

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA – UFSC
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção
Curso: Doutorado Área: Gestão Ambiental

Gilmar Pezzopane Plá

**MODELO PARA ANÁLISE DE ALTERNATIVAS
PONDERADAS ENTRE CUSTOS DE RECUPERAÇÃO E
NÍVEIS DE INDICADORES AMBIENTAIS COM APLICAÇÃO
NA BACIA DO RIO TUBARÃO, SC**

Tese de Doutorado

Florianópolis
2004

Gilmar Pezzopane Plá

**MODELO PARA ANÁLISE DE ALTERNATIVAS
PONDERADAS ENTRE CUSTOS DE RECUPERAÇÃO E
NÍVEIS DE INDICADORES AMBIENTAIS COM APLICAÇÃO
NA BACIA DO RIO TUBARÃO, SC**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção e Sistemas da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Engenharia de Produção.

Orientador: Prof. Edgar Augusto Lanzer, Ph.D.

**Florianópolis
2004**

Ficha Catalográfica

P696m Plá, Gilmar Pezzopane

Modelo para análise de alternativas ponderadas entre custos de recuperação e níveis de indicadores ambientais com aplicação na Bacia do Rio Tubarão, SC / Gilmar Pezzopane Plá; orientador Edgar Augusto Lanzer. – Florianópolis, 2004. 156f.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção.

Inclui bibliografia

1. Investimentos – Análise. 2. Tubarão, Rio, Bacia (SC) – Aspectos ambientais. 3. Recursos hídricos. 4. Indicadores ambientais. 5. Modelo multiobjetivo. I. Lanzer, Edgar Augusto. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. III. Título.

CDU:658.5

Catálogo na fonte por: Onélia Silva Guimarães CRB-14/071

Gilmar Pezzopane Plá

MODELO PARA ANÁLISE DE ALTERNATIVAS PONDERADAS ENTRE CUSTOS DE RECUPERAÇÃO E NÍVEIS DE INDICADORES AMBIENTAIS COM APLICAÇÃO NA BACIA DO RIO TUBARÃO, SC

Esta tese foi julgada e aprovada em sua versão final, nesta data, para a obtenção do título de **Doutor** em Engenharia de Produção no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

Florianópolis, SC., 15 de junho de 2004.

Prof. Edson Pacheco Paladini, Dr.
Coordenador do Programa

BANCA EXAMINADORA

Prof. Edgar Augusto Lanzer, PhD
Universidade Federal de Santa Catarina
Orientador

Prof. Néri dos Santos, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina
Membro

Prof. João Serafim Tusi da Silveira, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina
Moderador

Prof. Oscar Ciro Lopez Vaca, Dr.
Universidade do Sul de Santa Catarina
Membro Externo

Prof. Antônio Diomário de Queiroz, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina
Membro

Prof. Ismael Pedro Bortoluzzi, Dr.
Universidade do Sul de Santa Catarina
Membro Externo

DEDICATÓRIA

Dedico integralmente esta tese à minha esposa
Ediléia pela paciência, confiança, incentivo,
dedicação, carinho e principalmente muito amor.

AGRADECIMENTOS

À Deus, O Grande Arquiteto do Universo, que de forma Justa e Perfeita sempre me iluminou e me deu forças para prosseguir nesta caminhada.

À Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), através do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, pela oportunidade da realização do curso.

À Universidade do Sul de Santa Catarina (UNISUL), pela liberação e apoio para o desenvolvimento do curso.

À Fundação de Ciência e Tecnologia do Estado de Santa Catarina (FUNCITEC), pela oportunidade da realização do curso.

Ao professor, Ph.D. e amigo Edgar Augusto Lanzer, pela orientação segura, pelos ensinamentos e pela grande amizade.

Ao professor, Ms. C. Adalberto Gassenferth Júnior, idealizador do modelo matemático multiobjetivo, pela cooperação, pelo incentivo e o grande companheirismo em todos os momentos da construção desta tese.

Ao professor, Dr. Ismael Pedro Bortoluzzi, pelos ensinamentos na área de química dos recursos hídricos, bem como pela obtenção dos indicadores ambientais utilizados nesta tese.

Aos professores, doutores, Diomário, Néri, Oscar e Tusi, pelas importantes sugestões.

Aos professores Gerson Luiz Joner da Silveira (Reitor da UNISUL) e Valter Alves Schmitz, pelo incentivo na realização deste curso de Doutorado no Projeto FUNCITEC/UFSC.

Ao meu grande amigo Pereira, do laboratório de produção vegetal, da UNISUL por sempre me escutar e analisar pacientemente várias questões relacionadas a minha tese.

Aos meus pais Fernando e Adeir, aos meus irmãos Fernando, Liane e Carla, bem como aos familiares de minha esposa, pelo constante incentivo no desenvolvimento desta tese.

Aos meus avô(ó)s Pasqual, Aniceto, Rosa América e Araci (*in memorian*), que de alguma forma sempre estiveram comigo nesta caminhada.

Aos funcionários da Unidade da Unisul em Braço do Norte, Dona Marlene, Leandro e Jânia, pela paciência e compreensão durante os afastamentos de minhas atividades profissionais, bem como pelo constante incentivo.

Ao colega e amigo Leandro, pela diagramação e normatização desta tese.

Ao colega Araújo, da EPAGRI de Tubarão, com o qual iniciamos as primeiras análises sobre pesquisa operacional, bem como programação matemática.

À Colega Raquel Brostel, da Companhia de Saneamento de Brasília/DF, pela atenção no fornecimento de dados sobre custos de tratamentos de esgotos sanitários.

Aos colegas do SAMAE de Orleans e São Bento do Sul, Antônio e Valnei, respectivamente pelo fornecimento de dados sobre custos de tratamentos de esgotos sanitários.

À Carbonífera Metropolitana, na pessoa do Engenheiro Giovano pela atenção no fornecimento de dados referentes aos custos de tratamento de águas impactadas pela mineração e beneficiamento de carvão.

Aos colegas Edson (cabeça) e Léo pela agradável convivência e incentivo em muitas atividades desenvolvidas durante o desenvolvimento das disciplinas.

EPÍGRAFE

“Nada façais por contenda ou
por vanglória, mas por
humildade; cada um considere
os outros superiores a si
mesmo.” Filipenses: 2-3

RESUMO

Plá, Gilmar Pezzopane. **Modelo para Análise de Alternativas Ponderadas entre Custos de Recuperação e Níveis de Indicadores Ambientais com Aplicação na Bacia do Rio Tubarão, SC.** 2004.156f. Tese(Doutorado em Engenharia de Produção) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção – UFSC. Florianópolis-SC.

Neste trabalho, foi desenvolvido um modelo para elaborar a proposta de ponderação entre os custos de recuperação e os níveis de alguns indicadores ambientais relacionados com os impactos da mineração e do esgoto sanitário sobre os recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Tubarão. Elaborou-se um modelo matemático multiobjetivo, utilizando-se lógica fuzzy para ponderação entre os custos de implantação e operacional de recuperação e níveis de indicadores ambientais. No caso do impacto da mineração foram estudados três cenários: melhor custo, equilíbrio custo e pH e melhor pH. A análise de investimento, a partir dos três cenários, foi desenvolvida por etapas onde, primeiramente, foram identificados os afluentes com maior índice de poluição na calha do rio Tubarão. A seguir, um afluente (rio Rocinha) do rio Tubarão foi estudado com relação aos seus principais pontos de poluição. Esta solução foi extrapolada para os pontos estratégicos de foz ao longo da calha do rio Tubarão. Foram geradas as seguintes soluções: solução para os pontos adjacentes ao rio Rocinha, solução para a foz do rio Rocinha, solução para pontos de foz de outros afluentes na calha do rio Tubarão, escolha de pontos estratégicos (pontos de foz com pH maior que 6) e solução para estes pontos. Finalmente estudou-se a solução para os pontos estratégicos a partir da extrapolação da solução do rio Rocinha. Destas, a de melhor custo foi a obtida através da extrapolação da solução do rio Rocinha para pontos estratégicos no rio Tubarão. Em relação ao impacto do esgoto sanitário sobre a bacia do Tubarão, o modelo também foi estruturado em três cenários: privilegiando a escolha do conjunto de tratamentos com maior eficiência de remoção de DBO, balanceamento entre remoção de DBO e custos e escolha do conjunto de tratamentos com melhor custo. Entre estes cenários, o grau de eficiência de remoção de DBO sempre superou os

60%. Portanto, a partir dos objetivos propostos no modelo matemático multiobjetivo desenvolvido, obtém-se soluções que permitam a avaliação financeira no custeio da recuperação ambiental, bem como uma previsão desta recuperação em termos de poluição e o impacto produzido no manejo dos índices de poluição na calha do rio Tubarão.

Palavras chaves: análise de investimentos; alternativas ponderadas; recuperação ambiental; indicadores ambientais; modelo multiobjetivo.

ABSTRACT

Plá, Gilmar Pezzopane. **Pattern to analyze pondering alternatives between costs of recovering and levels of environment ratings with application to the basin of Tubarão, SC river.** 2004.156f. Thesis (Doctorate in Engineering of Production). Post-Graduation Program in Engineering of Production – UFSC. Florianopolis – SC.

In this research, it was developed a pattern to develop a proposal of pondering between the costs of recovering and the levels of some environment ratings related to the impacts of mining and sewerage upon the hydric resources in the hidrographical basin of Tubarão river. It was developed a mathematical multiobjective pattern based on the fuzzy logic for the pondering between implantation and operational costs, and levels of environment ratings. In the case of the impact of mining, the following scenarios were studied: better cost, cost balance and pH, and better pH. The investment analysis from these three scenarios was developed in steps, where the affluents with the highest rating of pollution in the channel of Tubarão river were firstly identified. Then, an affluent (Rocinha river) of Tubarão river was studied in relation to its main points of pollution. This solution was extracted for the strategic points of the estuary along the channel of Tubarão river. The following solutions were generated: solution for the adjacent points to Rocinha river, solution for the points of the estuary of Rocinha river, solution for the points of the estuary of other affluents in the channel of Tubarão river, choice of strategic points (points of the estuary with pH higher than 6), and solution for these points. Finally, it was studied the solution for the strategic points from the extraction of the solution of Rocinha river. From these, the one of better cost was obtained through the extraction of the solution of Rocinha river for the strategic points in Tubarão river. In relation to the impact of the sewerage over the basin of Tubarão river, the pattern was also structured in three scenarios: privileging the choice of the set of treatments with higher DBO removing efficiency, balancing between DBO removing and costs, and choice of set of treatments with better cost. Among these scenarios, the percentage of efficiency of DBO removing always surpassed 60%. Hence, from the proposed objectives in the developed mathematical multiobjective pattern, it was obtained solutions which permit the financial evaluation in the the financing of environment recovering, as well

as a prevision of this recovering in terms of pollution and the impact produced by the dealing of the pollution ratings in the channel of Tubarão river.

Key-words: investment analysis; pondering alternatives; environment recovering; environment ratings; multiobjective pattern.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO	1
1.1 - CONTEXTUALIZAÇÃO INICIAL	1
1.2 - TEMA E SÍNTESE DA PROBLEMÁTICA DA TESE	6
1.3 - OBJETIVOS	10
1.4 - JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA DO TRABALHO	11
2 - REFERENCIAL TEÓRICO.....	15
2.1 - PLANEJAMENTO, AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS	15
2.2 - AUXÍLIO À TOMADA DE DECISÃO	24
2.3 - QUALIDADE DAS ÁGUAS	33
3 - DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	42
3.1 - ASPECTOS GERAIS DE LOCALIZAÇÃO DA REGIÃO HIDROGRÁFICA	42
3.2 - USO DOS SOLOS E COBERTURA VEGETAL:.....	46
3.3 - PRINCIPAIS FONTES DE POLUIÇÃO SOBRE OS RECURSOS HÍDRICOS.....	51
4 - METODOLOGIA	59
4.1 - LEVANTAMENTO DOS PRINCIPAIS IMPACTOS AMBIENTAIS, RELACIONADOS À QUALIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TUBARÃO E COMPLEXO LAGUNAR.....	60
4.2 - ESCOLHA DOS INDICADORES DE QUALIDADE DA ÁGUA QUE REPRESENTAM IMPACTOS SOBRE OS RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA EM ESTUDO, EM FUNÇÃO DA MINERAÇÃO DO CARVÃO E DO DESPEJO DE ESGOTO SANITÁRIO.....	66
4.3 - LEVANTAMENTO DOS CUSTOS REAIS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS ORIGINADAS A PARTIR DAS ATIVIDADES DE MINERAÇÃO DO CARVÃO E DOS ESGOTOS SANITÁRIOS.	67
4.3.1 - Custos reais de tratamento de águas oriundas do impacto da mineração e beneficiamento do carvão, sobre os recursos hídricos.	68
4.3.2 - Custos reais de tratamento de águas oriundas do impacto do esgoto sanitário, sobre os recursos hídricos:	69
4.4 - IDEALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DE CRITÉRIOS QUE POSSAM AUXILIAR NA TOMADA DE DECISÃO EM INVESTIMENTOS NA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS	70
4.5 - ELABORAÇÃO DE MODELO MATEMÁTICO MULTI OBJETIVO, UTILIZANDO LÓGICA FUZZY, COMO SUPORTE À TOMADA DE DECISÃO EM INVESTIMENTOS NA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS.	71
4.5.1 - Modelo matemático multiobjetivo, utilizando lógica fuzzy, como suporte à tomada de decisão em investimentos na recuperação ambiental de bacias hidrográficas que sofrem impacto da mineração e beneficiamento do carvão mineral. 74	
4.5.2 - Modelo matemático multiobjetivo, utilizando lógica fuzzy, como suporte à tomada de decisão em investimentos na recuperação ambiental de bacias hidrográficas que sofrem impacto dos esgotos sanitários.	77
5 - RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	80

5.1 - APLICAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO MULTIOBJETIVO, UTILIZANDO LÓGICA FUZZY PARA A CALHA DO RIO TUBARÃO, BEM COMO NAS ADJACÊNCIAS DO RIO ROCINHA.....	80
5.1.1 - Solução para os pontos de foz ao longo da calha do rio Tubarão:	80
5.1.2 - Solução para pontos adjacentes ao rio Rocinha.	84
5.1.3 - Solução para pontos estratégicos de foz ao longo da calha do rio Tubarão.	90
5.1.4 - Solução para pontos estratégicos de foz ao longo da calha do rio Tubarão, a partir da extrapolação da solução do rio Rocinha.	93
5.1.5 - Previsão financeira para investimentos na recuperação ambiental da bacia hidrográfica do rio Tubarão, impactada pela mineração do carvão.	96
5.2 - APLICAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO MULTIOBJETIVO, UTILIZANDO LÓGICA FUZZY, COMO SUPORTE À TOMADA DE DECISÃO EM INVESTIMENTOS NA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS QUE SOFREM IMPACTO DOS ESGOTOS SANITÁRIOS.	97
5.2.1 - Cenário I – privilegia a escolha de tratamentos que produzam maior eficiência na remoção de DBO.	101
5.2.2 - Cenário II – privilegia a escolha de tratamentos que produzam o balanceamento entre eficiência na remoção de DBO e melhor custo no tratamento.	101
5.2.3 - Cenário III – privilegia a escolha de tratamentos de melhor custo.	102
5.2.4 - Previsão financeira para investimentos na recuperação ambiental da bacia hidrográfica do rio Tubarão impactada pelo esgoto sanitário.	103
6 - CONCLUSÕES	105
6.1 - CONCLUSÕES GERAIS.....	106
6.2 - CONTRIBUIÇÃO CIENTÍFICA DA PESQUISA.....	107
6.3 - RECOMENDAÇÕES PARA FUTUROS TRABALHOS.....	108
7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	110

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - REPRESENTAÇÃO DE UMA ABORDAGEM SISTÊMICA - (SANTANA, 1998)	20
FIGURA 2 - PLANEJAMENTO VIA SIMULAÇÃO E OTIMIZAÇÃO - (SANTANA, 1998).....	21
FIGURA 3 – ETAPAS DO PROCESSO DE PLANEJAMENTO AMBIENTAL - (SANTOS, 1995).	22
FIGURA 4 – ETAPAS E ESTÁGIOS DO PROCESSO DE UM PLANEJAMENTO AMBIENTAL - (SANTOS, 1995).	26
FIGURA 5 – TEORIA “FUZZY” À ESQUERDA E BOOLEANA A DIREITA - (ROLIM, 2001).....	32
FIGURA 6 - REGIÕES HIDROGRÁFICAS DE SANTA CATARINA – BACIA HIDROGRÁFICA	42
FIGURA 7 - DIVISÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA RIO TUBARÃO E COMPLEXO LAGUNAR EM SUB-BACIAS	43
FIGURA 8 - DIAGRAMA TOPOLÓGICO DE PONTOS DE AMOSTRAGEM NA SUB-BACIA DO RIO ROCINHA NA BACIA HIDROGRÁFICA RIO TUBARÃO E COMPLEXO LAGUNAR – BENDER (1998)	53
FIGURA 9 – DIAGRAMA DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM DO RIO TUBARÃO – BENDER, 1998....	54
FIGURA 10 - NÚMERO DE COLIFORMES FECAIS E DIAGRAMA TOPOLÓGICO DA LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM NOS TRABALHOS DE BORTOLUZZI ET ALI (2000).....	58
FIGURA 11 - EFLUENTE DE MINERAÇÃO NO RIO ROCINHA.....	62
FIGURA 12 - DESPEJO DE ESGOTO SANITÁRIO NO RIO TUBARÃO.....	62
FIGURA 13 - EFLUENTE DO RIO ROCINHA COM CONTAMINAÇÃO DE FERRO E SULFATO	62
FIGURA 14 – CALHA DO RIO TUBARÃO	63
FIGURA 15 – PONTOS ADJACENTES AO RIO ROCINHA.....	64
FIGURA 16 – ESTAÇÃO DE TRATAMENTO PILOTO DA CARBONÍFERA METROPOLITANA S.A.....	68
FIGURA 17 – ESTAÇÃO DE TRATAMENTO PILOTO DA CARBONÍFERA METROPOLITANA S.A.....	68
FIGURA 18 – SISTEMA DE LAGOAS AERÓBICAS	70
FIGURA 19 – ESQUEMA DE CÁLCULO DO PH PONDERADO (DINÂMICO)	74
FIGURA 20– PH MÉDIO GERAL DO RIO TUBARÃO NA FOZ.....	81
FIGURA 21– MELHORIA PERCENTUAL DO PH NOS PONTOS DO RIO TUBARÃO	81
FIGURA 22– REDUÇÃO GERAL DE FE E MN DO RIO TUBARÃO.....	82
FIGURA 23– PH MÉDIO NA MISTURA DAS ÁGUAS DO RIO TUBARÃO POR PONTO	82
FIGURA 24– CUSTO MENSAL DE TRATAMENTO DOS PONTOS DO RIO TUBARÃO NA FOZ DOS AFLUENTES.....	83
FIGURA 25– CUSTO MENSAL GERAL DE TRATAMENTO DO RIO TUBARÃO.....	83
FIGURA 26- LAVADOR	85
FIGURA 27 – PH MÉDIO DOS PONTOS ADJACENTES AO RIO ROCINHA	86
FIGURA 28– PH MÉDIO NA MISTURA DOS PONTOS ADJACENTES AO RIO ROCINHA.....	86
FIGURA 29– REDUÇÃO GERAL DE FE E MN NOS PONTOS ADJACENTES AO RIO ROCINHA.....	87
FIGURA 30– CUSTO MENSAL DE TRATAMENTO DOS PONTOS ADJACENTES AO RIO ROCINHA....	87
FIGURA 31– CUSTO MENSAL GERAL DE TRATAMENTO DOS PONTOS ADJACENTES AO RIO ROCINHA	87
FIGURA 32– PH MÉDIO DOS PONTOS ADJACENTES.....	88
FIGURA 33– PH MÉDIO NA FOZ DO RIO ROCINHA	88
FIGURA 34– REDUÇÃO GERAL DE FE E MN NOS PONTOS ADJACENTES AO RIO ROCINHA.....	89
FIGURA 35– REDUÇÃO GERAL DE FE E MN NA FOZ DO RIO ROCINHA.....	89
FIGURA 36– CUSTO MENSAL DE TRATAMENTO DOS PONTOS ADJACENTES AO RIO ROCINHA....	89
FIGURA 37– CUSTO MENSAL DE TRATAMENTO NA FOZ DO RIO ROCINHA.....	89
FIGURA 38– CUSTO MENSAL GERAL DE TRATAMENTO DOS PONTOS ADJACENTES AO RIO ROCINHA	90

FIGURA 39– CUSTO MENSAL GERAL DE TRATAMENTO NA FOZ DO RIO ROCINHA	90
FIGURA 40– pH MÉDIO GERAL DO RIO TUBARÃO, NA FOZ, APÓS ESCOLHA DOS PONTOS ESTRATÉGICOS.....	91
FIGURA 41– MELHORIA PERCENTUAL DO pH DOS PONTOS NO RIO TUBARÃO APÓS ESCOLHA DOS PONTOS ESTRATÉGICOS	91
FIGURA 42– REDUÇÃO GERAL DE FE E MN NO RIO TUBARÃO APÓS ESCOLHA DOS PONTOS ESTRATÉGICOS.....	92
FIGURA 43– pH MÉDIO NA MISTURA DAS ÁGUAS DO RIO TUBARÃO APÓS ESCOLHA DOS PONTOS ESTRATÉGICOS	92
FIGURA 44– CUSTO MENSAL DE TRATAMENTO DOS PONTOS DO RIO TUBARÃO NA FOZ DOS AFLUENTES, CONSIDERANDO PONTOS ESTRATÉGICOS	93
FIGURA 45– CUSTO MENSAL GERAL DE TRATAMENTO DOS PONTOS DO RIO TUBARÃO NA FOZ DOS AFLUENTES, CONSIDERANDO PONTOS ESTRATÉGICOS	93
FIGURA 46– pH MÉDIO GERAL DO RIO TUBARÃO NA,FOZ, APÓS ESCOLHA DOS PONTOS ESTRATÉGICOS.....	94
FIGURA 47– pH MÉDIO GERAL DO RIO TUBARÃO NA FOZ (EXTRAPOLADO)	94
FIGURA 48– pH MÉDIO NA MISTURA DAS ÁGUAS DO RIO TUBARÃO APÓS ESCOLHA DOS PONTOS ESTRATÉGICOS	94
FIGURA 49– pH MÉDIO NA MISTURA DAS ÁGUAS DO RIO TUBARÃO APÓS EXTRAPOLAÇÃO NOS PONTOS ESTRATÉGICOS	94
FIGURA 50- REDUÇÃO GERAL DE FE E MN NO RIO TUBARÃO APÓS ESCOLHA DOS PONTOS ESTRATÉGICOS.....	95
FIGURA 51- REDUÇÃO GERAL DE FE E MN NO RIO TUBARÃO APÓS ESCOLHA DOS PONTOS ESTRATÉGICOS (EXTRAPOLADO)	95
FIGURA 52- CUSTO MENSAL DE FOZ DOS AFLUENTES CONSIDERANDO PONTOS ESTRATÉGICOS.....	95
FIGURA 53- CUSTO MENSAL NA FOZ DOS AFLUENTES CONSIDERANDO PONTOS ESTRATÉGICOS (EXTRAPOLADO)	95
FIGURA 54- CUSTO MENSAL GERAL DE TRATAMENTO DOS PONTOS DO RIO TUBARÃO, NA FOZ DOS AFLUENTES, CONSIDERANDO PONTOS ESTRATÉGICOS	96
FIGURA 55- CUSTO MENSAL GERAL DE TRATAMENTO DOS PONTOS DO RIO TUBARÃO, NA FOZ DOS AFLUENTES, CONSIDERANDO PONTOS ESTRATÉGICOS (EXTRAPOLADO)	96
FIGURA 56- PREVISÃO FINANCEIRA PARA INVESTIMENTO NA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL (MINERAÇÃO)	97
FIGURA 57– DADOS SOBRE DBO POR PONTO E MÉDIA GERAL.....	98
FIGURA 58– POPULAÇÃO NOS PONTOS DE ESTUDO PARA AVALIAR O IMPACTO DO ESGOTO SANITÁRIO AO LONGO DA CALHA DO RIO TUBARÃO.....	98
FIGURA 59- REMOÇÃO MÉDIA DA DBO	100
FIGURA 60- CUSTO DE IMPLANTAÇÃO.....	100
FIGURA 61- CUSTO DE MANUTENÇÃO/ANO	100
FIGURA 62- ESCOLHA DOS TRATAMENTOS - MELHOR DBO.....	101
FIGURA 63- ESCOLHA DOS TRATAMENTOS - EQUILÍBRIO	102
FIGURA 64- ESCOLHA DOS TRATAMENTOS - MELHOR CUSTO	103
FIGURA 65- INVESTIMENTO E MANUTENÇÃO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO.....	104

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – População urbana e rural dos municípios pertencentes à bacia hidrográfica do rio Tubarão e complexo lagunar.....	44
Tabela 2 – Sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Tubarão e complexo lagunar.....	46
Tabela 3 – Uso atual do solo e cobertura vegetal na bacia hidrográfica do rio Tubarão e complexo lagunar.	47
Tabela 4 – Valores de pH no Rio Rocinha e Alto Tubarão.....	54
Tabela 5 – Valores de pH ao Longo do Rio Tubarão – Bender 1998.....	54
Tabela 6 - Matriz informativa sobre impacto ambiental das atividades ligadas à exploração do carvão mineral.....	55
Tabela 7 – Bacia do Tubarão: Esgotamento Sanitário por tipo de economias e redes coletoras - Julho/1998.....	56
Tabela 8 - Localização dos pontos de estudo relacionados ao impacto da mineração e dos esgotos sanitário, sobre os recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar.	63
Tabela 9 – Dados dos pontos adjacentes ao Rio Rocinha.....	64
Tabela 10 – Localização dos pontos de estudos relacionados ao impacto do esgoto sanitário, sobre os recursos hídricos, ao longo do calha do rio Tubarão.	65
Tabela 11 – Planejamento de investimento em recuperação ambiental.....	97
Tabela 12 - Sistemas de tratamento em esgoto sanitário.	99
Tabela 13– Custo das soluções para implantar e manter estações de esgoto sanitário.	104

LISTA DE SIGLAS

AMUREL – Associação dos Municípios da Região de Laguna
AMREC - Associação dos Municípios da Região Carbonífera
AMGRANFPÓLIS - Associação dos Municípios da Grande Florianópolis
ANA – Agência Nacional das Águas
APA – Áreas de Proteção Ambiental
CONAMA – Conselho Nacional do meio Ambiente
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
ECO – 92- Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento
EIA – Estudos de Impacto Ambiental
ELETROSUL – Centrais Elétricas do Sul
EPT – Engenharia Pesquisa Tecnológica – Empresa de Consultoria
FATMA- Fundação do Meio Ambiente/Santa Catarina
LÓGICA FUZZY – Lógica Nebulosa
MATD – Modelos de Auxílio à Tomada de Decisão
MODM – Multiobjective Decision Making
ONU – Organização das Nações Unidas
OD – Oxigênio Dissolvido
PBH – Plano de Bacias Hidrográficas
PD – Plano Diretor
PNMA – Política Nacional do Meio Ambiente
RIMA – Relatório de Impacto Ambiental
SEDUMA – Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente
SEMA – Secretaria Especial do Meio Ambiente
SISNAMA – Sistema Nacional do Meio Ambiente
SUS – Sistema Único de Saúde
Trade-Offs – Análise de Ponderação
ZA – Zoneamento Ambiental

1 - INTRODUÇÃO

1.1 - Contextualização inicial

O homem sempre defendeu a utilização dos recursos naturais renováveis para a produção de seus bens de consumo e, atualmente, vem se confrontando com problemas ambientais devido ao contínuo desenvolvimento das atividades econômicas, afetando a capacidade de recuperação desses recursos.

O desenvolvimento econômico promove diversos benefícios a toda a sociedade, desde o aumento da renda até a melhoria da qualidade de vida. Isto pode ser confirmado pelo aumento na expectativa de vida das pessoas e redução na incidência de doenças de todos os gêneros. O desenvolvimento também implica em diversos custos ao ser humano, dentre eles o associado à degradação ambiental (May, 1995 e Serôa da Motta, 1998).

Logo, a incorporação dos elementos do meio ambiente na discussão sobre processos de desenvolvimento passa por uma revisão de seu conceito. O desenvolvimento sustentado seria a forma mais adequada para tratar essa problemática, pois incorpora, além do crescimento econômico propriamente dito, valores mais amplos da qualidade de vida em uma sociedade (Belia, 1996).

Assim a degradação ambiental, diante de suas repercussões diretas ou indiretas contra o bem-estar da coletividade, constitui, na atualidade, um dos mais importantes problemas que merecem ampla reflexão por parte de todos os ramos da ciência (Merico, 1996).

Entre os diversos aspectos relativos ao meio ambiente a água é considerada como um dos recursos naturais de uso mais intensivo e diversificado pelo homem.

No entanto, a sociedade vem negligenciando a possibilidade de esgotamento dos recursos hídricos através de intervenções no meio ambiente que prejudicam numerosos mananciais, os quais são usados para o escoamento de esgotos domésticos e industriais, transformando a água, fonte da vida, em agente de doenças e morte. Assim, como importante fator de equilíbrio nos ecossistemas, a água aguarda o reconhecimento do seu justo valor (Tietenberg, 1996).

A qualidade da água é comprometida por uma série de fatores tais como agrotóxicos usados em plantações e levados pelas chuvas para os rio e lagos, pelos

despejos industriais, esgoto domiciliares (na maioria dos casos sem tratamento algum), resíduos sólidos urbanos, dejetos orgânicos oriundos de atividades agropecuárias e as águas residuais do beneficiamento e lavra em regiões carboníferas (Santa Catarina, 1998).

Na verdade, a qualidade e quantidade de água são conceitos relacionados, uma vez que o nível de qualidade exigida das águas servidas poderá variar em função da relação entre o volume do corpo receptor e o esgoto nele despejado, por exemplo. Assim, a utilização dos recursos hídricos de forma integral e integrada deve dispor de elementos fundamentais que formam o arcabouço jurídico e legal, o arranjo institucional e o conhecimento científico (Bortoluzzi, 2003; Conejo e Carnesecca, 1987).

Os conflitos mais emergentes, em função do uso da água, estão situados em espaços de grande densidade demográfica e intensa concentração industrial (regiões sul e sudeste do Brasil). Nestas áreas, a poluição dos recursos hídricos se faz mais intensa, aumentando significativamente os custos com o tratamento. Também a escassez leva a altos custos, como os observados em fontes de captação em mananciais mais distantes dos centros urbanos ou, ainda, à exploração de fontes alternativas (Muños, 2000).

O aumento das populações faz com que o volume dos dejetos produzidos seja muito grande, tanto maior quanto maior o adensamento populacional de uma região. Os desequilíbrios afetam áreas cada vez maiores, podendo comprometer toda uma bacia hidrográfica. O gerenciamento dos recursos hídricos, via bacia hidrográfica, ao se ocupar com a redução da poluição abrangerá, entre outras soluções, o tratamento do esgoto sanitário, despejos industriais, dejetos da atividade agropecuária e carga ácida decorrente da atividade de mineração (Bortoluzzi, 2003 e Muños, 2000).

Se a bacia hidrográfica for considerada como a unidade de gerenciamento, a gestão dos recursos hídricos fica circunscrita a uma determinada área geográfica cujos cursos d'água convergem a um mesmo destino e, portanto, a cooperação dos usuários que estão a jusante (sentido do curso fluvial) ou a montante (sentido oposto) é fundamental para a gestão das águas desta bacia hidrográfica (Pires e Santos, 1995; Souza e Fernandes, 2000 e Bollmann e da Motta Marques, 2001).

As situações complexas de integração entre o homem e os recursos hídricos locais levam à necessidade de formação de organizações sociais tais como comitês,

sub-comitês e consórcios que são importantes componentes na gestão de bacias hidrográficas, contribuindo para a preservação e conservação dos recursos hídricos (Informe Infra-estrutura BNDES, 2002 e BNDES, 2003).

Assim, a Política Nacional de Recursos Hídricos visa garantir, às gerações atuais e futuras, a disponibilidade quantitativa e qualitativa de água adequada aos respectivos usos e coloca todas as categorias de usuários em igualdade de condições em termos de acesso a esse recurso natural (Agência Nacional das Águas, 2002).

Proclama, entre os seus pilares básicos, o princípio da gestão descentralizada e participativa, tendo como peça fundamental O COMITÊ DE BACIA, tipo de organização que pode ser considerada nova na administração dos bens públicos do país e que conta com a participação dos usuários dos municípios, da sociedade civil organizada e dos diversos níveis do governo. Trata-se de órgão colegiado com atribuições normativas, deliberativas e consultivas a serem exercidas na Bacia Hidrográfica de sua jurisdição (Pires e Souza, 1995 e Agência Nacional das Águas, 2002).

Na verdade, esse comitê pode ser considerado menos um instrumento e mais um pacto social, onde a gestão de um recurso natural é compartilhada entre os diversos atores públicos e privados.

Assim, o comitê deverá responder, basicamente, a duas demandas atuais: a democratização e a profissionalização das decisões que interessam a todos os usuários, e a possibilidade de obter recursos para investimentos através da participação do setor privado, em função das limitações na capacidade de investimento do setor público (Pires e Souza, 1995).

Logo, a gestão dos recursos hídricos, por bacia hidrográfica, virá gerar maior segurança para a decisão de investimento do setor privado, se o arcabouço político-institucional administrativo da bacia propiciar bases para a tomada de decisões (Agência Nacional das Águas, 2002).

A tomada de decisão, a respeito de sistemas que envolvem recursos hídricos, deve considerar obrigatoriamente aspectos hidrológicos, ambientais, econômicos, políticos e sociais mutáveis no tempo e associados a incertezas de difícil quantificação. Com isso haverá maior clareza quanto ao padrão ambiental a ser exigido (La Laina Porto, 1997).

É importante destacar que há uma forte ligação entre os objetivos de qualidade ambiental e a questão tarifária, ou seja metas mais rigorosas implicam em custos de investimentos mais elevados, além de direcionar a escolha tecnológica.

Em sentido amplo, qualquer coisa que ajude uma tomada de decisão pode ser considerada um Sistema de Suporte à Decisão – SSD, o qual se apóia, entre outros, em sistemas computacionais, de preferência não muito complexos, que têm por objetivo ajudar indivíduos ou organizações a tomar decisões na solução de problemas não estruturados ou parcialmente estruturados (La Laina Porto, 1997).

Entre as técnicas de suporte a decisão, a pesquisa operacional é considerada como uma ciência aplicada e voltada para a resolução de problemas reais e que tem como foco principal as tomadas de decisões, a aplicação de conceitos e métodos de outras áreas científicas para a concepção, planejamento ou operação de sistemas para atingir seu objetivo (Ambrósio, 2002 e La Laina Porto, 1997).

Através do desenvolvimento de base quantitativa, a pesquisa operacional visa também introduzir elementos de objetividade e racionalidade nos processos de tomada de decisão sem descuidar, no entanto, dos elementos subjetivos e de enquadramento organizacional que caracterizam os problemas.

Assim, é importante salientar que problemas envolvendo parâmetros subjetivos poderão ser solucionados através de ferramentas que envolvam Programação com Múltiplos Objetivos e Lógica Fuzzy, os quais consideram as incertezas e imprecisões da análise em questão (Ambrósio, 2002; Kogan, 1998, Kreyszig, 1993 e Gassenferth, 1992).

Felizmente, grande parte dos problemas expostos em nosso dia-a-dia pode ser modelada através de equações lineares, mesmo que estas sejam aproximações.

Ao modelarmos matematicamente um problema, tal como a partir de determinadas características de um solo e condições meteorológicas pode-se observar determinado nível de produtividade para certos cultivares frutíferos, estamos assumindo algumas hipóteses, como por exemplo, a de que as variáveis comportem-se linearmente, ou de maneira difusa, considerando as condições de incertezas ou imprecisões das situações estudadas (Caixeta Filho, 2001).

Logo, os modelos, de maneira geral, são representações idealizadas para situações do mundo real. Propiciam a aquisição de novos conhecimentos e facilitam o planejamento e previsões de atividades, sempre tendo como objetivo final a verdade.

Apesar da dificuldade para a validação de modelos, sempre haverá uma indicação do nível de sucesso do processo de modelagem, o que estará intimamente ligado à eventual reprodução da verdade em investigação (Caixeta Filho, 2001).

Embora a abstração relativa à linearização possa ser uma vantagem interessante quando da formulação do modelo matemático, tendo em vista a larga escala de software disponível para programação linear, não há como desconsiderar a característica de não linearidade de uma série de sistemas, tais como os ambientais (Caixeta Filho, 2001; Prado, 1999; Fourer e Gregory, 1997 e Araújo, 1996).

Pesquisadores, planejadores, projetistas e organismos financiadores de questões relacionadas a recursos hídricos, têm se defrontado com um grande problema: a falta de estudos sobre custos que possibilitem um referencial para a tomada de decisão na avaliação e análise de investimentos na recuperação ambiental de bacias hidrográficas (Pereira, 2003).

Freqüentemente, busca-se este referencial em simples relações, sem muita precisão, como algumas informações de projetos que possam explicar estes custos, os quais na maioria das vezes, se apóiam na vivência de determinados profissionais que atuam no setor.

A Agenda 21, proposta na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento – ECO – 92, representou um avanço no sentido de reforçar a idéia segundo a qual desenvolvimento e meio ambiente constituem um binômio central e indissolúvel e, como tais, devem ser incorporados às políticas públicas e privadas bem como às práticas sociais de todos os países do planeta (Pereira, 2003).

A busca de políticas sustentáveis – isto é, que condicionam a satisfação das necessidades atuais da sociedade à proteção do meio ambiente – requer, entre outros, a existência de sistemas ou modelos matemáticos, bem como a análise de custos em recuperação ambiental de Bacias Hidrográficas, que permitam analisar e avaliar os esforços empreendidos na busca dessa perspectiva (Pereira, 2003).

É com base nessa premissa que foi escolhido o tema a ser estudado na pesquisa que será explicitado na seqüência.

1.2 - Tema e síntese da problemática da tese

As informações relacionadas a custos de recuperação ambiental em bacias hidrográficas são escassas e de difícil obtenção. Em relação aos custos de tratamento das águas oriundas da mineração e beneficiamento do carvão e dos esgotos sanitários despejados nos corpos d'água de bacias hidrográficas, existem informações bastante precárias em relação à literatura nacional.

Tal situação faz com que profissionais que atuam no Brasil nestes setores tenham constantemente que recorrer às informações obtidas na experiência internacional as quais, muitas vezes, guardam poucas similaridades com a nossa realidade local (Sampaio e Gonçalves, 2001).

Em função da existência de inúmeras interações sociais, ambientais e financeiras numa bacia hidrográfica, as quais devem ser consideradas no momento dos investimentos na recuperação ambiental destas, observa-se a necessidade de utilização de ferramentas de auxílio à tomada de decisão associada à programação multiobjetivo (Zuffo, 1998).

Diante da preocupação com problemas ambientais, a elaboração de novos sistemas de análise de investimentos em recuperação ambiental de bacias hidrográficas, que demonstrem, de maneira simples e explícita, a relação entre o desenvolvimento econômico, a depleção dos recursos naturais, em especial do recursos hídricos e a degradação do meio ambiente de modo geral, tem-se mostrado de crucial importância (Pereira, 2003).

Análises de ponderação (trade-off) entre as questões relacionadas à preservação dos recursos hídricos e ao desenvolvimento econômico e social em uma determinada região, são cada vez mais exigidas no planejamento ambiental (Bana, 1988 e Jardim, 1999).

O reconhecimento das limitações apontadas com relação à integração de informações econômicas e ambientais, historicamente mantidas separadas, tem propiciado o questionamento de conceber, entre outros, modelos matemáticos de análise de investimentos em recuperação ambiental (Bana, 1988; Zuffo, 1998 e Jardim, 1999).

