

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

PROJETO DE GRADUAÇÃO II

Seleção de eficiências de tratamento de esgotos para os núcleos urbanos da bacia hidrográfica do rio Pardo a partir do emprego da Programação Não Linear

LUCAS GONÇALVES DA ROCHA

VITÓRIA
2018

LUCAS GONÇALVES DA ROCHA

Seleção de eficiências de tratamento de esgotos para os núcleos urbanos da bacia hidrográfica do rio Pardo a partir do emprego da Programação Não Linear

Trabalho de conclusão de curso (projeto de Graduação II) apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.
Orientador: Professor Dr. José Antônio Tosta dos Reis

VITÓRIA
2018

RESUMO

A tomada de decisão acerca dos níveis de tratamento das estações de tratamento constitui tarefa complexa no âmbito de uma bacia hidrográfica, onde habitualmente existem múltiplos lançamentos e captações e cursos d'água com diferentes capacidades de autodepuração. Neste contexto, as técnicas de otimização e a modelagem da qualidade de água, quando aplicadas de maneira combinada, podem constituir importante ferramenta de apoio ao processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos. Neste trabalho o modelo de qualidade de água QUAL-UFMG e a Programação Não Linear foram conjuntamente aplicados para a seleção de níveis de tratamento de esgotos para os diferentes núcleos urbanos da bacia hidrográfica do rio Pardo, curso d'água da porção sul do estado do Espírito Santo. Seis diferentes modelos de otimização foram testados, quando da estimativa das eficiências mínimas de remoção de matéria orgânica. Os resultados indicaram a acentuada dependência entre a incorporação de medidas de inequidade nos modelos de otimização e as eficiências mínimas de remoção de matéria orgânica estimadas no âmbito da bacia.

Palavras chave: Programação Não Linear, modelo de otimização, qualidade de água.

ABSTRACT

Decision-making concerning treatment levels of treatment plants is a complex task within a river basin where there are usually multiple discharges and withdrawals and watercourses with different self-purification capabilities. In this context, optimization techniques and water quality modeling, when combined, can be an important tool to support the selection process of sewage treatment systems. In this work the QUAL-UFMG water quality model and Nonlinear Programming were jointly applied for the selection of sewage treatment levels for the different urban centers of the Pardo river basin, watercourse of the southern portion of the state Espírito Santo. Six different optimization models were tested when estimating the minimum efficiency of organic matter removal. The results indicated a strong dependency between the incorporation of inequality measures in the optimization models and the minimum efficiency of organic matter removal estimated in the basin.

Keywords: Nonlinear Programming, optimization model, water quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da bacia hidrográfica do rio Pardo.	29
Figura 2 - Diagrama unifilar da bacia hidrográfica do Rio Pardo.	42
Figura 3 - Perfis de concentração de OD e DBO _{5,20} para o ribeirão São José considerada a disposição final de efluente bruto.	49
Figura 4 - Perfis de concentração de OD e DBO _{5,20} para o rio Pardinho considerada a disposição final de efluente bruto.	49
Figura 5 - Perfis de concentração de OD e DBO _{5,20} para o ribeirão Perdição considerada a disposição final de efluente bruto.	50
Figura 6 - Perfis de concentração de OD e DBO _{5,20} para o Rio Pardo considerada a disposição final de efluente bruto.	51
Figura 7 - Perfil de vazão para o rio Pardo.	51
Figura 8 - Perfis de concentração de OD e DBO _{5,20} para o rio Pardinho após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 1.	54
Figura 9 - Perfis de concentração de OD e DBO _{5,20} para o ribeirão Perdição após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 1.	55
Figura 10 - Perfis de concentração de OD e DBO _{5,20} para o rio Pardo após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 1.	55
Figura 11 - Perfis de concentração de OD e DBO _{5,20} para o rio Pardinho após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 4.	58
Figura 12 - Perfis de concentração de OD e DBO _{5,20} para o ribeirão Perdição após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 4.	58
Figura 13 - Perfis de concentração de OD e DBO _{5,20} para o rio Pardo após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 4.	59

