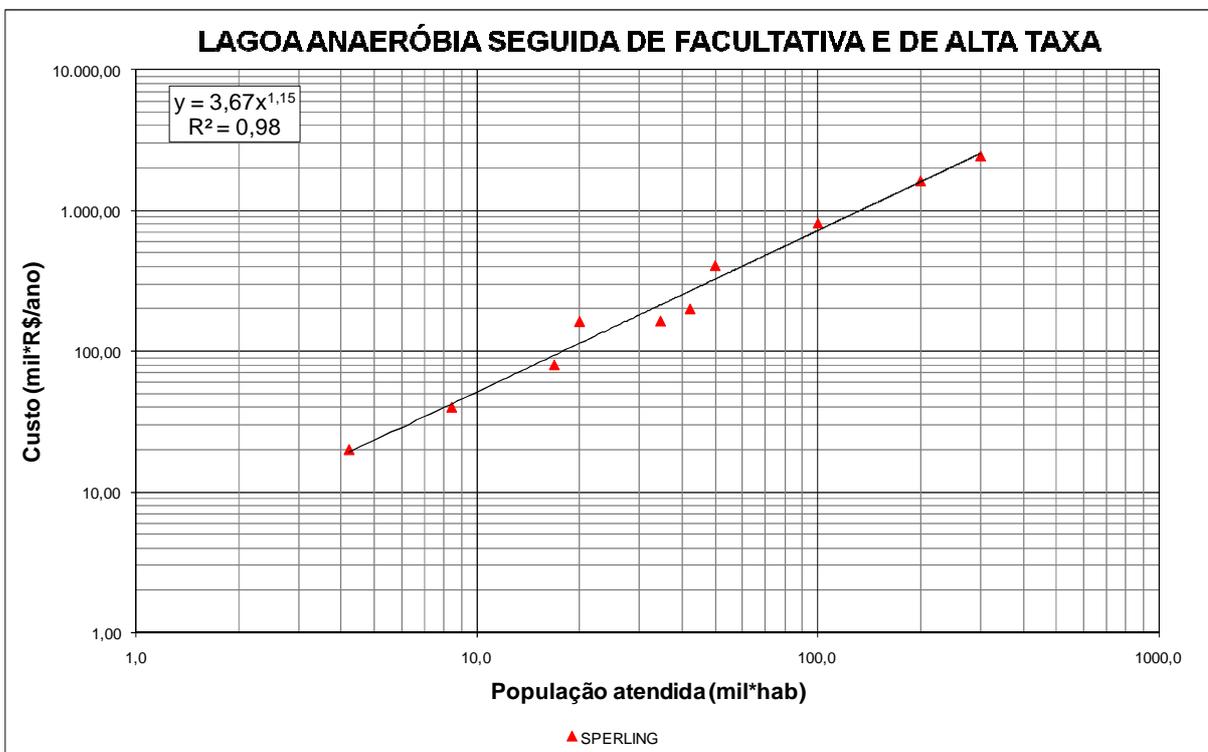


Figura 7.35 - Função de custo de operação e manutenção para lagoa anaeróbia seguida de facultativa e de alta taxa

Da mesma forma que para o sistema de lagoas, entre a Figura 7.36 e Figura 7.42 são apresentadas as funções de custo de operação e manutenção para o sistema de reator anaeróbio (UASB) seguido ou não de pós-tratamento.

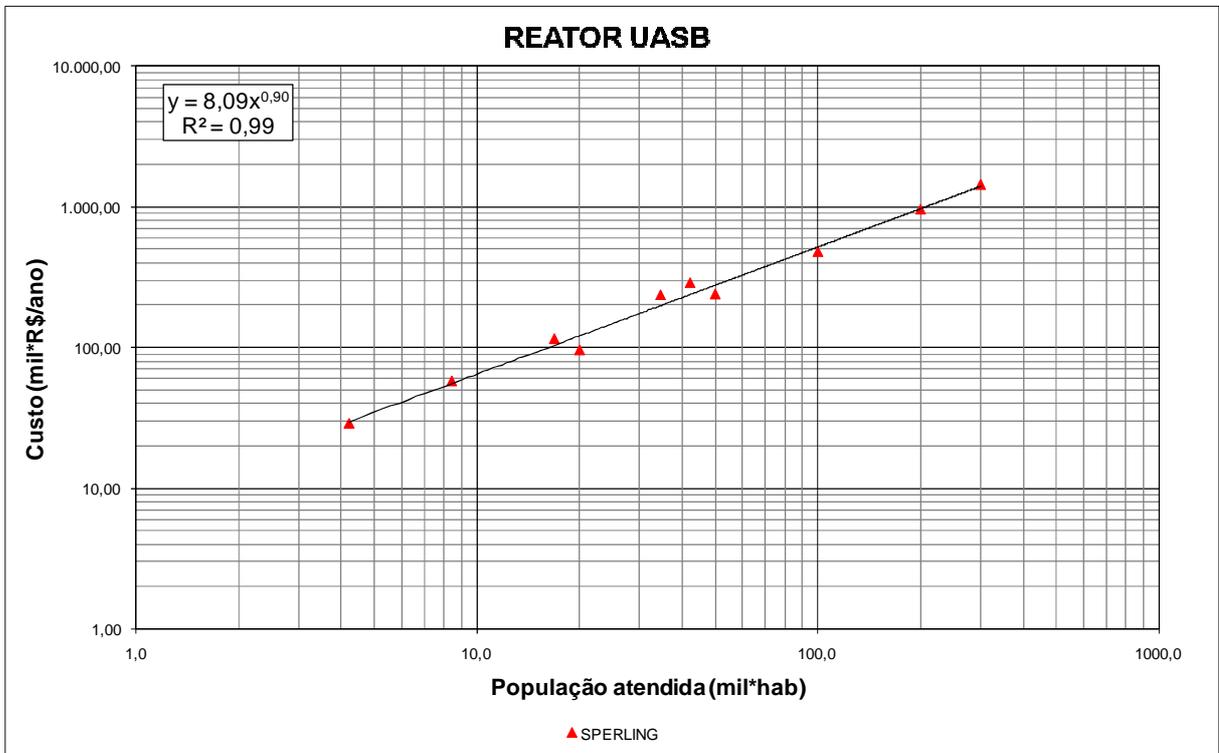


Figura 7.36 - Função de custo de operação e manutenção para reator UASB

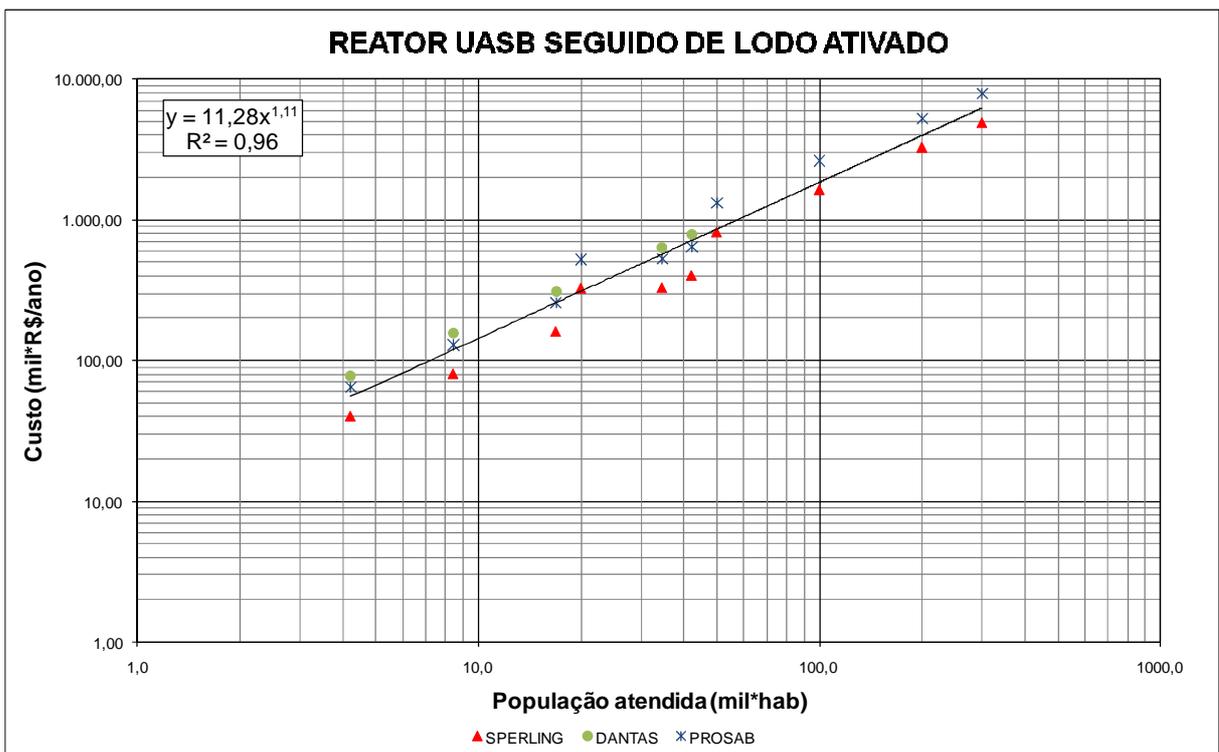


Figura 7.37 - Função de custo de operação e manutenção para UASB seguido de lodo ativado

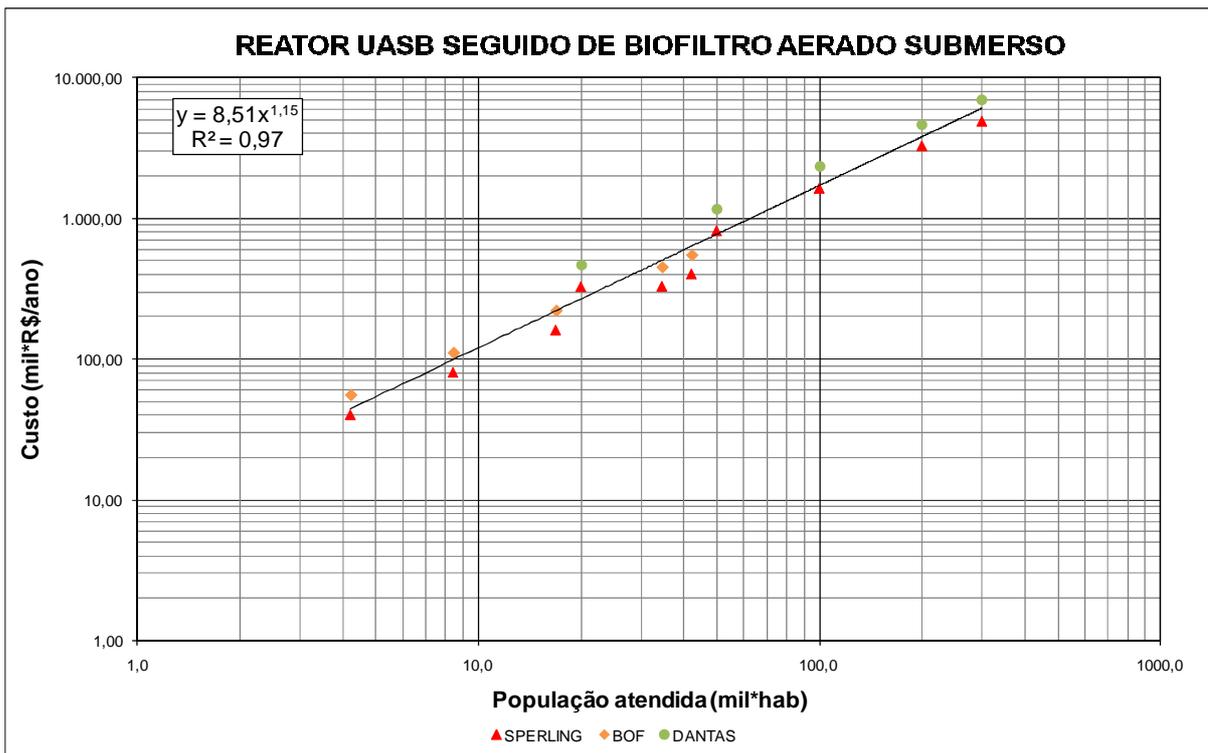


Figura 7.38 - Função de custo de operação e manutenção para UASB seguido de biofiltro aerado submerso

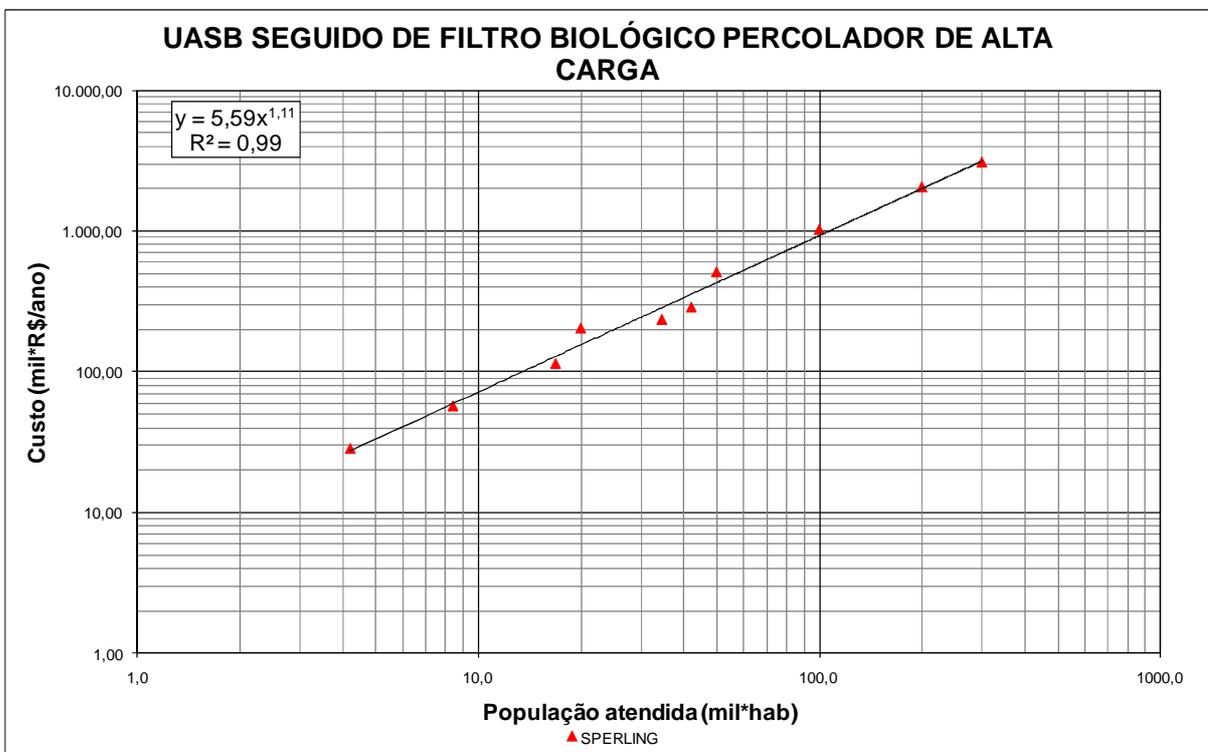


Figura 7.39 - Função de custo de operação e manutenção para UASB seguido de filtro biológico percolador de alta taxa

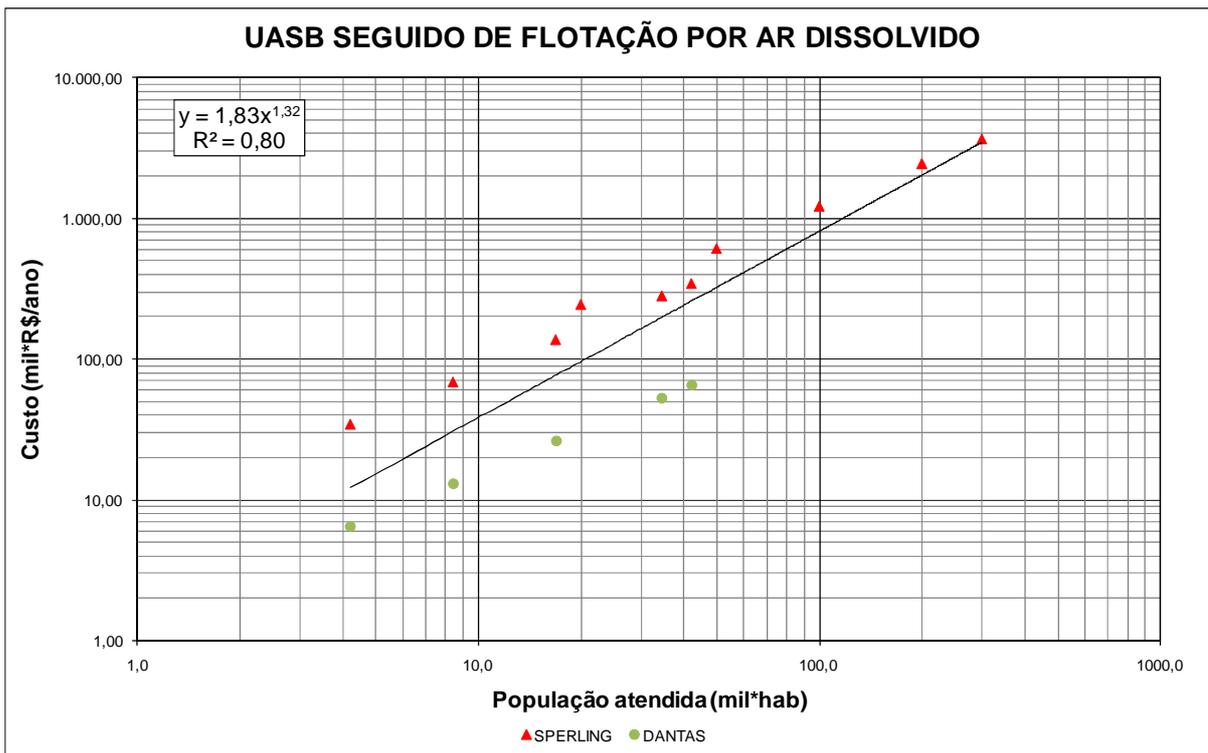


Figura 7.40 - Função de custo de operação e manutenção para UASB seguido de flotação por ar dissolvido

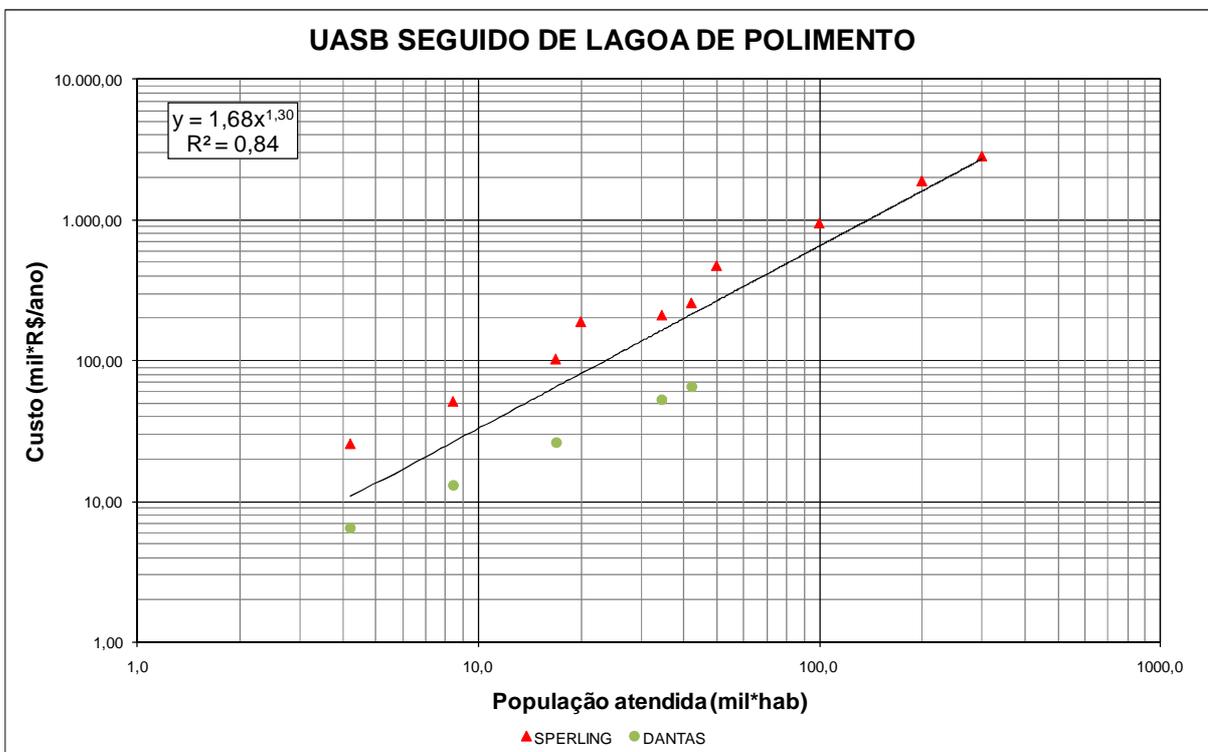


Figura 7.41 - Função de custo de operação e manutenção para UASB seguido de lagoa de polimento

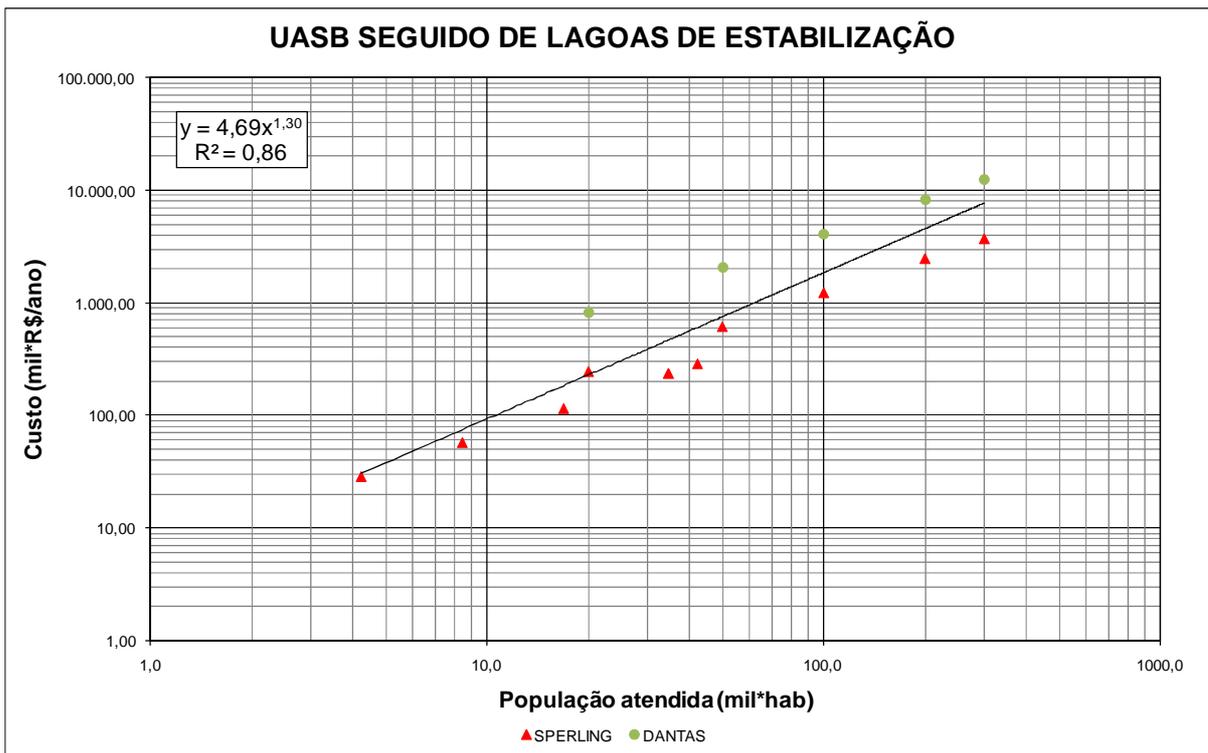


Figura 7.42 - Função de custo de operação e manutenção para UASB seguido de lagoa de estabilização

Entre as Figura 7.43 e Figura 7.48 apresentam-se as funções de custo de operação e manutenção para o sistema de lodos ativados. Como pode ser observado nas Figuras o coeficiente de ajuste entre os dados utilizados nas análises foram bons.

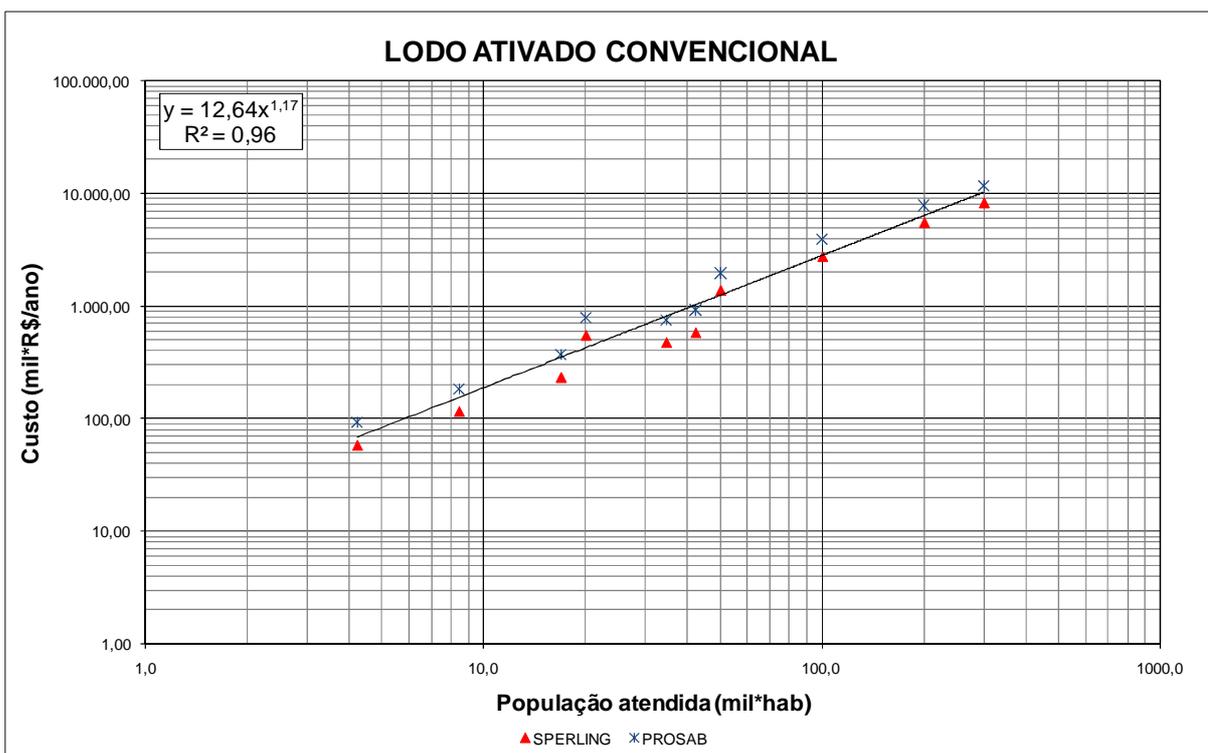


Figura 7.43 - Função de custo de operação e manutenção para lodo ativado convencional

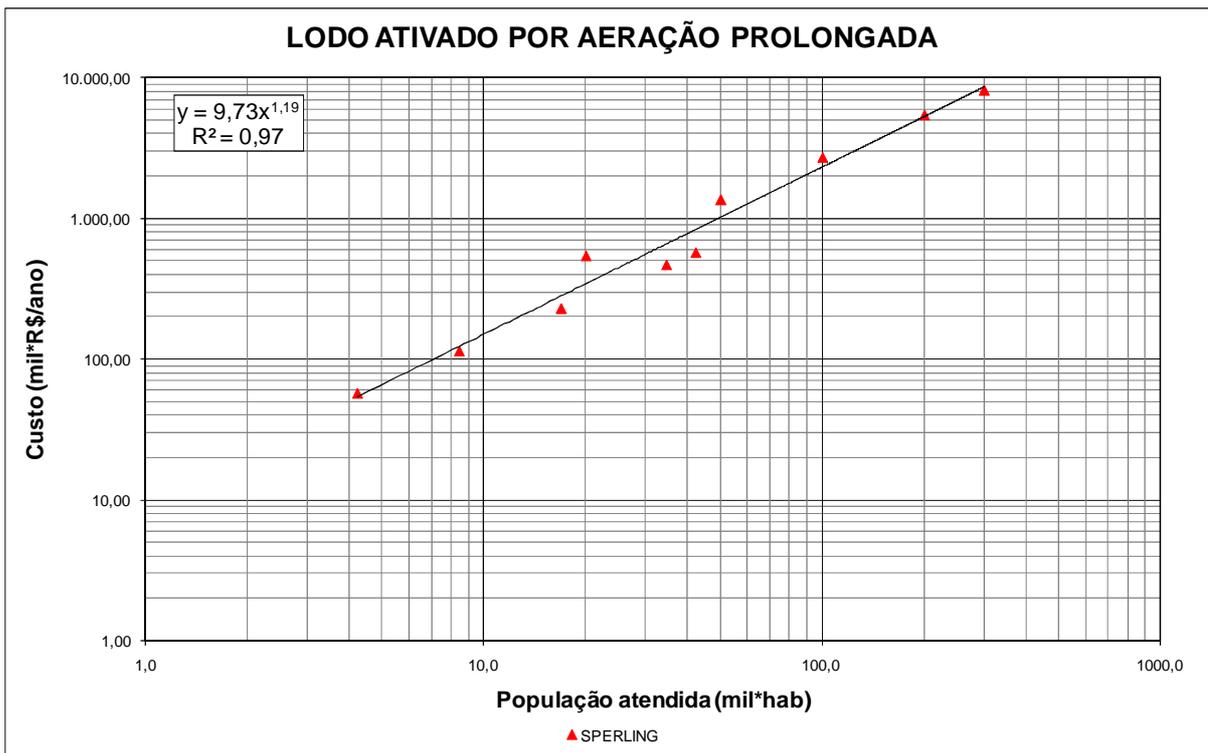


Figura 7.44 - Função de custo de operação e manutenção para lodo ativado por aeração prolongada

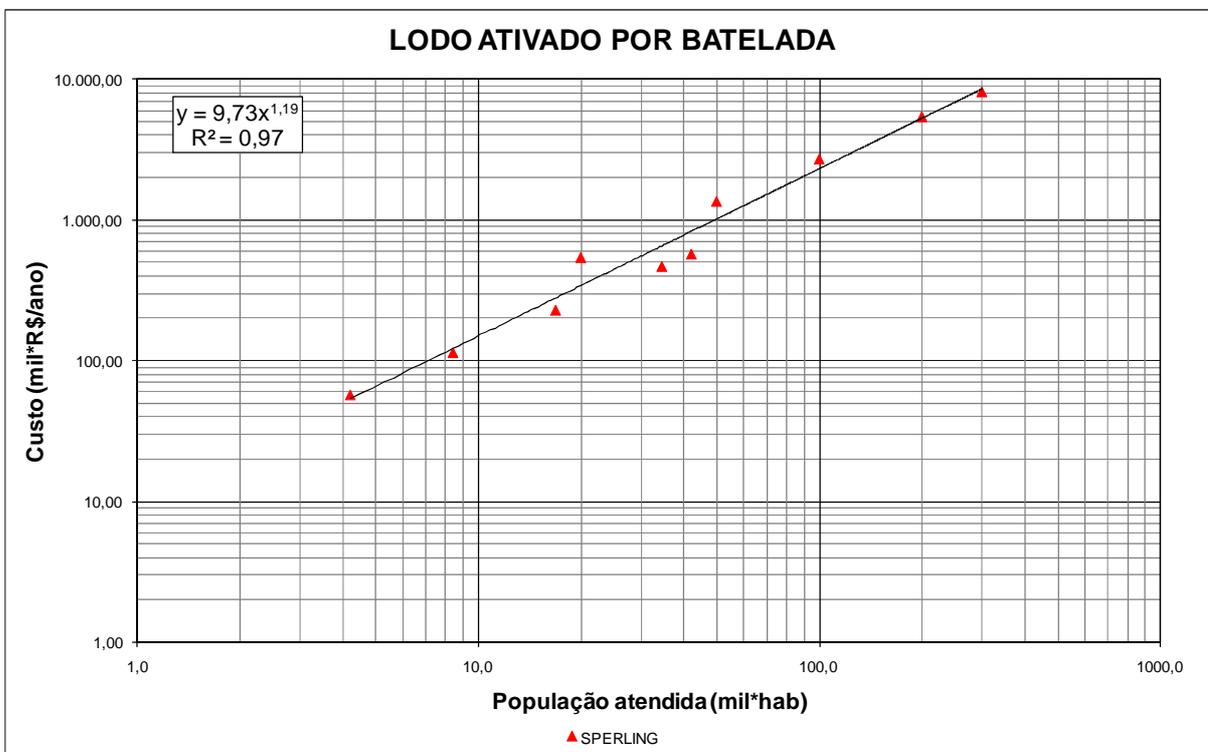


Figura 7.45 - Função de custo de operação e manutenção para lodo ativado por batelada

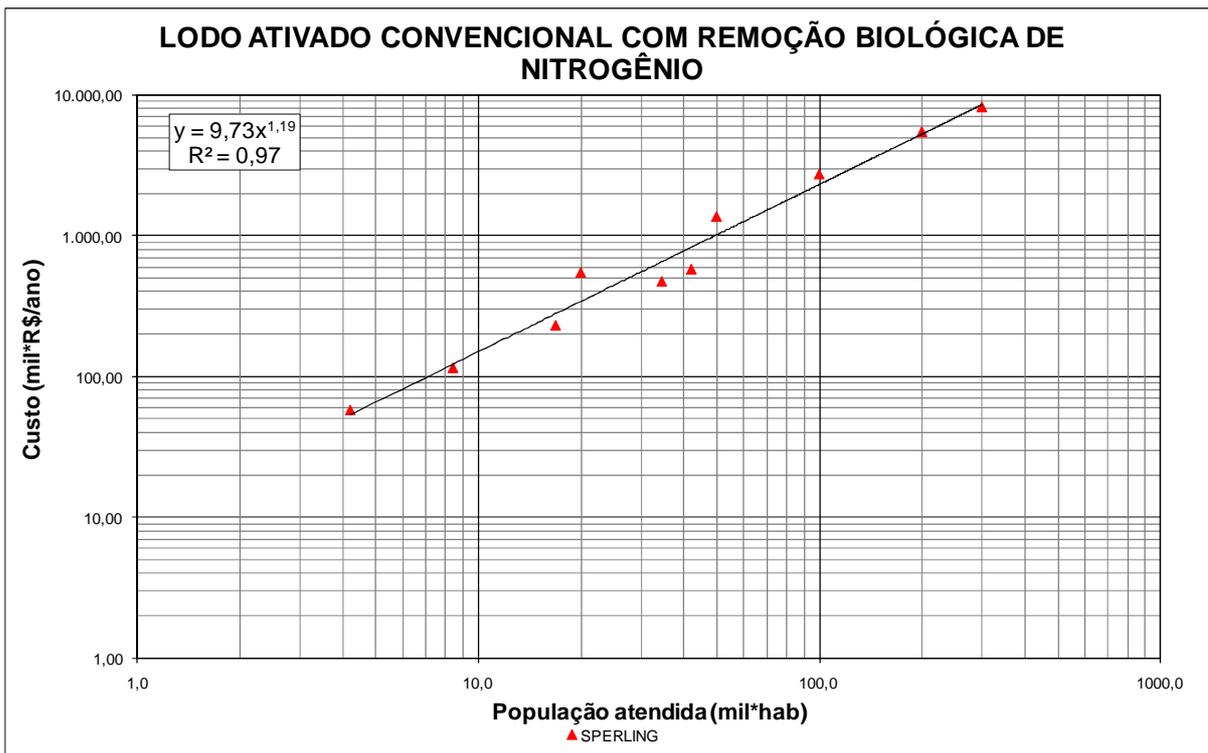


Figura 7.46 - Função de custo de operação e manutenção para lodo ativado convencional com remoção biológica de nitrogênio