Estes devem ser aplicáveis, abrangentes, flexíveis e de fácil entendimento, a ponto de incluir uma gama variada de informações que possa auxiliar o processo

decisório sobre várias questões que envolvem a proteção do meio ambiente, em especial os recursos hídricos.

Uma das premissas estabelecidas na Agenda 21 é a de que um dos papéis da ciência é oferecer informações para permitir uma melhor formulação e seleção das políticas de meio ambiente e desenvolvimento no processo de tomada de decisão (Pereira, 2003).

Os métodos de avaliação e análise das interações entre diferentes indicadores setoriais, ambientais, demográficos, sociais e de desenvolvimento não são suficientemente desenvolvidos ou aplicados (Pereira, 2003). Isto ocorre em função, principalmente, dos indicadores ambientais a serem estudados ou avaliados de modo isolado ou independente.

Portanto é preciso desenvolver sistemas ou modelos matemáticos de análise de investimento utilizando uma abordagem mais sistêmica ou multidisciplinar (Santana, 1998).

É nesse contexto que se insere o modelo matemático multiobjetivo proposto no presente trabalho, o qual será aplicado na bacia hidrográfica do rio Tubarão.

Esta apresenta o seu desenvolvimento econômico associado, entre outras atividades, à agropecuária, com destaque à suinocultura e à mineração e beneficiamento do carvão, as quais acarretam grandes impactos sobre os recursos hídricos da bacia em estudo.

Aliados a esta problemática ambiental somam-se as questões associadas ao saneamento (esgotos urbanos e rurais), ainda, muito precário na bacia hidrográfica do rio Tubarão, sendo os dejetos também lançados nos cursos d'água desta, agravando ainda mais os problemas de poluição dos recursos hídricos (Santa Catarina, 1998).

Assim, para o desenvolvimento deste trabalho, principalmente em relação ao detalhamento da problemática associada aos recursos hídricos da bacia do rio Tubarão foi consultado o documento intitulado Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Tubarão, o qual foi desenvolvido pela empresa de consultoria Engenharia e Pesquisa Tecnológica – EPT – a partir da contratação da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (Santa Catarina, 2001). O referido trabalho analisa aspectos ligados ao uso do solo e cobertura vegetal, formas e processos associados à dinâmica fluvial, biota aquática, características climáticas e diagnósticos diversos sobre recursos hídricos.

Esse trabalho, nas suas conclusões, enumera várias ações emergenciais para a melhoria da qualidade dos recursos hídricos da bacia do rio Tubarão, os quais dividem-se nos seguintes setores:

- Saneamento básico;
- Agropecuária e irrigação;
- Pesca e agricultura;
- Industrial;
- Conservação ambiental.

Para a execução das ações emergenciais, nos setores acima citados, foram determinados os órgãos, instituições responsáveis e parceiros, bem como os custos para implantação e execução destas.

Pela riqueza do detalhamento técnico do documento, fica clara a importância deste na construção de diagnósticos que mostram a realidade da bacia do rio Tubarão, em relação à qualidade dos seus recursos hídricos.

No entanto, chama a atenção a falta de detalhamento sobre a metodologia proposta em relação aos custos para as soluções dos problemas apontados nos setores acima identificados, principalmente em relação ao saneamento básico e conservação ambiental

Isto, na verdade, vem de encontro à grande dificuldade de encontrarem-se referências técnicas e bibliográficas, principalmente nacional, no que diz respeito aos custos de tratamento para recursos hídricos impactados pela mineração e esgoto sanitário, os quais são objetos deste estudo.

Em relação aos custos para recuperação das áreas impactadas pela mineração, o documento registra um custo em torno de R\$ 350.000.000,00 a serem desembolsados num período de dez anos. Este valor pode ser considerado alto, a ponto de perfazer 65% do total a ser gasto na recuperação ambiental da bacia do rio Tubarão.

Já, os custos relacionados ao saneamento básico da referida bacia, foram estimados em R\$ 150.000.000,00, a serem desembolsados num período de dez anos, perfazendo um valor em torno de 20% do montante estipulado para recuperação ambiental da bacia do rio Tubarão.

Em função do mencionado, ou seja, as dificuldades em encontrar bases de cálculo seguras para análises de custos de tratamento em recursos hídricos impactados pela mineração e esgoto sanitário, bem como bibliografias pertinentes,

observamos a necessidade de desenvolver estudos metodológicos relacionados à análise de investimentos em recuperação ambiental de bacias hidrográficas.

Diante dessas considerações e tendo como objetivo estabelecer procedimentos para desenvolver uma análise de investimentos na recuperação ambiental da área em questão, buscar-se-á a resposta para o seguinte questionamento:

Quais são os mecanismos que podem ser estabelecidos para se conhecer e analisar os investimentos em recuperação ambiental de bacias hidrográficas, em função de problemas ambientais que nestas possam existir, objetivando alcançar um desenvolvimento o mais sustentável possível?

Como pressuposto para a presente investigação, tem-se a seguinte hipótese básica:

O modelo de desenvolvimento econômico brasileiro tem se caracterizado, ao longo do tempo, pelo progressivo impacto dos recursos naturais de maneira predatória, gerando conseqüências danosas para o meio ambiente, incluindo-se, entre elas o desflorestamento, a degradação do solo, a poluição do ar, a contaminação da água e outros. O desenvolvimento de modelo matemático multiobjetivo para a análise de investimento em recuperação ambiental de bacias hidrográficas como suporte de decisão, é uma oportunidade de estimar alternativas ponderadas entre os custos de tratamento com níveis de alguns indicadores ambientais, de águas oriundas da mineração e beneficiamento do carvão mineral, bem como dos esgotos sanitários, o mais próximo da realidade. Conhecer, estimar e analisar os investimentos públicos e privados realizados na proteção do meio ambiente, em bacias hidrográficas, exige pesquisa e informações.

Esta hipótese é que vai nortear a pesquisa na busca de resposta para a questão enunciada no problema. Ela resulta da constatação que a metodologia

desenvolvida na pesquisa pode contribuir para despertar a percepção quanto a esforços empreendidos na proteção do meio ambiente, bem como nortear a adoção de políticas públicas e privadas de investimentos no gerenciamento, controle, redução e recuperação de danos provocados pela intervenção humana no ambiente natural.

1.3 - Objetivos

Uma pesquisa científica tem a função de, genericamente, buscar explicação, propor e encaminhar para a realização de uma aspiração que seja do interesse de uma população, leiga ou especializada, ou de interesse do pesquisador, desde que contemple informações importantes para o interesse maior, que é o interesse científico. Com essa concepção elaborou-se o objetivo norteador deste trabalho.

O objetivo principal estabelecido na pesquisa é:

Desenvolver um modelo matemático multiobjetivo de análise de investimentos que possibilite alternativas ponderadas entre os custos de tratamento e os níveis de indicadores ambientais, em recuperação da bacia hidrográfica em estudo, a partir dos principais impactos ambientais predominantes nesta.

Os objetivos específicos são:

- Identificar indicadores ambientais associados à qualidade dos recursos hídricos disponíveis em diagnósticos recentes sobre a bacia do rio Tubarão;
- Estimar custos em recuperação ambiental, para estudos de impactos da mineração e do esgoto sanitário na bacia do rio Tubarão, ponderando-os com diferentes níveis dos indicadores ambientais;
- Tornar viável o modelo matemático multiobjetivo para análise de investimentos em recuperação ambiental de bacias hidrográficas, utilizando ferramentas de programação matemática multiobjetivo e Lógica Fuzzy;

- Contribuir para que os comitês de bacias ou, mais especificamente, as agências de bacias tenham ferramentas mais apropriadas para tomada de decisão em investimentos na bacia hidrográfica;
- Proporcionar sustentação científica a projetos encaminhados para organismos de fomento.

1.4 - Justificativa e relevância do trabalho

O fator predominante que justificou a escolha do tema da pesquisa está voltado para o aprofundamento das questões sobre a elaboração metodológica que explicitem melhor os investimentos na proteção do meio ambiente, em especial sobre a recuperação dos recursos hídricos de bacias hidrográficas, as quais são bastante precárias no cenário nacional.

Do ponto de vista conceitual, o estudo se justifica na medida em que a articulação, o desenvolvimento e a aplicação do modelo proposto proporcionarão a análise da ponderação dos custos em recuperação com níveis de indicadores ambientais de bacias hidrográficas.

Esta análise pode trazer contribuições para a área em estudo, bem como para o entendimento quanto aos esforços financeiros que devem ser desenvolvidos para se estabelecer o ordenamento das atividades desenvolvidas pelo homem, principalmente as econômicas, de forma a compatibilizá-las com a proteção do meio ambiente.

A contribuição para a área de estudos, em especial, relacionada aos custos de tratamento da água oriunda da mineração e beneficiamento de carvão e esgoto sanitário da bacia hidrográfica em estudo, poderá ajudar a esclarecer as questões metodológicas sobre o que analisar e como analisar, a partir de modelos matemáticos multiobjetivos e os investimentos em recuperação ambiental de bacias hidrográficas, que ainda não foram estudados satisfatoriamente.

Tais informações justificam-se em função da insuficiência de literatura em relação ao problema apresentado, que quando encontrada referem-se a modelos já elaborados, utilizados em estudos de caso (Jardim, 1999).

A análise de decisão de um único objetivo e sua otimização, sujeita a um conjunto de restrições, não passa de um caso particular entre as situações comuns em que estão presentes os múltiplos objetivos ou critérios de decisão (Jardim, 1999).

Assim, a análise multiobjetivo permite a inclusão de aspectos de difícil mensuração, através de escalas e medidas adequadas para cada uma das variáveis que possam ser admitidas no processo decisório. Trata-se, em geral, de técnicas baseadas na modelagem matemática, com forte apoio dos avançados recursos computacionais disponíveis e diante de múltiplos objetivos (Jardim, 1999) .

Em termos práticos, os resultados da aplicação dos modelos matemático-multiobjetivos podem oferecer subsídios para os tomadores de decisão, propiciando-lhes informações e indicações sobre a ponderação dos custos de tratamento em relação a níveis de indicadores ambientais para a bacia hidrográfica em estudo.

Desse modo, entende-se como imperativo que se estabeleçam mecanismos metodológicos para estimar custos, a partir da ponderação destes com diferentes níveis de indicadores ambientais para o gerenciamento, controle e redução dos impactos provocados pelas atividades humanas no meio ambiente, em especial sobre os recursos hídricos de bacias hidrográficas.

A relevância do trabalho está consagrada no modelo matemático multiobjetivo, desenvolvido no estudo que permite a produção de informações importantes para a avaliação do processo de gestão e para a tomada de decisão sobre um tema de extrema importância para sociedade.

1.5- Limitações do trabalho

No desenvolvimento do trabalho foram observadas as seguintes limitações:

- Grande carência no que diz respeito ao levantamento de referências bibliográficas sobre custos de tratamento dos recursos hídricos impactados pela mineração e esgoto sanitário;
- Dificuldade de obtenção de dados relacionados aos indicadores ambientais, medidos recentemente, da bacia do rio Tubarão;
- Disposição reduzida de softwares, gratuitos, sobre modelagem matemática multiobjetivo.

1.6 – Estrutura da tese

Neste primeiro capítulo da tese desenvolveu-se uma contextualização sobre a temática em estudo, onde se busca estabelecer as características da situação problema, bem como a hipótese que embasam a pesquisa. Também foram estabelecidos os objetivos geral, específicos, justificativa e a relevância do trabalho.

No segundo capítulo estuda-se a fundamentação teórica do tema da pesquisa, a partir de revisão bibliográfica relacionada ao planejamento dos recursos hídricos, auxílio à tomada de decisão e qualidade das águas.

No capítulo terceiro faz-se uma breve discussão da área de estudo na bacia hidrográfica do rio Tubarão e complexo lagunar, enfocando aspectos gerais de localização desta, uso dos solos e cobertura vegetal e finalmente as principais fontes de poluição sobre os recursos hídricos da referida bacia.

No quarto capítulo é descrita a metodologia desenvolvida no trabalho, a qual enfocou, inicialmente, o levantamento dos principais impactos ambientais sobre recursos hídricos da bacia do rio Tubarão, bem como os principais indicadores ambientais destes impactos.

A seguir foram levantados os principais custos de tratamento dos recursos hídricos impactados pela mineração e esgoto sanitário. Finalmente elaborou-se o modelo matemático multiobjetivo, utilizando lógica fuzzy, o qual proporcionou uma análise de alternativas ponderadas entre os custos de recuperação e os níveis de indicadores ambientais com aplicação na bacia do rio Tubarão.

O capítulo quinto traz os resultados das aplicação do modelo matemático multiobjetivo, o qual desenvolve uma análise de alternativas ponderadas entre os custos de recuperação e os níveis de alguns indicadores ambientais na bacia do rio Tubarão.

Os resultados desta aplicação foram avaliados a partir de três cenários: o primeiro que privilegia o enfoque ambiental; o segundo que enfoca a questão econômica e o terceiro que considera o equilíbrio entre os dois primeiros.

Na última parte são apresentadas as conclusões e recomendações para futuros trabalhos.

A partir das considerações iniciais do trabalho, as quais descreveram sobre o tema e a problemática da tese, bem como os objetivos e relevância desta, será

descrita a revisão bibliográfica sobre os assuntos relacionados ao tema central da tese.

2 - REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 - Planejamento, ambiente e recursos hídricos

O planejamento de recursos hídricos tem início no começo do século com as avaliações do tipo custo/benefício dentro de uma perspectiva analítico-racional. As primeiras informações do uso do processo decisório estruturado e Modelos de Auxílio à Tomada de Decisão (MATAD), aplicados em estudos voltados ao planejamento de recursos hídricos, sob a perspectiva de planejamento ambiental, datam da década de 30 (Hersh, 1998 e Santos 1995).

Até os anos 60, as análises de impactos provenientes da ação entrópicas eram, primordialmente, entendidas sob o enfoque técnico-social e os métodos aplicados, eram do tipo custo/benefício.

Em 1968, o clube de Roma reúne a cúpula científica mundial para discutir as condições ambientais do Planeta Terra, onde são levantadas questões sobre as péssimas condições ambientais de qualidade de vida, fazendo previsões sombrias para o futuro, em especial sobre o aspecto da poluição (Santos 1995).

Nas décadas de 70 e 80, ocorre o desenvolvimento da maioria dos modelos de gestão com critérios associados ao ambiente natural. Nos Estados Unidos surge a exigência de Estudos de Impacto Ambiental (EIA) que, posteriormente, são adotados em países do primeiro mundo, tais como Canadá (1973), Alemanha (1975), França (1976), Dinamarca (1978) e Holanda (1980) (Santos, 1995).

Assim, no início dos anos 80, tomam grande impulso as pesquisas voltadas ao uso de métodos multicriteriais que englobam aspectos sociais, ecológicos e econômicos.

No Brasil, a questão ambiental toma vulto com a criação do SEMA (Secretaria Especial do Meio Ambiente – Dec. n . 73.030/73).

A avaliação de impactos e o zoneamento do ambiente, com intuito de planejar surgem em documento legal denominado de PNMA (Política Nacional de Meio Ambiente – Lei n. 6.938/81), através da criação do SISNAMA (Sistema Nacional de Meio Ambiente) e do CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente), cujo regulamento objetivava obter instrumentos eficientes de controle ambiental. Nesse mesmo ano, a lei 6.902/81 estabelece as Áreas de Proteção Ambiental (APA) que

visam conservar ou melhorar as condições ecológicas de uma região e cujo princípio de análise é o zoneamento ambiental.

O EIA é implantado somente cinco anos depois, através Resolução nº 001/86 do CONAMA . Nesse período, surgem também os Planos de Bacias Hidrográficas (PBH) que norteiam, até o presente momento, grande parte dos planejamentos ambientais.

A tendência brasileira é entender os EIA/RIMA (Relatório de Impacto Ambiental) como ferramentas de planejamento ambiental, que se utilizam não de um, mas de vários métodos associados de tomada de decisão. Esta tem sido a tendência para planejar o uso de outros tipos de ferramentas como: Planos Diretores (PD), Zoneamento Ambiental (ZA), Plano de Bacias Hidrográficas (PBH) ou Áreas de Proteção Ambiental (APA) entre outros (Santos, 1995).

Todas estas ferramentas norteiam-se nos princípios comuns do planejamento ambiental, ou seja, como um processo contínuo que envolve decisões, ou seleções, quanto as formas alternativas da utilização de recursos disponíveis, com o objetivo de atingir metas específicas em um determinado período de tempo, no futuro (Conyers e Hills, 1984).

É a elaboração de planos e programas com objetivos definidos, por etapas, e a partir de bases técnicas, utilizando-se de roteiros e métodos determinados (Grigg e Asce, 1996).

No entanto, o cenário real é que, apesar do elevado crescimento da demanda hídrica ocorrida nos últimos anos no abastecimento urbano e industrial, irrigação e energia hidroelétrica, a máquina administrativa dos serviços correspondentes parece que não amadureceu na mesma proporção. Pelo contrário, aparentemente, tornou-se complexa e confusa, refletindo, concomitantemente, por meio de demanda e oferta hídricas desorientadas (Zuffo, 1998).

Assim, o Brasil deverá recuperar o tempo perdido, sendo que alguns estados, não esperando pela ação do Governo Federal, partiram à frente com reformas institucionais de grande importância. Essas reformas podem, se implementadas com bom senso, desencadear mudanças significativas no comportamento administrativo dos agentes envolvidos no planejamento e gestão dos recursos hídricos (Zuffo, 1998).

A ONU, em 1976, globalizou uma preocupação dos países do Primeiro Mundo e discutiu alguns aspectos dos instrumentos administrativos de planejamento e

avaliação de projetos. Isto porque esses instrumentos estão seriamente associados à problemática do desenvolvimento de projetos, pois existem graves empecilhos para atender à demanda e oferta planejadas.

A função principal desses instrumentos é determinar prioridade de um projeto por meio de uma análise comparativa dos usos alternativos que os recursos investidos possam ter. Em países como o Brasil, por serem os recursos financeiros escassos, busca-se a utilização de melhor compromisso face às necessidades sociais .

Logo, alerta-se quanto aos rumos tomados pelas políticas desenvolvimentistas, adotadas em grande parte do globo, com conseqüências funestas para o meio ambiente, oriundas da exploração irracional dos recursos naturais. A bandeira defendida passa ser o “Desenvolvimento Sustentável” que, na maioria das vezes, não passa do discurso (Hirsch et al , 2001 e Zuffo, 1998).

O planejamento de recursos hídricos está passando por um período de reformulação dos seus procedimentos de avaliação de alternativas e do desenvolvimento de técnicas correspondentes.

Essa mudança parte da tradicional análise custo-benefício para uma análise multicriterial. A principal desvantagem da primeira em relação à segunda é a impossibilidade de incluir outros objetivos além da maximização dos benefícios econômicos nacionais.

No Brasil não se tem ainda o planejamento multiobjetivo formalizado e a análise de custo-benefício continua sendo a principal ferramenta de avaliação de projetos e, mesmo assim, em caráter “pró-forma”. Não são percebidas, portanto, as limitações de sua abrangência (Zuffo, 1998).

Mais precário é o conhecimento das possibilidades de associação entre o planejamento multiobjetivo e a valorização ambiental, para assegurar que a tomada de decisão, sobre recursos hídricos, seja técnica-ambiental e eticamente sustentável (Gren et al, 2002) .

Então, pode-se afirmar que a teoria do planejamento multiobjetivo proporciona as bases para se mover dos objetivos da sociedade para o sistema planejado, de maneira interativa. Dessa forma, ela se preocupa com a escolha dos objetivos, com o desenvolvimento de soluções viáveis de acordo com os objetivos e restrições impostas ao problema, além da ordenação e escolha final da alternativa (Goicoechea et al, 1982).

O critério benefício menos custo para a maximização do benefício é apenas um dos critérios julgados na abordagem do planejamento multicritérios (Goicoechea et al, 1982).

Já o planejamento ambiental é visto como a formalização de um sistema básico de planejamento em que os elementos componentes pertencem ao meio natural e entrópico, ocorrentes em um determinado território. O planejamento ambiental comumente parte de problemas complexos que abrangem uma grande quantidade de informações e dependem de vários decisores.

Essas características levam à prática de um processo decisório do tipo estruturado, em que a sistematização de respostas torna-se fundamental. Neste caso, os Modelos de Auxílio de Tomada de Decisão (MATD) são necessários como ferramentas metodológicas, porque têm a capacidade de definir problemas, estruturar diagnósticos, sumarizar resultados, ordenar, solucionar e decidir sobre alternativas e diretrizes (Juchem, 1993 e Ito et al, 2001).

O planejamento ambiental envolve uma série de etapas que são inter-relacionadas e que, no atual processo decisório, são muitas vezes suprimidas ou desconsideradas. Para exemplificar um pouco esta falta de planejamento ambiental pode-se mencionar a região sul do Estado de Santa Catarina. No que se refere aos recursos hídricos é conhecida, principalmente, pelos impactos da exploração e beneficiamento de carvão que resultaram na assinatura, já em 1980, do Decreto 85.206, o qual enquadrou a região como a décima quarta área crítica nacional para efeitos de controle de poluição, decorrente das atividades relacionadas ao ciclo do carvão mineral (Bortoluzzi, 2003 e Gothe, 1993).

A referida região também, a partir da década de 90, passou a apresentar sérios problemas com poluição dos recursos hídricos, decorrentes da criação intensiva de suínos e a conseqüente produção de grande quantidade de dejetos por estes animais, os quais são despejados nos cursos d'água da região.

Tal atividade foi estimulada por uma política estadual denominada de Programa de Expansão da Suinocultura e Tratamento de Dejetos, a qual, segundo Guivant (1988), tinha uma visão produtivista da suinocultura e uma visão tecnocrática da poluição, beneficiando a agroindústria, cooperativas e seus representantes de classe.

E se não bastasse, esta região também apresenta sérios problemas com poluição dos recursos hídricos por descarga de esgotos sanitários, pois somente 7% do total de esgoto produzido da região é tratado.

Tais cenários se desenvolveram em função do crescimento brasileiro e regional, tanto no setor agrícola como industrial e, em particular, a acelerada e desorganizada urbanização, a qual vem se processando de forma predatória e extremamente agressiva ao meio ambiente físico, social e psicológico (Gothe, 1993).

As origens desses problemas são múltiplas e complexas destacando-se: uma longa tradição de regimes autoritários, insensíveis às mudanças sociais; políticas econômicas equivocadas, com base num crescimento indefinido e sem preocupação com a distribuição de renda; um estado clientelista e incapaz de implementar políticas de médio e longo prazo; defasagem tecnológica e uma cultura que não preserva a herança em recursos naturais, entre outras (Gothe, 1993).

Logo, a falta de um planejamento integrado ou a adoção de um planejamento setorializado pode levar a graves problemas, principalmente ambientais. Essa visão setorial contempla, simplesmente, os efeitos de um problema maior, não combatendo as reais causas.

Segundo Santana (1998), dentro da Engenharia de Recursos Hídricos, existe uma sub-área do conhecimento que trabalha com o planejamento dos recursos hídricos, na qual são usadas técnicas que tratam de problemas de “análise sistêmica”.

Estas técnicas vieram auxiliar nas soluções dadas aos grandes problemas naturalmente colocados aos planejadores, os quais, muitas vezes, são tratados de forma muito simplificada devido à falta de conhecimento sobre o assunto.

No tratamento de problemas que envolvam a análise de sistemas, alguns elementos importantes devem ser destacados, tais como o meio ambiente, as entradas (recursos), as saídas (resultados), a realimentação (controle) e o modelo geral propriamente dito (Figura 1).

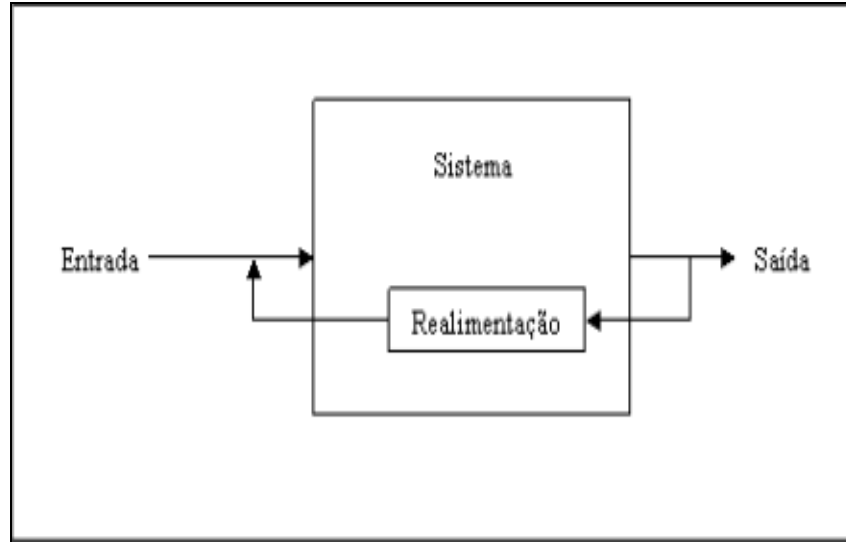


Figura 1 - Representação de uma abordagem sistêmica - (Santana, 1998)

Uma característica essencial da abordagem sistêmica é o seu caráter iterativo e de avaliação permanente. Para que se busque a melhor representação de um determinado sistema é fundamental que se trabalhe em equipe interdisciplinar de maneira a evitar a tendenciosidade na forma de abordagem, quando o problema é avaliado apenas por um especialista (Santana, 1998).

Dentro de um determinado sistema a ser analisado, certamente estão envolvidas várias áreas de conhecimento como por exemplo economia, química, ecologia, engenharia, pesquisa operacional. Todas estas áreas reunidas farão parte de um modelo que auxilie na tomada de decisão. No planejamento dos recursos hídricos o planejador conta basicamente com dois tipos de modelos: simulação e/ou otimização.

Segundo Santana (1998), as características de ambas podem ser apresentadas conforme representação da Figura 2. Lanna, (1997) apresenta alguns exemplos de aplicação de análise sistêmica via simulação e otimização. O autor mostra, sucintamente, a complexidade dos problemas de engenharia de recursos hídricos, apontando a necessidade de buscar abordagens adequadas ao seu tratamento.

Logo, as metodologias que envolvem análise sistêmica são as mais indicadas para se trabalhar com planejamento de recursos hídricos, visto que as várias partes de um sistema que envolvem recursos hídricos trabalham juntas com vários

objetivos, mas exigem do sistema um trabalho integrado, para serem gerados os objetivos desejados. (Lanna, 1997; Braga, 1987; Lee e Wen, 1998 e Hirsch et al, 2001).

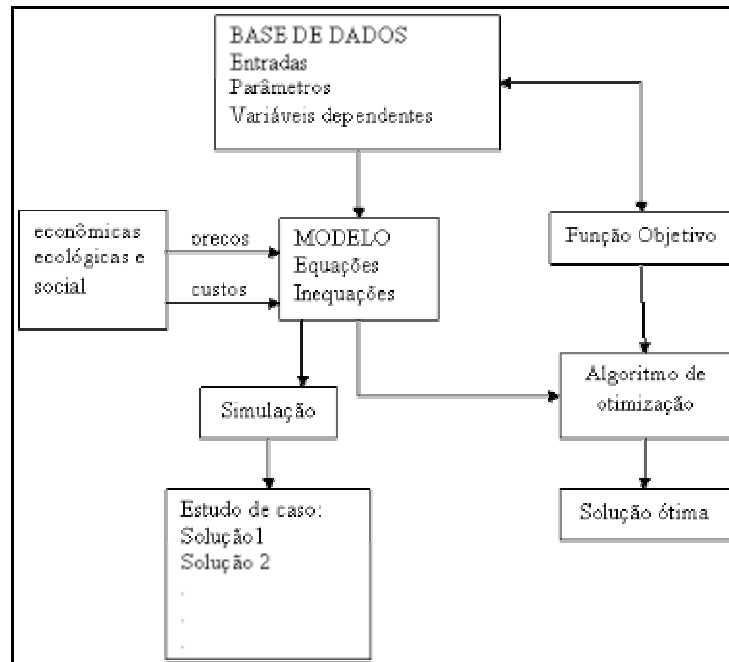


Figura 2 - Planejamento via simulação e otimização - (Santana, 1998).

O gerenciamento dos recursos hídricos passa por um processo de descentralização, participativo e integrado, contemplando as Agências e Comitês de Bacias. A participação nas Agências e Comitês envolve vários atores e agentes do processo decisório com pontos de vista divergentes e interesses conflitantes e a tomada de decisão deverá ser negociada pois depende do voto.

Com o amadurecimento das instituições democráticas, o gerenciamento dos recursos hídricos deverá proporcionar o desenvolvimento regional, porém, em prazo curto e médio, depende da administração de problemas (Yassuda, 1993).

Na Figura 3 observa-se que a participação pública, os programas governamentais e a legislação vigente são elementos atuantes em cada etapa do processo e podem, a cada instante, decidir os rumos do planejamento, interagindo, mutuamente, com o processo decisório.

Quando, por exemplo, a legislação vigente tornar-se obsoleta, impedindo que haja uma convergência de alternativas, pode-se iniciar um processo para a atualização ou modificação da legislação. Ou seja, de acordo com esse modo de pensar o planejamento ambiental é um processo dinâmico e integrado.

Pode-se também verificar que a tomada de decisão passa por duas fases distintas: a primeira compõe o diagnóstico, normalmente elaborado através de especialização dos dados (problemas ambientais e sociais da área de estudo). Nesta fase a recuperação de alguns dados históricos é muito importante. A Segunda fase, prende-se à avaliação das alternativas propostas em função do meio que comumente, é orientada através de Modelos de Apoio a Tomada de Decisão (MATD).

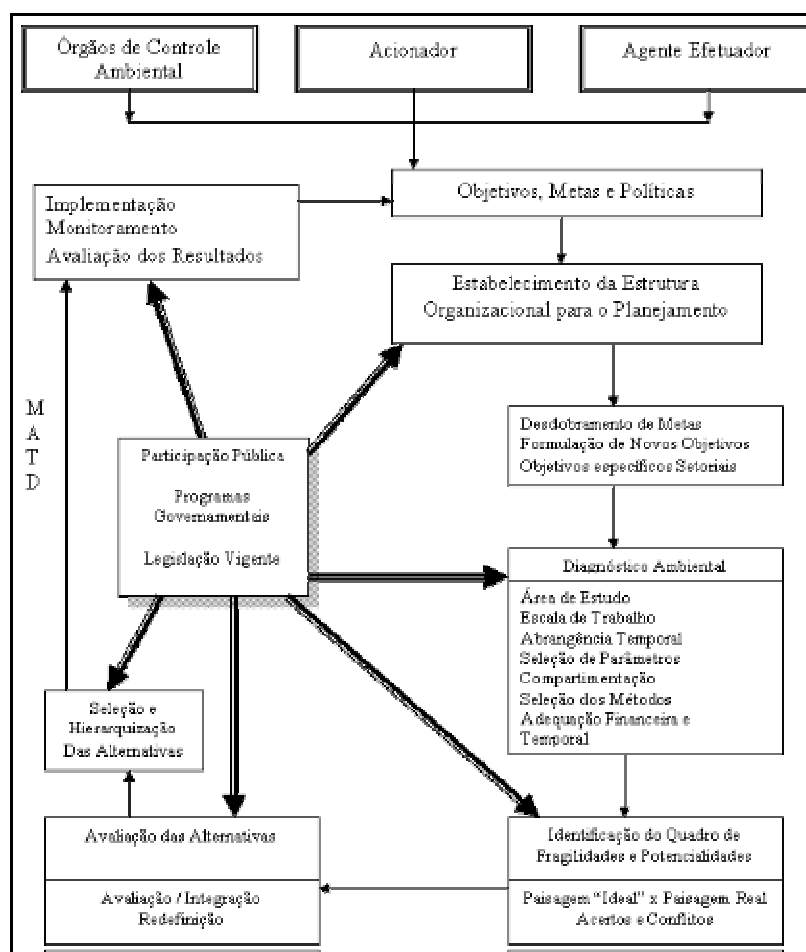


Figura 3 – Etapas do processo de planejamento ambiental - (Santos, 1995).

O Brasil tem se defrontado com um grande problema: a falta de análises de investimentos na área de recuperação ambiental que possibilitem um referencial

para a tomada de decisão, em diversos setores impactantes do meio, tais como atividades agrícolas, industriais e o desenvolvimento urbano desordenado, os quais produzem grandes quantidades de dejetos e resíduos aos corpos d'água receptores, configurando uma situação ambiental crítica, traduzida na degradação dos ecossistemas naturais e no prejuízo à qualidade de vida de setores significativos da população (Pereira, 2003).

Freqüentemente estas análises de investimentos em recuperação ambiental são desenvolvidas de maneira, ainda, "empírica", onde a base utilizada são alguns projetos existentes, bem como a experiência de alguns profissionais da área (Jungles, 1994, Colossi, 2002 e Muños, 2000).

Assim, uma estimativa é uma previsão, uma aproximação, que produz informações para decisões e se apresenta como um substituto para a medição real, quando esta não é viável fisicamente e economicamente. É considerada precisa quando é suficientemente próxima ao valor real, de modo que decisões tomadas com base nessa estimativa são similares àquelas fundamentadas num ambiente real, caso sua caracterização fosse possível (Otero, 2000 e Peng e Buras, 2000).

São vários os fatores envolvidos na decisão para determinar como investir num novo projeto. Um dos mais importantes é a necessidade de uma estimativa de custo precisa, porque sua superestimativa ou sub-avaliação pode causar verdadeiros desastres financeiros (Panzeter, 1993)

Logo, sobre estimativas de custos temos:

- quanto maior a sub-avaliação, maior desembolso ou desperdício real;
- quanto maior a super-estimativa, maior o desembolso ou desperdício real;
- quanto mais realista a estimativa, mais econômico o projeto.

Ao escolher um modelo para uma análise de custo, o analista deve sempre lembrar que a estimativa de custo é uma previsão de custos futuros baseados em uma inferência lógica de dados históricos disponíveis. O tipo de modelo usado dependerá da adaptabilidade da definição do produto ou do serviço, do nível de detalhe requerido, da disponibilidade de dados e de limitações de tempo (Hecht e Kramer, 2002).

Apropriar custos de produtos ou de serviços, buscar formas de redução de seu valor e analisar várias decisões a serem tomadas, são questões que há muito tempo são discutidas.

Segundo Kliemann e Muller (1994), os sistemas de gerenciamento de custos constituem-se de conjuntos de informações gerenciais organizadas para o processo de tomada de decisão, planejamento e controle de diversas atividades gerenciais.

2.2 - Auxílio à tomada de decisão

No desenvolvimento dos recursos naturais, mais especificamente dos recursos hídricos, os programas e projetos têm focalizado, tradicionalmente, a análise dos benefícios e custos. A análise custo-benefício estabelece, implicitamente, uma forma de compensação, ou melhor, uma ponderação (trade-off) entre a maximização dos benefícios e a minimização dos custos, mesmo para análises em que é utilizada como único critério (Bana, 1988 e Hech e Kramer, 2002).

Uma análise realista deveria incluir objetivos ambientais, sociais e regionais, além do custo-benefício (Goicoechea et al, 1982; Bender e Simonovic, 2000; Queiroz, 2001; Zuffo, 1998).

Cada vez mais, em termos de expectativas e práticas, a abordagem dos problemas relacionados à Gestão das Águas, recorre-se a considerações dos aspectos ambientais, estéticos, culturais e de bem estar social, além da abordagem estritamente econômica (Jardim, 1999).

Nas últimas três décadas, houve um aumento de consciência da necessidade de identificar e considerar vários objetivos, simultaneamente na análise de soluções de alguns problemas, em particular aqueles derivados dos estudos de sistemas de larga escala. Juntamente com esta consciência, muitas ferramentas têm sido criadas, adaptadas e ou mixadas com outras já consagradas, para possibilitar uma melhor escolha pelo Tomador de Decisão (DM-Decision Make) (Lamy et al, 2002 e Zuffo, 1998).

O “Decisor(a)” ou “Tomador(a)” de Decisão é o órgão ou indivíduo que detém o poder de definir, escolher, rejeitar e decidir. “Escolher e preferir são tarefas que o decisor tem de exercer por si próprio, ninguém pode realizá-las por ele, ninguém pode tomar o seu lugar. Mesmo quando, em desespero, ele se abandona ao destino e decide não decidir” (Zeleny, 1982).

O(a) decisor(a) pode escolher as alternativas através de um processo não estruturado, simplesmente pela avaliação dos dados e ou pareceres de

especialistas. No entanto quando o problema é complexo e a decisão não depende de uma única pessoa, a estruturação do problema e a sistematização das respostas tornam-se fundamentais (Zuffo, 1998).

Em muitos estudos o decisor(a) tem que ouvir, considerar e ponderar entre vários interesses e opiniões divergentes. Para ser capaz de tomar decisões, face a circunstâncias progressivamente mais complexas, torna-se mister envolver, manter e continuamente rever e atualizar todo um repertório de pontos de vista, valores, opiniões e convicções a cerca da realidade (Bona, 1988).

Por ponto-de-vista entende-se todo o aspecto da realidade que um ator ou agente, que pode ser pessoa ou organização, considera importante para escolher entre as várias alternativas.

A decisão global elabora-se de uma forma mais ou menos caótica, com base na confrontação permanente de preferências de diferentes atores ou agente. Essas preferências movimentam-se através de interações concomitantes e ou sucessivas, e agem no seio dos campos de interesse e poder interveniente. O processo de decisão é constituído pelo desenrolar destas confrontações e destas interações. A Figura 4 apresenta, de forma esquemática, as etapas de um processo de decisão, dentro de etapas e estágios do planeamento ambiental (Hersh, 1998 e Zuffo, 1998 Santos, 1995).

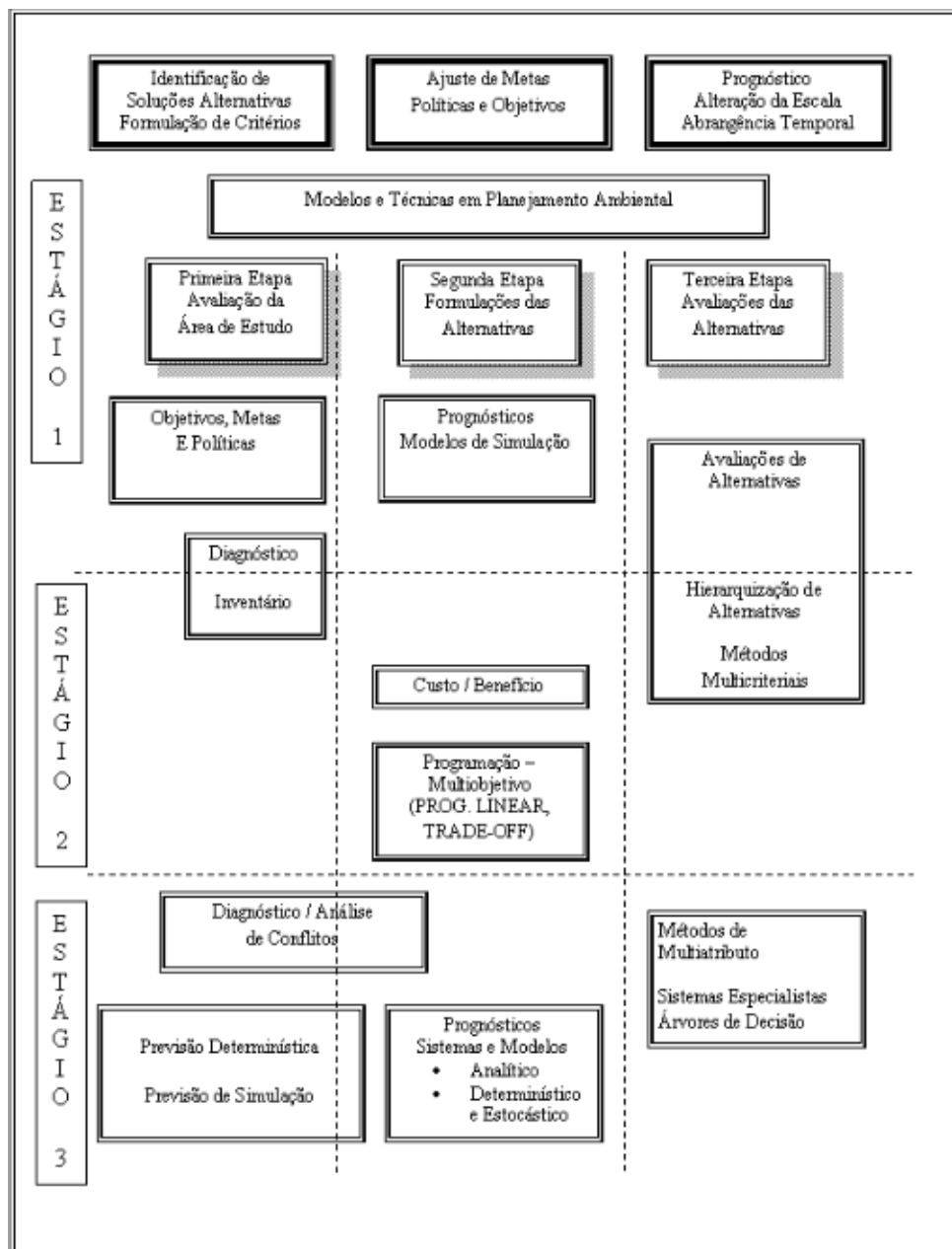


Figura 4 – Etapas e estágios do processo de um planejamento ambiental - (SANTOS, 1995).

