

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

LUCAS LUIZ DALL'ORTO FANTIN

**PROPOSTA METODOLÓGICA PARA A PRÉ-SELEÇÃO DE
SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO NO ÂMBITO DE
BACIAS HIDROGRÁFICAS**

Vitória
2016

LUCAS LUIZ DALL'ORTO FANTIN

**PROPOSTA METODOLÓGICA PARA A PRÉ-SELEÇÃO DE
SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO 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

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pelo dom da vida e por me dar forças para seguir caminhando em busca de conhecimento e sabedoria.

Aos meus pais Reinaldo e Elida, e à minha irmã Brunella, pelo constante apoio e incentivo na realização dos meus sonhos, oferecendo sempre o suporte necessário para a busca de novos desafios.

A minha namorada Lara e sua família, pelo incrível suporte e amparo nos momentos de dificuldade e por toda compreensão da minha ausência em diversos momentos e por toda força para realização desta pesquisa.

Ao meu orientador, Prof. José Antônio Tosta dos Reis, pela sua imensurável dedicação, confiança, apoio, compreensão e responsabilidade com a área acadêmica, a incrível arte de saber passar o conhecimento, que muito contribuíram para o meu crescimento pessoal e profissional.

Aos amigos mestrandos que iniciaram essa etapa junto a mim, compartilhando momentos de alegria e desespero ao longo de toda jornada, suportando os desafios e aprendendo a vencê-los.

À Juliana Valory, Vinícius Valory e Ana Paula Calmon, pelo apoio e disponibilidade para condução dos primeiros passos da pesquisa.

Aos professores do PPGEA, por todos ensinamentos transmitidos ao longo do curso.

Aos meus amigos de república, por todo apoio e compreensão nos momentos de desenvolvimento do trabalho.

E a todos aqueles que de alguma forma contribuíram, incentivaram e acreditaram neste trabalho.

“Não importam as circunstâncias e não importam as adversidades, por mais difícil que seja eu vou seguir em frente e vou reunir todas as forças para que eu me transforme cada vez mais na pessoa que eu decidir ser”.

Madre Tereza de Calcutá

RESUMO

Lançamento de esgotos sanitários em corpos d'água é a causa de um dos principais problemas de degradação ambiental. A implantação de estações de tratamento destes efluentes constitui a alternativa mais comum para redução e controle da conseqüente poluição. O processo de seleção de uma estação de tratamento de esgoto é complexo quando observado do ponto de vista de uma bacia hidrográfica, onde existem múltiplos lançamentos apresentando diferentes cargas e corpos d'água com diferentes capacidades de assimilação. Neste contexto, a presente pesquisa tem como objetivo estabelecer metodologia para a pré-seleção de alternativas de tratamento de esgoto no âmbito de bacias hidrográficas. A proposta metodológica envolve o uso combinado de modelo de qualidade de água, técnica de otimização e um conjunto de critérios de natureza técnica e econômica associados aos diferentes sistemas de tratamento de esgotos. Modelo de qualidade de água e Algoritmo Genético foram combinados em ambiente computacional do *software* MatLab e permitiram minimização de soma das eficiências das estações de tratamento consideradas. Dois diferentes objetivos de otimização foram considerados. O primeiro objetivo buscou a minimização do somatório de eficiências de tratamento no âmbito da bacia hidrográfica estudada. O segundo buscou a equidade entre as eficiências dos diferentes sistemas de tratamento. Para avaliação da metodologia proposta foram considerados diferentes cenários de disposição de efluentes na bacia hidrográfica do rio Pardo, importante afluente do rio Itapemirim, curso d'água da porção sul do estado do Espírito Santo. Os resultados indicaram que o modelo de otimização que buscou a minimização das eficiências de tratamento no âmbito da bacia, permitindo uso da capacidade de autodepuração dos cursos d'água, selecionou sistemas de tratamento que variaram da combinação de reatores UASB e lagoas de polimento a sistemas de infiltração lenta, alternativas de tratamento que apresentaram menores estimativas de custos presentes líquidos. A incorporação da equidade entre os sistemas de tratamento aumentou significativamente os custos presentes líquidos totais associados ao tratamento de esgoto no âmbito da bacia hidrográfica.

Palavras chaves: Modelo de qualidade de água; Algoritmo Genético; Otimização; Tratamento de Esgotos domésticos.

ABSTRACT

Disposal of sewage into water bodies is one of the major environmental degradation problems. Implementation of sewage treatment plants represents the most common alternative for reduction and control of the resulting pollution. The selection of sewage treatment plants within watersheds is a complex process when there are multiple outflows presenting different loads and watercourses presenting different assimilation capabilities. In this context, the present study aims to establish a methodology for pre-selection of wastewater treatment alternatives within watersheds. The methodology involves the combined use of water quality model, optimization technique and a set of technical and economic criteria associated with different wastewater treatment systems. The combination of water quality model and Genetic Algorithm, in a Matlab software computing environment, allowed the minimization of the sum of efficiencies of the considered sewage treatment plants. Two different optimization objectives were adopted. The first objective searched the minimization of the sum of treatment efficiencies within the watershed while the other also sought to establish equity between efficiencies for different systems. To evaluate the proposed methodology there were considered different effluent disposal scenarios in the Pardo river watershed, a major tributary of the Itapemirim river, watercourse located in the southern portion of Espírito Santo state, Brazil. The results indicated that the optimization model, that aimed to minimize wastewater treatment efficiencies within the watershed, considering self-purification capacities of watercourses, selected treatment systems ranging from the combination of UASB and polishing lagoons systems to slow infiltration, treatment alternatives that presented the lowest net cost estimates. The incorporation of equity between treatment systems increased the total present net cost associated with the treatment of wastewater within the watershed.

Keywords: Water quality model; Genetics Algorithms; Optimization; Wastewater treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 - Sequencia de operações do AG.	39
Figura 02 - Sistema hídrico da bacia hidrográfica do rio Pardo.....	42
Figura 03 - Representação esquemática do sistema hídrico modelado.....	43
Figura 04 – Fluxograma básico de um algoritmo genético.....	50
Figura 05 - Perfis de concentração de OD e DBO ao longo do rio Pardo.	59
Figura 06 - Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardinho.	61
Figura 07 - Perfis de concentração de OD e DBO do tributário ribeirão Perdição.....	62
Figura 08 - Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardo – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 1 de disposição de efluente.	66
Figura 09 - Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardinho – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 1 de disposição de efluentes	66
Figura 10 - Perfis de concentração de OD e DBO do tributário ribeirão Perdição – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 1 de disposição de efluentes.....	67
Figura 11 - Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardo – resultados associados ao modelo de otimização 2, condição 1 de disposição de efluentes	68
Figura I.1 – Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardinho – resultados associados ao modelo de otimização 2, condição 1 de disposição de efluentes.....	95
Figura I.2 – Perfis de concentração de OD e DBO do tributário ribeirão Perdição – resultados associados ao modelo de otimização 2, condição 1 de disposição de efluentes.....	95
Figura I.3 Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardo – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 2 de disposição de efluentes	96
Figura I.4 – Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardinho – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 2 de disposição de efluentes	96

Figura I.5 – Perfis de concentração de OD e DBO do tributário ribeirão Perdição – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 2 de disposição de efluentes.....	96
Figura I.6 – Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardo – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 3 de disposição de efluentes	97
Figura I.7 – Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardinho – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 3 de disposição de efluentes	97
Figura I.8 – Perfis de concentração de OD e DBO do tributário ribeirão Perdição – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 3 de disposição de efluentes.....	97

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 – Valores de vazão média de esgotos domésticos da população urbana da bacia do rio Pardo	48
Tabela 02 – Eficiências mínimas de tratamento de esgotos por modelo de otimização aplicado à bacia rio Pardo.....	63
Tabela 03 – Critérios técnicos e custos de implantação, operação e manutenção de sistemas de tratamento de esgotos.....	70
Tabela 04 – Critérios técnicos associados aos diferentes sistemas de tratamento de esgotos.....	72
Tabela 05 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 1 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.....	75
Tabela 06 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 2 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.....	76
Tabela 07 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 3 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.....	77
Tabela 08 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 4 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.....	78
Tabela II. 1 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 5 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.....	98
Tabela II. 2 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 6 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.....	99
Tabela II. 3 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 7 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.....	100

Tabela II. 4 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 8 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.....	101
Tabela II. 5 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 9 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.....	102
Tabela II. 6 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 10 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.....	103
Tabela II. 7 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 11 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.....	104
Tabela II. 8 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 12 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.....	105
Tabela III.1 – Valores de custo presente líquido associados aos sistemas de tratamento pré-selecionados consideradas as condições de contorno do panorama 1.....	106
Tabela III.2 – Valores de custo presente líquido associados aos sistemas de tratamento pré-selecionados consideradas as condições de contorno do panorama 2.....	107
Tabela III.3 – Valores de custo presente líquido associados aos sistemas de tratamento pré-selecionados consideradas as condições de contorno do panorama 3.....	108
Tabela III.4 – Valores de custo presente líquido associados aos sistemas de tratamento pré-selecionados consideradas as condições de contorno do panorama 4.....	109
Tabela III.5 – Valores de custo presente líquido associados aos sistemas de tratamento pré-selecionados consideradas as condições de contorno do panorama 5.....	110
Tabela III.6 – Valores de custo presente líquido associados aos sistemas de tratamento pré-selecionados consideradas as condições de contorno do panorama 6.....	111

Tabela III.7 – Valores de custo presente líquido associados aos sistemas de tratamento pré-selecionados consideradas as condições de contorno do panorama 7.....	112
Tabela III.8 – Valores de custo presente líquido associados aos sistemas de tratamento pré-selecionados consideradas as condições de contorno do panorama 8.....	113
Tabela III.9 – Valores de custo presente líquido associados aos sistemas de tratamento pré-selecionados consideradas as condições de contorno do panorama 9.....	114
Tabela III.10 – Valores de custo presente líquido associados aos sistemas de tratamento pré-selecionados consideradas as condições de contorno do panorama 10.....	115
Tabela III.11 – Valores de custo presente líquido associados aos sistemas de tratamento pré-selecionados consideradas as condições de contorno do panorama 11.....	116
Tabela III.12 – Valores de custo presente líquido associados aos sistemas de tratamento pré-selecionados consideradas as condições de contorno do panorama 12.....	117

LISTA DE QUADROS

Quadro 01 – Evolução histórica dos modelos de qualidade de água.....	28
Quadro 02 - Panoramas de simulação associados as condições de tratamento de esgotos e cenários de restrição.....	58
Quadro 03 – Alternativas de tratamento de esgotos pré-selecionadas segundo panoramas de simulação.....	79
Quadro 04 – Valores de CPL por alternativas de tratamento de esgotos pré-selecionadas segundo panoramas de simulação.....	80

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AG	Algoritmo Genético
ANA	Agência Nacional de Água
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CPL	Custo Presente Líquido
DHI	Danish Hydraulic Institute
E	Eficiência de tratamento (%)
EAWAG	Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology
EDSS	System Suport Decision Environmental
EPA	Environmental Protection Agency
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
HEC-HAS	Hydrological Engineering Center-River Analysis System
HSPF	Hidrologyc Simulation Program - Foftran
IBGE	Instituto Nacional de Geografia e Estatística
IEMA	Instituto Estadual de Meio Ambiente
PD	Programação Dinâmica
PL	Programação Linear
PNL	Programação Não Linear
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PROSEL-I	Process Selection Model – Version I
RIZA	Inland Water Management and Waste Water Treatment
SIMCAT	Simulated Catchments
SIMOX	Dissolved Oxygen Simulation Model
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SisBaHiA	Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental
SWAT	Soil Water and Analysis Tools
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo
USACE	United States Army Corps of Engineers
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VPL	Valor Presente Líquido
WASP	Water Analysis Simulation Program
WES	Waterways Experimental Station
WQRRS	Water Quality for River Reservoir Systems
WRE	Water Resources Engineers

LISTA DE SÍMBOLOS

C_{rio}	Concentração de determinado parâmetro no rio
C_{trib}	Concentração de determinado parâmetro no tributário
C_{ef}	Concentração de determinado parâmetro no efluente
C_{dif}	Concentração do parâmetro analisado por entrada difusa
C_{inc}	Concentração da carga incremental direta
CM	Concentração dos parâmetros de qualidade (OD e DBO) no ponto de mistura
DBO₅	Concentração de DBO ₅
DBO_{Curso d'água}	Demanda Bioquímica de Oxigênio do curso d'água
dL/dt	Taxa de oxidação da matéria orgânica
Fn	Cada um dos diversos valores envolvidos no fluxo de caixa
H	Profundidade do corpo d'água
I	Taxa de juros comparativa ou taxa mínima de atratividade
K_d	Coefficiente de desoxigenação
K₂	Coefficiente de reaeração
Km	Quilômetros
L	Concentração de DBO última em um tempo de percurso t qualquer
L_{dif}	Taxa de entrada de DBO última difusa
m	Metros
n	Número de períodos envolvidos em cada elemento da série
OD	Concentração de oxigênio dissolvido
Q	Vazão

Q_{trib}	Vazão do tributário
Q_{ef}	Vazão do efluente
Q_{dif}	Vazão incremental (difusa)
Q_{inc}	Vazão incremental
Q_{rio}	Vazão do rio principal
Q₉₀	Vazão com permanência de 90%
U	Velocidade do corpo d'água
Σ	Somatório

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
2. OBJETIVOS.....	21
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	22
3.1. SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	22
3.2. MODELOS DE SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	27
3.3. TÉCNICAS DE OTIMIZAÇÃO	35
4. ÁREA DE ESTUDO	41
5. METODOLOGIA	44
5.1. MODELO DA QUALIDADE DA ÁGUA	44
5.2. TÉCNICA DE OTIMIZAÇÃO.....	50
5.3. MODELOS DE OTIMIZAÇÃO	52
5.4. IDENTIFICAÇÃO DE CRITÉRIOS TÉCNICOS E ECONÔMICOS APLICÁVEIS À SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO 	54
5.5. ANÁLISE ECONÔMICA	54
5.6. PRÉ-SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS PARA A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARDO.....	56
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
6.1. SIMULAÇÃO DA DISPOSIÇÃO FINAL DE ESGOTO DOMÉSTICO BRUTO	59
6.2. EFICIÊNCIAS MÍNIMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	62
6.3. CRITÉRIOS TÉCNICOS E ECONÔMICOS APLICÁVEIS À PRÉ- SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS.....	69
6.4. PRÉ-SELEÇÃO TÉCNICA E ECONÔMICA DAS ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO.....	73
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	84
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87
APÊNDICES	94
APÊNDICE 1 – Perfis de concentração de OD e DBO relacionados ao modelo de otimização 2 (condição 1 de disposição de efluentes) e modelo de otimização 1 (condições 2 e 3 de disposição de efluentes).....	95
APÊNDICE 2 – Alternativas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas aos Panoramas de 5 a 12	98
APÊNDICE 3 – Custos das alternativas de tratamento de esgotos por ponto de disposição da bacia do rio Pardo	106

1. INTRODUÇÃO

A concentração da população em áreas urbanas é um dos principais aspectos a ser considerado no gerenciamento de recursos hídricos. Regiões densamente ocupadas usualmente estabelecem elevadas demandas por água, tanto para o abastecimento público e industrial, quanto para diluição e afastamento de cargas poluidoras. No Brasil, o aumento das cargas poluidoras urbanas e industriais, associado ao uso inadequado do solo, erosão, desmatamento, uso indiscriminado de insumos agrícolas e mineração tem tornado ainda mais grave as condições de disponibilidade hídrica e de qualidade dos corpos d'água.

De acordo com o diagnóstico dos serviços de água e esgotos, que compõe o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), os valores médios dos índices de atendimento para abastecimento de água e coleta de esgotos em 2014 eram de 83,0% e 49,8%, respectivamente. Estes valores representavam aumentos de 0,5 e 1,2 ponto percentual em relação aos níveis de atendimento estimados pelo diagnóstico de 2013. Já o índice médio nacional de tratamento dos esgotos gerados em 2014 foi de 40,8%, cobertura de 1,8 ponto percentual acima do valor estabelecido pelo diagnóstico realizado em 2013. Este cenário indica a necessidade da implantação de medidas de controle a poluição gerada por lançamentos de esgotos, e conseqüentemente, ampliação da oferta dos serviços de coleta e tratamento de esgotos no Brasil, serviços públicos com baixos índices de cobertura e cuja oferta tem crescido muito modestamente.

Dentre as medidas de controle, o tratamento individual ou coletivo dos esgotos antes da disposição final é usualmente a principal – e, muitas vezes, a única – estratégia de controle, por meio da qual se busca reduzir a concentração dos poluentes lançados e possibilitar o atendimento aos padrões de qualidade recomendados pela legislação ambiental brasileira (VON SPERLING, 2005).

O processo de seleção de um sistema de tratamento de esgoto deve ser baseado na análise de critérios técnicos, econômicos e ambientais, levando-se em consideração aspectos qualitativos e quantitativos de cada alternativa de tratamento (VON SPERLING, 2005). O custo, no entanto, é normalmente o

aspecto de maior relevância para a seleção de estações de tratamento (TCHOBANOGLIOUS; BURTON, 1991).

O problema de seleção de uma estação de tratamento de esgoto torna-se mais complexo quando observado do ponto de vista de uma bacia hidrográfica, onde existem múltiplos lançamentos de diferentes cargas e corpos d'água com diferentes condições de qualidade e capacidades de assimilação (REIS, VALORY e MENDONÇA, 2015; VALORY, REIS e MENDONÇA, 2016). Neste contexto, o uso de modelos de simulação de qualidade de água pode oferecer suporte ao processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos.

No entanto, a simulação matemática de qualidade de água, na maioria das vezes, não apresenta a solução ótima para o problema da definição de sistemas de tratamento de esgotos no âmbito de uma bacia hidrográfica. Desta forma, por meio da integração de modelos de qualidade de água e técnicas de otimização, é possível a obtenção da combinação ótima de sistemas de tratamento a ser adotada no âmbito de uma bacia, ou, quando a definição dos sistemas envolve múltiplos objetivos, a definição de um conjunto de soluções ótimas (ANDRADE; MAURI; MENDONÇA, 2013).

Segundo Cho *et al.* (2004) e Aras (2007), métodos convencionais de programação matemática (Programação Linear, Programação Não Linear, Programação Dinâmica) têm sido recorrentemente usados para a solução de problemas associados à seleção de sistemas de tratamento de esgoto. Adicionalmente, os referidos autores observam que, em função das limitações dos métodos convencionais e pelo rápido desenvolvimento de computadores e softwares, novos métodos de otimização como Algoritmo Genético, Lógica Fuzzy, Redes Neurais Artificiais têm sido progressivamente empregados na solução do problema de seleção de plantas de tratamento de esgotos.

O Algoritmo Genético, um algoritmo de pesquisa que busca a solução de problemas de otimização baseado na Teoria da Evolução das Espécies (Teoria originalmente estabelecida pelo fisiologista inglês Charles Darwin), tem como fundamento básico que a evolução dos indivíduos (soluções do problema de otimização) ocorre a partir da aplicação dos operadores genéticos, que apresentam natureza estocástica. Tais estratégias de busca pela melhor

solução para o problema de otimização têm se mostrado eficiente e conduzindo usualmente ao ótimo global (NICKLOW; ARTITA; KAINI 2012).

Os trabalhos de Burn e Yuliant (2001), Cho *et al.* (2004), Aras, Togan e Berkun (2007), Nicklow, Artita e Kaini (2012), Andrade, Mauri e Mendonça (2013) e Valory, Reis e Mendonça (2016) utilizaram metodologia amparada no emprego combinado de modelos de otimização e de qualidade de água no processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos no âmbito de bacias hidrográficas. Os modelos de otimização propostos pelos referidos autores, estruturados a partir da combinação de diferentes funções e objetivos, foram estabelecidos com a incorporação de aspectos como minimização dos custos de implantação e tratamento, maximização das cargas lançadas, minimização do número de violações dos padrões de qualidade ambiental e/ou minimização da magnitude das violações.

O presente trabalho tem como principal perspectiva estabelecer uma proposta metodológica voltada para pré-seleção de processos de tratamento de esgoto no âmbito de bacias hidrográficas. A proposta envolve o emprego combinado de modelo de qualidade de água e Algoritmo Genético, de maneira similar aos trabalhos conduzidos pelos autores indicados no parágrafo precedente. No entanto, abarca critérios técnicos e incorpora uma análise econômica associada aos custos de operação e implantação das diferentes opções de tratamento de esgotos. A metodologia proposta, ainda que se pretenda genérica para aplicação em quaisquer bacias hidrográficas, será, neste estudo, aplicada para diferentes condições de disposição de efluentes sanitários na bacia hidrográfica do rio Pardo, curso d'água de domínio do estado do Espírito Santo e importante afluente do rio Itapemirim.

2. OBJETIVOS

2.1. GERAL

Estabelecer uma metodologia de apoio à pré-seleção de processos de tratamento de esgoto no âmbito de bacias hidrográficas.

2.2. ESPECÍFICOS

- Estimar, a partir da aplicação combinada de modelo de qualidade de água e técnica de otimização, eficiências mínimas de tratamento de esgotos no âmbito da área de uma bacia hidrográfica;
- Identificar critérios técnicos e econômicos aplicáveis ao processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos;
- Realizar a pré-seleção, a partir de níveis mínimos de tratamento de esgotos, conjuntos de critérios técnicos e análise econômica, de sistemas de tratamento de esgotos para a bacia hidrográfica do rio Pardo.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

Segundo Muga e Mihelcic (2007), há uma crescente preocupação com os impactos causados pela poluição produzida com a disposição de efluentes em corpos d'água. Desta forma, ganha relevância o desenvolvimento de tecnologias que permitam selecionar adequadamente os sistemas de tratamento de efluentes, garantindo o equilíbrio entre os critérios técnicos, econômico e ambientais.

Para a adequada seleção dos sistemas e processos de tratamento de esgotos é importante a definição do nível e do objetivo do tratamento, evitando-se estimativas exageradas ou a desvinculação do aspecto principal do tratamento – a remoção da matéria orgânica e demais poluentes com determinada eficiência (OLIVEIRA, 2004).

O planejamento associado à implantação de uma estação de tratamento de esgotos, incluindo-se a seleção do sistema de tratamento, envolve diferentes etapas. Segundo Tchobanoglous e Burton (1991), as principais etapas são a definição do problema, definição do tempo de vida útil do sistema (usualmente no mínimo 20 anos), definição, desenvolvimento e análise de alternativas de tratamento e sistemas de disposição, seleção de um sistema e esboço de um plano de implementação (etapa que inclui arranjos financeiros e um cronograma para projeto e construção).

Tchobanoglous e Burton (1991) observam que os custos para implantação associados aos custos anuais de operação e manutenção representam o aspecto de maior importância para a seleção de sistemas de tratamento de esgotos. Constituem os custos operacionais das estações de tratamento de esgoto os gastos com pessoal (encargos e benefícios), energia elétrica, materiais de tratamento, serviços, água e rateio de despesas de pessoal de apoio. Segundo Sampaio e Gonçalves (1999), os custos com pessoal, encargos sociais e benefícios, energia elétrica e materiais de tratamento correspondem aproximadamente 75% do custo operacional de uma estação de tratamento de esgotos.

De acordo com Oliveira (2004), a melhor alternativa para a solução de problemas ambientais é decorrente do conceito de ecoeficiência, ou seja, a busca pela eficiência ecológica e econômica, perspectiva que reduz o consumo de matérias-primas e energia e estimula a reciclagem ou reutilização de produtos. Desta forma, para garantia de adequada remoção de poluentes, buscando-se atender aos requisitos ambientais do local de implantação da estação de tratamento, deve-se buscar a minimização do consumo de energia, da geração de resíduos e dos custos de implantação, operação e manutenção.

Diferentes trabalhos buscaram estabelecer metodologias para a seleção de sistemas de tratamento de esgotos amparada na definição de alternativas que representavam os menores custos de implantação e operação dos sistemas e que, do ponto de vista ambiental, incorporavam a obrigatoriedade de atendimento de padrões de lançamento eventualmente disponíveis. Constituem exemplos desta abordagem os trabalhos de Van Note *et al* (1975), Arnold (1982), Câmara (1982), Souza e Foster (1996), Souza (1998), Tsagarakis *et al.* (2003) e Muga e Mihelcic (2007).