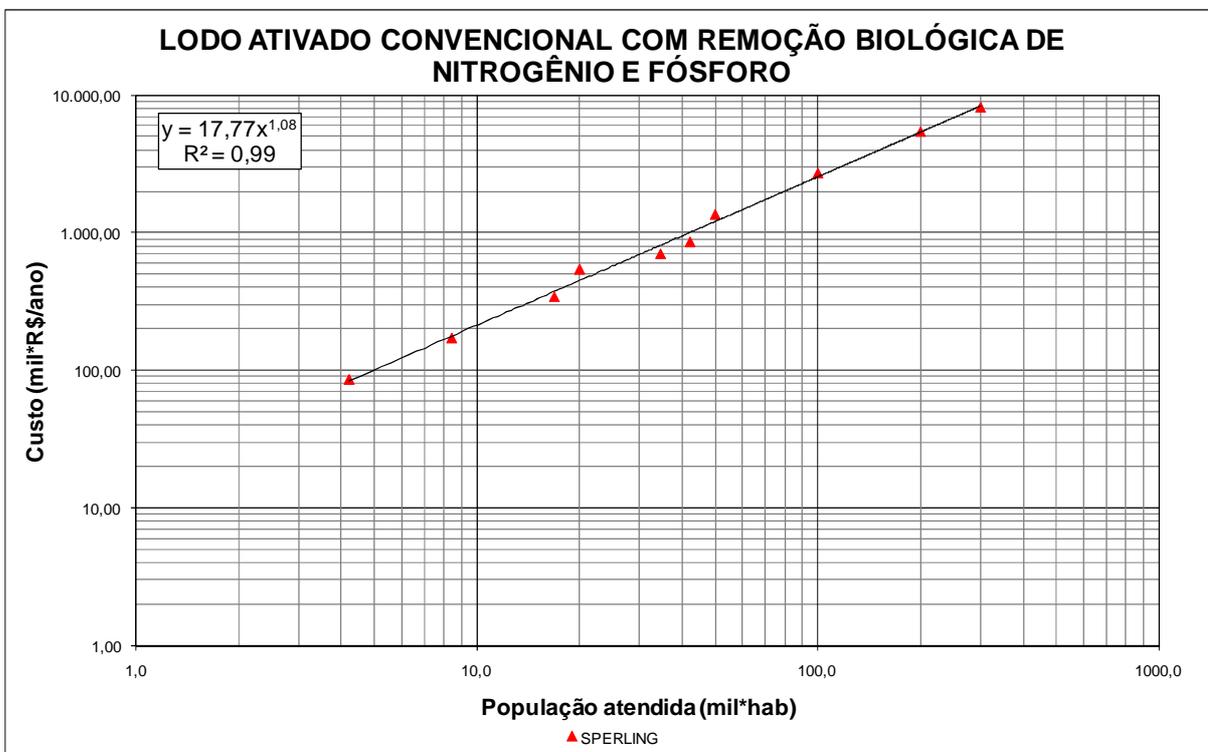


Figura 7.47 - Função de custo de operação e manutenção para lodo ativado convencional com remoção biológica de nitrogênio e fósforo

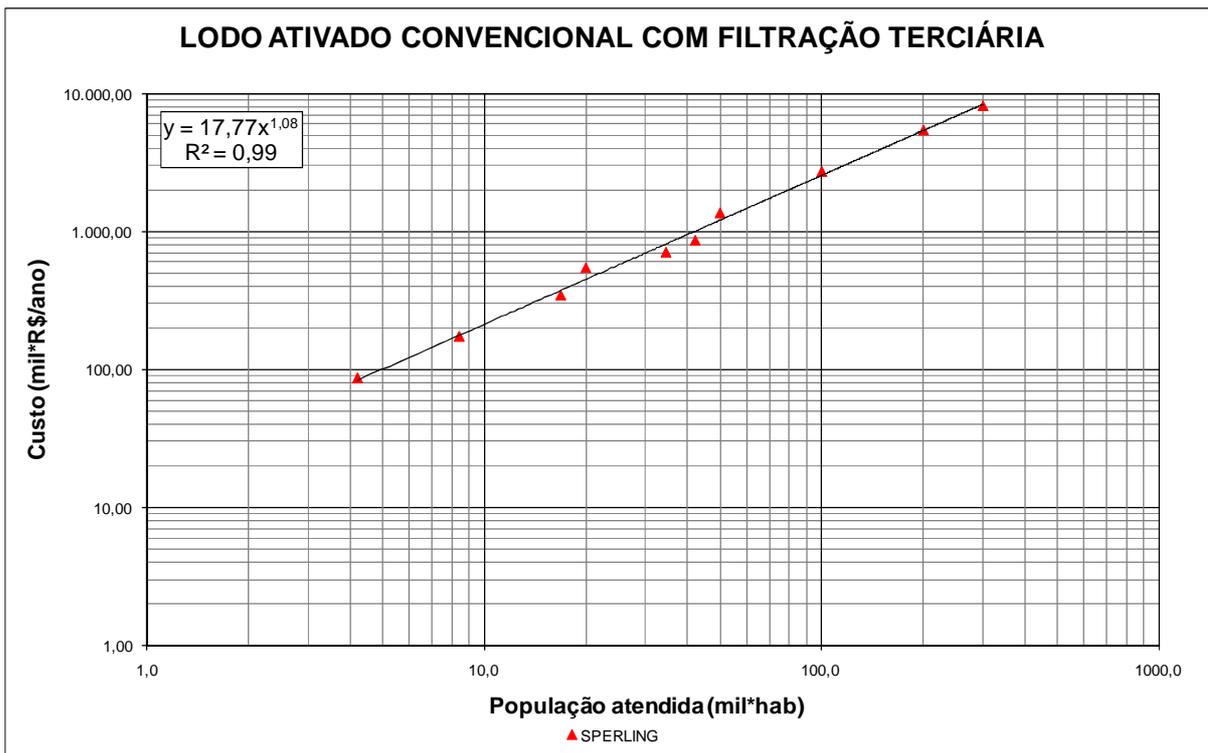


Figura 7.48 - Função de custo de operação e manutenção para lodo ativado convencional com filtração terciária

A Figura 7.49 indica a função de custo de operação e manutenção para o sistema de biofiltro aerado submerso com remoção biológica de nitrogênio. O R^2 resultante do ajuste entre os dados foi satisfatório.

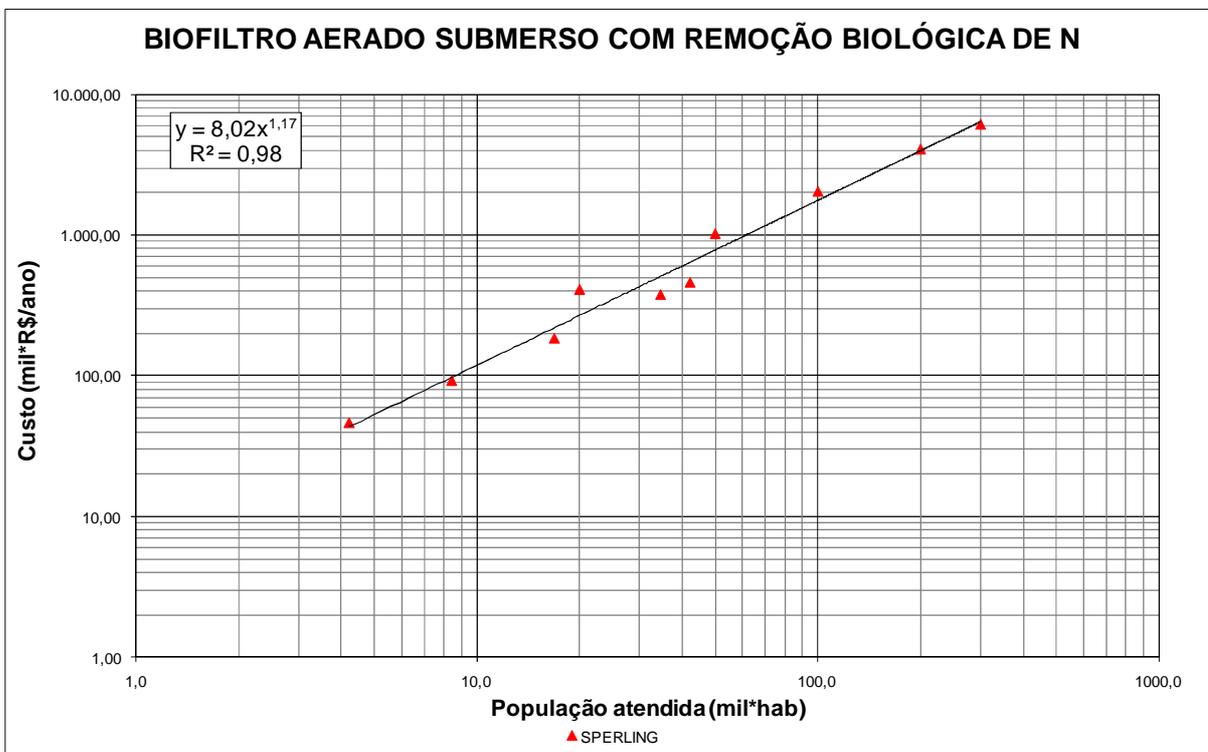


Figura 7.49 - Função de custo de operação e manutenção para biofiltro aerado submerso com remoção biológica de nitrogênio

Tendo-se em vista os bons ajustes encontrados na verificação entre os dados disponibilizados para a análise, as funções de custo de operação e manutenção fornecidas pelas análises de regressão serão utilizadas para compor o custo total das medidas de despoluição hídrica.

7.2.6. Custos para aumentar o nível de tratamento e expansão da estação

Conforme a Resolução 357/05, o programa de efetivação do enquadramento dos corpos hídricos deve seguir um conjunto de medidas ou ações progressivas e obrigatórias, necessárias ao atendimento das metas intermediárias e finais de qualidade de água estabelecidas pela proposta do enquadramento.

Com isto, tem-se que as medidas de despoluição podem ser implementadas seguindo um escalonamento de ações, sejam elas pela expansão física do sistema ou pelo aumento da eficiência do tratamento, tanto em remoção de carga quanto ao número de poluentes a serem tratados, dentro de um período de projeto estabelecido.

Em regiões onde os recursos financeiros são escassos, para investir na melhoria da qualidade da água, considerar a progressividade das metas favorece a obtenção da meta final, pois os custos iniciais para implantação do sistema podem ser reduzidos. No entanto, para que ocorra a efetivação das metas estabelecidas deve haver um programa de fiscalização para obrigar o cumprimento das etapas dentro do período de tempo determinado pelas metas do enquadramento.

Desta forma, foi realizado um levantamento dos custos relacionados às ações de expansão e de aumento dos níveis de tratamento das estações de esgoto. Este estudo baseou-se em publicações da EPA, as quais foram realizadas visando reunir, caracterizar e analisar os custos dos sistemas de tratamento de esgoto. Estas publicações foram produzidas para estimar o custo das medidas de despoluição hídrica necessários para o cumprimento do Programa de Gestão da Qualidade da Água estabelecido pela Lei 92-500 (Federal Water Pollution Control Act Amendment, 1972).

As informações dos sistemas de tratamento foram obtidas junto a dez agências regionais da EPA, as quais constavam dos dados relativos ao local de construção da estação de tratamento, o tipo de construção (estação nova, aumento do nível de tratamento ou aumento do nível de tratamento e expansão da estação existente), capacidade de tratamento, custos, qualidade do efluente final e do corpo receptor, entre outros. No total foram analisados 157 empreendimentos.

Estes dados foram analisados e confrontados com informações publicadas no Guia de Custos da EPA (EPA, 1975) com objetivo de avaliar os custos estimados pelo referido guia. Com isso, foram construídas duas curvas de custo através de análise de regressão,

uma para a estimativa de custo de novas estações de tratamento secundário e outra para a estimativa dos custos para a melhoria do nível de tratamento (primário - secundário). A Equação 7.5 e a Equação 7.6 indicam as equações resultantes da regressão para a estimativa de custo de novas estações de tratamento secundário e para o aumento do nível de tratamento das estações existentes, respectivamente.

$$C(\$Million) = 2,1511 * Q^{0,81133} \quad \text{Equação 7.5}$$

$$C(\$Million) = 1,3719 * Q^{0,77872} \quad \text{Equação 7.6}$$

Onde: Q representa a vazão de tratamento em “million gallon Day” (mgd), equivalente a 0,0438m³/s e C o custo em milhões de dólares.

Desta forma, ocorreu a construção de novas curvas de custo para os seis processos de tratamento, os quais foram obtidos em função da qualidade do efluente final. A Tabela 7.13 indica as características dos processos adotados de acordo com EPA (1976). Segundo o estudo, a partir da Categoria 3 foi considerado tratamento terciário.

Tabela 7.13 – Categorias de tratamento adotadas para a obtenção das curvas de custo.

Categoria	Nível do tratamento					Número estações
	DBO (mg/L)	SS (mg/L)	P	NH3-N	NO3-N	
1	20 - 30	20 - 30	-	-	-	66
2	5 - 19	5 - 19	-	-	-	49
3	5 - 19	5 - 19	R	-	-	15
4	5 - 19	5 - 19	R	R	-	8
5	5 - 19	5 - 19	R	R	R	2
6	< 5	< 5	R	R	R	3

Fonte: Adaptado de EPA (1976).

A construção das curvas de custo apresentadas pela EPA (1976), as quais podem ser visualizadas na Figura 7.50, deu-se através das seguintes considerações:

- Curva 1: representa o custo para a construção de novas estações de tratamento secundário, as quais apresentam qualidade de efluente correspondente a Categoria 1. Esta curva foi obtida através da Equação 7.5 para a faixa de vazões de tratamento variando entre 0,01 – 1000 mgd.
- Curvas 2 – 6: representam o custo para construção das estações de tratamento que apresentam a qualidade de efluente nas Categorias de 2 a 6. Estas curvas foram desenvolvidas através do acréscimo do fator de escalonamento sobre a Equação 7.5, considerando as mesmas vazões indicadas para a obtenção da

Curva 1. O fator de escalonamento do custo foi estimado pela EPA (1975) e é apresentado na Tabela 7.14.

Tabela 7.14 – Fator de escalonamento no custo para aumentar a categoria de tratamento

Categoria de tratamento	Fator de escalonamento do custo adicional
2	20%
3	23%
4	38%
5	56%
6	83%

- Curva 7: fornece o custo residual de estações de tratamento primário. Esta foi obtida através da diferença entre os custos para construção de estações de tratamento secundário (Equação 7.5) e os custos para aumentar o nível de tratamento primário para secundário (Equação 7.6). A partir desta curva é possível estimar o custo para aumentar o nível de tratamento primário para secundário, subtraindo o valor encontrado pela **Equação 7.7** com a vazão atualmente tratada, dá Equação 7.5 com a vazão que será tratada pela nova estação. A estimativa de custo para aumentar o nível de tratamento primário para terciário pode ser obtida subtraindo-se o valor encontrado pela **Equação 7.7** dos encontrados pelas Curvas 3, 4, 5 e 6.

$$C(\$Million) = 0,7829 * Q^{0,859} \quad \text{Equação 7.7}$$

- Curva 8: fornece o custo residual de estações de tratamento secundário. Esta curva foi obtida através da experiência e avaliações de engenheiros. Através da utilização da Equação 7.8, resultante da análise de regressão, é possível estimar o custo da construção de uma nova estação de tratamento a partir de uma estação de tratamento secundário existente.

$$C(\$Million) = 1,5939 * Q^{0,8124} \quad \text{Equação 7.8}$$

A análise das curvas de custo dos sistemas de tratamento da EPA possibilitou a verificação destes com os dados obtidos nos empreendimentos e bibliografia brasileira, os quais foram apresentados nesta tese.

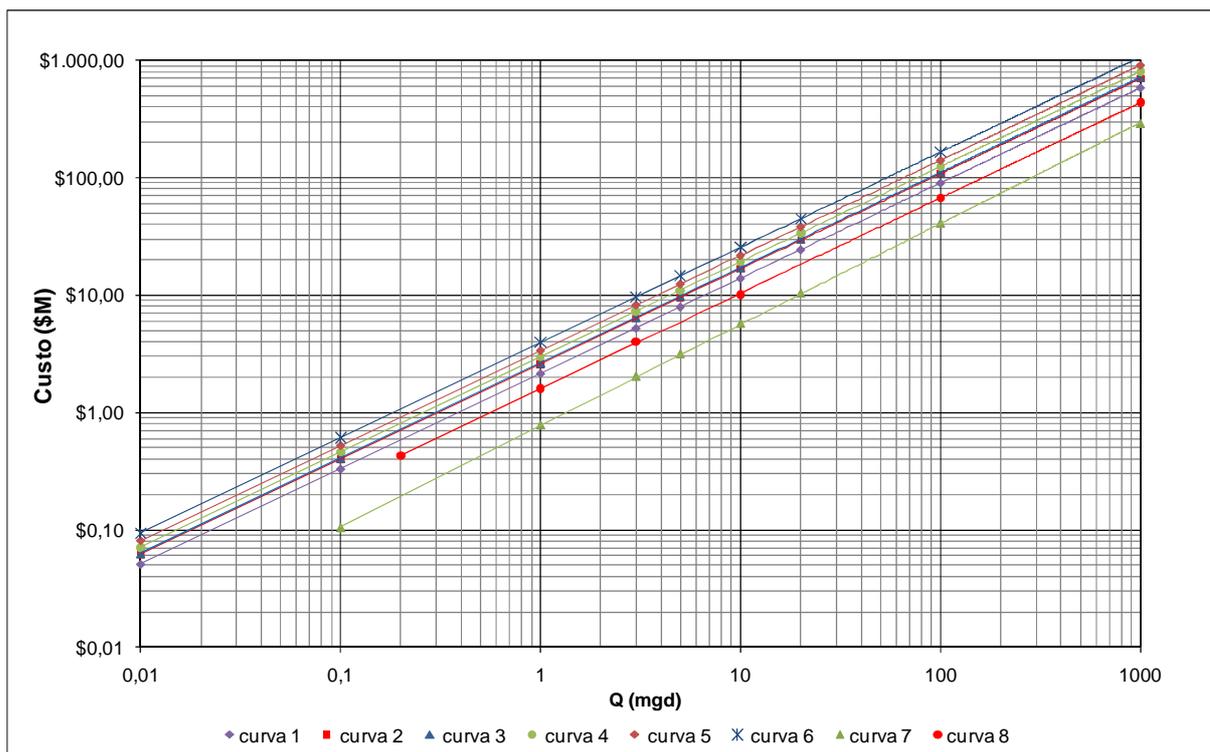


Figura 7.50 – Curvas de custo para os sistemas de tratamento de esgoto desenvolvidas pela EPA. Fonte: Adaptado de EPA (1976).

O objetivo da utilização destes dados é obter a estimativa dos custos necessários para aumentar o nível de tratamento das estações existentes, assim como a expansão da estação.

Para isso foram realizadas as transformações das unidades de vazão, million gallons day “mgd” para “habitante”, e de moeda, dólar (U\$) para reais (R\$), o que possibilitará analisar os dados no mesmo sistema de unidades, uma vez que as funções de custos das medidas de despoluição hídrica produzidas para a realidade brasileira estão em R\$/habitante.

A correção monetária foi simplificada e desconsiderou-se a existência de índices de inflação americana. Desta forma, foi adotada a cotação cambial fornecida pelo Banco Central do Brasil do dia 28 de julho de 2010 (U\$ 1 = R\$ 1,76).

Após terem sido realizados os eventuais ajustes de unidades, foram selecionados os sistemas de tratamento semelhantes, em função da qualidade do efluente final seguindo os valores da Tabela 7.4 e Tabela 7.13 e do nível de tratamento.

Esta análise foi desenvolvida visando à utilização destas informações na proposta apresentada nesta tese, através da inserção das porcentagens adicionais sobre os custos de tratamento para aumentar o nível de tratamento das estações, sejam eles a partir do tratamento primário para o secundário ou do secundário para o terciário ou ainda do primário para o terciário.

Considerando-se os sistemas apresentados no Item 7.2.1 foi possível definir para fins comparativos que o sistema de tratamento primário se assemelha ao sistema representado pela Curva 7 fornecida pela EPA, uma vez que as duas foram utilizadas para o padrão de tratamento primário. A Figura 7.51 indica o resultado desta verificação, onde pode ser observada a semelhança entre os custos para construção do sistema de tratamento primário.

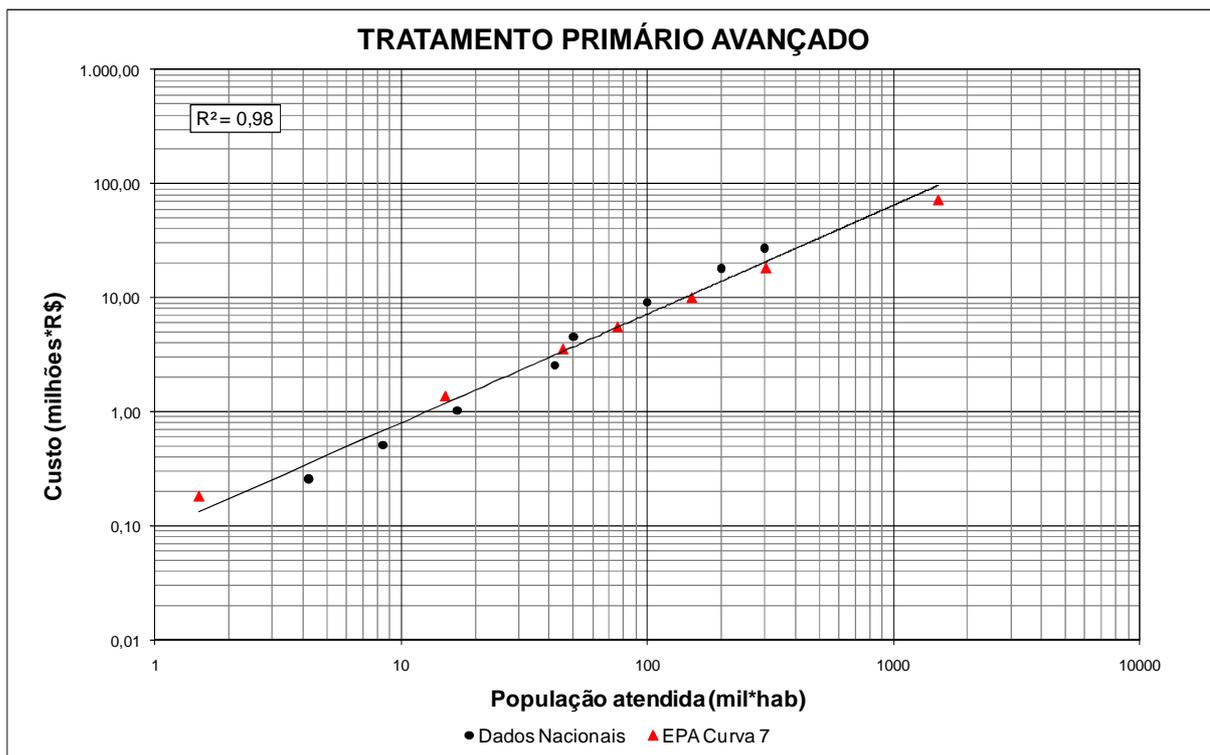


Figura 7.51 – Comparação entre custos nacionais e do EPA para tratamento primário

A análise entre as características da Curva 1, definida pela EPA como tratamento secundário e com padrões de qualidade do efluente semelhantes à Categoria 1 (Tabela 7.13), e dos sistemas apresentados no Item 7.2.1 (Tabela 7.4) obteve-se que as características da Curva 1 são semelhantes ao efluente final do sistema de lodo ativado. Desta forma, os dados foram correlacionados e o resultado pode ser observado na Figura 7.52, onde foi encontrado um coeficiente de ajuste (R^2) de 0,93.

A verificação do sistema de tratamento terciário deu-se a partir das Curvas 4 e 5 da EPA. Entre os sistemas apresentados no Item 7.2.1 o que mais se assemelhou as características de remoção de poluentes das curvas analisadas foi o sistema de lodo ativado convencional com remoção biológica de nitrogênio e fósforo. A Figura 7.53 ilustra o resultado do ajuste entre os dados da EPA e nacionais, onde o R^2 encontrado foi de 0,99.

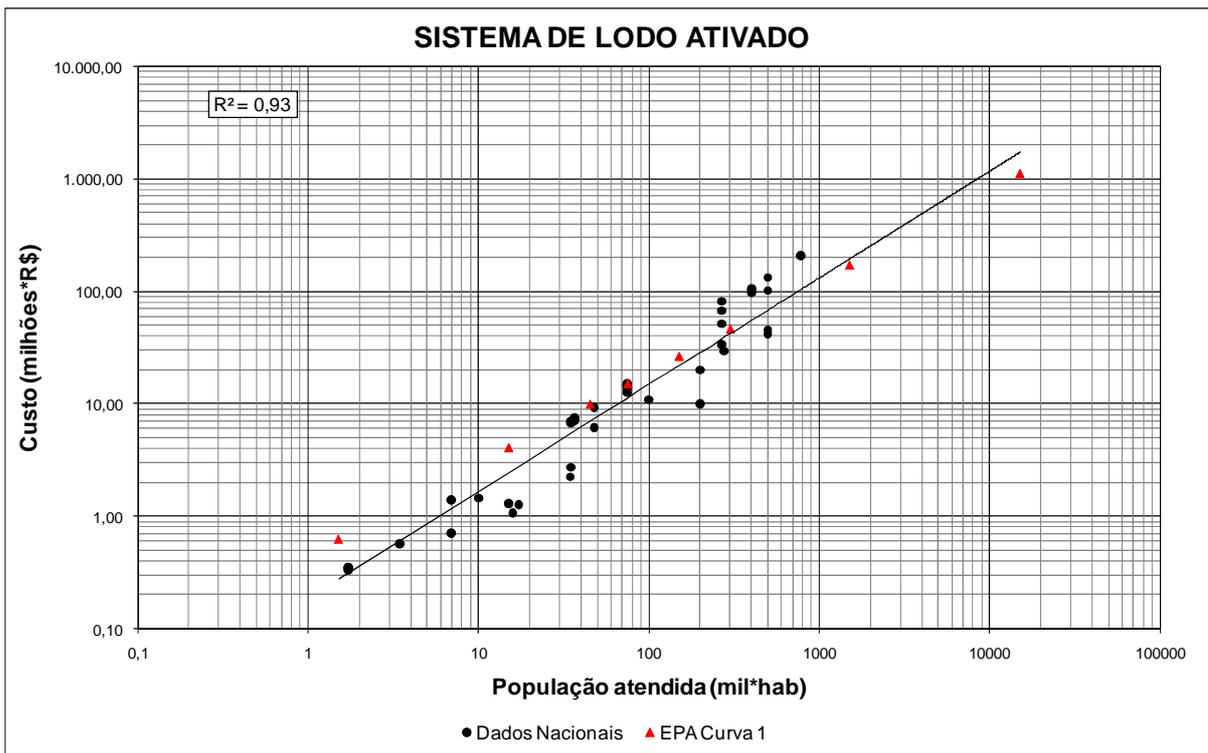


Figura 7.52 - Comparação entre custos nacionais e do EPA para tratamento secundário

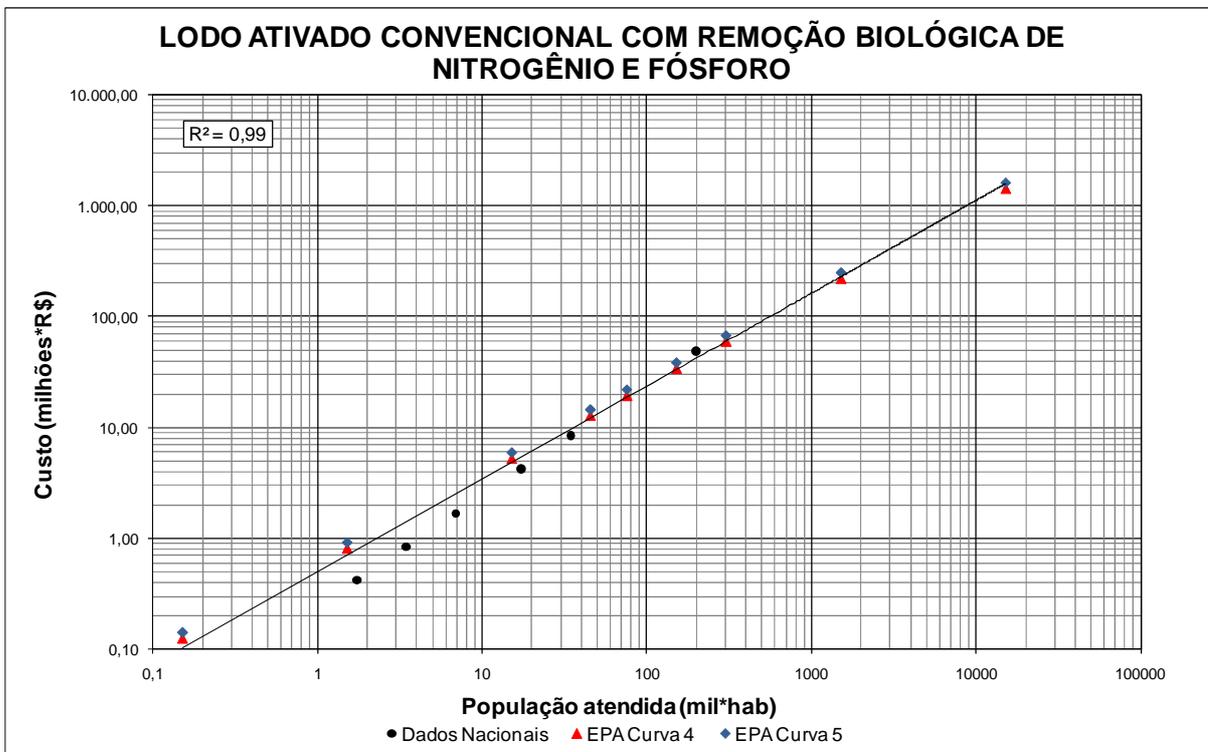


Figura 7.53 - Comparação entre custos nacionais e do EPA para tratamento terciário

Com isso, considerou-se que os dados disponibilizados pela EPA, apesar de terem sido publicados na década de 70 e das simplificações aqui adotadas, são passíveis de

serem utilizados para as análises de planejamento dos investimentos necessários para melhorar as condições de qualidade da água dos corpos hídricos brasileiros.

E assim, em função dos dados da EPA, foram estimados os custos para melhoria dos sistemas de tratamento de esgoto. A obtenção destes custos é essencial para o sistema de metas progressivas, onde os investimentos podem ser escalonados ao longo do período especificado para atingir a meta final.

A Tabela 7.15 apresenta o resultado da análise realizada dos custos adicionais para aumento do nível de tratamento a partir de estações existentes ou para expansão da estação.

A estimativa dos custos adicionais para obtenção do tratamento secundário a partir do tratamento primário foi desenvolvida através da relação entre a Curva 7 (Equação 7.7) com a Curva 1 (Equação 7.5) e Curva 2 (obtida a partir de um adicional de 20% sobre a Equação 7.5). Da mesma forma, a estimativa dos custos adicionais para obtenção do tratamento terciário a partir do primário foi realizada através da Curva 7 com as Curvas 3, 4, 5 e 6, as quais foram estimadas a partir do adicional de 23, 38, 56 e 83%, respectivamente, sobre a Curva 1.

Os custos para expansão da estação de tratamento secundário a partir de uma estação existente foi estimado através da relação entre a Curva 8 (Equação 7.8) e Curvas 1 e 2. O custo adicional para atingir o tratamento terciário a partir do tratamento secundário existente foi realizado com a utilização da Curva 8 com as Curvas 3, 4, 5 e 6.

Tabela 7.15 – Custos adicionais para melhoria ou expansão do sistema de tratamento de esgoto

<i>Nível de tratamento existente</i>	<i>Nível de tratamento desejado</i>	<i>Característica do efluente tratado</i>	<i>Custo adicional em função do tratamento existente (%)</i>
Primário (Curva 7)	Secundário	Curva 1	60
		Curva 2	66
	Terciário	Curva 3	210
		Curva 4	248
		Curva 5	293
		Curva 6	361
Secundário (Curva 8)	Secundário	Curva 1	26
		Curva 2	38
	Terciário	Curva 3	65
		Curva 4	86
		Curva 5	110
		Curva 6	146

O custo adicional de melhoria do nível de tratamento ou expansão da estação foi estimado em função do tratamento existente. O custo adicional foi obtido pela média entre a

relação dos custos estimados para cada faixa de vazão tratada da curva do nível existente com a curva do nível desejado.

O critério proposto nesta tese considera o não atendimento do padrão de qualidade da água exigido pelas classes do enquadramento. Entretanto, esta condição de não atendimento pode não ser permanente e a efetivação ser atingida através das metas intermediárias.

A metodologia desenvolvida através da publicação da EPA fundamenta a efetivação do enquadramento através do cumprimento das metas progressivas, onde o gestor ao estabelecer um cenário de remoção de carga inicial, condizente com a atual disponibilidade econômica da região, pode ter um indicativo do custo adicional necessário para aumentar o nível de tratamento necessário para a obtenção da meta desejada.

Esta análise complementa a metodologia de enquadramento dos corpos d'água através de metas progressivas.

7.3. Funções de Custo para Controle da Carga de Origem Difusa

O enquadramento dos corpos hídricos visa garantir a qualidade da água compatível com os usos. Para a efetivação deste instrumento de gestão devem ser analisadas e previstas todas as formas de poluição que afetam a qualidade necessária para manter ou atingir o objetivo proposto. Assim sendo, ao considerar a carga de poluição difusa nas análises do enquadramento dos corpos d'água deverão ser incluídas medidas para o controle da mesma, assim como o custo para implantação e efetivação das medidas propostas.

O controle da carga difusa se dá a partir de um conjunto de medidas, as chamadas Melhores Práticas de Manejo (Best Management Practices – BMP's). Estas medidas são constituídas por Medidas não-estruturais, visando a prevenção e o controle da emissão dos poluentes, e Medidas estruturais, que visam a redução ou remoção dos poluentes do escoamento.

As medidas de controle da carga difusa são praticamente as mesmas medidas para minimização dos problemas de enchentes urbanas, as quais produzem uma redução no volume escoado e, desta forma, reduz o aporte de carga no corpo receptor. Tais medidas podem ser divididas em estruturais e não-estruturais. Esta pesquisa focaliza os custos das medidas estruturais para o controle da carga difusa, visto que os custos das medidas não-estruturais são de difícil quantificação, porém, estas quando postas em prática representam custos significativamente menores que as medidas estruturais, entre as quais podem ser citadas: o controle do uso do solo, a preservação de áreas verdes, o controle de ligações

clandestinas, a varrição de ruas, o controle da coleta e disposição do lixo e a educação populacional.