Em muitas situações, a explicação das alternativas a comparar revela-se uma fase crucial e difícil do apoio à decisão, como também a definição dos critérios de avaliação que são definidos após a identificação dos pontos de vista a considerar. Também são dependentes das informações e ou banco de dados disponíveis e da confiabilidade dessas informações (Santos,1995).

Na fase de análise do sistema de estudo, quando da formulação do problema e da identificação do objetivo principal do processo de avaliação, pretende-se

escolher a melhor alternativa ou, também, delimitar o subconjunto das boas, ou ainda, ordená-las decrescentemente na preferência global.

Nesta fase, pretende-se comparar as vantagens e desvantagens relativas das alternativas de decisão potenciais, em face de um conjunto de critérios de avaliação. Pode-se, ainda, descrevê-las e caracterizar suas múltiplas conseqüências, de maneira a facilitar a avaliação e comparação dos seus méritos e desvantagens relativas (Bana, 1988, Hersh, 1998 e Queiroz, 2001).

Na presença de vários agentes ou atores, o número de pontos de vista pode revelar-se extremamente grande e, portanto, não é possível qualquer forma de agregação, tornando-se necessária a seleção de critérios. Os pontos de vista não poderão ser muitos para que a comparação se mantenha exeqüível, mas, por outro lado, também não poderão ser poucos a ponto de negligenciar fatores importantes e interesses fundamentais dos agentes.

Os fundamentos de tomada de decisão com avaliação dos múltiplos objetivos são viáveis para os planejamentos administrativos e regionais (Queiroz, 2001).

Existe uma relação de troca (trade-off) entre os objetivos e é possível uma solução que atinja os ótimos individuais simultaneamente (solução ideal) (Lamy et al, 2002 e Queiroz, 2001).

As incertezas nos objetivos analisados aparecem com muitas especialidades tratadas, com previsões econômicas e sociais de longo prazo, com a natureza abstrata de algumas informações subjetivas e com a heterogeneidade de dados utilizados em alguns modelos de análise. A principal atenção está no decidir ou no grupo de decisores.

Portanto, é bom ter claro que a tomada de decisões com avaliação de múltiplos objetivos é uma proposta apresentada por uma ou mais pessoas sujeitas a uma análise de legitimidade (sua cultura, seu meio, seus procedimentos, sua compreensão, sua propensão aos outros, sua adaptabilidade ao futuro, etc). Portanto, é necessário ter atenção com o domínio cultural ao tomar-se uma decisão (Queiroz, 2001) .

Os métodos multiobjetivos (MODM – Multiobjective Decision Making), vistos como uma extensão das técnicas de programação matemática, tornam-se particularmente adequados a problemas em que são consideradas, simultaneamente, várias funções objetivo.

Geralmente, esses objetivos são não comensuráveis, não podendo ser agrupados em uma única expressão matemática, ou melhor, em problemas em que exista um conjunto finito, porém com um número muito grande de alternativas definidas, implicitamente, através de um conjunto de restrições (Cohon et al, 1975 e Lamy et al, 2002).

Diferentemente das situações em que há problemas com objetivo único, em que a solução ótima é obtida através de simples maximização (ou minimização) de uma função objetivo de variáveis de decisão sujeitas a restrições, a análise multiobjetivo seleciona a “solução mais robusta”, em um cenário em que há múltiplos objetivos. Aqui se busca a otimização do conjunto das funções objetivo, através de critérios e julgamentos das alternativas de soluções do problema (Porto e Azevedo, 1998).

Tal situação deve-se ao fato de que, na análise multiobjetivo, a classificação é feita com base em determinados critérios de avaliação e sob condições e cenários específicos que, se alterados, poderão indicar outra alternativa como melhor solução.

Na realidade a solução apontada para a tomada de decisão, através da análise multiobjetivo, tem caráter fortemente político, resultado da ação conjunta de analistas e decisores (Jardim, 1999).

Para a avaliação das questões ambientais, sociais, culturais e de bem estar da população, e de difícil mensuração por exemplo, surge um dos aspectos críticos da análise multiobjetivo que é a subjetividade inerente ao processo. Esse importante fator depende, essencialmente, do julgamento humano, em termos de preferências manifestadas.

A tomada de decisões, especialmente na área de recursos hídricos, é um processo que depende, essencialmente, de fatores condicionados ao comportamento humano. Na abordagem de problemas complexos, característicos na gestão das águas, ocorre sempre uma parcela considerável de julgamento humano, com a incorporação dos aspectos positivos e negativos dessa condição. O campo da psicologia é farto em teorias e modelos que ajudam a entender o comportamento das pessoas diante de problemas decisórios (Jardim, 1999).

Porto e Azevedo (1998), citando Jannis e Mann (1976) sobre decisões sob stress e Kahneman e Tversky (1979) sobre distorções no julgamento humano diante de problemas decisórios, incorporando incerteza e risco, afirmam que as pessoas

tendem a agir de forma não objetiva diante de decisões arriscadas. Também afirmam que, segundo estudos experimentais, a citada não objetividade segue padrões regulares, podendo ser descrita em termos matemáticos.

Alguns desvios comportamentais comuns, que ocorrem diante de problemas decisórios, constituem uma interessante constatação, que pode ser observada na adaptação que segue, colhida em Porto e Azevedo (1998), citando Sage (1991) e Klein e Methlie (1990):

- **Disponibilidade:** o decisor tende a utilizar apenas as informações disponíveis, ignorando as de difícil obtenção. Isso leva à super-estimação de um evento, por exemplo, quando é fácil recordar as últimas ocorrências do mesmo.
- **Ajustamento:** Quando há excesso de dados, há a tendência à escolha de parte dos mesmos, que pareçam mais representativas para a economia de tempo de análise, ou por limitação financeira.
- **Conservadorismo:** é a tendência de não revisão de estimativas e procedimentos, diante de novas informações que justifiquem as revisões
- **Valorização da forma de apresentação :** informações são valorizadas não pela sua importância, mas pela forma como são apresentadas. Informações resumidas e visualmente bem apresentadas, são preferidas àquelas apresentadas de forma muito detalhada ou dispersa.
- **Erro de atribuição de sucesso – falha:** o decisor tende a atribuir os sucessos às suas habilidades e competência. Os erros ficam por conta da má sorte, conspirações e outros fatores externos.
- **Confiança exagerada:** os decisores tendem a confiar mais quando dispõem de abundância de dados, descuidando-se com a diversificação da qualidade e consistência dos mesmos.
- **Falta de qualificação dos decisores:** a heterogeneidade, em termos de conhecimento e nível de preparo dos decisores, que caracteriza o ambiente decisório dentro da nova visão participativa na gestão das águas, pode acarretar sérias dificuldades de implementação das técnicas multiobjetivos.

Segundo Lanna (1998), nos sistemas de recursos hídricos, além da aleatoriedade básica dos processos hidrológicos ou da incerteza hidrológica que

estabelecem a disponibilidade de água, há a incerteza dos processos econômicos, sociais e ambientais que determinam as demandas de água.

Outro tipo de incerteza que ocorre diante dos processos decisórios com múltiplos objetivos, característicos dos sistemas de recursos hídricos, é a possibilidade de ocorrência de complexas negociações sociais para a tomada de decisão (Simonovic e Prodanovic, 2002 e Yin et al, 1999).

Nestes cenários complexos, subjetivos e incertos, o processo decisório tem de ser entendido, segundo Simon (1972), citado por Porto e Azevedo (1998), dentro do conceito de “racionalidade limitada”, onde o analista é obrigado a lidar com dados imprecisos, incompletos e inconsistentes. Em certas situações, o máximo que o analista pode fazer é descrever certas variáveis em termos probabilísticos, e avaliar, o impacto da incerteza a elas associado, no restante do sistema.

Como as decisões humanas são cercadas de subjetividades e incertezas, ou seja decidir entre fazer ou não fazer, verdadeiro ou falso, pequeno ou alto, quente ou frio, nem sempre contemplam determinadas decisões que se colocam em “intervalos” entre estas situações.

Nós, humanos, sabemos, como poucos, que muitas situações são subjetivas e que definições fechadas, em certas situações, podem não ser o ideal para resolver um determinado problema (Muniz, 2003 e Keeney e Wood, 1977).

Problemas relacionados com a representação de conhecimento, resultam das dificuldades que se tem em expressar, com a precisão desejada, idéias sobre pensamentos, sensações ou percepções do mundo físico que nos rodeia. Levine (1988) cita que não é sempre que conseguimos nos comunicar por meio de respostas exatas e, desta forma utilizamos palavras indeterminadas conhecidas como *variáveis lingüísticas*.

Este autor cita o exemplo de uma pessoa que utilizou uma *variável lingüística*, quando esta saiu de casa, foi lá fora e voltou dizendo que a temperatura, lá fora, estava agradável. Neste caso, você não consegue descrever exatamente qual a temperatura do ambiente.

A imprecisão desta informação pode ser expressa através de um número que exprime a *possibilidade* da afirmação estar correta. Surge, então, uma teoria que nos permite dar forma matemática às expressões próprias, por exemplo, da linguagem natural, sem diminuir a potência expressiva das mesmas, esta é a Matemática

“Fuzzy”. Este termo, bem como a formalização dos conjuntos Fuzzy, foi introduzido por Loft A. Zadeh, em 1965, através da publicação do artigo “Fuzzy Sets”.

Na aquisição de conhecimentos, os especialistas se deparam com informações, muitas vezes, difíceis de classificar e, em muitos casos, pessoas diferentes podem discordar de uma dada classificação. Ainda, para a combinação dos elementos de conhecimento entre si, a presença da imprecisão se acentua. Entra aí, a consideração de os eventos serem ou não independentes entre si e o quanto cada informação pesa sobre a conclusão (Azevedo, 2000).

Os conjuntos “Fuzzy” lidam com conceitos inexatos e é uma metodologia de caracterização de classes que, por várias razões, não tem ou não pode ter limites rígidos (bordas) entre classes. A utilização de um conjunto “Fuzzy” é indicada sempre que se tiver que lidar com ambigüidades, abstrações e ambivalência em modelos matemáticos ou conceituais de fenômenos empíricos (Brites, 2000 e Felix, 1994).

A forma de “pensar” ou de tratar variáveis através da teoria tradicional é a forma “booleana”, onde a variável é bem definida como, por exemplo, se uma pessoa é ou não alta. Estas classes de alto ou não alto, podem ser subdivididas em baixinho, baixo, alto e muito alto. Por outro lado a teoria “fuzzy” permite apresentar a pertinência a um conjunto, como uma distribuição de possibilidades.

A Figura 5, mostra exemplos de funções de pertinência que podem ser usadas para classificação de qualquer tipo de entidade. No eixo “x”, está a variação do atributo do elemento usado como parâmetro para classificação. No eixo “y”, está a faixa de valores possíveis para a função de pertinência (F_p).

Na Figura 5-B, existe um limite específico que define a pessoa ser alta (valor 1) ou não alta (valor 0). Já na Figura 5-A, o tamanho da pessoa aumenta com uma altura e a função retorna a valores que variam de “0” a “1”, ainda na Figura 5-A, a região em “curva” é denominada de “zona de transição” (Rolim, 2001).

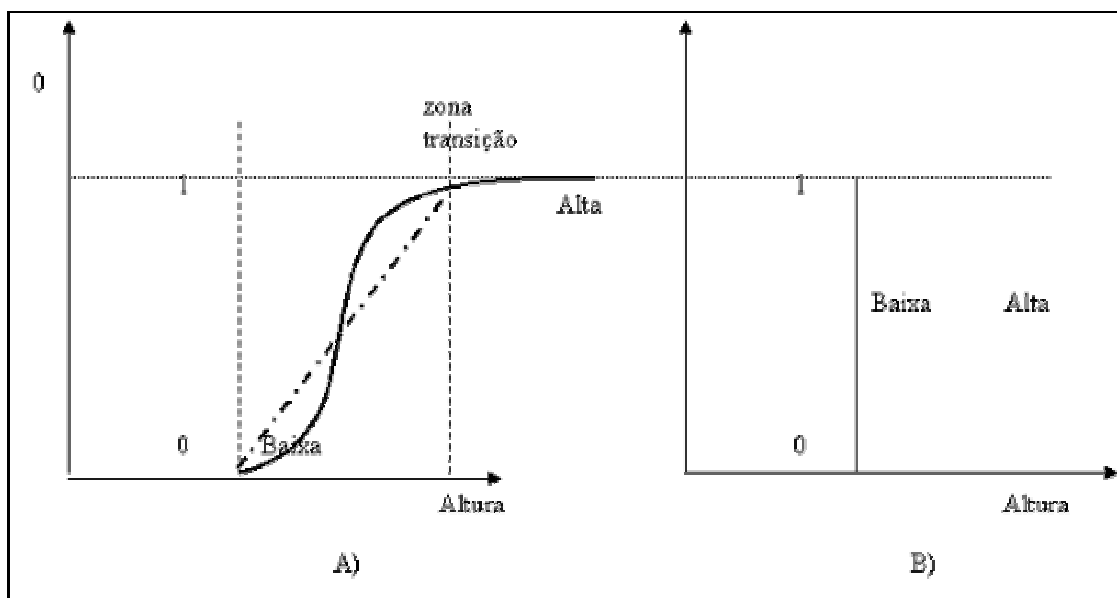


Figura 5 – Teoria “fuzzy” a esquerda e booleana a direita - (Rolim, 2001).

Assim, a partir do desenvolvimento da Lógica Fuzzy (ou lógica nebulosa), foi possível lidar com situações imprecisas, sendo que este modelo guarda muitas semelhanças com a forma de linguagem humana, na qual se encontram palavras com sentido de suposição, tais como: talvez, usualmente, possivelmente, pode ser e tantas outras expressões.

A Lógica Fuzzy ou Lógica Nebulosa tem como objetivo, entre outros, modelar o modo aproximado de raciocínio, tentando imitar a habilidade humana de tomar decisões racionais em um ambiente de incerteza e imprecisão. Devido à sua característica intrínseca, a Lógica Fuzzy ou Nebulosa é capaz de incorporar tanto conhecimento objetivo (a partir de dados numéricos) quanto o conhecimento subjetivo (a partir de informações lingüísticas).

É aplicado em sistemas de controle e de suporte de decisão onde a descrição do problema (regras de produção) não pode ser feito de forma precisa (Rolim, 2001).

Os sistemas fuzzy são capazes de capturar a forma imprecisa do raciocínio humano, na tomada de decisão, e colocá-la em forma matemática (Rolim, 2001 e Bender e Simonovic, 2000).

Considerando que os solucionadores de problemas de programação matemática foram, inicialmente, desenvolvidos para trabalhar com modelos que representassem problemas com valores bem determinados e fixos, a subjetividade humana e as incertezas de certos processos não foram consideradas.

2.3 - Qualidade das águas

Quando utilizamos o termo “qualidade de água”, é necessário compreender que este termo não se refere, necessariamente, a um estado de pureza, mas simplesmente às características químicas, físicas e biológicas e que, conforme essas características, são estipuladas diferentes finalidades para a água. Assim, a política normativa nacional de uso da água pode ser melhor observada na resolução número 20 do CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente (Merten e Minela, 2002).

A busca pela manutenção, bem como pela recuperação da qualidade dos recursos hídricos do planeta terra, é um dos sérios problemas ambientais existentes. No caso do mar, os grandes focos de poluição não se estendem por muito mais de alguns quilômetros a partir da costa, a não ser que a circulação de águas profundas seja insuficiente.

Para água doce, a situação é bem mais complicada e de difícil perspectiva de melhorias com os recursos tecnológicos atualmente disponíveis. Os problemas com a descarga dos despejos de dejetos animais e humanos e despejos industriais criaram um cenário cada vez mais problemático na recuperação destes volumes de água (Magrini e Dos Santos, 2001).

Portanto, a água doce é um recurso natural finito, cuja qualidade vem piorando sensivelmente devido, entre outros, ao aumento da população e à ausência de políticas públicas voltadas para sua preservação. Estima-se que aproximadamente doze milhões de pessoas morrem anualmente por problemas relacionados com a qualidade da água (Magrini e Dos Santos, 2001).

No Brasil, esse problema não é diferente, uma vez que registros do Sistema Único de Saúde (SUS) mostram que 80% das internações hospitalares do país são devidas a doenças de veiculação hídrica, ou seja doenças que ocorrem em virtude da qualidade imprópria da água para consumo humano (Merten e Minela, 2002).

Embora ocorra tal problemática em relação à qualidade das águas, no Brasil ainda não se tem quantificado quanto esses poluentes da água doce contribuem para degradação dos recursos hídricos (Merten e Minela, 2002).

A evolução dos padrões demográficos e o tipo de crescimento observado no Brasil aumentaram, consideravelmente, a pressão sobre os recursos hídricos,

provocando situações de escassez de água ou de conflitos de utilização em várias regiões do País .

No mesmo período houve uma progressiva piora das condições de qualidade das águas dos rios que atravessam cidades e regiões, onde há intensas atividades industriais, agropecuárias e de mineração. Assim, em situações onde não havia restrições de natureza quantitativa, a piora na qualidade da água tem inviabilizado seu uso para determinados fins (Agência Nacional das Águas, 2002).

Na Agenda 21, existem diversos capítulos onde se encontram recomendações referentes aos recursos hídricos. Não poderia ser de outra forma, tratando-se de recurso necessário não apenas à vida, mas praticamente a todas as atividades do homem.

Entre os capítulos da Agenda 21 destinados aos recursos hídricos, merecem destaque o de número seis que se dedica à proteção e promoção da saúde humana, e o vinte e um, o qual trata do manejo ambientalmente saudável dos resíduos sólidos e questões relacionadas com o esgoto sanitário.

Entretanto, é no capítulo dezoito que a questão dos recursos hídricos é tratada de forma específica com o título “Proteção da Qualidade e do Abastecimento dos Recursos Hídricos: aplicação de critérios integrados no desenvolvimento, manejo e uso dos recursos hídricos”.

Assim, com tal problemática em relação à qualidade dos recursos hídricos, se fez necessário a criação de arcabouços legais para tentar fazer a gestão destes recursos em nível de Brasil e Estados. Então surge a lei federal 9.433/97, que institui a Política de Recursos Hídricos, referenciada como “lei das águas”, a qual constitui-se num marco de significativa importância para a construção de um estilo de desenvolvimento mais sustentável no Brasil (Agência Nacional das Águas, 2002). Esta apresenta objetivos, princípios, diretrizes e instrumentos em perfeita harmonia com os vários objetivos citados na Agenda 21 e Conferência Rio 92 (Muños, 2000).

O Estado de Santa Catarina dispõe de uma estrutura institucional, em relação aos recursos hídricos, constituída pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos e pela Secretária de Desenvolvimento Urbano e meio Ambiente – SEDUMA, órgãos que atuam na definição de políticas e na gestão e coordenação de atividades relacionadas aos recursos hídricos .

A Fundação do Meio Ambiente – FATMA, responsável pela fiscalização das ações na área ambiental, completa a estrutura operacional do Estado. Vários outros

órgãos e instituições federais e estaduais exercem algum tipo de ação ou interferência sobre a gestão da qualidade dos recursos hídricos (Bortoluzzi, 2003).

A elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos junto com a criação dos Comitês de Bacia e Agência de Águas é considerado um avanço na direção da gestão integrada dos recursos hídricos.

No sul do Estado de Santa Catarina, mais especificamente na Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar, começou-se a trabalhar com a qualidade das águas em 1984, a partir de uma primeira experiência de avaliação dos recursos hídricos, em um projeto cuja principal finalidade era analisar a situação relacionada com as contaminações decorrentes da poluição com o carvão (Bortoluzzi, 2003).

Nas centrais Elétricas do Sul – ELETROSUL, a partir de 1986, com determinadas mudanças de legislação, passou-se a exigir o Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) para empreendimentos de geração de energia elétrica, o qual serviu para iniciar estudos ambientais regionais, com vistas à construção da IV etapa da Usina Termelétrica Jorge Lacerda.

Em 1990, a Universidade do Sul de Santa Catarina – UNISUL, foi contratada para desenvolver uma Avaliação Físico-química do Complexo Lagunar. Já em 1997, a mesma universidade coordenou o projeto denominado de Diagnóstico e Organização dos Agentes da Bacia do Rio Tubarão e Complexo Lagunar. Neste trabalho, para fins classificatórios da qualidade das águas da Bacia em estudo, foi utilizado o critério definido por Índice de Qualidade de Águas (CETESB, 1993).

E por fim no ano de 2001, é concluído o trabalho denominado de Plano Integrado de Recursos Hídricos da bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar, o qual refere-se aos aspectos de uso do solo e cobertura vegetal, formas e processos associados à dinâmica fluvial, potencial erosivo, biota aquática, caracterização climática da região e diagnóstico e prognóstico das demandas hídricas (Bortoluzzi, 2003).

O objetivo geral da avaliação qualitativa dos recursos hídricos é oferecer uma base de dados científicos para utilização racional, compreendendo a estimativa da quantidade de recursos hídricos e seu potencial de oferta e demanda e a identificação contínua de fontes potenciais de água doce (extensão, confiabilidade e qualidade dos recursos hídricos e das atividades que os afetam) (Santa Catarina, 1998).

As questões sobre qualidade de água envolvem inúmeros assuntos que devem ser abordados e analisados por profissionais de diversas áreas do conhecimento ambiental, tais como químicos, biólogos, hidrólogos, agrônomos, engenheiros sanitaristas.

É importante que o analista de qualidade ambiental, em especial em recursos hídricos, esteja atento às questões relacionadas com assuntos que podem interferir no seu trabalho, até porque seus resultados são subsídios ao trabalho de terceiros e a expressão adequada facilitará os trabalhos dos outros profissionais. A compartimentalização, por exemplo, dos ambientes das águas, sedimentos e solo, ar e biosfera representam um ordenamento de pensamento (Zelt e Frankforter, 2002).

Para atingir metas de qualidade da água, são exigidos, num número significativo de casos, investimentos consideráveis e alterações de atitudes da população no que diz respeito gestão da água. Os impactos econômicos incluem os investimentos em instalações projetadas para reduzir a carga de poluentes em águas naturais, de forma a melhorar a qualidade da água nos meios receptores e impor limitações ao desenvolvimento de atividades numa dada região. Assume papel relevante a utilização de modelos computacionais que constituem importantes instrumentos de planejamento e o controle de evolução da qualidade da água (Sousa e Santos, 1981; Conejo e Carnesecca, 1987 e Tejada e Leyenda, 1995).

A resolução nº 20 de 18/06/86, do CONAMA procurou estabelecer, no Brasil, parâmetros que definam limites aceitáveis de elementos estranhos, considerando os diferentes usos da água. Como exemplo podemos mencionar que esta resolução exige uma redução de 80% para esgotos sanitários nas estações de tratamento.

Os corpos de água foram classificados em nove categorias, sendo cinco classes de água doce (salinidade < 0,5%), duas classes salinas (salinidade superior a 30%) e duas classes salobras (salinidade entre 0,5 e 30%). A classe “especial” é apta para o uso doméstico sem tratamento prévio, enquanto o uso doméstico da classe IV é restrito, mesmo após tratamento, devido à presença de substâncias que oferecem risco à saúde humana. A classificação e padronização dos corpos d’água possibilitam que se fixem metas para atingir níveis de indicadores consistentes com a classificação desejada (Brasil-CONAMA. Resolução número 237, de 19/12/1997).

Para classificação do corpo d’água em relação à sua qualidade, alguns indicadores são importantes sob aspectos sanitários e toxicológicos. No caso deste trabalho serão descritos alguns parâmetros de qualidade das águas, relacionados

com os principais fatores de poluição dos recursos hídricos da bacia hidrográfica em estudo.

1- Potencial de hidrogênio (pH):

O conhecimento do pH, de qualquer meio, é significativo porque influencia as reações químicas nos processos de complexação, formação de precipitados com respectiva floculação e formação de sedimentos .

Valores baixos de pH tendem a dissolver metais das estruturas, adicionando constituintes à água, tais como ferro, cobre, zinco e cádmio. A solubilidade de nutrientes, como fosfato e amônia, também é fortemente modificada em função de reações biológicas.

Assim, as reações biológicas podem aumentar o pH pela geração de amônia ou a diminuição do pH pela geração de ácidos orgânicos em meio redutor.

Estudos em minas de piritas de cupriferosos também mostraram que tanto a modificação do pH como as concentrações de metais, decorrentes da dissolução das piritas, são alteradas e crescem conforme as águas se distanciam da área com atividade de mineração. Os valores iniciais encontrados estão aproximadamente entre o pH 2,0 e 3,0, e alcançam valores de pH próximos de 6,0 a 11 quilômetros da área mineradora.

As medidas de pH são fortemente influenciadas pela temperatura e pela força iônica do meio. Sob o aspecto toxicológico, o pH apresenta efeitos sobre microorganismos abaixo do valor 5,0 e acima do valor 9,5, embora alguns microorganismos se mostrem tolerantes a valores extremos de pH (Pereira et al , 1995 e Bortoluzzi, 2003).

2- Oxigênio Dissolvido (OD), Demandas Química e Bioquímicas de Oxigênio

(DQO e DBO):

Uma adequada provisão de oxigênio dissolvido é essencial para a manutenção de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais e estações de tratamento de esgotos. Os níveis de oxigênio dissolvido também indicam a capacidade de um corpo de água natural manter a vida aquática. O oxigênio dissolvido pode ser fornecido naturalmente pelo ar atmosférico e pelos

vegetais verdes, sendo que as cachoeiras e corredeiras em rios promovem sensível aumento na concentração do mesmo através da aeração.

O grau de saturação de oxigênio dissolvido em corpos d'água depende de diversos fatores tais como temperatura, pressão e teor de salinidade. A temperatura é um fator importante no equilíbrio de oxigênio de um curso d'água, onde o nível de oxigênio diminui conforme aumenta a temperatura. Esta também altera a velocidade do desenvolvimento dos microorganismos consumidores e produtores de oxigênio.

Já a DBO da água é considerada a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica, por decomposição microbiana aeróbia, para uma forma inorgânica estável. Os maiores aumentos em termos de DBO, num corpo d'água, são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica, onde a presença de alto teor de matéria orgânica pode levar à completa extinção de oxigênio na água, provocando o desaparecimento de organismos dependentes deste.

A redução na concentração de oxigênio dissolvida num corpo d'água é provocada pela atividade de organismos aeróbios, ou seja aqueles que sobrevivem na presença de oxigênio dissolvido. Assim, entre os principais fatores de consumo de oxigênio, em meio líquido, podemos citar os despejos com características orgânicas como os esgotos domésticos e agropecuários e os esgotos industriais (laticínio, fecularias, frigoríficos, tinturarias, etc) (Bortoluzzi, 2003).

3- Coliformes totais e fecais:

As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal e inclui os gêneros *Klesbsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Ersvenia* e *Enterobacteria*. Todas as bactérias coliformes são gram-negativas e estão associadas com as fezes de animais de sangue quente e com o solo, apresentando reprodução ativa a temperaturas em torno de 44oC, sendo capazes de fermentar o açúcar.

O uso da bactéria coliforme fecal, como indicadora de poluição sanitária, mostra-se mais significativa que o uso da bactéria coliforme total, porque as bactérias coliformes fecais estão restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente. A determinação do nível de presença dos coliformes assume importância como indicador da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela

transmissão de doenças como febre tifóide, febre paratífóide, desintéria bacilar e cólera (CETESB, 1993).

Von Sperling (2000), estabeleceu os parâmetros de formas de lagoas de estabilização de esgotos com boa capacidade de previsão de eficiência, a partir de indicadores como o regime hidráulico, dados físicos da lagoa (ex: comprimento, largura e profundidade), temperatura e vazão.

4- Metais:

Os metais são muito importantes, principalmente, em situações quando se pressupõe valores alterados em função das atividades e condições ambientais, sendo comumente considerados uma medida de toxicidade.

Em estudos ambientais, são freqüentemente referenciados como Metais ou Elementos Traço, os quais costumam apresentar-se na biosfera em concentrações baixas ou menores que 0,1% em peso. Podem ser essenciais para o correto funcionamento dos organismos ou sem função biológica útil conhecida e, por acabarem competindo ou reagindo inadequadamente no organismo apresentam-se como tóxicos.

Já os Metais ou Elementos Pesados são aqueles que apresentam um peso específico superior a 4,0 g/cm³. Há diversas razões para considerar importante a discussão sobre metais e, entre elas, podemos citar a potencial influência geológica, a influência mineradora industrial humana, e as conseqüências fisiológicas relacionadas à biocatálise e bioacumulação com possibilidade de toxicidade (Bortoluzzi, 2003).

Para uma melhor compreensão das condições ambientais das águas, influenciadas pelas atividades de mineração e beneficiamento do carvão mineral, é oportuno comentar a respeito do processo poluidor nas regiões carboníferas, conforme o descrito por Bender (1998). Os problemas de poluição hídrica, nas regiões carboníferas, são qualitativamente similares em todos os locais de lavra e beneficiamento e se devem, na maior parte, à oxidação da pirita (FeS₂ – dissulfeto de ferro) associada ao carvão que, quando exposto ao ar e à umidade, se oxida gerando o ácido sulfúrico e compostos de ferro que acabam sendo, de alguma forma, carregados até os cursos d'água. Em águas naturais o pH elevado, acima de 6,5, indica uma eliminação de materiais em suspensão que ocorre como função da

eliminação do ferro e do alumínio. Já com o pH acima de 8,0, o elemento eliminado será o manganês (Batalha, 1977).

5- Sedimentos:

É importante algum relato sobre os sedimentos, pois em relação à qualidade de água, estes representam o destino de muitas substâncias que alcançam o sistema hídrico. A formação de um sedimento pode ser considerada a partir da degradação da chamada rocha mãe que produz os materiais através de meteorismos.

Forstner e Wittmann (1981) indicam os sedimentos como destino natural dos metais que são introduzidos no meio hídrico, em função dos processos reacionais decorrentes. A tendência dos sedimentos é acumular a história dos processos que ocorrem com o sistema em sua intensidade e na sua forma (Bortoluzzi, 2003).

Os metais tendem a acumular-se nos sedimentos, principalmente na região de decantação dos finos. E a partir do sedimento tendem a migrar, em cerca de dois anos para até 10-20 centímetros de profundidade no solo. A granulometria, onde os metais estão associados a um sedimento, tem importância, pois sedimentos finos estão mais associados a fenômenos de superfície como é a adsorção e às reações de precipitação. Já a parte grosseira apresenta tendência de representar o material geológico ou alguns litotipos mais resistentes da geologia original da região (Machado, 2002).

Webster (1995), em estudos de rios na Nova Zelândia, procurou identificar os principais processos químicos que afetam o equilíbrio de transporte de metais traços. Este estudo mostrou que os metais são transportados pelos compartimentos água e material particulado. Também mostrou que a retenção no sedimento é mais influenciada pela adsorção superficial e de forma menos importante pela precipitação.

Entretanto a forte acidez e o baixo pH garantem a manutenção dos metais em solução. O mesmo trabalho mostra a diminuição das concentrações de metais em relação com o afastamento da origem do processo poluidor.

5- Acidez:

Considerada como a característica que determinadas substâncias (ácidas) têm de doarem prótons. No caso da água, a presença da acidez pode ser devido ao

dióxido de carbono, ácidos minerais e sais hidrolizados. A determinação da acidez é utilizada devido à brusca variação do seu valor normal. Poderá indicar o lançamento de algum resíduo industrial nos esgotos domésticos.

No entanto, o caráter ácido das águas drenadas da mineração pode ser atribuído a dois tipos de constituintes: prótons (H^+) e íons metal (M^+). A acidez por prótons é geralmente gerada quando vários constituintes reagem com a água e produzem íons H^+ . A acidez mineral, desses íons metal, aparece da perda de prótons proveniente de molécula de água quando reage com a água na solução ácida drenada das minas.

Entretanto, o pH somente expressa a concentração de íons hidrogênio na solução e não a parte ácida da contribuição dos íons metais dissolvidos nas águas ácidas drenadas das minas de carvão (Peyman, 2003).

Pelo exposto neste capítulo podemos considerar que o planejamento ambiental evoluiu de uma análise mais tradicional, do tipo custo-benefício, para uma análise multiobjetivo com características multidisciplinar ou sistêmica. Também se observou que a tomada de decisão em relação à gestão das águas deve considerar as incertezas e a subjetividade do comportamento humano. Finalmente observa-se a existência de vários indicadores da qualidade das águas, os quais estão associados com as características dos agentes poluentes, que podem ser de origem orgânica ou inorgânica.

Mediante tal caracterização, no próximo capítulo haverá uma breve descrição da área de estudo relacionada aos aspectos gerais de localização da mesma, passando pela descrição da cobertura vegetal e dos solos, e finalizando serão descritas as principais fontes de poluição dos recursos hídricos da bacia do rio Tubarão, situada no sul do Estado de Santa Catarina.

3 - DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 - Aspectos gerais de localização da região hidrográfica

A área, objeto deste estudo, tal como mostram as Figuras 6 e 7, compõe a Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar, soma 5.959,97 km². De acordo com o Diagnóstico Geral das Bacias Hidrográficas do Estado de Santa Catarina (Santa Catarina 2001), insere-se na Região Hidrográfica Sul Catarinense – RH9.



Figura 6 - Regiões Hidrográficas de Santa Catarina – Bacia Hidrográfica Rio Tubarão e Complexo Lagunar - RH9 (Santa Catarina, 2001)

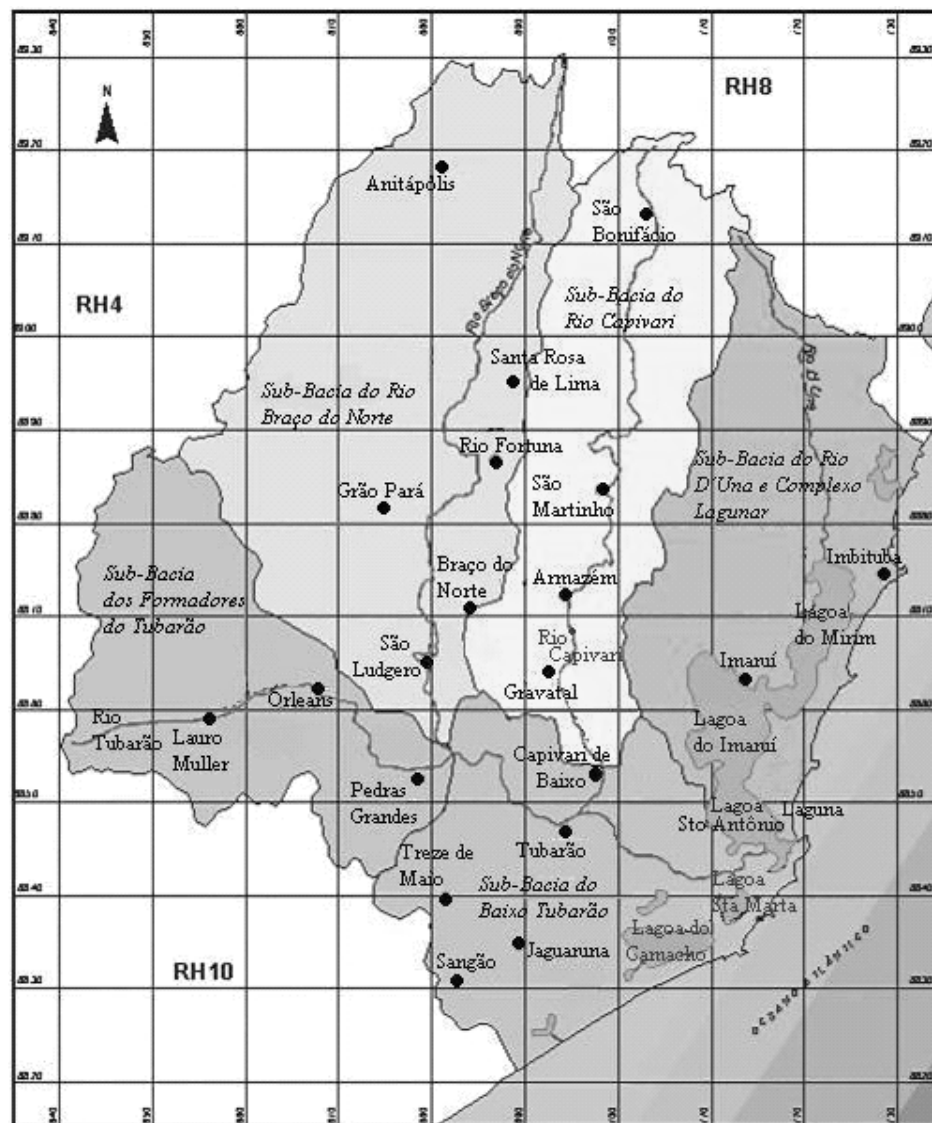


Figura 7 - Divisão da Bacia Hidrográfica Rio Tubarão e Complexo Lagunar em Sub-Bacias (Santa Catarina, 2001)

O rio Tubarão nasce junto à encosta da Serra Geral e tem como seus principais afluentes os rios Braço do Norte e Capivari. A área de drenagem do rio Tubarão é de 4.728 Km², percorrendo, desde suas nascentes, 120 Km até desembocar na Lagoa de Santo Antônio, em Laguna.

Os limites da grande Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão englobam 18 municípios, quais sejam: Lauro Miller, Orleans, São Ludgero, Braço do Norte, Grão Pará, Rio Fortuna, Santa Rosa de Lima, Anitápolis, São Bonifácio, São Martinho, Armazém, Gravatal, Capivari de Baixo, Tubarão, Pedras Grandes, Treze de Maio, Jaguaruna e Sangão. A população destes municípios somava 247.883 habitantes no

ano de 2000, sendo que se destaca em tamanho populacional o município de Tubarão com 89.338 habitantes, conforme mostra a Tabela 1. (Brasil, 2000).