Souza (1998) desenvolveu uma metodologia que pode ser empregada como uma ferramenta para auxiliar a seleção de processos de tratamento de águas residuárias municipais, baseada em conceitos de Tecnologia Apropriada e em métodos de análise de decisão com múltiplos objetivos. Para a aplicação da metodologia proposta, foi desenvolvido o modelo PROSEL-I ("*Process Selection Model - Version I*"). O referido modelo foi estruturado em seis diferentes fases, assim sumarizadas:

- Fase I – Instruções gerais: Nesta fase, todo processo de seleção é planejado. Assim, são reunidos os dados existentes associados à demanda de tratamento.
- Fase II – Informação de dados requeridos: Nesta etapa, o usuário do modelo deve aplicar as informações referentes ao caso em estudo, alimentando o modelo. Desta forma, todas as informações necessárias ao processo de decisão são sumarizadas.
- Fase III – Pré-Seleção técnica: Nesta fase, o Modelo PROSEL-I verifica se as alternativas consideradas inicialmente atendem às restrições

técnicas impostas a elas, em função das condições locais. Através de um procedimento de exclusão usando restrições técnicas, o Modelo forma o conjunto de alternativas exequíveis para o caso estudado.

- Fase IV – Avaliação tecnológica: Nesta etapa, as alternativas selecionadas como tecnicamente viáveis são analisadas de acordo com seus respectivos graus de adaptabilidade às condições específicas do caso estudado, com o objetivo de avaliar o grau com que cada alternativa se ajusta ao contexto existente.
- Fase V – Análise econômica: Nesta fase, é levantada a performance econômica das alternativas tecnicamente viáveis, resultando em uma aproximação dos valores de alguns parâmetros econômicos, que são utilizados como variáveis de decisão na análise final.
- Fase VI – Seleção final: Nesta etapa, são analisados em conjunto todos os resultados para cada alternativa viável de cada fase anterior. É nesta fase que podem ser utilizados os métodos de Análise de Decisão propostos para se atingir uma solução de hierarquização das alternativas viáveis. Requer consulta a comunidade como parte do processo decisório. Se não atingir um consenso, está previsto a retroalimentação do modelo para alcançar uma decisão satisfatória.

Oliveira (2004) desenvolveu metodologia para tomada de decisão na escolha de sistemas de tratamento de esgoto sanitário. O modelo avalia alternativas de sistemas de tratamento de esgoto que ofereça melhor desempenho econômico e ambiental. A metodologia, a partir da análise de situações hipotéticas de disposição de efluentes, mostrou-se eficaz em identificar as alternativas com menor custo total, a partir do tempo de vida útil estimado para as estações de tratamento, além de oferecer suporte para dimensionamento das próprias unidades de tratamento.

Senante *et al.* (2012) desenvolveu metodologia de apoio a tomada de decisão (“*System Support Decision Environmental – EDSS*”) por meio de uma abordagem baseada na inclusão dos benefícios ambientais. O EDSS não só avalia os custos das tecnologias para as etapas de implantação, operação e manutenção das estações de tratamento de esgotos, mais também os benefícios ambientais – benefícios associados com o dano ambiental evitado.

O objetivo do estudo foi avaliar nove configurações de diferentes tecnologias para se estabelecer um conjunto de critérios de avaliação voltados para a seleção de sistemas de tratamento de esgotos em pequenas comunidades.

Com a consolidação e aprimoramento dos padrões de qualidade ambiental, trabalhos mais recentes têm estabelecido metodologias para apoio ao processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos a partir das respostas dos corpos d'água, receptores finais de efluentes tratados. Estas metodologias têm empregado, de forma combinada, um modelo de qualidade de água e uma técnica de otimização e, usualmente, permitem a determinação das eficiências mínimas de tratamento, necessárias ao atendimento dos padrões de qualidade ambiental. São exemplos desta abordagem os trabalhos de Albertin (2008), Andrade (2012), Valory (2013), Louzada, Reis e Mendonça (2013).

Burn e Yulianti (2001), a partir do emprego de três diferentes modelos de otimização, utilizaram o Algoritmo Genético combinado ao modelo de qualidade de água QUAL-2E com objetivo de resolver problemas de alocação de cargas de efluentes em 10 (dez) pontos do rio Willamette, localizado no estado de Oregon – EUA. O primeiro modelo de otimização teve por finalidade minimizar os custos de tratamento e o número de violações da qualidade da água, analisadas exclusivamente a partir do parâmetro 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 levou em consideração que em períodos de maiores vazões na bacia, seria permissível o lançamento de maiores cargas orgânicas no rio, pois desta forma o rio teria uma maior capacidade de assimilação dos despejos. Os resultados obtidos mostram que o Algoritmo Genético constitui ferramenta eficaz para solucionar problemas de alocação de cargas orgânicas e que as soluções encontradas pelo estudo se mostraram viáveis para processos de tomada de decisão que possuam diversos objetivos.

Cho, Sung e Ha (2004) desenvolveram um modelo de gestão de qualidade de água usando de forma integrada o AG e o modelo de qualidade de água QUAL-2E. O objetivo principal do trabalho foi otimizar os custos dos sistemas

de tratamento de efluentes da bacia hidrográfica do rio Youngsan, localizado na cidade de Kwangju, Coreia do Sul, fornecendo informações relacionadas aos custos de operação de cada alternativa de tratamento de esgoto a ser implementada na bacia. O rio Youngsan tem sua qualidade da água afetada por despejos que estão relacionados a cidade de Kwangju e arredores. Foram simulados quatro cenários utilizando outros métodos de otimização e os resultados comparados com os resultados obtidos quando do emprego do AG. Os autores concluíram que os resultados obtidos com auxílio do AG foram muito melhores do ponto de vista do atendimento dos objetivos do estudo, relacionando a qualidade da água e otimização de custos dos sistemas de tratamento de efluentes de maneira inequívoca.

Albertin (2008) propôs três modelos de otimização multiobjetivo que buscavam a maximização da carga lançada pelas fontes poluidoras, a melhora qualitativa da água e a minimização da magnitude das violações dos padrões de qualidade da água. Sua principal contribuição foi a incorporação de uma restrição ao modelo de otimização que teve como objetivo distribuir equitativamente as eficiências de tratamento necessárias para cada fonte de poluição. O método de otimização utilizado foi o do Algoritmo Genético, que se demonstrou efetivo para solucionar problemas de otimização em aplicações de gerenciamento da qualidade da água.

Andrade (2012) desenvolveu um modelo matemático de otimização multiobjetivo que buscava atender, em uma única função objetivo, diferentes metas envolvidas no processo de alocação de cargas efluentes. O modelo mostrou-se capaz de integrar diferentes objetivos e teve como ideia central minimizar o custo para manutenção da qualidade do corpo receptor, sem deixar de buscar maximização da melhoria da qualidade da água avaliada e a equidade entre usuários. O modelo estabelecido é capaz de variar tanto eficiências de tratamento, quanto vazões de lançamento, o que permite auxiliar o planejamento de sistemas de coleta e tratamento de esgotos. A aplicação do modelo de otimização desenvolvido, na forma do Sistema de Suporte à Decisão, em diferentes estudos de caso, permitiu verificar sua utilidade na avaliação de diferentes estratégias de gestão, incluindo o atendimento às

exigências ambientais relacionadas com o enquadramento dos corpos d'água, redução de custos e manutenção da qualidade da água do corpo receptor.

Louzada, Reis e Mendonça (2013), a partir do emprego combinado da Programação Não Linear e modelagem da qualidade de água, estimaram níveis de tratamento de esgotos para a porção superior da bacia hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória, importante manancial para o abastecimento da Região Metropolitana da Grande Vitória (ES). Segundo os referidos autores, o uso combinado de modelo computacional de qualidade de água e técnica de otimização constituiu alternativa eficiente para a seleção dos níveis de tratamento, podendo subsidiar tomadas de decisão relativas à seleção ou ao escalonamento dos sistemas de tratamento de esgotos numa bacia hidrográfica, considerando aspectos relacionados com a proteção e a recuperação dos recursos hídricos.

Valory (2013) utilizou um modelo de qualidade de água associado ao Algoritmo Genético como alternativa metodológica para a estimativa de eficiências mínimas de remoção de matéria orgânica em sistemas de tratamento de esgotos associados à porção superior da bacia hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória. Foram desenvolvidos três diferentes modelos de otimização que buscaram minimizar o somatório de eficiências de tratamento no âmbito de uma bacia hidrográfica, manter a equidade entre os diferentes lançamentos e atender às restrições de ordem ambiental. Os resultados indicaram que o menor somatório de eficiências foi obtido a partir do modelo de otimização que permitiu explorar a capacidade de autodepuração dos rios. O emprego do Algoritmo Genético permitiu estimar eficiências de remoção de matéria orgânica muito próximas daquelas estimadas pelo algoritmo de Busca Exaustiva, num tempo de processamento substancialmente menor.

3.2. MODELOS DE SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Os modelos matemáticos de qualidade de água são instrumentos que possibilitam compreender o ambiente aquático e visualizá-lo de forma integrada, uma vez que fazem associações entre as características físicas, químicas e biológicas dos corpos d'água (CHAPRA *et al.* 2008).

A utilização de modelos para simulação de qualidade de água em corpos d'água se estabeleceu a partir do desenvolvimento do modelo clássico de Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de Streeter e Phelps, em 1925, trabalho que representou um marco na história da modelagem da qualidade das águas, e que serviu como base para o desenvolvimento da maioria dos modelos mais avançados (SINGH; JAIN, 2009).

A partir do modelo clássico de Streeter e Phelps, muitos outros foram surgindo, aumentando o grau de complexidade, mas mantendo a estrutura conceitual clássica do modelo original (ZANDONADI, 2011). O Quadro 01 apresenta um breve histórico da evolução dos modelos matemáticos da qualidade da água, desde o modelo de Streeter e Phelps até os modelos mais recorrentemente utilizados atualmente.

Quadro 01 – Evolução histórica dos modelos 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.
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.

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

(continuação)

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); fitoplâncton; 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	WQRSS	O modelo WQRSS (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, fitoplânctons 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.
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.

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

(continuação)

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 (Temporaly 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 incluídas.
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.
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 Teclmology, Agricultural University of Wageningen, permite simulação de escoamento não permanente unidimensional e qualidade da água em sistemas de canais abertos, podendo ser inclusos 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.

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

(continuação)

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 será 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.
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.

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

(conclusão)

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 QUAL2E, 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 (2015)

A avaliação da capacidade suporte de corpos d'água, tarefa que condiciona níveis mínimos de tratamento dos efluentes, constitui uma das mais recorrentes aplicações dos modelos de qualidade de água. Constituem exemplos da aplicação dos modelos matemáticos para avaliação da capacidade suporte de rios os trabalhos de Yang *et al.* (2010), Doulgeris *et al.* (2012), Mathew *et al.* (2011), Deus *et al.* (2013), Tonon (2013) e Teodoro *et al.* (2013).

Yang *et al.* (2010) desenvolveram um sistema de modelagem da qualidade da água, utilizando a estrutura computacional do modelo WASP, para estimar os processos hidrodinâmicos de constituintes presente em um pequeno córrego, localizado no norte de Taiwan, o córrego Nanziguo. Esse córrego recebe descarga de águas residuárias municipais e industriais das cidades de Panchiaoy e Tucheng, além de uma série de fontes pontuais advindas de tubulações e bueiros distribuídos ao longo das margens do córrego. A simulação das condições de qualidade indicou que há um grande déficit de OD no córrego devido ao consumo de toda carga orgânica (DBO); adicionalmente, permitiu observar que medidas corretivas devem ser tomadas para que não haja maior degradação do córrego, além de oferecer subsídios para a busca de melhores práticas de gestão para recuperação.

Mathew *et al.* (2011) realizaram um estudo que combinou o uso de modelagem da qualidade da água com o monitoramento e análise de dados de 36 parâmetros em 14 locais distintos do rio Muddy, localizado no perímetro urbano da cidade de Boston – USA, com uma frequência de amostragem mensal ao longo de três anos, que resultou em um banco de dados de 520 observações. O modelo matemático QUAL-2K foi usado para desenvolver uma análise quantitativa dos despejos e processos que afetam o rio Muddy. Quando comparado os resultados das simulações da qualidade da água com o banco de dados gerado pelo monitoramento, chegou-se a conclusão que os referidos despejos não eram significativos, pois existiam outros fatores que contribuíam para a degradação da qualidade da água do rio. Tais fatores eram cargas orgânicas relacionadas a sedimentos, contribuição algal e de aves aquáticas. Desta forma, a dragagem dos sedimentos foi uma ação planejada como parte do projeto de restauração do rio Muddy, a fim de melhorar as concentrações dos parâmetros de maior relevância – OD e DBO. Por fim, o estudo mostrou que foi de grande utilidade combinar a modelagem matemática ao monitoramento e análise de dados para a melhoria da qualidade da água e identificar cargas difusas de efluentes lançadas no rio.

Doulgeris *et al.* (2012) aplicaram o modelo MIKE 11 para simulação da disponibilidade de água na bacia do rio Strymonas. O modelo de chuva-vazão MIKE 11-NAM foi aplicado a todas sub-bacias por um período de seis anos e o modelo hidrodinâmico MIKE 11-HD foi usado no curso principal do rio Strymonas e do Lago Kerkini com base em cenários de flutuações do nível da água do lago Kerkini, localizados entre a Bulgária e Grécia. Foram criados dois cenários: o cenário 1 avaliou que se forem implementadas boas práticas de gestão para controle dos níveis de água corrente, o sistema rio-lago terá água suficiente para satisfazer as suas necessidades para irrigação, com exceção de um pequeno déficit em anos secos; já no cenário 2, se não houver proteção da mata ciliar ao redor da área estudada e dos ecossistemas estuarinos, haverá um maior déficit de água para irrigação nos anos mais secos, aumentando, conseqüentemente, a pressão sob a bacia do rio Strymonas. Contudo, os usuários da bacia devem não só melhorar a eficiência dos sistemas de

irrigação como tomar medidas de economia de água para diminuição dos déficits que estão afetando a bacia em períodos de seca.

No trabalho desenvolvido por Deus *et al.* (2013), o modelo de reservatório CE-QUAL-W2 foi utilizado para simular as variações temporais do oxigênio dissolvido, nitrogênio total, fósforo total, clorofila a, concentração de sólidos dissolvidos totais e da dinâmica da temperatura da água. O modelo foi validado usando cerca de 5 anos de dados de campo no Reservatório de Tucuruí, localizado no estado do Pará, Brasil. Após a validação, o modelo foi usado para simular a qualidade da água para vários cenários voltados a implementação da piscicultura, pois vem sendo avaliado pelo governo local a viabilidade de projetos-piloto na área da aquicultura. Os resultados do modelo reproduziram bem as medições de campo e indicaram que a variação sazonal de oxigênio dissolvido no reservatório corresponde aos dados de monitoramento do reservatório. Um aspecto importante mostrado pelo modelo é que a atividade de peixes no reservatório de Tucuruí pode ter um futuro promissor. O estudo contribui para a compreensão das interações entre a atividade de piscicultura e nutrientes, as algas e oxigênio dissolvido em reservatórios, bem como as possíveis alterações na qualidade da água que podem ser causadas por mudanças no seu manejo.

O trabalho desenvolvido por Tonon (2013) avaliou, por meio dos modelos de Streeter-Phelps e QUAL-UFMG, o processo de autodepuração do rio Lambari, localizado no estado de Minas Gerais, em trecho que compreende lançamentos de esgotos domésticos proveniente de área urbana da cidade de Poços de Caldas. Foram testados dois cenários hipotéticos apresentando valores de 60% e 90% de eficiência de tratamento de esgotos. Além das simulações da qualidade da água realizadas pelo modelo, foram feitas medições de vazão ao longo do trecho de rio estudado para determinação de curvas de permanência. Os resultados obtidos mostraram que a qualidade da água se deteriorou no mês de agosto/2013, fato relacionado a dificuldade de processos de diluição e autodepuração do rio, devido ao baixo índice pluviométrico do mês, e que nas simulações feitas para os cenários de tratamento de esgotos, a eficiência de 60% de tratamento foi razoável para que o rio Lambari se recupere até sua foz, alcançando padrões compatíveis com aqueles estabelecidos pela Resolução

CONAMA nº 357/2005 para rios classe II. O modelo QUAL-UFMG mostrou-se útil para tomada de decisão nos planos de gerenciamento de recursos hídricos.

Teodoro *et al.* (2013) utilizaram o modelo QUAL-UFMG na modelagem da qualidade da água de rios com objetivo de incorporar ao referido modelo 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 apontaram que as equações inseridas no modelo de simulação foram capazes de estimar as vazões de diluição requeridas pelos lançamentos e contabilizar os custos associados ao tratamento dos efluentes, variando-se as vazões de referência, enquadramento e carga orgânica lançada no rio. Os autores concluíram que, apesar da intensa atividade de agropecuária na bacia, o rio Taquarizinho ainda apresenta boas condições de qualidade de água baseada nas concentrações de DBO e OD, e dependendo das características do efluente e das condições em 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.

3.3. TÉCNICAS DE OTIMIZAÇÃO

Otimização consiste na definição de uma solução ou um conjunto de soluções ótimas para uma determinada função ou conjunto de funções. À medida que o número de funções e de variáveis aumentam, a dificuldade em se determinar o conjunto de soluções ótimas também aumenta. É neste contexto que surge a necessidade de desenvolvimento de técnicas matemáticas e computacionais que refinem o processo de otimização, função do recorrente emprego da otimização para a solução de problemas em diferentes ramos da Engenharia (SARAMAGO; STEFFEN, 2008).

Segundo Andrade (2012), não existe um método de otimização que possa resolver eficientemente qualquer tipo de problema. Assim, cada técnica de otimização é utilizada de acordo com a forma, quantidade e propriedades matemáticas da função objetivo e restrições que são conferidas ao problema.

Santos (2007) sugeriu que as principais técnicas de otimização são a Programação Linear (PL), Programação Não-Linear (PNL), Programação Dinâmica (PD) e os Métodos Heurísticos como redes neurais artificiais, lógica fuzzy, “*Simulated Annealing*”, “*Ant Colony Algorithms*”, Busca Tabu e Algoritmos evolucionários.

Segundo Lanna (2002) a grande vantagem da PL está na maior simplicidade do problema, na garantia de que a solução obtida é realmente a ótima, desde que ela exista. Contra o método pesa o fato de que a função objetivo e as restrições do problema nem sempre se encontram na forma linear e modificações devem ser feitas para linearizar o problema.

A PNL caracteriza-se por não possuir um método geral de resolução de todos os problemas e, de acordo com Albertin (2008), a principal limitação em aplicar a PNL nos problemas de gerenciamento dos recursos hídricos é que o método não distingue necessariamente o ótimo local do ótimo global.

A Programação Dinâmica (PD) é vantajosa por não requerer uma forma especial da função objetivo e restrições e 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. Desta forma, 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).

Para Bueno (2009), os Métodos Heurísticos são 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, baseando-se em sucessivas aproximações direcionadas a um ponto ótimo. A utilização de algoritmos populacionais prevê a exploração de várias regiões do espaço de busca a cada iteração, expandindo a possibilidade de selecionar boas rotas. Diversas trajetórias são testadas e combinadas, gerando novas soluções através dos operadores de

recombinação dos algoritmos apresentados. As heurísticas não populacionais exploram somente um elemento da vizinhança a cada nova iteração, como a Busca Tabu e o “*Simulated Annealing*”, gerando somente uma trajetória de soluções.

A Lógica Fuzzy é uma lógica que suporta os modos de raciocínio que são aproximados ao invés de exatos e constitui a base para o desenvolvimento de métodos e algoritmos de modelagem e controle de processos, permitindo a redução da complexidade de projeto, tornando-se a solução para problemas de controle até então intratáveis por técnicas clássicas (GOMIDE *et al.*, 1995).

Redes Neurais Artificiais são técnicas computacionais que apresentam um modelo matemático inspirado na estrutura neural de organismos inteligentes e que adquirem conhecimento através da experiência. Uma grande rede neural artificial pode ter centenas ou milhares de unidades de processamento (PACHECO, 1999).

Algoritmos Genéticos (AG's) são algoritmos evolucionários que imitam processos biológicos para otimizar uma função objetivo. AG's usam o princípio da seleção natural e evolução através de gerações para procurar melhores soluções para um problema específico, numa estrutura semelhante a de um cromossomo, e aplicam operadores como seleção, cruzamento e mutação a essas estruturas como forma de preservar informações críticas relativas à solução do problema. Normalmente, os AG's são vistos como otimizadores de funções, embora a quantidade de problemas para o qual os AG's se aplicam seja bastante abrangente. O AG permite que uma população composta de muitos indivíduos (pontos do domínio da função) possa evoluir sob as regras de seleção especificados para um estado que minimiza ou maximiza a função objetivo (GOLDBERG, 1989). Os três fundamentos necessários para o AG rodar (iniciar) são, a representação dos parâmetros a serem otimizados ou genes, os operadores genéticos e a função objetivo (NICKLOW *et al.*, 2012).

O AG foi desenvolvido para estudar o fenômeno da evolução natural das espécies da forma como ela ocorre na natureza e desenvolver caminhos por meio dos quais os mecanismos desse processo pudessem ser importados para

os sistemas computacionais, ajudando a resolver importantes problemas práticos de otimização (LACERDA; CARVALHO, 1999).

Uma das vantagens de um algoritmo genético é a simplificação que eles permitem na formulação e solução de problemas de otimização. AG's simples normalmente trabalham com descrições de entrada formadas por cadeias de bits de tamanho fixo. Outros tipos de AG's podem trabalhar com cadeias de bits de tamanho variável como, por exemplo, AG's usados para Programação Genética. AG's possuem um paralelismo implícito decorrente da avaliação independente de cada uma dessas cadeias de bits, ou seja, pode-se avaliar a viabilidade de um conjunto de parâmetros para a solução do problema de otimização em questão. O AG é indicado para a solução de problemas de otimização complexos, que envolvem um grande número de variáveis e, conseqüentemente, espaços de soluções de dimensões elevadas. Além disso, em muitos casos onde outras estratégias de otimização falham na busca de uma solução, os AG's convergem. Os AG's são numericamente robustos, ou seja, não são sensíveis a erros de arredondamento no que se refere aos seus resultados finais (MIRANDA, 2007).

Os parâmetros e operadores mais tradicionais dos AG's são o tamanho da população, tipo de seleção, número de gerações, probabilidade de recombinação e probabilidade de mutação. A determinação desses parâmetros é uma das principais dificuldades dos AG's. O principal objetivo dos operadores genéticos é gerar novas soluções dentro do espaço de busca, com intuito de explorar novas regiões desse espaço. O operador de *crossover* tem a função de criar novas soluções (filhos) através da recombinação de soluções correntes (pais). Para imitar a natureza estocástica da evolução natural, uma probabilidade de recombinação é associada com esse operador. Ao contrário, o operador de mutação desempenha um papel importante no processo de evolução dos AG's, pois é através desse operador que novo material genético é introduzido numa população durante o processo de busca de uma solução ótima. O operador de mutação modifica as soluções correntes através de uma mudança gradual nas variáveis de decisão (genes) do vetor associado (cromossomo), obedecendo a um critério probabilístico (probabilidade de mutação) (LACERDA; CARVALHO, 1999). Tais elementos são repetidos em

gerações sequenciais até que uma solução apropriada seja obtida, conforme fluxograma apresentado pela Figura 01.

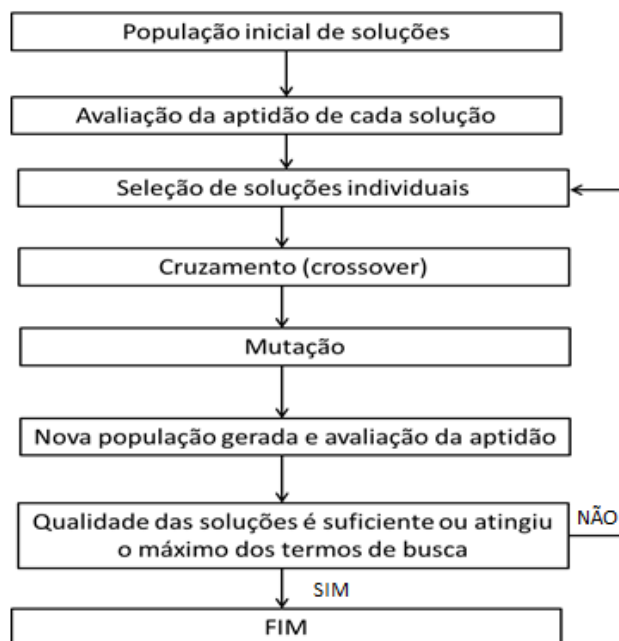


Figura 01 - Sequencia de operações do AG.