Figura 14 - Perfis de concentração de OD e DBO _{5,20} para o Rio Pardinho após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 5.	60
Figura 15 - Perfis de concentração de OD e DBO _{5,20} para o ribeirão Perdição após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 5.	60
Figura 16 - Perfis de concentração de OD e DBO _{5,20} para o rio Pardo após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 5.	60
Figura 17 - Perfis de concentração de OD e DBO _{5,20} para o Rio Pardinho após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 6.	Erro! Indicador não definido.
Figura 18 - Perfis de concentração de OD e DBO _{5,20} para o ribeirão Perdição após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 6.	62
Figura 19 - Perfis de concentração de OD e DBO _{5,20} para o rio Pardo após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 6.	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais parâmetros a serem investigados numa análise de água.	17
Tabela 2 - Resumo dos usos preponderantes e padrão de lançamento aceito para cada classe de enquadramento.	19
Tabela 3 - Valores de vazão média de esgotos domésticos da população urbana da bacia do rio Pardo.	38
Tabela 4 - Carga orgânica dos efluentes domésticos da população urbana da bacia do rio Pardo.	42
Tabela 5 - Padrões de qualidade ambiental incorporados como restrições dos modelos de otimização.....	45
Tabela 6 - Eficiência mínima estimada a partir do emprego do modelo de otimização1.	54
Tabela 7 - Eficiências mínimas estimadas a partir do emprego do modelo de otimização 2.	56
Tabela 8 - Equidades calculadas para as eficiências do modelo de otimização 2.	56
Tabela 9 - Eficiências mínimas estimadas a partir do emprego do modelo de otimização 3.	57
Tabela 10 - Equidades calculadas para as eficiências do modelo de otimização 3.	57
Tabela 11 - Eficiências mínimas estimadas a partir do emprego do modelo de otimização 4.	58
Tabela 12 - Eficiências mínimas estimadas a partir do emprego do modelo de otimização 5.	59
Tabela 13 - Eficiências mínimas estimadas a partir do emprego do modelo de otimização 6.	61

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	8
2. OBJETIVOS	11
2.1. OBJETIVO GERAL	11
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	11
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
3.1. GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS	12
3.2. QUALIDADE DE ÁGUA.....	16
3.3. OTIMIZAÇÃO	24
4. ÁREA DE ESTUDO.....	28
4.1. IBATIBA.....	30
4.2. IRUPI.....	30
4.3. IÚNA.....	31
5. METODOLOGIA.....	33
5.1. MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA	33
5.2. CONSTANTES CINÉTICAS, INFORMAÇÕES HIDRODINÂMICAS E DE QUALIDADE DE ÁGUA	36
5.3. DEFINIÇÃO DOS MODELOS DE OTIMIZAÇÃO	43
5.4. APLICAÇÃO DA PNL	45
6. RESULTADOS	48
6.1. CENÁRIO DE CONTROLE – LANÇAMENTOS BRUTOS	48
6.2. CENÁRIOS COM TRATAMENTO.....	52
7. CONCLUSÕES	65
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67

1. INTRODUÇÃO

No último século, a população mundial cresceu de maneira rápida e desordenada, o que resultou em aglomerações sem infraestrutura e serviços públicos de qualidade. O Brasil é um país em desenvolvimento que frequentemente enfrenta problemas relacionados à aplicação dos recursos financeiros com transparência de forma a beneficiar a população (Campos, 1999). Grande parte das cidades brasileiras ainda lança seu esgoto sanitário diretamente nos corpos d'água, causando grande impacto no corpo receptor e desequilíbrio à ecologia local, pondo a saúde humana em risco (CHO et al., 2013).

O gerenciamento de recursos hídricos tem como realizar estudos e ações que atuem na adequação da quantidade e qualidade de água disponível aos padrões demandados associados aos seus possíveis usos. Desta forma, em se tratando de recursos hídricos, os estudos referentes a aspectos qualitativos e quantitativos devem estar sempre associados. A violação dos padrões admissíveis da qualidade da água a torna imprópria para certos usos e dados qualitativos, por si só, são insuficientes para se tirar conclusões significativas, fazendo-se também necessário dados sobre disponibilidade hídrica e a variabilidade espacial e temporal do regime hidrológico (ALBERTIN; MAUAD; DANIEL, 2006).

Dentre as possíveis medidas de controle, usualmente utiliza-se o tratamento individual ou coletivo de efluente antes da disposição final, estratégia de controle por meio da qual se busca diminuir a concentração dos poluentes lançados e chegar ao atendimento dos padrões de qualidade recomendados pela legislação ambiental brasileira (VON SPERLING, 2005).

