

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

**MARIANA COELHO SANTORO**

**Modelos de otimização para determinação de eficiências de  
sistemas de tratamento de efluentes sanitários no âmbito de  
bacias hidrográficas**

Vitória  
2016

MARIANA COELHO SANTORO

**Modelos de otimização para determinação de eficiências de sistemas de tratamento de efluentes sanitários no âmbito de bacias hidrográficas**

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

Orientador: Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis

Vitória  
2016



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

**“Modelos de otimização para determinação de eficiências de tratamento de efluente sanitário no âmbito de bacias hidrográficas”.**

**MARIANA COELHO SANTORO**

**Banca Examinadora:**

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

Prof. Dr. Antônio Sérgio Ferreira Mendonça  
Examinador Interno - DEA/CT/UFES

Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla  
Examinador Externo – PPGEC/FECIV/UFU

O julgamento desta dissertação foi realizado com a participação por meio de videoconferência do **membro externo** o Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla seguindo as normas prescritas na portaria normativa nº. 1/2016. Desse modo, a assinatura do membro externo é representada neste documento pela respectiva assinatura do presidente da comissão julgadora, o Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis.

Coordenador do PPGA: Prof. Dr. Edmilson Costa Teixeira  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
Vitória, ES, 07 de Abril de 2016.

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

---

S237m Santoro, Mariana Coelho, 1989-  
Modelos de otimização para determinação de eficiências de  
tratamento de efluentes domésticos no âmbito de bacias  
hidrográficas / Mariana Coelho Santoro. – 2016.  
132 f. : il.

Orientador: José Antônio Tosta dos Reis.  
Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) –  
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Água – Qualidade – Modelos matemáticos. 2. Otimização matemática. 3. Águas residuais – Purificação. 4. Água – Estações de tratamento. 5. Algoritmos genéticos. 6. Bacias hidrográficas. 7. Modelagem matemática. I. Reis, José Antônio Tosta dos. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628

---

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à Deus por ter me conduzido pelo caminho do conhecimento, pelos momentos de alegria e também pelos desafios, internos e externos, superados ao longo destes dois anos.

À minha família, Livia e Thalita, e mais do que em especial, à minha mãe, Regina, pela paciência e acolhimento, infinitos e incansáveis, e pelo amor e apoio, sempre incondicionais, que foram essenciais para minha caminhada até aqui.

Ao meu orientador, Prof. José Antônio Tosta dos Reis, pela sua dedicação, orientação, apoio, paciência e amizade, capaz de compreender muitos dos meus conflitos, sem julgamentos. Seu comprometimento com o ensino e a pesquisa, mesmo quando em momentos difíceis, foi fonte de inspiração e admiração, contribuindo para o meu amadurecimento profissional.

À Juliana Valory e Vinícius Valory, pela disponibilidade e boa vontade ao me ajudarem nos primeiros passos desta pesquisa, indispensáveis para a construção de todo o trabalho.

Aos professores do PPGEA, por todo o conhecimento transmitido.

Aos mestrandos que iniciaram junto comigo esta etapa, pelos nossos momentos de troca, e por transformarem muitos dos nossos desesperos em conjunto, em momentos trágico-cômicos.

*“Isso nós sabemos. Todas as coisas são conectadas, como o sangue que une uma família...O que acontecer com a Terra, acontecerá com os filhos e filhas da Terra. O homem não teceu a teia da vida, ele é dela apenas um fio.*

*O que ele fizer para a teia, estará fazendo a si mesmo.”*

Ted Perry

## RESUMO

A estimativa de eficiências mínimas a serem consideradas no planejamento e projeto de estações de tratamento de efluentes sanitários, quando avaliada no âmbito de bacias hidrográficas, é complexa, função dos múltiplos lançamentos, apresentando diferentes cargas, dispostos em corpos d'água com diferentes capacidades de assimilação. Esta pesquisa teve como objetivo selecionar e avaliar, a partir da literatura técnica corrente, modelos de otimização aplicáveis à estimativa de eficiências mínimas de tratamento de efluentes no âmbito de bacias hidrográficas. Os modelos selecionados consideraram a minimização do somatório das eficiências e a minimização da inequidade entre os esforços de tratamento de efluentes. Os padrões de qualidade associados, oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, constituíram restrições no problema de seleção de eficiências. O modelo matemático de qualidade de água e o Algoritmo Genético, ferramentas que permitiram a obtenção de eficiências mínimas de tratamento de efluentes, foram combinados no ambiente computacional do software MatLab. A área de estudo considerada foi a bacia hidrográfica do rio Pardo, afluente do rio Itapemirim, mais importante curso d'água da região sul do estado do Espírito Santo. Os resultados indicaram que os modelos que apresentaram medida de equidade imposta como restrição do problema não garantiram a equidade por motivo da grande variação de carga orgânica bruta entre seus efluentes. Os modelos que incorporaram medidas de equidade na função objetivo apresentaram desempenho satisfatório e permitiram a obtenção de conjuntos de eficiências de tratamento de efluentes próximos entre si.

Palavras chave: Otimização, equidade, modelagem de qualidade de água, efluente sanitário.

## **ABSTRACT**

The definition of minimum water treatment efficiencies for wastewater treatment stations located in a watershed represents a complex problem, considering various discharges, presenting different organic loads, disposed to water bodies having different assimilation capacity. This research aims to select optimization models for minimizing water treatment efforts in a watershed. The selected models objective to minimize the sum of efficiencies for the wastewater treatment stations and the inequity between the treatment efforts. Water quality goals were considered as restrictions for the optimization problem that involved dissolved oxygen and biochemical oxygen demand as water quality parameters. Water quality model was integrated with Genetic Algorithm to estimate the set of minimum efficiencies required and to solve the optimization problem. The models were applied at the Pardo river watershed, tributary of Itapemirim river, important river located in Espirito Santo, in Brazil. The results showed that optimization models with equity measures imposed as restrictions to the problem did not guarantee equity, because of the high variation of wastewater loads considered in the watershed. Optimization models that incorporate the equity measure in the objective function showed satisfactory performance, achieving close water treatment efficiencies values.

Key words: Optimization, equity, water quality modeling, domestic sewage.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Sequencia de operações do AG. ....	42
Figura 2 – Localização da bacia hidrográfica do rio Pardo .....	50
Figura 3 - Diagrama unifilar da bacia hidrográfica em do rio Pardo. ....	51
Figura 4 – Curva de Lorentz e elementos empregados para o cálculo do Coeficiente Gini.....	63
Figura 5 - Curva de Lorentz .....	64
Figura 6 - Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardo.....	67
Figura 7 - Perfis de concentração de OD e DBO do tributário rio Pardinho .	68
Figura 8 - Perfis de concentração de OD e DBO do tributário ribeirão Perdição.....	69
Figura 9 - Perfis de DBO e OD dos rios Pardo (a e b) e Pardinho (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelo Modelo 1 de otimização, consideradas restrições do Grupo 1 de simulações.....	78
Figura 10 - Perfis de DBO e OD dos rios Pardo (a e b) e Pardinho (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelo Modelo 1 de otimização, consideradas restrições do Grupo 2 de simulações.....	79
Figura 11 - Perfis de DBO e OD dos rios Pardo (a e b) e Pardinho (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelo Modelo 1 de otimização, consideradas restrições do Grupo 3 de simulações.....	80
Figura 12 - Perfis de OD e DBO dos rios Pardo (a e b) e Pardinho (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelo Modelo 2 de otimização, consideradas restrições do Grupo 1 de simulações.....	85
Figura 13 - Perfis de OD e DBO dos rios Pardo (a e b) e Pardinho (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelo Modelo 2 de otimização, consideradas restrições do Grupo 2 de simulações.....	86
Figura 14 -- Perfis de OD e DBO dos rios Pardo (a e b) e Pardinho (c e d) a partir de eficiências de tratamento de efluentes gerados pelo Modelo 2 de otimização, consideradas restrições do Grupo 3 de simulações.....	87
Figura 15 - Perfis de OD e DBO do rio Pardo (a e b) e Pardinho (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelos modelos 4 e 6 de otimização, consideradas as restrições do Grupo 1 de simulação.....	95

Figura 16 - Perfis de OD e DBO do rio Pardo (a e b) e Pardinho (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelo Modelo 5 de otimização, consideradas as restrições do Grupo 2 de simulação.....	96
Figura 17 - Perfis de OD e DBO do rio Pardo (a e b) e Pardinho (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelo Modelo 4 de otimização, consideradas as restrições do Grupo 3 de simulação.....	98
Figura 18 - Curva de Lorentz – Modelo 7 de otimização, grupo 3 de simulação.....	108
Figura 19 - Curvas e Lorentz associadas ao Grupo 1 de simulações .....	110
Figura 20 - Curvas de Lorentz associadas ao Grupo 2 de simulações .....	111
Figura 21 - Curvas de Lorentz associadas ao Grupo 3 de simulações .....	112

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Critérios técnicos e custos de implantação, operação e manutenção de sistemas de tratamento de efluentes.....	29
Tabela 2 - Vazão dos efluentes domésticos da população urbana da bacia do rio Pardo.....	57
Tabela 3 - Eficiências dos sistemas de tratamento de efluentes (em %) estimadas a partir do emprego do Modelo 1 de otimização.....	76
Tabela 4 - Eficiências dos sistemas de tratamento de efluentes (em %) estimadas a partir do emprego do Modelo 2 de otimização.....	81
Tabela 5 - Eficiências (%) estimadas pelo Modelo 2 de otimização com restrições referentes ao Grupo 1 de simulações, excluindo-se do modelo de qualidade de água os distritos de Nossa Senhora das Graças e Santíssima Trindade.....	82
Tabela 6 - Eficiências dos sistemas de tratamento de efluentes estimadas pelo Modelo 3 de otimização.....	89
Tabela 7 - Eficiências (%) estimadas pelo Modelo 3 de otimização com restrições referentes ao Grupo 1 de simulações excluindo-se os distritos de Nossa Senhora das Graças e Santíssima Trindade. ....	90
Tabela 8 - Eficiências (%) dos sistemas de tratamento de efluentes estimados pelo Modelo 4.....	91
Tabela 9 - Eficiências (%) dos sistemas de tratamento de efluentes estimadas pelo Modelo 5.....	92
Tabela 10 - Eficiências (%) dos sistemas de tratamento de efluentes estimados pelo Modelo 6.....	93
Tabela 11 - – Eficiências (%) dos sistemas de tratamento de efluentes estimados pelo Modelo 7.....	99
Tabela 12 -- Eficiências (%) dos sistemas de tratamento de efluentes estimados pelo Modelo 7.....	100
Tabela 13 – Eficiências estimadas a partir da restrição adicional de $E > 60\%$ consideradas as restrições estabelecidas no Grupo 2 de simulação.....	105
Tabela 14 - Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorentz referentes ao Modelo 4 de otimização, grupo 2 de simulações	107

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

<b>AG</b>	Algoritmo Genético
<b>ANA</b>	Agência Nacional de Água
<b>CONAMA</b>	Conselho Nacional de Meio Ambiente
<b>DBO</b>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
<b>DHI</b>	Danish Hydraulic Institute
<b>E</b>	Eficiência de tratamento (%)
<b>EAWAG</b>	Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology
<b>ETE</b>	Estação de Tratamento de Efluente
<b>HEC-HAS</b>	Hydrological Engineering Center-River Analysis System
<b>HSPF</b>	Hidrologic Simulation Program - Fotran
<b>IBGE</b>	Instituto Nacional de Geografia e Estatística
<b>Incaper</b>	Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural
<b>OD</b>	Concentração de oxigênio dissolvido (mg/L)
<b>PD</b>	Programação Dinâmica
<b>PL</b>	Programação Linear
<b>PNL</b>	Programação Não Linear
<b>RIZA</b>	Inland Water Management and Waste Water Treatment
<b>SIMCAT</b>	Simulated Catchments
<b>SIMOX</b>	Dissolved Oxygen Simulation Model
<b>SisBaHiA</b>	Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental
<b>SWAT</b>	Soil Water and Analysis Tools
<b>USACE</b>	United States Army Corps of Engineers
<b>USEPA</b>	United States Environmental Protection Agency
<b>WASP</b>	Water Analysis Simulation Program

<b>WES</b>	Waterways Experimental Station
<b>WQRRS</b>	Water Quality for River Reservoir Systems
<b>WRE</b>	Water Resources Engineers

## LISTA DE SÍMBOLOS

<b>C</b>	Concentração (mg/l)
<b>C<sub>Efl</sub></b>	Concentração do parâmetro analisado no efluente (mg/L)
<b>C<sub>o</sub></b>	Concentração inicial (mg/l)
<b>CO<sub>EfluenteBruto</sub></b>	Carga orgânica do efluente bruto (Kg.d-1)
<b>C<sub>dif</sub></b>	Concentração do parâmetro analisado por entrada difusa (mg/L)
<b>C<sub>rio</sub></b>	Concentração do parâmetro analisado no rio (mg/L)
<b>C<sub>sat</sub></b>	Concentração de saturação do oxigênio dissolvido (mg/L)
<b>C<sub>Trib</sub></b>	Concentração do parâmetro analisado no tributário (mg/L)
<b>DBO<sub>Curso d'água</sub></b>	Demanda Bioquímica de Oxigênio do curso d'água (mg/L)
<b>DBO<sub>Efluente Bruto</sub></b>	Demanda Bioquímica de Oxigênio do efluente bruto (mg/L)
<b>DBO<sub>Efluente Tratado</sub></b>	Demanda Bioquímica de Oxigênio após tratamento
<b>dL/dt</b>	Taxa de oxidação da matéria orgânica (mg/l dia)
<b>H</b>	Profundidade do corpo d'água (m)
<b>K<sub>d</sub></b>	Coeficiente de decomposição (d <sup>-1</sup> )
<b>K<sub>2</sub></b>	Coeficiente de reaeração (d <sup>-1</sup> );
<b>L</b>	Concentração de DBO última em um tempo de percurso t qualquer (mg/L)
<b>L<sub>rd</sub></b>	Taxa de entrada de DBO última difusa na massa líquida
<b>MC</b>	Concentração resultante do processo de mistura (mg/L)
<b>Q</b>	Vazão (m <sup>3</sup> /s)
<b>Q<sub>Efl</sub></b>	Vazão dos efluentes sanitários (m <sup>3</sup> /s)
<b>Q<sub>Dif</sub></b>	Vazão incremental (m <sup>3</sup> /s)

<b><math>Q_{\text{rio}}</math></b>	Vazão do rio principal ( $\text{m}^3/\text{s}$ )
<b><math>Q_{\text{Trib}}</math></b>	Vazão dos tributários ( $\text{m}^3/\text{s}$ )
<b><math>U</math></b>	Velocidade Média ( $\text{m/s}$ )
<b><math>\Delta C</math></b>	Varição da concentração no elemento computacional $i$
<b><math>\Sigma</math></b>	Somatório

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	18
2 OBJETIVOS.....	21
2.1 OBJETIVO GERAL.....	21
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	21
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	22
3.1 GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS .....	22
3.2 SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES.....	26
3.3 MODELAGEM MATEMÁTICA DA QUALIDADE DE ÁGUA .....	31
3.4 OTIMIZAÇÃO .....	38
3.5 ANÁLISE DA EQUIDADE.....	46
4 ÁREA DE ESTUDO .....	49
5 METODOLOGIA .....	52
5.1 MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	52
5.2 CONSTANTES CINÉTICAS, VARIÁVEIS HIDRODINÂMICAS E CARGAS ORGÂNICAS DOS EFLUENTES BRUTOS .....	55
5.3 TÉCNICA METAHEURÍSTICA DE OTIMIZAÇÃO .....	58
5.4 MODELOS DE OTIMIZAÇÃO .....	60
5.5 RESTRIÇÕES POR CLASSE DE USO.....	60
5.6 ANÁLISE DA EQUIDADE.....	62
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	66
6.1 MODELAGEM DA QUALIDADE DE ÁGUA.....	66
6.2 MODELOS DE OTIMIZAÇÃO .....	70
6.2 EFICIÊNCIAS DE TRATAMENTOS DE EFLUENTES GERADAS PELOS MODELOS DE OTIMIZAÇÃO .....	74
6.2.1 Conjunto de eficiências associadas ao Modelo 1 .....	75
6.2.1 Conjunto de eficiências associadas ao Modelo 2 .....	81



6.2.2 Conjunto de eficiências associadas ao Modelo 3 .....	88
6.2.3 Conjunto de eficiências associadas aos modelos 4, 5 e 6 .....	90
6.2.4 Conjunto de eficiências associadas ao Modelo 7 .....	98
6.2.5 Restrições adicionais .....	103
6.3 CURVAS DE LORENTZ .....	106
7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	114
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	118
APÊNDICES .....	125
APÊNDICE I – Perfis de OD e DBO referentes aos modelos 4 e 6 de otimização .....	126
APÊNDICE II - Dados necessários à construção das curvas de Lorentz	129

## 1 INTRODUÇÃO

O gerenciamento de recursos hídricos tem como finalidade conduzir estudos e ações que visem adequar a quantidade e a qualidade de água disponível aos padrões de demanda associados aos seus diferentes possíveis usos. Desta forma, o estudo dos aspectos quantitativo e qualitativo dos recursos hídricos não pode ser dissociado. A violação dos padrões admissíveis da qualidade da água torna-a imprópria para determinados usos e a interpretação de dados qualitativos não proporciona conclusões significativas a menos que baseada na variabilidade espacial e temporal do regime hidrológico (ALBERTIN; MAUAD; DANIEL, 2006).

Em função da complexidade envolvida no processo decisório usualmente associado ao gerenciamento da qualidade de sistemas hídricos, a escolha do melhor plano de ação pode ocorrer através da simulação das consequências decorrentes das medidas gerenciais adotadas. Modelos de qualidade de água, que permitem simulações dos processos químicos, físicos e biológicos dos sistemas hídricos, em resposta às perturbações decorrentes da disposição final de efluentes, são amplamente utilizados em pesquisas e, consideradas as limitações de cada modelo e as particularidades de cada problema a ser resolvido, apresentam-se como uma importante ferramenta de apoio aos processos de decisão (ARAS; TOGAN; BERKUN, 2007).

Entretanto, a simulação matemática de qualidade de água não oferece, necessariamente, a melhor direção e medida a serem tomadas, particularmente quando são tratados problemas com objetivos múltiplos e, eventualmente, conflitantes, aspecto comum no gerenciamento de recursos hídricos. Por meio da integração de modelos de qualidade de água às técnicas de otimização é possível a obtenção da solução ótima a ser adotada, ou, no caso de múltiplos objetivos, de um conjunto de soluções ótimas (ANDRADE; MAURI; MENDONÇA, 2013).

O desenvolvimento de computadores e softwares tem possibilitado a incorporação de métodos de otimização inovadores, que muitas vezes

superam os limites impostos pela programação tradicional (Programação Linear, a Programação Não Linear e a Programação Dinâmica). O ramo da otimização conhecido como Metaheurística tem apresentado grandes avanços, uma vez que utiliza operadores estocásticos, capazes de solucionar problemas de complexidade mais elevada. Os Algoritmos Evolucionários (que incluem, por exemplo, Algoritmos Genéticos, Programação Evolucionária e Programação Genética) são inspirados em mecanismos de evolução biológica e pertencem à classe mais bem estabelecida da Metaheurística para a resolução de problemas relacionados a recursos hídricos (NICKLOW *et al.*, 2010).

O Algoritmo Genético pode ser considerado como uma estratégia de evolução estocástica que imita o processo de seleção natural das espécies estabelecido pelo fisiologista inglês Charles Darwin. Neste algoritmo, os indivíduos são as possíveis soluções do problema e evoluem por meio da aplicação dos operadores genéticos, que seguem natureza estocástica. Esta estratégia de busca pela melhor solução tem se mostrado muito eficiente, conduzindo quase sempre ao ótimo global (KAINI; ARTITA; NICKLOW, 2012).

Dentro da perspectiva de manutenção da qualidade da água dos rios brasileiros, a implantação de estações de tratamento de efluente constitui usualmente principal medida estrutural adotada. O processo de seleção de plantas de tratamento de efluentes sanitários torna-se mais complexo quando observado do ponto de vista de uma bacia hidrográfica, com múltiplos lançamentos, de diferentes cargas, em corpos d'água com diferentes capacidades de assimilação (REIS; VALORY; MENDONÇA, 2015). Adicionalmente, há o conflito entre a melhoria da qualidade da água, a minimização dos custos de tratamento dos efluentes e a garantia da equidade entre os esforços de tratamento das fontes poluidoras (ANDRADE; MAURI; MENDONÇA, 2013).

A minimização dos custos de tratamento de efluentes sanitários usualmente está relacionada à minimização dos esforços de tratamento, ou seja, à minimização das eficiências de remoção de poluentes nas estações, desde que a qualidade da água do corpo receptor seja assegurada. No atual

modelo brasileiro de gerenciamento dos sistemas de saneamento básico, ainda que as parcerias público-privada e os processos de privatização estejam ganhando espaço, a implantação de estações de tratamento de efluentes (ETE's) constitui obrigação primária do poder público. Assim, a redução dos esforços de tratamento – com a consequente redução dos investimentos para implantação e operação das ETE's – pode permitir que os recursos não aplicados em sistemas de tratamento possam ser direcionados ao atendimento de outras demandas sociais (REIS; VALORY; MENDONÇA. 2015).

Neste contexto, para o estabelecimento de eficiências das estações de tratamento de efluentes sanitários no âmbito de uma bacia hidrográfica, o emprego combinado de modelos de qualidade de água e técnicas de otimização apresenta-se como alternativa que tem recebido a atenção de diferentes autores como, por exemplo, Aras, Togan e Berkun (2007), Andrade, Mauri e Mendonça (2013), Valory (2013), Cho e Lee (2014), Reis, Valory e Mendonça (2015), dentre outros.

Dentro deste enfoque, o presente trabalho tem como principal perspectiva selecionar e avaliar o desempenho de modelos de otimização que minimizem os esforços de tratamento de efluentes no âmbito de uma bacia hidrográfica, ao mesmo tempo em que se busca o atendimento dos padrões de qualidade de água e a equidade entre as diferentes plantas de tratamento. O modelo de qualidade de água em conjunto com os modelos de otimização selecionados foram aplicados na bacia hidrográfica do rio Pardo, afluente do rio Itapemirim, mais importante curso d'água da região sul do estado do Espírito Santo.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Avaliar o desempenho de modelos de otimização aplicáveis à determinação de eficiências de tratamento de efluentes sanitários no âmbito de bacias hidrográficas.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Selecionar, na literatura técnica corrente, modelos de otimização aplicáveis à determinação de eficiências de estações de tratamento de efluente no âmbito de bacias hidrográficas;

Determinar eficiências mínimas de tratamento de efluentes, no âmbito de uma bacia hidrográfica, a partir do emprego combinado de modelo de qualidade de água e técnica de otimização, considerando-se os modelos de otimização identificados;

Analisar o comportamento dos modelos de otimização selecionados, considerando-se diferentes possibilidades de enquadramento dos cursos d'água da área de estudo.

### **3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

A revisão da literatura teve como foco diferentes aspectos relacionados com o objeto de estudo da dissertação. Num primeiro momento foram apresentadas considerações gerais sobre o gerenciamento de recursos hídricos no Brasil e no mundo. Na sequência, foram apresentados os principais sistemas de tratamento de efluentes, enfatizando-se a importância de uma gestão adequada na definição das estações a serem construídas em uma bacia hidrográfica. Tópicos subsequentes foram reservados para apresentação dos principais modelos de qualidade de água utilizados em pesquisas relacionados com o gerenciamento de recursos hídricos e de técnicas de otimização, reservando-se particular atenção para aos Algoritmos Genéticos. A parte final da revisão de literatura foi reservada para apresentação de diferentes formas de avaliação da equidade.

#### **3.1 GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS**

A poluição das águas superficiais por efluentes sanitários é um dos problemas ambientais mais difundidos do século 21. Os países desenvolvidos tem-se apresentado consciente do problema relacionado à poluição hídrica há alguns anos e, por isso, tem implementado políticas relacionadas à água na legislação vigente. A Europa, por exemplo, estabeleceu “*The Water Framework Directive 2000/60/EC*” em outubro de 2000 (PERRIN *et al.*, 2014). Esta diretriz regulamenta ações a serem seguidas pela comunidade europeia visando a proteção das águas superficiais interiores e costeiras, dos estuários e dos lençóis freáticos, constituindo uma das maiores reformas legislativas relacionadas ao gerenciamento de recursos hídricos nos países europeus (AURAÚJO, 2015).

Nos Estados Unidos, o gerenciamento de recursos hídricos é feito de forma complexa, envolvendo diferentes instituições governamentais e agências federais e estaduais. Historicamente, a poluição hídrica tem sido objeto de controle neste país, onde a base legal, a nível nacional, para legislação das águas superficiais é estabelecida por meio do “*Water Pollution Control Act*”,

ou “*Clean Water Act*”, promulgado em 1948, sofrendo inúmeras emendas desde então, sendo a última feita no ano 1972 (VEIGA; MIGRINI, 2013).

Segundo Kaini, Artita e Nicklow (2012), os Estados Unidos têm implantado numerosos programas de melhoria da qualidade da água dos mananciais hídricos como resultado do “*Clean Water Act – 1972*”. Entretanto, de acordo com dados do ano de 2008 da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), mais de 40% dos mananciais hídricos monitorados (contando rios, lagos e estuários) ainda não apresentavam os padrões de qualidade de água dentro dos limites estabelecidos pela legislação, principalmente em se tratando de nutrientes, sedimentos, metais e patógenos.

Nos países em desenvolvimento, o abastecimento e tratamento da água e efluentes sanitários são os problemas mais importantes e que consomem maiores investimentos no gerenciamento dos recursos hídricos. Na prática, ainda há lançamento de boa parte dos efluentes brutos nos sistemas hídricos, e há casos em que águas poluídas são utilizadas diretamente para irrigação na agricultura. Dessa forma, o efluente doméstico e os efluentes industriais ainda causam sérios problemas de poluição nos rios, principalmente em regiões que sofrem de escassez hídrica ou as de clima árido e semi-árido. (CAMPOS; VON SPERLING 1996; PERRIN *et al.*, 2014).

Segundo Liu e Speed (2009), um dos países em desenvolvimento que tem apresentado mudanças e desafios relativos ao gerenciamento dos recursos hídricos é a China, que, em virtude do expressivo crescimento econômico, vem apresentando conflitos entre demanda e oferta de água. No país, a política vigente que trata dos problemas relacionados à água foi estabelecida em 1988 pela “*Water Law*”, com uma emenda feita em 2002, apresentando uma forma mais integrada de gerenciamento dos recursos hídricos. A nível institucional, pela primeira vez, foram definidas as instituições de gerenciamento de bacias hidrográficas, com semelhanças à legislação brasileira, pela criação dos comitês de bacias hidrográficas e das agências de água. Como um dos instrumentos de gestão, a Lei de 2002 também definiu os planos de bacia hidrográfica a nível nacional, regional e da própria bacia hidrográfica, estabelecendo direitos pelo uso da água e a cobrança

pelo uso. Segundo os autores, apesar da política vigente ter sido reformulada e atualizada, a China ainda se encontra em estágio elementar de implantação de um gerenciamento mais integrado, pois existe o conflito entre o desenvolvimento econômico e a proteção dos recursos hídricos, principalmente por existir dentro do próprio país regiões mais desenvolvidas e regiões que se encontram ainda em situação de extrema pobreza.

O Brasil, mesmo sendo um país privilegiado quanto à sua disponibilidade de água, não apresenta distribuição equânime deste recurso por todo o território, onde algumas regiões possuem sérios problemas de escassez hídrica, causado principalmente pelo crescimento exagerado das demandas localizadas e a degradação da qualidade das águas, decorrente dos desordenados processos de urbanização, industrialização e expansão agrícola (ALBERTIN; MAUAD; DANIEL, 2006).

O despejo de efluente doméstico bruto nos rios ainda é o maior causador de poluição orgânica dos mananciais hídricos brasileiros. Dados do IBGE (2011) mostram que, a nível nacional, apenas em torno de 50% do efluente sanitário é coletado e que, em média, 70% do efluente coletado é tratado. Neste contexto, medidas de despoluição hídrica apresentam-se necessárias, tendo em vista os expressivos volumes de efluentes sanitários sendo despejados nos rios de todo o país sem nenhuma forma de tratamento.

Uma melhoria no arranjo gerencial é necessária para que os problemas relacionados à poluição dos mananciais hídricos brasileiros sejam minimizados, de forma que toda a complexidade envolvida seja avaliada, considerando diferentes possibilidades de operação dos sistemas, o confronto de interesses entre os múltiplos usos e as diferentes medidas estruturais e não estruturais a serem tomadas, sujeitas ainda a restrições de qualidade de água estabelecidas pela legislação e, principalmente, por restrições orçamentárias (MACHADO; PORTO; KAVISKI, 2012).

Hagemann *et al.* (2014) fizeram um estudo interdisciplinar visando apontar as fontes de poluição de uma das principais bacias hidrográficas da Ucrânia e identificar as forças institucionais dirigentes que estão por trás deste problema ambiental. Desde 1995 o país passou a adotar a bacia hidrográfica



como unidade de gestão dos recursos hídricos e, no trabalho, é avaliado o potencial que o conceito de Gestão de Bacia Hidrográfica tem na mitigação dos problemas gerenciais relacionados à poluição hídrica. Os resultados mostraram que a situação política e financeira do Estado, bem como as antigas estruturas administrativas, são os fatores que mais atrapalham na gestão das águas, resultando na diminuição da qualidade da água. A pesquisa também evidenciou que a abordagem da bacia hidrográfica como unidade de gestão pode gerar bons resultados, principalmente se as reformas políticas são implementadas e cumpridas de forma apropriada.

No Brasil, uma nova perspectiva foi lançada em 1997, com a Lei nº 9433, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos. Inspirada no modelo francês de gerenciamento dos recursos hídricos, a referida lei introduziu novos instrumentos de gestão, como a formulação dos planos de bacia, o enquadramento dos corpos d'água em classe, a outorga e a cobrança pelo uso da água. Uma política inovadora, com princípios de desenvolvimento sustentável, se configura por uma gestão descentralizada e participativa que, por meio dos Comitês de Bacia Hidrográfica, abre espaço para a participação conjunta do Poder Público, da sociedade civil organizada e dos diferentes setores usuários (MACHADO; PORTO; KAVISKI, 2012; VEIGA; MAGRINI, 2013).

Veiga e Magrini (2013) analisaram a política de gerenciamento de recursos hídricos implantada no Brasil com a Lei 9433 de 1997. Os referidos autores enfatizaram a importância do papel dos comitês de bacia hidrográfica e do gerenciamento feito pelas agências estaduais responsáveis. O Brasil, tendo uma política alinhada com as tendências internacionais na forma de gerir, tem apresentado avanços em algumas regiões hidrográficas. No entanto, a implementação de alguns instrumentos de gestão ainda se encontra em estágios iniciais, requerendo maior esforço governamental para que as mudanças e melhorias ocorram de forma mais eficiente.

Um fator preponderante no gerenciamento de recursos hídricos é o estudo e a escolha das estações de tratamento de efluentes a serem implantadas em cada local, de acordo com as necessidades ambientais e sociais que ali se encontram. Além da disponibilidade de recursos financeiros que permitam

não só a construção, mas também o funcionamento e a manutenção do projeto, ao longo de toda a sua vida útil, deve-se estar ciente das vantagens e limitações de cada unidade de tratamento, além dos impactos ambientais decorrentes de sua construção (MOLINOS-SENANTE *et al.*, 2014).

### **3.2 SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES**

Os sistemas de tratamento de efluentes devem ser construídos de forma que possam ser adequados às mudanças das necessidades sociais e ambientais do local, buscando garantir a manutenção da qualidade da água. Isso é uma dificuldade encontrada tanto nos países desenvolvidos quanto nos países em desenvolvimento. As demandas originadas pelo crescimento populacional e a busca por uma sociedade mais sustentável tornam necessário o aprimoramento dos sistemas de tratamento de efluentes, tanto na melhoria do processo de tratamento quanto na contribuição da reciclagem dos resíduos gerados e das matérias primas utilizadas (FAUL, 2009; MOLINOS-SENANTE *et al.*, 2014).

Sistemas de tratamento de efluentes sanitários instalados ou mantidos de forma inapropriada tornam-se fontes de nutrientes e patógenos para o corpo d'água. Nas áreas rurais, por exemplo, deve ser dada particular atenção à proteção dos lençóis freáticos contra esse tipo de contaminação, função dos riscos à saúde pública e dos danos por ele causados. Descargas de efluentes sanitários em corpos d'água, quando não recebem tratamento com níveis de eficiência adequados, podem causar o excesso de nutrientes na água, proliferação de algas, morte da fauna local e dificuldades no tratamento de água para uso e consumo humano em pontos de captação localizados à jusante (NAUGHTON; HYND, 2015).

Nos países em desenvolvimento, grande parte dos efluentes sanitários brutos ainda são lançados nos mananciais hídricos. Portanto estes países se encontram em fase de análise das degradações causadas pela poluição hídrica e as formas financeiramente mais viáveis para sua mitigação, tanto na escolha de estações de tratamento de efluentes mais adequadas quanto

na escolha dos locais em que se observa maior necessidade de implantá-las (MOLINOS-SENANTE *et al.*, 2014).

Em um estudo feito por Perrin *et al.* (2014) no rio Oued Fez, tributário do rio Sebou, o principal rio que abastece o Marrocos, mostrou como a falta do tratamento adequado dos efluentes afeta a qualidade das águas superficiais, principalmente onde o contexto hidrológico é de um clima semiárido. Os rios Qued Fez e Sebou são caracterizados por severa poluição proveniente da cidade de Fez, onde, nos pontos onde são lançados os efluentes brutos domésticos e industriais, a concentração dos parâmetros de qualidade de água (nitrogênio, fósforo e cromo) fica muito acima dos padrões ambientais estabelecidos, afetando a qualidade da água do rio por quilômetros. Os resultados obtidos mostraram que a agricultura local não causa degradação relevante na qualidade da água, sendo os efluentes domésticos e industriais os responsáveis pela contínua poluição dos corpos d'água, causando completa destruição dos ecossistemas aquáticos ali presentes. A poluição pode ainda ser responsável por problemas de saúde pública, uma vez que a água também é utilizada na irrigação de vegetais e, os poluentes sedimentados, que na época de cheia tendem a se misturar à água do manancial hídrico, causam riscos ainda maiores à saúde da população.

De acordo com dados do IBGE (2011), no ano de 2008, em média 70% do efluente coletado no Brasil recebia tratamento. O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento informa que, no ano de 2013 o Sudeste apresentou percentual de 77% do efluente coletado, dos quais 64% são destinados ao tratamento. Entretanto, o Espírito Santo ainda é o estado do Sudeste que possui menores investimentos destinados ao abastecimento de água e esgotamento sanitário. Dados do SNIS mostram que dos 5357,1 milhões de reais que a região sudeste investe em saneamento, a quantia que pertence ao Espírito Santo é de 382,1 milhões, ou seja, 7,1% do total.