Fonte: Adaptado de Nicklow *et al.* (2012)

Os operadores de *crossover* e mutação são os principais mecanismos de busca dos AG's para explorar regiões desconhecidas do espaço de busca. O operador *crossover* é aplicado a um par de cromossomos retirados da população intermediária, gerando dois cromossomos filhos. O *crossover* é aplicado com uma dada probabilidade a cada par de cromossomos selecionados, chamada taxa de *crossover*. Após a operação de *crossover*, o operador de mutação é aplicado, com dada probabilidade, em cada bit dos dois filhos. A mutação melhora a diversidade dos cromossomos na população, logo, deve ser utilizada uma taxa de mutação pequena (normalmente entre 0,1% a 5%), mas suficiente para assegurar a diversidade (LACERDA; CARVALHO, 1999). No entanto, para esse tipo de mutação existe a dificuldade de se encontrar uma solução viável ao executar um problema de otimização restritivo. Na tentativa de solucionar o referido problema, Kumar (2010) desenvolveu a mutação do tipo adaptativa, que gera aleatoriamente mutações nos genes de

maneira que os indivíduos se adequem à função objetivo e às restrições estabelecidas.

O elitismo é aplicado para que os melhores indivíduos de uma geração sejam reintroduzidos na geração seguinte, sem que sofram crossover ou mutação, garantindo que essas possíveis soluções não sejam perdidas durante o processo de seleção. Desta forma, o número de indivíduos preservados pelo elitismo não deve ser elevado, para evitar alta pressão de seleção e a convergência precoce.

Para o critério de parada, de acordo com Lacerda e Carvalho (1999) os principais são quando o AG atinge um dado número de gerações (ou avaliações), quando é chegada ao valor ótimo da função objetivo ou quando ocorre a convergência dos dados, ou seja, quando não ocorre melhoramento significativo no cromossomo de maior aptidão por um dado número de gerações.

Aplicações do Algoritmo Genético em recursos hídricos podem ser encontradas em diversas áreas, como no desenvolvimento de plantas de tratamento de esgotos (CHO *et al.*, 2004; HOLENDA *et al.*, 2007; HAGHIGHI; BAKHSHIPOUR, 2012), controle de poluição em corpos d'água (ARAS, TOGAN e BERKUN, 2007; BU; WANG; TONG, 2013; HUANG *et al.*, 2014), sistemas de tratamento de efluentes e abastecimento de água (PARK; KO; LEE, 2007; TAMAR; AVI, 2011).

4. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo considerada neste trabalho é a bacia hidrográfica do rio Pardo, importante afluente do rio Itapemirim, principal curso d'água da porção Sul do estado do Espírito Santo. A área de drenagem da bacia do rio Pardo é aproximadamente 611 Km², com altitudes variando de 0 a 1580 m e perímetro 114 Km.

A economia da região se baseia fortemente na extração e beneficiamento de mármore e granito. No entanto, também são encontradas indústrias alcooleiras e produção agropecuária, além de frigoríficos e cooperativas de derivados do leite. Os conflitos existentes e potenciais estão concentrados na necessidade de preservação da qualidade das águas dos rios para a obtenção de água potável frente à existência das referidas atividades potencialmente poluidoras (IEMA, 2015).

A bacia hidrográfica do rio Pardo (Figura 02) é composta pelo rio Pardo e três tributários de maior relevância (ribeirão São José, rio Pardinho e ribeirão Perdição). O rio Pardo recebe lançamentos de esgoto doméstico provenientes das sedes dos municípios de Ibatiba e Lúna. O rio Pardinho, por sua vez, recebe aporte de esgotos domésticos do município de Irupi. Já no ribeirão Perdição existem lançamentos dos esgotos domésticos produzidos pelos povoados de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, povoados da zona rural do município de Lúna. Em nenhum dos pontos de disposição de efluentes domésticos existe estação de tratamento de esgotos implantada.

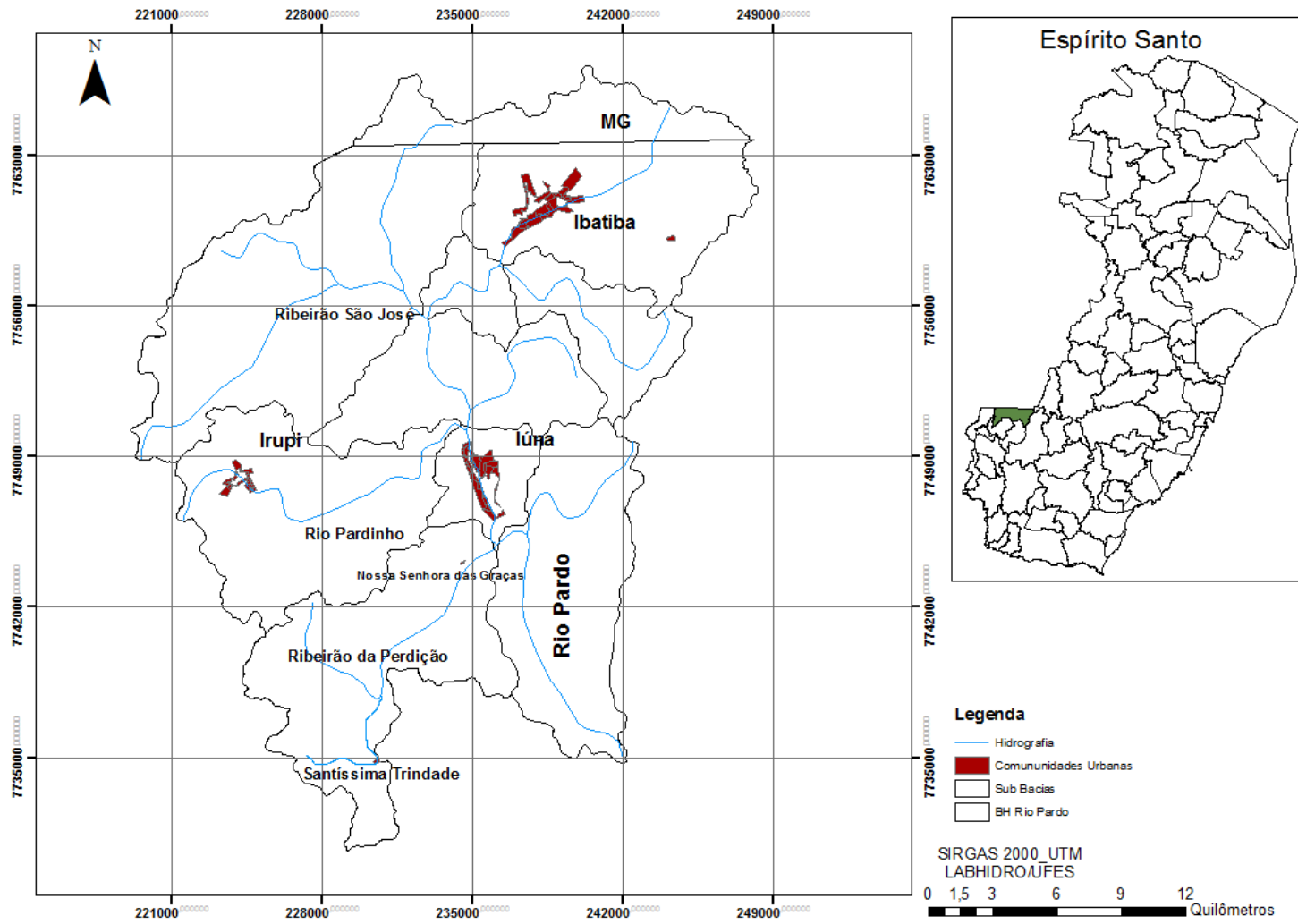


Figura 02 - Sistema hídrico da bacia hidrográfica do rio Pardo.

A Figura 03 representa esquematicamente o sistema hídrico modelado, indicando os principais cursos d'água, suas extensões por segmentos (do segmento 1 ao 8) e os diferentes pontos de disposição de esgotos domésticos brutos associados a bacia hidrográfica do rio Pardo. A extensão total do rio Pardo objeto de análise é de 57,9 Km.

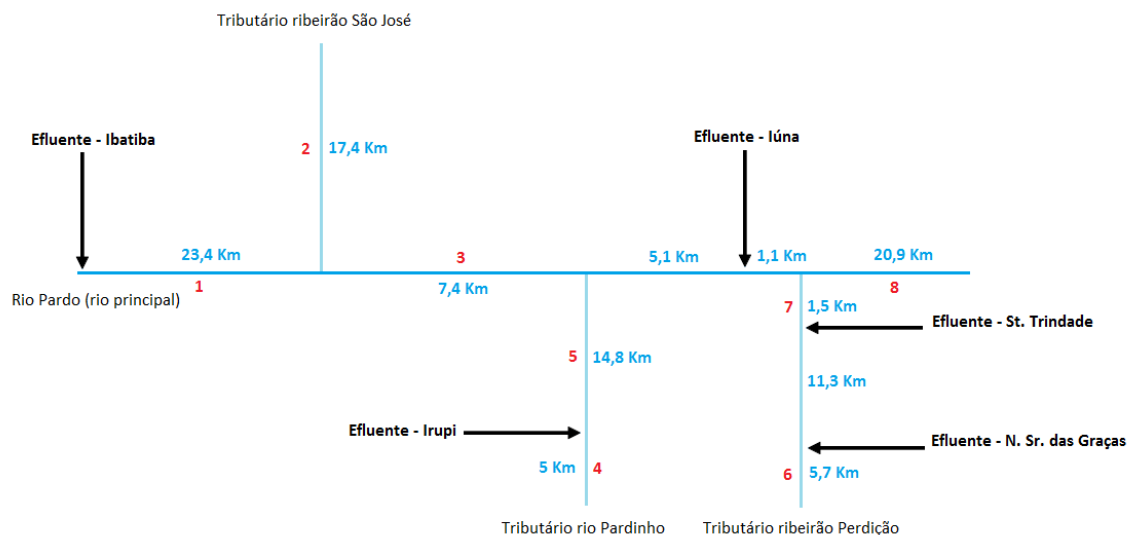


Figura 03 - Representação esquemática do sistema hídrico modelado.

Para a modelagem da qualidade da água do rio Pardo e de seus tributários, foram consideradas as informações reunidas por Calmon *et al.* (2016), quando da avaliação do emprego de curvas de permanência de qualidade para suporte ao enquadramento do mesmo sistema hídrico. Dos referidos autores foram obtidas informações referentes às vazões mínimas de referência e condições de qualidade do rio Pardo e seus principais tributários, vazões de efluentes produzidas pelos diferentes núcleos populacionais, expressões empregadas para apropriação das constantes cinéticas e expressões utilizadas para as relações entre as variáveis vazão, velocidade e profundidade média dos cursos d'água – variáveis e expressões demandadas pelo modelo de qualidade de água.

5. METODOLOGIA

A metodologia conformada nesta dissertação tem por objetivo oferecer suporte ao processo de pré-seleção de estações de tratamento de esgotos no âmbito de uma bacia hidrográfica. A referida metodologia compreende a integração de um modelo de qualidade de água a uma técnica de otimização, para a determinação de eficiências mínimas de tratamento, seguido da análise técnica e econômica dos sistemas de tratamento de esgoto que atendam aos requisitos de eficiência. Ainda que inicialmente aplicada à bacia hidrográfica do rio Pardo, espera-se que a metodologia seja suficientemente geral para permitir sua aplicação a quaisquer bacias hidrográficas.

Nos tópicos subsequentes são apresentadas informações que subsidiaram a modelagem matemática da qualidade da água, o modelo e a técnica de otimização que foram utilizadas para a determinação das eficiências mínimas de tratamento de esgotos e os panoramas utilizados para demonstrar a aplicação da metodologia proposta.

5.1. MODELO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Para a simulação da qualidade da água foi utilizado o modelo computacional desenvolvido por Valory (2013) e modificado para atender as especificidades da bacia do rio Pardo. Este programa reproduz, no ambiente computacional do *software* MatLab, as funções matemática empregadas pelo modelo QUAL-UFMG para a simulação da variação espacial das concentrações de OD e DBO. As representações funcional e computacional do modelo QUAL-UFMG são detalhadamente apresentadas e discutidas por Von Sperling (2007).

O MatLab é um *software* interativo de alta performance voltado para cálculo numérico, análise de dados, cálculo com matrizes, construção de gráficos e implementação de algoritmos. Ele permite solução de problemas numéricos de maneira mais simples do que em outras linguagens de programação, pois seu ambiente de trabalho é de fácil utilização e seus comandos são mais próximos das formas de redação das expressões algébricas.

O QUAL-UFMG utiliza o método de Euler para solucionar as equações diferenciais, método de solução numérica mais simples, mas que requer

passos de integração menores que os demais, para evitar imprecisões e instabilidades numéricas. Deste modo, para a modelagem dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo foram empregados passos de integração de 100 m, ou seja, o rio foi dividido conceitualmente em segmentos (elementos computacionais) com extensão de 100 m, que funcionam como reatores de mistura completa dispostos em série. Desta forma, as concentrações de OD e DBO dentro de cada segmento são uniformes, sendo essas concentrações dependentes do balanço entre os fluxos afluentes, efluentes e do consumo ou acúmulo de constituinte.

No trecho simulado, o balanço de massa foi levado a termo considerando-se a contribuição de fontes pontuais e distribuídas. As fontes pontuais foram constituídas pelos tributários do rio Pardo (rio Pardinho, ribeirão Perdição e ribeirão São José) e os cinco lançamentos de efluentes domésticos advindos dos núcleos urbanos situados na bacia do rio Pardo (sedes municipais Ibatiba, Lúna e os distritos de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças). As fontes distribuídas, por sua vez, foram compostas pelas vazões incrementais e cargas de DBO associadas aos esgotos produzidos pela população rural.

A concentração no ponto de mistura dos efluentes com o rio principal é estimada por meio de uma média ponderada considerando entrada de vazão e cargas incrementais conforme estabelecido pela equação 01.

$$CM = \frac{Q_{rio} \cdot C_{rio} + Q_{trib} \cdot C_{trib} + Q_{ef} \cdot C_{ef} + Q_{dif} \cdot C_{dif} + C_{inc}}{Q_{rio} + Q_{trib} + Q_{ef} + Q_{dif}} \quad (01)$$

Na equação 01:

CM – Concentração dos parâmetros de qualidade (OD e DBO) no ponto de mistura;

Q_{rio} – Vazão do rio (m^3/s);

Q_{trib} – Vazão do tributário (m^3/s);

Q_{ef} – Vazão do efluente (m^3/s);

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

C_{rio} – Concentração de determinado parâmetro no rio (mg/L);

C_{trib} – Concentração de determinado parâmetro no tributário (mg/L);

C_{ef} – Concentração de determinado parâmetro no efluente (mg/L);

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

C_{inc} – Concentração da carga incremental direta (gDBO/d.m).

A equação 01 foi utilizada nos pontos onde há entrada de vazão de tributário, de efluente e de vazão incremental. Desta forma, a partir do cálculo da concentração de mistura, a variação temporal da concentração de DBO é estabelecida por meio da equação 02.

$$\frac{dL}{dt} = -K_d \cdot L + L_{\text{dif}} \quad (02)$$

Na equação 02:

K_d – Coeficiente de decomposição da matéria orgânica no rio (d^{-1});

L – Concentração de DBO última em um tempo qualquer (mg/L);

L_{dif} – Taxa de entrada de DBO última difusa ($g/m^3 \cdot d$).

A determinação da variação temporal da concentração de OD, por sua vez, é estabelecida com auxílio da equação 03.

$$\frac{dC}{dt} = K_2 \cdot (C_{\text{sat}} - C) - K_d \cdot L \quad (03)$$

Na equação 03:

C – Concentração de OD em um tempo de percurso t qualquer (mg/L);

K_2 – Coeficiente de reaeração (d^{-1});

C_{sat} – Concentração de saturação de OD (mg/L);

K_d – Coeficiente de decomposição da matéria orgânica (d^{-1});

L – Concentração da DBO última em um tempo de percurso t qualquer (mg/L).

Calmon *et al.* (2016) estimaram a vazão incremental (difusa) para cursos d'água da bacia do rio Pardo por meio de balanço de massa, considerando a diferença entre a vazão na seção final do trecho simulado e a vazão nas cabeceiras do sistema hídrico. Para as simulações realizadas na bacia do rio Pardo, foi assumida a vazão incremental de 3,53 L/s, com concentrações de OD e DBO de 5 mg/L e 2 mg/L, respectivamente. Os referidos valores de concentrações de OD e DBO foram assumidos a partir das proposições de Von Sperling (2007).

Os valores de vazão dos cursos d'água, vazão dos esgotos domésticos, profundidade, temperatura e coeficientes cinéticos referentes a bacia do rio Pardo, foram aqueles utilizados por Calmon *et al.* (2016).

Para os valores de vazão, foi considerado percentual de 50% da vazão de referência utilizada no processo de outorga no estado do Espírito Santo (Q₉₀). Todos os valores de vazão foram estimados a partir de medições de vazão realizadas na estação fluviométrica de Terra Corrida – Montante, estação fluviométrica instalada e operada pela Agência Nacional de Águas (ANA).

Calmon *et al.* (2016), indicaram a temperatura média de 20,6°C e altitude média 846,36 m para a bacia do rio Pardo, informações que subsidiaram a determinação da concentração de saturação de oxigênio no corpo d'água. Neste trabalho, a concentração de saturação assumiu o valor de 8,11 mg/L, concentração estimada a partir de expressão proposta por Popel (1979).

As relações funcionais entre vazão e velocidade e entre vazão e profundidade (funções potenciais no modelo QUAL-UFMG) foram estabelecidas a partir de registros de medições de vazão realizadas na estação fluviométrica de Terra Corrida – Montante, instalada e em operação no rio Pardo. As equações 04 e 05, também apropriadas de Calmon *et al.* (2016), permitiram estimar velocidade e profundidade dos cursos d'água em função da vazão.

$$U = 0,1433.Q^{0,6305} \quad (04)$$

$$H = 0,6076.Q^{0,2566} \quad (05)$$

Os valores de vazão média de esgotos domésticos relativos a população urbana das sedes municipais e distritos da bacia do rio Pardo são apresentadas na Tabela 01.

Tabela 01 - Valores de vazão média de esgotos domésticos da população urbana da bacia do rio Pardo

DISTRITOS	VAZÃO MÉDIA DE ESGOTO DOMÉSTICO (L/s)	POPULAÇÃO URBANA (habitantes)
Ibatiba	24,33	18.125
Irupi	5,24	4.918
Iúna	19,90	14.821
Santíssima Trindade	0,32	301
N. Sra. das Graças	0,64	600

Fonte: Calmon *et al.* (2016)

Considerando-se as formulações propostas por EPA (1985) e Thomann e Mueller (1987), para o coeficiente K_d foi assumido um valor de $0,5 \text{ d}^{-1}$, valor conservador em termos de abatimento da carga orgânica no corpo receptor e condizente com valores típicos de literatura técnica corrente.

A constante cinética que regula o processo de reaeração atmosférica (K_2) foi estimada a partir da expressão originalmente definida por O'Connor e Dobbins em 1958, consideradas as relações entre vazão e velocidade (equação (04)) e entre vazão e profundidade (equação (05)). A equação 06 define a constante cinética que regula o processo de reaeração atmosférica.

$$K_2 = 3,73.(0,1433.Q^{0,6305})^{0,5}.(0,6076.Q^{0,2566})^{-1,5} \quad (06)$$

De acordo com Von Sperling (2007), os processos que envolvem inter-relações de algas com outros constituintes são bastante complexos e os valores de seus coeficientes não são determinados facilmente. Além disso, as interações com as algas apresentam maior relevância para ambientes lênticos. Portanto, para simulação do perfil de OD, as taxas de produção (Fotossíntese) e consumo (Respiração) de OD associados a biomassa algal foram desconsideradas no presente estudo.

O revolvimento da camada de lodo de fundo, que normalmente não se encontra inteiramente estabilizada, pode ser considerada uma fonte de DBO, compensando o decaimento da mesma devido ao processo de sedimentação. Desse modo, os coeficientes de decaimento da DBO por sedimentação e a demanda de oxigênio associada ao sedimento foram desprezados. Essa desconsideração do fenômeno de sedimentação da matéria orgânica apresenta-se a favor da segurança, uma vez que na modelagem da DBO não é considerado o decréscimo da DBO advindo da sedimentação. É relevante observar que a quantidade de sólidos sedimentáveis presentes no efluente final de esgotos tratados é usualmente muito baixa, sendo menor a influência da sedimentação e a possibilidade de formação do lodo de fundo no corpo d'água (VON SPERLING, 2007).

Para os efluentes domésticos urbanos adotou-se o valor de 400 mg/L para a concentração de $DBO_{5,20}$ com quota per capita de 145 L/hab.dia. O valor de concentração de DBO adotado corresponde ao limite superior da faixa de concentração de $DBO_{5,20}$ característica de esgoto doméstico bruto, indicada por Von Sperling (2005) e Jordão e Pessôa (2009). Assumiu-se como nula a concentração de OD no esgoto doméstico bruto.

É importante ressaltar que a concentração nula para OD nos esgotos brutos e, por consequência, nos esgotos tratados, foi adotada para simular cenários mais rigorosos do que alguns daqueles que acontecem na prática, uma vez que algumas plantas de tratamento permitem lançamentos de efluentes com concentrações de OD que podem chegar a 2 mg/L, como pode ocorrer em processos de lodos ativados.

No presente estudo, em função da inexistência de informações consistentes sobre o esgotamento sanitário nas áreas rurais da bacia do rio Pardo, foi assumido, em favor da segurança, que toda carga de DBO oriunda do esgoto gerado pela população rural atinge os corpos d'água superficiais, sem abatimento do valor dessa carga a partir de sistemas individuais de tratamento ou em decorrência de disposição de esgotos brutos no solo, gerando uma carga incremental direta de DBO em toda a extensão dos rios Pardo, Pardinho,

ribeirão Perdição e ribeirão São José. A carga incremental direta de DBO estimada por Calmon *et al.* (2016) assumiu o valor 9,35g de DBO/d.m.

5.2. TÉCNICA DE OTIMIZAÇÃO

A técnica de otimização empregada no presente estudo foi o Algoritmo Genético (AG), método populacional estocástico de otimização por busca direta inspirado nos mecanismos de evolução das espécies, que compreendem processos da genética das populações, sobrevivência e adaptação dos indivíduos. Desta forma, o processo de otimização utilizando AG foi conformado pelo algoritmo representado graficamente por meio da Figura 04.

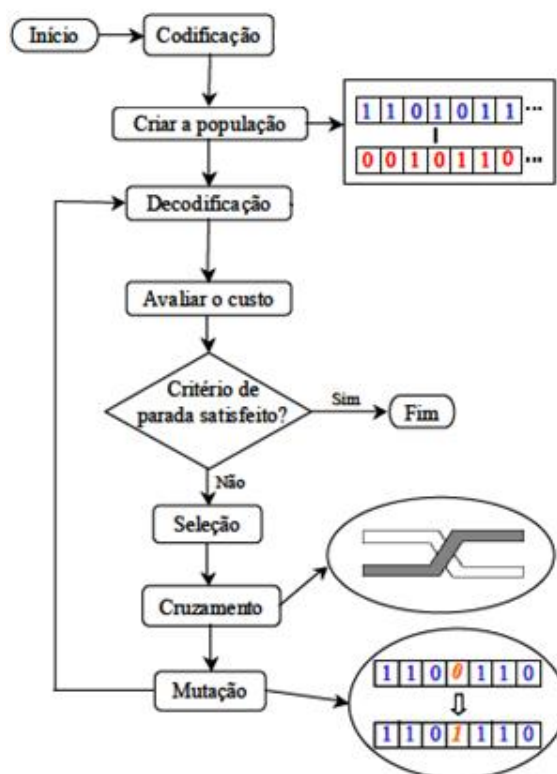


Figura 04 – Fluxograma básico de um algoritmo genético

Fonte: Saramago e Steffen (2008).

Para a aplicação do AG foi empregado o Toolbox Optimization do software Matlab. Na janela de comandos do Toolbox, foram inseridas as informações referentes as funções objetivo (*Fitness function* e *Nonlinear constraint function*), limites mínimos e máximos (*Bounds*) das eficiências requeridas para cada

ponto de lançamento de efluentes e os operadores e valores dos parâmetros do AG a serem utilizados.

O modelo de qualidade de água e o AG foram conjuntamente empregados para a determinação das eficiências mínimas de tratamento associadas a cada ponto de disposição de efluentes, informação primária para a pré-seleção dos sistemas de tratamento de esgotos e cuja determinação precede o emprego dos demais critérios de natureza técnica e econômica.