Como o problema de poluição pontual no Brasil ainda não foi solucionado não existem dados relativos aos custos de medidas de controle para a carga de origem difusa, pois a prioridade, até então, é a carga de origem doméstica. Assim sendo, não foi possível realizar uma comparação entre os dados encontrados na bibliografia internacional e os dados nacionais. No entanto, julga-se de fundamental importância produzir uma estimativa destes custos para inserir nas análises do enquadramento dos corpos hídricos, uma vez que esta carga contribui significativamente para a degradação da qualidade da água dos rios.

7.3.1. Custo de Implantação das Medidas de Controle da Carga Difusa

Uma análise no contexto do desenvolvimento urbano a nível internacional indicou que existem dois caminhos para o controle da carga de poluição difusa, o que antecede o crescimento urbano, chamado de planejado, e o que sucede o desenvolvimento urbano, onde muitas vezes não existem áreas disponíveis para a implantação de ações para o controle da carga. Medidas de remediação podem representar custos muito mais elevados que medidas planejadas e previstas antes da ocorrência do desenvolvimento consolidado.

Dentro deste contexto foi realizada uma análise entre as ações de controle para áreas em desenvolvimento, onde as mesmas podem ser planejadas, e ações para áreas onde o desenvolvimento já encontra-se consolidado.

Para áreas em desenvolvimento foram consideradas as técnicas utilizadas nos EUA, as chamadas BMP's. A estimativa dos custos das medidas estruturais utilizadas para o controle da carga difusa foi realizada a partir das funções de custo apresentadas por Selvakumar (2004), as quais foram reportadas pelas literaturas indicadas na Tabela 7.16. O guia apresentado por Selvakumar (2004) indicou uma série funções de custo para as seguintes medidas: bacia de retenção seca, bacia de retenção úmida, wetlands, trincheira de infiltração, bacia de infiltração, pavimento poroso, entre outras.

As funções para a estimativa de custo das BMP's apresentadas na Tabela 7.16 estão relacionadas ao volume total de reservação para controle da poluição difusa. Os custos obtidos a partir das funções especificadas apresentam-se na moeda Americana (Dólar) e a data de cálculo foi em 2002. Assim sendo, os valores foram ajustados monetariamente considerando as informações cambiais do Banco Central do Brasil do dia 28 de julho de 2010 (US\$ 1 = R\$ 1,76).

Tabela 7.16 – Custos medidas de controle de carga difusa.

<i>Tipo de Sistema</i>	<i>Custo* da Medida (U\$)</i>	<i>Referência</i>
Bacia de retenção seca	$C = 12,4 * V^{0,76}$	Brown and Schueler, 1997
Bacia de retenção úmida	$C = 24,5 * V^{0,71}$	Brown and Schueler, 1997
Wetlands	$C = 30,6 * V^{0,71}$	U.S. EPA, 2003
Trincheira de infiltração	$C = 5,0 * V$	Brown and Schueler, 1997
Bacia de infiltração	$C = 16,9 * V^{0,69}$	Young et al., 1996
Pavimento poroso	\$2 to \$3/ft ²	U.S. EPA, 2003

*Não foram incluídos custos de aquisição de área;

V = volume do escoamento destinado ao tratamento pela BMP (ft³)

Fonte: Selvakumar, 2004.

O custo de aquisição de área geralmente não é incluído nas estimativas de custo de implantação dos sistemas de tratamento de carga difusa. No entanto, estes custos podem representar parcela significativa do custo total da obra, desta forma, buscou-se obter uma estimativa do percentual da área necessária para implantação das medidas de controle da carga difusa em função da área impermeável da bacia.

A Tabela 7.17 apresenta o tamanho da área necessária a partir do percentual da área impermeável da bacia para atingir o tratamento desejado

Tabela 7.17 - Área requerida para cada tipo de sistema de controle da carga difusa

<i>Tipo do Sistema</i>	<i>Área Requerida</i> (% da área impermeável)
Bacia de retenção	2-3%
Wetland	3-5%
Trincheira de infiltração	2-3%
Bacia de infiltração	2-3%
Pavimento poroso	0%

Fonte: USEPA, 1999.

As informações que constam na Tabela 7.17 permitem nortear a área necessária para a instalação das BMPs e com isso especular a possibilidade de alocação das medidas na bacia hidrográfica desejada.

Uma adaptação para regiões onde as BMP's não sejam aplicáveis foi realizada. Esta adaptação utilizou técnicas que estão sendo adotadas na Itália, onde é construído um reservatório de armazenamento, o qual segue a linha de medidas para o controle do escoamento superficial adotado nas cidades brasileiras, e posteriormente este volume é enviado para a estação de tratamento de esgoto. Este tipo de medida eleva os custos de implantação e operação do sistema, pois além do custo do reservatório de armazenamento, que por sua vez já apresenta custo mais elevado que as BMP's, existe o custo de adicional

de aproximadamente 30% sobre o custo da ETE, para a qual será enviado o volume escoado para tratamento (Yazaki, 2007).

A construção dos reservatórios de armazenamento para controle do escoamento superficial é uma técnica que vem sendo empregada no Brasil. A Tabela 7.18 apresenta os custos de implantação de reservatórios de armazenamento para controle do volume do escoamento superficial de algumas sub-bacias do Alto Tietê/SP (Plano de Bacia do Alto Tietê, 2009).

Tabela 7.18 – Custos de Implantação dos resevatórios de armazenamento na Bacia do Alto Tietê

Sub-bacia	Volume de Armazenamento (m³)	Custo Implantação* (R\$)
Pirajussara	120000	16.179.393,32
Pirajussara	120000	14.354.065,04
Ribeirão Meninos	170000	19.324.021,06
Ribeirão Meninos	190000	13.480.749,53
Ribeirão Meninos	380000	27.354.478,17
Couros	140000	11.772.104,78
Couros	360000	19.031.829,05

Fonte: Plano de Bacia do Alto Tietê (2009).

*valores reajustados monetariamente (Jul/2010)

Com os dados apresentados na Tabela 7.18 foi construída a função de custo para a implantação dos reservatórios, a qual foi inserida no modelo proposto por este estudo. O resultado desta análise pode ser observado na Figura 7.54.

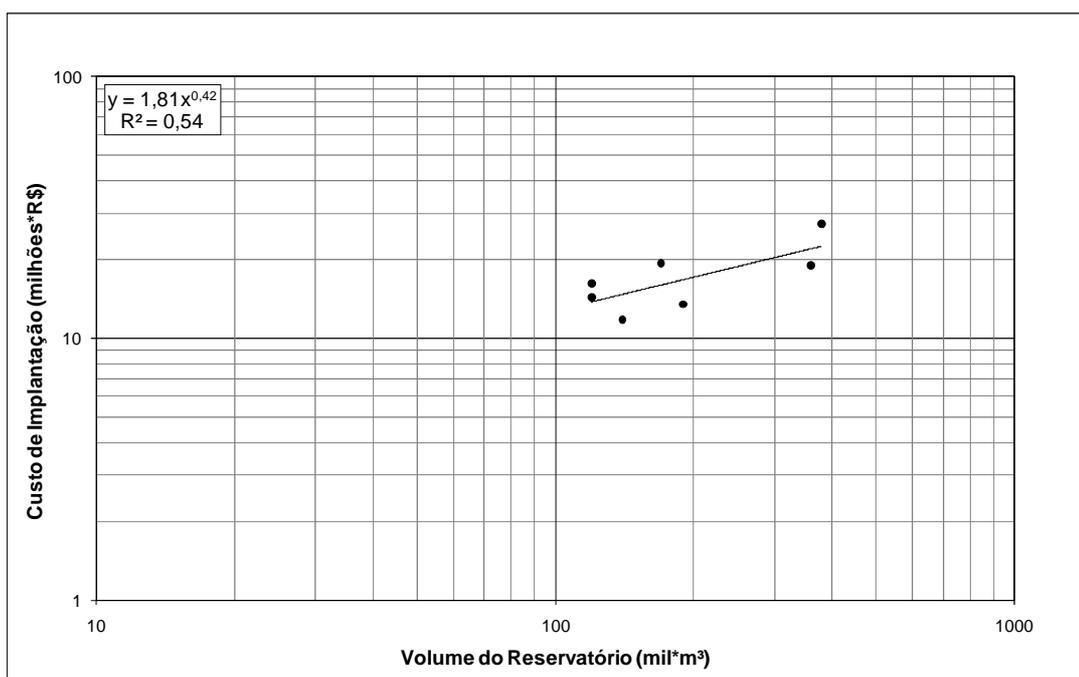


Figura 7.54 – Função de custo de implantação de reservatório de armazenamento

A Tabela 7.19 mostra o resultado de uma análise comparativa entre os custos de implantação das medidas de controle da poluição difusa para um volume de armazenamento fictício. Cabe destacar que o tipo de construção empregado para os reservatórios de armazenamento é distinto das demais medidas (bacia de retenção seca, bacia de retenção úmida e wetlands), onde o método construtivo exige técnicas estruturais rebuscadas, o que encarece o sistema.

Tabela 7.19 – Comparação entre os custos das medidas de controle da carga difusa

Medida de Controle	Volume Armazenamento (m ³)	Custo de Implantação (R\$)
Reservatório de Armazenamento	20000	10.959.824,87
Bacia de retenção seca	20000	608.363,38
Bacia de retenção úmida	20000	612.996,80
Wetlands	20000	765.620,49

O resultado mostrado na Tabela 7.19 indica que as medidas planejadas, que antecedam o crescimento urbano, são mais econômicas para o sistema de gestão de planejamento urbano. Isto fica evidente quando observa-se os valores apresentados na Tabela, onde os custos obtidos para o reservatório de armazenamento em relação aos das bacias de retenção, retenção e wetlands.

7.3.2. Custo de O&M das Medidas de Controle da Carga Difusa

A estimativa dos custos de operação e manutenção das BMP's foi obtida a partir das informações levantadas por Selvakumar (2004) através da bibliografia. A Tabela 7.20 mostra os valores utilizados para o custo de O&M para cada tipo de estrutura a ser adotada para o controle da poluição difusa.

Os custos anuais de operação e manutenção das medidas de carga difusa incluem mão de obra, materiais, energia e equipamentos requeridos para a operação e funcionalidade das instalações. Nestes custos foram incluídos custos para manutenção da vegetação, estrutura, infiltração, remoção de sedimentos e lixo. (Selvakumar, 2004)

Tabela 7.20 – Custo de Operação e Manutenção das BMPs

<i>Tipo de Sistema</i>	<i>Custo O&M (% sobre o custo de implantação)</i>	<i>Referência</i>
Bacia de detenção seca	<1%	Wiegand et al., 1986; Schueler, 1987; SWRPC, 1991
Bacia de retenção úmida	3 to 6%	Brown and Schueler, 1997; SWRPC, 1991
Wetlands	3 to 6%	Wiegand et al. 1986; Schueler, 1987; SWRPC, 1991
Trincheira de infiltração	5 to 20%	Schueler, 1987; SWRPC, 1991
Bacia de infiltração	5 to 10%	Wiegand et al. 1986; Schueler, 1987; SWRPC, 1991

Fonte: Selvakumar, 2004.

Estas informações, em conjunto com o que foi exposto no Item 7.1.2, foram utilizadas para compor o custo de implantação e operação das medidas de controle da poluição hídrica proveniente da carga difusa do escoamento superficial.

8. ESTUDO DE CASO: A BACIA DO ALTO IGUAÇU

Esta tese tem como estudo de caso a bacia hidrográfica do Alto Iguaçu, pertencente à Região Metropolitana de Curitiba, com área aproximada de 3000 km². A bacia localiza-se na parte leste do Estado do Paraná, sendo composta por 25 municípios. A Figura 8.1 ilustra o mapa de localização da Bacia.

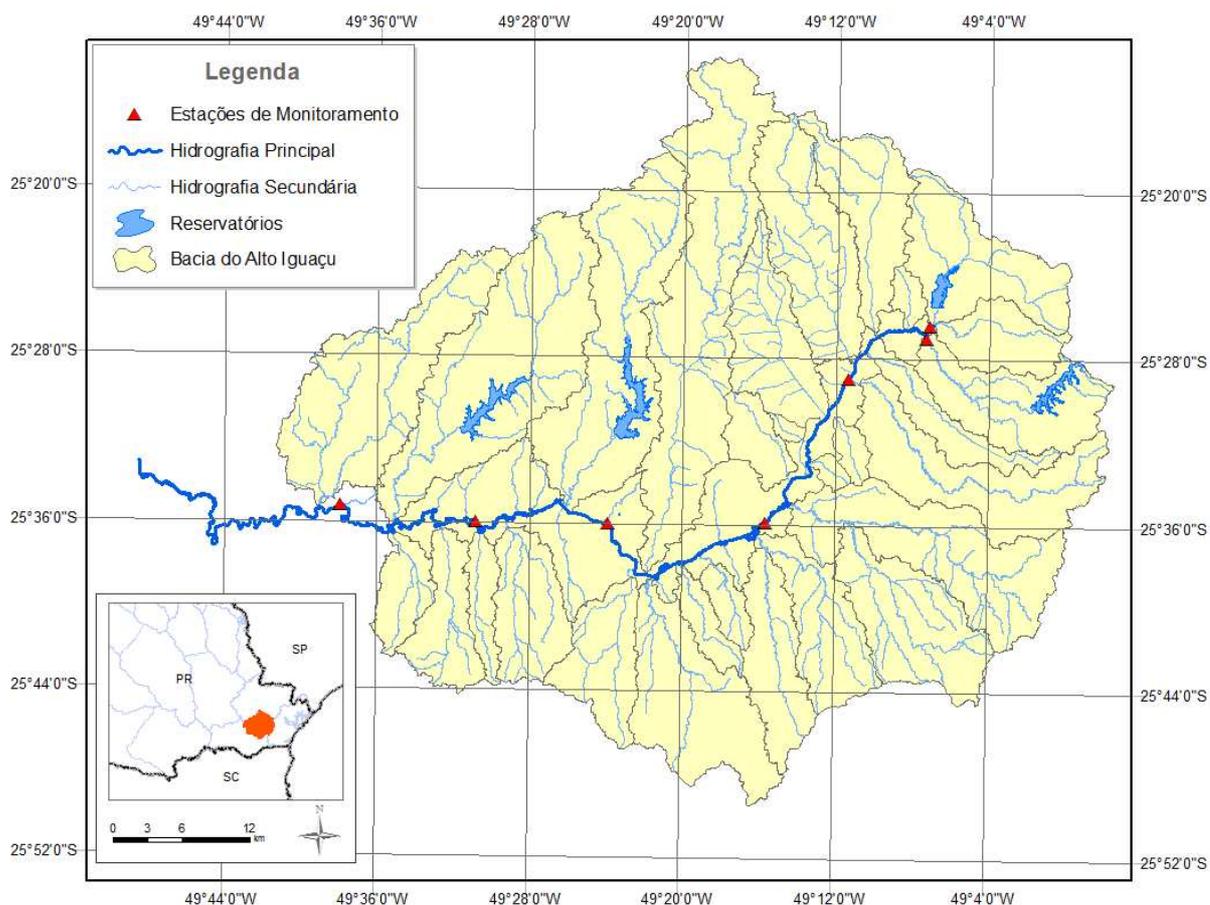


Figura 8.1 – Mapa de localização da Bacia do Alto Iguaçu

O trecho do rio Iguaçu pertencente à bacia do Alto Iguaçu possui 86 km de extensão, desde a sua nascente na junção dos rios Iraí e Palmital, até a foz do rio Verde. A bacia é constituída por 26 afluentes principais, sendo eles: Atuba, Belém, Barigüi, Cambuí, Canal Paralelo, Cotia, Despique, Divisa, Faxinal, Iraí, Iraizinho, Isabel Alves, Itaqui, Mascate, Maurício, Miringuava, Miringuava Mirim, Padilha, Palmital, Passaúna, Pequeno, Pianduva, Piraquara, Ressaca, Verde e Rio das Onças.

Cada uma das 26 sub-bacias foi caracterizada quanto aos principais aspectos físicos, demográficos, industriais e com a localização dos usuários. Os usuários foram identificados quanto ao lançamento de efluentes industriais, de estações de tratamento de esgoto, captações industriais e presença de tributários. (USP/UFPR, 2007).

A Bacia do Alto Iguaçu vem sendo objeto de estudo de uma parceria entre a USP e a UFPR, durante o período de 2005 a 2007 com o projeto “Bacias Críticas: Bases Técnicas para a definição de Metas Progressivas para seu Enquadramento e a Integração com os demais Instrumentos de Gestão” e atualmente com o projeto Integra “Avaliação dos instrumentos dos instrumentos de gestão (outorga de lançamento e enquadramento de corpos hídricos) em duas bacias críticas”. A autora desta tese tem participação no desenvolvimento dos dois projetos desta parceria entre as Universidades.

O projeto Bacias Críticas concentrou-se no desenvolvimento e análise de critérios para o estabelecimento de metas progressivas para efetivação do enquadramento. A consolidação do banco de dados foi um marco importante do desenvolvimento do projeto, pois permite a utilização das informações de forma sistemática. As atividades de monitoramento da bacia foram fundamentais para consistência das informações de qualidade e quantidade da água, sendo imprescindível para a adequada gestão de recursos hídricos.

8.1. Estações de monitoramento

A bacia do Alto Iguaçu pode ser considerada uma bacia privilegiada em termos de estações de monitoramento, uma vez que ao longo do rio principal existem seis estações que monitoram a quantidade e qualidade da água. Cabe destacar a importância destes dados para o processo de gestão de recursos hídricos, onde estes são fundamentais para a formação de uma base de dados que indique o comportamento das características do corpo hídrico em termos de quantidade e qualidade da água.

A consolidação da base de dados, resultante do monitoramento integrado de quantidade e qualidade da água, fundamenta a tomada de decisão sobre aspectos realistas, pois o monitoramento indica o estado atual e o tendencial, da mesma forma em que sustenta a utilização de técnicas como a modelagem matemática essencial para a priorização de programas e ações para o controle da poluição.

8.1.1. Estudos hidrológicos

As informações hidrológicas utilizadas neste estudo foram determinadas segundo o estudo hidrológico do Projeto Bacias Críticas (2007), o qual realizou uma análise das estações de monitoramento existentes na bacia. Nesta análise foram utilizadas as estações Olaria do Estado, Ponte PR-415, Ponte BR-277, Ponte do Umbarazinho, ETE Araucária,

Guajuvira e Balsa Nova, para quais foram estabelecidas as curvas de permanência de vazões e obtida uma curva única de vazão específica em função das áreas de drenagem.

Como resultado do estudo hidrológico foi apresentada uma equação logarítmica representativa da curva de permanência de vazões específicas médias, conforme mostra a Equação 8.1.

$$q_{\%} = -0.0178 \ln(\%PER) + 0.084 \quad \text{Equação 8.1}$$

Onde:

$q_{\%}$ - vazão específica média para um tempo de permanência ($\%PER$).

$\%PER$ – tempo de permanência

A partir da Equação 8.1 foram determinadas as vazões específicas para as permanências de 50, 60, 70, 80 e 95%, como visualizadas na Tabela 8.1.

Tabela 8.1 - Vazões específicas para os cenários de referência na Bacia do Alto Iguaçu

Permanência	Vazão Específica
(%)	(L/s*km²)
50	14,37
60	11,12
70	8,38
80	6,00
95	2,94

8.1.2. Qualidade da água

Para o estudo de qualidade da água da bacia foram utilizadas as estações de monitoramento apresentadas no item anterior. O monitoramento dos projetos Bacias Críticas e Integra complementaram as informações de qualidade da água dos postos analisados.

A Figura 8.2, Figura 8.3, Figura 8.4 e Figura 8.5 apresentam o comportamento da qualidade da água dos parâmetros DBO, OD, P e Nam nos postos de monitoramento do Rio Iguaçu. Estes dados foram obtidos pelos Projetos Bacias Críticas e Projeto Integra.

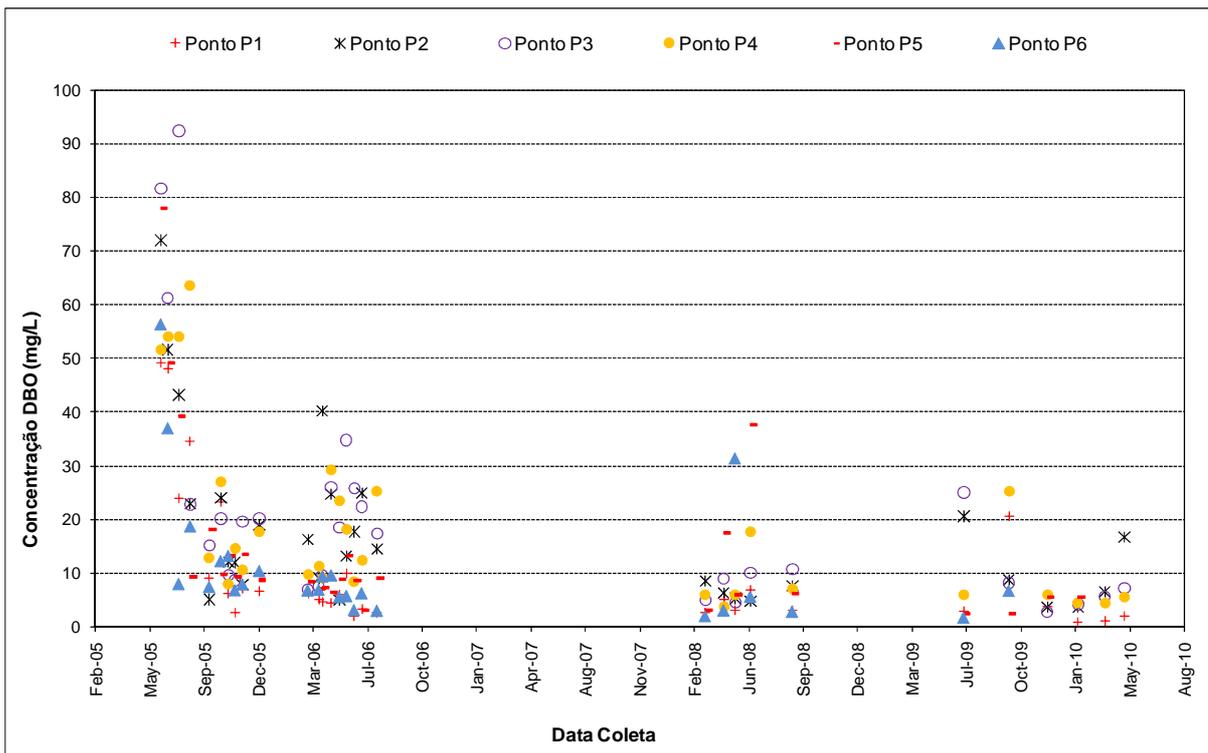


Figura 8.2 – Concentrações de DBO nos postos de monitoramento analisados

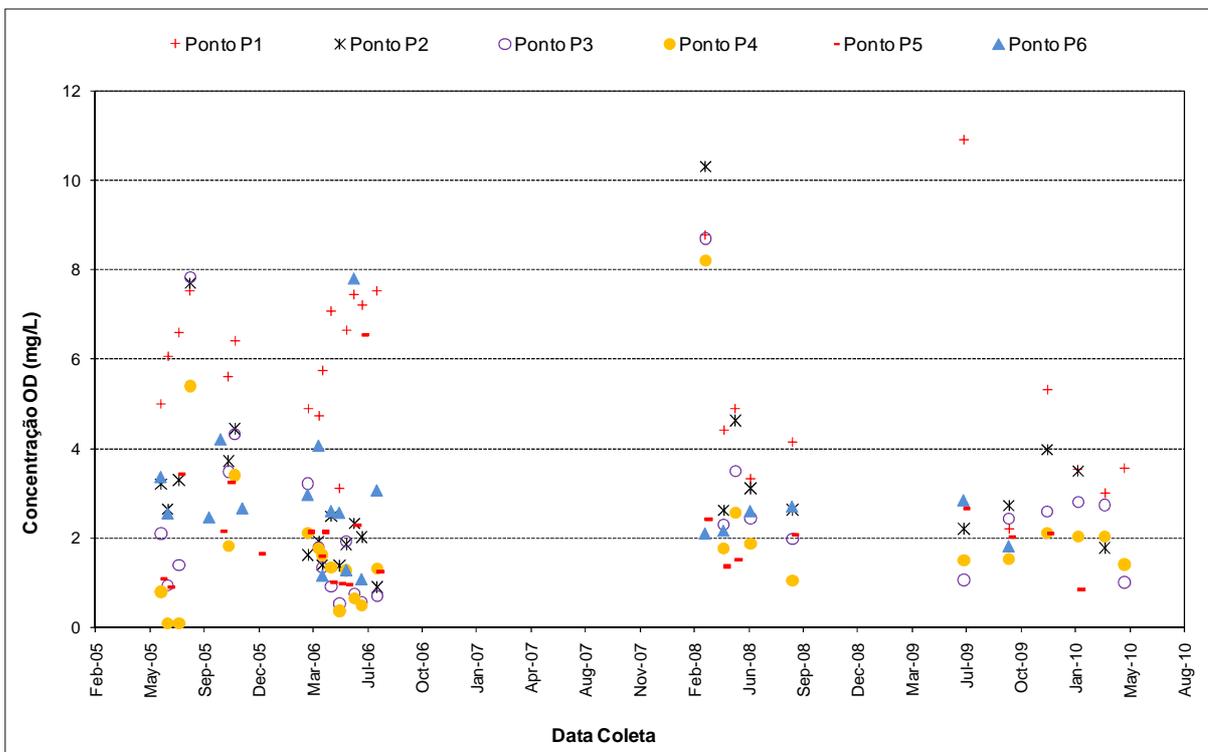


Figura 8.3 - Concentrações de OD nos postos de monitoramento analisados

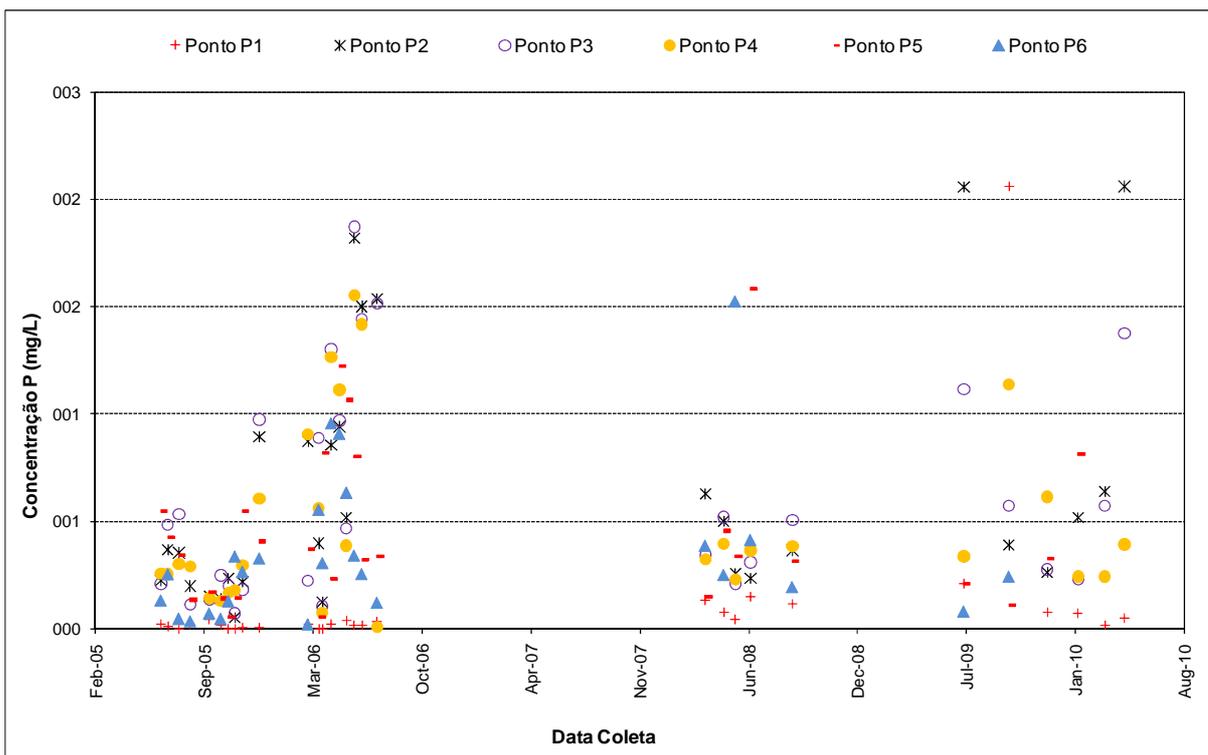


Figura 8.4 – Concentrações de P nos postos de monitoramento analisados

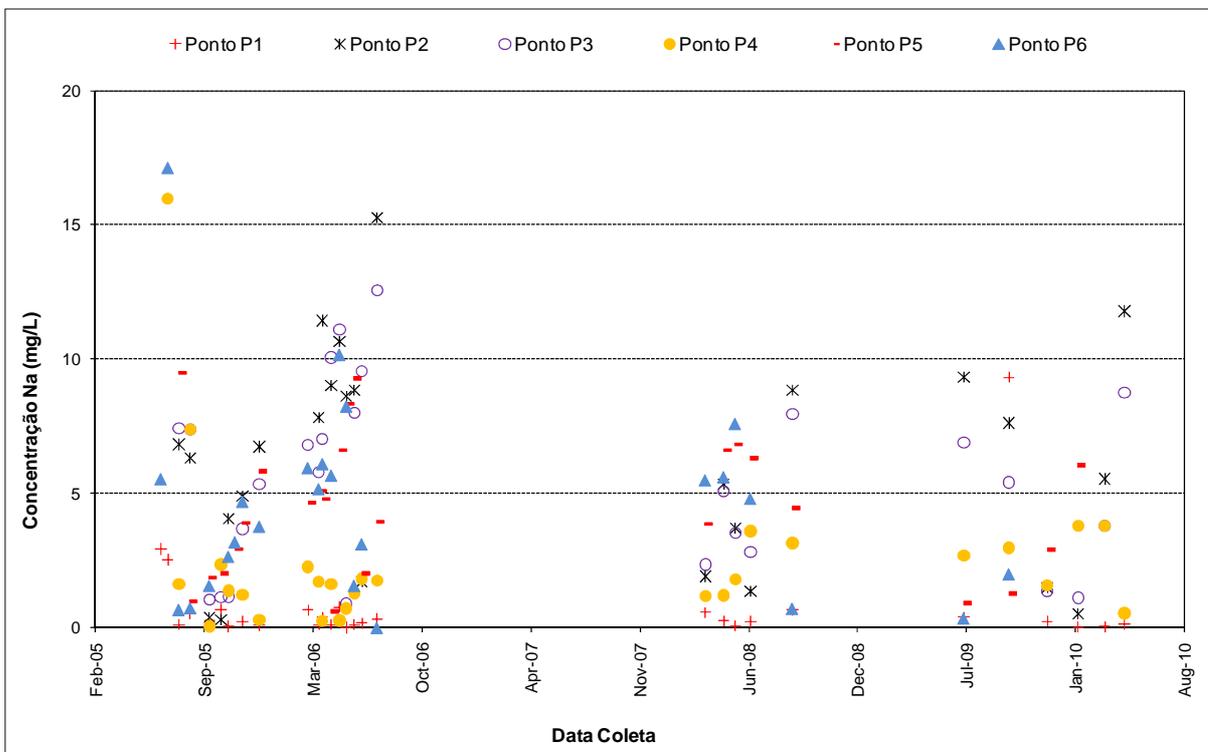


Figura 8.5 - Concentrações de Nam nos postos de monitoramento analisados

As coletas de água foram realizadas juntamente com procedimentos de medição de vazão, uma vez que a análise conjunta destas informações é fundamental para analisar a

carga real que afeta a qualidade da água e assim estimar a capacidade de autodepuração do corpo hídrico.

Os dados do monitoramento dos postos apresentados foram fundamentais para os procedimentos de modelagem da qualidade da água do corpo d'água em questão, uma vez que permitiram analisar o comportamento do modelo desenvolvido na simulação da realidade.

8.2. Matriz de fontes de poluição hídrica da bacia do Alto Iguaçu

A matriz de fonte de poluição apresenta informações relacionadas à identificação e localização dos pontos de captação, lançamento de efluentes e fontes difusas, incluindo a definição de vazões e cargas poluidoras.

No desenvolvimento do Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu (SUDERHSA, 2000), foram criadas matrizes de fontes de poluição, discretizadas para cada uma das 26 bacias abordadas no estudo. Essas matrizes foram utilizadas e atualizadas pelo projeto "Bacias Críticas" (USP/UFPR, 2007).

Cada sub-bacia possui um arquivo eletrônico o qual consta com a discretização da mesma, sendo informada a localização dos pontos de lançamento e captação com suas respectivas características.

8.3. Usos dos recursos hídricos na bacia do Alto Iguaçu

Ao se tratar do instrumento de enquadramento dos corpos d'água faz-se necessária a avaliação dos usos preponderantes dos recursos hídricos, atuais e futuros, conforme consta na Resolução CONAMA nº 357/05 e Resolução CNRH 91/08.

Na bacia do Alto Iguaçu a estimativa dos usos dos recursos hídricos foi realizada pelo Plano de Despoluição Hídrica para o ano de 2005, segundo SUDERHSA (2000). O Plano citado também fez um prognóstico dos usos futuros na bacia, considerando períodos quinquenais: 2005; 2010; 2015 e 2020. Este estudo mostrou que os usos não se diferenciam ao longo do tempo, apenas ocorrem alterações no seu grau de ocorrência.

A Tabela 8.2 mostra os usos preponderantes e restritivos que ocorrem em cada seção de controle da bacia em questão, onde os usos preponderantes representam os usos mais frequentes de cada região e os usos restritivos os que exigem um padrão de qualidade mais elevado.

O grau de ocorrência do uso está relacionado à porcentagem de ocorrência de cada

uso identificado em relação a todos os demais usos para cada sub-bacia.

Tabela 8.2- Usos dos recursos hídricos preponderantes e restritivos por seção de controle.