Tabela 1 – População urbana e rural dos municípios pertencentes à bacia hidrográfica do rio Tubarão e complexo lagunar

Municípios	População (2000)			Área Municipal (km ²)
	Urbana	Rural	Total	
SB do rio D'uma + Complexo Lagunar				
Imaruí	3.899	9.498	13.397	540,8
Imbituba	34.527	1.173	35.700	185,4
Laguna	37.255	10.288	47.543	444,5
Sub-Total	75.681	20.959	96.640	1.171
SB do rio Capivari				
Armazém	2.624	4.246	6.870	138,4
Gravatal	3.865	6.046	9.911	194
São Bonifácio	682	2.536	3.218	451,8
São Martinho	888	2.386	3.274	235,7
Sub-Total	8.059	15.214	23.273	1.020
SB do rio Braço do Norte				
Anitápolis	1.116	2.114	3.230	575,5
Braço do Norte	17.857	6.914	24.771	193,9
Grão Pará	2.674	3.140	5.814	328,6
Rio Fortuna	1.213	3.103	4.316	285,8
Santa Rosa de Lima	423	1.584	2.007	184,3
Sub-Total	23.283	16.855	40.138	1.568
SB do rio Tubarão				
Formadores Tubarão				
Lauro Muller	9.921	3.681	13.602	266,7
Orleans	12.802	7.219	20.021	599,8
São Ludgero	5.993	2.593	8.586	152,8
Pedras Grandes	865	4.056	4.921	120
Baixo Tubarão				
Capivari de Baixo	17.434	1.125	18.559	46,9
Jaguaruna	10.236	4.367	14.603	327,6
Sangão	3.622	4.504	8.126	83,1
Treze de Maio	1.764	4.952	6.716	179,7
Tubarão	69.907	19.431	89.338	283,6
Sub-Total	132.544	51.928	184.472	2.060
Total	239.567	104.956	344.523	5.819

Fonte: IBGE, Censo Demográfico 2000 (sinopse preliminar) – Santa Catarina 2003

Obs.: A área total dos municípios não corresponde a área total da bacia, porque os limites municipais não coincidem com os limites da bacia.

A bacia hidrográfica do rio D'uma apresenta uma área de drenagem de 544 Km². Localizada na porção oeste da bacia hidrográfica do rio Tubarão, tem suas nascentes na Serra do Tabuleiro, e desemboca na Lagoa do Mirim, no Complexo Lagunar, destacando-se pela alta densidade superficial de suas águas.

No Complexo Lagunar, o qual apresenta uma área de 687 Km², três Lagoas destacam-se em termos de área superficial: (i) Lagoa do Mirim (mais ao norte), com

63.77 Km²; (ii) Lagoa do Imaruí (na porção central), com 86,32 Km² e (iii) Lagoa de Santo Antônio, com uma área de 33.85 Km². As lagoas recebem a contribuição do Rio D'una e Tubarão, sendo que a ligação com o Oceano Atlântico se dá junto ao canal da Barra da Laguna (Santa Catarina, 2001).

Na região do Complexo e da Bacia do rio D'una tem-se os últimos três municípios da região hidrográfica Sul Catarinense: Imbituba, Imaruí e Laguna . Nestes três municípios a população total é de 96.640 habitantes.

As Associações de municípios presentes são três: dos 21 municípios citados acima, 18 fazem parte da Associação dos Municípios da Região de Laguna – AMUREL. A exceção consiste dos municípios de Lauro Miller, que faz parte da Associação dos Municípios da Região Carbonífera – AMREC, e Anitápolis e São Bonifácio que fazem parte da Associação dos Municípios da Grande Florianópolis – GRANFPÓLIS.

Para a melhor caracterização dos recursos hídricos, no que se refere à disponibilidade hídrica, se faz necessário a divisão da região em sub-bacias. Essa divisão levou em consideração o agrupamento de municípios pertencentes ao mesmo curso d'água principal e cujo exutório (saída da bacia hidrográfica) constitui um ponto crítico de uso d'água. Esses pontos foram escolhidos com base no conhecimento factual sobre a ocorrência atual ou futura dos conflitos pelo uso e/ou pela deterioração da qualidade da água (Sta Catarina, 2001).

Esta subdivisão em sub-bacias, já está consolidada do ponto de vista local por outros trabalhos e pelo comitê do rio Tubarão e complexo lagunar.

Dessa maneira, a Bacia Hidrográfica do rio Tubarão e complexo lagunar, foi dividida em quatro sub-bacias: do rio D'una e Complexo Lagunar (SB I); do rio Capivari (SB II); do rio Braço do Norte (SB III); dos rios Formadores do Tubarão (SB IV) e do Baixo Tubarão (SB V), as quais estão representadas na Figura 6 e na Tabela 2 .

Tabela 2 – Sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Tubarão e complexo lagunar

Nome	Municípios	Curso Principal	Área (ha)	Perímetro (m)
Sub-bacia do rio D'uma e Complexo Lagunar	Imaruí, Imbituba e Laguna	Rio D'uma	118.054,79	203.555,79
Sub-bacia do rio Capivari	São Bonifácio, São Martinho, Armazém, Gravatal	Rio Capivari	107.836,42	203.920,66
Sub-bacia dos Formadores do Tubarão	Orleans, Lauro Muller e Pedras Grandes	Rio Tubarão	94.661,48	170.916,52
Sub-Bacia do Tubarão Baixo	Tubarão, Capivari de Baixo, Treze de Maio, Sangão e Jaguaruna	Rio Tubarão	99.795,54	175.312,58

Fonte: Santa Catarina 2003

3.2 - Uso dos solos e cobertura vegetal:

O desmatamento, o uso inadequado do solo, a exploração desordenada e irresponsável dos recursos minerais, o uso incorreto de pesticidas, determinadas práticas utilizadas na área da pecuária, em especial na suinocultura, e a conseqüente degradação dos recursos hídricos, têm causado profundas alterações no cenário da Bacia Hidrográfica do rio Tubarão e Complexo Lagunar.

Somente entre os anos de 1990 e 1995, foram desmatados 62.919 hectares (3,64% da área existente em 1990) da Mata Atlântica do Estado de Santa Catarina (Santa Catarina, 2001).

Assim, de acordo com o levantamento/mapeamento realizado no estudo denominado Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar, obtiveram-se os resultados apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Uso atual do solo e cobertura vegetal na bacia hidrográfica do rio Tubarão e complexo lagunar.

Classe	Área (km ²)	%
Mata nativa (em seus diferentes estágios sucessionais)	2.956,56	49,61
Campos/ Pastagens Implantadas	1.120,56	18,80
Formação predominantemente arbórea/arbustiva nativa, com inclusão de pequenos povoamentos implantados	962,85	16,16
Áreas preferencialmente ocupadas por rizicultura	319,77	5,37
Lâmina d'água	271,63	4,56
Solo exposto	183,86	3,08
Zona urbana	50,19	0,84
Dunas	46,57	0,78
Formação predominantemente campestre natural/arbustiva, com pequenas manchas de vegetação arbórea nativa, residual e de reflorestamento	32,68	0,55
Áreas degradadas (carvão, pedreiras, saibreiras)	11,65	0,20
Reflorestamento	3,65	0,06
Oceano atlântico	-	-
TOTAL	5.959,97	100,00

Fonte: Santa Catarina, 2001.

Os dados apresentados referenciam que :

- (i) - ainda existe, na bacia, uma considerável área de cobertura por mata nativa (ainda que secundária). Neste caso, a presença do Parque da Serra do Tabuleiro e o Parque na Serra Geral contribui fortemente para este percentual elevado;
- (ii) - a zona urbana representa, efetivamente, uma porção pequena da área da bacia;
- (iii) - áreas cultivadas com rizicultura também apresentam uma parcela proporcionalmente representativa da área total da bacia.

Em relação à evolução histórica do uso e conservação do solo na bacia do Rio Tubarão e Complexo Lagunar, pode-se afirmar que na descoberta do Brasil pelos portugueses ou seja, por volta de 1500, 81.50% da área total do Estado de Santa Catarina era coberto por florestas nativas, 41,17% em 1970 para 7,07% em 1996 (Santa Catarina, 2001).

A concentração fundiária, com o surgimento de novas áreas agrícolas voltadas para a rizicultura e à cultura fumageira, trouxe, juntamente com a urbanização, aumento nos níveis de degradação ambiental da bacia.

A utilização dos solos da bacia do rio Tubarão e Complexo Lagunar sofreu grandes alterações de suas características naturais, sendo estas, primeiramente,

decorrentes dos processos de colonização, cujos imigrantes foram substituindo áreas de mata nativa por áreas cultiváveis.

Isto se deu através de mudanças sócio-econômicas, que intensificaram o uso da terra (policultura e criação semi-intensiva de bovinos), bem como conseqüente substituição de extensas áreas de florestas pela paisagem agropecuária. Posteriormente, houve também o impacto da implantação da atividade extrativista do carvão, a qual, até hoje, provoca danos sobre os recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Tubarão e Complexo Lagunar (Santa Catarina, 2001).

Para melhor entendimento das questões relacionadas ao uso do solo da região de estudo, a seguir serão descritos, brevemente, alguns detalhes sobre a classificação natural dos solos, segundo sistema utilizado pela EMBRAPA, (1999), bem como sua disposição na bacia hidrográfica em estudo:

I) Unidade de mapeamento A

A transição do horizonte A para o B é normalmente gradual e plana, sendo que em alguns casos, não há grande diferenciação na textura destes horizontes. As colorações mais comuns são o vermelho-escuro, bruno-avermelhado, bruno-avermelhado escuro, podendo chegar até a vermelho-amarelo.

A ocorrência destes solos se dá nos municípios de São Ludgero, Braço do Norte e Lauro Miller, existindo manchas esparsas ao longo de várias porções da bacia, principalmente onde ocorrem diques ou soleiras de rochas vulcânicas, próximas a Santana e Treze de Maio. Predominam em relevos movimentados, sendo que localmente ocorrem em áreas com fase de relevo predominantemente suave a ondulado.

Ocorre o processo de "piping", que consiste no escoamento sub-superficial de água infiltrada. A partir deste mecanismo surgem os processos de erosão superficial e profunda, com significativas perdas de solo para a região.

II) Unidade de mapeamento P

A área de levantamento possui sete unidades de mapeamento argissolo com variações quanto a fases de relevo, atividade da argila e ainda quanto ao tipo de horizonte A

O horizonte A moderado possui textura média, com colorações bruno-amarelado escuras, bruno-escuras e bruno-amarelado escuras. No horizonte B predominam texturas argilosas, com variações franco-argilosa e argila arenosa.

Os perfis descritos na área de estudo apresentam, em muitos casos, saturação da CTC efetiva, por alumínio, inferiores ao limite de 50%. Esta classe de solo ocorre em fases de relevo ondulado a fortemente ondulado.

III) Unidade de mapeamento Ca e Ce

Os cambissolos são caracterizados como solos minerais, não hidromórficos, com drenagem interna do perfil variável de acentuada à imperfeita.

O horizonte A, em geral do tipo moderado, possui colorações bruno-amareladas a bruno-amarelado escuras, para o caso de Cambissolos desenvolvidos a partir de rochas sedimentares das formações Rio Bonito e Palermo. A textura varia de franco arenosa ou siltosa a argilosa, sendo bastante comum fases pedregosas, com teores elevados de pedregulhos e cascalhos. No horizonte B predominam cores bruno-amareladas e tons mais claros que o horizonte A, com texturas franco-argilosas a argilosas.

Os cambissolos álicos são bastante freqüentes e ocorrem ao longo das calhas dos principais cursos d'água, como acontece ao longo do Rio Braço do Norte no trecho compreendido entre Rio Fortuna a norte até o sul da cidade de São Ludgero. Na planície aluvial do rio Tubarão, desde a localidade de Pedrinhas até próximo da cidade de Tubarão.

IV) Neossolos Litólicos Álicos, Distróficos e Eutróficos – R

Suas características morfológicas restringem-se basicamente ao horizonte A, o qual varia normalmente de 15 a 40 cm de espessura, sendo que sua cor, textura, estrutura e consistência dependem, principalmente, do material de origem e das condições climáticas vigentes. São solos inadequados para agricultura mecanizada, devida principalmente ao relevo acidentado, à pequena espessura e à presença de pedras, calhaus e matacões na superfície. A deficiência de água é também um fator limitante ao uso destes solos, pois a pouca profundidade não permite o armazenamento suficiente de água.

V) Unidade de mapeamento G

A unidade de mapeamento G é composta basicamente pela classe Glei pouco húmico, álico, argila, argila de atividade alta a moderada, textura argilosa e relevo plano.

Estes solos compõem uma unidade de mapeamento diferenciada em relação às demais por serem hidromórficos, relacionados a zonas de má drenagem, com lençol freático próximo à superfície na maior parte do ano, em locais de relevo plano. Em geral, estes horizontes superficiais estão bastante alterados por culturas intensivas, especialmente a de arroz. A ocorrência destes solos na bacia dá-se especialmente na extremidade sul.

VI) Organossolos – O

Trata-se de solos hidromórficos, de coloração preta ou cinzenta muito escuros, essencialmente orgânicos, pouco evoluídos, resultantes de depósitos de restos vegetais em grau variável de decomposição em ambiente mal drenado ou muito mal drenado.

A maioria destes solos apresenta uma espessura de 40 cm ou mais, sendo que são desenvolvidos sobre os sedimentos paludais ou lacustres de holoceno, em áreas planas sujeitas a inundações freqüentes, com lençol freático próximo à superfície durante parte ou todo o ano. Caracterizam-se por possuírem alta capacidade de trocas de cátions e baixa densidade aparente em consequência dos altos teores de matéria orgânica.

Atualmente, após serem drenados artificialmente, são utilizados com hortaliças, cana-de-açúcar e pastagem ou para produção de arroz irrigado. A ocorrência destes solos dá-se principalmente na área correspondente ao delta do rio Tubarão. A norte, começam a aparecer na planície aluvial do rio Capivari, a partir da altura da cidade de Gravatal para sul, isto é, em sentido à região costeira. Esta faixa estende-se desde a cidade de Laguna até o município de Jaguaruna.

VII) Neossolos quartzarênicos - R

São solos minerais pouco desenvolvidos, não hidromórficos, profundos a muito profundos, porosos, excessivamente drenados, de textura arenosa, argila de atividade baixa e permeabilidade rápida ao longo do perfil. A utilização agrícola dos solos compreendidos nesta classe é limitada pela baixa fertilidade e capacidade de

retenção de água. A exploração de pecuária extensiva e o cultivo de mandioca e batata-doce são as principais utilizações deste solo.

Ocorre em relevo plano e suave ondulado, correspondentes aos cordões litorâneos situados em duas faixas distintas. Uma, em menor escala, compreendida entre as cidades de Garopaba, a norte. Trata-se de uma faixa estreita limitada pelas lagoas do Mirim e do Imaruí. A outra, em maior proporção, estende-se desde o município de Jaguaruna e amplia-se para o sul.

3.3 - Principais fontes de poluição sobre os recursos hídricos

A poluição das águas se origina através de várias fontes, dentre as quais destacam-se os efluentes domésticos, efluentes industriais, escoamento superficial urbano e escoamento superficial agrícola que, por sua vez, estão associados ao tipo de uso e ocupação do solo. Cada uma destas fontes possui características próprias quanto aos poluentes que carregam, sendo que os esgotos domésticos apresentam contaminações biodegradáveis, nutrientes e bactérias (Bortoluzzi, 2003).

O escoamento superficial urbano contém, em geral, todos os poluentes que se depositam na superfície do solo. Quando da ocorrência de chuvas, estes materiais acumulados no solo em valas e bueiros, são arrastados pela enxurrada para os cursos d'água superficiais, constituindo uma fonte de poluição tanto maior quanto mais deficiente for a limpeza pública (CETESB, 1993).

O escoamento superficial agrícola tem características um pouco diferentes do urbano, pois seus efeitos dependem muito das práticas agrícolas utilizadas em cada região e da época do ano em que se realiza a preparação do terreno para plantio, aplicação de defensivos agrícolas e colheitas. A contribuição representada pelo material proveniente da erosão de solos intensifica-se quando da ocorrência de chuvas em áreas rurais.

Na bacia hidrográfica do rio Tubarão, a maior em volume do Estado de Santa Catarina, com uma extensão de 5.923 km², a poluição é oriunda de diversas fontes de natureza orgânica e inorgânica, diferenciadas pelas características físicas e de uso do solo de uma das sub-bacias que a compõe (Santa Catarina, 1998).

É importante considerar, em relação às fontes de poluição da bacia do rio Tubarão, mais especificamente em relação ao desenvolvimento, urbanização e

saneamento, que o processo de ocupação desta iniciou-se com a implantação, em 1714, de Santo Antônio dos Anjos de Laguna, hoje Laguna. A seguir, o povoamento estendeu suas atividades para o interior da região, através do rio Tubarão, por navegação.

A expansão e a consolidação ocupacional da bacia do Rio Tubarão foram feitas segundo uma estrutura sócio-espacial que alterou, substancialmente, seus recursos hídricos. A degradação da qualidade dos recursos hídricos regionais, cujas tendências estavam latentes desde os primórdios da colonização, intensificou-se no final do século XIX com as instalações das primeiras minas de extração de carvão, alcançando índices sem precedentes nas últimas décadas do presente século.

A CSN (Companhia Siderúrgica Nacional S/A) foi criada por um acordo entre Brasil e Estados Unidos, levando o Brasil a participar da Segunda Guerra Mundial. A CSN mediou inovações nas relações sociais de produção na região sul de Santa Catarina. A qualidade de vida e meio ambiente, advindas deste período, estavam relacionadas tanto ao uso do carvão como ao da evolução sócio-econômica. A criação da CSN constitui um divisor de águas na história desta região hidrográfica (Bortoluzzi, 2003).

Se observarmos, em conformidade com Bruseke (1996) que “nas regiões não industrializadas submetidas à industrialização o caos do crescer mais rápido que a ordem”, então a degradação da qualidade de vida e da qualidade ambiental constitui grande saldo negativo da economia do carvão e corresponde, no tempo, tanto às externalidades negativas decorrentes de estruturas produtivas que incorporam interesses diversos, quanto à falta de prudência ecológica.

Assim, na porção oeste da bacia do rio Tubarão, onde se situa parte da bacia carbonífera sul catarinense, a poluição é de natureza principalmente inorgânica, uma vez que nesta porção ocorrem as camadas de carvão lavradas economicamente desde os primórdios da mineração de carvão no Estado até os dias atuais.

Os problemas ambientais das sub-bacias localizadas nesta porção e conhecidas como sub-bacias do rio Oratório, do rio Bonito, do rio Rocinha e do rio Laranjeiras, são decorrentes da exploração de carvão, que ocasiona a deposição de grande quantidade de material estéril, o qual via de regra, não é recoberto, resultando em poluição nos cursos d'água da região (Santa Catarina, 1998).

A degradação ambiental, provocada por todas as atividades envolvidas na extração e beneficiamento do carvão, atua negativamente na qualidade ambiental sob diversos modos.

Os recursos hídricos, o solo e a qualidade do ar sofrem a influência direta destas atividades, contribuindo intensamente para o desaparecimento da fauna e da flora regional. A oxidação do material piritoso gera significativa carga de acidez com o conseqüente abaixamento do pH das águas, ocasionando solubilização de uma ampla gama de metais pesados, afetando o ecossistema de toda a região carbonífera.

O trabalho de Bender (1998), referente à sub-bacia do rio Rocinha, um dos formadores do rio Tubarão, mostra os resultados correspondentes a duas medições feitas em 1995, as quais estão representadas na Figura 8 e na Tabela 4.

Os valores registrados nos pontos R3, R5, R7 e T1, quando contrastados com aqueles registrados no local R1, à montante da área de mineração e beneficiamento de carvão, mostram claramente o impacto destas atividades pelos baixos valores de pH registrados em todos os pontos à jusante da área de mineração.

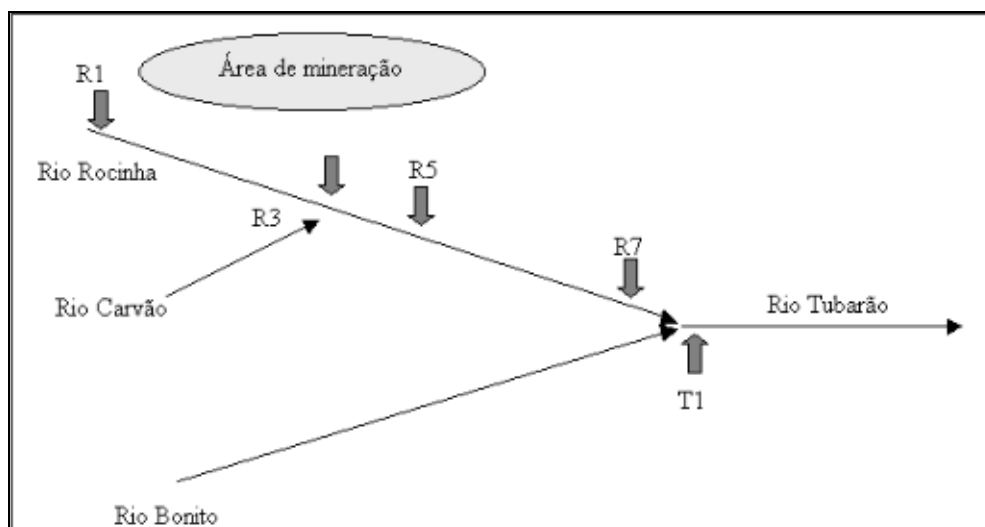


Figura 8 - Diagrama Topológico de Pontos de Amostragem na Sub-Bacia do Rio Rocinha na Bacia Hidrográfica Rio Tubarão e Complexo Lagunar – Bender (1998)

Tabela 4 – Valores de pH no Rio Rocinha e Alto Tubarão

	R1	R3	R5	R7	T1
Maio 1995	6,49	4,25	2,72	2,29	2,29
Outubro 1995	6,40	5,22	4,20	3,60	3,55

Fonte: Bender (1998)

Também foram obtidos por Bender (1998) valores indicativos do perfil de acidez ao longo do rio Tubarão, como pode ser observado na Figura 9 e na Tabela 4. O perfil do pH ao longo do rio Tubarão, mostra um caráter ácido praticamente até a foz, na Lagoa de Santo Antônio, evidenciando o impacto da mineração até o sistema Lagunar.

A recuperação dos valores de pH após a confluência com o rio Braço do Norte, mostra a influência deste rio na qualidade das águas do rio Tubarão. O ponto P4 registra a influência do aporte de matéria orgânica e ambiente alcalino causado pelo alto teor de uréia proveniente dos dejetos da suinocultura praticada na bacia do rio Braço do Norte.

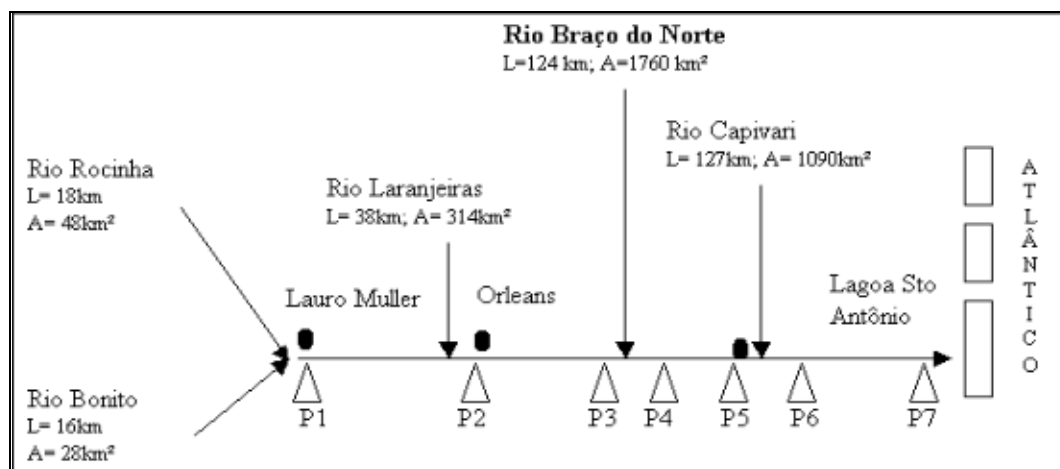


Figura 9 – Diagrama dos Pontos de amostragem do Rio Tubarão – Bender, 1998

Tabela 5 – Valores de pH ao Longo do Rio Tubarão – Bender 1998

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Julho 1997 (1)	2,96	3,56	3,35	4,37	4,20	5,53	5,8
Abril 1998 (2)	3,95	4,30	-	6,23	6,91	7,52	7,65

Fontes: 1) Lima et ali, 1998; 2) SC/UNISUL, 1998

Atualmente, estas atividades não são mais a principal fonte de renda de vários municípios, porém o fato de paralisar as atividades de uma mina, não significa que cesse a geração de problemas com poluição ambiental, a partir desta. A Tabela 6 apresenta a matriz informativa sobre o impacto ambiental das atividades ligadas à exploração do carvão (Santa Catarina, 2001).

As águas ácidas drenadas de minas de carvão abandonadas, resultam na poluição de águas subterrâneas e superficiais nas áreas adjacentes a estas. Portanto, faz-se necessário, ao idealizar-se sistemas de tratamento para águas ácidas oriundas dos processos que envolvem a mineração, considerar a questão das minas abandonadas (U.S. EPA, 2004).

Tabela 6 - Matriz informativa sobre impacto ambiental das atividades ligadas à exploração do carvão mineral.

Processos de degradação	Recurso Natural		
	Ar	Água	Solo
Combustão Espontânea	Gases tóxicos, material particulado	Chuvas ácidas	Acidificação do solo
Lixiviação		Formação de ácido e solubilização de metais	Acidificação e contaminação do solo
Drenagem superficial		Transporte de águas ácidas, metais traços e sólidos em suspensão	Erosão, acidificação do solo, assoreamento
Drenagem Sub-superficial		Acidificação e contaminação de águas sub-superficiais	Acidificação do solo infiltrado pela água ácida
Intemperismo	Material particulado	Acelera o processo de formação de águas ácidas e provoca o assoreamento em rios e lagoas	Erosão

Fonte: Santa Catarina - 1998

Outro importante aspecto a ser abordado em relação à poluição dos recursos hídricos da bacia do rio Tubarão, relaciona-se à questão do saneamento da referida bacia.

Antes de descrever tal problema, é importante salientar que, no Brasil, os municípios assumiram o setor de saneamento básico somente a partir de 1930, com a instituição de tarifas e serviços correspondentes à água, lixo e esgoto.

A preocupação com a qualidade ambiental e de vida aparecem no Art.2º (letras c e d) da lei de número 53.180, que instituiu a Política de Saneamento Básico no Brasil e criou o Conselho Nacional de Saneamento Básico, colocando como

abrangência legal deste a fiscalização das modificações artificiais das massas líquidas e o controle da poluição ambiental, inclusive do lixo.

Outro marco deste tipo de preocupação foi a criação do PLANASA – Plano Nacional de Saneamento, o qual buscou a redução do déficit de infra-estruturas de água e esgoto através da “instituição de políticas tarifárias”, de acordo com as possibilidades dos consumidores e do desenvolvimento de programas de pesquisas, treinamento e assistência técnica, com reflexos diretos na qualidade e na funcionalidade dos referidos sistemas (Almeida, 1986).

No caso da Bacia Hidrográfica do rio Tubarão e Complexo Lagunar, os municípios que a formam apresentam peculiaridades próprias em função da independência que têm ao tratar das questões do saneamento. O sistema de coleta de esgoto separado é encontrado na bacia em proporções mínimas. A coleta de esgoto cloacal serve a 6,87% das economias domésticas, comerciais, públicas e hospitalares de São Ludgero, Orleans e Laguna (Tabela 7) (Sta Catarina, 1998).

Tabela 7 – Bacia do rio Tubarão: Esgotamento Sanitário por tipo de economias e redes coletoras - Julho/1998

Tipos de economias	Total de economias	COLETA DE ESGOTO					
		Total de Economias Servidas		Tipo de redes			
		Absoluto	Relativo	Unitária		Separadora	
				Absoluto	Relativo	Absoluto	Relativo
Residencial	62.777	34.942	55,66	32.478	92,96	2.464	7,05
Comercial	5.308	5.308	100,00	5.163	97,27	145	2,73
Pública	857	857	100,00	645	75,26	212	24,74
Hospitalar	41	41	100,00	37	90,24	4	9,76
TOTAL	68.983	41.148	59,65	38.323	93,13	2.825	6,87

Fonte: Santa Catarina, 1998.

A escolha do sistema separador de esgoto cloacal depende da economia local, dos esforços do poder público para sua construção e da própria colaboração e empenho da sociedade civil organizada.

Na bacia em estudo, nota-se, poucas comunidades atuam nesse sentido, como ocorre com Orleans e São Ludgero, que dispõem de tratamento dos dejetos, o qual é realizado em sistemas de lagoas de estabilização, antes de serem lançados em corpos d'água. Em Laguna, os dejetos são lançados in natura no mar, a uma extensão aproximada de 1500 metros, a partir da linha da costa (Bortoluzzi, 2003).

Assim, a poluição orgânica, decorrente do esgoto sanitário, nos cursos d'água da bacia do rio Tubarão, advém, entre outras, do mau hábito cultural da população

regional em tratar as redes de drenagem fluvial como se fossem redes de esgotos sanitários, além, é claro, da falta de estrutura do setor na região.

Da mesma forma, o hábito de lançar os efluentes das atividades agropecuárias, característico da atividade ligada à suinocultura na região de Braço do Norte, diretamente nos cursos d'água da região, são fatores que contribuem para a contaminação dos recursos hídricos regionais, comprometendo os ecossistemas e o consumo humano das águas (Sta Catarina, 2001).

Os dejetos não tratados, lançados na natureza, causam diversos desequilíbrios ambientais, a exemplo da proliferação de moscas e borrachudos (servem como substrato nutricional para as larvas e, em doses elevadas, matam peixes que constituem os principais predadores naturais dessa espécie), os quais causam desconfortos ao homem do campo e urbano, bem como afetam a qualidade da água nos cursos d'água onde são despejados (EMBRAPA, 2002).

Para exemplificar temos a suinocultura na região de Braço do Norte, a qual possui uma área de 184 km² e população de 23000 habitantes, apresentando 130.000 cabeças de suínos, e configura uma situação digna de atenção quanto aos impactos de origem orgânica.

Observando a Figura 10, a qual representa pontos de amostragens e teores de coliformes fecais, em trabalho efetuado por Bortoluzzi (2000), ao longo do rio Braço do Norte, é possível visualizar o perfil do rio em relação à qualidade de suas águas. Tais valores de coliformes fecais nos pontos estudados podem ilustrar os impactos da suinocultura e, por consequência, da poluição de origem orgânica no Rio Braço do Norte e, indiretamente, no rio Tubarão.

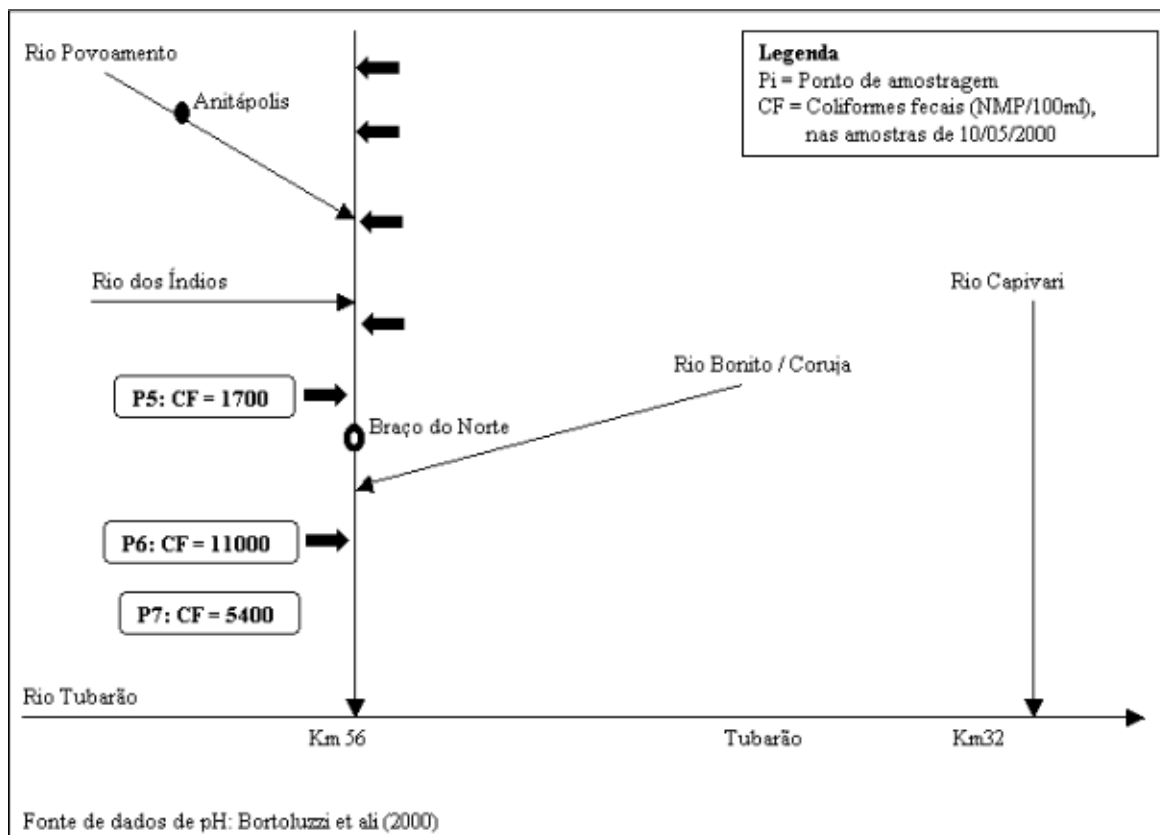


Figura 10 - Número de Coliformes Fecais e Diagrama Topológico da Localização dos pontos de Amostragem nos Trabalhos de Bortoluzzi et ali (2000)

Em relação às principais características da área de estudo abordadas nesta tese, chama a atenção as principais fontes de poluição sobre os recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Tubarão e Complexo Lagunar. A poluição dos recursos hídricos desta bacia, portanto, é oriunda de diversas fontes de natureza orgânica e inorgânica representadas pelos efluentes domésticos e industriais, bem como pela mineração e beneficiamento do carvão, respectivamente.

A partir da identificação dos principais impactos ambientais sobre os recursos hídricos da bacia do rio Tubarão, passou-se ao desenvolvimento de metodologia pertinente à análise de investimentos para recuperação ambiental da referida bacia, a partir de alternativas ponderadas entre os custos de recuperação e os níveis dos indicadores ambientais utilizados.

4 - METODOLOGIA

Os diversos métodos de investigação e demonstração dos efeitos que as atividades humanas provocam no meio ambiente, em especial sobre os recursos hídricos de uma bacia hidrográfica, surgem como instrumentos de sustentação científica das soluções a adotar, bem como de inovações e progresso, cujo propósito é fazer convergir os objetivos de promoção da qualidade do ambiente com o desenvolvimento econômico e social (Pereira, 2003).

O aproveitamento dos recursos hídricos pelo homem envolve uma maior ou menor modificação das condições naturais da bacia hidrográfica. O planejamento da bacia como um todo envolve a integração de esforços, necessidades e definições de prioridades do uso da água nas suas múltiplas finalidades.

Como controlar a água e a sua distribuição para diferentes usos com o mínimo de dano à natureza? Segundo Tucci (1989), para responder a esta pergunta deve-se utilizar todas as ferramentas disponíveis para antever as diferentes alternativas de estudo. Os modelos matemáticos são técnicas que permitem representar as alternativas propostas e simular condições reais que poderiam ocorrer.

Em determinadas áreas da ciência ambiental, a modelagem matemática pode ser, ainda, mais explorada nas generalizações interpretativas da validade de determinados processos. Estudiosos da área de modelagem matemática se preocupam em elaborar, utilizando a programação matemática, sistemas dinâmicos por meio dos quais os muitos e variados detalhes que formam e afetam os recursos naturais possam amoldar-se a esquemas simplificados de interpretação.

O gerenciamento dos recursos hídricos desenvolve-se a partir da necessidade de conciliação das atividades e ocupações de uma região, com as respectivas demandas e disponibilidades. Dentro do amplo contexto que envolve os planos de manejo em uma bacia hidrográfica, os objetivos ambientais podem ser considerados fundamentais para o cumprimento dos múltiplos objetivos que os compõem.

Face aos variados fatores que atingem os sistemas aquáticos, tais como o aumento da descarga de substâncias tóxicas e modificações hidrológicas,

resultantes das atividades humanas, grande parte dos esforços da pesquisa relacionada aos recursos hídricos, tem-se direcionado ao desenvolvimento e aplicação de modelos matemáticos que proporcionam prognósticos do comportamento dos impactos sobre os recursos hídricos de determinada região, ou bacia hidrográfica (Silva, 2003 e Saggio, 1992).

O controle de ecossistemas vem se tornando cada vez mais oneroso e um erro de julgamento pode trazer mais prejuízos do que soluções, tanto em relação ao meio ambiente quanto em relação ao custo para corrigir falhas. Tudo isso gera a necessidade de ferramentas que tornem a análise mais ampla e eficiente e que auxiliem na tomada de decisão em relação aos problemas ambientais, por exemplo, de uma bacia hidrográfica (U.S.EPA, 2001).

A capacidade de prognóstico pode orientar programas de gerenciamento, fornecer reorientações e dar condições para o desenvolvimento de estratégias adequadas e opções como: diminuição nos custos de tratamento de água, bem como de esgoto sanitário, proteção do meio ambiente e de quais tecnologias se disporá e como são os seus efeitos no funcionamento dos ecossistemas.

De um gerenciamento setorial, com respostas urgentes para problemas com contaminações diversas e localizadas temporal e espacialmente, o gerente passará a ser integrado em nível de ecossistema e preditivo (Tundisi, 2001).

A idéia central da pesquisa é, a partir de modelos matemáticos, criar cenários para suporte à tomada de decisão dos investimentos (custeio) na recuperação ambiental de bacias hidrográficas, utilizando-se indicadores da qualidade dos recursos hídricos, os custos do tratamento destes e determinados critérios que possam auxiliar nestas decisões. A seguir serão descritos os ordenamentos metodológicos da pesquisa idealizada neste trabalho:

4.1 - Levantamento dos principais impactos ambientais, relacionados à qualidade dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Tubarão e complexo lagunar.

A bacia hidrográfica do rio Tubarão e complexo lagunar caracteriza-se por apresentar um quadro, em relação à poluição dos seus recursos hídricos, bastante problemático.

Para maior conhecimento e detalhamento sobre as questões ambientais, envolvendo a qualidade dos recursos hídricos da bacia em estudo, consultamos, entre outros, o documento intitulado Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar (Santa Catarina, 2001), o qual, no capítulo dois, descreve detalhadamente os problemas ambientais desta bacia hidrográfica. Neste, ocorre o levantamento de ações propostas para a melhoria dos recursos hídricos desta bacia, as quais foram divididas em setores, quais sejam:

- Saneamento básico;
- Agropecuária e irrigação;
- Pesca e aqüicultura;
- Industrial;
- Conservação ambiental.

Para cada ação foram idealizadas metas, com os respectivos responsáveis e parceiros pela execução, prazos e custos para a realização das mesmas. Para este estudo foram escolhidas ações associadas ao meio ambiente e saneamento básico, em função destas estarem entre as principais ações emergenciais propostas no Plano Integrado, bem como sua relação direta com a qualidade dos recursos hídricos da bacia hidrográfica em estudo.

Escolha das regiões, na bacia hidrográfica, onde se encontram os principais problemas de impactos ambientais relacionados aos recursos hídricos .

A partir da identificação dos principais impactos ambientais sobre os recursos hídricos da bacia hidrográfica em estudo, passou-se à identificação dos pontos onde seriam levantados os indicadores de qualidade das águas da bacia em questão.

A escolha dos pontos de estudo deu-se em função dos impactos das atividades de mineração e beneficiamento do carvão, bem como despejo do esgoto sanitário ao longo da calha do rio Tubarão, como pode ser observado nas tabelas 8 e 10 e nas Figuras 11, 12 e 13.