As maiores limitações que ocorrem nos países em desenvolvimento para a implantação de sistemas de tratamento são os custos iniciais de implantação da estação e a área que será demandada para sua construção. Adicionalmente, a seleção de uma estação de tratamento de efluentes sanitários não depende somente do custo, sendo importante a análise das

atividades ambientais e humanas que se encontram ao redor, como, por exemplo, escolaridade da população local, emissão de maus odores que será gerada nas regiões do entorno e a demanda energética da estação (MUGA, 2008).

Um exemplo de como a tecnologia avançada no tratamento de efluentes sanitários combinada a uma gestão apropriada pode ser aplicada com sucesso nos países em desenvolvimento se encontra na Namíbia, país de clima semiárido localizado no sul da África, em que uma planta de reaproveitamento de 21000 m<sup>3</sup>/dia de água, construída na cidade de Windhoek Goreangab, foi pioneira na produção de água a partir de efluente tratado, utilizando o tratamento por lodo ativado seguido por lagoas de maturação e um sistema multi barreiras. (FAUL; JULIES; POOL, 2013).

A Tabela 1 reúne critérios técnicos e os custos relacionados com a implantação, operação e manutenção dos principais sistemas de tratamento de efluentes, que, aliados à uma avaliação das condições ambientais locais, pode servir de apoio ao processo de seleção de sistemas de tratamento de efluentes de uma bacia hidrográfica.

Os sistemas hídricos, extremamente complexos, envolvem usuários com diferentes aspirações e natureza competitiva, variáveis de estado notadamente estocásticas, diversidade de características sociais, econômicas, físicas e climatológicas, além de problemas específicos de cada bacia hidrográfica. Para que o planejamento ocorra de forma adequada, a simulação das possíveis consequências de cada decisão tomada se torna necessária e, neste contexto, a modelagem matemática da qualidade da água e as técnicas de otimização podem representar importantes ferramentas de apoio para o gerenciamento dos recursos hídricos (CARVALHO; KAVISK, 2009).

**Tabela 1 - Critérios técnicos e custos de implantação, operação e manutenção de sistemas de tratamento de efluentes**

(continua)

Sistemas de Tratamento	DBO do Efluente Tratado (mg/L)	Eficiência de Remoção de DBO (%)	Demanda de área (m <sup>2</sup> /hab)	Volume de lodo desidratado a ser disposto (L/hab.ano)	Consumo de energia elétrica (kWh/hab.ano)	Custos de Implantação (R\$/hab)	Custos de Operação e Manutenção (R\$/hab.ano)	Simplicidade Operacional
Tratamento primário (tanques sépticos)	200-250	30-35	0,03-0,05	15-35	0	30-50	1,50-2,50	Simple
Tratamento primário convencional	200-250	30-35	0,02-0,04	30-50	0	30-50	1,50-2,50	Simple
Tratamento primário avançado	60-150	45-80	0,04-0,06	40-110	0	40-60	8,00-15,00	Simple
Lagoa facultativa	50-80	75-85	2,00-4,00	15-30	0	40-80	2,00-4,00	Simple
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	50-80	75-85	1,50-3,00	20-60	0	30-75	2,00-4,00	Simple
Lagoa aerada facultativa	50-80	75-85	0,25-0,50	7-30	11-18	50-90	5,00-9,00	Relativamente Simple
Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	50-80	75-85	0,20-0,40	10-35	16-22	50-90	5,00-9,00	Relativamente Simple
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	40-70	80-85	3,00-5,00	20-60	0	50-100	2,50-5,00	Relativamente Simple
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	40-70	80-85	2,00-3,50	20-60	<2	50-90	3,50-6,00	Relativamente Simple
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	30-50	85-90	1,70-3,20	25-70	0	50-90	3,50-6,00	-
Infiltração lenta	<20	90-99	10,0-50,0	0	0	20-60	1,00-3,00	Simple
Infiltração rápida	<20	85-98	1,00-6,00	0	0	30-70	1,50-3,50	Simple
Escoamento superficial	30-70	80-90	2,00-3,50	0	0	40-80	2,00-4,00	Simple
Terras úmidas construídas	30-70	80-90	3,00-5,00	0	0	50-80	2,50-4,00	Simple
Tanque séptico + filtro anaeróbio	40-80	80-85	0,20-0,35	25-50	0	80-130	6,00-10,00	-
Tanque séptico + infiltração	<20	90-98	1,0-1,5	15-35	0	60-100	3,00-5,00	-
Reator UASB	70-100	60-75	0,03-0,10	10-35	0	30-50	2,50-3,50	Simple
UASB + lodos ativados	20-50	83-93	0,08-0,20	15-60	14-20	70-110	7,00-12,00	Simplicidade correspondente ao pós-tratamento
UASB + biofiltro aerado submerso	20-50	83-93	0,05-0,15	15-55	14-20	65-100	7,00-12,00	Simplicidade correspondente ao pós-tratamento

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005) e Jordão e Pessoa (2005)

**Tabela 1 - Critérios técnicos e custos de implantação, operação e manutenção de sistemas de tratamento de efluentes**

**(conclusão)**

Sistemas de Tratamento	DBO do Efluente Tratado (mg/L)	Eficiência de Remoção de DBO (%)	Demanda de área (m <sup>2</sup> /hab)	Volume de lodo desidratado a ser disposto (L/hab.ano)	Consumo de energia elétrica (kWh/hab.ano)	Custos de Implantação (R\$/hab)	Custos de Operação e Manutenção (R\$/hab.ano)	Simplicidade Operacional
UASB + filtro anaeróbio	40-80	75-87	0,05-0,15	10-50	0	45-70	3,50-5,50	Simplicidade correspondente ao pós-tratamento
UASB + filtro biológico de alta carga	20-60	80-93	0,10-0,20	15-55	0	60-90	5,00-7,50	Simplicidade correspondente ao pós-tratamento
UASB + flotação por ar dissolvido	20-50	83-93	0,05-0,15	25-75	8-12	60-90	6,00-9,00	Simplicidade correspondente ao pós-tratamento
UASB + lagoas de polimento	40-70	77-87	1,50-2,50	10-35	0	40-70	4,50-7,00	Simplicidade correspondente ao pós-tratamento
UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	50-80	75-85	0,10-0,30	15-50	4-8	40-90	5,00-9,00	Simplicidade correspondente ao pós-tratamento
UASB + escoamento superficial	30-70	77-90	1,5-3,00	10-35	0	50-90	5,00-7,00	Simplicidade correspondente ao pós-tratamento
Lodos ativados convencional	15-40	85-93	0,12-0,25	35-90	18-26	100-160	10,00-20,00	Operação sofisticada
Lodo ativado aeração prolongada	10-35	90-97	0,12-0,25	40-105	20-35	90-120	10,00-20,00	Mais simples que lodo ativado convencional
Lodo ativado batelada	10-35	90-97	0,12-0,25	40-105	20-35	90-120	10,00-20,00	Mais simples que os demais sistemas de lodos ativados
Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	15-40	85-93	0,12-0,25	35-90	15-22	110-170	10,00-22,00	Operação sofisticada
Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P	15-40	85-93	0,12-0,25	35-90	15-22	130-190	15,00-25,00	Operação sofisticada
Lodo ativado convencional + filtração terciária	10-20	93-98	0,15-0,30	40-100	18-26	130-190	15,00-25,00	Operação sofisticada
Filtro biológico percolador de baixa carga	15-40	85-93	0,15-0,30	35-80	0	120-150	10,00-15,00	Mais simples que lodos ativados
Filtro biológico percolador de alta carga	30-60	80-90	0,12-0,25	35-80	0	120-150	10,00-15,00	Mais simples que lodos ativados
Biofiltro aerado submerso com nitrificação	15-35	88-95	0,10-0,15	35-90	18-26	70-120	8,00-15,00	Mais sofisticada que os filtros percoladores
Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	15-35	88-95	0,10-0,15	35-90	15-22	80-130	8,00-15,00	Mais sofisticada que os filtros percoladores
Tanque Séptico + Biodisco	15-35	88-95	0,10-0,20	20-75	0	120-150	10,00-15,00	-

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005) e Jordão e Pessoa (2005)

### 3.3 MODELAGEM MATEMÁTICA DA QUALIDADE DE ÁGUA

Os modelos de qualidade de água simulam a resposta do sistema hídrico às perturbações de origem interna e externa, utilizando relações matemáticas para descrever os processos químicos, físicos e biológicos que nele ocorrem.

A modelagem da qualidade da água teve início em 1920, a partir de estudos feitos no rio Ohio, Estados Unidos, estimulados pela necessidade de controle da poluição que ameaçava a saúde da população norte-americana. Nos referidos estudos buscava-se uma forma de mensurar as fontes de poluição e os impactos causados por ela. Este esforço deu origem à equação de Streeter-Phelps, que constitui a primeira aplicação da modelagem matemática em recursos hídricos, conduzindo o balanço entre OD e DBO no corpo d'água por meio de equações diferenciais ordinárias de primeira ordem (ORLOB, 1992).

A partir desse modelo, muitos outros foram surgindo, aumentando o grau de complexidade, mas mantendo a estrutura conceitual clássica de Streeter-Phelps (ZANDONADI, 2011). O Quadro 1 apresenta a evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade da água estabelecidos a partir do modelo Streeter-Phelps, apresentado por Calmon *et al.* (2015).

**Quadro 1 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.**

(continua)

Ano	Modelo	Características
1925	Streeter Phelps	& Modelo que representa o balanço entre OD e DBO definidos na forma de equações diferenciais ordinárias de primeira ordem.
1963	Camp	Modelo de simulação de OD/DBO que modifica as equações originais adicionando os termos referentes à sedimentação e/ou ressuspensão, DBO do escoamento superficial e fotossíntese.
1964	Dobbins	Modelo de simulação no qual OD/DBO apresenta-se na forma de equações diferenciais de segunda ordem, considerando-se os efeitos da demanda bentônica, fotossíntese e respiração no acréscimo da taxa de OD.
1967	O'Connor	Modelo de simulação OD/DBO que utiliza equação onde os termos referentes à DBO carbonácea e DBO nitrificante estão separados.
1970	Dosag I	Modelo proposto pelo Texas Water Development Board (TWDB), que mostra, de forma integrada, que a equação de Streeter Phelps é aplicável à sistemas unidimensionais sem considerar os efeitos da dispersão.
1970	Dosag III	Modelo criado pela Environmental Protection Agency (EPA) que registra maior habilidade nos procedimentos de simulação e maior número de parâmetros simulados no Dosag I.
1970	QUAL-I	O modelo QUAL I, desenvolvido pelo F. D. Masch and Associates e TWDB, usa equações unidimensionais de dispersão-adevecção pela solução das diferenças finitas. Utiliza um elemento computacional padrão de um comprimento estabelecido através do sistema. Elementos computacionais com propriedades hidrológicas e físicas similares são agrupados no mesmo trecho.

## Quadro 1 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.

(continuação)

1970	WASP	O modelo WASP (Water Analysis Simulation Program), desenvolvido pela EPA, permite simular os processos hidrodinâmicos e de qualidade de água em 1, 2 ou 3 dimensões para uma variedade de poluentes. Os processos de advecção, dispersão, fluxos de massa pontual e difusa, além de fluxos na fronteira de fundo são representados no modelo. O WASP também pode ser implementado com modelos de transporte hidrodinâmico e de sedimentos, os quais fornecem perfis de velocidade, temperatura, salinidade e fluxos de sedimentos. O WASP7, última versão lançada em 2013, é um aprimoramento do WASP original e contém a inclusão do modelo de diagênese sedimentar associado à modelo secundário avançado de eutrofização, que predita demanda de oxigênio pelo sedimento e fluxos de nutrientes a partir do sedimento de fundo.
Década 70	MIKE 11	O modelo Mike 11 foi desenvolvido pelo DHI (Danish Hydraulic Institute) para simulação de escoamentos, qualidade da água e transporte de sedimentos em estuários, rios, sistemas de irrigação, canais e outros corpos d'água. O módulo hidrodinâmico (HD) é o núcleo do sistema de modelagem e constitui a base para a maioria dos módulos, incluindo a previsão de cheias, advecção-dispersão, qualidade da água e módulos de transporte de sedimentos não-coesivos.
Década 70	ISIS	ISIS é um simulador hidrodinâmico completo, desenvolvido no Reino Unido por Hydraulics Research Wallingford (HR-Wallingford) e Sir William Halcrow and Partners, para modelagem de fluxos e níveis água em canais abertos e estuários. O módulo de qualidade da água do programa ISIS (ISIS Quality Water) é capaz de modelar uma gama de variáveis e processos de qualidade da água simultaneamente, que incluem: poluentes conservativos e não conservativos; coliformes, sal, temperatura da água, sedimento; balanço de oxigênio (OD e DBO); interações de oxigênio (água/sedimento); fitoplancton; macrófitas; algas bentônicas, pH. A última versão lançada, ISIS v. 3.7, fornece uma série de novas funcionalidades e melhorias.
1972	QUAL-II	O modelo Qual II é uma modificação do QUAL I desenvolvida pelo Water Resources Engineers, Inc. (WRE) sob contrato com a EPA. O modelo é aplicável para rios dendríticos e bem misturados. Pode simular variações temporais e espaciais de até treze parâmetros de qualidade de água em qualquer combinação desejada pelo usuário. O modelo assume que os principais mecanismos de transporte, advecção e dispersão, são significativos somente ao longo da direção principal do fluxo (eixo longitudinal do rio ou canal). Pode ser operado em regime permanente ou dinâmico.
1974	SIMOX	O modelo Simox (Dissolved Oxygen Simulation Model), desenvolvido pelo CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente) para simulação de oxigênio dissolvido, inclui OD/DBO, bactéria (Lei de Chick) e uma substância conservativa. A versão mais recente também simula o decaimento de primeira ordem de nitrogênio e fósforo para representar sedimentação, absorção e transformação.
1974-1978	WQRRS	O modelo WQRRS (Water Quality for River-Reservoir Systems), desenvolvido pela CEIWR-HEC, é baseado nos modelos Qual-II e CE-QUAL-W2. Fornece abrangente simulação da qualidade da água para rios e reservatórios. O modelo consiste em três módulos distintos, mas integrável: módulo reservatório, módulo hidráulico e módulo de qualidade. Os três programas podem ser integrados para uma completa análise de qualidade da água da bacia hidrográfica. No módulo de qualidade, as taxas de transporte de parâmetros de qualidade podem ser representados para escoamentos aeróbios, e podem ser simuladas picos de cargas poluentes para escoamento estável ou instável. Simula OD, DBO, nutrientes, biomassa algal, temperatura, bactérias indicadoras, constituintes conservativos e não conservativos, produtividade de algas e nutrientes no reservatório, bem como interações de fluxo e temperatura no reservatório.
1975	CE-QUAL-W2	O CE-QUAL-W2, desenvolvido pelo Grupo de Pesquisa de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual de Portland, Estados Unidos, é um modelo bidimensional (longitudinal e vertical), hidrodinâmico e de qualidade da água para rios, estuários, lagos, reservatórios e sistemas de bacias hidrográficas. Inclui temperatura, salinidade, ciclo de OD/carbono, ciclos de nitrogênio, fósforo, fitoplanctons e bactérias. Vários níveis de complexidade são possíveis devido à organização modular das simulações de qualidade d'água. A versão atual do modelo é a versão 3.72 (lançada em 2015) com uma versão 4.0 alfa lançada.
1976	QUAL-II/SEMOG	O modelo QUAL-II / SEMOG é uma versão do QUAL-II desenvolvida pela WRE para o Conselho de Governos do Sudeste de Michigan (Southeast Michigan Council of Governments - SEMOG). Inclui modificações e aperfeiçoamentos feitos no modelo QUAL II desde o seu desenvolvimento original em 1972.



## Quadro 1 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.

(continuação)

Final década 70	HSPF	O modelo HSPF (Hydrologic Simulation Program – Fortran) é um programa desenvolvido pela EPA para simulação hidrológica de bacia hidrográfica e de qualidade da água para poluentes orgânicos convencionais e tóxicos. O modelo combina as cargas de escoamento da bacia e cargas, transporte e transformação, nos rios, de OD/DBO, nutrientes, algas e pesticidas/tóxicos; e fornece histórico de tempo da taxa de vazão de escoamento, carga de sedimentos, concentrações de nutrientes e pesticidas, juntamente com histórico de tempo da quantidade e qualidade da água em qualquer ponto em uma bacia hidrográfica. O HSPF requer uma extensa gama de dados de entrada e coeficientes para parametrizar cada processo de qualidade e quantidade de água. As simulações detalhadas de ciclo de nutriente incluem nitrificação e desnitrificação, absorção de amônia e de ortofósforo, uptake (coletor ascendente de gás), vaporização e imobilização. As transformações de tóxicos no rio abrangem solubilidade, volatilização, fotólises, oxidação e biodegradação. Somente a variação em uma dimensão é considerada no corpo de água. O HSPF inclui três compartimentos de algas e considera a respiração, crescimento, assentamento e morte usando a cinética Michaelis-Menten.
Década de 80	SIMCAT	SIMCAT (Simulated Catchments), desenvolvido pela Agência de Meio Ambiente do Reino Unido, é um modelo estocástico determinístico, unidimensional, em regime permanente, que faz uso de técnicas de análise de Monte Carlo para simular dados de descargas pontuais e difusas ao longo de uma rede de cursos de água. O oxigênio dissolvido é representado por uma relação envolvendo temperatura, reaeração e decaimento da DBO.
Início década 80	TOMCAT	O modelo TOMCAT (Temporary Overall Model for CATchments) foi desenvolvido pela companhia concessionária de água do Reino Unido, Thames Water. A conceituação do TOMCAT é essencialmente idêntica à do modelo SIMCAT, isto é, modelo estocástico unidimensional estacionário, com abordagem da técnica de Monte Carlo, permitindo, contudo, correlações temporais mais complexas.
1982	CE-QUAL-RIV1	O modelo CE-QUAL-RIV1 foi originalmente desenvolvido pela Universidade Estadual de Ohio em 1982 para a EPA. A versão de 1990 reflete as modificações feitas após 1982 pela Universidade Estadual de Ohio e pelo Laboratório Ambiental da Estação Experimental de Corpos D'água (Waterways Experiment Station - WES) do Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos (United States Army Corps of Engineers - USACE). O modelo é hidrodinâmico e de qualidade da água unidimensional (longitudinal) e permite a simulação de sistemas fluviais ramificados com várias estruturas de controle hidráulico, tais como, eclusa de navegação, represa, regulação de barragem. Constituintes de qualidade da água incluem temperatura, OD, DBO carbonácea, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo ortofosfato, bactérias coliformes, ferro e manganês dissolvidos. Os efeitos de algas e macrófitas também estão incluídos.
1985	Qual2E	O QUAL2E, distribuído pela EPA, é um modelo unidimensional de estado permanente, usado freqüentemente para simular os efeitos de descargas de poluição de fontes pontuais e não-pontuais na qualidade da água de rios. Ciclos detalhados de OD/DBO e de nutriente são simulados, considerando os efeitos de respiração de algas, reaeração e demanda de oxigênio de sedimentos. Os metais podem ser simulados arbitrariamente como constituintes conservativos ou não. Sua hidrodinâmica baseia-se na equação unidimensional de advecção-dispersão.
1985	MIKE BASIN	O modelo MIKE BASIN, desenvolvido pelo DHI, associa técnicas de simulação e modelagem em rede de fluxo e é estruturado em uma rede de arcos e nós digitalizada no ambiente do ArcView do Sistema de Informações Geográficas. A simulação das variáveis de qualidade da água é feita através de transporte no estado estacionário nos arcos do sistema. Dentre outras características do modelo, destacam-se seu rápido tempo de processamento e sua flexibilidade e facilidade na representação de sistemas hídricos. Para a solução da qualidade de água é considerado somente o transporte advectivo e o decaimento das concentrações pode ser modelado.
1987	SisBaHiA	O SisBaHiA (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental) foi desenvolvido pela Coordenação de Programas de Pós Graduação em Engenharia (COPPE) da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Trata-se de um sistema de modelos computacionais para previsão do escoamento ou movimento das águas e também para a previsão da qualidade das águas ou transporte de grandezas escalares qualificadoras em corpos de água naturais. Em sua versão 3.6 e superiores, o SisBaHiA oferece recursos para modelamentos de corpos de água com superfície livre sem estratificação vertical significativa. Nesta classe de corpos de água pode-se encontrar rios, canais, lagos, lagoas, reservatórios, estuários, baías e águas costeiras. Os Modelos de Qualidade de Água e Eutrofização (MQA) do SisBaHiA correspondem conjunto de modelos de transporte Euleriano, podendo ser aplicados para escoamentos 2DH, ou em camadas selecionadas de escoamentos 3D. Os MQA permitem simulação acoplada de até 11 parâmetros de qualidade da água e indicadores de eutrofização: sal, temperatura, OD-DBO, nutrientes compostos de nitrogênio e de fósforo e biomassa.

## Quadro 1 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.

(continuação)

1989	DUFLOW	O modelo DUFLOW, desenvolvido pelo International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering (IHE) (atualmente denominado UNESCO-IHE, Institute for Water Education), Rijkswaterstaat (Public Works Department), Delft University of Technology, Agricultural University of Wageningen, permite simulação de escoamento não permanente unidimensional e qualidade da água em sistemas de canais abertos, podendo ser incluso controle de estruturas como diques, bombas, bueiros e sifões. O modelo possui diversas aplicações, tais como a propagação de ondas em estuários, ondas de cheias em rios e operação de sistemas de irrigação e drenagem e pode incluir parâmetros de qualidade da água.. A parte de modelagem da qualidade da água foi incluído no DUFLOW em 1992, em sua versão 2.0.
Início década 90	SWAT	Soil Water and Analysis Tools (SWAT), modelo físico desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (United States Department of Agriculture - USDA), teve sua origem no modelo SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins) - modificação do modelo hidrológico CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems). O SWAT pode ser usado na modelagem de bacias hidrográficas que não possuem dados de monitoramento disponíveis. O modelo opera em escala de tempo contínua e permite prognosticar o impacto de longo prazo das práticas de gestão de solo nos recursos hídricos e a produção de sedimentos e aplicação de produtos químicos nas plantações dentro dos grandes complexos de bacias hidrográficas. A última versão do modelo é a versão SWAT2012.
1991-1994	AQUASIM	O programa AQUASIM, desenvolvido pelo EAWAG (Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology), foi projetado para a identificação e simulação de sistemas aquáticos técnicos e naturais. O modelo realiza simulações, análises de sensibilidade, estimativa de parâmetros (usando dados medidos). O usuário pode especificar qualquer conjunto de variáveis de estado e processos de transformação do modelo.
1993	DELFT 3D	O modelo Delft 3D, desenvolvido pela WL Delft Hydraulics, permite uma abordagem multidisciplinar e cálculos em 3D para áreas costeiras, rios e estuários e pode realizar simulações de fluxos, transporte de sedimentos, ondas, qualidade da água, desenvolvimentos morfológicos e ecologia. O modelo é composto por um conjunto de módulos, agrupados em torno de uma interface mútua. Cada módulo pode ser executado de forma independente ou em combinação com um ou mais módulos. Em novembro/2015 foi lançada uma nova marca do modelo, Delft3D Flexible Mesh Suite 2016, que incorpora inovações tecnológicas para simulações sobre malhas não estruturadas em 1D-2D-3D.
1995	HEC-HAS	O modelo HEC-HAS (Hydrological Engineering Center-River Analysis System), desenvolvido pelo HEC do USACE., possibilita a simulação unidimensional do escoamento em canais abertos, sob o regime permanente e não-permanente e também na condição de fundo móvel (transporte de sedimentos). A versão atual, HEC-HAS 5.0, lançada em 2015, permite a modelagem bidimensional do escoamento.
1995-2000	SOBEK	SOBEK-RE, versão original do SOBEK, desenvolvido pela WL   Delft Hydraulics em parceria com o Instituto de Gestão das Águas Interiores e Tratamento de Águas Residuais (Inland Water Management and Waste Water Treatment – RIZA) do governo da Holanda, constitui sistema de modelagem unidimensional projetado para sistemas fluviais simples e complexos e estuários. Pode ser usado para simular escoamento instável e constante, transporte de sedimentos, morfologia, intrusão salina e qualidade da água, com aplicações na resolução de problemas em matéria de navegação, previsão de inundações, estudos da poluição da água, estuários com água doce e salgada, estudos de mineração de areia, sedimento e morfologia. SOBEK 2 apresenta três linhas básicas de produtos, SOBEK-River, SOBEK-Rural e SOBEK-Urban, sendo cada uma composta por diferentes módulos para simular aspectos específicos do sistema de água, podendo funcionar separadamente ou em combinação. O SOBEK 3 é o sucessor agregado do SOBEK-River, DUFLOW e SOBEK-RE.
1997	PC-QUASAR	O modelo PC-QUASAR, desenvolvido pelo CEH (Center for Ecology & Hydrology), permite fácil comparação entre o estado existente do rio e que existiria depois de uma mudança planejada ou um evento não planejado que tivesse ocorrido na rede fluvial. O modelo descreve as mudanças na qualidade da água ao longo do tempo e permite monitorar episódios de poluição à jusante.. O modelo apresenta dois modos de execução: modo de planejamento e modo de previsão dinâmica. O modo de planejamento pode produzir dados de frequência e distribuição cumulativas de vazão e qualidade em locais de interesse. O modo dinâmico (previsão) fornece perfis de vazão e qualidade da água ao longo do sistema fluvial ou contra o tempo em qualquer alcance de interesse. O modelo permite simular vazão do rio, pH, nitrato, temperatura, Escherichia Coli, DBO, OD, poluente conservativo ou traçador.

**Quadro 1 – Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.**

		(conclusão)
2002	AQUATOX	AQUATOX é um modelo de simulação para sistemas aquáticos, desenvolvido pela EPA, que prevê o destino de nutrientes, sedimentos e produtos químicos orgânicos em corpos d'água, bem como os seus efeitos diretos e indiretos em organismos residentes. Simula a transferência de biomassa e produtos químicos a partir de um compartimento do ecossistema para outro. O modelo simula múltiplos estressores ambientais (incluindo nutrientes, cargas orgânicas, sedimentos, substâncias químicas tóxicas e temperatura) e seus efeitos sobre as comunidades de algas, macrófitas, invertebrados e peixes. AQUATOX pode ajudar a identificar e compreender as relações de causa e efeito entre a qualidade química da água, do ambiente físico e a vida aquática. Pode representar uma variedade de ecossistemas aquáticos, incluindo lagos verticalmente estratificados, reservatórios e lagoas, rios e córregos e estuários. A versão 3.1 do modelo contém várias melhorias em relação às versões anteriores que melhoram a interface e utilidade do modelo.
2003 (versão beta)	QUAL 2K	O modelo QUAL2K é uma versão modernizada do modelo QUAL2E e apresenta na sua estrutura os seguintes novos elementos: modelo segmentado, especificação da DBO carbonácea, ambientes anóxicos, interações água-sedimento, algas inferiores, redução da luz, pH (potencial hidrogeniônico), patógenos.
2005	EDP-RIV1	O modelo EDP-RIV1, desenvolvido pela Divisão de Proteção Ambiental do Departamento de Recursos Naturais da Georgia (Georgia Environmental Protection Division of the Georgia Department of Natural Resources) e pela EPA, baseia-se no modelo CE-QUAL-RIV1. Consiste num sistema de programas para executar simulações unidimensionais hidrodinâmicas e de qualidade da água, com a finalidade de analisar as condições existentes e realizar alocações de carga de resíduos. O modelo pode representar com sucesso sistemas de rios dendríticos ou ramificados e pode lidar com influências de marés de jusante, efeitos à jusante de lagos, captações de água dinâmicas, operações de vertedouro de barragem e eventos de tempestade. O modelo permite simular interações de 16 variáveis de estado, incluindo temperatura da água, espécies de nitrogênio (ou DBO nitrogenada), espécies de fósforo, OD, demanda de oxigênio carbonácea, algas, ferro, manganês, bactérias coliformes e dois componentes arbitrários. Além disso, o modelo pode simular os impactos de macrófitas sobre OD e ciclagem de nutrientes.
2007	QUAL-UFMG	O modelo QUAL-UFMG, desenvolvido por Marcos Von Sperling da Universidade Federal de Minas Gerais para o ambiente computacional da planilha Microsoft Excel, possibilita a modelagem de rios através da utilização de um modelo baseado no QUAL2EU, desenvolvido pela EPA. O QUAL-UFMG torna possível uma simulação rápida e simples das variáveis DBO, OD, nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações e coliformes termotolerantes.

Fonte: Calmon *et al.* (2015)

Dentre os modelos reunidos no Quadro 1 destaca-se o QUAL-2E, desenvolvido em 1985 pela *Tufts University* juntamente com a Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA). O QUAL-2E, mesmo apresentando de forma confiável a cinética sofrida pelos poluentes, apresenta algumas limitações, como a ausência de conversão da biomassa de algas mortas para a DBO e a limitação do número máximo de trechos, elementos computacionais e junções, o que impede o modelo de simular sistemas de grandes rios. Buscando superar esses limites, a USEPA desenvolveu uma nova versão, o QUAL-2K, que possui a mesma estrutura conceitual e conjunto de equações, porém implementado no ambiente Microsoft Windows e com interface gráfica feita em Excel, o que facilita sua utilização. O QUAL-2K possui o número máximo de trechos e elementos computacionais quatro vezes maior que o QUAL-2E, além de possibilitar que os elementos computacionais variem de tamanho em diferentes trechos e que entradas e

retiradas dos sistemas sejam feitas em qualquer um destes elementos (ALBERTIN; MAUAD; DANIEL, 2006).

Baseado no QUAL-2E, Von Sperling (2007) desenvolveu e apresentou o modelo QUAL-UFMG. Diferencia-se do QUAL-2E por algumas simplificações, como a não consideração das interações das algas com os demais constituintes, a exclusão da difusão turbulenta na equação do balanço de massa e a adoção da integração pelo método de Euler, que é a forma de integração mais simples, o que exige, no entanto, curtos passos de integração.

Constituem exemplos de aplicação dos principais modelos de qualidade de água para simulação dos efeitos da disposição final de efluentes os trabalhos de Albertin, Mauad e Daniel (2006), Paliwal, Sharma e Kansal (2007), Zhang *et al.* (2012), Salla *et al.* (2013) e Teodoro *et al.* (2013).

No estudo conduzido por Albertin, Mauad e Daniel (2006) foi feita a modelagem dos recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Sapucaí-Mirim, localizada no extremo norte do Estado de São Paulo. Com o auxílio do modelo matemático MIKE BASIN, foram analisados os conflitos entre usos múltiplos da água, especificamente entre abastecimento urbano e industrial, irrigação e geração de energia elétrica. Foram simuladas as concentrações dos parâmetros OD e DBO no curso do rio Sapucaí-Mirim, analisadas as mudanças quantitativa e qualitativa após a implantação de três PCHs e verificada a eficiência de uma estratégia para melhorar a qualidade da água através da implantação de sistemas de tratamento de efluente nos municípios que não os têm. O modelo MIKE BASIN mostrou-se extremamente versátil e uma ótima ferramenta para planejar e gerenciar recursos hídricos. Os autores ressaltaram que os métodos computacionais não determinam políticas operacionais rígidas, visto que não englobam as diversas variáveis sociais, econômicas e ambientais. No entanto, podem ser utilizados como importante ferramenta auxiliar nos processos decisórios.

Paliwal, Sharma e Kansal (2007) desenvolveram um estudo da qualidade da água do rio Yamuna, na Índia, utilizando o QUAL2E e ressaltaram que o modelo de qualidade de água utilizado é uma excelente ferramenta de

auxílio nos processos de gestão dos recursos hídricos. O trabalho feito avaliou os impactos que as descargas de efluentes tinham sobre os níveis de OD e DBO dos cursos d'água da bacia hidrográfica em questão, além de analisar qual seria a carga máxima de efluente lançada capaz de manter a qualidade da água dentro dos limites permitidos pela legislação. Com o QUAL2E foi possível prever a qualidade da água em diferentes situações e analisar os diferentes cenários de soluções capazes de melhorar a qualidade da água do rio Yamuna, demonstrando que o modelo pode ser utilizado no processo decisório mesmo quando aplicado em bacias hidrográficas de países como a Índia, em que a falta de dados físicos, químicos e biológicos dos cursos de água ainda constituem um problema.

Zhang *et al.* (2012) simularam seis cenários hipotéticos de disposição de efluentes no rio Honggi, localizado na bacia hidrográfica do Taihu Lake, China. Os cenários foram simulados no modelo de qualidade de água QUAL2K, utilizando a combinação de três diferentes técnicas de tratamento de efluentes sanitários, com o intuito de encontrar a combinação que causa mais significativa melhoria na qualidade da água do rio simulado. As simulações apresentaram-se versáteis e flexíveis, podendo ser adaptadas para diferentes bacias hidrográficas e utilizando diferentes formas de tratamento de efluentes. O modelo QUAL2K se mostrou uma ferramenta capaz de oferecer suporte em processos de decisão relacionados ao design, melhoria e gerenciamento de recursos hídricos.

Salla *et al.* (2013) avaliaram, por meio do modelo QUAL-UFMG, a capacidade de autodepuração do rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do rio Dourados, considerando três aspectos: as contribuições reais do córrego Brejo Alegre em período de estiagem, dois cenários que levam em conta as cargas poluidoras estimadas da estação de tratamento de efluente e a baixa capacidade de diluição do rio, para o qual assumiu-se a vazão  $Q_{7,10}$ . A simulação na estiagem apresentou calibração aceitável, tendo em vista a otimização dos coeficientes, o que evidenciou a prevalência da desoxigenação por demanda carbonácea sobre a nitrificação e a importância da reaeração natural no processo de autodepuração. Dentre os parâmetros que foram modelados (OD, DBO5, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito,

nitrito, fósforo, E-coli), apenas a DBO não atendeu os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA Nº 357/2005 em toda a extensão do rio, condição estabelecida em função do recebimento de cargas poluidoras do córrego Brejo Alegre.

Teodoro *et al.* (2013) desenvolveram um trabalho no intuito de incorporar às planilhas de simulação do modelo QUAL-UFMG algumas equações para determinação de vazão de diluição e cobrança pelo lançamento de efluentes. Foram simulados cenários hipotéticos de qualidade da água para estimar a capacidade de autodepuração e diluição de efluentes no rio Taquarizinho, estado do Mato Grosso. Os resultados indicaram que as equações inseridas no modelo QUAL-UFMG foram capazes de estimar com versatilidade as vazões de diluição requeridas pelos lançamentos, oferecendo o suporte necessário para a estimativa dos custos associados ao tratamento dos efluentes, variando-se as vazões de referência, enquadramento e carga orgânica lançada no rio. Os autores concluíram que, dependendo das características do efluente e também das condições que se encontra o rio com o enquadramento, pode ser mais viável economicamente o investimento numa maior eficiência de tratamento do que o pagamento por maior diluição.