Rio	Seção de Controle	Uso do recurso hídrico preponderante		Uso do recurso hídrico mais restritivo	
		Tipo	Grau de ocorrência	Tipo	Grau de ocorrência
Piraquara	PI-1	Usos ecológicos	73,1	Usos ecológicos	73,1
Iraí	IR-1=P1	Abastecimento industrial	37,4	Piscicultura	2,8
Palmital	PA -1	Assimilação de esgoto doméstico	4,7	Dessedentação de animais	3,3
Iraí	IR- 2	Abastecimento público	35,7	Abastecimento público	35,7
Atuba	AT- 1	Assimilação de esgoto industrial	35,2	Dessedentação de animais	4,2
Atuba	AT- 2	Recreação e lazer	3,9	Recreação e lazer	3,9
Atuba	AT- 3	Assimilação de esgoto doméstico	1,0	Dessedentação de animais	0,5
Iguaçu	IG-1=P2	Assimilação de esgoto industrial	10,7	Dessedentação de animais	1,2
Pequeno	PQ-1	Usos ecológicos	26,9	Usos ecológicos	26,9
Canal Par.	IP-1	Abastecimento público	25,5	Abastecimento público	25,5
Ressaca	RE-1	Assimilação de esgoto difuso	2,5	Abastecimento industrial	0,5
Belém	BE-1	Recreação e lazer	18,0	Recreação e lazer	18,0
Belém	BE-2	Assimilação de esgoto doméstico	3,4	Assimilação de esgoto doméstico	3,4
Belém	BE-3	Recreação e lazer	9,8	Dessedentação de animais	1,3
Iguaçu	IG-2	Assimilação de esgoto doméstico	29,0	Dessedentação de animais	0,6
Padilha	PD-1	Abastecimento industrial	1,1	Abastecimento industrial	1,1
Padilha	PD-2	Assimilação de esgoto doméstico	10,3	Dessedentação de animais	0,4
Iguaçu	IG-3	Assimilação de esgoto doméstico	10,5	Assimilação de esgoto doméstico	10,5
Miringuava	MI-1	Irrigação	38,6	Piscicultura	36,4
Iguaçu	P3	Assimilação de esgoto industrial	2,1	Dessedentação de animais	0,2
Cotia	CT-1	Dessedentação de animais	6,9	Dessedentação de animais	6,9
Iguaçu	IG-4	Assimilação de esgoto difuso	2,6	Dessedentação de animais	1,9
Iguaçu	IG-5	Dessedentação de animais	8,4	Dessedentação de animais	8,4
Maurício	MA-1	Irrigação	38,6	Irrigação	38,6
Barigui	BA-1	Recreação e lazer	24,3	Dessedentação de animais	15,8
Barigui	BA-2	Recreação e lazer	16,5	Abastecimento industrial	13,4
Barigui	BA-3	Assimilação de esgoto industrial	18,0	Dessedentação de animais	2,0
Iguaçu	IG-6	Assimilação de esgoto industrial	16,3	Dessedentação de animais	0,1
Passaúna	PS-1	Abastecimento público	20,4	Abastecimento público	20,4
Iguaçu	P4	Dessedentação de animais	5,5	Dessedentação de animais	5,5
Iguaçu	IG-7	Dessedentação de animais	6,5	Piscicultura	5,0
Iguaçu	P5	Dessedentação de animais	1,4	Dessedentação de animais	1,4
Iguaçu	IG-8	Dessedentação de animais	0,5	Dessedentação de animais	0,5
Verde	VE-1	Dessedentação de animais	8,6	Dessedentação de animais	8,6
Iguaçu	IG-9	Assimilação de esgoto doméstico	1,0	Assimilação de esgoto doméstico	1,0

Fonte: Adaptado de USP/UFPR (2007).

Seguindo o proposto pela Resolução CONAMA 357, o estudo conjunto entre a USP e a UFPR elaborou uma proposta de enquadramento para a bacia do Rio Iguaçu conforme os usos preponderantes (USP/UFPR, 2007). A Tabela 8.3 apresenta a proposta de enquadramento para o rio principal da bacia do Alto Iguaçu.

Tabela 8.3 - Proposta de enquadramento para a bacia do Rio Iguaçu.

Rio	Trechos	Classe segundo uso preponderante
Iraí	1 - 19	2
Iguaçu	20 - 40	3
Iguaçu	41 - 47	4
Iguaçu	48 - 95	3
Iguaçu	96 - 106	4

Fonte: Adaptado de USP/UFPR (2007).

8.4. Estimativas

8.4.1. Estimativa Populacional

Na estimativa populacional foram utilizados os dados apresentados pelo Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu (SUDERHSA, 2000), sendo estes atualizados com dados obtidos na COMEC, Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba, para o novo censo realizado no ano de 2000.

No Projeto Bacias Críticas foi estimada a população de cada sub-bacia contemplada na área de estudo, a partir dos dados populacionais por município. A proporção do número de habitantes por sub-bacia foi mantida a mesma estimada pelo Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu (SUDERHSA, 2000), assim como as taxas de atendimento de esgoto por sub-bacia e as diferenças entre as populações com coleta de esgoto, e o percentual dessa população com e sem tratamento.

O resultado da estimativa populacional para o Rio Iguaçu encontra-se no Anexo I, o qual apresenta a projeção para os anos de 2010, 2015 e 2020.

8.4.2. Estimativa de Cargas Poluentes

A estimativa de cargas deu-se em função das cargas domésticas, industriais e difusas, sendo estas caracterizadas segundo sua origem, vazão do efluente, carga de DBO, nitrogênio e fósforo, e eficiência de remoção (quando existente).

A carga de origem difusa foi determinada a partir de três categorias de uso de solo: urbano, agrícola e floresta. A contribuição da matéria orgânica, em termos de concentração de DBO, foi estimada segundo o Projeto Bacias Críticas (USP/UFPR, 2007). O aporte de carga foi estimado em função do tipo de uso e taxa de ocupação do solo. A estimativa de carga de nitrogênio e fósforo foi obtida através dos valores médios indicados por Chapra (1997) e Von Sperling (2005). A Tabela 8.4 e Tabela 8.5 indicam os valores adotados para a estimativa de carga orgânica e de nutrientes, respectivamente.

Tabela 8.4 - Concentrações médias de DBO para fontes difusas

Parâmetro	Tipo de uso	Concentrações médias (mg/L)
DBO	Áreas de florestas	7
	Áreas agrícolas	5
	Áreas urbanas	15

Fonte: Adaptado de USP/UFPR (2007).

Tabela 8.5 - Contribuições típicas de nitrogênio e fósforo para fontes difusas

Parâmetro	Tipo de uso	Faixa usual	Valor adotado
		(kg/km ² .ano)	(kg/km ² .ano)
Nitrogênio	Áreas de florestas	130 – 1020	300
	Áreas agrícolas	50 – 5000	500
	Áreas urbanas	10 - 2000	500
Fósforo	Áreas de florestas	1 – 100	10
	Áreas agrícolas	10 – 500	50
	Áreas urbanas	10 - 1000	100

Fonte: Adaptado de Chapra (1997) e von Sperling (2005).

A carga pontual foi estimada tanto para captações e efluentes industriais, como para efluentes provenientes de esgoto doméstico.

A contribuição de esgoto doméstico com coleta e tratamento foi estimada a partir do cadastro de grandes usuários do Plano de Despoluição Hídrica (SUDERHSA, 2000), e atualizadas pelo Projeto Bacias Críticas (USP/UFPR, 2007).

Para a contribuição do esgoto doméstico não tratado foi utilizada a estimativa de carga a partir da contribuição per capita em g/hab.dia, conforme indicado na Tabela 8.6 (Von Sperling, 2005).

Tabela 8.6 – Contribuições per capita e concentrações de DBO, nitrogênio e fósforo no esgoto doméstico bruto

Parâmetro	Contribuição per capita g/hab.dia		Concentração (mg/L)
	Faixa usual	Valor adotado	
DBO	40 – 60	54	337
Fósforo total	0,7 – 2,5	1,0	6,3
Nitrogênio orgânico	2,5 – 5,0	2,5	15,6
Amônia	3,5 – 7,0	6,4	40

Fonte: Adaptado de von Sperling (2005).

A estimativa da carga industrial foi realizada a partir do cadastro de grandes usuários do Plano de Despoluição Hídrica (SUDERHSA, 2000), com relação à contribuição de matéria orgânica.

A seguir será apresentada a calibração dos coeficientes do modelo para permitir a simulação das alternativas de metas progressivas para a proposta de efetivação do enquadramento dos corpos d'água.

8.5. Calibração do MECA

O método de calibração consiste no fornecimento de valores para os coeficientes do modelo de simulação com o objetivo de obter os resultados simulados o mais próximo possível dos valores observados em campo.

Seguindo a metodologia utilizada no projeto Bacias Críticas, a calibração do Rio Iguaçu partir do princípio de utilizar um cenário de vazão que melhor se ajustasse a mediana dos dados observados em campo, e, assim, adotar este cenário de vazão para a calibração dos parâmetros de qualidade da água.

A verificação da simulação com os dados de monitoramento foi realizada através das estruturas tipo *Box-plots*, obtidas com análise estatística dos dados de monitoramento dos 6 pontos de monitoramento localizados ao longo do rio Iguaçu, realizado no período de junho/2005 a julho/2010.

A calibração do MECA para vazão, DBO, OD, Na e P pode ser observada entre as Figura 8.6, Figura 8.7, Figura 8.8, Figura 8.9 e Figura 8.10, respectivamente. Nas Figuras indicam a localização dos postos de monitoramento ao longo do Rio Iguaçu. Para cada posto de monitoramento foi realizada a análise estatística da série histórica dos dados de qualidade.

O resultado obtido para a calibração do modelo na simulação do cenário proposto foi considerado satisfatório, uma vez que a curva simulada permaneceu dentro intervalo interquartil, ou seja, entre os limites de 25 e 75% dos dados observados em campo (*Box-plots*).

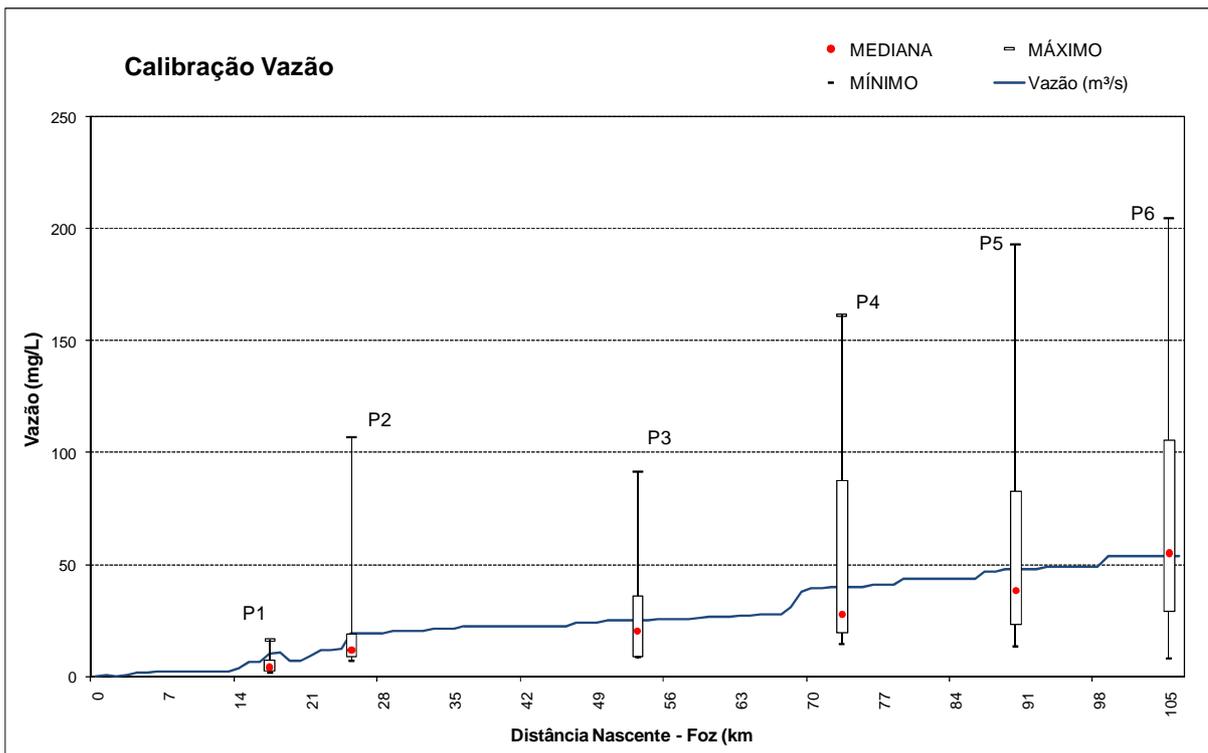


Figura 8.6 – Calibração da vazão do Rio Iguaçu com os pontos de monitoramento da bacia.

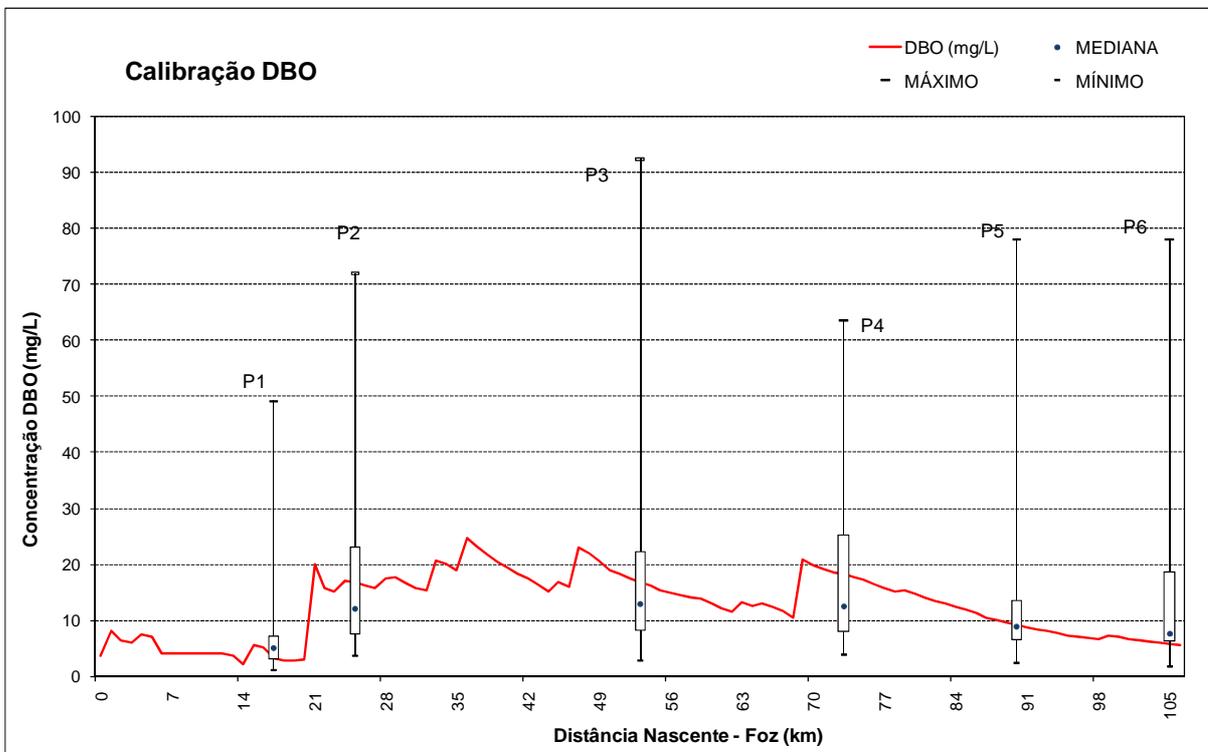


Figura 8.7 - Calibração da DBO do Rio Iguaçu com os pontos de monitoramento da bacia.

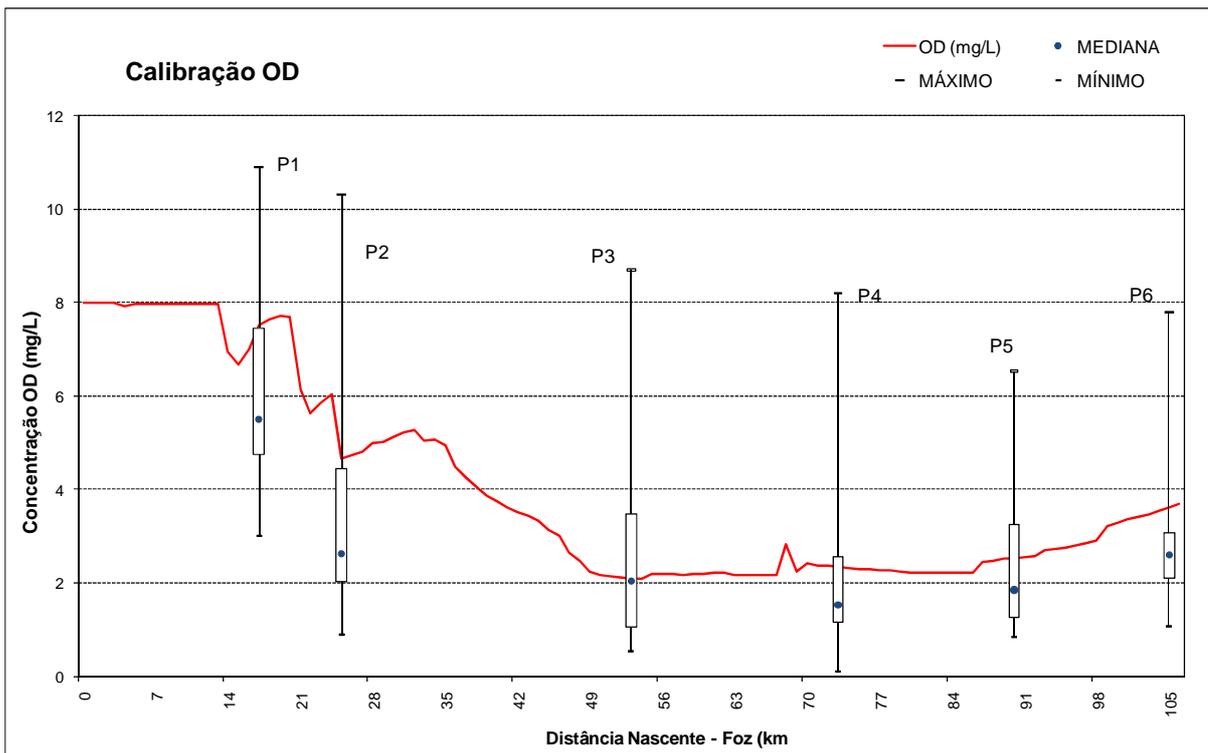


Figura 8.8 - Calibração do OD no Rio Iguaçu com os pontos de monitoramento da bacia.

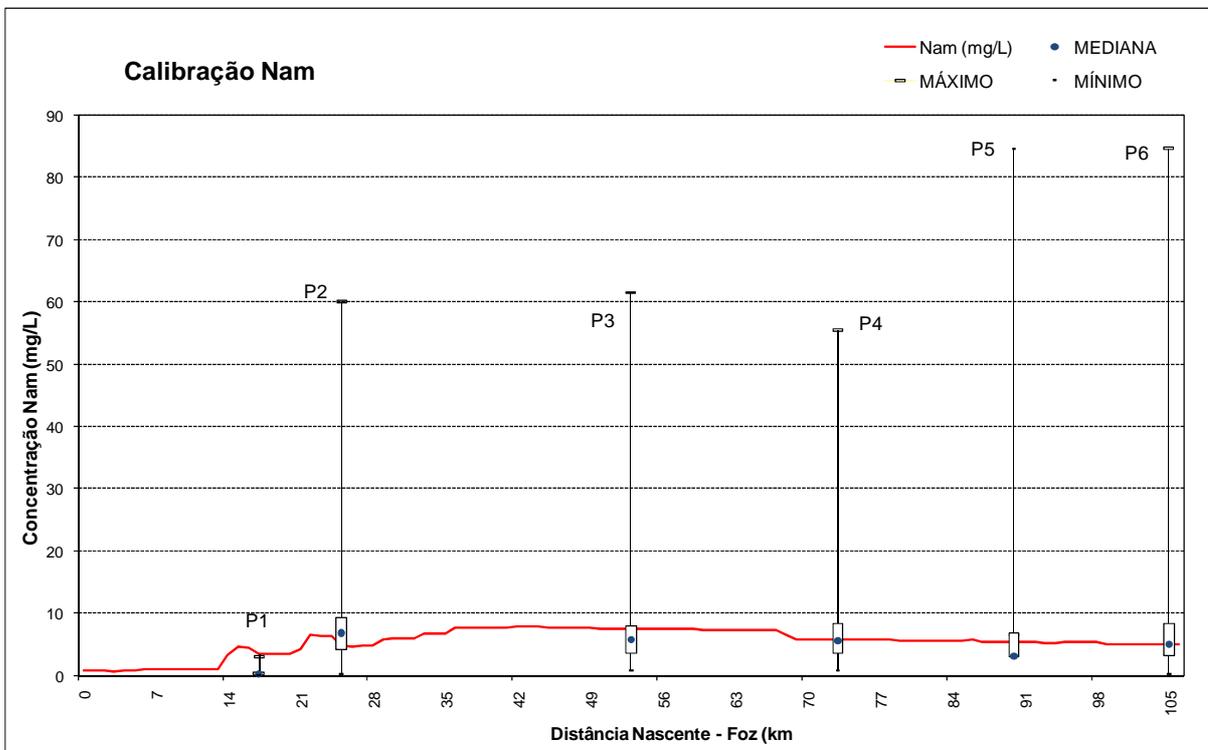


Figura 8.9 - Calibração do nitrogênio amoniacal no Rio Iguaçu com os pontos de monitoramento da bacia.

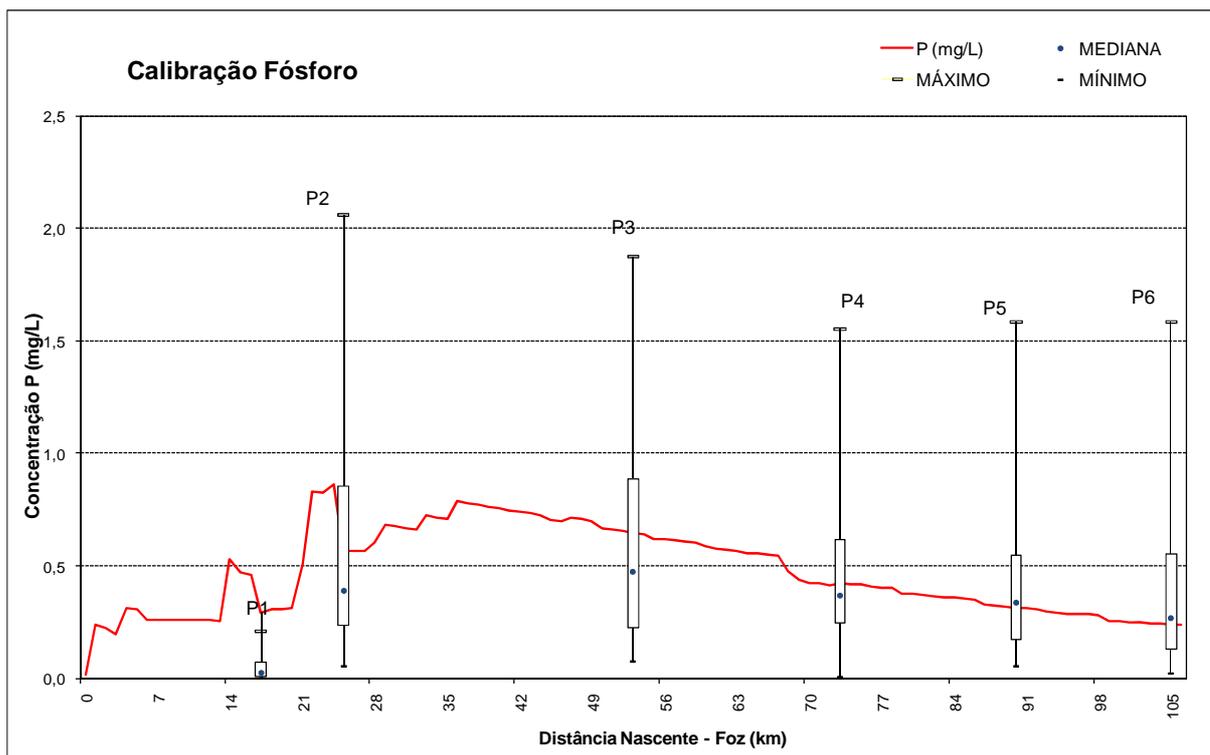


Figura 8.10 - Calibração do fósforo no Rio Iguaçu com os pontos de monitoramento da bacia.

O bom resultado obtido na calibração do modelo permitiu a análise da simulação da qualidade da água necessária para o processo de gestão integrada dos recursos hídricos.

8.6. Diagnóstico da Qualidade da Água na Bacia

Com relação ao problema de qualidade da água, o Plano de Despoluição Hídrica, realizado pela SUDERHSA, em 2000, fez o diagnóstico e o prognóstico da qualidade da água da bacia do Alto Iguaçu, buscando avaliar o seu grau de atendimento ao enquadramento dos corpos de águas em classes, conforme disposto pela Portaria da SUREHMA n°20/1992.

O diagnóstico de qualidade da água do Plano de Despoluição Hídrica constatou que a maior parte dos cursos de água na bacia do Alto Iguaçu, possui condições atuais ruins. Entre as principais causas da deterioração da qualidade da água na bacia se destacam os efluentes domésticos e industriais.

Quanto à questão dos efluentes industriais, com base no Cadastro de Usuários dos Recursos Hídricos da Região Metropolitana de Curitiba, efetuado pela SUDERHSA, foram caracterizados 306 estabelecimentos industriais poluidores dos recursos hídricos, localizados na RMC.

O critério proposto para obtenção da probabilidade de ocorrência relaciona cenários de vazão de referência com a concentração do parâmetro de qualidade da água. O cálculo da probabilidade partiu da simulação da qualidade da água para quatro cenários de vazão de referência $Q_{95\%}$, $Q_{80\%}$, Q_{mlp} e Q_{difusa} , sendo eles, a vazão com permanência de 95% e 80% do tempo, vazão média de longo período e a vazão de contribuição da carga difusa, respectivamente. Estes cenários foram selecionados visando a simulação da qualidade da água que represente os fenômenos ocorridos na bacia, ou seja, para situações de baixa, média e alta vazão, as quais apresentam diferentes fatores intervenientes sobre a qualidade da água, tais como, a baixa capacidade de diluição dos efluentes nos períodos de baixa vazão e o arraste poluentes dispersos na superfície da bacia durante os eventos de precipitação.

A Figura 8.11 mostra o resultado da simulação da qualidade da água do parâmetro DBO para as quatro vazões de referência adotadas para a obtenção da probabilidade de ocorrência da qualidade da água. Conforme indica a Figura, quanto mais restritivo o cenário de vazão pior é a qualidade da água observada, como pode ser visualizada a simulação utilizando a $Q_{95\%}$ foi a que apresentou concentrações mais elevadas para o parâmetro DBO. Isto se explica por haver menor vazão para diluição das cargas poluentes lançadas no corpo receptor, uma vez que o lançamento de carga pontual permanece constante para os diferentes cenários de vazões. A variação na concentração do parâmetro é explicada pelo lançamento das cargas ao longo do Rio Iguaçu.

Na Figura 8.12 é apresentada a simulação do parâmetro OD para os cenários de vazões considerados no estudo, o mesmo comportamento obtido para a DBO foi observado nesta simulação, onde foi obtida uma variação na qualidade da água em função dos cenários de vazão, o pior cenário de qualidade foi para a menor vazão ($Q_{95\%}$).

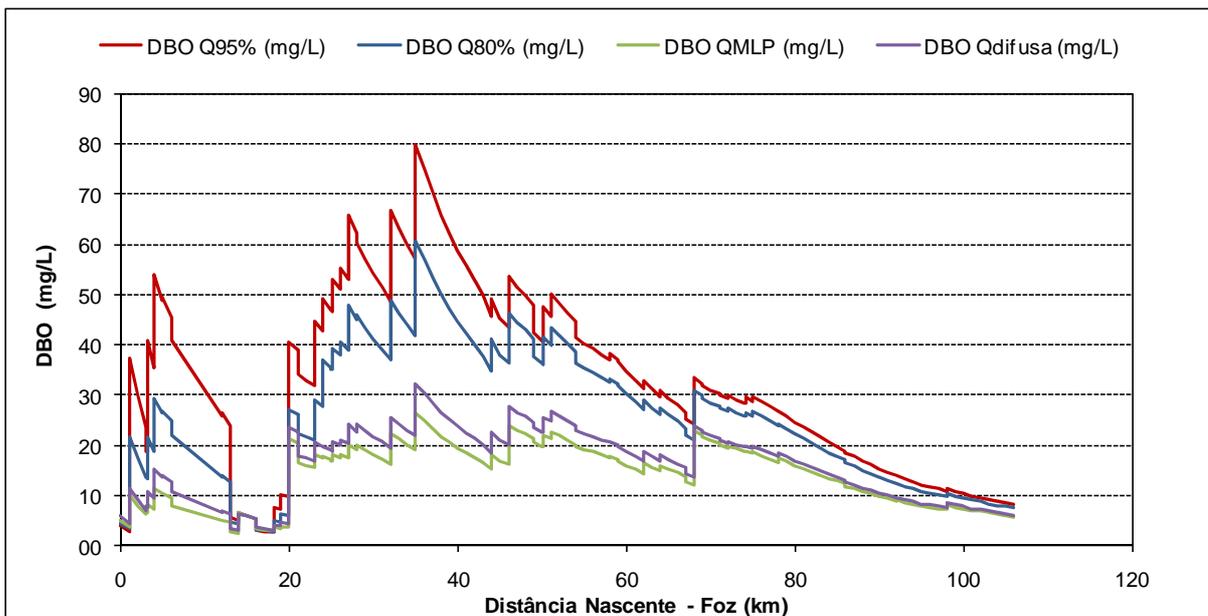


Figura 8.11 - Simulação da DBO do diagnóstico da qualidade da água do Rio Iguçu para os cenários de vazões adotados

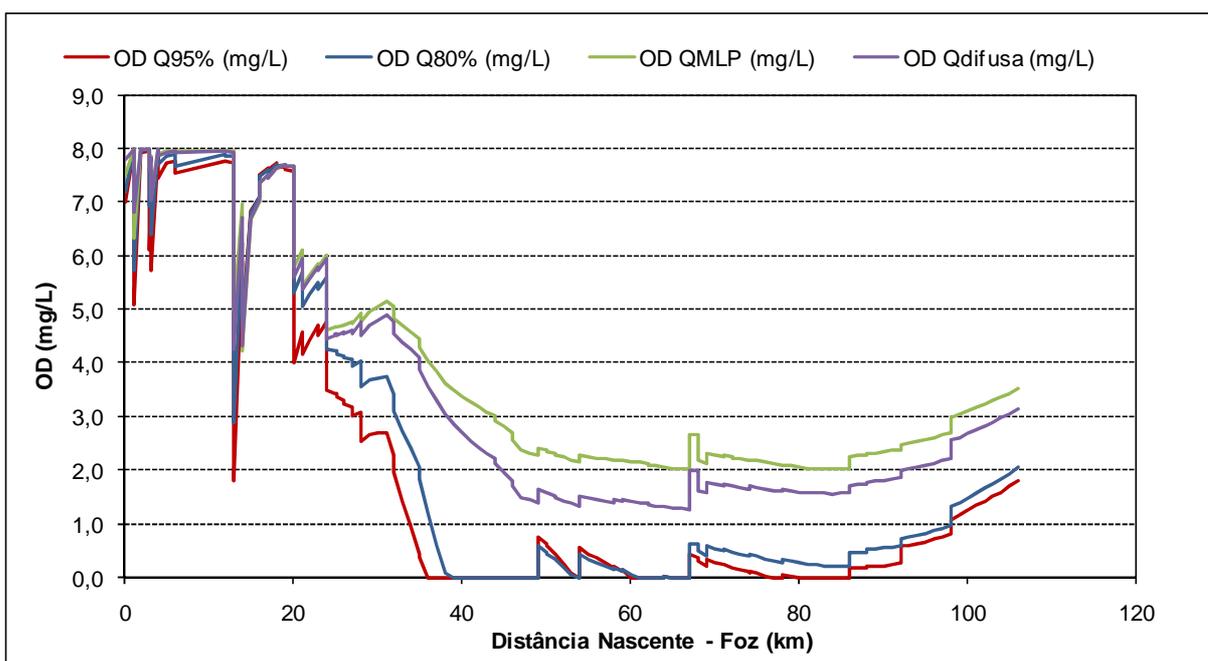


Figura 8.12 - Simulação do OD no diagnóstico da qualidade da água do Rio Iguçu para os cenários de vazões adotados

A Figura 8.13 apresenta a simulação do nitrogênio amoniacal para o Rio Iguçu, onde foi obtido comportamento semelhante aos apresentados na Figura 8.11 e na Figura 8.12.

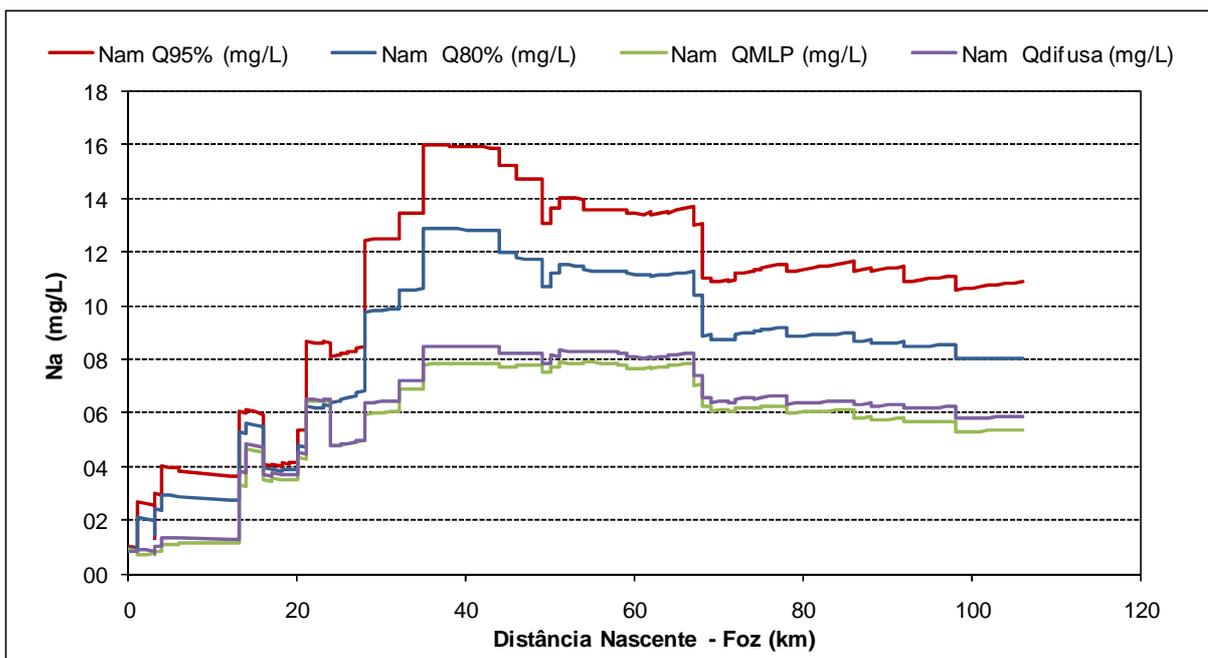


Figura 8.13 - Simulação do Nam no diagnóstico da qualidade da água do Rio Iguaçu para os cenários de vazões adotados

A Figura 8.14 representa a simulação do fósforo total para os cenários de vazões de referência utilizados. Observa-se que a concentração do parâmetro encontra-se fora dos limites estipulados pela Resolução CONAMA 357/05 em todos os cenários de vazão adotados, onde a concentração máxima não deve ultrapassar 0,15 mg/L para a classe 3.

