

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO TECNOLÓGICO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**LARICE NOGUEIRA DE ANDRADE**

**MODELO DE OTIMIZAÇÃO MULTI OBJETIVO PARA  
OUTORGA DE DILUIÇÃO DE EFLUENTES E  
ENQUADRAMENTO DE CORPOS D'ÁGUA**

VITÓRIA  
2012

LARICE NOGUEIRA DE ANDRADE

**MODELO DE OTIMIZAÇÃO MULTIOBJETIVO PARA  
OUTORGA DE DILUIÇÃO DE EFLUENTES E  
ENQUADRAMENTO DE CORPOS D'ÁGUA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental, na área de concentração Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Ph.D. Antônio Sérgio Ferreira Mendonça.

VITÓRIA

2012

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)  
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

---

A553m Andrade, Larice Nogueira de, 1980-  
Modelo de otimização multiobjetivo para outorga de diluição  
de efluentes e enquadramento de corpos d'água / Larice  
Nogueira de Andrade. – 2012.  
157 f. : il.

Orientador: Antônio Sérgio Ferreira Mendonça.  
Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade  
Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Recursos hídricos. 2. Água - Uso. 3. Otimização  
matemática. 4. Simulated annealing (Matemática). I. Mendonça,  
Antônio Sérgio Ferreira. II. Universidade Federal do Espírito  
Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628

---



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO TECNOLÓGICO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

**“Modelo de otimização multiobjetivo para outorga de diluição de efluentes e enquadramento de corpos d’água”.**

## LARICE NOGUEIRA DE ANDRADE

### Banca Examinadora:

Prof. Dr. Antônio Sérgio Ferreira Mendonça  
Orientador – DEA/CT/UFES

Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis  
Examinador Interno – DEA/CT/UFES

Prof. Dr. Julio Tomás Aquije Chacaltana  
Examinador Interno – DEA/CT/UFES

Prof. Dr. Antonio Carlos Zuffo  
Examinador Externo – DRH/FEC/UEC

Profa. Dra. Luisa Fernanda Ribeiro Reis  
Examinadora Externa – DHS/EESC/USP

Coordenadora do PPGEA: Profa. Dra. Regina de Pinho Keller  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
Vitória, ES, 10 de agosto de 2012.

*Ao meu esposo e à memória da Tia Lêda...*

## AGRADECIMENTOS

À Deus pela saúde, disposição e persistência ao longo destes anos. Obrigada por estar sempre ao meu lado e principalmente por colocar pessoas em meu caminho que me serviram de inspiração e apoio na realização deste trabalho.

À minha Tia Lêda (*saudades*), cuja ajuda financeira foi essencial para alçar meus primeiros voos. À minha mãe por ter me ensinado valores morais que ajudaram a moldar a minha personalidade. Ao meu irmão por sentir orgulho e torcer por mim, o que me deixa muito feliz, e por me presentear com uma linda e esperta sobrinha. Ao Tio Roberto e Vilma pelo apoio no início desta caminhada!

Ao meu esposo. Pessoa cheia de virtudes, que me muito me orgulha, me dá força e coragem. Kçapa, obrigada pela paciência e pelo apoio na realização deste trabalho.

À Maria Candida (grande entusiasta dos estudos) e Dona Tereza pelas orações, carinho e motivação!

À Ouro Preto. Lugar encantador, de verdadeiras amizades e de grande aprendizado. Às Repúblicas Feijão com Arroz e Vira Saia, meu muito obrigada!

Ao professor Antônio Sérgio, meu orientador. Obrigada pela confiança e pelo belo exemplo, de educação e humildade.

Aos colegas do PPGEA, Marisa e Zorzal, pela receptividade. Aos colegas da UFTM, pela troca de experiências e pelo prazeroso convívio que tivemos.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Espírito Santo (FAPES) pelo apoio financeiro.

*Agradeço todas as dificuldades que enfrentei; não fosse por elas, eu não teria saído do lugar. As facilidades nos impedem de caminhar. Mesmo as críticas nos auxiliam muito.*

*Chico Xavier*

## RESUMO

Outorga de diluição de efluentes e enquadramento dos corpos d'água são alguns dos instrumentos da Política Nacional dos Recursos Hídricos que necessitam de planejamento estratégico que concilie eficiência econômica, sustentabilidade, flexibilidade e equidade. Esta tese apresenta o desenvolvimento de um modelo matemático de otimização multiobjetivo que busca atender, em uma única função objetivo, diferentes metas envolvidas no processo de alocação de cargas efluentes. O modelo é capaz de integrar diferentes objetivos e tem como ideia central minimizar o custo para manutenção da qualidade do corpo receptor, sem deixar de buscar maximização da melhoria, em termos dos parâmetros oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, buscando, ainda, maior equidade entre usuários. O modelo permite variar tanto eficiências de tratamento, quanto vazões de lançamento, o que permite auxiliar o planejamento de sistemas de coleta e tratamento de esgotos e buscar maior equidade entre os usuários. A adoção de pesos na função objetivo do modelo proposto permite uma abordagem sistêmica dos problemas de gestão dos recursos hídricos, permitindo considerar uma gama de objetivos de forma integrada e otimizada. Com isso, permite encontrar soluções que estabelecem melhor compromisso no atendimento aos propósitos existentes. O modelo proposto foi integrado a um Sistema de Suporte à Decisão, que poderá tornar mais ágeis, flexíveis e eficientes as tomadas de decisões por parte dos órgãos gestores e dos agentes. A aplicação do modelo de otimização desenvolvido, na forma do Sistema de Suporte à Decisão, em diversos estudos de caso, permitiu verificar sua utilidade na avaliação de diferentes estratégias de gestão, incluindo a busca de equidade entre os usuários e o atendimento às exigências ambientais relacionadas com o enquadramento dos corpos d'água, considerando aspectos relacionados com flexibilização de eficiências de tratamento de efluentes, redução de custos e manutenção de qualidade hídrica adequada no corpo receptor.



## ABSTRACT

Wastewater dilution authorization and water bodies classification are among the Brazilian Water Resources National Policy instruments that need strategic plans for implementation. These plans must consider economic efficiency, sustainability, flexibility and equity. This thesis presents the development of a multiobjective optimization model that considers in a single objective function different goals involved in the waste-load allocation. The developed model is capable of integrating different objectives and presents as its central idea to minimize costs to maintain receiving body water quality conditions, trying to maximize the improvement of, water bodies dissolved oxygen and biochemical oxygen demand parameters, and also taking into account users equity conditions. The model permits to vary both waste removal efficiencies and outflow discharges into water bodies, allowing the search for greater equity between users. The use of weights in the objective function of the proposed model allows a systemic approach to water management problems, by considering a range of objectives in an integrated and optimized way. It turns possible to reduce the complexity of the solution of problems that involve conflicting demands, by searching for the best compromise that satisfy the existing purposes. The model was integrated into a Decision Support System, that may allows more agile, flexible and efficient water administrative agencies and officials decision-making processes. It was verified, through various case studies, that the use of the developed Decision Support System can make wastewater loads allocation decision processes more orderly, objective and transparent, in the direction of a sustainable management of water resources.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Estrutura típica de um SSD.....	42
Figura 3.2 - Processo de gerenciamento da qualidade hídrica. ....	43
Figura 3.3 - Representação computacional de um curso d'água. ....	45
Figura 3.4 - Balanço de vazão.....	46
Figura 3.5 - Balanço de massa.....	46
Figura 3.6 - Conjunto Pareto-Ótimo. ....	49
Figura 3.7 - Fluxograma de um <i>Simulated Annealing</i> “padrão”.....	51
Figura 5.1 - Ilustração dos diferentes objetivos. ....	73
Figura 5.2 - Aplicação da função objetivo. ....	73
Figura 5.3 - Ilustração dos pesos adotados na função objetivo. ....	74
Figura 5.4 - Algoritmo SA implementado.....	76
Figura 5.5 - Representação de uma solução.....	76
Figura 5.6 - Exemplo para geração de uma solução vizinha.....	77
Figura 5.7 - Representação esquemática do cálculo da vazão de diluição.....	82
Figura 5.8 - Localização da bacia do rio Santa Maria da Vitória. ....	83
Figura 6.1 - Tela de entrada de dados para a simulação do lançamento.....	89
Figura 6.2 - Discretização do trecho e dados utilizados para a simulação.....	91
Figura 6.3 - Qualidade de água do corpo hídrico. ....	91
Figura 6.4 - Soluções do primeiro modelo proposto por Burn e Yulianti (2001). 92	
Figura 6.5 - Soluções do segundo modelo proposto por Burn e Yulianti (2001). 93	
Figura 6.6 - Soluções do terceiro modelo proposto por Burn e Yulianti (2001). . 94	
Figura 6.7 - Sol. do primeiro modelo proposto por Yandamuri et al. (2006).....	95
Figura 6.8 - Sol. do segundo modelo proposto por Yandamuri et al. (2006).....	96
Figura 6.9 - Soluções do primeiro modelo proposto por Albertin (2008). ....	98
Figura 6.10 - Soluções do segundo modelo proposto por Albertin (2008). ....	99
Figura 6.11 - Soluções do terceiro modelo proposto por Albertin (2008). ....	100
Figura 6.12 - Qualidade da água – solução 5.....	101
Figura 6.13 - Tela “simular lançamentos”.....	104
Figura 6.14 - Tela de entrada dos dados de lançamentos e captações. ....	104
Figura 6.15 - Tela de entrada dos pesos da função objetivo.....	105
Figura 6.16 - Discretização do trecho e dados para a simulação do cenário A.106	
Figura 6.17 - Simulação da qualidade da água para classe 1 - cenário A. ....	107

Figura 6.18 - Simulação da qualidade da água para classe 2 - cenário A. ....	107
Figura 6.19 - Simulação da qualidade da água para classe 3 - cenário A. ....	107
Figura 6.20 - Vazões de diluição para o cenário A - solução 1.8. ....	109
Figura 6.21 - Vazões de diluição para o cenário A - solução 1.9. ....	109
Figura 6.22 – Vaz.de diluição – Cen. A (soluções 1.0 a 1.2, 2.0 e 2.5 a 2.7)...	110
Figura 6.23 - Vazões de diluição - Cenário A (soluções 3.3, 3.4, 4.0 e 4.5)....	112
Figura 6.24 – Vaz.de diluição – Cen. A (soluções 3.7, 3.8, 4.2, 4.4 e 4.8).....	112
Figura 6.25 - Discretização do trecho e dados para a simulação do cenário B.	114
Figura 6.26 - Vazões de captação para o cenário B. ....	115
Figura 6.27 - Discret. do trecho e dados para a simulação do cenário B1. ....	115
Figura 6.28 - Discret. do trecho e dados para a simulação do cenário B2. ....	115
Figura 6.29 - Simulação da qualidade da água para classe 2 - cenário B1. ....	116
Figura 6.30 - Vazões de captação para o cenário B1. ....	116
Figura 6.31 - Simulação da qualidade da água para classe 2 - cenário B2. ....	116
Figura 6.32 - Vazões de captação para o cenário B2. ....	117
Figura 6.33 - Vazões de diluição para o cenário B - solução 1.9. ....	118
Figura 6.34 - Vaz. de diluição para o cen.o B – Independente - solução 1.9. ...	118
Figura 6.35 - Vazões de diluição para o cenário B - solução 2.0. ....	119
Figura 6.36 - Vaz. de diluição para o cen. B – Independente - solução 2.0. ....	119
Figura 6.37 - Discret. do trecho e dados para a simulação do cenário C. ....	119
Figura 6.38 - Simul. da qualid.da água – Fonte 5 – Trecho 1 – Elemento 10. .	120
Figura 6.39 - Simul. da qualid. da água – Fonte 5 – Trecho 2 – Elemento 5. ..	121
Figura 6.40 - Simulação da qualidade – Fonte 5 – Trecho 3 – Elemento 4.....	121
Figura 6.41 - Tela de entrada de dados para a simulação do lançamento.....	121
Figura 6.42 - Vazões de diluição para o cenário C - solução 1.2. ....	122
Figura 6.43 – Sugestões pesos adotados. ....	124
Figura 6.44 - Tempo de processam. e valor da função objetivo das sol. ....	125
Figura A.1 - Tela inicial do sistema. ....	143
Figura A.2 - Telas com os dados iniciais.....	144
Figura A.3 - Tela de entrada dos dados de lançamentos e captações.....	144
Figura A.4 - Tela com a representação esquemática da bacia. ....	145
Figura A.5 - Telas de entrada dos parâm. simulados e dados geográficos.....	146
Figura A.6 - Tela de entrada dos dados climáticos. ....	147
Figura A.7 - Tela de entrada dos dados hidráulicos. ....	147

Figura A.8 - Telas de entrada dos dados da condição inicial da bacia.....	148
Figura A.9 - Telas de entrada das constantes e coeficientes de reação. ....	148
Figura A.10 - Barra de ferramentas do sistema.....	149
Figura A.11 - Tela de entrada de dados para a simulação do lançamento. ....	150
Figura A.12 - Tela de entrada dos pesos da função objetivo. ....	152
Figura A.13 - Tela de entrada dos pesos da função objetivo. ....	152
Figura A.14 - Tela com os resultados da simulação otimizada. ....	153
Figura A.15 - Gráfico de resultados (qualidade de água).....	154
Figura A.16 - Gráfico de resultados (parâmetros hidráulicos). ....	154
Figura A.17 - Gráfico de resultados (coeficientes de reação). ....	155
Figura A.18 - Gráfico de resultados (balanço do oxigênio dissolvido).....	155
Figura A.19 - Tabela de resultados (qualidade de água). ....	156
Figura A.20 - Gráfico de resultados (vazão de diluição).....	156
Figura A.21 - Gráfico de resultados (vazão de captação). ....	157
Figura A.22 - Dados de entrada (vazão de diluição). ....	157

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Classificação das águas doces. ....	39
Tabela 3.2 - Padrões de qualidade de água.....	40
Tabela 4.1 - Funções de custos dos sistemas de tratamento de efluentes.....	65
Tabela 5.1 - Resumo dos dados usados no modelo. ....	72
Tabela 5.2 - Coeficiente de reação (calibração).....	85
Tabela 5.3 - Coeficientes e expoentes hidráulicos. ....	85
Tabela 5.4 - Dados de qualidade de água. ....	86
Tabela 5.5 - Dados de vazões.....	86
Tabela 6.1 - Soluções do primeiro modelo proposto por Burn e Yulianti (2001). 92	
Tabela 6.2 - Sol.do segundo modelo proposto por Burn e Yulianti (2001). ....	93
Tabela 6.3 - Soluções do terceiro modelo proposto por Burn e Yulianti (2001). 94	
Tabela 6.4 - Sol. do primeiro modelo proposto por Yandamuri et al. (2006). ....	95
Tabela 6.5 - Sol. do segundo modelo proposto por Yandamuri et al. (2006). ....	96
Tabela 6.6 - Soluções do primeiro modelo proposto por Albertin (2008). ....	97
Tabela 6.7 - Soluções do segundo modelo proposto por Albertin (2008).....	98
Tabela 6.8 - Soluções do terceiro modelo proposto por Albertin (2008). ....	99
Tabela 6.9 - Pesos e soluções - eficiência de tratamento e violação de OD....	101
Tabela 6.10 - Pesos e soluções - efic. de tratam., inequidade e viol. de OD. ..	102
Tabela 6.11 - Pesos adotados e soluções do cenário A - ambiental.....	108
Tabela 6.12 - Pesos adotados e soluções do cenário A – econômico. ....	111
Tabela 6.13 - Pesos adotados e soluções do cenário A – gestão integrada....	113
Tabela 6.14 - Pesos adotados e soluções dos cenários B, B1 e B2. ....	117
Tabela 6.15 - Pesos adotados e soluções do cenário C. ....	120
Tabela 6.16 - Soluções. ....	125

## LISTA DE SÍMBOLOS

- $A_x$ : área de seção transversal,  $m^2$ ;
- $C_{DBO}$ : concentração de demanda bioquímica de oxigênio, mg/L;
- $C_{rio}$ : conc. do parâ. no corpo receptor antes do lançamento do efluente, mg/L;
- $C_{efflu}$ : concentração do parâmetro no efluente, mg/L;
- $C_{mist}$ : conc. do parâ. no corpo receptor após a mistura completa, mg/L.
- $C_{max\text{permit}}$ : conc. máxima perm. de determinado parâ. no corpo receptor, mg/L;
- $C_{depoisx}$ : conc. do parâ. no trecho x, após o lançamento do efluente, mg/L;
- $C_{antesx}$ : conc. do parâ. no trecho x antes do lançamento, diluída na vazão do efluente com concentração do parâmetro igual a zero, mg/L;
- $C_{nat}$ : concentração natural do parâmetro no corpo receptor, mg/L;
- $c_i$ : custo do tratamento para a fonte i;
- $C$ : concentração,  $g/m^3$ ;
- $Custo\text{Trat}_i$ : custo da implantação do sistema de tratamento no trecho i;
- $DBO_{rioi}$ : concentração de demanda bioquímica de oxigênio no trecho i, mg/L;
- $DBO_{antes}$ : conc. de demanda bioquímica de oxigênio antes do lançamento, mg/L;
- $DBO_{depois}$ : conc. de demanda bioquímica de oxigênio depois do lançam., mg/L;
- $DBO_i$ : concentração de demanda bioquímica de oxigênio encontrada no ponto de monitoramento i ( $i = 1,2,\dots,M$ ), mg/L;
- $DBO_j$ : concentração de demanda bioquímica de oxigênio no elemento j do curso d'água, mg/L;
- $DBO_{classei}$ : limite da classe de enquadramento de demanda bioquímica de oxigênio do corpo d'água no trecho i, mg/L;
- $DBO_{padrão}$ : concentração mínima permissível de demanda bioquímica de oxigênio estipulada pela legislação para uma determinada classe, mg/L;
- $DBO_{max}$ : concentração máxima de demanda bioquímica de oxigênio permitida no trecho correspondente ao elemento j do curso d'água, mg/L;
- $DBO_{RestriçãoAmbiental}$ : limite máximo de conc. de demanda bioquímica de oxigênio que pode ser lançada no corpo receptor segundo a legislação ambiental, mg/L;
- $DEM_{requi}$ : demanda quantitativa requerida pelo usuário no trecho i,  $m^3/s$ ;
- $DEM_{otimi}$ : demanda otimizada pelo algoritmo para o usuário (vazão disponibilizada para captação) no trecho i,  $m^3/s$ ;
- $DEM_{otimi\ mini}$ : é a demanda mínima imposta pelo gestor para a captação i,  $m^3/s$ ;

$DEM_{otimi\ maxi}$ : demanda máxima imposta pelo gestor para a captação  $i$ ,  $m^3/s$ .  
 $D$ : déficit de oxigênio dissolvido,  $mg/L$ ;  
 $D_0$ : déficit inicial de oxigênio dissolvido,  $mg/L$ ;  
 $D_L$ : coeficiente de dispersão,  $m^2/s$ ;  
 $Es$ : desempenho global especificado pelo tomador de decisão;  
 $E_{WLA}$  : índice de desempenho global;  
 $Eft_{mini}$ : eficiência de tratamento mínima imposta pelo gestor para o efluente  $i$ , %;  
 $Eft_i$ : eficiência de tratamento otimizada pelo algoritmo para o efluente  $i$ , %;  
 $Eft_{maxi}$ : eficiência de tratamento máxima imposta pelo gestor para o efluente  $i$ , %;  
 $F$ : número de fontes de poluição;  
 $i$ : trechos do curso d'água;  
 $K_a$ : constante de reaeração,  $dia^{-1}$ ;  
 $K$ : coeficientes cinéticos;  
 $K_r$ : taxa total de remoção,  $dia^{-1}$ ;  
 $K_d$ : taxa de remoção relacionada a decomposição da matéria orgânica,  $dia^{-1}$ ;  
 $K_s$ : taxa de remoção relacionada a sedimentação,  $dia^{-1}$ ;  
 $L_0$ : concentração de demanda bioquímica de oxigênio carbonácea inicial,  $mg/L$ ;  
 $M$ : massa,  $g$ ;  
 $m$ : elementos computacionais;  
 $n$ : fontes de lançamento de efluentes;  
 $NS$ : número de fontes pontuais de poluição;  
 $NR$ : número de estações de monitoramento no rio;  
 $NC$ : número de pontos de monitoramento;  
 $N_0$ : número de violações de oxigênio dissolvido quando não há nenhum tipo de tratamento nas fontes de poluição;  
 $N_a$ : número de viol. da conc. de oxigênio dissolvido quando há tratamento;  
 $N$ : número de trechos analisados;  
 $OD_{antes}$ : conc. de demanda oxigênio dissolvido antes do lançamento,  $mg/L$ ;  
 $OD_{depois}$ : conc. de demanda de oxigênio dissolvido depois do lançam.,  $mg/L$ ;  
 $OD_j$ : concentração de oxigênio dissolvido no ponto de monitoramento  $j$ ,  $mg/L$ ;  
 $OD_{rio_i}$ : concentração de oxigênio dissolvido no trecho  $i$ ,  $mg/L$ ;  
 $OD_{classei}$ : limite da classe de enquadr. do parâm. OD no trecho  $i$ ,  $mg/L$ ;  
 $OD_{padrão}$ : concentração mínima permissível de oxigênio dissolvido estipulada pela legislação para uma determinada classe,  $mg/L$ ;

$OD_i$ : concentração de oxigênio dissolvido encontrada no ponto de monitoramento  $i$  ( $i = 1, 2, \dots, M$ ), mg/L;

$OD_{min}$ : concentração mínima de oxigênio dissolvido permitida no trecho correspondente ao elemento  $j$  do curso d'água, mg/L;

Penalidade<sub>1i</sub>: penalidade devido a não obediência dos parâmetros demanda bioquímica de oxigênio e oxigênio dissolvido à classe de enquadramento no trecho  $i$ ;

Penalidade<sub>2i</sub>: penalidade devido a não obediência da legislação ambiental para lançamento de efluentes no trecho  $i$ ;

Penalidade<sub>3i</sub>: penalidade devido ao não atendimento à demanda quantitativa requerida pelo usuário no trecho  $i$ ;

$Q_{7,10}$ : vazão mínima média de 7 dias de duração consecutivos, com período de retorno de 10 anos, m<sup>3</sup>/s;

$Q_{90}$ : vazão com 90 % de permanência no tempo, m<sup>3</sup>/s;

$Q_{95}$ : vazão com 95 % de permanência no tempo, m<sup>3</sup>/s;

$Q_{ref}$ : vazão de referência, m<sup>3</sup>/s;

$Q_{min}$ : vazão mínima, m<sup>3</sup>/s;

$Q_{res}$ : vazão residual, m<sup>3</sup>/s;

$Q_{maxdilui}$ : vazão máxima outorgável para diluição, m<sup>3</sup>/s;

$Q_{maxcapta}$ : vazão máxima outorgável para captação, m<sup>3</sup>/s;

$Q_{disp_x}$ : vazão disponível para diluição no trecho  $x$ , m<sup>3</sup>/s;

$Q_{efluj_i}$ : vazão de lançamento da fonte de poluição  $i$  ( $i = 1, \dots, n$ ), m<sup>3</sup>/s;

$Q_{captaj}$ : vazão de captação no elemento  $j$ , m<sup>3</sup>/s;

$Q_{simulação}$ : vazão de simulação, m<sup>3</sup>/s;

$Q_{eflu}$ : vazão de lançamento do efluente, m<sup>3</sup>/s;

$Q_{rio}$ : vazão do corpo receptor antes do lançamento do efluente, m<sup>3</sup>/s;

$Q_{dilui_x}$ : vazão de diluição para determinado parâmetro no trecho  $x$ , m<sup>3</sup>/s;

$Q_j$ : vazão de lançamento de DBO, m<sup>3</sup>/s;

$Q$ : vazão do rio, m<sup>3</sup>/s;

$Q_{requeridageral}$ : vazão de diluição requerida geral na bacia, considerando todos os usuários e o parâmetro demanda bioquímica de oxigênio, m<sup>3</sup>/s;

$Q_{requeridaj}$ : vazão requerida para diluição do parâmetro demanda bioquímica de oxigênio no trecho correspondente ao elemento  $j$  da bacia, à jusante do lançamento, m<sup>3</sup>/s;

$Q_{requeridaj0}$ : vazão requerida para diluição do parâmetro demanda bioquímica de oxigênio no ponto de lançamento do efluente, m<sup>3</sup>/s;



$Q_{req}$ : vazão requerida,  $m^3/s$ ;

$Q_{disp}$ : vazão disponível,  $m^3/s$ ;

$SA_{max}$ : número de iterações para cada temperatura;

SL: carga difusa de demanda bioquímica de oxigênio,  $g/m^3dia$ ;

s: fonte ou sumidouro,  $g/s$ ;

t: tempo, s;

$T_0$ : temperatura inicial;

$T_c$ : temperatura de congelamento;

T: temperatura da água,  $^{\circ}C$ ;

$TS_0$ : soma das magnitudes das violações de oxigênio dissolvido quando não há nenhum tipo de tratamento,  $mg/L$ ;

$TS_a$ : soma da magnitude das violações de oxigênio dissolvido quando há tratamento,  $mg/L$ ;

u: velocidade longitudinal média ( $m/s$ );

U: velocidade,  $m/s$ ;

$v_i$ : vazão mássica da fonte de lançamento i,  $mg/s$ ;

$v^+_j$ : magnitude da violação da qualidade da água no ponto j,  $mg/L$ ;

$v_j$ : diferença entre o valor padrão de oxigênio dissolvido e a concentração de oxigênio dissolvido encontrada no ponto j,  $mg/L$ ;

$V_0$ : magnitude da máxima violação de oxigênio dissolvido quando não há tratamento nas fontes de poluição,  $mg/L$ ;

$V_a$ : magnitude da máxima violação de oxigênio dissolvido quando há tratamento nas fontes de poluição,  $mg/L$ ;

W: vazão mássica dos efluentes lançados no corpo receptor,  $mg/s$ ;

$W_i$ : vazão mássica de efluentes que entra no sistema através da fonte i,  $mg/s$ ;

$W_j$ : carga de DBO lançada pela fonte j,  $mg/L$ ;

$W_q$ : peso aplicado à penalidade para o atendimento à classe de enquadramento do corpo d'água;

$W_k$ : valor de penalização do objetivo k;

$WQ_{padrão}$ : padrões de qualidade de água,  $mg/L$ ;

$W_{dem}$ : peso aplicado à penalidade;

$w_1$ : peso para eficiência de tratamento;

$w_2$ : peso para vazão de lançamento;

$w_3$ : peso para medida de equidade;

$w_4$ : peso para violação de OD;

$w_5$ : peso para violação de DBO;

$y_{ja}$ : variável inteira que pode assumir os valores 0 e 1 quando, respectivamente, não houver e houver violações no padrão de qualidade da água;

$y_i$ : vazão de lançamento no efluente  $i$ ,  $m^3/s$ ;

$x$ : distância, m;

$x_1$ : eficiência de tratamento da fonte 1, %;

$x_2$ : eficiência de tratamento da fonte 2, %;

$x_i$ : eficiência de tratamento na fonte  $i$ , %;

$x_{si}$ : conjunto com as opções de tratamento disponíveis;

$x_0$ : concentrações do efluente no ponto de lançamento, mg/L;

$\alpha$ : razão de resfriamento;

$\alpha_k$ : coeficiente de utilização da vazão qualitativa, mg/L;

$\alpha_{k,x}$ : coeficiente de utilização da vazão qualitativa para determinado parâmetro  $k$  no trecho  $x$ , mg/L;

$\lambda$ : parâmetros condicionantes à simulação do QUAL2E;

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIACÕES

ANA: Agência Nacional de Águas;  
AG: Algoritmos Genéticos;  
BMPs: *Best Management Practice*;  
CWA: *Clean Water Act* ;  
CNRH: Conselho Nacional de Recursos Hídricos;  
CONAMA: Conselho Nacional de Meio Ambiente;  
DBO: Demanda Biológica de Oxigênio;  
DE: *Differential Evolution*;  
DQO: Demanda Química de Oxigênio;  
DQA: Diretriz Orientadora da Água;  
ETE: Estação de Tratamento de Efluente;  
GEARH: Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos;  
GWLF: *Generalized Watershed Loading Function*;  
IEMA: Instituto Estadual de Meio Ambiente;  
INMET: Instituto Nacional de Meteorologia;  
INEQ: Inequidade entre os usuários  
IGAM: Instituto Mineiro de Gestão das Águas ;  
WFD: *Water Framework Directive*;  
MMA: Ministério do Meio Ambiente;  
OD: Oxigênio Dissolvido;  
ONG's: Organizações não governamentais;  
PNRH: Política Nacional de Recursos Hídricos;  
PSO: *Particle Swarm Optimization*;  
QUAL2E: *Enhanced Stream Water Quality Model*;  
SA: *Simulated Annealing*;  
SSDs: Sistemas de Suporte à Decisões;  
SSD: Sistema de Suporte à Decisão;  
SISDERH: Sistema de Suporte à Decisão em Recursos Hídricos;  
TMDL: *Total Maximum Daily Load*;  
USEPA: *United States Environmental Protection Agency*.  
WFD: Water Framework Directive

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>22</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>25</b>
2.1. OBJETIVO GERAL .....	25
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	25
2.2.1. Justificativa.....	26
<b>3. FUNDAMENTOS TEÓRICOS .....</b>	<b>27</b>
3.1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	27
3.2. ASPECTOS DE QUALIDADE DAS ÁGUAS .....	27
3.3. GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS .....	28
3.4. OUTORGA DE USOS DA ÁGUA.....	30
3.4.1. Outorga de Diluição de Efluentes.....	32
3.4.2. Modelos de Vazão de Diluição .....	33
3.4.2.1. Vazão de Referência.....	36
3.5. ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA .....	38
3.6. SISTEMAS DE SUPORTE À DECISÃO .....	41
3.6.1. Modelos de Simulação da Qualidade Hídrica.....	43
3.6.1.1. QUAL2E .....	44
3.6.2. Modelos de Otimização .....	47
3.6.2.1. Simulated Annealing.....	49
<b>4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>52</b>
4.1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	52
4.2. TRABALHOS CORRELATOS.....	53
4.2.1. Alguns SSDs Existentes.....	54
4.2.2. Aplicação de Modelos de Simulação e Otimização.....	56
4.3. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	68
<b>5. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>70</b>
5.1. METODOLOGIA PROPOSTA.....	70
5.1.1. Modelo de Otimização Proposto .....	70
5.1.2. Métodos de Otimização Utilizados .....	75
5.1.3. Automatização do Modelo QUAL2E.....	77

5.1.4. Modelo de Vazão de Diluição.....	79
5.1.5. Área de Estudo.....	83
<b>6. RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>87</b>
6.1. SSD PROPOSTO.....	87
6.2. ANÁLISE E COMPARAÇÃO DE ALGUNS MODELOS .....	90
6.2.1. Estudo de Caso com o Modelo Proposto .....	100
6.3. SSD APLICADO NA BACIA DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA.....	103
6.3.1. Cenário A .....	106
6.3.2. Cenário B .....	114
6.3.3. Cenário C .....	119
6.4. CONSIDERAÇÕES.....	122
<b>7. CONCLUSÕES.....</b>	<b>126</b>
7.1. TRABALHOS FUTUROS .....	128
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>130</b>
<b>A. APÊNDICE - INTERFACE DO SSD PROPOSTO.....</b>	<b>143</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos vêm sendo fortemente impactados por atividades humanas. Escassez e a degradação da qualidade da água são problemas recorrentes em muitas bacias hidrográficas. Desta forma, o controle quali-quantitativo representa um dos grandes desafios da gestão dos recursos hídricos (COSTA; LOUCKS, 1987; STRZEPEK; CHAPRA, 1990). Além disso, considerando que o controle da qualidade da água é um mecanismo de aumento da disponibilidade hídrica, torna-se necessária a integração e o gerenciamento da quantidade e da qualidade. Entretanto, a gestão integrada envolve interesses conflitantes, atores distintos, e o entendimento do sistema físico e natural dos corpos d'água, exigindo assim metodologia bastante complexa para sua implantação.

Segundo Azevedo et al. (1998), um dos maiores desafios na gestão dos recursos hídricos é fornecer quantidades adequadas de água com qualidade apropriada para atender os seus múltiplos usos (abastecimento humano, dessedentação animal, irrigação, indústria, preservação ambiental, paisagismo, recreação, navegação e etc). Ainda segundo os autores, embora do ponto de vista teórico não haja grande dificuldade em se integrar o gerenciamento de quantidade e qualidade, na prática, essa integração é raramente alcançada, representando um grande obstáculo para a utilização racional dos recursos hídricos.

No Brasil, para o controle da qualidade hídrica tem-se como um dos instrumentos o enquadramento dos corpos d'água, que está intrinsecamente ligado a outro instrumento: a outorga de diluição de efluentes; ambos promulgados na Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei Federal 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Esses instrumentos, embora estejam legalmente instituídos, ainda não foram devidamente implantados, e apresentam limitações quanto à adoção de metodologias e critérios.

O enquadramento e a outorga de diluição de efluentes são instrumentos interdependentes. O primeiro tem como objetivo enquadrar os corpos d'água em classes, de acordo com os usos preponderantes, para assegurar uma qualidade de água compatível com estes usos e garantir que essa qualidade seja alcançada ou

mantida ao longo do tempo. O segundo representa um mecanismo pelo qual o poder público garante ao usuário (outorgado) o direito de uso do recurso hídrico, para o lançamento de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final. Além disso, de acordo com a Lei 9.433/97, a classe em que o corpo de água estiver enquadrado deverá ser um dos critérios a ser considerado na emissão da outorga.

A outorga de diluição de efluentes deve ser estabelecida em termos de vazão de diluição, que é a quantidade de água necessária para diluição da carga efluente, e esta vazão pode variar de acordo com a classe de enquadramento do respectivo corpo receptor (CNRH 16/01; KELMAN, 1997).

Modelos matemáticos que simulam a qualidade hídrica têm sido bastante aplicados na gestão dos recursos hídricos e como suporte para a implantação dos instrumentos de outorga e enquadramento. A utilização de modelos é sugerida pela PNRH (LEI 9.433/97), pois são capazes de simular os processos de transporte e autodepuração dos cursos d'água. Tais modelos vêm sendo desenvolvidos e aperfeiçoados, tornando-se cada vez mais eficazes e representativos. Porém, o uso desses modelos muitas vezes se restringe a especialistas, por serem complexos, com interfaces não-amigáveis, e requererem a inserção de um grande número de parâmetros. Além disso, o uso de determinado modelo matemático, por si só, não é capaz de oferecer alternativas de gestão por meios práticos e eficientes, dificultando a sua aplicação nos complexos problemas de gerenciamento dos recursos hídricos.

Sendo assim, os Sistemas de Suporte à Decisão surgem como ferramentas para auxiliar os tomadores de decisão no gerenciamento dos recursos hídricos. Os Sistemas de Suporte a Decisão (SSDs), ou Sistemas de Apoio à Decisão (SADs), são sistemas de auxílio à tomada de decisões, baseados na utilização integrada de diferentes ferramentas, como por exemplo, bases de dados, modelos matemáticos e sistemas de informações geográficas (SIGs).

Braga et al. (1987) ressaltam que os SSDs, além de permitir a integração de modelos matemáticos, devem ser capazes de armazenar e processar os dados, de

simular o comportamento do sistema e de otimizar os processos decisórios, além de apresentar os resultados em formato que facilite a análise.

Dessa forma, além de modelos de simulação da qualidade hídrica, é necessário que também sejam utilizados, no desenvolvimento de SSDs para a gestão dos recursos hídricos, modelos de otimização baseados na análise multiobjetivo. Os modelos de otimização representam um problema por meio de uma função objetivo, que será maximizada ou minimizada, dependendo do caso, podendo estar sujeita a algumas restrições (BRAGA, 1987). A utilização destes modelos é de grande importância, já que a gestão dos recursos hídricos envolve objetivos múltiplos, englobando aspectos sociais, econômicos e ambientais, ambos essenciais para um planejamento sustentável dos recursos hídricos (CUNHA, 2004; LOUCKS et al., 1981).

Muitos pesquisadores vêm trabalhando no sentido de aprimorar e/ou desenvolver modelos de otimização que orientem a escolha de uma melhor alternativa no processo de gestão da qualidade hídrica. Burn e Yulianti (2001), Yandamuri et al. (2006) e Albertin (2008) desenvolveram diferentes modelos de otimização para resolver problemas de alocação de cargas efluentes, nos quais foram considerados o uso racional, a maximização do desenvolvimento econômico e social e a minimização dos impactos ambientais. Além disso, esses autores desenvolveram diferentes métodos para considerar a distribuição equitativa, ou seja, para que as medidas de combate à poluição sejam distribuídas de acordo com a poluição gerada por cada usuário/poluidor.

Entretanto, apesar dos avanços obtidos, maiores esforços são necessários na busca de desenvolver e/ou aperfeiçoar métodos que auxiliem na escolha de uma melhor alternativa para o planejamento e o gerenciamento de sistemas de recursos hídricos. Segundo Thomann (1998), o desenvolvimento de SSDs capazes de integrar diferentes tipos de modelos, e ainda serem de fácil aplicação a complexos problemas de decisão, como a gestão de recursos hídricos, tem sido um dos grandes desafios e metas a serem realizados.



## 2. OBJETIVOS

### 2.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo principal desta tese é contribuir para a solução de problemas complexos de gestão dos recursos hídricos, por meio da formulação de um modelo matemático de otimização multiobjetivo, na forma de um SSD, para auxiliar a implementação dos instrumentos de outorga de diluição de efluentes e enquadramento dos corpos d'água.

### 2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Entre os objetivos específicos buscados no estudo podem ser citados:

- Formular um modelo de otimização capaz de auxiliar nas tomadas de decisão para a outorga e enquadramento dos corpos d'água, de forma a buscar a minimização dos custos para manutenção da qualidade do corpo receptor e a maximização dessa qualidade em termos de demanda bioquímica de oxigênio e oxigênio dissolvido, considerando a equidade entre os diferentes usuários;
- Inserir no modelo de otimização, maior número de objetivos considerados de forma integrada e otimizada, permitindo aos tomadores de decisão variar eficiências de tratamento e/ou vazões de lançamentos das múltiplas fontes de poluição pontual, obtendo diferentes estratégias de outorga e soluções com maior equidade entre os usuários;
- Integrar ao modelo de otimização um modelo de simulação da qualidade hídrica e um modelo para o cálculo da vazão de diluição de efluentes, estabelecendo uma base comum para inserção e análise de dados;
- Desenvolver um SSD que permita ao gestor inserir e interpretar os dados necessários para a modelagem da qualidade hídrica de maneira simples que permita a integração da gestão quali-quantitativa dos recursos hídricos;

- Desenvolver rotina no SSD, que permita de maneira ágil a inclusão de novos lançamentos, adicionais àqueles já existentes na bacia, em qualquer elemento dos cursos d'água. E assim, prever a qualidade hídrica com os lançamentos futuros, possibilitando a escolha do melhor local para o lançamento, considerando a capacidade de autodepuração do corpo hídrico, o enquadramento dos corpos d'água e as vazões disponíveis para a outorga.

### **2.2.1. Justificativa**

A gestão integrada dos recursos hídricos é um processo bastante complexo, pois requer que a tomada de decisão seja avaliada entre os múltiplos objetivos existentes e a melhor solução seja adotada, visando atender a interesses e valores muitas vezes contraditórios e divergentes. Dessa forma, tem-se notado o uso crescente de modelos de otimização multiobjetivo no gerenciamento da qualidade da água, principalmente para a alocação de cargas efluentes.

Cabe ressaltar que a aplicação de modelos de otimização e/ou simulação da qualidade hídrica, sem que esses estejam na forma de SSDs, pode ficar restrita a especialistas. Na maioria dos casos, a complexidade desses modelos, o grande número de parâmetros e as interfaces pobres podem representar obstáculos para aplicação eficiente, por parte dos tomadores de decisão. As técnicas de análise de recursos hídricos, associadas aos Sistemas de Suporte à Decisão, possibilitam a interpretação dos resultados de modelos complexos, assumindo uma grande importância na gestão dos recursos hídricos.

Além disso, com a aplicação de modelos de otimização associados à Sistemas de Suporte à Decisão é possível tornar o processo de alocação de cargas poluentes, objetivo e transparente, corroborando para a implantação de importantes instrumentos, como a outorga de diluição de efluentes e o enquadramentos dos corpos d'água.

### 3. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

#### 3.1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Com o intuito de fornecer um embasamento teórico a respeito dos métodos utilizados ao longo deste trabalho, este capítulo apresenta brevemente os principais fundamentos necessários à compreensão das abordagens apresentadas nos capítulos seguintes.

#### 3.2. ASPECTOS DE QUALIDADE DAS ÁGUAS

Alguns parâmetros físicos, químicos e biológicos que definem a qualidade da água são: pH, alcalinidade, cor, turbidez, dureza, fósforo orgânico e inorgânico, fósforo total, nitratos, nitritos, amônia, nitrogênio total, coliformes fecais e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Oxigênio Dissolvido (OD).

O pH condiciona a acidez, neutralidade ou alcalinidade da água, ou seja, representa a concentração de íons hidrogênio. A alcalinidade representa a quantidade de íons que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio, ou seja, é uma medição da capacidade de neutralizar os ácidos. A cor é um parâmetro físico das águas que ocorre devido à decomposição da matéria orgânica e à presença de elementos, como ferro e manganês. Já a turbidez caracteriza-se pela presença de sólidos em suspensão. O nitrogênio e o fósforo são elementos indispensáveis para o crescimento de microorganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica presente nos efluentes. No meio aquático, o nitrogênio pode ser encontrado nas formas de nitrogênio molecular, amônia, nitritos, nitratos e nitrogênio orgânico (SPERLING, 2005).

Porém neste estudo, optou-se por modelar aqueles parâmetros mais utilizados na caracterização de corpos d'água, de águas brutas e tratadas, e no controle operacional de estações de tratamento de efluentes, que são o Oxigênio Dissolvido (OD) e a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

O OD é o parâmetro mais utilizado para a caracterização dos corpos d'água, pois além de vital para a biota, é o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da

poluição das águas por despejos orgânicos. O oxigênio dissolvido na água pode ser de origem natural ou antrópica. A origem natural se deve à dissolução do oxigênio atmosférico e à produção dos organismos fotossintéticos. Como origem antrópica, têm-se a aeração artificial e a produção pelos organismos fotossintéticos em corpos d'água eutrofizados (SPERLING, 2005).