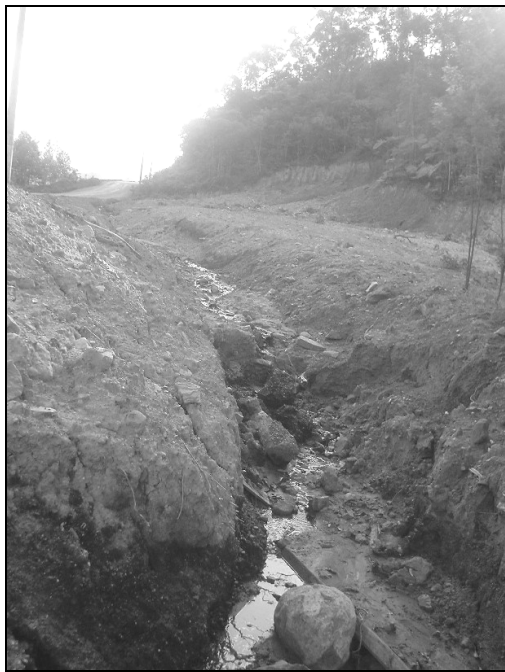


Figura 11 - Efluente de mineração no Rio Rocinha.



Figura 12 - Despejo de esgoto sanitário no Rio Tubarão.



Figura 13 - Efluente do Rio Rocinha com contaminação de Ferro e Sulfato

Vale salientar que os pontos estudados para avaliar o impacto do esgoto sanitário sobre os recursos hídricos ao longo da calha do rio Tubarão não são, necessariamente, os mesmos do estudo desenvolvido para o impacto da mineração e beneficiamento do carvão.

Assim, o primeiro estudo sobre impactos da mineração nos recursos hídricos da bacia em estudo foi estruturado de modo mais genérico em relação aos principais pontos de foz que ocorrem ao longo da calha do rio Tubarão, identificando os afluentes com maior grau de poluição (Figura 14).

Uma segunda análise, mais detalhada, relacionada ao impacto da mineração foi desenvolvida em pontos adjacentes ao rio Rocinha, situado na sub-bacia dos formadores do rio Tubarão, onde os volumes de água a serem tratados são menores quando comparados a foz deste (Figura 15, Tabela 9).

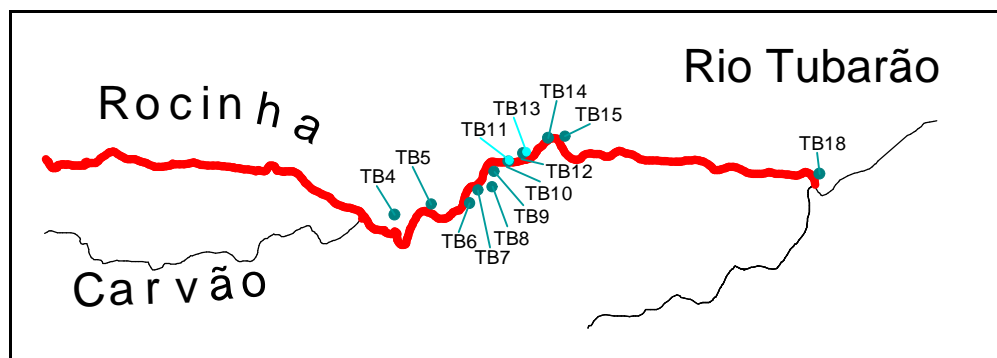


Figura 15 – Pontos Adjacentes ao Rio Rocinha

Tabela 9 – Dados dos pontos adjacentes ao Rio Rocinha

POSIÇÃO	LOCAL	VAZÃO LITROS/S	VAZÃO M3/MÊS	pHi
TB4	LAURO MÜLLER	25,40	65.836,80	2,78
TB5	LAURO MÜLLER	0,25	648,00	3,08
TB6	LAURO MÜLLER	0,50	1.296,00	2,75
TB7	LAURO MÜLLER	0,65	1.684,80	2,66
TB8	LAURO MÜLLER	1,65	4.276,80	2,93
TB9	LAURO MÜLLER	0,30	777,60	2,75
TB10	LAURO MÜLLER	2,95	7.646,40	2,81
TB11	LAURO MÜLLER	0,45	1.166,40	2,73
TB12	LAURO MÜLLER	42,15	109.252,80	3,00
TB13	LAURO MÜLLER	0,55	1.425,60	2,78
TB14	LAURO MÜLLER	8,50	22.032,00	2,92
TB15	LAURO MÜLLER	3,30	8.553,60	3,73
TB18	LAURO MÜLLER	2.321,50	6.017.328,00	4,55

Como forma de dimensionar a aplicação do modelo matemático, da análise de investimentos proposta, de uma realidade que envolve o contexto ambiental estudado, foi pensada uma terceira solução para pontos de foz estratégicos ao longo da calha do rio Tubarão.

E, finalmente, uma última solução foi proposta para análise de investimentos em recuperação ambiental da bacia do rio Tubarão, a partir da extrapolação dos resultados obtidos na solução envolvendo os pontos adjacentes ao rio Rocinha.

Com esta análise mais restrita de investimento em recuperação ambiental em regiões impactadas pela mineração, será possível desenvolver extrapolações dos custos de tratamento em relação a determinados pontos de estudo ao longo da calha do rio Tubarão.

Estas extrapolações serão importantes para tornar o modelo matemático, ou mais especificamente a análise de investimento em recuperação ambiental, o mais próximo da realidade.

Assim, nas regiões escolhidas para o desenvolvimento dos estudos propostos, serão escolhidos pontos de estudo para as estações de tratamento a fim de simular a redução da carga ácida (decorrente da mineração), bem como da carga orgânica (decorrente do esgoto sanitário) na bacia hidrográfica em estudo.

Tabela 10 – Localização dos pontos de estudos relacionados ao impacto do esgoto sanitário, sobre os recursos hídricos, ao longo do calha do rio Tubarão.

POSIÇÃO	PONTO	LOCAL	População
1	FOZ RIO ROCINHA + RIO BONITO	LAURO MÜLLER	13351
3	RIO LARANJEIRAS	ORLEANS	21208
5	FOZ RIO PALMEIRAS	URUSSANGA – PINDOTIBA	5055
6	FOZ RIO AZAMBUJA	PEDRAS GRANDES	6262
7	FOZ RIO BRAÇO DO NORTE	SÃO LUDGERO	27762
9	FOZ RIO CARURU	TUBARÃO	83761
10	RIO CAPIVARI	CAPIVARI	8868

4.2 - Escolha dos indicadores de qualidade da água que representam impactos sobre os recursos hídricos da Bacia hidrográfica em estudo, em função da mineração do carvão e do despejo de esgoto sanitário.

Os indicadores são definidos como formas de representação quantificáveis dos componentes de um sistema, que podem ser observados e utilizados para informar quanto à situação desse sistema e suas possíveis alterações (Car et al, 1995).

Podem ser de vários tipos: físicos, químicos, biológicos ou sociais, quando relacionados com um sistema ambiental. Numa classificação mais geral, os indicadores podem ser divididos em dois grupos: indicadores agregados, nos quais uma variável engloba várias informações (abordagem de economistas, economistas sociais e ecologistas) e indicadores individuais, nos quais as variáveis são consideradas de forma independente (Batista e Popenigis, 2000).

Já o índice identifica o valor observado para um determinado indicador, permitindo expressar o seu comportamento em relação a um padrão estabelecido. Padrão é definido como sendo o valor estabelecido que servirá de referência e de comparação, podendo corresponder a uma meta de desempenho que se deseja alcançar ou a um limite de ocorrência que se deseja estabelecer de modo a não ser prejudicial ao homem ou ao meio ambiente.

Os principais atributos dos indicadores para que se tornem práticos e viáveis são: adaptabilidade, representatividade, simplicidade, rastreabilidade, disponibilidade, economia, praticidade e estabilidade.

Os indicadores devem ser de fácil obtenção, de forma a não agregar um trabalho a mais e devem ser representativos dos processos e das atividades, possibilitando a elaboração de análises e melhorias. Também devem refletir um efeito cuja causa seja possível de mudança, permitindo a comparação com níveis de referências e possibilitando o uso de metas (Brostel, 2002).

No contexto ambiental os usos de indicadores são essenciais na gestão ambiental, bem como o foco em resultados, trazendo importante contribuição na análise crítica dos resultados e dos processos decisórios.

Na pesquisa desenvolvida, os indicadores utilizados foram idealizados em conjunto com especialistas da área de química, recursos hídricos, mineração de carvão mineral e saneamento básico, os quais relacionam-se com a qualidade da

água, associada às atividades de mineração e esgoto sanitário, na bacia hidrográfica em estudo. Para tanto, foram escolhidos os seguintes indicadores:

- DBO (mg/l);
- Potencial de hidrogenação (pH);
- Acidez (mg/l);
- Vazão (m³/mês);
- Metais – Fe e Mn (ppm);
- População regional (nº de habitantes).

Os valores dos indicadores acima citados, relacionados à mineração, foram obtidos junto ao Sindicato da Indústria de Extração de Carvão do Estado de Santa Catarina – SIECESC (Anexo nº 1), o qual possui documentação recente a respeito destes. Vale salientar que as concentrações máximas permitidas destes indicadores de qualidade da água, para efeito de comparação e cálculo, foram obtidos a partir de legislação Federal e Estadual, que regulamentam estas questões ambientais.

No caso dos impactos do esgoto sanitário sobre os recursos hídricos da bacia hidrográfica em estudo, o percentual de remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a população regional serão os indicadores utilizados.

4.3 - Levantamento dos custos reais de tratamento de águas residuais originadas a partir das atividades de mineração do carvão e dos esgotos sanitários.

Embora os estudos de impactos sobre os recursos hídricos das bacias hidrográficas apresentem ampla discussão, as questões relacionadas à gestão destes, em especial sobre os custos de tratamentos, bem como análise de investimento em recuperação ambiental de bacias hidrográficas ainda são bastante deficientes. Em relação às águas oriundas da mineração e beneficiamento do carvão mineral esta situação piora, principalmente, pela grande deficiência em relação à literatura pertinente.

A seguir haverá um maior detalhamento sobre o modo como estes custos de tratamento foram levantados:

4.3.1 - Custos reais de tratamento de águas oriundas do impacto da mineração e beneficiamento do carvão, sobre os recursos hídricos.

Os valores (custos) que compõem uma estação de tratamento para águas superficiais provenientes do impacto da mineração e beneficiamento do carvão foram obtidos junto a empresas e órgãos ligados ao setor carbonífero da região de Lauro Miller e arredores. Em função da disponibilidade de dados, foi escolhida, como base de estudo, a estação de tratamento piloto da Carbonífera Metropolitana S.A. situada na região acima citada (Figuras 16 e 17).



Figura 16 – Estação de tratamento piloto da Carbonífera Metropolitana S.A.



Figura 17 – Estação de tratamento piloto da Carbonífera Metropolitana S.A.

Esta estação piloto de tratamento, por flotação, faz parte de um projeto maior da empresa em implantar uma estação de tratamento definitiva no referido empreendimento.

A estação de tratamento definitiva é considerada uma das obrigações das empresas que exploram carvão mineral, como forma de atender às exigências impostas pela legislação ambiental Federal e Estadual, as quais objetivam a proteção ambiental, em especial os recursos hídricos nas regiões onde ocorrem a exploração e o beneficiamento do carvão mineral.

Para melhor descrição e entendimento das estações de tratamento, piloto e definitiva, da Carbonífera Metropolitana S.A., maior detalhamento sobre as informações pertinentes a estas podem ser observada no Anexo nº 2.

As informações sobre estas estações de tratamento foram repassadas pela Diretoria Geral e Gerência Técnica da Carbonífera Metropolitana S.A., as quais

serão determinantes na elaboração do modelo matemático para suporte à decisão em investimentos de recuperação ambiental de bacias hidrográficas.

A partir das informações apresentadas no Anexo nº 3, haverá um desdobramento de custos mensais de tratamento de águas oriundas da mineração e beneficiamento do carvão, adequando-se o pH entre 6,0 e 9,0, limites estes que sustentariam as exigências legais, alcançando-se assim um nível de qualidade dos recursos hídricos dentro do aceitável.

4.3.2 - Custos reais de tratamento de águas oriundas do impacto do esgoto sanitário sobre os recursos hídricos:

Em relação aos custos de tratamento dos esgotos sanitários, relativamente, existe uma gama maior de estudos quando comparados com o tratamento de águas oriundas da mineração e beneficiamento de carvão. Mesmo assim, os estudos nesta área, ainda, são limitados, principalmente no que se refere aos custos operacionais de estações de tratamento de esgotos.

Poucas são as pesquisas que tratam sobre esta questão e as raras exceções constituem estudos relativos ao desempenho dos diversos processos/operações componentes do tratamento. Apenas algumas referências podem ser encontradas quanto ao custo capital ou a investimento (Sampaio e Gonçalves, 2001 Kolhlmann, 1988). Assim, com relação ao tratamento de águas oriundas de impactos por carga orgânica, mais especificamente sobre o tratamento de águas oriundas do esgoto sanitário, os valores (custos) observados destas estações de tratamento foram obtidos junto ao Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgotos – SAMAE de Santa Catarina, nas unidades de Orleans e São Bento do Sul. Também foram obtidas informações junto à Companhia de Saneamento do Distrito Federal – CAEB, Brasília/DF (Figura 18).



Figura 18 – Sistema de Lagoas Aeróbicas

A partir das informações apresentadas no Anexo nº 4, ocorrerá o desdobramento de custos de tratamento relacionados à questão dos impactos dos esgotos sanitários sobre os recursos hídricos da bacia hidrográfica em estudo, de modo a alcançar um tratamento de esgoto sanitário com determinada percentagem de eficiência, e que atenda às exigências legais, atingindo um bom nível de qualidade dos recursos hídricos da bacia hidrográfica em estudo, em função do tipo de tratamento utilizado.

4.4 - Idealização e descrição de critérios que possam auxiliar na tomada de decisão em investimentos na recuperação ambiental de bacias hidrográficas

Os critérios de avaliação para os investimentos em recuperação ambiental de bacias hidrográficas devem ser identificados a partir de expectativas dos atores presentes no contexto da área ambiental como empresas do ramo, a comunidade local, as organizações governamentais e não governamentais, as entidades reguladoras (legislação) e os órgãos financiadores (IWA, 2000; Brostel, 2002; Brostel 2000 e Harada, 1999).

No caso dos comitês de bacia, os usuários e os representantes da sociedade civil organizada e dos diversos níveis do governo formam um órgão colegiado, que deveria se responsabilizar por tais análises e direcionamentos na bacia hidrográfica de sua jurisdição.

Para auxiliar na tomada de decisão nesta pesquisa foram identificados quatro critérios de avaliação para a análise de investimentos em recuperação ambiental de bacias hidrográficas. Esses critérios foram idealizados em função de características específicas que se relacionam com a estrutura do modelo matemático multiobjetivo como suporte à decisão em investimentos na recuperação ambiental de bacias hidrográficas:

- Dimensão Ambiental : envolve critérios de atendimento à legislação ambiental; gestão ambiental e impacto sobre recursos hídricos de bacias hidrográficas;
- Dimensão Financeira: envolve critérios de avaliação dos custos de implantação e operacional, bem como a viabilidade financeira das estações de tratamento idealizadas nos pontos estudados;
- Dimensão Sócio-Econômica: envolve os critérios de avaliação dos benefícios sócio-econômicos e da participação social;
- Dimensão política: envolve os critérios de avaliação da influência das políticas regionais em desenvolver ou não os projetos em recuperação ambiental em bacias hidrográficas.

Assim, na análise dos consensos ou cenários propostos a partir da aplicação do modelo matemático multiobjetivo, os critérios anteriormente mencionados deveriam ser considerados no momento da tomada de decisão em investimentos na recuperação ambiental de bacias hidrográficas.

4.5 - Elaboração de modelo matemático multiobjetivo, utilizando lógica fuzzy, como suporte à tomada de decisão em investimentos na recuperação ambiental de bacias hidrográficas.

Modelos matemáticos associados a gestões ambientais voltados à melhoria contínua da qualidade e à responsabilização pelas questões ambientais e sociais, têm sido cada vez mais utilizados pelas organizações governamentais e não governamentais.

Tradicionalmente a gestão ambiental é condicionada por meio de indicadores financeiros (ex: custo/m³ de água tratada) de determinados empreendimentos ou

projetos. Embora reconhecendo a importância de tal requisito na gestão ambiental, outros objetivos podem ser incorporados na avaliação de determinados processos tais como os associados às questões ambientais, sócio-econômicas e técnicas.

Sistemas de suporte à decisão devem possuir características associadas ao apoio e aprimoramento do julgamento humano. Melhorar a qualidade da decisão, ter adaptabilidade e flexibilidade ao contexto do processo decisório, incorporar julgamentos subjetivos e o conhecimento de especialistas (Porto e Azevedo, 1998).

Os conjuntos fuzzy, os quais lidam com conceitos inexatos, são uma metodologia de classes que por várias razões não têm ou não podem definir limites rígidos (bordas) entre classes. Assim a Lógica Fuzzy é indicada para situações de ambigüidade, abstrações e ambivalência em modelos matemáticos ou conceituais de fenômenos empíricos (Stanciulescu et al, 2003; Erol e Ferrel Jr, 2003; Li e Lai, 2001 e Levay,2001).

Nas análises econômicas relacionadas aos recursos hídricos, recomenda-se a utilização de programação multiobjetivo. A gestão da qualidade das águas, que é um subsistema dos recursos hídricos, é um complicado conjunto de sistemas compostos pelo sistema água (quantidade e qualidade), sistema econômico (custo de tratamento de águas residuais) e sistema político (tomada de decisão) (Lee e Wen, 1996).

Mediante tantas variáveis, a tomada de decisão, mesmo utilizando a programação multiobjetivo, envolve uma série de incertezas e subjetividades características da decisão humana. Neste contexto a teoria da Lógica Fuzzy se enquadra muito bem, ou seja, a Teoria Fuzzy é uma forma de auxílio à tomada das decisões, considerando o aspecto humano de subjetividade perante os problemas.

Como este trabalho de pesquisa relaciona-se com investimentos em recuperação ambiental de bacias hidrográficas, mais especificamente dos seus recursos hídricos, envolvendo vários fatores tais como, custos de tratamentos, impactos ambientais regionais, questões sócio econômicas, legais e de interesse político, a lógica fuzzy vem ao encontro da solução dos conflitos, incertezas e subjetividades que a tomada de decisão exige para tais situações ou cenários.

Ao desenvolver modelo matemático multiobjetivo, a partir da correlação entre custos de tratamento dos recursos hídricos da bacia do rio Tubarão e recuperação ambiental, deseja-se um consenso entre os dois onde se poderia usar programação paramétrica, porém esta resultaria numa única solução de consenso.

Dada a subjetividade das decisões humanas envolvendo diversos interesses (ex: político, ambiental e econômico), faz-se necessário um conjunto de soluções de consenso. Desta forma é possível obter outras soluções mais adequadas de acordo com os interesses do grupo decisor, a partir da utilização da lógica fuzzy.

O desenho das estratégias de gestão da qualidade das águas, mais especificamente o investimento em recuperação dos recursos hídricos, são complicados em virtude de tantos fatores influenciarem estas decisões. Utilizando a lógica fuzzy, tais interações podem ser entendidas e resolvidas de modo mais consensual (Prodanovic e Siminovic, 2003; Chen e Chang, 1998 e Zimmermann, 1996).

A partir das características relacionadas à qualidade e aos impactos sobre os recursos hídricos da bacia hidrográfica em estudo, o modelo matemático elaborado nesta pesquisa contempla características de programação multiobjetivo, associado à lógica difusa ou fuzzy, no sentido de se obter equilíbrio entre os fatores anteriormente relacionados.

Tais características são importantes na tomada de decisões em relação a investimentos de recuperação dos recursos hídricos que sofrem impactos da mineração e beneficiamento do carvão mineral e dos esgotos sanitários.

É importante salientar que o problema de recuperação ambiental da parte hídrica do rio Tubarão não pode ser tratado como ponto desconexo isto é, pode-se recuperar pontos isolados, sem contudo, analisar sua contribuição no contexto geral.

Qualquer tratamento aplicado a um ponto da calha do rio influenciará os pontos subseqüentes na seqüência do fluxo das águas.

Desta forma, existe uma dinâmica de relacionamento entre os impactos poluidores gerados em cada ponto ao longo da calha do rio, ou seja, os pontos poluidores contribuem para o incremento da poluição detectada nos pontos subseqüentes.

A característica dinâmica do modelo considera os diversos pontos poluidores ao longo da calha do rio Tubarão, bem como suas contribuições no contexto geral do problema (Figura 19).

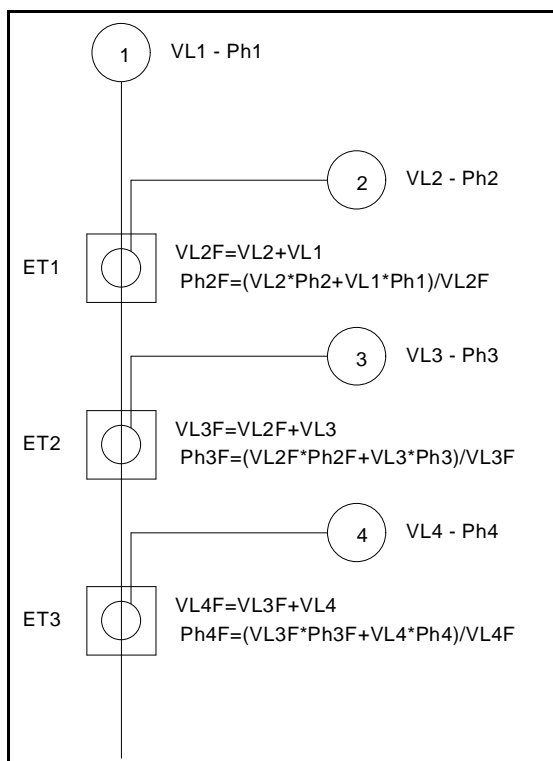


Figura 19 – Esquema de cálculo do pH ponderado (dinâmico)

VL_i – vazão do rio no ponto i .

VL_{iF} – vazão acumulada (calculada) dos pontos anteriores até o ponto i .

Φ_i – pH no ponto i .

Φ_{iF} – pH médio local calculado com base na vazão e no pH dos pontos anteriores.

ET_i – estação de tratamento i .

Na elaboração dos modelos matemáticos multiobjetivos, utilizando-se lógica fuzzy, a função de pertinência escolhida pode prover uma flexibilidade que torna possível a criação de cenários de consenso, atendendo melhor a um ou outro critério (Gassenferth, 1992).

4.5.1 - Modelo matemático multiobjetivo, utilizando lógica fuzzy, como suporte à tomada de decisão em investimentos na recuperação ambiental de bacias hidrográficas que sofrem impacto da mineração e beneficiamento do carvão mineral.

Como principais componentes do modelo para cálculo dos limites de custo e pH temos:

Variáveis:

VL_i – vazão acumulada (calculada) dos pontos anteriores até o ponto i .

CP_i – Custo no ponto i ;

PH_i – pH no ponto i

PHM_i – pH médio ponderado na mistura das águas em pontos subseqüentes aos pontos de foz no Rio Tubarão.

Restrições:

Menor pH: $PH_i \geq 6$ (índice definido pela legislação);

Maior pH: $PH_i \leq 9$ (índice definido pelo decisor e legislação);

Relacionamento entre custo e pH: $a_i CP_i + b_i PH_i = 0$;

pH médio ponderado:

$$PHM_i (\sum_{j=1}^{i+1} VL_j) - (\sum_{w=1}^i VL_w) PHM_{i-1} - VL_{i-1} PH_i = 0, \text{ onde } VL_j \text{ é a}$$

vazão no ponto.

Objetivos:

Minimizar o custo;

$$\sum CP_i$$

Maximizar a recuperação ambiental.

$$\sum PH_i$$

Como principais componentes do modelo difuso para cálculo do consenso entre custo e melhoria de pH temos:

Variáveis:

X – grau de consenso da solução.

CP_i – Custo no ponto i ;

PH_i – pH no ponto i

PHM_i – pH médio ponderado na mistura das águas em pontos subseqüentes aos pontos de foz no Rio Tubarão.

Restrições:

Menor pH: $PH_i \geq 6$ (índice definido pela legislação);

Maior pH: $PH_i \leq 9$ (índice definido pelo decisor e legislação);

Relacionamento entre custo e pH: $a_i CP_i + b_i PH_i = 0$;

pH médio ponderado:

$$PHM_i \left(\sum_{j=1}^{i+1} VL_j \right) - \left(\sum_{w=1}^i VL_w \right) PHM_{i-1} - VL_{i-1} PH_i = 0, \quad \text{onde } VL \text{ é}$$

vazão no ponto.

Restrições difusas para:

Minimizar o custo;

$$\sum CP_i + a_1 X \geq b_1, \quad \text{onde } a_1 \text{ e } b_1 \text{ são constantes de ajuste da}$$

restrição difusa.

Maximizar a recuperação ambiental.

$$\sum PH_i + a_2 X \geq b_2, \quad \text{onde } a_2 \text{ e } b_2 \text{ são constantes de ajuste da}$$

restrição difusa.

Objetivo:

Maximizar o consenso X (entre custo e pH);

Objetivo = Max X

Obs.: Modelo aplicado ao solucionador LINDO – Anexo nº 5

No desenvolvimento do modelo matemático, relacionado aos impactos da mineração, foram considerados três cenários ou soluções de consenso, as quais atenderão melhor a um ou outro objetivo proposto no modelo, mas sempre levando em consideração alguns critérios para tomada de decisão.

Os cenários utilizados para o desenvolvimento do estudo foram os seguintes:

Cenário I – Consenso, privilegiando o menor ou melhor custo de tratamento, entre o ajuste na restrição difusa de custo e o pH pretendido ao longo da calha do rio Tubarão.

Considerando os critérios que podem direcionar à tomada de decisão em relação aos investimentos em recuperação ambiental da bacia hidrográfica em estudo, o de dimensão financeira parece adequar-se melhor a este cenário.

Cenário II – Consenso geral de equilíbrio entre o ajuste na restrição difusa de custo e do pH pretendido ao longo da calha do rio Tubarão.

Considerando os critérios que podem direcionar à tomada de decisão em relação aos investimentos em recuperação ambiental da bacia hidrográfica em estudo, o de dimensão ambiental parece adequar-se melhor a este cenário.

Cenário III – Consenso, privilegiando a recuperação ambiental, entre o ajuste na restrição difusa de custo e do pH pretendido ao longo da calha do rio Tubarão.

Considerando os critérios que podem direcionar a tomada de decisão em relação aos investimentos em recuperação ambiental da bacia hidrográfica em estudo, o de dimensão sócio-econômica parece adequar-se melhor a este cenário.

Ao avaliarmos a tomada de decisão, a partir dos cenários apresentados, com a execução do modelo matemático multiobjetivo elaborado, os critérios para a decisão proposta poderão ser analisados de maneira que os ajustes de restrições difusas se direcionem a atender melhor um ou outro objetivo proposto, com a finalidade de oferecer soluções flexíveis e mais adequados.

4.5.2 - Modelo matemático multiobjetivo, utilizando lógica fuzzy, como suporte à tomada de decisão em investimentos na recuperação ambiental de bacias hidrográficas que sofrem impacto dos esgotos sanitários.

Como principais componentes do modelo para cálculo de valores de tratamento, custo de implantação de tratamento e eficiência na redução do DBO:

Variáveis:

T_{ij} – Tratamento tipo-i no ponto-j;

Restrições:

Definição do tratamento a ser utilizado

$$\sum T_{ij} = 1, \text{ i=tratamento-i e j é ponto de estudo.}$$

T_{ij} são variáveis inteiras tipo zero-um.

Objetivos:

Minimizar o custo de manutenção;

$$\sum c_i T_{ij}, \text{ } c_i \text{ é o custo de manutenção para cada ponto;}$$

Minimizar o custo de implantação;

$$\sum d_i T_{ij}, \text{ } d_i \text{ é o custo de implantação para cada ponto;}$$

Maximizar a redução de DBO.

$$\sum e_i T_{ij}, \text{ } e_i \text{ é o grau de eficiência da redução de DBO para o}$$

tratamento i.

Como principais componentes do modelo difuso, para cálculo do consenso da minimização dos custos de manutenção e implantação contra a maximização da eficiência do tratamento temos:

Variáveis:

X – grau de consenso da solução.

T_{ij} – Tratamento tipo-i no ponto-j;

Restrições:

Definição do tratamento a ser utilizado

$$\sum T_{ij} = 1, \text{ i=tratamento-i e j é ponto de estudo.}$$

T_{ij} são variáveis inteiras tipo zero-um.

Restrições difusas para:

Escolha do conjunto de tratamentos que tenha o menor custo de manutenção.

$$\sum c_i T_{ij} + a_1 X \geq b_1, \text{ onde } a_1 \text{ e } b_1 \text{ são constantes de ajuste da restrição difusa.}$$

Escolha do conjunto de tratamentos que tenha o menor custo de implantação.

$$\sum d_i T_{ij} + a_2 X \geq b_2, \text{ onde } a_2 \text{ e } b_2 \text{ são constantes de ajuste da restrição difusa.}$$

Escolha do conjunto de tratamentos que produza a maior eficiência possível.

$$\sum e_i T_{ij} + a_3 X \geq b_3, \text{ onde } a_2 \text{ e } b_2 \text{ são constantes de ajuste da restrição difusa.}$$

Objetivo:

Maximizar o consenso X (entre manutenção, implantação e eficiência);

$$\text{Objetivo} = \text{Max } X$$

Obs.: Modelo aplicado ao solucionador LINDO – Anexo nº 6

Para o desenvolvimento do modelo matemático, relacionado aos impactos dos esgotos sanitários, também foram considerados três cenários ou soluções de consenso, os quais atenderão melhor a um ou outro objetivo proposto no modelo, mas sempre levando em consideração alguns critérios para tomada de decisão.

Os cenários utilizados para o desenvolvimento do estudo foram os seguintes:

Cenário I – Consenso privilegiando as melhores formas de tratamento propostas, entre o ajuste na restrição difusa de custo de tratamento e a eficiência de remoção de DBO ao longo da calha do rio Tubarão.

Cenário II – Consenso privilegiando o equilíbrio entre o ajuste na restrição difusa de custo de tratamento e a eficiência de remoção de DBO ao longo da calha do rio Tubarão.

Cenário III – Consenso privilegiando o melhor custo de tratamento entre o ajuste na restrição difusa de custo de tratamento e a eficiência de remoção de DBO ao longo da calha do rio Tubarão.

Para auxiliar a tomada de decisão critérios relacionados a dimensões ambiental, sócio-econômico e financeiro poderão ser utilizados.

Ao avaliarmos a tomada de decisão, a partir dos cenários apresentados, com a execução do modelo matemático multiobjetivo elaborado, os critérios para a decisão proposta poderão ser analisados de maneira que os ajustes de restrições difusas se direcionem a atender melhor um ou outro objetivo proposto, com a finalidade de oferecer suporte à tomada de decisão em investimentos na recuperação ambiental de bacias hidrográficas.

A partir de metodologia estruturada passa-se à aplicação do modelo matemático a partir dos custos de tratamento, bem como dos indicadores ambientais estudados para os impactos avaliados. A seguir serão demonstrados e discutidos os resultados encontrados para a pesquisa proposta nesta tese.

5 - RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para a análise da pesquisa é importante enfatizar, novamente, que a bacia hidrográfica do rio Tubarão e complexo lagunar caracterizam-se por apresentar fortes impactos ambientais sobre os seus recursos hídricos. Em relação às fontes poluidoras desta bacia hidrográfica, destacam-se a mineração e o beneficiamento do carvão e os despejo dos esgotos sanitários nos corpos d'água desta.

A partir dos indicadores e impactos ambientais que atuam sobre os recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Tubarão e complexo lagunar, e os seus custos de tratamento, o modelo matemático multiobjetivo elaborado, utilizando lógica fuzzy, estimou os investimentos na recuperação ambiental desta, ponderando-os com os níveis de indicadores ambientais da bacia do rio Tubarão. Portanto, faz-se necessário, agora, a descrição destes resultados alcançados a partir da aplicação do modelo matemático multiobjetivo.

5.1 - Aplicação do Modelo matemático multiobjetivo, utilizando lógica fuzzy para a calha do rio Tubarão, bem como nas adjacências do Rio Rocinha.

Como forma de representar, em parte, os impactos ambientais da mineração sobre a bacia hidrográfica em estudo, será desenvolvido a apresentação dos resultados da seguinte forma:

5.1.1 - Solução para os pontos de foz ao longo da calha do rio Tubarão:

Esta solução foi idealizada, num primeiro momento, como forma de observar o comportamento do modelo matemático proposto num ambiente mais genérico. Trata-se de um ajuste inicial do modelo e por conseqüência, uma análise mais generalista do problema estudado. Também é importante mencionar que esta solução desenvolveu-se em função da disponibilidade de dados nos respectivos pontos de foz escolhidos ao longo da Calha do rio Tubarão. Os cenários

desenvolvidos neste estudo foram os de melhor custo; equilíbrio custo/pH e melhor pH, os quais serão base dos resultados a serem abordados a seguir:

Os valores de pH médio ponderado na calha do rio Tubarão, em função do tratamento proposto, mostram crescimento do cenário de menor custo, passando pelo de equilíbrio pH/custo de tratamento e chegam até o cenário de melhor pH (Figura 20).

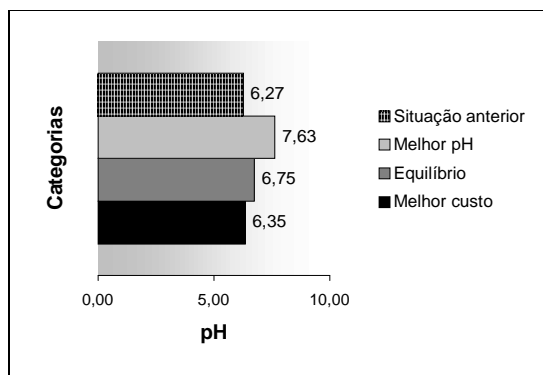


Figura 20– pH médio geral do Rio Tubarão na Foz.

Deve-se salientar que mesmo nos piores desempenhos da solução apresentada, em relação aos valores de pH médio ponderado ao longo da calha do rio Tubarão, estes foram superiores aos valores iniciais apresentados nos cenários propostos.

A Figura 21, a qual demonstra a melhoria percentual do pH nos pontos de foz ao longo do rio Tubarão, identifica sensível melhoria deste indicador mesmo no cenário de melhor custo para o tratamento proposto.

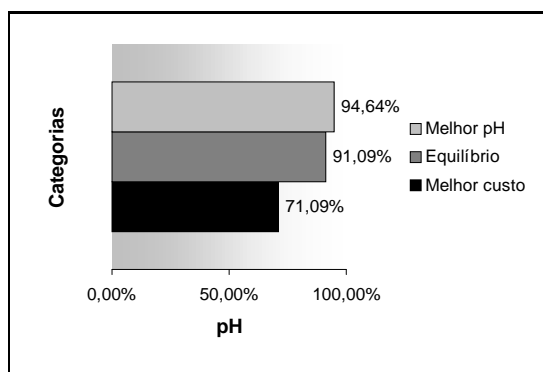


Figura 21– Melhoria percentual do pH nos pontos do Rio Tubarão

Para La Grega (1998), valores de pH entre 4,0 e 9,0 são em geral considerados como ideais para a maioria dos microorganismos comuns no meio.

Com relação à redução geral de Fe e Mn, importantes indicadores da qualidade das águas ao longo da calha do rio Tubarão nos três cenários propostos, verifica-se que o resultado mais expressivo dá-se a partir do cenário de melhor pH, passa pelo cenário de equilíbrio (entre pH e custo de tratamento), chegando ao cenário de menor custo com um resultado menos expressivo. Mesmo sendo menos expressivo, o cenário de menor custo, têm resultados muito bons (Figura 22). Isto mostra que, com a solução estudada, obtém-se excelentes resultados em relação à recuperação dos recursos hídricos na bacia do rio Tubarão.

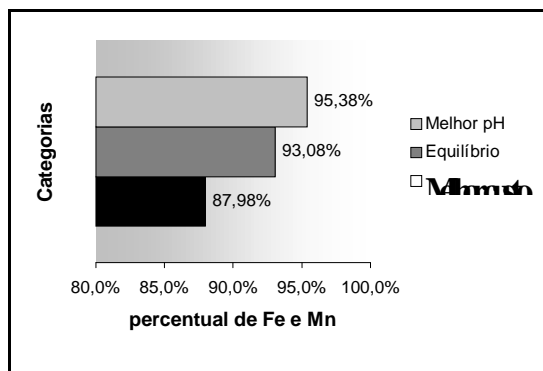


Figura 22– Redução geral de Fe e Mn do Rio Tubarão

Para obter uma visualização da melhoria de qualidade das águas nos pontos estudados nesta solução, a Figura 23 demonstra claramente a melhoria do pH médio da mistura das águas, do rio Tubarão, nos pontos estudados em relação à situação inicial apresentada.

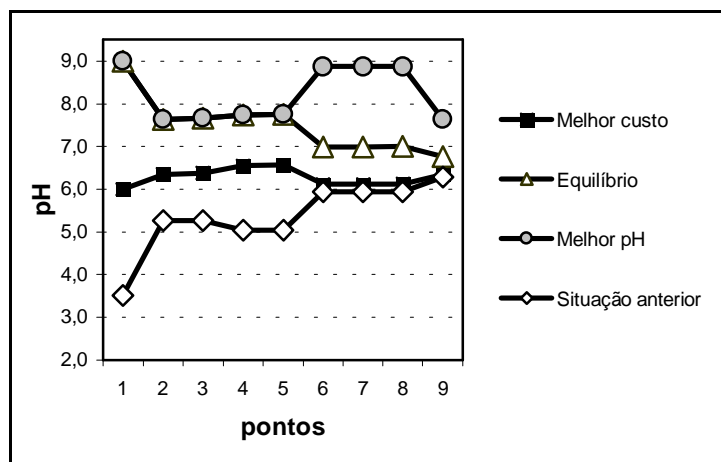


Figura 23– pH médio na mistura das águas do rio Tubarão por ponto

No que diz respeito ao custo mensal de tratamento dos pontos de foz no rio Tubarão (Figura 24) e os custos mensais geral de tratamento destes mesmos pontos (Figura 25), observa-se uma elevação dos valores de custeio proporcional à eficiência do tratamento.

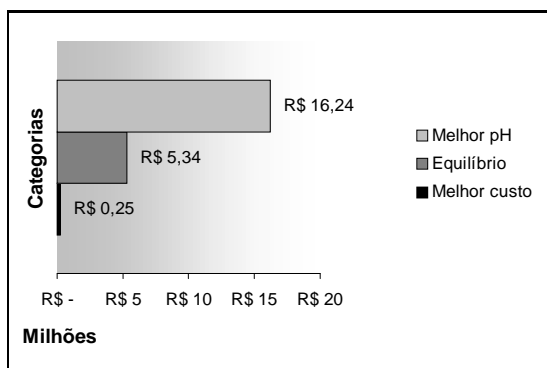


Figura 24– Custo mensal de tratamento dos pontos do Rio Tubarão na Foz dos Afluentes

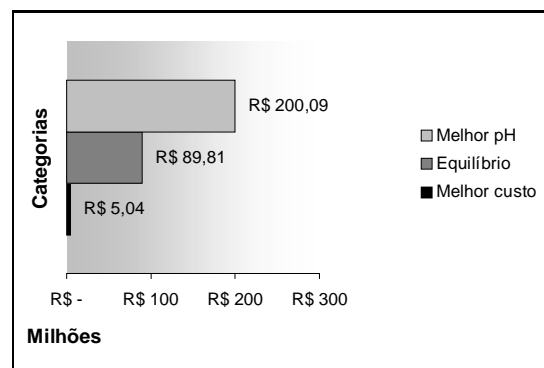


Figura 25– Custo mensal geral de tratamento do Rio Tubarão

Também se observa o grande impacto dos custos da energia elétrica sobre o custo geral de tratamento proposto para os pontos estudados (Anexo nº2).

Nos pontos onde os valores de custeio são omitidos, isto se deve ao fato destes pontos já estarem dentro de uma faixa de valores de pH aceitável. Este fato também está associado aos valores de vazão apresentados nos pontos eliminados, que são altos (Anexo nº 7).