O processo para a escolha de um sistema de tratamento de esgoto deve ser baseado na análise de critérios técnicos, econômicos e ambientais, considerando-se as características de cada alternativa de sistema de tratamento (VON SPERLING, 2005). Usualmente, os principais fatores considerados são o custo do terreno onde ocorrerá a instalação do sistema de tratamento, custo operacional do sistema, eficiência de remoção de contaminantes para cada alternativa, definição da qualidade das águas

residuárias brutas e definição dos padrões de qualidade de água que o efluente deve atender (SOUZA, 1998).

O custo, no entanto, é normalmente o aspecto mais relevante para a escolha de estações de tratamento (TCHOBANOGLOUS; BURTON, 1991). Outro fator central, do ponto de vista ambiental, no processo de seleção de sistemas de tratamento de efluente, é a capacidade de suporte dos corpos d'água. Sempre que adequadamente considerada, a capacidade dos corpos d'água de assimilar cargas orgânicas permite a seleção de plantas de tratamento mais básicas (construtiva e operacionalmente) e economicamente mais acessíveis.

O processo de seleção de plantas de tratamento de esgoto, quando observado do ponto de vista de uma bacia hidrográfica costuma ser complexo, função dos numerosos lançamentos, de cargas distintas, em corpos d'água com variadas capacidades de assimilação (REIS, VALORY E MENDONÇA, 2015). Neste contexto, a utilização de modelos de simulação de qualidade de água pode auxiliar no processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos.

No entanto, a simulação matemática de qualidade de água, normalmente, não apresenta a solução ideal para o problema da escolha de sistemas de tratamento de efluente no âmbito de uma bacia hidrográfica. Desta forma, por meio do emprego conjunto de modelos de qualidade de água e técnicas de otimização, é possível chegar à combinação ótima de sistemas de tratamento a ser adotada (ANDRADE; MAURI; MENDONÇA, 2013).

São exemplos desta abordagem os trabalhos de Burn (1989), Saadatpour e Afshar (2007), Han et al. (2011), Andrade, Mauri e Mendonça (2013), Reis, Valory e Mendonça (2015) e Valory, Reis e Mendonça (2016). Os modelos de otimização propostos pelos referidos autores, construídos a partir da combinação de diferentes funções e objetivos, foram criados com a incorporação de aspectos como minimização dos custos construtivos e operacionais, maximização do lançamento de cargas orgânicas, minimização das inequidades entre diferentes lançamentos, minimização da quantidade de violações dos padrões de qualidade ambiental e/ou da magnitude destas.

O presente trabalho tem como principal objetivo estimar, por meio do uso combinado de técnicas de otimização e modelagem matemática de qualidade de água, eficiências mínimas de tratamento, variável central e ponto de partida para a seleção de sistemas de tratamento de esgotos. A área de estudo abrange os diferentes núcleos urbanos da bacia hidrográfica do rio Pardo, tributário do rio Itapemirim, mais importante sistema hídrico da porção sul do estado do Espírito Santo.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Estimar eficiências mínimas de tratamento de esgotos no âmbito de uma bacia hidrográfica.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para a consecução do objetivo geral foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- Selecionar modelos de otimização considerando as perspectivas de minimização de somatório de eficiências de remoção de cargas orgânicas, equidade entre lançamentos e a manutenção de padrões de qualidade ambiental;
- Estimar eficiências de tratamento de esgotos para os diferentes núcleos urbanos da bacia hidrográfica do rio Pardo considerando diferentes modelos de otimização e uso consorciado de modelo de qualidade de água e técnica de otimização.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica foi estruturada tendo como foco aspectos fundamentais para o entendimento da modelagem de qualidade de água em ambiente computacional e do emprego de técnicas de otimização. Apresentou-se, adicionalmente, breve descrição do sistema de gerenciamento de recursos hídricos, apresentando a evolução de políticas e práticas de sucesso em diversos países e no Brasil, destacando-se os principais obstáculos encontrados e fatores que impactam a qualidade dos corpos hídricos.