A DBO representa de maneira indireta a quantidade de matéria orgânica presente no corpo d'água. Ou seja, a DBO não é propriamente um poluente, mas sim o indicativo da quantidade de oxigênio molecular requerida pelas bactérias para a decomposição da matéria orgânica presente na água. Do mesmo modo, segundo Braga et al. (2002), a matéria orgânica em si não é um poluente. Porém, seu despejo no meio aquático pode ocasionar desequilíbrio entre a produção e o consumo de oxigênio.

A matéria orgânica lançada em um corpo d'água sofre um processo natural de neutralização, denominado autodepuração. A autodepuração é decorrente da associação de vários processos de natureza física (diluição, sedimentação e reaeração atmosférica), química (oxidação) e biológica (decomposição).

Uma das primeiras formulações matemáticas utilizadas para o entendimento do fenômeno de autodepuração em águas receptoras de cargas efluentes foi proposta por Streeter e Phelps (1925). Tal formulação passou a ser conhecida como *Modelo de Streeter-Phelps*.

A quantificação e a compreensão do fenômeno de autodepuração são de extrema importância, principalmente quando se busca impedir o lançamento de cargas de efluentes que estejam acima da capacidade de assimilação do corpo hídrico (SPERLING, 2005). Buscando assegurar o controle qualitativo e quantitativo dos recursos hídricos, foram promulgadas leis que abordam, por exemplo, os padrões de qualidade do corpo hídrico e de lançamento de efluentes.

### 3.3. GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

O grande marco para a gestão dos recursos no Brasil foi a promulgação da Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e estabeleceu importantes instrumentos, como os citados a seguir:

- ✓ Planos de recursos hídricos - são os planos diretores que visam fundamentar e orientar a implantação da PNRH e o gerenciamento dos recursos hídricos. Como conteúdo mínimo destes planos tem-se como exemplo: diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos; balanço entre disponibilidades e demandas futuras (em quantidade e qualidade); análise de alternativas de evolução das atividades produtivas e modificações de ocupação do solo; estabelecimento de metas de racionalização de uso; e aumento da quantidade e melhoria da qualidade dos recursos hídricos. No art. 8, da Lei 9.433, fica estabelecido:

Art. 8. - Os Planos de Recursos Hídricos serão elaborados por bacia hidrográfica, por Estado e para o País.

- ✓ Enquadramento dos corpos de água em classes de uso - visa assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes;
- ✓ Outorga de direitos de uso dos recursos hídricos - busca assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e proporcionar o direito ao acesso às águas;
- ✓ Cobrança do uso dos recursos hídricos - reconhece o valor econômico da água e incentiva, assim, a racionalização de seu uso. No art. 20, fica estabelecido:

Art. 20. Serão cobrados os usos de recursos hídricos sujeitos a outorga [...]

- ✓ Sistemas de informação sobre recursos hídricos - tem como objetivo principal produzir, sistematizar e disponibilizar a base de dados relativos aos recursos hídricos.

Esses instrumentos devem ser utilizados de acordo com os objetivos, diretrizes e fundamentos definidos pela Lei 9.433, que tem como principais premissas: o caráter público e econômico da água; a gestão participativa e sistemática dos recursos hídricos, sem dissociação dos aspectos de quantidade e qualidade; a integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental; e a prioridade de uso para abastecimento humano e dessedentação de animais, buscando sempre proporcionar o uso múltiplo das águas.

Quanto aos objetivos da PNRH, têm-se:

I - assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos;

II - a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável;

III - a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais.

Dentre os instrumentos estabelecidos pela PNRH, serão apresentados neste capítulo alguns aspectos gerais sobre aqueles que se relacionam intimamente com esta tese: o enquadramento e a outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos.

#### 3.4. OUTORGA DE USOS DA ÁGUA

De acordo com Kelman (1997), a outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos é um mecanismo pelo qual o poder público, detentor do domínio das águas (União, Estado ou Distrito Federal), garante ao usuário (outorgado) o direito de uso do recurso hídrico, condicionado à disponibilidade hídrica.

Dessa forma, de acordo com o art.11 da Lei 9.433/97, a principal função da outorga de uso de recursos hídricos é assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos corpos hídricos, assegurando o direito de acesso à água.

Segundo o artigo 12 da Lei 9.433/97, estão sujeitos à outorga:

I - derivação ou captação de parcela da água existente em um corpo de água para consumo final, inclusive abastecimento público, ou insumo de processo produtivo;

II - extração de água de aquífero subterrâneo para consumo final ou insumo de processo produtivo;

III - lançamento em corpo d'água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final;

IV - aproveitamento dos potenciais hidrelétricos;

V - outros usos que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água existente em um corpo de água.

Apenas independem da outorga o suprimento de pequenos núcleos populacionais, distribuídos no meio rural, e as derivações, captações, lançamentos e acumulações de volumes de água considerados insignificantes.

De acordo com artigo 13 da Lei 9.433/97, a outorga estará condicionada às prioridades de uso estabelecidas nos Planos de Recursos; à classe em que o corpo d'água estiver enquadrado; à manutenção de condições adequadas ao transporte aquaviário, quando for o caso; e à preservação do uso múltiplo dos recursos hídricos.

### **3.4.1. Outorga de Diluição de Efluentes**

A outorga de direito de uso da água para o lançamento de efluentes é um dos principais instrumentos de gerenciamento e alocação de cargas efluentes que permite a redução e o controle da poluição dos recursos hídricos.

Vale ressaltar que, embora o termo “outorga para lançamento de efluentes” seja o utilizado na Lei 9.433/97, o termo “outorga para diluição de efluentes” é o mais adequado, já que cabe à outorga permitir não o lançamento de efluentes, mas sim a utilização do recurso hídrico para diluição de efluentes. Além disso, o termo “outorga para diluição de efluentes” é adotado pela Agência Nacional de Águas (ANA), e pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente (IEMA). Sendo assim, optou-se também por utilizar este termo nesta tese.

A Resolução 16/01, emitida pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), define diretrizes para o processo de outorga e, nos termos do art. 15, inciso I, estabelece que:

1º As vazões e os volumes outorgados poderão ficar indisponíveis, total ou parcialmente, para outros usos no corpo d'água, considerando o balanço hídrico e a capacidade de autodepuração para o caso de diluição de efluentes.

Os processos de autodepuração, embora não sejam considerados na Lei 9.433/97, são previstos pelas Resoluções CNRH 16/01, CONAMA 357/05 e 707/04, e pelo projeto de Lei 1616/99, considerado complementar à Lei 9.433/97.

Além disso, no art. 15 da referida lei, fica estabelecido que:

Art. 15. A outorga de direito de uso da água para o lançamento de efluentes será dada em quantidade de água necessária para a diluição da carga efluente, que pode variar ao longo do prazo de validade da outorga, com base nos padrões de qualidade da água correspondentes à classe de



enquadramento do respectivo corpo receptor e/ou em critérios específicos definidos no correspondente plano de recursos hídricos ou pelos órgãos competentes.

Kelman (1997), anteriormente à Resolução 16/01, estabeleceu que a outorga para diluição de efluentes fosse dada em termos da vazão de diluição e propôs um modelo para a quantificação dessa vazão.

Além da determinação da vazão de diluição, na análise de outorgas para diluição de efluentes, é necessário determinar a disponibilidade hídrica do curso d'água. Esta disponibilidade hídrica é variável no tempo e espaço e é quantificada por meio da vazão de referência.

### 3.4.2. Modelos de Vazão de Diluição

Kelman (1997) propôs que a outorga para a diluição de efluentes seja dada em termos da vazão de diluição. Nesse caso, o usuário, ao lançar um efluente num trecho de um curso d'água, deve se apropriar “virtualmente” de uma vazão de água para diluí-lo, de modo a manter a classe de enquadramento do corpo d'água receptor. Segundo o autor, a vazão de diluição pode ser calculada por meio da Equação (3.9), referente ao balanço de massa.

$$C_{\text{eflu}} \cdot Q_{\text{eflu}} + C_{\text{rio}} \cdot Q_{\text{rio}} = C_{\text{mist}} (Q_{\text{eflu}} + Q_{\text{rio}}) \quad (3.9)$$

$C_{\text{eflu}}$  é a concentração do efluente (mg/L);  $Q_{\text{eflu}}$  é a vazão de lançamento do efluente ( $\text{m}^3/\text{s}$ );  $C_{\text{rio}}$  é a concentração do parâmetro no corpo receptor antes do lançamento do efluente (mg/L);  $Q_{\text{rio}}$  é a vazão do corpo receptor antes do lançamento do efluente ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) e  $C_{\text{mist}}$  é a concentração do parâmetro no corpo receptor após a mistura completa (mg/L).

Isolando o termo  $Q_{\text{rio}}$  e, considerando  $Q_{\text{dilui}} = Q_{\text{rio}}$ ;  $C_{\text{mist}} = C_{\text{max permit}}$ ; e  $C_{\text{rio}} = C_{\text{nat}}$ , tem-se a Equação (3.1), referente à vazão de diluição.

$$Q_{dilui_x} = \alpha_{k,x} \cdot \left[ Q_{eflu} \cdot \frac{(C_{eflu} - C_{max\ permit})}{(C_{max\ permit} - C_{nat})} \right] \quad (3.1)$$

$Q_{dilui_x}$  é a vazão de diluição para determinado parâmetro ( $m^3/s$ ) no trecho  $x$ ;  $C_{max\ permit}$  é a concentração máxima permitida de determinado parâmetro no corpo receptor (mg/L); e  $C_{nat}$  é a concentração natural do parâmetro no corpo receptor.

A Equação (3.1) considera a condição natural de concentração de determinado parâmetro de qualidade, e não a atual. Com isso, pode-se avaliar a contribuição individual de cada usuário no comprometimento da qualidade hídrica.

Kelman (1997) adota  $\alpha_{k,x}$  como sendo o coeficiente de utilização da vazão qualitativa para determinado parâmetro  $k$  no trecho  $x$ . Esse coeficiente depende do tipo do parâmetro (conservativo ou não conservativo) e da distância que separa o trecho de lançamento de um localizado à jusante. Para um parâmetro não conservativo ou degradável, a vazão de diluição diminui, devido à capacidade de autodepuração do corpo receptor. Kelman (1997) sugere que o valor numérico desse coeficiente seja estimado com auxílio de um modelo matemático de simulação da qualidade hídrica.

Rodrigues (2000) desenvolveu um modelo de outorga de lançamento de efluentes e cobrança pelo uso da água, denominado RM1, capaz de determinar a variação longitudinal da vazão de diluição para cada lançamento, independente dos demais lançamentos existentes. As equações adotadas para o cálculo da vazão de diluição foram baseadas no trabalho de Kelman (1997). Nesse modelo, Rodrigues (2000) propõe para o coeficiente de utilização da vazão qualitativa ( $\alpha_k$ ) a seguinte equação:

$$\alpha_{k,x} = \frac{C_{depois_x} - C_{antes_x}}{C_{depois_{x_0}} - C_{antes_{x_0}}} \quad (3.2)$$

$C_{depois_x}$  é a concentração do efluente no corpo receptor após o lançamento do efluente (mg/L) no trecho  $x$  e  $C_{antes_x}$  é a concentração do efluente no corpo receptor

antes do lançamento no trecho  $x$ , diluída na vazão do efluente com concentração de efluente igual a zero (mg/L).  $x_0$  indica as concentrações do efluente no ponto de lançamento.

Rodrigues (2000), com base na Lei 9433/97, propõe a seguinte equação para a vazão de diluição.

$$Q_{dilui} = \frac{C_{eflu} \cdot Q_{eflu}}{C_{max\ permit}} \quad (3.3)$$

Hora (2001), baseado em um balanço de carga simplificado, propôs, para o cálculo da vazão de diluição, a seguinte equação:

$$C_{eflu} \cdot Q_{eflu} = C_{disponível} \cdot Q_{dilui} \quad (3.4)$$

$$Q_{dilui} = \frac{C_{eflu} \cdot Q_{eflu}}{(C_{max\ permit} - C_{rio})} \quad (3.5)$$

$C_{eflu}$  é a concentração do efluente (mg/L);  $Q_{eflu}$  é a vazão de lançamento do efluente (m<sup>3</sup>/s);  $C_{rio}$  é a concentração no rio (mg/L);  $Q_{rio}$  é a vazão no rio (m<sup>3</sup>/s) e  $C_{max\ permit}$  é a concentração máxima permitida pela classe do rio (mg/L).

Hora (2001) considera como concentração disponível a concentração máxima permitida para o corpo d'água subtraída da já existente no rio antes do lançamento simulado. Ao considerar a vazão do rio e não a natural, consideram-se todas as fontes de poluição para determinar a vazão de diluição. Como o instrumento de cobrança pelo uso da água deve ser analisado concomitante à outorga, é interessante analisar a vazão de diluição referente apenas ao lançamento e ao efluente considerados, como proposto por Rodrigues (2000). Dessa forma, aqueles usuários que pelas condições do rio são levados a adotar um nível elevado de tratamento dos efluentes, mesmo lançando pequenas cargas de efluentes, pelo menos irão pagar um preço justo, condizente com a carga lançada.

### 3.4.2.1. Vazão de Referência

A vazão de referência corresponde a vazões mínimas, que buscam garantir o atendimento às demandas ao longo do tempo, incluindo os períodos de estiagem.

Os órgãos gestores de cada estado são responsáveis pelo estabelecimento das vazões de referência para outorga que, na maioria das vezes, são baseadas na  $Q_{7,10}$  (vazão mínima média de 7 dias de duração consecutivos, com período de retorno de 10 anos),  $Q_{90}$  ou  $Q_{95}$  (vazão com 90% e 95% de permanência), calculados a partir de dados diários de vazão.

Garcia (2011) destaca que ao considerar frações da  $Q_{7,10}$ ,  $Q_{90}$  ou  $Q_{95}$  para a captação, o remanescente desses valores vem a ser o valor disponível para a manutenção ecológica do sistema e para a diluição de efluentes. Por exemplo, o estado de São Paulo estabelece a referência para outorga de captação em 50% da  $Q_{7,10}$ . Como o remanescente dessa fração é utilizado para a manutenção ecológica do sistema, a vazão ecológica será de 50% da  $Q_{7,10}$ .

O Estado do Espírito Santo estabeleceu recentemente, por meio do seu órgão gestor, o IEMA, a Instrução Normativa 13/2009, que adota a vazão máxima outorgável para diluição em 50% da  $Q_{90}$ . O Estado de Minas Gerais estabelece a vazão outorgável em 30% da  $Q_{7,10}$ , sendo portanto a vazão remanescente não inferior a 70% do  $Q_{7,10}$ .

Para determinação da vazão máxima outorgável para diluição, Roques (2006) adota duas metodologias. A primeira considera a outorga para diluição independente da outorga para captação. Nessa análise, reserva-se uma vazão máxima outorgável para captação, considerando que esta será totalmente retirada do corpo receptor, como representado a seguir:

$$Q_{\max dilui} = Q_{ref} - Q_{\max capta} \quad (3.6)$$

$$Q_{disp_x} = (Q_{ref} - Q_{\max capta}) + \sum_{i=0}^n Q_{efflu_i} \quad (3.7)$$

$Q_{\max dilui}$  é a vazão máxima outorgável para diluição ( $m^3/s$ );  $Q_{ref.}$  é a vazão de referência;  $Q_{\max capta}$  é a vazão máxima outorgável para captação;  $Q_{disp_x}$  é a vazão disponível para diluição no trecho  $x$ , e  $Q_{eflu_i}$  é a vazão de lançamento da fonte de poluição  $i$  ( $i = 1, \dots, n$ ).  $n$  é o número de fontes de poluição.

A segunda metodologia considera a outorga para diluição integrada à outorga para captação, como apresentado nas Equações (3.8) e (3.9). A vazão máxima outorgável para captação continua tendo o mesmo valor correspondente à metodologia anterior. A diferença é que se considera apenas a parcela efetivamente outorgada ( $Q_{capta_j}$ ), resultando em uma parcela maior de água para diluição.

$$Q_{\max dilui} = Q_{ref} - \sum_{j=0}^y Q_{capta_j} \quad (3.8)$$

$$Q_{disp_x} = \left( Q_{ref} - \sum_{j=0}^y Q_{capta_j} \right) + \sum_{i=0}^n Q_{eflu_i} \quad (3.9)$$

Nessa metodologia, além do balanço hídrico para análise da outorga para diluição, é realizado o balanço para análise da outorga quantitativa. Considera-se que deve permanecer no corpo de água uma vazão mínima calculada pela seguinte equação:

$$Q_{\min} = Q_{ref} - Q_{\max capta} \quad (3.10)$$

Para verificação do pleito quanto à outorga para captação, a vazão residual é calculada pela Equação (3.11).

$$Q_{residual} = Q_{ref} - \sum_{j=0}^y Q_{capta_j} \quad (3.11)$$

Para determinar a vazão utilizada na simulação com modelo de qualidade de água, considera-se a condição mais crítica do corpo hídrico, normalmente representada

pela vazão de referência. A vazão para o corpo receptor, na metodologia que considera a outorga para diluição independente da outorga para captação, é dada pela Equação (3.12). Já para a metodologia que considera a outorga para diluição integrada à outorga para captação, tem-se a Equação (3.13).

$$Q_{simulação} = Q_{ref} - Q_{max\ capt} \quad (3.12)$$

$$Q_{simulação} = Q_{ref} \quad (3.13)$$

Consideradas as duas últimas expressões, não existem quaisquer interferências sobre as vazões adotadas nas simulações realizadas com o modelo. O próprio modelo realiza o balanço de massa para a definição das vazões de cada trecho.

### 3.5. ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA

O enquadramento dos corpos d'água em classes é um importante instrumento de planejamento, que visa estabelecer padrões de qualidade compatíveis com os usos prioritários e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas. Esse instrumento foi regulamentado pela Resolução CNRH n° 12/00 e, recentemente, foi revisto pela Resolução CNRH n° 91/08. A definição das classes, para o enquadramento de águas superficiais, foi inicialmente instituída pela Portaria MINTER n° GM 0013 de 1976, que, em 1986, foi substituída pela Resolução CONAMA n° 20, que foi revogada pela Resolução CONAMA n° 357, de 2005.

A resolução CONAMA n° 430/2011 alterou e complementou as resoluções anteriores (CONAMA n° 20/1986 e n° 357/2005), determinando que efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento. Além disso, determinou para o lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, uma concentração mínima de 120 mg/L, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

A resolução CONAMA 357/05 dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, além de estabelecer as condições e padrões de lançamento de efluentes. As classes de qualidade representam o conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros.

A resolução CONAMA 357/05 define, no inciso XX do seu art. 12, enquadramento como:

XX - estabelecimento da meta ou objetivo de qualidade da água (classe) a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo;

A resolução CONAMA 357/05 define os padrões e objetivos de qualidade, para as águas doces, por meio de cinco classes, cujas qualidades variam de acordo com os usos a que se destinam (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 - Classificação das águas doces.

Uso	Classe				
	Especial	1	2	3	4
Abastecimento para consumo humano	x <sup>(a)</sup>	x <sup>(b)</sup>	x <sup>(c)</sup>	x <sup>(d)</sup>	
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	x				
Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral	x				
Proteção das comunidades aquáticas		x <sup>(e)</sup>	x		
Recreação de contato primário		x	x		
Irrigação		x <sup>(f)</sup>	x <sup>(g)</sup>	x <sup>(h)</sup>	
Aquicultura e à atividade de pesca			x		
Recreação de contato secundário				x	
Pesca amadora; dessedentação de animais				x	
Navegação e harmonia paisagística					x

(a) após desinfecção; (b) após tratamento simplificado; (c) após tratamento convencional; (d) após tratamento convencional ou avançado; (e) de forma geral, e em comunidades indígenas; (f) hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; (g) hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; (h) culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras.

Fonte: adaptado de Sperling (2005).

As concentrações máximas e mínimas permitidas para os parâmetros DBO e OD, para cada classe são mostradas na Tabela 3.2.

A definição da classe de qualidade em um trecho de corpo d'água, ou em uma bacia hidrográfica, é tarefa do Comitê de Bacia Hidrográfica, que deverá realizar

audiências públicas como forma de se buscar conhecer as necessidades e prioridades dos diversos setores sociais envolvidos. Cabe às Agências de Águas, órgãos executivos dos Comitês de Bacias, a realização de estudos ambientais, sociais e econômicos necessários para a definição da classe do corpo hídrico.

Tabela 3.2 - Padrões de qualidade de água.

Classe	DBO <sub>5,20</sub> (mg/L)	OD (mg/L)
1	≤ 3	≥ 6
2	≤ 5	≥ 5
3	≤ 10	≥ 4
4	*	≥ 2

\* a Classe 4 não estabelece padrão para o parâmetro DBO<sub>5</sub>.

É importante salientar que o objetivo do enquadramento, de acordo com Porto (2009), é a alocação de cargas efluentes, pois este busca um nível adequado de controle dos efluentes para permitir a ocupação das bacias hidrográficas e atender às expectativas da sociedade em relação à qualidade da água desejada. A alocação de cargas efluentes refere-se ao nível de tratamento dos efluentes, de cada fonte de poluição pontual, necessária para garantir que os padrões de qualidade da água estabelecida pelo enquadramento sejam mantidos em todo o corpo receptor.

Muitas vezes o alto investimento para a despoluição de uma bacia hidrográfica impede o seu crescimento e desenvolvimento. Por isso, é importante que no processo de alocação de cargas efluentes sejam analisados custos, que indiretamente estão relacionados aos níveis de tratamento das fontes poluidoras. Além disso, é necessário que seja analisado, nesse processo, o uso múltiplo dos recursos hídricos. Para tal, é necessária a utilização de modelos para otimizar os processos decisórios, de forma a encontrar uma solução que estabeleça o melhor compromisso no atendimento dos diferentes usos e propósitos existentes.

Os procedimentos para o enquadramento de corpos d'água em classes, segundo os usos preponderantes, devem ser desenvolvidos em conformidade com os Planos de Recursos Hídricos. Na ausência de planos, deve ser realizado um diagnóstico dos



usos preponderantes dos recursos hídricos na bacia hidrográfica, abordando a caracterização geral da bacia e os atuais usos dos recursos hídricos.

Como referido na Lei 9.433/97, a classe em que o corpo de água estiver legalmente enquadrado deverá ser um dos critérios a ser considerado na emissão da outorga. Ou seja, toda outorga deverá respeitar, entre outros parâmetros, a classe em que o corpo d'água estiver enquadrado. Tal classe também deverá ser considerada na fixação dos valores a serem cobrados pelo uso ou derivação e pela diluição, transporte e assimilação de efluentes no corpo hídrico.

### 3.6. SISTEMAS DE SUPORTE À DECISÃO

Porto e Azevedo (1997) definem Sistemas de Suporte à Decisão (SSDs) como sistemas computacionais que têm por objetivo auxiliar indivíduos na tomada de decisões de problemas não-estruturados (ou parcialmente estruturados), já que estes exigem uma estreita interação entre homem e máquina, característica principal dos SSDs. Os problemas não-estruturados são aqueles para os quais não existem soluções únicas determináveis a partir de algoritmos definidos, cabendo ao tomador de decisões a escolha entre diferentes alternativas.

Os SSDs são tradicionalmente constituídos por três componentes (FICK; SPRAGUE, 1980) (Figura 3.1). Primeiro, são usados bancos de dados e um sistema gerenciador, para armazenar dados efetivos.

Secundariamente, os SSDs contêm modelos, que simulam o comportamento do sistema real, e permitem analisar cenários alternativos (modelos de simulação), ajudando o gestor a encontrar dimensões ou políticas ótimas de operação (modelos de otimização). A missão essencial dos modelos é transformar dados em informações de boa qualidade (PORTO; PORTO, 2008).

Em terceiro lugar, os SSDs contêm uma interface de comunicação que facilita o diálogo entre o usuário e o computador durante a inserção de dados, a simulação de cenários e a análise de resultados. De acordo com Porto e Porto (2008), esse

módulo é de extrema importância, pois facilita a participação de não-especialistas no processo de avaliação e tomada de decisões.

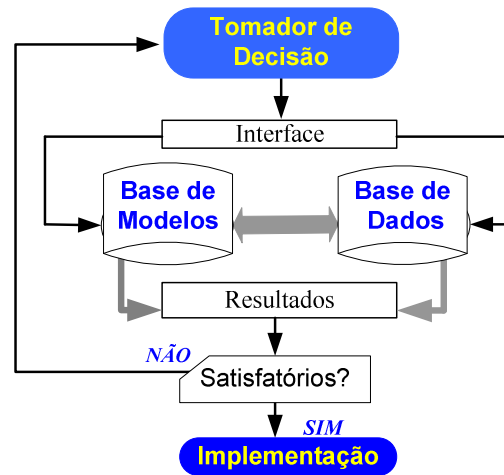


Figura 3.1 - Estrutura típica de um SSD.

Fonte: adaptado de Porto e Azevedo (1997).

Alguns autores ressaltam que um SSD é um sistema para apoio e não para a tomada de decisões, o que significa que não fornece ao decisor a melhor solução, mas apresenta subsídios para avaliar as consequências da implementação de suas ideias com o auxílio de modelos aceitos por todos, a partir de uma base comum de informações. Trata-se de uma ferramenta que assegura apenas a tomada de decisões racionais (ARNOLD; ORLOB, 1989; LOUCKS, 1981; PORTO; PORTO, 2008; VIEIRA, 1999).

Hättenschwiler (1998) apresenta uma classificação que também merece destaque.

O autor diferencia os SSDs em:

- ✓ Passivo - auxilia no processo de tomada de decisão, mas não traz explicitamente sugestões ou soluções para o problema;
- ✓ Ativo - sistema que traz sugestões ou soluções para o problema em análise;
- ✓ Cooperativo - possibilita aos tomadores de decisão modificar, completar ou refinar as sugestões de decisão que são geradas pelo sistema antes de serem validadas pelo próprio sistema.

A combinação de modelos de simulação e modelos de otimização, na forma de SSDs para a análise de sistemas de recursos hídricos, vem sendo aplicada com sucesso. Vários exemplos bem sucedidos, com uso combinado destas técnicas, foram empregados na resolução de problemas de planejamento e gerenciamento de recursos hídricos (ANDREW et al., 1996; AZEVEDO, PORTO, 1999; ESCHENBACH et al., 2001; LABADIE et al. 1984; VIEIRA, 2007).

No gerenciamento da qualidade hídrica, os modelos de otimização podem ser utilizados para gerar alternativas viáveis de gerenciamento, e os modelos de simulação para descrever o comportamento do sistema hídrico diante das alternativas apresentada pelo modelo de otimização (Figura 3.2).

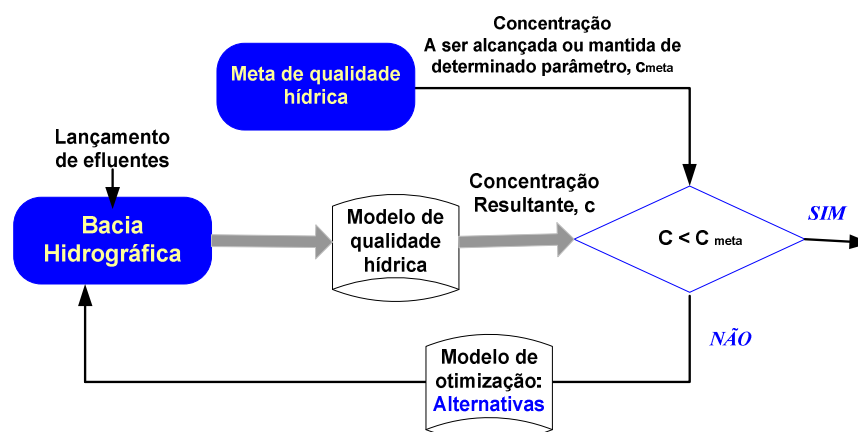


Figura 3.2 - Processo de gerenciamento da qualidade hídrica.

Fonte: Adaptado de Chapra (1996).

### 3.6.1. Modelos de Simulação da Qualidade Hídrica

O uso de modelos numéricos utilizados em aplicativos computacionais que simulam a qualidade hídrica tem crescido muito nas últimas décadas. Tais modelos vêm sendo desenvolvidos e utilizados desde o surgimento do modelo de Streeter-Phelps (STREETER; PHELPS, 1925).

Segundo Loucks et al. (1981), esses modelos podem auxiliar gestores na identificação e avaliação de planos de gestão, de forma a compatibilizar os diversos usos e evitar a degradação da qualidade da água. Dessa forma, os modelos têm

sido utilizados não só no controle da qualidade das águas, mas também para a outorga.

Diversos modelos para estimativa da carga de efluentes em corpos d'água foram desenvolvidos, como, por exemplo, o QUAL2E (BROWN; BARNWELL, 1987); o QUAL2K (CHAPRA *et al.*, 2007), o AGNPS (YOUNG *et al.*, 1987), o HSPF (DONIGIAN *et al.*, 1984), o SWAT (ARNOLD *et al.*, 1998), o GWLF (HAITH; SHOEMAKER, 1987), e o BASINS (USEPA, 2001).

O modelo QUAL2K é uma versão moderna do QUAL2E, implementado no programa Excel. Porém, o QUAL2K não apresenta código fonte aberto, como o QUAL2E. Além disso, como destacado por Porto *et al.* (2007), o modelo QUAL2K embora apresente uma interface mais amigável, demanda uma maior quantidade de parâmetros de entrada para a modelagem da qualidade hídrica. Além disso, observa-se, em casos gerais, uma equivalência de resultados dos modelos QUAL2E e QUAL2K.

O uso de modelos de simulação permite analisar cenários alternativos e medir o comportamento do sistema e ao contrário da otimização, não busca uma solução ótima ou a melhor possível. Por este motivo é interessante que estes modelos sejam utilizados conjuntamente com os de otimização.

O modelo QUAL2E é atualmente um dos mais utilizados por pesquisadores de diversas regiões do mundo. Entre as aplicações desse modelo, destacam-se: a implantação do programa *Total Maximum Daily Load - TMDL* (KDOW, 1998; MPCA, 2004; USEPA, 1992; USEPA, 1998); a aplicação da *Water Framework Directive - WFD* (ACHLEITNER *et al.*, 2005; CUNHA; *et al.*, 2004; LIBELLI *et al.*, 2004); a utilização em Sistemas de Suporte à Decisão (GEARH, 2004; RORIZ, 2002; SALIM 2004); e o auxílio à análise de outorga para diluição de efluentes (RODRIGUES, 2000; ROQUES, 2006).

#### **3.6.1.1. QUAL2E**

O modelo QUAL2E considera os principais mecanismos de transporte (advecção e dispersão) significativos apenas na direção longitudinal do escoamento. Ou seja, o

modelo admite o sistema como sendo unidimensional e que, imediatamente após o lançamento de um constituinte no curso d'água, sua mistura se processe de forma imediata (CHAPRA, 1996).

Para a modelagem com o QUAL2E, é necessário dividir o corpo hídrico em trechos, com características hidráulicas e coeficientes de reações homogêneas. Cada trecho é subdividido em elementos computacionais de igual comprimento, sendo esses elementos computacionais classificados em: (1) elemento de cabeceira; (2) elemento padrão; (3) elemento anterior à junção; (4) elemento de junção; (5) último elemento do curso principal; (6) elemento de lançamento de efluentes; e (7) elemento de captação (Figura 3.3).

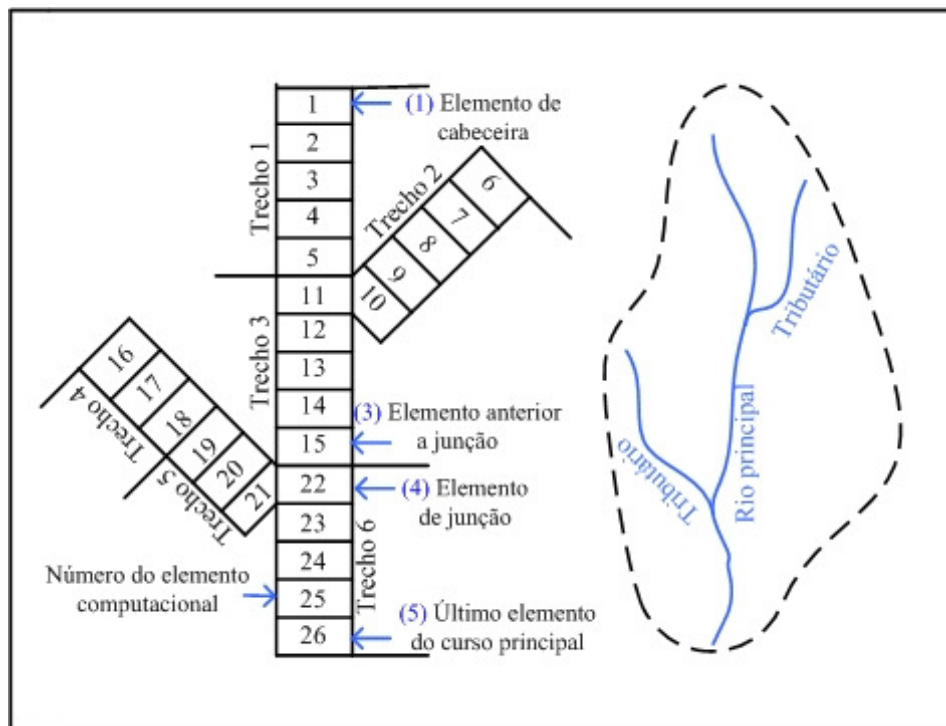


Figura 3.3 - Representação computacional de um curso d'água.

Fonte: Adaptado de Brown e Barnwell (1987)

O balanço hídrico em cada trecho se dá pela diferença entre as vazões de entrada ( $Q_{i-1}$ ) e saída ( $Q_i$ ), que resulta nos valores das vazões de acréscimo ou retirada ( $Q_{xi}$ ) (Figura 3.4). De forma análoga, o balanço de massa é feito considerando, para cada constituinte  $C$ , o transporte ( $Q.C$ ), a dispersão  $\left( A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right)$ , a retirada ou adição de

massa via fontes externas ou captações ( $Q_x C_x$ ) e via fontes internas ou sumidouros ( $S_i$ ), oriundas, por exemplo, das transformações biológicas (Figura 3.5).

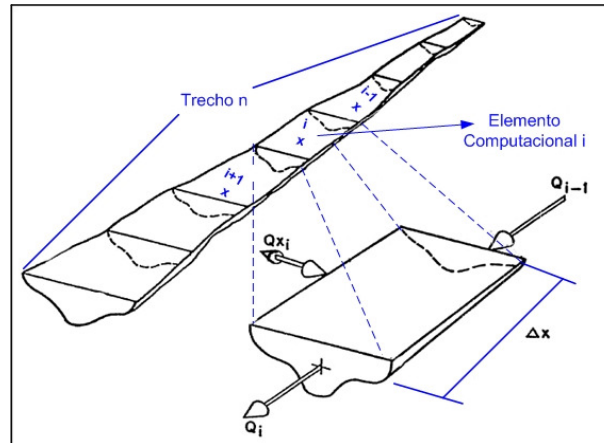


Figura 3.4 - Balanço de vazão.

Fonte: Adaptado de Brown e Barnwell (1987)

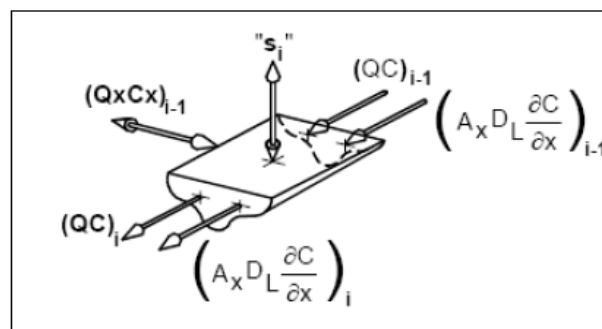


Figura 3.5 - Balanço de massa.

Fonte: Adaptado de Brown e Barnwell (1987)

O modelo QUAL2E baseia-se na equação de transporte de massa unidimensional tipo advecção-dispersão, a qual é integrada numericamente num intervalo de tempo para cada constituinte de qualidade da água simulado (Equação 3.15). Essa equação inclui os efeitos de advecção, dispersão, diluição, reações e interações entre os constituintes, além das fontes e sumidouros (BROWN; BARNWELL, 1987).

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial \left( A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{\partial x} dx - \frac{\partial (A_x \bar{u} C)}{\partial x} dx + (A_x dx) \frac{dC}{dt} + S \quad (3.15)$$

Termo I
Termo II
Termo III
Termo IV
Termo V

O termo I é o gradiente local de concentração; termo II representa a dispersão; termo III representa a advecção; termo IV as reações constituintes (taxas de

decaimento ou crescimento) e termo  $V$  representa as fontes externas ou sumidouros.

### 3.6.2. Modelos de Otimização

Modelos de otimização representam um problema por meio de uma função objetivo, que será maximizada ou minimizada, dependendo do caso, podendo estar sujeita a algumas restrições (BRAGA, 1987).

Em problemas de alocação de cargas efluentes, o objetivo normalmente aborda a minimização dos custos e da degradação da qualidade hídrica, ou seja, busca-se determinar o nível de remoção requerido para cada fonte de efluentes de forma a manter ou alcançar uma qualidade hídrica satisfatória, de forma economicamente viável e eficiente. Esse tipo de problema pode ser classificado como otimização multiobjetivo, cujo objetivo geral é formado pela otimização de diferentes objetivos específicos.

Um problema multiobjetivo consiste em determinar um vetor de variáveis de decisão que otimize um vetor de funções objetivo e satisfaça ao conjunto de restrições envolvidas (COHON, 1978; STEUER, 1986).

No entanto, as funções objetivo podem ser conflitantes, no sentido de que otimizar uma função degrada a otimização da outra. Por exemplo, minimizar custos de tratamento de efluentes e maximizar a qualidade das águas, em geral, correspondem a objetivos conflitantes. Uma função multiobjetivo pode ser representada matematicamente da seguinte forma:

$$\text{Minimizar } f(P) \begin{bmatrix} f_1(P) \\ f_2(P) \\ \vdots \\ f_n(P) \end{bmatrix} \quad (3.16)$$

Para as  $n$  funções desse problema, geralmente não é possível a otimização simultânea dos diferentes objetivos, com os mesmos valores de parâmetros. Desta

forma, pode-se dizer que não existe uma solução ótima em problemas multiobjetivos e, sim, um conjunto de soluções consideradas melhores, denominadas soluções não inferiores, não dominadas, de melhor compromisso, Pareto-Ótimas ou soluções *Trade-offs*.

Porém, se fatores de preferência entre os objetivos forem conhecidos, para um problema específico, é possível converter o problema multiobjetivo em um problema de objetivo único. Uma técnica bastante utilizada para tal é representada pelo método de pesos (GASS; SAATY, 1955; ZADEH; DESOER, 1963), que consiste em atribuir pesos ao somatório dos vários objetivos de um problema multiobjetivo.

A escolha dos valores dos pesos é baseada na “importância” de cada uma das diferentes funções objetivo, em função das preferências dos tomadores de decisão. A expressão, a seguir, apresenta uma combinação para o problema descrito na expressão (3.16).

$$\text{Minimizar } \sum_{i=1}^n w_i f_i(P) \quad w_i > 0, \quad \forall \quad i = 1, 2, \dots, n \quad (3.17)$$

$w_i$  é o peso utilizado para “equilibrar” os diferentes termos na função objetivo, ou seja, usado para designar a importância (relação) de cada termo, considerando os demais.

A minimização da função objetivo (3.17) faz com que todas as funções  $f_i$  sejam minimizadas simultaneamente.

A Figura 3.6 mostra alternativas para um exemplo ilustrativo, com custos de tratamento de efluentes (de 0 a 8.000 reais) e qualidade das águas do corpo receptor com relação à concentração de OD (de 0 a 60 mg/L). Nessa figura, é mostrada a relação de dominância entre as soluções, o conjunto Pareto-Ótimo e a fronteira do Pareto.

Basicamente, um vetor  $P^*$  é denominado Pareto-Ótimo para a função multiobjetivo (3.17) se todos os outros vetores  $P'$  possuírem valores “mais altos” (em problemas



de minimização) para pelo menos uma das funções objetivos  $f_i(P)$  (denotado por  $f_i(P^*) \leq f_i(P)$ ). Ou seja, uma solução  $P$  é chamada Pareto-Ótima (ou eficiente ou não-dominada) se o valor de alguma função objetivo  $f_i(P)$  não puder ser melhorado sem piorar ao menos uma das outras.

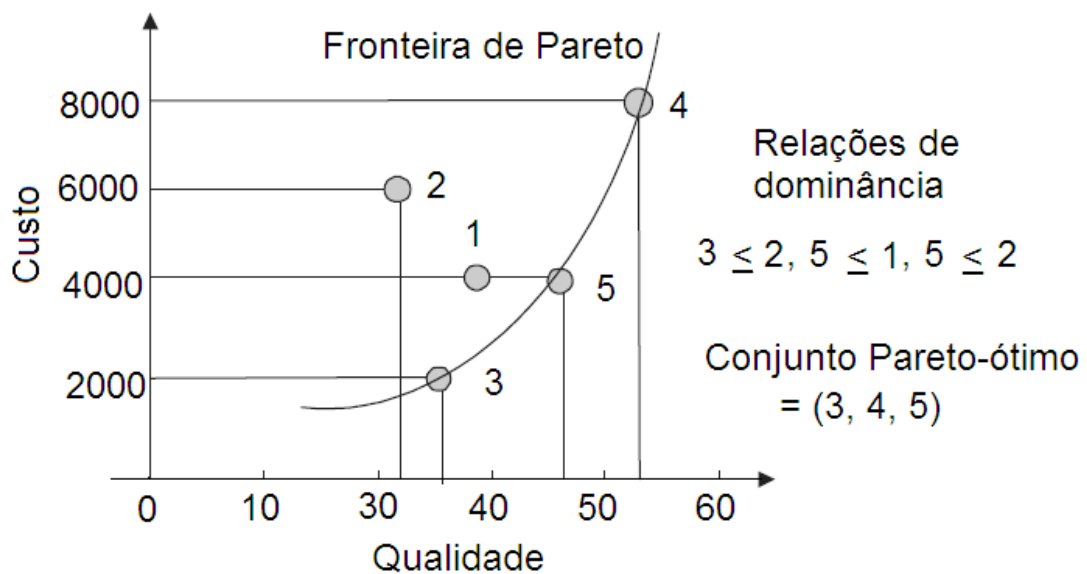


Figura 3.6 - Conjunto Pareto-Ótimo.