A principal desvantagem do uso da simulação é que, frequentemente, há um grande número de soluções viáveis para serem investigadas, dificultando o processo decisório. Integrar técnicas de otimização aos modelos de qualidade de água é uma alternativa adotada que tem se mostrado satisfatória no planejamento e gerenciamento de recursos hídricos (ALBERTIN; MAUAD; DANIEL, 2006).

### **3.4 OTIMIZAÇÃO**

Otimização é a busca pela melhor solução para um dado problema. Em termos de modelagem matemática, a otimização é composta por dois elementos: o espaço de busca, conformado pelas restrições, onde estão as possíveis soluções do problema, e a função objetivo, que corresponde à

função matemática para a qual se deseja obter a melhor solução possível. Portanto, otimização consiste em encontrar o ponto de máximo ou de mínimo da função objetivo (LACERDA; CARVALHO, 1999).

A Programação Linear (PL) é um caso particular do modelo geral de otimização, aplicável quando o conjunto de restrições e a função objetivo são lineares. O problema é que nem sempre a função objetivo e as restrições encontram-se na forma linear e modificações são feitas para linearizar o problema. A Programação Não Linear (PNL) é adequada aos problemas que envolvem ou a função objetivo ou uma restrição não linear, muito comum na representação de sistemas hídricos, sendo viável a sua aplicação em alguns casos. A principal limitação da PNL é que o método não distingue necessariamente o ótimo local do ótimo global (BENEDITO; BRAGA, 1987; ALBERTIN; MAUAD; DANIEL, 2006).

A Programação Dinâmica (PD) é vantajosa por não requerer uma forma especial da função objetivo e restrições, sendo frequentemente usada nos problemas de sistemas hídricos. O problema deve ser discretizado em um número finito de estágios. Cada estágio tem um número possível de estados do sistema e a solução ótima é identificada para cada estágio individualmente. O aumento do número de estágios e das variáveis de estado causa o problema conhecido como “praga da dimensionalidade” da Programação Dinâmica, aspecto que pode limitar a aplicação da técnica à problemas muito complexos (BRAGA *et al.*, 1991; ALAYA *et al.*, 2003).

Diferente de abordagens tradicionais, que utilizam programação matemática para especificar o valor ótimo de uma ou mais funções objetivo, a Metaheurística incorpora elementos estocásticos estruturados em sua busca e segue diretrizes que são frequentemente inspiradas em fenômenos naturais (MAIER *et al.*, 2014). Estes novos métodos de otimização tem se estabelecido em função do desenvolvimento de computadores e softwares mais potentes e, embora não forneçam necessariamente a solução ótima, são capazes de se aproximarem desta solução em tempo considerado viável (TUNG *et al.*, 2003 apud ALBERTIN; MAUAD; DANIEL, 2006; REIS; VALORY; MENDONÇA, 2015).

Zufferey (2012) define Metaheurística como um processo iterativo que guia uma heurística subordinada à combinação inteligente de diferentes conceitos para a exploração do espaço de busca, utilizando estratégias de aprendizagem para estruturar a informação e, com isso, encontrar, de forma eficiente, soluções ótimas. Entre as técnicas metaheurísticas mais conhecidas estão a Lógica Fuzzy, Redes Neurais Artificiais, “*Simulated Annealing*”, “*Ant Colony Algorithms*”, Busca Tabu e Algoritmos evolucionários.

Os Algoritmos Evolucionários (que incluem Algoritmos Genéticos, Programação Evolucionária e Programação Genética) pertencem à classe mais bem estabelecida da Metaheurística para a resolução de problemas relacionados a recursos hídricos e são inspirados em mecanismos de evolução biológica (como reprodução, mutação, seleção, etc.) (NICKLOW *et al.*, 2010). Maier *et al.* (2014) apresentam algumas vantagens desses algoritmos, como a facilidade de incorporação destes métodos de otimização aos modelos de qualidade de água já existentes, aumentando a confiança dos decisores nos resultados gerados, uma vez que a simulação de qualidade de água é feita por programas já conhecidos e com os quais já estão familiarizados.

Segundo Nicklow *et al.* (2010) e Reed *et al.* (2013), outra vantagem encontrada é a capacidade destes algoritmos de resolverem problemas que apresentam dificuldade matemática relevante, como a presença de mais de um objetivo, a não-linearidades ou a descontinuidade da função objetivo, condições nas quais os métodos de busca determinísticos encontram dificuldades ou falham completamente.

Dentre os algoritmos evolucionários, os Algoritmos Genéticos (AG) tem tido uso dominante na literatura de planejamento e gerenciamento de recursos hídricos (NICKLOW *et al.*, 2010).

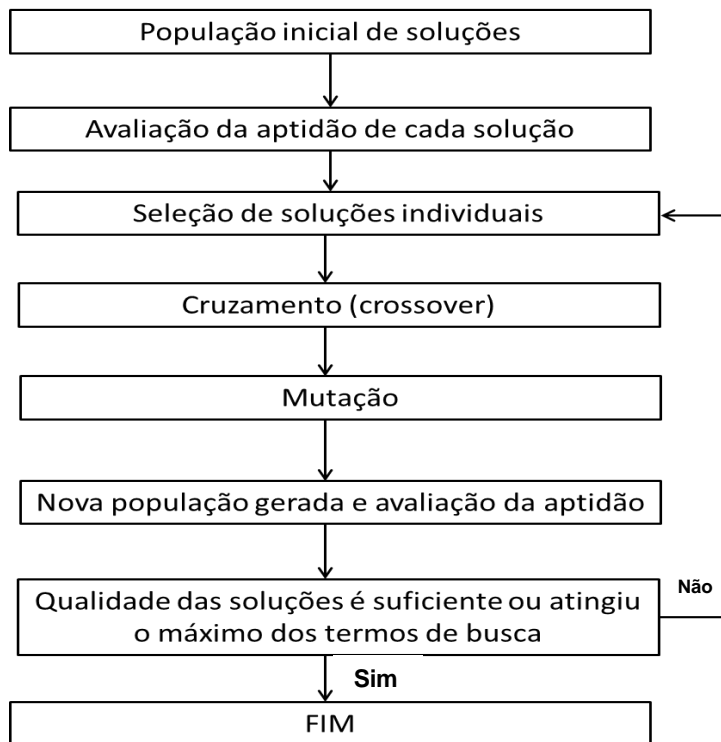
O AG é uma técnica de busca robusta inspirada em mecanismos da evolução de populações de seres vivos, introduzidos por Jonh Holland em 1975 e popularizado por Goldberg (1989). Seguindo o princípio da seleção



natural e sobrevivência do mais apto, utiliza terminologia da biologia genética, uma vez que representa uma metáfora destes fenômenos.

No AG, cada parâmetro a ser otimizado no modelo é um gene, e a série completa de genes (parâmetros) forma um cromossomo (uma possível solução). Desta forma, o gene é um elemento do vetor que representa o cromossomo, enquanto o cromossomo representa um ponto no espaço de busca (um conjunto de parâmetros da função objetivo cuja resposta será maximizada ou minimizada). A população inicial é formada por uma série de cromossomos, que são as possíveis soluções do problema, geradas aleatoriamente. Cada série de parâmetros é avaliada de acordo com a função objetivo e recebe um determinado valor de aptidão, sendo cada indivíduo da população formado pelo cromossomo e sua aptidão. Inspirado no processo de seleção natural de seres vivos, os cromossomos tidos como os mais aptos da população inicial são selecionados para gerar os cromossomos filhos através da recombinação e da mutação.

A sequência de operações que o AG realiza no processo de busca da melhor solução é conformada pelas seguintes etapas: 1) definição da população inicial; 2) avaliação da aptidão de cada cromossomo de acordo com a função objetivo (*fitness function*); 3) seleção dos cromossomos que irão participar da recombinação (*crossover*), no qual ocorre uma troca genética entre dois ou mais cromossomos para a geração de cromossomos filhos (novas soluções) e; 4) mutação de um percentual de cromossomos filhos, a fim de manter a diversidade e evitar a convergência prematura. Estes elementos são repetidos em gerações sequenciais até que uma solução apropriada seja obtida, conforme fluxograma apresentado pela Figura 1.



**Figura 1 – Sequencia de operações do AG.**

Fonte: Adaptado de Nicklow *et al.* (2010)

Embora a representação binária dos genes seja mais tradicional e historicamente importante por ter sido utilizada nos trabalhos pioneiros de Holland (1975), a representação real surgiu como um aprimoramento da representação binária, sendo compreendida mais naturalmente pelo ser humano, além de possibilitar mais facilmente a criação de novos operadores (LACERDA; CARVALHO, 1999).

O operador de recombinação (*crossover*) tem a função de criar novas soluções (filhos) através da recombinação de soluções correntes (pais) imitando, dessa forma, a natureza estocástica da evolução natural.

A mutação é um operador unitário que causa perturbação em uma variável de decisão (gene) do vetor associado (cromossomo), obedecendo a um critério probabilístico (probabilidade de mutação), como se houvesse a introdução de um novo material genético na população durante o processo iterativo. A taxa de mutação é especificada por um percentual pequeno que assegure a diversidade de indivíduos, geralmente assumindo valores entre 0,1 e 5% (LACERDA; CARVALHO, 1999). No entanto, para problemas que

apresentam restrições à função objetivo, Kumar (2010) indica o uso de mutação adaptativa que, ao invés de obedecer a uma taxa rígida de mutação a cada geração, emprega uma taxa de mutação que vai reduzindo de uma geração para a outra, conforme o tamanho da população também vai reduzindo.

O elitismo é aplicado para que os indivíduos com aptidões elevadas sejam preservados sem sofrerem crossover ou mutação, garantindo que essas possíveis soluções não sejam perdidas durante o processo de seleção. Porém esse número de indivíduos não deve ser alto, para se evitar alta pressão de seleção e a convergência prematura.

Em relação ao critério de parada, segundo Lacerda e Carvalho (1999), os principais são quando este atinge determinado número de gerações ou quando ocorre a convergência dos resultados (quando não há melhora significativa nos cromossomos de maior aptidão por um dado número de gerações).

Aplicações do AG em recursos hídricos podem ser encontradas em diversas áreas, como operação e design de sistemas de distribuição de água (GOLDBERG; KOU, 1987; SIMPSON; DANDY; MURPHY, 1994), drenagem urbana e sistemas de coleta de esgoto (TSAI; CHANG, 2001; PENN; FRIEDLER; OSTFELD, 2013), abastecimento de água e sistemas de tratamento de efluentes (PARK; KO; LEE, 2006; SAADATPOUR; AFSHAR, 2006; HOLENDA *et al.*, 2007).

Muitos estudos utilizam o AG para modelar sistemas de coleta e tratamento de efluente em áreas urbanas, identificando simultaneamente características do sistema de efluente e o ajuste operacional das plantas de tratamento, de forma a se respeitar as restrições de qualidade de água do corpo receptor. Alternativamente, plantas de tratamento de efluente devem ser projetadas como parte de uma rede de efluente regional. Estratégias de gerenciamento tem sido investigadas para se ajustar as eficiências de tratamento a uma série de facilidades e conveniências entre as plantas de tratamento, de forma a minimizar o impacto coletivo que possuem sobre a qualidade da

água do corpo receptor (CHO; SUNG; HA, (2004); WANG; JAMIESON, (2002); VASQUEZ *et al.*, 2000).

Na área de otimização da distribuição de cargas de efluentes entre as estações de tratamento, Burn e Yulianti (2001) fizeram uma pesquisa em que o AG foi utilizado para otimização de um modelo multiobjetivo, integrando-o ao modelo de qualidade de água QUAL-2E. Foram criados três modelos com diferentes funções objetivo. O primeiro modelo objetivou minimizar custos de tratamento e o número de violações da qualidade da água, avaliadas exclusivamente a partir do oxigênio dissolvido. O segundo modelo considerou a minimização dos custos e a maximização da equidade entre os lançamentos, partindo do princípio de que fontes com maiores cargas poluidoras devem ter maiores níveis de tratamento. O terceiro modelo apresentou a ideia de planejamento estratégico de uma bacia hidrográfica, no qual, em períodos de maiores vazões, seria permissível o lançamento de maiores cargas orgânicas no rio. O AG se mostrou uma ferramenta eficaz para a resolução de todos os problemas propostos, e as soluções encontradas se mostraram viáveis para a aplicabilidade em processos de decisão que possuam objetivos conflitantes.

Similar a Burn e Yulianti (2001), Yandamuri, Srinivasan e Bhallamud (2006) propuseram a resolução do problema de distribuição de cargas de efluentes em rios utilizando o AG e uma estrutura de otimização multiobjetivo, considerando o custo total de tratamento, a equidade entre os pontos de lançamento e uma medida que reflete as características de violação nos limites de OD. Dentro da estrutura implementada há um modelo de simulação de qualidade de água, que calcula as variações de OD e DBO ao longo do rio. O tipo de informação obtida do modelo multiobjetivo oferece auxílio em processos de decisão relacionados ao custo versus equidade.

Cho, Sung e Ha (2004) desenvolveram um modelo para o gerenciamento de qualidade da água integrando o AG ao modelo de qualidade de água QUAL-2E, com o objetivo de maximizar a qualidade da água do corpo receptor e minimizar os custos de tratamento dos efluentes lançados. O modelo calcula o tipo e o custo de operação de cada estação de tratamento de efluente da bacia hidrográfica considerada, do rio Youngsan, curso d'água localizado na

cidade de Kwangju, Coreia do Sul. Outros quatro cenários foram analisados, a partir de outros métodos de otimização, e os resultados foram comparados com os obtidos quando do emprego do AG. Os resultados obtidos com o AG se mostraram superiores aos outros métodos aos quais foram comparados.

Dentro da perspectiva de se alcançar os padrões de qualidade de água e, ao mesmo tempo, otimizar os custos de tratamento de efluentes, Aras, Togan e Berkun (2007) desenvolveram um modelo de gestão de qualidade de água integrado ao uso do AG, no qual o custo era minimizado através da minimização de eficiências de tratamento de efluentes dos três pontos de lançamento considerados, desde que fossem respeitados os padrões de qualidade de água em toda a bacia. Os resultados ressaltam que o AG atingiu as metas requeridas, além de se mostrar uma técnica conveniente para a resolução desse tipo de problema, apresentando vantagens em relação à Programação Linear.

Albertin (2008) propôs três modelos de otimização multiobjetivo, considerando a maximização das cargas lançadas pelas fontes poluidoras, a melhora qualitativa da água e a minimização das violações dos padrões de qualidade de água. Os modelos de otimização foram integrados ao modelo de qualidade de água QUAL-2K. A autora mostrou que o AG é uma técnica efetiva para solucionar problemas de otimização multiobjetivo em aplicações de gerenciamento da qualidade da água.

Valory, Reis e Mendonça (2015) também empregaram o AG como método de otimização combinado a um modelo de qualidade de água. Foram desenvolvidos três diferentes modelos que buscaram minimizar o somatório de eficiências de tratamento de cinco fontes poluidoras de uma bacia hidrográfica, de forma a se manter a equidade entre as fontes e o atendimento aos padrões de qualidade ambiental estabelecidos pela legislação. Para avaliação dos resultados obtidos com auxílio do AG, foi implementado um algoritmo de busca exaustiva, permitindo a comparação dos valores de eficiências e do tempo de processamento entre os dois métodos de busca. Os autores concluíram que o Algoritmo Genético foi eficaz na minimização do somatório de eficiências em um tempo de processamento consideravelmente menor.

### 3.5 ANÁLISE DA EQUIDADE

Obter melhoria na eficiência de processos é um dos objetivos principais de pesquisadores e cientistas. Entretanto, apenas a melhoria da eficiência não garante a obtenção de alternativas aceitáveis, particularmente quando os processos selecionados pela decisão não estão sendo tratados de forma justa ou equânime. A equidade é um ponto crucial a ser considerado em tomadas de decisão, e vem sendo cada vez mais utilizado em diferentes áreas do conhecimento, através de diferentes fórmulas e abordagens (MARSH, SCHILLING, 1994).

Na análise da equidade na área de economia e bem-estar social, uma das alternativas mais utilizadas é o coeficiente Gini. O coeficiente Gini varia de 0 a 1, sendo mais equânime quanto mais próximo de zero ele estiver. Ele é definido por meio da Curva de Lorentz, que consiste basicamente na plotagem de porcentagens acumuladas. Originalmente utilizados na economia para avaliação da distribuição de renda de uma população, atualmente o coeficiente Gini vem sendo aplicado também em áreas relacionadas a recursos naturais e ao meio ambiente (DRUCKMAN; JACKSON, 2008; GROVES-KIRKBY; DENMAN; PHILLIPS, 2009; SUN *et al.*, 2010; CHO; LEE, 2014; PAN *et al.*, 2014).

No estudo feito por Pan *et al.* (2014) o coeficiente Gini e a curva de Lorentz foram utilizados para comparar vinte diferentes abordagens desenvolvidas na alocação de emissão de dióxido de carbono per capita entre diferentes países (China, Índia, Brasil, África do Sul, Europa e Estados Unidos), mostrando que diferentes conceitos de equidade resultam em significativos impactos relacionados à distribuição de emissão de carbono entre diferentes países.

Groves-Kirkby, Denman e Phillips (2009) utilizaram o coeficiente Gini e a Curva de Lorentz para investigar a variabilidade sazonal de concentração do gás radônio no ambiente doméstico de regiões de diferentes países, como Inglaterra, Europa, Ásia e América do Norte. O estudo mostrou o quanto a concentração deste gás tóxico varia entre os diferentes países e entre as

regiões dentro de um mesmo país, principalmente devido à localização geográfica e às formações geológicas de cada região.

Druckman e Jackson (2008) expandiram o alcance de aplicação do coeficiente Gini, desenvolvendo o denominado AR-Gini, um índice que avalia a inequidade existente entre áreas vizinhas no que diz respeito ao consumo de alguns produtos (como combustível, comida, roupas, móveis, aparelhos domésticos), bem como para avaliação do surgimento de resíduos devido ao consumo destes produtos, como emissão de dióxido de carbono causada pela demanda energética e a geração de lixo proveniente do consumo de roupas e comidas. Ele difere do coeficiente tradicional por dois motivos: primeiro porque mede a inequidade em termos de recursos materiais e não monetários; segundo porque é calculado baseado na área, dando uma comparação entre regiões vizinhas, enquanto que o coeficiente de Gini tradicional é calculado per capita.

Cho e Lee (2014) utilizaram o modelo de qualidade de água QUAL2Kw em conjunto com o '*Nondominated Sorting Genetic Algorithm-II*' (NSGA-II) para resolução de um problema de otimização multiobjetivo aplicado no rio Yeongsan, curso d'água com níveis extremos de poluição, localizado no sudeste da Coreia do Sul. O problema envolveu a alocação de descargas de efluentes domésticos, buscando minimizar o custo de tratamento através da minimização das eficiências de tratamento e a inequidade entre as descargas de efluentes. Duas formas foram utilizadas para minimizar a inequidade entre descargas de efluentes: **a)** minimização do coeficiente ER-Gini ('*Environmental Resources*'-Gini), que representa a inequidade entre os recursos ambientais de cada região onde ocorre lançamento de efluente, buscando manter a equidade na distribuição da carga de efluente lançada em relação à área e à população de cada sub-bacia; e **b)** minimização da inequidade na distribuição dos esforços de tratamento entre as fontes poluidoras. Um conjunto de soluções, denominadas Pareto-ótimo, foram geradas pelo NSAG-II, permitindo a avaliação das diferentes cenários e os pontos críticos de poluição, permitindo a escolha da solução mais equânime e de menor custo.

A introdução do '*Ecological Gini Coefficient*' (EGC) por Sun *et al.* (2010) foi sugerida com a perspectiva de que a descarga de resíduos no meio ambiente pode ser considerada um recurso, pois é limitada e consumida de forma competitiva; teve como foco enfatizar que todos os usuários possuem o mesmo direito quando da distribuição da descarga de efluentes domésticos em um corpo d'água. Cada pessoa ou comunidade tem o mesmo direito à água, bem como às mesmas cargas de lançamento de efluentes no sistema hídrico.

O estudo estabelecido por Sun *et al.* (2010) foi feito em uma bacia hidrográfica na cidade de Tianjin, China. Na pesquisa, a curva de Lorentz foi utilizada na distribuição dos efluentes lançados a partir de quatro diferentes critérios: população, área, produção de lixo doméstico (GDP) e capacidade ambiental (a máxima quantidade de efluente que o rio pode receber mantendo a qualidade da água). Os resultados mostraram que a carga de DBO lançada no manancial hídrico é distribuída de forma mais equânime quando relacionada à população, e menos equânime quando relacionada à área e à capacidade ambiental, ou seja, a descarga dos efluentes não está adequada às condições ambientais naturais da bacia hidrográfica.

Dentro dessa mesma perspectiva, o coeficiente Gini e a curva de Lorentz foram utilizados para avaliar a equidade estabelecida pelos modelos de otimização analisados nesta pesquisa, conforme discutido em seções posteriores.



## 4 ÁREA DE ESTUDO

Ainda que a perspectiva do presente trabalho de pesquisa seja a análise de modelos de otimização aplicáveis a quaisquer bacias hidrográficas, os modelos de otimização selecionados foram empregados na bacia hidrográfica do rio Pardo, importante afluente da porção superior do rio Itapemirim.

A bacia hidrográfica do rio Pardo abrange os municípios de Ibatiba e Irupi, dois distritos – Santíssima Trindade e Nossa Senhora da Graças – e a sede municipal de Lúna. A bacia possui área de drenagem de 573 km<sup>2</sup> e população de aproximadamente 55.528 habitantes, segundo a projeção do IBGE para o ano de 2014 (IBGE 2011).

Os municípios da bacia têm na agropecuária a sua principal atividade econômica, principalmente a agricultura familiar. A cultura do café é a mais importante atividade agrícola, devido a diversos fatores como topografia, tradição na cultura e geração de capital e emprego nas pequenas e médias propriedades (INCAPER, 2011).

A cobertura vegetal é composta por resquícios da Mata Atlântica, devastada principalmente em função da lavoura cafeeira, o que diminui a infiltração da água das chuvas e aumenta o escoamento superficial, causando erosão e assoreamento dos mananciais, diminuindo o fluxo das nascentes e interferindo na quantidade e qualidade da água disponível para consumo humano. Além disso, a população rural não faz uso de fossas sépticas, e todo o efluente doméstico da população urbana da região é lançado nos corpos d'água sem nenhuma forma de tratamento (INCAPER, 2011).

É importante ressaltar que os núcleos urbanos da bacia do rio Pardo não possuem estações de tratamento de efluente em operação. O rio Pardo é receptor direto dos efluentes domésticos brutos produzidos pelos núcleos urbanos de Ibatiba e Lúna. Os principais tributários do rio Pardo receptores de efluentes brutos urbanos são o rio Pardinho, que recebe o efluente produzido pelo núcleo urbano de Irupi; e o ribeirão da Perdição, que recebe

o efluente produzido nas localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças.

A Figura 2 apresenta as delimitações da bacia hidrográfica do rio Pardo, bem como a localização dos núcleos urbanos ali existentes.

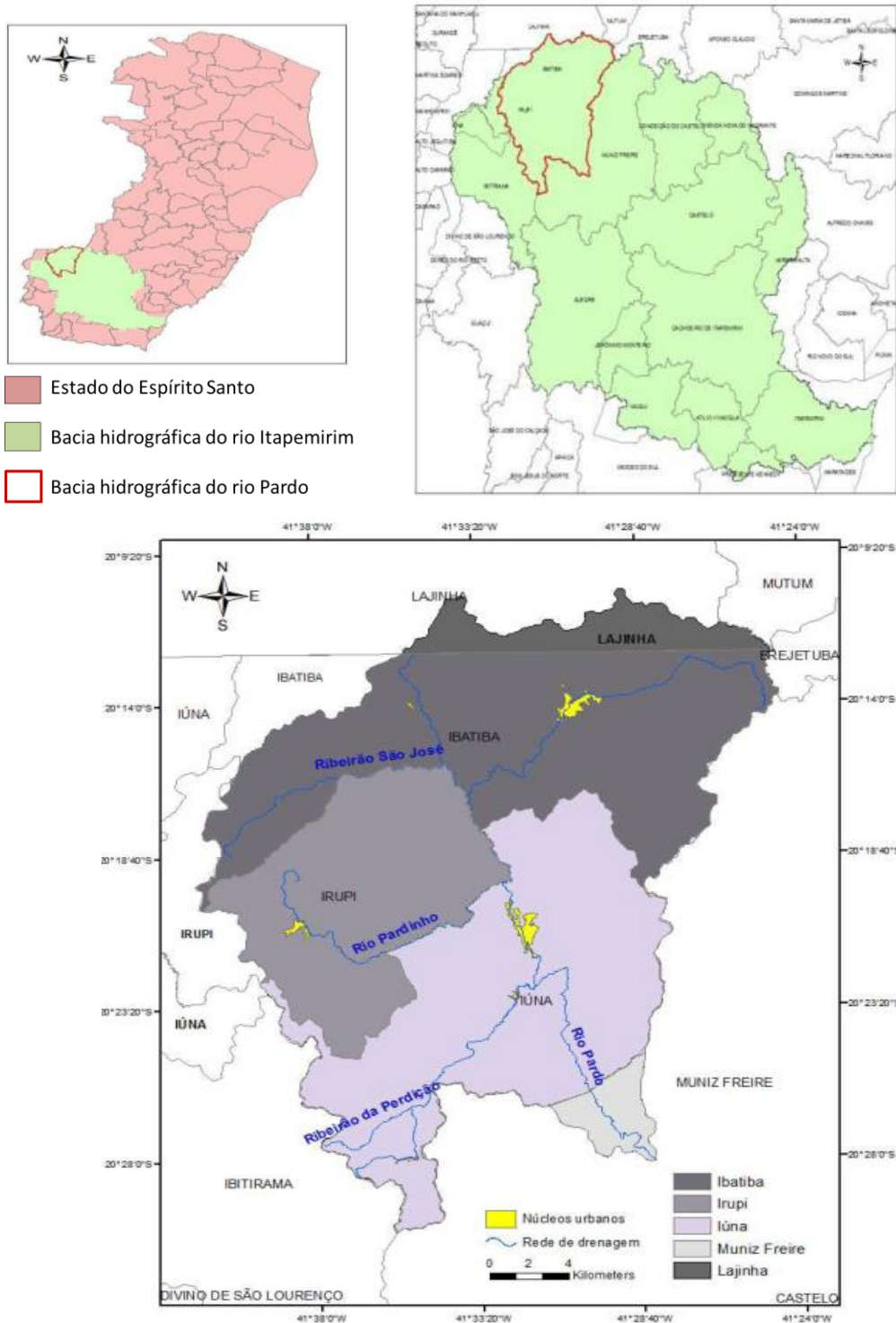


Figura 2 – Localização da bacia hidrográfica do rio Pardo  
FONTE: Calmon *et al.* (2015)

Um diagrama unifilar do sistema hídrico da bacia, incluindo-se os principais pontos de disposição de efluentes, é apresentado pela Figura 3.

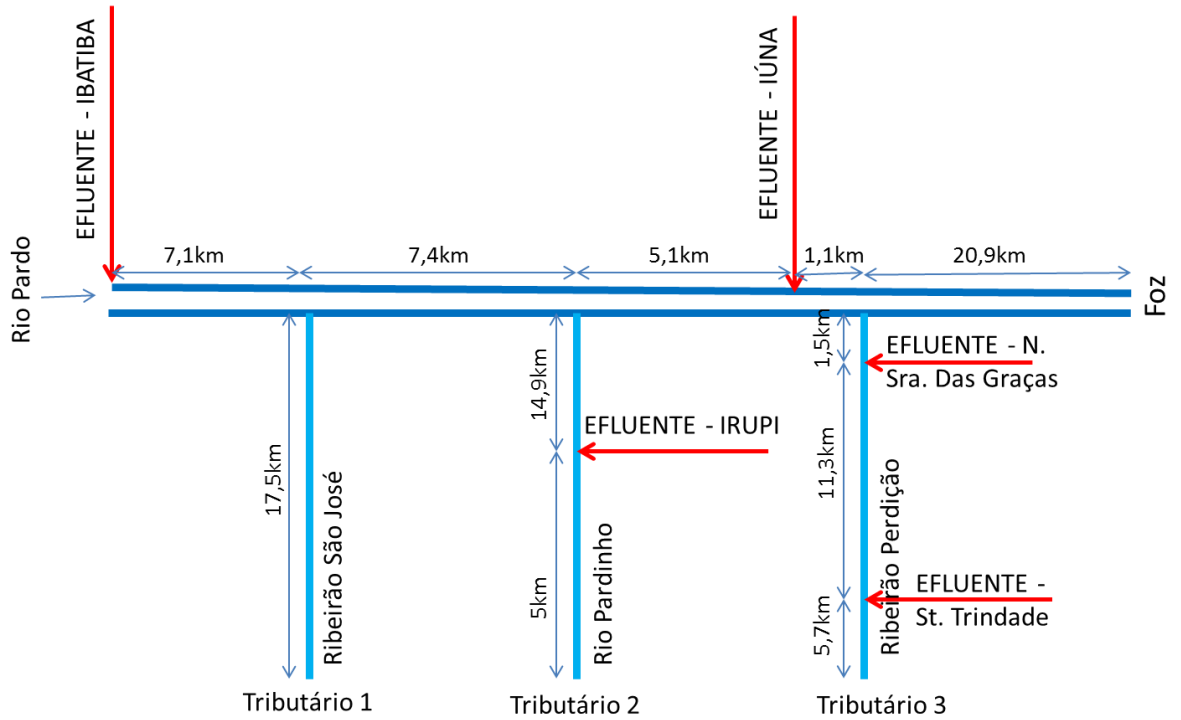


Figura 3 - Diagrama unifilar da bacia hidrográfica do rio Pardo.

## **5 METODOLOGIA**

A determinação de eficiências mínimas de tratamento de efluentes sanitários envolve a avaliação da capacidade de autodepuração dos cursos d'água, avaliação habitualmente conduzida com o auxílio de modelos matemáticos de qualidade de água. Desta forma, a modelagem de qualidade de água conformará primeiro item do capítulo reservado para a metodologia. Um segundo item é reservado para apresentação das constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e cargas orgânicas empregadas para modelagem da qualidade da água do rio Pardo.

Os modelos de otimização para a determinação de eficiências de tratamento são estabelecidos a partir do agrupamento de diferentes funções objetivo, restrições e medidas de equidade. Para a aplicação de quaisquer modelos de otimização é necessária a seleção de uma técnica de otimização. Nesta pesquisa, para a implementação dos modelos de otimização, será empregada, em combinação com o modelo matemático de qualidade de água, a Metaheurística Algoritmo Genético, técnica de otimização discutida no terceiro item do presente capítulo.

A parte final da metodologia será reservada à discussão das diferentes alternativas para avaliação da inequidade existente entre sistemas de tratamento de efluentes.

### **5.1 MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA**

Neste estudo, a modelagem de qualidade de água foi conduzida a partir do modelo computacional de qualidade de água desenvolvido no ambiente do software MATLAB por Valory, Reis e Mendonça (2015). Para adaptar-se à bacia hidrográfica do rio Pardo, o referido modelo foi modificado, permitindo simulações de qualidade de água tanto rio principal quanto nos seus tributários, além da incorporação de cargas difusas de poluente ao longo de todo o sistema hídrico.

O modelo de qualidade de água estabelecido por Valory, Reis e Mendonça (2015) – bem como o decorrente das modificações inseridas no presente trabalho – reproduz as formulações matemáticas e as estruturas conceitual e computacional do modelo QUAL-UFMG, modelo originalmente apresentado e discutido por Von Sperling (2007).

O QUAL-UFMG emprega o método de integração Euleriano, método que, para evitar imprecisões e instabilidades numéricas, exige passos de integração menores do que os demais métodos de integração (VON SPERLING, 2007). Neste trabalho, os rios foram divididos em segmentos (passos de integração) de comprimento constante e iguais a 100 m. Os segmentos são considerados como reatores de mistura completa colocados em série, em que o fluxo de saída de um segmento corresponde ao fluxo afluyente do segmento seguinte.

Em cada um dos segmentos é feito um balanço de massa, que considera os fluxos afluentes e efluentes. Os fluxos afluentes considerados são: 1) fluxo proveniente da face superior; 2) vazão incremental; 3) entrada de tributário e 4) lançamento pontual de efluente doméstico. O fluxo efluente ocorre através da face inferior do segmento e a partir de eventuais captações de água.

No modelo empregado, o balanço de massa permite a descrição da variação espacial dos parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e de Oxigênio Dissolvido (OD), constituintes usualmente empregados para a caracterização da qualidade dos corpos d'água após despejo de efluentes domésticos.

A concentração dos referidos parâmetros é calculada por segmento, produzida a partir da soma da variação da concentração ( $dC$ ) no segmento com a concentração resultante do processo de mistura, conforme estabelecido pela equação (01).

$$C_{(i+1)} = CM_{(i)} + dC_{(i)} \quad (01)$$

Na equação (01)  $C$  representa a concentração pontual no segmento  $i$  analisado. Para o cálculo da concentração de mistura ( $CM$ ) dos parâmetros

é utilizada a equação (02). Difere daquela empregada no modelo de Valory (2013) por considerar a entrada de vazão e cargas incrementais.

$$CM_{(i)} = \frac{Q_{rio_{(i-1)}} \cdot C_{rio_{(i-1)}} + Q_{trib_{(i)}} \cdot C_{trib_{(i)}} + Q_{esg_{(i)}} \cdot C_{esg_{(i)}} + Q_{dif_{(i)}} \cdot C_{dif_{(i)}} + C_{inc_{(i)}}}{Q_{rio_{(i-1)}} + Q_{trib_{(i)}} + Q_{esg_{(i)}} + Q_{dif_{(i)}}} \quad (02)$$

Na expressão (02):

$Q_{rio}$  – Vazão do rio ( $m^3/s$ );

$Q_{trib}$  – Vazão do tributário afluente no ponto de encontro com o rio ( $m^3/s$ );

$Q_{efl}$  – Vazão do efluente doméstico afluente ao segmento i do rio ( $m^3/s$ );

$Q_{dif}$  – Vazão incremental (difusa) ( $m^3/s$ );

$C_{rio}$  – Concentração do parâmetro analisado, no rio, à montante do lançamento (mg/L);

$C_{trib}$  – Concentração do parâmetro analisado, no tributário, no ponto de encontro com o rio (mg/L);

$C_{efl}$  – Concentração do parâmetro analisado, no efluente (mg/L);

$C_{dif}$  – Concentração do parâmetro analisado, por entrada difusa (mg/L);

A variação da concentração da DBO em cada segmento é estimada por meio da equação (03).

$$\frac{dL}{dt} = -K_d \cdot L + L_{inc} \quad (03)$$

Na equação (03):

$K_d$  - coeficiente de decomposição da DBO no rio ( $dia^{-1}$ );

$L$  - concentração de DBO última em um tempo de percurso t qualquer (mg/L);

$L_{inc}$  - taxa de entrada de DBO última incremental (mg/L.dia).