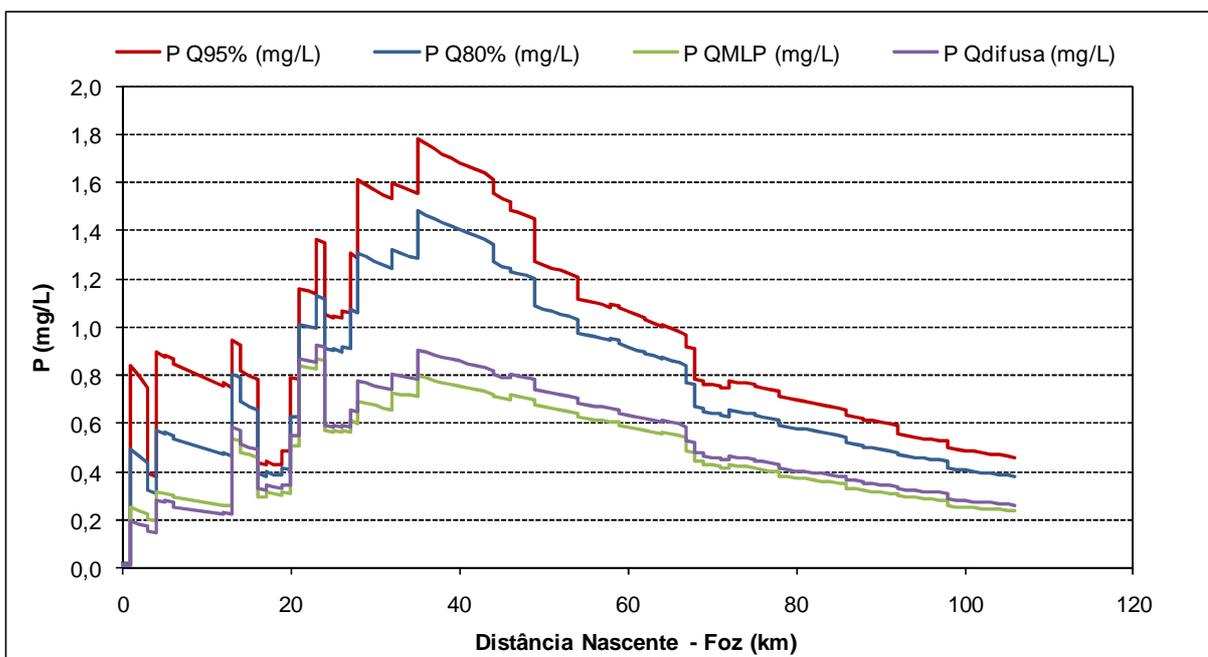


Figura 8.14 – Simulação do P no diagnóstico da qualidade da água do Rio Iguaçu para os cenários de vazões adotados

Com o que foi apresentado nesta análise o comportamento da qualidade da água em função dos diferentes cenários de vazão de referência, é possível observar que o cenário de vazão influencia substancialmente na qualidade da água. Isto reforça os problemas relacionados à seleção de um cenário de vazão de referência para ser utilizado no processo de gestão e indica a necessidade de um método que relacione as vazões observadas na bacia com a qualidade da água. O critério da probabilidade de ocorrência dos parâmetros de qualidade da água visa solucionar esta difícil etapa ao mesmo tempo em que integra os aspectos de quantidade e qualidade da água, conforme indicado pelas diretrizes do processo de gestão de recursos hídricos.

A partir das simulações da qualidade da água com seus respectivos cenários de vazão de referência foi obtida a probabilidade de ocorrência dos parâmetros analisados neste estudo para a situação de carga atual da bacia. A probabilidade de ocorrência foi calculada considerando o enquadramento proposto para cada trecho, os quais foram apresentados na Tabela 8.3.

A Figura 8.15 indica a probabilidade de ocorrência da “DBO” ao longo dos trechos do rio, onde a área hachurada indica a probabilidade da qualidade da água em atender aos limites estabelecidos para a classe de enquadramento do respectivo trecho. Pode ser observado que o atendimento à classe não atinge 100% de permanência em nenhum dos Trechos do Rio. Cabe destacar que no cálculo da probabilidade de ocorrência foi considerada a concentração limite da classe em função do enquadramento proposto para cada trecho do rio, ou seja, a probabilidade indicada na Figura 8.15 representa o atendimento à classe do trecho.

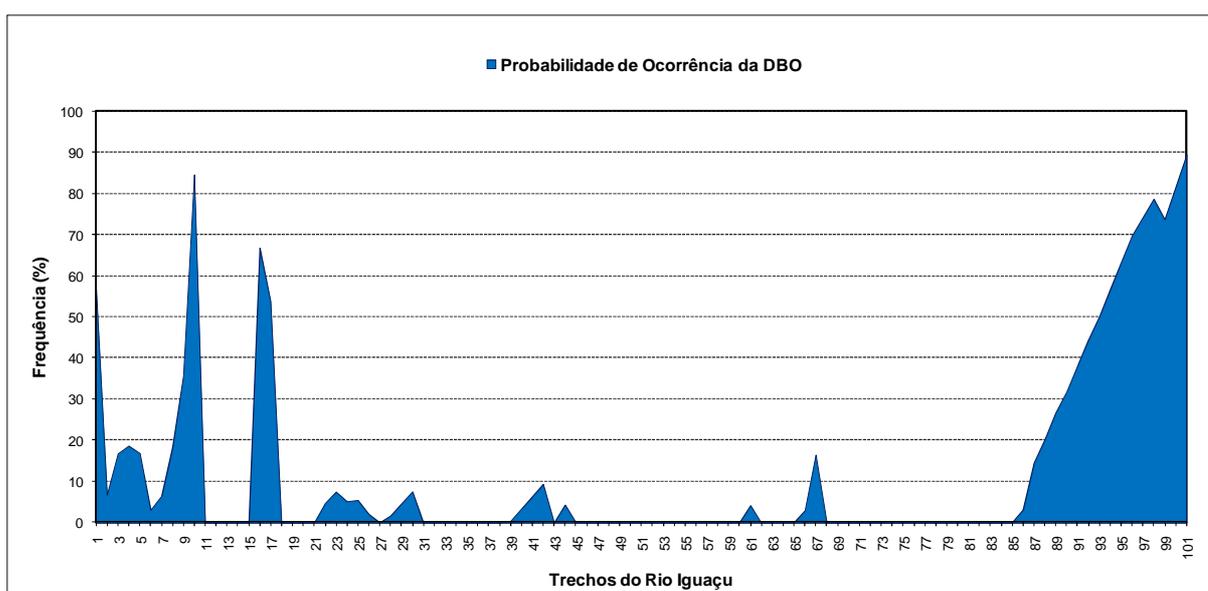


Figura 8.15 – Probabilidade de ocorrência da DBO na classe de enquadramento para os trechos do Rio Iguaçu

A Figura 8.16 apresenta o grau de atendimento do parâmetro “OD” à classe de enquadramento nos trechos do rio Iguaçu, onde observa-se que para os limites estabelecidos para classes, em função do enquadramento apresentado na Tabela 8.3, permanecem em zero entre os Trechos 11 – 15.

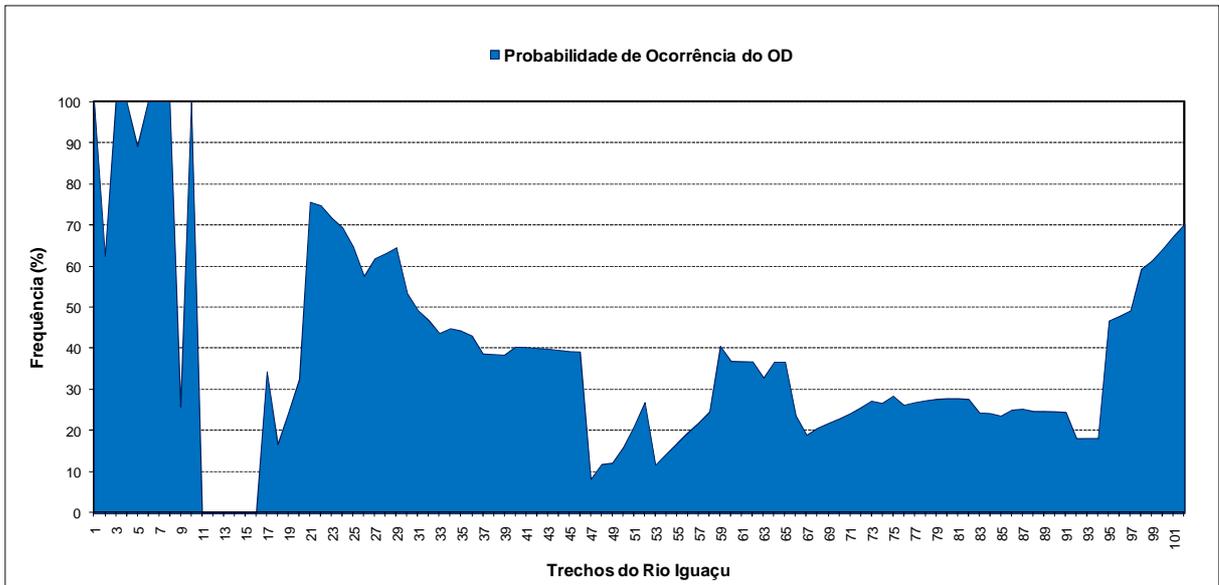


Figura 8.16 - Probabilidade de ocorrência do OD na classe de enquadramento para os trechos do Rio Iguaçu

A probabilidade de ocorrência do parâmetro “Nam” para a condição de carga atual ao longo do rio Iguaçu pode ser observada na Figura 8.17, onde é possível verificar que entre os Trechos 9 – 19 o atendimento à classe permanece em zero.

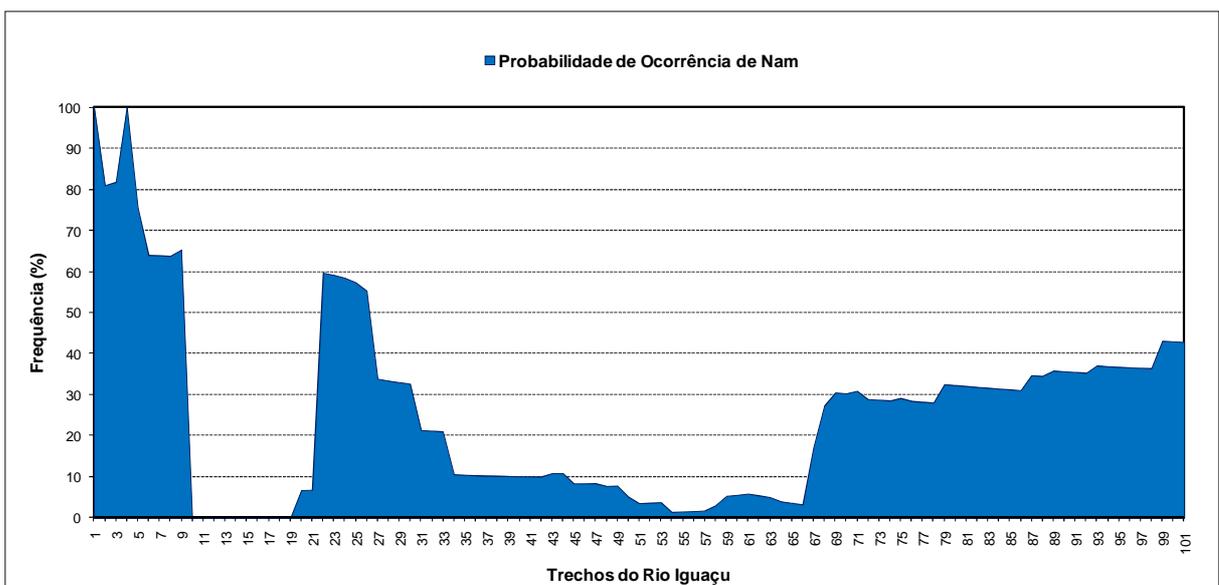


Figura 8.17 - Probabilidade de ocorrência do “N_{am}” na da classe de enquadramento para os trechos do Rio Iguaçu

A Figura 8.18 mostra o grau de atendimento à classe para o parâmetro “P”. Como era de se esperar em função do que foi apresentado na Figura 8.14, através da simulação da qualidade da água da situação de carga atual, a permanência da concentração de P não obedece aos limites estabelecidos para as classes de enquadramento.

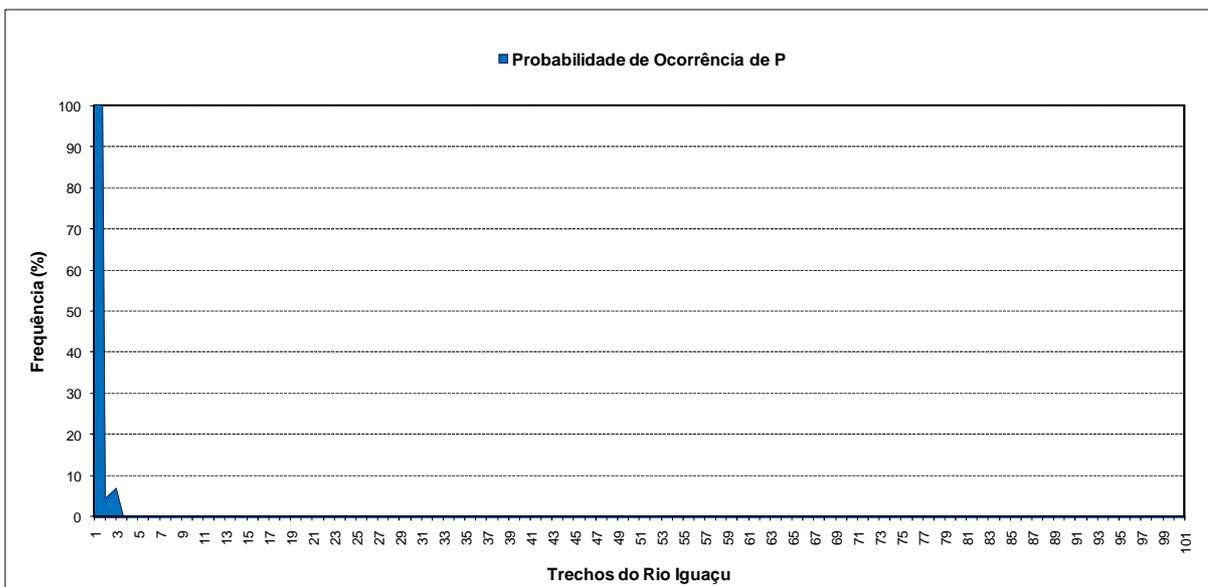


Figura 8.18 – Probabilidade de ocorrência do P na classe de enquadramento para os trechos do Rio Iguaçu

Em função das condições de não atendimento aos padrões estabelecidos para as classes de enquadramento ao longo do rio Iguaçu buscou-se definir cenários com medidas de despoluição hídrica, através do controle das cargas pontuais e difusas, conforme apresentado a seguir.

8.7. Enquadramento com Metas Progressivas

O programa de efetivação do enquadramento dos corpos hídricos deve seguir um conjunto de medidas necessárias para o atendimento da qualidade da água estabelecida pela proposta do enquadramento.

As medidas de despoluição hídrica podem ser implantadas através do escalonamento de ações, sejam elas pela expansão física do sistema ou pelo aumento da eficiência do tratamento, tanto em remoção de carga quanto ao número de poluentes a serem tratados, dentro de um período de projeto estabelecido.

Seguindo estes conceitos, incluiu-se no modelo MECA rotinas de cálculo que viabilizam a análise de diferentes cenários de medidas de despoluição hídrica. A seleção da alternativa mais adequada se dá em função do grau de atendimento à classe de

enquadramento, proposta para cada trecho do rio, juntamente com os recursos financeiros disponíveis para a implantação das medidas propostas.

Considerando o conceito de metas progressivas para a efetivação do enquadramento, buscou-se a elaboração de três alternativas de medidas de remoção de carga poluente para o período de planejamento de 2010, 2015 e 2020.

A estratégia adotada em cada período de planejamento deu-se conforme mostra a Tabela 8.7. Para o ano de 2010 considerou-se a coleta e o tratamento de 60% do esgoto gerado, no ano de 2015 aumentou-se a coleta e o tratamento para 80%, sendo considerada a parcela da população remanescente de 2010, e para 2020 foi considerada a universalização dos serviços de saneamento.

Tabela 8.7 – Estratégia de planejamento para desenvolvimento das metas progressivas

Período	Coleta	Tratamento
2010	60%	60%
2015	80%	80%
2020	100%	100%

A partir desta estratégia foram considerados três cenários de remoção de carga, constituídos de três níveis de tratamento para as cargas de origem doméstica, seguindo a mesma eficiência de tratamento para as cargas industriais e a remoção de carga difusa característica das bacias de retenção seca. A Tabela 8.8 mostra a composição adotada para cada cenário de remoção de carga em função do tipo de carga poluente.

Tabela 8.8 – Característica dos cenários de remoção de carga propostos

Tipo de carga	Tipo de Tratamento		
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
Carga doméstica	Tratamento primário avançado	UASB seguido de biofiltro aerado submerso	Lodo ativado convencional com filtração terciária
Carga industrial	Eficiência semelhante à carga doméstica	Eficiência semelhante à carga doméstica	Eficiência semelhante à carga doméstica
Carga difusa	Bacias de retenção seca	Bacias de retenção seca	Bacias de retenção seca

8.7.1. Metas para 2010

Esta simulação considerou as estratégias estabelecidas para os cenários de remoção de carga apresentadas no Item anterior e admitiu-se a coleta e tratamento de 60% do esgoto gerado na área de contribuição do Rio Iguaçu.

Através da estratégia traçada para implantação imediata das medidas de despoluição na bacia do Rio Iguaçu, o modelo MECA foi utilizado para gerar o perfil de atendimento da qualidade da água resultante das ações propostas em cada cenário de remoção de carga.

Na Figura 8.19 estão apresentados os perfis de atendimento da DBO à classe proposta em função da simulação da qualidade da água para o Cenário de carga atual (Diagnóstico), Cenário 1, Cenário 2 e Cenário 3. O atendimento à classe nos cenários propostos reflete o nível de remoção de carga adotado em cada cenário, onde a área representada pelo diagnóstico é menor em relação aos outros cenários uma vez que não foram consideradas as medidas de remoção de carga. À medida que se aumenta a remoção de carga a probabilidade de ocorrência do valor desejado aumenta.

Como pode ser observado na Figura 8.19, entre o cenário de diagnóstico e o Cenário 1 existe um grande aumento no atendimento à classe, pois foi removido um percentual de carga. O mesmo se observa quando as medidas de despoluição do Cenário 2 foram consideradas, onde a probabilidade de atendimento à classe atinge a quase totalidade do tempo ao longo do rio. O ganho de qualidade quando consideradas as ações previstas no Cenário 3 não foi tão expressivo quando comparado com os outros cenários.

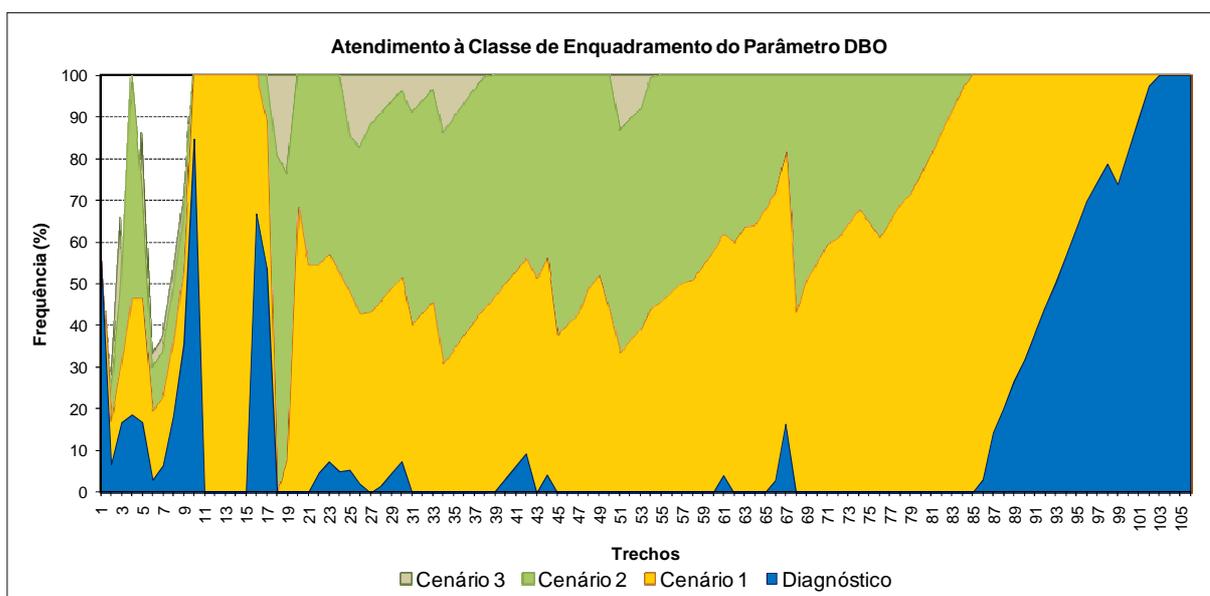


Figura 8.19 – Perfil de atendimento das concentrações de DBO à classe de enquadramento nos trechos do Rio Iguaçu para os cenários de carga

O mesmo comportamento indicado na Figura 8.19 foi observado para o parâmetro oxigênio dissolvido em relação ao grau de atendimento à classe quando os cenários de remoção de carga foram considerados. Este comportamento pode ser visualizado na Figura 8.20.

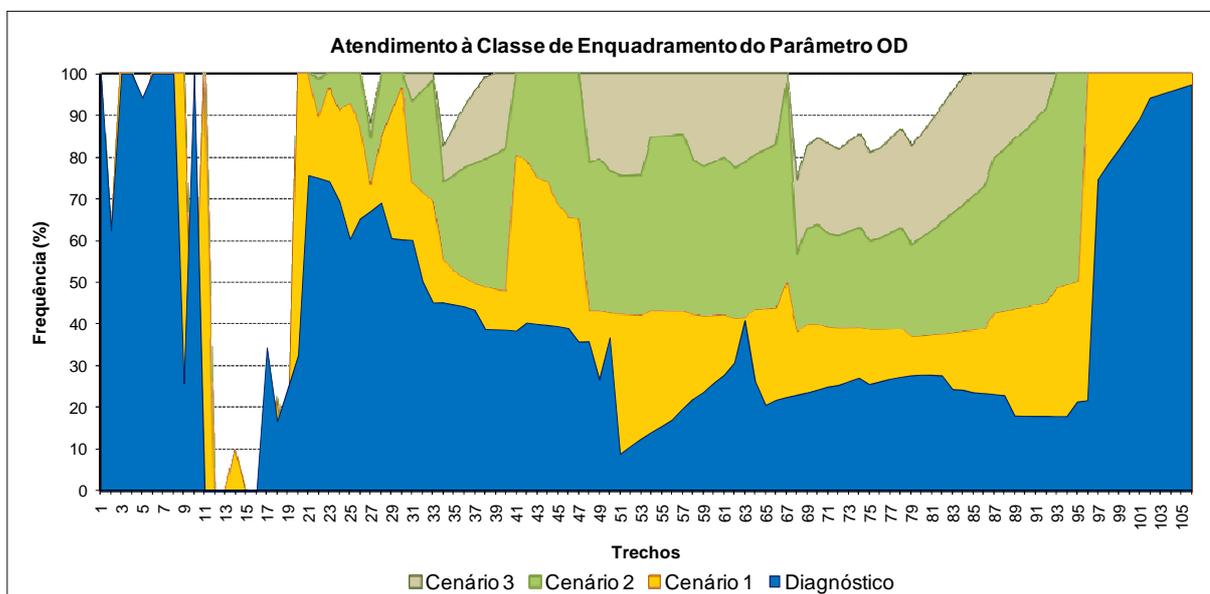


Figura 8.20 - Perfil de atendimento das concentrações de OD à classe de enquadramento nos trechos do Rio Iguçu para os cenários de carga

A Figura 8.21 e a Figura 8.22 indicam o comportamento do atendimento à classe dos parâmetros nitrogênio amoniacal e fósforo, respectivamente. O aumento da probabilidade de ocorrência do Na teve comportamento semelhante aos parâmetros DBO e OD. O não atendimento do P à classe de enquadramento justifica-se pelos limites restritos estipulados pela Resolução CONAMA 357/05 para o parâmetro, o que torna difícil o atendimento em função do aporte de carga de P da bacia.

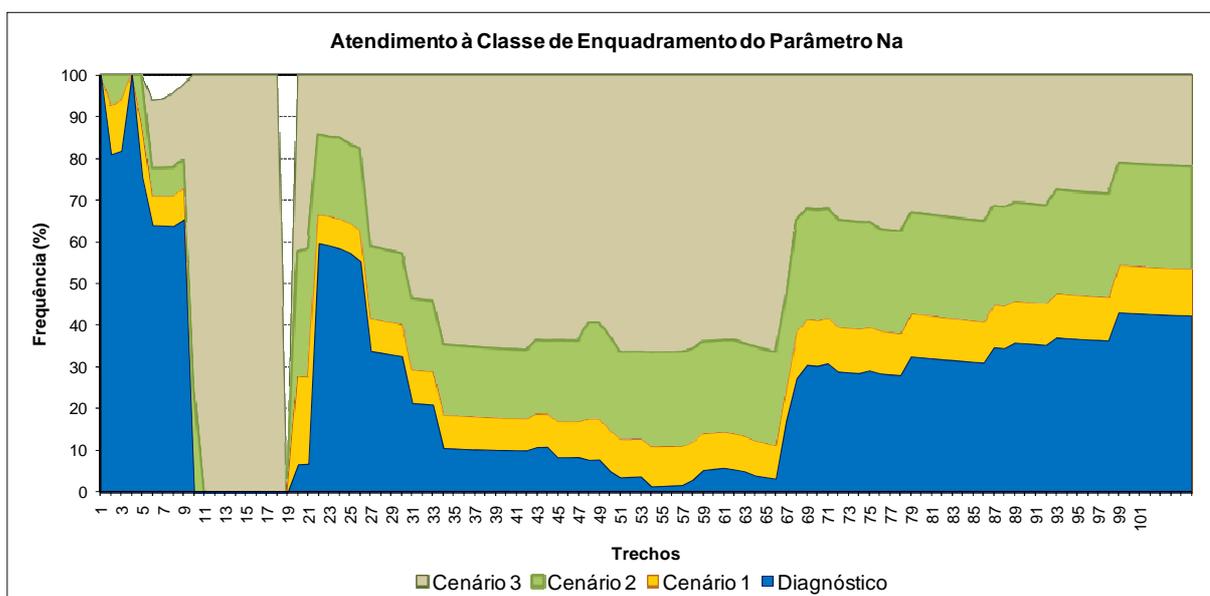


Figura 8.21 - Perfil de atendimento das concentrações de Na à classe de enquadramento nos trechos do Rio Iguçu para os cenários de carga

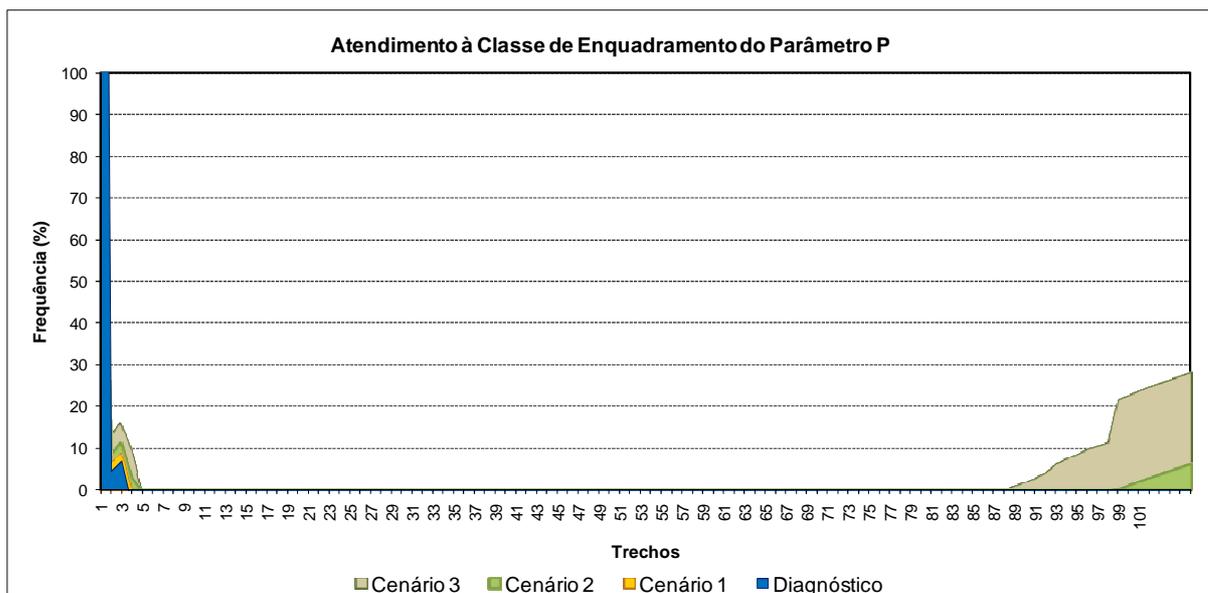


Figura 8.22 - Perfil de atendimento das concentrações de P à classe de enquadramento nos trechos do Rio Iguaçu para os cenários de carga

O modelo desenvolvido fornece os custos das medidas de despoluição selecionadas, onde foram incluídos os custos para controle da carga doméstica e difusa. Entre os custos da carga doméstica foram considerados os custos de implantação das estações de tratamento de esgoto, da rede coletora, de interceptores, de estações elevatórias de esgoto e os custos operacionais da ETE. Para controle da carga difusa foram considerados os custos de implantação das BMP's, assim como os custos de operação e manutenção do sistema de tratamento.

Para verificação da melhoria da qualidade da água em função das medidas adotadas foram analisados de forma conjunta a probabilidade de ocorrência do diagnóstico, o ganho de qualidade após a implementação das medidas e a distribuição das medidas ao longo do rio Iguaçu. Esta análise será apresentada utilizando o parâmetro DBO, no entanto, a análise foi aplicada para os quatro parâmetros, os quais mostraram comportamento semelhante à DBO.

A Figura 8.23 mostra a distribuição espacial das medidas de controle adotadas no Cenário 1 juntamente com a curva de probabilidade de atendimento à classe do parâmetro de qualidade da água DBO. O aumento do atendimento à classe deu-se em virtude da implementação das medidas de despoluição, observa-se a diferença entre a probabilidade de ocorrência da qualidade da água da situação atual, representada pela área indicada como diagnóstico na Figura 8.23, e a probabilidade de ocorrência com a implementação das ações do Cenário 1. Conforme indica a Figura 8.23, o Trecho 23 tem seu enquadramento obedecido em 16% do tempo no Diagnóstico, quando aplicadas as medidas propostas pelo cenário o atendimento passa a ser aproximadamente 60% do tempo. As colunas distribuídas ao longo do Rio indicam a localização das medidas, assim como o custo total das mesmas.

O custo total do cenário, considerando o controle da carga pontual de origem doméstica e da carga difusa foi R\$ 127,5 milhões.

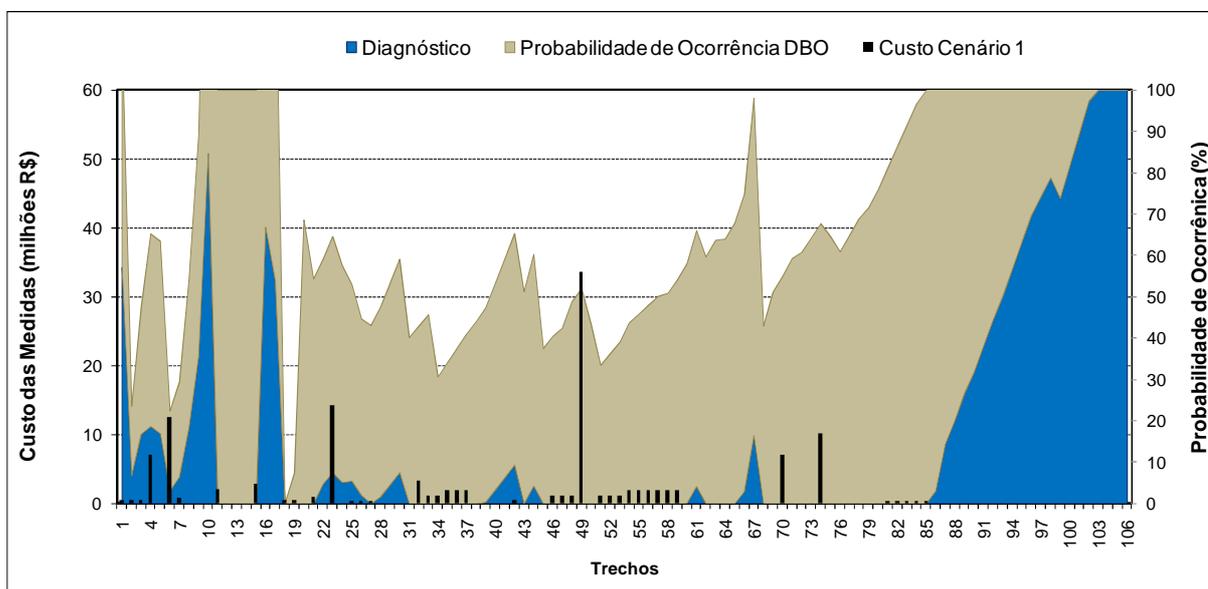


Figura 8.23 – Custo das medidas de controle de carga do Cenário 1 e o respectivo atendimento à classe de enquadramento

Cabe lembrar que nos trechos onde não foram implementadas medidas físicas de remoção de carga doméstica foi necessário adotar um abatimento de carga semelhante à das estações de tratamento considerando para cada cenário. Esta medida foi tomada, pois verificou-se que apenas a redução da carga de origem doméstica não modificariam significativamente o cenário de degradação da qualidade da água do corpo hídrico. Como indicado no Item do Diagnóstico da Qualidade da Água na Bacia, existem aproximadamente 306 estabelecimentos industriais na RMC, as quais estão entre as principais causas de degradação da qualidade da água na bacia.

Isto traz a tona o caráter participativo e de planejamento do enquadramento, onde o estabelecimento das metas deve ser tomado em consenso geral entre os usuários da bacia, tendo-se em vista a efetivação do instrumento.

A distribuição espacial das medidas de controle do Cenário 2 é apresentada na Figura 8.24, assim como as curvas de probabilidade de atendimento à classe do parâmetro DBO. O custo total do cenário foi R\$ 130,5 milhões.

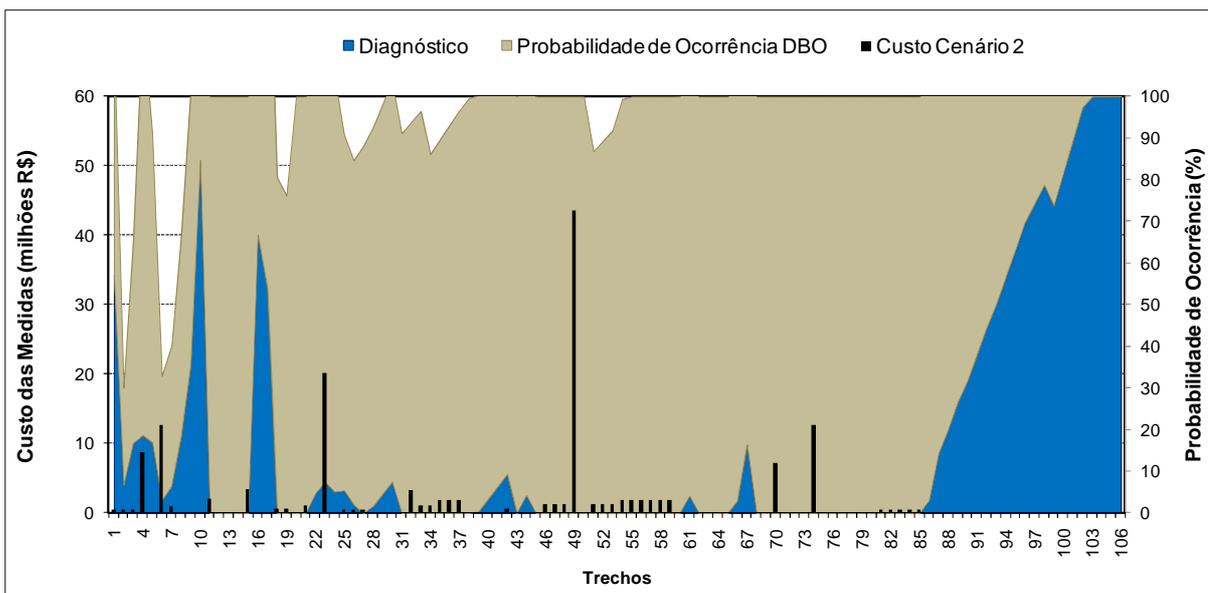


Figura 8.24 – Custo das medidas de controle de carga do Cenário 2 e o respectivo atendimento à classe de enquadramento

A Figura 8.25 mostra a distribuição das medidas de despoluição adotadas ao longo do rio Iguaçu. O Cenário 3 removeu maior parcela de carga poluente quando comparado com os outros dois cenários, e, conseqüentemente, foi o cenário que apresentou maior atendimento à qualidade da água desejada. Para obter o grau de atendimento ao enquadramento proposto pelo Cenário 3 é necessário o investimento de R\$ 164,5 milhões em medidas de despoluição.