Os operadores e valores dos parâmetros do AG empregados na etapa de otimização reproduziram aqueles utilizados por Valory (2013), quando da avaliação de eficiências de tratamento de esgotos para lançamentos hipotéticos de efluentes na porção superior da bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória. Desta forma, foram assumidos os seguintes operadores e correspondentes parâmetros:

- População inicial com 20 (vinte) indivíduos, suficiente para a convergência para a solução do problema de otimização sem relevantes demandas referentes ao tempo de processamento;
- A seleção foi aplicada para a criação de uma população intermediária, submetida aos processos de cruzamento e mutação para a definição da próxima geração. Foi empregada a seleção por torneio e foram escolhidos, aleatoriamente, 10 (dez) indivíduos da população inicial para participarem do processo;
- O indivíduo que apresentar maior aptidão (*fitness*) foi escolhido para compor a população intermediária;
- A partir da população intermediária, os indivíduos selecionados foram cruzados entre si e, na sequência, foram aplicados os operadores de mutação. Para o cruzamento (*crossover*) foi empregado taxa de 50%;
- Para a mutação – operador que tem por finalidade assegurar a diversidade dos indivíduos – optou-se pela adoção de mutação adaptativa, tipo de mutação que gera aleatoriamente mutações nos genes de maneira que os indivíduos se adéquem à função objetivo e às restrições estabelecidas;

- O elitismo foi empregado para preservar e encaminhar os indivíduos mais adaptados de cada geração para a próxima geração, foram escolhidos 3 (três) indivíduos. Este indivíduo não foi modificado pelos diferentes operadores genéticos empregados neste estudo.

O AG constitui uma técnica Metaheurística de otimização. Sua aplicação, portanto, não garante a obtenção do ótimo global. Os Algoritmos Genéticos, embora não forneçam necessariamente a solução ótima global, são capazes de fornecer soluções razoáveis com tempo de processamento considerado viável. Buscando-se atenuar o problema da eventual não obtenção do ótimo global, foram conduzidas 5 (cinco) simulações para cada modelo de otimização empregado. A apropriação de soluções idênticas ou próximas entre si indica que o ótimo global foi obtido ou que dele se aproximou.

5.3. MODELOS DE OTIMIZAÇÃO

Modelos de otimização foram aplicados tendo-se como principal objetivo a minimização do somatório de eficiências de tratamento ou da inequidade entre diferentes estações de tratamento de esgotos associadas à bacia do rio Pardo, impondo-se como restrições a manutenção dos padrões de qualidade de água exigidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para todos os trechos dos corpos d'água analisados.

A equação (7) e as inequações de (8) a (11) conformam o primeiro modelo de otimização (modelo de otimização 1), originalmente proposto por Louzada, Reis e Mendonça (2015), assumindo-se que os cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo são classificados como classe 2. É relevante observar que o rio Pardo e seus afluentes não passaram por processo de enquadramento. Neste contexto, os padrões de qualidade de água indicados para OD e DBO em rios classe 2 deram forma as restrições estabelecidas pelas inequações (10) e (11).

$$\text{Minimizar } [f(E)] = \sum_{i=1}^n E_i \quad (07)$$

$$E_i \text{ (Eficiência)} \geq 0 \quad (08)$$

$$E_i \text{ (Eficiência)} \leq 95 \quad (09)$$

$$DBO_{\text{curso d'água}} \leq 5,0 \quad (10)$$

$$OD_{\text{curso d'água}} \geq 5,0 \quad (11)$$

O segundo modelo de otimização (modelo de otimização 2), originalmente proposto por Burn e Yulianti (2001), tem como função objetivo a equação (12). Este modelo tem como principal perspectiva a determinação de eficiências de tratamento num contexto de minimização da inequidade entre os sistemas. As inequações de (08) a (11) também conformam as restrições do modelo de otimização 2.

$$\text{Minimizar } [f(E)] = \sum_{i=1}^n \left| \left(\frac{CO_{\text{EsgotoBruto}(i)}}{E_{(i)}} \right) - \left(\frac{CO_{\text{EsgotoBruto}}}{\bar{E}} \right) \right| \quad (12)$$

Nas equações (7) e (12) e nas inequações de (8) a (11), E_i representa a eficiência de remoção de DBO do i -ésimo sistema de tratamento de esgoto considerado para a bacia de estudo, $DBO_{\text{curso d'água}}$ o valor da Demanda Bioquímica de Oxigênio para o esgoto tratado e $OD_{\text{curso d'água}}$ a concentração de Oxigênio Dissolvido no curso d'água.

Na equação (12), a relação estabelecida por $CO_{\text{EsgotoBruto}}$ (carga orgânica do esgoto bruto do i -ésimo lançamento de efluente na bacia) e E_i (eficiência de remoção de DBO do i -ésimo sistema de tratamento implantada no sistema hídrico) representa a inserção da equidade entre os diferentes lançamentos considerados. Desta forma, quanto maior a carga orgânica bruta associada a um determinado lançamento, maior será a eficiência de remoção de DBO estimada para aquele ponto do lançamento de efluente.

De acordo com o Artigo 21 da Resolução CONAMA nº430/2011, o valor máximo permitido para concentração de DBO para efluentes tratados é de 120 mg/L. No entanto, a Resolução indica que a referida concentração poderá ser ultrapassada naquelas situações em que o sistema de tratamento apresentar eficiência mínima de 60% para remoção de DBO, ou quando a capacidade de autodepuração do corpo receptor for suficiente para mantê-lo dentro dos limites de OD e DBO correspondentes as metas do seu enquadramento. Neste contexto, uma restrição adicional associada à remoção de DBO foi adicionada ao modelo de otimização 1, estabelecendo-se três diferentes grupos de

otimização para cada um dos cenários de disposição de efluente objeto de simulação. A restrição adicional admitiu as seguintes formas:

1. $E_i \geq 0$: admite-se o lançamento de esgoto bruto, considerando-se que toda matéria orgânica será assimilada pela capacidade de autodepuração dos cursos d'água, com a manutenção dos padrões de OD e DBO dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 em todo sistema hídrico;
2. $DBO_{\text{Esgoto tratado}} \leq 120 \text{ mg/L}$: observando-se o valor máximo de DBO no esgoto tratado, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011;
3. $E_i \geq 60\%$: de acordo com o valor mínimo de eficiência para remoção de DBO estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011, admite-se o lançamento de esgoto tratado com valores de concentrações de DBO superiores a 120 mg/L.

O efeito sobre o processo de pré-seleção de sistemas de tratamento de esgoto da restrição adicional decorrente dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011 foi avaliado e será discutido nos tópicos subsequentes.

5.4. IDENTIFICAÇÃO DE CRITÉRIOS TÉCNICOS E ECONÔMICOS APLICÁVEIS À SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Os critérios técnicos e econômicos necessários à pré-seleção de sistemas de tratamento de esgotos foram identificados a partir da revisão da literatura técnica recorrente. Nesta etapa do trabalho foram consultados artigos técnicos disponíveis no Portal de Periódicos da Capes, dissertações, teses e livros da Biblioteca setorial do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Biblioteca Central da UFES e em bancos de teses e dissertações de diferentes instituições de ensino superior.

5.5. ANÁLISE ECONÔMICA

Para análise econômica foi empregado o Método do Valor Presente Líquido (VPL), que consiste em se determinar um valor em um instante considerado inicial, a partir de um fluxo de caixa formado por uma série de receitas e

dispêndios. De acordo com Hirschfeld (2012), existem uma série de outros métodos (Método da Taxa de Retorno, Método do Prazo de Retorno, Método do Benefício, Método do Valor Uniforme Líquido) que conduzirão aos mesmos resultados, desde que sejam tomados os devidos cuidados em relação as considerações e peculiaridade de cada método.

Considerando-se a existência de benefícios e custos em um fluxo de caixa, a somatória de todos os valores de benefícios (positivo) com os valores de custos (negativo), produz o valor presente líquido do fluxo de caixa. Desta forma, se o valor presente líquido do fluxo de caixa for positivo, significa que há uma predominância dos valores presentes dos benefícios em relação aos custos. Por outro lado, se o valor presente líquido do fluxo de caixa for negativo, significa que há uma predominância dos valores presentes dos custos em relação aos benefícios, ambos obtidos com a aplicação de uma taxa característica de juros. A equação (13) mostra que o valor presente líquido de um fluxo de caixa de uma determinada alternativa é, portanto, a soma algébrica dos diversos valores presentes envolvidos neste fluxo de caixa.

$$VPL = \sum F_n (1 + i)^{-n} \quad (13)$$

Na equação (13):

- VPL: valor presente líquido de um fluxo de caixa de uma determinada alternativa;
- n: número de períodos envolvidos em cada elemento da série de receitas e dispêndios do fluxo de caixa;
- F_n : cada um dos diversos valores envolvidos no fluxo de caixa;
- i: taxa de juros comparativa ou taxa mínima de atratividade, também conhecida como taxa de equivalência, taxa de expectativa ou taxa de desconto.

Quando há predominância de dispêndios, ou para casos onde eles compõem todo o fluxo de caixa, é feito a conversão de sinais, ou seja, os benefícios se tornam negativos e os custos positivos. Para não haver confusão, designa-se, nestes casos, o valor presente líquido com sinal negativo por custo presente líquido (CPL). Deste modo:

$$\text{CPL} = - \text{VPL} \quad (14)$$

Neste trabalho foi considerado para o cálculo do CPL o valor de 5% para a taxa de desconto (i) e um período de 20 anos para vida útil dos sistemas de tratamento de esgotos. Como o presente trabalho abrange a pré-seleção de sistemas de tratamento de esgotos, o objetivo da análise econômica foi indicar a alternativa que oferece o menor custo. Neste contexto, foi calculado o CPL de todas as opções de tratamento de esgotos e, aquelas que apresentaram os menores valores de custo presente líquido, foram escolhidas como as melhores alternativas de tratamento para cada ponto de disposição de efluentes.

5.6. PRÉ-SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS PARA A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARDO

Desenvolveu-se programa computacional no software MatLab para levar a termo a pré-seleção dos sistemas de tratamento de esgoto considerados viáveis a partir da análise de critérios técnicos e econômicos. Em relação a análise econômica, o referido programa apropria os custos associados à implantação, operação e manutenção dos sistemas de tratamento, dentre aqueles que atenderam aos requisitos de eficiência e demais critérios técnicos selecionados para análise; adicionalmente, apropria os valores de CPL das alternativas viáveis de tratamento de esgotos de acordo com a taxa de juros e vida útil estabelecidas. Ao final do processo, os sistemas de tratamento de esgotos são ordenados considerando-se valores crescentes de CPL.

Para demonstrar a aplicação do procedimento para pré-seleção de sistemas de tratamento foram considerados diferentes cenários hipotéticos, estabelecidos a partir de diferentes combinações de critérios técnicos. É relevante observar, no entanto, que a identificação de conjunto mais abrangente de critérios técnicos e econômicos constitui objetivo específico do presente trabalho, ao qual estão associadas as atividades reunidas na seção 5.4 (Identificação de critérios técnicos e econômicos aplicáveis à seleção de sistemas de tratamento de esgoto). Neste contexto, os cenários utilizados para demonstrar a aplicação da metodologia proposta foram conformados a partir de conjunto limitado de critérios técnicos. Além dos requisitos de eficiência, foram estabelecidas restrições ao consumo de energia e à disposição de esgoto no solo.

Ainda que o melhor entendimento da área de estudo conduza a seleção mais consistente de conjunto de critérios técnicos a serem atendidos nos diferentes pontos de disposição de efluentes, para os povoados da zona rural do município de Lúna (povoados de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças) foram priorizados sistemas não-mecanizados, associados a baixos consumos de energia. Desta forma, os diferentes cenários foram assim definidos:

- Cenário 1: apenas as eficiências mínimas de tratamento foram consideradas, não sendo necessário o atendimento de qualquer outro aspecto de natureza técnica;
- Cenário 2: não foram admitidos sistemas mecanizados em quaisquer dos pontos de disposição de efluentes, função de limitação do consumo de energia. Neste caso, apenas os sistemas que não demandassem energia para operação poderiam ser escolhidos no processo de pré-seleção. Adicionalmente, não foram admitidos sistemas de tratamento e disposição final no solo;
- Cenário 3: apenas nos povoados de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças não foram admitidos sistemas de tratamento que demandem energia elétrica para operação. Nestas localidades foram admitidos sistemas de tratamento e disposição final no solo, alternativa não considerada nas sedes municipais de Ibatiba, Lúna e Irupi.

É relevante observar que critérios de seleção e custos de implantação e operação podem ser apresentados em função de números de habitantes. Desta forma, para critérios ou custos eventualmente estabelecidos em função do número de habitantes, foi calculado o equivalente populacional associado a cada efluente, variável obtida a partir da carga orgânica e contribuição per capita de DBO. Neste trabalho, quando necessário, assumiu-se contribuição per capita de 50 gDBO/hab.dia, conforme indicação de Von Sperling (2005).

Na composição dos diferentes cenários de simulação, foram consideradas três diferentes condições de tratamento de esgoto, conforme restrições adicionais indicadas na seção 5.3. São elas: **a) Condição 1**: lançamento de esgoto bruto, considerando que toda matéria orgânica seria assimilada a partir da

capacidade de autodepuração dos cursos d'água, garantida a manutenção dos padrões de OD e DBO dentro dos limites de enquadramento para rios classe 2 estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 em toda extensão dos cursos d'água; **b) Condição 2**: lançamento de esgoto tratado com valores máximos de DBO de 120 mg/L, conforme perspectiva estabelecida pela Resolução CONAMA nº 430/2011; e **c) Condição 3**: imposição de eficiência de tratamento para remoção de DBO maior ou igual a 60%, conforme perspectiva estabelecida pela Resolução CONAMA nº 430/2011, admitindo-se lançamento de esgoto tratado com valores de concentração de DBO superiores a 120 mg/L.

É relevante observar que o emprego do modelo de otimização 2 tem como objetivo avaliar a variação das eficiências com a introdução da perspectiva de equidade entre os sistemas de tratamento. Função deste aspecto, o modelo de otimização 2 foi empregado apenas para a Condição 1 de disposição final de efluentes.

O Quadro 02 abaixo sumariza a matriz dos panoramas simulados, por condição de tratamento de esgoto e cenários relacionados aos critérios técnicos.

Quadro 02 - Panoramas de simulação associados às condições de tratamento de esgotos e cenários de restrição.

CENÁRIOS	CONDIÇÕES DE TRATAMENTO			
	Condição 1		Condição 2	Condição 3
	Modelo de otimização 1	Modelo de otimização 2	Modelo de otimização 1	Modelo de otimização 1
Cenário 1	Panorama 1	Panorama 2	Panorama 3	Panorama 4
Cenário 2	Panorama 5	Panorama 6	Panorama 7	Panorama 8
Cenário 3	Panorama 9	Panorama 10	Panorama 11	Panorama 12

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. SIMULAÇÃO DA DISPOSIÇÃO FINAL DE ESGOTO DOMÉSTICO BRUTO

A primeira simulação conduzida com auxílio do modelo de qualidade de água considerou o lançamento de esgoto doméstico bruto nos cinco pontos de disposição. Esta simulação permitiu avaliar a capacidade de diluição e autodepuração dos cursos d'água da bacia do rio Pardo a partir da análise dos perfis de concentração de OD e DBO.

Na Figura 05 são apresentados os perfis de concentração de OD e DBO ao longo de toda a extensão simulada do rio Pardo, considerando-se diferentes afluxos produzidos pelos tributários e efluentes domésticos brutos. Nesta figura (e nas demais que dão forma a presente seção) as linhas em vermelho referem-se aos padrões de qualidade para rios classe 2, conforme Resolução CONAMA nº 357/2005.

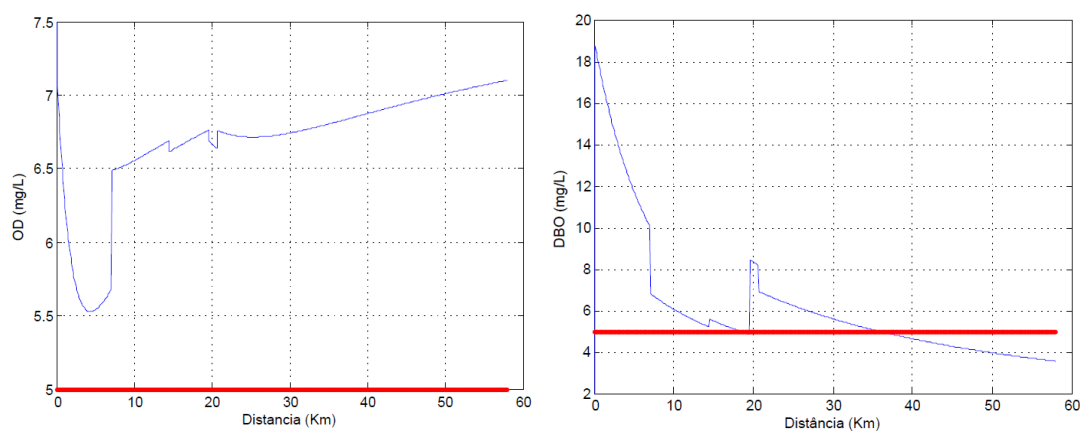


Figura 05 - Perfis de concentração de OD e DBO ao longo do rio Pardo.

Os picos de concentração de DBO estão associados às entradas dos efluentes produzidos pelos municípios de Ibatiba (início do trecho simulado), Irupi (quilômetro 14.5) e Lúna (quilômetro 19.6). A maior concentração de DBO estimada com auxílio do modelo de qualidade foi decorrente da disposição dos efluentes do município de Ibatiba (município mais populoso da bacia), assumindo valor, aproximadamente, 18,8 mg/L. No trecho compreendido entre o município de Ibatiba e a confluência com o ribeirão São José (quilômetro 7.1),

observou-se decaimento da concentração de DBO para valores ligeiramente superiores a 10,0 mg/L. O ribeirão São José, que não recebe aportes pontuais de esgoto doméstico, produziu relevante efeito de diluição do esgoto doméstico produzido pela população de Ibatiba. É relevante observar que os efluentes produzidos pelo município de Irupi (dispostos no rio Pardinho), um dos três municípios que mais contribuem para a geração de carga de DBO na bacia do rio Pardo, não produziram significativo aumento na concentração de DBO do rio Pardo. Este aspecto é decorrente do fato de que, ao longo do rio Pardinho, a concentração de DBO do efluente produzido pelo município de Irupi foi substancialmente reduzida, em função do processo de autodepuração.

O segundo maior pico de concentração estimado pelo modelo de qualidade de água (8,5 mg/L) foi decorrente da disposição final dos esgotos produzidos pelo município de Lúna, segundo município mais populoso da bacia. A carga de esgoto bruto associada ao município de Lúna sofreu pequeno decaimento até o quilômetro 20.7, quando há entrada do tributário ribeirão Perdição, curso d'água que, mesmo recebendo lançamentos de esgotos produzidos pelos povoados da zona rural de Lúna (Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças), contribui para diluição do efluente da sede do município de Lúna. É importante ressaltar, que com o auxílio do modelo de qualidade de água, foi possível observar que as concentrações de DBO ao longo do rio Pardo ficariam usualmente acima dos padrões de qualidade ambiental para rios classe 2, se estabelecidas as condições de contorno que conformaram as simulações.

Os decaimentos das concentrações de OD ao longo do rio Pardo estão relacionados aos picos de concentração de DBO, uma vez que a oxidação da matéria orgânica existente no esgoto doméstico bruto demanda OD para manutenção da respiração dos microrganismos decompositores, principalmente compostos por bactérias heterotróficas aeróbias.

Em função do lançamento do esgoto bruto gerado no município de Ibatiba, o decaimento de concentração de OD nos primeiros 10 quilômetros foi significativo, partindo de uma concentração 7,5 mg/L e atingindo uma concentração, aproximadamente, 5,6 mg/L. Os demais decréscimos pontuais de OD foram de pequena expressão (aproximadamente 0,10 mg/L). O afluxo

do ribeirão São José, função da sua reduzida carga orgânica, produziu significativo aumento da concentração de OD do rio Pardo, elevando-a para, aproximadamente, 6,5 mg/L.

A Figura 06 apresenta os perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardinho, curso d'água que recebe lançamento de efluente bruto do município de Irupi. O pico de concentração de DBO, relacionado com a disposição final do referido efluente, atinge 13,0 mg/L, valor substancialmente superior ao padrão de qualidade para rios classe 2 (5,0 mg/L). Como consequência, há consumo de OD, produzindo concentrações mínimas de aproximadamente 6,1 mg/L.

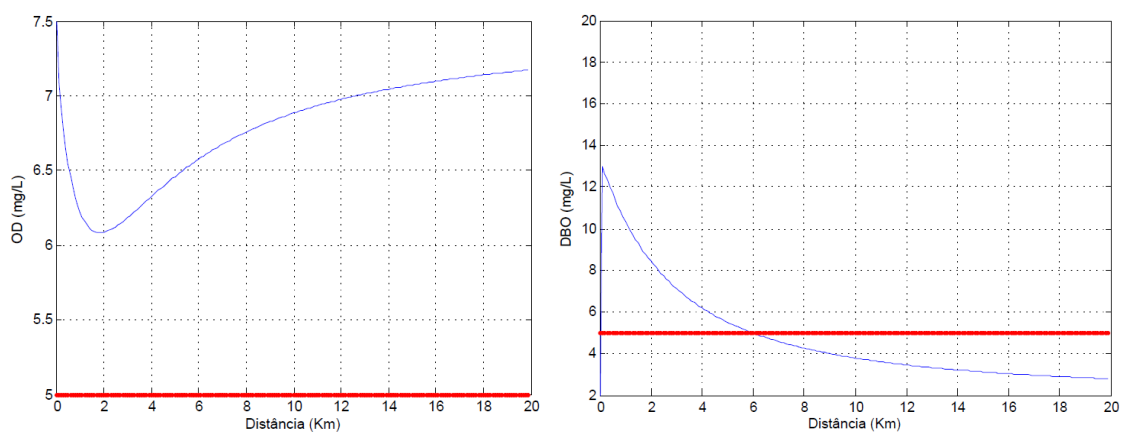


Figura 06 - Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardinho.

A Figura 07 representa os perfis de concentração de OD e DBO do tributário ribeirão Perdição, considerando-se os lançamentos de efluentes produzidos pelos povoados de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das graças, povoados rurais que pertencem ao município de Lúna. As concentrações de OD e DBO não sofreram variações significativas, uma vez que os referidos povoados possuem pequenas populações. Adicionalmente, é relevante observar que os padrões fixados para OD e DBO para rios classe 2 foram atendidos em toda a extensão do ribeirão Perdição.

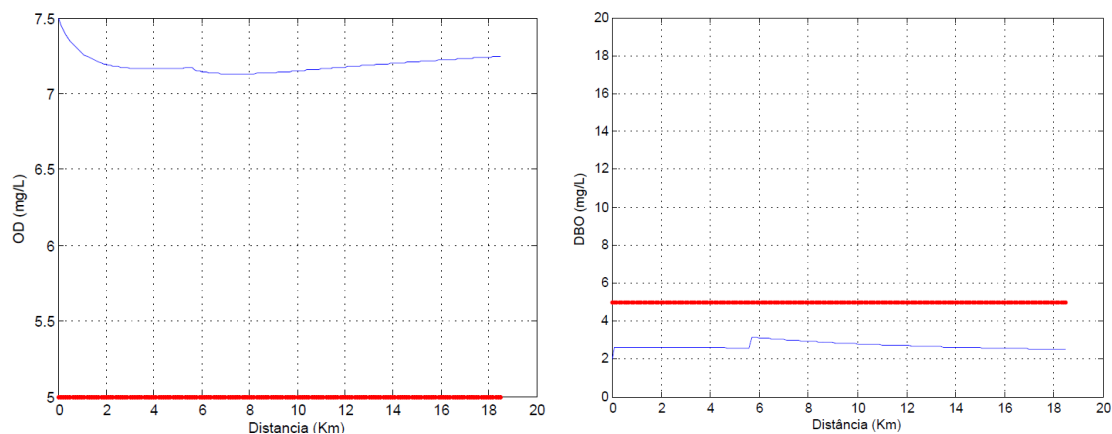


Figura 07 - Perfis de concentração de OD e DBO do tributário ribeirão Perdição.

6.2. EFICIÊNCIAS MÍNIMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

A Tabela 02 sumariza as eficiências de tratamento geradas para todos os pontos de disposição de efluente da bacia do rio Pardo, estimadas com auxílio do modelo de qualidade de água e dos diferentes modelos de otimização considerados (modelo de otimização 1 e modelo de otimização 2, conforme seção 5.3).

Segundo Von Sperling (2007), sistemas secundários de tratamento de esgotos apresentam eficiência mínima de remoção de DBO de aproximadamente 25%. Contudo, na Tabela 02, são apresentados os valores obtidos na otimização, mesmo que inferiores a este valor, com finalidade de visualização e comparação dos valores numéricos. Na Tabela 02, os valores em destaque representam as eficiências, por ponto de disposição de esgoto, que conduziram ao menor somatório de eficiências no âmbito da bacia hidrográfica do rio Pardo.