A determinação da variação da concentração de OD, por sua vez, é estabelecida a partir da equação (04).

$$\frac{dC}{dt} = K_2 \cdot (C_{sat} - C) - K_d \cdot L \quad (04)$$

Na última expressão:

C - concentração de OD em um tempo de percurso t qualquer (mg/L);  
K<sub>2</sub>- coeficiente de rearação (dia<sup>-1</sup>);  
C<sub>sat</sub> - concentração de saturação de OD (mg/L);  
K<sub>d</sub>- coeficiente de decomposição da DBO (dia<sup>-1</sup>);  
L - concentração de DBO última em um tempo de percurso t qualquer (mg/L).

## 5.2 CONSTANTES CINÉTICAS, VARIÁVEIS HIDRODINÂMICAS E CARGAS ORGÂNICAS DOS EFLUENTES BRUTOS

As relações entre variáveis hidrodinâmicas, as expressões aplicáveis a apropriação dos coeficientes de desoxigenação e reaeração e as cargas orgânicas foram obtidas a partir do trabalho produzido por Calmon *et al.* (2015), quando do emprego de curvas de permanência de qualidade para avaliação das alternativas de enquadramento para o rio Pardo.

Em seu estudo, Calmon *et al.* (2015) determinaram os valores das constantes cinéticas das variáveis hidrodinâmicas para o rio Pardo a partir do monitoramento sistemático de vazões realizado na estação Terra Corrida – Montante, estação fluviométrica instalada e operada pela Agência Nacional de Águas (ANA).

As variáveis vazão (Q), velocidade média (U) e altura da lâmina d'água (H) foram relacionadas por meio das expressões (05) e (06).

$$U=0,0603.Q^{0,7765} \quad (05)$$

$$H=0,5487.Q^{0,4775} \quad (06)$$

Nas expressões (05) e (06):

U – velocidade média do rio (m/s);

H – Altura da lâmina d'água (m);

Q – vazão (m<sup>3</sup>/s).

As condições de estiagem do rio Pardo, também obtida através da análise dos dados de monitoramento fluviométrico da estação Terra Corrida - Montante, possibilitou que Calmon *et al.* (2015) calculasse o coeficiente de decomposição da DBO no rio,  $K_d$ , conforme expressão proposta por EPA (1985) e Thomann & Mueller (1987). A formulação para  $K_2$  foi estabelecida em função das expressões de regressão da velocidade e da profundidade em função da vazão (expressões (05) e (06)), e da fórmula empírica para apropriação de  $K_2$ , proposta por O'Connor e Dobbins (1958). As equações (07) e (08) apresentam as relações empregadas para estimativa de  $K_1$  e  $K_2$ .

$$K_d = 0,3 \cdot \left(\frac{H}{2,5}\right)^{-0,434} \quad \text{para } H < 2,5\text{m} \quad (07)$$

$$K_2 = 3,73 \cdot U^{0,5} \cdot H^{-1,5} \quad (08)$$

Para o cálculo da concentração de saturação de oxigênio foi empregada a equação (09), proposta originalmente por Popel (1979) e modificada por Qasim (1985).

$$C_{\text{sat}} = \left(1 - \frac{\text{Altitude}}{9450}\right) \cdot \left(14,652 - 4,1022 \cdot 10^{-1} \cdot T + 7,991 \cdot 10^{-3} \cdot T^2 - 7,7774 \cdot 10^{-5} \cdot T^3\right) \quad (09)$$

Na equação (09):

$C_{\text{sat}}$  - oxigênio dissolvido de saturação (mg/L);

T - temperatura da água (°C);

Altitude - altitude em relação ao nível do mar (m).

Os valores obtidos por Calmon *et al.* (2015) para a altitude e temperatura médias na bacia do rio Pardo foram de 846m e 20,6°C, respectivamente. Estes valores conduziram à concentração de saturação de OD de 8,11 mg/L.

Salla *et al.* (2015) discutem a relevância das características morfológicas de uma bacia hidrográfica sobre as avaliações das variações de OD e DBO ao longo de um curso d'água. Os referidos autores ressaltam a influência da declividade sobre a apropriação dos coeficientes de decomposição e de reaeração atmosférica, apresentando os efeitos da referida influência sobre perfis de OD e DBO. Desta forma, a desconsideração da declividade dos



cursos d'água, quando da apropriação dos coeficientes de decomposição e reaeração, consiste em simplificação na modelagem da variação espacial das concentrações de matéria orgânica e oxigênio dissolvido. No entanto, este aspecto não constituiu objeto de avaliação da presente dissertação.

A carga orgânica dos efluentes domésticos gerados pela população residente nos três municípios e dois distritos da bacia do rio Pardo foi separada conforme a origem, rural ou urbana, constituindo duas diferentes formas de poluição hídrica. Assumiu-se, em favor da segurança, que todo o efluente doméstico proveniente da população rural chegaria aos corpos d'água sem nenhuma forma de tratamento, gerando uma carga incremental direta de DBO em toda a extensão dos rios Pardo, Pardinho, Ribeirão da Perdição e Ribeirão são José. A carga incremental direta de DBO estimada por Calmon *et al.* (2015) assumiu o valor de 9,35 g de DBO/dia.m.

Para efluentes urbanos adotou-se concentração de 400 mg/L de DBO com quota per capita de 145 L/hab.dia. A partir do número de habitantes dos perímetros urbanos, considerando-se que todo o efluente doméstico da população é coletado, chegou-se aos valores de vazão de lançamento de efluentes doméstico bruto por município. A partir do fato de que não existem estações de tratamento de efluentes em operação na bacia do rio Pardo, os efluentes produzidos pelas populações urbanas dos municípios constituíram lançamentos pontuais de efluente bruto para o sistema hídrico objeto de estudo. Os dados populacionais, bem como a vazão dos efluentes referentes a cada município, estão reunidos na Tabela 2. Nesta pesquisa foram utilizados os dados populacionais estimados por Calmon *et al.* (2015) para o ano de 2030, baseados na progressão geométrica feita pelo IBGE (2011).

**Tabela 2 - Vazão dos efluentes domésticos da população urbana da bacia do rio Pardo**

Distrito	População urbana (habitantes, 2030)	Vazão máxima de lançamento urbano (L/s)
Ibatiba	18125	24,33
Irupi	4918	5,24
Iúna	14821	19,90
N. S <sup>a</sup> das Graças	600	0,64
Santíssima Trindade	301	0,32

### 5.3 TÉCNICA METAHEURÍSTICA DE OTIMIZAÇÃO

Para a aplicação dos modelos de otimização, o Algoritmo Genético (AG) foi a técnica de otimização empregada.

Em geral, a eficiência de utilização do AG depende da seleção dos operadores e parâmetros do próprio AG, componentes essenciais para condução de todo o processo de otimização com o intuito de se gerar novas soluções dentro do espaço de busca e para que novas regiões desse espaço sejam exploradas (Cheung, 2004). Os principais operadores do AG são o tipo de seleção, tipo de crossover e tipo de mutação. Os parâmetros são a dimensão da população inicial, elitismo, probabilidade de recombinação e probabilidade de mutação.

A representação dos parâmetros também influencia na forma do AG buscar novas soluções. Embora a representação binária seja mais tradicional e historicamente importante por ter sido utilizada nos trabalhos pioneiros de Holland (1975), a representação real tem sido estudada e se mostrado superior à representação binária (MICHALEWICZ, 1994).

O operador de recombinação é definido por um valor de probabilidade e tem a função de criar novas soluções (filhos) através da recombinação de soluções correntes (pais), imitando dessa forma a natureza estocástica da evolução natural.

A mutação é um operador unitário, que provoca perturbação em uma variável de decisão (gene) do vetor associado (cromossomo), respeitando um critério probabilístico (probabilidade de mutação), simulando a introdução de um novo material genético na população durante o processo iterativo de busca das soluções ótimas. Beyer e Schwefel (2002) enfatizou que para algoritmos com codificação real, a mutação Gaussiana é a mais frequentemente adotada, a qual um único indivíduo composto por um valor real é usado para gerar novas soluções pela adição de perturbações de distribuição normal às variáveis de decisão. A taxa de mutação é usualmente pequena, assumindo, segundo Lacerda e Carvalho (1999), valores que variam entre 0,1 e 5%. Para problemas que apresentam restrições à função

objetivo, condição usual do presente trabalho, Kumar (2010) indica o uso de mutação adaptativa, alternativa que gera soluções adaptáveis em relação ao sucesso ou fracasso da última geração, de forma que as restrições e os limites do espaço de busca sejam satisfeitos.

O elitismo é aplicado para que os indivíduos com aptidões elevadas sejam preservados sem sofrerem crossover ou mutação, garantindo que essas possíveis soluções não sejam perdidas durante o processo de seleção. Porém a escolha do número de indivíduos preservados depende do tamanho da população e não deve ser alto, para se evitar alta pressão de seleção e a convergência prematura.

Segundo Lacerda e Carvalho (1999), os principais critérios técnicos de parada são a fixação do número de gerações ou a ocorrência de convergência dos resultados (quando não há melhora significativa nos cromossomos de maior aptidão por um dado número de gerações).

Valory, Reis e Mendonça (2015), ao estimarem eficiências mínimas de tratamento para cenários hipotéticos de disposição de efluentes na porção superior do rio Santa Maria da Vitória (ES), testaram diferentes operadores do AG. No presente trabalho foram empregados os operadores e parâmetros apresentados como melhores pela referida autora, sumarizados da seguinte forma:

- Codificação real;
- Crossover aritmético, no qual cromossomos filhos são gerados por combinação linear entre os pais;
- População inicial de 300 (trezentos) indivíduos;
- Taxa de *crossover* de 50%;
- Seleção do tipo torneio;
- Mutação adaptativa;
- Preservação de 3 (três) indivíduos para o elitismo;
- Critério de parada por convergência dos resultados ou limite de 100 gerações.

## 5.4 MODELOS DE OTIMIZAÇÃO

Nesta pesquisa, os modelos de otimização empregados para estimativa de eficiências de tratamento de efluentes foram selecionados a partir da revisão da literatura técnica corrente.

Os modelos de otimização selecionados foram originalmente estabelecidos a partir de funções objetivos e restrições que consideram a minimização do somatório das eficiências associadas aos diferentes sistemas de tratamento de efluentes, a minimização da inequidade entre sistemas de tratamento e a manutenção dos padrões de qualidade ambiental ou eficiências mínimas de tratamento fixados pela legislação ambiental.

Os diferentes modelos de otimização, além das restrições que os conformaram originalmente, incorporaram as restrições representadas pelas inequações (10) e (11).

$$E_i \geq 1\% \quad (10)$$

$$E_i \leq 95\% \quad (11)$$

A inequação (10) tem por objetivo garantir a não negatividade para as eficiências de tratamento. A inequação (11), por sua vez, estabelece o limite superior para as eficiências de remoção de DBO em plantas de tratamento, valor sugerido por Von Sperling (2007) como sendo o limite máximo de remoção de DBO em sistemas secundários de tratamento de efluentes.

## 5.5 RESTRIÇÕES POR CLASSE DE USO

Para aplicação dos modelos de otimização selecionados foram considerados, adicionalmente, três grupos de restrições, correspondentes aos padrões ambientais fixados pela Resolução CONAMA n°357/2005 para corpos de água doce, classes de uso I, II e III. Esta atividade permitiu avaliar as respostas obtidas por cada modelo, quando aplicados à cursos d'água

pertencentes à diferentes classes de uso. Por classe de uso, os grupos adicionais de restrições foram assim conformados:

Grupo 1: Corresponde aos padrões ambientais fixados pela Resolução para rios de classe I, conforme inequações (12) e (13):

$$DBO_{\text{Curso d'água}} \leq 3,0 \text{ mg/L} \quad (12)$$

$$OD_{\text{Curso d'água}} \geq 6,0 \text{ mg/L} \quad (13)$$

Grupo 2: Restrições fixadas para rios classe II de uso, conforme inequações (14) e (15):

$$DBO_{\text{Curso d'água}} \leq 5,0 \text{ mg/L} \quad (14)$$

$$OD_{\text{Curso d'água}} \geq 5,0 \text{ mg/L} \quad (15)$$

Grupo 3: Restrições fixadas para os rios classe III de uso, conforme inequações (16) e (17):

$$DBO_{\text{Curso d'água}} \leq 10,0 \text{ mg/L} \quad (16)$$

$$OD_{\text{Curso d'água}} \geq 4,0 \text{ mg/L} \quad (17)$$

Segundo Artigo 21 da Resolução CONAMA n°430/2011, a concentração máxima de DBO permitida para efluentes tratados é de 120 mg/L. Este valor pode ser superado quando da adoção de sistemas de tratamento com 60% de eficiência mínima de remoção da DBO ou quando a capacidade de autodepuração do corpo receptor for suficiente para mantê-lo dentro dos limites de OD e DBO correspondentes ao seu enquadramento. Desta forma, quando da aplicação de cada modelo de otimização, assumiu-se a possibilidade de lançamento de efluentes tratados com as eficiências mínimas necessárias para que os limites de OD e DBO da classe de uso correspondente sejam assegurados. Com isso, admitiu-se o lançamento de efluentes brutos quando, no ponto de mistura, não há violação dos padrões ambientais estabelecidos.

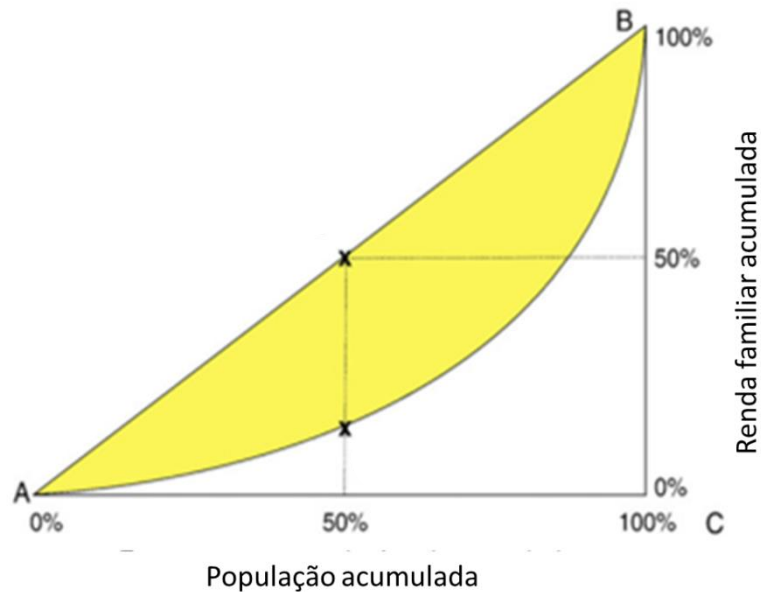
Em virtude dos rios da bacia hidrográfica do rio Pardo ainda não possuírem enquadramento, o Grupo 2 de simulação foi escolhido para a aplicação das restrições estabelecidas pela Resolução CONAMA n°430/2011. Desta forma, quando da aplicação de diferentes modelos de otimização, assumidas as restrições do Grupo 2, duas outras restrições foram consideradas. São elas:

- Atendimento ao limite máximo de DBO para efluente tratado, o que definiu uma restrição adicional ( $DBO_{\text{EfluenteTratado}} \leq 120 \text{ mg/L}$ );
- Lançamento de efluente tratado com valores de DBO superiores a 120 mg/L, desde que a eficiência mínima do tratamento seja de 60%. Neste caso a restrição adicional é definida por  $E_i \geq 60\%$ .

## 5.6 ANÁLISE DA EQUIDADE

A equidade foi considerada, neste trabalho, como um aspecto relevante para a determinação de eficiências de tratamento de efluentes sanitários no âmbito de uma bacia hidrográfica. De forma a não priorizar apenas a minimização das eficiências na avaliação dos modelos de otimização inseriu-se, como ferramentas para se calcular e comparar o nível de equidade associado a cada modelo, a curva de Lorentz e o coeficiente Gini.

O coeficiente Gini, cujo valor flutua entre 0 e 1, é usualmente utilizado na economia para medir a inequidade entre o rendimento populacional ou a distribuição de renda de uma população. Quanto menor seu valor, maior a equidade na distribuição de renda da sociedade. Quando igual a 0, significa perfeita equidade e, quando igual a 1, significa absoluta inequidade. O cálculo do coeficiente é baseado na curva de Lorentz, um gráfico de porcentagem acumulada de rendimento familiar versus porcentagem populacional acumulada, sendo a população ordenada de acordo com o rendimento per capita, do menor rendimento até o maior rendimento (Figura 4) (SUN et al, 2010; MARSH; SCHILLING, 1994). O coeficiente Gini apropriado a partir da razão entre a área indicada em amarelo e o triângulo (com vértices em A, B e C) apresentados na Figura 4.



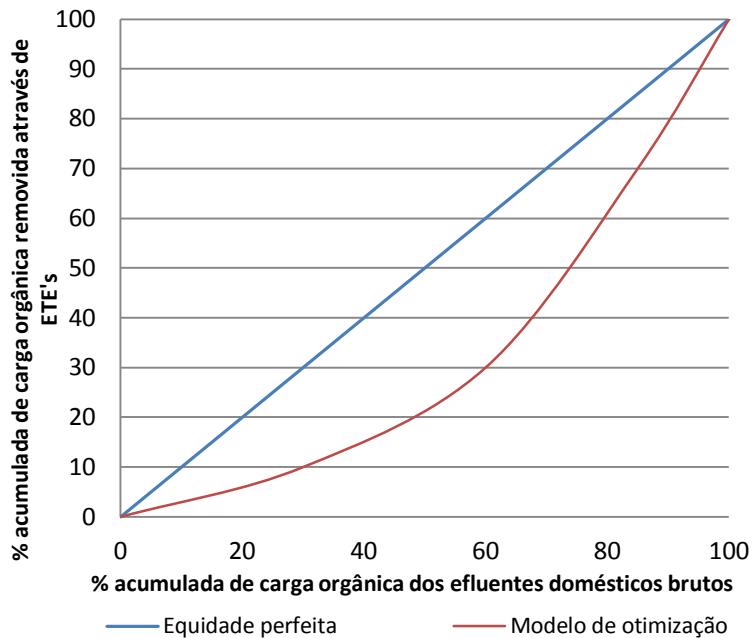
**Figura 4 – Curva de Lorenz e elementos empregados para o cálculo do Coeficiente Gini.**  
 Fonte: Adaptado de Sun *et al.* (2010).

Pesquisas vem sendo feitas utilizando o coeficiente Gini e a curva de Lorenz para avaliar inequidades na distribuição de recursos ambientais (DRUCKMAN; JACKSON, 2008), inequidades nas emissões de dióxido de carbono (PAN *et al.*, 2014), e na alocação de descargas pontuais de efluentes em bacias hidrográficas (CHO; SUNG; HA, 2014; SUN *et al.*, 2010).

Sun *et al.* (2010) utilizaram curvas de Lorenz para avaliar a equidade na alocação de cargas orgânicas de efluentes domésticos de uma bacia hidrográfica em relação a quatro critérios - população, área, produção doméstica bruta e capacidade ambiental - e, a partir dos valores utilizados para construção da curva, calcularam o coeficiente Gini, denominando-o “*Ecological Gini Coefficient*”, referente a cada um dos critérios.

Nesta pesquisa, a curva de Lorenz e o coeficiente Gini foram utilizados de forma similar à Sun *et al.* (2010). Para análise da equidade considerou-se a relação entre a carga orgânica bruta associada a cada ponto de disposição de efluentes e as cargas orgânicas removidas quando consideradas as eficiências dos sistemas de tratamento geradas pelos modelos de

otimização aplicados à bacia hidrográfica do rio Pardo. Foi traçada a curva de Lorentz para cada modelo, conforme a Figura 5. O cálculo do coeficiente Gini foi conduzido com auxílio da equação (18).



**Figura 5 - Curva de Lorentz**

$$\text{Gini} = 1 - \sum_{i=1}^n (X_i - X_{(i-1)}) * (Y_i + Y_{(i-1)}) \quad (18)$$

Na equação (18):

$X_i$  – porcentagem acumulada de carga orgânica dos efluentes domésticos brutos;

$Y_i$  – porcentagem acumulada de carga orgânica removida através de ETE's.

A curva de Lorentz foi traçada colocando-se em ordem crescente a carga orgânica bruta dos cinco pontos de lançamento de efluente presentes na bacia do rio Pardo e, a partir dos valores de eficiências de tratamento de efluentes gerados pelo AG para cada município, foi calculada a carga orgânica removida em cada um dos pontos. Com isso, pretendeu-se avaliar se os modelos de otimização desenvolvidos apresentaram-se capazes de distribuir as eficiências de tratamento de forma equânime, na bacia.



Como a eficiência de tratamento indica a porcentagem de remoção da matéria orgânica presente no efluente, a equidade perfeita é atingida quando as eficiências dos sistemas de tratamento são distribuídas proporcionalmente entre os pontos de lançamento, ou seja, maiores cargas orgânicas correspondem a maiores níveis de remoção de cargas.

Os resultados obtidos a partir da metodologia proposta são apresentados no próximo capítulo.

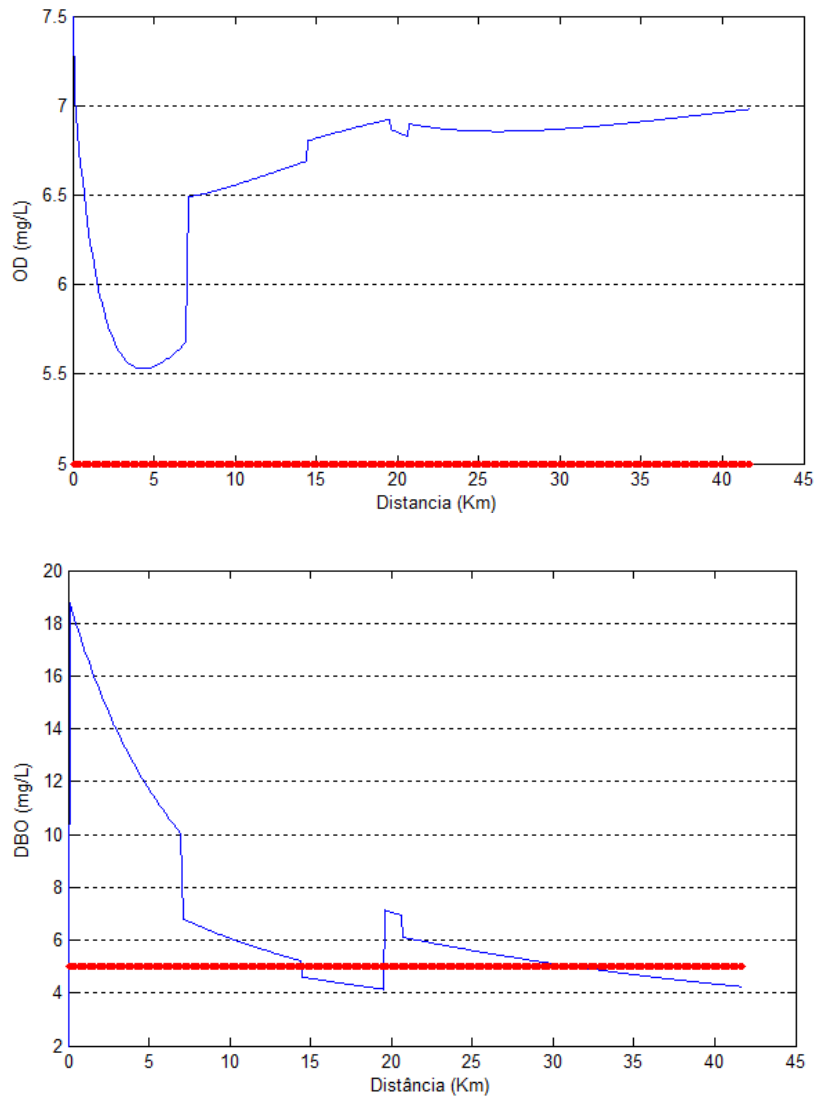
## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1 MODELAGEM DA QUALIDADE DE ÁGUA

Com auxílio do modelo de qualidade de água descrito na seção 5.1, foram gerados os perfis de concentração dos parâmetros OD e DBO para o rio Pardo e os seus afluentes que recebem lançamento de efluentes domésticos - rio Pardinho e ribeirão da Perdição. Os perfis de concentração destes parâmetros reproduziram aqueles traçados por Calmon *et al.* (2015), quando da simulação das condições de qualidade dos cursos d'água da bacia do rio Pardo, com auxílio do modelo QUAL-UFMG.

Os perfis para os parâmetros OD e DBO referentes ao lançamento dos efluentes brutos no rio Pardo são apresentados na Figura 6. Nestes gráficos a linha vermelha representa os limites para os parâmetros OD e DBO referentes à rios classe II.

No presente estudo foram assumidos perspectivas de enquadramento em diferentes classes de uso. Cabe observar que, por não terem passado por processo de enquadramento, os corpos d'água da bacia do rio Pardo são considerados como classe II, conforme Resolução 357/2005 do CONAMA. Ressalta-se que a consideração de diferentes classes de uso neste estudo visa, também, contribuir para definição de classe dos cursos d'água em futuro enquadramento.



**Figura 6 - Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardo**

O perfil de DBO do rio Pardo apresenta picos de concentração quando recebe os efluentes referentes aos municípios de Ibatiba (quilômetro zero) e Iúna (quilômetro vinte). A vazão do rio Pardo no ponto de lançamento do efluente de Ibatiba é de 0,57 m<sup>3</sup>/s, entretanto a vazão aumenta para 2,61 m<sup>3</sup>/s quando atinge a localidade de Iúna. O ribeirão São José não recebe lançamentos pontuais de efluente e, ao desaguar no rio Pardo (aproximadamente no quilômetro 7), produz aumento da vazão, e, conseqüentemente, a diluição da matéria orgânica no rio Pardo. O rio Pardinho, que recebe o efluente do município de Irupí, também contribui para o aumento da vazão do rio Pardo sem, contudo, produzir aumento da concentração de DBO; esta condição se estabelece função da

autodepuração do efluente de Irupi ao longo do rio Pardinho antes da sua confluência com o rio Pardo. O ribeirão da Perdição, por sua vez, produz pequena diluição da matéria orgânica, produzindo a diminuição da concentração de DBO que ocorre no quilômetro 21. Deve-se observar, no entanto, que o padrão de qualidade para DBO em rios classe II só é atendido na porção final do rio Pardo, entre os quilômetros 34 e 42.

O perfil de OD apresenta variações mais expressivas em decorrência da disposição final do efluente bruto de Ibatiba. É relevante observar, adicionalmente, que as concentrações de OD simuladas para toda a extensão do rio Pardo apresentaram-se superiores ao padrão de qualidade estabelecido para rios classe II.

Os perfis de OD e DBO referentes ao rio Pardinho são apresentados na Figura 7.

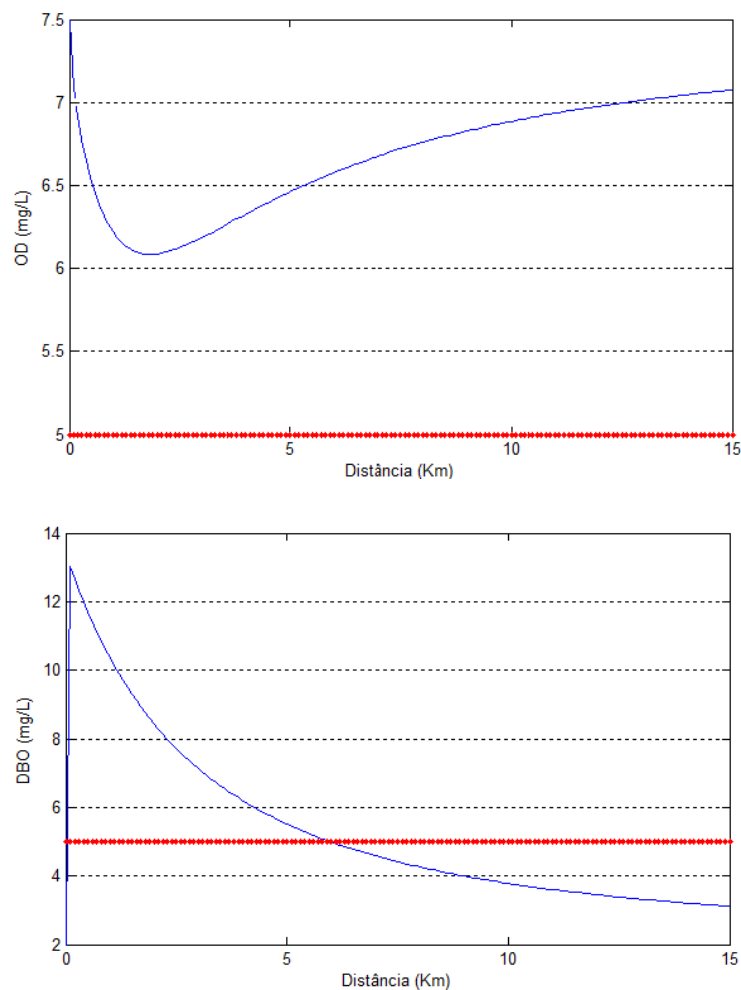
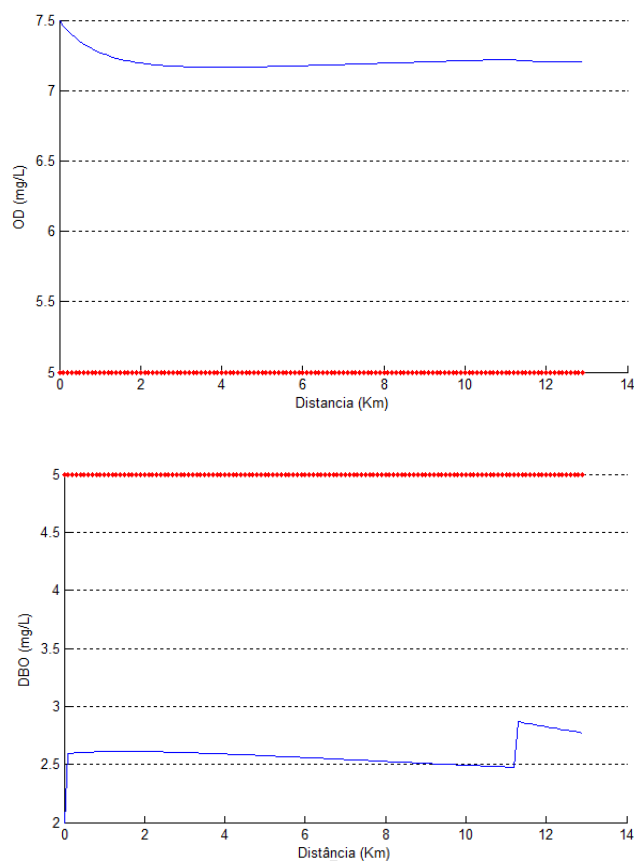


Figura 7 - Perfis de concentração de OD e DBO do tributário rio Pardinho

O rio Pardinho recebe o efluente doméstico bruto do município de Irupi, o que causa considerável aumento na concentração de DBO, atingindo valor máximo de aproximadamente 13 mg/L. . A vazão do rio Pardinho no ponto de lançamento do efluente de Irupi é de 0,17 m<sup>3</sup>/s. As simulações das condições de qualidade, entretanto, indicaram pequena variação na concentração de OD ao longo de toda a extensão do rio, estimando-se concentrações de OD invariavelmente superiores a 6 mg/L. Função do processo de autodepuração, a concentração de DBO estimada para o exultório do rio Pardinho foi inferior a 4 mg/L.

A Figura 8 apresenta os perfis de OD e DBO do ribeirão da Perdição, curso d'água que recebe efluentes dos distritos de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças.



**Figura 8 - Perfis de concentração de OD e DBO do tributário ribeirão Perdição**

Função das pequenas populações, os distritos de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças despejam cargas orgânicas pouco expressivas

no corpo d'água. Como consequência, os efluentes lançados produzem mudanças pouco relevantes na qualidade da água do ribeirão Perdição, elevando a concentração de DBO de 2 para próximo de 3 mg/L. Os níveis simulados de OD, por sua vez, mantiveram-se próximos das concentrações iniciais e, invariavelmente, superiores a 7 mg/L. A vazão do ribeirão da Perdição no ponto de lançamento do efluente do núcleo urbano de Santíssima Trindade é de 0,20 m<sup>3</sup>/s, enquanto a vazão no ponto de lançamento do efluente de Nossa Senhora das Graças é de 0,60 m<sup>3</sup>/s.

A partir do modelo de qualidade de água empregado para descrever as variações espaciais das concentrações de OD e DBO nos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo, foi possível estimar as eficiências para sistemas de tratamento de efluentes, considerados os diferentes modelos de otimização identificados a partir da revisão da literatura. Os resultados desta etapa do trabalho estão sumarizados nas seções subsequentes.

## 6.2 MODELOS DE OTIMIZAÇÃO

Os modelos de otimização identificados na literatura técnica corrente e selecionados como suporte para condução das simulações computacionais foram conformados por funções objetivos e restrições que consideram três diferentes aspectos: **a)** a minimização do somatório das eficiências associadas aos diferentes sistemas de tratamento de efluentes, **b)** a minimização da inequidade entre os esforços de tratamento associados aos diferentes sistemas de tratamento e **c)** a manutenção dos padrões de qualidade ambiental ou eficiências mínimas de tratamento fixados pelas Resoluções CONAMA n<sup>os</sup> 357/2005 e 430/2011 para corpos d'água e efluentes.

Os modelos de otimização buscam, normalmente, a minimização do custo de tratamento, o que está representado nos modelos pela minimização das eficiências de tratamento. Segundo Albertin (2008), essa consideração facilita a interpretação do custo de tratamento do efluente, pois é mais

simples e clara de se mensurar que o custo de implantação, operação e manutenção de determinada ETE.