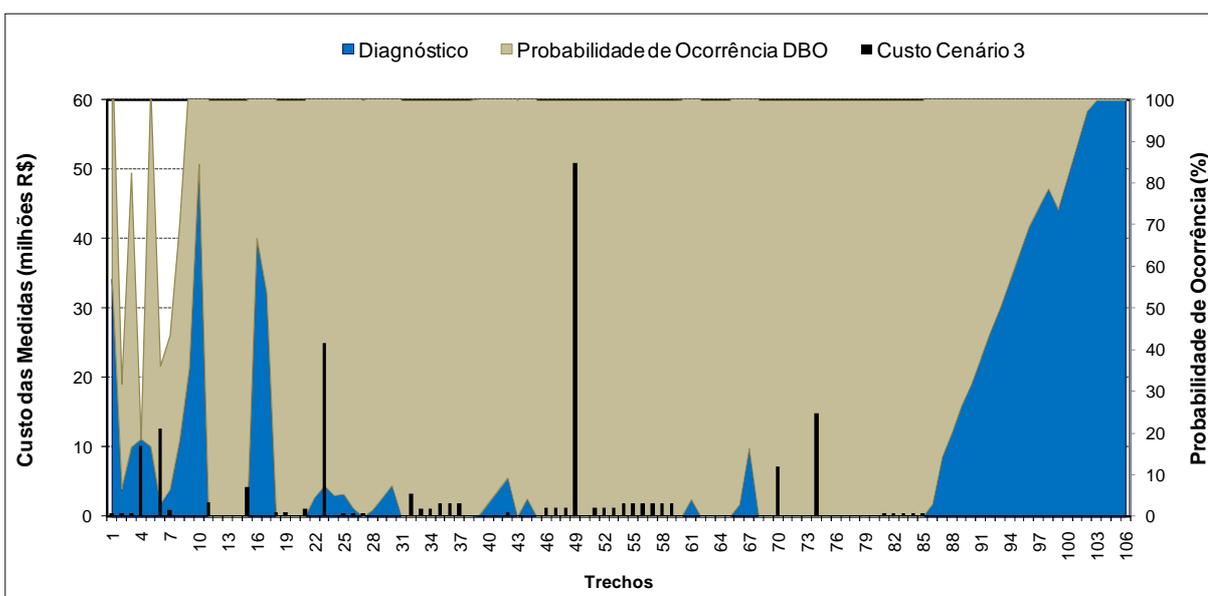


Figura 8.25 - Custo das medidas de controle de carga do Cenário 3 e o respectivo atendimento à classe de enquadramento

A análise conjunta entre os custos dos cenários propostos e o atendimento à classe em cada cenário mostrou a importância da análise integrada entre os critérios propostos,

pois verificou-se que as medidas proposta no Cenário 1 podem não resultar na qualidade da água desejada para o corpo hídrico, no entanto, o custo do cenário foi R\$ 127,5 milhões. Isto representa que a medida ou o investimento não é adequado para a meta que se deseja atingir. Por outro lado, quando se analisa o comportamento do atendimento à classe dos Cenários 2 e 3 juntamente com os custos de cada cenário, tem-se que as medidas propostas no Cenário 2 resultam em um bom nível de atendimento à qualidade desejada e o custo total das medidas foram R\$ 130,5 milhões, em contrapartida aos R\$164,5 milhões necessários para atingir a qualidade obtida no Cenário 3.

Isto indica a necessidade de realização de análise conjunta entre os fatores relacionados no processo de gestão de recursos hídricos, onde a escolha de um sistema de tratamento indevido pode não levar a obtenção dos resultados desejados no que diz respeito à qualidade da água.

O modelo desenvolvido possibilita analisar de forma clara e objetiva os critérios envolvidos na seleção de metas para efetivação do enquadramento através da integração de conceitos e dos procedimentos de cálculo para definição da alternativa de enquadramento com metas progressivas que devem ser aprovadas em consenso com a sociedade.

O modelo MECA fornece duas opções de cálculo para análise da remoção de carga pelas estações de tratamento de esgoto. A primeira está relacionada à eficiência de remoção, como as análises que foram apresentadas nas Figura 8.23, Figura 8.24 e Figura 8.25, e a outra em função do padrão de qualidade do efluente final da estação.

Este procedimento foi inserido ao modelo uma vez que as legislações estaduais de padrão de lançamento de efluentes utilizam estes dois critérios básicos para o lançamento nos corpos receptores, visando à proteção e melhoria da qualidade ambiental. Estes critérios são a concentração máxima do efluente e a eficiência mínima de remoção, sendo o primeiro mais restritivo em relação à qualidade do efluente.

A Figura 8.26 demonstra o resultado obtido para o parâmetro DBO a partir dos critérios de análise inseridos no modelo. É possível verificar que o critério de concentração máxima é mais restritivo que o de eficiência de remoção. Na Figura 8.26 a área correspondente a probabilidade em função da eficiência de remoção é mais abrangente ao longo dos trechos do Rio Iguaçu quando comparada com a área de qualidade de efluente final. Isto indica que se for utilizado o sistema de tratamento proposto na Figura para remoção da carga poluente e for considerado o critério de eficiência de remoção, o enquadramento estará sendo atendido 100% do tempo em todos os trechos, com exceção dos Trechos 3 - 4 e 19 – 20. Por sua vez, se o critério de concentração máxima do efluente for adotado, o enquadramento será atendido em 100% do tempo apenas entre os Trechos 83 – 97.

As colunas na Figura 8.26 ilustram a localização espacial das estações de tratamento propostas nesta simulação, assim como o custo total da medida. Para obter um cenário de atendimento à classe semelhante ao atingido com a adoção do critério de eficiência remoção deverá ser escolhido outro tipo de sistema de tratamento, o que originará um custo de investimento maior com as medidas de despoluição hídrica.

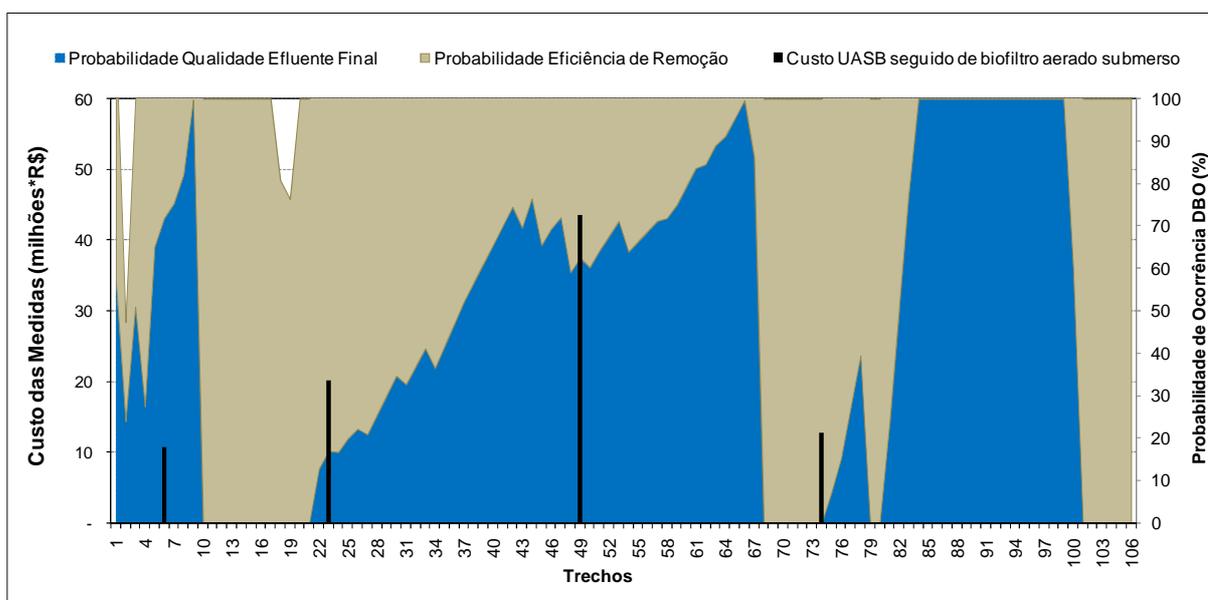


Figura 8.26 – Comparação entre os critérios ambientais de eficiência mínima de remoção e concentração máxima final de efluente

Esta análise foi apresentada apenas para indicar a possibilidade de utilização do critério de análise a partir da concentração máxima final do efluente, porém, a análise principal continuará sendo desenvolvida em função da eficiência remoção. Cabe salientar que o enquadramento tem caráter local e compete ao tomador de decisão fazer-se valer das restrições pertinentes dentro das quais a bacia hidrográfica encontra-se inserida.

8.7.2. Metas de expansão do sistema de tratamento para 2015 e 2020

Seguindo a estratégia da progressividade das metas traçada para o ano de 2015 e 2020 a partir das metas propostas para 2010 foi realizada uma análise dos resultados produzidos pelo modelo de gestão desenvolvido através da expansão do sistema de coleta e tratamento de esgoto doméstico. Para a expansão do sistema foi considerado o aumento da área de cobertura da rede coletora e da estação de tratamento de esgoto, conforme metodologia descrita no Item 7.2.6.

A análise foi realizada para o parâmetro de qualidade da água DBO, visto que o comportamento do OD, N e P mostrou-se semelhante ao da DBO.

Adotou-se para o ano de 2015 a coleta e o tratamento de 80% do esgoto gerado pela estimativa populacional para o período, assim como a inclusão do esgoto remanescente do ano 2010. Da mesma forma, o remanescente de 2015 foi incluído no ano de 2020, no qual foi considerada a universalização do sistema de coleta e tratamento de esgoto (100% de coleta e tratamento).

Esta análise gerou o perfil de atendimento da qualidade da água às classes do enquadramento proposto para o Rio Iguaçu a partir das ações propostas para as datas consideradas (Tabela 8.8).

O escalonamento das metas do Cenário 1 e o atendimento à classe para os períodos de 2010, 2015 e 2020 pode ser visualizado na Figura 8.27. Neste cenário foi adotada a implantação de tratamento primário avançado para as cargas orgânicas e de bacia de retenção seca para o controle da carga difusa.

A Figura 8.27 apresenta em formato de linha o perfil do atendimento do parâmetro DBO à meta das classes propostas para os trechos do Rio Iguaçu e no formato de coluna são representados os custos das medidas de despoluição em seus locais de implantação.

Como pode ser observado na Figura 8.27, as metas previstas no Cenário 1 não resultaram em diferenças significativas em relação ao acréscimo de atendimento do parâmetro à classe. Isto pode ser analisado na Figura 8.27 em função das curvas de probabilidade para os anos de 2010, 2015 e 2025 representadas pelas linhas.

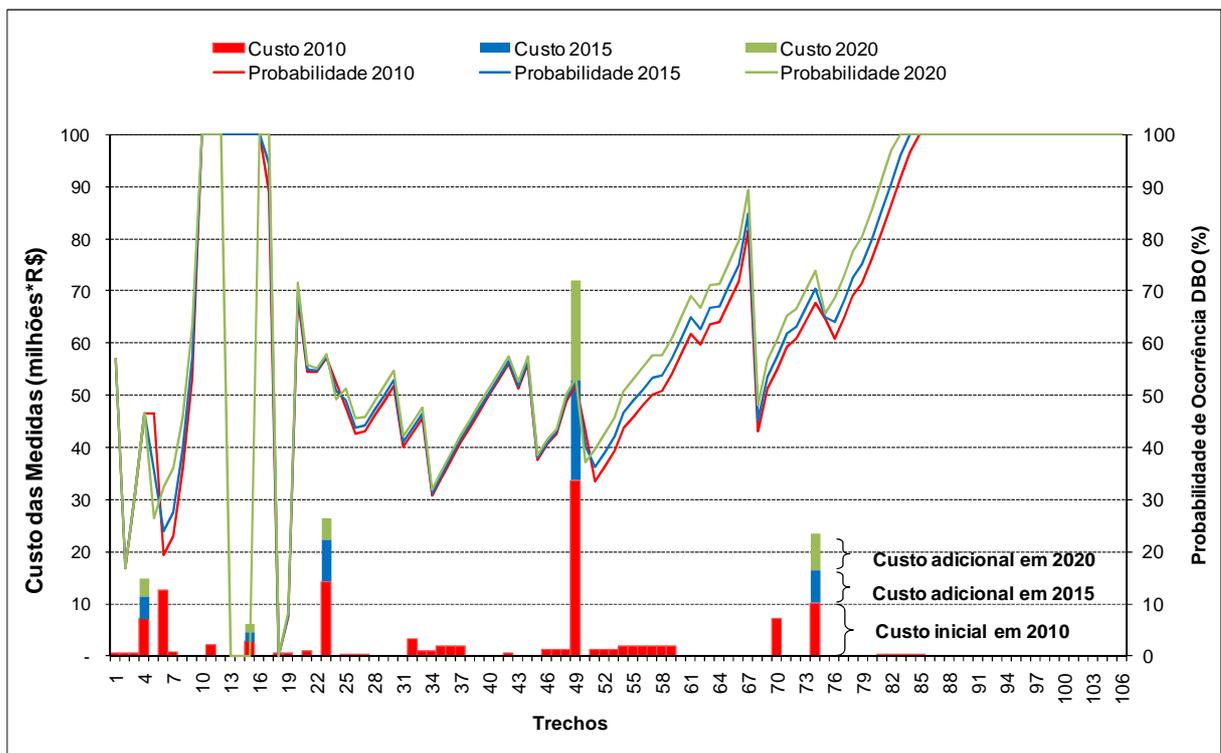


Figura 8.27 – Escalonamento das ações previstas no Cenário 1

As colunas representam a localização das medidas propostas ao mesmo tempo em que indicam seus custos de implantação e operação e manutenção. Como pode ser observado, as colunas apresentam o custo total de investimento ao longo do período de investimento para a bacia o Rio Iguaçu, onde em cada coluna está indicado o custo referente ao investimento para cada ano de planejamento.

O custo total das medidas para 2010 foi R\$ 127,6 milhões, e os custos de expansão do sistema em 2015 e 2020 foram R\$ 39,6 milhões e R\$ 35,2 milhões. O investimento total para obtenção da probabilidade de ocorrência da qualidade da água final, representada pela linha da probabilidade de 2020, é de R\$ 202,4 milhões. Contudo, deve ser analisado se o atendimento à classe produzido pelo Cenário 1 é condizente com as expectativas de qualidade da água, visto que a classe não é obedecida em vários trechos ao longo do rio.

Quando simuladas as medidas propostas pelo Cenário 2 o atendimento às classes ao longo do Rio Iguaçu aumentou em relação ao Cenário 1, como pode ser observado na Figura 8.28, através das curvas de probabilidade de ocorrência. Neste cenário o sistema de tratamento de esgoto adotado foi o UASB seguido de biofiltro aerado submerso, para carga difusa foi considerado o sistema semelhante ao Cenário 1. Observa-se que em 2015 o atendimento à classe ao longo do rio permanece quase 100% do tempo.

O custo total das medidas para 2010 foi R\$ 148 milhões, e os custos de expansão do sistema em 2015 e 2020 foram R\$ 48,4 milhões e R\$ 51,3 milhões. O investimento total para obtenção da probabilidade de ocorrência da qualidade da água final, representada pela linha da probabilidade de 2020, é de R\$ 247,8 milhões.

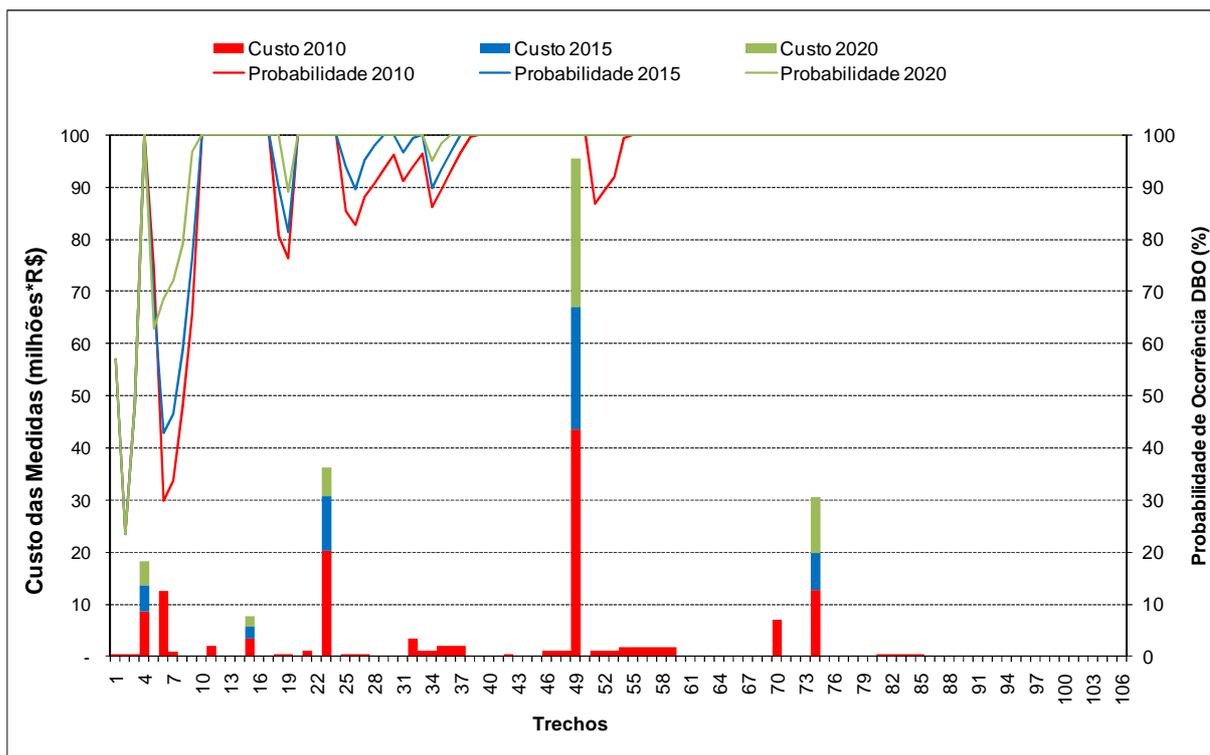


Figura 8.28 - Escalonamento das ações previstas no Cenário 2

A Figura 8.29 mostra o resultado da simulação das medidas propostas no Cenário 3, as ações previstas para este cenário foram compostas de lodo ativado convencional com filtração terciária e bacia de detenção seca. Observa-se que com a implantação das ações previstas para 2010 o atendimento às classes propostas para os trechos do Rio Iguaçu é obedecido, onde o pior nível de atendimento foi observado no Trecho 6, a partir do Trecho 10 o enquadramento é obedecido em 100% do tempo.

O custo total das medidas para 2010 foi R\$ 164,5 milhões, e os custos de expansão do sistema em 2015 e 2020 foram R\$ 51,8 milhões e R\$ 56 milhões. O investimento total para obtenção da probabilidade de ocorrência da qualidade da água final, representada pela linha da probabilidade de 2020, é de R\$ 272,4 milhões.

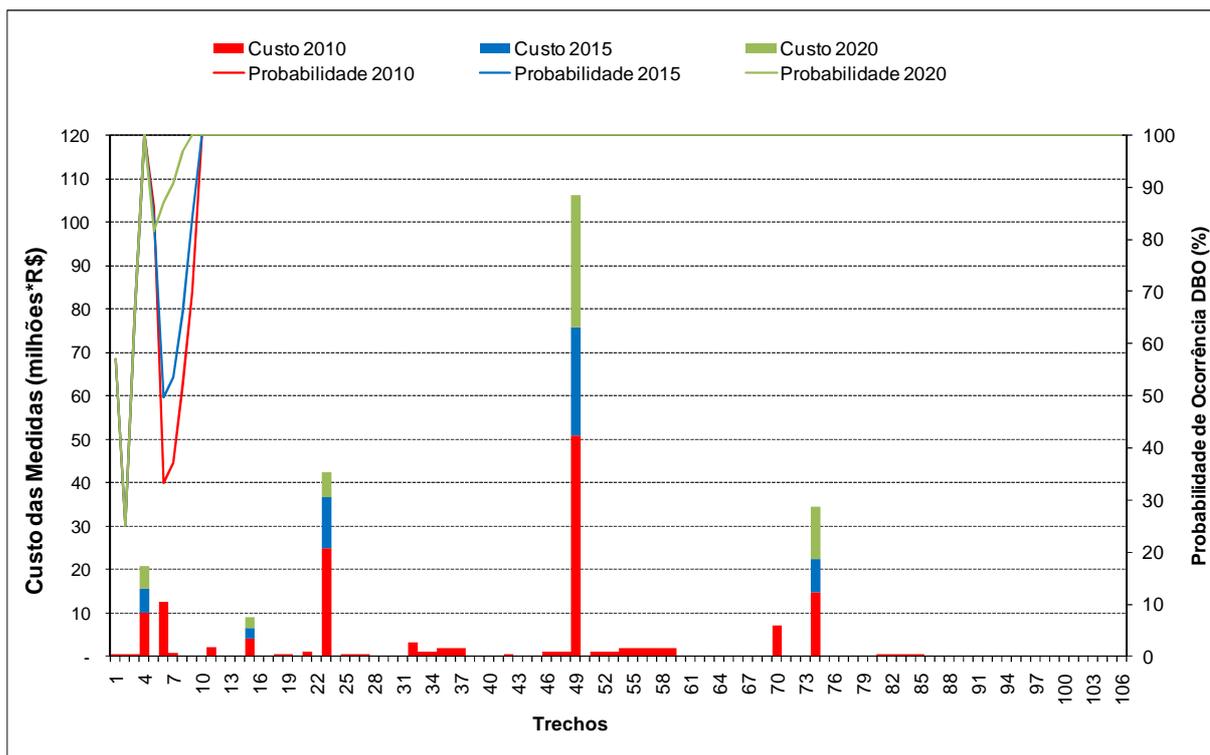


Figura 8.29 - Escalonamento das ações previstas no Cenário 3

Como visto, a expansão da área de cobertura do sistema de coleta e tratamento de esgoto apresentou resultados semelhantes em relação à melhoria da qualidade da água quando implementadas as ações previstas para um mesmo cenário de remoção de carga, como pode ser visualizado na Figura 8.27, Figura 8.28 e Figura 8.29.

A partir desta análise verificou-se que além da expansão do sistema de coleta e tratamento de esgoto tornou-se necessário aumentar o nível de tratamento ao longo do período de planejamento, conforme apresentado a seguir.

8.7.3. Metas de expansão e aumento de remoção de carga para 2015 e 2020

A inclusão do procedimento de expansão do nível de tratamento de esgoto no MECA foi realizada a partir dos dados apresentados no Item 7.2.6.

Para esta análise foi considerada a mesma expansão do sistema de coleta e tratamento apresentado no Item anterior, em função da estimativa populacional, e o aumento do nível de tratamento da estação, onde a estratégia adotada pode ser observada na Tabela 8.9 indica a estratégia adotada nesta análise.

Tabela 8.9 – Estratégia de planejamento para expansão e aumento de nível de tratamento de esgoto

Período	Expansão		Nível de Tratamento
	Coleta (%)	Tratamento (%)	
2010	60	60	Primário
2015	80	80	Secundário
2020	100	100	Terciário

Para tratamento da carga difusa foi considerada a utilização de bacia de detenção úmida, tendo em vista a eficiência média de remoção de fósforo deste sistema indicada na bibliografia analisada, Item 7.1.2. O sistema de tratamento considerado para 2015 foi UASB seguido de biofiltro aerado submerso e para 2020 foi lodo ativado convencional com remoção biológica de Nitrogênio e Fósforo.

A Figura 8.30 mostra o resultado da estratégia de metas progressivas proposta para a bacia do Rio Iguaçu para o período de planejamento entre 2010 – 2020. Como pode ser observado na Figura, o atendimento da qualidade da água para o parâmetro DBO aumenta significativamente após a implementação das medidas previstas para 2015, o trecho que apresentou menor grau de obediência ao seu enquadramento foi o Trecho 6 com atendimento à classe de 43% do tempo.

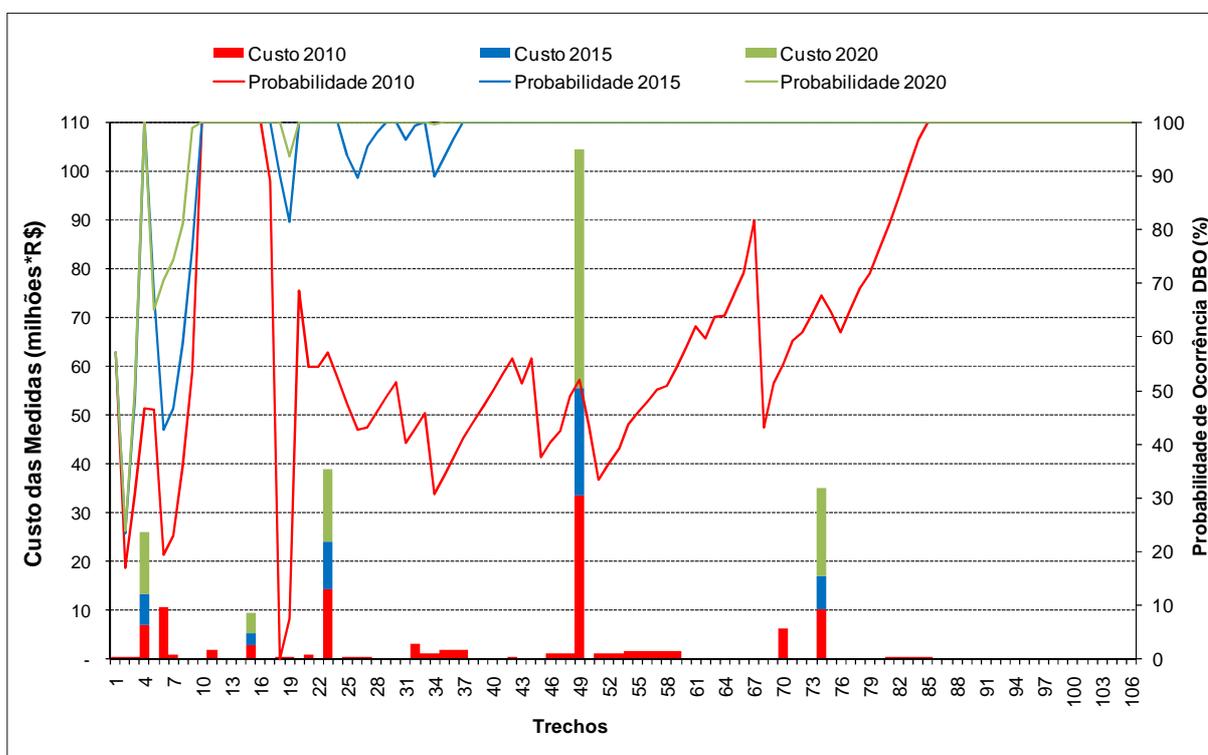


Figura 8.30 – Comportamento da DBO com aumento do nível de tratamento de esgoto e expansão do sistema no horizonte de planejamento

Nesta análise foi incluído o perfil de atendimento à classe do fósforo, devido ao baixo atendimento apresentado nos cenários propostos no Item 8.7.1. A definição da medida proposta para o ano de 2020 levou em consideração o comportamento deste parâmetro. A Figura 8.31 mostra o resultado da estratégia proposta para melhorar o atendimento do P às classes do Rio Iguazu para o período de planejamento entre 2010 – 2020. Como pode ser observado na Figura, o atendimento da qualidade da água para o parâmetro P apresenta uma pequena melhora somente a partir da implantação das medidas previstas para 2020, último ano de planejamento. Observa-se na Figura 8.31 que entre os Trechos 18 – 68 o atendimento à classe permanece em zero.

Como indicado na Figura 8.10 através das estruturas *Box-plots*, obtidas com a série do monitoramento da qualidade da água para o parâmetro, as concentrações de fósforo no rio são elevadas, permanecendo fora dos padrões estabelecidos para as classes de enquadramento previstos na Resolução CONAMA 357/05. A simulação do parâmetro no modelo MECA representa de forma satisfatória o comportamento do fósforo no Rio Iguazu.

Neste estudo de caso foram estimadas medidas de controle de carga poluidora apenas para a área de contribuição ligada diretamente ao rio principal e como visto as mesmas não foram suficientes para atender aos limites previstos para as classes do rio. O aporte de carga de P no Rio Iguazu é elevado e as ações de controle devem estender-se para as áreas de contribuição dos tributários.

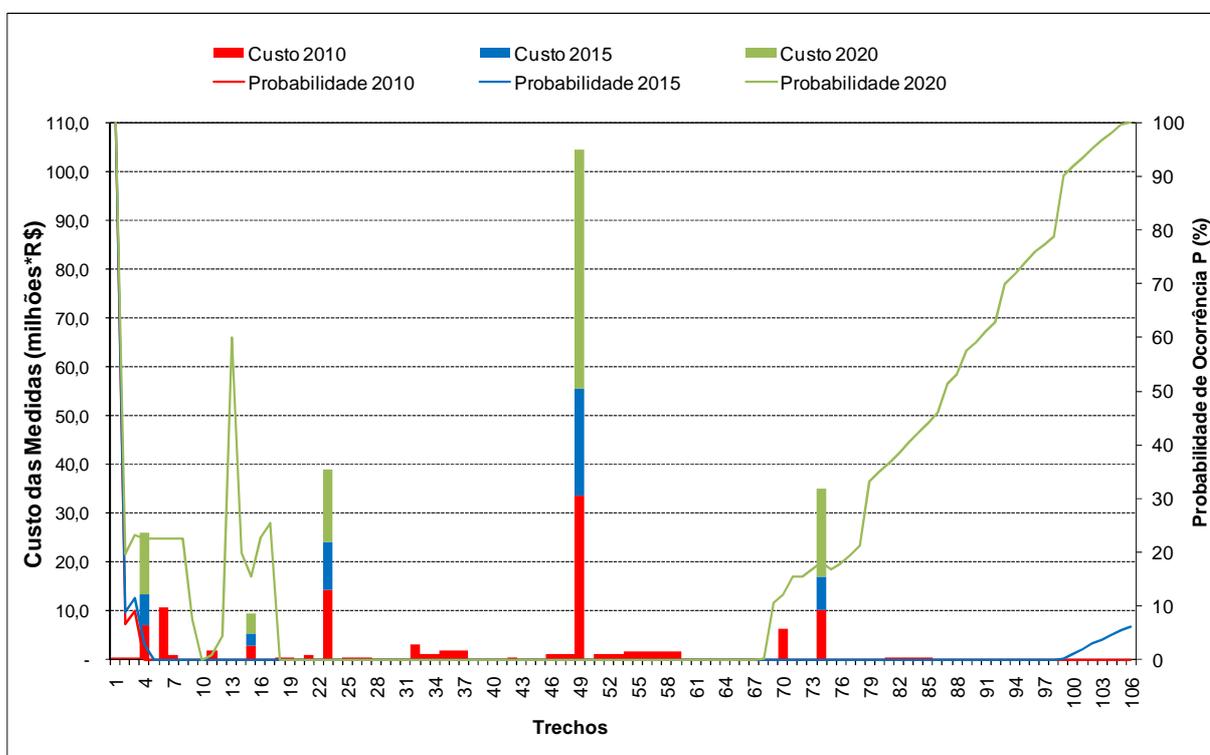


Figura 8.31 - Comportamento do P com o aumento do nível de tratamento de esgoto e expansão do sistema no horizonte de planejamento

O custo das medidas de controle da poluição propostas para 2010 foi R\$ 124,6 milhões, onde foram implantadas as estruturas de controle da carga difusa e para o tratamento primário avançado de esgoto com cobertura de 60% de coleta e tratamento. Em 2015, o custo das medidas de tratamento de esgoto, com expansão da rede coletora e tratamento em 80% de cobertura e aumento de nível primário para secundário, foi R\$ 47,4 milhões. As ações previstas para 2020 tiveram um custo de R\$ 98,3 milhões, onde foi considerado o aumento de tratamento secundário, atingido em 2015, para tratamento terciário e com expansão do sistema de coleta e tratamento para 100% do esgoto produzido. O custo total da estratégia proposta para obtenção do grau de atendimento do parâmetro DBO e P aos padrões definidos para as classes do Rio Iguaçu, conforme indicado na Figura 8.30 e Figura 8.31, foi R\$ 270,2 milhões.

Cabe destacar que os custos das medidas de ação estabelecidas neste estudo de caso fazem parte de uma mostra da potencialidade de aplicação da metodologia desenvolvida e não necessariamente representam o valor real que deverá ser investido para a obtenção da meta proposta. Este estudo considerou uma série de hipóteses que muitas vezes podem não representar a realidade integral encontrada na implementação das medidas de despoluição, no entanto, isto não desvalida o método das funções de custo desenvolvido por esta tese.

Assim sendo, o estabelecimento da estratégia de ação para obtenção da meta de enquadramento utilizada no exemplo produzido nesta tese considerou as seguintes hipóteses:

- Considerou-se que a eficiência de coleta de esgoto cobriu integralmente a população estabelecida para os anos de planejamento, ou seja, uma vez adotado 60, 80 ou 100% de coleta representa que dentro destes valores toda a população dentro deste percentual estaria sendo atendida, o que na prática muitas vezes não ocorre, pois algumas partes da rede acabam ficando desconectadas.
- Outro aspecto adotado foi quanto à manutenção dos sistemas atualmente existentes, os quais muitas vezes precisam ser substituídos por novas estações em função da baixa eficiência de tratamento e condições de funcionamento do sistema. Esta abordagem não foi considerada no estudo, onde admitiu-se que os sistemas atuais continuariam funcionando em perfeitas condições, não precisando de reparos ou substituições.
- A população utilizada para os anos de planejamento foram as populações incrementais mais a remanescente que não haviam sido atendidas nos anos de planejamento anteriores.

É importante destacar as hipóteses assumidas no exemplo aqui construído para composição do custo total no estabelecimento da meta final de enquadramento, onde foi

considerado o aumento da frequência de atendimento às classes propostas para o rio Iguaçu.

8.8. Considerações do sobre o modelo MECA

Neste Capítulo foi realizada uma aplicação do modelo desenvolvido na Bacia do Rio Iguaçu visando apresentar as possibilidades de utilização do MECA.

O modelo permite a realização de inúmeras combinações de cenários de remoção de carga e estratégias de metas progressivas para o estabelecimento da meta final, a efetivação do enquadramento dos recursos hídricos.