3.1. GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS

A poluição das águas superficiais por esgotos domésticos é um dos problemas ambientais mais difundidos do século 21. Países desenvolvidos têm demonstrado consciência do problema relacionado à poluição hídrica há alguns anos e, por isso, têm implementado políticas relacionadas à água em suas legislações vigentes (PERRIN et al., 2014).

A Europa, por exemplo, estabeleceu *The Water Framework Directive 2000/60/EC* em outubro de 2000 (PERRIN et al., 2014). Esta diretriz regulamenta ações a serem tomadas pela comunidade europeia tendo em vista a proteção das águas superficiais interiores e costeiras, dos estuários e dos lençóis freáticos, sendo um marco em se tratando de reformas legislativas relacionadas ao gerenciamento de recursos hídricos na Europa (ARAÚJO et al, 2015).

Nos Estados Unidos, o gerenciamento de recursos hídricos é feito de forma complexa, envolvendo diversas instituições governamentais e agências federais e estaduais. Ao longo dos anos, a poluição dos corpos d'água tem sido objeto de controle neste país, onde a base legal para legislação das águas superficiais é estabelecida por meio do *Water Pollution Control Act*, (ou "Clean Water Act"), promulgado em 1948. Desde então, o Clean Water Act sofreu diversas emendas, sendo a última feita no ano 1972 (VEIGA; MIGRINI, 2013).

Segundo Kaini, Artita e Nicklow (2012), os Estados Unidos têm implantado inúmeros programas de melhoria da qualidade da água dos

mananciais hídricos por conta do Clean Water Act.. Entretanto, de acordo com informações de 2008 da Agencia de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), dos mananciais hídricos monitorados (contando rios, lagos e estuários), mais de 40% ainda não estava atendendo aos padrões de qualidade de água estabelecidos pela legislação, em especial os padrões estabelecidos para nutrientes, sedimentos, metais e patógenos.

Nos países em desenvolvimento, o fornecimento e tratamento da água e esgotos sanitários são os problemas centrais e que mais consomem recursos financeiros para o gerenciamento dos recursos hídricos. Na prática, boa parte dos efluentes brutos ainda é lançada nos sistemas hídricos, produzindo situações em que águas poluídas são utilizadas para fins mais sensíveis a qualidade, como irrigação. Dessa forma, os efluentes domésticos e industriais ainda são responsáveis por sérios problemas de poluição nos corpos hídricos, principalmente em regiões que não possuem sistemas de abastecimento de água e que experimentam longos períodos de seca. (CAMPOS; VON SPERLING 1996; PERRIN et al., 2014).

Segundo Liu e Speed (2009), entre os países em desenvolvimento, a China tem apresentado mudanças e adversidades relativas ao gerenciamento dos recursos hídricos. Função de seu significativo crescimento econômico, vem enfrentando desafios para equilibrar a demanda e oferta de água. No país, a política vigente que trata de tópicos relacionados à água foi estabelecida em 1988 pela “*Water Law*”, sendo feita uma emenda na mesma em 2002, apresentando um gerenciamento dos recursos hídricos mais integrado.

A nível institucional, pela primeira vez, foram definidas instituições de gerenciamento de bacias hidrográficas, semelhante à legislação brasileira, pela criação dos comitês de bacias hidrográficas e das agências de água. A Lei de 2002 também definiu, como um dos instrumentos de gestão, os planos de bacia hidrográfica em diversos níveis de atuação, estabelecendo direitos e cobrança pelo uso da água.

Segundo os autores, apesar da renovação da política vigente, a China ainda se encontra em estágio inicial na implementação de políticas mais integralizada de gerenciamento de recursos hídricos, pois existe a divergência de interesses entre o desenvolvimento econômico e a proteção dos recursos

hídricos, principalmente pela grande disparidade socioeconômica encontrada em regiões dentro do próprio país.

Hagemann et al. (2014) fizeram um estudo interdisciplinar visando apontar as principais fontes poluidoras de uma das bacias hidrográficas centrais da Ucrânia e identificar os responsáveis por trás deste problema ambiental. Desde 1995 a bacia hidrográfica foi adotada como unidade de gestão dos recursos hídricos no país e, no trabalho do referido autor, é avaliada a influência que o conceito de Gestão de Bacia Hidrográfica tem na mitigação dos problemas relacionados à poluição de hídrica, do ponto de vista gerencial. Os resultados elucidaram que o cenário político e econômico, bem como as antigas estruturas administrativas do Estado, são os aspectos que mais influenciam negativamente na gestão das águas. O estudo também destacou que tratamento da bacia hidrográfica como unidade de gestão pode gerar resultados positivos.