Fonte: Adaptado de Cancino e Delbém (2008).

Atualmente, existem várias metodologias para a solução de problemas de otimização multiobjetivo, como, por exemplo, as meta-heurísticas: Algoritmos Genéticos (AG), Busca em Vizinhança Variável, GRASP, *Simulated Annealing* (SA), Busca Tabu e Colônia de Formigas. Os Algoritmos Genéticos têm sido frequentemente utilizados para a otimização da alocação de cargas efluentes (ALBERTIN, 2008; BURN; YULIANTI, 2001; YANDAMURI et al., 2006). O *Simulated Annealing* tem sido usado para apoiar decisões em uma variedade de contextos de gestão da qualidade de água (CUNHA et al., 2009; MACHADO, 2009; SOUSA; CUNHA, 1999; SOUSA et al., 2002; ZEFERINO et al., 2009) e em diferentes áreas do conhecimento (MAURI et al., 2008; MAURI et al., 2009), conduzindo geralmente a boas soluções.

### 3.6.2.1. Simulated Annealing

O *Simulated Annealing* (SA) consiste basicamente em um algoritmo para resolução de problemas de otimização em geral. O SA foi proposto originalmente por

Kirkpatrick et al. (1983) e é baseado em uma analogia com a termodinâmica, ao simular o resfriamento de um conjunto de átomos aquecidos, como o processo de recozimento dos metais, que são fundidos a alta temperatura e depois resfriados lentamente até atingir o estado sólido.

O SA é um método iterativo de melhora que aceita movimentos de piora para escapar de ótimos locais. Ou seja, o SA inicia com uma solução qualquer para um determinado problema e, a partir de então, busca por soluções melhores por meio de comparações com outras soluções, geradas aleatoriamente.

A Figura 3.11 apresenta um fluxograma de um *Simulated Annealing* “padrão”. O procedimento principal consiste em um *loop* que gera aleatoriamente, em cada iteração, uma única solução vizinha  $S'$  da solução corrente  $S$ .

A cada geração de um vizinho  $S'$  de  $S$  ( $S' \in N(S)$ ), é testada a variação do valor da função objetivo (custo), isto é,  $\Delta = f(S') - f(S)$ . Para um problema de minimização, se  $\Delta < 0$  o método aceita a solução e  $S'$  passa a ser a nova solução corrente. Caso  $\Delta \geq 0$ , a solução vizinha candidata pode ser aceita mas, neste caso, com uma probabilidade  $e^{-\Delta/T}$ , onde  $T$  é um parâmetro do método chamado de temperatura, que regula a probabilidade de aceitação de soluções de pior custo.

A temperatura  $T$  assume inicialmente um valor elevado  $T_0$ . Após um número fixo de iterações  $SA_{\max}$  (o qual representa o número de iterações necessárias para o sistema atingir o equilíbrio térmico em uma dada temperatura), a temperatura é gradativamente diminuída por uma razão de resfriamento  $\alpha$ , tal que, em um instante  $t$ ,  $T_t \leftarrow \alpha * T_{t-1}$ , sendo  $0 < \alpha < 1$ .

Com esse procedimento, no início, dá-se uma chance maior para escapar de mínimos locais e, à medida que  $T$  aproxima-se de zero, o algoritmo comporta-se como um método de descida, uma vez que diminui a probabilidade de se aceitar movimentos de piora ( $T \rightarrow 0 \rightarrow e^{-\Delta/T} \rightarrow 0$ ).

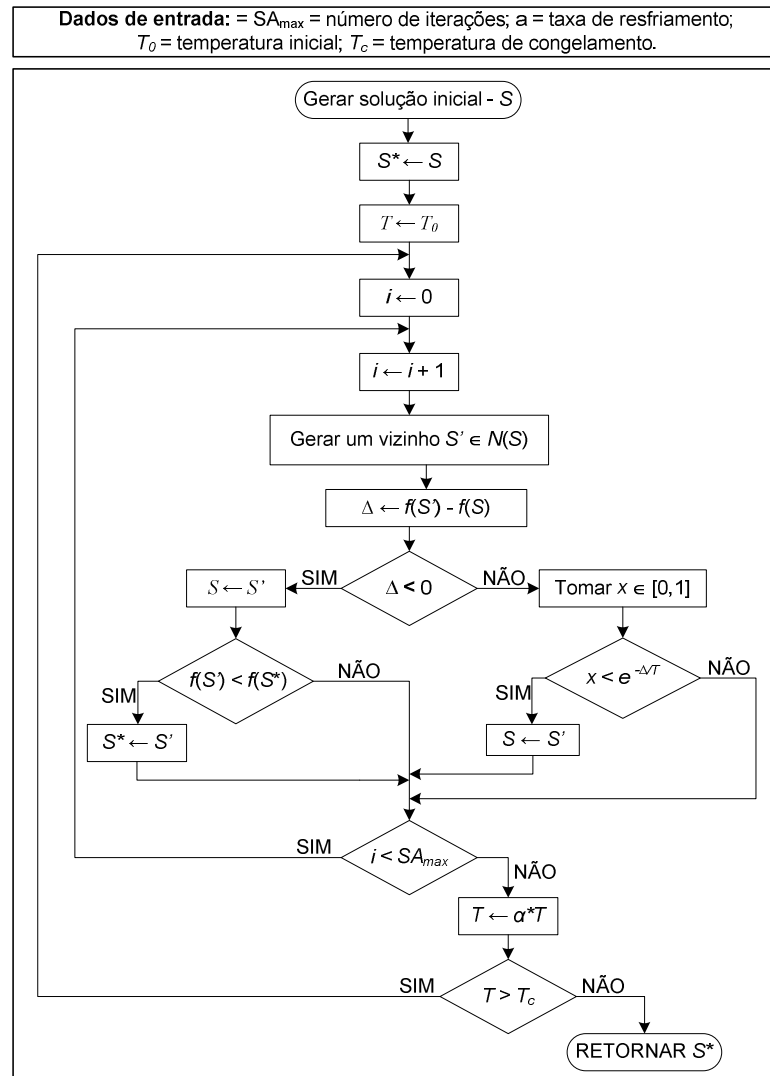


Figura 3.7 - Fluxograma de um *Simulated Annealing* “padrão”.

O procedimento pára quando a temperatura chega a um valor próximo de zero (temperatura de congelamento:  $T_c$ ) e nenhuma solução que piore o valor da melhor solução é mais aceita, isto é, quando o sistema está estável.

A solução obtida quando o sistema encontra-se nesta situação evidencia o encontro de um mínimo local, o que em alguns casos também pode representar um mínimo global. Os parâmetros de controle do procedimento são a razão de resfriamento  $\alpha$ , o número de iterações para cada temperatura  $SA_{max}$ , a temperatura inicial  $T_0$ , e a temperatura de congelamento  $T_c$ .

## 4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 4.1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

No Brasil, a outorga de lançamento de efluentes e o enquadramento dos corpos d'água previstos na Política Nacional de Recursos Hídricos são instrumentos relevantes de controle da poluição dos recursos hídricos. É interessante destacar que os critérios adotados nessa política se assemelham aos mesmos adotados nos Estados Unidos e nos países da União Européia.

Nos Estados Unidos, a “Lei de Águas Limpas” ou *Clean Water Act (CWA)*, é a base para a proteção da qualidade dos cursos d'água, na qual são promulgados regulamentos que buscam a integridade física, química e biológica das águas (USEPA, 2002). Dentre os regulamentos, destaca-se o programa *Total Maximum Daily Load (TMDL)*, que tem por finalidade estimar a carga máxima diária de efluentes que um corpo hídrico pode receber sem que haja violação dos padrões de qualidade estabelecidos em conformidade com os usos designados (USEPA, 1998). Essa estimativa considera todas as cargas provenientes de fontes de poluição pontuais e difusas. O controle da fonte de poluição pontual é feito por meio da redução da concentração ou da vazão da fonte poluidora, e o controle da fonte difusa pela diminuição da concentração. Nesse caso, são empregadas medidas conhecidas como *Best Management Practice - BMPs* (melhores práticas de gestão).

Na União Européia, o suporte legislativo central é a “Diretriz Orientadora da Água (DQA)” ou *Water Framework Directive (WFD)*, que trata as questões de controle da poluição hídrica de uma forma abrangente e integrada. O principal objetivo da DQA é estabelecer um enquadramento para proteger e melhorar o estado ecológico e químico das águas.

A proteção dos recursos hídricos envolve o monitoramento e a avaliação de sua qualidade e quantidade ao longo dos rios, estabelecendo metas e controlando as descargas de efluentes, de forma que um nível aceitável de qualidade da água seja mantido. Para a alocação da carga poluidora, é necessário controlar as cargas lançadas em cada fonte de poluição pontual ou difusa presentes ao longo do rio, de

forma a manter níveis aceitáveis da concentração de determinado efluente, estabelecidos pela legislação vigente.

Para se avaliar a influência de lançamento de efluentes na qualidade de determinado corpo hídrico, bem como propor medidas de controle, é necessário o uso de modelos de simulação da qualidade hídrica que represente o comportamento das características mais importantes de uma situação real, como capacidade de autodepuração do corpo receptor, dispersão, transporte e reoxigenação.

A seguir, são descritos alguns estudos que utilizaram SSDs e modelos de simulação e/ou otimização em problemas de gerenciamento de recursos hídricos. Maior ênfase é dada aos trabalhos que tratam modelos de otimização, pelo fato de estarem relacionados diretamente às maiores contribuições desta tese.

#### 4.2. TRABALHOS CORRELATOS

No Brasil, ocorreram diversos avanços no que se refere à adoção de métodos para a implantação dos instrumentos de outorga e enquadramento dos corpos hídricos. Os métodos existentes consistem basicamente no desenvolvimento de SSDs (RODRIGUES, 2000; RODRIGUES, 2005; ROQUES, 2006; RORIZ, 2002; SALIM, 2004; ZORZAL, 2009) e na definição da vazão de diluição para a outorga de lançamento de efluentes (HORA, 2001; KELMAN, 1997; MMA, 2000; RODRIGUES, 2000; ROQUES, 2006).

No cenário nacional, muitos pesquisadores vêm aplicando modelos de simulação da qualidade hídrica, por meio de SSDs, que buscam manter o corpo hídrico dentro dos padrões estabelecidos, e fazer cumprir as legislações e procedimentos vigentes, como os instrumentos previstos na Lei 9.433/97. Dentre os trabalhos desenvolvidos, destacam-se aqueles apresentados por Rodrigues (2000,2005,2008), Roriz (2002), Salim (2004), Roques (2006) e Zorzal (2009).

No âmbito internacional, muitos pesquisadores vêm apresentando diferentes SSDs para a aplicação de normas e métodos vigentes, como a DQA (na Europa) e o método TMDL (nos EUA). Dentre estes, destacam-se os SSDs desenvolvidos por

Limbrunner et al. (2005), Matthies et al. (2006), Salvetti et al. (2006), Berlekamp et al. (2007) e Maia e Silva (2009).

#### **4.2.1. Alguns SSDs Existentes**

Roriz (2002) desenvolveu um programa computacional como uma ferramenta para a gestão de recursos hídricos, denominado “Sistema de Suporte à Decisão em Recursos Hídricos (SISDERH)”, em linguagem Delphi, utilizando os modelos QUAL2E e GWLF, em módulos independentes. O módulo que utiliza o modelo GWLF permite a avaliação de cargas máximas de fósforo permissíveis em áreas à montante de lagos e/ou reservatórios, tendo como parâmetro de controle o nível trófico desejado e as concentrações limites de fósforo a serem aplicadas na fertilização dos solos. O segundo módulo, que utiliza o modelo QUAL2E, possibilita estimar cargas pontuais máximas que poderiam ser lançadas ou vazões que poderiam ser captadas, de forma a alcançar ou manter determinado padrão de qualidade no corpo hídrico.

Salim (2004), com o intuito de aperfeiçoar o SSD desenvolvido por Roriz (2002), já que esse não permite a análise simultânea de múltiplas fontes de poluição pontuais, criou um mecanismo que permitiu estimar as eficiências de tratamento ou vazões de lançamento necessárias às múltiplas fontes de poluição pontual, para que os parâmetros do corpo receptor satisfaçam aos padrões específicos de qualidade.

Roques (2006) apresentou uma metodologia para a utilização conjunta dos modelos computacionais GWLF e QUAL2E com a finalidade de considerar simultaneamente fontes pontuais e difusas na análise de outorga para diluição de efluentes e facilitar a avaliação de alternativas de alocação de cargas efluentes, quanto aos seus usos e aspectos de qualidade, em diferentes cenários. A metodologia desenvolvida permitiu estimar cargas máximas que poderiam ser lançadas e vazões que poderiam ser captadas, de forma que não ocorressem violações na qualidade da água.

Zorzal (2009) criou uma interface amigável para o QUAL2E, utilizando a linguagem de programação *Visual Basic*, denominada QUAL-RIO, objetivando a análise de alternativas locais para emissários de efluentes em rios. Posteriormente, Zorzal

(2009) desenvolveu um SSD denominado SSD-RIOS, que utiliza o modelo QUAL2E, banco de dados e a interface QUAL-RIO, para simulações de lançamentos de efluentes em diferentes posições do curso d'água. O sistema desenvolvido facilita e agiliza a escolha do melhor ponto de localização para uma nova fonte pontual de poluição ao longo de um curso d'água. Os valores dos resultados simulados para cada lançamento são comparados com padrões de qualidade de água estabelecidos para o corpo receptor, indicando em quais locais poderia ser implantada a nova fonte, sem violação a limites relativos aos parâmetros de qualidade de água. Ou seja, o sistema criado permite a variação do posicionamento da nova fonte ao longo de toda extensão do curso d'água simulado, considerando a análise comparativa dos resultados relativos aos parâmetros de qualidade analisados nos diversos trechos, antes e após o novo lançamento realizado. O sistema apresenta, ainda, um módulo relacionado com o controle de fontes pontuais, que possibilita a alteração de parâmetros de qualidade dos efluentes simulados e a definição de ações de redução de cargas de lançamento.

Limbrunner et al. (2005) desenvolveram um modelo denominado TWLF, na forma de SSD, para o controle da poluição difusa. O modelo desenvolvido foi baseado no GWLF (HAITH; SHOEMAKER, 1987), e modificado para permitir a simulação da carga diária de nutriente gerada, otimizar as alternativas de gestão da qualidade da bacia hidrográfica, incluindo as melhores práticas de manejo (BMP). Segundo os autores, o SSD pode ser usado no manejo de bacias hidrográficas, bem como na definição ou cumprimento do TMDL. O SSD foi aplicado em uma bacia pequena e altamente urbanizada, a Aberjona, localizada a noroeste de Boston, Massachusetts (EUA).

Matthies et. al (2006) desenvolveram um SSD para a gestão integrada dos recursos hídricos, considerando aspectos quantitativos e qualitativos da água, bem como o seu estado ecológico. O objetivo desse estudo foi atender às exigências da lei europeia e assim buscar o bom estado de qualidade das águas. A extensão desse SSD, com a inclusão da análise dos efeitos do reflorestamento e do controle da erosão, na redução da carga de fósforo no corpo hídrico, foi demonstrado por Berlekamp et al. (2007), e exemplos da aplicação desse SSD, com opções de

gestão e diferentes cenários analisados, foram publicados por Lautenbach et al. (2009).

Salveti et al. (2006) desenvolveram um SSD no qual foram integrados os modelos QUAL2E (BROWN; BARNWELL, 1987) e SWAT (ARNOLD et al., 1998), de modo a permitir a quantificação da poluição difusa na Bacia do Pó, na região da Lombardia, Itália. Por meio desse sistema, é possível estimar as cargas provenientes das fontes pontuais e prever os possíveis impactos do manejo do solo na bacia de estudo.

Maia e Silva (2009) desenvolveram e aplicaram um SSD na região de Alagarve, em Portugal, tendo como propósito principal a gestão sustentável dos recursos hídricos. Diferentes opções de gestão foram definidas e avaliadas utilizando o SSD desenvolvido, buscando minimizar déficits hídricos e atender a legislação europeia, a WFD.

#### **4.2.2. Aplicação de Modelos de Simulação e Otimização**

Alguns pesquisadores utilizaram modelos de simulação da qualidade hídrica e modelos de otimização, de forma integrada, para a alocação de cargas poluidoras (ALBERTIN, 2008; BURN; YULIANTI, 2001; YANDAMURI et al., 2006). Entretanto, tais ferramentas não foram aplicadas na forma de Sistemas de Suporte à Decisão.

Burn e Yulianti (2001) apresentam uma abordagem que utiliza um *Algoritmo Genético* para resolver problemas de alocação de cargas efluentes. Nessa abordagem, os autores formulam três modelos.

O primeiro, denominado “custo versus qualidade”, é definido por meio de duas funções objetivo distintas: minimizar os custos de tratamento e minimizar o número de violações da qualidade da água, considerando, nesse caso, apenas o parâmetro Oxigênio Dissolvido (OD), cujas concentrações são simuladas pelo modelo de simulação da qualidade de água QUAL2E, desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA). Funções objetivo e restrições são apresentadas, a seguir:



$$\text{Minimizar: } FO_1 = \sum_{i=1}^{NS} c_i(x_i) \quad (4.1)$$

$$\text{Minimizar: } FO_2 = \sum_{j=1}^{NR} v_j^+ \quad (4.2)$$

Sujeito a:

$$x_i \in xs_i \quad \forall i \quad (4.3)$$

$$v_j = f(x, W, Q, T, K, WQ_{padr\tilde{a}o}) \quad \forall j \quad (4.4)$$

Considerando:

$$v_j^+ = \begin{cases} v_j & \text{se } v_j \geq 0 \\ 0 & \text{se } v_j < 0 \end{cases} \quad (4.5)$$

$c_i$  representa o custo do tratamento para a fonte  $i$ ;  $x_i$  é a eficiência de tratamento na fonte  $i$ ;  $NS$  é o número de fontes pontuais de poluição;  $v_j^+$  é a magnitude da violação da qualidade da água no ponto  $j$ ;  $NR$  é o número de estações de monitoramento no rio;  $xs_i$  é um conjunto com as opções de tratamento disponíveis e, por fim,  $v_j$  é a diferença entre o valor padrão de OD e a concentração de OD encontrada no ponto  $j$ .

A função objetivo (4.1) minimiza o custo para a fonte  $i$  em função da eficiência de tratamento, e a função (4.2) minimiza a magnitude da violação da qualidade da água no ponto de monitoramento  $j$  ( $v_j^+$ ).

A restrição (4.3) define o conjunto de valores possíveis para a eficiência de tratamento nas fontes de lançamento. A restrição (4.4) determina que as violações de OD, ocorridas no corpo receptor, deverão ser calculadas em função da eficiência de tratamento ( $x$ ), da vazão mássica dos efluentes lançados no corpo receptor ( $W$ ), da vazão do rio ( $Q$ ), da temperatura da água ( $T$ ), dos coeficientes cinéticos ( $K$ ), e dos padrões de qualidade de água ( $WQ_{padr\tilde{a}o}$ ). Os resultados dessa função  $f$  são obtidos com o uso do modelo de simulação QUAL2E.

O segundo modelo, denominado “custo versus equidade”, tem como objetivo a minimização dos custos e da inequidade, partindo da premissa que fontes com maior carga poluidora devem ter níveis mais altos de tratamento. Logo, tem-se:

$$\text{Minimizar: } FO_1 = \sum_{i=1}^{NS} c_i(x_i) \quad (4.6)$$

$$\text{Minimizar: } FO_2 = \sum_{i=1}^{NS} \left| \frac{x_i}{\bar{x}} - \frac{W_i}{\bar{W}} \right| \quad (4.7)$$

Sujeito a:

$$x_i \in xs_i \quad \forall i \quad (4.8)$$

$$v_j = f(x, W, Q, T, K, WQ_{\text{padrão}}) \quad \forall j \quad (4.9)$$

$$v_j \leq 0 \quad \forall j \quad (4.10)$$

$\bar{x}$  indica a média da eficiência de tratamento das  $NS$  fontes;  $\bar{W}$  representa a média das vazões mássicas de efluentes que entram no sistema;  $W_i$  é a vazão mássica de efluentes que entra no sistema por meio da fonte  $i$ .

A equidade é alcançada quando a função (4.7) atinge o valor zero. A restrição (4.10) garante que não ocorrerão violações de OD no corpo receptor, e as restrições (4.8) e (4.9) e a função (4.6) são semelhantes às apresentadas no primeiro modelo.

O terceiro modelo é utilizado em situações com possibilidade de diminuição das eficiências de tratamento, como no caso de épocas de cheias, em que a capacidade de autodepuração do corpo hídrico aumenta, permitindo que sejam lançadas, nesse período, maiores quantidades de efluentes. Esse modelo é descrito, a seguir.

$$\text{Maximizar: } FO_1 = \min_j |v_j| \quad (4.11)$$

$$\text{Minimizar: } FO_2 = \sum_{i=1}^{NS} \left| \frac{x_i}{\bar{x}} - \frac{W_i}{\bar{W}} \right| \quad (4.12)$$

Sujeito a:

$$x_i \in xs_i \quad \forall i \quad (4.13)$$

$$v_j = f(x, W, Q, T, K, WQ_{\text{padrão}}) \quad \forall j \quad (4.14)$$

$$v_j \leq 0 \quad \forall j \quad (4.15)$$

A função objetivo (4.11) maximiza o menor valor da variável de qualidade nos pontos de monitoramento, e as restrições e a função (4.12) são similares às descritas nos modelos anteriores.

Yandamuri et al. (2006) também utilizaram um *Agoritmo Genético* para otimização da alocação de cargas efluentes em rios por meio de dois modelos. Nesses modelos, os autores consideram, assim como Burn e Yulianti (2001), apenas o parâmetro Oxigênio Dissolvido (OD). Para demonstrar a utilidade prática do sistema desenvolvido, foi realizada a aplicação do mesmo no Rio Willamette, estado de Oregon, EUA. Os autores trabalham com o conceito de “desempenho do sistema de gestão da qualidade”, que é medido pelo número de violações na concentração de OD, comparada com a concentração estabelecida nos padrões de qualidade.

O número de violações é dado pela seguinte equação:

$$E_N = \frac{N_0 - N_a}{N_0} \quad (4.16)$$

Considerando:

$$N_0 = f_1((OD_j)_0, OD_{padrão}) \quad (4.17)$$

$$N_a = f_4((OD_j)_a, OD_{padrão}) \quad (4.18)$$

$$N_a = \sum_{j=1}^{NC} (y_j)_a \quad (4.19)$$

$$(y_j)_a = \begin{cases} 1 & \text{se } OD_{padrão} > (OD_j)_a \\ 0 & \text{se } OD_{padrão} \leq (OD_j)_a \end{cases} \quad \forall j \quad (4.20)$$

$NC$  é o número de pontos de monitoramento;  $(y_j)_a$  é uma variável inteira que pode assumir os valores 0 e 1 quando, respectivamente, não houver e houver violações no padrão de qualidade da água;  $(OD_j)_a$  indica a concentração de OD no ponto de monitoramento  $j$ ;  $N_0$  é o número de violações de OD quando não há nenhum tipo de tratamento nas fontes de poluição;  $N_a$  é o número de violações da concentração de OD quando há tratamento.

A magnitude da máxima violação de OD é expressa como:

$$E_v = \frac{V_0 - V_a}{V_0} \quad (4.21)$$

Considerando:

$$V_0 = f_2((OD_j)_0, OD_{padr\tilde{a}o}) \quad (4.22)$$

$$V_a = f_5((OD_j)_a, OD_{padr\tilde{a}o}) \quad (4.23)$$

$$V_a = \max_j [(S_1)_a, (S_2)_a, \dots, (S_j)_a] \quad (4.24)$$

$$(S_j)_a = \begin{cases} (OD_{padr\tilde{a}o} - (OD_j)_a) & \text{se } OD_{padr\tilde{a}o} > (OD_j)_a \quad \forall j \\ 0 & \text{se } OD_{padr\tilde{a}o} \leq (OD_j)_a \end{cases} \quad (4.25)$$

$V_0$  e  $V_a$  indicam a magnitude da máxima violação de OD, quando não há e quando há tratamento nas fontes de poluição, respectivamente.

A magnitude total das violações de OD é expressa como:

$$E_{TS} = \frac{TS_0 - TS_a}{TS_0} \quad (4.26)$$

Considerando:

$$TS_0 = f_3((OD_j)_0, OD_{padr\tilde{a}o}) \quad (4.27)$$

$$TS_a = f_6((OD_j)_a, OD_{padr\tilde{a}o}) \quad (4.28)$$

$$TS_a = \sum_{j=1}^{NC} (S_j)_a \quad (4.29)$$

$TS_0$  é a soma das magnitudes das violações de OD quando não há nenhum tipo de tratamento;  $TS_a$  é a soma da magnitude das violações de OD quando há tratamento.

Desta forma, Yandamuri et al. (2006) propuseram um índice de desempenho global, expresso pela seguinte equação:

$$E_{WLA} = (w_N E_N + w_V E_V + w_{TS} E_{TS}) \quad (4.30)$$

$E_{WLA}$  é o índice de desempenho global, que corresponde à soma ponderada dos três índices apresentados ( $E_N$ ,  $E_V$ ,  $E_{TS}$ );  $w_N$ ,  $w_V$ ,  $w_{TS}$  são os pesos associados a cada medida de desempenho.

Por meio desse índice, os autores formularam dois modelos multiobjetivos de gerenciamento da qualidade da água. O primeiro modelo minimiza o custo total do tratamento e maximiza a medida global de desempenho do sistema. Logo, tem-se:

$$\text{Minimizar: } FO_1 = \sum_{i=1}^{NS} c_i(x_i) \quad (4.31)$$

$$\text{Maximizar: } E_{WLA} = (w_N E_N + w_V E_V + w_{TS} E_{TS}) \quad (4.32)$$

Sujeito a:

$$x_i \in xs_i \quad \forall i \quad (4.33)$$

$$(OD_j)_a = f(x, W, Q, T, K) \quad \forall j \quad (4.34)$$

A função objetivo (4.31) minimiza o custo do tratamento para as fontes em função da eficiência de tratamento (similar à proposta por Burn e Yulianti (2001)), e a função (4.32) maximiza o desempenho global.  $xs_i$  são as opções de tratamento, e a restrição (4.34) determina que as violações de OD, ocorridas no corpo receptor, deverão ser calculadas em função da eficiência de tratamento ( $x$ ), da vazão mássica dos efluentes lançados no corpo receptor ( $W$ ), da vazão do rio ( $Q$ ), da temperatura da água ( $T$ ), e dos coeficientes cinéticos ( $K$ ).

O segundo modelo minimiza o custo total de tratamento e a medida de inequidade, e o desempenho global torna-se uma restrição do problema.

$$\text{Minimizar: } FO_1 = \sum_{i=1}^{NS} c_i(x_i) \quad (4.35)$$

$$\text{Minimizar: } FO_2 = \sum_{i=1}^{NS} \left| \frac{x_i}{x} - \frac{W_i}{W} \right| \quad (4.36)$$

Sujeito a:

$$x_i \in xs_i \quad \forall i \quad (4.37)$$

$$E_{WLA} \geq E_s \quad \forall j \quad (4.38)$$

$$(OD_j)_a = f(x_a, W, Q, T, K) \quad \forall j \quad (4.39)$$

$NS$  é o número de fontes pontuais de poluição;  $x_i$  é a eficiência de tratamento  $i$ ;  $x_{s_i}$  são as opções de tratamento;  $\bar{x}$  é a média da eficiência de tratamento das  $NS$  fontes;  $\bar{W}$  é a média das vazões mássicas de efluentes que entram no sistema;  $W_i$  é a vazão mássica de efluentes que entra no sistema através da fonte  $i$ ;  $E_s$  é o desempenho global especificado pelo tomador de decisão.

Albertin (2008) desenvolveu três modelos de otimização multiobjetivo para o problema de gerenciamento da qualidade de água, também utilizando um *Algoritmo Genético* para resolvê-los. Segundo o autor, os modelos foram desenvolvidos tendo em vista a maximização da carga lançada pelas fontes poluidoras, a melhora qualitativa da água, e a minimização da magnitude das violações dos padrões de qualidade da água.

O algoritmo foi aplicado na bacia do rio Atibaia - SP, com a incorporação de uma restrição, representada como um índice, que tem o intuito de distribuir equitativamente a eficiência do tratamento necessária entre as fontes de poluição. O autor ressalta que, sem a consideração de uma medida de equidade, a tentativa de maximizar a quantidade de efluentes lançados resultaria numa alocação de grandes quantidades de efluentes passíveis de serem lançados pelos usuários localizados mais a montante do rio, enquanto que os usuários à jusante deveriam tratar seus efluentes com um nível máximo de eficiência.

O primeiro modelo de otimização tem por objetivo maximizar a concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) emitida pelas fontes de lançamento individuais e maximizar a melhora da qualidade de água, em termos de OD, como representado, a seguir:

$$\text{Maximizar: } FO_1 = \sum_{j=1}^F \frac{W_j}{Q_j} (1 - x_j) \quad (4.40)$$

$$\text{Maximizar: } FO_2 = \sum_{i=1}^M OD_i \quad (4.41)$$

Sujeito a:

$$OD_i > OD_{\text{padrão}} \quad \forall i \quad (4.42)$$

$$0 \leq x_j \leq 1 \quad \forall j \quad (4.43)$$

$W_j$  é a carga de DBO lançada pela fonte  $j$ ;  $Q_j$  é a vazão de lançamento de DBO;  $x_j$  é a eficiência de tratamento;  $F$  é o número de fontes de poluição;  $OD_{padrão}$  é a concentração mínima permissível de OD estipulada pela legislação para uma determinada classe; e  $OD_i$  é a concentração de oxigênio dissolvido encontrada no ponto de monitoramento  $i$  ( $i = 1, 2, \dots, M$ ).

O segundo modelo tem por objetivo maximizar a concentração de DBO emitida pelas fontes de lançamento individuais e minimizar as violações nos padrões de concentração de DBO do corpo receptor, como representado a seguir:

$$\text{Maximizar: } FO_1 = \sum_{j=1}^F \frac{W_j}{Q_j} (1 - x_j) \quad (4.44)$$

$$\text{Minimizar: } FO_2 = \sum_{i=1}^M DBO_i - DBO_{padrão} \quad (4.45)$$

Sujeito a:

$$0 \leq x_j \leq 1 \quad \forall j \quad (4.46)$$

$DBO_{padrão}$  é a concentração mínima permissível de DBO estipulada pela legislação para uma determinada classe;  $DBO_i$  é a concentração de demanda bioquímica de oxigênio encontrada no ponto de monitoramento  $i$  ( $i = 1, 2, \dots, M$ ).

O terceiro modelo apresenta os mesmos objetivos do segundo, porém possui um índice de equidade como restrição. Esse modelo é representado da seguinte forma:

$$\text{Maximizar: } FO_1 = \sum_{j=1}^F \frac{W_j}{Q_j} (1 - x_j) \quad (4.47)$$

$$\text{Minimizar: } FO_2 = \sum_{i=1}^M DBO_i - DBO_{padrão} \quad (4.48)$$

Sujeito a:

$$\frac{1}{F} \cdot \frac{\sum_{j,k=1}^F |x_j - x_k|}{\sum_{j=1}^F x_j} = 1 \quad j \neq k \quad (4.49)$$

$$0 \leq x_j \leq 1 \quad \forall j \quad (4.50)$$

O numerador da restrição (4.49) é a soma do desvio absoluto entre as eficiências de cada fonte, e o denominador a soma das eficiências de todas as fontes de poluição.

Neste contexto, Garcia (2011) desenvolveu um SSD para outorga de diluição de efluentes, integrando modelos de otimização e simulação da qualidade hídrica. Para a implementação do sistema, foram utilizados os seguintes algoritmos evolutivos: Algoritmos Genéticos (AG), *Particle Swarm Optimization* (PSO) e o *Differential Evolution* (DE). A demanda bioquímica de oxigênio foi determinada pela Equação (3.51) e oxigênio dissolvido pela Equação (4.52).

$$L = L_0 e^{-\frac{K_r x}{U}} + \frac{S_L}{K_r} \left( 1 - e^{-\frac{K_r x}{U}} \right) \quad (4.51)$$

$K_r$  é a taxa total de remoção ( $\text{dia}^{-1}$ );  $K_d$  é a taxa de remoção relacionada a decomposição da matéria orgânica ( $\text{dia}^{-1}$ );  $K_s$  é a taxa de remoção relacionada a sedimentação ( $\text{dia}^{-1}$ );  $L_0$  é a concentração de DBO carbonácea inicial ( $\text{mg/L}$ );  $U$  representa a velocidade ( $\text{m/s}$ );  $x$  representa a distância ( $\text{m}$ ) e  $S_L$  representa a carga difusa de DBO ( $\text{g/m}^3\text{dia}$ ).

$$D = D_0 e^{-\frac{K_a x}{U}} + \frac{K_d L_0}{K_a - K_r} \left( e^{-\frac{K_r x}{U}} - e^{-\frac{K_a x}{U}} \right) + \frac{1}{K_a} \left( \frac{S_L K_d}{K_r} \right) \left( 1 - e^{-\frac{K_r x}{U}} \right) - \frac{S_L K_d}{K_r (K_a - K_r)} \left( e^{-\frac{K_r x}{U}} - e^{-\frac{K_a x}{U}} \right) \quad (4.52)$$

$D$  representa o déficit de oxigênio ( $\text{mg/L}$ );  $D_0$  o déficit inicial de oxigênio ( $\text{mg/L}$ ); e  $K_a$  a constante de reaeração ( $\text{dia}^{-1}$ ).

Para a alocação da carga efluente, Garcia (2011) propôs a função objetivo (4.53), cujo objetivo é minimizar o custo de implantação das estações de tratamento de efluentes e maximizar as demandas de uso quantitativo (captações), mantendo o



parâmetro de qualidade da água analisado dentro dos limites da classe de enquadramento.

$$FO = \min \sum_{i=1}^N \text{CustoTrat}_i + \text{Penalidade}_{1i} + \text{Penalidade}_{2i} + \text{Penalidade}_{3i} \quad (4.53)$$

$\text{CustoTrat}_i$  é o custo da implantação do sistema de tratamento no trecho  $i$ ;  $\text{Penalidade}_{1i}$  é a penalidade devido a não obediência dos parâmetros DBO e OD à classe de enquadramento no trecho  $i$ ;  $\text{Penalidade}_{2i}$  é a penalidade devido a não obediência da legislação ambiental para lançamento de efluentes no trecho  $i$ ;  $\text{Penalidade}_{3i}$  é a penalidade devido ao não atendimento à demanda quantitativa requerida pelo usuário no trecho  $i$ ;  $N$  é o número de trechos analisados e  $i$  são trechos do curso d'água.

As funções de custos de implantação dos sistemas de tratamento foram adaptadas de Brites (2010) (Tabela 4.1).

Tabela 4.1 - Funções de custos dos sistemas de tratamento de efluentes.

TIPO DE TRATAMENTO	FUNÇÃO CUSTO 10 <sup>3</sup> R\$/(m <sup>3</sup> /s)	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO
Tratamento primário avançado	$y = 16906 x^{0,92}$	45 %
Reator UASB	$y = 31798 x^{0,94}$	60 %
Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa	$y = 23661 x^{0,99}$	75 %
Reator UASB + Lodo Ativado	$y = 31106 x^{0,902}$	83 %
Lodo Ativado por Aeração Prolongada	$y = 39448 x^{0,92}$	90 %
Lodo Ativado + Filtração Terciária	$y = 131322 x^{1,001}$	93 %
Lodo ativado batelada	$y = 282984 x^{1,10}$	95 %

$y$  – custo da medida de despoluição (R\$);

$x$  – vazão a ser tratada (m<sup>3</sup>/s).

A primeira penalidade é representada pela Equação (4.54) e, segundo o autor, se aplica quando os valores dos parâmetros analisados, DBO e OD, ultrapassam os limites da classe de enquadramento.

$$\text{Penalidade}_1 = \sum_i^N \left( \text{DBO}_{\text{rio}_i} - \text{DBO}_{\text{classe}_i} \right)^2 W_q + \sum_i^N \left( \text{OD}_{\text{rio}_i} - \text{OD}_{\text{classe}_i} \right)^2 W_q \quad (4.54)$$

$DBO_{rio_i}$  é a concentração de DBO no trecho  $i$ ;  $DBO_{classe_i}$  é o limite da classe de enquadramento do parâmetro DBO do corpo d'água no trecho  $i$ ;  $OD_{rio_i}$  é a concentração de OD no trecho  $i$ ;  $OD_{classe_i}$  é o limite da classe de enquadramento do parâmetro de OD no trecho  $i$  e  $W_q$  é o peso aplicado à penalidade para o atendimento à classe de enquadramento do corpo d'água.

De acordo com o autor, o valor do peso para o atendimento a classe de enquadramento do corpo d'água ( $W_q$ ) deve ser alto, caso não sejam desejadas as violações ao enquadramento em nenhum trecho do rio.

A segunda penalidade (4.55) é aplicada quando se deseja avaliar, no processo de otimização, a estratégia de outorga referente ao lançamento de efluentes. Esta estratégia impõe penalidades quando um efluente não respeita os limites máximos de despejo.

$$Penalidade_2 = \sum_i^N \left( DBO_{efluente_i} - DBO_{RestriçãoAmbiental} \right)^2 W_{amb} \quad (4.55)$$

$DBO_{efluente_i}$  é a concentração de DBO do efluente no trecho  $i$ ;  $DBO_{RestriçãoAmbiental}$  é o limite máximo de concentração de DBO que pode ser lançada no corpo receptor segundo a legislação ambiental e  $W_{amb}$  é o peso aplicado à penalidade de restrição ambiental.

Segundo Garcia (2011), a penalidade ( $W_{amb}$ ) deve ser alta, caso não sejam desejadas as violações dos limites ambientais para o lançamento de efluentes em nenhum trecho do rio.

Finalmente, a terceira penalidade (4.56) está relacionada ao não atendimento das demandas de uso requeridas pelos usuários. Segundo o autor, sempre que a demanda de um usuário não for atendida, haverá uma penalização na função objetivo.

$$Penalidade_3 = \sum_j^N \left( DEM_{req_i} - DEM_{otim_i} \right)^2 W_{dem} \quad (4.56)$$

$DEM_{req_i}$  é a demanda quantitativa requerida pelo usuário no trecho  $i$ ;  $DEM_{otim_i}$  é a demanda otimizada pelo algoritmo para o usuário (vazão disponibilizada para captação) no trecho  $i$ ;  $N$  é o número de trechos analisados e  $W_{dem}$  é o peso aplicado à penalidade.

Para o processo de otimização, o autor impõe uma restrição, na qual a variável decisória Eficiência de Tratamento ( $Eft$ ) deve permanecer entre os limites impostos nos dados de entrada do modelo. Essa restrição é apresentada na Equação (4.57).

$$Eft_{min_i} \leq Eft_i \leq Eft_{max_i} \quad (4.57)$$

$Eft_{min_i}$  é a eficiência de tratamento mínima imposta pelo gestor para o efluente  $i$ ;  $Eft_i$  é a eficiência de tratamento otimizada pelo algoritmo para o efluente  $i$ ;  $Eft_{max_i}$  é a eficiência de tratamento máxima imposta pelo gestor para o efluente  $i$ .

Além disso, o autor considera que, ao permitir déficit de demanda, assume-se como restrição a variável decisória de demanda ( $DEM_{otim_i}$ ). Tal restrição deve permanecer entre os limites impostos, pelo gestor, conforme descrito na Equação (4.58).

$$DEM_{otimmin_i} \leq DEM_{otim_i} \leq DEM_{otimax_i} \quad (4.58)$$

$DEM_{otimmin_i}$  é a demanda mínima imposta pelo gestor para a captação  $i$ .  $DEM_{otim_i}$  é a demanda otimizada pelo algoritmo para a captação  $i$  e  $DEM_{otimax_i}$  é a demanda máxima imposta pelo gestor para a captação  $i$ .

### 4.3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Muitos são os SSDs desenvolvidos para auxílio a processos decisórios. Apesar dos avanços obtidos, maiores esforços são necessários na busca de desenvolver SSDs capazes de integrar diferentes tipos de modelos e, ainda, serem de fácil aplicação a complexos problemas de decisão relacionados com o gerenciamento da qualidade hídrica.

A utilização conjunta de modelos de simulação e otimização pode ser bastante eficaz na solução de problemas de planejamento e gerenciamento de recursos hídricos. A elaboração de SSDs que busquem formas de quantificar, avaliar e analisar os múltiplos objetivos envolvidos nos processos de gestão dos recursos hídricos pode simplificar esses processos que, na maioria das vezes, são de grande complexidade. Os SSDs podem auxiliar gestores na identificação e avaliação de planos de gestão, de forma a compatibilizar os diversos usos e evitar a degradação quali-quantitativa dos recursos hídricos.

Os modelos de Burn e Yulianti (2001), Yandamuri et al.(2006) e Albertin (2008), apresentados neste capítulo, não estão acoplados em Sistemas de Suporte à Decisão, ou seja, a aplicação desses modelos fica restrita a especialistas. Além disso, os modelos citados consideram unicamente um conjunto de variáveis de decisão relacionadas com eficiências de tratamento de efluentes. Os modelos também apresentam funções que abrangem dois objetivos simultaneamente. Entretanto, diversos problemas relacionados com a gestão dos recursos hídricos envolvem a consideração de múltiplos usos, usuários e objetivos, sendo nestes casos, recomendável a utilização de modelos que contemplem, em uma única função objetivo, questões de equidade, qualidade e eficiência econômica.