Dois novos conceitos foram inseridos integradamente no modelo para o processo de gestão, sendo eles o risco de não atendimento da qualidade da água à classe proposta para o rio e o custo necessário para aumentar o atendimento à classe. O modelo ainda utiliza conceitos já consagrados como a integração da qualidade e quantidade da água e o estabelecimento de metas de despoluição, mas que não estavam sendo analisados de forma automatizada. A contribuição do modelo desenvolvido está na automatização e na criação de rotinas em uma plataforma computacional eficiente, de fácil entendimento e capaz de produzir resultados direcionados para o processo de gestão.

O modelo desenvolvido considera integradamente uma série de parâmetros relacionados ao processo de gestão, a Figura 8.32 ilustra as variáveis consideradas no MECA. O perfil de probabilidade de ocorrência dos parâmetros de qualidade da água representa a relação entre os cenários de vazão (Q95%, Q80%, Qmlp e Qdifusa), a concentração atual e a concentração desejada (meta de qualidade), o que resulta na integração da quantidade com a qualidade da água. As informações pertinentes ao aporte de carga poluente juntamente com as alternativas de medidas de despoluição disponibilizadas no modelo auxiliam a definição dos cenários de remoção de carga. O modelo fornece o custo de cada medida visando torná-las factíveis com a capacidade de investimento da sociedade e ainda indica a distribuição espacial das medidas com o impacto das mesmas sobre a qualidade da água.



Figura 8.32 – Parâmetros integrados nas análises do MECA para atendimento à classe de enquadramento

Como indicado na Figura 8.32, o modelo proposto permite uma análise integrada entre parâmetros essenciais para a obtenção da qualidade da água compatível com os usos desejados, através do estabelecimento de metas realizáveis física e financeiramente. Desta forma, pode-se destacar que a proposta apresentada contribui para o processo de gestão de recursos hídricos, uma vez que o enquadramento tem o caráter integrador necessário para a efetivação do processo, como estabelecido pela Política Nacional de Recursos Hídricos.

O enquadramento dos corpos hídricos é um instrumento de planejamento, assim sendo, sua efetivação deve ser pautada sobre estratégias de ações definidas em comum acordo. Deste modo, o modelo de gestão foi desenvolvido de forma que permitisse a flexibilidade para a definição das metas intermediárias e final, assim como a facilidade de inserir futuros aperfeiçoamentos e ajustes para auxiliar a tomada de decisão.

9. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

9.1. Conclusões

Nas últimas décadas observou-se um avanço significativo na gestão de recursos hídricos no Brasil, onde a instituição da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/97) inseriu aspectos e conceitos fundamentais para a efetivação do processo, como o estabelecimento dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, a gestão integrada dos aspectos de quantidade e qualidade d'água e a integração dos instrumentos de gestão de recursos hídricos com os de gestão ambiental.

Este estudo teve como motivação o importante papel do enquadramento para efetivação do processo de gestão de recursos hídricos e ambiental. No entanto, verificou-se que a maioria das bacias hidrográficas do país não apresentam seus corpos d'água enquadrados ou reenquadrados em função dos usos prioritários.

Uma análise sobre a situação atual do enquadramento dos corpos hídricos mostrou que existem dificuldades metodológicas para implementação do instrumento nas bacias hidrográficas, assim como a falta de integração de conceitos estabelecidos pelo sistema de gestão para elaboração das propostas de enquadramento.

O objetivo principal desta tese foi desenvolver um modelo matemático de gestão para auxiliar a elaboração da proposta de enquadramento e o estabelecimento das metas progressivas necessárias para efetivação da meta final do enquadramento.

Para obtenção do objetivo proposto foram inseridos ao modelo novos critérios de análise, direcionados para o processo de gestão, sendo eles a probabilidade de ocorrência da qualidade da água, o qual admite o risco de não atendimento à classe de enquadramento, e o custo das medidas de despoluição necessárias para aumentar o atendimento ao enquadramento proposto.

A inserção da probabilidade de ocorrência da qualidade da água para o processo de gestão partiu da ideia de associar a distribuição da probabilidade dos parâmetros de qualidade da água com as frequências de vazão. O método proposto reforça a integração dos aspectos de quantidade e qualidade da água, fundamental para o sistema de gestão de recursos hídricos. Desta forma, é possível estabelecer estratégias de enquadramento para as classes associadas ao risco de não atendimento aos requisitos da classe de enquadramento.

A probabilidade de ocorrência da qualidade da água tem caráter pioneiro e representa uma quebra de paradigma no processo de gestão de recursos hídricos no país, pois substitui a adoção de um valor único para a vazão de referência e considera o risco do não atendimento do padrão de qualidade da água estabelecido para o enquadramento.

A adoção de um valor único para a vazão de referência restringe a análise do enquadramento sobre vazões semelhantes ao valor adotado. O critério da probabilidade de ocorrência da qualidade da água trás incluso a utilização de um conjunto de vazões de referência, desta forma, as atividades desenvolvidas no âmbito da bacia hidrográfica podem ser representadas de modo mais realista quanto aos impactos sobre a qualidade da água.

A hipótese do não atendimento à classe do enquadramento tem na própria Resolução 357/05 seu embasamento legal, a qual considera o risco do não atendimento da classe associado à ocorrência da vazão de referência. Assim como, a Resolução assume que a qualidade da água pode estar em desacordo com a meta pretendida no momento da elaboração da proposta, devendo, para estas situações, serem estabelecidas metas intermediárias e final para efetivação do enquadramento.

A utilização deste conceito apresenta vantagens para a gestão da qualidade da água, sendo útil para os instrumentos de controle da poluição através da verificação da frequência de violação da qualidade da água e da amplitude do risco de violação em função do acréscimo de carga poluente lançada no corpo hídrico.

A probabilidade de ocorrência da qualidade da água, da forma em que está sendo calculada nesta pesquisa, representa o papel integrador entre o processo de gestão ambiental e de recursos hídricos, o qual fornece diretrizes para o processo de planejamento, fiscalização e monitoramento dos órgãos licenciadores, formulação de critérios de penalidades. Assim como, para os instrumentos de gestão de recursos hídricos, como a outorga de lançamento de efluentes e a cobrança pelo uso dos recursos hídricos.

O enquadramento dos corpos d'água estabelece a qualidade da água do corpo hídrico a ser atendida e ou mantida para atender aos usos mais exigentes. O atendimento à classe desejada será obtido através da implantação de medidas físicas ou de gestão. No entanto, como observado na maioria dos processos de enquadramento realizados no Brasil, os custos para o alcance do objetivo de qualidade desejado não foram incorporados na elaboração das propostas e, desta forma, ocorre que os enquadramentos propostos não sejam efetivados. Assim sendo, observa-se que existe uma indissociável relação entre a melhoria da qualidade da água e a disponibilidade de investimentos.

A partir desta constatação e da importância do aspecto econômico na viabilização das metas de despoluição propostas, esta Tese desenvolveu uma fonte de consulta pública para análise preliminar dos custos de investimentos em medidas de despoluição hídrica, servindo de referência para técnicos e órgãos gestores de recursos hídricos e meio ambiente, bem como valer-se destas informações para subsidiar a elaboração das propostas do instrumento de planejamento enquadramento dos corpos d'água estabelecido pela Lei 9.433 de 1997.

Para obtenção do custo total das medidas de despoluição hídrica foram considerados os custos para o controle de carga de origem doméstica, os quais englobaram o custo de implantação de estações de tratamento de esgoto, rede coletora, interceptores, estações elevatórias de esgoto e custos de operação e manutenção. Para o controle da carga de origem difusa foram considerados os custos de implantação dos sistemas de reservação e operação e manutenção.

No intuito de produzir uma fonte de pesquisa de custos das medidas de despoluição foram apresentadas funções de custo, as quais representam uma fonte rápida de informação para análise preliminar dos custos necessários para a obtenção da meta de enquadramento. Estes dados são fundamentais para as etapas de planejamento.

O MECA, modelo de gestão desenvolvido nesta tese, considera, juntamente com a probabilidade de atendimento à classe e os custos de despoluição, conceitos já consagrados na gestão de recursos hídricos, os quais, até então, não haviam sido inseridos integradamente em uma plataforma computacional.

O modelo para enquadramento dos corpos d'água incluiu integradamente aspectos de quantidade e qualidade da água, os usos prioritários, simulação da qualidade da água e o estabelecimento de alternativas de despoluição hídrica, permitindo a realização de inúmeras combinações de cenários de remoção de carga e estratégias de metas progressivas para o estabelecimento da meta final.

Uma amostra da potencialidade de utilização do modelo foi realizada na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, localizada na Região Metropolitana de Curitiba – PR, a qual é considerada uma bacia crítica em função da degradação da qualidade da água de seus corpos hídricos.

A análise das respostas do método proposto por esta Tese tornou possível analisar o comportamento da qualidade da água do Rio Iguaçu quanto ao atendimento às classes do enquadramento para a situação atual de aporte de cargas. Em função do baixo atendimento às classes de enquadramento propostas para o Rio, foram estabelecidas metas progressivas visando o aumento do atendimento às classes, assim como os investimentos necessários para atingir à meta desejada. Esta aplicação indicou a necessidade de análise conjunta entre os critérios relacionados no processo de gestão de recursos hídricos, onde a escolha de um sistema de tratamento indevido pode não levar a obtenção dos resultados desejados no que diz respeito à qualidade da água. Os critérios analisados foram o atendimento à classe e o custo das medidas de despoluição consideradas para três diferentes cenários de remoção de carga.

O modelo mostrou-se útil para a definição das metas progressivas e finais do enquadramento, permitindo o estabelecimento de diferentes alternativas para a tomada de

decisão, a qual deve ser adotada através dos anseios da comunidade em função da qualidade de água e da capacidade de investimento.

A contribuição do modelo desenvolvido está na automatização e na criação de rotinas de cálculo dos critérios estabelecidos para análise da proposta de enquadramento dos corpos hídricos com metas progressivas. A inserção destes critérios em uma plataforma computacional única traz agilidade para o sistema de gestão da qualidade da água e contribui para a efetivação da gestão de recursos hídricos no Brasil.

O modelo desenvolvido permite a incorporação de novos critérios e equacionamentos à medida que surgirem novas necessidades e inovações para o sistema de gestão de recursos hídricos, o que fornece um caráter flexível para possíveis atualizações e aperfeiçoamentos.

O modelo MECA possui uma interface gráfica amigável e facilitada em virtude da utilização do Microsoft Office EXCEL 2007, onde as rotinas de cálculo foram criadas vinculadas à linguagem de programação do Excel (Visual Basic for Application – VBA). A didática utilizada no desenvolvimento da interface buscou suprir as dificuldades encontradas para elaboração da proposta de enquadramento, onde os resultados são direcionados para o processo de gestão, contribuindo para a efetivação da gestão de recursos hídricos.

9.2. Recomendações

Este estudo foi desenvolvido visando suprir a carência metodológica observada na revisão dos enquadramentos realizados e na experiência do projeto Bacias Críticas. Porém, algumas dificuldades foram encontradas durante a realização das etapas desta tese, as quais são importantes destacar, assim como, recomendar o desenvolvimento de estudos para o aprimoramento e complementação da metodologia proposta.

O levantamento dos custos das medidas de despoluição hídrica foi uma etapa complexa do estudo, uma vez que estes dados são de difícil acesso público. As funções de custo apresentadas nesta tese são representativas das regiões descritas no texto, portanto, ressalta-se a necessidade de levantamento de informações que possibilitem uma cobertura nacional de dados para composição das funções de custo. Desta forma, será possível a obtenção de funções de custo regionais, pois entende-se que as especificidades locais influenciam diretamente nos custos das medidas de controle de carga poluidora.

Outro aspecto notório no desenvolvimento da tese e que merece aprofundamentos futuros é em relação à utilização da probabilidade de ocorrência dos parâmetros de qualidade da água, visto que este critério pode auxiliar no processo de efetivação da qualidade da água. Para isto, recomenda-se o desenvolvimento de estudos e a otimização do monitoramento integrado da quantidade e qualidade da água, tendo em vista a

obtenção da probabilidade de ocorrência da qualidade da água a partir dos dados da série histórica do monitoramento. Assim, as aproximações na obtenção do risco de não atendimento aos padrões de qualidade da água serão caracterizados apenas pelas variações das concentrações dos parâmetros de qualidade da água em virtude da oscilação dos períodos de seca e cheia. Para isto, destaca-se o importante papel do monitoramento integrado da quantidade e qualidade da água para o processo de gestão, uma vez que o monitoramento fornece uma base sólida de informações sobre o comportamento atual e tendencial dos corpos hídricos, sem o qual não é possível aplicar as medidas de gestão. Assim sendo, é fundamental para o processo de gestão a melhoria e ampliação das redes de monitoramento que permitam a efetivação da gestão de recursos hídricos no país.

Cabe enfatizar a sublimada importância de estudos e projetos que focalizem as principais características de tratamento dos sistemas de tratamento de esgoto sanitário, seja em função da concentração máxima do efluente ou da eficiência mínima de remoção, tendo-se em vista a divulgação destes resultados, os quais possam ser utilizados na formulação de alternativas de despoluição hídrica para efetivação dos instrumentos de gestão.

No decorrer do desenvolvimento do estudo constatou-se que a carga de origem difusa contribui significativamente com a degradação da qualidade da água das bacias hidrográficas. Todavia, no Brasil não foram adotadas medidas para o controle da mesma, o que dificultou a obtenção dos custos reais a nível nacional. A aproximação dos custos realizada indicou que as medidas planejadas representam custos reduzidos e, assim sendo, recomenda-se a inclusão do controle da carga difusa no planejamento para controle da poluição da água e, ainda, que os custos destas medidas sejam divulgados possibilitando, desta forma, o aprimoramento do equacionamento adotado nesta pesquisa

Destaca-se a importância do desenvolvimento de plataformas computacionais para auxiliar o processo de tomada de decisão, como o que foi apresentado nesta tese. Assim sendo, recomenda-se a contínua evolução e aperfeiçoamento desta técnica, como por exemplo, a adoção de Sistema de Informações Geográfica, com o qual é possível a obtenção de mapas temáticos.

O enquadramento dos corpos hídricos é um instrumento de planejamento, desta forma, as metas devem ser estabelecidas de acordo com as necessidades e disponibilidades da bacia hidrográfica, em termos de qualidade da água e de condições financeiras. O instrumento deve ser difundido e discutido não apenas entre os órgãos gestores, mas junto com a comunidade.

A efetivação da gestão da qualidade da água está diretamente relacionada com a integração dos instrumentos de gestão de recursos hídricos e ambiental, com isto, é fundamental que na prática exista esta integração. Para isso os instrumentos, de recursos hídricos e ambiental, devem utilizar a mesma base de dados, ou seja, um sistema de

informações em comum e que as análises sejam elaboradas com um olhar sobre toda a bacia hidrográfica.

10. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. *Cadernos de Recursos Hídricos: Panorama do enquadramento dos corpos d'água*. Brasília: ANA, 2005a. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br>>. Acesso em 15 de novembro de 2006.

_____. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2009. Brasília: ANA, 2009a. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br>>. Acesso em 11 de agosto de 2009.

_____. Caderno de Recursos hídricos: Implementação do enquadramento em bacias hidrográficas no Brasil; Sistema nacional de Informações sobre Recursos Hídricos. 145p. Brasília: ANA, 2009b.

ASCE - AMERICAN SOCIETY CIVIL ENGINEERS. Guide for Best Management Practice (BMP) Selection in Urban Developed Areas. Urban Water Infrastructure Management Committee, 2001.

BOF, V.S.; et al. ETEs Compactas Associando Reatores Anaeróbios e Aeróbios Ampliam a Cobertura do Saneamento no Estado do Espírito Santo. In: 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001, João Pessoa.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução n. 12, de 19 de junho de 2000. Brasília, 2000.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Recursos Hídricos. Panorama e estado dos recursos hídricos do Brasil - Volume 1 / Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos. MMA, 2006.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos. Política Nacional de Recursos Hídricos. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Brasília, 1997.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Brasília, 2005.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 20, de 1986. Brasília, 1986.

BRASIL. Ministério das Cidades, 2003. Consultoria para Elaboração do Estudo “Dimensionamento das Necessidades de Investimentos para a Universalização dos Serviços de Abastecimento de Água e de Coleta e Tratamento de Esgotos Sanitários no Brasil”. Programa de Modernização do Setor Saneamento - Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. – Relatório Final, 2003.

_____. Ministério das Cidades, 2010. O Setor de Saneamento e Perspectiva do O Setor de Saneamento e Perspectiva do Programa de Aceleração do Programa de Aceleração do Crescimento - PAC Crescimento – PAC, 2010.

BRITES, A.P.Z; P; ET AL. Utilização das Funções de Custos para Análise de Medidas de Despoluição Hídrica. In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, São Paulo, 2007.

BRITES, A.P.Z. Avaliação da Qualidade da Água e dos Resíduos Sólidos no Sistema de Drenagem Urbana. 177f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Hidráulica e Saneamento – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

BROWN, L, C.; BARNWELL, T. O. Jr. The Enhanced Stream Water Quality Model QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Computer Program Documentation and User Manual. Athens: United States Environmental Protection Agency, 1987. 189 p.

BRUDEKI, N.M.; AISSE, M. M. Custos Estruturais por Habitante em Saneamento Básico no Estado do Paraná. In: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 02 a 07 de setembro de 2007 - Belo Horizonte/MG.

CHAPRA, S. C. Surface Water Quality Modeling. USA: McGraw-Hill, 1997. 844p.

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

COSTA, M; CONEJO, J. A Implementação do Enquadramento dos Corpos d'água em Bacias Hidrográficas: Conceitos e Procedimentos. In: XVIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, Campo Grande, Anais/CD-ROOM, Campo Grande, 2009.

DAEE. Projeto Água Limpa. Disponível em: <http://www.daee.sp.gov.br/agua limpa>, último acesso 20/09/2010.

DANTAS, G; GARCIAS, C; AISSE, M. Metodologia para a Escolha de Sistemas de Tratamento de Esgoto Doméstico para Comunidades Nucleadas pelo Exército Brasileiro. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2005 - Campo Grande/MS, 2005

DINIZ, L. T. Efetivação das Metas de Qualidade de Águas Superficiais no Brasil, 2007. 158p. Dissertação de mestrado - Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo. 2007.

DINIZ, L.T.; ET AL. Integração da Gestão da Água e o Enquadramento. In: WORKSHOP SOBRE GESTÃO ESTRATÉGICA DE RECURSOS HÍDRICOS, 2006, Brasília. Anais/CD-ROOM, Brasília: ABRH, 2006.

EHRlich, P.J; MORAIS, E.A. *Engenharia Econômica: Avaliação e Seleção de Projetos de Investimentos*. 6. ed. – São Paulo: Atlas, 2005.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). A Guide to the Selection of Cost-Effective Wastewater Treatment Systems. EPA – 430/9-75-002, July 1975.

_____. An Analysis of Construction Const Experience for Wastewater Treatment Plants. EPA – 430/9-76-002, February 1976.

_____. Preliminary Data Summary of Urban Storm Water Best Management Practices. EPA-821-R-99-012. EPA Office of Water. Washington, D.C. 1999.

FÁTIMA DE SÁ, J; ET AL. Comparação das curvas de permanência obtidas pelo modelo de desagregação de vazões diárias com as obtidas pelo modelo de regionalização HG-171. In: I SIMPÓSIO SUL-SUDESTE DE RECURSOS HÍDRICOS. Anais/CD-ROOM, Curitiba, 2006.

FRANÇA, M.S; ET AL. Estabelecimento de metas progressivas através de estratégias de investimento segundo diferentes graus de poluição hídrica: estudo de caso da bacia do Rio Palmital. In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2007, São Paulo – SP, 2007.

HAUPT, J. Cargas difusas de origem urbana: cálculo das concentrações médias do evento. Iniciação Científica. (Graduando em Engenharia Civil Escola Politécnica) - Universidade de São Paulo, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, 2005.

HIRSCHFELD, H. *Engenharia Econômica e Análise de Custos*. 7. ed. São Paulo: Atlas, 2000.

JORDÃO, E. D.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 40 Edição, Rio de Janeiro, 932 p., 2005.

LEEUWESTEIN, J. M. Proposição de suporte metodológico para enquadramento de cursos de água, 2000. xv, 201p. Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

MACHADO, F.W; ET AL. Método Simplificado para Relacionar Concentração de DBO, Vazão e os Conceitos de Permanência e Risco. In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2007, São Paulo – SP, 2007.

MACIEL Jr., P. *Zoneamento das águas: um instrumento de gestão dos recursos hídricos*. Belo Horizonte: 2000.112p.

MACIEL Jr., P.; CARVALHO, J.; LACERDA, W.. Grupo Temático: Enquadramento. In: V ENCONTRO NACIONAL DOS COMITÊS DE BACIAS HIDROGRÁFICAS - Relato dos trabalhos. Aracaju, 2003. Disponível em: www.rededasaguas.org.br/forum/v_encontro.pdf acesso em: 11/04/05 13:30.

MARIN, M.C.C; ET AL.. Proposta Preliminar de Reenquadramento dos Corpos de Água em Classes e Avaliação do seu Risco de Não Atendimento: estudo de caso da bacia do Alto Iguaçu. In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2007, São Paulo – SP, 2007.

MOTA, S.; AQUINO, M.. *Gestão Ambiental*. In: Campos, N & Studart, T. Gestão das águas – princípios e práticas. 2. ed. Porto Alegre: ABRH, 2003, 242p.

NUNES, C.M.; LIBÂNIO, P.A.C.; SOARES, S.R.A. Custos Unitários de Implantação de Estações de Tratamento de Esgotos a partir da Base de Dados do Programa Despoluição de Bacias Hidrográficas – PRODES. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2005, Campo Grande - MS. 2005.

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

PILÃO, N.E.; HUMMEL, P.R. *Matemática Financeira e Engenharia Econômica: a Teoria e a Prática da Análise de Projetos de Investimentos*. – São Paulo: Pioneira Thomson Learning, 2003.

PARANASAN – SANEPAR. Plano Diretor de Abastecimento de Água – Sistema Integrado de Abastecimento de Água de Curitiba – Revisão do Plano Diretor (Geotécnica) 1991. UGP PARANASAN – SANEPAR, 2000.

PLANO DA BACIA DO ALTO TIETÊ. Relatório Final. Fundação Universidade de São Paulo, CBHAT, 2009.

PORTO, M. F. A. As Interfaces entre os Processos de Licenciamento Ambiental e Outorga pelo Uso da Água, Mesa Redonda 10, In: XVIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, Campo Grande, MS, 2009. Disponível em <http://www.abrh.org.br/xviiiisbrh/download.php>, último acesso 20/05/2010.

PORTO, M. F. A. Sistemas de gestão da qualidade das águas: Uma proposta para o caso brasileiro, 2002. 131p. Tese (Livre Docência em Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

PORTO, R. L.; AZEVEDO, L. G. Sistemas de suporte a decisões aplicados a problemas de recursos hídricos. In: Técnicas quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos. Coordenação e organização científica: PORTO, R. L. Porto Alegre: Ed. da Universidade/UFSGS/ABRH, 1997 (Coleção ABRH de recursos hídricos). p. 42-95. 1977.

PORTO, R. L. et al. Sistema de suporte a decisão para análise de sistemas de recursos hídricos. In: Métodos Numéricos em Recursos Hídricos 6. Org. por da Silva, R. C. V., ABRH, ed. UFRGS, Porto Alegre - RS, 2003.

PRIOLLI, P.S.; NETO, J.A.; NETTO, M.J. Curvas de custos de estações de tratamento de esgoto para estimativa de investimento. In: 17º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1993, Natal – RN. 1993.

PROJETO IGUAÇU – Análise da Sustentabilidade Econômica e Ambiental de Metas de Despoluição Hídrica – Estudo de Caso: Alto Iguaçu, Volume 1/6 - Relatório Final. Fevereiro/2005.

PROSAM - Programa de Saneamento Ambiental da Região Metropolitana de Curitiba – Secretaria de Planejamento, Governo do Estado do Paraná, 1991.

ROBERTO, A.N; PORTO, R; NETO, H.L. Plataforma Generalizada para Análise de Outorga para Captação de Água e para Lançamento de Efluentes. In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2007, São Paulo – SP, 2007.

RODRIGUES, R.B. SSD RB - Sistema de Suporte a Decisão Proposto para a Gestão Quali-Quantitativa dos Processos de Outorga e Cobrança pelo Uso da Água. 155 p. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2005.

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Estudo de Custo de Empreendimentos, 2006.

SAMPAIO, A.; GONÇALVES, M. Custos Operacionais de Estações de Tratamento de Esgoto por Lodos Ativados: Estudo de Caso ETE – BARUERI. In 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Rio de Janeiro/ RJ, 1999.

SELVAKUMAR, A.. BMP's Cost. In: The use of best management practices (BMP) in urban watersheds. USA: Environmental Protection Agency. Office of Research and Development , Washington DC 20460. EPA/600/R-04/184, 2004. 271p.

SOBRINHO, P.A. Tratamento de esgoto – Concepções básicas, geração de lodo, consumo de energia e custos de implantação. Notas de Aula, 2005.

SUDERHSA - SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL. Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu. Curitiba, 2000.

SUREHMA – SUPERINTENDÊNCIA DOS RECURSOS HÍDRICOS E DO MEIO AMBIENTE. Portaria SUREHMA N°20 de maio de 1992, dispõe sobre o enquadramento dos corpos aquáticos no Paraná, 1992.

TEIXEIRA, C.A. Gerenciamento Integrado de Quantidade e Qualidade de Água. 252p. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2004.

TORRES, O.F.F. *Fundamentos da engenharia econômica e da análise econômica de projetos*. São Paulo: Thomson Learning, 2006.

TUCCI, C. E. M. *Modelos Hidrológicos*. Ed. Universidade/UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos- ABRH. Porto Alegre:, 1998.

URBAGUA. Instrumentos de gestão integrada da água em áreas urbanas. Subsídios ao Programa Nacional de Despoluição das Bacias Hidrográficas e estudo exploratório de um programa nacional de apoio à gestão integrada. 2003

USP/UFPR. Relatório do Projeto Bacias Críticas: bases técnicas para a definição de metas progressivas para o seu enquadramento e a integração com os demais instrumentos de gestão. São Paulo: FINEP/CTHIDRO, 2007.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3. ed., Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 243 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1).

YAZAKI, L. F. O ET AL. Uso Potencial de Sistemas Mistos de Esgotos e Águas Pluviais para Redução da Poluição Hídrica em Bacias Urbanas. In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, São Paulo, Anais/CD-ROOM, São Paulo, 2007.

YAZAKI, L. F. O. Cooperação Internacional Brasil-Itália em Saneamento Ambiental. Programa de Melhoria do Setor de Saneamento - PMSS. Ministério das Cidades. Brasília, 2007.

ANEXOS

ANEXO I – Estimativa Populacional para a Bacia do Rio Iguaçu

Tabela 10.1 - Estimativa incremental da população para os trechos do Rio Iguaçu

Nº Trecho	Dados População 2010					Dados População 2015					Dados População 2020				
	Total	Sem coleta de Esgoto	Com coleta de esgoto	Com coleta e sem tratamento	Com coleta e com tratamento	Total	Sem coleta de Esgoto	Com coleta de esgoto	Com coleta e sem tratamento	Com coleta e com tratamento	Total	Sem coleta de Esgoto	Com coleta de esgoto	Com coleta e sem tratamento	Com coleta e com tratamento
0															
1	3.597	1.984	1.613	175,68	1.437	3.597	2.241	1.356	198	1.158	3.597	2.475	1.123	219	903
2															
4															
5	22.817	16.329	6.488	41,45	6.447	25.768	18.441	7.328	47	7.281	28.455	20.364	8.092	52	8.040
6															
7	3.720	3.146	575	0,00	575	4.201	3.552	649	0	649	4.639	3.923	717	0	717
8	2.642	828	1.814	267,85	1.546	2.984	935	2.049	302	1.746	3.295	1.032	2.263	334	1.929
9															
10	3.618	2.267	1.350	39,59	1.311	4.085	2.560	1.525	45	1.480	4.511	2.827	1.684	49	1.635
11															
12															
13	2.411	1.511	900	78,56	821	2.723	1.707	1.016	89	928	3.007	1.885	1.122	98	1.024
15															
16															
17	4.823	3.022	1801	157	1644	5.447	3.413	2.034	177	1.857	6.015	3.769	2.246	196	2.050
18															
20															
21	61.796	24.719	37.077	37.077	0	67.332	26.934	40.398	40.398	0	72.660	29.065	43.595	43.595	0
22															
23	25.231	10.346	14.885	1.191	13.694	27.492	11.273	16.219	1.297	14.922	29.667	12.165	17.502	1.400	16.102
25															
26															
27	135.332	65.549	69.783	27912	41.871	147.454	71.421	76.033	30.412	45.622	159.124	77.073	82.051	32.819	49.232
28															
29															
47	1.193	1.193	0	0	0	1.300	1.300	0	0	0	1.403	1.403	0	0	0

ANEXO II – Telas do Modelo para Enquadramento dos Corpos d'Água

B28 Eficiência de Tratamento

1 MECA
2 Metodologia para o Enquadramento dos Corpos de Água
3 Ana Paula Zubiaurre Brites
4 3/10/2010

5

6 Descrição do Sistema

7

8 Divisão do Corpo Hídrico

9 Número de Trechos OK

10

11

12 Cenários de Vazões

13 Q80s: Probabilidade de ocorrência da Q80s

14 Q80p: Probabilidade de ocorrência da Q80p

15 QMLP: Probabilidade de ocorrência da QMLP

16 Qdifusa: Probabilidade de ocorrência da Qdifusa

17

18

19

20 Selecionar Parâmetros para Simulação

21 Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO

22 Oxigênio Dissolvido - OD

23 Nitrogênio Total - Nt

24 Fósforo Total - P

25

26

27 Analisar dados em função de:

28 Eficiência de Tratamento

29

30

31

32

33

Nº do Trecho	Nome do Trecho	Selecionar o uso da água mais restritivo	Classe
1	População	recreação de contato primário	Classe 2
2	Propasa cap	recreação de contato primário	Classe 2
3	Propasa eflu	recreação de contato primário	Classe 2
4	População 4	recreação de contato primário	Classe 2
5	Pop. Não tratada 4	recreação de contato primário	Classe 2
6	ETE 58	recreação de contato primário	Classe 2
7	População	recreação de contato primário	Classe 2
8	População	recreação de contato primário	Classe 2
9	Saneapar rese	recreação de contato primário	Classe 2
10	Iraizinho	recreação de contato primário	Classe 2
11	Ponto Olaria	recreação de contato primário	Classe 2
12	Piraquara	recreação de contato primário	Classe 2
13	Ponto 1	recreação de contato primário	Classe 2
14	Canal reti	recreação de contato primário	Classe 2
15	População 15	recreação de contato primário	Classe 2
16	Pop. Não tratada 15	recreação de contato primário	Classe 2
17	Palmital	recreação de contato primário	Classe 2
18	extra 1	recreação de contato primário	Classe 2
19	extra 2	recreação de contato primário	Classe 2
20	População	recreação de contato primário	Classe 2
21	Atuba	recreação de contato primário	Classe 2
22	Ponto 2	abastecimento humano	Classe 3
23	População 23	abastecimento humano	Classe 3
24	Pop. Não tratada 23	abastecimento humano	Classe 3

Next

Instructions Início Hydraulic DadosIncrem Fonte DadosCabec Qualidade_EF Qualidade_eflu Carga_Difusa Coeficientes Balance Diagnostico_MO Diagnostico_Nutri

Figura 10.1 – Tela de abertura do MECA

A9 1

1 MECA
2 Metodologia para o Enquadramento dos Corpos de Água
3 Ana Paula Zubiaurre Brites
4 3/10/2010

5

6 Dados de Entrada

7

Nº Trecho	Nome do Trecho	Início (km)	Fim(km)	Comprimento(km)	Velocidade (m/s)	Profundidade (m)
1	População	0	1	1	0.054	0.024
2	Propasa cap	1	2	1	0.075	0.041
3	Propasa eflu	2	3	1	0.065	0.033
4	População 4	3	3.1	0.1	0.102	0.065
5	Pop. Não tratada 4	3.1	4	0.9	0.102	0.065
6	ETE 58	4	5	1	0.164	0.140
7	População	5	6	1	0.195	0.184
8	População	6	12	6	0.209	0.207
9	Saneapar rese	12	13	1	0.177	0.146
10	Iraizinho	13	14	1	0.179	0.149
11	Ponto Olaria	14	15	1	0.181	0.152
12	Piraquara	15	16	1	0.183	0.154
13	Ponto 1	16	17	1	0.185	0.157
14	Canal reti	17	18	1	0.186	0.158
15	População 15	18	18.1	0.1	0.335	0.389
16	Pop. Não tratada 15	18.1	19	0.9	0.335	0.389
17	Palmital	19	20	1	0.365	0.443
18	extra 1	20	21	1	0.429	0.618
19	extra 2	21	22	1	0.526	0.879
20	População	22	23	1	0.459	0.639
21	Atuba	23	24	1	0.360	0.246
22	Ponto 2	24	25	1	0.376	0.248

Back Next

Instructions Início Hydraulic DadosIncrem Fonte DadosCabec Qualidade_EF Qualidade_eflu Carga_Difusa Coeficientes Balance Diagnostico_MO Diagnostico_Nutri

Figura 10.2 – Tela de entrada dos dados hidrológicos

MECA
 Metodologia para o Enquadramento dos Corpos de Água
 Ana Paula Zubiaurre Brites
 3/10/2010

Dados de Entrada

Nº Trecho	Nome do Trecho	Q95%	Q80%	QMLP	Qdifusa	P Q95% (mg/L)	PQ80% (mg/L)	P QMLP (mg/L)	P Qdifusa (mg/L)	Norg Q95% (mg/L)	Norg Q80% (mg/L)	Norg QMLP (mg/L)	Norg Qdifusa (mg/L)	NH3-NG
1	População	0.039	0.090	0.275	0.19	0.35	0.25	0.20	0.11	4.00	2.72	2.62	2.70	
2	Propasa cap	0.000	0.000			0.00	0.00	0.00	0.00					
3	Propasa eflu	0.000	0.000			0.00	0.00	0.00	0.00					
4	População 4	0.28	0.440	1.91	0.82	0.30	0.25	0.20	0.11	4.10	3.10	3.05	3.00	
5	Pop. Não tratada 4													
6	ETE 58	0.000	0.000			0.00	0.00	0.00	0.00					
7	População	0.119	0.240	0.926	0.58	0.35	0.25	0.20	0.11	2.50	2.99	2.79	2.90	
8	População	0.001	0.020	0.070	0.01	0.35	0.25	0.20	0.11	5.00	2.50	1.90	1.80	
9	Sanepar rese	0.000	0.000			0	0	0	0					
10	Iraizinho	0.000	0.000			0	0	0	0					
11	Ponto Olaria	0.000	0.000			0	0	0	0					
12	Piraquara	0.000	0.001	0.002	0.002	3	2.5	2	1.9	3.60	2.30	1.50	1.40	
13	Ponto 1	0.022	0.043	0.149	0.104	3	2.5	2	1.9	86.75	75.75	69.75	60	
14	Canal reti	0.000	0.000			0	0	0	0					
15	População 15	0.000	0.000			0	0	0	0					
16	Pop. Não tratada 15													
17	Palmaral	0.000	0.000			0	0	0	0					
18	etra 2	0.391	0.777	2.674	1.860	3	2.5	2	1.9	50	40	32	29	
19	etra 2	0.000	0.000			0	0	0	0					
20	População	0.000	0.000			0	0	0	0					
21	Aruba	0.000	0.000	5.080	3.456	0	0	0	0					
22	Ponto 2	0.011	0.023	0.078	0.054	3	2.5	2	1.9	4.00	2.00	1.50	1.40	
23	População 23	0.000	0.000			0	0	0	0					
24	Pop. Não tratada 23													