Quando não há introdução da equidade na busca pela minimização das eficiências de sistemas de tratamento de efluentes de uma bacia hidrográfica, os usuários que se localizam mais à jusante precisam tratar seus efluentes com maiores esforços, uma vez que o rio já chega para eles com certo nível de degradação, causado pelos lançamentos que se localizam à montante (ALBERTIN, 2008). Há também a possibilidade de que a vazão do rio à jusante seja muito superior à vazão à montante, função das entradas de vazão incremental e de tributários, o que causa necessidade de eficiências maiores aos usuários que estão mais próximos às cabeceiras dos rios, mesmo que a carga de efluente lançada por eles seja similar àquelas dos usuários que se localizam mais próximas à foz do rio. Por último, pode ocorrer que usuários de pouca expressão sejam demandados a tratar seus efluentes por meio de sistemas que apresentem elevadas eficiências de remoção de poluentes, quando fontes de poluição mais robustas e localizadas mais à montante produzirem elevada degradação do corpo hídrico.

Neste contexto, foram identificados e selecionados 7 (sete) modelos de otimização para condução do presente trabalho. Nas equações de (19) a (27),  $E_i$  representa a eficiência do  $i$ -ésimo sistema de tratamento de efluente considerado para a bacia hidrográfica em estudo e  $CO_{\text{Efluente Bruto}(i)}$  a carga orgânica (em Kg/dia) do  $i$ -ésimo ponto de lançamento de efluente considerado na bacia. Os modelos de otimização selecionados foram:

- Modelo 1 – minimização do somatório de eficiências no âmbito de uma bacia hidrográfica (equação 19). Este modelo foi originalmente proposto por Reis, Valory e Mendonça (2015) e foi empregado no presente trabalho para que pudesse ser analisada a diferença que há entre as eficiências estimadas por ele e pelos modelos que incluem a equidade.

$$\text{Minimizar } [f(E)] = \sum_{i=1}^n E_i \quad (19)$$

- Modelo 2 – minimização do somatório de eficiências no âmbito de uma bacia (equação 20), assumindo-se uma medida de equidade como restrição (equação 21). Este modelo foi originalmente proposto por Reis, Valory e Mendonça (2015).

$$\text{Minimizar } [f(E)] = \sum_{i=1}^n E_i \quad (20)$$

Sujeito à:

$$\frac{\text{CO Efluente Bruto}_1}{E_1} = \frac{\text{CO Efluente Bruto}_2}{E_2} = \dots = \frac{\text{CO Efluente Bruto}_i}{E_i} \quad (21)$$

- Modelo 3 – minimização do somatório de eficiências no âmbito de uma bacia (equação 22), assumindo-se uma medida de equidade como restrição (equação 23). É relevante observar que a medida de equidade estabelecida pela equação (23) reserva maior importância para a diminuição da variabilidade dos valores de eficiência entre os sistemas de tratamento, constituindo variação do modelo proposto por Valory, Reis e Mendonça (2015).

$$\text{Minimizar } [f(E)] = \sum_{i=1}^n E_i \quad (22)$$

Sujeito à:

$$\frac{\text{CO Efluente Bruto}_1}{E_1^2} = \frac{\text{CO Efluente Bruto}_2}{E_2^2} = \dots = \frac{\text{CO Efluente Bruto}_i}{E_i^2} \quad (23)$$

- Modelo 4 – função objetivo que impõe a minimização de uma medida de inequidade entre sistemas de tratamento (equação 24), conforme analisado por Mulligan (1991).

$$\text{Minimizar } [f(e)] = \sum_{i=1}^n \left[ \left| \frac{\text{CO Efluente Bruto}_{(i)}}{\text{CO Efluente Bruto}} - \frac{E_{(i)}}{\bar{E}} \right| \right] \quad (24)$$



- Modelo 5 – função objetivo que impõe a minimização de outra medida de inequidade entre sistemas de tratamento (equação 25), conforme analisado por Marsh e Schilling (1994), e posteriormente utilizado por Valory, Reis e Mendonça (2015).

$$\text{Minimizar } [f(e)] = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \left| \left( \frac{\text{COEfluenteBruto}(i)}{E_{(i)}} \right) - \left( \frac{\text{COEfluenteBruto}(j)}{E_{(j)}} \right) \right| \quad (25)$$

- Modelo 6 – função objetivo que impõe a minimização de medida de inequidade entre sistemas de tratamento (equação 26), conforme originalmente proposto por Burn e Yuliant (2001).

$$\text{Minimizar } [f(e)] = \sum_{i=1}^n \left| \left( \frac{\text{COEfluenteBruto}(i)}{E_{(i)}} \right) - \left( \frac{\text{COEfluenteBruto}}{\bar{E}} \right) \right| \quad (26)$$

- Modelo 7 – conformação de função objetivo a partir da minimização do somatório de eficiências e da inequidade entre os sistemas de tratamento (equação 27). Este modelo constituiu objeto de avaliação de Gass e Saaty (1995) e posteriormente utilizado por Albertin (2008) e Valory, Reis e Mendonça (2015).

$$\text{Minimizar } p_1 * \sum_{i=1}^n E_i + p_2 * \sum_{i=1}^n \left| \left( \frac{\text{COEfluenteBruto}(i)}{E_{(i)}} \right) - \left( \frac{\text{COEfluenteBruto}}{\bar{E}} \right) \right| \quad (27)$$

A equação (27) representa função multiobjetivo convertida em função de objetivo único por meio da atribuição de pesos a cada um dos objetivos considerados (Método dos Pesos). A importância e preferência atribuídas para cada um dos termos da função influenciarão na escolha dos valores dos pesos, aspecto que constituiu objeto de avaliação do presente estudo.

## **6.2 EFICIÊNCIAS DE TRATAMENTOS DE EFLUENTES GERADAS PELOS MODELOS DE OTIMIZAÇÃO**

As eficiências mínimas de tratamento de efluentes estimadas a partir dos diferentes modelos de otimização, implementados a partir do uso combinado do AG e do modelo de qualidade de água, são apresentadas nesta seção. As subseções reúnem os resultados referentes aos diferentes modelos de otimização testados, considerando-se a perspectiva de atendimento dos padrões de qualidade associados aos cursos de água doce classes I, II e III (grupos de simulações 1, 2 e 3, respectivamente). O conjunto com menor somatório de eficiências de cada grupo foi destacado em negrito, ainda que as soluções obtidas para um mesmo grupo de simulações variem muito pouco entre si.

É relevante observar que, por constituir uma técnica Metaheurística de otimização, não há garantia de que o resultado obtido seja necessariamente o ótimo global, nem a de reprodutibilidade do resultado. A realização de diferentes simulações atenua esta dificuldade, uma vez que resultados iguais ou próximos entre si indicam que o ótimo global foi atingido ou que um valor próximo ao ótimo global foi encontrado. Dentro desta perspectiva, foram feitas cinco simulações para cada grupo de simulações, com cada um dos modelos propostos. Cabe ressaltar que, do Grupo 1 para o Grupo 3 de simulações, independentemente do modelo de otimização empregado, o somatório de eficiências é reduzido, função da flexibilização dos padrões de qualidade ambiental.

Em decorrência do elevado número de simulações computacionais, a incorporação de restrições adicionais referentes à concentração máxima de DBO no efluente (120 mg/L) ou à eficiência mínima de tratamento (60%) ocorreu apenas para os modelos de otimização 2, 4 e 7.

Para os pesos necessários à aplicação do modelo de otimização 7 foram inicialmente considerados os valores assumidos por Valory, Reis e Mendonça (2015), quando do emprego do referido modelo para a determinação de eficiências mínimas de tratamento de efluentes para a porção superior do rio Santa Maria da Vitória. Além dos pesos empregados

por Valory, Reis e Mendonça (2015), foi realizada atribuição de diferentes pesos a cada um dos objetivos considerados na função objetivo do modelo 7, de forma que se pudesse analisar a influência da mudança dos pesos nos valores de eficiências estimados pelo modelo.

### **6.2.1 Conjunto de eficiências associadas ao Modelo 1**

O modelo 1 de otimização foi o único analisado que não empregou medida de equidade no conjunto de restrições ou na função objetivo. A função objetivo do modelo 1 buscou apenas a minimização das eficiências de tratamento de efluentes das estações da bacia hidrográfica do rio Pardo, enquanto as restrições que foram impostas buscaram assegurar os limites de concentração de OD e DBO para as classes de uso I, II e III fossem atendidas.

A principal perspectiva do emprego deste modelo de otimização é a análise do quanto as eficiências estimadas por ele se diferenciam daquelas estimadas com a introdução das medidas de equidade, estabelecidos a partir dos outros modelos de otimização. Os resultados obtidos pelo Modelo 1 de otimização estão reunidos na Tabela 3.

Segundo von Sperling (2007), sistemas primários e secundários de tratamento de efluentes apresentam eficiência mínima de remoção de DBO de aproximadamente 25%. Dentro desta perspectiva, nas tabelas subsequentes, todas as eficiências apresentando valores menores que 25% foram colocados entre parênteses, ao lado da indicação "< 25".

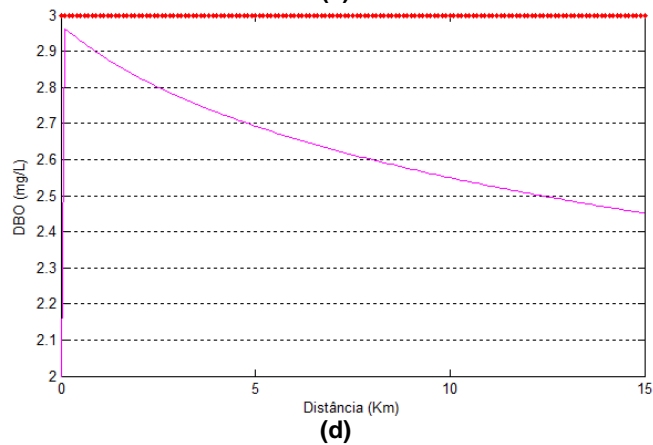
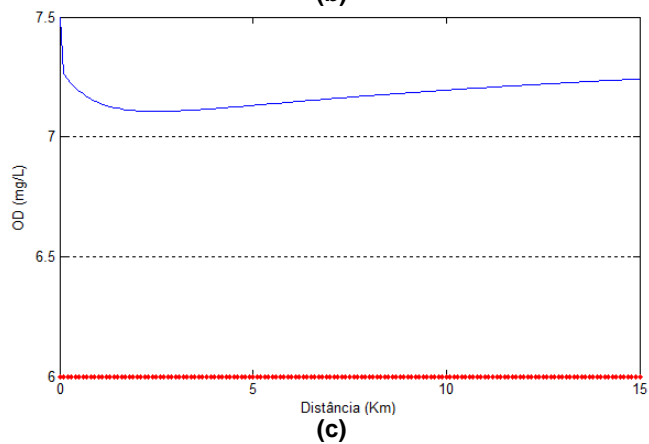
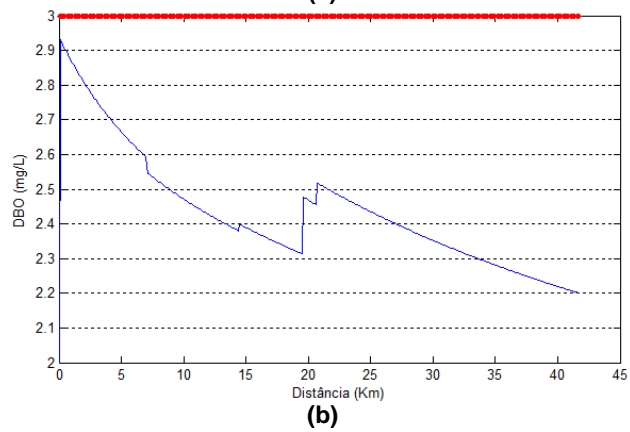
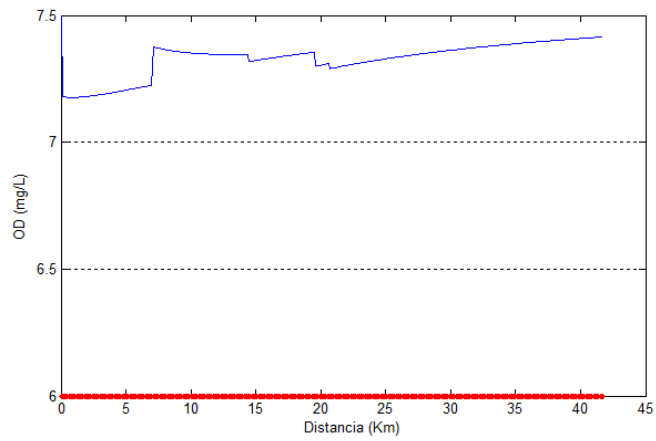
**Tabela 3 - Eficiências dos sistemas de tratamento de efluentes (em %) estimadas a partir do emprego do Modelo 1 de otimização**

Grupo de otimização	SOLUÇÕES	LOCALIDADE					$\sum E$
		Ibatiba	Irupi	N. S. das Gr.	St. Trind.	Lúna	
1	1	<b>94</b>	<b>91</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>188</b>
	2	94	91	<25 (1)	<25 (1)	<25 (1)	188
	3	94	91	<25 (1)	<25 (1)	<25 (1)	188
	4	94	91	<25 (1)	<25 (1)	<25 (1)	188
	5	94	91	<25 (1)	<25 (1)	<25 (1)	188
2	1	<b>82</b>	<b>73</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>158</b>
	2	82	73	<25 (1)	<25 (1)	<25 (1)	158
	3	82	73	<25 (1)	<25 (1)	<25 (1)	158
	4	82	73	<25 (1)	<25 (1)	<25 (1)	158
	5	82	73	<25 (1)	<25 (1)	<25 (1)	158
3	1	<b>52</b>	<b>27</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>82</b>
	2	52	27	<25 (1)	<25 (1)	<25 (1)	82
	3	52	27	<25 (1)	<25 (1)	<25 (1)	82
	4	52	27	<25 (1)	<25 (1)	<25 (1)	82
	5	52	27	<25 (1)	<25 (1)	<25 (1)	82

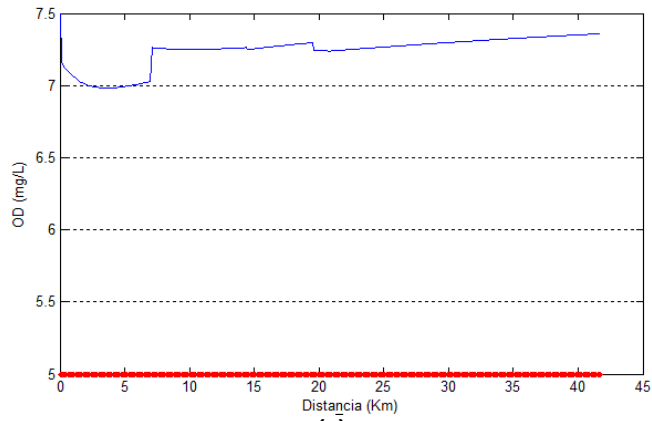
Observa-se que foram estimadas eficiências de tratamento de efluentes superiores a 25% apenas para os municípios de Ibatiba e Irupi. A carga lançada pelo município de Lúna (690 kg/dia), apresenta valor muito maior do que a carga correspondente à Irupi (180kg/dia). Contudo os resultados indicaram necessidade de tratamento com menor eficiência, função da vazão do rio Pardo no ponto de lançamento ser maior. Este ponto está localizado à jusante, após entrada de dois tributários com limitadas cargas orgânicas. Quando os efluentes de Ibatiba e Irupi são tratados com as eficiências estimadas, a qualidade da água do rio Pardo no ponto de disposição dos efluentes de Lúna permitiria que os efluentes brutos fossem assimilados pelo curso d'água, após tratamento apresentando baixa eficiência (25%).

Estes resultados indicam que mesmo para baixos valores do somatório de eficiências de tratamento, a introdução da equidade representa alternativa interessante para que a distribuição de eficiências de tratamento de efluentes no âmbito da bacia hidrográfica seja menos heterogênea.

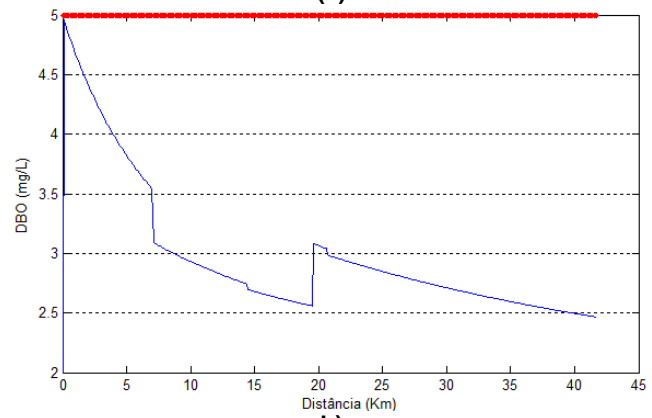
Os perfis de OD e DBO dos rios Pardo e Pardinho construídos a partir das eficiências estimadas pelo Modelo 1 de otimização , grupos 1, 2 e 3 de simulações, são apresentados nas Figuras 9, 10 e 11.



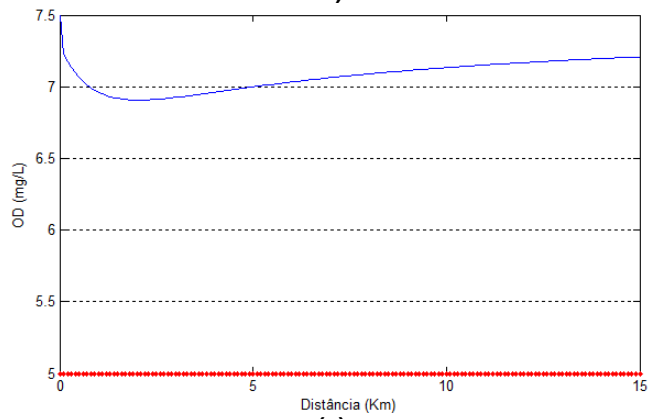
**Figura 9 - Perfis de DBO e OD dos rios Pardo (a e b) e Pardiniho (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelo Modelo 1 de otimização, consideradas restrições do Grupo 1 de simulações**



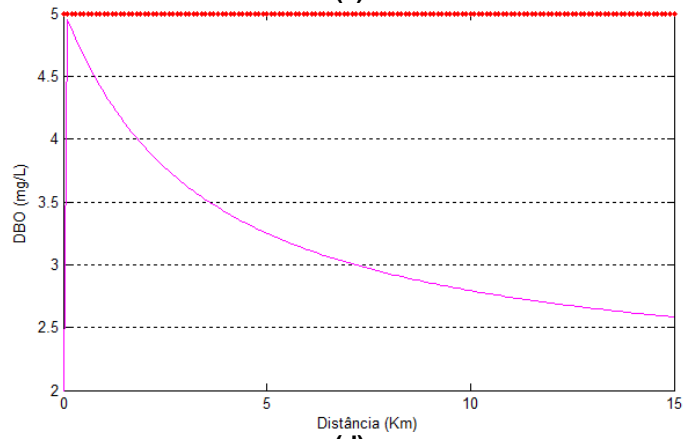
(a)



(b)

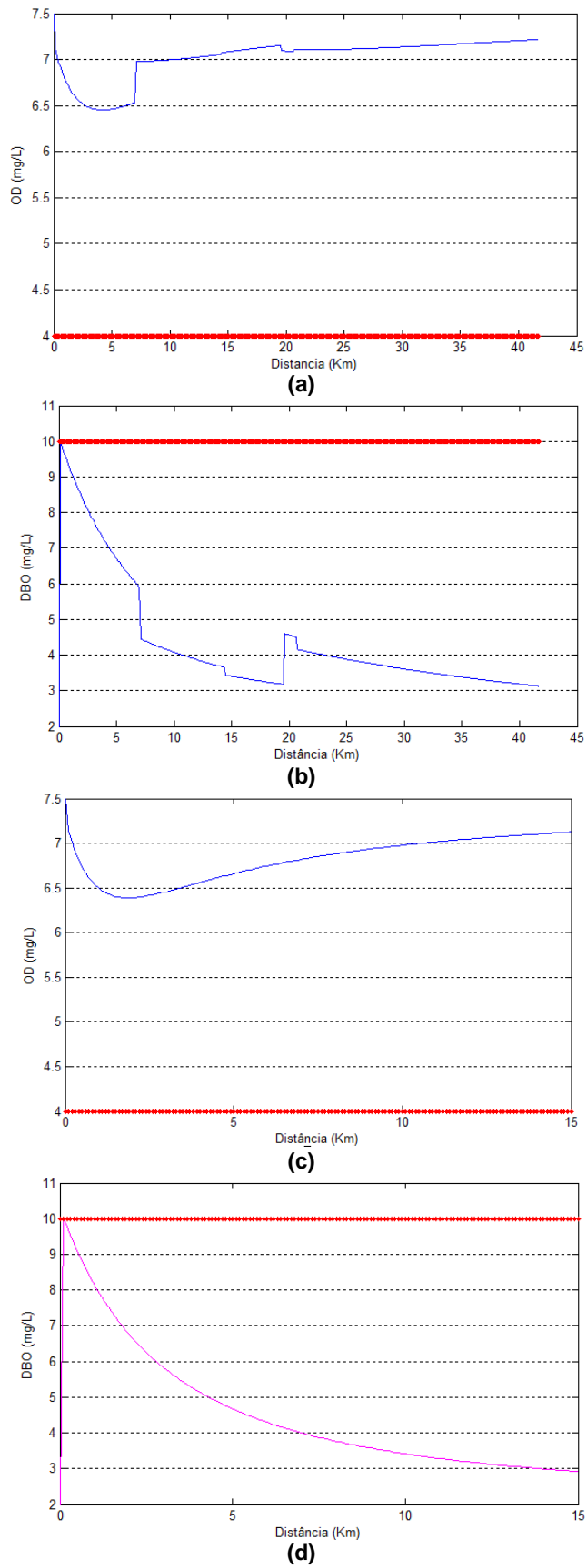


(c)



(d)

Figura 10 - Perfis de DBO e OD dos rios Pardo (a e b) e Pardo (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelo Modelo 1 de otimização, consideradas restrições do Grupo 2 de simulações



**Figura 11 - Perfis de DBO e OD dos rios Pardo (a e b) e Pardino (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelo Modelo 1 de otimização, consideradas restrições do Grupo 3 de simulações.**



As Figuras 9, 10 e 11 indicam que as eficiências estimadas pelo Modelo 1 de otimização foram consistentemente as menores possíveis, uma vez que os níveis de concentração DBO nos 3 grupos de simulações atingiram o limite máximo de concentração da classe de uso correspondente.

### 6.2.1 Conjunto de eficiências associadas ao Modelo 2

O Modelo 2 de otimização teve como função objetivo a minimização do somatório das eficiências, constituindo a função de equidade uma restrição ao modelo de otimização (equações 20 e 21). Os resultados produzidos com aplicação do Modelo 2 de otimização estão reunidos na Tabela 4.

**Tabela 4 - Eficiências dos sistemas de tratamento de efluentes (em %) estimadas a partir do emprego do Modelo 2 de otimização**

Grupo de simulação	SOLUÇÕES	LOCALIDADE					$\sum E$
		Ibatiba	Irupi	N. S. das Gr.	St. Trind.	Iúna	
2	1	95	73	<25 (9)	<25 (4)	87	271
	2	95	73	<25 (9)	<25 (4)	88	272
	3	95	73	<25 (9)	<25 (5)	89	274
	4	95	73	<25 (9)	<25 (5)	87	272
	5	95	73	<25 (9)	<25 (4)	88	272
3	1	95	27	<25 (3)	<25 (2)	79	212
	2	95	28	<25 (3)	<25 (2)	79	213
	3	95	27	<25 (3)	<25 (2)	79	212
	4	95	27	<25 (3)	<25 (2)	79	212
	5	95	28	<25 (1)	<25 (2)	80	211

Considerando-se a perspectiva de enquadramento dos corpos d'água da bacia do rio Pardo na Classe I, os modelos de otimização foram submetidos às restrições mais rigorosas para os parâmetros de qualidade de água (DBO  $\leq$  3mg/L e OD  $\geq$  6mg/L). Estas restrições produziram diminuição do espaço de busca do AG. Adicionalmente, a tentativa de manutenção da equidade entre os sistemas de tratamento (equação 21), demandou do AG a busca por valores extremos de eficiências, de forma que pudessem ser compatíveis com os valores de carga orgânica lançada pelos diferentes núcleos urbanos da bacia, que variaram de 840 Kg/dia em Ibatiba a 11 Kg/dia em Santíssima Trindade. Neste contexto, o Modelo 2 de otimização

não permitiu a determinação de eficiências mínimas de tratamento de efluentes de tal modo que fossem atendidas **a)** as condições de contorno associadas ao Grupo 1 de simulações e **b)** o limite máximo de eficiência de remoção de DBO (95%, conforme inequação (11)).

A estimativa das eficiências de tratamento de efluentes proposta pelo Modelo 2 de otimização, consideradas as restrições referentes ao Grupo 1 de simulações (atendimento dos padrões ambientais de rios classe I), só foi possível quando da exclusão, no modelo de qualidade de água, dos dois distritos de menor contribuição de matéria orgânica – Nossa Senhora das Graças e Santíssima Trindade. A supressão das cargas orgânicas destes dois distritos fez com que o AG determinasse eficiências de tratamento apenas para os três municípios com valores de cargas orgânicas mais próximas entre si (Tabela 5), sendo possível o atendimento da restrição definida pela inequação (11) (limite máximo para remoção de DBO). Não foi possível, no entanto, a obtenção de equidade entre sistemas de tratamento nos moldes estabelecidos pela equação (21), com os valores de eficiências estimados no limite de 100 gerações.

**Tabela 5 - Eficiências (%) estimadas pelo Modelo 2 de otimização com restrições referentes ao Grupo 1 de simulações, excluindo-se do modelo de qualidade de água os distritos de Nossa Senhora das Graças e Santíssima Trindade.**

Grupo de simulação	SOLUÇÕES	LOCALIDADE			$\sum E$
		Ibatiba	Irupi	Lúna	
1	1	95	91	91	277
	2	95	91	91	277
	3	95	91	92	278
	<b>4</b>	<b>95</b>	<b>91</b>	<b>90</b>	<b>276</b>
	5	95	91	91	277

Quando consideradas as restrições impostas pelos grupos 2 e 3 de simulações (padrões ambientais impostos para rios classe II e III), a busca de atendimento da restrição de equidade entre sistemas impôs, ao efluente produzido pelo município de Ibatiba, eficiência de remoção de DBO de 95% (limite proposto pelo modelo de otimização, conforme inequação (11)). Também neste caso, a condição de equidade não foi alcançada, com os valores de eficiência gerados no limite de 100 gerações.

É relevante registrar que o sistema hídrico objeto de estudo recebe cargas brutas de efluentes substancialmente diferentes, em cursos d'água com diferentes capacidades de assimilação. A carga bruta atribuída ao distrito de Santíssima Trindade é de 11 kg/dia. O município de Ibatiba (núcleo urbano mais populoso da bacia), por sua vez, apresenta carga bruta de 840 kg/dia (a carga gerada por Ibatiba representa aproximadamente setenta e seis vezes a carga gerada pelo distrito de Santíssima Trindade). Esta amplitude de valores de carga torna inviável o atendimento de uma relação de equidade entre sistemas de tratamento, definida no Modelo 2 de otimização como uma relação entre carga bruta e eficiência de tratamento, considerados **a)** os níveis mínimos de tratamento necessários para atendimento dos padrões de qualidade ambiental e **b)** os limites estabelecidos para remoção de DBO pelos sistemas de tratamento.

Reis, Valory e Mendonça (2015) propuseram o Modelo 2 de otimização para determinação de eficiências de tratamento de efluentes em lançamento hipotéticos associados à porção superior do rio Santa Maria da Vitória. No referido estudo, cinco efluentes, dispostos na calha principal do rio Santa Maria da Vitória, apresentavam variações de carga de, no máximo, três vezes, aspecto que permitiu o atendimento da relação de equidade estabelecida por meio da equação (21), ao mesmo tempo em que os requisitos de qualidade ambiental eram assegurados.

A partir das eficiências mínimas geradas pelo AG (tabelas 3 e 4), foram traçados os novos perfis de OD e DBO dos rios da bacia do rio Pardo. É relevante ressaltar que, em todos os grupos de simulações, as eficiências geradas para os distritos de Nossa Senhora das Graças e de Santíssima Trindade foram muito baixas. Estes valores foram gerados pelo AG em função da imposição de se estabelecer a equidade entre sistemas de tratamento. No entanto, as eficiências apropriadas não correspondem aos valores mínimos de remoção de DBO, mesmo para ETE's de arranjos mais simples, já que a restrição definida pela inequação (10) estabeleceu o valor mínimo de 1% para as eficiências de remoção de matéria orgânica. Desta forma, os perfis foram gerados considerando-se a ausência de tratamento nestes dois pontos quando a eficiência apresentou valor inferior a 25%.

Conforme indicado anteriormente, a eficiência de remoção de 25% corresponde ao limite inferior de remoção de DBO de sistemas primários de tratamento de efluentes sanitários, segundo faixas apresentadas por Von Sperling (2007).

Os conjuntos de eficiências pertencentes aos grupos 1, 2 e 3 de simulações, destacados em negrito nas tabelas 3 e 4, foram os adotados para a construção dos perfis de OD e DBO nos rios Pardo e Pardinho, conforme Figuras 12, 13 e 14.

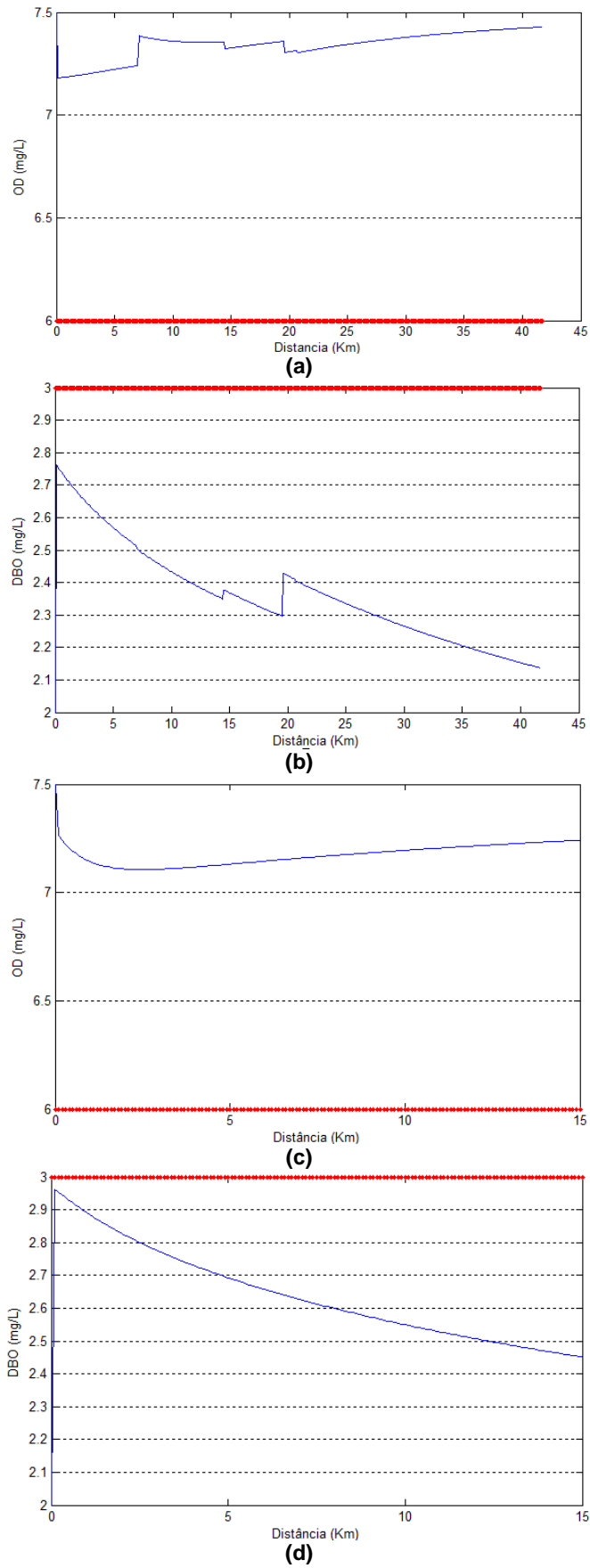
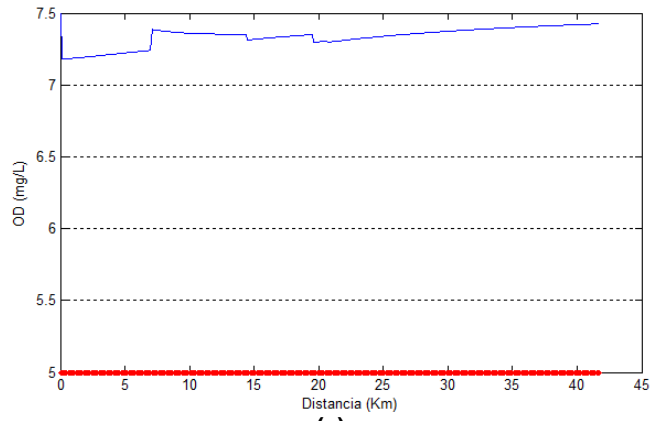
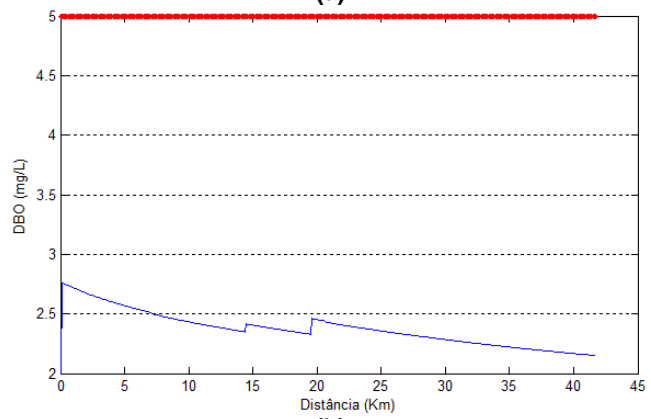


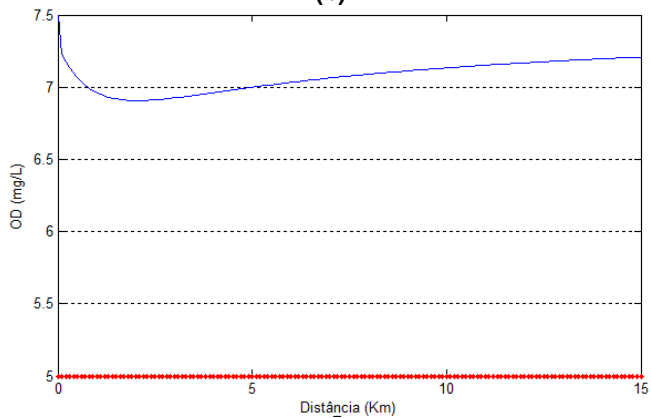
Figura 12 - Perfis de OD e DBO dos rios Pardo (a e b) e Pardino (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelo Modelo 2 de otimização, consideradas restrições do Grupo 1 de simulações



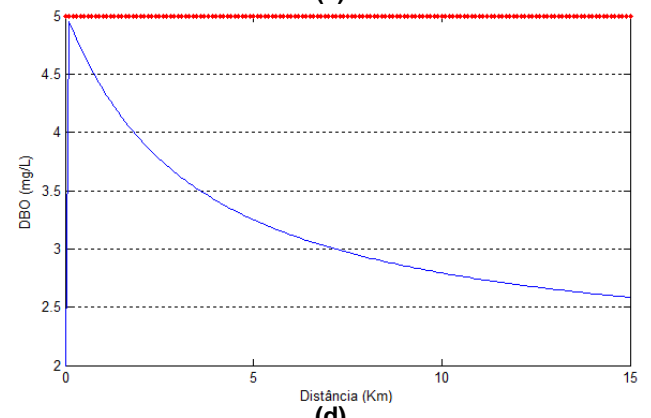
(a)



(b)

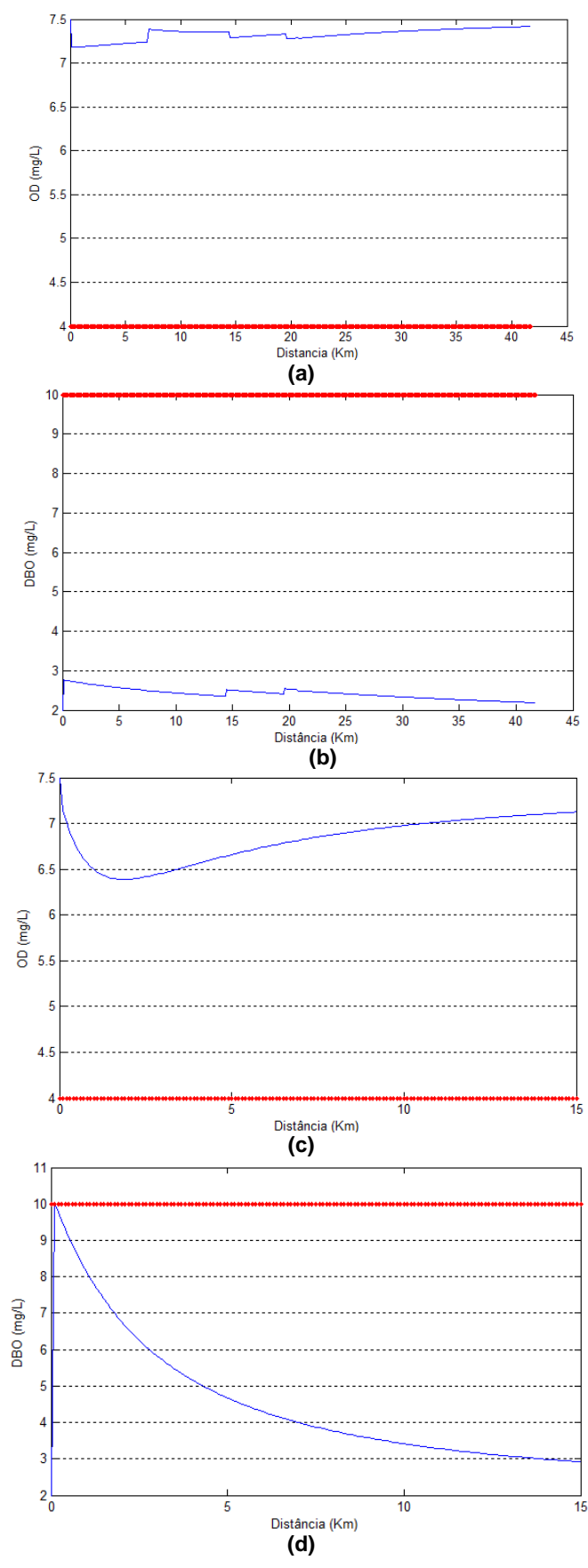


(c)



(d)

Figura 13 - Perfis de OD e DBO dos rios Pardo (a e b) e Pardo (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelo Modelo 2 de otimização, consideradas restrições do Grupo 2 de simulações



**Figura 14 — Perfis de OD e DBO dos rios Pardo (a e b) e Pardinho (c e d) a partir de eficiências de tratamento de efluentes gerados pelo Modelo 2 de otimização, consideradas restrições do Grupo 3 de simulações**

Como os efluentes lançados no ribeirão da Perdição não demandaram tratamento, os perfis de OD e DBO deste corpo d'água não foram alterados.