O método de otimização implementado para resolver os modelos existentes foi o Algoritmo Genético. No entanto, outras meta-heurísticas de fácil implementação e desempenho comprovado em trabalhos anteriores, como o *Simulated Annealing*, também podem ser usadas para resolução do problema.

Garcia (2011), embora aborde, em uma única função objetivo, diversas metas, deixa de tratar um importante objetivo, a medida de equidade. A medida de equidade parte do princípio que fontes com maior carga poluidora devem ter níveis mais altos de tratamento. Tal objetivo difere daquele tratado pelo autor, que considera que os níveis de tratamento adotados devem ser iguais para os grupos de usuários com mesma finalidade de uso, o que necessariamente não implica que estes usos terão a mesma carga de lançamento. Além disso, o autor não adota uma importante restrição, que vem ao encontro ao atendimento da legislação brasileira, a de não violação de qualidade do corpo hídrico, em relação ao parâmetro oxigênio dissolvido.

## 5. MATERIAIS E MÉTODOS

### 5.1. METODOLOGIA PROPOSTA

A metodologia proposta nesta tese prevê a integração de um modelo de simulação da qualidade hídrica, um modelo para o cálculo da vazão de diluição de efluentes, e um modelo de otimização multiobjetivo, além do estabelecimento de uma base comum para inserção e análise de dados, na forma de um Sistema de Suporte à Decisão (SSD). Dessa maneira, pretende-se quantificar a carga de DBO no corpo receptor, e analisar as possíveis opções de controle da poluição para promover a redução destas cargas. Ou seja, fazer com que a carga total no corpo receptor seja menor ou igual à carga total permitida e, conseqüentemente, o corpo d'água esteja de acordo com a classe pré-estabelecida pelo enquadramento ou comum determinado padrão de qualidade definido pelo gestor.

A seguir, são descritas em detalhes as abordagens propostas.

#### 5.1.1. Modelo de Otimização Proposto

Como descrito nos capítulos anteriores, o objetivo principal deste estudo é desenvolver um modelo de otimização multiobjetivo único e geral, para a otimização da alocação de cargas efluentes em corpos d'água. Sendo assim, foi proposto um modelo geral de otimização multiobjetivo que considera diferentes objetivos e variáveis em uma única função objetivo.

A função objetivo é dividida em três termos, considerando cinco objetivos distintos. O primeiro termo (5.1) tem como objetivo reduzir os custos de tratamento de efluentes, expresso pela diminuição da eficiência de tratamento, e aumento da vazão de lançamento. O segundo termo (5.2), proposto por Burn e Yulianti (2001), busca reduzir a inequidade entre todas as descargas efluentes, e o terceiro (5.3) tem como objetivo reduzir as violações das concentrações de OD e DBO. As restrições (5.4) e (5.5) se referem aos resultados da simulação por meio do QUAL2E. Nesses casos, são considerados como parâmetros as eficiências de tratamento e a vazão de todas as  $n$  fontes de lançamento, ou seja:  $\mathbf{x} = \{x_i \mid i = 1, \dots, n\}$ ,  $\mathbf{y} = \{y_i \mid i = 1, \dots, n\}$ , e  $\lambda$  representa os demais parâmetros condicionantes à simulação do QUAL2E. Já as

restrições (5.6) e (5.7) definem os conjuntos de valores possíveis para as variáveis de decisão.

Considerando a existência de um curso d'água dividido em  $m$  elementos ( $m = 1, \dots, m$ ), e a existência de  $n$  fontes de lançamento de efluentes ( $n = 1, \dots, n$ ), o modelo proposto é apresentado da seguinte forma:

Minimizar:

$$w_1 \sum_{i=1}^n x_i - w_2 \sum_{i=1}^n y_i \quad (5.1)$$

$$+ w_3 \sum_{i=1}^n \left| \frac{x_i}{\bar{x}} - \frac{v_i}{\bar{v}} \right| \quad (5.2)$$

$$+ w_4 \sum_{j=1}^m \max(0, OD_{\min} - OD_j) + w_5 \sum_{j=1}^m \max(0, DBO_j - DBO_{\max}) \quad (5.3)$$

Sujeito a:

$$OD_j = f_1(\mathbf{x}, \mathbf{y}, \boldsymbol{\lambda}) \quad \forall j = 1, \dots, m \quad (5.4)$$

$$DBO_j = f_2(\mathbf{x}, \mathbf{y}, \boldsymbol{\lambda}) \quad \forall j = 1, \dots, m \quad (5.5)$$

$$x_i \in \theta \quad \forall i = 1, \dots, n \quad (5.6)$$

$$y_i \in \tau \quad \forall i = 1, \dots, n \quad (5.7)$$

$x_i$  e  $y_i$  representam a eficiência de tratamento e a vazão de lançamento no efluente  $i$ , respectivamente;  $v_i$  indica a vazão mássica da fonte de lançamento  $i$ ;  $\bar{x}$  e  $\bar{v}$  indicam, respectivamente, as médias das eficiências de tratamento e das vazões mássicas dos efluentes;  $OD_{\min}$  e  $DBO_{\max}$  representam, respectivamente, a concentração mínima de Oxigênio Dissolvido (OD) e a concentração máxima de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) permitida no trecho correspondente ao elemento  $j$  do curso d'água;  $OD_j$  e  $DBO_j$  indicam a concentração de OD e de DBO no elemento  $j$  do curso d'água;  $f_1$  e  $f_2$  são funções para o cálculo da concentração de OD e DBO, considerando o conjunto de valores para a eficiência de tratamento nas fontes de lançamento ( $\mathbf{x} = \{x_i \mid i = 1, \dots, n\}$ ), as vazões de lançamento ( $\mathbf{y} = \{y_i \mid i = 1, \dots, n\}$ ) e outros parâmetros constituintes ( $\boldsymbol{\lambda}$ ) usados pelo modelo de simulação QUAL2E, o qual é usado para calcular os valores desta função;  $\theta$  e  $\tau$  estão relacionados aos conjuntos com uma escala de valores possíveis para a eficiência de tratamento ( $\mathbf{x}$ ) e a vazão de lançamento ( $\mathbf{y}$ ) para cada fonte de efluente. Finalmente, o modelo inclui o vetor de penalização  $\mathbf{w} = \{w_k \mid w_k \geq 0, k = 1, \dots, 5\}$ ,

usado para “equilibrar” os diferentes termos na função objetivo, ou seja, para designar a importância (relação) de cada termo, considerando os demais. A Tabela 4.1 resume os principais parâmetros e variáveis utilizadas no modelo.

Tabela 5.1 - Resumo dos dados usados no modelo.

Dados	Descrição	Unidade
$n$	Número de fontes de efluentes	-
$m$	Número de elementos no rio	-
$x_i^*$	Eficiência de tratamento do efluente na fonte $i$	%
$y_i^*$	Vazão de lançamento do efluente na fonte $i$	m <sup>3</sup> /s
$v_i$	Vazão mássica do efluente na fonte $i$	mg/s
$\bar{x}_i$	Média das eficiências de tratamento dos efluentes	%
$\bar{v}_i$	Média das vazões mássicas dos efluentes	mg/s
$w_k$	Valor de penalização do objetivo $k$	positivo
$OD_j$	Concentração de OD no elemento $j$	mg/L
$DBO_j$	Concentração de DBO no elemento $j$	mg/L
$OD_{\min}$	Limite mínimo de oxigênio dissolvido	mg/L
$DBO_{\max}$	Limite máximo de demanda bioquímica de oxigênio	mg/L
$\theta$	Conjunto com a escala de valores para as eficiências de tratamento	-
$\tau$	Conjunto com a escala de valores para as vazões de lançamento	-

\*variáveis de decisão

As Figuras 5.1 a 5.3 ilustram a aplicação do modelo proposto. Na Figura 5.1, observa-se que, quando são encontrados menores valores para o primeiro, terceiro, quarto e quinto objetivos, e o maior valor para o segundo, têm-se a “melhor solução”. Ou seja, como é uma função de minimização, encontra-se os menores valores para a função objetivo.

A Figura 5.2 apresenta um exemplo para ilustrar a aplicação do modelo proposto. Foi considerada a existência de curso d’água dividido em 4 elementos ( $m = 1,2,3,4$ ) e a existência de 2 fontes de lançamento de efluentes ( $n = 1,2$ ). As eficiências de tratamento adotadas foram de 30% e 50% ( $x_1$  e  $x_2$ ), as vazões de lançamento de 0,7 m<sup>3</sup>/s e 0,04 m<sup>3</sup>/s ( $y_1$  e  $y_2$ ) e as concentrações de DBO de 450 mg/L e 300 mg/L.



1° Objetoivo	2° Objetoivo	3° Objetoivo	4° Objetoivo	5° Objetoivo
Minimizar a eficiência de tratamento	Maximizar a vazão de lançamento	Minimizar a inequidade	Minimizar a violação de OD	Minimizar a violação de DBO
$w_1 \sum_{i=1}^n X_i - w_2 \sum_{i=1}^n Y_i + w_3 \sum_{j=1}^n \left  \frac{X_j}{\bar{X}_j} - \frac{V_j}{\bar{V}} \right  + w_4 \sum_{j=1}^m \max(0, OD_{\min} - OD_j) + w_5 \sum_{j=1}^m \max(0, DBO_j - DBO_{\max})$				
Exemplo: (a) $w_1x(1) - w_2x(1) + w_3x(100) + w_4x(100) + w_5x(100) = 399$ (b) $w_1x(1) - w_2x(100) + w_3x(1) + w_4x(1) + w_5x(1) = -96$ (c) $w_1x(0) - w_2x(1000) + w_3x(0) + w_4x(0) + w_5x(0) = -1000$ $w_1, w_2, w_3, w_4$ e $w_5 = 1$				

Figura 5.1 - Ilustração dos diferentes objetivos.

No exemplo da Figura 5.2, os padrões considerados foram aqueles estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 para classe 2, ou seja,  $OD_{\min} = 5\text{mg/L}$  e  $DBO_{\max} = 5\text{mg/L}$ . Considerou-se que após o lançamento de efluentes por estas fontes, a concentração de OD e DBO em cada elemento seria de 2 mg/L e 20 mg/L (no primeiro elemento), 5 mg/L e 9 mg/L (no segundo elemento), 8 mg/L e 2 mg/L (no terceiro elemento) e 3 mg/L e 25 mg/L (no quarto elemento).

$i=1$ $x_1 = 30\%$ $y_1 = 0,7\text{m}^3/\text{s}$ $C_{\text{DBO}} = 450\text{mg/l}$	$i=2$ $x_2 = 50\%$ $y_2 = 0,04\text{m}^3/\text{s}$ $C_{\text{DBO}} = 300\text{mg/l}$	$1^\circ \text{ Objetoivo } \sum_{i=1}^n x_i = 0,3 + 0,5$								
<table border="1"> <tr> <td>OD<sub>1</sub>=2mg/l</td> <td>OD<sub>2</sub>=5mg/l</td> <td>OD<sub>3</sub>=8mg/l</td> <td>OD<sub>4</sub>=3mg/l</td> </tr> <tr> <td>DBO<sub>1</sub>=20mg/l</td> <td>DBO<sub>2</sub>=9mg/l</td> <td>DBO<sub>3</sub>=2mg/l</td> <td>DBO<sub>4</sub>=25mg/l</td> </tr> </table> <p>Trecho 1</p> <p>Elementos computacionais (j)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Fontes de lançamento (i)</li> <li><math>v_1 = 0,7 \times 450(1-0,3) = 220,5\text{kg/s}</math></li> <li><math>v_2 = 0,04 \times 300(1-0,5) = 6\text{kg/s}</math></li> </ul>		OD <sub>1</sub> =2mg/l	OD <sub>2</sub> =5mg/l	OD <sub>3</sub> =8mg/l	OD <sub>4</sub> =3mg/l	DBO <sub>1</sub> =20mg/l	DBO <sub>2</sub> =9mg/l	DBO <sub>3</sub> =2mg/l	DBO <sub>4</sub> =25mg/l	$2^\circ \text{ Objetoivo } \sum_{i=1}^n y_i = 0,7 + 0,04$
OD <sub>1</sub> =2mg/l	OD <sub>2</sub> =5mg/l	OD <sub>3</sub> =8mg/l	OD <sub>4</sub> =3mg/l							
DBO <sub>1</sub> =20mg/l	DBO <sub>2</sub> =9mg/l	DBO <sub>3</sub> =2mg/l	DBO <sub>4</sub> =25mg/l							
$3^\circ \text{ Objetoivo } \sum_{j=1}^n \left  \frac{X_j}{\bar{X}_j} - \frac{V_j}{\bar{V}} \right  = \left  0,3/((0,3+0,5)/2) - 220,5/((220,5+6)/2) \right  + \left  0,5/((0,3+0,5)/2) - 6/((220,5+6)/2) \right  =  0,75 - 1,94  +  1,25 - 0,053 $										
$4^\circ \text{ Objetoivo } \sum_{j=1}^m \max(0, OD_{\min} - OD_j) = \max(0,5 - 2) + \max(0,5 - 5) + \max(0,5 - 8) + \max(0,5 - 3) = 3 + 0 + 0 + 2$										
$5^\circ \text{ Objetoivo } \sum_{j=1}^m \max(0, DBO_j - DBO_{\max}) = \max(0,20 - 5) + \max(0,9 - 5) + \max(0,2 - 5) + \max(0,25 - 5) = 15 + 3 + 0 + 20$										

Figura 5.2 - Aplicação da função objetivo.

Observa-se que para minimizar o terceiro objetivo (medida de inequidade), o modelo busca aumentar a eficiência de tratamento para a fonte 1, que apresenta a maior carga de lançamento, e/ou diminuir esta carga, reduzindo a vazão de lançamento (Figura 5.2). A possibilidade de reduzir ou aumentar a vazão de lançamento é um dos diferenciais do modelo proposto em relação àqueles discutidos no Capítulo 4. Ressalta-se que a vazão é uma das principais informações necessárias para o projeto de Estações de Tratamento de Efluente (ETE). Este parâmetro é importante

tanto para o dimensionamento das unidades das ETEs quanto para a análise da autodepuração dos corpos d'água e do atendimento ao enquadramento dos corpos d'água.

No quarto (violação de OD) e quinto (violação de DBO) objetivos, busca-se zerar as violações de OD e DBO (Figura 5.2).

A escolha dos valores dos pesos  $w_k$  é baseada na “importância” de cada um dos diferentes objetivos, de acordo com a avaliação do gestor (Figura 5.3). É importante ressaltar que para o atendimento às legislações ambientais, adotam-se valores altos para  $w_4$  e  $w_5$ , o que buscará a não violação aos limites correspondentes ao enquadramento em nenhum trecho do rio.

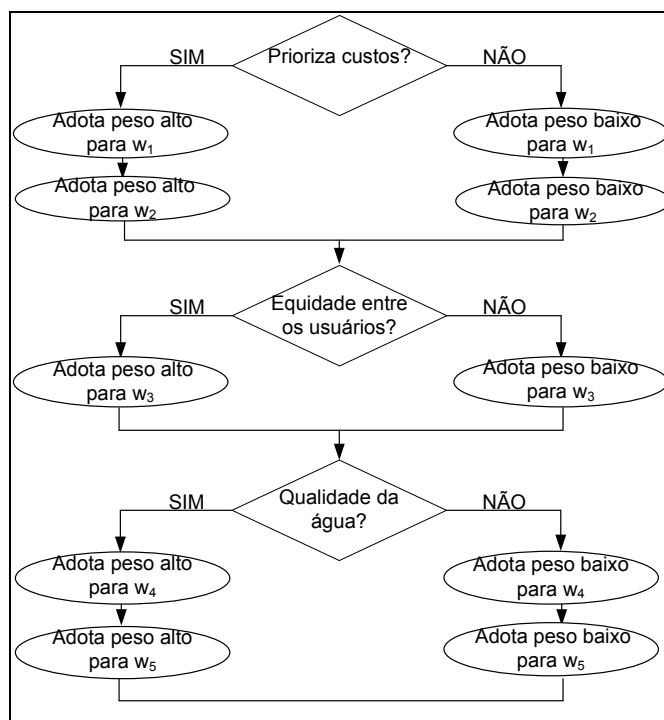


Figura 5.3 - Ilustração dos pesos adotados na função objetivo.

O modelo proposto generaliza todos os outros citados no Capítulo 4, por meio da definição dos valores para o vetor  $w$ . Assim, os tomadores de decisão podem definir os valores para este vetor, considerando suas próprias prioridades.

Além disso, o modelo proposto considera um conjunto de variáveis de decisão relacionado com a vazão de lançamento dos efluentes (inexplorado nos trabalhos

anteriores). Esta abordagem é de interesse por representar alguns casos reais, nos quais, por exemplo, o tomador de decisão tem que decidir em aumentar ou diminuir a vazão de lançamento dos efluentes para manter uma determinada eficiência de tratamento de efluentes. Esse fato ainda permite uma variação na medida de inequidade de forma mais apropriada.

Outro aspecto do modelo proposto (também inexplorado nos trabalhos anteriores) está relacionado com a possibilidade de admitir violações na medida de equidade e nos limites de OD e DBO, aumentando o número de “possíveis” soluções. Esse fato pode refletir algumas situações reais, nas quais violações mínimas dos limites de OD ou DBO ou da medida de inequidade são “aceitáveis” pelo tomador de decisão. Por fim, o modelo também permite considerar ou ignorar qualquer um dos termos da função objetivo.

### **5.1.2. Métodos de Otimização Utilizados**

Os métodos de otimização implementados para resolver o modelo proposto foram o de *busca sequencial* e o *Simulated Annealing*. É importante destacar que os resultados apresentados na próxima seção estarão limitados ao método *Simulated Annealing*.

A busca sequencial consiste basicamente em testar todos os valores possíveis para as variáveis de decisão do modelo (eficiência de tratamento e vazão), ou seja, representa um método de enumeração explícita. Esse tipo de método é útil quando o conjunto de valores possíveis para as variáveis de decisão é muito restrito, ou quando se trata de um curso d'água pequeno em comprimento e recebendo poucos lançamentos. Ou seja, essa alternativa pode ser interessante quando apenas poucas situações necessitam ser testadas. O objetivo da aplicação desse método consiste na análise prévia tanto da complexidade do modelo proposto quanto dos cenários reais de aplicação do SSD.

Entretanto, sendo o intuito desta pesquisa desenvolver metodologia capaz de tratar diferentes cenários, independentemente de suas especificidades, foi implementado o *Simulated Annealing* - SA (KIRKPATRICK et al., 1983).

A Figura 5.4 apresenta o pseudo-código do algoritmo SA implementado para resolução do modelo proposto para alocação de cargas efluentes.

```

1.  $S \leftarrow$  solução inicial;
2.  $S^* \leftarrow S$ ;  $i \leftarrow 0$ ;  $T \leftarrow T_0$ ;
3. ENQUANTO ( $T > T_c$ ) FAÇA
4.   ENQUANTO ( $i < SA_{max}$ ) FAÇA
5.      $i \leftarrow i + 1$ ;
6.     GERAR (um vizinho  $S' \in N(S)$ );
7.      $\Delta \leftarrow f(S') - f(S)$ ;
8.     SE ( $\Delta < 0$ )
9.        $S \leftarrow S'$ ;
10.      SE ( $f(S') < f(S^*)$ )
11.         $S^* \leftarrow S'$ ;
12.      FIM-SE;
13.    SENÃO
14.      Com probabilidade  $e^{-\Delta/T}$ 
15.         $S \leftarrow S'$ ;
16.    FIM-SE;
17.  FIM-ENQUANTO;
18.   $T \leftarrow \alpha * T$ ;  $i \leftarrow 0$ ;
19. FIM-ENQUANTO;
20. RETORNAR  $S^*$ ;

```

Figura 5.4 - Algoritmo SA implementado.

Primeiramente, encontra-se uma solução inicial  $S$ . Assim,  $S$  pode ser diretamente determinada pelo tomador de decisão (conjunto de valores para as variáveis de decisão  $x_i$  e  $y_i$ ,  $i = 1, \dots, n$ ) ou geradas automaticamente, selecionando valores aleatórios para as variáveis de decisão  $x_i$  e  $y_i$  ( $\forall i = 1, \dots, n$ ;  $x_i \in \theta$ ;  $y_i \in \tau$ ).

A solução  $S$  é representada por uma matriz de 2 dimensões, com duas linhas e  $n$  colunas. A primeira linha indica a eficiência de tratamento para as  $n$  fontes de efluentes (colunas), e a segunda linha indica as vazões de lançamento. A Figura 5.5 ilustra um exemplo para uma solução hipotética  $S$ , com três fontes de efluentes ( $n = 3$ ).

	$x_1$	$x_2$	$x_3$
$S$	76	57	49
	0.05	0.04	0.07
	$y_1$	$y_2$	$y_3$

Figura 5.5 - Representação de uma solução.

Para determinar a vizinhança  $N(S)$ , ou seja, para gerar uma solução  $S'$ , seleciona-se aleatoriamente uma fonte de poluição  $i$  ( $i = 1, \dots, n$ ) e um novo valor para a respectiva variável de decisão  $x_i$  (dentro dos valores de  $\theta$ ) ou  $y_i$  (dentro dos valores de  $\tau$ ). Finalmente, a função  $f(S)$  representa a função objetivo formada pelos termos (5.1), (5.2) e (5.3), e é utilizada para calcular o “custo” de uma solução de  $S$ . A Figura 5.6 ilustra um exemplo para a criação de uma solução  $S'$  a partir de uma solução hipotética  $S$ .

	$x_1$	$x_2$	$x_3$
$S$	76	57	49
	0.05	0.04	0.07
	$y_1$	$y_2$	$y_3$

→

	$x_1$	$x_2$	$x_3$
$S'$	76	57	85
	0.05	0.04	0.07
	$y_1$	$y_2$	$y_3$

Figura 5.6 - Exemplo para geração de uma solução vizinha.

Depois de definir esses passos, pode-se dizer que o SA consiste basicamente em dois laços de repetição, e as soluções são melhoradas por mudanças aleatórias guiadas por uma análise estatística. Mais detalhes sobre o SA podem ser vistos em Kirkpatrick et al. (1983).

Assim como os principais métodos de otimização (Algoritmos Genéticos, Busca Tabu, etc.), o SA utiliza alguns parâmetros: razão de resfriamento  $\alpha$ , número máximo de iterações  $SA_{\max}$ , temperatura inicial  $T_0$  e temperatura de congelamento  $T_c$ .

Neste trabalho, estes parâmetros foram definidos empiricamente, após inúmeros experimentos, considerando diversas variações dos mesmos. Os melhores valores obtidos foram os seguintes:  $T_0 = 2000$ ,  $T_c = 0,01$ ,  $\alpha = 0,975$  e  $SA_{\max} = 1000$ .

### 5.1.3. Automatização do Modelo QUAL2E

O modelo de simulação da qualidade hídrica escolhido para ser aplicado neste trabalho é o QUAL2E, desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA). Este modelo, além de ser gratuito e com código-fonte aberto, é versátil, e por isso foi escolhido como instrumento básico para o desenvolvimento do SSD proposto.

Como a ferramenta básica do Sistema de Suporte à Decisão proposto é o modelo QUAL2E, muitas das definições aqui apresentadas foram compiladas do manual do mesmo, desenvolvido por Brown e Barnwell (1987).

O modelo QUAL2E permite avaliar e simular lançamentos ao longo de todo o trecho do rio. Entretanto, requer tempo, dado o grande número de rotinas necessárias para o preenchimento de dados, sendo necessária a execução do modelo toda vez que se optar pela análise de um novo local de lançamento, utilizando para tal uma interface pouco amigável, o AQUAL2E. Assim, tornou-se necessário o desenvolvimento de uma interface amigável e a automatização do modelo, de forma a permitir que a simulação do novo lançamento sofra variações no seu posicionamento ao longo de todo o trecho do rio, de forma simples e automática.

Para isso, foram utilizados os fundamentos da “*Modelagem Orientada a Objetos*” por meio da linguagem de programação *Object Pascal* e o ambiente de programação *Borland Delphi*.

A Programação Orientada a Objetos (POO) foi escolhida para o desenvolvimento do software com o intuito de facilitar o trabalho de programação em módulos e a atualização de versões.

Para o desenvolvimento do sistema foram criados três componentes: um banco de dados, uma base de modelo e uma interface gráfica. O banco de dados foi criado para gerenciar as informações e armazenar os dados, oferecendo ao gestor grande flexibilidade no manuseio desses dados, permitindo acrescentar, excluir ou alterar informações, de forma rápida e simples.

A base de modelo é composta pelo QUAL2E, que simula o comportamento do sistema real, ou seja, transforma os dados de entrada (armazenados no banco de dados) em informações. A principal informação gerada pelo modelo é a concentração de determinado parâmetro no corpo hídrico, após o lançamento de efluentes por fontes pontuais ao longo dos trechos. Além disso, o modelo gera

também resultados de parâmetros hidráulicos, coeficientes de reação e do balanço de oxigênio dissolvido.

A interface gráfica, ou o módulo de diálogo, termo utilizado por muitos autores na definição de um SSD, foi criada para facilitar a manipulação do sistema pelo gestor e fazer a integração entre o banco de dados e o modelo QUAL2E. Com isso, permite a comparação da situação do corpo receptor antes e após o lançamento de efluentes, por meio de gráficos e tabelas. Com a interface gráfica criada, é possível inserir os dados requeridos para a modelagem da qualidade hídrica, de maneira simples e amigável.

A principal motivação para a automatização do modelo QUAL2E foi a necessidade de permitir a inclusão de um novo lançamento, além daqueles já existentes na bacia, em qualquer elemento da bacia. A automatização permite a previsão da situação da qualidade hídrica da bacia, com lançamentos futuros, e possibilitar a escolha do melhor local para o lançamento, considerando a capacidade de autodepuração do corpo hídrico. Desta forma, pode ser muito útil para um prognóstico de cenários futuros da bacia, tornando o SSD ferramenta para o planejamento territorial da bacia hidrográfica.

A importância dessa automatização pode ser percebida mais claramente por meio de um exemplo. Suponhamos que duas fontes de lançamento de efluentes e uma fonte de captação já estejam outorgadas na bacia; e que uma nova fonte será implantada. Para isso, deseja-se saber qual o melhor local para o lançamento de seus efluentes, considerando a capacidade de autodepuração do corpo hídrico e o enquadramento. O sistema permitirá que esse novo lançamento seja realizado em todos os elementos da bacia, e que os resultados sejam comparados com as concentrações permitidas pela classe em que o corpo d'água estiver enquadrado, permitindo identificar valores superiores ao estabelecido pelo enquadramento.

#### **5.1.4. Modelo de Vazão de Diluição**

A quarta e última etapa deste estudo está relacionada à inserção, no SSD, dos cálculos das vazões requeridas geral e disponíveis para diluição dos efluentes e das

vazões mínimas e residuais. Para isso, foram utilizadas as equações apresentadas a seguir, formuladas por Roques (2006), Kelman (1997) e Rodrigues (2000).

$$Q_{requeridageral} = \sum_{j=1}^m Q_{requerida_j} \quad (5.8)$$

Sendo:

$$Q_{requerida_j} = \alpha_{k,j} \cdot \lambda_j \cdot Q_{requerida_{j_0}} \quad (5.9)$$

$$\alpha_{k,j} = \frac{C_{depois_j} - C_{antes_j}}{C_{depois_{j_0}} - C_{antes_{j_0}}} \quad (5.10)$$

$$\lambda_j = \frac{C_{max\ permit_{j_0}}}{C_{max\ permit_j}} \quad (5.11)$$

$$Q_{requerida_{j_0}} = Q_{eflu_{j_0}} + Q_{dilu_{j_0}} \quad (5.12)$$

$$Q_{dilu_{j_0}} = Q_{eflu_{j_0}} \cdot \frac{(C_{eflu_{j_0}} - C_{max\ permit_{j_0}})}{(C_{max\ eflu_{j_0}} - C_{nat})} \quad (5.13)$$

$Q_{requeridageral}$  é a vazão de diluição requerida na bacia, considerando todos os usuários e o parâmetro DBO;  $Q_{requerida_j}$  é a vazão requerida para diluição de DBO no trecho correspondente ao elemento  $j$  da bacia, à jusante do lançamento;  $Q_{requerida_{j_0}}$  é a vazão requerida para diluição de DBO no ponto de lançamento do efluente;  $C_{depois_j}$  e  $C_{depois_{j_0}}$  representam, respectivamente, a concentração do efluente no rio após o lançamento, no elemento  $j$  da bacia e no ponto de lançamento;  $C_{antes_j}$  e  $C_{antes_{j_0}}$  representam, respectivamente, a concentração do efluente no rio antes do lançamento, diluída na vazão do efluente, no elemento  $j$  da bacia e no ponto de lançamento;  $C_{max\ permit_j}$  e  $C_{max\ permit_{j_0}}$  é a concentração máxima permitida de DBO para o corpo receptor, no elemento  $j$  da bacia e no ponto de lançamento, respectivamente;  $Q_{eflu_{j_0}}$  é vazão de lançamento do efluente;  $C_{eflu_{j_0}}$  é a concentração do efluente e  $C_{nat}$  é a concentração natural de DBO no corpo receptor.



A Equação (5.10) descreve o coeficiente de utilização da vazão qualitativa para o parâmetro DBO, obtido por meio das simulações realizadas com o modelo computacional QUAL2E. Esse coeficiente foi proposto por Rodrigues (2000), e segundo este autor, a subtração entre as concentrações após o lançamento e antes deste, diluído na vazão do lançamento, permite avaliar a contribuição individual de cada lançamento, sem a influência de outros, outorgados ou não.

A Equação (5.11) representa o coeficiente de alteração da concentração máxima permitida em trechos situados à jusante do lançamento. A Equação (5.13) refere-se à vazão de diluição no ponto de lançamento do efluente, proposta por Kelman (1997) e utilizada por MMA (2000) e IEMA (2006).

A vazão máxima outorgável para diluição foi determinada de acordo com a metodologia proposta por Roques (2006), considerando a outorga para diluição integrada à outorga para captação, como apresentado nas seguintes equações:

$$Q_{disp_x} = Q_{max\ dilui} + \sum_{i=0}^z Q_{eflu_i} \quad (5.14)$$

$$Q_{max\ dilui} = Q_{ref} - \sum_{j=0}^y Q_{capta_j} \quad (5.15)$$

A vazão disponível para diluição nos elementos de cada trecho é definida pelo somatório da vazão máxima outorgável para diluição ( $Q_{max\ dilui}$ ) com as vazões de todos os lançamentos a montante, incluindo a do trecho em análise ( $Q_{eflu_i}$ ). A concessão da outorga para diluição deve atender a seguinte equação:

$$Q_{disp_x} - Q_{requerida_x} \geq 0 \quad (5.16)$$

Para avaliação da outorga para captação, deve-se calcular as vazões mínimas e residuais. O cálculo dessas vazões é descrito nas Equações (4.17) e (4.18).  $Q_{min}$  é a vazão mínima que deve permanecer no corpo d'água.

$$Q_{\min} = Q_{ref} - Q_{\max\ captada} \quad (5.17)$$

$$Q_{residual} = Q_{ref} - \sum_{j=0}^y Q_{capta_j} \quad (5.18)$$

A concessão da outorga para captação deve atender a seguinte equação:

$$Q_{residual} \geq Q_{\min} \quad (5.19)$$

Para determinar a vazão utilizada na simulação com o modelo QUAL2E, considera-se a condição mais crítica do corpo receptor, normalmente representada pela vazão de referência. A vazão para o corpo receptor utilizada no modelo, considerando a outorga para diluição integrada à captação, é dada pela seguinte equação:

$$Q_{simulação} = Q_{ref} \quad (5.20)$$

Na Figura 5.7 têm-se o esquema da metodologia apresentada para o cálculo da vazão de diluição.

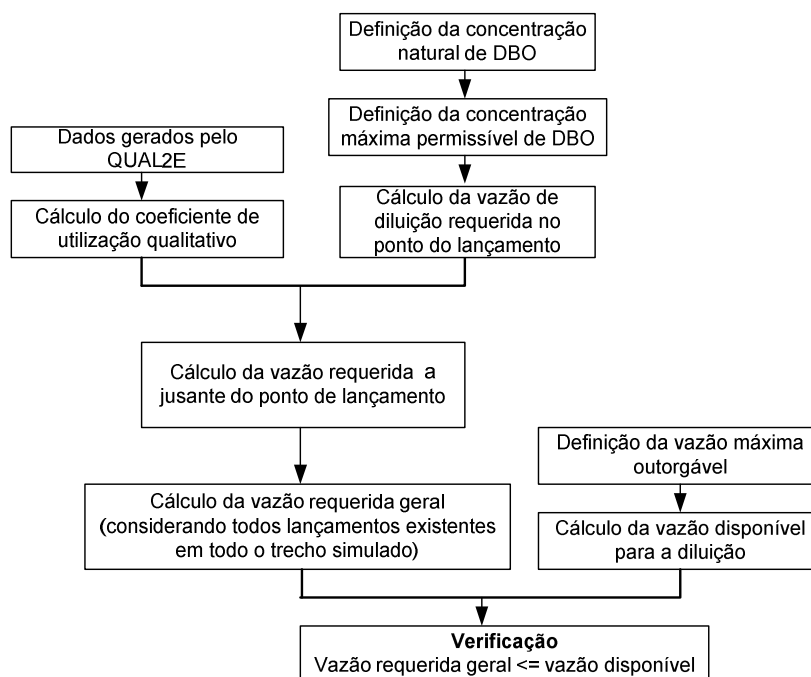


Figura 5.7 - Representação esquemática do cálculo da vazão de diluição.

### 5.1.5. Área de Estudo

O SSD proposto pode ser aplicado em qualquer bacia hidrográfica. Porém, como área de estudo, foi adotada a bacia do rio Santa Maria da Vitória, no Estado do Espírito Santo (Figura 5.8).

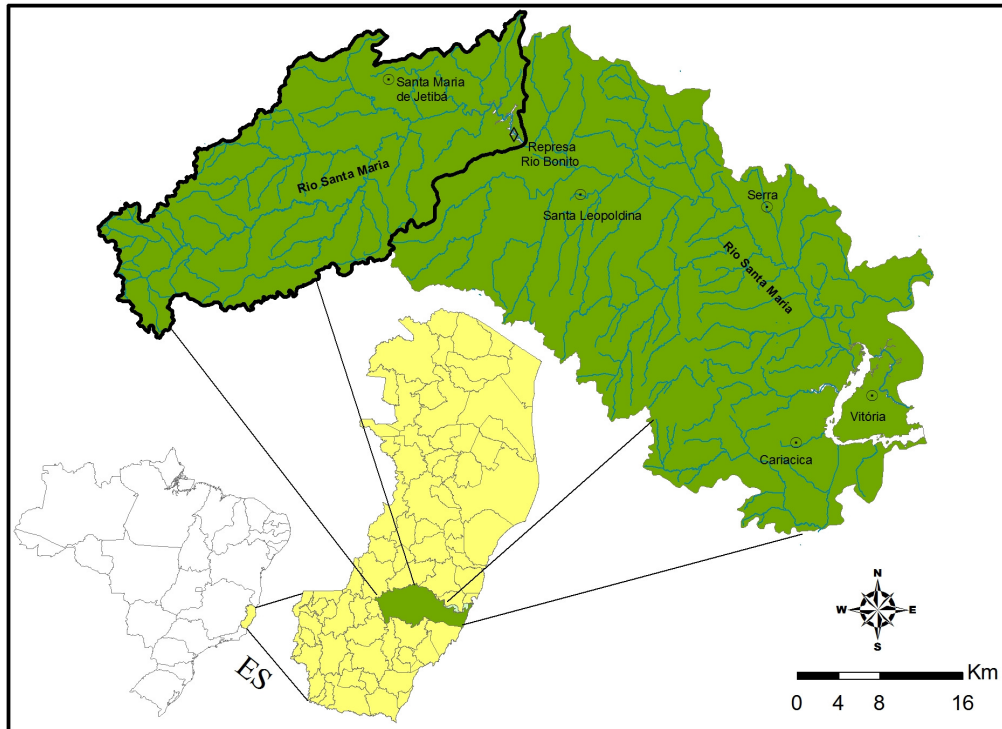


Figura 5.8 - Localização da bacia do rio Santa Maria da Vitória.

A escolha dessa bacia se deve à facilidade para obtenção de informações e dados necessários à aplicação do sistema, já que diversos trabalhos foram realizados nessa região pelo Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos (GEARH), da Universidade Federal do Espírito Santo, e também por Habtec (1997), Caiado (1999), Roques (2006) e Zamprogno (1999).

A bacia do rio Santa Maria da Vitória, um dos principais mananciais de abastecimento de água da Grande Vitória, no Estado do Espírito Santo, possui uma área de aproximadamente 1.660 km<sup>2</sup>, e engloba os municípios de Santa Maria de Jetibá, Santa Leopoldina, Cariacica, Serra e a capital Vitória.

O rio Santa Maria da Vitória tem como limites as coordenadas 19°56' e 20°18' de latitude sul, 40°20' e 41°05' de longitude oeste e é subdividido nas seguintes regiões  
a) Alto Santa Maria da Vitória: da nascente até a represa de Rio Bonito; b) Médio

Santa Maria da Vitória: da Represa de Rio Bonito até a cidade de Santa Leopoldina;  
c) Baixo Santa Maria da Vitória: da cidade de Santa Leopoldina até sua foz na Baía de Vitória.

Para a simulação da qualidade hídrica de corpos d'água com o modelo QUAL2E, foram fornecidos os seguintes dados:

- ✓ Caracterização da bacia (trechos, cabeceiras, junções e elementos);
- ✓ Lançamentos e captações (concentração dos constituintes, vazões e eficiência de tratamento);
- ✓ Parâmetros simulados (constituintes e constantes de reação);
- ✓ Condições iniciais da bacia (dados de cabeceira, fluxo incremental e concentração inicial dos constituintes);
- ✓ Coeficientes e constantes de reação (constantes cinéticas);
- ✓ Dados geográficos (latitude, longitude, meridiano padrão, elevação da bacia e coeficiente de evaporação);
- ✓ Dados climáticos (temperatura, cobertura de nuvem, pressão barométrica e velocidade do vento);
- ✓ Dados hidráulicos (coeficiente de *Manning*, constante de dispersão, profundidade, velocidade, declividade e largura de bacia).

A caracterização da bacia (ou discretização) consiste em dividir o corpo hídrico em trechos, com características hidráulicas e coeficientes de reações homogêneos. Cada trecho é subdividido em elementos computacionais de igual comprimento, sendo esses elementos computacionais classificados em: (1) elemento de cabeceira; (2) elemento padrão; (3) elemento anterior à junção; (4) elemento de

junção; (5) último elemento do curso principal; (6) elemento de lançamento de efluentes; e (7) elemento de captação.

Para a sua discretização, foram utilizadas cartas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2009) e o programa ARCGIS 9.1.

Os dados de lançamentos de efluentes e captações de água na bacia foram criados hipoteticamente, com o intuito de demonstrar as diversas situações que podem ser analisadas pelo sistema desenvolvido. Esses dados consistem na concentração do constituinte lançado, vazão de lançamento ou de captação e eficiência de tratamento do efluente.

Os dados utilizados para a calibração dos parâmetros de qualidade da água da Bacia do Rio Santa Maria da Vitória foram compilados de Roques (2006).

Roques (2006) obteve as taxas e coeficientes de decaimento (Tabela 5.2) a partir do manual do QUAL2E (BROWN & BARNWELL, 1987) e de VON SPERLING (1995); BOWIE et al., 1985).

Os coeficientes e expoentes hidráulicos utilizados na correlação entre vazão (Q), velocidade (U) e profundidade (H), consideradas no modelo QUAL2E, são apresentados na Tabela 5.3.

Tabela 5.2 – Coeficiente de reação (calibração).

PARÂMETRO	VALOR UTILIZADO
Coeficiente de desoxigenação ( $k_1$ )	0,21 L/dia
Coeficiente de reaeração ( $k_2$ )	0,46 L/dia

Tabela 5.3 – Coeficientes e expoentes hidráulicos.

COEFICIENTE	VALOR OBTIDO
a	0,0603
b	0,7765
$\alpha$	0,5487
$\beta$	0,4775
Constante de dispersão (K)	6

As características de qualidade da água utilizadas (Tabela 5.4), bem como as vazões (Tabela 5.5), foram obtidas por HABTEC (1997) e compiladas de Roques (2006), nos pontos de monitoramento denominados “Alto do Santa Maria” e “Montante do Reservatório”.

Tabela 5.4 – Dados de qualidade de água.

SEÇÃO DE MONITORAMENTO	OD estimada (mg/L)	DBO (mg/L)
	<b>Campanha de março</b>	
Alto Santa Maria	8,50	3,6
Montante Reservatório	7,50	2,4
<b>Campanha de julho</b>		
Alto Santa Maria	8,50	2
Montante Reservatório	7,50	<2
<b>Campanha de setembro</b>		
Alto Santa Maria	8,50	<2
Montante Reservatório	7,50	2
<b>Campanha de outubro</b>		
Alto Santa Maria	8,50	<2
Montante Reservatório	7,50	<2

Tabela 5.5 – Dados de vazões.

CAMPANHAS DE CAMPO	SEÇÃO DE MONITORAMENTO	
	Alto Santa Maria	Montante Reservatório
Março	10,619 m <sup>3</sup> /s	1,488 m <sup>3</sup> /s
Julho	1,308 m <sup>3</sup> /s	0,353 m <sup>3</sup> /s
Setembro	1,151 m <sup>3</sup> /s	0,202 m <sup>3</sup> /s
Outubro	1,551 m <sup>3</sup> /s	0,312 m <sup>3</sup> /s

Para o cálculo da vazão de diluição foram utilizados dados da vazão mínima média de 7 dias de duração consecutivos, com período de retorno de 10 anos, do trabalho de Roques (2006). Para a outorga de captação estabeleceu-se a referência em 50% da  $Q_{7,10}$ . É importante ressaltar que, recentemente, o estado do Espírito Santo alterou a vazão de referência para 50% da  $Q_{90}$ .

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 6.1.SSD PROPOSTO

A diversidade de problemas de gestão dos recursos hídricos exige abordagens distintas. A heterogeneidade de situações existentes em uma bacia hidrográfica, as inúmeras combinações possíveis de fatores intervenientes e os diferentes graus de complexidade existentes em análises de alocação de cargas efluentes, impõem formas distintas de tratamento do problema.