O Brasil, mesmo sendo um país com uma imensa disponibilidade de água, não encontra este recurso igualmente distribuído por todo seu território, com recorrentes ocorrências de regiões do país em estado crítico de escassez hídrica, causadas também pelo crescimento exagerado das demandas localizadas e a diminuição da qualidade dos recursos hídricos decorrente da falta de planejamento dos processos de urbanização, industrialização e do crescimento de atividade agrícola (ALBERTIN; MAUAD; DANIEL, 2006).

O despejo de esgoto doméstico bruto nos rios ainda é o maior responsável pela poluição orgânica dos mananciais hídricos brasileiros. Dados do IBGE (2011) indicam que, a nível nacional, apenas em torno de 50% dos efluentes sanitários são coletados e que, em média, 70% dos efluentes coletados são tratados. Neste contexto, medidas de controle para conter a poluição hídrica se fazem necessárias, tendo em vista os expressivos volumes de esgoto bruto sendo despejados nos corpos d'água por todo o país.

Uma melhoria no arranjo gerencial é essencial para solucionar os problemas relacionados à degradação dos mananciais hídricos brasileiros, de forma que toda a complexidade inerente do problema seja avaliada, considerando as diversas possibilidades de sistemas de tratamento, o conflito de interesses entre os múltiplos usos da água e as diversas medidas

estruturais e não estruturais a serem tomadas, sujeitas ainda a restrições de qualidade de água estabelecidas pela legislação e, principalmente, por limitações econômicas (MACHADO; PORTO; KAVISKI, 2012).

No Brasil, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) foi instituída em 1997 com a Lei nº 9.433. Inspirada pelo modelo francês de gerenciamento dos recursos hídricos, a referida lei introduziu instrumentos de gestão até então nunca visto em território nacional, como a formulação dos planos de bacia, enquadramento dos corpos d'água em classes, a outorga e a cobrança pelo uso da água. Uma política inovadora, com soluções e princípios de desenvolvimento sustentável, que visa assegurar à atual e às futuras gerações a disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos diversos usos possíveis, se configura por uma gestão descentralizada e participativa que, por intermédio dos Comitês de Bacia Hidrográfica, realiza a integração do poder público, da sociedade civil organizada e dos diferentes setores usuários (MACHADO; PORTO; KAVISKI, 2012; VEIGA; MAGRINI, 2013; SALIM, 2004).

Veiga e Magrini (2013) analisaram a política de gerenciamento de recursos hídricos implantada no Brasil com a Lei nº 9.433. Os referidos autores enfatizaram o papel de central dos comitês de bacia hidrográfica e do gerenciamento realizado pelas agências estaduais responsáveis. O Brasil, tendo uma política atualizada e seguindo as tendências internacionais na forma de gerir seus recursos hídricos, tem apresentado avanços significativos em algumas regiões do país. No entanto, alguns instrumentos de gestão ainda tem sua implementação em estágios iniciais, necessitando maior esforço governamental para que as mudanças e melhorias ocorram de forma mais eficaz.

Um fator central no gerenciamento de recursos hídricos é o estudo e a escolha dos sistemas de tratamento de esgotos a serem instaladas em cada local, de acordo com as necessidades socioambientais ali encontradas. Além da disponibilidade de recursos financeiros que permitam não só a construção, mas também a manutenção do sistema e seus custos operacionais deve-se estar ciente das características de cada unidade de tratamento, assim como os impactos ambientais decorrentes de sua construção (MOLINOS-SENANTE et al., 2014).

De acordo com Porto (2009), uma das consequências do enquadramento (um dos instrumentos estabelecidos pela Política Nacional de Recursos Hídricos) é a adequação da alocação de cargas efluentes, buscando assegurar um nível adequado de controle sobre os efluentes a fim de permitir a ocupação das bacias hidrográficas e atender às demandas da sociedade em relação à qualidade da água esperada.