É relevante observar que, tanto no Grupo 1 quanto no Grupo 2 de simulações, o rio Pardinho apresentou concentrações de DBO próximas ao limite máximo de concentração estabelecido pela Resolução CONAMA nº357/2005, indicando que a eficiência estimada para os efluentes ali dispostos foi a menor possível para atendimento das restrições dos padrões de qualidade ambiental; os efluentes lançados no rio Pardo, por sua vez, foram tratados a ponto de apresentarem folga em relação a concentração máxima de DBO, aspecto decorrente da tentativa de obtenção equidade entre os esforços de tratamento.

Entretanto, para que houvesse estabelecimento da equidade no Grupo 3 de simulações, o município de Ibatiba continuou a ter que tratar o efluente com nível máximo de eficiência (95%), valor substancialmente diferente da eficiência de 52% estimada pelo Modelo 1 de otimização. A diminuição da concentração de DBO para abaixo de 3 mg/L, quando o limite máximo seria de 10 mg/L, implicaria em aumento significativo dos gastos para implantação (e, conseqüentemente, operação e manutenção) da ETE. É necessário estabelecimento de critérios de prioridade por parte do decisor, naqueles casos em que a manutenção da equidade eleva substancialmente a eficiência de tratamento.

### **6.2.2 Conjunto de eficiências associadas ao Modelo 3**

O Modelo 3 de otimização, assim como o Modelo 2, possui a relação de equidade imposta como uma restrição do problema de otimização. No entanto, difere do Modelo 2 por priorizar a diminuição da variabilidade entre as eficiências de tratamento, como pode ser observado a partir da restrição conformada pela equação (23). Os resultados produzidos a partir do emprego do Modelo 3 de otimização estão reunidos na Tabela 6.



Tabela 6 - Eficiências dos sistemas de tratamento de efluentes estimadas pelo Modelo 3 de otimização

Grupo de simulações	SOLUÇÕES	LOCALIDADE					$\sum$ E
		Ibatiba	Irupi	N. S. das Gr.	St. Trind.	Lúna	
<b>2</b>	1	95	73	25	<25 (18)	89	300
	2	95	73	25	<25 (18)	89	300
	3	95	73	26	<25 (18)	89	301
	4	95	73	24	<25 (19)	89	300
	5	<b>95</b>	<b>73</b>	<b>&lt;25 (24)</b>	<b>&lt;25 (18)</b>	<b>89</b>	<b>299</b>
<b>3</b>	1	75	35	<25 (12)	<25 (9)	68	199
	2	85	40	<25 (14)	<25 (10)	78	227
	3	73	34	<25 (12)	<25 (8)	66	193
	4	<b>67</b>	<b>31</b>	<b>&lt;25 (11)</b>	<b>&lt;25 (8)</b>	<b>60</b>	<b>177</b>
	5	93	43	<25 (16)	<25 (10)	84	246

As eficiências estimadas para os distritos de Nossa Senhora das Graças e Santíssima Trindade apresentaram-se maiores do que aquelas apropriadas com auxílio do Modelo 2 (resultado esperado, considerando-se a priorização de diminuição de diferença de eficiências entre pontos de disposição final), produzindo aumento no valor do somatório de eficiências no âmbito da bacia hidrográfica, independentemente do grupo de simulações considerado. No entanto, também quando do emprego deste modelo de otimização, a condição de equidade não foi alcançada, com os valores de eficiência gerados no limite de 100 gerações.

Assim como observado quando do emprego do Modelo 2 de otimização, o Modelo 3 não permitiu a estimativa de eficiências para o Grupo 1 de simulação, exceto naquelas simulações nas quais foram excluídos os distritos de Nossa Senhora das Graças e Santíssima Trindade. Ao se excluir do modelo de qualidade de água os distritos de menor carga orgânica, foram estimadas as eficiências de tratamento reunidas na Tabela 7. Estas eficiências também foram estimadas pelo AG no limite de 100 gerações, sem obtenção da equidade entre sistemas de tratamento. Este aspecto reforça o fato de que as medidas de equidade estabelecidas como restrições do problema de otimização (aspecto característico dos modelos 2 e 3 de otimização) não são consistentes quando existem lançamentos pontuais de

efluentes com valores de cargas orgânicas muito diferentes num mesmo sistema hídrico.

Deve-se observar, adicionalmente, que para sistemas hídricos com cargas orgânicas razoavelmente próximas, os modelos de otimização 2 e 3 produzirão resultados similares, conforme indicam as tabelas 5 e 7.

**Tabela 7 - Eficiências (%) estimadas pelo Modelo 3 de otimização com restrições referentes ao Grupo 1 de simulações excluindo-se os distritos de Nossa Senhora das Graças e Santíssima Trindade.**

Grupo de simulações	SOLUÇÕES	LOCALIDADE			$\sum E$
		Ibatiba	Irupi	Iúna	
1	1	95	91	92	278
	2	<b>95</b>	<b>90</b>	<b>92</b>	<b>277</b>
	3	95	91	92	278
	4	95	91	92	278
	5	95	91	92	278

### 6.2.3 Conjunto de eficiências associadas aos modelos 4, 5 e 6

Em razão da semelhança existente entre os modelos de otimização 4, 5 e 6, os resultados obtidos a partir destes modelos foram reunidos na corrente seção.

O Modelo 4 de otimização teve como objetivo minimizar a diferença que as cargas orgânicas pontuais e as eficiências estimadas para as ETE's têm entre si, de forma que a razão entre a *i*-ésima eficiência e a média das eficiências fosse a mais próxima possível da razão entre a carga orgânica do *i*-ésimo ponto de lançamento e o valor médio de carga lançada na bacia hidrográfica. Desta forma, no Modelo 4 (e também nos modelos 5 e 6, apresentados nos parágrafos subsequentes), a medida de equidade conformou a função objetivo (cujo valor deve ser minimizado), diferentemente daquilo que se observa quando do emprego dos modelos 2 e 3 de otimização, nos quais a medida de equidade constituiu restrição do problema de otimização (cujo valor deveria ser compulsoriamente atendido).

As restrições, neste caso, foram estabelecidas apenas pelos grupos de simulação referentes às classes de uso. A Tabela 8 apresenta os resultados referentes ao Modelo 4 de otimização.

**Tabela 8 - Eficiências (%) dos sistemas de tratamento de efluentes estimados pelo Modelo 4**

Grupo de otimização	SOLUÇÕES	LOCALIDADE					$\sum E$
		Ibatiba	Irupi	N. S. das Gr.	St. Trind.	Iúna	
<b>1</b>	<b>1</b>	<b>95</b>	<b>90</b>	<b>&lt;25 (4)</b>	<b>&lt;25 (2)</b>	<b>95</b>	<b>286</b>
	2	95	90	<25 (4)	<25 (2)	95	286
	3	95	90	<25 (4)	<25 (2)	95	286
	4	95	90	<25 (4)	<25 (2)	95	286
	5	95	90	<25 (4)	<25 (2)	95	286
<b>2</b>	<b>1</b>	<b>95</b>	<b>73</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>94</b>	<b>264</b>
	2	95	73	<25 (1)	<25 (1)	95	265
	3	95	73	<25 (1)	<25 (1)	95	265
	4	95	73	<25 (1)	<25 (1)	95	265
	5	95	73	<25 (1)	<25 (1)	95	265
<b>3</b>	<b>1</b>	<b>94</b>	<b>28</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>71</b>	<b>195</b>
	2	95	30	<25 (1)	<25 (1)	71	198
	3	95	45	<25 (1)	<25 (1)	70	210
	4	95	42	<25 (1)	<25 (1)	59	198
	5	95	29	<25 (1)	<25 (1)	71	197

O Modelo 5 de otimização buscou minimizar as inequidades entre pontos adjacentes, de forma que a relação de carga orgânica sobre eficiência entre dois pontos vizinhos fosse a mais próxima possível, buscando-se estabelecer um valor de eficiência que fosse relacionado não somente à carga orgânica, mas também coerente com o seu entorno, onde o efluente lançado exerce maior influência. Estes resultados estão reunidos na Tabela 9.

Tabela 9 - Eficiências (%) dos sistemas de tratamento de efluentes estimadas pelo Modelo 5

Grupo de otimização	SOLUÇÕES	LOCALIDADE					$\sum E$
		Ibatiba	Irupi	N. S. das Gr.	St. Trind.	Lúna	
1	1	95	95	<25 (1)	<25 (1)	89	281
	2	95	90	<25 (1)	<25 (1)	95	282
	3	95	90	<25 (1)	<25 (1)	95	282
	4	<b>95</b>	<b>82</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>93</b>	<b>272</b>
	5	95	87	<25 (1)	<25 (1)	95	279
2	1	95	73	<25 (1)	<25 (1)	71	241
	2	95	73	<25 (1)	<25 (1)	78	248
	3	<b>95</b>	<b>73</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>66</b>	<b>236</b>
	4	95	94	<25 (1)	<25 (1)	89	280
	5	95	79	<25 (1)	<25 (1)	90	266
3	1	95	27	<25 (1)	<25 (1)	70	194
	2	<b>95</b>	<b>27</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>67</b>	<b>191</b>
	3	95	28	<25 (1)	<25 (1)	77	202
	4	95	27	<25 (1)	<25 (1)	84	208
	5	95	27	<25 (10)	<25 (5)	86	210

O Modelo 5 apresentou maiores variações entre as eficiências geradas para o município de Lúna, além de resultar em menores valores do somatório de eficiências, quando comparado ao Modelo 4. Tendo em vista que o modelo buscou minimizar a inequidade entre cargas adjacentes, a localidade mais próxima a Lúna é o distrito de Nossa Senhora das Graças, o que, provavelmente, causou a diminuição da eficiência estimada para Lúna.

O Modelo 6 de otimização, proposto por Burn e Yuliant (2001), vem sendo utilizado em trabalhos que buscam equidade entre sistemas de tratamento de efluentes em bacia hidrográficas (ANDRADE; MAURI; MNDONÇA, 2013; CHO; SUNG; HA, 2014). Este modelo busca minimizar a relação entre carga orgânica e eficiência de cada ponto em relação à razão entre carga média e eficiência média na bacia hidrográfica. Os resultados decorrentes da aplicação deste modelo estão reunidos na Tabela 10.

Tabela 10 - Eficiências (%) dos sistemas de tratamento de efluentes estimados pelo Modelo 6

Grupo de otimização	SOLUÇÕES	LOCALIDADE					$\sum$ E
		Ibatiba	Irupi	N. S. das Gr.	St. Trind.	Iúna	
1	1	<b>95</b>	<b>90</b>	<b>&lt;25 (4)</b>	<b>&lt;25 (2)</b>	<b>95</b>	<b>286</b>
	2	95	90	<25 (4)	<25 (2)	95	286
	3	95	90	<25 (4)	<25 (2)	95	286
	4	95	90	<25 (4)	<25 (2)	95	286
	5	95	90	<25 (4)	<25 (2)	95	286
2	1	<b>95</b>	<b>73</b>	<b>&lt;25 (4)</b>	<b>&lt;25 (2)</b>	<b>94</b>	<b>264</b>
	2	95	73	<25 (4)	<25 (2)	95	269
	3	95	73	<25 (4)	<25 (2)	95	269
	4	95	73	<25 (4)	<25 (2)	95	269
	5	95	73	<25 (8)	<25 (3)	95	274
3	1	<b>95</b>	<b>27</b>	<b>&lt;25 (3)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>84</b>	<b>210</b>
	2	95	27	<25 (3)	<25 (1)	90	216
	3	95	28	<25 (3)	<25 (1)	95	221
	4	94	27	<25 (3)	<25 (1)	89	214
	5	95	28	<25 (3)	<25 (1)	90	216

Os resultados associados ao Modelo 1 de otimização indicaram que Iúna teria eficiência igual a zero se não houvesse medida de equidade inserida no modelo. Iúna constitui, portanto, a localidade que permite maior variação no valor de eficiência, valor substancialmente aumentado com a inclusão de relações de equidade como restrição (modelos 2 e 3) ou compondo a função objetivo (modelos 4, 5 e 6), atendidas as restrições de qualidade nos cursos d'água.

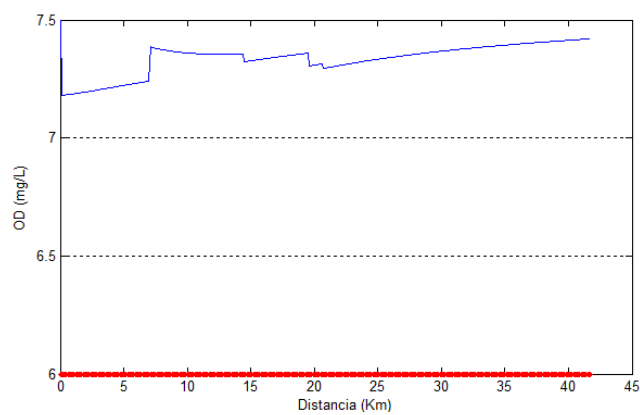
Os resultados apresentados pelos modelos de otimização 4, 5 e 6 foram próximos entre si. Quando considerados os conjuntos de menores eficiências associadas aos grupos 2 e 3 de simulações, as diferenças não superaram 4%.

Os perfis de OD e DBO correspondentes aos modelos 4 e 6 de otimização, grupo 1 de simulação, estão apresentados na Figura 15. Nestes perfis foram utilizadas as menores eficiências estimadas pelos referidos modelos para o conjunto de pontos de disposição de efluentes (valores em negrito nas tabelas 8 e 10). Perfis de OD e DBO referentes à adoção das eficiências

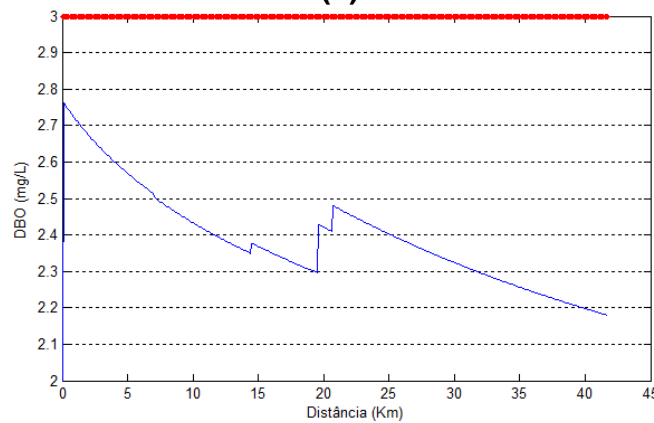
estimadas pelos modelos 4 e 6, considerados os grupos 2 e 3 de simulações, estão reunidos no Apêndice I.

Os gráficos reunidos na Figura 15, indicam que as concentrações de DBO nos primeiros pontos de mistura nos rios Pardo e Pardino aproximam-se substancialmente do limite imposto pelo padrão de qualidade ambiental para DBO (3 mg/L) em rios classe I. Este aspecto indica que as eficiências estimadas são, de fato, as menores possíveis para que sejam atendidas as restrições que conformam os modelos de otimização.

(continua)

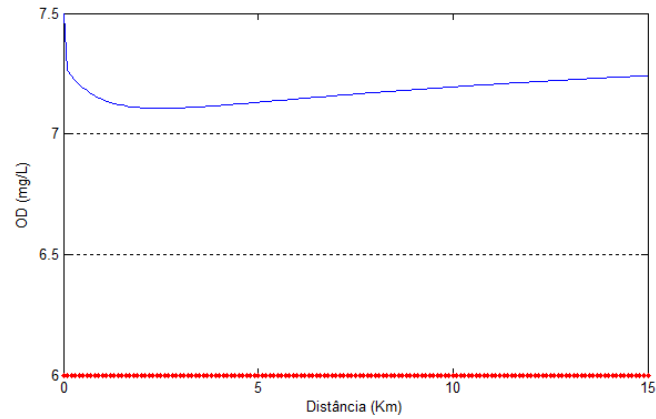


(a)

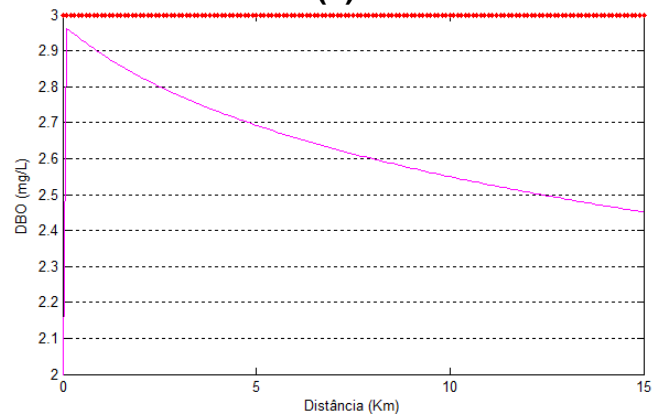


(b)

(conclusão)



(c)



(d)

**Figura 15 - Perfis de OD e DBO do rio Pardo (a e b) e Pardinho (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelos modelos 4 e 6 de otimização, consideradas as restrições do Grupo 1 de simulação.**

Os perfis de OD e DBO do rio Pardo, correspondentes Modelo 5 de otimização, Grupo 2 de simulação, estão apresentados na Figura 16. O Modelo 5 destacou-se por produzir, no conjunto de menores eficiências, valor de remoção de DBO de 66% para o município de Lúna, valor substancialmente abaixo daquele estimado pelos demais modelos de otimização empregados.

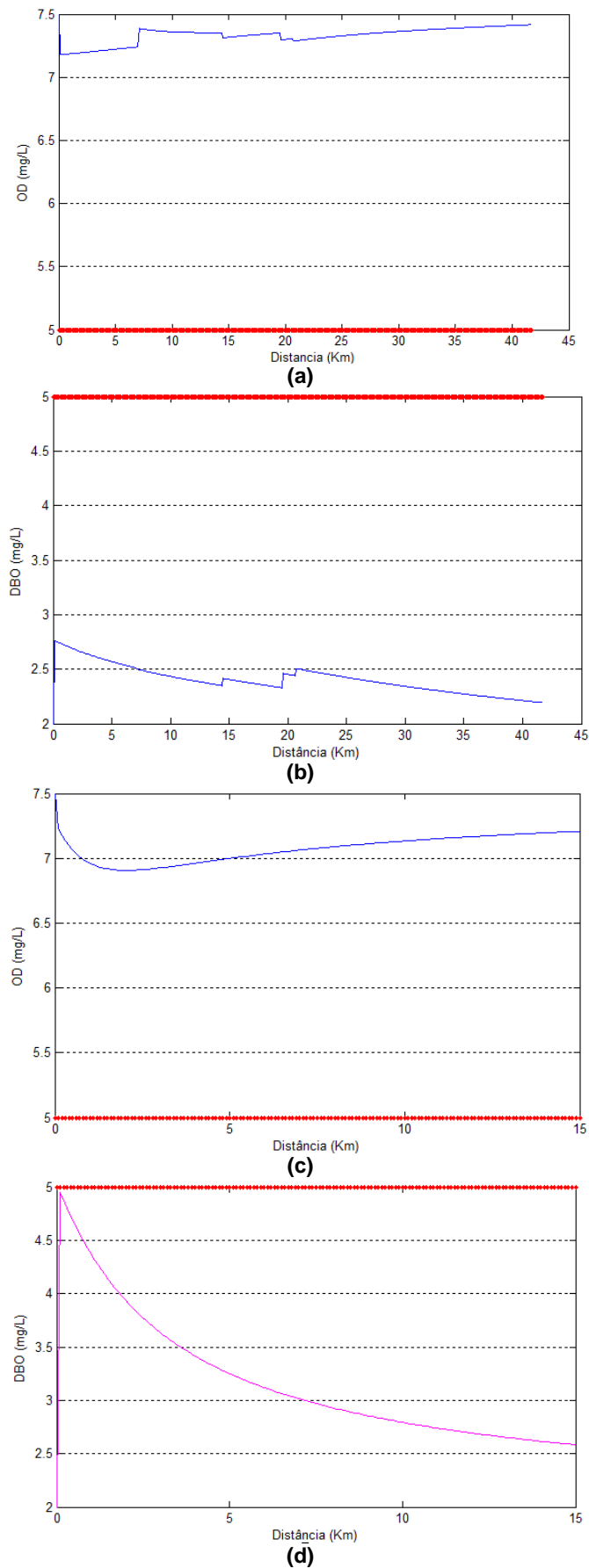
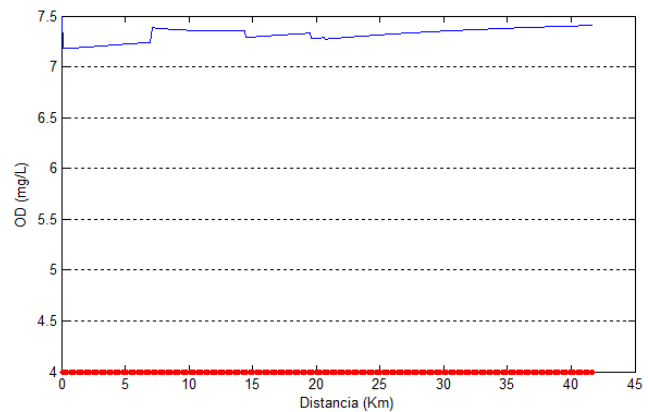


Figura 16 - Perfis de OD e DBO do rio Pardo (a e b) e Pardini (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelo Modelo 5 de otimização, consideradas as restrições do Grupo 2 de simulação.

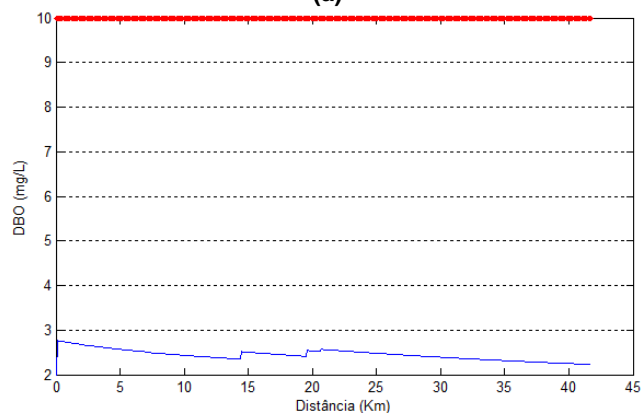


No Grupo 3 de simulações, os valores de eficiências de remoção de DBO associados ao município de Lúna apresentados pelos modelos 4, 5 e 6 variaram entre 67 e 84%. As demais localidades, por sua vez, apresentaram valores equivalentes nos três modelos de otimização. Os perfis de OD e DBO do rio Pardo, correspondentes ao Grupo 3 de simulação, foram construídos a partir do conjunto de menores eficiências estimadas pelo Modelo 4 de otimização, e estão apresentados na Figura 17.

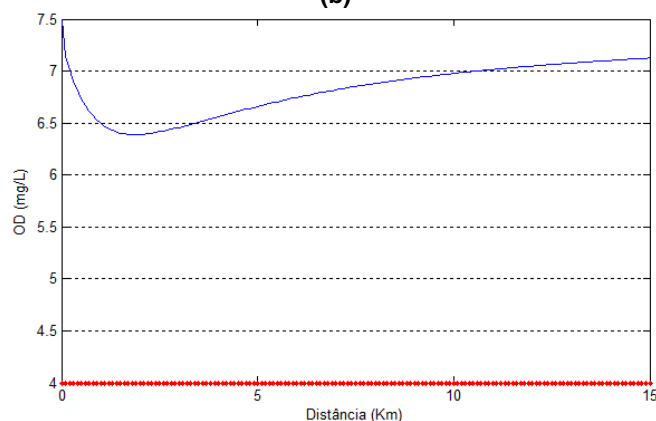
(continua)



(a)

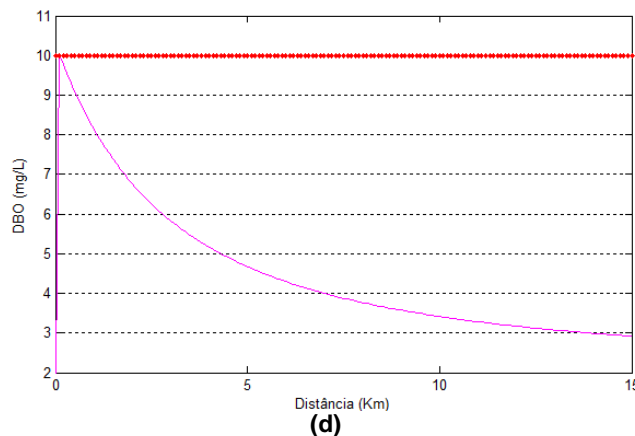


(b)



(c)

(conclusão)



**Figura 17 - Perfis de OD e DBO do rio Pardo (a e b) e Pardinho (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelo Modelo 4 de otimização, consideradas as restrições do Grupo 3 de simulação.**

#### 6.2.4 Conjunto de eficiências associadas ao Modelo 7

O Modelo 7 de otimização englobou dois objetivos distintos numa mesma função objetivo, diferenciando-se de todos os outros modelos por permitir o tratamento de um problema multiobjetivo, transformado em problema de objetivo único através do método dos pesos. Seu emprego tem como objetivos a minimização de custos de tratamento de efluentes e das inequidades entre esforços de tratamento. Valory, Reis e Mendonça (2015) fizeram uso dessa função “Custo versus equidade” em sua pesquisa, atribuindo primeiramente preferência pela minimização do custo (na equação (18),  $p_1 = 10^5$  e  $p_2 = 1$ ) e, posteriormente, a preferência pela minimização da inequidade (na equação (18),  $p_1 = 1$  e  $p_2 = 10^5$ ). No presente trabalho, avaliou-se a influência do modelo de otimização quando da atribuição de diferentes pesos a cada um dos referidos objetivos, assumindo-se para  $p_1$  valores entre  $10^5$  e 100, para  $p_2$  constante e igual a unidade. Os resultados obtidos pelo Modelo 7 de otimização, consideradas diferentes combinações de peso, estão reunidos na Tabela 11.

Tabela 11 - -- Eficiências (%) dos sistemas de tratamento de efluentes estimados pelo Modelo 7 (continua)

Grupo de otimização	SOLUÇÕES	LOCALIDADE					$\sum E$
		Ibatiba	Irupi	N. S. das Gr.	St. Trind.	lúna	
<b>P<sub>1</sub> = 100000 P<sub>2</sub> = 1</b>							
1	1	94	91	<25 (1)	<25 (1)	<25 (9)	196
	2	94	91	<25 (1)	<25 (1)	<25 (9)	196
	3	94	91	<25 (1)	<25 (1)	<25 (9)	196
	4	94	91	<25 (1)	<25 (1)	<25 (9)	196
	5	94	91	<25 (1)	<25 (1)	<25 (9)	196
2	1	82	73	<25 (1)	<25 (1)	<25 (9)	166
	2	<b>82</b>	<b>73</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>&lt;25 (8)</b>	<b>165</b>
	3	82	73	<25 (1)	<25 (1)	<25 (9)	166
	4	82	73	<25 (1)	<25 (1)	<25 (10)	167
	5	82	73	<25 (1)	<25 (1)	<25 (10)	167
3	1	52	28	<25 (1)	<25 (1)	<25 (8)	90
	2	52	28	<25 (1)	<25 (1)	<25 (8)	90
	3	52	28	<25 (1)	<25 (1)	<25 (8)	90
	4	52	28	<25 (1)	<25 (1)	<25 (8)	90
	5	52	28	<25 (1)	<25 (1)	<25 (8)	90
<b>P<sub>1</sub> = 10000 P<sub>2</sub> = 1</b>							
1	1	94	91	<25 (3)	<25 (1)	26	215
	2	<b>94</b>	<b>91</b>	<b>&lt;25 (3)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>25</b>	<b>214</b>
	3	94	91	<25 (3)	<25 (1)	25	214
	4	94	91	<25 (3)	<25 (1)	27	216
	5	94	91	<25 (3)	<25 (1)	25	214
2	1	<b>82</b>	<b>73</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>26</b>	<b>183</b>
	2	82	73	<25 (3)	<25 (1)	26	183
	3	82	73	<25 (3)	<25 (1)	28	185
	4	82	73	<25 (3)	<25 (1)	26	183
	5	82	73	<25 (3)	<25 (1)	27	184
3	1	52	28	<25 (1)	<25 (1)	28	110
	2	52	28	<25 (1)	<25 (1)	28	110
	3	52	28	<25 (1)	<25 (1)	28	110
	4	52	28	<25 (1)	<25 (1)	28	110
	5	52	28	<25 (1)	<25 (1)	28	110
<b>P<sub>1</sub> = 1000 P<sub>2</sub> = 1</b>							
1	1	95	91	<25 (4)	<25 (2)	83	275
	2	95	91	<25 (4)	<25 (2)	84	276
	3	<b>95</b>	<b>91</b>	<b>&lt;25 (4)</b>	<b>&lt;25 (2)</b>	<b>81</b>	<b>273</b>
	4	95	91	<25 (4)	<25 (2)	83	275

**Tabela 12 -- Eficiências (%) dos sistemas de tratamento de efluentes estimados pelo Modelo 7 (conclusão)**

<b>2</b>	1	95	73	<25 (3)	<25 (1)	93	265
	2	95	73	<25 (3)	<25 (1)	90	250
	3	<b>94</b>	<b>73</b>	<b>&lt;25 (3)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>86</b>	<b>257</b>
	4	94	73	<25 (3)	<25 (1)	89	260
	5	95	73	<25 (3)	<25 (1)	93	265
<b>3</b>	1	<b>88</b>	<b>28</b>	<b>&lt;25 (3)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>70</b>	<b>190</b>
	2	90	28	<25 (3)	<25 (1)	73	195
	3	87	28	<25 (3)	<25 (1)	77	196
	4	94	28	<25 (3)	<25 (1)	80	205
	5	95	28	<25 (3)	<25 (1)	82	208
<b>P<sub>1</sub> = 100 P<sub>2</sub> = 1</b>							
<b>1</b>	1	95	91	<25 (4)	<25 (2)	95	287
	2	95	91	<25 (4)	<25 (2)	95	287
	3	95	91	<25 (4)	<25 (2)	95	287
	4	95	91	<25 (4)	<25 (2)	95	287
	5	95	91	<25 (4)	<25 (2)	95	287
<b>2</b>	1	<b>95</b>	<b>73</b>	<b>&lt;25 (3)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>95</b>	<b>267</b>
	2	95	73	<25 (3)	<25 (1)	95	267
	3	95	73	<25 (3)	<25 (1)	95	267
	4	95	73	<25 (3)	<25 (1)	95	267
	5	95	73	<25 (3)	<25 (1)	95	267
<b>3</b>	1	95	28	<25 (3)	<25 (1)	92	219
	2	95	30	<25 (3)	<25 (1)	94	223
	3	95	28	<25 (3)	<25 (1)	92	219
	4	95	28	<25 (3)	<25 (1)	95	222
	5	<b>95</b>	<b>27</b>	<b>&lt;25 (3)</b>	<b>&lt;25 (1)</b>	<b>87</b>	<b>213</b>

Quando do emprego do Modelo 7 de otimização, à medida que o peso atribuído à minimização do somatório de eficiências foi diminuindo, as eficiências correspondentes ao município de Lúna – e, portanto, para a bacia – foram aumentando progressivamente. Este aspecto demonstra a versatilidade do referido modelo de otimização, pois à medida em que se aumenta o peso dado à equidade, as eficiências de tratamento estimadas também aumentam, cabendo ao decisor avaliar qual perspectiva que demandará maior aporte de recursos financeiros para implantação e operação de plantas de tratamento no âmbito da bacia.