O modelo proposto oferece flexibilidade na obtenção de soluções. A penalidade imposta na função objetivo associada a pesos permite a flexibilidade na tomada de decisões. Desta forma, o gestor pode direcionar o espaço de busca das soluções por meio da adoção de pesos. As combinações de pesos estipuladas de acordo com a preferência do gestor proporciona inúmeras estratégias para a avaliação da outorga.

Os principais grupos de usuários, como as empresas de saneamento e as grandes indústrias, buscam a minimização de custos. Dessa forma, caso o gestor tenha como meta a “econômica”, adotam-se pesos elevados para a eficiência de tratamento.

Caso o gestor tenha como meta melhorar ou manter a qualidade do corpo hídrico dentro dos padrões ambientais, adota-se pesos elevados para OD e DBO. Entretanto, quando se busca o desenvolvimento sustentável de uma região, não faz sentido estabelecer níveis de tratamento maiores que o necessário para manter os padrões dentro dos limites estabelecidos pelo enquadramento. Por isso, o modelo proposto, com a adoção de pesos, permite a flexibilização das eficiências de tratamento. Afinal, restringir estas eficiências de tratamento a níveis altos, pode acarretar em prejuízos sociais e econômicos para a região, pois usuários que não têm condições de adotar tratamentos tão avançados migrarão para bacias com maior disponibilidade hídrica para a diluição dos efluentes.

O modelo proposto ainda permite manter os níveis mínimos de OD e elevar os níveis de DBO. Esta construção iria ao encontro da legislação brasileira (CONAMA

430/11), que permite a elevação dos níveis de DBO, desde que mantidos os níveis de OD.

Porto et al. (1997) destacam a necessidade de planejamentos estratégicos no gerenciamento dos recursos hídricos que conciliem eficiência econômica, sustentabilidade, flexibilidade e equidade. Segundo os autores, é necessário enfatizar que decisões de boa qualidade podem contribuir enormemente para o desenvolvimento do País em termos econômicos e sociais.

O equilíbrio adequado entre os objetivos concorrentes deve ser, em geral, selecionado quando se pretende cumprir os pressupostos do desenvolvimento sustentável, em busca de um ambiente socialmente justo e economicamente viável. Deve-se então buscar atender e avaliar as exigências dos usuários, da sociedade e dos órgãos ambientais.

O modelo proposto permite esta análise multiobjetivo, na qual a legislação ambiental e a medida de equidade entre os usuários devem ser consideradas para manter padrões de qualidade do corpo hídrico e resolver conflitos entre usuários. Uma importante contribuição do modelo proposto é o maior número de objetivos considerados de forma conjunta. O modelo permite analisar diferentes estratégias com base no desenvolvimento sustentável, priorizando a preservação ambiental e o desenvolvimento econômico da região e auxiliando na escolha de medidas para a recuperação progressiva e estratégica de rios poluídos.

O SSD desenvolvido também permite variar, além da eficiência de tratamento, a vazão de lançamento. Ou seja, o SSD permite ao gestor definir uma eficiência de tratamento mínima para cada usuário, e buscar pelas vazões necessárias para que, no caso, não ocorra violação da qualidade hídrica.

É possível determinar o máximo de carga de efluente a ser lançado por cada fonte em uma determinada bacia hidrográfica, variando a eficiência de tratamento e/ou a vazão de lançamento. Por exemplo, se uma determinada legislação ambiental restringe os lançamentos de efluentes ao tratamento mínimo de 85% de remoção de carga, o SSD proposto permite fixar o tratamento em 85% para todos os usuários, e



definir as vazões necessárias de cada usuário, de acordo com as prioridades do gestor ou do Comitê de Bacias Hidrográficas, que desempenha um importante papel na definição das prioridades da bacia.

O gestor, por meio da tela apresentada na Figura 6.1, pode definir qual tipo de simulação pretende utilizar: simples, otimização pontual ou otimização total. A simulação simples consiste em realizar a simulação da qualidade hídrica, de acordo com o cenário definido, sem otimizar. A otimização pontual é utilizada quando já existem, em uma bacia hidrográfica, diversos usuários outorgados, e um novo usuário estava pleiteando outorga. Dessa forma, será otimizado apenas o usuário em questão, definindo as vazões e/ou eficiências de tratamento requeridas para esse novo lançamento. A otimização total é utilizada quando se deseja definir as vazões e/ou eficiências de tratamento requeridas para todos os usuários existentes na bacia hidrográfica.

Figura 6.1 - Tela de entrada de dados para a simulação do lançamento.

Os padrões de emissão, geralmente associados às eficiências mínimas de tratamento necessárias para a licença ambiental de instalação do projeto, se restringem a uma análise pontual, apenas para o usuário em questão. Na outorga de diluição de efluentes, devem ser analisados todos os usuários de forma conjunta, de

modo que as cargas lançadas estejam de acordo com as vazões disponíveis para a diluição.

Tal cenário ocorre em algumas situações, como no caso do Estado de Minas Gerais, cujo órgão gestor, o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), em situações críticas da bacia, suspende todas as outorgas concedidas e exige que os usuários solicitem uma outorga coletiva.

Uma das vantagens do modelo proposto é que o decisor pode articular suas preferências, simulando o novo lançamento em várias posições ao longo de todo o trecho do rio, de maneira simples e rápida. Dessa forma, é possível avaliar qual o melhor local para o lançamento de seus efluentes, considerando a capacidade de autodepuração do corpo hídrico e o enquadramento.

Além de empregar o SSD desenvolvido na Bacia do Rio Santa Maria da Vitória para demonstrar algumas de suas aplicações, foi apresentado um estudo de caso, com o intuito de analisar resultados que podem ser obtidos com os modelos apresentados por Burn e Yulianti (2001), Yandamuri et al. (2006) e Albertin (2008) e fazer comparações com o modelo de otimização proposto no presente estudo.

## 6.2. ANÁLISE E COMPARAÇÃO DE ALGUNS MODELOS

O cenário construído para análise dos modelos apresentados por Burn e Yulianti (2001), Yandamuri et al. (2006) e Albertin (2008) é constituído por um trecho de 50 km, com duas fontes de lançamento de efluentes (Figura 6.2).

O trecho foi subdividido em elementos computacionais de 2,5 km, totalizando 20 elementos no trecho. Os padrões considerados foram aqueles estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 para classe 2, ou seja,  $OD_{\min} = 5$  mg/L e  $DBO_{\max} = 5$  mg/L. Além disso, foi adotado um intervalo de 30 a 90% para as eficiências de tratamento das fontes, assumindo intervalos de 10%, ou seja,  $\theta = \{30,40,50,60,70,80,90\}$ . A vazão e as concentrações iniciais de DBO e de OD no rio principal são assumidas como sendo 0,96 m<sup>3</sup>/s, 2 e 7,1 mg/L, respectivamente.

Nota-se que, para o cenário inicial descrito, ocorria violação de limites CONAMA, para águas doce Classe 2, tanto de OD quanto DBO, em quase todos os pontos do trecho do rio (Figura 6.3).

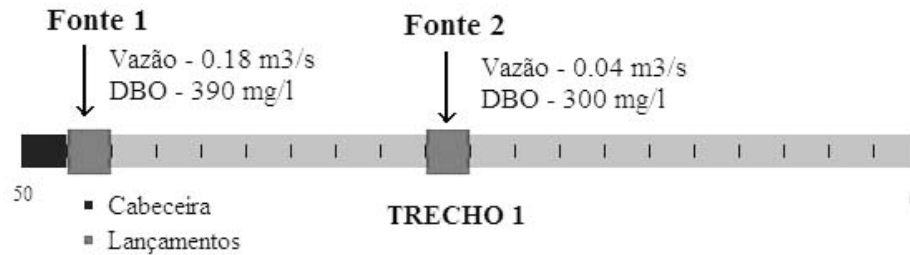


Figura 6.2 - Discretização do trecho e dados utilizados para a simulação.

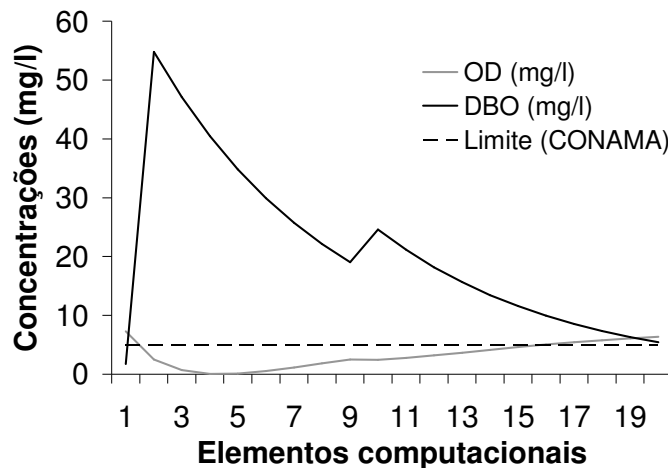


Figura 6.3 - Qualidade de água do corpo hídrico.

Os gráficos e tabelas a seguir apresentam os resultados obtidos. Como se trata de um cenário simples, foram testadas todas as soluções possíveis, sem a utilização de técnicas de otimização. Foram desenvolvidas, apenas, simulações como o modelo QUAL2E, já que o intuito, neste caso, é apenas analisar e comparar a aplicação dos modelos apresentados por Burn e Yulianti (2001), Yandamuri et al. (2006) e Albertin (2008).

Na Tabela 6.1 e na Figura 6.4 são apresentados os resultados do primeiro modelo proposto por Burn e Yulianti (2001). Neste modelo, busca-se minimizar os custos de tratamento e minimizar as violações de OD. Como os autores consideram os custos em função da operação e manutenção das estações de tratamento, de difícil

mensuração, adotou-se um valor aleatório de 150.000 dólares, como peso para a função objetivo (4.1).

Observa-se na Tabela 6.1, que à medida que as eficiências de tratamento aumentam, menores são as magnitudes de violação total de OD. Porém, com um pequeno aumento na eficiência do tratamento,  $x_1$ , da solução 5 em relação a 4, verifica-se a não violação de OD no corpo hídrico.

Tabela 6.1 - Soluções do primeiro modelo proposto por Burn e Yulianti (2001).

Solução	Custo (milhões de \$)	Viol.total de OD (mg/L)	Ef. (%)	
			$x_1$	$x_2$
1	9,0	17,9	30	30
2	10,5	11,6	40	30
3	12,0	5,8	50	30
4	13,5	1,75	60	30
5	15,0	0	70	30
6	16,5	0	70	40
7	18,0	0	70	50
8	19,5	0	70	60
9	21,0	0	80	60
10	22,5	0	80	70
11	24,0	0	80	80
12	25,5	0	90	80
13	27,0	0	90	90

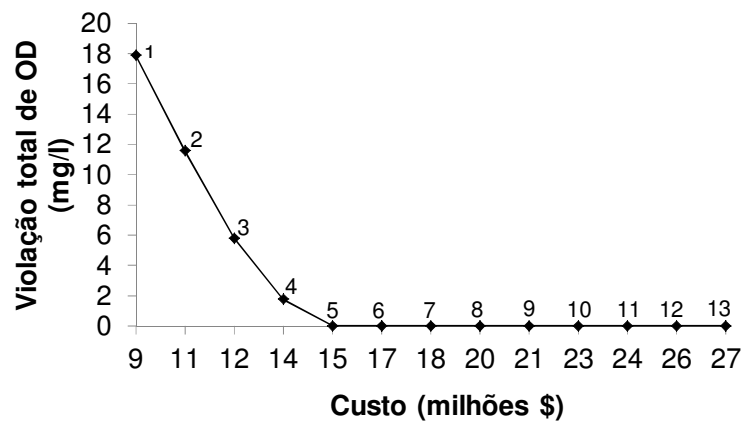


Figura 6.4 - Soluções do primeiro modelo proposto por Burn e Yulianti (2001).

Por meio dos resultados apresentados é possível analisar perdas e ganhos (*trade-offs*) associados a cada solução adotada (Tabela 6.1 e Figura 6.4). No entanto, vale destacar que a alocação de cargas efluentes envolve a consideração de múltiplos usos, usuários e objetivos. Na prática, minimizar os custos e eliminar a violação de OD nem sempre é o suficiente. Questões como a equidade e a qualidade ambiental,

envolvendo outros parâmetros, como a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), também são importantes.

O segundo modelo, proposto por Burn e Yulianti (2001), garante que, em todas as soluções, não haja violação de OD, pois a minimização das somas de violações é substituída por uma restrição que determina que a concentração crítica à jusante do lançamento deve ser maior ou igual que o padrão de qualidade ambiental. Além disso, nesse modelo, os autores consideram o princípio da equidade entre as fontes de lançamento de efluentes. Ou seja, a função objetivo desse modelo sugere que aqueles que apresentam maior vazão mássica deverão estar sujeitos aos mais altos níveis de tratamento.

Tabela 6.2 - Soluções do segundo modelo proposto por Burn e Yulianti (2001).

Solução	Custo (milhões de \$)	Inequidade	Ef. (%)	
			X <sub>1</sub>	X <sub>2</sub>
1	15	0,61	70	30
2	16,5	0,50	80	30
3	18	0,41	90	30
4	19,5	0,65	90	40
5	21	0,84	90	50
6	22,5	1,02	90	60
7	24	1,16	90	70
8	25,5	1,3	90	80

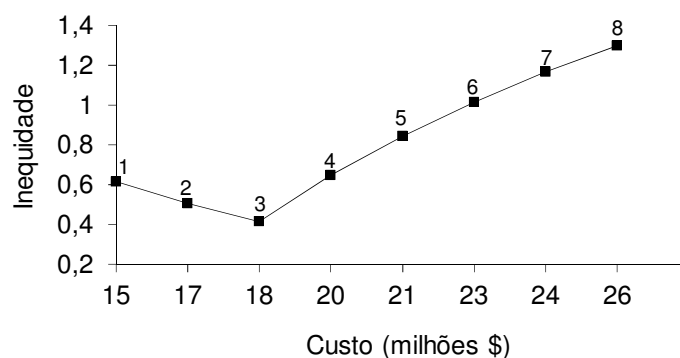


Figura 6.5 - Soluções do segundo modelo proposto por Burn e Yulianti (2001).

Nas soluções encontradas para este modelo (Tabela 6.2 e Figura 6.5), observa-se que, se o propósito fosse apenas a minimização de custos, a melhor solução seria a 1. Caso seja a minimização da inequidade, a melhor solução seria a 3, com as eficiências de tratamento para as fontes 1 e 2, de 90% e 30%, respectivamente. A

solução adotada iria depender da preferência do tomador de decisões, em função dos problemas existentes na bacia hidrográfica e das diferentes estratégias para a alocação de cargas efluentes.

Observa-se que, ao considerar a equidade entre os usuários, as eficiências de tratamento tendem a ser proporcionais às cargas de efluentes geradas pelas fontes, ou seja, no caso, a fonte de maior carga (fonte 1) tende a uma maior eficiência. A consideração da equidade evita ausência ou insuficiência de tratamento de efluentes em fontes localizadas à montante da bacia hidrográfica, impedindo dessa forma o conseqüente aumento de custos de tratamento para os usuários de jusante, dada à necessidade de tratamentos mais eficientes. Apesar de incluir a equidade, o modelo não considera violações de outros parâmetros relevantes, como a DBO.

A Tabela 6.3 e a Figura 6.6 ilustram a relação de compromisso existente entre a minimização da inequidade e a maximização do mínimo de OD no corpo hídrico, proposto no terceiro modelo de Burn e Yulianti (2001). Observa-se que na solução 3 é permitido lançar uma carga maior de efluente, adotando uma menor eficiência de tratamento. Dessa forma, admite-se menores concentrações de OD no corpo hídrico, porém, garantindo sempre a não violação desse parâmetro.

Tabela 6.3 - Soluções do terceiro modelo proposto por Burn e Yulianti (2001).

Solução	min v <sub>j</sub>	Inequidade	Ef. (%)	
			X <sub>1</sub>	X <sub>2</sub>
1	2,19	0,41	90	30
2	1,6	0,50	80	30
3	1	0,61	70	30

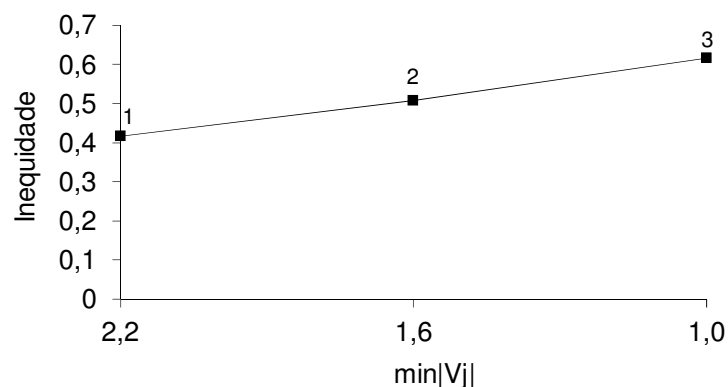


Figura 6.6 - Soluções do terceiro modelo proposto por Burn e Yulianti (2001).

Para ilustrar a aplicação dos modelos propostos por Yandamuri et al. (2006), são apresentadas as Tabelas 6.4 e 6.5 e as Figuras 6.7 e 6.8. O primeiro modelo proposto por esses autores minimiza o custo total do tratamento e maximiza o desempenho global do sistema.

A maximização do desempenho global (Equação 4.32) ocorre quando  $N_a$  (número de violações da concentração de OD com tratamento),  $T_a$  (magnitude da máxima violação com tratamento) e  $TS_a$  (soma da magnitude das violações de OD com tratamento) forem nulos. Ou seja, a maximização desta função busca fazer com que a magnitude da violação, a soma das magnitudes das violações e o número de violações de OD, com tratamento, sejam nulas. Desta forma, esta função perderia o sentido caso fosse estabelecida uma restrição onde os níveis de OD deveriam ser superiores ao padrão ambiental.

Tabela 6.4 - Soluções do primeiro modelo proposto por Yandamuri et al. (2006).

Solução	Custo (milhões de \$)	Desempenho global	Ef. (%)	
			$x_1$	$x_2$
1	9,0	1,14	30	30
2	10,5	1,51	40	30
3	12,0	2,02	50	30
4	13,5	2,55	60	30
5	15,0	3,00	70	30
6	16,5	3,00	70	40
7	18,0	3,00	70	50
8	19,5	3,00	70	60
9	21,0	3,00	70	70
10	22,5	3,00	80	70
11	24,00	3,00	80	80
12	25,50	3,00	80	90
13	27,00	3,00	90	90

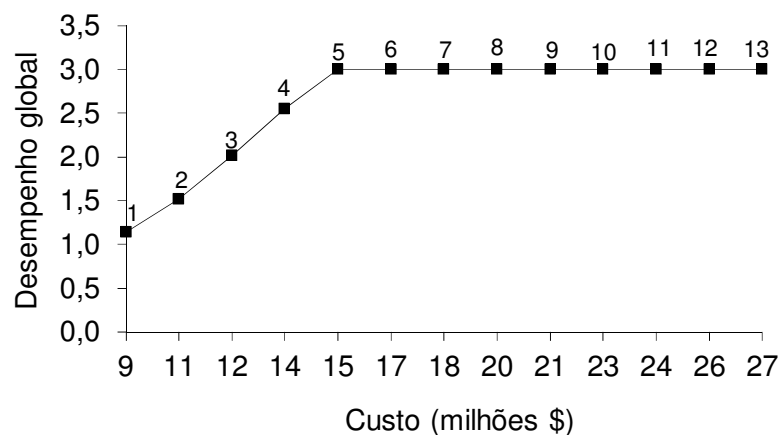


Figura 6.7 - Soluções do primeiro modelo proposto por Yandamuri et al. (2006).

Observa-se que à medida que o desempenho global aumenta, maior é o custo, ou seja, melhor é a qualidade de água em termos de OD e maiores as eficiências de tratamento necessárias. Para a representação deste primeiro modelo proposto por Yandamuri et al. (2006), foram adotados pesos 1 para os índices  $w_N$ ,  $w_V$  e  $w_{TS}$  (Equação 4.32).

O segundo modelo proposto por Yandamuri et al. (2006) minimiza o custo total de tratamento e a medida de equidade, proposta por Burn e Yulianti (2001). Além disso, considera-se um valor mínimo para o desempenho global do sistema, estipulado pelo gestor. Na Tabela 6.5 e na Figura 6.8 são apresentados os resultados do segundo modelo proposto por Yandamuri et al. (2006).

Tabela 6.5 - Soluções do segundo modelo proposto por Yandamuri et al. (2006).

Solução	Desempenho global	Custo (milhões de \$)	Inequidade	Ef. (%)	
				$x_1$	$x_2$
1	1,14	9	1,42	30	30
2	1,51	10,5	1,13	40	30
3	2,02	12	0,91	50	30
4	2,55	13,5	0,75	60	30
5	3,00	15	0,61	70	30
6	3,00	16,5	0,50	80	30
7	3,00	18	0,41	90	30
8	3,00	19,5	0,65	90	40
9	3,00	21	0,84	90	50
10	3,00	22,5	1,02	90	60
11	3,00	24	1,16	90	70
12	3,00	25,5	1,3	90	80
13	3,00	27	1,42	90	90

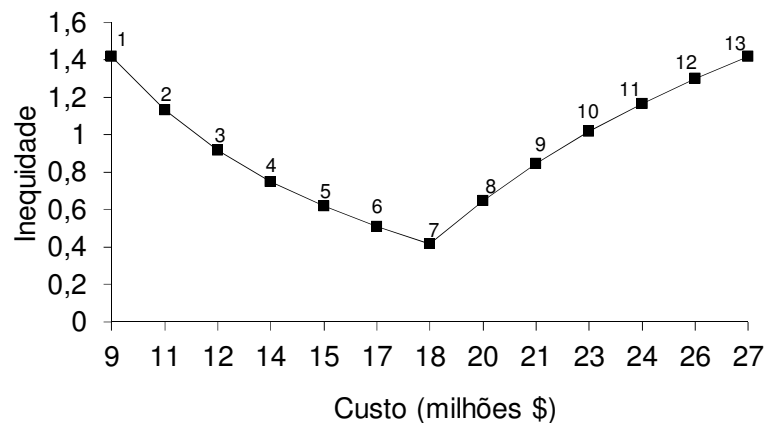


Figura 6.8 - Soluções do segundo modelo proposto por Yandamuri et al. (2006).



Cada solução apresentada na Figura 6.8 e na Tabela 6.5 corresponde a uma solução a ser escolhida pelo gestor. À medida que o desempenho global aumenta, melhor é a qualidade do corpo hídrico. Dessa forma, se o gestor exigisse a não violação de OD no corpo receptor, a melhor solução seria a 5, que garante essa não violação, conforme a medida de desempenho global (Equação 4.32), com um menor custo.

As Tabelas 6.6 e 6.7 e as Figuras 6.9 e 6.10 apresentam soluções dos modelos propostos por Albertin (2008). O primeiro modelo proposto por esse autor maximiza a concentração de DBO emitida por cada fonte de lançamento e a concentração de OD no corpo hídrico. Além disso, nesse modelo, adota-se uma restrição que não permite violações de OD no corpo receptor. Porém, esta restrição poderia ser melhor elaborada, considerando que o OD no trecho analisado fosse maior ou igual ao OD padrão, e não somente maior.

Tabela 6.6 - Soluções do primeiro modelo proposto por Albertin (2008).

Solução	Concentração total emitida de DBO (mg/L)	Conc. total de OD no corpo hídrico (mg/L)	Ef. (%)	
			x <sub>1</sub>	x <sub>2</sub>
1	69	145,01	90	90
2	99	143,98	90	80
3	108	137,26	80	90
4	129	142,96	90	70
5	138	136,23	80	80
6	147	129,49	70	90
7	159	141,91	90	60
8	168	135,19	80	70
9	177	128,47	70	80
10	189	140,88	90	50
11	198	134,15	80	60
12	207	127,43	70	70
13	219	139,85	90	40
14	228	133,13	80	50
15	237	126,39	70	60
16	249	138,82	90	30
17	258	132,09	80	40
18	267	125,36	70	50
19	288	131,05	80	30
20	297	124,31	70	40
21	327	123,31	70	30

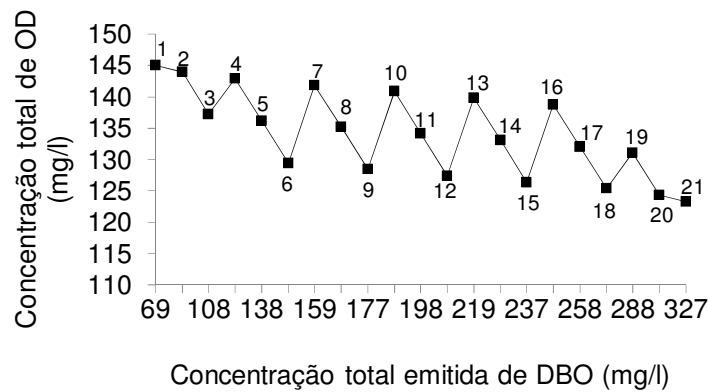


Figura 6.9 - Soluções do primeiro modelo proposto por Albertin (2008).

O segundo modelo proposto por Albertin (2008) maximiza a concentração de DBO emitida pelas diferentes fontes de lançamento e minimiza as violações de DBO do corpo receptor. Observa-se nas soluções encontradas (Tabela 6.7), que quanto maior é a concentração total emitida de DBO, maiores são as violações de DBO no corpo receptor, e menores as eficiências de tratamento adotadas. Este modelo considera o parâmetro DBO, mas desconsidera, o Oxigênio Dissolvido (OD), considerado o mais importante.

Tabela 6.7 - Soluções do segundo modelo proposto por Albertin (2008).

Solução	Conc. total emitida de DBO	Viol. total de DBO	Ef. (%)		Solução	Conc. total emitida de DBO	Viol. total de DBO	Ef. (%)	
			$x_1$	$x_2$				$x_1$	$x_2$
1	69	-49,08	90	90	25	276	73,24	60	60
2	99	-44,04	90	80	26	285	103,9	50	70
3	108	-13,38	80	90	27	288	16,98	80	30
4	129	-38,96	90	70	28	294	134,56	40	80
5	138	-8,32	80	80	29	297	47,65	70	40
6	147	22,33	70	90	30	303	165,19	30	90
7	159	-33,9	90	60	31	306	78,31	60	50
8	168	-3,27	80	70	32	315	108,98	50	60
9	177	27,4	70	80	33	324	139,62	40	70
10	186	58,05	60	90	34	327	52,72	70	30
11	189	-28,83	90	50	35	333	170,27	30	80
12	198	1,81	80	60	36	336	83,37	60	40
13	207	32,46	70	70	37	345	114,01	50	50
14	216	63,11	60	80	38	354	144,68	40	60
15	219	-23,77	90	40	39	363	175,34	30	70
16	225	93,8	50	90	40	366	88,43	60	30
17	228	6,85	80	50	41	375	119,12	50	40
18	237	37,52	70	60	42	384	149,74	40	50
19	246	68,19	60	70	43	393	180,39	30	60
20	249	-18,7	90	30	44	405	124,16	50	30
21	255	98,83	50	80	45	414	154,81	40	40
22	258	11,93	80	40	46	423	185,46	30	50
23	264	129,48	40	90	47	444	159,86	40	30
24	267	42,58	70	50	48	453	190,52	30	40

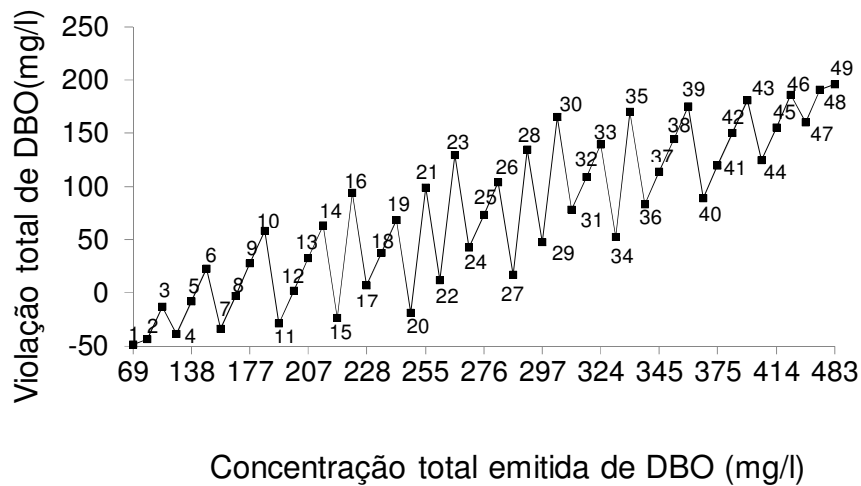


Figura 6.10 - Soluções do segundo modelo proposto por Albertin (2008).

No terceiro modelo proposto por Albertin (2008), as soluções apresentadas (Tabela 6.8) e Figura 6.11 só foram possíveis considerando a Equação (4.49) igual a zero, pelo fato de matematicamente ser impossível que esta restrição seja igual a um (conforme o modelo de Albertin (2008)), quando todas as fontes apresentarem a mesma eficiência de tratamento. Além disso, para que essa função represente uma medida de equidade, é necessário que sejam adotadas cargas ou concentrações de lançamento de efluentes no corpo receptor.

Observa-se na Tabela 6.8 que, mesmo tornando possível a resolução da Equação (3.49), adotando a igualdade zero, as fontes (1 e 2) apresentam, em todas as soluções, a mesma eficiência de tratamento, o que não faz sentido, já que a fonte 1 apresenta maior concentração de lançamento de DBO.

Tabela 6.8 - Soluções do terceiro modelo proposto por Albertin (2008).

Solução	Concentração total emitida de DBO	Violação total de DBO	Ef. (%)	
			$x_1$	$x_2$
1	69	-49,08	90	90
2	138	-8,32	80	80
3	207	32,46	70	70
4	276	73,24	60	60
5	345	114,01	50	50
6	414	154,81	40	40
7	483	195,58	30	30

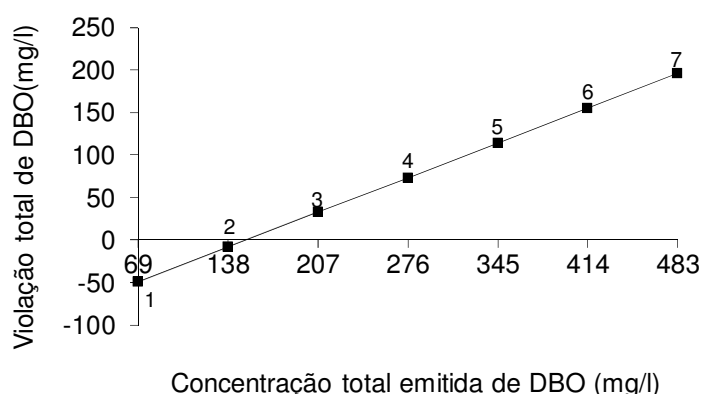


Figura 6.11 - Soluções do terceiro modelo proposto por Albertin (2008).

### 6.2.1. Estudo de Caso com o Modelo Proposto

Nesta seção, são apresentados os resultados do estudo de caso/cenário descrito no início deste capítulo, considerando o modelo proposto e o método implementado Simulated Annealing. Foram realizados experimentos com o intuito de comparação com as soluções obtidas pelos modelos descritos existentes (Capítulo 4), e, assim, destacar as potencialidades e contribuições do modelo proposto neste estudo.

Verificadas as violações nos padrões de OD e DBO (Figura 6.3), foi utilizado o modelo proposto, resolvido por meio do algoritmo *Simulated Annealing* e do QUAL2E, no cenário apresentado anteriormente.

Primeiramente, com o intuito de comparação com o primeiro modelo proposto por Burn e Yulianti (2001) e por Yandamuri et al. (2006), foram adotados pesos apenas para minimização das eficiências de tratamento e da magnitude das violações de OD (Tabela 6.9). Observa-se que as soluções encontradas (Tabela 6.9) são equivalentes às aquelas apresentadas para o primeiro modelo proposto por Burn e Yulianti (2001) (Tabela 6.1).

Pelos resultados apresentados na Tabela 6.9, nota-se que, adotando uma proporção de 1:1 nos pesos para eficiência de tratamento e violação de DBO, tem-se as menores eficiências de tratamento e as maiores violações de OD e DBO. À medida que essa proporção (pesos para a eficiência de tratamento x violação de OD) vão aumentando, ou seja, adotam-se pesos maiores para a violação de OD, tais violações vão diminuindo gradativamente. Nas soluções 1 a 4 (Tabela 6.9), em que

são adotados pesos menores para  $w_4$ , ocorre uma relaxamento dos padrões de OD, ou seja, o valor deste parâmetro não obedece o limite estabelecido pelo enquadramento na classe escolhida. O valor do peso  $w_4$  (para violação de OD) deve ser alto, caso não sejam desejadas violações ao enquadramento em nenhum elemento do rio, para o parâmetro OD. O valor do peso  $w_1$  (para eficiência de tratamento) deve ser alto, caso seja desejado o menor custo, ou seja, as menores eficiências de tratamento (solução 1 - Tabela 6.9).

Tabela 6.9 - Pesos e soluções - eficiência de tratamento e violação de OD.

Soluções	Pesos					Resultados				
						Viol. total de OD	Ef. (%)		Viol. total de DBO	Inequidade
	$w_1$	$w_2$	$w_3$	$w_4$	$w_5$		$x_1$	$x_2$		
1	1	-	0	1	0	17,9	30	30	200,6	1,41
2	1	-	0	1,6	0	11,6	40	30	165,9	1,13
3	1	-	0	1,8	0	5,8	50	30	131,5	0,91
4	1	-	0	2,5	0	1,75	60	30	97,4	0,75
5	1	-	0	5,8	0	0	70	30	64	0,61
	1	-	0	1000	0	0	70	30	64	0,61

$w_1$ : peso para eficiência de tratamento  
 $w_2$ : peso para vazão de lançamento  
 $w_3$ : peso para medida de equidade

$w_4$ : peso para violação de OD  
 $w_5$ : peso para violação de DBO  
 $x_1$  e  $x_2$ : eficiências de tratamento das fontes 1 e 2

A Figura 6.12 mostra os parâmetros de qualidade de água, OD e DBO, após a simulação pelo modelo QUAL2E, adotando os pesos apresentados na Tabela 6.9 para a solução 5. Ressalta-se que a solução 5 é similar à “melhor” solução encontrada com o uso do primeiro modelo proposto por Burn e Yulianti (2001).

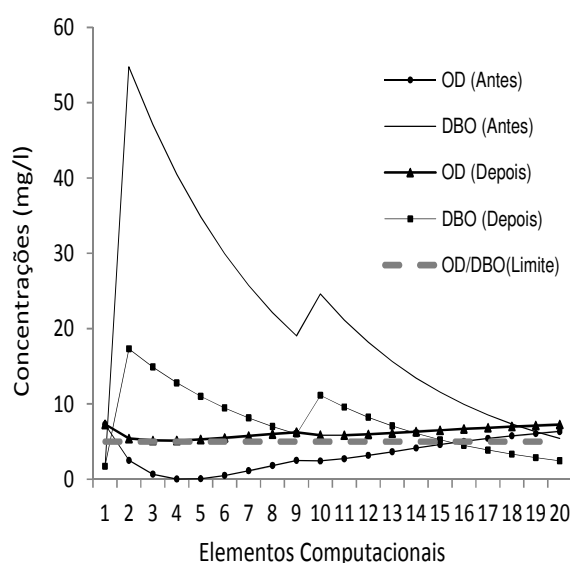


Figura 6.12 - Qualidade da água – solução 5.

Observa-se na Figura 6.12 que, com a adoção destes pesos, é possível deixar o rio com níveis de OD acima do estabelecido pela legislação (CONAMA 430/11, classe 2) em todos os elementos computacionais. Porém, para o parâmetro DBO, ainda há pontos fora do limite, devido ao peso zero adotado para  $w_5$  (Tabela 6.9).

Com relação ao modelo apresentado por Yandamuri et al. (2006), nota-se que diferente deste modelo que apresenta nove soluções com o mesmo desempenho global (Tabela 6.4, soluções 5 a 13), o modelo proposto neste estudo encontra diretamente a melhor solução (Tabela 6.9, solução 5), ou seja, aquela com o mesmo desempenho global, porém com as menores eficiências de tratamento, implicando em menor custo.

Além disso, é possível comparar as soluções encontradas pelo modelo proposto com as soluções do primeiro modelo de Albertin (2008). Ao se buscar um cenário economicamente viável, não faz muito sentido maximizar os níveis de OD. O ideal seria apenas que este limite não fosse violado. Dessa forma, dentre as soluções apresentadas pelo primeiro modelo de Albertin (2008), a melhor seria a solução 21, que permite o máximo de emissão de DBO, adotando as menores eficiências de tratamento, sem violar o parâmetro OD. Tal solução corresponde à solução 5 encontrada pelo modelo proposto (Tabela 6.9).

Com o intuito de comparar as soluções obtidas pelo modelo proposto com o segundo modelo de Burn e Yulianti (2001), foram adotados pesos apenas para as eficiências de tratamento e para a medida de inequidade. Além disso, também foi adotado um valor elevado para  $w_3$ , visando sempre garantir a não violação do limite relativo ao parâmetro de qualidade de água OD (Tabela 6.10).

Tabela 6.10 - Pesos e soluções - efic. de tratamento, inequidade e viol. de OD.

Soluções	Pesos					Resultados				
						Viol. total de DBO	Ef. (%)		Inequidade	Viol. total de OD
	$w_1$	$w_2$	$w_3$	$w_4$	$w_5$		$x_1$	$x_2$		
<b>1</b>	1	-	1000	1000	0	8,3	<b>90</b>	<b>30</b>	<b>0,41</b>	0
	1	-	500	1000	0	8,3	<b>90</b>	<b>30</b>	<b>0,41</b>	0
<b>2</b>	1	-	100	1000	0	32	<b>80</b>	<b>30</b>	<b>0,50</b>	0
<b>3</b>	1	-	1	1000	0	64	<b>70</b>	<b>30</b>	<b>0,61</b>	0

$w_1$ : peso para eficiência de tratamento  
 $w_2$ : peso para vazão de lançamento  
 $w_3$ : peso para medida de equidade

$w_4$ : peso para violação de OD  
 $w_5$ : peso para violação de DBO  
 $x_1$  e  $x_2$ : eficiências de tratamento das fontes 1 e 2

Observa-se que, como o modelo proposto busca encontrar as melhores soluções, foram encontradas justamente as três soluções apresentando menor inequidade. Tais soluções são encontradas nos resultados obtidos pelo modelo proposto por Burn e Yulianti (2001) e pelo segundo modelo proposto Yandamuri et al. (2006). Além disso, estas soluções são as mesmas obtidas pelo terceiro modelo de Burn e Yulianti (2001), que minimiza a diferença entre  $OD_{padrão}$  e  $OD_j$ . Com isso, não ocorre violação, em termos de OD, adotando-se as menores eficiências de tratamento. Dessa forma, o tomador de decisões terá, com o uso do modelo proposto, de uma forma mais ágil, as melhores soluções.

Nas soluções encontradas (Tabela 6.10), a distribuição equitativa das frações de eficiência de tratamento entre as fontes é evidenciada, pois a fonte 1 ( $x_1$ ), com maior carga de DBO, apresenta eficiência de tratamento bem superior em todos os resultados apresentados.

Além disso, observa-se na Tabela 6.10 que, como o peso adotado para  $w_5$  pelos modelos é zero, ocorre violação do parâmetro DBO em todas as simulações. No entanto, seria mais apropriado trabalhar com todas as variáveis, adotando pesos para todas as funções, o que é permitido no modelo proposto nesta tese.

### 6.3. SSD APLICADO NA BACIA DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA

Nesta seção é apresentado estudo de caso baseado em cenários fluviais distintos, aplicando o modelo proposto na forma de SSD e o método de otimização Simulated Annealing. Os cenários são constituídos por um trecho de 30 km, subdividido em 5 trechos com 20 elementos computacionais de 0,3 km cada. Considerou-se, para a eficiência de tratamento, intervalo de 45 a 95%, utilizando sub-intervalos de 1% ( $\theta = \{45, 46, \dots, 94, 95\}$ ). A faixa considerada para a vazão de lançamento foi de 0,01 a 2,5 m<sup>3</sup>/s, assumindo intervalos de 0,01 m<sup>3</sup>/s ( $\tau = \{0,01, 0,02, \dots, 2,49, 2,5\}$ ). A vazão e as concentrações iniciais de DBO e de OD no rio principal foram assumidas como sendo de 1,15 m<sup>3</sup>/s, 2 e 8,5 mg/L, respectivamente.

É importante enfatizar que o SSD desenvolvido permite ao gestor definir os limites mínimo e máximo de tratamento desejado, de maneira bem simples. Para isso,

basta abrir a janela “simular lançamento”, e definir as eficiências no quadrante limitado em vermelho na Figura 6.13. A fixação dos limites para a vazão de lançamento pode ser feita da mesma forma.

Intervalos	Mínimo	Máximo	Variação
Efic. Trat.	45	95	1.000
Vazão	0,000	30,00	1,000

Figura 6.13 - Tela “simular lançamentos”.

Além disso, o SSD oferece ao gestor flexibilidade na introdução de dados das fontes de captação e lançamento de efluentes e dos pesos da função objetivo, por meio das telas apresentadas a seguir.

Ordem	Trecho	Posição	Tipo	Nome	Tratamento (%)	Vazão (m3/s)	Temp
32	2	12	Lançamento	Lançamento 1	0	0	C
66	4	6	Captação	Captação 1		0	

Figura 6.14 - Tela de entrada dos dados de lançamentos e captações.



Descrição	Valor
Peso para o aumento da efic. de tratamento	100
Peso para a diminuição da vazão	0
Peso para a diferença na equidade	50
Peso para violações no limite de OD:	500
Peso para violações no limite de DBO:	500

Figura 6.15 - Tela de entrada dos pesos da função objetivo.

Para avaliação da potencialidade do modelo proposto nesta tese, foram simuladas diversas estratégias para a outorga de diluição de efluentes, considerando diferentes objetivos, cujas soluções são apresentadas nas próximas tabelas. Para as diversas estratégias, foi considerado um conjunto de pesos, definidos para diferentes  $w$  (vetor de penalização), atribuindo uma classificação direta de importância com base em três metas definidas como “ambiental”, “econômica” e “gestão integrada”.