Tabela 02 - Eficiências mínimas de tratamento de esgotos por modelo de otimização aplicado à bacia rio Pardo.

Condição de disposição de efluentes	SOLUÇÕES	LOCALIDADE					Soma
		Ibatiba	Irupi	Nossa Senhora das Graças	Santíssima Trindade	Lúna	
Modelo de Otimização 1							
1	1	82	73	0	0	0	155
	2	82	74	0	0	0	156
	3	82	73	0	0	0	155
	4	82	73	0	0	0	155
	5	82	73	0	0	0	155
2	1	84	73	71	71	71	370
	2	82	73	70	70	70	365
	3	83	73	70	70	71	367
	4	84	73	71	70	71	368
	5	83	73	71	71	71	369
3	1	82	74	60	61	60	337
	2	82	74	61	61	62	340
	3	82	73	60	60	60	335
	4	82	73	60	61	62	338
	5	83	73	61	60	62	339
Modelo de Otimização 2							
1	1	95	73	(4)*	(2)*	94	264
	2	95	73	(4)*	(2)*	95	269
	3	95	73	(4)*	(2)*	95	269
	4	94	73	(4)*	(2)*	95	269
	5	95	73	(8)*	(3)*	95	274

As eficiências que foram geradas a partir do modelo de otimização 1, considerando-se a condição 1 de disposição de esgotos (lançamento de efluente doméstico bruto), indicaram que os efluentes das sedes dos municípios de Ibatiba e Irupi deveriam ser tratados com uma eficiência mínima de remoção de DBO de 82% e 73%, respectivamente. As sedes municipais de Ibatiba e Irupi produzem a maior parcela da carga orgânica gerada na bacia e se encontram no início dos trechos simulados, trechos com notadamente mais baixas vazões. Para os aglomerados urbanos da bacia (sede municipal de Lúna e os povoados da zona rural Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças), a aplicação do modelo de otimização 1 indicou não haver necessidade de tratamento do efluente, uma vez que os acréscimos de vazão devido aos tributários e às contribuições incrementais promoveriam diluição da

matéria orgânica dos efluentes, facilitando o processo de autodepuração no rio Pardo e seus tributários.

Para o modelo de otimização 1, condição 2 de tratamento (lançamento de esgoto tratado com valores de DBO menores ou iguais a 120 mg/L), as eficiências escolhidas como viáveis assumiram valores de 82% para o efluente produzido no município de Ibatiba e 73% para o efluente gerado no município de Irupi. Para as demais localidades a eficiência de tratamento assumiu valor de 70%, valor que assegura DBO máxima de 120 mg/L a partir de DBO de esgoto bruto (400 mg/L).

A partir do modelo de otimização 1, assumindo-se a premissa estabelecida pela condição 3 de tratamento (condição que assume eficiências de tratamento iguais ou superiores a 60%), as eficiências selecionadas para remoção de DBO assumiram valores de 82% e 73% para os efluentes produzidos pelos municípios de Ibatiba e Irupi, respectivamente. Para as demais localidades (distritos rurais e sede do município de Lúna) a eficiência assumiu valor de 60%. Esses valores de eficiências de tratamento foram gerados de acordo com a quantidade de carga orgânica produzida nos diferentes pontos de disposição de efluentes. Efluentes que se encontram no início do sistema hídrico, demandaram maiores esforços de tratamento, função das baixas vazões do rio principal nos pontos de disposição final (efluentes advindo de Ibatiba e Irupi). Já para os efluentes do município de Lúna (incluindo-se as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças), as eficiências foram estabelecidas em função da restrição de remoção mínima de DBO de 60%.

A simulações conduzidas com auxílio do modelo de otimização 2, que assumiram perspectiva de disposição final de efluente doméstico bruto, geraram valores de eficiências maiores que aquelas estimadas a partir do modelo de otimização 1, função da inserção da perspectiva de equidade entre os diferentes lançamentos. Desta forma, lançamentos com elevadas cargas orgânicas demandaram maiores eficiências de tratamento. Neste contexto, foram apropriadas eficiências de 95% para o tratamento do efluente produzido pelo município de Ibatiba, 73% para o efluente gerado no município de Irupi e 94% para o efluente do município de Lúna, pontos de disposição de esgoto da

bacia associados às maiores contribuições de carga orgânica. Para os distritos da zona rural do município de Iúna (povoados de Nossa Senhora das Graças e Santíssima Trindade) foram estimadas eficiências de 4% e 2%, respectivamente.

A Figura 08 apresenta os perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardo após a incorporação das eficiências de tratamento dos efluentes estimadas com auxílio do modelo de otimização 1, assumida a perspectiva de disposição final de efluentes brutos (condição, 1 item 5.6). Neste caso, conforme Tabela 02, foram assumidas eficiências de tratamento de esgotos das sedes municipais de Ibatiba e de Irupi de 82% e 73%, respectivamente; para os demais aglomerados (sede municipal de Iúna e distritos Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças), considerou-se o lançamento de esgotos não tratados. Quando da confluência do tributário ribeirão São José com o rio Pardo, observou-se relevante efeito de diluição dos esgotos domésticos, uma vez que o referido tributário não recebe qualquer lançamento de esgoto ao longo de sua extensão. A concentração de DBO do rio Pardo atingiu valores máximos de 4,9 mg/L (em decorrência da disposição final dos esgotos de Ibatiba) e 3,3 mg/L (função da disposição final dos esgotos de Iúna) imediatamente após a disposição do esgoto. Em função do processo de autodepuração, a concentração de DBO foi reduzida até 2,3 mg/L.

Para o perfil de OD, o rio Pardo apresentou variações pouco expressivas, com decaimento na concentração para valores mínimos de aproximadamente 7,0 mg/L em decorrência da entrada de efluente doméstico do distrito de Ibatiba. O afluxo do ribeirão São José, função de processos de diluição, produziu aumento da concentração de OD do rio Pardo para aproximadamente 7,3 mg/L.

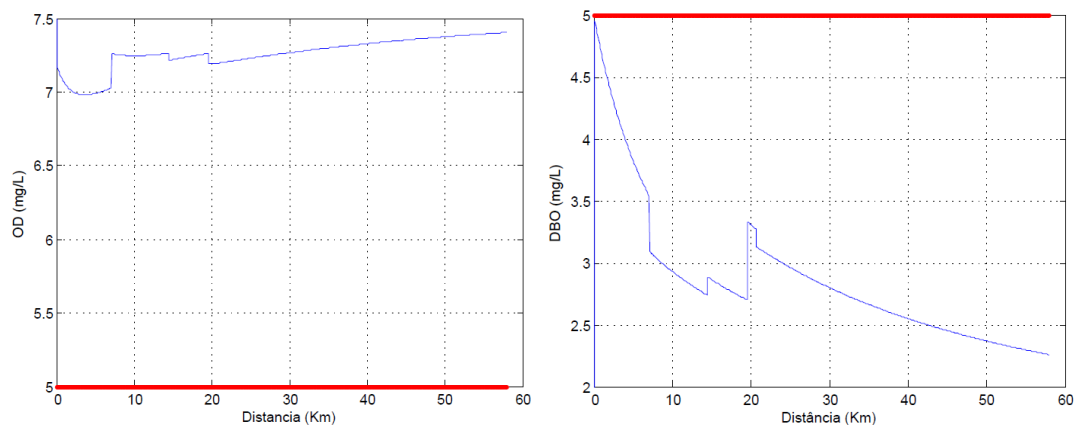


Figura 08 - Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardo – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 1 de disposição de efluente

Os perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardiniho encontram-se apresentados na Figura 09. O pico de concentração de DBO, relacionado com a disposição final do referido efluente, atingiu 4,9 mg/L, concentração próxima ao limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/2005. No perfil de OD variações estimadas foram pouco relevantes.

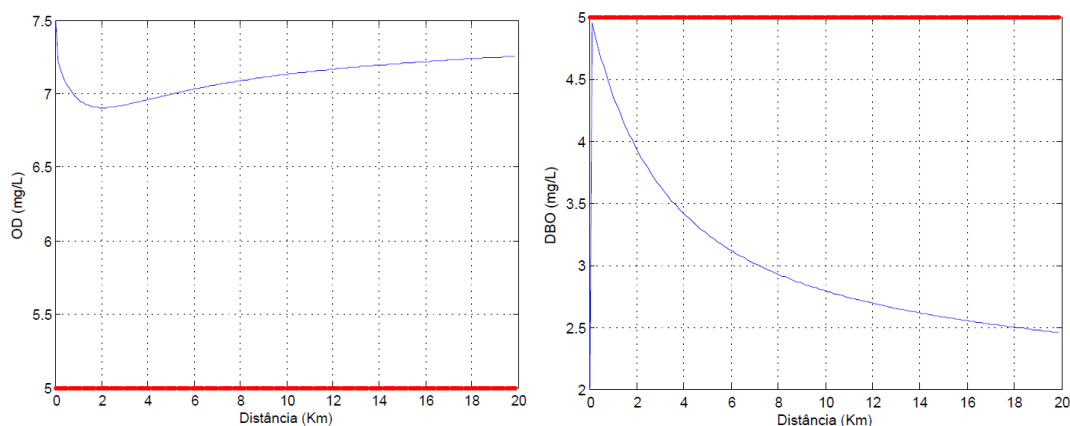


Figura 09 - Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardiniho – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 1 de disposição de efluentes

A Figura 10 apresenta os perfis de concentração de OD e DBO do tributário ribeirão Perdição, considerando os lançamentos de efluentes produzidos pelos povoados de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das graças, povoados rurais que pertencem ao município de Iúna. As concentrações de OD e DBO não sofreram variações significativas, uma vez que os referidos povoados

possuem pequenas populações. Adicionalmente, é relevante observar que os padrões fixados para OD e DBO para rios classe 2 foram atendidos em toda a extensão do ribeirão Perdição, mesmo se assumida a perspectiva de disposição final de esgotos brutos.

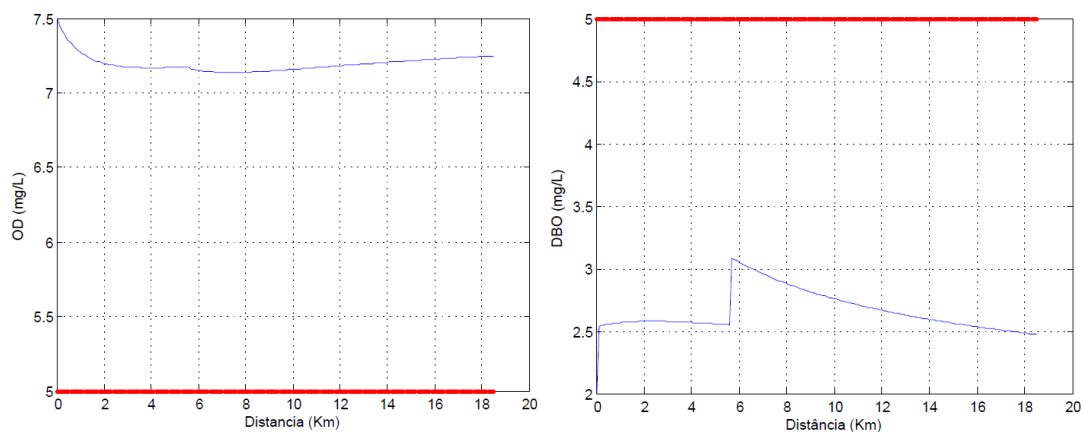


Figura 10 - Perfis de concentração de OD e DBO do tributário ribeirão Perdição – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 1 de disposição de efluentes

Gráficos semelhantes àqueles apresentados pelas figuras 08, 09 e 10 foram produzidos para as demais condições (condições 2 e 3) de disposição final de efluentes e modelos de otimização empregados. Os gráficos associados às condições 2 e 3 de disposição de efluentes estão reunidos no Apêndice 1.

A Figura 11 apresenta os perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardo após a incorporação das eficiências estimadas com auxílio do modelo de otimização 2, também assumida a possibilidade de disposição final de efluentes brutos (condição 1, item 5.6). Para a construção dos referidos gráficos foram assumidas eficiências de tratamento de esgotos das sedes municipais de Ibatiba, Irupi e Iúna de 95%, 73% e 94%, respectivamente, conforme previamente indicado por meio da Tabela 02; para os aglomerados de Nossa Senhora das Graças e Santíssima Trindade, função dos baixos valores estimados para as eficiências (4% e 2%, respectivamente), assumiu-se a disposição de esgotos brutos. Como consequência do aumento do esforço de tratamento no âmbito da bacia em decorrência da perspectiva de equidade, os efluentes tratados, quando da sua disposição final, produziram variações pouco

relevantes na qualidade da água do rio Pardo. A concentração de DBO foi elevada de 2,0 mg/L para próximo de 2.7 mg/L; as concentrações de OD, por sua vez, mantiveram-se próximos das concentrações iniciais, invariavelmente superiores a 7mg/L.

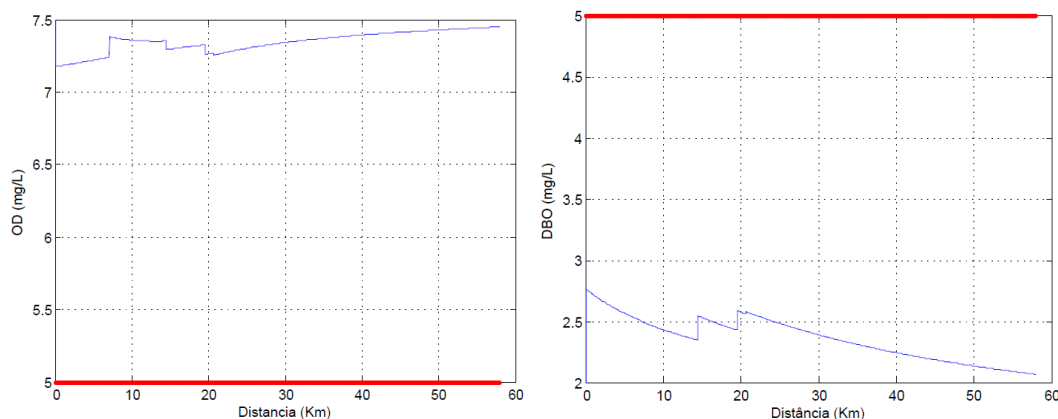


Figura 11 - Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardo – resultados associados ao modelo de otimização 2, condição 1 de disposição de efluentes

O emprego do modelo de otimização 2 não modificou a eficiência de tratamento de esgotos estimada para Irupi. Desta forma, os perfis de OD e DBO associados ao rio Pardinho (Figura 09) não foram modificados.

A incorporação da perspectiva de equidade conformada pelo modelo de otimização 2 sugeriu remoção de DBO para os povoados de Nossa Senhora das Graças e Santíssima Trindade de 4% e 2%, respectivamente. Perfis de OD e DBO produzidos com estas eficiências de tratamento seriam muito próximos daqueles apresentados pela Figura 10. Adicionalmente, não constituem eficiências que podem ser, do ponto de vista prático, associados a algum sistema de tratamento secundário. Conforme observa Von Sperling (2005) a implementação de sistemas de tratamento de nível secundário, produzem remoção mínima de DBO de 25%.

6.3. CRITÉRIOS TÉCNICOS E ECONÔMICOS APLICÁVEIS À PRÉ-SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

Os diferentes critérios técnicos e econômicos aplicáveis à seleção de sistemas de tratamento de esgotos foram decorrentes da revisão de literatura. Ainda que outros trabalhos tenham sido identificados ao longo da revisão bibliográfica conduzida, Tchobanoglous e Burton (1991), Souza (1998), USP (2004), Jordão e Pessôa (2005) e Von Sperling (2005) estabeleceram as referências básicas para a definição dos referidos critérios. A Tabela 03 indica, por sistema de tratamento, faixas de eficiência de remoção de DBO, custos médios de implantação e operação, demanda por área, volume de lodo produzido mensalmente e consumo mensal máximo admissível de energia. A Tabela 04, por sua vez, reúne critérios de natureza técnica (declividade máxima e mínima necessária para o terreno, percolação máxima e mínima do solo, espessura e profundidade mínima necessária no solo e profundidade mínima necessária do lençol freático e afloramento de rocha), associados aos diferentes sistemas de tratamento de esgotos.

Ainda que, para a bacia do rio Pardo, tenham sido considerados a eficiência de remoção de DBO, consumo de energia e exclusão de sistemas que envolvam tratamento e disposição final no solo como critérios para a pré-seleção de sistemas de tratamento, quaisquer dos critérios relacionados nas tabelas 03 e 04 podem ser utilizados (isolados ou sob quaisquer combinações) para a condução da metodologia foco do presente trabalho. O programa computacional mencionado na seção 5.6 permite a avaliação de quaisquer dos critérios reunidos nas tabelas 03 e 04, além de conduzir a análise econômica a partir dos custos médios de implantação e operação relacionados na Tabela 04.

Segundo Tchobanoglous e Burton (1991), Sampaio e Gonçalves (1999), Oliveira (2004), Jordão e Pessôa (2005), Von Sperling (2005) e Muga e Mihelcic (2007), o custo recorrentemente se apresenta como o aspecto mais relevante quando da seleção de sistemas de tratamento de esgotos.

Tabela 03 - Critérios técnicos e custos de implantação, operação e manutenção de sistemas de tratamento de esgotos.

Sistemas de Tratamento	DBO do Efluente Tratado (mg/L)	Eficiência de Remoção de DBO (%)	Demanda de área (m²/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

Tabela 03 – Critérios técnicos e custos de implantação, operação e manutenção de sistemas de tratamento de esgotos (continuação).

Sistemas de Tratamento	DBO do Efluente Tratado (mg/L)	Eficiência de Remoção de DBO (%)	Demanda de área (m ² /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 Tchobanoglous e Burton (1991), Souza (1998), Von Sperling (2005), Jordão e Pessoa (2005).

Tabela 04 – Critérios técnicos associados aos diferentes sistemas de tratamento de esgotos.

Sistema de Tratamento	Declividade do Terreno (%)	Taxa de Percolação (cm ³ /h)	Profundidades (espessura) mínimas de solo aceitável (m)	Profundidade mínima da camada de solo aceitável (m)	Profundidade Lençol freático (m)	Permite Afloramento de Rocha?
Tratamento primário (tanque séptico)	1-20	0	0	0	0	N
Tratamento primário convencional	1-20	0	0	0	0	N
Tratamento primário avançado	1-20	0	0	0	0	N
Lagoa facultativa	1-20	0	0	0	0	N
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	1-20	0	0	0	0	N
Lagoa aerada facultativa	1-20	0	0	0	0	N
Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	1-20	0	0	0	0	N
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	1-20	0	0	0	0	N
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	1-20	0	0	0	0	N
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	1-20	0	0	0	0	N
Infiltração lenta	1-20	0,3	0,3	1	1,5	N
Infiltração rápida	1-20	0,3	0,3	1	1,5	N
Escoamento superficial	1-20	0	0	0	0	N
Terra úmidas construídas	1-20	0	0	0	0	N
Tanque séptico + filtro anaeróbio	1-20	0	0	0	0	N
Tanque séptico + infiltração	1-20	0,3	0,3	1	1,5	N
Reator UASB	1-20	0	0	0	0	S
UASB + lodos ativados	1-8	0	0	0	0	S
UASB + biofiltro aerado submerso	1-20	0	0	0	0	N
UASB + filtro anaeróbio	1-20	0	0	0	0	N
UASB + filtro biológico de alta carga	1-20	0	0	0	0	N
UASB + flotação por ar dissolvido	1-20	0,3	0,3	0	1,5	S
UASB + lagoas de polimento	1-20	0	0	0	0	N
UASB + lagoa aerada mistura completa + lagoa decantação	1-20	0	0	0	0	N
UASB + escoamento superficial	1-20	0	0	0	0	N
Lodos ativados convencional	1-8	0	0	0	0	S
Lodo ativado aeração prolongada	1-8	0	0	0	0	S
Lodo ativado batelada	1-8	0	0	0	0	S

Tabela 04 – Critérios técnicos associados aos diferentes sistemas de tratamento de esgotos (continuação).

Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	1-8	0	0	0	0	S
Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P	1-8	0	0	0	0	S
Lodo ativado convencional + filtração terciária	1-8	0	0	0	0	S
Filtro biológico percolador de baixa carga	1-20	0	0	0	0	N
Filtro biológico percolador de alta carga	1-20	0	0	0	0	N
Biofiltro aerado submerso com nitrificação	1-20	0	0	0	0	N
Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	1-20	0	0	0	0	N
Tanque séptico + Biodisco	1-20	0	0	0	0	N

Fonte: Adaptado de USP (2004)

6.4. PRÉ-SELEÇÃO TÉCNICA E ECONÔMICA DAS ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

O processo de pré-seleção técnica das alternativas de tratamento de esgotos partiu dos resultados recorrentes do emprego do modelo de qualidade de água combinado à técnica de otimização, considerados os diferentes panoramas de simulação (Quadro 02, item 5.6).

As Tabelas de 05 a 08 apresentam, por ponto de disposição final de efluentes e por valores crescentes de CPL, o ordenamento dos sistemas de tratamento pré-selecionados. As referidas tabelas sumarizam a pré-seleção de sistemas de tratamento para a perspectiva na qual as eficiências mínimas de remoção de DBO figuram como único critério técnico, sendo consideradas diferentes condições de tratamento de esgoto (cenário 1, panoramas de 1 a 4). As Tabelas 05, 07 e 08 foram produzidas a partir dos resultados estabelecidos com o emprego do modelo de otimização 1. A Tabela 06, por sua vez, está associada aos resultados decorrentes do emprego do modelo de otimização 2 (modelo que busca equidade entre sistemas de tratamento). Tabelas referentes aos cenários 2 e 3 (panoramas de simulação de 5 a 12) estão resumidas no Apêndice 2.

Os custos dos diferentes sistemas de tratamento de esgotos, associados aos diferentes cenários de pré-seleção e condições de tratamento, são apresentados por tabelas resumidas no Apêndice 3.

O Quadro 03 apresenta, por ponto de disposição, cenário e condição de tratamento, o sistema de tratamento de esgotos que apresentou menor CPL. O Quadro 04, por sua vez, reúne os valores de CPL dos referidos sistemas de tratamento e o CPL total para a bacia hidrográfica do rio Pardo.

Tabela 05 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 1 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.

Ibatiba (ETE1)		Irupi (ETE2)		Lúna (ETE 3)		Nossa Senhora das Graças (ETE 4)		Santíssima Trindade (ETE 5)	
Sistemas de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.	Sistemas de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.
Infiltração lenta	1	Infiltração lenta	1	-	-	-	-	-	-
Infiltração rápida	2	Infiltração rápida	2	-	-	-	-	-	-
UASB + lagoas de polimento	3	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	3	-	-	-	-	-	-
Escoamento superficial	4	UASB + lagoas de polimento	4	-	-	-	-	-	-
Terras úmidas construídas (wetlands)	5	UASB + filtro anaeróbio	5	-	-	-	-	-	-
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	6	Lagoa facultativa	6	-	-	-	-	-	-
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	6	Escoamento superficial	6	-	-	-	-	-	-
UASB + escoamento superficial	7	Terras úmidas construídas (wetlands)	7	-	-	-	-	-	-
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	8	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	8	-	-	-	-	-	-
UASB + filtro biológico de alta carga	9	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	9	-	-	-	-	-	-
UASB + flotação por ar dissolvido	10	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	9	-	-	-	-	-	-
Tanque séptico + infiltração	11	UASB + escoamento superficial	10	-	-	-	-	-	-
UASB + biofiltro aerado submerso	12	Lagoa aerada facultativa	11	-	-	-	-	-	-
UASB + lodos ativados	13	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	11	-	-	-	-	-	-
Biofiltro aerado submerso com nitrificação	14	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	12	-	-	-	-	-	-
Tanque séptico + filtro anaeróbio	15	UASB + filtro biológico de alta carga	13	-	-	-	-	-	-
Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	16	UASB + flotação por ar dissolvido	14	-	-	-	-	-	-
Lodo ativado aeração prolongada	17	Tanque séptico + infiltração	15	-	-	-	-	-	-
Lodo ativado batelada	17	UASB + biofiltro aerado submerso	16	-	-	-	-	-	-
Lodos ativados convencional	18	UASB + lodos ativados	17	-	-	-	-	-	-
Filtro biológico percolador de baixa carga	19	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	18	-	-	-	-	-	-
Filtro biológico percolador de alta carga	19	Tanque séptico + filtro anaeróbio	19	-	-	-	-	-	-
Tanque séptico + biodisco	19	Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	20	-	-	-	-	-	-
Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	20	Lodo ativado aeração prolongada	21	-	-	-	-	-	-
Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P	21	Lodo ativado batelada	21	-	-	-	-	-	-
Lodo ativado convencional + filtração terciária	21	Lodos ativados convencional	22	-	-	-	-	-	-
		Filtro biológico percolador de baixa carga	23	-	-	-	-	-	-
		Filtro biológico percolador de alta carga	23	-	-	-	-	-	-
		Tanque séptico + biodisco	23	-	-	-	-	-	-
		Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	24	-	-	-	-	-	-
		Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P	25	-	-	-	-	-	-

Tabela 06 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 2 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.