3.2. QUALIDADE DE ÁGUA

Segundo Tucci (2005), em um corpo d'água, dois aspectos fundamentais estão relacionados às condições de qualidade da água: a) fatores hidrológicos, que indicam a disponibilidade de água (em rios, representados pela vazão); e b) fatores de qualidade, que indicam o estado do corpo hídrico em relação à qualidade da água (representados pela carga de parâmetros de qualidade da água presente no sistema, correspondente ao produto da concentração desse parâmetro pela vazão). A concentração de um parâmetro isoladamente não tem representatividade espacial e temporal, uma vez que a mesma se modifica com a vazão.

De acordo com Von Sperling (2007), a qualidade da água é resultado da interação de fenômenos naturais e ação humana. De maneira geral, pode-se dizer que a qualidade de certa água é função das condições naturais e do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica. Mesmo com a preservação das bacias hidrográficas em condições naturais, a qualidade das águas é afetada por fenômenos naturais, como escoamento superficial e pela infiltração no solo, resultante da precipitação atmosférica, condição sobre a qual têm grande influência a cobertura e composição do solo. Já a interferência humana, seja de forma concentrada ou difusa, contribui na introdução de compostos na água afetando a sua qualidade. Portanto o modo como o homem usa e ocupa o solo interfere diretamente na qualidade da água.

As diversas substâncias presentes na água, que alteram seu grau de pureza, podem ser retratadas, de uma maneira ampla e ou simplificada, em termos das suas características físicas, químicas e biológicas. Estas características são retratadas como parâmetros de qualidade de água (VON SPERLING, 2007). A determinação da qualidade da água é subjetiva, sendo o uso proposto indispensável para determinar quais parâmetros de qualidade devem ser investigados e os níveis de exigência aos quais estes serão submetidos. Na Tabela 01 é apresentado um resumo dos principais parâmetros utilizados para determinar a qualidade da água.

Tabela 1 - Principais parâmetros a serem investigados numa análise de água.

Características	Parâmetro	Águas para abastecimento				Águas residuárias		Corpos receptores	
		Água superficial		Água subterrânea		Bruta	Tratada	Bruta	Tratada
		Bruta	Tratada	Bruta	Tratada				
Parâmetros físicos	Cor	X	X	X	X			X	X
	Turbidez	X	X	X	X			X	X
	Sabor e odor	X	X	X	X				
	Temperatura	X		X		X		X	X
Parâmetros químicos	pH	X	X	X	X	X		X	X
	Alcalinidade	X		X		X			
	Acidez	X		X					
	Dureza			X	X				
	Ferro e Manganês	X	X	X	X				
	Cloretos	X		X					
	Nitrogênio	X	X	X	X	X	X	X	X
	Fósforo						X	X	X
	Oxigênio dissolvido							X	X
	Matéria orgânica						X	X	X
Parâmetros biológicos	Organismos indicadores	X	X	X	X		X	X	X
	Algas (diversas)	X					X		X
	Bactérias decompositoras (diversas)						X		

Fonte: Von Sperling (1996).

De acordo com Von Sperling (2005), além dos requisitos de qualidade, que traduzem de uma forma generalizada e conceitual a qualidade desejada para a água, há a necessidade de se estabelecer também padrões de qualidade, embasados por um suporte legal. Em termos práticos, no que tange à qualidade da água, os principais padrões são os de lançamento no corpo receptor e de qualidade do corpo receptor.

A Resolução CONAMA nº 357/2005 dividiu as águas do território nacional em águas doces, salobras e salinas. Em função dos usos previstos, foram criadas treze classes:

- Águas doces (salinidade $<0,05\%$): classe especial e de 1 a 4;
- Águas salobras ($0,05 < \text{salinidade} < 3,0\%$): classe especial e de 1 a 3;
- Águas salinas (salinidade $>3,0\%$): classe especial e de 1 a 3;

A cada uma dessas classes corresponde uma determinada qualidade a ser mantida no corpo d'água de acordo com seus usos preponderantes. A Tabela 2 sumariza as classes de enquadramento para água doce, os usos preponderantes de cada classe e os padrões de qualidade (para os parâmetros oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, em função de seu emprego neste trabalho) que devem ser atendidos. Esta qualidade é expressa na forma de padrões, por meio da referida Resolução Conama nº 357/2005. Além dos padrões de qualidade dos corpos receptores, a Resolução Conama apresenta ainda padrões para o lançamento de efluentes nos corpos d'água.