A meta “ambiental” busca manter a qualidade da água dentro dos padrões estabelecidos pela legislação.

A meta “econômica” busca minimizar os custos. Problemas de otimização normalmente requerem a minimização de custos. Este custo não significa necessariamente um custo econômico, sendo no caso do modelo proposto, indiretamente representado pela eficiência de tratamento e vazão de lançamento. Ou seja, minimizar a eficiência de tratamento e/ou permitir lançar uma maior vazão sem tratamento, corresponde a menor custo.

Os custos de tratamento de águas residuais estão relacionados com vários fatores, tornando difícil a determinação de uma função para caracterização do custo total de implantação e operação de uma dada estação de tratamento de efluentes. Por isso

foram adotados esses custos na forma de eficiência de tratamento e vazão de lançamento.

Vale destacar, no entanto, que minimizar os custos muitas vezes não é suficiente. Questões de equidade podem ser tão importantes quanto eficiência econômica. Por isso, há necessidade de abordar a questão da desigualdade entre as diversas fontes de poluição. A inclusão da medida de equidade no modelo de otimização pode auxiliar no planejamento do processo, conduzindo à decisões justas. Com esse intuito, a meta “Gestão Integrada” foi incluída no modelo proposto.

A seguir, são descritos os cenários simulados.

### 6.3.1. Cenário A

Para o cenário A, consideraram-se quatro fontes de lançamento, sem tratamento prévio, com concentrações e vazões apresentadas na Figura 6.16. A partir desses lançamentos, foram verificadas violações nos padrões de qualidade da água para o parâmetro OD e DBO, considerando os padrões estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 para as classes 1, 2 e 3 (Figuras 6.17 a 6.19).

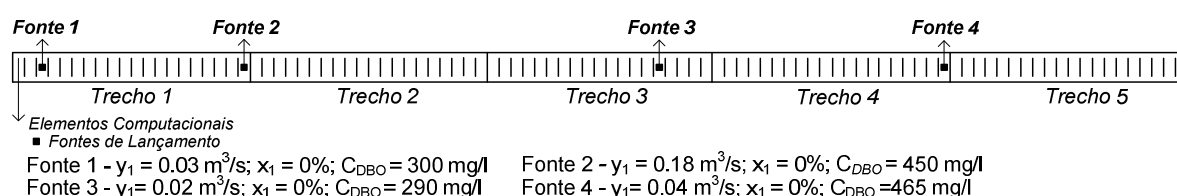


Figura 6.16 - Discretização do trecho e dados para a simulação do cenário A.

Para o cenário A, considerou-se uma outorga coletiva, ou seja, as quatro fontes de lançamento requerendo outorga para a diluição de seus efluentes conjuntamente.

Verificadas as violações de OD e DBO (Figuras 6.17 a 6.19), foi realizada a otimização com o modelo proposto, buscando atingir as metas “ambiental”, “econômica” e “gestão integrada”.

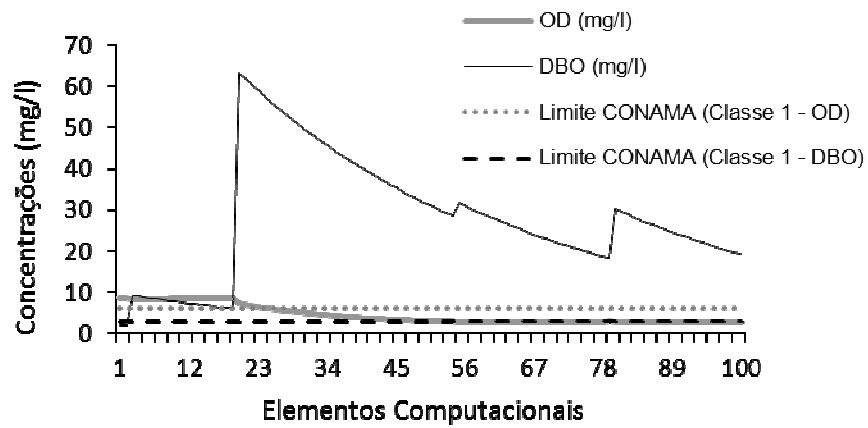


Figura 6.17 – Simulação da qualidade da água para classe 1 - cenário A.

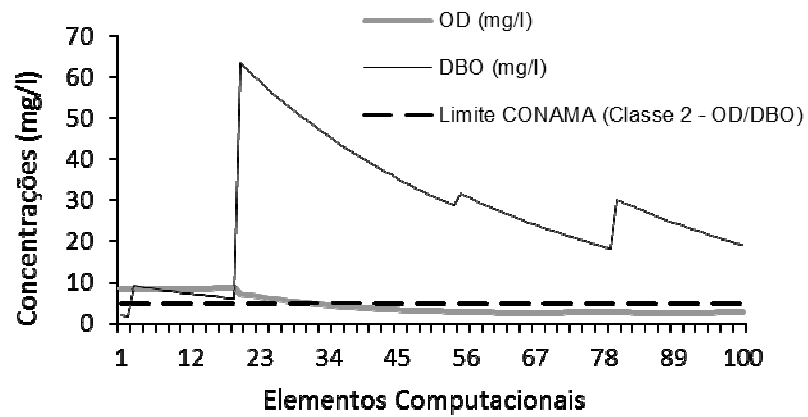


Figura 6.18 - Simulação da qualidade da água para classe 2 - cenário A.

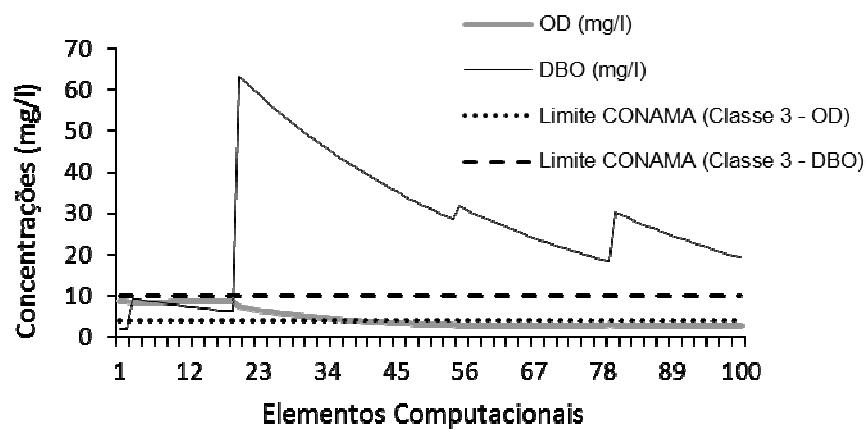


Figura 6.19 - Simulação da qualidade da água para classe 3 - cenário A.



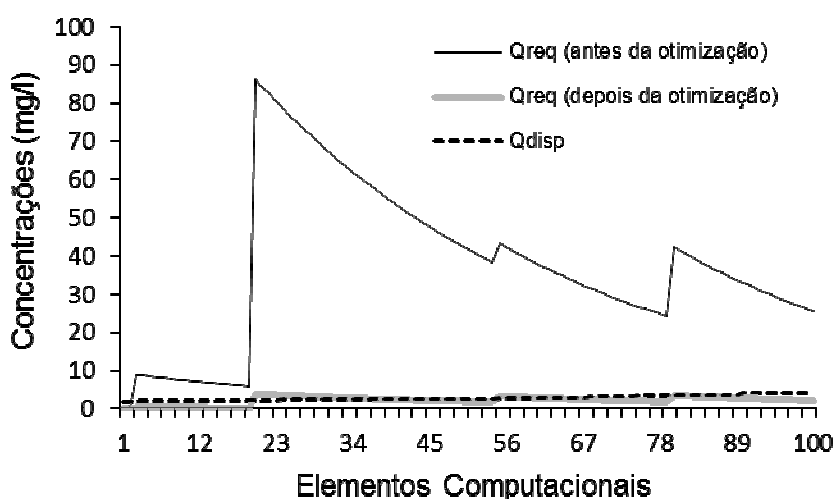


Figura 6.20 - Vazões de diluição para o cenário A - solução 1.8.

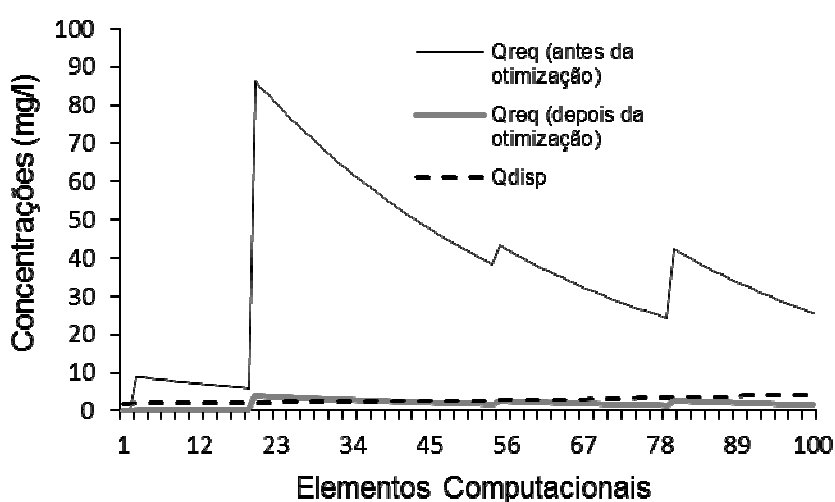


Figura 6.21 - Vazões de diluição para o cenário A - solução 1.9.

Neste caso, uma alternativa seria estabelecer metas progressivas de enquadramento. Para isso, adotou-se a classe 1 para os trechos 1 e 2, e a classe 2 para os demais trechos (Tabela 6.11, soluções 2.0 e 2.4). A longo prazo, se manteria todos os trechos na classe 1, e aumentaria o limite máximo da eficiência de tratamento para 98% (Tabela 6.11, solução 2.1). Ressalta-se que nas soluções citadas (soluções 1 a 1.2 e 2.5 a 2.7) a vazão disponível é maior que a vazão requerida em todos os trechos (Figura 6.22).

Como a outorga de diluição de efluentes deve ser emitida com prazos compatíveis com as metas progressivas, a outorga pode ser concedida para os casos das

soluções 2.0 e 2.4. Já na renovação desta outorga, deve-se analisar o cumprimento da meta estipulada que, no caso, é obtida quando se aumenta os níveis de tratamento para 98% (Tabela 6.11, solução 2.1).

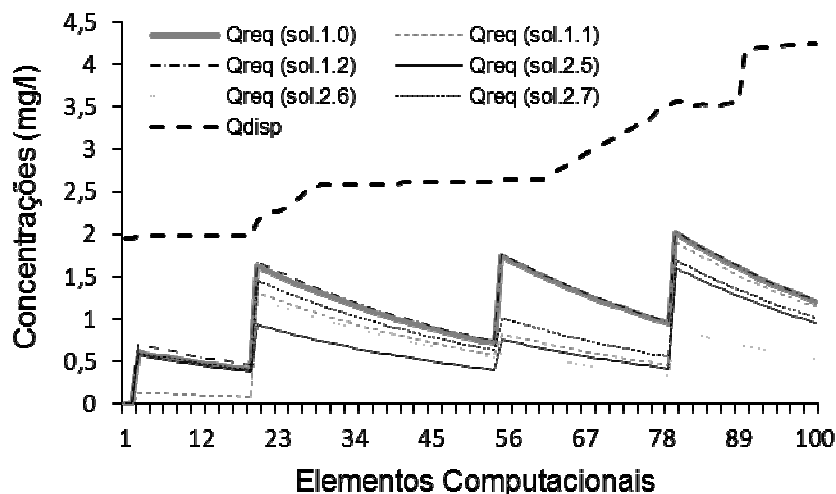


Figura 6.22 - Vazões de diluição - Cenário A (soluções 1.0 a 1.2, 2.0 e 2.5 a 2.7).

Observa-se que, ao considerar peso zero para  $w_1$ , têm-se as maiores eficiências de tratamento (Tabela 6.11, soluções 1.1, 1.9 e 2.6). Nesse caso, observa-se que é mais vantajoso adotar pesos maiores para  $w_1$ , pois além de atender os padrões ambientais, implica em um menor custo.

No estudo de caso apresentado, as soluções 1.3, 1.4, 2.2 e 2.8 a 3.0 apresentam as vazões de lançamento necessárias para que não ocorra violação de qualidade do corpo hídrico, considerando o tratamento de 85%.

Se o objetivo do gestor for atender à nova resolução CONAMA 430/2011, que estabelece uma remoção mínima de 60% de DBO, têm-se as soluções 1.5 a 1.7, 2.3, 2.4, 3.1 e 3.2. Observa-se a necessidade de se analisar os lançamentos de efluentes não apenas de acordo com os padrões de emissões, pois o mesmo, pode não atender aos limites mínimos de qualidade hídrica exigidos para o corpo receptor (Tabela 6.11, solução 2.3).

A Tabela 6.12 apresenta os resultados da “meta econômica”. Observa-se que, ao adotar pesos sem a consideração das leis ambientais e da equidade entre os usuários, tem-se os menores custos, ou seja, as menores eficiências de tratamento.

Tabela 6.12 - Pesos adotados e soluções do cenário A – econômico.

Soluções	Pesos					Econômico Resultados - Classe 2										
	$w_1$	$w_2$	$w_3$	$w_4$	$w_5$	$X_1$ (%)	$Y_3$ (m/s)	$X_2$ (%)	$Y_3$ (m/s)	$X_3$ (%)	$Y_3$ (m/s)	$X_4$ (%)	$Y_3$ (m/s)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Ineq.
3.3	1000	-	0	0	0	45	0,03	45	0,18	45	0,02	45	0,04	0	1075	3,66
3.4	1	-	0	1	1	45	0,03	95	0,18	45	0,02	76	0,04	0	12,0	2,75
3.5	-	1000	0	0	0	85	2,49	85	2,47	85	2,50	85	2,45	374	2952	0,83
3.6	-	1000	0	0	0	60	2,47	60	2,50	60	2,48	60	2,50	462	8669	0,88
3.7	-	1	0	0	1	60	0,03	60	0,01	60	0,04	60	0,02	0	3,5	0,95
3.8	-	100	0	0	1	60	0,02	60	0,03	60	0,02	60	0,01	0	10,8	1,60
						Econômico Resultados - Classe 1										
3.9	1000	-	0	0	0	45	0,03	45	0,18	45	0,02	45	0,04	0,79	1265	3,66
4.0	1	-	0	1	1	79	0,03	95	0,18	48	0,02	90	0,04	0	30,3	3,22
4.1	-	1000	0	0	0	85	2,46	85	2,49	85	2,45	85	2,50	472	3151	0,89
4.2	-	1	0	1	1	85	0,04	85	0,01	85	0,04	85	0,04	0	1,66	1,24
4.3	-	1000	0	0	0	60	2,46	60	2,49	60	2,50	60	2,49	560	8856	0,87
4.4	-	1	0	1	1	60	0,01	60	0,02	60	0,01	60	0,01	0	15,3	1,68
						Econômico Resultados - Classe 3										
4.5	1000	-	0	0	0	45	0,03	45	0,18	45	0,02	45	0,04	0	667	3,66
4.6	-	1000	0	0	0	85	2,48	85	2,50	85	2,50	85	2,50	277	2471	0,87
4.7	-	1000	0	0	0	60	2,46	60	2,49	60	2,50	60	2,50	364	8172	0,87
4.8	-	1	0	1	1	60	0,07	60	0,01	60	0,09	60	0,03	0	0,52	1,74

$w_1$ : peso para a eficiência de tratamento  
 $w_2$ : peso para a vazão de lançamento  
 $w_3$ : peso para a medida de equidade  
 $w_4$ : peso para violação de OD

$w_5$ : peso para violação de DBO  
 $x_{1,2,3,4}$ : eficiências de tratamento das fontes  
 $y_{1,2,3,4}$ : vazões de lançamento das fontes

OD: violação total de OD  
 DBO: violação total de DBO  
 Ineq: inequidade entre os usuários  
 \* variou-se a classe

Algumas leis ambientais, como a resolução CONAMA 430/11, permitem violações de DBO desde que não ocorra violação dos limites mínimos de concentração de OD. Considerando esta lei, as soluções 3.3, 3.4, 3.7, 3.8, 4.0, 4.2, 4.4, 4.5 e 4.8 seriam viáveis. Contudo as vazões de diluição disponíveis não atendem às vazões requeridas nestas soluções, exceto as soluções 3.7, 3.8 e 4.8, em que as vazões requeridas são atendidas (Figuras 6.23 e 6.24).

Nestas situações, é importante que as análises de outorga não fiquem restritas às vazões de diluição, e sim na redução da carga efluente.

Observa-se que em todas as soluções da Tabela 6.12, na qual foram adotados pesos elevados para  $w_1$  ou  $w_2$ , ocorreram as maiores violações dos padrões de qualidade de água do corpo hídrico pois, ao adotar pesos elevados para  $w_1$  ou  $w_2$ ,

prioriza-se a minimização dos custos, que está relacionada com a eficiência de tratamento.

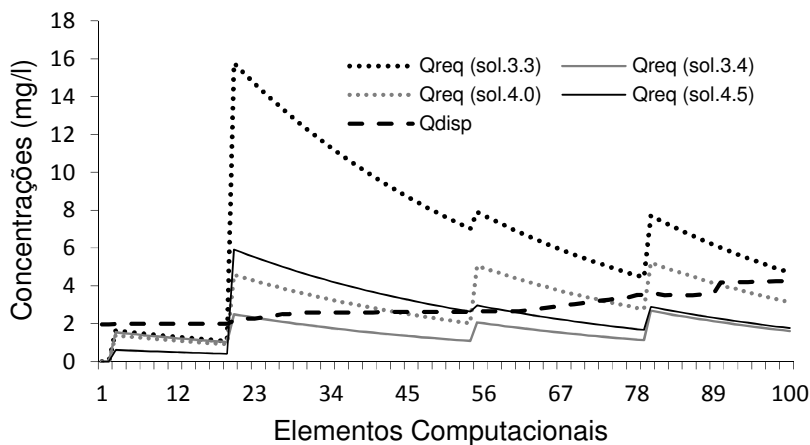


Figura 6.23 - Vazões de diluição - Cenário A (soluções 3.3, 3.4, 4.0 e 4.5).

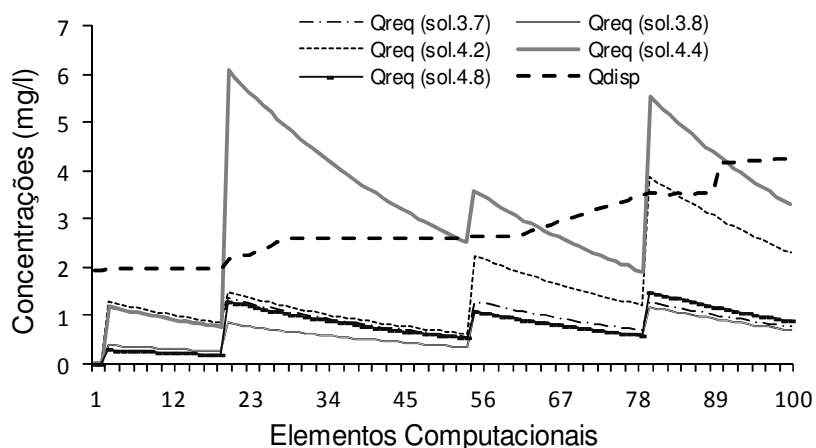


Figura 6.24 - Vazões de diluição - Cenário A (soluções 3.7, 3.8, 4.2, 4.4 e 4.8).

A Tabela 6.13 ilustra soluções nas quais são tratadas todas as funções do modelo proposto. Nas soluções 5.6 a 5.8, 6.6 e 6.8, verifica-se novamente que a gestão dos recursos hídricos não deve ser analisada apenas pelos limites mínimos de tratamento exigidos pela legislação. Ou seja, nem sempre que se adota limites mínimos de eficiência de tratamento os padrões de OD e DBO são atendidos.





Se o intuito é obter baixos níveis de eficiência de tratamento (cenário mais economicamente viável), permite-se violações de DBO, porém não tão significativas. Para alcançar esse objetivo, adota-se pesos menores para  $w_5$  (como nas soluções 4.9, 5.2, 5.6 a 5.8, 6.2, 6.6 e 7.9).

Observa-se na Tabela 6.13 que para atender a classe 1, mesmo adotando pesos altos para  $w_4$  e  $w_5$ , ocorrem violações de DBO (soluções 6.3 e 6.8). Uma alternativa seria a flexibilização do enquadramento, priorizando a evolução gradual da qualidade. Para tal, adotou-se no primeiro e segundo trecho a classe 2 (solução 6.4). Para a solução 6.9, considerou-se os trechos 1, 2 e 3 como classe 2.

Comparando as soluções obtidas para as diferentes classes, observa-se que, como a classe 1 é mais restritiva, tem-se as maiores violações de DBO. Além disso, comparando as soluções 6.1, 7.1 e 7.9, pode-se notar que ao adotar um peso baixo para  $w_5$  (solução 7.9) há violação dos limites para o parâmetro DBO, mesmo para uma classe menos restritiva, classe 3.

### 6.3.2. Cenário B

Para o cenário B, foi simulada a mesma configuração do cenário A. Porém considerou-se a solicitação de outorga para captação (Figura 6.25), no trecho 2, elemento 10, com vazão  $0,58\text{m}^3/\text{s}$ . Com essa configuração, foram verificadas violações nos padrões de OD e DBO ao longo dos trechos do rio, para as classes 1, 2 e 3. Observa-se que para o cenário B é possível conceder ao usuário a outorga de captação (Figura 6.26).

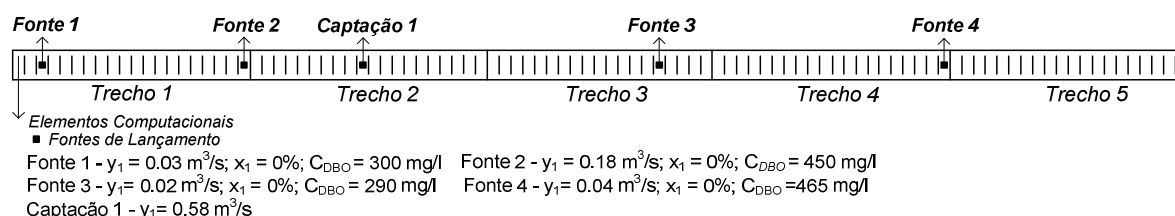


Figura 6.25 - Discretização do trecho e dados para a simulação do cenário B.

O cenário B foi subdividido nos cenários B1 e B2. No cenário B1, foi considerada mais uma fonte de captação, localizada no elemento 1 do trecho 4, com vazão  $0,7$

$\text{m}^3/\text{s}$  (Figura 6.27). No cenário B2, variou-se o local de captação desta fonte para o elemento 1 do trecho 5 (Figura 6.28).

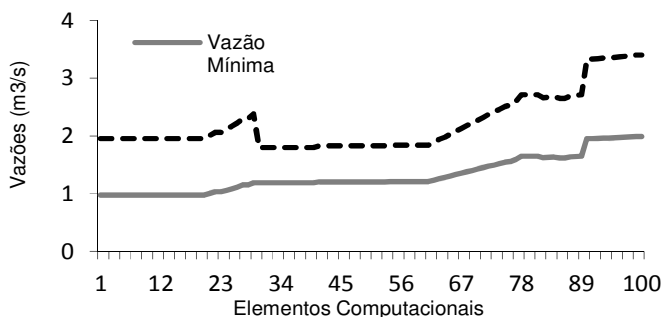


Figura 6.26 - Vazões de captação para o cenário B.

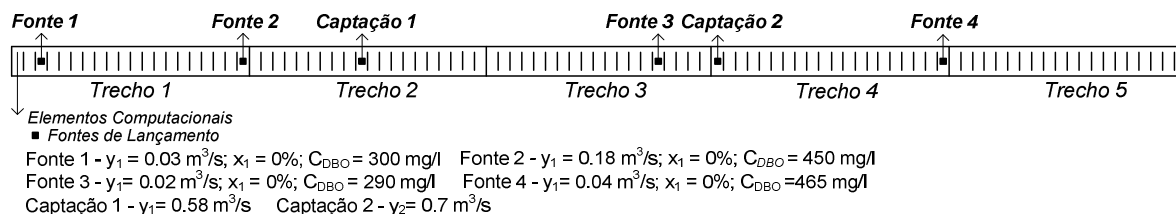


Figura 6.27 - Discretização do trecho e dados para a simulação do cenário B1.

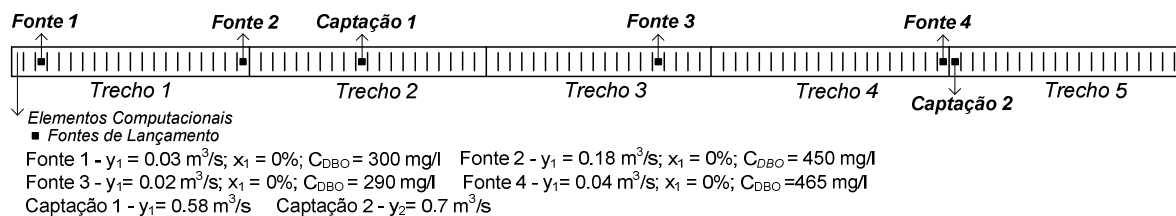


Figura 6.28 - Discretização do trecho e dados para a simulação do cenário B2.

As Figuras 6.29 e 6.31 mostram os perfis de OD e DBO obtidos com os cenários B1 e B2 e as Figuras 6.30 e 6.32 as vazões residuais e mínimas de captação. Observa-se que a simples alteração do local de captação viabilizaria a concessão da outorga (Figuras 6.30 e 6.32).

Verificadas as violações nos padrões de OD e DBO ao longo dos trechos do rio, foi aplicado o SSD proposto, sendo os resultados apresentados na Tabela 6.14. As primeiras soluções obtiveram a maximização da carga lançada pelos usuários, ou seja, buscou-se atingir a meta “econômica”.

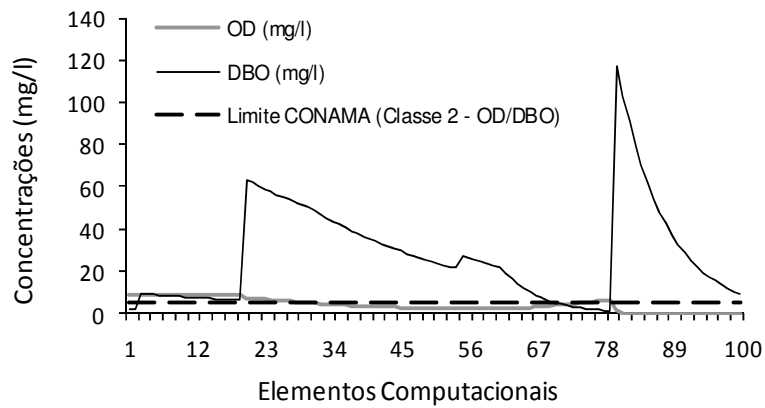


Figura 6.29 – Simulação da qualidade da água para classe 2 - cenário B1.

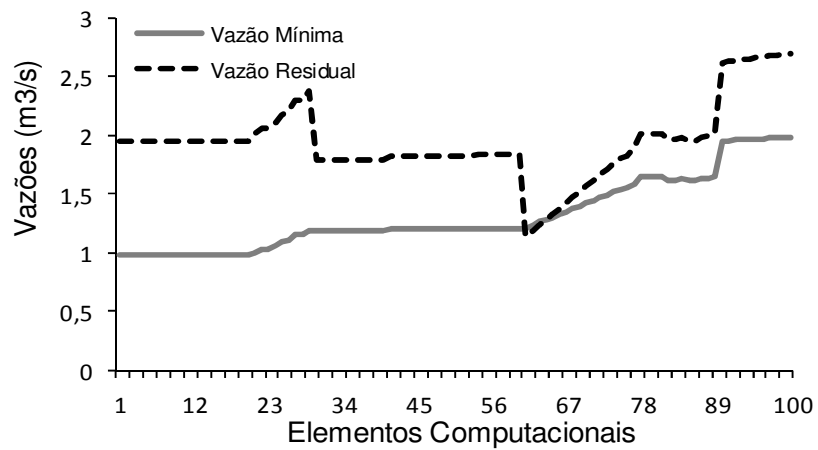


Figura 6.30 - Vazões de captação para o cenário B1.

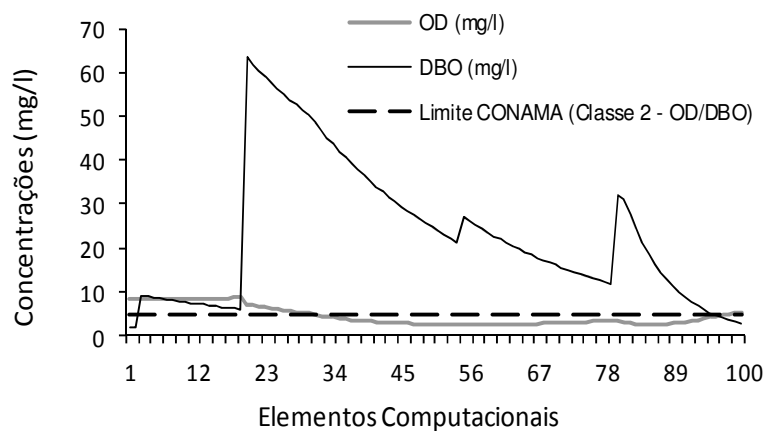


Figura 6.31 – Simulação da qualidade da água para classe 2 - cenário B2.

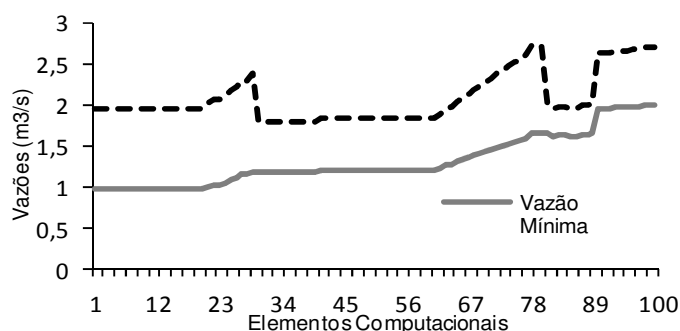


Figura 6.32 - Vazões de captação para o cenário B2.

Tabela 6.14 - Pesos adotados e soluções dos cenários B, B1 e B2.

Soluções	Pesos					Econômico - Cenário B Resultados - Classe 2												
	$w_1$	$w_2$	$w_3$	$w_4$	$w_5$	$x_1$ (%)	$y_1$ (m/s)	$x_2$ (%)	$y_2$ (m/s)	$x_3$ (%)	$y_3$ (m/s)	$x_4$ (%)	$y_4$ (m/s)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Ineq.		
1.0	1000	-	0	0	0	45	0.03	45	0.18	45	0.02	45	0.04	0	916	3.66		
1.1	1000	-	0	100	100	45	0.03	93	0.18	45	0.02	45	0.04	0	138	2.40		
1.2	-	1000	0	0	0	80	2.5	80	2.47	80	2.5	80	2.44	426	4080	0.82		
1.3	-	1000	0	0	0	60	2.5	60	2.49	60	2.49	60	2.49	462	8646	0.86		
Econômico - Cenário B1 Resultados - Classe 2																		
1.4	1000	-	0	0	0	45	0.03	45	0.18	45	0.02	45	0.04	81	1087	3.66		
1.5	1000	-	0	100	100	45	0.03	91	0.18	45	0.02	73	0.04	9.5	194	2.79		
Econômico - Cenário B2 Resultados - Classe 2																		
1.6	1000	-	0	0	0	45	0.03	45	0.18	45	0.02	45	0.04	0	815	3.66		
1.7	1000	-	0	100	100	45	0.03	92	0.18	45	0.02	45	0.04	0	78.3	2.42		
Ambiental e Gestão Integrada - Cenário B Resultados - Classe 2																		
1.8	1	-	0	1000	1000	74	0.03	95	0.18	54	0.02	86	0.04	0	0	3.20		
1.9	10	-	0	1000	1000	74	0.03	95	0.18	52	0.02	86	0.04	0	0	3.18		
2.0	1	1	1	1000	1000	91	0.01	80	0.04	83	0.03	71	0.01	0	0	2.22		
2.1	1	1	1000	1000	1000	72	0.03	67	0.02	91	0.1	95	0.1	0	0	1.88		
2.2	-	1	1000	1000	1000	80	0.04	80	0.03	80	0.03	80	0.02	0	0	0.69		
2.3	-	1	1000	1000	1000	60	0.02	60	0.01	60	0.01	60	0.01	0	0	0.72		
Ambiental e Gestão Integrada - Cenário B1 Resultados - Classe 2																		
2.4	1	-	0	1000	1000	75	0.03	95	0.18	95	0.02	95	0.04	0	1.05	3.55		
2.5	1	1	1	1000	1000	95	0.04	90	0.05	93	0.05	67	0.01	0	0.02	3.47		
2.6	0	0	1000	100	1000	81	0.06	95	0.14	95	0.24	95	0.03	0	0	2.29		
2.7	-	1	1	1000	1000	80	0.07	80	0.05	80	0.09	80	0.02	0	63.9	1.05		
Ambiental e Gestão Integrada - Cenário B2 Resultados - Classe 2																		
2.8	1	-	0	1000	1000	75	0.03	95	0.18	56	0.02	86	0.04	0	0	3.22		
2.9	1	1	1	1000	1000	88	0.07	93	0.08	57	0.01	51	0.01	0	0	2.05		
3.0	-	1	1	1000	1000	80	0.01	80	0.01	80	0.02	80	0.04	0	32.9	3.02		

$w_1$ : peso para a eficiência de tratamento  
 $w_2$ : peso para a vazão de lançamento  
 $w_3$ : peso para a medida de equidade  
 $w_4$ : peso para violação de OD  
 $w_5$ : peso para violação de DBO

$x_{1,2,3,4}$ : eficiências de tratamento das fontes  
 $y_{1,2,3,4}$ : vazões de lançamento das fontes

OD: violação total de OD  
 DBO: violação total de DBO  
 Ineq: inequidade entre os usuários

Nas soluções 1.2, 2.2, 2.7 e 3.0 adotou-se um tratamento mínimo de 80% para todos os usuários e foram definidas as vazões necessárias de cada fonte de poluição para que não ocorra violação do corpo hídrico.

As soluções 2.1 a 2.3 (Tabela 6.14) representam decisão que prioriza a equidade e a qualidade da água em termos de OD e DBO.

Ao contrário do ocorrido para o cenário B1 (soluções 2.4 e 2.5), não ocorreram violações de DBO nas soluções 2.8 e 2.9. A simples alteração da localização das fontes de captação acarretam menores custos (menores eficiências de tratamento adotadas) e cumprimento da legislação ambiental.

As Figuras 6.33, 6.34, 6.35 e 6.36 ilustram alguns resultados apresentados na Tabela 6.14. Nessas figuras, pode-se observar as vazões disponíveis e requeridas para diluição, para as diferentes soluções. Nas Figuras 6.33 a 6.36, pode-se observar que, ao considerar a outorga de diluição de efluentes independente da outorga de captação, não seria possível conceder a outorga. Dessa forma, observa-se a importância de se considerar a outorga integrada.

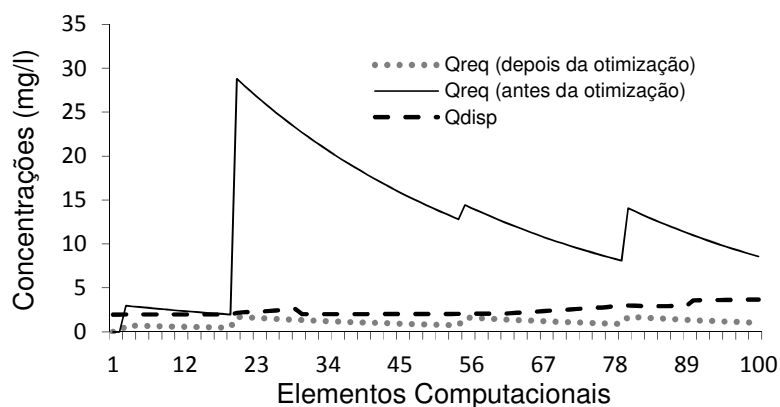


Figura 6.33 - Vazões de diluição para o cenário B - solução 1.9.

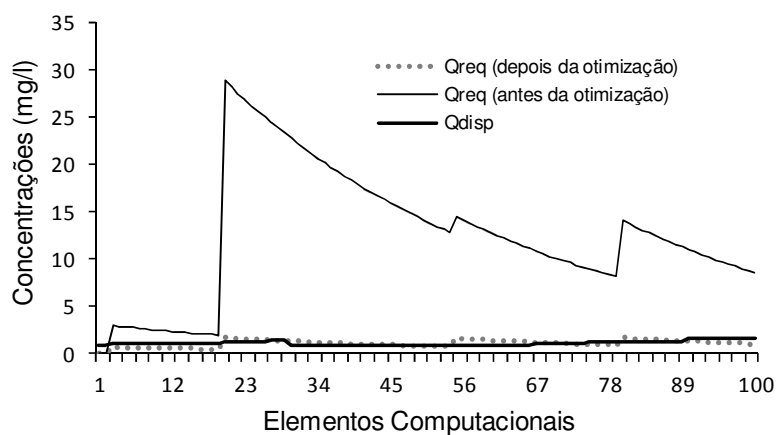


Figura 6.34 - Vazões de diluição para o cenário B – Independente - solução 1.9.

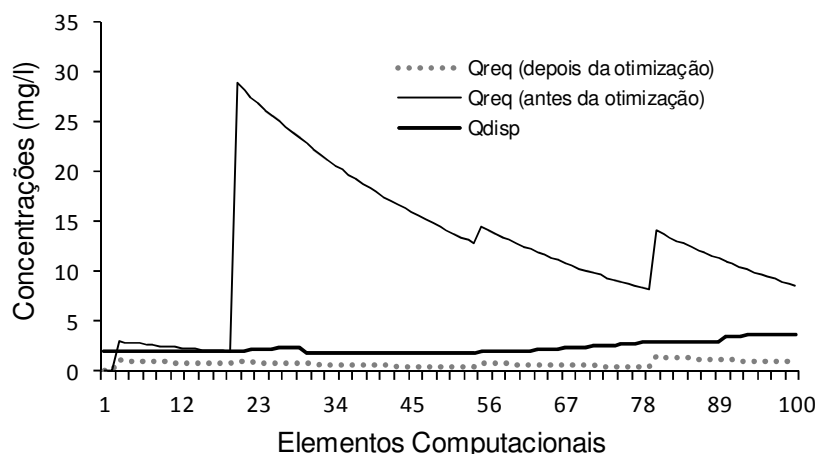


Figura 6.35 - Vazões de diluição para o cenário B - solução 2.0.

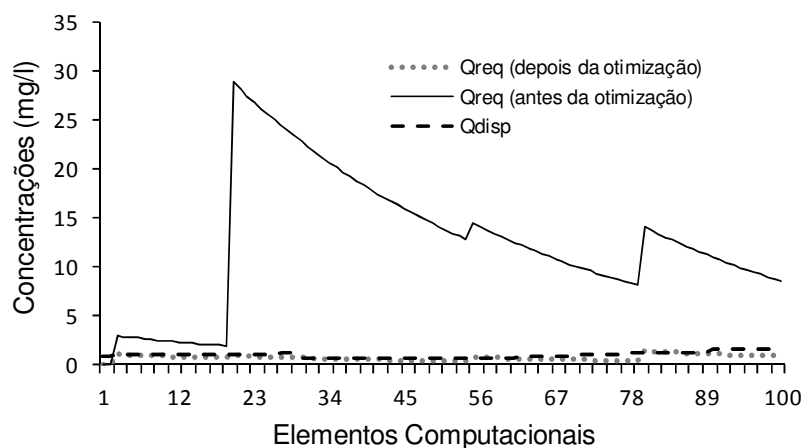


Figura 6.36 - Vazões de diluição para o cenário B – Independente - solução 2.0.

### 6.3.3. Cenário C

Para o cenário C, são considerados os quatro lançamentos, com as características do cenário B, solução 1.9 (Tabela 6.14). Porém, foi considerada a possibilidade de outorga de um novo lançamento (fonte 5), sem tratamento prévio, com concentrações e vazões apresentadas na figura a seguir.

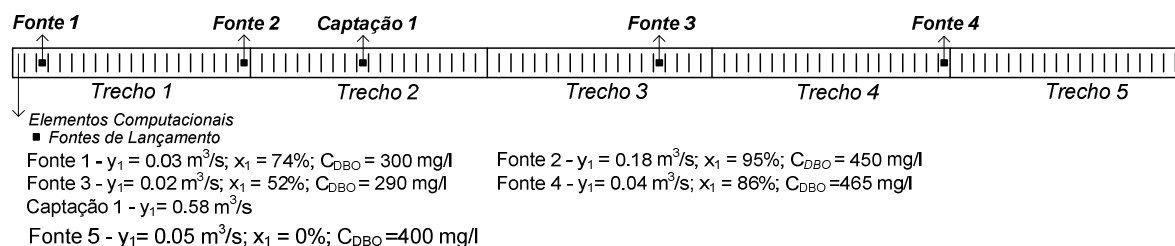


Figura 6.37 - Discretização do trecho e dados para a simulação do cenário C.





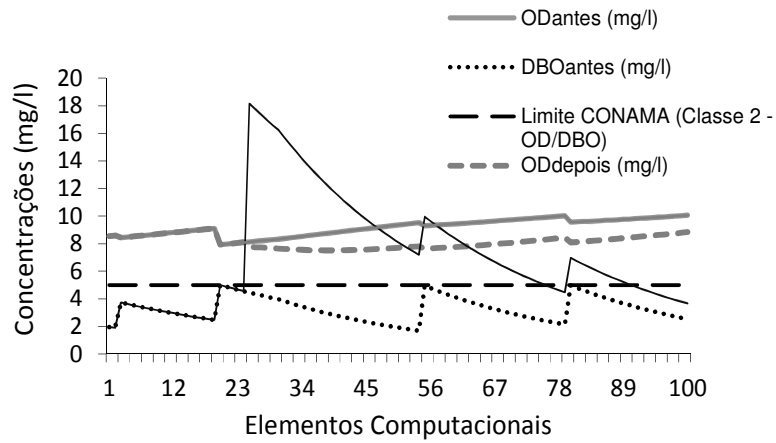


Figura 6.39 - Simulação da qualidade da água – Fonte 5 – Trecho 2 – Elemento 5.