Deve-se salientar que os elevados custos gerais de tratamento apresentados, principalmente nos cenários de equilíbrio entre pH e custos e o de melhor pH, estão associados às altas vazões apresentadas em determinados pontos estudados ao longo da calha do rio Tubarão.

Estes também estão relacionados à técnica de tratamento das águas utilizada, denominada de flotação, a qual apresenta nos componentes de seus custos, elementos que oneram muito o tratamento da água proveniente da mineração do carvão. Entre estes elementos o custo da energia elétrica é o que mais se destaca.

Isto vem de encontro ao estudado por Dietz (2003), que relata os custos de mão-de-obra dos reagentes químicos e da eletricidade, como possíveis elementos

que inviabilizem o tratamento das águas ácidas drenadas das minas de carvão.

5.1.2 - Solução para pontos adjacentes ao rio Rocinha.

Em função dos elevados custos gerais de tratamento das águas drenadas pela mineração ao longo da calha do rio Tubarão, nos cenários propostos e na solução anteriormente descrita, novos estudos são necessários. Assim, a partir do modelo multiobjetivo proposto, serão desenvolvidas análises que irão contemplar locais mais restritos na bacia hidrográfica em estudo, de modo a tratarem locais com vazões bem menores e assim reduzir os custos de tratamento.

O realinhamento do estudo na bacia hidrográfica em questão foi idealizado em função da disponibilidade de dados para aplicação do modelo matemático, bem como a expectativa de extrapolar os resultados de custo de tratamento para alguns pontos estratégicos ao longo da calha do rio Tubarão.

Trabalhou-se com regiões mais restritas e conseqüentemente com vazões menores. Assim, exercitou-se o modelo matemático multiobjetivo em regiões que se apresentam nas proximidades das atividades de mineração e beneficiamento de carvão.

Para tanto se escolheu a região do rio Rocinha, que apresenta forte impacto da mineração e beneficiamento de carvão.

O modelo matemático construído é flexível com relação à solução de consenso, ao que se deve a escolha da função de pertinência difusa, a qual permite alguns ajustes. Várias soluções, então, são criadas atendendo melhor a um ou outro objetivo proposto no modelo, sempre levando em consideração os critérios para a tomada de decisão.

Os valores de pH mais ácidos presentes na região do rio Rocinha correspondem às áreas onde se dão as maiores exposições e contato direto do rio com a mineração. Esses valores baixos de pH devem-se à dissociação do ácido sulfúrico, proveniente da oxidação da pirita que, ao atingir os cursos d'água, acidifica os mesmos e aumenta a disponibilidade de elementos traço (Marcomim, 1996).

O rio Rocinha situa-se na sub-bacia, na bacia do rio Tubarão, denominada de Formadores do Rio Tubarão, a qual apresenta como principal atividade econômica a exploração de carvão mineral estando enquadrado, pela legislação, como classe I à

montante da curva hipsométrica de 500 metros, e à jusante desta cota como classe II (Bortoluzzi, 2003).

Águas ácidas apresentam um sério problema ambiental nesta sub-bacia. Seu impacto se relaciona ao fato de que a maior parte dos organismos vivos são adaptados a águas tamponadas por carbonatos, em pH próximo de 7,0 e não conseguem tolerar forte acidez. Segundo Dall'Alba (1986), houve uma grande mortandade de peixes quando lançaram os primeiros efluentes de carvão nos rios do município de Lauro Muller.

Entre os metais que se tornam mais solúveis em condições de baixo pH, o ferro é um dos mais importantes, a ponto da Resolução do CONAMA 20/86 estabelecer um limite máximo de 0,3 ppm para ferro solúvel em águas de classe II.

Na Figura 26, onde se destaca a Usina de Beneficiamento de Carvão Rocinha, também chamado de Lavador, que ainda funcionava no ano de 1986, observa-se a intensa contaminação de Ferro e Sulfato, os quais produzem intensa coloração vermelho-alaranjada (Bortoluzzi, 2003).

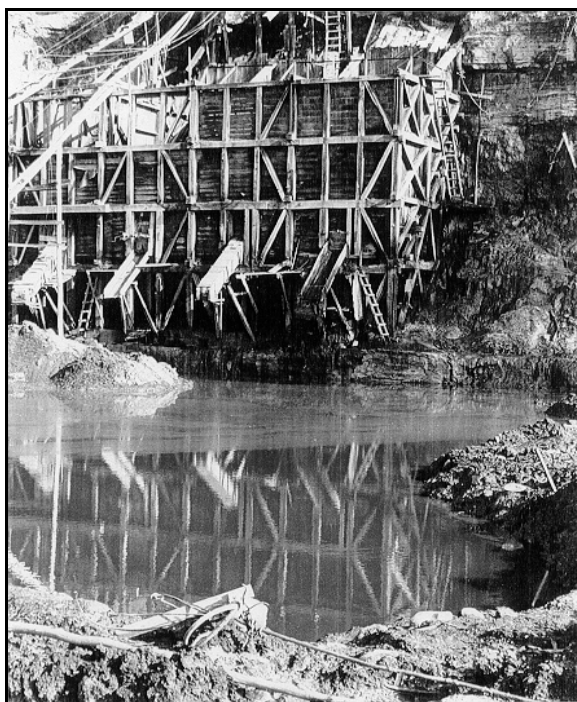


Figura 26- Lavador

Com relação aos valores de pH médio ponderado, nos três cenários propostos, verifica-se melhoria em relação aos valores de pH inicial nos pontos

estudados nas adjacências do rio Rocinha, mesmo na solução de pior desempenho (Figura 27). Estes valores são um pouco menores do que os apresentados nos cenários da solução anterior, embora o pH da situação inicial apresente-se bem inferior. Isto mostra uma situação muito mais crítica em relação aos impactos da mineração sobre os recursos hídricos da bacia do rio Tubarão.

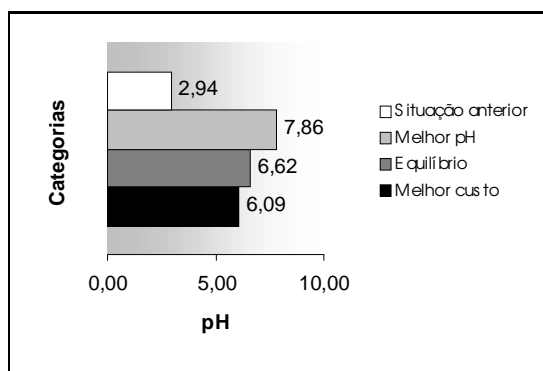


Figura 27 – pH médio dos pontos adjacentes ao Rio Rocinha

Os valores de pH médio na mistura nos pontos adjacentes ao rio Rocinha, nos cenários estudados, demonstram que o cenário de melhor pH apresentou os melhores resultados, enquanto os cenários de equilíbrio custos/pH e melhor custo apresentaram comportamentos muito próximos (Figura 28). Também aqui se observam resultados, inferiores aos encontrados na solução anterior, sempre considerando que os valores de pH médio da situação inicial é muito baixo.

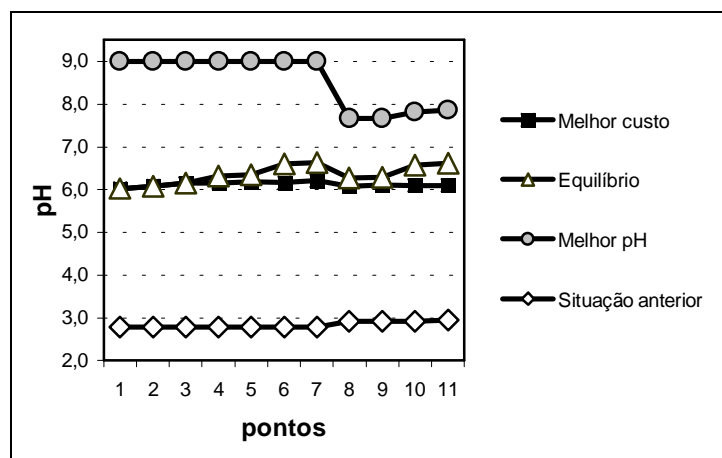


Figura 28– pH médio na mistura dos pontos adjacentes ao Rio Rocinha

Com relação à redução geral de Fe e Mn nas adjacências do rio Rocinha, nos três cenários estudados, observa-se uma eficiência de remoção inicial de 87,74%, sendo que o cenário de melhor pH chegou a atingir uma eficiência em torno de 98,08% (Figura 29).

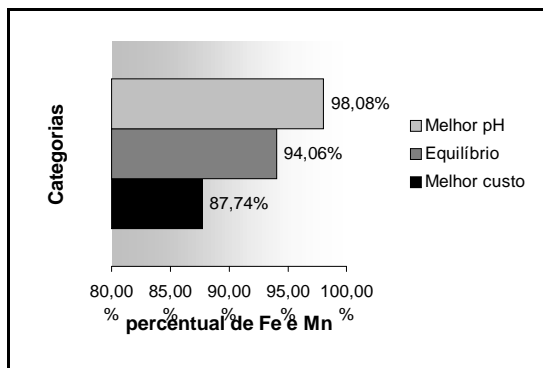


Figura 29– Redução geral de Fe e Mn nos pontos adjacentes ao Rio Rocinha

Conforme ocorreu na solução anterior, embora com valores bem menores, o custo mensal (Figura 30) e o custo mensal geral de tratamento (Figura 31), para os pontos adjacentes do rio Rocinha, observa-se uma elevação destes do cenário de melhor custo para o de melhor pH devido à elevação da eficiência no tratamento. A redução dos custos, em relação à situação anterior, está associada ao menor volume de água a ser tratada.

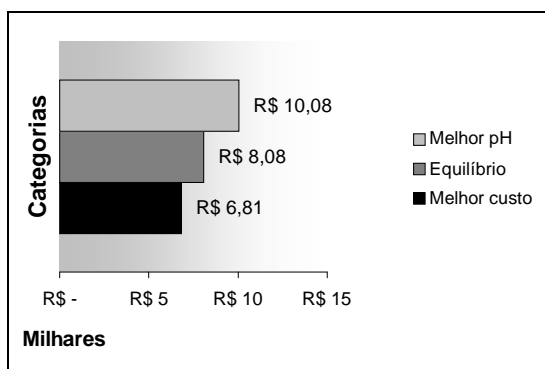


Figura 30– Custo mensal de tratamento dos pontos adjacentes ao Rio Rocinha

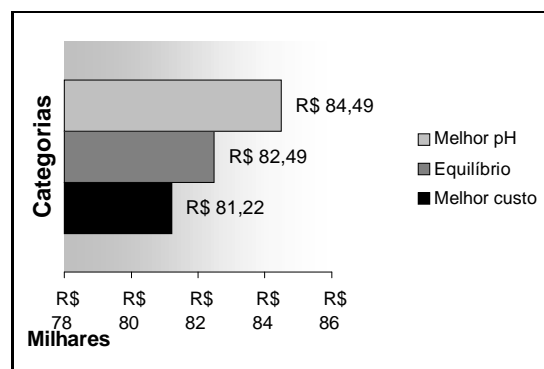


Figura 31– Custo mensal geral de tratamento dos pontos adjacentes ao Rio Rocinha

O maior valor do custo geral de tratamento deve-se, principalmente, aos custos de energia elétrica da estação de tratamento. Isto demonstra a necessidade

de encontrar-se alternativas de tratamento onde este custo de energia elétrica possa ser minimizado, melhorando assim os custos gerais da solução apresentada.

Para efeito de extrapolação desenvolveu-se um estudo dos resultados obtidos nos pontos adjacentes ao rio Rocinha, comparando posteriormente com o ponto de foz do mesmo rio (TB 18), como forma de estimar os custos de tratamento, bem como os valores de pH médio do tratamento proposto, nos cenários estudados. Para estimar os custos de extrapolação consideramos o pH e o volume das águas (o pH é considerado de forma inversa ao volume de água tratada, isto é, consideramos a seguinte igualdade: $pH_1 \cdot VL_1 = pH_2 \cdot VL_2$ para o cálculo de diluição). Ou seja, o custeio do tratamento não acompanha de forma proporcional o volume de água. Também a acidez influencia de forma contundente o custeio, uma vez que comporta-se como um catalisador do processo de tratamento, acelerando-o e, desta forma, reduzindo os custos de tratamento.

Consideraremos os valores de pH médio obtidos nos pontos adjacentes ao rio Rocinha, depois de tratados, como os valores a serem obtidos na foz deste, após tratamento (Figuras 32 e 33).

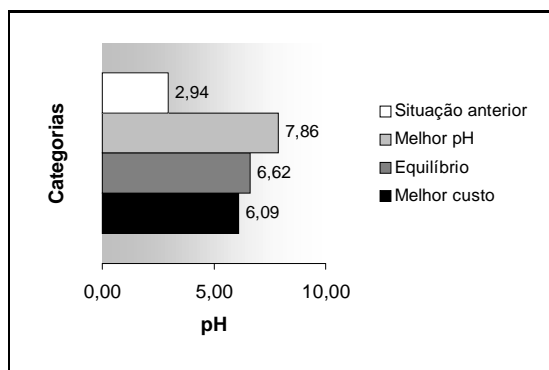


Figura 32– pH médio dos pontos adjacentes

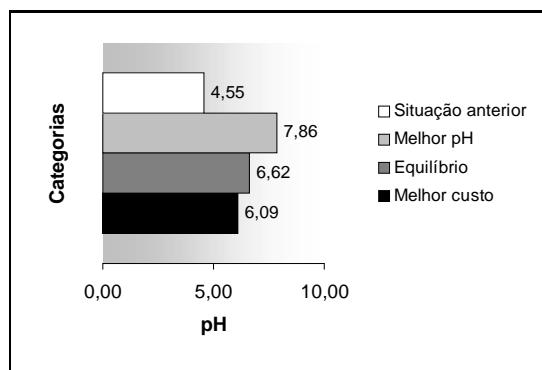


Figura 33– pH médio na foz do Rio Rocinha

Em relação à redução geral de Fe e Mn, observa-se, nesta comparação que ocorre uma diminuição da eficiência de redução de Fe e Mn para o tratamento proposto, na foz do rio Rocinha, nos cenários estudados (Figuras 34 e 35). Isto ocorre pelo fato de haver outros veículos de contaminação não quantificáveis (infiltrações subterrâneas no rio).

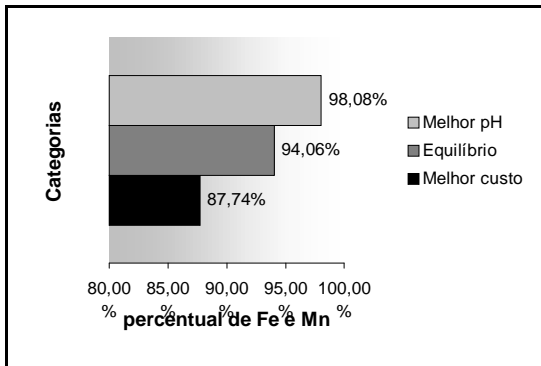


Figura 34– Redução geral de Fe e Mn nos pontos adjacentes ao Rio Rocinha

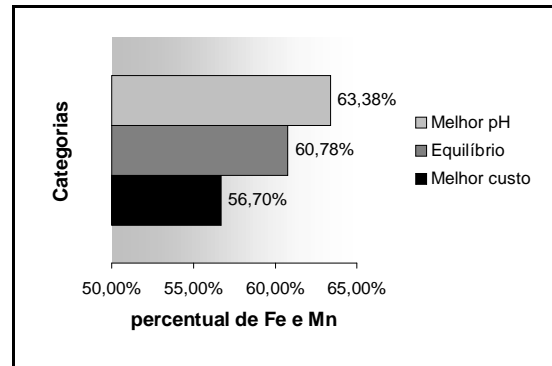


Figura 35– Redução geral de Fe e Mn na Foz do Rio Rocinha

Também em relação ao custo geral de tratamento, após a extrapolação, comparando-se os resultados obtidos na extrapolação em relação ao custo do tratamento na foz do rio, observa-se uma sensível redução. Esta redução calculada para os mesmo valores de pH final (nos cenários) ficou em torno de 5%, ou seja, o custo de tratamento na foz do rio é muito mais oneroso pelo fato de haver um volume maior de água e baixa concentração de poluentes. Já nos pontos adjacentes a situação é contrária, alta concentração de poluente e baixo volume de água (Figuras 36,37,38 e 39).

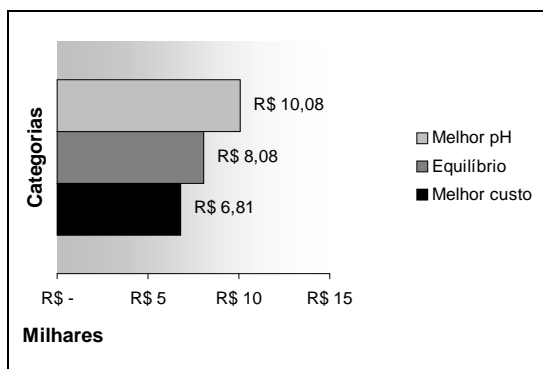


Figura 36– Custo mensal de tratamento dos pontos adjacentes ao Rio Rocinha

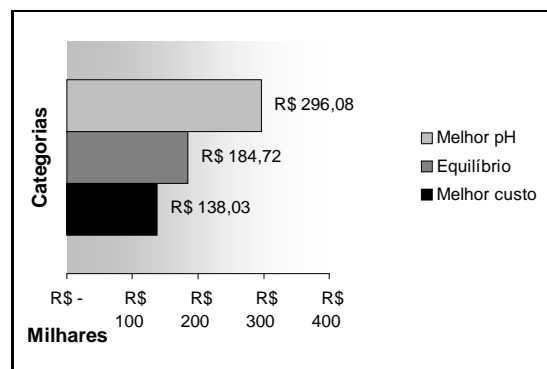


Figura 37– Custo mensal de tratamento na foz do Rio Rocinha

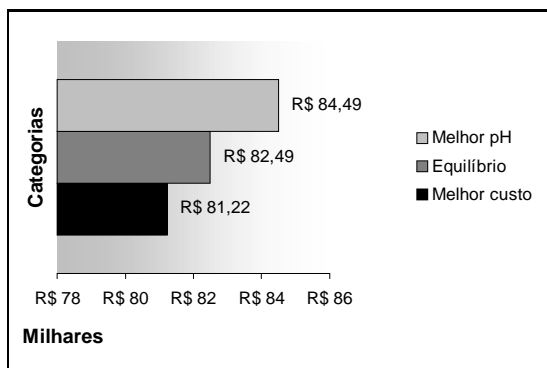


Figura 38– Custo mensal geral de tratamento dos pontos adjacentes ao Rio Rocinha

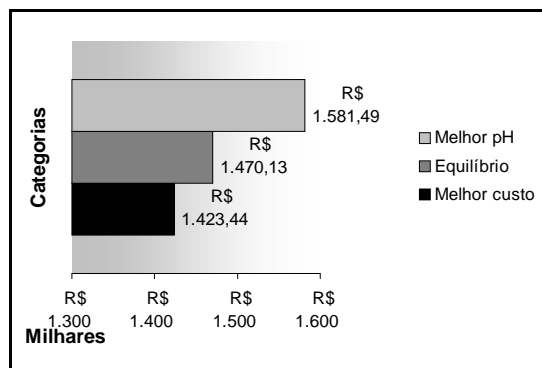


Figura 39– Custo mensal geral de tratamento na foz do Rio Rocinha

5.1.3 - Solução para pontos estratégicos de foz ao longo da calha do rio Tubarão.

Continuando os estudos da análise de investimentos em recuperação ambiental para a bacia hidrográfica do rio Tubarão, bem como buscando a diminuição dos custos de tratamento para os cenários estudados, chega-se à solução para a calha do rio Tubarão em pontos considerados estratégicos.

Estes pontos, ao longo da calha do rio Tubarão, foram escolhidos em função da vazão, acidez e principalmente valores de pH acima de 6,0, ou seja pontos onde os impactos da mineração não são contundentes ou perceptíveis.

Assim, pontos com valores de pH acima de 6,0 foram desconsiderados na análise de investimentos, quando da aplicação do modelo matemático multiobjetivo, mas continuam influenciando no cálculo do pH médio ponderado e final.

Ao extrairmos os pontos estratégicos, houve uma redução do pH médio em relação à solução inicial (solução da calha do rio Tubarão) sem, contudo, comprometer a melhoria esperada sobre a poluição (Figura 40).

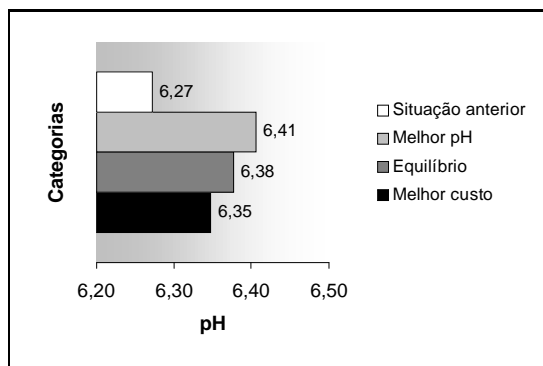


Figura 40– pH médio geral do Rio Tubarão na Foz após escolha dos pontos estratégicos

Quanto à melhoria percentual do pH nos pontos de foz do rio Tubarão para a solução proposta, esta ficou influenciada pelo pH inicial e pela vazão da água em cada ponto (Figura 41). Observa-se uma diminuição dos percentuais de melhoria em relação à solução para calha do rio Tubarão, em função da retirada de pontos com pH maior que 6.

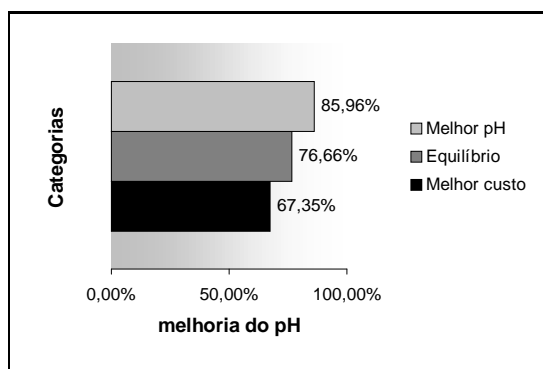


Figura 41– Melhoria percentual do pH dos pontos no Rio Tubarão após escolha dos pontos estratégicos

De forma geral, a redução da poluição por Fe e Mn foi pouco afetada quando da desconsideração dos pontos com pH maior que 6 (Figura 42).

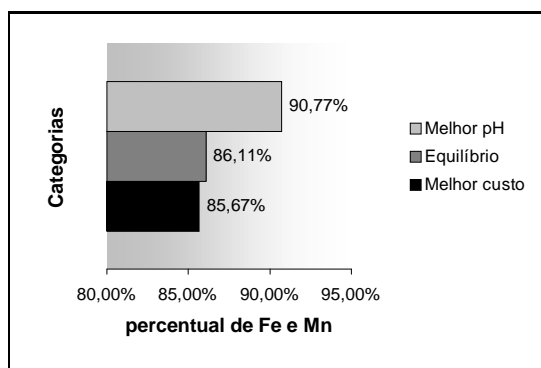


Figura 42– Redução geral de Fe e Mn no Rio Tubarão após escolha dos pontos estratégicos

Ao reduzir a solução para pontos estratégicos, o comportamento do pH da mistura das águas do rio Tubarão demonstrou uma convergência para um ponto de equilíbrio, mas sempre atuando de forma eficaz nos pontos com maior incidência de poluição por resíduos da mineração. Desta forma o pH final foi reduzido, porém os pontos de maior poluição ficam bem atendidos (Figura 43).

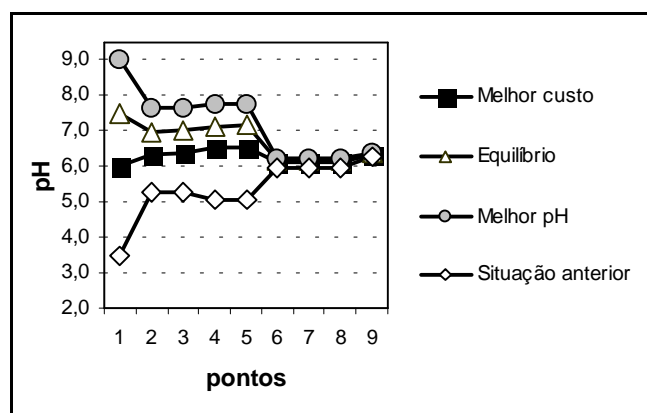


Figura 43– pH médio na mistura das águas do Rio Tubarão após escolha dos pontos estratégicos

Após a retirada dos pontos com pH maior que 6, pode-se notar uma redução drástica no custeio mensal tanto de tratamento como de custeio mensal geral (Figuras 44 e 45).

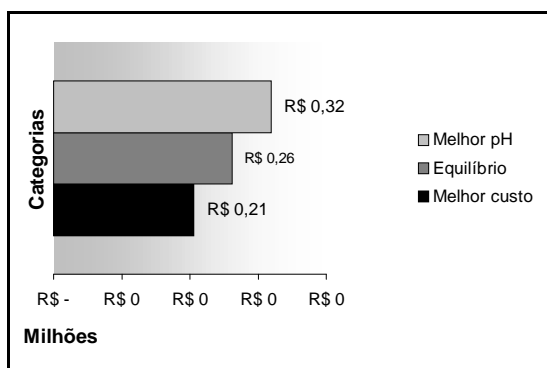


Figura 44– Custo mensal de tratamento dos pontos do Rio Tubarão na Foz dos Afluentes considerando pontos estratégicos

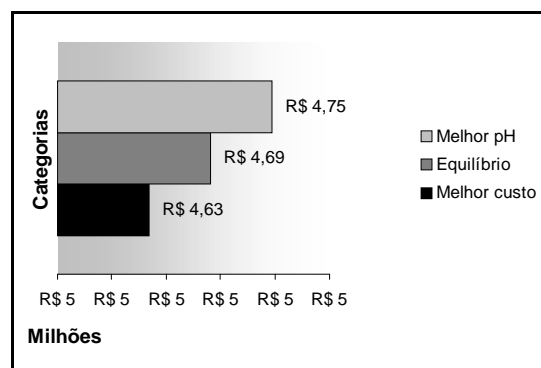


Figura 45– Custo mensal geral de tratamento dos pontos do Rio Tubarão na Foz dos Afluentes considerando pontos estratégicos

5.1.4 - Solução para pontos estratégicos de foz, ao longo da calha do rio Tubarão, a partir da extrapolação da solução do rio Rocinha.

Finalmente, para tornar a análise de investimento o mais real possível, a partir do modelo matemático proposto, desenvolveu-se um estudo utilizando-se a extrapolação da solução encontrada no rio Rocinha para a solução dos pontos estratégicos do rio Tubarão.

Para desenvolver este estudo utilizaram-se índices de extrapolação que estão relacionados com os valores de pH iniciais lidos e finais esperados, nos pontos estratégicos, bem como suas vazões de água.

Assim, nos pontos onde os valores de pH eram menores o índice de extrapolação aplicado foi maior, apresentando índices de melhoria das condições ambientais estudadas menor.

De maneira geral, observaram-se reduções aceitáveis nos resultados obtidos (menos que 1%) em relação ao pH médio final e redução em 25% da eficiência na remoção de Fe e Mn. Pode-se observar estes resultados, de forma comparativa, nas Figuras 46, 47, 48, 49, 50 e 51).

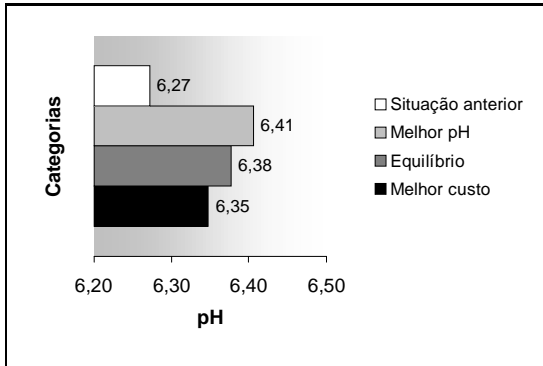


Figura 46– pH médio geral do Rio Tubarão na Foz após escolha dos pontos estratégicos

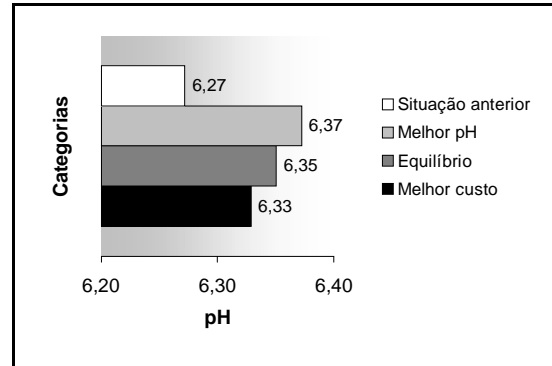


Figura 47– pH médio geral do Rio Tubarão na Foz (extrapolado)

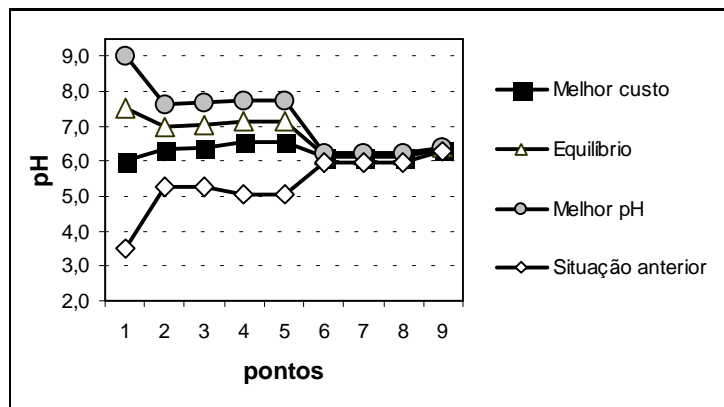


Figura 48– pH médio na mistura das águas do Rio Tubarão após escolha dos pontos estratégicos

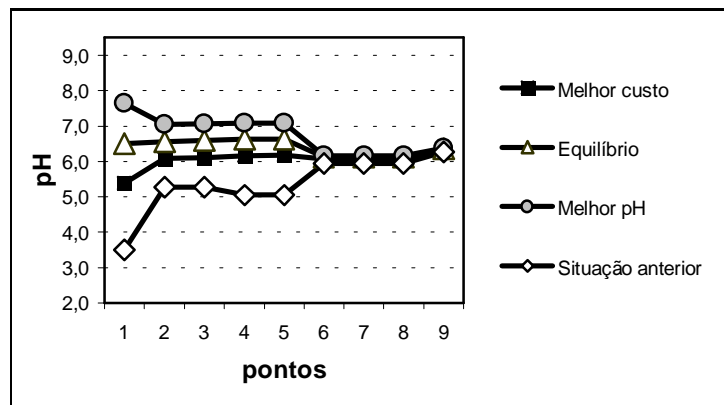


Figura 49– pH médio na mistura das águas do Rio Tubarão após extrapolação nos pontos estratégicos

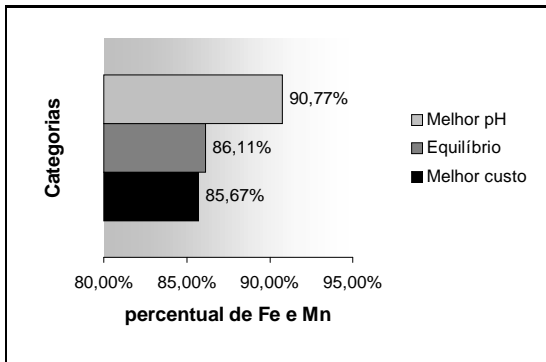


Figura 50- Redução geral de Fe e Mn no Rio Tubarão após escolha dos pontos estratégicos

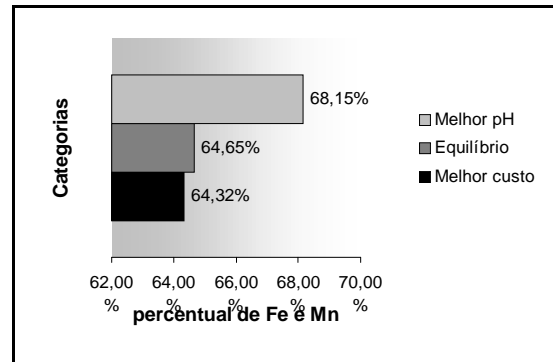


Figura 51- Redução geral de Fe e Mn no Rio Tubarão após escolha dos pontos estratégicos (extrapolado)

Em relação a custos, observa-se uma redução média de 96,0% no custeio geral de tratamento e de implantação, após considerar a extrapolação. Podemos observar estes resultados, de forma comparativa, nas Figuras 52, 53, 54 e 55.

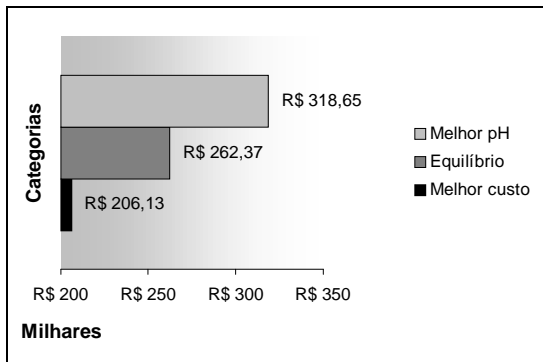


Figura 52- Custo mensal de Foz dos Afluentes considerando pontos estratégicos

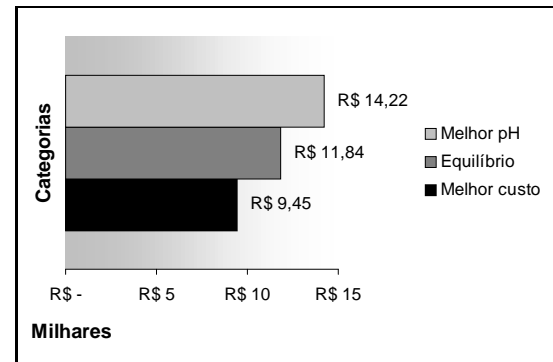


Figura 53- Custo mensal na Foz dos Afluentes considerando pontos estratégicos (extrapolado)

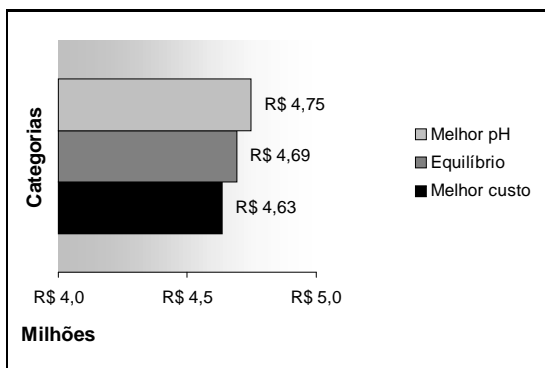


Figura 54- Custo mensal geral de tratamento dos pontos do Rio Tubarão na Foz dos Afluentes considerando pontos estratégicos

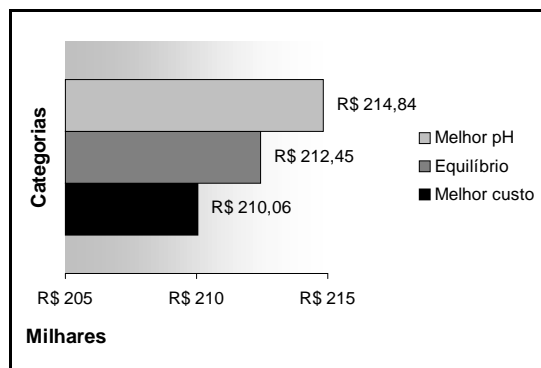


Figura 55- Custo mensal geral de tratamento dos pontos do Rio Tubarão na Foz dos Afluentes considerando pontos estratégicos (extrapolado)

Estes resultados demonstram a existência de soluções, viáveis financeiramente, obtidas através do modelo proposto.

5.1.5 - Previsão financeira para investimentos na recuperação ambiental da bacia hidrográfica do rio Tubarão, impactada pela mineração do carvão.

A partir das considerações sobre as soluções propostas até o momento, para a tomada de decisão sobre investimentos na recuperação ambiental de bacias hidrográficas impactadas por águas drenadas da mineração e beneficiamento do carvão, a seguir será descrita a previsão de implantação das estações de tratamento, ao longo do rio Tubarão para a solução de extrapolação do rio Rocinha para pontos estratégico no Rio Tubarão

A previsão de investimentos, na recuperação ambiental da bacia hidrográfica em estudo ocorrerá ao longo de sete anos, como mostra a Figura 56 e a Tabela nº .11, de maneira a estabelecer um cronograma de tomada de decisão na implantação das estações de tratamento, bem como do desembolso dos respectivos custos de implantação e operacionais.

Tabela 11 – Planejamento de investimento em recuperação ambiental

Previsão de implantação em 7 anos			
Soluções	Menor custo	Equilíbrio custo/pH	Melhor pH
Ano 1	R\$ 348.591,95	R\$ 348.591,95	R\$ 348.591,95
Ano 2	R\$ 1.304.978,80	R\$ 1.319.037,82	R\$ 1.333.134,28
Ano 3	R\$ 1.831.397,48	R\$ 1.858.919,69	R\$ 1.886.470,64
Ano 4	R\$ 2.053.047,83	R\$ 2.080.570,04	R\$ 2.108.120,99
Ano 5	R\$ 2.461.241,61	R\$ 2.489.890,06	R\$ 2.518.563,08
Ano 6	R\$ 2.489.382,04	R\$ 2.518.030,49	R\$ 2.546.703,51
Ano 7	R\$ 2.520.756,85	R\$ 2.549.405,30	R\$ 2.578.078,32
TOTAL	R\$ 13.009.396,55	R\$ 13.164.445,36	R\$ 13.319.662,76

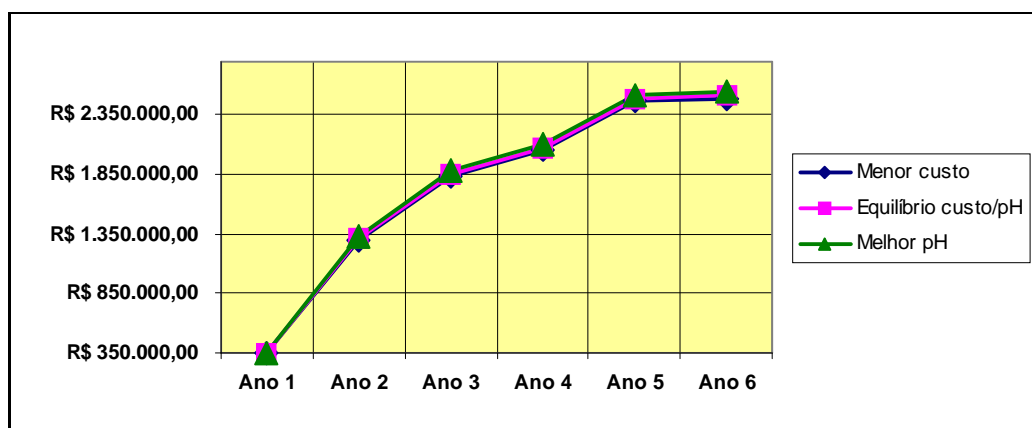


Figura 56- Previsão financeira para investimento na recuperação ambiental (mineração)

5.2 - Aplicação do Modelo matemático multiobjetivo, utilizando Lógica Fuzzy como suporte à tomada de decisão em investimentos na recuperação ambiental de bacias hidrográficas que sofrem impacto dos esgotos sanitários.

Como a pesquisa também abordará os impactos dos esgotos sanitários sobre os recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Tubarão, as Figuras 57 e 58 mostram os indicadores relacionados à presença de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e à população regional, respectivamente, em pontos onde o modelo multiobjetivo será aplicado (Tabela 10). A partir destes indicadores, bem como das formas de tratamento propostas, foi desenvolvida a análise de investimento na recuperação ambiental da bacia hidrográfica em estudo, para os impactos do esgoto sanitário.