Tabela 2 - Usos preponderantes e padrões de qualidade estabelecidos para cada classe de enquadramento de corpos hídricos de água doce.

Classes de enquadramento	Uso preponderante	Padrão de qualidade
Classe especial	<ul style="list-style-type: none"> - Abastecimento para consumo humano; - Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; - Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação. 	Nas águas de classe especial deverão ser mantidas as condições naturais do corpo d'água.
Classe I	<ul style="list-style-type: none"> - Abastecimento para consumo humano; - Proteção das comunidades aquáticas; - Recreação de contato primário; - À irrigação. 	$DBO_{5,20} \leq 3 \text{ mg/L}$ $OD \geq 6 \text{ mg O}_2/\text{L}$
Classe II	<ul style="list-style-type: none"> - Abastecimento para consumo humano; - Preservação das comunidades aquáticas; - Recreação de contato primário; - À agricultura e à atividade de pesca; - À irrigação. 	$DBO_{5,20} \leq 5 \text{ mg/L}$ $OD \geq 5 \text{ mg O}_2/\text{L}$
Classe III	<ul style="list-style-type: none"> - Abastecimento para consumo humano; - Recreação de contato secundário; - À irrigação; - Pesca amadora; - À dessedentação de animais. 	$DBO_{5,20} \leq 10 \text{ mg/L}$ $OD \geq 4 \text{ mg O}_2/\text{L}$
Classe IV	<ul style="list-style-type: none"> - À navegação; - À harmonia paisagística. 	$OD \geq 2 \text{ mg O}_2/\text{L}$

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA nº 357/2005

Complementar à Resolução CONAMA nº 357/2005, a Resolução CONAMA nº 430/2011 dispõe sobre parâmetros, condições, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos d'água, de modo que a assimilação destes efluentes não deteriore a qualidade das águas receptoras além do permitido para a classe de enquadramento.

Em meio a toda Resolução CONAMA 430/2011, um importante aditivo desta foi à possibilidade de isenção no atendimento de certos padrões de qualidade, mediante apresentação de estudos ambientais tecnicamente adequados que comprovem o atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

3.3. MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA

A PNRH, ao definir a bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento, instaurou que o processo de gerenciamento dos recursos hídricos e a efetivação da política por meio dos seus instrumentos de gestão devem ser realizados no âmbito dessa unidade territorial, de modo a regular e controlar a utilização, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos.

Assim, as demandas crescentes de água conduzem à necessidade do planejamento da ocupação dessas unidades territoriais, sendo, atualmente, uma tendência o desenvolvimento sustentável das mesmas, para aproveitamento racional de seus recursos aferindo o mínimo de dano ao ambiente (TUCCI, 2005).

Uma tarefa da engenharia ambiental é avaliar as respostas físicas, químicas e biológicas que os corpos d'água apresentam a partir das alterações feitas pelo homem. Atualmente uma ferramenta muito usada nesta tarefa é a modelagem matemática da qualidade da água (VALORY, 2013).

Os modelos matemáticos de qualidade de água são ferramentas que possibilitam o entendimento do ambiente aquático sob um espectro integrado, uma vez que fazem associações entre as características físicas, químicas e biológicas dos corpos d'água (CHAPRA et al. 2008). A simulação da qualidade da água deve ser vista como uma ferramenta de apoio, de suma importância, no processo de implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos. Constitui, portanto, ferramenta metodológica básica, pois permite acompanhar a dinâmica de diferentes constituintes presentes na água, bem como analisar os diversos impactos em termos de melhoria de qualidade ambiental (PORTO et al., 2007; SALDANHA, 2007).

Eiger (2003b) destaca que a modelagem matemática pode ser extremamente útil para o entendimento mais amplo dos problemas e para a comparação entre cenários alternativos na adoção de medidas de gestão em qualquer sistema. No entanto, o autor adverte que os resultados obtidos do modelo devem ser criticamente analisados, pois os mesmos apresentam certo nível de incerteza, uma vez que a modelagem representa uma simulação aproximada da realidade.

Não existe um modelo específico que seja ótimo para todas as situações. Como existem inúmeros modelos de qualidade de água, o modelo ideal para cada situação depende do propósito do estudo e das características do sistema a ser reproduzido (LOUCKS et al, 1981).