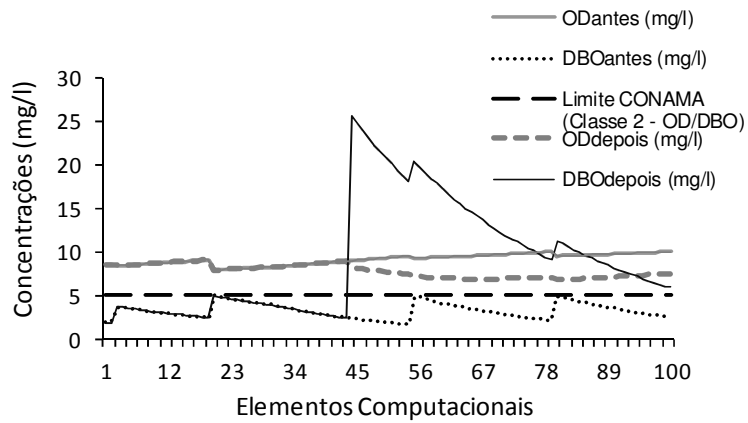


Figura 6.40 - Simulação da qualidade – Fonte 5 – Trecho 3 – Elemento 4.

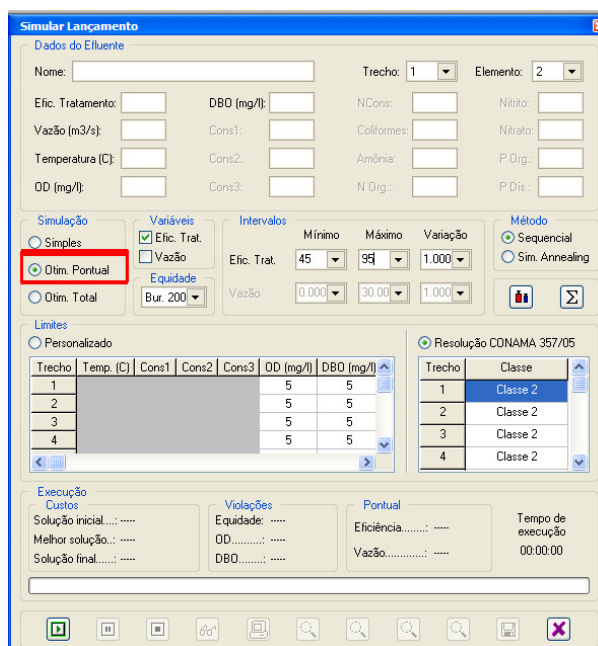


Figura 6.41 - Tela de entrada de dados para a simulação do lançamento.

Analisando as soluções apresentadas na Tabela 6.15, observa-se que os resultados obtidos para as diferentes estratégias são muito próximos, já que em todas estas estratégias foi priorizado o atendimento aos limites preconizados pelo enquadramento. Apesar disso, somente é possível atender aos padrões de DBO estipulados quando se adota a flexibilização do enquadramento (soluções 1.8 e 2.1). Na solução 1.8, considerou-se a classe 3 para os trechos 3 e 4, e na solução 2.1, foi considerada a classe 3 para todos os trechos.

Pode-se notar que na solução 1.2, mesmo aumentando o limite máximo de tratamento para 98%, não foi possível atender aos padrões de DBO. Porém, pode ser observado que em todos os trechos, a vazão requerida foi bem inferior a vazão disponível (Figura 6.42), sendo passível de outorga.

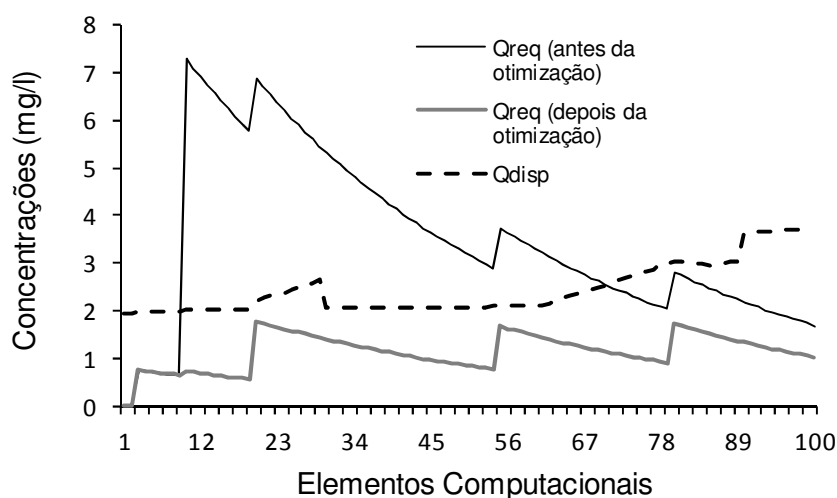


Figura 6.42 - Vazões de diluição para o cenário C - solução 1.2.

#### 6.4. CONSIDERAÇÕES

Em um processo de outorga é necessário que sejam tomadas decisões sensatas e condizentes com a situação da bacia hidrográfica analisada. Além disso, são necessárias decisões que busquem o equilíbrio entre as preferências dos governantes, usuários e a sociedade. Os principais grupos de usuários de recursos hídricos (como empresas de saneamento, grandes indústrias, etc.) muitas vezes necessitam privilegiar aspectos econômicos, enquanto que os interesses ambientais, ou de manutenção dos ecossistemas, muitas vezes, representam prioridades de diferentes entidades (órgãos gestores, comitês de bacia, usuários, ONG's, etc.).

Assim, conforme apresentado nas diferentes situações relatadas neste capítulo, o SSD proposto permite a análise otimizada e integrada destes diferentes aspectos envolvidos na análise de outorga de diluição de efluentes. Além disso, O SSD demonstra ser uma importante ferramenta para o processo de enquadramento dos corpos d'água, já que permite de maneira ágil, definir as eficiências de tratamento e/ou vazões de lançamento necessárias para se atingir as diferentes classes de enquadramento. Como visto, o SSD desenvolvido atinge o principal objetivo proposto nesta tese, ou seja, o de auxiliar a implementação dos instrumentos de outorga de diluição de efluentes e enquadramento dos corpos d'água.

Os resultados apresentados por meio dos diferentes pesos adotados na função objetivo do modelo proposto, demonstram como é possível atingir os objetivos específicos propostos nesta tese. Ou seja, considerar o maior número de objetivos de forma integrada e otimizada, bem como contribuir para a gestão sustentável dos recursos hídricos, buscando minimizar custos e maximizar a qualidade do corpo receptor, considerando a equidade entre os diferentes usuários.

O cenário A foi criado com o intuito de demonstrar que é possível realizar uma análise conjunta e simultânea de diversos lançamentos presentes em uma bacia hidrográfica. O cenário B, ao analisar além de lançamentos também captações, demonstra que é permitido a integração da gestão quali-quantitativa dos recursos hídricos, conforme preconiza um dos objetivos do presente trabalho. As vazões de diluição apresentadas nos resultados demonstram a importância de se integrar modelos de otimização e de cálculo da vazão de diluição de efluentes, já que a legislação ambiental estabelece que o lançamento de efluentes seja dado em quantidade de água necessária para a diluição da carga efluente.

Os resultados do cenário C mostram que o SSD permite, de maneira simples e ágil, a inclusão de novos lançamentos, adicionais àqueles já existentes na bacia, em qualquer elemento dos cursos d'água. Com isso, é possível escolher o melhor local para o lançamento, considerando a capacidade de autodepuração do corpo hídrico, o enquadramento e as vazões disponíveis para a outorga.

Analisando os resultados apresentados para os diversos cenários, sugere-se aos tomadores de decisão, quando se tem como prioridade apenas uma das metas da função objetivo, adotarem os pesos representados na Figura 6.43. Ou seja, se o gestor quer garantir que não ocorra violações de OD ou de DBO, adota-se um peso para  $w_4$  e  $w_5$  1000 vezes maior que os demais, respectivamente. Caso o tomador de decisões busque os menores custos, adota-se um peso para  $w_1$  1000 vezes maior, quando se está variando eficiência de tratamento, ou um peso 1000 vezes maior que os outros pesos para  $w_2$ , quando se varia vazão de lançamento. Caso a prioridade seja maior equidade entre os usuários, adota-se um peso para  $w_3$  1000 vezes maior que os demais.

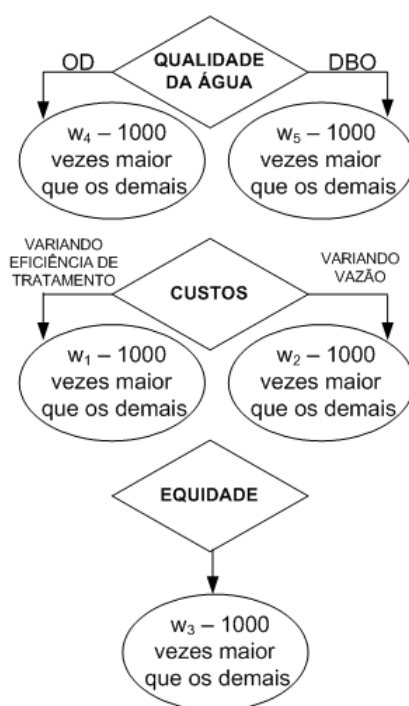


Figura 6.43 – Sugestões pesos adotados.

É importante ressaltar que ao considerar a atual legislação brasileira (CONAMA 357/05), que não permite violações de OD, deve-se adotar um peso elevado para  $w_4$ , como sugerido e apresentado na Figura 6.43. Além disso, como a resolução CONAMA 430/11 que complementa a resolução 357/05, estabelece que o limite máximo de 120 mg/L (para lançamento de DBO) somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60%, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor, torna-se necessário

estabelecer um limite mínimo de 60% no uso do Sistema de Suporte à Decisão desenvolvido no presente trabalho.

Com o intuito de verificar a otimalidade das soluções obtidas, adotou-se como exemplo a solução 5.1, do cenário A, considerando a classe 2. A solução 5.1 foi obtida com um tempo de processamento de 0,0018 segundos (Tabela 6.16). Como pode ser observado na Figura 6.44, para o tempo computacional de 0,0018 segundos foi encontrado o menor valor da função objetivo. Como se trata de uma função objetivo de minimização têm-se, com este tempo, a melhor solução.

Tabela 6.16 – Soluções.

Tempo (segundos)	Pesos					CENÁRIO A - Gestão Integrada										
	$w_1$	$w_2$	$w_3$	$w_4$	$w_5$	$x_1$ (%)	$y_3$ (m/s)	$x_2$ (%)	$y_3$ (m/s)	$x_3$ (%)	$y_3$ (m/s)	$x_4$ (%)	$y_3$ (m/s)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Ineq.
0,0018*	1	-	1	1000	100	74	0,03	95	0,18	45	0,02	81	0,04	0	0	3,08
0,0011	1	-	1	1000	100	82	0,03	95	0,18	45	0,02	81	0,04	0	0	3,15
0,0003	1	-	1	1000	100	91	0,03	94	0,18	48	0,02	84	0,04	0	0	3,29
0,0002	1	-	1	1000	100	93	0,03	94	0,18	57	0,02	78	0,04	0	0	3,32

\* tempo de processamento da solução 5.1

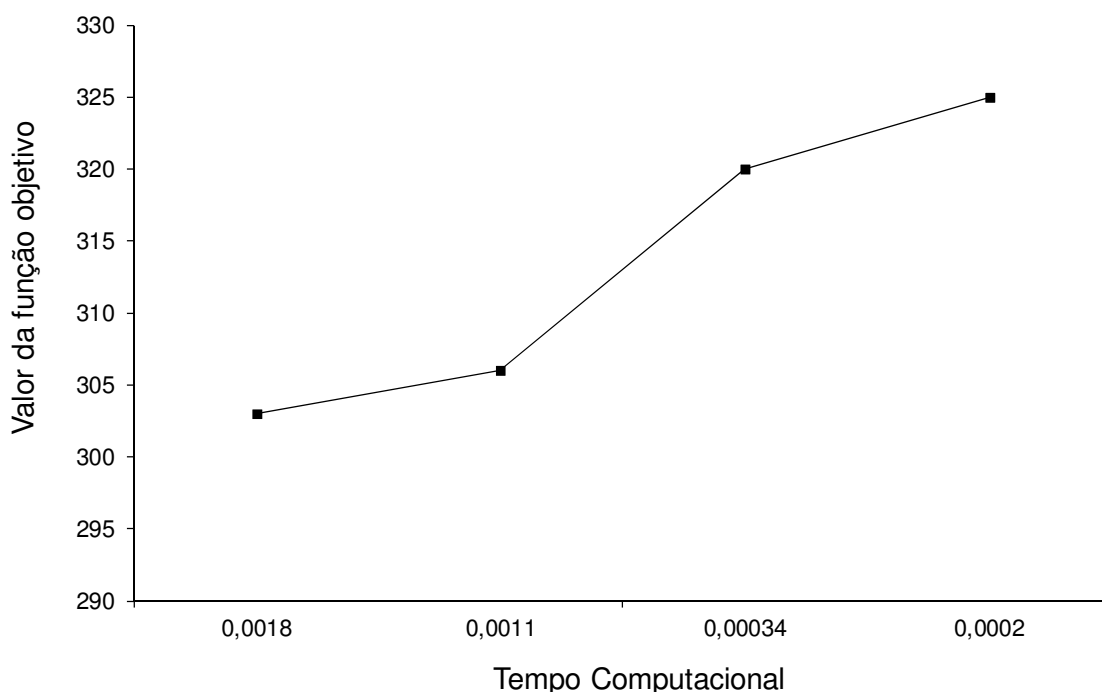


Figura 6.44 – Tempo de processamento e valor da função objetivo das soluções.

## 7. CONCLUSÕES

Em virtude da crescente poluição de nossos rios, faz-se hoje imperativa a busca de maiores esforços para o seu controle. Um dos passos para controle da poluição é estudar e conhecer a capacidade de autodepuração de cada corpo hídrico, estimando a quantidade de efluentes que cada rio é capaz de receber sem que suas características naturais sejam prejudicadas. Neste contexto, a outorga de diluição de efluentes e o enquadramento dos corpos d'água são instrumentos de gestão dos recursos hídricos que têm recebido considerável atenção.

A implantação adequada desses instrumentos permitindo o disciplinamento dos usos da água pelos órgãos gestores, por meio da determinação da quantidade máxima permissíveis de descarga de efluentes para as diferentes fontes poluidoras, de forma a manter uma resposta satisfatória de qualidade da água, de forma equitativa e economicamente eficiente. Tal determinação muitas vezes envolve interesses econômicos, políticos e sociais, atores distintos e compreensão do sistema físico e natural dos corpos d'água, exigindo assim metodologia complexa.

Considerando esta complexidade, um Sistema de Suporte a Decisão (SSD) é proposto no presente estudo para auxiliar a aplicação dos instrumentos de outorga e enquadramento dos corpos d'água. O SSD proposto utiliza um modelo matemático de otimização multiobjetivo, desenvolvido com o intuito de integrar diferentes objetivos relacionados com múltiplas eficiências de tratamento de efluentes, considerando a equidade entre os usuários e os parâmetros oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio. Para resolução do modelo, foi desenvolvido uma metodologia integrada do algoritmo *Simulated Annealing* (SA) com o modelo de simulação de qualidade hídrica QUAL2E.

O SSD proposto foi capaz de representar e considerar os diferentes objetivos, simultaneamente, de modo a ampliar o seu poder de auxílio à decisão na gestão dos recursos hídricos. O SSD ainda permite que diferentes soluções possam ser geradas por meio de ajustes e de combinação de pesos para a função objetivo.

Os resultados dos estudos de caso indicam que o modelo proposto pode ser utilizado para projetar cenários futuros em águas poluídas, estimando as reduções de carga poluidora necessárias para se alcançar os padrões de qualidade da água almejados. Além disso, os resultados demonstram que o SSD proposto pode ser usado para fornecer uma série de estratégias alternativas para a gestão de qualidade da água em bacias hidrográficas, sendo capaz de atender aos diferentes interesses dos tomadores de decisão. O modelo possibilitou avaliar diferentes estratégias de gestão, como a equidade entre os usuários da bacia e a exigências ambientais para o enquadramento dos corpos d'água, além de possibilitar flexibilização das eficiências de tratamento de cada usuário, com redução de custos, mas mantendo características adequadas de qualidade do corpo receptor.

O sistema desenvolvido foi capaz de simplificar a simulação e otimização de instrumentos bastante complexos, tendo sido adaptado para que os tomadores de decisão comparem e analisem, facilmente, as alternativas para a outorga de diluição de efluentes e para o enquadramento dos corpos d'água. Além disso, o SSD demonstrou ser um sistema versátil e eficiente, sendo flexível para testar as novas alternativas.

O sistema desenvolvido apresenta as seguintes características:

- Simula de maneira rápida e eficiente o lançamento de efluentes em todos os possíveis locais, possibilitando escolha do ponto mais favorável para a concessão da outorga, considerando tanto as condições de qualidade quanto as vazões de lançamento;
- Permite avaliar a influência de fontes de lançamentos e captações existentes sobre a localização de um novo lançamento ou captação;
- Permite apresentação de resultados em planilhas e em formato gráfico, podendo ser separados por trechos e exportados no formato jpg e xls (Excel);
- Possibilita a visualização de diversos parâmetros simulados em um mesmo gráfico e, também, comparação com os dados das condições iniciais do rio.

- Oferece ao gestor a possibilidade de estabelecer limites máximos e mínimos para as eficiências de tratamento e para as vazões de lançamento das fontes poluidoras. Além disso, permite a escolha de qual dessas variáveis (vazão e eficiência de tratamento) serão analisadas e do intervalo utilizado para a simulação.

Uma importante contribuição do modelo proposto é a possibilidade de integração de maior número de objetivos considerados em comparação com modelos disponíveis. O maior número de objetivos considerados corrobora para a identificação de um maior número de alternativas, tornando mais realista a percepção dos tomadores de decisão (poder público, usuários e sociedade civil organizada) sobre o problema.

O SSD proposto é um sistema ativo e cooperativo e permite a integração de vários modelos. Ou seja, pode incorporar sugestões ou soluções para o problema em análise; além de possibilitar aos tomadores de decisão modificar, complementar, ou refinar alternativas de decisão que são geradas, antes de serem validadas pelo próprio sistema.

### 7.1. TRABALHOS FUTUROS

O Sistema de Suporte à Decisão (SSD) desenvolvido neste estudo mostrou-se apto para estabelecer diferentes estratégias de forma ágil e eficiente frente a diversos cenários de alocação de cargas efluentes. Entretanto, o SSD desenvolvido pode ser complementado, principalmente no sentido de ampliar e facilitar ainda mais a sua aplicação. Com esse intuito sugere-se:

- A aplicação de algoritmos de otimização para a calibração automática do modelo QUAL2E, permitindo adequação dos coeficientes de reação e das equações matemáticas utilizadas pelo modelo às realidades físicas da bacia em estudo.
- Integrar ao SSD desenvolvido modelos computacionais de quantificação da poluição difusa, especialmente aqueles que utilizam valores de referência para localidades de climas tropicais como parâmetros de entrada,



- Verificar a possibilidade de desenvolver e adicionar ao SSD metodologia para análise de outorga para diluição de efluentes em lagos e reservatórios.
- Concentrar esforços no desenvolvimento de interface integrada com um Sistema de Informação Geográfica (SIG), permitindo ao usuário a inserção georreferenciada dos pontos de captação e lançamento de efluentes.
- Buscar inserir na interface gráfica métodos de estimativa de vazões mínimas de sete dias consecutivos com período de retorno de dez anos ( $Q_{7,10}$ ) e de vazões mínimas associadas à permanência de 90% no tempo ( $Q_{90}$ ).

As possibilidades de futuros estudos são inúmeras. Recomenda-se contudo, que se tome cuidado para que a utilização e/ou aplicação do SSD ampliado não se torne complexa.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHLEITNER, S.; TOFFOL, S.; ENGELHARD, C.; RAUCH, W. The European Water Framework Directive: Water Quality Classification and Implications to Engineering Planning. **Environmental Management**, v. 35, n. 4, p. 517-525, 2005.

ALBERTIN, L. L. **Técnica de gerenciamento da qualidade hídrica superficial baseada na otimização multiobjetivo**. 2008. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

ANDREW, J.; CAPILLA, J.; SANCHÍS, E. AQUATOOL: A Generalized Decision-Suport System for Water Resources Planning and Operational Management. **Jornal of Hydrology**, v. 177, p. 259-291, 1996.

ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R.R.; WILLIAMS, J.R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.

ÁVILA, S.L. **Algoritmos genéticos aplicados na otimização de antenas refletoras**. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

AZEVEDO, L. G. T.; PORTO, R. L. **Programa MODSIM - Modelo de rede de fluxo de bacias hidrográficas para microcomputador**. Laboratório de Sistemas de Suporte a Decisões da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 1999.

AZEVEDO, L. G. T.; PORTO, R.L.; PORTO, M.F.A. Sistema de apoio a decisão para o gerenciamento integrado de quantidade e qualidade da água: metodologia e estudo de caso. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, n. 1, p. 21-51, 1998.

BERLEKAMP. J. Integration of MONERIS and GREAT-ER in the decision support system for the German Elbe river basin. **Environmental Modelling & Software**, v.1, pp. 239 – 247, 2007.

BRASIL. Lei Federal nº 9.433 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), de 8 de Janeiro de 1997. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 8 jan. 1997.

BRASIL. Resolução nº. 16 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), de 08 de maio de 2001. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 08 maio. 2001.

BRASIL. Resolução n.º 357 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), de 17 de março de 2005. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 17 mar. 2005.

BRASIL. Projeto de Lei 1616/99 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). Disponível em: <http://www.chrh-srh.gov.br>. Acesso em: 25 out. 2010.

BRASIL. Portaria MINTER nº GM 0013 de 15 de janeiro de 1976. Disponível em: <http://www.chrh-srh.gov.br>. Acesso em: 25 out. 2010.

BRASIL. Resolução n.º 707 da Agência Nacional de Águas (ANA), de 21 de dezembro de 2004. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 21 dez. 2004.

BRASIL. Resolução n.º 20 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), de 18 de junho de 1986. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 18 jun. 1986.

BRASIL. Resolução n.º 12 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), de 19 de julho de 2000. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 19 jul. 2000.

BRASIL. Resolução n.º 91 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), de 05 de novembro de 2008. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 05 nov. 2008.

BRASIL. Resolução n.º 430 de 13 de maio de 2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 13 maio. 2011.

BRAGA, B.; BARBOSA, P. S. F.; NAKAYAMA, P. T. Sistema de suporte a decisão em recursos hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.3, n.3 p.73-95, 1998.

BRAGA, B. P. F. Técnicas de otimização e simulação aplicadas em sistemas de recursos hídricos. In: BARTH, F. T. (Org.). **Modelos para gerenciamento de recursos hídricos**. 1. ed. São Paulo: ABRH, 1987.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEHO, J.C.F.; MIRERZWA, J.C.; BARROS, M>T>L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002.

BRITES, A. P. Z. **Enquadramento dos Corpos de Água Através de Metas Progressivas: Probabilidade de Ocorrência e Custos de Despoluição Hídrica**. Tese (Doutorado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

BROWN, L. C.; BARNWELL Jr, T. O. The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual. Georgia: **EPA**, 1987, 189 p.

BURN, D. H.; YULIANTI, J. S. Waste-load allocation using genetic algorithms. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 127, n. 2, p. 121–129, 2001.

CAIADO, M. A. C. Desenvolvimento regional e qualidade das águas da bacia do rio Santa Maria da Vitória. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13, 1999, Belo Horizonte, MG. **Anais...** [S.l]: ABRH, 1999.

CANCINO, W. G.C.; DELBÉM, A.C.B . **Algoritmos Evolutivos para Otimização Multi-objetivo**. Material Didático. Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

CETESB. Decreto estadual nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/>. Acesso em: 25 out. 2010.

CHAPRA S.C. **Surface Water Quality Modeling**. McGraw-Hill: EUA, 1996.

CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G.; TAO, H. “**QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.07: Documentation and Users Manual**.” Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA, 2007,105 p.

COHON, J. L. **Multiobjective programming & planning**. New York: Academic Press, 1978.

COSTA, J. R., LOUCKS, D. P. Water quality management in the Ave River: From research to practice. **Systems Analysis in Water Quality Mgmt., Proc., IAWPRC Symp**, 1987.

CUNHA, M. C.; PINHEIRO, L.; AFONSO, P.; SOUSA, J. Decision-aid models for the implementation of the water framework directive. In: **Proceedings of the 4th International Conference in Decision Making in Urban and Civil Engineering** (CD Edition), Porto, Portugal, p. 10, 2004.

CUNHA, M. C.; PINHEIRO, L.; AFONSO, P.; SOUZA, J. A importância dos modelos de apoio à decisão para a implementação da directiva quadro da água. In: SILUSBA, 7., 2005, Évora. **Anais...** [S.l]: APRH, 2005.

CUNHA, M. C.; PINHEIRO, L.; AFONSO, P.; ANTUNES, A.; ZEFERINO, J. Optimization model for integrated regional wastewater systems planning. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 135, n.1, p. 23-33, 2009.

DONIGIAN, A.S. Jr. ; IMHOFF, J. C.; BICKNELL, B. R.; KITTLE, J. L. Jr. **Application Guide for Hydrologic Simulation Program - Fortran (HSPF)**. EPA-600/3-84-065, US Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 1984.

ESCHENBACH, E. A.; MAGEE, T.; ZAGONA, E.; GORANFLO, M.; SHANE, R. Goal Programming Decision Support Systems for Multiobjective Operation of Reservoir Systems. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 127, n. 2, p. 108-120, 2001.

FICK, G.; SPRAGUE, R. H. **Decision support systems: Issues and challenges**. Pergamon Press, Oxford, United Kingdom, 1980.

GARCIA, J.I.B. **Sistema de suporte a decisão para o lançamento de efluentes**. 2011. Tese (Doutorado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

GASS, S.; SAATY, T. L. The computational algorithm for the parametric objective function. **Naval Research Logistics Quarterly**, v.2, p. 39-45, 1955.

GRUPO DE ESTUDOS E AÇÕES EM RECURSOS HÍDRICOS – GEARH. Departamento de Engenharia Ambiental/Centro Tecnológico/Universidade Federal do Espírito Santo (DEA/CT/UFES). **Interrelações entre ambientes e qualidade das águas dos rios Jucu e Santa Maria da Vitória**. Relatório Final. v. 1. 1999.

GEN, M.; CHENG, R. **Genetic algorithms and engineering design**. Wiley series in engineering design and automation. New York. John Wiley & Sons, Inc. 1997.

GOLDBERG, D. E. **Genetic algorithms in search, optimization and machine learning**. Boston: Addison-Wesley, 1989.

HABTEC Engenharia Sanitária e Ambiental. **Diagnóstico e Plano Diretor das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu: Ecossistemas Aquáticos Interiores e Recursos Hídricos**. Relatório Diagnóstico. Volume I. Consórcio Intermunicipal de Recuperação das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu. Convênio MMA/SRH 181/96. 1997.

HÄTTENSCHWILLER, P. 1998. **Decision Support Systems**. Vorlesung WS 1998/99 Institute of Informatics, University of Fribourg. Disponível em: <<http://www-iiuf.unifr.ch/study/courses98-99/DecisionSupport.coursD.html>>. Acesso em: 18 set. 2008.

HAITH, D. A.; SHOEMAKER L. L. Generalized Watershed Loading Functions for stream flow nutrients. **Water Resources Bulletin**, v. 23, n. 3, 1987.

HOLLAND, J. H. **Adaptation in natural and artificial systems**. Ann Arbor, MI: University of Michigan Press, 1975.

HORA, A. F. **Metodologia para outorga do uso de recursos hídricos com ênfase no caso de aproveitamentos hidrelétricos**. 2001. Tese (Doutorado em Planejamento Energético) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

IEMA (Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Instrução Normativa nº. 007 do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, de 21 de junho de 2006. **Diário Oficial do Estado do Espírito Santo**, Vitória, 27 jun. 2006.

IEMA (Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Instrução Normativa nº. 013 do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, de 09 de dezembro de 2009. **Diário Oficial do Estado do Espírito Santo**, Vitória, 24 de dez. 2009.

INTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA (IBGE). **Mapas topográficos**. Disponível em: <<ftp://geofpt.ibge.gov.br/mapas/topograficos>>. Acesso em: 16 fev. 2009.

KDOW (Kentucky Department for Environmental Protection. Division of Water). **Impacts of deicing fluids on Elijahs and Gunpowder Creeks**. Frankfort, 1998.

Disponível em:

<[http://www.epa.gov/owow/tmdl/examples/organics/ky\\_elijahgunpowder.pdf](http://www.epa.gov/owow/tmdl/examples/organics/ky_elijahgunpowder.pdf)>.

Acesso em: 22 out. 2008.

KELMAN, J. Gerenciamento de recursos hídricos: parte I – outorga. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 12., 1997, Vitória, ES. **Anais...** [S.l]: ABRH, 1997.

KIRKPATRICK, S.; GELLAT, D. C.; VECCHI, M. P. Optimization by simulated annealing. **Science**, v. 220, n. 4598, p. 671-680, 1983.

LABADIE, J.W. ; PINELA, A. M. ; BODE, D. A. A network analysis of raw water supplies under complex water rights and exchanges: Documentation for Program MODSIM3, Colo. **Water Resour. Res.** Inst., Colo. State Univ., Fort Collins, 1984.

LAUTENBACH, J.; BERLEKAMP, N.; GRAF, R.; SEPPELT.; MATTHIES, M. Scenario analysis and management options for sustainable river basin management: application of the Elbe DSS. **Environ. Modell. Softw.**, v. 24 , p. 26–43, 2009.

LIBELLI, S. M.; BETTIB, F.; CAVALIERI, S. Introducing River Modelling in the Implementation of the DPSIR Scheme of the Water Framework Directive. **International Environmental Modelling and Software Society: Complexity and Integrated Resources Management**. Germany, 2004.

LIMBRUNNER, J. F.; CHAPRA, S. C.; VOGEL, R. M.; KIRSHEN, P. H. Tufts Watershed Loading Function: Best Management Practice Model For Decision Support. In: WORLD WATER & ENVIRONMENTAL RESOURCES CONGRESS, 2005, Anchorage, Alaska. **Anais...** [S.l]: ASCE EWRI, 2005.

LOUCKS, D. P.; STEDINGER, J. R.; HAITH, D. A. **Water Resources Systems Planning and Analysis**. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 1981.



MACHADO, E. S. **Utilização da metaheurística do recozimento simulado na otimização do planejamento de sistemas regionais de tratamento de efluentes e sua expansão da capacidade**. 2009. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

MAIA, R.; SILVA, C. DSS application at a river basin scale, taking into account water resources exploitation risks and associated costs: The Algarve Region. **Desalination** v.237, p.81–91, 2009.

MATTHIES, M. System analysis of water quality management for the Elbe river basin. **Environmental Modelling & Software**, v.21, p. 1309 – 1318, 2006.

MAURI, G.R.; OLIVEIRA, A.C.M.; LORENA, L.A.N. Heurística baseada no simulated annealing aplicada ao problema de alocação de berços. **Revista GEPROS - Gestão da Produção, Operações e Sistemas**, Ano 3, v. 1, n. 1, p. 113-127, 2008.

MAURI, G.R.; LORENA, L.A.N. Customers' satisfaction in a dial-a-ride problem. **IEEE Intelligent Transportation Systems Magazine**, v. 1, n. 3, p. 6-14, 2009.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). Secretaria de Recursos Hídricos (SRH/MMA). SISAGUA - **Sistemas de Apoio Ao Gerenciamento de Usuários da Água**. Brasília, 2000.

MPCA Minnesota Pollution Control Agency. **Lower Minnesota River Low Flow Dissolved Oxygen TMDL**. Minnesota, 2004.

NICKLOW, J.; REED, P.; SAVIC, D.; DESSALEGNE, T.; HARRELL, L.; CHANHILTON, A.; KARAMOUZ, M.; MINSKER, B.; OSTFELD, A.; SINGH, A. e ZECHMAN, E. State of the Art for Genetic Algorithms and Beyond in Water Resources Planning and Management. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 136, n. 4, 2010.

PORTO. R. L. L.; AZEVEDO, L. G. T. Sistemas de Suporte a Decisões Aplicados a Problemas de Recursos Hídricos. In: PORTO. R. L. L (Org.). **Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Porto Alegre: Editora Universidade - UFRGS, 1997. p. 43-95.

PORTO. M. F. A.; PORTO. R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, 2008.

PORTO. M. F. A. Contexto Institucional do Processo de Enquadramento na Política de Recursos Hídricos. In: 1º SEMINÁRIO ESTADUAL SOBRE ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'AGUA SUPERINTENDÊNCIA DE GESTÃO AMBIENTAL, 2009, Botucatu, SP. **Anais...** [S.l]: SABESP, 2009.

PORTO, M. F. A. ; FERNANDES, C. V. S.; KNAPIK, H. G.;FRANÇA, M. S.; BRITES, A. P. Z.; MARIN, M. C. F.C; MACHADO, F. W.; CHELLA, M. R.; SÁ, J. F.;MASINI, L. (2007) “**Bacias Críticas: Bases Técnicas para a definição de Metas Progressivas para seu Enquadramento e a Integração com os demais Instrumentos de Gestão**”. Curitiba: UFPR – Departamento de Hidráulica e Saneamento. (FINEP/CTHIDRO).Projeto concluído.

RODRIGUES, R.B. **Metodologia de apoio à concessão de outorga para diluição de efluentes e cobrança pelo uso da água - o modelo RM1**. 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

RODRIGUES, R.B. **SSD RB - Sistema de suporte a decisão proposto para a gestão quali-quantitativa dos processos de outorga e cobrança pelo uso da água**. 2005. Tese (Doutorado em Engenharia) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

RODRIGUES, R. B. Aloccserver: sistema WEB e georreferenciado para auxiliar na integração do instrumentos: enquadramento outorga e cobrança. In: II SIMPÓSIO

DE RECURSOS HÍDRICOS SUL-SUDESTE, 2008, Rio de Janeiro, RJ. **Anais...** [S.l]: ABRH, 2008.

ROQUES, T.V.P. **Aplicação de modelos computacionais na análise de outorga para diluição de efluentes em corpos de água – fontes pontuais e difusas.** 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2006.

RORIZ, G. M. **Desenvolvimento de ferramenta de suporte à decisão em recursos hídricos através da automatização dos modelos QUAL2E e GWLF.** 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2002.

SALIM, F. P. C. **Desenvolvimento de sistema de suporte à decisão para o gerenciamento da qualidade das águas em rios considerando múltiplas fontes de poluição pontual.** 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2004.

SALVETTI, R.; AZZELLINO, A.; VISMARA, R. Diffuse source apportionment of the Po river eutrophying load to the Adriatic sea: assessment of Lombardy contribution to Po river nutrient load apportionment by means of an integrated modelling approach. **Chemosphere**, v. 1, n. 65, p. 2168–2177, 2006.

SOUSA, J. J. O.; CUNHA, M.C.M.O. 1999. Soluções otimizadas para sistemas regionais de águas residuais: a utilização do método do recozimento simulado. In: SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DE LINGUA OFICIAL PORTUGUESA, 1999, Coimbra, Portugal. **Anais...** [S.l]: SILUSBA, 1999.

SOUSA, J.; RIBEIRO, A.; CUNHA, M.C.; ANTUNES, A. An optimization approach to wastewater systems planning at the regional level. **Journal of Hydroinformatics**, v.4, n.2, p. 115-123, 2002.

SPERLING, M.V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais; 2005. 425 p. v.1. Editora UFMG.

STEUER, R. E. **Multiple criteria optimization: theory, computation & application.** New York: John Wiley, 1986.

STREETER, H.W.; PHELPS E.B. 1925. A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River. **Public Health Bulletin**, 146. Washington D.C.: U.S. Public Health Service.

STRZEPEK, K. M., CHAPRA, S. C. Do the right thing. **Civ. Engrg.**, v. 60, n.11, p. 55–56, 1990.

THOMANN, R. V. The future golden age of predictive models for surface water quality and ecosystem management. **Journal of Environmental Engineering**, v. 124, n. 2, p. 94-103, 1998.

TUNG, Y. K. Multiple - objective stochastic waste-load allocation. **Water Resources Management**, v.6, p.117-133, 1992.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **Better assessment science integrating point and nonpoint sources—BASINS version 3.0, User's manual.** EPA-823-B-01-001, USEPA, Washington, D.C, 2001.

\_\_\_\_\_ **Federal Water Pollution Control Act or Clean Water Act (CWA)** [As Amended Through P.L. 107–303, November 27, 2002]. United States, 2002.

\_\_\_\_\_ **Total Maximum Daily Loads for Nutrients San Diego Creek and Newport Bay, California.** California, 1998. Disponível em: <[http://www.epa.gov/owow/tmdl/examples/nutrients/ca\\_sdnbay.pdf](http://www.epa.gov/owow/tmdl/examples/nutrients/ca_sdnbay.pdf)>. Acesso em: 17 jan. 2009.

\_\_\_\_\_ **TMDL Case study: The Lower Minnesota River.** EPA841-F-92-011. Washington: EPA, 1992. Disponível em: <<http://www.epa.gov/OWOW/tmdl/cs6/cs6.htm> >. Acesso em: 23 jan. 2009.

YANDAMURI, S. R. M.; SRINIVASAN, K.; BHALLAMUDI, S. M. Multiobjective optimal waste load allocation models for rivers using nondominated sorting genetic algorithm-II. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 132, n. 3, p. 133-143, 2006.

YOUNG, R.A.; ONSTAD, C.A.; BOSCH, D.D.; ANDERSON, W.P. **AGNPS: Agricultural Non-point Source Pollution Model.** A Watershed Analysis Tool. USDA, Conservation Research Report 35, 1987.

VIEIRA J.M.P. Decision Support Systems for Water Resources Planning and Management. In: VII INTERNATIONAL CONFERENCE ON ENHANCEMENT AND PROMOTION OF COMPUTATIONAL METHODS IN ENGINEERING AND SCIENCE, v.2, p.1197-1206, 1999. Elsevier Science Ltd, Oxford, UK.

VIEIRA, S.A. **Um modelo de simulação via programação linear sequencial, para sistema de recursos hídricos.** 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2007.

ZADEH, L. A.; DESOER, C. A. **Linear system theory, the state space approach.** McGraw-Hill series in system science. New York: McGraw-Hill. 1963.

ZAMPROGNO, D.P. **Subsídio para a definição de locais apropriados para a implantação de reservatórios de regularização de vazões:** refinamento e aplicação de procedimento metodológico. 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1999.

ZEFERINO, J.A.; ANTUNES, A.P.; CUNHA, M.C. An Efficient Simulated Annealing Algorithm for Regional Wastewater System Planning. **Computer-Aided Civil and Infrastructure Engineering**, v. 24, p. 359–370, 2009.

ZORZAL, R. **Desenvolvimento de sistema de suporte a decisão para outorga de lançamento de efluentes de fontes pontuais em rios – SSD VOLFOP**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

## A. APÊNDICE - INTERFACE DO SSD PROPOSTO

A interface do sistema desenvolvido, denominado SIM\_ACQUA, é apresentada a seguir. A tela inicial contém a sequência de atividades, ou os dados que deverão ser inseridos para a caracterização da bacia e posterior modelagem da qualidade de suas águas (Figura A.1).

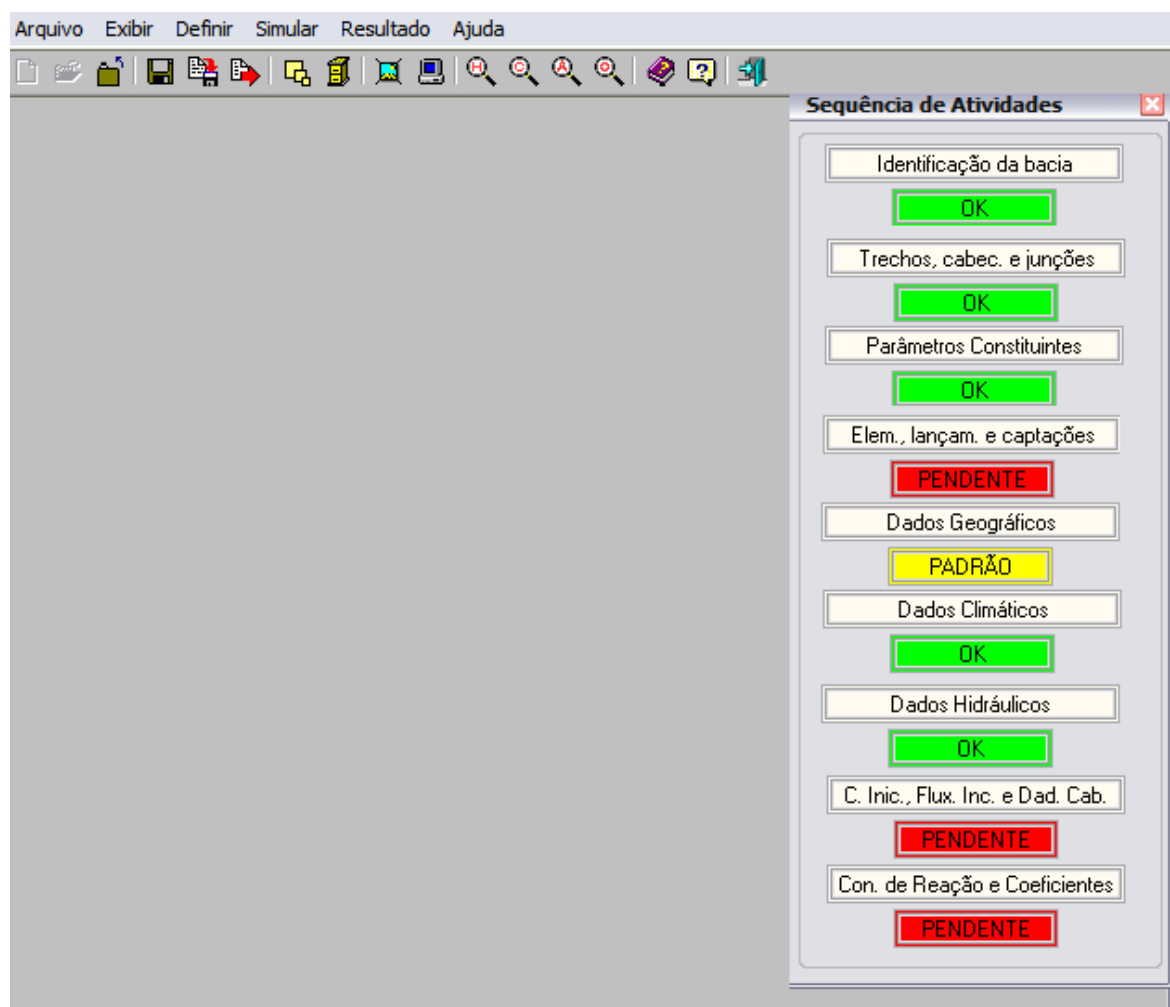


Figura A.1 - Tela inicial do sistema.