O valor de 100000 atribuído à  $p_1$  produziu resultados equivalentes àqueles encontrados quando a função objetivo considerou apenas a minimização do somatório de eficiências. Neste caso, para os municípios de Ibatiba e Lúna, que produzem efluentes lançados no rio principal com as cargas orgânicas mais elevadas, são indicados valores de eficiências muito diferentes das demais localidades. Como mencionado anteriormente, isso justifica-se pelo fato de que, quando o efluente de Ibatiba é tratado, o rio chega a Lúna com melhor qualidade e maior vazão, permitindo que Lúna lance o efluente submetido a menores níveis de tratamento, sem que os padrões ambientais estabelecidos para OD e DBO sejam superados. Entretanto, ao município de Irupi, que lança uma carga muito menor, é atribuída uma eficiência muito maior do que a Lúna, o que ressalta a importância da equidade entre os lançamentos.

Quando o peso dado à minimização do somatório de eficiências vai diminuindo e se aproximando do peso dado à minimização da inequidade, os resultados aproximam-se daqueles apresentados pelo Modelo 6 de otimização. Quando foram atribuídos os pesos 100 para  $p_1$  e 1 para  $p_2$ , os resultados atingiram os mesmos valores daqueles encontrados pelo Modelo 6, para valores de  $p_1$  inferiores a 100 os resultados se mantiveram inalterados, ou seja, indicando que a minimização do somatório de eficiências não teve peso o suficiente para influenciar na estimativa de eficiências.

Observou-se que a maior mudança no conjunto de valores de eficiências estimadas pelo Modelo 7 de otimização ocorreu quando o  $P_1$  foi diminuído de 10000 para 1000, condição na qual a minimização da inequidade passou a se sobressair em relação à minimização do somatório de eficiências; neste caso, o município de Lúna, que possui carga orgânica bruta de 690kg/dia, passou a ter eficiência de tratamento de efluente maior do que aquela atribuída à Irupi, cuja carga orgânica bruta é de 180kg/dia.

A partir da análise dos resultados obtidos pelos diferentes modelos de otimização empregados neste trabalho, são consideradas relevantes as seguintes observações:

- Comparando-se os somatórios de eficiências obtidos por todos os modelos de otimização, é possível observar que o Modelo 1, que não incorpora medida de equidade no modelo de otimização, foi o que produziu os menores somatórios de eficiência de remoção de DBO, principalmente função dos valores de eficiência atribuída ao município de Lúna, virtude da sua localização (as eficiências associadas à Lúna assumiram o limite inferior do espaço de busca reservado para as eficiências – 1%). Os modelos 2 e 3 foram os que apresentaram os somatórios mais elevados. No entanto, é relevante observar que a equidade não foi atingida nas diferentes simulações realizadas (particularmente no Grupo 1 de simulações), indicando que estes modelos não possuem bom desempenho quando existem lançamentos com cargas muito diferentes entre si na bacia hidrográfica, fazendo com que o AG finalize o processo de busca quando o limite máximo de 100 gerações é atingido;
- Os modelos 4, 5 e 6 produziram resultados próximos entre si e, excluindo-se os resultados obtidos pelo Modelo 1 de otimização, constituíram os modelos que produziram os mais baixos somatórios de eficiências de remoção de DBO. Dentre os referidos modelos, o Modelo 5 foi aquele que conduziu aos menores somatórios. É relevante observar, no entanto, que nos modelos 4, 5 e 6, buscou-se minimizar o valor de uma função objetivo que estabelece uma medida de inequidade. Desta forma, ainda que minimizada a função objetivo a partir dos valores que conformam o espaço de busca, a equidade não é necessariamente atingida. No Modelo 5, por exemplo, ao município de Lúna foi atribuída eficiência abaixo daquela estimada para Irupi, município responsável por uma carga orgânica de efluentes bruto menor; este resultado indica que a minimização da função objetivo proposta pelo modelo não garante a atribuição de maiores eficiências de remoção de DBO aos municípios que lançam maiores cargas orgânicas nos cursos d'água;

- O Modelo 6 de otimização apresentou valores no somatório de eficiências próximos aqueles observados pelo Modelo 4. Entretanto, para o Grupo 3 de simulações, o Modelo 4 produziu menor somatório de eficiências;
- O Modelo 7 de otimização apresenta maior versatilidade, com um componente subjetivo que depende da análise do decisor (a atribuição dos pesos entre as diferentes parcelas que conformam a função objetivo). Quando aplicado à bacia hidrográfica do rio Pardo, os pesos que apresentaram somatórios similares ao dos demais modelos de otimização foram de 100 e 1, para as variáveis  $P_1$  e  $P_2$ , respectivamente.

Os resultados obtidos pelos modelos de otimização 4, 5, 6 e 7 foram submetidos à uma metodologia para comparação da condição de equidade estabelecida por cada um deles - as curvas de Lorentz - apresentada em tópico subsequente.

### **6.2.5 Restrições adicionais**

O estabelecimento das restrições adicionais teve como objetivo discutir a influência da capacidade de autodepuração dos corpos d'água para a estimativa de eficiências de tratamento de efluentes no âmbito de bacias hidrográficas. Foram consideradas as restrições impostas pela Resolução CONAMA nº 430/2011 para tratamento de efluentes, que impõe que a DBO do efluente tratado seja inferior a 120mg/L, podendo ultrapassar este valor apenas se a eficiência de tratamento for superior a 60% ou naquelas condições em que as condições de autodepuração dos cursos d'água suportarem concentrações mais elevadas.

Para facilitar a síntese e análise dos resultados, foram estimadas eficiências referentes apenas ao Grupo 2 de simulações, a partir do emprego dos modelos de otimização 2, 4 e 7. No modelo 7 foram escolhidos os pesos de 1000 para  $p_1$  e de 1 para  $p_2$ , conforme termos da equação (18). Os resultados referentes à restrição adicional para a concentração máxima de DBO no efluente ( $DBO \leq 120\text{mg/L}$ ) estão reunidos na Tabela 12.

**Tabela 12 - – Eficiências estimadas a partir da restrição adicional de DBO < 120 mg/L consideradas as restrições estabelecidas no Grupo 2 de simulação**

Modelo de otimização	SOLUÇÕES	LOCALIDADE					$\sum E$
		Ibatiba	Irupi	N. S. das Gr.	St. Trind.	lúna	
2	1	95	70	70	70	95	400
	2	95	70	70	70	95	400
	3	95	70	70	70	95	400
	4	95	70	70	70	95	400
	5	95	70	70	70	95	400
4	1	95	70	70	70	95	400
	2	95	70	70	70	95	400
	3	95	70	70	70	95	400
	4	95	70	70	70	95	400
	5	95	70	70	70	95	400
7	1	95	70	70	70	95	400
	2	95	70	70	70	95	400
	3	95	70	70	70	95	400
	4	95	70	70	70	95	400
	5	95	70	70	70	95	400

Os resultados referentes à restrição adicional que estabelece eficiência mínima para a remoção de DBO ( $E \geq 60\%$ ), permitindo concentrações de DBO no efluente final superiores as 120mg/L, estão reunidos na Tabela 12.



**Tabela 13 – Eficiências estimadas a partir da restrição adicional de E > 60% consideradas as restrições estabelecidas no Grupo 2 de simulação**

Modelo de otimização	SOLUÇÕES	LOCALIDADE					$\sum E$
		Ibatiba	Irupi	N. S. das Gr.	St. Trind.	Iúna	
2	1	95	73	60	60	95	383
	2	95	73	60	60	95	383
	3	95	73	60	60	95	383
	4	95	73	60	60	95	383
	5	95	73	60	60	95	383
4	1	95	73	60	60	95	383
	2	95	73	60	60	95	383
	3	95	73	60	60	95	383
	4	95	73	60	60	95	383
	5	95	73	60	60	95	383
7	1	95	73	60	60	95	383
	2	95	73	60	60	95	383
	3	95	73	60	60	95	383
	4	95	73	60	60	95	383
	5	95	73	60	60	95	383

Os resultados reunidos nas Tabelas 12 e 13 indicam que as restrições impostas pela Resolução CONAMA nº 430/2011 provocam aumento significativo no valor das eficiências estabelecidas para tratamento de efluentes no âmbito de uma bacia hidrográfica, ignorando a eventual capacidade de autodepuração do efluente por meio do sistema hídrico.

A restrição adicional para concentração máxima de DBO no efluente tratado ( $DBO \leq 120$  mg/L) alterou o limite inferior de eficiência de tratamento para 70%, uma vez que para todos os efluentes brutos assumiu-se concentração de DBO de 400 mg/L.

Ambas as restrições adicionais produziram substanciais alterações nas eficiências estimadas para Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, localidades para as quais foram sistematicamente estimadas eficiências de remoção de DBO inferiores a 25%, independentemente do modelo de otimização empregado (determinadas simulações indicaram a possibilidade de disposição do efluente bruto sem que os padrões de qualidade ambiental fossem ultrapassados). Adicionalmente, é relevante

observar que, uma vez que o limite inferior de eficiência de remoção de DBO sofreu considerável aumento, houve pouca flexibilidade na busca por eficiências que garantissem a minimização das inequidades estabelecidas pelos modelos.

Neste contexto, os decisores devem observar a relevância de inclusão do fenômeno de autodepuração nas estimativas de eficiências de tratamento de efluentes, aspecto que poderá conduzir à minimização dos custos e melhor distribuição dos recursos financeiros disponíveis para a implantação, manutenção e operação de ETE's. Desta forma, recursos financeiros não utilizados poderão ser aplicados em sistemas hídricos mais sensíveis ou que estejam com maiores níveis de degradação, onde a autodepuração do corpo hídrico não seja capaz de assimilar toda a matéria orgânica lançada.

### **6.3 CURVAS DE LORENTZ**

A curva de Lorentz é uma metodologia utilizada na economia para análise da equidade na distribuição de renda em uma sociedade. Neste trabalho foi analisada a distribuição dos esforços de tratamento de efluente entre os diferentes pontos de lançamento de uma bacia hidrográfica, considerando-se que uma distribuição equitativa seria aquela em que quem lança maior carga de efluente deve ser responsável por um maior nível de tratamento.

Como a equidade constitui conceito com certo nível de subjetividade, estabelecer uma forma exata que a quantifique constitui tarefa difícil.

Em se tratando dos modelos de otimização estudados, o Modelo 1 não apresentou nenhuma medida de equidade inserida na função objetivo ou imposta como restrição ao problema, entretanto a Curva de Lorentz foi traçada para este modelo com objetivo de avaliar quão pouco equânime ele é.

Os modelos 2 e 3 de otimização possuem equidades impostas como restrições ao problema. No entanto, o emprego dos referidos modelos não permitiu o estabelecimento da condição de equidade entre lançamentos,

conforme discussão previamente estabelecida. Função deste aspecto, os modelos 2 e 3 não foram incorporados às avaliações que tomam forma nos parágrafos subsequentes.

Os modelos 4, 5, 6 e 7 de otimização incluíram a equidade na função objetivo, buscando, dessa forma, minimizar a inequidade entre carga lançada e eficiência estimada. A minimização da função objetivo e a obtenção do menor valor do somatório de eficiências não garante, necessariamente, a escolha do modelo mais equânime. Neste contexto, considerou-se relevante o emprego das curvas de Lorentz para comparação das condições de equidade atingida por cada modelo.

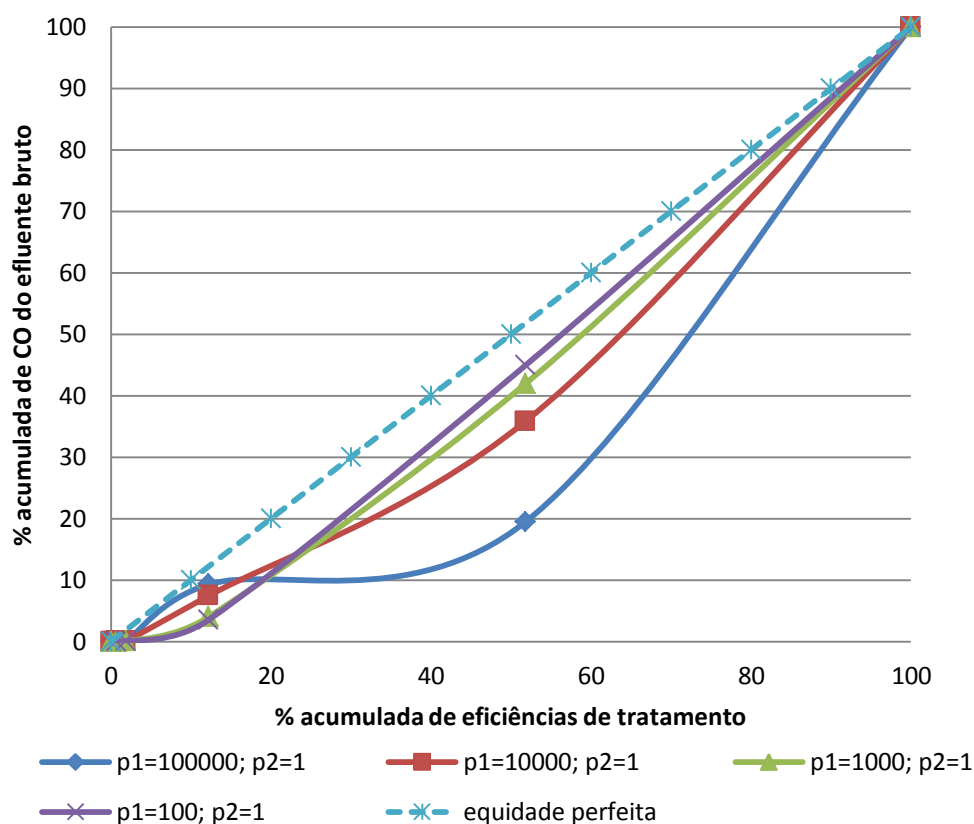
Construída a partir de porcentagens acumuladas, a curva de Lorentz foi estabelecida em função dos valores de carga orgânica bruta e eficiências de tratamento geradas pelo AG, valores que permitiram calcular a quantidade de matéria orgânica removida em cada ponto de lançamento de efluente e criar, no âmbito da bacia hidrográfica, a relação entre o quanto é lançado e o quanto é tratado. A Tabela 13 reúne os valores necessários à construção da Curva de Lorentz, calculados a partir do Modelo 4 de otimização, grupo 2 de simulações. Tabelas similares, reunidas no apêndice II, foram produzidas para os demais modelos e grupos de otimização.

**Tabela 14 - Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorentz referentes ao Modelo 4 de otimização, Grupo 2 de simulações**

Localidade	Carga Orgânica (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica	Eficiência	Carga Orgânica Removida (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica Removida
		0			0
Trindade	11	0,63	1	0,11	0,000069
N S Graças	22	1,89	1	0,22	0,014
Irupi	180	12,22	73	131,4	8,34
Lúna	690	51,80	94	648,6	49,43
Ibatiba	840	100	95	798	100
SOMA	1743			1578,33	

Dessa forma, as curvas de Lorentz estão configuradas com a porcentagem acumulada de carga orgânica acumulada disposta no eixo x, e a porcentagem acumulada de carga orgânica removida disposta no eixo y.

Num primeiro momento, com o objetivo de se analisar o desempenho das curvas de Lorentz na avaliação da equidade, foram traçadas as curvas referentes aos diferentes pesos empregados no Modelo 7 de otimização ( $p_1$  variando entre  $10^5$  e 100 e  $p_2$  constante e igual a unidade, conforme equação (27)). Os resultados obtidos nesta etapa do trabalho estão apresentados na Figura 18.



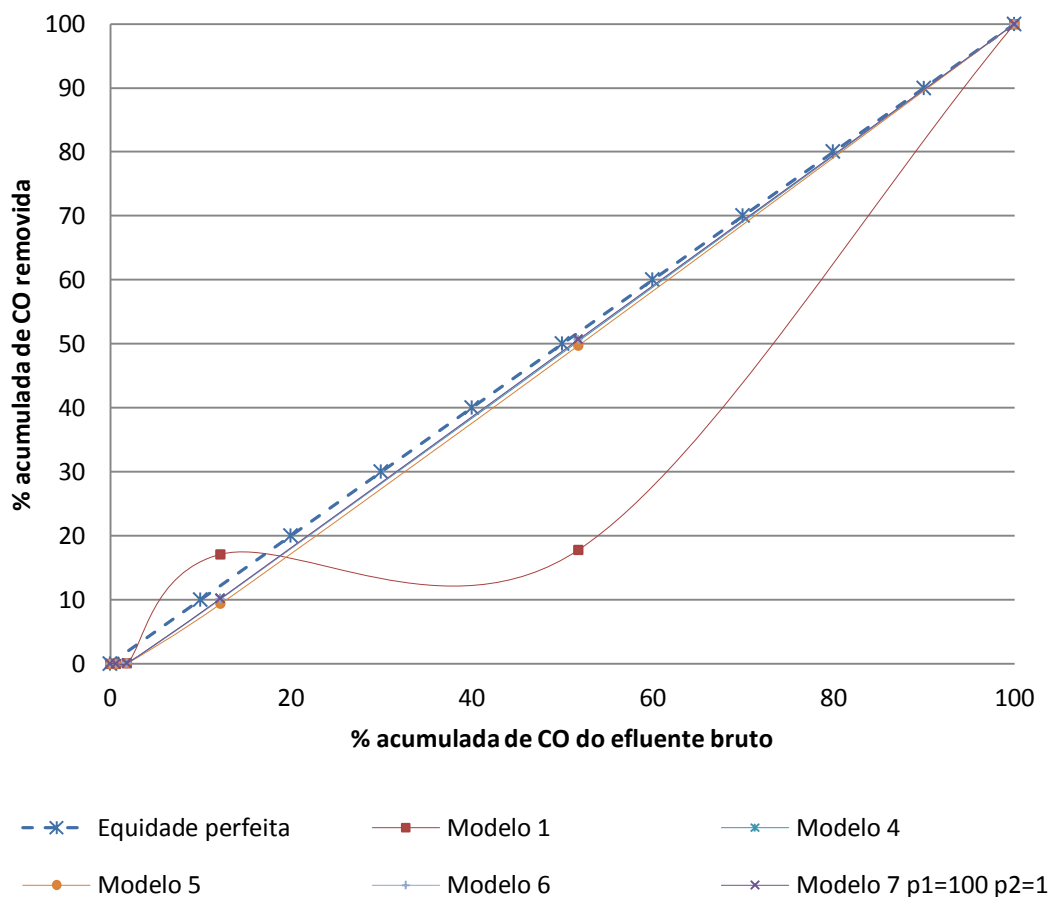
**Figura 18 - Curva de Lorentz – Modelo 7 de otimização, grupo 3 de simulação**

A partir da simples inspeção da Figura 18 é possível observar que a curva de Lorentz é uma ferramenta que permite a análise objetiva da equidade estabelecida entre sistemas de tratamento, uma vez que, quando diminuída a diferença de pesos atribuídos ao somatório de eficiências e à equidade (situação na qual aumenta-se a relevância da parcela da equidade na função

objetivo), as curvas ficaram mais próximas da linha de equidade absoluta. Esta mesma tendência foi observada nos três grupos de simulações conduzidos com auxílio do Modelo 7, reforçando o fato de que a Curva de Lorentz permite indicar o modelo que estima eficiências de forma mais equânime.

Nos três grupos de simulações, o peso de 100 atribuído a  $P_1$  foi o que mais se aproximou da linha de equidade absoluta, levando-o a ser o escolhido para comparação com as curvas de Lorentz correspondentes aos demais modelos de otimização empregados neste trabalho.

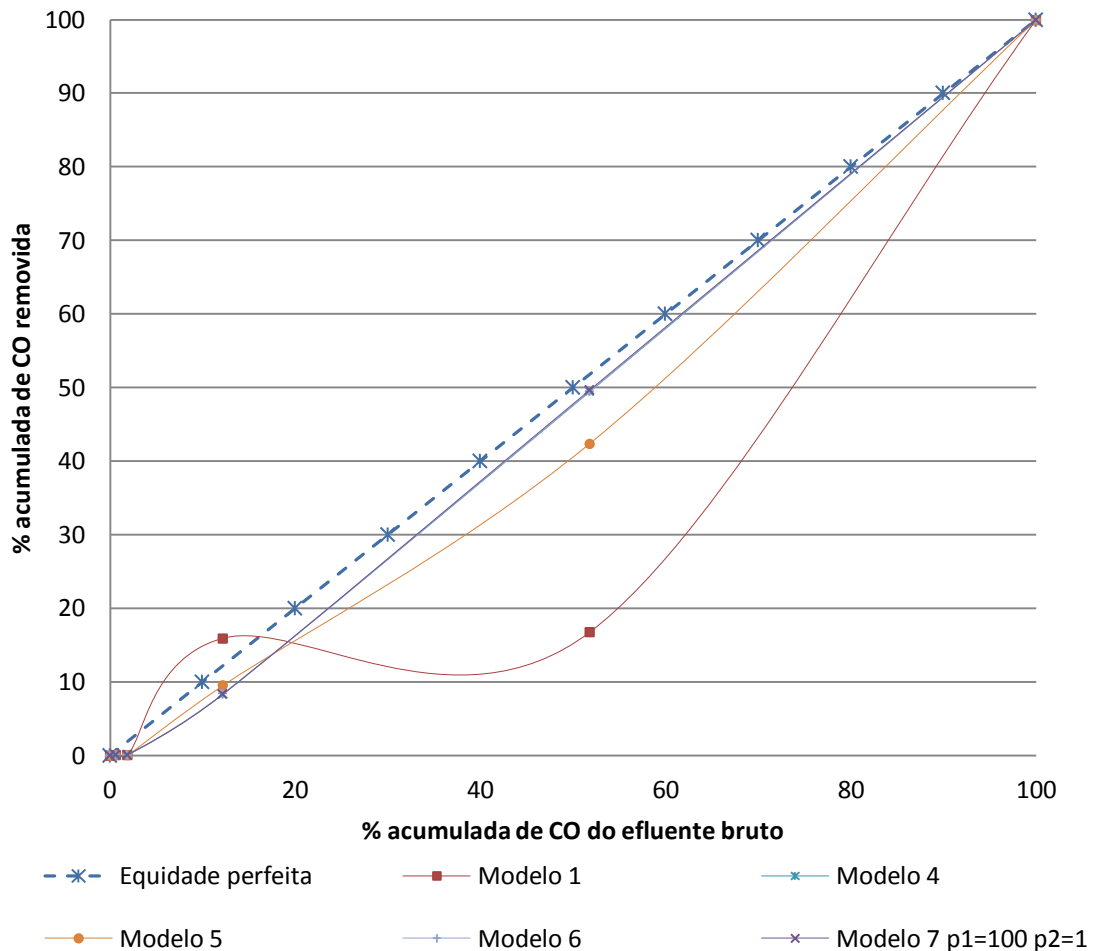
- As curvas de Lorentz referentes ao Grupo 1 de simulações estão dispostas na Figura 19. Excetuando-se a curva de Lorentz associada ao Modelo 1, as curvas referentes aos demais modelos apresentaram-se **a)** próximas entre si e **b)** próximas da linha que representa a equidade perfeita. Como o Grupo 1 possui restrições mais rigorosas em relação às concentrações de OD e DBO (padrões de qualidade para rios Classe I), as eficiências geradas variaram muito pouco de um modelo para o outro (flutuaram de 89% a 95% para os municípios com cargas mais expressivas – Ibatiba, Irupi e Lúna). Assumindo-se eficiências elevadas de remoção de DBO para os efluentes com maiores cargas, a porcentagem acumulada de carga orgânica removida ficou muito próxima da porcentagem acumulada de carga orgânica dos efluentes brutos, o que é traduzido pelas curvas de Lorentz como uma maior equidade entre sistemas de tratamento.



**Figura 19 - Curvas e Lorentz associadas ao Grupo 1 de simulações**

O Modelo 1 de otimização, que não incorporou na sua estrutura qualquer medida de equidade, produziu uma curva de Lorentz substancialmente afastada linha de equidade perfeita. Adicionalmente, a curva produzida elevou-se acima da linha de equidade perfeita. Este comportamento ocorreu em virtude do município de Lúna, que representa aproximadamente 40% de toda a carga bruta produzida na bacia do rio Pardo, ter apresentado eficiência de remoção de DBO igual a zero. Consequentemente, o município de Irupi, que produz 10% da carga orgânica do conjunto de municípios considerados, passou a responder por 17% de toda a matéria orgânica que seria removida na bacia hidrográfica por meio de tratamento. Este comportamento associado ao Modelo 1 manteve-se nas curvas de Lorentz referentes aos grupos 2 e 3 de simulação.

As curvas de Lorentz associadas ao grupo 2 de otimização podem ser observadas na Figura 20.



**Figura 20 - Curvas de Lorentz associadas ao Grupo 2 de simulações**

Ainda que a maioria das curvas estejam sobrepostas, é possível observar que os modelos 1 (que não incorporou condição de equidade) e 5 produziram curvas de Lorentz que se afastaram da linha de equidade absoluta. Este comportamento é decorrente da eficiência atribuída à lúna. No Grupo 2 de simulações, o Modelo 5 de otimização permitiu estimar eficiência de 66% para o município de Lúna, eficiência menor do que aquela estimada para Irupi (73%), mesmo este último sendo responsável por uma carga orgânica expressivamente menor. Este aspecto é uma forma de

inequidade entre sistemas de tratamento de efluentes que, traduzida pela curva de Lorentz, ocasiona o distanciamento da linha de equidade absoluta.

As curvas de Lorentz referentes ao Grupo 3 de simulações estão dispostas na Figura 21. O Grupo 3 conduziu a curvas de Lorentz mais distantes entre si e também da linha de equidade perfeita, função da maior flexibilização das restrições estabelecidas neste grupo (padrões de qualidade para OD e DBO em rios classe III), o que permitiu ao AG maior variação nos valores de eficiências estimados.

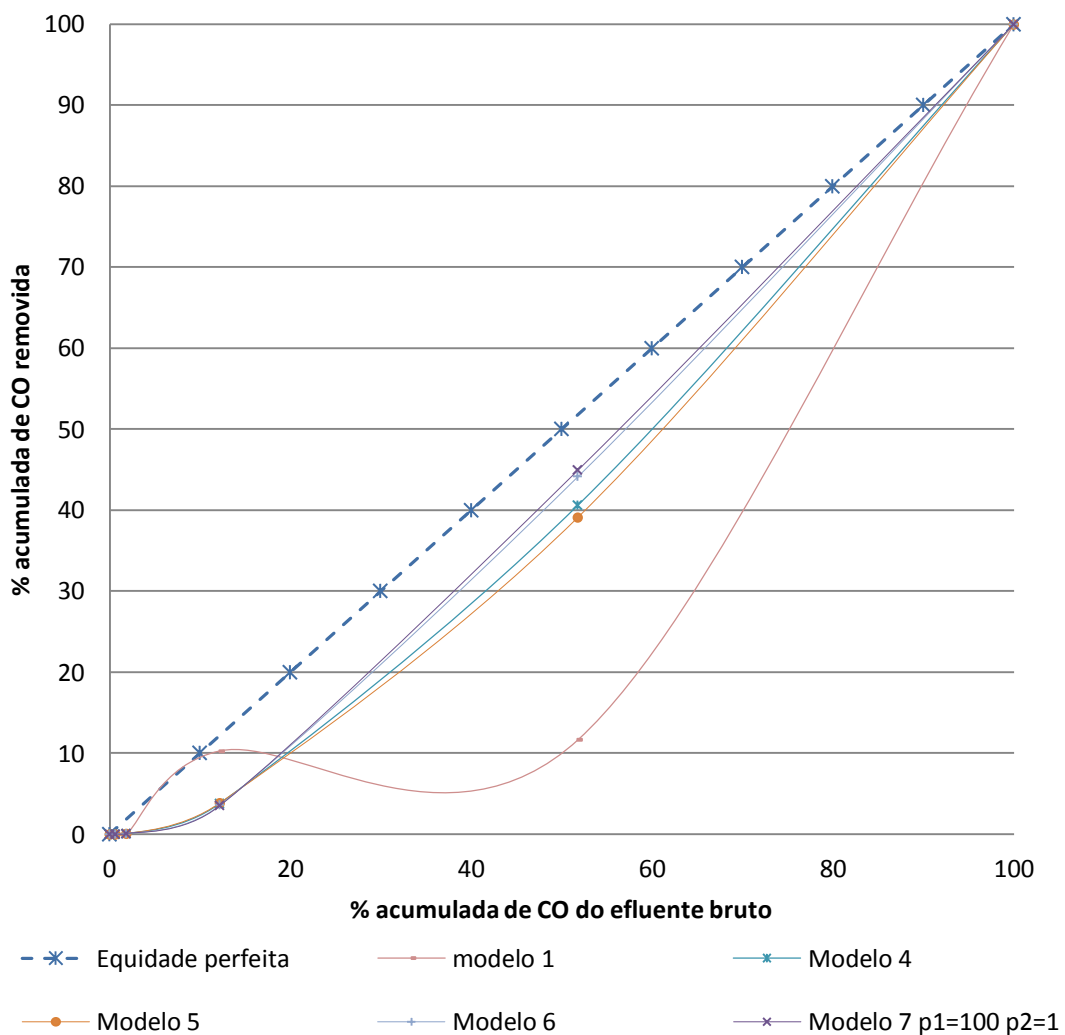


Figura 21 - Curvas de Lorentz associadas ao Grupo 3 de simulações

Observa-se novamente que o Modelo 5 foi o que conduziu a curva de Lorentz mais afastadas da linha de equidade absoluta. Ainda que, desta vez, tenha sido estimado o valor de 67% para remoção de DBO no município de



lúna, valor mais alto do que aquele estimado para Irupi (27%), o Modelo 5 continuou sendo o menos equânime dentre os analisados, pois os demais modelos de otimização (4, 6 e 7) atribuíram eficiências acima de 70% para o município de lúna.

Como o Grupo 3 de simulações permite maior flexibilização dos resultados (os padrões ambientais para OD e DBO em rios classe III são os menos rigorosos dentre aqueles considerados neste estudo), o modelo que atinge maior equidade neste grupo, tende a atingir maior equidade sempre que houver maior espaço de busca. Neste grupo de simulações, as curvas que mais se aproximaram da condição de equidade foram aquelas correspondentes aos modelos 6 e 7 de otimização. Como o modelo 7 de otimização possui significativa subjetividade na escolha dos pesos, o modelo 6 de otimização apresenta-se como uma alternativa mais simples para seleção de eficiências de tratamento de efluentes.

## 7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

No intuito de auxiliar a resolução de problemas recorrentes no planejamento e gerenciamento de recursos hídricos, o trabalho buscou analisar modelos de otimização aplicáveis à determinação de eficiências mínimas de tratamento de efluentes no âmbito de uma bacia hidrográfica, procurando estabelecer uma relação de equidade entre a carga orgânica bruta gerada por uma localidade e a eficiência de tratamento de efluente estimada para a ETE local.

As conclusões deste estudo podem ser assim sumarizadas:

- O modelo matemático de qualidade de água implementado no ambiente computacional MatLab apresentou-se consistente, permitindo reprodução de resultados obtidos com o auxílio do modelo QUAL-UFMG. Ao ser conectado com o toolbox do Algoritmo Genético, possibilitou aplicação dos modelos de otimização selecionados e ágil obtenção de resultados;
- A partir da literatura técnica corrente, foi possível selecionar sete modelos de otimização aplicáveis à determinação de eficiências mínimas de tratamento de efluentes no âmbito de uma bacia hidrográfica. Dos modelos selecionados, um modelo de otimização (Modelo 1) não apresentou medida de equidade, objetivando apenas a minimização das eficiências de tratamento de efluentes. Dois modelos (modelos 2 e 3) possuem equidades estabelecidas como restrições ao problema de otimização. Três modelos (modelos 4, 5 e 6) possuem a equidade dando forma à função objetivo, diferindo entre si na forma como a equação matemática é estabelecida. O último modelo de otimização selecionado (Modelo 7) emprega uma abordagem multiobjetivo, empregando função objetivo que considera simultaneamente minimização do somatório de eficiências e da inequidade. A função objetivo foi transformada em objetivo único através de diferentes pesos atribuídos a cada um dos objetivos;
- A aplicação dos diferentes modelos de otimização selecionados à bacia hidrográfica do rio Pardo, possibilitou determinação das eficiências

mínimas de tratamento de efluentes para ETE's, considerando os corpos d'água enquadrados em diferentes classes de uso (grupos 1, 2 e 3). As restrições mais rigorosas impostas em função dos padrões de qualidade definidos para a classe I de uso resultaram em pouca variação nos resultados obtidos pelos diferentes modelos, uma vez que diminuíram o espaço de busca do AG. Quando submetidos às restrições de qualidade de água impostas pela classe III de uso, os modelos de otimização produziram somatórios de eficiências e condições de equidade mais variáveis entre si;

- A observação dos perfis de OD e DBO dos rios da bacia hidrográfica do rio Pardo, estabelecidos a partir de simulações de lançamento de efluentes tratados com as eficiências estimadas pelos modelos de otimização, a partir das restrições impostas pela Resolução CONAMA nº 430/2011 para efluentes tratados, indicou o quanto a subestimativa da capacidade de autodepuração dos corpos d'água pode acarretar em aumento significativo nas eficiências de tratamento dos efluentes, superestimativa de plantas de tratamento e, eventualmente, má distribuição dos geralmente limitados recursos financeiros destinados à manutenção da qualidade da água de bacia hidrográficas;
- Observou-se que a ausência da equidade no Modelo 1 de otimização ocasiona má distribuição das eficiências de tratamento de efluentes com lançamentos mais expressivos podendo corresponder a menores taxas de tratamento do que lançamentos pouco expressivos, quando localizados em trechos apresentando maiores capacidades de autodepuração. Os modelos 2 e 3, que possuem equidades estabelecidas como restrições ao problema de otimização, não apresentaram bom desempenho quando aplicados para a bacia hidrográfica do Rio Pardo, bacia que apresenta lançamentos de cargas orgânicas brutas muito diferentes entre si; esta condição não permitiu a obtenção de valores de eficiências que garantissem à condição de equidade proposta pelos modelos, quando maior prioridade foi dada à restrição dos limites de qualidade de água impostos;

- Os modelos 4, 5 e 6 produziram somatórios de eficiências com valores próximos entre si, quando da minimização das medidas de inequidade que conformaram as funções objetivo empregadas;
- O Modelo 7 de otimização mostrou-se equânime quando o peso atribuído ao somatório de eficiências foi diminuído, evidenciando versatilidade; seu emprego, no entanto, envolve subjetividade associada à escolha dos pesos referentes às parcelas que conformam a função objetivo;
- Quando avaliados pela curva de Lorentz, os modelos 7 e 6 apresentaram desempenhos satisfatórios, independentemente dos grupos de simulações considerados. No entanto, como o Modelo 7 apresenta subjetividade na escolha dos pesos, o Modelo 6 constituiu alternativa mais simples para obtenção de eficiências de tratamento de efluentes.