Ibatiba (ETE 1)		Irupi (ETE 2)		Lúna (ETE 3)		Nossa Senhora das Graças (ETE 4)		Santíssima Trindade (ETE 5)	
Sistemas de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.	Sistemas de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.
Lodo ativado convencional + filtração terciária	1	Infiltração lenta	1	Infiltração lenta	1	Tratamento primário (tanques sépticos)	1	Tratamento primário (tanques sépticos)	1
		Infiltração rápida	2	Tanque séptico + infiltração	2	Tratamento primário convencional	1	Tratamento primário convencional	1
		Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	3	Lodo ativado convencional + filtração terciária	3	Infiltração lenta	1	Infiltração lenta	1
		UASB + lagoas de polimento	4			Reator UASB	2	Reator UASB	2
		UASB + filtro anaeróbio	5			Infiltração rápida	3	Infiltração rápida	3
		Lagoa facultativa	6			Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	4	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	4
		Escoamento superficial	6			UASB + lagoas de polimento	5	UASB + lagoas de polimento	5
		Terras úmidas construídas (wetlands)	7			Tratamento primário avançado	6	Tratamento primário avançado	6
		UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	8			UASB + filtro anaeróbio	7	UASB + filtro anaeróbio	7
		Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	9			Lagoa facultativa	8	Lagoa facultativa	8
		Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	9			Escoamento superficial	8	Escoamento superficial	8
		UASB + escoamento superficial	10			Terras úmidas construídas (wetlands)	9	Terras úmidas construídas (wetlands)	9
		Lagoa aerada facultativa	11			UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	10	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	10
		Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	11			Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	11	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	11
		Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	12			Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	11	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	11
		UASB + filtro biológico de alta carga	13			UASB + escoamento superficial	12	UASB + escoamento superficial	12
		UASB + flotação por ar dissolvido	14			Lagoa aerada facultativa	13	Lagoa aerada facultativa	13
		Tanque séptico + infiltração	15			Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	13	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	13
		UASB + biofiltro aerado submerso	16			Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	14	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	14
		UASB + lodos ativados	17			UASB + filtro biológico de alta carga	15	UASB + filtro biológico de alta carga	15
		Biofiltro aerado submerso com nitrificação	18			UASB + flotação por ar dissolvido	16	UASB + flotação por ar dissolvido	16
		Tanque séptico + filtro anaeróbio	19			Tanque séptico + infiltração	17	Tanque séptico + infiltração	17
		Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	20			UASB + biofiltro aerado submerso	18	UASB + biofiltro aerado submerso	18
		Lodo ativado aeração prolongada	21			UASB + lodos ativados	19	UASB + lodos ativados	19
		Lodo ativado batelada	21			Biofiltro aerado submerso com nitrificação	20	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	20
		Lodos ativados convencional	22			Tanque séptico + filtro anaeróbio	21	Tanque séptico + filtro anaeróbio	21
		Filtro biológico percolador de baixa carga	23			Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	22	Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	22
		Filtro biológico percolador de alta carga	23			Lodo ativado aeração prolongada	23	Lodo ativado aeração prolongada	23
		Tanque séptico + biodisco	23			Lodo ativado batelada	23	Lodo ativado batelada	23
		Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	24			Lodos ativados convencional	24	Lodos ativados convencional	24
		Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P	25			Filtro biológico percolador de baixa carga	25	Filtro biológico percolador de baixa carga	24

Tabela 07 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 3 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.

Ibatiba (ETE 1)		Irupi (ETE 2)		Lúna (ETE 3)		Nossa Senhora das Graças (ETE 4)		Santíssima Trindade (ETE 5)	
Sistemas de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.	Sistemas de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.
Infiltração lenta	1	Infiltração lenta	1	Infiltração lenta	1	Infiltração lenta	1	Infiltração lenta	1
Infiltração rápida	2	Infiltração rápida	2	Infiltração rápida	2	Infiltração rápida	2	Infiltração rápida	2
UASB + lagoas de polimento	3	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	3	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	3	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	3	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	3
Escoamento superficial	4	UASB + lagoas de polimento	4	UASB + lagoas de polimento	4	UASB + lagoas de polimento	4	UASB + lagoas de polimento	4
Terras úmidas construídas (wetlands)	5	UASB + filtro anaeróbio	5	UASB + filtro anaeróbio	5	UASB + filtro anaeróbio	5	UASB + filtro anaeróbio	5
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	6	Lagoa facultativa	6	Lagoa facultativa	6	Lagoa facultativa	6	Lagoa facultativa	6
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	6	Escoamento superficial	6	Escoamento superficial	6	Escoamento superficial	6	Escoamento superficial	6
UASB + escoamento superficial	7	Terras úmidas construídas (wetlands)	7	Terras úmidas construídas (wetlands)	7	Terras úmidas construídas (wetlands)	7	Terras úmidas construídas (wetlands)	7
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	8	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	8	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	8	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	8	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	8
UASB + filtro biológico de alta carga	9	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	9	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	9	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	9	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	9
UASB + flotação por ar dissolvido	10	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	9	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	9	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	9	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	9
Tanque séptico + infiltração	11	UASB + escoamento superficial	10	UASB + escoamento superficial	10	UASB + escoamento superficial	10	UASB + escoamento superficial	10
UASB + biofiltro aerado submerso	12	Lagoa aerada facultativa	11	Lagoa aerada facultativa	11	Lagoa aerada facultativa	11	Lagoa aerada facultativa	11
UASB + lodos ativados	13	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	11	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	11	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	11	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	11
Biofiltro aerado submerso com nitrificação	14	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	12	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	12	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	12	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	12
Tanque séptico + filtro anaeróbio	15	UASB + filtro biológico de alta carga	13	UASB + filtro biológico de alta carga	13	UASB + filtro biológico de alta carga	13	UASB + filtro biológico de alta carga	13
Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	16	UASB + flotação por ar dissolvido	14	UASB + flotação por ar dissolvido	14	UASB + flotação por ar dissolvido	14	UASB + flotação por ar dissolvido	14
Lodo ativado aeração prolongada	17	Tanque séptico + infiltração	15	Tanque séptico + infiltração	15	Tanque séptico + infiltração	15	Tanque séptico + infiltração	15
Lodo ativado batelada	17	UASB + biofiltro aerado submerso	16	UASB + biofiltro aerado submerso	16	UASB + biofiltro aerado submerso	16	UASB + biofiltro aerado submerso	16
Lodos ativados convencional	18	UASB + lodos ativados	17	UASB + lodos ativados	17	UASB + lodos ativados	17	UASB + lodos ativados	17
Filtro biológico percolador de baixa carga	19	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	18	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	18	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	18	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	18
Filtro biológico percolador de alta carga	19	Tanque séptico + filtro anaeróbio	19	Tanque séptico + filtro anaeróbio	19	Tanque séptico + filtro anaeróbio	19	Tanque séptico + filtro anaeróbio	19
Tanque séptico + biodisco	19	Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	20	Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	20	Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	20	Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	20
Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	20	Lodo ativado aeração prolongada	21	Lodo ativado aeração prolongada	21	Lodo ativado aeração prolongada	21	Lodo ativado aeração prolongada	21
Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P	21	Lodo ativado batelada	21	Lodo ativado batelada	21	Lodo ativado batelada	21	Lodo ativado batelada	21
Lodo ativado convencional + filtração terciária	21	Lodos ativados convencional	22	Lodos ativados convencional	22	Lodos ativados convencional	22	Lodos ativados convencional	22
		Filtro biológico percolador de baixa carga	23	Filtro biológico percolador de baixa carga	23	Filtro biológico percolador de baixa carga	23	Filtro biológico percolador de baixa carga	23
		Filtro biológico percolador de alta carga	23	Filtro biológico percolador de alta carga	23	Filtro biológico percolador de alta carga	23	Filtro biológico percolador de alta carga	23
		Tanque séptico + biodisco	23	Tanque séptico + biodisco	23	Tanque séptico + biodisco	23	Tanque séptico + biodisco	23
		Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	24	Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	24	Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	24	Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	24
		Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P	25	Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P	25	Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P	25	Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P	25

Tabela 08 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 4 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.

Ibatiba (ETE 1)		Irupi (ETE 2)		Iúna (ETE 3)		Nossa Senhora das Graças (ETE 4)		Santíssima Trindade (ETE 5)	
Sistemas de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.	Sistemas de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.
Infiltração lenta	1	Infiltração lenta	1	Infiltração lenta	1	Infiltração lenta	1	Infiltração lenta	1
Infiltração rápida	2	Infiltração rápida	2	Reator UASB	2	Reator UASB	2	Reator UASB	2
UASB + lagoas de polimento	3	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	3	Infiltração rápida	3	Infiltração rápida	3	Infiltração rápida	3
Escoamento superficial	4	UASB + lagoas de polimento	4	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	4	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	4	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	4
Terras úmidas construídas (wetlands)	5	UASB + filtro anaeróbio	5	UASB + lagoas de polimento	5	UASB + lagoas de polimento	5	UASB + lagoas de polimento	5
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	6	Lagoa facultativa	6	Tratamento primário avançado	6	Tratamento primário avançado	6	Tratamento primário avançado	6
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	6	Escoamento superficial	6	UASB + filtro anaeróbio	7	UASB + filtro anaeróbio	7	UASB + filtro anaeróbio	7
UASB + escoamento superficial	7	Terras úmidas construídas (wetlands)	7	Lagoa facultativa	8	Lagoa facultativa	8	Lagoa facultativa	8
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	8	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	8	Escoamento superficial	8	Escoamento superficial	8	Escoamento superficial	8
UASB + filtro biológico de alta carga	9	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	9	Terras úmidas construídas (wetlands)	9	Terras úmidas construídas (wetlands)	9	Terras úmidas construídas (wetlands)	9
UASB + flotação por ar dissolvido	10	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	9	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	10	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	10	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	10
Tanque séptico + infiltração	11	UASB + escoamento superficial	10	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	11	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	11	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	11
UASB + biofiltro aerado submerso	12	Lagoa aerada facultativa	11	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	11	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	11	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	11
UASB + lodos ativados	13	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	11	UASB + escoamento superficial	12	UASB + escoamento superficial	12	UASB + escoamento superficial	12
Biofiltro aerado submerso com nitrificação	14	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	12	Lagoa aerada facultativa	13	Lagoa aerada facultativa	13	Lagoa aerada facultativa	13
Tanque séptico + filtro anaeróbio	15	UASB + filtro biológico de alta carga	13	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	13	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	13	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	13
Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	16	UASB + flotação por ar dissolvido	14	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	14	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	14	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	14
Lodo ativado aeração prolongada	17	Tanque séptico + infiltração	15	UASB + filtro biológico de alta carga	15	UASB + filtro biológico de alta carga	15	UASB + filtro biológico de alta carga	15
Lodo ativado batelada	17	UASB + biofiltro aerado submerso	16	UASB + flotação por ar dissolvido	16	UASB + flotação por ar dissolvido	16	UASB + flotação por ar dissolvido	16
Lodos ativados convencional	18	UASB + lodos ativados	17	Tanque séptico + infiltração	17	Tanque séptico + infiltração	17	Tanque séptico + infiltração	17
Filtro biológico percolador de baixa carga	19	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	18	UASB + biofiltro aerado submerso	18	UASB + biofiltro aerado submerso	18	UASB + biofiltro aerado submerso	18
Filtro biológico percolador de alta carga	19	Tanque séptico + filtro anaeróbio	19	UASB + lodos ativados	19	UASB + lodos ativados	19	UASB + lodos ativados	19
Tanque séptico + biodisco	19	Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	20	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	20	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	20	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	20
Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	20	Lodo ativado aeração prolongada	21	Tanque séptico + filtro anaeróbio	21	Tanque séptico + filtro anaeróbio	21	Tanque séptico + filtro anaeróbio	21
Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P	21	Lodo ativado batelada	21	Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	22	Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	22	Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	22
Lodo ativado convencional + filtração terciária	21	Lodos ativados convencional	22	Lodo ativado aeração prolongada	23	Lodo ativado aeração prolongada	23	Lodo ativado aeração prolongada	23
		Filtro biológico percolador de baixa carga	23	Lodo ativado batelada	23	Lodo ativado batelada	23	Lodo ativado batelada	23
		Filtro biológico percolador de alta carga	23	Lodos ativados convencional	24	Lodos ativados convencional	24	Lodos ativados convencional	24
		Tanque séptico + biodisco	23	Filtro biológico percolador de baixa carga	25	Filtro biológico percolador de baixa carga	25	Filtro biológico percolador de baixa carga	25

Quadro 03 – Alternativas de tratamento de esgotos pré-selecionadas segundo panoramas de simulação.

CENÁRIOS	CONDIÇÕES DE TRATAMENTO			
	Condição 1		Condição 2	Condição 3
	Modelo de otimização 1	Modelo de otimização 2	Modelo de otimização 1	Modelo de otimização 1
Cenário 1	ETE 1 - Infiltração lenta	ETE 1 - Lodo ativado convencional + filtração terciária	ETE 1 - Infiltração lenta	ETE 1 - Infiltração lenta
	ETE 2 - Infiltração lenta	ETE 2 - Infiltração lenta	ETE 2 - Infiltração lenta	ETE 2 - Infiltração lenta
	-	ETE 3 - Infiltração lenta	ETE 3 - Infiltração lenta	ETE 3 - Infiltração lenta
	-	ETE 4 - Tratamento primário (tanques sépticos), Tratamento primário convencional	ETE 4 - Infiltração lenta	ETE 4 - Infiltração lenta
	-	ETE 5 - Tratamento primário (tanques sépticos), Tratamento primário convencional	ETE 5 - Infiltração lenta	ETE 5 - Infiltração lenta
Cenário 2	ETE 1 - UASB + lagoas de polimento	Não selecionado	ETE 1 - UASB + lagoas de polimento;	ETE 1 - UASB + lagoas de polimento
	ETE 2 - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	ETE 2 - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	ETE 2 - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	ETE 2 - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
	-	Não selecionado	ETE 3 - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	ETE 3 - Reator UASB
	-	ETE 4 - Tratamento primário (tanques sépticos)	ETE 4 - Tratamento primário (tanques sépticos), Tratamento primário convencional	ETE 4 - Reator UASB
	-	ETE 5 - Tratamento primário (tanques sépticos)	ETE 5 - Tratamento primário (tanques sépticos), Tratamento primário convencional	ETE 5 - Reator UASB
Cenário 3	ETE 1 - UASB + lagoas de polimento	ETE 1 - Lodo ativado convencional + filtração terciária	ETE 1 - UASB + lagoas de polimento;	ETE 1 - UASB + lagoas de polimento
	ETE 2 - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	ETE 2 - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	ETE 2 - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	ETE 2 - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
	-	ETE 3 - Lodo ativado convencional + filtração terciária	ETE 3 - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	ETE 3 - Reator UASB
	-	ETE 4 - Tratamento primário (tanques sépticos), Tratamento primário convencional	ETE 4 - Infiltração lenta	ETE 4 - Infiltração lenta
	-	ETE 5 - Tratamento primário (tanques sépticos), Tratamento primário convencional	ETE 5 - Infiltração lenta	ETE 5 - Infiltração lenta

Quadro 04 – Valores de CPL por alternativas de tratamento de esgotos pré-selecionadas segundo panoramas de simulação.

CENÁRIOS	CONDIÇÕES DE TRATAMENTO			
	Condição 1		Condição 2	Condição 3
	Modelo de otimização 1	Modelo de otimização 2	Modelo de otimização 1	Modelo de otimização 1
Cenário 1	ETE 1 - R\$ 1.861.512,99	ETE 1 - R\$ 7.977.912,81	ETE 1 - R\$ 1.861.512,99	ETE 1 - R\$ 1.861.512,99
	ETE 2 - R\$ 769.289,46	ETE 2 - R\$ 769.289,46	ETE 2 - R\$ 769.289,46	ETE 2 - R\$ 769.289,46
	-	ETE 3 - R\$ 1.233.304,30	ETE 3 - R\$ 1.233.304,30	ETE 3 - R\$ 1.233.304,30
	-	ETE 4 - R\$ 159.064,83	ETE 4 - R\$ 159.064,83	ETE 4 - R\$ 159.064,83
	-	ETE 5 - R\$ 180.230,19	ETE 5 - R\$ 180.230,19	ETE 5 - R\$ 180.230,19
	TOTAL = R\$ 2.630.802,45	TOTAL = R\$ 10.319.801,54	TOTAL = R\$ 4.203.401,77	TOTAL = R\$ 4.203.401,77
Cenário 2	ETE 1 – R\$ 2.692.545,57	Não selecionado	ETE 1 - R\$ 2.692.545,57	ETE 1 - R\$ 2.692.545,57
	ETE 2 – R\$ 1.025.719,28	ETE 2 - R\$ 1.025.719,28	ETE 2 - R\$ 1.025.719,28	ETE 2 - R\$ 1.025.719,28
	-	Não selecionado	ETE 3 - R\$ 1.644.405,73	ETE 3 - R\$ 1.262.668,68
	-	ETE 4 - R\$ 159.064,83	ETE 4 - R\$ 159.064,83	ETE 4 - R\$ 162.852,09
	-	ETE 5 - R\$ 180.230,19	ETE 5 - R\$ 180.230,19	ETE 5 - R\$ 184.521,39
	TOTAL = R\$ 3.718.264,86	-	TOTAL = R\$ 5.701.965,60	TOTAL = R\$ 5.328.307,01
Cenário 3	ETE 1 - R\$ 2.692.545,57	ETE 1 - R\$ 7.977.912,81	ETE 1 - R\$ 2.692.545, 57	ETE 1 - R\$ 2.692.545,57
	ETE 2 - R\$ 1.025.719,28	ETE 2 - R\$ 1.025.719,28	ETE 2 - R\$ 1.025.719,28	ETE 2 - R\$ 1.025.719,28
	-	ETE 3 - R\$ 5.285.589,84	ETE 3 - R\$ 1.644.405,73	ETE 3 - R\$ 1.262.668,68
	-	ETE 4 - R\$ 159.064,83	ETE 4 - R\$ 159.064,83	ETE 4 - R\$ 159.064,83
	-	ETE 5 - R\$ 180.230,19	ETE 5 - R\$ 180.230,19	ETE 5 - R\$ 180.230,19
	TOTAL = R\$ 3.718.264,86	TOTAL = R\$ 14.628.516,95	TOTAL = R\$ 5.701.965,60	TOTAL = R\$ 5.320.228,56

A partir da simples inspeção das tabelas de 05 a 08, dos quadros 03 e 04 e das tabelas resumidas nos apêndices 2 e 3, são consideradas relevantes as seguintes considerações:

- Quando a utilização da capacidade de autodepuração dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo foi ignorada (restrição imposta pelas condições 2 e 3, modelo de otimização 1), a infiltração lenta apresentou-se como alternativa para o tratamento de esgotos nas diferentes localidades, considerado cenário de simulação em que a eficiência figurava como único critério técnico (cenário 1);
- Quando assumidas as condições de contorno associadas ao cenário 2 (utilização de sistemas que não demandassem energia elétrica e a não admissibilidade de sistemas de tratamento e disposição final no solo), conservando-se a não utilização da capacidade de autodepuração dos cursos d'água, a combinação de reatores UASB e lagoas de polimento conformou o sistema que apresentou menor CPL para o município de Ibatiba (município mais populoso da bacia). Para os municípios de Irupi e Lúna, os menores CPL foram associados à combinação de lagoa anaeróbia e lagoa facultativa (município de Irupi e Lúna, condição 2 de tratamento de efluentes e Irupi, condição 3 de tratamento de efluente) ou reatores UASB (município de Lúna, condição 3 de tratamento de efluentes). Para os povoados de Nossa Senhora das Graças e Santíssima Trindade, quando a DBO máxima do efluente não poderia exceder 120 mg/L (condição 2), os sistemas de menor custo foram o tratamento primário convencional ou o emprego de tanques sépticos; quando da imposição de eficiência mínima de 60% para a remoção de DBO (condição 3), o sistema com menor CPL para os referidos povoados foi o reator UASB;
- Para o terceiro cenário de simulação (cenário no qual sistemas que demandassem energia não seriam admitidos para os povoados, embora nestes locais a disposição no solo constituísse alternativa para tratamento), ignorando-se o processo de autodepuração nos rios, a infiltração lenta apresentou-se como alternativa de menor CPL para Nossa Senhora das Graças e Santíssima Trindade; para as sedes dos

municípios de Ibatiba, Irupi e Lúna, as alternativas de tratamento com menor CPL foram as mesmas sugeridas para o cenário 2, independentemente da condição de tratamento de efluentes;

- Em função da similaridade entre os sistemas de tratamento sugeridos, os valores de CPL totais para a bacia do rio Pardo foram iguais ou muito próximos para as condições 2 e 3 de tratamento de efluentes, independentemente do cenário assumido para a seleção dos sistemas;
- Quando admitida a possibilidade de disposição final de efluentes brutos (condição 1), situação na qual os esgotos poderiam ser assimilados pela capacidade de autodepuração dos cursos d'água, foram sugeridos sistemas de tratamento apenas para as sedes dos municípios de Ibatiba e Irupi. Os sistemas com menores CPL foram a infiltração lenta (municípios de Ibatiba e Irupi, cenário 1), UASB associado a lagoas de polimento (Ibatiba, cenários 2 e 3) ou lagoas anaeróbias combinadas com lagoas facultativas (Irupi, cenários 2 e 3). Adicionalmente, foi observado um aumento superior a 50% (cinquenta por cento) nos custos totais de tratamento de esgotos para a bacia, quando da mudança da condição 1 de disposição final de efluentes às condições 2 e 3 de tratamento de efluentes, independentemente da combinação de critérios assumidos para a seleção dos sistemas;
- A perspectiva de equidade entre sistemas de tratamento, estabelecida com o emprego do modelo de otimização 2, aumentou os níveis mínimos de tratamento para os municípios de Ibatiba e Lúna (conforme eficiências mínimas reunidas na Tabela 02). Como consequência, demandou para os referidos municípios alternativas de tratamento mais sofisticadas – sistemas produzidos pela combinação de lodo ativado convencional e filtração terciária. Como consequência, os valores de CPL totais para a bacia do rio Pardo foram aumentados em aproximadamente quatro vezes. É relevante registrar que o modelo de otimização 2 foi empregado apenas para a condição de disposição de efluentes em que se admitiu a disposição final de efluentes brutos (condição 1);
- O cenário de simulação que não admitiu o emprego de sistemas mecanizados e o emprego de sistemas de tratamento e disposição final

no solo (cenário 2), não permitiu a identificação de sistemas de tratamento de esgotos para os municípios de Ibatiba e Lúna. Conforme Tabela 02, as eficiências de tratamento estimadas para Ibatiba e Lúna foram 95% e 94%, respectivamente. A partir da inspeção da Tabela 03 é possível observar que, dentre os sistemas listados, nenhum dos sistemas não mecanizados apresenta eficiência média de remoção de DBO compatível com as eficiências de tratamento demandadas para os municípios de Ibatiba e Lúna.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A metodologia estabelecida no presente estudo, que tem como principal perspectiva oferecer suporte ao processo de pré-seleção de sistemas de tratamento de esgotos foi estabelecida a partir do emprego combinado de modelo de qualidade de água, de técnica de otimização e de um conjunto de critérios de natureza técnica e econômica. As principais conclusões obtidas podem ser assim sumarizadas:

- O emprego do modelo de qualidade de água combinado a técnica de otimização permitiu a apropriação das eficiências mínimas de remoção de DBO para os diferentes pontos de disposição de efluentes da bacia hidrográfica do rio Pardo. Quando não considerada a perspectiva de equidade entre sistemas de tratamento (modelo de otimização 1), as eficiências variaram entre zero e 82% (quando assumida a possibilidade de disposição final de esgotos brutos), entre 70% e 82% (quando estabelecida DBO máxima de 120 mg/L no efluente tratado) e entre 60% e 82% (quando imposta eficiência mínima de tratamento de 60%). O maior somatório de eficiências no âmbito da bacia do rio Pardo foi apropriado na condição de tratamento de efluentes que impõe valor máximo de DBO no efluente tratado de 120 mg/L;
- A perspectiva de equidade entre sistemas de tratamento, incorporada pelo modelo de otimização 2, demandou eficiências de remoção de DBO mais elevadas para os municípios de Ibatiba e Iúna (95% e 94%, respectivamente). Adicionalmente, a incorporação da equidade elevou o somatório de eficiências no âmbito da bacia, quando consideradas as eficiências estimadas pelo modelo de otimização 1 para a mesma condição de disposição final de efluentes;
- Os critérios técnicos e econômicos identificados na literatura técnica corrente estão associados ao sistema de tratamento (faixas de eficiência de remoção de DBO, demanda por área, volume de lodo produzido, consumo de energia e custos de implantação e operação) ou ao local de implantação dos sistemas (declividades máxima e mínima do terreno, percolação máxima e mínima do solo, espessura mínima de solo, profundidade mínima para o lençol freático e possibilidade de

afloramento de rocha). Os custos de implantação e operação, no entanto, são usualmente indicados como os de maior relevância para a seleção de estações de tratamento;

- Quando não considerada a perspectiva de equidade entre sistemas de tratamento (modelo de otimização 1), os sistemas de tratamento selecionados variaram entre infiltração lenta (sistema recorrentemente indicado quando a eficiência mínima de tratamento figurou como único critério técnico de seleção) e associações entre reatores UASB e lagoas de polimento e lagoas anaeróbias e lagoas facultativas. Cabe observar que a adoção de métodos que envolvem infiltração de esgoto no solo depende de diversos fatores, como permeabilidade do solo e profundidade do lençol freático, para que se evite formação de poças, escoamento superficial e contaminação do lençol freático;
- A incorporação da perspectiva de equidade entre sistemas de tratamento, em decorrência da elevação dos níveis mínimos de tratamento para os municípios de Ibatiba e Lúna, indicou para as referidas localidades a combinação de processos de lodo ativado convencional em associação com filtração terciária. Como consequência, os valores de CPL decorrentes dos sistemas selecionados a partir da incorporação da equidade foram substancialmente mais altos, aproximadamente quatro vezes maiores que os custos estimados sem a manutenção de equidade entre sistemas. Para o cenário de seleção em que não foram admitidos sistemas mecanizados, a incorporação da equidade não permitiu a seleção de sistemas de tratamento para os municípios de Ibatiba e Lúna.