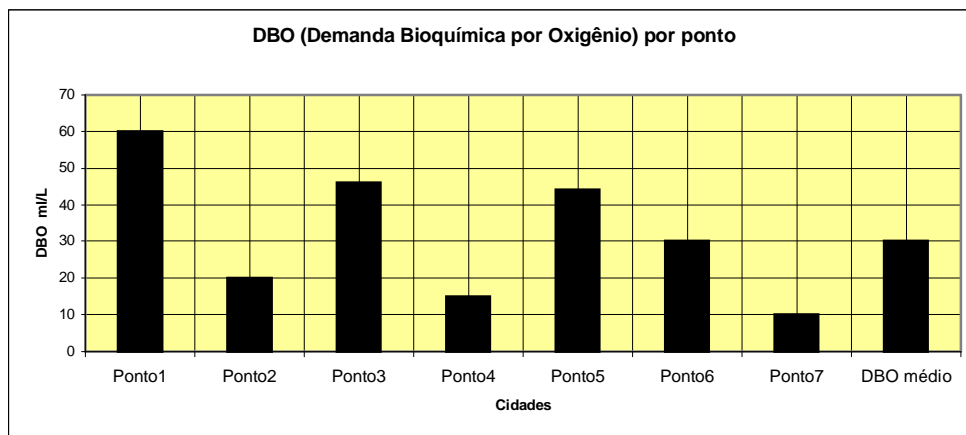


Figura 57– Dados sobre DBO por ponto e média geral.

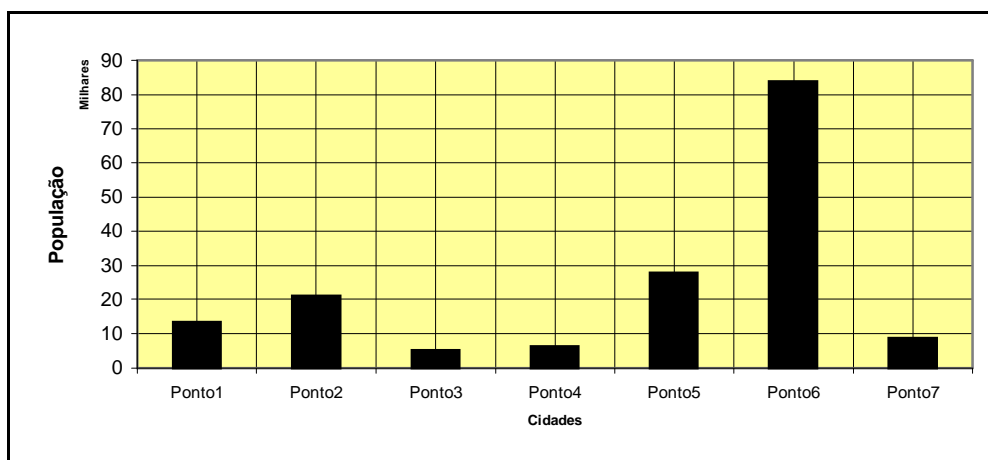


Figura 58– População nos pontos de estudo, para avaliar o impacto do esgoto sanitário ao longo da calha do Rio Tubarão.

Em relação à poluição das águas, a de origem orgânica é uma das principais formas existentes, sendo que os esgotos sanitários merecem uma atenção muito especial (Von Sperling e Nascimento, 1999 ;Chernicharo, 2001).

Tal impacto advém, principalmente, da não existência de estações de tratamento de efluentes domésticos na maioria das cidades que compõem a bacia hidrográfica em estudo. Em geral as águas domésticas são coletadas juntamente com o escoamento pluvial e conduzidos para a rede geral que aproveitam os principais cursos d'água da bacia hidrográfica em estudo (Santa Catarina, 2001).

Com o efeito da urbanização e do seu entorno sobre o depósito de águas, de modo geral, o oxigênio dissolvido (OD) tende a ficar abaixo do valor esperado e

permitido, e os valores da demanda bioquímica por oxigênio (DBO) se mostram muito aumentados (Coiado e Campos, 1993).

Os efluentes orgânicos geralmente apresentam uma taxa de DBO elevada. Isto significa que a população microbiana presente em trechos dos rios que recebem dejetos dessa natureza é sempre alta e, portanto, consome em alta escala o oxigênio presente (Bortoluzzi, 2003).

A Bacia Hidrográfica do rio Tubarão e complexo lagunar, em relação aos impactos dos esgotos sanitários sobre seus recursos hídricos, apresentam uma situação bastante crítica, uma vez que somente em torno de 7 % dos municípios que compõem a referida bacia apresentam alguma forma de tratamento dos esgotos sanitários produzidos (Santa Catarina 2001).

Logo, para a análise multiobjetivo do impacto do esgoto sanitário sobre os recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Tubarão, estabeleceram-se os tipos de tratamentos, as respectivas eficiências de remoção de DBO, os custos operacionais, bem como os custos de implantação como pode ser observado na Tabela. Tais informações foram obtidas, principalmente, junto ao Núcleo de Pesquisas em Informações Urbanas da Universidade de São Paulo (USP, 2003) e estão referenciadas na Tabela 12.

Tabela 12 - Sistemas de tratamento em esgoto sanitário.

Tipo de tratamento		Eficiência	operação e manutenção / hab.ano	Implantação / hab
T1	Lodo Ativado - Secundário	remoção 80 a 90% de DBO	R\$15,00 A R\$25,00	R\$130,00 A R\$190,00
T2	Tanque séptico + filtro anaeróbico	remoção 80 a 85% de DBO	R\$ 6,00 a R\$ 10,00	R\$80,00 a R\$ 130,00
T3	Reator UASB	remoção 60 a 75% de DBO	R\$ 2,5 a R\$ 3,5	R\$30,00 a R\$50,00
T4	Lagoa anaeróbica + lagoa facultativa +lagoa de maturação	remoção 80 a 85% de DBO	R\$ 2,5 a R\$ 5,0	R\$50,00 a R\$100,00

Assim, após a elaboração do modelo multiobjetivo, a aplicação deste orientará a tomada de decisão em relação aos investimentos na recuperação ambiental de bacias hidrográficas impactadas pelos esgotos sanitário, provenientes dos aglomerados populacionais da região em estudo.

O modelo matemático elaborado é flexível em relação à solução de consenso, a qual relaciona-se com a escolha da função de pertinência difusa, que permite alguns ajustes de modo a obter várias soluções. Assim cenários de consenso poderão ser criados, atendendo melhor a um ou outro objetivo proposto no problema.

Portanto foram criados, basicamente, três cenários que relacionam-se às eficiências de remoção de DBO, equilíbrio entre custo dos tratamentos e eficiências de remoção da DBO e custo dos tratamentos propostos. Deve-se salientar que o custo de implantação também é fator determinante na escolha dos tratamentos.

Nas Figuras 59, 60 e 61 estão os resultados obtidos.

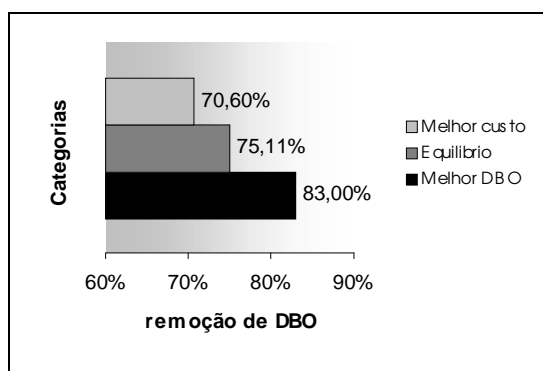


Figura 59- Remoção média da DBO

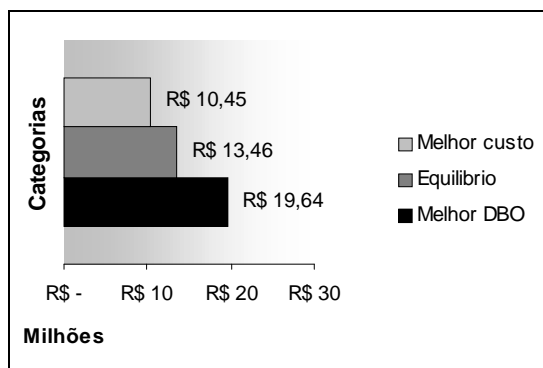


Figura 60- Custo de Implantação

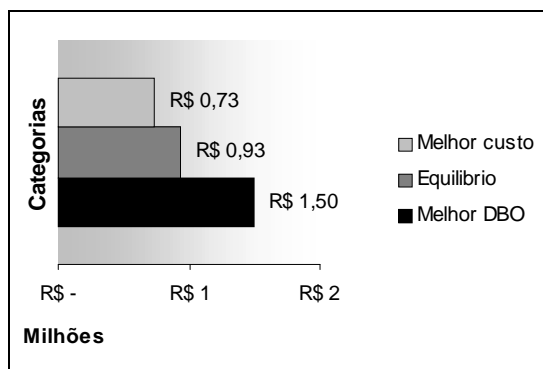


Figura 61- Custo de Manutenção/ano

5.2.1 - **Cenário I** – privilegia a escolha de tratamentos que produzam maior eficiência na remoção de DBO.

Este cenário evidencia o alto custo em tratamentos sanitários eficientes. Podemos notar a predominância dos tratamentos T1 e T4, abaixo evidenciados pela Figura 62.

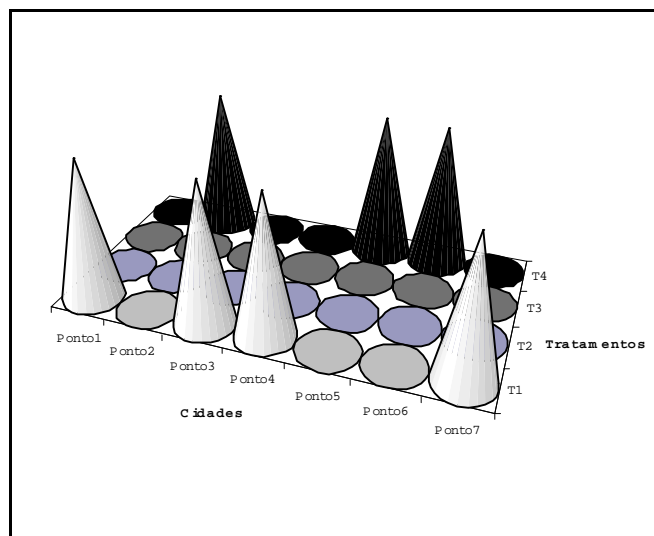


Figura 62- Escolha dos tratamentos - melhor DBO

Portando ao avaliar os critérios que podem direcionar a tomada de decisão, em relação a investimentos em recuperação ambiental neste cenário, os de dimensões ambientais parecem adequar-se melhor a esta situação.

5.2.2 - **Cenário II** – privilegia a escolha de tratamentos que produzam o balanceamento entre eficiência na remoção de DBO e melhor custo no tratamento.

Este cenário apresenta-se em posição intermediária em relação aos cenários de melhor eficiência de remoção de DBO e ao de melhor custo, no que diz respeito à remoção de DBO (Figura 63).

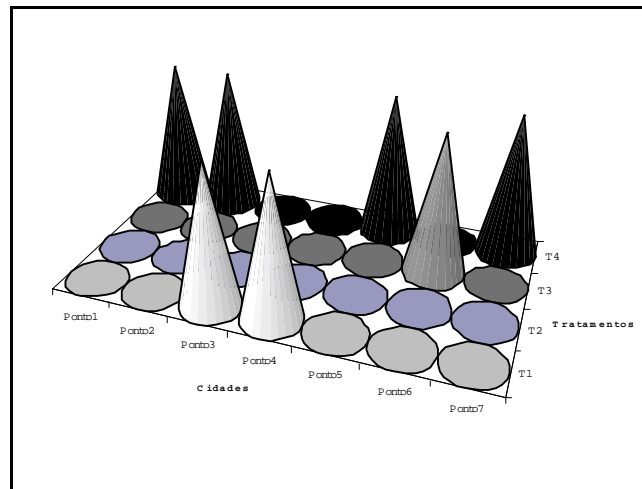


Figura 63- Escolha dos tratamentos - equilíbrio

Observando-se a Figura 63, a qual mostra a escolha dos tratamentos para esgoto sanitário, neste cenário, verifica-se o aparecimento do tratamento 3, e um maior número de pontos com o tratamento 4, o qual apresenta grau de eficiência de remoção de DBO inferior ao tratamento 1.

Com relação aos critérios que podem direcionar a tomada de decisão em relação a investimentos em recuperação ambiental, no que diz respeito ao impacto do esgoto sanitário sobre os recursos hídricos da bacia do rio Tubarão, o de dimensão sócio-econômico parece adequar-se melhor a esta situação.

5.2.3 - **Cenário III** – privilegia a escolha de tratamentos de melhor custo.

Finalmente chega-se ao cenário que privilegia a escolha de um conjunto de tratamentos de menor custo.

Na escolha dos tratamentos para esgoto sanitário, neste cenário, observa-se pela Figura 64, que os tratamentos que predominam são os de número 3 e 4, por apresentarem os menores custos de implantação e manutenção das estações de tratamento, porém com menor eficiência de remoção de DBO.

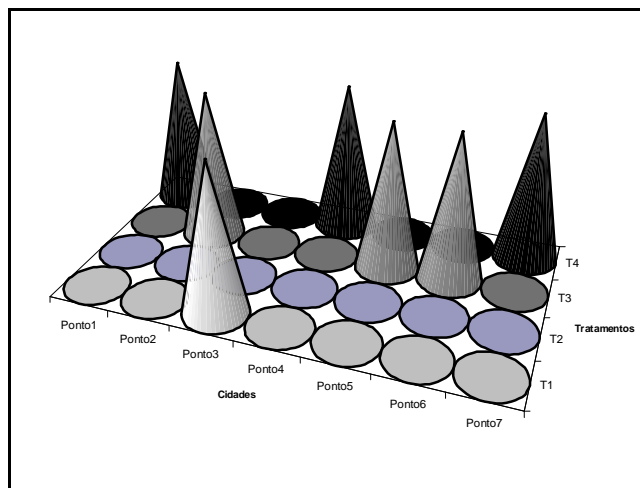


Figura 64- Escolha dos tratamentos - melhor custo

Para auxiliar na tomada de decisão em relação à recuperação ambiental, no que diz respeito aos impactos do esgoto sanitário sobre os recursos hídricos da bacia do rio Tubarão, o critério de dimensão financeira parece adequar-se melhor aos resultados apresentados neste cenário.

5.2.4 – Previsão financeira para investimentos na recuperação ambiental da bacia hidrográfica do rio Tubarão impactada pelo esgoto sanitário.

A partir das considerações em relação às soluções propostas para a tomada de decisão sobre investimentos na recuperação ambiental de bacias hidrográficas impactadas por águas oriundas dos esgotos sanitários, a seguir será demonstrada a previsão de implantação das estações de tratamento nas sete cidades escolhidas para sediar estas.

Assim, a previsão financeira para investimentos envolvendo os custos de implantação, bem como os custos de manutenção na recuperação ambiental da bacia hidrográfica em estudo podem ser observados na Figura 65 e na Tabela 13. Vale salientar que esta previsão foi desenvolvida para os cenários de melhor DBO, equilíbrio entre os cenários de melhor DBO e melhor custo e para o cenário de melhor custo.

Tabela 13– Custo das soluções para implantar e manter estações de esgoto sanitário.

Soluções	Menor custo	Equilíbrio custo/pH	Melhor pH
Ano 1	R\$ 1.335.100,00	R\$ 1.335.100,00	R\$ 2.536.690,00
Ano 2	R\$ 1.127.155,00	R\$ 2.187.555,00	R\$ 2.454.575,00
Ano 3	R\$ 1.101.433,00	R\$ 1.133.245,00	R\$ 1.400.265,00
Ano 4	R\$ 893.558,00	R\$ 1.488.950,00	R\$ 1.755.970,00
Ano 5	R\$ 1.686.768,00	R\$ 3.231.920,00	R\$ 3.498.940,00
Ano 6	R\$ 4.583.885,00	R\$ 4.782.580,00	R\$ 9.237.650,00
Ano 7	R\$ 1.575.798,50	R\$ 1.774.493,50	R\$ 2.965.275,00
Ano 8	R\$ 733.338,50	R\$ 932.033,50	R\$ 1.502.055,00

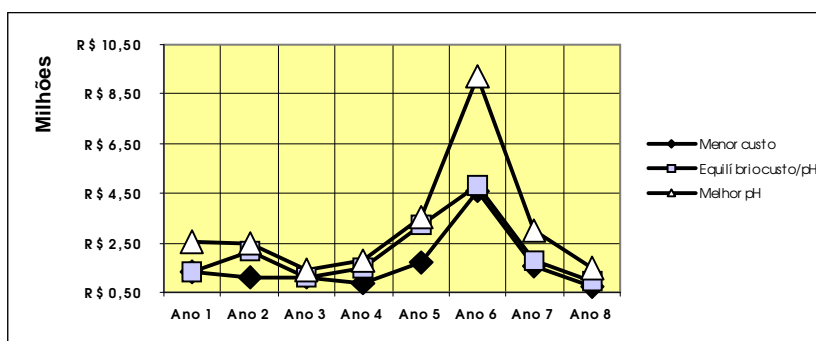


Figura 65- Investimento e manutenção de estações de tratamento.

Com os resultados obtidos em relação às análises de investimentos propostos para os impactos da mineração e dos esgotos sanitários sobre os recursos hídricos da bacia do rio Tubarão, a seguir serão descritas as conclusões gerais do trabalho, bem como a contribuição científica da tese e as recomendações para futuros trabalhos.

6 - CONCLUSÕES

A seguir serão apresentadas as conclusões gerais do estudo, as quais estão adequadas quanto à hipótese central estabelecida e aos objetivos fixados para a pesquisa. De igual forma é apresentada a contribuição científica da pesquisa, bem como as recomendações para futuros trabalhos.

Considerando estudos iniciais, mais especificamente do documento intitulado Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão (Santa Catarina, 2001), observou-se a falta da definição de um modelo para estimar os custos referentes à solução dos impactos da mineração e dos esgotos sanitários sobre os recursos hídricos da referida bacia hidrográfica. Isso estimulou a necessidade de desenvolver pesquisa nesta área.

Também chamaram atenção os elevados custos estimados para solução dos problemas da mineração e do saneamento na bacia do rio Tubarão.

A partir destas premissas a pesquisa objetivou o desenvolvimento do modelo matemático multiobjetivo, analisando as ponderações entre os custos de recuperação e os níveis de determinados indicadores ambientais na bacia do rio Tubarão.

No caso dos impactos da mineração sobre os recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Tubarão estudaram-se três cenários: melhor custo; equilíbrio custo/pH e melhor pH.

A análise de investimentos, em relação aos cenários estudados, foi desenvolvida para as seguintes etapas: solução para os pontos de foz ao longo da calha do rio Tubarão; solução para os pontos adjacentes ao rio Rocinha; solução para os pontos estratégicos de foz, ao longo da calha do rio Tubarão e solução para os pontos estratégicos de foz, ao longo da calha do rio Tubarão, a partir da extrapolação da solução do rio Rocinha.

Destas soluções, a última foi a que melhor custo apresentou, pois os valores foram bem inferiores aos apresentados no Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão (Santa Catarina, 2001).

Em relação aos impactos do esgoto sanitário sobre os recursos hídricos da bacia do rio Tubarão, o modelo também foi estruturado a partir de três cenários:

privilegiando a escolha de tratamentos com maior eficiência de remoção de DBO; balanceamento entre eficiência na remoção de DBO e melhor custo de tratamento e privilegiando a escolha de tratamentos de melhor custo.

Da análise destes cenários conclui-se por custos para tratamento de esgoto sanitário superiores aos encontrados no Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão (Santa Catarina, 2001) contudo com eficiências de remoção de DBO bem superiores a citada anteriormente, o que acarreta a elevação dos referidos custos na solução encontrada neste trabalho.

Assim, a partir dos objetivos propostos, o modelo desenvolvido buscou determinar soluções, considerando a ponderação entre custos de recuperação e níveis de indicadores ambientais na bacia do rio Tubarão. Os resultados mostraram que isto é possível.

Com a validação do modelo matemático multiobjetivo, utilizando lógica fuzzy, as decisões poderão ser tomadas, considerando critérios ambientais, sócio-econômicos, financeiros e políticos, a partir dos cenários propostos.

6.1 - Conclusões gerais

- Em função dos dados levantados para o desenvolvimento do modelo matemático proposto, observa-se uma carência de dados sobre os indicadores ambientais na bacia do rio Tubarão, principalmente em relação aos impactos da mineração e do esgoto sanitário sobre os recursos hídricos desta.

- Existe uma enorme dificuldade em obtenção de custos, bem como referencial bibliográfico, em relação ao tratamento de recursos hídricos impactados pela mineração de carvão e pelo esgoto sanitário.

- Em relação ao sistema de tratamento utilizado para recursos hídricos impactados pela mineração, observa-se que o custo da energia elétrica é o que mais onera os custos gerais de tratamento, conforme tabela no anexo 2.

- O modelo proposto para trabalhar com os impactos da mineração e esgoto sanitário sobre os recursos hídricos da bacia do rio Tubarão, proporcionou suporte à decisão quando da análise de investimentos em recuperação ambiental da bacia, mas sempre levando em conta critérios ambientais, financeiros e sócio-econômicos.

- O modelo matemático, desde que munido por indicadores representativos de determinados impactos ambientais sobre recursos hídricos, poderá ser utilizado em outras bacias hidrográficas.

- Os resultados mostram que o modelo pode ser utilizado como ferramenta apropriada para os comitês ou agências de bacias, no que diz respeito à tomada de decisão em relação à análise de investimento na recuperação ambiental de bacias hidrográficas.

- Os resultados também mostram que trabalhar os impactos em regiões mais restritas da bacia hidrográfica, em relação à mineração por exemplo, acarretam custos de tratamentos bem inferiores quando comparados aos pontos de foz ao longo da calha do rio Tubarão.

- O modelo proposto mostrou-se consistente para a análise de trade-offs entre os custos de tratamento e os indicadores utilizados para a recuperação dos recursos hídricos da bacia do rio Tubarão, em relação aos impactos da mineração e esgoto sanitário. É importante salientar que, com o uso de uma função pertinência conveniente, é possível obter soluções de consenso mais adequadas a cada critério (menor custo, equilíbrio e maior eficiência).

6.2 - Contribuição científica da pesquisa

É vasto o campo de investigação dos impactos provocados pelo modelo de desenvolvimento econômico no meio ambiente. Conseqüentemente, a ação desenvolvida com objetivo de analisar esses impactos sobre o meio ambiente tem se constituído numa importante área de estudo.

O presente trabalho traz uma contribuição científica para esse campo da pesquisa. O modelo proposto possibilita investigar um dos aspectos mais relevantes da problemática ambiental, que é a análise de investimentos em recuperação ambiental, utilizada, neste caso, para a bacia hidrográfica do rio Tubarão.

Além disso, o modelo matemático proposto foi concebido utilizando indicadores básicos como pH e vazão, abstraídos a partir da realidade do ambiente em estudo.

Outra importante contribuição da pesquisa relaciona-se aos indicadores ambientais utilizados no modelo quando da análise dos impactos da mineração

sobre a bacia. Em geral, nos trabalhos relacionados à poluição dos recursos hídricos por mineração, um dos indicadores ambientais mais usado é o valor de pH. No entanto, nesta pesquisa, além dos valores de pH, também utilizaram-se os valores de acidez nos pontos estudados.

6.3 - Recomendações para futuros trabalhos

Na busca da compreensão das múltiplas facetas da questão ambiental – campo que só pode ser aperfeiçoado através de pesquisas interdisciplinares – esforços estão sendo realizados em diferentes regiões do planeta, no sentido de integrar as variáveis ambientais, para o desenvolvimento de análises de investimentos em recuperação ambiental, em especial dos recursos hídricos.

O desenvolvimento e ou escolha de modelos que facilitem essa integração depende de uma série de fatores históricos ligados à política ambiental de cada país, ou do próprio interesse dos órgãos ou dos profissionais ligados à área. Desta forma, para se aprofundar os conhecimentos nessa área de estudo é preciso ampliar o campo da pesquisa, incorporando outras variáveis que são relacionadas à problemática da análise de investimentos em recuperação ou proteção ambiental.

Nessa perspectiva, as recomendações que podemos fazer para futuros trabalhos, como forma, inclusive, de contemplar e ampliar os resultados obtidos nesta pesquisa, são os seguintes:

- Em função da carência de dados em relação a indicadores ambientais sobre determinados impactos que ocorrem sobre os recursos hídricos da bacia do rio Tubarão, faz-se necessário o desenvolvimento de novos estudos de coleta de dados, principalmente em regiões mais restritas desta.

- Estudos em relação a custos de tratamentos, tanto para os impactos da mineração como do esgoto sanitário, fazem-se necessários como forma de construir referenciais bibliográficos e técnicos para próximos estudos.

- Os elevados custos de tratamento apresentados, tanto para os impactos da mineração como do esgoto sanitário, devem estimular o desenvolvimento de novos estudos, principalmente em relação a novos métodos com custos mais baixos.

- O modelo proposto trabalhou com dois impactos ambientais presentes na bacia do rio Tubarão, no entanto faz-se necessário trabalhar outros impactos, tais

como os da cultura de arroz irrigado e a carcinicultura que vem crescendo no sistema lagunar.

Desta forma, os resultados de novas pesquisas que contemplem as variáveis acima sugeridas, poderão proporcionar uma visão mais abrangente da temática estudada neste trabalho.

7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENDA 21. **Programme of action for sustainable development**. New York: United Nations. 1992.

AGENDA 21 BRASILEIRA, MMM. Ministério do Meio Ambiente/Projeto 1 BRA/94/016. **Estratégias de Elaboração e Implementação da Agenda 21 Brasileira**. Brasília/DF. 2000.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **A Evolução da Gestão de Recursos Hídricos no Brasil**. Brasília. ANA.2002.

ALMEIDA, J.J.M. **Carajás: desafio político, ecologia e desenvolvimento**. São Paulo/SP. Brasiliense, 1986.

AMBRÓSIO, L. A .. **Programação Multicritério: Um instrumento para o Planejamento Agroambiental**. Publicação Eletrônica. Acesso 2003. http://www.faeff.br/pos_graduação/multicriterio.doc

ARAÚJO, L.A .. **A fronteira de Eficiência Econômica sob Condições de Risco: Uma Análise da Convergência Econômica entre Empresas Agrícolas**. Dissertação de Mestrado – ESALQ/USP. Piracicaba, 1996.

BANA, C.C. Introdução geral às abordagens multicritério de apoio à tomada de decisão. **Investigação Operacional**. V.8 (1). Pg. 117-139. 1988.

BATALHA, B.L. e PARLATORE, A.C. **Controle de qualidade da água para consumo humano, base conceituais e operacionais**. São Paulo: Convênio BNH/ABES/CETESB. 1977.

BATISTA, F. e POPINIGIS, F. **Elaboração de indicadores de desempenho institucional** – ENAP – Escola Nacional de Administração Pública. Brasília/DF. 2000.

BELLIA, V.. **Introdução à economia do meio ambiente**. Brasília; IBAMA, 1996.

BENDER, M.. **Zoneamento Ambiental e Avaliação do Recursos Hídricos na Sub-Bacia do Rio Rocinha, Município de Lauro Miller/SC**. Dissertação de Mestrado em Geografia. UFSC – Florianópolis. 1998.

BENDER, M.J. & SIMONOVIC, S.P. A systems approach for collaborative decision support in water resources planning. **J. Technology Management**. V. 19. N.3/4/5. 2000

BENDER, M & SIMONOVIC, S.P. A fuzzy compromise approach to water resource systems planning under uncertainty. **Fuzzy Sets and Systems**. 115: 35-44. 2000.

BOLLMANN, H. A. & MARQUES, D.M.. **Gestão Integrada de Bacias Hidrográficas: Bacia do Rio Cachoeiras – São Mateus do Sul – Pr**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Vol. 6, N. 3. Jul/Set 2001, p.45-65.

BORTOLUZZI, I.P.. **Comunicação Pessoal – Tubarão**. Universidade do Sul de Santa Catarina – UNISUL, 2000.

BORTOLUZZI, I. P. **Estudos sobre interações entre a água e o material em suspensão, na Bacia do Rio Tubarão e Complexo Lagunar – SC/Brasil**. Tese (Doutorado) – Faculdade de Química e Física, da Universidade de Santiago de Compostela (Espanha). Santiago de Compostela. 2003.

BRAGA JUNIOR, B.P.F.. **Técnicas de Otimização e Simulação Aplicadas em Sistemas de Recursos Hídricos**. São Paulo: ABRH: Nobel. 1987. Cap. 5, p.427-518.

BRAGA, B.P.F & GOBETTI, L. **Análise multiobjetivo. In: Técnicas quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos.** Ed. UFRGS/ABRH. Porto Alegre/RS. P. 361-420. 1997.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Relatórios Estatísticos.** Censo demográfico. Disponível em <http://www.sidra.ibge.gov.br>. Acesso em 2002.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Brasília/DF. 1986. **Resolução 001/86.** Disponível em <http://www.mma.gov.br/pot/conama/res86>

_____. Ministério da Agricultura. **Camarão Marinho: cadeias produtivas.** São Paulo/SP. Disponível em <http://www.agricultura.dpa/camarão.04.htm> . Acesso em 17 de dezembro de 2003.

_____. Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. Disponível em <http://www.mma.gov.br/por/conama/res97> . Acesso em 24 de novembro de 2003.

_____. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Disponível em <http://www.sidra.ibge.gov.br> . Acesso em 22 de novembro de 2003.

Brites, R. & Neto, S. Utilização de Lógica Nebulosa (fuzzy) no Planejamento de Zonas de Uso em Unidades de Conservação. **Anais.** IV Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e SIG Aplicados à Engenharia Florestal. Curitiba/Pr. 2000.

BROSTEL, C.B., NEDER, K.D., SOUZA, M.A .A .. **Análise Comparativa do Desempenho de Estações de Tratamento de Esgoto do Distrito Federal.** Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro/RJ. 2000 – Trabalhos Técnicos.

BROSTEL, R.C. **Formulação de modelo de avaliação de desempenho global de estações de tratamento de esgoto sanitário (ETE`S).** Dissertação (Mestrado). Faculdade de Tecnologia. Universidade de Brasília. Brasília/DF. 2002.

BRUSEKE, F.J. **A lógica da decadência: desestruturação sócio-econômica, o problema da economia e o desenvolvimento sustentável.** CEJUP. Belém/Pa. 1990.

CAMPOS, V.N.O. **Aspectos Institucionais da Gestão da Água e a Participação dos Usuários no Processo de Decisão e Implementação das Ações: O Caso da Região Metropolitana de São Paulo.** Publicação Eletrônica. Acesso 2003. http://aguabolivia.org/situacionaguaX/IIIEncAguas/contenido/trabajos_azul/TC-068.htm

CAIXETA FILHO, J.V.. **Pesquisa Operacional: técnicas de otimização aplicadas a sistemas agroindustriais.** São Paulo. Atlas, 2001

CARO, J.R.; ABROKWA, R.; HARTMANN, L.; HAWA, E.T.; IVANON, K LEENTVAAR, P. **Índices hidro-ambientais: análise e avaliação do seu uso na estimativa dos impactos ambientais de projetos hídricos.** Coletânea de textos traduzidos. IAPAR. Curitiba/Pr. 1995.

CETESB. **Índice de Classificação de Água – IQA.** São Paulo/SP. Relatório Técnico.1993.

CHEN, H.W E CHANG, N.B.. Water pollution control in the river basin by fuzzy genetic algorithm based multiobjective programming modeling. **Water Science and Technology.** V. 37. N. 3. p. 55-63. 1998.

CHERNICHARO, C.A.L. **Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.** Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB, 1ª edição, 544 p. FINEP-RJ. 2001.

COHON, J.L. & MARKS, D.H. A review and evaluation of multiobjective programming techniques. **Water Resources Research.** V.11. N.2. Pg. 208-220. 1973.

COIADO, E.M. e CAMPOS, R. **Efeitos da urbanização sobre um pequeno reservatório de acumulação.** X Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos/ I

Simpósio de Recursos hídricos do Cone Sul. Gramado/RS. Volume 2 dos anais. 1973.

COLOSSI, N. **Modelos paramétricos de custos para projetos de sistemas de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado – Engenharia de Produção). UFSC. 2002.

CONEJOS, J.G.L. & CANESECA, L.F. Qualidade das águas no planejamento de recursos hídricos. VII Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos e III Simpósio Luso-Brasileiro de Hidráulica e Recursos Hídricos. **Anais**, p. 28-40, V.I. Salvador/Ba. 1987.

DALL`ALBA, J.L. **Colonos e mineiros no Grande Orleães**. Instituto São José. Florianópolis/SC. 1986.

DIETZ, J.M. **Abiotic heterogeneous ferrous iron oxidation in mine drainage: modeling and treatment processes**. Thesis of Doctor in Engineering. The Pennsylvania State University . Pennsylvania. USA. 2003.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Embrapa Produção de Informação. Rio de Janeiro/RJ. 1999.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Suínos e Aves. **Curso de capacitação em práticas ambientais sustentáveis: treinamentos**. Concórdia/SC. 2002.

EROL, I . e FERREL JR, W.G. A methodology for selection problem with multiple, conflicting objectives and both qualitative and quantitative criteria. **Int. J. Production Economics**. Nº 86. p. 187-199. 2003.

FELIX, R. Relationships between goals in multiple attribute decision making. **Fuzzy Sets and Systems**. 67: 47-52.1994.

FORSTNER, U. e WITTMANN, G.T.W. **Metal pollution in the aquatic environmental**. 2ª Ed. Berlin. Springer. 1981.

FOURER, R. & GREGORY, J.. **Linear Programming FAQ**. World Wide Web. On Line 1997. <http://www.mcs.anl.gov/home/faq/linear-programming-faq.html>

INFORME INFRA-ESTRUTURA: **A Gestão de Recursos Hídricos**.

Publicação Eletrônica. Acesso em 2002.

(<http://www.bndes.gov.br/conhecimento/infra/g7405.pdf>).

GASSENFERTH, A . **Programação Linear Difusa com Múltiplos Objetivos**.

Dissertação de Mestrado. UFSC/PPGEPS. Florianópolis, 1992.

GOICOECHEA, A.; HANSEN, D.R.; DUCKSTEIN, L. **Multiobjective Decision Analysis with Engeneering and Business**. John Wiley e Sons, Inc. Canada. P.519.

1982 .

GOTHE, C. A. V. **Avaliação dos impactos ambientais da indústria carbonífera nos recursos hídricos superficiais da região sul catarinense**. Dissertação

(Mestrado). Florianópolis/SC. UFSC . 1993.

GREN, I.; DESTOUNI, G.; TEMPONE, R. Cost effective policies for alternative distributions of stochastic water pollution. **Journal of Environmental Management**.

V.66. Pg. 145-157. 2002.

GRIGG, N.S. & ASCE, F. Management framework for large-scale water problems.

Journal of Water Resourchs Planning na Management. Pg. 296-300. July/August. 1996.

GUIVANT, J.S. Conflitos e negociações nas políticas de controle ambiental: o caso da suinocultura em Santa Catarina. **Ambiente e Sociedade**. V.1. N.2. Pg. 101-123.

1998.

HARADA, A.L. **Metotologias para a seleção de soluções de coleta, tratamento e disposição de esgotos em condomínios do Distrito Federal**. Dissertação

(Mestrado). Faculdade de Tecnologia. Universidade de Brasília. Brasília/DF. 1999.

HASSUDA, S. Modelagem matemática: elaboração do modelo conceitual. Informática em águas subterrâneas. **Informativo da Sociedade Brasileira de Águas Subterrâneas**. São Paulo. N. 10. p. 2-3. 2000.

HECHT, J.I. & KRAMER, R.A. A cost-benefit analysis of water quality protection in the Catawba basin. **Journal of the American Water Resources Association**. V.38. N.2. Pg. 453-465. 2002.

HERSH, M.A. Sustainable decision making and decision support systems. **Computing e Control Engineering Journal**. Pg. 289-295. 1998.

HIRSCH, R.M.; MILLER, T.L.; HAMILTON, P.A. Using today's science to plan for tomorrow's water policies. **Environment**. V.43. N.1. Pg. 10-17. Jan/Feb. 2001.

IMHOFF, K. K. R. Manual de tratamento de águas residuárias. Blucher. São Paulo. 1986.

INFORME INFRA-ESTRUTURA: **Tratamento de Esgoto: Tecnologias Acessíveis**
Publicação Eletrônica. Acesso em 2003
(<http://www.bndes.gov.br/conhecimento/infra/g7416.pdf>)

ITO, K.; XU, Z.X.; JINNO, K.; KOJIRI, T.; KAWAMURA, A. Decision support systems for surface water planning in river basin. **Journal of Water Resources Planning and Management**. Jul/Aug. 2001.

I.W.A. **Performance indicators for water supply services**. International Water Association, UK.2000.

JARDIM, S.B. **Aplicabilidade de algumas técnicas de análise multiobjetivo ao processo decisório no âmbito de comitês de gerenciamento de bacias hidrográficas**. Dissertação (Mestrado – recursos hídricos). UFRGS – IPH. Porto Alegre/RS. 1999.

JUCHEM, P.A. **Manual de Avaliação de Impactos Ambientais**. I. A .P./GTZ. Curitiba/Pr. 1993.

JUNGLES, A . E. **Análise de alternativas de expansão de capacidade dos sistemas urbanos de abastecimento de água em Santa Catarina.** Tese (Doutorado – Engenharia de Produção). UFSC. 1994.

KEENEY, R.L & WOOD, E.F. An illustrative example the use of multiattribute utility theory for water resource planning. **Water Resources Research**, **13 (4): 705-712.** 1977.

KLIEMANN NETO, F.J. & MULLER, C.J. A mudança dos sistemas de custeio em modernos sistemas de monofatura: um estudo de caso. In: I Congresso Brasileiro de Gestão Estratégica de Custos. **Anais.** UNISINOS. São Leopoldo/RS. 1994 .

KOGAN, N. & DE OLIVEIRA, C.C.B.. **Reconfiguração de Redes de Distribuição de Energia Elétrica Através de Ferramentas para Solução de Problemas de Decisão com Múltiplos Objetivos e Incertezas.** SBA Controle & Automação . Vol. 9 no. 1/ Jan.,Fev., Mar. e Abril de 1998. São Paulo/SP.

KREYSZIG, E.. **Advanced Engineering Mathematics.** John Wiley & Sons, INC. New York. 1993

La GRECA, M.D.; BUCKINGHAM, P.L.; EVANS, J.C. **Gestion de los residuos tóxicos.** McGraw – Hill. Madrid. 1998.

LAMY, F.; BOLTE, J.; SANTELMANN, M.; SMITH, C. Developement and evaluation of multiple-objective decision making methods for watershed management planning. **Journal of American Water Resources Association.** V.38. N.2. 2002.

LA LAINA PORTO, R. & AZEVEDO, L.G.T.. **Sistemas de Suporte a Decisões Aplicadas a Problemas de Recursos Hídricos.** In: **Técnicas Quantitativas de Gerenciamento de recursos Hídricos,** Editora da Universidade UFRGS, p.43-95, 1997.

LANNA, A .E.L.. **Gerenciamento de Bacia Hidrográfica: Aspectos Conceituais e Metodológicos.** Brasília. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e do Recursos Naturais Renováveis, 1995. Coleção Meio Ambiente.

LANNA, A .E.L. **Introdução à Análise de Sistemas e Engenharia de Recursos Hídricos**. In: Técnicas quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos. Ed. da UFRGS: ABRH. Porto Alegre/RS Cap.1. Pg. 15-41.1997.

LANNA, A .E.L **Técnicas quantitativas para o gerenciamento dos recursos hídricos**. Cap. 1: Introdução. Editora da UFRGS/ABRH. Porto Alegre/RS. 1998.

LEE, C. & WEN, C. Application of multiobjective programming to water quality management in river basin. **Journal of Environmental Management**. V. 47. Pg.11-26. 1996.