A sequência de atividades, como mostrado na Figura A.1, consiste basicamente na inserção de dados para a caracterização da bacia (trechos, elementos e junções), dados de lançamentos e captações existentes na bacia, dados dos parâmetros que serão analisados, dados geográficos e climáticos, as condições iniciais da bacia e os coeficientes e constantes de reação.

Portanto, o gestor deverá fornecer ao sistema todas essas informações citadas, na ordem descrita na sequência de atividades, sendo que, para cada uma, será aberta uma tela com os seus respectivos dados, que deverão ser inseridos como apresentado nas Figuras A.2, A.3, A.5 a A.9. À medida que os campos vão sendo preenchidos, aparecerá na tela principal a mensagem “OK”, e quando ainda existirem dados para serem preenchidos, aparecerá a mensagem “PENDENTE”. A mensagem “PADRÃO” aparece quando são utilizados valores *default*. Essa é uma opção oferecida pelo sistema para facilitar a entrada de dados pelo gestor.

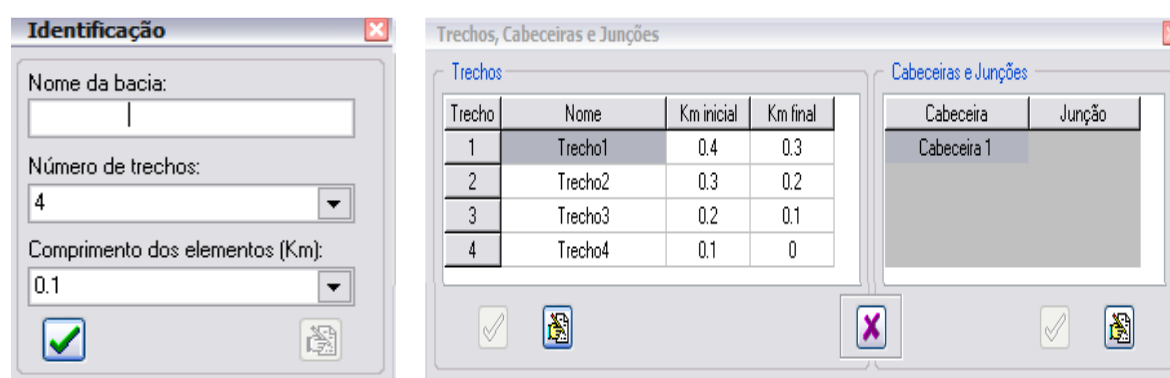


Figura A.2 - Telas com os dados iniciais.

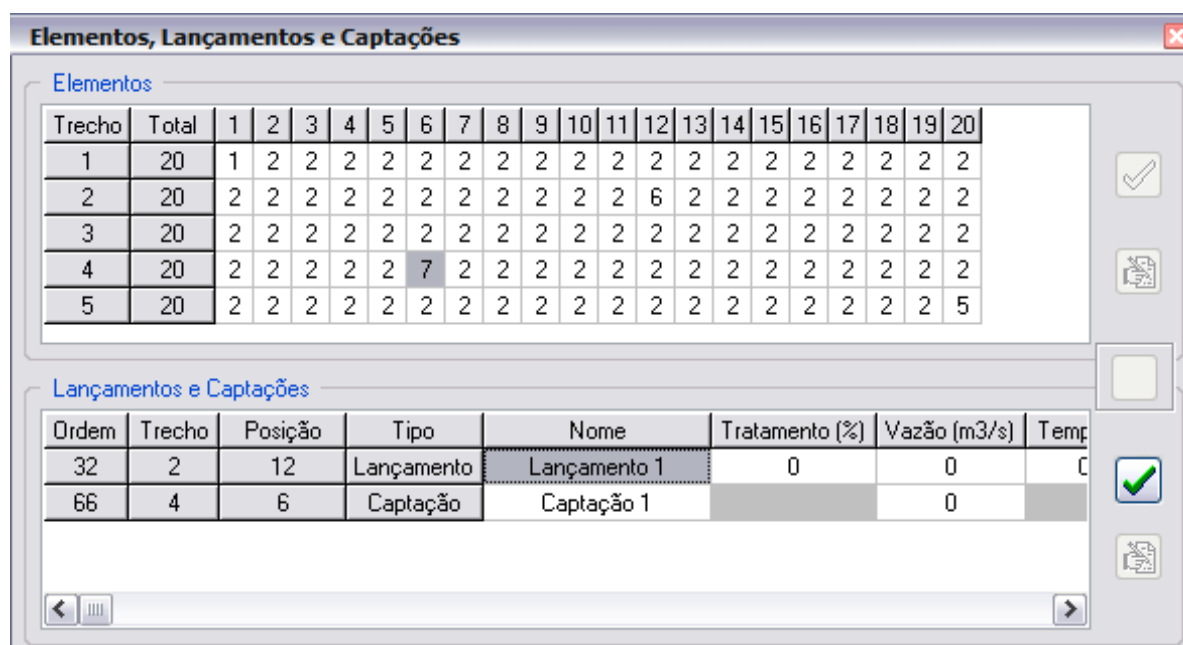


Figura A.3 - Tela de entrada dos dados de lançamentos e captações.

Na Figura A.2, é apresentada a tela na qual serão definidos o número e a extensão dos trechos da bacia e o comprimento dos elementos. Após a inserção desses



dados, automaticamente é gerada a tela contendo o número total de elementos (Figura A.3), na qual serão inseridos os lançamentos e as captações existentes na bacia hidrográfica em estudo.

Para facilitar a identificação de possíveis erros, por parte dos gestores, na definição de trechos, elementos, lançamentos ou captações, o sistema possibilita visualizar a representação esquemática da bacia em estudo, após a definição desses dados. A Figura A.4 ilustra essa representação.

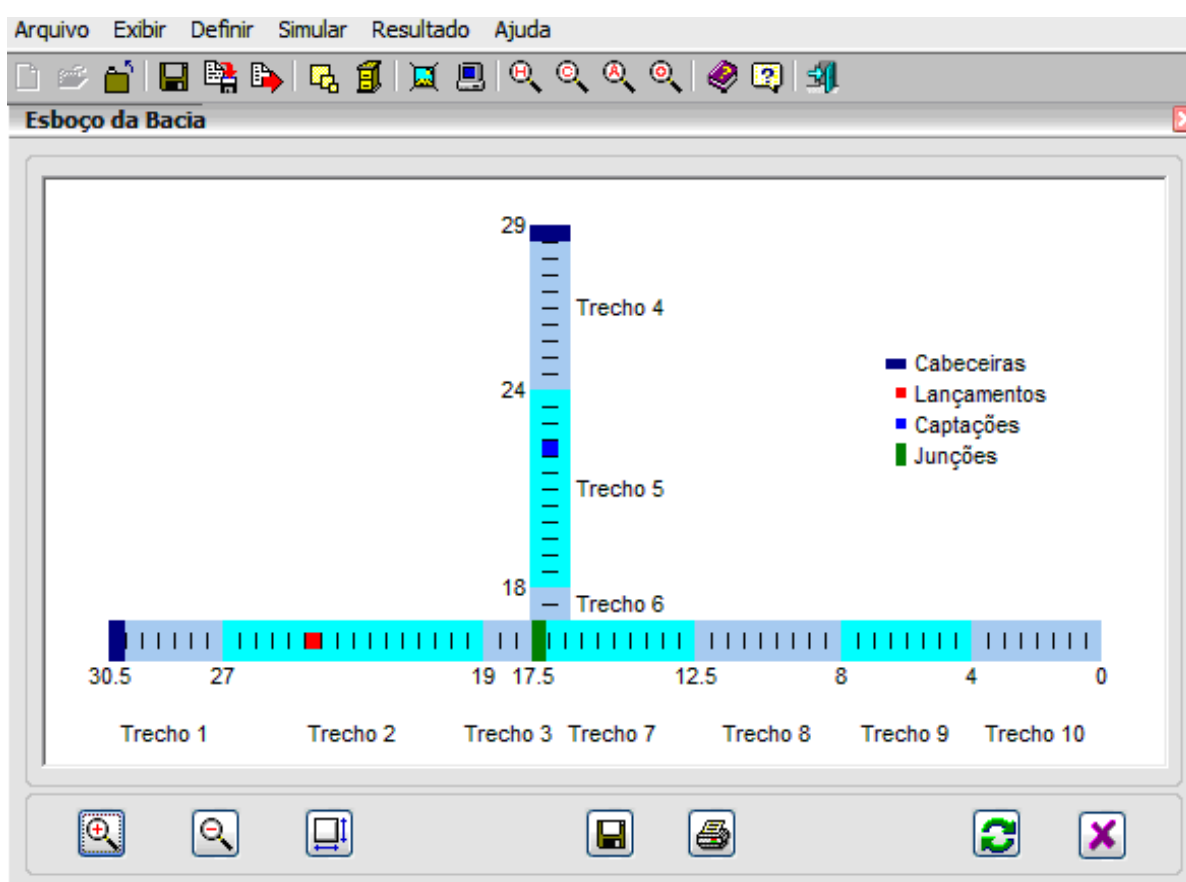


Figura A.4 - Tela com a representação esquemática da bacia.

Nas próximas telas, definem-se quais os parâmetros serão analisados, além dos dados geográficos, climáticos e hidráulicos da bacia (Figuras A.5 a A.7). Os parâmetros referentes aos constituintes de qualidade de água considerados na simulação são apresentados na Figura A.5. Nessa tela, o gestor deve definir quais as variáveis serão consideradas na simulação da qualidade hídrica da bacia

hidrográfica. As variáveis passíveis de simulação são: OD, DBO, fósforo, coliformes fecais, temperatura, nitrogênio e constituintes conservativos e não conservativos.

Os coeficientes ou taxas de reação das variáveis de qualidade da água são dependentes da temperatura, e estes podem ser corrigidos para qualquer temperatura a partir de valores de constante empírica para cada variável. O gestor pode adotar valores *default*, que são automaticamente inseridos pelo sistema, ou estipular outros valores (Figura A.5).

The image shows two side-by-side windows from a software application. The left window, titled "Parâmetros", is divided into several sections for different parameters. It includes checkboxes for "OD", "DBO", "Fósforo", "Temperatura", "Coliforme fecal", "Nitrogênio", "Constituinte conservativo", and "Constituinte não conservativo". Each section has associated input fields for numerical values, such as "Reaeração", "Decaimento", "Sedimentação", "Fonte de Amônia", "Dec. Nitrato", "Oxidação da Amônia", "Oxidação do Nitrato", "Coef. inib. da Nitrificação", "Num. de constituintes", "Constituinte 1", "Constituinte 2", "Constituinte 3", "Unidade", "Decaimento", "Sedimentação", and "Fonte N - conservação". The right window, titled "Dados Geográficos", contains input fields for "Latitude", "Longitude", "Meridiano padrão (deg)", "Elevação da bacia (m)", and "Coef. atenuação de poeira". It also has a section for "Coef. evaporação" with fields for "AE [(m/hr)/mbar]" and "BE [(m/hr)/(mbar-m/s)]". Both windows have a status bar at the bottom with icons for a checkmark, a document, a refresh, and a close button.

Figura A.5 - Telas de entrada dos parâmetros simulados e dados geográficos.

Os dados climáticos e geográficos consistem basicamente em informações como cobertura de nuvens, umidade do ar, velocidade do vento, pressão barométrica, elevação da bacia, coeficiente de evaporação e etc. (Figuras A.5 e A.6). Para estes dados, o programa também permite aplicar valores *default* ou estabelecidos pelo gestor.

**Dados Climáticos**

Dados Climáticos:

Globais

Temperatura - Tempo Seco:  Cobertura por nuvem:  Velocidade do Vento (m/s):

Temperatura - Tempo Úmido:  Pressão Barométrica (mbar):

Por trecho

Trecho	Temp. - Tempo Seco	Temp. - Tempo Úmido	Cob. Nuvem	Pressão (mbar)	Vel. Vento (m/s)

Figura A.6 - Tela de entrada dos dados climáticos.

Com relação aos dados hidráulicos, admite-se duas opções para relações entre velocidade, profundidade e vazão de cada trecho. Na primeira opção, trabalha-se com coeficientes de descarga, que podem ser obtidos por meio de curvas-chave. Dependendo da escolha do gestor, janelas de dados são abertas para cada tipo de opção, como mostra a Figura A.7. A segunda opção é utilizada quando se considera a seção transversal do canal como sendo trapezoidal, e quando há dados disponíveis de batimetria, declividades e largura. Dessa forma, a velocidade média pode ser obtida por meio da equação de Manning.

**Dados Hidráulicos**

Características hidráulicas:

Trapezoidal  Descarga

Trecho	Const. disp.	Vel. (coef. Q)	Vel. (exp Q)	Prof. (coef Q)	Prof. (exp Q)	N. Manning
1	6	0.0603	0.7765	0.5487	0.4775	0.025
2	6	0.0603	0.7765	0.5487	0.4775	0.025

Características hidráulicas:

Trapezoidal  Descarga

Trecho	Const. disp.	Dec. lado 1 (m/m)	Dec. lado 2 (m/m)	Largura (m)	Decliv. (m/m)	N. Manning
1	60	0	0	0.01	0	0
2	60	0	0	0.01	0	0

Figura A.7 - Tela de entrada dos dados hidráulicos.

A próxima etapa consiste em inserir as constantes das taxas de reação utilizadas na simulação e as condições iniciais do corpo hídrico (Figuras A.8 e A.9). As janelas dessas telas são ativadas ou desativadas de acordo com os parâmetros selecionados pelo gestor.

**Condição Inicial, Fluxo Incremental e Dados de Cabeceira**

**Condição Inicial**

Trecho	Temp. (C)	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	P. org. (mg/l)	P. dis. (mg/l)	h <sub>ôni</sub>
1	0	0	0			
2	0	0	0			

**Fluxo incremental**

Trecho	Vazão (m3/s)	Temp. (C)	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	P. org. (mg/l)	org
1	0	0	0	0		
2	0	0	0	0		

**Dados de Cabeceira**

Nome	Vazão (m3/s)	Temp. (C)	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	org
Cabeceira 1	0	0	0	0	




Buttons:   

Figura A.8 - Telas de entrada dos dados da condição inicial da bacia.

**Constantes de Reação e Coeficientes**

**Constantes de reação (DBO/OD)**

Trecho	Dec. DBO (1/d)	Sed. DBO (1/d)	Sed. OD (g/m2xd)	Equação	Rear. (1/d)
1	0.7	0.2	1	1	4.99
2	0.7	0.2	1	1	4.99
3	0.7	0.2	1	1	4.99
4	0.7	0.2	1	1	4.99

**Coeficientes (N e P)**

Trecho	Hidro. N-Org (1/d)	Sed. N-Org (1/d)	Ox. NH3 (1/d)	Lib. NH3 (mg/m2xd)	O
1					
2					

**Coeficientes (Col. fecais e variáveis não conservativas)**

Trecho	Dec. Col. (1/d)	Dec. Não Cons. (1/d)	Sed. Não Cons. (1/d)	Lib. Não Cons.
1				





Buttons:    

Figura A.9 - Telas de entrada das constantes e coeficientes de reação.

Todas as tarefas necessárias para a utilização do modelo são facilmente executadas por meio de uma barra de ferramentas do sistema desenvolvido (Figura A.10). Os ícones apresentados nessa barra de ferramentas são utilizados para salvar e visualizar os dados e resultados, abrir as janelas para a inserção dos dados da bacia e executar o modelo.

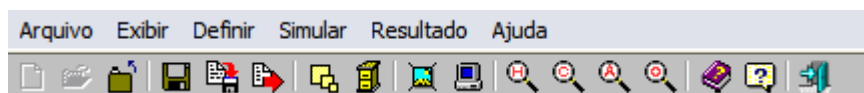


Figura A.10 - Barra de ferramentas do sistema.

Executando as atividades já citadas, parte-se para a simulação do novo lançamento. A principal motivação para a automatização do modelo QUAL2E foi permitir a inclusão de um novo lançamento, além daqueles já existentes na bacia, em todos os elementos da bacia. Com isso, tem-se como finalidade prever a situação da qualidade hídrica da bacia, com lançamentos futuros, e possibilitar a escolha do melhor local para o lançamento, considerando a capacidade de autodepuração do corpo hídrico. A consideração de tal possibilidade pode ser muito útil para um prognóstico de cenários futuros da bacia, o que torna o SSD uma importante ferramenta para o planejamento territorial da bacia hidrográfica.

Assim, tem-se a tela “Simular lançamentos”, apresentada na Figura A.11, que permite simular de maneira rápida e eficiente o lançamento de um efluente em todos os locais passíveis de serem lançados. O sistema ainda permite que o gestor escolha quais os padrões de qualidade de água deverão ser respeitados em cada trecho, podendo optar pela resolução CONAMA 357/05 ou por padrões definidos por ele próprio.

**Simular Lançamento**

**Dados do Efluente**

Nome:  Trecho:  Elemento:

Efic. Tratamento:  DBO (mg/l):  NCons:  Nitrito:

Vazão (m3/s):  Cons1:  Coliformes:  Nitrato:

Temperatura (C):  Cons2:  Amônia:  P.Org.:

OD (mg/l):  Cons3:  N.Org.:  P.Dis.:

**Simulação**

Simples  Otim. Pontual  Otim. Total

**Variáveis**

Efic. Trat.  Vazão

**Intervalos**

Efic. Trat. Mínimo:  Máximo:  Variação:

Vazão Mínimo:  Máximo:  Variação:

**Método**

Sequencial  Sim. Annealing

**Equidade**

Bur. 200

**Limites**

Personalizado  Resolução CONAMA 357/05

Trecho	Temp. (C)	Cons1	Cons2	Cons3	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	n
1					5	5	

Trecho	Classe
1	Classe 2

**Execução**

**Custos**

Solução inicial.....: 109905.803  
Melhor solução.....: 45365.803  
Solução final.....: 45365.803

**Violações**

Equidade: 1.416  
OD.....: 1.750  
DBO.....: 86.440

**Pontual**

Eficiência.....: -----  
Vazão.....: -----

Tempo de execução: 00:02:00

Figura A.11 - Tela de entrada de dados para a simulação do lançamento.

A importância dessa automatização pode ser percebida mais claramente por meio de um exemplo. Suponhamos que duas estações de tratamento de efluentes (ETEx e ETEy) e uma captação de água (por uma indústria) já estejam outorgadas na bacia; e que uma nova ETE será implantada na bacia e, para isso, deseja-se saber qual o melhor local para o lançamento de seus efluentes, considerando a capacidade de autodepuração do corpo hídrico e o enquadramento. O sistema permite que esse novo lançamento seja realizado em todos os elementos da bacia, e que os resultados sejam comparados com as concentrações permitidas pela classe em que o corpo estiver enquadrado (Figura A.11), permitindo identificar


valores superiores ao valor máximo estabelecido pelo enquadramento. Todo esse processo é realizado de maneira bastante ágil.

Nessa mesma tela “Simular lançamentos”, encontra-se o módulo de otimização que permite ao gestor a entrada de dados para a execução do modelo de otimização proposto. Com esse módulo é possível ao gestor estabelecer limites máximos e mínimos para as eficiências de tratamento e para as vazões de lançamento das fontes poluidoras. Além disso, é possível escolher qual destas variáveis, vazão e/ou eficiência de tratamento, serão analisadas, e o intervalo utilizado para a simulação.

O gestor, como relatado anteriormente, pode definir qual tipo de simulação pretende utilizar: simples, otimização pontual ou otimização total. A simulação simples consiste em realizar a simulação da qualidade hídrica, de acordo com o cenário definido, sem otimizar.


A otimização pontual é utilizada quando já existem em uma bacia hidrográfica, diversos usuários outorgados, e um novo usuário está pleiteando outorga. Dessa forma, será otimizado apenas o usuário em questão, definindo as vazões e/ou eficiências de tratamento requeridas para este novo lançamento. Já a otimização total é utilizada quando se deseja definir as vazões e/ou eficiências de tratamento requeridas para todos os usuários existentes na bacia hidrográfica.

Para a simulação simples e otimização pontual, o gestor pode escolher entre o método sequencial ou *Simulated Annealing*, descritos na seção 4.1.3.

Para definir os pesos do modelo de otimização proposto, basta clicar sobre o ícone “Penalizações na função objetivo” . Surgirá a tela apresentada na Figura A.12, na qual as penalizações serão adotadas de acordo com a preferência do gestor, considerando a legislação ambiental, a equidade entre usuários e os custos de tratamento.


Objetivo	Peso
Peso para o aumento da efic. de tratamento	10
Peso para a diminuição da vazão	0
Peso para a diferença na equidade	50
Peso para violações no limite de OD:	500
Peso para violações no limite de DBO:	500

Figura A.12 - Tela de entrada dos pesos da função objetivo.

Para definir os parâmetros do *Simulated Annealing* deve-se clicar sobre o ícone “Parâmetros do método” , o qual irá apresentar a tela apresentada na Figura A.13.

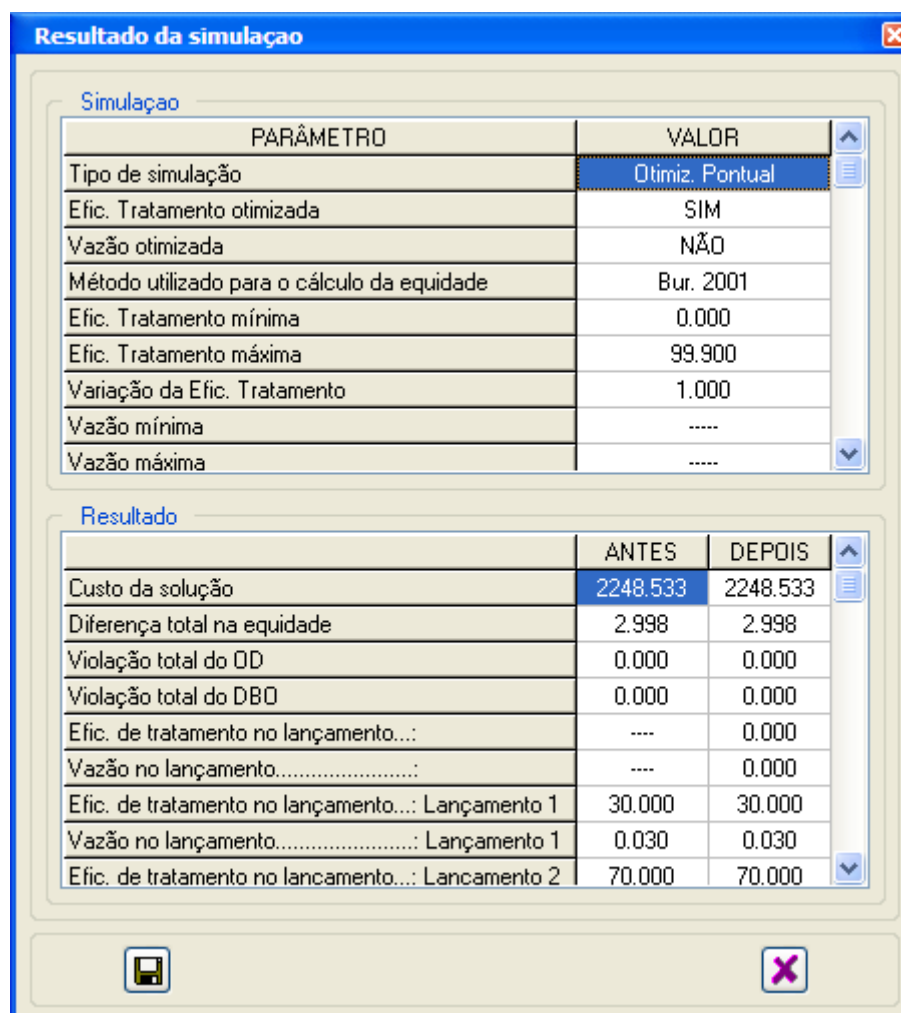
Parâmetro	Valor
Temperatura inicial	0.000
Temperatura de congelamento	50.00
Taxa de resfriamento	0.975
Número máximo de iterações	50
Tempo máximo de processamento	01:00:00

Figura A.13 - Tela de entrada dos pesos da função objetivo.

Na Figura A.14 é mostrado os resultados da simulação após a otimização. Para acessar essa tela, deve-se clicar no ícone “Visualizar resultados da simulação” . Além disso, o SSD apresenta como resultados a qualidade de água, os parâmetros hidráulicos, coeficientes de reação e balanço do oxigênio dissolvido, sendo todos



esses apresentados em tabelas e gráficos, o que permite ao gestor visualizar os dados e comparar os resultados com a condição inicial da bacia e com os padrões estabelecidos pela legislação e/ou pelo gestor.



The screenshot shows a software window titled "Resultado da simulação" with two main sections: "Simulação" and "Resultado".

**Simulação**





PARÂMETRO	VALOR
Tipo de simulação	Otimiz. Pontual
Efic. Tratamento otimizada	SIM
Vazão otimizada	NÃO
Método utilizado para o cálculo da equidade	Bur. 2001
Efic. Tratamento mínima	0.000
Efic. Tratamento máxima	99.900
Variação da Efic. Tratamento	1.000
Vazão mínima	.....
Vazão máxima	.....

**Resultado**

	ANTES	DEPOIS
Custo da solução	2248.533	2248.533
Diferença total na equidade	2.998	2.998
Violação total do OD	0.000	0.000
Violação total do DBD	0.000	0.000
Efic. de tratamento no lançamento...	....	0.000
Vazão no lançamento.....	....	0.000
Efic. de tratamento no lançamento...: Lançamento 1	30.000	30.000
Vazão no lançamento.....: Lançamento 1	0.030	0.030
Efic. de tratamento no lançamento...: Lançamento 2	70.000	70.000

At the bottom of the window, there are icons for saving (floppy disk) and closing (X).

Figura A.14 - Tela com os resultados da simulação otimizada.

As telas com os resultados de qualidade de água, os parâmetros hidráulicos, os coeficientes de reação e o balanço do oxigênio dissolvido, aparecem clicando nos ícones “Qualidade de água” , “Parâmetros hidráulicos” , “Coeficientes de reação”  e oxigênio dissolvido  (Figuras A.15 a A.18).

Os resultados apresentados em tabelas (Figura A.19) também podem ser convertidos para o formato de planilha eletrônica (*Excel*), facilitando assim sua interpretação. Já o gráfico pode ser salvo em formato de imagem (jpg), e o gestor poderá escolher os parâmetros a serem avaliados.

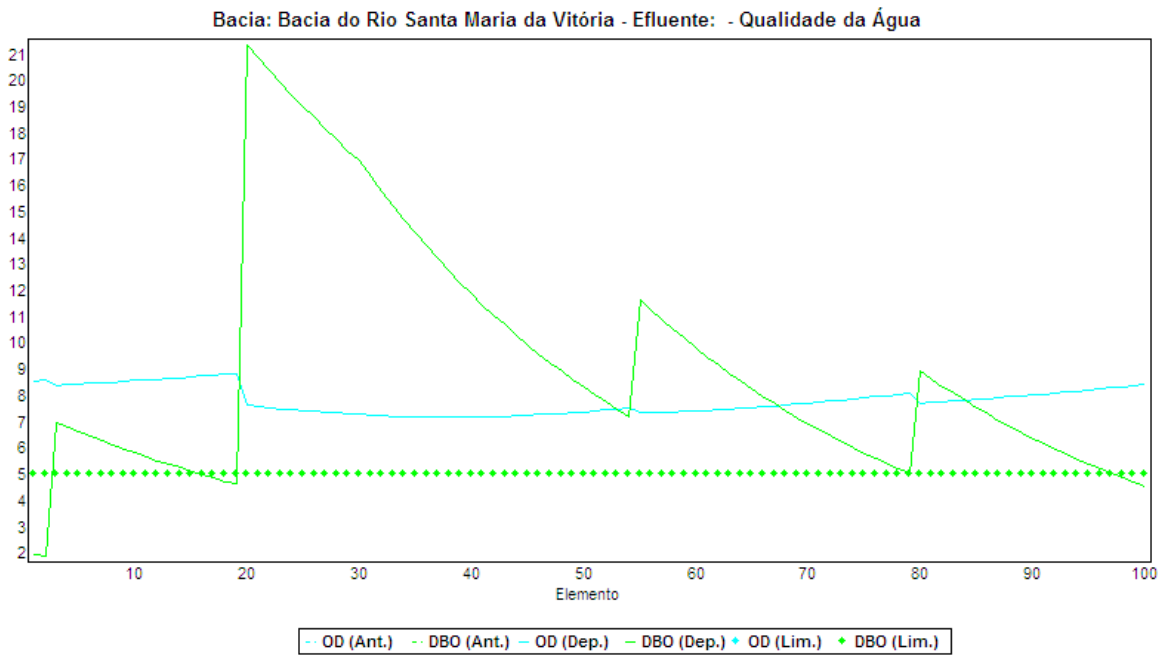


Figura A.15 - Gráfico de resultados (qualidade de água).

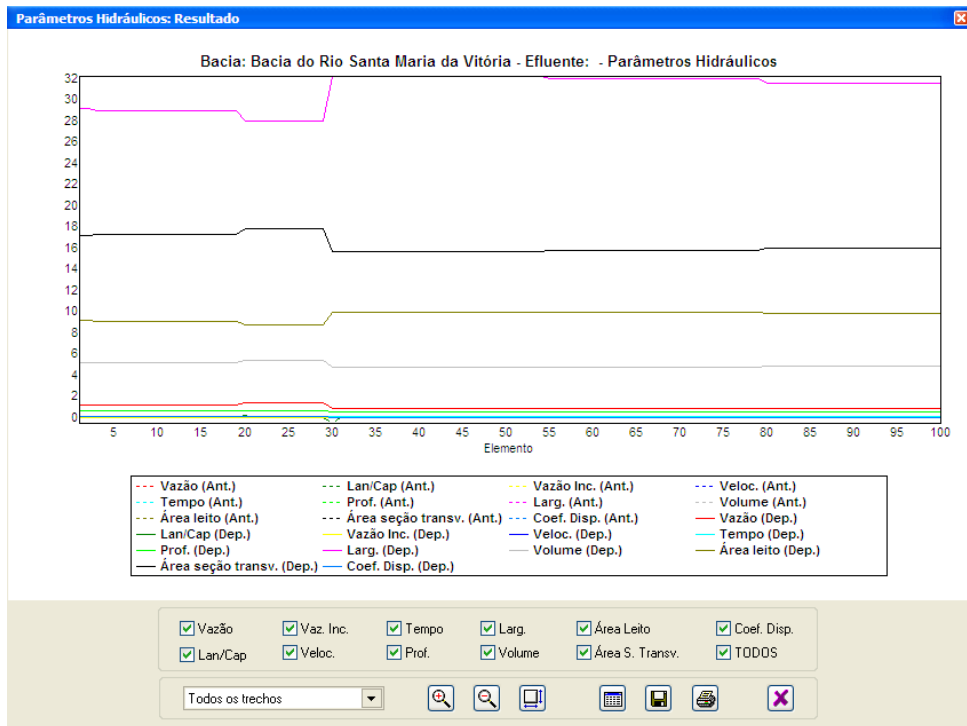


Figura A.16 - Gráfico de resultados (parâmetros hidráulicos).

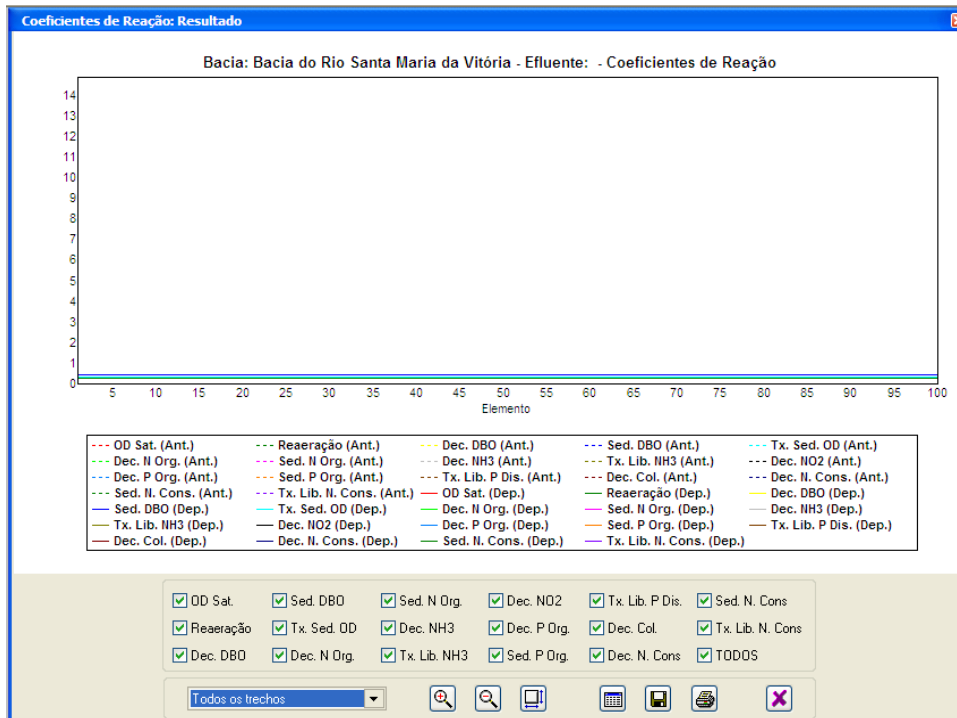


Figura A.17 - Gráfico de resultados (coeficientes de reação).

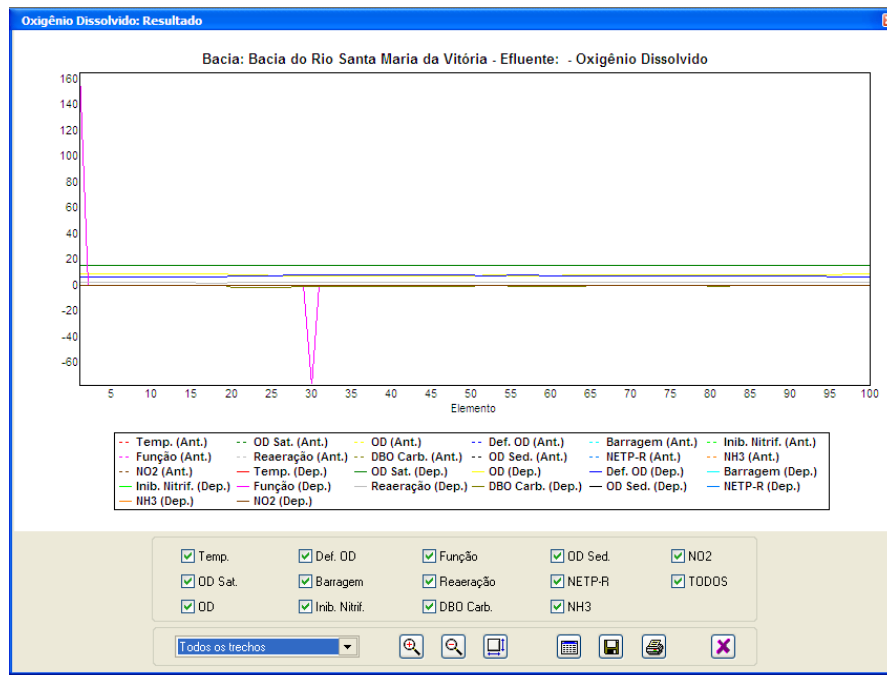


Figura A.18 - Gráfico de resultados (balanço do oxigênio dissolvido).

**Qualidade da Água: Resultado**


Antes do lançamento

Trecho	Elemento	Temp. (C)	Cons1	Cons2	Cons3	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	N Org. (mg/l)	NH3 (mg/l)	N
1	1					7.99	0			
2	2					8.31	0.29			
3	3					8.73	0.28			
4	4					9.11	0.28			

Após o lançamento

Trecho	Elemento	Temp. (C)	Cons1	Cons2	Cons3	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	N Org. (mg/l)	NH3 (mg/l)	N
1	1					7.99	0			
2	2					8.31	0.29			
3	3					8.73	0.28			
4	4					9.11	0.28			

Figura A.19 - Tabela de resultados (qualidade de água).

Outros resultados apresentados pelo SSD são as vazões requeridas e disponíveis para a diluição de efluentes (Figura A.20) e vazões requeridas e disponíveis para a captação (Figura A.21). Para obter estes dados basta acessar o ícone “Vazão de Diluição”  e preencher a respectiva tela (Figura A.22).

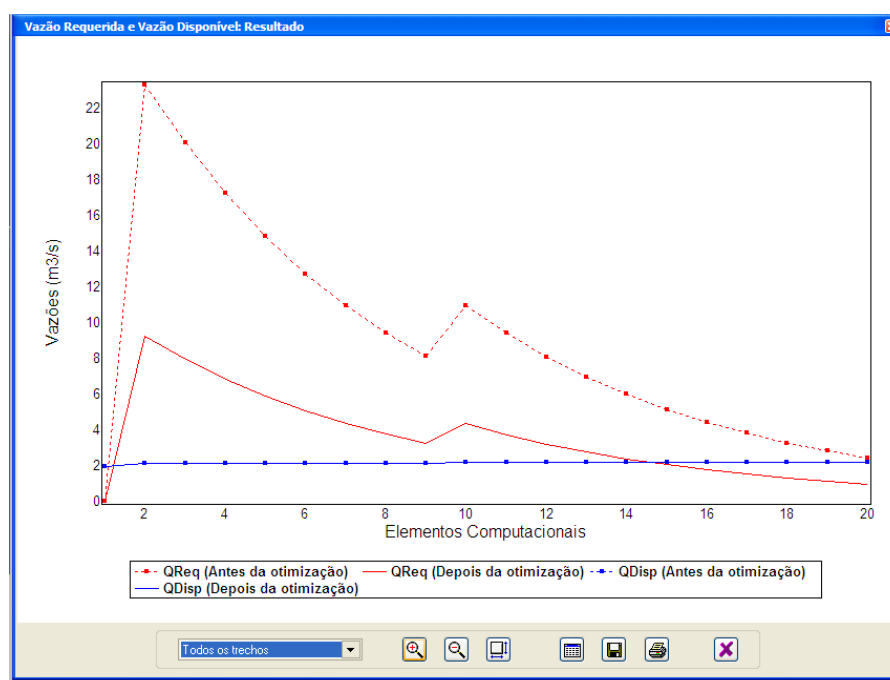


Figura A.20 - Gráfico de resultados (vazão de diluição).

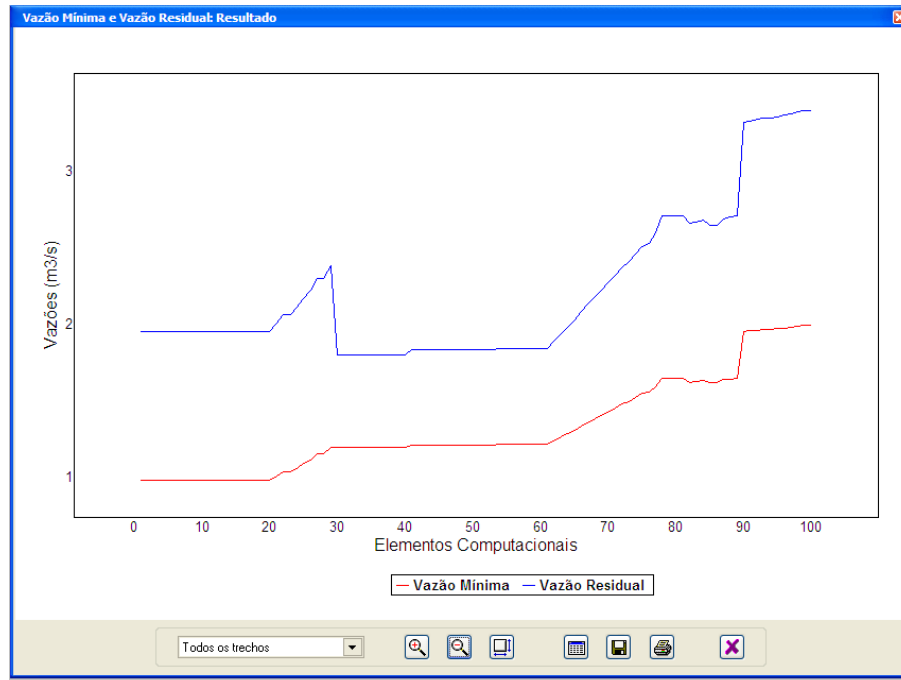


Figura A.21 - Gráfico de resultados (vazão de captação).

**Vazão de Diluição**

Dados

Trecho	Elemento	Vazão de Referência (m³/s)	Percentual de Captação (%)
1	1	1.951	50
1	2	1.951	50
1	3	1.951	50
1	4	1.951	50
1	5	1.951	50
1	6	1.951	50
1	7	1.951	50
1	8	1.951	50
1	9	1.951	50
1	10	1.951	50

Barra de progresso: 100% (representada por 10 blocos verdes)

Figura A.22 - Dados de entrada (vazão de diluição).