São consideradas recomendações ao presente estudo:

- Conduzir estudos análogos que combinem outras técnicas de otimização e modelos de qualidade de água, a fim de se avaliar o efeito das combinações sobre o processo de pré-seleção de sistemas de tratamento de esgotos;
- Encaminhar estudos que utilizem a análise multiobjetivo na escolha de sistemas de tratamento de efluentes no âmbito de bacias hidrográficas;

- Conduzir avaliação similar àquela estabelecida neste estudo considerando-se outros parâmetros de qualidade de água, principalmente quando as bacias hidrográficas objeto de análise apresentarem lançamentos de efluentes de origem diversa da doméstica.

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.

ANDRADE, L. N. **Modelo de Otimização Multiobjetivo para Outorga de Diluição de Efluentes e Enquadramento de Corpos D'Água**. 2012. 157 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo – UFES, Vitória, 2012.

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.

ARNOLD, C.L., Jr.. **Microcomputer-Assisted Planning Model for Selection of Appropriate Technology in Water and Waste Treatment**. Ph.D. (Dissertation) – The University of Oklahoma, Oklahoma-USA, 1982.

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

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

BU, Q; WANG, Z; TONG, X. An Improved Genetic Algorithm for Searching for Pollution Sources. **Water Science and Engineering**, v.6, p. 392-401, 2013.

BUENO, Fabrício. **Métodos Heurísticos-Teoria e Implementações**. IFSC. Araranguá, 2009.

BURN, D. H; YULIANTI, J. S. Waste-Load Allocation Using Genetic Algorithms. **Jornaul of Water Resources Planning and Management**, v. 127, n.2, p. 121-129, 2001.

CALMON, A. P. S. **Metodologia para Suporte ao Processo de Enquadramento dos Cursos D'água Superficiais Considerando Curvas de Permanência de Qualidade e Processo de Autodepuração**. 2015. 195 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo – UFES, Vitória, 2015.

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.

CAMARA, Antonio S. Societally optimal design of wastewater treatment plants. **Dissertation Abstracts International Part B: Science and Engineering [DISS. ABST. INT. PT. B- SCI. & ENG.]**, v. 43, n. 11, p. 1983, 1982.

CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G.; TAO, H. **QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality (Version 2.11)**: Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA, 2008.

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.

DEUS, R., BRITO, D., MATEUS, M., KENOV, I., FORNARO, A., NEVES, R., & ALVES, C. N. Impact evaluation of a pisciculture in the Tucuruí reservoir (Pará, Brazil) using a two-dimensional water quality model. **Journal of hydrology**, v. 487, p. 1-12, 2013.

DOULGERIS, C; GEORGIU, P; PAPADIMOS, D; PAPAMICHAIL, D. Ecosystem approach to water resources management using the MIKE 11 modeling system in the Strymonas River and Lake Kerkini. **Journal of environmental management**, v. 94, n. 1, p. 132-143, 2012.

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

GOLDBERG, D. E. **Genetic Algorithms in Search, Optimization, and Machine Learning**. Reading Menlo Park: Addison-wesley, 1989.

GOMIDE, F. A. C; GUDWIN, R; TANSCHKEIT, R. **Conceitos Fundamentais da Teoria de Conjuntos Fuzzy, Lógica Fuzzy e Aplicações**. Departamento de Engenharia Elétrica e Eletrônica (DEEE), Universidade Federal do Maranhão, Campus do Bacanga, São Luís – MA, 1995.

HAGHIGHI. A; BAKHSHIPOUR. A. E. Optimization of Sewer Networks Using an Adaptive Genetic Algorithm. **Water Resources Management**, v. 26, p. 3441–3456, 2012.

HIRSCHFELD, H. **Engenharia Econômica e Análise de Custos**. São Paulo: ATLAS, 2012.

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.

HUANG, G. H; HU, M; SUN, W; LI, Y; DING, X; ZHANG, X. Multi-objective ecological reservoir operation based on water quality response models and improved genetic algorithm: A case study in Three Gorges Reservoir, China. **Chinese Academy of Sciences**, China, 2014.

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (IEMA). Disponível <<http://www.meioambiente.es.gov.br/>>. Acessado em 20 de Fevereiro de 2015.

JORDÃO, E. P; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. Rio de Janeiro, ABES, 2005.

KUMAR, R. **System and method for the use of an adaptive mutation operator in genetic algorithms**. US 7.660.773 B1, 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, p. 99-150, 1999.

LANNA, A. E. Introdução. In: PORTO, R. L. L. (Org.). **Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Rio Grande do Sul: Ed: UFRGS, 2002.

LOUZADA, J. P; REIS, J. A. T; MENDONÇA, A. S. F. Uso de otimização e modelagem de qualidade de água no planejamento de implantação de sistemas de tratamento de

esgotos sanitários em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, p. 277-286, 2013.

MATHEW, M.; SHODHAN, K; BUCCI, V; CAO, Y; LEITAO, C. Anatomy of an urban waterbody: A case study of Boston's Muddy River. **Environmental pollution**, v. 159, n. 8, p. 1996-2002, 2011.

MIRANDA M. N. **Algoritmos Genéticos: Aplicações e Fundamentos**. Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, 2007.

MUGA, H. E.; MIHELIC, J. R. Sustainability of wastewater treatment technologies. **Journal of environmental management**, v. 88, n. 3, p. 437-447, 2007.

NICKLOW, J. W; ARTITA, K; KAINI, P. 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.

OLIVEIRA, S. V. W. B. **Modelo para tomada de decisão na escolha de sistemas de tratamento de esgoto sanitário**. 2004. 293 f. Tese de Doutorado - Universidade de São Paulo - Faculdade de Economia, Administração, e Contabilidade, São Paulo, 2004.

PACHECO, M. A. C. **Algoritmos genéticos: princípios e aplicações**. ICA: Laboratório de Inteligência Computacional Aplicada. Departamento de Engenharia Elétrica. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Fonte desconhecida, 1999.

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.

POPEL, H.J. **Aeration and gas transfer**. 2 ed. Delft. Delft University of Technology, p. 169, 1979.

REIS, J. A. T.; VALORY, J. P. 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.

SAMPAIO, A.; GONÇALVES, M. Custos Operacionais de Estações de Tratamento de Esgoto por Lodos Ativados: Estudo de Caso ETE – BARUERI. **XX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro-RJ, 1999.

SANTOS, V. S. **Um modelo de otimização multiobjetivo para análise de sistemas de recursos hídricos**. 2007. 163 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2007.

SARAMAGO, S. P.; STEFFEN, V. J. Planejamento de Experimentos e Otimização de Sistemas Mistos. **FAMAT em Revista**, v. 11, p. 231-246, 2008.

SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2013**. Brasília: MCIDADES.SNSA, 2013.

SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2014**. Brasília: MCIDADES.SNSA, 2014.

SENANTE, M. M; BASERBA, M. G; REIF, R; SANCHO, F. H; POCH, M. Assessment of Wastewater Treatment Plant Design for Small Communities: Environmental and Economic Aspects. **Science of the Total Environment Journal**. p.11–18, 427–428. 2012.

SINGH, H. P.; JAIN, G. Artificial neural network modeling of the river water quality - A case study. **Ecological Modelling**, v.220, p.888-895, 2009.

STREETER, H.W, PHELPS, E.B. A study of the pollution and natural purification of Ohio river, III. Factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration. **Bulletin 146. Public Health Service**, Washington, DC, USA, 1925.

SOUZA, M. A. A; FORSTER, C. L. Metodologias para seleção de processos de tratamento de águas residuárias. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol 2. nº 1. p. 19-31, 1996.

SOUZA, M. A. A. Modelo para seleção de processos de tratamento de águas residuárias municipais. In: **Gestión ambiental en el siglo XXI**. APIS, p. 1-20, 1998.

TAMAR, O; AVI, O. A coupled model tree (MT) genetic algorithm (GA) scheme for biofouling assessment in pipelines. **Water Research**, 2011, Vol.45(18), pp.6277-6288, 2011.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L. **Wastewater Engineering: treatment, disposal, and reuse**. New York: McGraw- Hill, 1991.

TEODORO, A; IDE, C. N; RIBEIRO, M. L; BROCH, A. O; SILVA, J.B. 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, 2013.

TSAGARAKIS, K. P.; DIALYNAS, G. E.; ANGELAKIS, A. N. Water Resources Management in Crete (Greece) Including Water Recycling and Reuse and Proposed Quality Criteria. **Agricultural water management**, v. 66, n. 1, p. 35-47, 2003.

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

TONON, K. **Modelagem da qualidade da água utilizando os modelos STREETER-PHELPS e QUAL-UFMG na bacia do rio Lambari – Poços de Caldas-MG**. 2014. 168 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, 2014.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO – USP. Núcleo de Pesquisa em Informações Urbanas. **Esgotamento Sanitário – URBAGUA. Relatório. Limites técnicos e econômicos de alternativas de tratamento de esgoto. Sistema de Apoio à Decisão SAD URBAGUA**. São Paulo, 2004.

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 Gerenciamento de Bacias Hidrográficas**. 2013. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo – UFES, 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.

VAN NOTE, R. H.; HERBERT, P. V.; PATEL, E. M.; CHUPER, C.; e FELDMAN, L. **A Guide to the Selection of Cost-Effective Wastewater Treatment Systems**. Miscellaneous Reports No. EPA-430/9-75-002. Washington, DC, USA: USEPA, 1975.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª ed. Belo Horizonte, DESA/UFMG. 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios**. Belo Horizonte, DESA/UFMG. 2007.

_____. **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.

YANG, C. P; LUNG, W. S; KUO, J. T; LIU, J. H. Water Quality Modeling of a Hypoxic Stream. **Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management** © asce, 2010.

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.

APÊNDICES

APÊNDICE 1 – Perfis de concentração de OD e DBO relacionados ao modelo de otimização 2 (condição 1 de disposição de efluentes) e modelo de otimização 1 (condições 2 e 3 de disposição de efluentes)

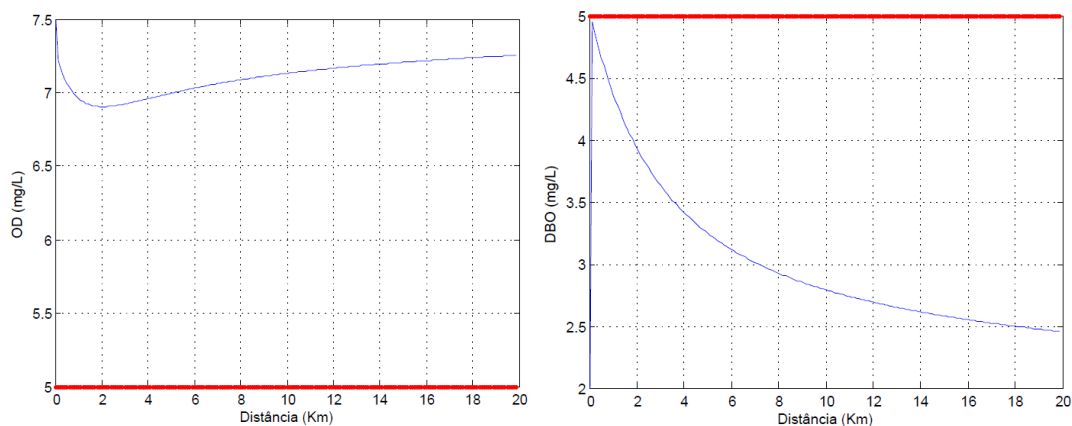


Figura I.1 – Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardinho – resultados associados ao modelo de otimização 2, condição 1 de disposição de efluentes

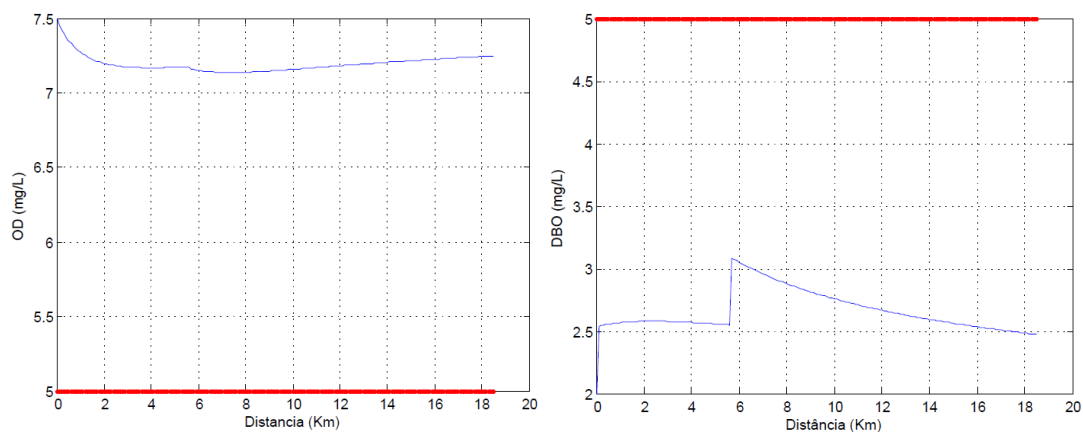


Figura I.2 – Perfis de concentração de OD e DBO do tributário ribeirão Perdição – resultados associados ao modelo de otimização 2, condição 1 de disposição de efluentes

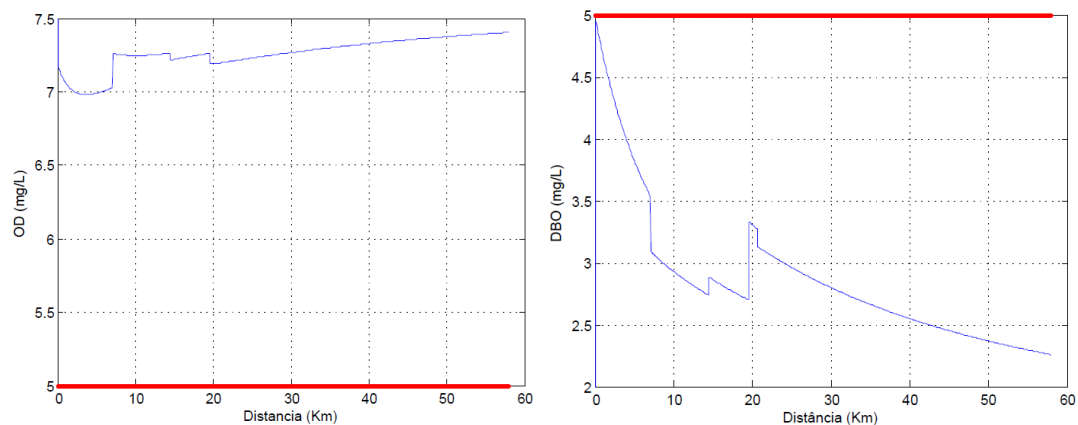


Figura I.3 Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardo – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 2 de disposição de efluentes

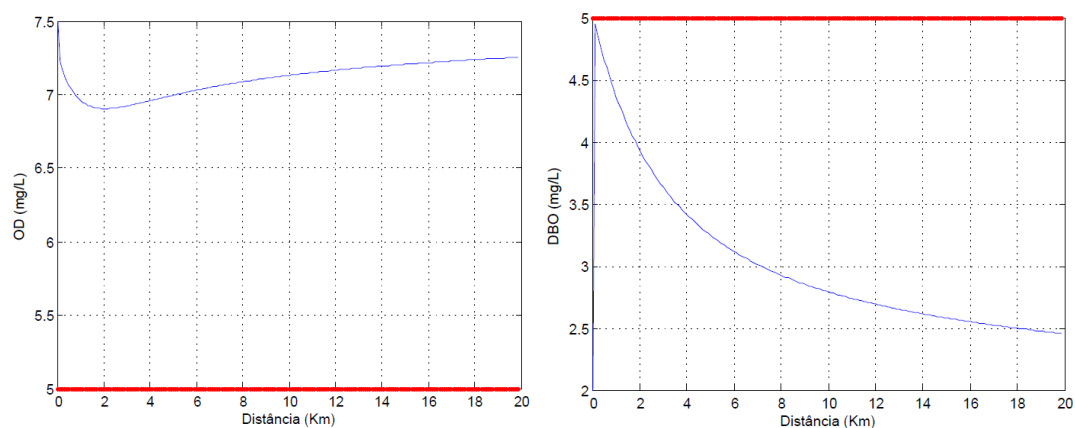


Figura I.4 – Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardino – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 2 de disposição de efluentes

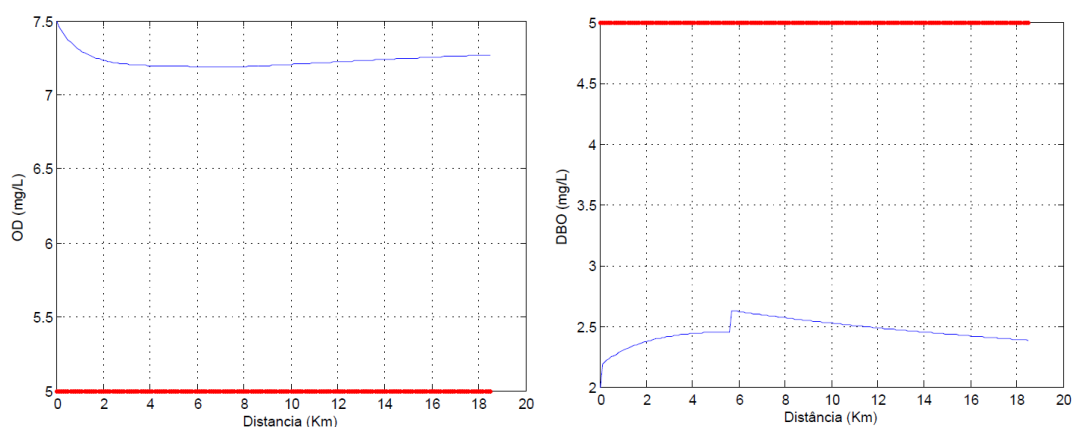


Figura I.5 – Perfis de concentração de OD e DBO do tributário ribeirão Perdão – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 2 de disposição de efluentes

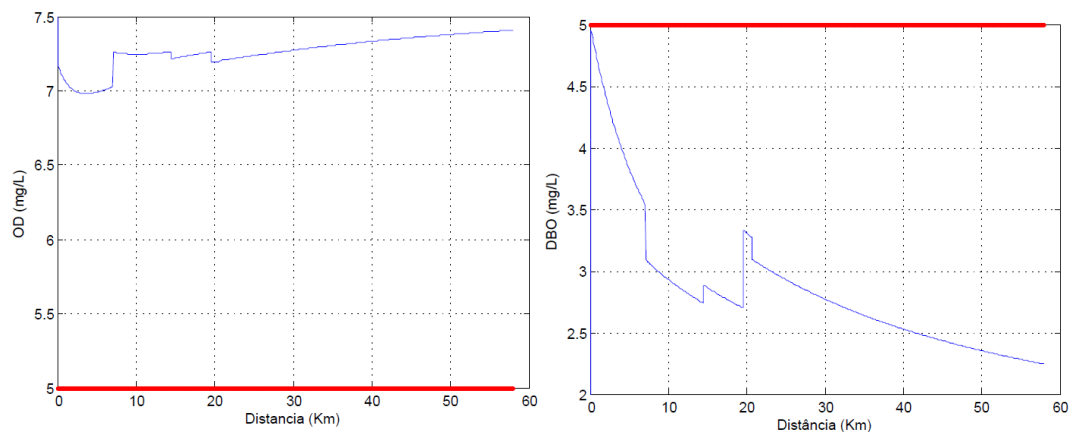


Figura I.6 – Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardo – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 3 de disposição de efluentes

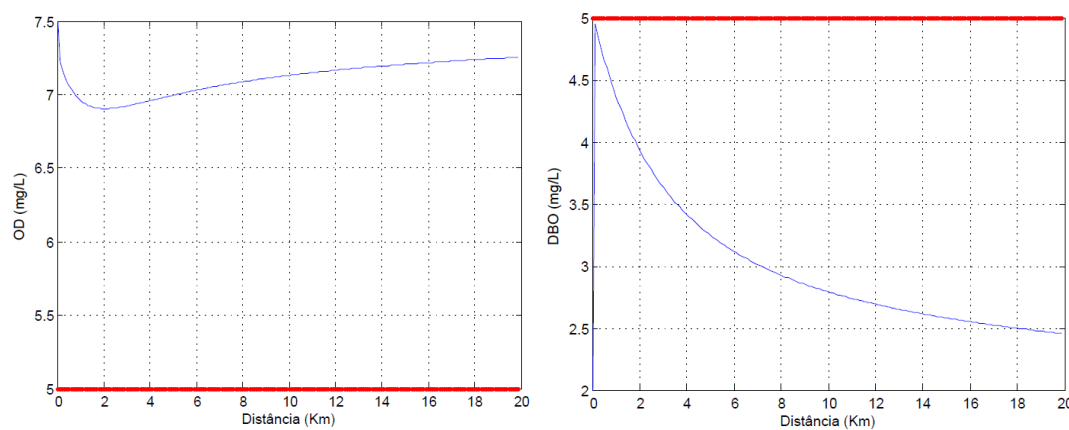


Figura I.7 – Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardino – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 3 de disposição de efluentes

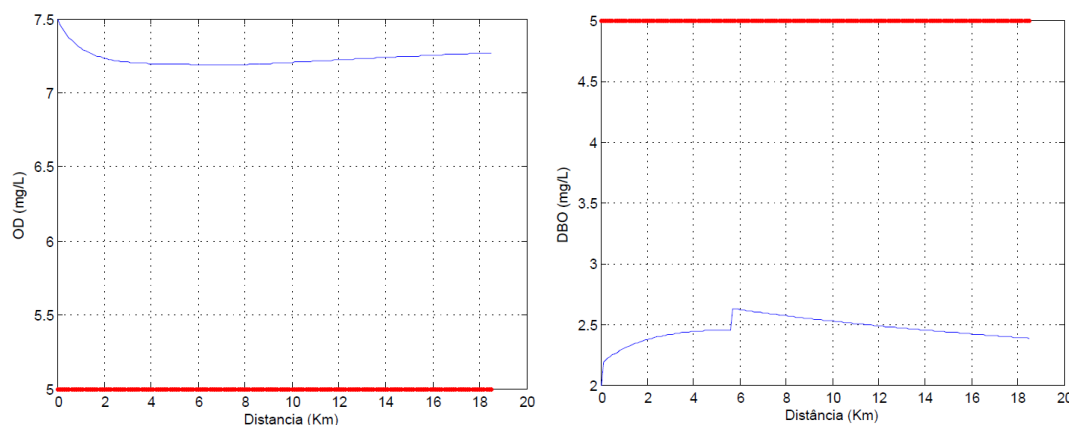


Figura I.8 – Perfis de concentração de OD e DBO do tributário ribeirão Perdição – resultados associados ao modelo de otimização 1, condição 3 de disposição de efluentes

Tabela II. 5 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 9 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.