Figura 10.3 – Tela de entrada dos dados incrementais

MECA
 Metodologia para o Enquadramento dos Corpos de Água
 Ana Paula Zubiaurre Brites
 3/10/2010

Cargas pontuais e captações

Nº do Trecho	Nome do Trecho	Distância (km)	Tipo de Uso	Uso
1	População	1	Carga Pontual	Industrial
2	Propasa cap	2	Captação	Urbana
3	Propasa eflu	3	Carga Pontual	Industrial
4	População 4	3.1	Carga Pontual	Urbana
5	Pop. Não tratada 4	4	Carga Pontual	Industrial
6	ETE 58	5	Carga Pontual	Industrial
7	População	6	Carga Pontual	Industrial
8	População	12	Carga Pontual	Industrial
9	Sanepar rese	13	Carga Pontual	Industrial
10	Iraizinho	14	Carga Pontual	Industrial
11	Ponto Olaria	15	Carga Pontual	Industrial
12	Piraquara	16	Carga Pontual	Industrial
13	Ponto 1	17	Carga Pontual	Industrial
14	Canal reti	18	Captação	Urbana
15	População 15	18.1	Carga Pontual	Urbana

Figura 10.4 – Tela de identificação das características dos usos

MECA

Dados da Cabeceira

Nome do Trecho	Q95%	Q80%	QMLP	Qdifusa
Vazão (m³/s)	0.010	0.020	0.070	0.08
DBO (mg/L)	4	4.5	5	6
OD (mg/L)	7.000	7.200	7.500	7.800
Norg(mg/L)	1.000	0.950	0.900	0.850
Namon(mg/L)	1.000	0.950	0.900	0.850
P (mg/L)	0.020	0.018	0.015	0.014

Figura 10.5 – Informação dos dados da cabeceira

O19 Seleção o Nivel

MECA
Metodologia para o Enquadramento dos Corpos de Água
Ana Paula Zubiaurre Brites
3/10/2010

Seleção do Tipo de Sistema de Tratamento

Nº Trecho	Nome do Trecho	Vazão Q95% (m³/s)	Vazão Q80% (m³/s)	Vazão QMLP (m³/s)	Vazão Qdifusa (m³/s)	BOD	DO	Norg	N _{total}	Ptotal	Cenário 1		
											Nível de tratamento	Tipo de Sistema	Eficiência remoção - DBO
1	População	0.005	0.005	0.005	0.005	337.5	0.0	15.0	20	6.3	***	***	60
2	Propasa cap	0.020	0.020	0.020	0.020	***	***	***	***	***	***	***	***
3	Propasa eflu	0.030	0.030	0.030	0.030	13.8	4.0	0.0	0.0	0.0	***	***	60
4	População 4	0.029	0.029	0.029	0.029	337.5	0.0	15.0	20	6.3	Seleção o Nivel	***	***
5	Pop. Não tratada 4	0.020	0.020	0.020	0.020	337.5	0.0	15.0	20	6.3	Seleção o Nivel	***	***
6	ETE 58	0.001	0.001	0.001	0.001	222.5	0.0	12.0	20	6.3	Seleção o Nivel	***	60
7	População	0.010	0.010	0.010	0.010	337.5	0.0	15.0	20	6.3	***	***	60
8	População	0.001	0.001	0.001	0.001	337.5	0.0	15.0	20	6.3	***	***	60
9	Saneapar rese	1.500	1.500	1.500	1.500	0.0	0.0	4.7	6.8	1.0	***	***	60
10	Iraizinho	0.490	0.840	2.590	1.806	12.4	0.0	4.7	6.8	0.4	***	***	60
11	Ponto Diaria	0.000	0.000	0.000	0.000	0.0	0.0	1.0	5.0	0.0	***	***	60
12	Piraquara	2.000	2.310	3.810	2.667	0.4	6.0	1.6	1.8	0.0	***	***	60
13	Ponto 1	0.000	0.000	0.000	0.000	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	***	***	60
14	Canal reti	3.500	3.500	3.500	3.500	***	***	***	***	***	***	***	60
15	População 15	0.014	0.014	0.014	0.014	337.5	0.0	15.0	10	6.3	Seleção o Nivel	***	***
16	Pop. Não tratada 15	0.009	0.009	0.009	0.009	337.5	0.0	15.0	10	6.3	***	***	***

Figura 10.6 – Tela de entrada dos dados das cargas e definição dos 3 cenários de remoção de carga

F11 Bacia de retenção Úmida

MECA
Metodologia para o Enquadramento dos Corpos de Água
Ana Paula Zubiaurre Brites
3/10/2010

Dado Entrada

Seleção do Tipo de Sistema de Tratamento

Nº Reache	Name Reache	Área Contribuição (m²)	Área Impermeável	Grau de Desenvolvimento	Sistema de Tratamento
1	População	1625000	35%	Em desenvolvimento	Bacia de retenção úmida
2	Propasa cap	1625000	35%	Em desenvolvimento	Bacia de retenção seca
3	Propasa eflu	1625000	35%	Em desenvolvimento	Wetlands
4	População 4	1625000	35%	Em desenvolvimento	***
5	Pop. Não tratada 4			Seleção o grau	***
6	ETE 58	129440000	35%	Em desenvolvimento	Bacia de retenção úmida
7	População	3830000	35%	Em desenvolvimento	Bacia de retenção úmida
8	População	0		Seleção o grau	***
9	Saneapar rese	0		Seleção o grau	***
10	Iraizinho	0		Seleção o grau	***
11	Ponto Diaria	12080000	35%	Em desenvolvimento	Bacia de retenção úmida
12	Piraquara	0		Seleção o grau	***
13	Ponto 1	0		Seleção o grau	***
14	Canal reti	0		Seleção o grau	***
15	População 15	0		Seleção o grau	***
16	Pop. Não tratada 15	0		Seleção o grau	***
17	Palmital	0		Seleção o grau	***
18	extra 1	2080000	35%	Em desenvolvimento	Bacia de retenção úmida
19	extra 2	2080000	35%	Em desenvolvimento	Bacia de retenção úmida
20	População	0		Seleção o grau	***
21	Atuba	4710000	35%	Em desenvolvimento	Bacia de retenção úmida
22	Ponto 2	0		Seleção o grau	***
23	População 23	0		Seleção o grau	***
24	Pop. Não tratada 23			Seleção o grau	***

Figura 10.7 – Tela de entrada de dados para controle da carga difusa

F11

MECA
Metodologia para o Enquadramento dos Corpos de Água
Ana Paula Zubiaurre Brites
3/10/2010

Dado Entrada

DO reaseration Calculation

Nº Reache	Name Reache	Distância (km)	BOD		Type reaseration	DO reaseration	Fósforo				Nitrogênio			
			decay	Settle			- K _p	K ₀	K ₁	K ₂	K ₀	K ₁	K ₂	
1	População	1	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
2	Propasa cap	2	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
3	Propasa eflu	3	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
4	População 4	3.1	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
5	Pop. Não tratada 4	4	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
6	ETE 58	5	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
7	População	6	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
8	População	12	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
9	Saneapar rese	13	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
10	Iraizinho	14	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
11	Ponto Diaria	15	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
12	Piraquara	16	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
13	Ponto 1	17	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
14	Canal reti	18	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
15	População 15	18.1	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
16	Pop. Não tratada 15	19	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
17	Palmital	20	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
18	extra 1	21	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
19	extra 2	22	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
20	População	23	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
21	Atuba	24	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.1	0.3	0.1	0.35	0.1	0.3	0.1	
22	Ponto 2	25	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.4	0.3	0.1	0.35	0.4	0.3	0.1	
23	População 23	25.1	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.4	0.3	0.1	0.35	0.4	0.3	0.1	
24	Pop. Não tratada 23	26	0.20	1.20	Select Type	0.35	0.4	0.3	0.1	0.35	0.4	0.3	0.1	

Figura 10.8 – Tela de coeficientes para abatimento de carga dos parâmetros analisados

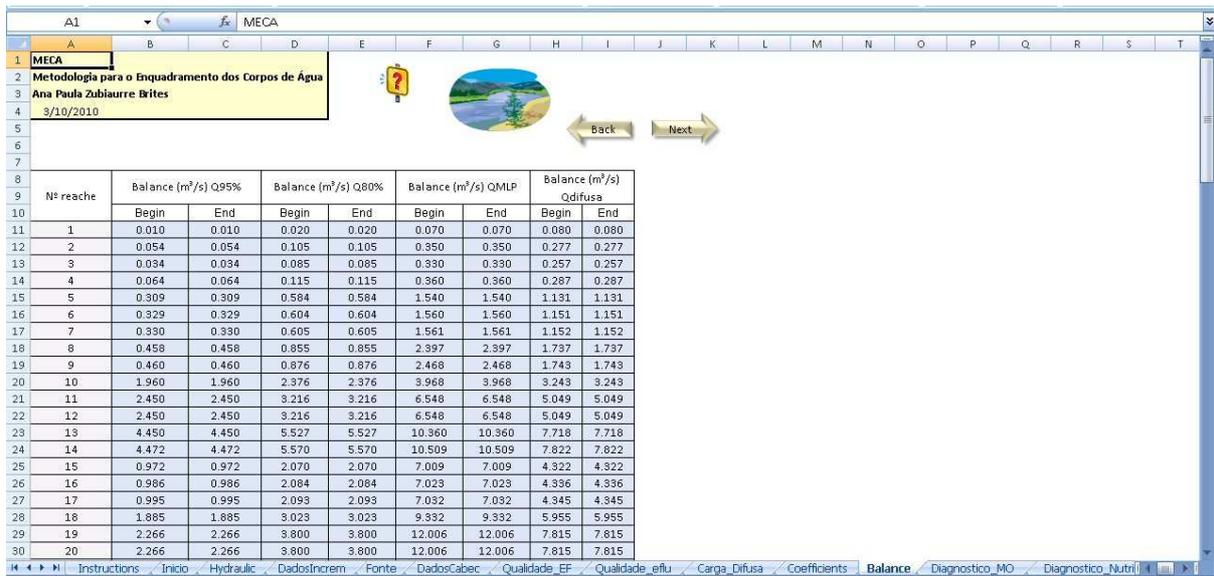


Figura 10.9 – Tela do cálculo do balanço hídrico

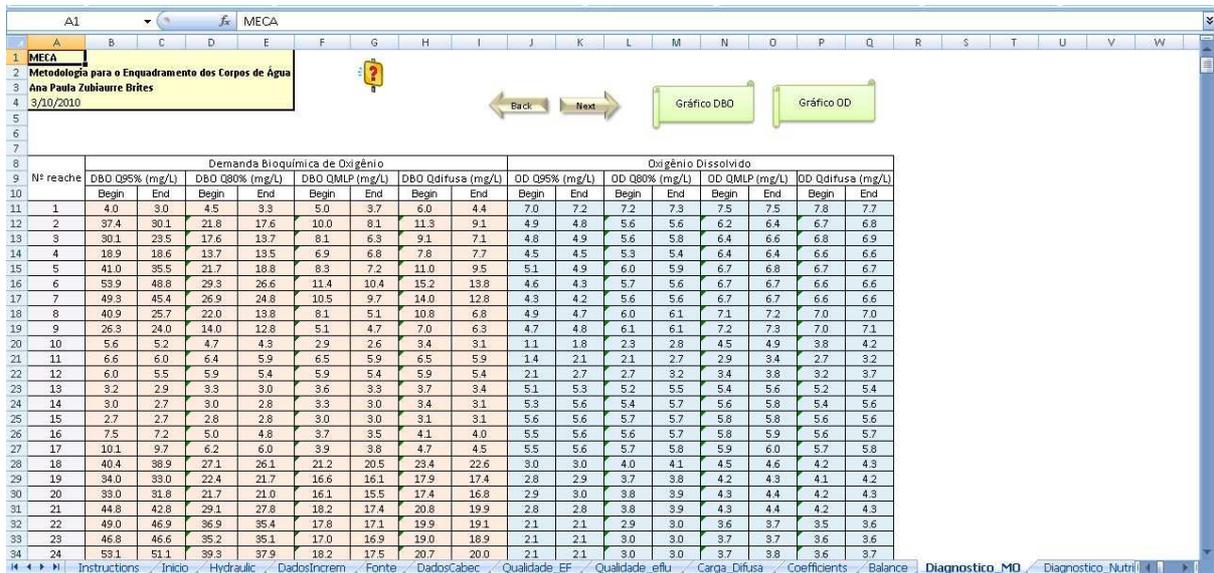


Figura 10.10 – Tela dos resultados da simulação dos parâmetros DBO e OD

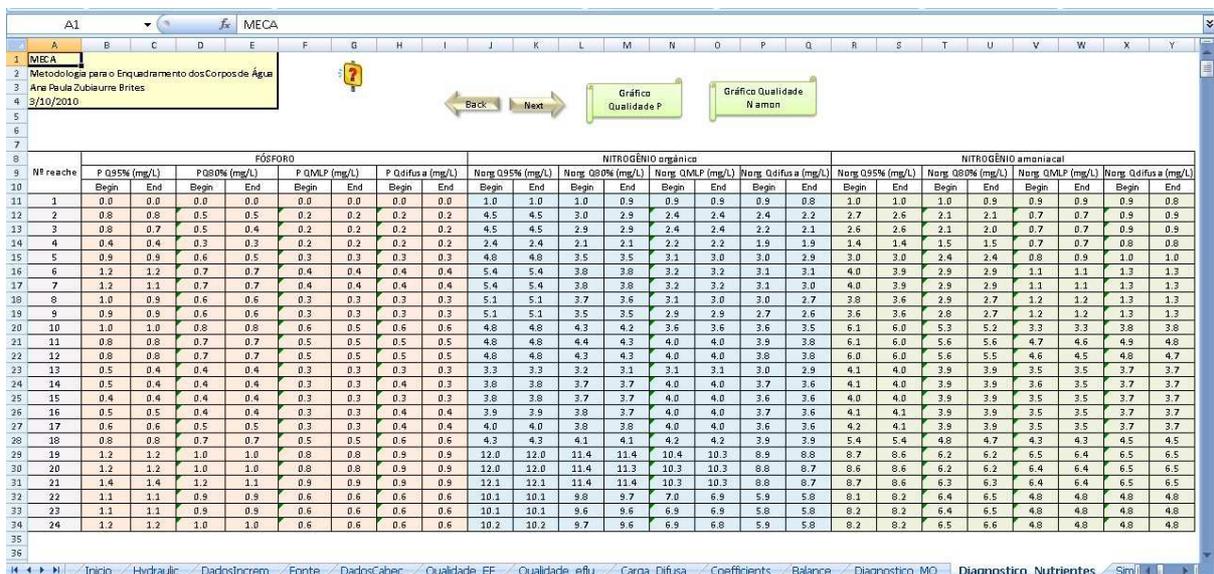


Figura 10.11 – Tela dos resultados da simulação dos parâmetros P e Na

MECA
Metodologia para o Enquadramento dos Corpos de Água
Ana Paula Zubiaurre Brites
3/10/2010

Gráfico Qualidade Cenários

Nº reache	Cenário 1								Cenário 2								Cenário 3							
	BOD Q95% (mg/L)		BOD Q80% (mg/L)		BOD QMLP (mg/L)		BOD Qdifusa (mg/L)		BOD Q95% (mg/L)		BOD Q80% (mg/L)		BOD QMLP (mg/L)		BOD Qdifusa (mg/L)		BOD Q95% (mg/L)		BOD Q80% (mg/L)		BOD QMLP (mg/L)		BOD Qdifusa (mg/L)	
	Begin	End	Begin	End	Begin	End	Begin	End	Begin	End	Begin	End	Begin	End	Begin	End	Begin	End	Begin	End	Begin	End	Begin	End
1	4.0	3.0	4.5	3.3	5.0	3.7	6.0	4.4	4.0	3.0	4.5	3.3	5.0	3.7	6.0	4.4	4.0	3.0	4.5	3.3	5.0	3.7	6.0	4.4
2	18.6	15.0	12.2	9.8	7.1	5.8	7.6	6.2	9.9	7.9	7.7	6.2	5.8	4.7	5.9	4.8	7.5	6.1	6.5	5.2	5.4	4.4	5.5	4.4
3	15.0	11.7	9.8	7.6	5.8	4.5	6.2	4.8	7.9	6.2	6.2	4.8	4.7	3.6	4.8	3.7	6.1	4.7	5.2	4.1	4.4	3.4	4.4	3.4
4	8.8	8.7	7.1	7.0	4.6	4.5	4.9	4.8	4.1	4.0	4.0	3.9	3.5	3.4	3.5	3.5	2.8	2.8	3.2	3.1	3.2	3.1	3.1	3.1
5	19.9	17.3	10.3	9.0	4.0	3.4	5.0	4.4	12.6	10.9	6.4	5.5	2.4	2.1	3.0	2.6	9.8	8.5	4.9	4.2	1.9	1.6	2.2	2.2
6	36.7	33.3	19.8	18.0	7.7	7.0	10.2	9.2	30.8	27.9	16.5	15.0	6.4	5.8	8.4	7.8	28.5	25.9	15.3	13.8	5.9	5.4	7.7	7.7
7	33.4	30.8	18.1	16.6	7.0	6.5	9.3	8.5	27.8	25.7	15.0	13.8	5.8	5.4	7.6	7.0	25.8	23.7	13.8	12.7	5.4	4.9	7.0	7.0
8	26.0	16.3	13.9	8.7	5.1	3.2	6.8	4.2	20.2	12.7	10.8	6.8	4.0	2.5	5.2	3.3	18.3	11.5	9.7	6.1	3.6	2.3	4.7	4.7
9	16.5	15.1	8.8	8.0	3.2	3.0	4.3	3.9	12.7	13.6	6.8	6.2	3.5	2.3	3.3	3.0	31.5	30.5	6.1	5.5	2.3	2.1	3.0	3.0
10	3.5	3.2	3.0	2.7	1.8	1.7	2.1	1.9	2.7	2.5	2.3	2.1	1.4	1.3	1.6	1.5	2.5	2.2	2.0	1.9	1.3	1.2	1.4	1.4
11	3.6	3.3	3.3	3.0	3.0	2.7	3.0	2.8	2.3	2.1	1.9	1.8	1.4	1.3	1.5	1.4	1.9	1.7	1.5	1.4	0.9	0.9	1.0	1.0
12	3.3	3.0	3.0	2.8	2.7	2.5	2.8	2.5	2.1	1.9	1.8	1.6	1.3	1.2	1.4	1.2	1.7	1.6	1.4	1.3	0.9	0.8	1.0	1.0
13	1.7	1.6	1.7	1.5	1.6	1.5	1.7	1.6	1.1	1.0	1.0	0.9	0.7	0.7	0.8	0.8	0.9	0.8	0.8	0.7	0.5	0.5	0.6	0.6
14	1.6	1.5	1.6	1.4	1.5	1.4	1.6	1.5	1.0	0.9	0.9	0.8	0.7	0.7	0.8	0.7	0.9	0.8	0.7	0.7	0.5	0.5	0.6	0.6
15	1.5	1.5	1.4	1.4	1.4	1.4	1.5	1.5	0.9	0.9	0.9	0.8	0.7	0.7	0.7	0.7	0.8	0.8	0.7	0.7	0.5	0.5	0.5	0.5
16	3.4	3.2	2.3	2.2	1.7	1.6	1.9	1.8	1.9	1.8	1.3	1.2	0.8	0.8	0.9	0.9	1.3	1.3	0.9	0.9	0.5	0.5	0.7	0.7
17	6.3	6.0	3.7	3.5	2.0	1.9	2.5	2.4	4.8	4.6	2.7	2.6	3.2	3.1	1.6	1.5	4.3	4.1	2.4	2.3	1.0	0.9	1.3	1.3
18	17.3	16.6	11.6	11.2	8.8	8.5	9.8	9.5	6.7	6.4	4.5	4.4	3.1	3.0	3.5	3.4	3.8	3.6	2.6	2.5	1.5	1.5	1.8	1.8
19	15.5	15.0	10.5	10.2	7.3	7.0	7.9	7.7	7.0	6.8	5.1	5.0	3.0	2.9	3.3	3.2	4.7	4.6	3.6	3.5	1.8	1.7	2.1	2.1
20	15.0	14.5	10.2	9.9	7.0	6.8	7.7	7.4	6.8	6.6	5.0	4.8	2.9	2.8	3.2	3.1	4.6	4.4	3.5	3.4	1.7	1.7	2.0	2.0
21	19.6	18.7	13.1	12.5	7.9	7.5	9.0	8.6	8.0	7.7	5.7	5.4	3.1	3.0	3.6	3.4	4.9	4.6	3.7	3.5	1.8	1.7	2.1	2.1
22	20.8	19.9	15.8	15.2	7.5	7.2	8.4	8.0	7.7	7.4	6.0	5.8	2.7	2.6	3.0	2.9	4.2	4.0	3.4	3.3	1.4	1.3	1.6	1.6
23	19.8	19.8	15.1	15.0	7.1	7.1	8.0	8.0	7.4	7.3	5.8	5.7	3.6	3.6	3.9	3.9	4.0	4.0	3.2	3.2	1.3	1.3	1.5	1.5
24	22.3	21.5	16.7	16.1	7.6	7.3	8.7	8.4	8.7	8.4	6.6	6.4	2.8	2.7	3.2	3.1	4.8	4.6	3.8	3.6	1.5	1.4	1.7	1.7

Figura 10.12 – Resultados da simulação da DBO para os três cenários de remoção de carga

MECA
Metodologia para o Enquadramento dos Corpos de Água
Ana Paula Zubiaurre Brites
3/10/2010

Dado Entrada

$$Vofm^3 = A_{imperme} \cdot \rho \cdot (P_{efe} - Perdas) \cdot (0.0 \text{ m}^3/\text{cm}^3) \cdot A_{TOD} (\text{m}^2/\text{ha})$$

Calcular Custo Implantação e Operação ETE

Nº reache	Name Reache	Tipo de Sistema	Remoção da Carga DBO	Remoção da Carga N	Remoção da Carga P	Volume Reservação (m³)	Custo Implantação do Sistema	Custo de
1	População	Bacia de retenção úmida	77%	58%	84%	13365.625	R\$ 460,446.62	R\$ 20
2	Propasa cap	Bacia de retenção úmida	77%	58%	84%	13365.625	R\$ 460,446.62	R\$ 20
3	Propasa eflu	Bacia de retenção úmida	77%	58%	84%	13365.625	R\$ 460,446.62	R\$ 20
4	População 4	***	***	***	***	***	R\$ 0.00	
5	Pop. Não tratada 4	***	***	***	***	***	R\$ 0.00	
6	ETE 58	Bacia de retenção úmida	77%	58%	84%	1064644	R\$ 10,304,858.72	R\$ 46
7	População	Bacia de retenção úmida	77%	58%	84%	31501.75	R\$ 846,339.35	R\$ 30
8	População	***	***	***	***	***	R\$ 0.00	
9	Sanepar reze	***	***	***	***	***	R\$ 0.00	
10	Iraizinho	***	***	***	***	***	R\$ 0.00	
11	Porto Olaria	Bacia de retenção úmida	77%	58%	84%	99358	R\$ 1,919,114.94	R\$ 80
12	Piraquara	***	***	***	***	***	R\$ 0.00	
13	Ponto 1	***	***	***	***	***	R\$ 0.00	
14	Canal reti	***	***	***	***	***	R\$ 0.00	
15	População 15	***	***	***	***	***	R\$ 0.00	
16	Pop. Não tratada 15	***	***	***	***	***	R\$ 0.00	
17	Palmital	***	***	***	***	***	R\$ 0.00	
18	extra 1	Bacia de retenção úmida	77%	58%	84%	17108	R\$ 548,653.78	R\$ 24
19	extra 2	Bacia de retenção úmida	77%	58%	84%	17108	R\$ 548,653.78	R\$ 24

Figura 10.13 – Tela de cálculo dos custos das medidas de controle da carga difusa

MECA
Metodologia para o Enquadramento dos Corpos de Água
Ana Paula Zubiaurre Brites
3/10/2010

Dado Entrada

Data do levantamento: jul/10
Data do cálculo: out/10
I - Índice da Matriz Índice Nacional de Custo da Construção (INCC): 447
Período de Planejamento (anos): 5

Calcular Custo Implantação e Operação ETE

trecho	Name	população (habitantes)	ETE	Custo ETE (R\$)	Custo O&M (R\$/ano)
4	População 4	11118	Sistema de Tratamento		
4	População 4	11118	Tratamento primário avançado	628,011.86	1,089,048.60
4	População 4	11118	Lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa	1,220,357.11	690,698.82
4	População 4	11118	UASB seguido de flotação por ar dissolvido	1,795,421.81	1,527,966.94
15	População 15	4883	Tratamento primário avançado	287,405.38	415,871.85
15	População 15	4883	Lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa	531,586.07	246,952.70
15	População 15	4883	UASB seguido de flotação por ar dissolvido	835,295.90	524,290.55
23	População 23	38985	Tratamento primário avançado	2,068,212.56	4,726,570.91
23	População 23	38985	Lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa	4,333,177.84	3,314,189.20
23	População 23	38985	UASB seguido de flotação por ar dissolvido	5,766,289.00	7,806,315.26

Figura 10.14 – Tela de cálculo dos custos de implantação e de operação e manutenção das estações de tratamento de esgoto

MECA
Metodologia para o Enquadramento dos Corpos de Água
Ana Paula Zubiaurre Brites
3/10/2010

Data do levantamento: jul/10
Data do cálculo: out/10
I1 - Índice da Matriz Índice Nacional de Custo da Construção (INCC): 447
Nº hab./domic.: 4.5
Extensão da Rede/domicílio: 20

Back Next

Calcular Custo Rede e EEE

trecho	Name	população	Metragem Rede (m)	Tipo de pavimento	REDE			Custo de Estações Elevatórias
					φ (mm)	Tipo de Execução	custo REDE (R\$)	
4	População 4	10988	48836	sem pavimento	150 cerâmico	s/ escoramento	4,741,708.27	98,252.75
15	População 15	4651	20671	sem pavimento	150 cerâmico	s/ escoramento	2,007,070.00	48,548.90
23	População 23	16645	73978	sem pavimento	150 cerâmico	s/ escoramento	7,182,902.64	138,116.05

Figura 10.15 – Tela de entrada de dados e cálculo do custo da rede coletora e das estações elevatórias de esgoto

sem pavimento

Data do levantamento: jul/10
Data do cálculo: out/10
I1 - Índice da Matriz Índice Nacional de Custo da Construção (INCC): 447

Back Next

Calcular Custo Rede

trecho	Name	Metragem Rede (m)	INTERCEPTOR				Custo Interceptor (R\$)
			Metragem Interceptor (m)	Tipo de pavimento	φ (mm)	Tipo de Execução	
4	População 4	48836	488	sem pavimento	400-A3	descontínuo	119,689.17
15	População 15	20671	207	com pavimento asfáltico	400-A3	descontínuo	48,122.95
23	População 23	73978	740	sem pavimento	400-A3	descontínuo	172,220.27

Figura 10.16 – Tela de entrada de dados e cálculo do custo de interceptores

UASB seguido de biofiltro aerado submerso

PRIMÁRIO (1 Sistema)
SECUNDÁRIO (6 Sistemas)
TERCIÁRIO (7 Sistemas)

Do possibilitar Sistemas

trecho	Name	População atual	Nível de Trat. Adotada	Sistema existente	Custo ETE (R\$)	População futura	Nível de Trat. desejado	Sistema desejado	Custo ETE (R\$)
4	População 4	11118	Primária	Tratamento primária avançado	628,011.86	9000	Primária	Tratamento primária avançado	
4	População 4	11118	Secundária	Lagoa anaeróbica e seguid de lagoa facultativa	1,220,357.11	9000	Secundária	UASB seguido de biofiltro aerado submerso	
4	População 4	11118	Terciária	UASB seguida de flotação por ar dissolvido	1,795,421.81	9000	Terciária	UASB seguido de biofiltro aerado submerso	
15	População 15	4883	Primária	Tratamento primária avançado	287,405.38	7000	Secundária	UASB seguido de biofiltro aerado submerso	
15	População 15	4883	Secundária	Lagoa anaeróbica e seguid de lagoa facultativa	531,585.07	7000	Terciária	Lagoa anaeróbica e seguid de lagoa facultativa	
15	População 15	4883	Terciária	UASB seguida de flotação por ar dissolvido	835,295.90	7000	Terciária	Lodo ativado convencional	
23	População 23	38985	Primária	Tratamento primária avançado	2,088,212.56	75000	Primária	Lodo ativado por bateladas	
23	População 23	38985	Secundária	Lagoa anaeróbica e seguid de lagoa facultativa	4,333,177.94	75000	Secundária	Lagoa anaeróbica e seguid de lagoa facultativa	
23	População 23	38985	Terciária	UASB seguida de flotação por ar dissolvido	5,766,289.00	75000	Secundária	UASB seguido de biofiltro aerado submerso	
49	População 49	63715	Primária	Tratamento primária avançado	3,298,162.98	25000	Terciária	Lodo ativado convencional com filtração terciária	
49	População 49	63715	Secundária	UASB seguida de biofiltro aerado submerso	7,329,251.06	25000	Primária	Tratamento primária avançado	
49	População 49	63715	Terciária	Lodo ativado convencional com filtração terciária	15,293,600.00	25000	Secundária	Lagoa anaeróbica e seguid de lagoa facultativa	
74	População 74	16753	Primária	Tratamento primária avançado	927,108.30	9000	Primária	Tratamento primária avançado	
74	População 74	16753	Secundária	UASB seguida de biofiltro aerado submerso	2,060,240.68	9000	Secundária	Lagoa anaeróbica e seguid de lagoa facultativa	
74	População 74	16753	Terciária	Lodo ativado convencional com filtração terciária	40,207.20	9000	Secundária	UASB seguido de biofiltro aerado submerso	

Figura 10.17 – Entrada de dados e cálculo dos custos para expansão das ETES e aumento do nível de tratamento da estação

MECA
 Metodologia para o Enquadramento dos Corpos de Água
 Ana Paula Zubiaurre Brites
 3/10/2010

Obtensão da Probabilidade de Ocorrência para os parâmetros de qualidade da água simulados

Dado Entrada

Next

Calcular Frequência DBO e OD

Salva Resultados DBO

Salva Resultados OD

Trecho	Tipo de Tratamento (Carga Pontual + Difusa)	Cost (R\$)	Meta concentração de DBO	Limite da Classe (DBO mg/L)	Frequência DBO (%)	Meta de OD	Limite da Classe (OD mg/L)	Frequência OD (%)
1	Bacia de retenção úmida	481,166.72	5	5	57	6	6	100
	Bacia de retenção úmida	481,166.72			57			100
	Bacia de retenção úmida	481,166.72			57			100
2	Bacia de retenção úmida	481,166.72	5	5	17	6	6	55
	Bacia de retenção úmida	481,166.72			24			55
	Bacia de retenção úmida	481,166.72			25			55
3	Bacia de retenção úmida	481,166.72	5	5	31	6	6	67
	Bacia de retenção úmida	481,166.72			49			73
	Bacia de retenção úmida	481,166.72			66			74
25	Tratamento primário avançado + ***	6,670,710.66			47			59

Figura 10.18 – Tela com informação sobre as medidas adotadas, estabelecimento da meta e obtenção da probabilidade de ocorrência da DBO e OD

MECA
 Metodologia para o Enquadramento dos Corpos de Água
 Ana Paula Zubiaurre Brites
 3/10/2010

Frequência desejada: 80

Back to Frequência MO

Limpar

Alterar de Ren

Visualizar Probabil

Visualizar Probabil

Reach	Name	Meta de DBO	CENÁRIO 1		CENÁRIO 2		CENÁRIO 3				
			Tipo Tratamento	Permanência	CUSTO	Tipo Tratamento	Permanência	CUSTO	Tipo Tratamento	Permanência	CUSTO
4	População 4	5	Tratamento primário avançado + Bacia de dete	47	7.12	Bio de biofiltro aerado submerso + Bacia de de	100	8.72	Denacional com filtração terciária + Bacia	0	10.36
5	Pop. Não tratada 4	5	---	47	-	---	74	-	---	86	-
6	ETE 58	5	Bacia de detenção seca	19	12.60	Bacia de detenção seca	30	12.60	Bacia de detenção seca	33	12.60
7	População 7	5	Bacia de detenção seca	23	0.87	Bacia de detenção seca	34	0.87	Bacia de detenção seca	37	0.87
8	População 8	5	---	36	-	---	48	-	---	52	-
9	Sampar tese	5	---	53	-	---	66	-	---	70	-
10	Iralinho	5	---	100	-	---	100	-	---	100	-
11	Ponto Orlaria	5	Bacia de detenção seca	100	2.08	Bacia de detenção seca	100	2.08	Bacia de detenção seca	100	2.08
12	Piraquara	5	---	100	-	---	100	-	---	100	-
13	Ponto 1	5	---	100	-	---	100	-	---	100	-
14	Canalvivi	5	---	100	-	---	100	-	---	100	-
15	População 15	5	Tratamento primário avançado + ***	100	2.81	IASB seguido de biofiltro aerado submerso + *	100	3.49	Hivado convencional com filtração terci	100	4.13
16	Pop. Não tratada 16	5	---	100	-	---	100	-	---	100	-
17	Palmital	5	---	89	-	---	100	-	---	100	-
18	etra 1	5	Bacia de detenção seca	0	0.55	Bacia de detenção seca	81	0.55	Bacia de detenção seca	100	0.55
19	etra 2	5	Bacia de detenção seca	7	0.55	Bacia de detenção seca	76	0.55	Bacia de detenção seca	100	0.55
20	População 20	10	---	69	-	---	100	-	---	100	-
21	Ánuba	10	Bacia de detenção seca	54	1.02	Bacia de detenção seca	100	1.02	Bacia de detenção seca	100	1.02
22	Ponto 2	10	---	54	-	---	100	-	---	100	-
23	População 23	10	Tratamento primário avançado + ***	57	14.29	IASB seguido de biofiltro aerado submerso + *	100	20.19	Hivado convencional com filtração terci	100	24.32
24	Pop. Não tratada 23	10	---	53	-	---	100	-	---	100	-
25	População 25	10	Bacia de detenção seca	40	0.41	Bacia de detenção seca	95	0.41	Bacia de detenção seca	100	0.41
26	ETE Anuba su	10	Bacia de detenção seca	43	0.41	Bacia de detenção seca	83	0.41	Bacia de detenção seca	100	0.41
27	etra 3	10	Bacia de detenção seca	43	0.41	Bacia de detenção seca	88	0.41	Bacia de detenção seca	100	0.41
28	etra 4	10	---	46	-	---	91	-	---	100	-
29	etra 5	10	---	49	-	---	94	-	---	100	-
30	Belem	10	---	52	-	---	96	-	---	100	-
31	etra 6	10	---	40	-	---	91	-	---	100	-
32	etra 7	10	Bacia de detenção seca	43	3.32	Bacia de detenção seca	94	3.32	Bacia de detenção seca	100	3.32
33	ETE Belem	10	Bacia de detenção seca	46	1.10	Bacia de detenção seca	97	1.10	Bacia de detenção seca	100	1.10

Figura 10.19 – Tela de armazenamento dos dados da simulação realizada