Consideram-se como recomendações ao presente estudo:

Avaliação da amplitude máxima de cargas orgânicas brutas considerando os múltiplos lançamentos presentes em uma bacia hidrográfica, de forma que sejam atendidas às restrições de equidade impostas nos modelos 2 e 3 de otimização.

Condução de estudos similares que envolvam outras técnicas de otimização ou outros modelos de qualidade de água.

Desenvolvimento de estudos que empreguem análise multiobjetivo na escolha das eficiências de estações de tratamento de efluentes no âmbito de uma bacia hidrográfica.

Consideração de outros parâmetros de qualidade de água, principalmente quando existirem lançamentos de efluentes de origem não doméstica na bacia hidrográfica.

Aplicação dos modelos de otimização em bacias hidrográficas mais complexas, considerando maiores áreas e maior número de lançamentos pontuais de efluentes sanitários.

## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALAYA, A. B.; SOUISSI, A.; TARHOUNI, J.; NCIB, K. Optimization of Nebhana Reservoir by Stochastic Dynamic Programming. **Water Resources Management**, v. 17, n. 4, p. 259-272, 2003.

ALBERTIN, L. L. **Técnica de gerenciamento da qualidade hídrica superficial baseada na otimização multiobjetivo**. 2008. 191 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

ALBERTIN, L. L.; MAUAD, F.F.; DANIEL, L. A. Uso de Simulação Computacional para Planejamento de um Sistema Hídrico: Estudo de Caso Qualitativo e Quantitativo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 11, n.4, p. 209-219, 2006.

ANDRADE, I.N.; MAURI, R. G; MENDONÇA, A. S F. A General Multiobjective model and a Simulated Annealing Algorithm for Waste-Load Allocation. **Journal of Water Resources Planning and Management**. v.139 n.3 p. 339-344, 2013.

ARAS, E; TOGAN, V; BERKUN, M. River water quality management model using genetic algorithm. **Environmental Fluidic Mechanical**. v. 7, p. 439-450, 2007.

ARAÚJO, R. S.; ALVES, M. G.; MELO, T. C.; CHRISPIM, Z. M. P.; MENDES, M. P.; JUNIOR, G. C. S. Water resource management: A comparative evaluation of Brazil, Rio de Janeiro, the European Union, and Portugal. **Science of the Total Environment**, v. 511, p. 815-828, 2015.

BENEDITO P. F.; BRAGA, JR. **Técnicas de otimização e simulação aplicadas em sistemas de recursos hídricos**. In: BARTH, F.T; POMPEU, C.T. (Orgs.). Modelos para gerenciamento de recursos hídricos. São Paulo, Editora Nobel: ABRH, p. 425-518, 1987.

BEYER, H. G.; SCHWEFEL, H.P. Evolution strategies: A comprehensive introduction. **Natural computing**, v.1, p. 3-52, 2002.

BRAGA, B. P. F.; YEH, W. W-G.; BECKER, L.; BARROS, M. T. L. Stochastic Optimization of Multiple-Reservoir-System Operation. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 117, n. 4, p. 471-481, 1991.

BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 8 jan. de 1997.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 17 mar. de 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 13 de maio de 2011.

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.

CHEUNG, P. B. **Análise de Reabilitação de Redes de Distribuição de Água para Abastecimento via Algoritmos Genéticos Multiobjetivo**. 2004. 268 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

CALMON, A. P. S.; SOUZA, J. C. S.; REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. Uso combinado de curvas de permanência de qualidade e modelagem da autodepuração como ferramenta para suporte ao processo de enquadramento de cursos d'água superficiais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 1, p. 118-133, 2016.

CAMPOS, H.M.; VON SPERLING, M. Estimation of domestic wastewater characteristics in a developing country based on socio-economic variables. **Water Science. Technology**. v. 34, n. 3, p. 71–77, 1996.

CARVALHO, R.C; KAVISKI, E. Modelo de Auxílio à Tomada de Decisões em Processos de Despoluição de Bacias Hidrográficas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 14, n 4, p. 17-27, 2009.

CHO, J. H.; LEE, J. H. Multi-objective Waste Load Allocation Model for Optimizing Waste Load Abatement and Inequality Among Waste Dischargers. **Water Air Soil Pollution**, 2014.

CHO, J. H.; SUNG, K. S.; HA, S. R. A river water quality management model for optimising regional wastewater treatment using a genetic algorithm. **Journal Environment Management**, v. 73, n. 3, p. 229–242, 2004.

DRUCKMAN, A.; JACKSON, T. Measuring resource inequalities: The concepts and methodology for an area-based Gini coefficient. **Ecological Economics**, v. 65, n. 13, p. 242-252, 2008.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Rates, Constants and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling**. Athens: EPA, 1985.

FAUL, A. K.; JULIES, E.; POOL, E. J. Oestrogen, testosterone, cytotoxin and cholinesterase inhibitor removal during reclamation of sewage to drinking water. **Water SA**, v. 39, n. 4, p. 499-506, 2013.

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

GOLDBERG, D. E. **Genetic Algorithms in Search, Optimization, and Machine Learning**. Reading, Mass.: Addison-Wesley Pub. Co., 1989. 412 p.

GOLDBERG, D. E., KUO, C. Genetic Algorithms in pipeline optimization. **Journal of Computing in Civil Engineering**, v. 1, n. 20, p. 128-141, 1987.

GROVES-KIRKBY, C. J.; DENMAN, A. R.; PHILLIPS, P. S. Lorenz Curve and Gini Coefficient: Novel tools for analysing seasonal variation of environmental radon gas. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 2480-2487, 2009.

HAGEMANN, N.; BLUMENSAAT, F.; WAHREN, F. T.; TRUMPER, J.; BURMEISTER, C.; MOYNIHAN, R.; SCHEIFHACKEN, N. The long road to improving the water quality of the Western Bug River (Ukraine) – A multi-scale analysis. **Journal of Hydrology**, v. 519, p. 2436-2447, 2014.

HOLENDA, B; DOMOKOS, E; RÉDEY, A; FAZAKAS, J. Aeration optimization of a wastewater treatment plant using genetic algorithm. **Optimal Control Applications and Methods**, v.28, p. 191–208, 2007.

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

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Atlas de Saneamento. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. 268p.

INCAPER - Instituto Capixaba de Pesquisa Assistência Técnica e Extensão Rural. **Programa de Assistência Técnica e Extensão Rural – Proater**. Ibatiba, ES: 2011.

INCAPER - Instituto Capixaba de Pesquisa Assistência Técnica e Extensão Rural. **Programa de Assistência Técnica e Extensão Rural – Proater**. Irupi, ES: 2011.

INCAPER - Instituto Capixaba de Pesquisa Assistência Técnica e Extensão Rural. **Programa de Assistência Técnica e Extensão Rural – Proater**. Iúna, ES: 2011.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

KAINI, P.; ARTITA, K.; NICKLOW, J. W. Optimizing structural best management practices using SWAT and genetic algorithm to improve water quality goals. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 26, p. 1827-1845, 2012.

KUMAR, R. **System and method for the use of an adaptive mutation operator in genetic algorithms**. US 7.660.773 B1. Feb.9, 2010.

LACERDA, E. G. M. de; CARVALHO, A. C. P. L. F. de. **Introdução aos algoritmos genéticos**. In: Galvão, C. de O.; Valença, M.J.S. (orgs.). **Sistemas inteligentes**:



aplicações a recursos hídricos e ciências ambientais: Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 1999, p. 99-150.

LIU, B.; SPEED, R. Water Resources Management in the People's Republic of China. **International Journal of Water Resources Development**, v. 25, n. 2, p. 193–208, 2009.

MACHADO, E. S.; PORTO, M. F. A.; KAVISKI, E. Otimização do planejamento de sistemas regionais de tratamento de Efluentes através de simulação monte carlo e da metaheurística do recozimento simulado. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n.3, p. 29 -38, 2012.

MAIER, H.R.; KAPELAN, Z.; KASPRZYK, J.; KOLLAT, J.; MATOTT, L.S.; CUNHA, M.C.; DANDY, G.C.; GIBBS, M.S.; KEEDWELL, E.; MARCHI, A.; OSTFELD, A.; SAVIC, D.; SOLOMATINE, D.P.; VRUGT, J.A.; ZECCHIN, A.C.; MINSKER, B.S.; BARBOUR, E.J.; KUCZERA, G.; PASHA, F., CASTELLETI, A.; GIULIANI, M.; REED, P.M. Evolutionary algorithms and other metaheuristics in water resources: current status, research challenges and future directions. **Environmental Modelling and Software**, v. 62, p. 271-299, 2014.

MARSH, M. T.; SCHILLING, D. A. Equity measurement in facility location analysis: A review and framework. **European Journal of Operational Research**, v. 74, p. 1-17, 1994.

MICHALEWICZ, Z., **Genetic Algorithms + Data Structures = Evolution Programs**, Springer- Verlag, 1994.

MOLINOS-SENANTE, M.; GÓMEZ, T.; GARRIDO-BASERBA, M.; CABALLERO, R.; SALA-GARRIDO, R. Assessing the sustainability of small wastewater treatment systems: A composite indicator approach. **Science of the Total Environment**, v. 49, p. 607-617, 2014.

MULLIGAN, G. F. Equality measures and facility location. **Regional Science**, v. 70, n.4, p. 345-365, 1991.

NASCIMENTO, L. S. V; REIS, L. F. R. Operação de Múltiplos Reservatórios Destinados à Geração Hidrelétrica Utilizando uma Estratégia Híbrida de Otimização. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14, n.4, p. 39-49, 2009.

NAUGHTON, O.; HYNDS, P.D. Public awareness, behaviours and attitudes towards domestic wastewater treatment systems in the Republic of Ireland. **Journal of Hydrology**, v. 49, n. 8, p. 108-119, 2013.

NICKLOW, J.W.; REED, P.M.; SAVIC, D.; DESSALEGNE, T.; HARRELL, L.; CHANHILTON, A.; KARAMOUZ, M.; MINSKER, B.; OSTFELD, A., SINGH, A.; 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, p. 412-432, 2010.

ORLOB, G. T. Water-Quality Modeling for Decision Making. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 118, n. 3, p. 295-307, 1992.

PALIWAL, R.; SHARMA, P. KANSAL, A. Water quality modelling of the river Yamuna (India) using QUAL2E-UNCAS. **Journal of Environmental Management**, v. 83, p. 131–144, 2007.

PAN, X.; TENG, F.; HA, Y.; WANG, G. Equitable Access to Sustainable Development: Based on the comparative study of carbon emission rights allocation schemes. **Applied Energy**, v. 130, p. 632-640, 2014.

PARK, D. K.; KO, N. Y.; LEE, K. K. Optimal groundwater remediation design considering effects of natural attenuation processes: pumping strategy with enhanced-natural-attenuation. **Geoscience Journal**, v. 11, n. 4, p. 377 -385, 2007.

PENN, R; FRIEDLER, E; OSTFELD, A. Multi-objective evolutionary optimization for greywater reuse in municipal sewer systems. **Journal of Water Research**, v. 47, p. 5911 -5920, 2013.

PERRIN, J.L.; RAJIS, N.; CHAHINIAN, N.; MOULIN, P.; IJJAALI, M. Water quality assessment of highly polluted rivers in a semi-arid Mediterranean zone Oued Fez and Sebou River (Morocco). **Journal of Hydrology**, v. 510, p. 26 -34, 2014.

REIS, J.A.T.; VALORY, J.L.; MENDONÇA, A.S.F. Seleção de eficiências de tratamento de esgotos a partir da manutenção de equidade entre sistemas de tratamento - uma abordagem para o gerenciamento de bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 4, p. 862-871, 2015.

REED, P.M.; HADKA, D.; HERMAN, J.D.; KASPRZYK, J.R.; KOLLAT, J.B. Evolutionary multiobjective optimization in water resources: the past, present, and future. **Advances in Water Resources**. v. 51, p. 438-456, 2013.

SAADATPOUR, M. AFSHAR. A. Waste load allocation modeling with fuzzy goals; simulation- optimization approach. **Water Resource Management**. v. 21, p. 1207-1224, 2007.

SALLA, M. R.; MAGALHAÊS, A. A. B.; ALVES, L. A., SCHMIDT, M. A.R.; LIMA, G. Sensibilidade de características morfológicas no comportamento de parâmetros de qualidade de água em rio de porte médio. **Ciência & engenharia**, v, 24, n. 2, p. 29 - 37, 2015.

SALLA, M. R.; PEREIRA, C. E.; ALAMY FILHO, J. E.; PAULA, L. M. de; PINHEIRO, A. M. Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 105-114, abr/jun 2013.

SIMPSON, A. R., DANDY, G. C., MURPHY, L. J. Genetic algorithms compared to other techniques for pipe optimization. **Journal of Water Resources Planning and Management**. v. 120, n. 4, p. 423–443 1994.

SUN, T.; ZHANG, H.; WANG, Y.; MENG, X.; WANG, C. The application of environmental Gini coefficient (EGC) in allocating wastewater discharge permit: The case study of watershed total mass control in Tianjin, China. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, p. 601-608, 2010.

TEODORO, A.; IDE, C. N.; RIBEIRO, M. L.; BROCH, A. O.; SILVA, J.B. da. Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 275-288, jul/set 2013.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper & Row, 1987.

TSAI, M; CHANG, C. Water Usage and Treatment Network Design Using Genetic Algorithms. **Industrial & Engineering Chemistry Research**. v. 40, p 4874-4888, 2001.

TUNG, C. P.; HSU, S. Y.; LIU C. M.; LI J. S. Application of the Genetic Algorithm for Optimizing Operation Rules of the LiYuTan Reservoir in Taiwan. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 39, n. 3, p. 649-657, 2003.

VALORY, J.P.L. **Aplicação combinada de método de otimização e modelo de qualidade de água na determinação de eficiências de sistemas de tratamento de efluentes domésticos: uma abordagem para o gerenciamento de bacias hidrográficas**. 2013. 114p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2013.

VALORY, J. L.; REIS, J. A. T; A. S. F. MENDONÇA. Combining Genetic Algorithms with a Water Quality Model to Determine Efficiencies of Sewage Treatment Systems in Watersheds, **Journal of Environmental Engineering**, DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001048, 2015.

VASQUEZ, J. A.; MAIER, H. R.; LENCE, B. J.; TOLSON, B. A.; FOSCHI, R. O. Achieving water quality system reliability using genetic algorithms. **Journal of Environmental Engineering**, v. 126 n.10, p. 954-962, 2000.

VEIGA, L.B.E., MAGRINI, A. The Brazilian Water Resources Management Policy: Fifteen Years of Success and Challenges. **Water Resources Management** 27. Springer, p 2287–2302, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG, 2005.

\_\_\_\_\_. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG. 2007.

YANDAMURI, S. R. M.; SRINIVASAN, K.; BHALLAMUDI, S. M. Multiobjective optimal waste load allocation models for rivers using nondominated sorting genetic 147 algorithm-II. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 132, n. 3, p. 133-143, 2006.

WANG, C. G.; JAMIESON, D. G. An objective approach to regional wastewater treatment planning. **Water Resources Research**, v. 38, n. 3, p. 4-1 - 4-8, 2002.

ZANDONADI, L.U. **Análise de Metodologias de Estimativas de Vazão de Diluição para Subsídio a Processos de Análise de Outorgas de Lançamento de Efluentes**. 2011. 150p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

ZHANG, R.; QIAN, X.; LI, H.; YUAN, X.; YE, R. Selection of optimal river water quality improvement programs using QUAL2K: A case study of Taihu Lake Basin, China. **Science of the Total Environment**. v. 431, p. 278–285, 2012.

ZUFFEREY, N. Metaheuristics: some principles for an efficient design. **Journal of Computer Science and Technology**. v. 3, n. 6, p. 446-462, 2012.

# APÊNDICES

## APÊNDICE I – Perfis de OD e DBO referentes aos modelos 4 e 6 de otimização

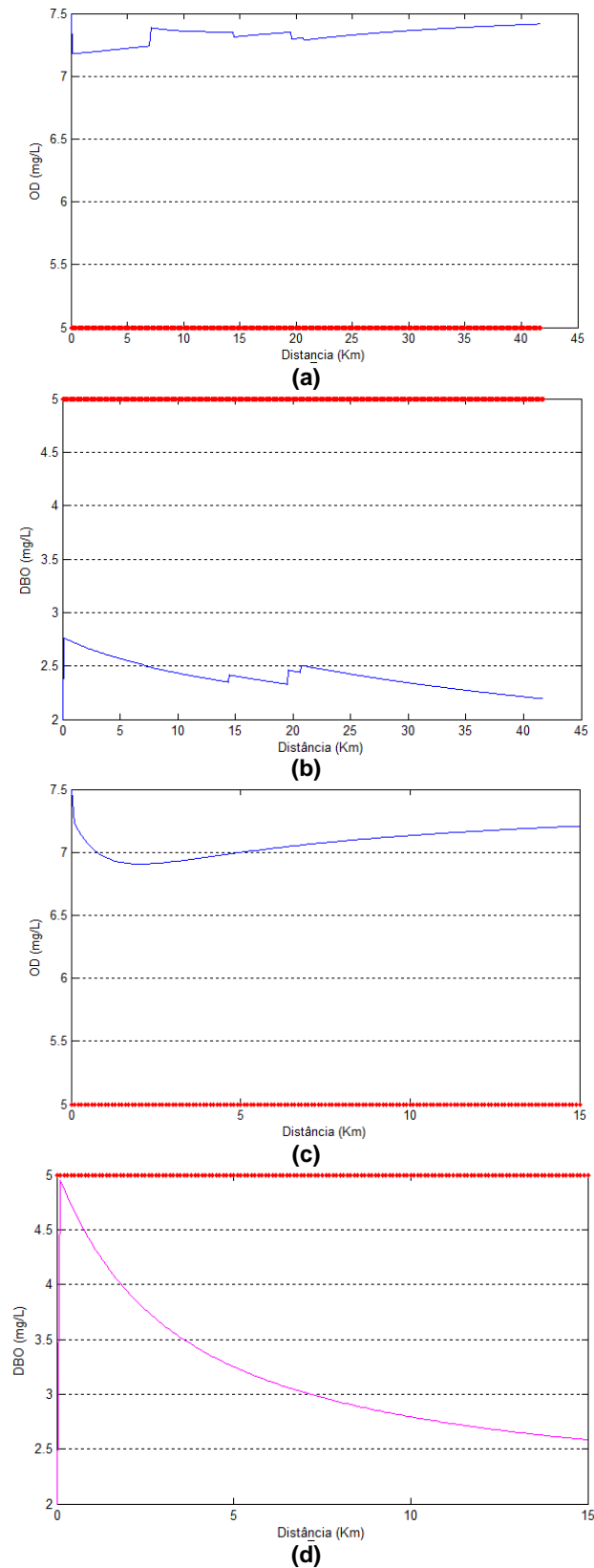
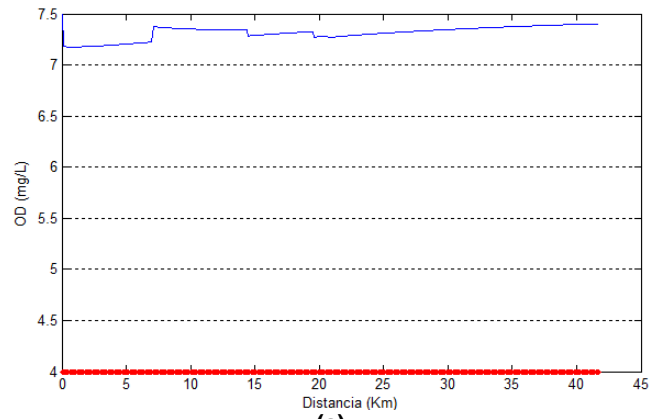
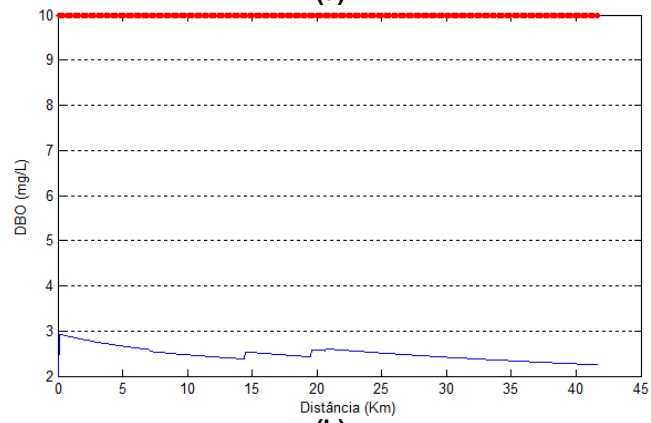


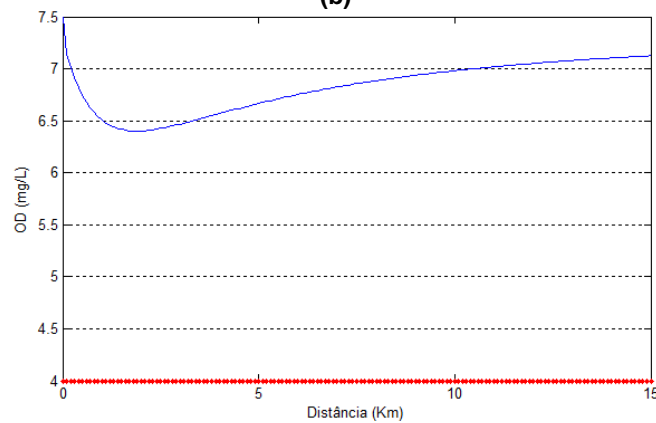
Figura I.1- Perfis de OD e DBO do rio Pardo (a e b) e Pardo (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelos Modelos 4 e 6 de otimização, consideradas as restrições do Grupo 2 de simulação.



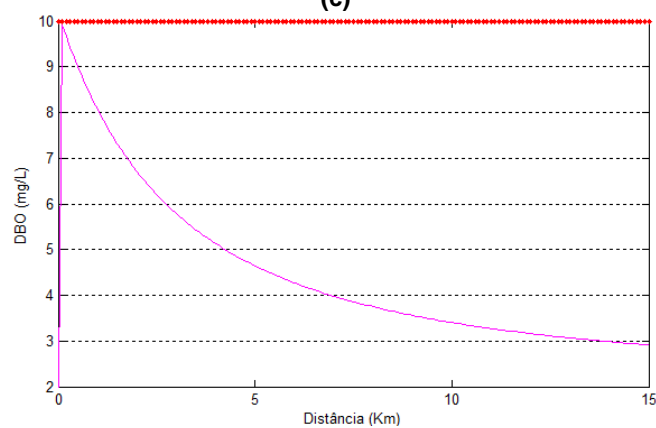
(a)



(b)

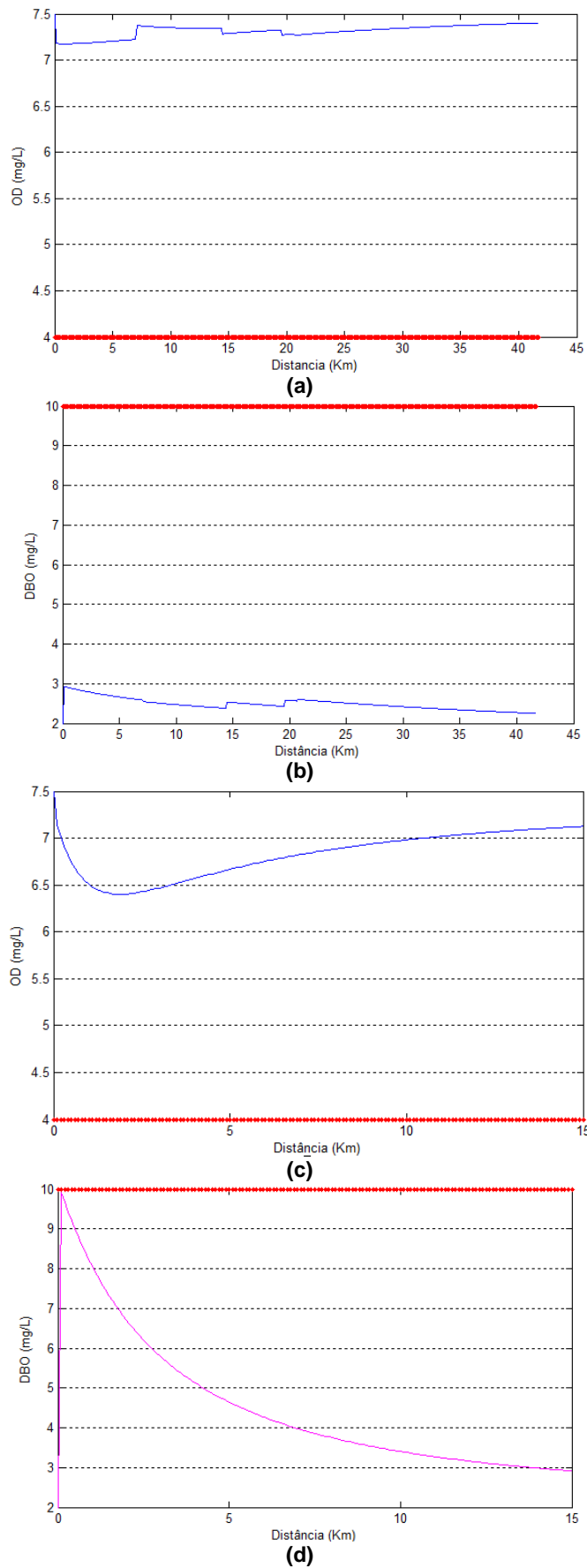


(c)



(d)

Figura I.2- Perfis de OD e DBO do rio Pardo (a e b) e Pardo (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelo Modelo 4 de otimização, consideradas as restrições do Grupo 3 de simulação.



**Figura I.3- Perfis de OD e DBO do rio Pardo (a e b) e Pardinho (c e d) a partir das eficiências de tratamento de efluentes geradas pelo Modelo 6 de otimização, consideradas as restrições do Grupo 3 de simulação**



## APENDICE II - Dados necessários à construção das curvas de Lorentz

- Grupo 1 de simulações

Tabela II.1 - Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorentz referentes ao Modelo 1 de otimização, Grupo 1 de simulações

Localidade	Carga Orgânica (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica	Eficiência	Carga Orgânica Removida (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica Removida
		0			0
Trindade	11	0,63	1	0,11	0,01
N S Graças	22	1,89	1	0,22	0,03
Irupi	180	12,22	91	163,8	17,08
Iúna	690	51,80	1	6,9	17,80
Ibatiba	840	100	94	789,6	100
SOMA	1743			960,63	

Tabela II.2 - Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorentz referentes ao Modelo 5 de otimização, Grupo 1 de simulações

Localidade	Carga Orgânica (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica	Eficiência	Carga Orgânica Removida (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica Removida
		0			0
Trindade	11	0,63	2	0,22	0,01
N S Graças	22	1,89	3	0,66	0,05
Irupi	180	12,22	82	147,6	9,35
Iúna	690	51,80	93	641,7	49,75
Ibatiba	840	100	95	798	100
SOMA	1743			1588,18	

Tabela II.3 - Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorentz referentes ao Modelo 6 de otimização, Grupo 1 de simulações

Localidade	Carga Orgânica (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica	Eficiência	Carga Orgânica Removida (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica Removida
		0			0
Trindade	11	0,63	2	0,22	0,014
N S Graças	22	1,89	4	0,88	0,068
Irupi	180	12,22	90	162	10,09
Iúna	690	51,80	95	655,5	50,64
Ibatiba	840	100	95	798	100
SOMA	1743			1616,6	

**Tabela II.4 - Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorentz referentes ao Modelo 7 de otimização, Grupo 1 de simulações**

Localidade	Carga Orgânica (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica	Eficiência	Carga Orgânica Removida (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica Removida
		0			0
Trindade	11	0,63	2	0,22	0,014
N S Graças	22	1,89	4	0,88	0,068
Irupi	180	12,22	91	163,8	10,19
Lúna	690	51,80	95	655,5	50,69
Ibatiba	840	100	95	798	100
SOMA	1743			1618,4	

- Grupo 2 de simulações**

**Tabela II.1 - Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorentz referentes ao Modelo 1 de otimização, Grupo 2 de simulações**

Localidade	Carga Orgânica (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica	Eficiência	Carga Orgânica Removida (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica Removida
		0			0
Trindade	11	0,63	1	0,11	0,013
N S Graças	22	1,89	1	0,22	0,039
Irupi	180	12,22	73	131,4	15,92
Lúna	690	51,80	1	6,9	16,75
Ibatiba	840	100	82	688,8	100
SOMA	1743			827,43	

**Tabela II.2 - Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorentz referentes ao Modelo 5 de otimização, Grupo 2 de simulações**

Localidade	Carga Orgânica (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica	Eficiência	Carga Orgânica Removida (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica Removida
		0			0
Trindade	11	0,63	1	0,11	0,0079
N S Graças	22	1,89	1	0,22	0,024
Irupi	180	12,22	73	131,4	9,51
Lúna	690	51,80	66	455,4	42,39
Ibatiba	840	100	95	798	100
SOMA	1743			1385,13	

**Tabela II.3 - Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorentz referentes ao Modelo 6 de otimização, Grupo 2 de simulações**

Localidade	Carga Orgânica (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica	Eficiência	Carga Orgânica Removida (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica Removida
		0			0
Trindade	11	0,63	2	0,22	0,014
N S Graças	22	1,89	4	0,88	0,069
Irupi	180	12,22	73	131,4	8,39
Lúna	690	51,80	94	648,6	49,46
Ibatiba	840	100	95	798	100
SOMA	1743			1579,1	

**Tabela II.4 - Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorentz referentes ao Modelo 7 de otimização, Grupo 2 de simulações**

Localidade	Carga Orgânica (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica	Eficiência	Carga Orgânica Removida (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica Removida
		0			0
Trindade	11	0,63	1	0,11	0,0069
N S Graças	22	1,89	3	0,66	0,048
Irupi	180	12,22	73	131,4	8,33
Lúna	690	51,80	95	655,5	49,67
Ibatiba	840	100	95	798	100
SOMA	1743			1585,67	

- **Grupo 3 de simulações**

**Tabela II.1 - Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorentz referentes ao Modelo 1 de otimização, Grupo 3 de simulações**

Localidade	Carga Orgânica (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica	Eficiência	Carga Orgânica Removida (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica Removida
		0			0
Trindade	11	0,63	1	0,11	0,022
N S Graças	22	1,89	1	0,22	0,067
Irupi	180	12,22	28	50,4	10,26
Lúna	690	51,80	1	6,9	11,65
Ibatiba	840	100	52	436,8	100
SOMA	1743			494,43	

**Tabela II.2 - Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorentz referentes ao Modelo 5 de otimização, Grupo 3 de simulações**

Localidade	Carga Orgânica (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica	Eficiência	Carga Orgânica Removida (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica Removida
		0			0
Trindade	11	0,63	1	0,11	0,0083
N S Graças	22	1,89	1	0,22	0,025
Irupi	180	12,22	28	50,4	3,87
Lúna	690	51,80	67	462,3	39,13
Ibatiba	840	100	95	798	100
SOMA	1743			1311,03	

**Tabela II.3 - Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorentz referentes ao Modelo 6 de otimização, Grupo 3 de simulações**

Localidade	Carga Orgânica (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica	Eficiência	Carga Orgânica Removida (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica Removida
		0			0
Trindade	11	0,63	1	0,11	0,0077
N S Graças	22	1,89	3	0,66	0,054
Irupi	180	12,22	28	50,4	3,58
Lúna	690	51,80	84	579,6	44,15
Ibatiba	840	100	95	798	100
SOMA	1743			1428,77	

**Tabela II.4 - Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorentz referentes ao Modelo 7 de otimização, Grupo 3 de simulações**

(continua)

Localidade	Carga Orgânica (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica	Eficiência	Carga Orgânica Removida (kg/dia)	% acumulada de Carga Orgânica Removida
			$P_1 = 100000$ $P_2 = 1$		
		0			0
Trindade	11	0,63	0	0	0
N S Graças	22	1,89	0	0	0
Irupi	180	12,22	28	50,4	9,29
Lúna	690	51,80	8	55,2	19,47
Ibatiba	840	100	52	436,8	100
SOMA	1743			542,4	

**Tabela II.4 - Porcentagens acumuladas necessárias à construção da Curva de Lorentz referentes ao Modelo 7 de otimização, Grupo 3 de simulações**

**(conclusão)**

<b>P<sub>1</sub> = 10000 P<sub>2</sub> = 1</b>					
		0			0
Trindade	11	0,63	1	0,11	0,016
N S Graças	22	1,89	1	0,22	0,048
Irupi	180	12,22	28	50,4	7,45
Iúna	690	51,80	28	193,2	35,83
Ibatiba	840	100	52	436,8	100
SOMA	1743			680,73	
<b>P<sub>1</sub> = 1000 P<sub>2</sub> = 1</b>					
		0			0
Trindade	11	0,63	1	0,11	0,008
N S Graças	22	1,89	3	0,66	0,060
Irupi	180	12,22	28	50,4	4,02
Iúna	690	51,80	70	483	41,95
Ibatiba	840	100	88	739,2	100
SOMA	1743			1273,37	
<b>P<sub>1</sub> = 100 P<sub>2</sub> = 1</b>					
		0			0
Trindade	11	0,63	1	0,11	0,0076
N S Graças	22	1,89	3	0,66	0,053
Irupi	180	12,22	28	50,4	3,53
Iúna	690	51,80	87	600,3	44,94
Ibatiba	840	100	95	798	100
SOMA	1743			1449,47	