Ibatiba (ETE 1)		Irupi (ETE 2)		Lúna (ETE 3)		Nossa Senhora das Graças (ETE 4)		Santíssima Trindade (ETE 5)	
Sistemas de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.	Sistemas de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.
UASB + lagoas de polimento	1	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	1	-	-	-	-	-	-
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	2	UASB + lagoas de polimento	2	-	-	-	-	-	-
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	2	UASB + filtro anaeróbio	3	-	-	-	-	-	-
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	3	Lagoa facultativa	4	-	-	-	-	-	-
UASB + filtro biológico de alta carga	4	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	5	-	-	-	-	-	-
UASB + flotação por ar dissolvido	5	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	6	-	-	-	-	-	-
UASB + biofiltro aerado submerso	6	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	6	-	-	-	-	-	-
UASB + lodos ativados	7	Lagoa aerada facultativa	7	-	-	-	-	-	-
Biofiltro aerado submerso com nitrificação	8	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	7	-	-	-	-	-	-
Tanque séptico + filtro anaeróbio	9	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	8	-	-	-	-	-	-
Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	10	UASB + filtro biológico de alta carga	9	-	-	-	-	-	-
Lodo ativado aeração prolongada	11	UASB + flotação por ar dissolvido	10	-	-	-	-	-	-
Lodo ativado batelada	11	UASB + biofiltro aerado submerso	11	-	-	-	-	-	-
Lodos ativados convencional	12	UASB + lodos ativados	12	-	-	-	-	-	-
Filtro biológico percolador de baixa carga	13	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	13	-	-	-	-	-	-
Filtro biológico percolador de alta carga	13	Tanque séptico + filtro anaeróbio	14	-	-	-	-	-	-
Tanque séptico + biodisco	13	Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	15	-	-	-	-	-	-
Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	14	Lodo ativado aeração prolongada	16	-	-	-	-	-	-
Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P	15	Lodo ativado batelada	16	-	-	-	-	-	-
Lodo ativado convencional + filtração terciária	15	Lodos ativados convencional	17	-	-	-	-	-	-
		Filtro biológico percolador de baixa carga	18	-	-	-	-	-	-
		Filtro biológico percolador de alta carga	18	-	-	-	-	-	-
		Tanque séptico + biodisco	18	-	-	-	-	-	-
		Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	19	-	-	-	-	-	-
		Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P	20	-	-	-	-	-	-
		Lodo ativado convencional + filtração terciária	20	-	-	-	-	-	-
				-	-	-	-	-	-
				-	-	-	-	-	-

Tabela II. 8 – Sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados consideradas as condições de contorno associadas ao Panorama 12 – sistemas apresentados por ordem crescente de CPL.

Ibatiba (ETE 1)		Irupi (ETE 2)		Iúna (ETE 3)		Nossa Senhora das Graças (ETE 4)		Santíssima Trindade (ETE 5)	
Sistemas de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.	Sistemas de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.	Sistema de Tratamento	Ord.
UASB + lagoas de polimento	1	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	1	Reator UASB	1	Infiltração lenta	1	Infiltração lenta	1
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	2	UASB + lagoas de polimento	2	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	2	Reator UASB	2	Reator UASB	2
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	2	UASB + filtro anaeróbio	3	UASB + lagoas de polimento	3	Infiltração rápida	3	Infiltração rápida	3
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	3	Lagoa facultativa	4	Tratamento primário avançado	4	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	4	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	4
UASB + filtro biológico de alta carga	4	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	5	UASB + filtro anaeróbio	4	UASB + lagoas de polimento	5	UASB + lagoas de polimento	5
UASB + flotação por ar dissolvido	5	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	6	Lagoa facultativa	5	Tratamento primário avançado	6	Tratamento primário avançado	6
UASB + biofiltro aerado submerso	6	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	6	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	6	UASB + filtro anaeróbio	7	UASB + filtro anaeróbio	7
UASB + lodos ativados	7	Lagoa aerada facultativa	7	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	7	Lagoa facultativa	8	Lagoa facultativa	8
Biofiltro aerado submerso com nitrificação	8	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	7	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	7	Escoamento superficial	8	Escoamento superficial	8
Tanque séptico + filtro anaeróbio	9	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	8	Lagoa aerada facultativa	8	Terras úmidas construídas (wetlands)	9	Terras úmidas construídas (wetlands)	9
Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	10	UASB + filtro biológico de alta carga	9	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	8	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	10	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	10
Lodo ativado aeração prolongada	11	UASB + flotação por ar dissolvido	10	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	9	UASB + escoamento superficial	11	UASB + escoamento superficial	11
Lodo ativado batelada	11	UASB + biofiltro aerado submerso	11	UASB + filtro biológico de alta carga	10	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	12	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	12
Lodos ativados convencional	12	UASB + lodos ativados	12	UASB + flotação por ar dissolvido	11	UASB + filtro biológico de alta carga	13	UASB + filtro biológico de alta carga	13
Filtro biológico percolador de baixa carga	13	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	13	UASB + biofiltro aerado submerso	12	Tanque séptico + infiltração	14	Tanque séptico + infiltração	14
Filtro biológico percolador de alta carga	13	Tanque séptico + filtro anaeróbio	14	UASB + lodos ativados	13	Tanque séptico + filtro anaeróbio	15	Tanque séptico + filtro anaeróbio	15
Tanque séptico + biodisco	13	Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	15	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	14	Filtro biológico percolador de baixa carga	16	Filtro biológico percolador de baixa carga	16
Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	14	Lodo ativado aeração prolongada	16	Tanque séptico + filtro anaeróbio	15	Filtro biológico percolador de alta carga	16	Filtro biológico percolador de alta carga	16
Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P	15	Lodo ativado batelada	16	Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	16	Tanque séptico + biodisco	16	Tanque séptico + biodisco	16
Lodo ativado convencional + filtração terciária	15	Lodos ativados convencional	17	Lodo ativado aeração prolongada	17				
		Filtro biológico percolador de baixa carga	18	Lodo ativado batelada	17				
		Filtro biológico percolador de alta carga	18	Lodos ativados convencional	18				
		Tanque séptico + biodisco	18	Filtro biológico percolador de baixa carga	19				
		Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	19	Filtro biológico percolador de alta carga	19				
		Lodo ativado convencional com remoção biológica de N/P	20	Tanque séptico + biodisco	19				
		Lodo ativado convencional + filtração terciária	20	Lodo ativado convencional com remoção biológica de N	20				

APÊNDICE 3 – Custos das alternativas de tratamento de esgotos por ponto de disposição da bacia do rio Pardo

Tabela III. 1 – Valores de custo presente líquido associados aos sistemas de tratamento pré-selecionados consideradas as condições de contorno do panorama 1.

Ibatiba (ETE 1)		Irupi (ETE 2)		Iúna (ETE 3)		Nossa Senhora das Graças (ETE 4)		Santíssima Trindade (ETE 5)	
CPL	Ord.	CPL	Ord.	CPL	Ord.	CPL	Ord.	CPL	Ord.
R\$ 1.861.512,99	1	R\$ 769.289,46	1	-	-	-	-	-	-
R\$ 2.326.891,24	2	R\$ 961.611,83	2	-	-	-	-	-	-
R\$ 2.692.545,57	3	R\$ 1.025.719,28	3	-	-	-	-	-	-
R\$ 2.792.269,48	4	R\$ 1.112.722,26	4	-	-	-	-	-	-
R\$ 3.024.958,61	5	R\$ 1.144.775,98	5	-	-	-	-	-	-
R\$ 3.313.049,90	6	R\$ 1.153.934,19	6	-	-	-	-	-	-
R\$ 3.313.049,90	6	R\$ 1.153.934,19	6	-	-	-	-	-	-
R\$ 3.368.452,08	7	R\$ 1.250.095,37	7	-	-	-	-	-	-
R\$ 3.490.336,86	8	R\$ 1.318.781,93	8	-	-	-	-	-	-
R\$ 3.601.141,20	9	R\$ 1.369.152,08	9	-	-	-	-	-	-
R\$ 3.656.543,37	10	R\$ 1.369.152,08	9	-	-	-	-	-	-
R\$ 3.723.025,98	11	R\$ 1.392.047,60	10	-	-	-	-	-	-
R\$ 4.099.760,75	12	R\$ 1.410.364,01	11	-	-	-	-	-	-
R\$ 4.410.012,92	13	R\$ 1.410.364,01	11	-	-	-	-	-	-
R\$ 4.720.265,08	14	R\$ 1.442.417,74	12	-	-	-	-	-	-
R\$ 5.008.356,38	15	R\$ 1.488.208,78	13	-	-	-	-	-	-
R\$ 5.163.482,46	16	R\$ 1.511.104,30	14	-	-	-	-	-	-
R\$ 5.318.608,54	17	R\$ 1.538.578,92	15	-	-	-	-	-	-
R\$ 5.318.608,54	17	R\$ 1.694.268,45	16	-	-	-	-	-	-
R\$ 6.426.651,99	18	R\$ 1.822.483,37	17	-	-	-	-	-	-
R\$ 6.537.456,33	19	R\$ 1.950.698,28	18	-	-	-	-	-	-
R\$ 6.537.456,33	19	R\$ 2.069.754,98	19	-	-	-	-	-	-
R\$ 6.537.456,33	19	R\$ 2.133.862,43	20	-	-	-	-	-	-
R\$ 6.914.191,10	20	R\$ 2.197.969,89	21	-	-	-	-	-	-
R\$ 7.977.912,81	21	R\$ 2.197.969,89	21	-	-	-	-	-	-
R\$ 7.977.912,81	21	R\$ 2.655.880,28	22	-	-	-	-	-	-
		R\$ 2.701.671,32	23	-	-	-	-	-	-
		R\$ 2.701.671,32	23	-	-	-	-	-	-
		R\$ 2.701.671,32	23	-	-	-	-	-	-
		R\$ 2.857.360,85	24	-	-	-	-	-	-
		R\$ 3.296.954,83	25	-	-	-	-	-	-

Tabela III. 2 – Valores de custo presente líquido associados aos sistemas de tratamento pré-selecionados consideradas as condições de contorno do panorama 2.

Ibatiba (ETE 1)		Irupi (ETE 2)		Iúna (ETE 3)		Nossa Senhora das Graças (ETE 4)		Santíssima Trindade (ETE 5)	
CPL	Ord.	CPL	Ord.	CPL	Ord.	CPL	Ord.	CPL	Ord.
R\$ 7.977.912,81	1	R\$ 769.289,46	1	R\$ 1.233.304,30	1	R\$ 159.064,83	1	R\$ 180.230,19	1
		R\$ 961.611,83	2	R\$ 2.466.608,59	2	R\$ 159.064,83	1	R\$ 180.230,19	1
		R\$ 1.025.719,28	3	R\$ 5.285.589,84	3	R\$ 159.064,83	1	R\$ 180.230,19	1
		R\$ 1.112.722,26	4			R\$ 162.852,09	2	R\$ 184.521,39	2
		R\$ 1.144.775,98	5			R\$ 198.831,04	3	R\$ 225.287,74	3
		R\$ 1.153.934,19	6			R\$ 212.086,44	4	R\$ 240.306,92	4
		R\$ 1.153.934,19	6			R\$ 230.075,92	5	R\$ 260.690,10	5
		R\$ 1.250.095,37	7			R\$ 232.916,36	6	R\$ 263.908,50	6
		R\$ 1.318.781,93	8			R\$ 236.703,62	7	R\$ 268.199,69	7
		R\$ 1.369.152,08	9			R\$ 238.597,25	8	R\$ 270.345,29	8
		R\$ 1.369.152,08	9			R\$ 238.597,25	8	R\$ 270.345,29	8
		R\$ 1.392.047,60	10			R\$ 258.480,35	9	R\$ 292.874,06	9
		R\$ 1.410.364,01	11			R\$ 272.682,57	10	R\$ 308.966,04	10
		R\$ 1.410.364,01	11			R\$ 283.097,53	11	R\$ 320.766,83	11
		R\$ 1.442.417,74	12			R\$ 283.097,53	11	R\$ 320.766,83	11
		R\$ 1.488.208,78	13			R\$ 287.831,60	12	R\$ 326.130,82	12
		R\$ 1.511.104,30	14			R\$ 291.618,86	13	R\$ 330.422,02	13
		R\$ 1.538.578,92	15			R\$ 291.618,86	13	R\$ 330.422,02	13
		R\$ 1.694.268,45	16			R\$ 298.246,56	14	R\$ 337.931,61	14
		R\$ 1.822.483,37	17			R\$ 307.714,70	15	R\$ 348.659,60	15
		R\$ 1.950.698,28	18			R\$ 312.448,77	16	R\$ 354.023,59	16
		R\$ 2.069.754,98	19			R\$ 318.129,66	17	R\$ 360.460,38	17
		R\$ 2.133.862,43	20			R\$ 350.321,35	18	R\$ 396.935,54	18
		R\$ 2.197.969,89	21			R\$ 376.832,16	19	R\$ 426.973,91	19
		R\$ 2.197.969,89	21			R\$ 403.342,96	20	R\$ 457.012,27	20
		R\$ 2.655.880,28	22			R\$ 427.960,14	21	R\$ 484.905,04	21
		R\$ 2.701.671,32	23			R\$ 441.215,54	22	R\$ 499.924,22	22
		R\$ 2.701.671,32	23			R\$ 454.470,94	23	R\$ 514.943,41	23
		R\$ 2.701.671,32	23			R\$ 454.470,94	23	R\$ 514.943,41	23
		R\$ 2.857.360,85	24			R\$ 549.152,39	24	R\$ 622.223,28	24
		R\$ 3.296.954,83	25			R\$ 558.620,54	25	R\$ 632.951,27	24

Tabela III. 3 – Valores de custo presente líquido associados aos sistemas de tratamento pré-selecionados consideradas as condições de contorno do panorama 3.

Ibatiba (ETE 1)		Irupi (ETE 2)		Iúna (ETE 3)		Nossa Senhora das Graças (ETE 4)		Santíssima Trindade (ETE 5)	
CPL	Ord.	CPL	Ord.	CPL	Ord.	CPL	Ord.	CPL	Ord.
R\$ 1.861.512,99	1	R\$ 769.289,46	1	R\$ 1.233.304,30	1	R\$ 159.064,83	1	R\$ 180.230,19	1
R\$ 2.326.891,24	2	R\$ 961.611,83	2	R\$ 1.541.630,37	2	R\$ 198.831,04	2	R\$ 225.287,74	2
R\$ 2.692.545,57	3	R\$ 1.025.719,28	3	R\$ 1.644.405,73	3	R\$ 212.086,44	3	R\$ 240.306,92	3
R\$ 2.792.269,48	4	R\$ 1.112.722,26	4	R\$ 1.783.886,57	4	R\$ 230.075,92	4	R\$ 260.690,10	4
R\$ 3.024.958,61	5	R\$ 1.144.775,98	5	R\$ 1.835.274,25	5	R\$ 236.703,62	5	R\$ 268.199,69	5
R\$ 3.313.049,90	6	R\$ 1.153.934,19	6	R\$ 1.849.956,44	6	R\$ 238.597,25	6	R\$ 270.345,29	6
R\$ 3.313.049,90	6	R\$ 1.153.934,19	6	R\$ 1.849.956,44	6	R\$ 238.597,25	6	R\$ 270.345,29	6
R\$ 3.368.452,08	7	R\$ 1.250.095,37	7	R\$ 2.004.119,48	7	R\$ 258.480,35	7	R\$ 292.874,06	7
R\$ 3.490.336,86	8	R\$ 1.318.781,93	8	R\$ 2.114.235,93	8	R\$ 272.682,57	8	R\$ 308.966,04	8
R\$ 3.601.141,20	9	R\$ 1.369.152,08	9	R\$ 2.194.988,00	9	R\$ 283.097,53	9	R\$ 320.766,83	9
R\$ 3.656.543,37	10	R\$ 1.369.152,08	9	R\$ 2.194.988,00	9	R\$ 283.097,53	9	R\$ 320.766,83	9
R\$ 3.723.025,98	11	R\$ 1.392.047,60	10	R\$ 2.231.693,49	10	R\$ 287.831,60	10	R\$ 326.130,82	10
R\$ 4.099.760,75	12	R\$ 1.410.364,01	11	R\$ 2.261.057,87	11	R\$ 291.618,86	11	R\$ 330.422,02	11
R\$ 4.410.012,92	13	R\$ 1.410.364,01	11	R\$ 2.261.057,87	11	R\$ 291.618,86	11	R\$ 330.422,02	11
R\$ 4.720.265,08	14	R\$ 1.442.417,74	12	R\$ 2.312.445,55	12	R\$ 298.246,56	12	R\$ 337.931,61	12
R\$ 5.008.356,38	15	R\$ 1.488.208,78	13	R\$ 2.385.856,52	13	R\$ 307.714,70	13	R\$ 348.659,60	13
R\$ 5.163.482,46	16	R\$ 1.511.104,30	14	R\$ 2.422.562,01	14	R\$ 312.448,77	14	R\$ 354.023,59	14
R\$ 5.318.608,54	17	R\$ 1.538.578,92	15	R\$ 2.466.608,59	15	R\$ 318.129,66	15	R\$ 360.460,38	15
R\$ 5.318.608,54	17	R\$ 1.694.268,45	16	R\$ 2.716.205,89	16	R\$ 350.321,35	16	R\$ 396.935,54	16
R\$ 6.426.651,99	18	R\$ 1.822.483,37	17	R\$ 2.921.756,60	17	R\$ 376.832,16	17	R\$ 426.973,91	17
R\$ 6.537.456,33	19	R\$ 1.950.698,28	18	R\$ 3.127.307,32	18	R\$ 403.342,96	18	R\$ 457.012,27	18
R\$ 6.537.456,33	19	R\$ 2.069.754,98	19	R\$ 3.318.175,84	19	R\$ 427.960,14	19	R\$ 484.905,04	19
R\$ 6.537.456,33	19	R\$ 2.133.862,43	20	R\$ 3.420.951,20	20	R\$ 441.215,54	20	R\$ 499.924,22	20
R\$ 6.914.191,10	20	R\$ 2.197.969,89	21	R\$ 3.523.726,56	21	R\$ 454.470,94	21	R\$ 514.943,41	21
R\$ 7.977.912,81	21	R\$ 2.197.969,89	21	R\$ 3.523.726,56	21	R\$ 454.470,94	21	R\$ 514.943,41	21
R\$ 7.977.912,81	21	R\$ 2.655.880,28	22	R\$ 4.257.836,26	22	R\$ 549.152,39	22	R\$ 622.223,28	22
		R\$ 2.701.671,32	23	R\$ 4.331.247,23	23	R\$ 558.620,54	23	R\$ 632.951,27	23
		R\$ 2.701.671,32	23	R\$ 4.331.247,23	23	R\$ 558.620,54	23	R\$ 632.951,27	23
		R\$ 2.701.671,32	23	R\$ 4.331.247,23	23	R\$ 558.620,54	23	R\$ 632.951,27	23
		R\$ 2.857.360,85	24	R\$ 4.580.844,53	24	R\$ 590.812,23	24	R\$ 669.426,43	24
		R\$ 3.296.954,83	25	R\$ 5.285.589,84	25	R\$ 681.706,42	25	R\$ 772.415,11	25

Tabela III. 4 – Valores de custo presente líquido associados aos sistemas de tratamento pré-selecionados consideradas as condições de contorno do panorama 4.

Ibatiba (ETE 1)		Irupi (ETE 2)		Iúna (ETE 3)		Nossa Senhora das Graças (ETE 4)		Santíssima Trindade (ETE 5)	
CPL	Ord.	CPL	Ord.	CPL	Ord.	CPL	Ord.	CPL	Ord.
R\$ 1.861.512,99	1	R\$ 769.289,46	1	R\$ 1.233.304,30	1	R\$ 159.064,83	1	R\$ 180.230,19	1
R\$ 2.326.891,24	2	R\$ 961.611,83	2	R\$ 1.262.668,68	2	R\$ 162.852,09	2	R\$ 184.521,39	2
R\$ 2.692.545,57	3	R\$ 1.025.719,28	3	R\$ 1.541.630,37	3	R\$ 198.831,04	3	R\$ 225.287,74	3
R\$ 2.792.269,48	4	R\$ 1.112.722,26	4	R\$ 1.644.405,73	4	R\$ 212.086,44	4	R\$ 240.306,92	4
R\$ 3.024.958,61	5	R\$ 1.144.775,98	5	R\$ 1.783.886,57	5	R\$ 230.075,92	5	R\$ 260.690,10	5
R\$ 3.313.049,90	6	R\$ 1.153.934,19	6	R\$ 1.805.909,86	6	R\$ 232.916,36	6	R\$ 263.908,50	6
R\$ 3.313.049,90	6	R\$ 1.153.934,19	6	R\$ 1.835.274,25	7	R\$ 236.703,62	7	R\$ 268.199,69	7
R\$ 3.368.452,08	7	R\$ 1.250.095,37	7	R\$ 1.849.956,44	8	R\$ 238.597,25	8	R\$ 270.345,29	8
R\$ 3.490.336,86	8	R\$ 1.318.781,93	8	R\$ 1.849.956,44	8	R\$ 238.597,25	8	R\$ 270.345,29	8
R\$ 3.601.141,20	9	R\$ 1.369.152,08	9	R\$ 2.004.119,48	9	R\$ 258.480,35	9	R\$ 292.874,06	9
R\$ 3.656.543,37	10	R\$ 1.369.152,08	9	R\$ 2.114.235,93	10	R\$ 272.682,57	10	R\$ 308.966,04	10
R\$ 3.723.025,98	11	R\$ 1.392.047,60	10	R\$ 2.194.988,00	11	R\$ 283.097,53	11	R\$ 320.766,83	11
R\$ 4.099.760,75	12	R\$ 1.410.364,01	11	R\$ 2.194.988,00	11	R\$ 283.097,53	11	R\$ 320.766,83	11
R\$ 4.410.012,92	13	R\$ 1.410.364,01	11	R\$ 2.231.693,49	12	R\$ 287.831,60	12	R\$ 326.130,82	12
R\$ 4.720.265,08	14	R\$ 1.442.417,74	12	R\$ 2.261.057,87	13	R\$ 291.618,86	13	R\$ 330.422,02	13
R\$ 5.008.356,38	15	R\$ 1.488.208,78	13	R\$ 2.261.057,87	13	R\$ 291.618,86	13	R\$ 330.422,02	13
R\$ 5.163.482,46	16	R\$ 1.511.104,30	14	R\$ 2.312.445,55	14	R\$ 298.246,56	14	R\$ 337.931,61	14
R\$ 5.318.608,54	17	R\$ 1.538.578,92	15	R\$ 2.385.856,52	15	R\$ 307.714,70	15	R\$ 348.659,60	15
R\$ 5.318.608,54	17	R\$ 1.694.268,45	16	R\$ 2.422.562,01	16	R\$ 312.448,77	16	R\$ 354.023,59	16
R\$ 6.426.651,99	18	R\$ 1.822.483,37	17	R\$ 2.466.608,59	17	R\$ 318.129,66	17	R\$ 360.460,38	17
R\$ 6.537.456,33	19	R\$ 1.950.698,28	18	R\$ 2.716.205,89	18	R\$ 350.321,35	18	R\$ 396.935,54	18
R\$ 6.537.456,33	19	R\$ 2.069.754,98	19	R\$ 2.921.756,60	19	R\$ 376.832,16	19	R\$ 426.973,91	19
R\$ 6.537.456,33	19	R\$ 2.133.862,43	20	R\$ 3.127.307,32	20	R\$ 403.342,96	20	R\$ 457.012,27	20
R\$ 6.914.191,10	20	R\$ 2.197.969,89	21	R\$ 3.318.175,84	21	R\$ 427.960,14	21	R\$ 484.905,04	21
R\$ 7.977.912,81	21	R\$ 2.197.969,89	21	R\$ 3.420.951,20	22	R\$ 441.215,54	22	R\$ 499.924,22	22
R\$ 7.977.912,81	21	R\$ 2.655.880,28	22	R\$ 3.523.726,56	23	R\$ 454.470,94	23	R\$ 514.943,41	23
		R\$ 2.701.671,32	23	R\$ 3.523.726,56	23	R\$ 454.470,94	23	R\$ 514.943,41	23
		R\$ 2.701.671,32	23	R\$ 4.257.836,26	24	R\$ 549.152,39	24	R\$ 622.223,28	24
		R\$ 2.701.671,32	23	R\$ 4.331.247,23	25	R\$ 558.620,54	25	R\$ 632.951,27	25
		R\$ 2.857.360,85	24	R\$ 4.331.247,23	25	R\$ 558.620,54	25	R\$ 632.951,27	25
		R\$ 3.296.954,83	25	R\$ 4.331.247,23	25	R\$ 558.620,54	25	R\$ 632.951,27	25