LEVINE, R. **Inteligência Artificial nos Milabs Digitais. São Paulo/SP. 2002**. Disponível em <http://www.noritsu.com.br/mercado>. Acesso em 02 de dezembro de 2003.

LEVY, J.K. **Computer support for environmental multiple criteria decision analysis uncertainty**. Thesis of Doctor of Philosophy. University Waterloo, Ontario, Canada 2001.

LI, L. e LAI, K.K. Fuzzy dynamic programming approach to hybrid multiobjective multistage decision making problems. **Fuzzy Sets and Systems**. Nº 117. p. 13-25. 2001.

LIMA, M.C. **Extracción secuencial e determinación de chumbo, cobre e cádmio por espectrometria de absorción atômica com atomização electrotérmica em sedimento do rio Tubarão: estudio comparativo do método Tessier com método da BCR**. Tese (doutoral em química). Departamento de química analítica, nutrição e bromatologia. Universidade de Santiago de Compostela – Espanha, 2001.

MACHADO, R.E. **Simulação de escoamento e produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. Tese (doutorado) . USP, ESALQ, Agronomia. Piracicaba/SP. 2002.

MAGRINI, A . & DOS SANTOS, M.A . **Gestão Ambiental de Bacias Hidrográficas**. UFRJ/COPPE. Instituto Virtual de Mudanças Globais. Rio de Janeiro/RJ. 271 pg. 2001.

MARCOMIN, F.E. **Zoneamento ambiental do rio Tubarão – SC, através de análise de metais pesados em água, sedimento, substrato e planta e de componentes estruturais da paisagem**. Dissertação (Mestrado). Instituto de biociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. Porto Alegre/RS. 1996.

MAY, P.H.. **Economia Ecológica: aplicações no Brasil**. Rio de Janeiro: Campus, 1995.

MERICO, L.F.. **Introdução à economia ecológica**. Blumenau. FURB. 1996.

MERTEN, G.H. & MINELLA, J. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio para sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural e Sustentável**. Porto Alegre/RS. V.3. N.4. 2002.

MINISTÉRIO DE MEIO AMBIENTE, DOS RECURSOS HÍDRICOS E DA AMAZÔNIA LEGAL – **Plano Nacional de Recursos Hídricos – Avaliação e Acompanhamento**. Publicação Eletrônica. Acesso em 2003. http://www.cnrh-srh.gov.br/docs/ga_pnrh_rel4Reuniao1_PNRH.doc.

MOURA, A . N.. **Sistemas de Abastecimento de Água Brasileiros: Mantê-los Públicos ou Privatizá-los**. Publicação Eletrônica. Acesso em 2003. http://aguabolivia.org/situacionaguaX/IIIEncAguas/contenido/trabajos_azul/TC-091.htm

MUNIZ, M. **Inteligência Artificial nos Minilabs Digitais**. São Paulo/SP. 2202. Disponível em <http://www.noritsu.com.br/mercado>. Acesso em 02 de dezembro de 2003.

MUÑOS, H.R.. (Organizador). **Interfaces da Gestão de Recursos Hídricos: Desafios da Lei das Águas de 1997**. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, 2000. 2ed.

OTERO, J.A. **Análise paramétrica de dados orçamentários para estimativa de custos na construção de edifícios: um estudo voltado para a questão da variabilidade**. Dissertação (Mestrado). Programa Pós-graduação em Engenharia de Produção. UFSC. Florianópolis, 2000.

PANZETER, A .A. **A methodology for modeling the cost and duration of concrete highway bridges**. Purdue University. Thesis (Doctor of Philosophy in Civil Engineering). 1003.

PENG, C. e BURAS, N. Dynamic operation of surface water resources system. **Water Resources Research**. V(36). N(9). 2000.

PEREIRA, E.G.; MOURA, I.; COSTA, J.R.; MAHONY, J.D. E THOMANN, R.V.. **The S. Domingos Mine: A study of heavy metal contamination in the water column and sediments of the chança river basin by discharge from an ancient cupriferos pyrite mine (Portugal)**. Mar. Freshwater, Res. 46 p.1995.

PEREIRA, S. A. **Metodologia de aplicação e análise de investimentos públicos em atividades de proteção ambiental – uma aplicação em Rondônia**. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). UFSC/EPS. Florianópolis/SC. 2003.

PEYMAN, R. **Impacts of hydraulic and constituent loading on combined passive system for the treatment of acid mine drainage**. Thesis of Doctor in Sciences. Carleton University. Canadá. 2003.

PILAR, J.V. **Otimização de um sistema de recursos hídricos por regulação. Caso analisado: bacia do rio Paracatu**. Dissertação (mestrado). IPH, UFRGS. Porto Alegre/RS. 1998.

PIRES, J.S.R & SANTOS, J.E.. **Bacias Hidrográficas – Integração entre Meio Ambiente e Desenvolvimento**. Ciência Hoje, Rio de Janeiro, vol.19, n. 110, p.40-46, 1995.

PORTO, R.L. & AZEVEDO, L.G.T. **Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento dos Recursos Hídricos**. Cap. 2: Sistemas de suporte à decisão aplicados a problemas de recursos hídricos. Editora UFRGS/ABRH. Porto Alegre;RS. 1998.

PRADO, D.S.. **Programação Linear**. Editora de Desenvolvimento Gerencial, 1999. 208p. Série Pesquisa Operacional, Vol.1.

PRODANOVIC, P. e SIMONOVIC, S.P. **Fuzzy compromise programming for group decision making**. Disponível em http://www.engga.uwo.ca/research/iclr/simonovicdocument/ppsps_multidmfcg.pdf
Acesso em 09 de março de 2004.

QUEIRÓZ, G.C. Uma metodologia para tomada de decisão combinando princípios do PIR (Planejamento Integrado de Recursos Genéticos) e critérios de estudos de impacto ambientais. **Revista Brasileira de Energia**. V8. N2. 2001.

ROLIM, F.A. **Teoria “fuzzy” e sua aplicação em sensoriamento remoto**. UFPR – Depto. Ciência e Geodésica. Curitiba/Pr.2001. Disponível em <http://www.geoc.ufpr.br/~gfoto/pdi/fuzzy/fuzzy>. Acesso em 19 de dezembro de 2003.

ROSSETI, J.P. **Introdução à economia**. Editora Atlas. São Paulo/SP. 1992.

SAGGIO, A.A. **Estudo de eutrofização do reservatório de Barra Bonita (Rio Tiête – SP) através de simulação numérica**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos .USP. São Carlos/SP. 1992.

SAMPAIO, A.O. Custos operacionais de estação de tratamento de esgoto por lodos ativados: estudo de caso da ETE – Barueri. 20 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Rio de Janeiro/RJ. 1999

SANTA CATARINA. Centro integrado de informação de recursos ambiental. **Inventário das terras da subbacia do rio Coruja bonito**. Florianópolis. EPAGRI/CIRAM, 2000.

SANTA CATARINA. Empresa de pesquisa agropecuária e de extensão rural do Estado de Santa Catarina . **Relatório de pesquisa agropecuária de Santa Catarina**. Florianópolis: EPAGRI/ICEPA, 2001.

_____. **Caracterização Regional (AMUREL)**. Secretaria do Estado do Planejamento, Orçamento e Gestão. Florianópolis/SC. 2003.

_____. **Legislação sobre recursos hídricos** . Secretaria do Estado e Desenvolvimento Urbano e do Meio Ambiente – SDM. Florianópolis/SC. 1998.

_____. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar**. Tubarão/Sc. SDM – DIMA – GEHID. 2001.

_____. EPAGRI. **Programa Estadual de Cultivo de Camarão**. Memorial descritivo e avaliação econômica. Florianópolis/SC. 2002.

_____. **Diagnóstico dos Recursos Hídricos e Organização dos Agentes da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão/SC**. Tubarão : Universidade do Sul de Santa Catarina.1998.

SANTANA, A. G.. **Dimensionamento Ótimo de Um Sistema de Recursos Hídricos de Grande Porte**. Porto Alegre/RS. Dissertação de Mestrado. IPH – UFRGS. 1998.

SANTOS, R.F. Apostila do Curso “**IC-755 Planejamento Ambiental**”. FEC-UNICAMP. Campinas/SP. 1995.

SCHNOOR, J. **Environmental modeling**. Wiley Interscience, 1996.

SERÔA DA MOTA, R.. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. Brasília: Ministério do meio Ambiente, dos recursos hídricos e da Amazônia legal, 1998.

SIMONOVIC, S.P. Application of water resources systems concepts to the formulation of a water masterplan . **Water International**. **15(1)**. 37-51.1989.

SIMONOVIC, S.P. & PRODANOVIC, P. Comparison of fuzzy set ranking methods for implementation in water resources decision making. **Canadian Journal of Civil Engeneering**. V.29. N.5. 2002.

SILVA, A.L. **A utilização do modelo Win HSPF no estudo de cargas difusas de poluição da bacia do Ribeirão da Estiva, SP**. Dissertação (Mestrado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. USP. São Paulo/SP. 158 p. 2003.

SOUSA, E. R. & SANTOS, R.S. Simulação da qualidade da água em microcomputadores. **Anais**. VII Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos, V. 4. p. 63-83. Salvador/Ba. 1981.

SOUSA, E. R. & FERNANDES, M.R.. **Sub-bacias Hidrográficas: Unidades Básicas para o Planejamento e a Gestão Sustentáveis da Atividades Rurais**. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v.21, n.207, p.15-20, nov./dez. 2000.

STANCIULESCU, C; FORTEMPS, Ph.; INSTALLÉ, M. e WERTZ, V. Multiobjective fuzzy linear programming problems with fuzzy decision variables. **European Journal of Operational Research**. N. 149. p. 654-675. 2003.

TEJADA, J.R.F. & LEYENDA, O. **Critérios para seleccionar el sistema de depuracion mas adecuado a su actividad industrial**. Médio Ambiente.Madrid . P.9-23. 1995.

TIETENBERG, T.. **Environmental and natural resource economics**. NY, Harper Collins, 1996. Fourth edition.

TUCCI, C.E. Modelos de qualidade da água em reservatórios: In: Wrabel, L.C. et al. **Métodos Numéricos em Recursos Hídricos I**. Rio de Janeiro/RJ. Editora da ABRH. P.223-99. 1989.

TUNDISI, J.G. **Planejamento e Gerenciamento de Lagos e Represas: uma abordagem integrada ao problema da eutrofização**. UNEP – IETC. São Carlos/SP. 2001.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO. **Bacias Hidrográficas: Nova Gestão de Recursos Hídricos**. Publicação Eletrônica. Acesso em 2003. <http://www.race.nuca.ie.ufrj.br/eco/trabalhos/mesa3/3.doc>

U.S. EPA . **Basins 2.0 Technical Note 3. NPSM/HSPF Simulation Module Matrix**. Disponível em <http://www.epa.gov/guide> . Acesso em 31 março de 2004.

U.S. EPA. **Statical analysis of abandoned mine drainage in the establishment of baseline pollution load coal remining permits**. Prepared for US Environmental Protection Agency, Office of Water by Pennsylvania Department of Environmental Protection and DynCorp & ET. EPA-821-B-01-014. 2001.

U.S.EPA. **Engineering costs**. Disponível em www.epa.gov/guide/landfills/lfpdd_d.pdf Acesso em 19 de abril de 2004.

VON SPERLING, M. e NASCIMENTO, L.V. A Resolução CONAMA 20/86 e as legislações estaduais de classificação de águas e lançamento de efluentes. In: **Anais** do XX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Rio de Janeiro, RJ. 1999.

VON SPERLING, M. Preposição de modelos para estimativa de remoção de coliformes em lagoas de estabilização, com base em dados de 33 lagoas brasileiras. **Eng. San. e Ambiental**, V(5). N (3 e 4). 2000.

USP – Universidade de São Paulo. Núcleo de Pesquisa em Informações Urbanas. Convênio FINEP CT-HIDRO 23.01.0547.00. **Relatório MF1 – Sistematização de**

informações técnicas e econômicas sobre alternativas de tratamento de esgotos. Disponível em <http://www.usp.gov.br> . Acesso em 10 de julho de 2003.

ZELNY, M. **Multiple Criteria Decision Making.** McGraw-Hill Book Company. New York. 563 pg. 1982.

ZELT, B.R. & FRANKFORTER, J.D. **Water quality assessment of central Nebraska basins** – US.Geological Survey's (USGS) – Nebraska, USA. 2003 . Disponível em <http://www.water.usgs.gov/pubs/fs/fs-013-03pdf> . Acesso em 10 de novembro de 2003.

ZIMMERMANN, H.J. **Fuzzy set theory – and its applications.** Third Edition. Kluwer Academic Publishers. Boston/Dordrecht/London. 1996

ZUFFO, A . C. **Seleção e aplicação de métodos multicriteriais ao planejamento ambiental de recursos hídricos.** Tese (Doutorado em Engenharia). USP. Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos/SP. 1998.

YASSUDA, E.R. As potencialidades de integração das políticas públicas no Brasil a partir de uma prática fragmentada: o caso da represa Billings. **Engenharia.** São Paulo/SP. N. 489. Pg. 33-39. 1993.

YIN, Y.Y.; HUANG, G.H.; HIPEL, K.W. Fuzzy relation analysis for multicriteria water resources management. **Journal of Water Resources Planning and Management.** V. 125. N.1. Pg. 41-47. 1999.

WEBSTER, J.G. **Chemical process affecting trace metal pollution in the Waihou river and estuary.** New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. New Zealand, 1995.

Anexo 1 – Documentação da SIESEC

Anexo 2 – Dados coletados na entrevista ocorrida na Carbonífera de Treviso.

DADOS COLETADOS NA ENTREVISTA NA CARBONÍFERA DE TREVISO

DADOS/MÊS	PILOTO NO TREVISO	DADOS/MÊS	ESTAÇÃO DE TRATAMENTO (PROJETADA) DA CARBONÍFERA.
CUSTO GERAL/m3	R\$ 1,30	CUSTO GERAL/m3	R\$ 0,50
CUSTO FÍSICO (IMPLANTAÇÃO)	R\$ 120.000,00	CUSTO FÍSICO (IMPLANTAÇÃO)	R\$ 360.000,00
VOLUME TRATADO MENSAL	3000,00	VOLUME TRATADO MENSAL (ESPERADO)	60000,00
CUSTOS DETALHADOS NO PILOTO		CUSTOS DETALHADOS NA ESTAÇÃO	
CUSTO MENSAL	R\$ 3.900,00	CUSTO MENSAL	R\$ 30.000,00
42% - MÃO DE OBRA	R\$ 1.638,00	5,46% - MÃO DE OBRA	R\$ 1.638,00
37% - REAGENTES	R\$ 1.443,00	50,00% - REAGENTES	R\$ 15.000,00
31% - ENERGIA	R\$ 1.209,00	44,54% - ENERGIA	R\$ 13.362,00

OBS: PARA O PILOTO DE TREVISO BASTAM 2 OPERADORES, JÁ PARA A ESTAÇÃO SÃO NECESSÁRIO QUATRO OPERADORES. O VALOR ESTIMADO DE CUSTEIO PARA CADA OPERADOR ESTÁ EM R\$ 819,00. NA TABELA ACIMA ESTÁ SENDO UTILIZADO O MESMO NÚMERO DE OPERADORES.

INDICES PARA CÁLCULO DO CUSTOS DE IMPLANTAÇÃO, MANUTENÇÃO DA ESTAÇÃO E TRATAMENTO DA ÁGUA

CUSTO FIXO (IMPLANTAR) - $CF = 0,868421053 \cdot VL + 1294,736842$
CUSTO COM FUNCIONÁRIOS - $CFu = (4 + VL/10000000) \cdot 410$
CUSTO COM ENER ELÉT - $CE = 0,213210526 \cdot VL + 569,3684211$
CUSTO COM REAGENTE/M3 - $CR = ((Phf \cdot Phi) \cdot 0,0403225806451613 \cdot VL) \cdot 1458 / ACIDEZ$

Anexo 3 – Tabela custo/pH/acidez

PH DA ÁGUA	Mn %	SIMULAÇÃO DO Mn	Fe %	SIMULAÇÃO DO Fe	FUNÇÃO CUSTO PARA ELEVAR O Ph DE 2,8 A 9 (PARA 1 M3/HORA)	CUSTO PARA ELEVAR Ph A 9 (PARA 3000 M3/MÊS)	CUSTO
9,0	FAIXA UTIL PARA PRECIPITAR O Mn (SIMULAÇÃO LINEAR)	102,00			R\$ 0,00	0,00	0,00
8,9		95,60			R\$ 0,00	12,10	12,10
8,8		89,20			R\$ 0,01	24,19	24,19
8,7		82,80			R\$ 0,01	36,29	36,29
8,6		76,40			R\$ 0,02	48,39	48,39
8,5		70,00			R\$ 0,02	60,48	60,48
8,4		63,60			R\$ 0,02	72,58	72,58
8,3		57,20			R\$ 0,03	84,68	84,68
8,2		50,80			R\$ 0,03	96,77	96,77
8,1		44,40			R\$ 0,04	108,87	108,87
8,0		38,00			R\$ 0,04	120,97	120,97
7,9		31,60			R\$ 0,04	133,06	133,06
7,8		25,20			R\$ 0,05	145,16	145,16
7,7		18,80			R\$ 0,05	157,26	157,26
7,6		12,40			R\$ 0,06	169,35	169,35
7,5	6,00			R\$ 0,06	181,45	181,45	
6,0			FAIXA UTIL PARA PRECIPITAÇÃO DO Fe (SIMULAÇÃO LINEAR)	99,0	R\$ 0,12	362,90	362,90
5,9				95,4	R\$ 0,13	375,00	375,00
5,8				91,7	R\$ 0,13	387,10	387,10
5,7				88,1	R\$ 0,13	399,19	399,19
5,6				84,4	R\$ 0,14	411,29	411,29
5,5				80,8	R\$ 0,14	423,39	423,39
5,4				77,2	R\$ 0,15	435,48	435,48
5,3				73,5	R\$ 0,15	447,58	447,58
5,2				69,9	R\$ 0,15	459,68	459,68
5,1				66,2	R\$ 0,16	471,77	471,77
5,0				62,6	R\$ 0,16	483,87	483,87
4,9				59,0	R\$ 0,17	495,97	495,97
4,8				55,3	R\$ 0,17	508,06	508,06
4,7				51,7	R\$ 0,17	520,16	520,16
4,6				48,0	R\$ 0,18	532,26	532,26
4,5			44,4	R\$ 0,18	544,35	544,35	
4,4			40,8	R\$ 0,19	556,45	556,45	
4,3			37,1	R\$ 0,19	568,55	568,55	
4,2			33,5	R\$ 0,19	580,65	580,65	
4,1			29,8	R\$ 0,20	592,74	592,74	
4,0			26,2	R\$ 0,20	604,84	604,84	
3,9			22,6	R\$ 0,21	616,94	616,94	
3,8			18,9	R\$ 0,21	629,03	629,03	
3,7			15,3	R\$ 0,21	641,13	641,13	
3,6			11,6	R\$ 0,22	653,23	653,23	
3,5			8,0	R\$ 0,22	665,32	665,32	

A delimitação dos valores de pH entre 6.0 e 9.0, deu-se em função de, ao aplicar-se o tratamento da água oriunda da mineração, o elemento químico Fe

precipita em pH 6.0 e o elemento químico Mn em pH 8,5, atendendo á legislação estadual, podendo estas águas voltarem aos cursos d'água, da bacia hidrográfica, sem provocar impactos ambientais (Bortoluzzi, 2003).

DEFINIÇÃO DA FUNÇÃO CUSTO PARA REDUÇÃO DO Ph

Phi - Ph INICIAL

Phf - Ph FINAL (APÓS TRATAMENTO)

C - CUSTO

VL - VOLUME DE ÁGUA A SER TRATADO

CUSTO PARA ELEVAR O Ph DE 2,8 PARA 9 EM 1 M3/HORA R\$ 0,25 SENDO DIVIDIDO EM:

R\$ 0,25 POR M3/HORA PARA REAGENTES. PARA 3000 M3/MÊS TEMOS:

FUNÇÃO CUSTO PARA Ph VARIÁVEL

$$Y=AX+B$$

$$\text{CUSTO}=A*\text{Ph}+B$$

$$0,25=A*2,8+B$$

$$0,00=A*9,0+B$$

$$\text{CUSTO}=(-0,25/6,2)*\text{Ph}+9*0,25/6,2 \text{ OU}$$

$$\text{CUSTO} = (\text{Phf}-\text{Phi})*120,967741935484$$

O CUSTO DOS REAGENTES É DADO POR CUSTO = (Phf-Phi)*120,967741935484.(3000m3)

O CUSTO DOS REAGENTES É DADO POR CUSTO = (Phf-Phi)*0,0403225806451613.(3000m3)

Anexo 4

Tipo de tratamento	Eficiência	operação e manutenção / hab.ano	Implantação / hab
Lodo Ativado – Secundário	remoção 80 a 90% de DBO	R\$15,00 A R\$25,00	R\$130,00 A R\$190,00
Tanque séptico + filtro anaeróbico	remoção 80 a 85% de DBO	R\$ 6,00 a R\$ 10,00	R\$80,00 a R\$ 130,00
Reator UASB	remoção 60 a 75% de DBO	R\$ 2,5 a R\$ 3,5	R\$30,00 a R\$50,00
Lagoa anaeróbica + lagoa facultativa +lagoa de maturação	remoção 80 a 85% de DBO	R\$ 2,5 a R\$ 5,0	R\$50,00 a R\$100,00

POSIÇÃO	1	3	5	6
PONTO	FOZ RIO ROCINHA + RIO BONITO	RIO LARANJEIRAS	FOZ RIO PALMEIRAS	FOZ RIO AZAMBUJA
LOCAL	LAURO MÜLLER	ORLEANS	URUSSANGA - PINDOTIBA	PEDRAS GRANDES
População	13351	21208	5055	6262
VAZÃO LITRO/S	3528,00	8398,00	1118,00	104,00
pHi	3,35	6,60	2,04	5,70
ACIDEZ mg/L	301,77	4,10	207,00	5,20
COLIFORMES /100ML	10,00	170,00	AUSENTE	3500,00
DBO ml/L	60,00	20,00	46,00	15,00
CONSUMO DE ÁGUA/MÊS	60.079.500,00	95.436.000,00	22.747.500,00	28.179.000,00
ESGOTO TRATADO L/MÊS	48.063.600,00	76.348.800,00	18.198.000,00	22.543.200,00
m3/MÊS	48.063,60	76.348,80	18.198,00	22.543,20
CUSTO OPERACIONAL T1	R\$ 333.775,00	R\$ 530.200,00	R\$ 126.375,00	R\$ 156.550,00
CUSTO OPERACIONAL T2	R\$ 133.510,00	R\$ 212.080,00	R\$ 50.550,00	R\$ 62.620,00
CUSTO OPERACIONAL T3	R\$ 46.728,50	R\$ 74.228,00	R\$ 17.692,50	R\$ 21.917,00
CUSTO OPERACIONAL T4	R\$ 66.755,00	R\$ 106.040,00	R\$ 25.275,00	R\$ 31.310,00
CUSTO IMPLANTAR T1	R\$ 2.536.690,00	R\$ 4.029.520,00	R\$ 960.450,00	R\$ 1.189.780,00
CUSTO IMPLANTAR T2	R\$ 1.735.630,00	R\$ 2.757.040,00	R\$ 657.150,00	R\$ 814.060,00
CUSTO IMPLANTAR T3	R\$ 667.550,00	R\$ 1.060.400,00	R\$ 252.750,00	R\$ 313.100,00
CUSTO IMPLANTAR T4	R\$ 1.335.100,00	R\$ 2.120.800,00	R\$ 505.500,00	R\$ 626.200,00
Eficiência média T1	85			
Eficiência média T2	82,5			
Eficiência média T3	67,5			
Eficiência média T4	82,5			

POSIÇÃO	6	7	9	10
PONTO	FOZ RIO AZAMBUJA	FOZ RIO BRAÇO DO NORTE	FOZ RIO CARURU	RIO CAPIVARI
LOCAL	PEDRAS GRANDES	SÃO LUDGERO	TUBARÃO	CAPIVARI
População	6262	27762	83761	8868
VAZÃO LITRO/S	104,00	135755,00	640,00	179799,00
pHi	5,70	6,05	6,55	6,55
ACIDEZ mg/L	5,20	4,10	5,20	4,10
COLIFORMES /100ML	3500,00	9200,00	3300,00	16000,00
DBO ml/L	15,00	44,00	30,00	10,00
CONSUMO DE ÁGUA/MÊS	28.179.000,00	124.929.000,00	376.924.500,00	39.906.000,00
ESGOTO TRATADO L/MÊS	22.543.200,00	99.943.200,00	301.539.600,00	31.924.800,00
m3/MÊS	22.543,20	99.943,20	301.539,60	31.924,80
CUSTO OPERACIONAL T1	R\$ 156.550,00	R\$ 694.050,00	R\$ 2.094.025,00	R\$ 221.700,00
CUSTO OPERACIONAL T2	R\$ 62.620,00	R\$ 277.620,00	R\$ 837.610,00	R\$ 88.680,00
CUSTO OPERACIONAL T3	R\$ 21.917,00	R\$ 97.167,00	R\$ 293.163,50	R\$ 31.038,00
CUSTO OPERACIONAL T4	R\$ 31.310,00	R\$ 138.810,00	R\$ 418.805,00	R\$ 44.340,00
CUSTO IMPLANTAR T1	R\$ 1.189.780,00	R\$ 5.274.780,00	R\$ 15.914.590,00	R\$ 1.684.920,00
CUSTO IMPLANTAR T2	R\$ 814.060,00	R\$ 3.609.060,00	R\$ 10.888.930,00	R\$ 1.152.840,00
CUSTO IMPLANTAR T3	R\$ 313.100,00	R\$ 1.388.100,00	R\$ 4.188.050,00	R\$ 443.400,00
CUSTO IMPLANTAR T4	R\$ 626.200,00	R\$ 2.776.200,00	R\$ 8.376.100,00	R\$ 886.800,00

Anexo 5 – Modelo multiobjetivo para a calha do Rio Tubarão.

MODELO MULTIOBJ PARA O RIO TB *****

OBJETIVO *****

MAX X

st

RESTRIÇÕES *****

RESTRIÇÕES DIFUSAS *****

-Cp1-Cp2-Cp3-Cp4-Cp5-Cp6-Cp7-Cp8-Cp9-Cp10-3226.75X>=-16252.98
pH1+pH2+pH3+pH4+pH5+pH6+pH7+pH8+pH9+pH10-2825.15X>=75.87

RESTRIÇÕES RELACIONANDO CUSTO COM pH: *****

Cp1-17.82pH1=-59.67
Cp2-18.82pH2=-69.64
Cp3-312.13pH3=-2060.05
Cp4-8.25pH4=-41.83
Cp5-8.23pH5=-16.79
Cp6-3.05pH6=-17.37
Cp7-5045.60pH7=-30525.88
Cp8-4.92pH8=-25.86
Cp9-18.76pH9=-122.85
Cp10-6682.58pH10=-43770.91

RESTRIÇÕES DE pH MÁXIMO *****

pHMAX=9

pH1-pHMAX<=0

pH2-pHMAX<=0
 pH3-pHMAX<=0
 pH4-pHMAX<=0
 pH5-pHMAX<=0
 pH6-pHMAX<=0
 pH7-pHMAX<=0
 pH8-pHMAX<=0
 pH9-pHMAX<=0
 pH10-pHMAX<=0

RESTRIÇÕES DE pH MÍNIMO *****

pHMIN=6

pH1-pHMIN>=0
 pH2-pHMIN>=0
 pH3-pHMIN>=0
 pH4-pHMIN>=0
 pH5-pHMIN>=0
 pH6-pHMIN>=0
 pH7-pHMIN>=0
 pH8-pHMIN>=0
 pH9-pHMIN>=0
 pH10-pHMIN>=0

RESTRIÇÕES DE pH PONDERADO - DINÂMICO *****

6344pHm1-3528pH1-2816pH2=0
 14742pHm2-6344pHm1-8398pH3=0
 14964pHm3-14742pHm2-222pH4=0
 16082pHm4-14964pHm3-1118pH5=0
 16186pHm5-16082pHm4-104pH6=0
 151941pHm6-16186pHm5-135755pH7=0
 152141pHm7-151941pHm6-200pH8=0
 152781pHm8-152141pHm7-640pH9=0
 332580pHm9-152781pHm8-179799pH10=0

RESTRIÇÕES PARA OBTER pH E CUSTO ACUMULADOS *****

pHCon-pH1-pH2-pH3-pH4-pH5-pH6-pH7-pH8-pH9-pH10=0
 CustoCon-Cp1-Cp2-Cp3-Cp4-Cp5-Cp6-Cp7-Cp8-Cp9-Cp10=0
 CTREAL-1000CustoCon=0

end

Anexo 6 – Modelo multiobjetivo para esgoto sanitário

MAX

X

S.T.

!RESTRIÇÃO DIFUSA PARA EFICIÊNCIA

$85T_{11}+82.5T_{21}+67.5T_{31}+82.5T_{41}$
 $85T_{12}+82.5T_{22}+67.5T_{32}+82.5T_{42}$
 $85T_{13}+82.5T_{23}+67.5T_{33}+82.5T_{43}$
 $85T_{14}+82.5T_{24}+67.5T_{34}+82.5T_{44}$
 $85T_{15}+82.5T_{25}+67.5T_{35}+82.5T_{45}$
 $85T_{16}+82.5T_{26}+67.5T_{36}+82.5T_{46}$
 $85T_{17}+82.5T_{27}+67.5T_{37}+82.5T_{47}-12250.00X \geq 533.75$

!RESTRIÇÃO DIFUSA PARA MANUTENÇÃO

$-33.3775T_{11}-13.351T_{21}-4.67285T_{31}-6.6755T_{41}$
 $-53.02T_{12}-21.208T_{22}-7.4228T_{32}-10.604T_{42}$
 $-12.6375T_{13}-5.055T_{23}-1.76925T_{33}-2.5275T_{43}$
 $-15.655T_{14}-6.262T_{24}-2.1917T_{34}-3.131T_{44}$
 $-69.405T_{15}-27.762T_{25}-9.7167T_{35}-13.881T_{45}$
 $-209.4025T_{16}-83.761T_{26}-29.31635T_{36}-41.8805T_{46}$
 $-22.17T_{17}-8.868T_{27}-3.1038T_{37}-4.434T_{47}-35.78X \geq -236.934996$

!RESTRIÇÃO DIFUSA PARA IMPLANTAÇÃO

$-253.669T_{11}-173.563T_{21}-66.755T_{31}-133.51T_{41}$
 $-402.952T_{12}-275.704T_{22}-106.04T_{32}-212.08T_{42}$
 $-96.045T_{13}-65.715T_{23}-25.275T_{33}-50.55T_{43}$
 $-118.978T_{14}-81.406T_{24}-31.31T_{34}-62.62T_{44}$
 $-527.478T_{15}-360.906T_{25}-138.81T_{35}-277.62T_{45}$
 $-1591.459T_{16}-1088.893T_{26}-418.805T_{36}-837.61T_{46}$
 $-168.492T_{17}-115.284T_{27}-44.34T_{37}-88.68T_{47}-232773.01X \geq -1995.215027$

!RESTRIÇÃO DE ESCOLHA DO TRATAMENTO

$T_{11}+T_{21}+T_{31}+T_{41}=1$
 $T_{12}+T_{22}+T_{32}+T_{42}=1$
 $T_{13}+T_{23}+T_{33}+T_{43}=1$
 $T_{14}+T_{24}+T_{34}+T_{44}=1$
 $T_{15}+T_{25}+T_{35}+T_{45}=1$
 $T_{16}+T_{26}+T_{36}+T_{46}=1$
 $T_{17}+T_{27}+T_{37}+T_{47}=1$

$253.669T_{11}+173.563T_{21}+66.755T_{31}+133.51T_{41}$
 $402.952T_{12}+275.704T_{22}+106.04T_{32}+212.08T_{42}$
 $96.045T_{13}+65.715T_{23}+25.275T_{33}+50.55T_{43}$
 $118.978T_{14}+81.406T_{24}+31.31T_{34}+62.62T_{44}$
 $527.478T_{15}+360.906T_{25}+138.81T_{35}+277.62T_{45}$
 $1591.459T_{16}+1088.893T_{26}+418.805T_{36}+837.61T_{46}$
 $168.492T_{17}+115.284T_{27}+44.34T_{37}+88.68T_{47}-MCI=0$

33.3775T11+13.351T21+4.67285T31+6.6755T41
53.02T12+21.208T22+7.4228T32+10.604T42
12.6375T13+5.055T23+1.76925T33+2.5275T43
15.655T14+6.262T24+2.1917T34+3.131T44
69.405T15+27.762T25+9.7167T35+13.881T45
209.4025T16+83.761T26+29.31635T36+41.8805T46
22.17T17+8.868T27+3.1038T37+4.434T47-MCM=0

85T11+82.5T21+67.5T31+82.5T41
85T12+82.5T22+67.5T32+82.5T42
85T13+82.5T23+67.5T33+82.5T43
85T14+82.5T24+67.5T34+82.5T44
85T15+82.5T25+67.5T35+82.5T45
85T16+82.5T26+67.5T36+82.5T46
85T17+82.5T27+67.5T37+82.5T47-MDBO=0

END

INT T11
INT T12
INT T13
INT T14
INT T15
INT T16
INT T17
INT T21
INT T22
INT T23
INT T24
INT T25
INT T26
INT T27
INT T31
INT T32
INT T33
INT T34
INT T35
INT T36
INT T37
INT T41
INT T42
INT T43
INT T44
INT T45
INT T46
INT T47

Anexo7 – Solução para a Calha do Rio Tubarão

Solução para a calha do Rio Tubarão				
Solução	Melhor custo	Equilíbrio	Melhor pH	Situação anterior
X	0,00	1,69	0,00	
Grau de equilíbrio da solução.				
%	50,25%	96,74%	50,21%	x
Custo mensal de tratamento em cada ponto do Rio Tubarão				
Ponto1	R\$ 47.250,00	R\$ 100.710,00	R\$ 100.710,00	x
Ponto2	R\$ 43.280,00	R\$ 99.740,00	R\$ 99.740,00	x
Ponto3	R\$ -	R\$ 749.120,00	R\$ 749.120,00	x
Ponto4	R\$ 32.420,00	R\$ 32.420,00	R\$ 32.420,00	x
Ponto5	R\$ 54.679,91	R\$ 57.280,00	R\$ 57.280,00	x
Ponto6	R\$ 10.080,00	R\$ 10.080,00	R\$ 10.080,00	x
Ponto7	R\$ -	R\$ 4.222.713,38	R\$ 14.884.519,53	x
Ponto8	R\$ 18.420,00	R\$ 18.420,00	R\$ 18.420,00	x
Ponto9	R\$ 45.990,00	R\$ 45.990,00	R\$ 45.990,00	x
Ponto10	R\$ -	R\$ -	R\$ 241.318,42	x
pH em cada ponto do Rio Tubarão				
Ponto1	6,00	9,00	9,00	3,35
Ponto2	6,00	9,00	9,00	3,70
Ponto3	6,60	6,60	6,60	6,60
Ponto4	9,00	9,00	9,00	5,07
Ponto5	8,68	9,00	9,00	2,04
Ponto6	9,00	9,00	9,00	5,70
Ponto7	6,05	6,89	9,00	6,05
Ponto8	9,00	9,00	9,00	5,26
Ponto9	9,00	9,00	9,00	6,55
Ponto10	6,55	6,55	6,59	6,55
pH médio ponderado na calha do Rio Tubarão				
PHM1	6,00	9,00	9,00	3,51
PHM2	6,34	7,63	7,63	5,27
PHM3	6,38	7,65	7,65	5,27
PHM4	6,54	7,75	7,75	5,04
PHM5	6,56	7,75	7,75	5,05
PHM6	6,10	6,98	8,87	5,94
PHM7	6,11	6,98	8,87	5,94
PHM8	6,12	6,99	8,87	5,94
PHM9	6,35	6,75	7,63	6,27
pH médio final do Rio Tubarão				
pH médio	6,35	6,75	7,63	6,27
Custo mensal geral de tratamento do Rio Tubarão				
Total	R\$ 252.119,91	R\$ 5.336.473,37	R\$ 16.239.597,94	x
Redução de Fe nos pontos do Rio Tubarão				
Total	99,98%	100,00%	100,00%	0,00%
Redução de Mn nos pontos do Rio Tubarão				
Total	47,98%	70,00%	80,00%	0,00%
Redução geral da poluição por Fe e Mn no Rio Tubarão				
Total	87,98%	93,08%	95,38%	0,00%
Relação de poluição média: 3 partes de Fe para 1 parte de Mn.				
Melhoria percentual média do pH dos pontos do Rio Tubarão				
Total	71,09%	91,09%	94,64%	0,00%
Custo mensal em cada ponto do Rio Tubarão (tratamento+manutenção)				
Ponto1	R\$ 1.999.554,16	R\$ 2.053.014,15	R\$ 2.053.014,15	x
Ponto2	R\$ 1.602.027,61	R\$ 1.658.487,61	R\$ 1.658.487,61	x
Ponto3	R\$ -	R\$ 5.393.306,69	R\$ 5.393.306,69	x
Ponto4	R\$ 157.339,41	R\$ 157.339,41	R\$ 157.339,41	x
Ponto5	R\$ 674.861,49	R\$ 677.461,58	R\$ 677.461,58	x
Ponto6	R\$ 69.775,16	R\$ 69.775,16	R\$ 69.775,16	x
Ponto7	R\$ -	R\$ 79.263.221,43	R\$ 89.925.027,58	x
Ponto8	R\$ 131.178,96	R\$ 131.178,96	R\$ 131.178,96	x
Ponto9	R\$ 401.958,06	R\$ 401.958,06	R\$ 401.958,06	x
Ponto10	R\$ -	R\$ -	R\$ 99.627.057,42	x
Custo mensal geral dos pontos do Rio Tubarão (tratamento+manutenção)				
Total	R\$ 5.036.694,85	R\$ 89.805.743,06	R\$ 200.094.606,63	x

Anexo 8 – Tabela de resultados do modelo do esgoto sanitário

	Ponto1	Ponto2	Ponto3	Ponto4	Ponto5	Ponto6	Ponto7
Melhor DBO	85	82,5	85	85	82,5	82,5	85
Equilíbrio	82,5	82,5	85	85	82,5	67,5	82,5
Melhor custo	13351	67,5	5055	6262	27762	83761	8868
População		21208					
Melhor DBO	R\$ 2.536.690,00	R\$ 2.120.800,00	R\$ 960.450,00	R\$ 1.189.780,00	R\$ 2.776.200,00	R\$ 8.376.100,00	R\$ 1.684.920,00
Equilíbrio	R\$ 1.335.100,00	R\$ 2.120.800,00	R\$ 960.450,00	R\$ 1.189.780,00	R\$ 2.776.200,00	R\$ 4.188.050,00	R\$ 886.800,00
Melhor custo	R\$ 1.335.100,00	R\$ 1.060.400,00	R\$ 960.450,00	R\$ 626.200,00	R\$ 1.388.100,00	R\$ 4.188.050,00	R\$ 886.800,00
Melhor DBO	R\$ 333.775,00	R\$ 106.040,00	R\$ 126.375,00	R\$ 156.550,00	R\$ 138.810,00	R\$ 418.805,00	R\$ 221.700,00
Equilíbrio	R\$ 66.755,00	R\$ 106.040,00	R\$ 126.375,00	R\$ 156.550,00	R\$ 138.810,00	R\$ 293.163,50	R\$ 44.340,00
Melhor custo	R\$ 66.755,00	R\$ 74.228,00	R\$ 126.375,00	R\$ 31.310,00	R\$ 97.167,00	R\$ 293.163,50	R\$ 44.340,00
Melhor DBO	T1	T4	T1	T1	T4	T4	T1
Equilíbrio	T4	T4	T1	T1	T4	T3	T4
Melhor custo	T4	T3	T1	T4	T3	T3	T4