Mendes e Cirilo (2013), por sua vez, destacam que, apesar das limitações, os modelos são ferramentas poderosas de apoio a compreensão das interações físicas em geral e dos recursos hídricos em particular.

A modelagem computacional de qualidade da água é uma ferramenta tecnológica que possibilita a representação de alternativas propostas e simuladas em condições reais que podem ocorrer dentro de uma faixa de incertezas, definidas com base em conhecimento técnico e científico, permitindo analisar os impactos decorrentes do lançamento efluentes num corpo d'água (TUCCI, 2005; CUNHA; FERREIRA; ROSMAN, 2006).

O uso de modelos para simulação de qualidade de água em corpos d'água se estabeleceu a partir do surgimento do modelo clássico de Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de Streeter e Phelps, em 1925, trabalho que foi um marco histórico para a modelagem da qualidade das águas e que constituiu base para a criação de grande parte dos modelos que vieram a seguir (SINGH; JAIN, 2009).

Posteriormente, outros modelos surgiram baseados na estrutura conceitual do modelo de Streeter-Phelps, expandindo o alcance da ferramenta com o aumento de variáveis modeladas e, conseqüentemente elevando o seu grau de complexidade (VON SPERLING, 2007).

O modelo QUAL2E foi desenvolvido na década de 80 pela Tufts University, em parceria com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) e então mundialmente difundido, em função de sua versatilidade, acessibilidade e aplicabilidade na simulação da qualidade da água em rios (GASTALDINI; OPPA, 2011; MOURÃO JR., 2010; VON SPERLING, 2007). Diversos autores usam o modelo QUAL2E como ferramenta de auxílio para o gerenciamento de recursos hídricos, permitindo avaliação da qualidade de corpos hídricos (GASTALDINI; OPPA, 2011; KNAPIK et al., 2011;

LIMA, 2001; PALMIERI, 2003; PEREIRA; MENDONÇA, 2005; PALIWAL et al., 2007; AZEVEDO et al., 1998).

O modelo QUAL-UFMG, desenvolvido por Von Sperling (2005) para o ambiente computacional da planilha Microsoft Excel, permite modelar ao longo do rio os parâmetros $DBO_{5,20}$, OD, nitrogênio total e suas frações (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico) e coliformes termotolerantes (fecais ou E. coli). O modelo engloba os fenômenos, mecanismos e processos interagentes no balanço do OD, levando-se em conta a desoxigenação, reaeração atmosférica, sedimentação da matéria orgânica, consumo de oxigênio pela nitrificação, cargas difusas internas sem vazão (demanda do sedimento, fotossíntese e respiração) e externas.

O modelo QUAL-UFMG apresenta algumas simplificações em relação ao QUAL2E, quais sejam:

- O modelo não considera as algas e todas suas inter-relações com os demais constituintes, visto que a representação dos processos que envolvem as algas é extremamente complexa e a determinação dos valores dos coeficientes é complicada. No entanto, a maioria dos estudos que aplicam os demais modelos para simulação da qualidade da água desconsidera essa componente, já que as algas são mais importantes na simulação de ambientes lênticos.
- Os perfis de concentração dos constituintes simulados são calculados assumindo-se as hipóteses de que a dispersão longitudinal é nula e o transporte de constituintes ocorre inteiramente pela advecção. De acordo com a EPA (1985) e Von Sperling (2007), em determinadas circunstâncias, a dispersão longitudinal em rios pode ser desprezada com um efeito muito pequeno sobre as distribuições das concentrações previstas, assumindo-se entrada contínua do poluente e condições estacionárias.
- O modelo pressupõe uma mistura lateral perfeita e instantânea no local dos lançamentos ou contribuições pontuais, como entrada

de efluentes domésticos ou tributários. Von Sperling (2007), Eiger (2003b) e Rutherford (1994) observam que, de fato, existe a necessidade de uma distância de percurso para que a mistura completa seja atingida na seção transversal do rio, cuja estimativa é usualmente bastante complexa. Adicionalmente, deve-se observar que a extensão desta zona de mistura é normalmente pequena quando comparada as extensões, objetos de simulação.

- O modelo emprega o método de integração numérica de Euler (método apresentado em trabalhos como Franco (2007), Mirshawka (1981) e Campos Filho (2001)), método simples para resolução das equações diferenciais ordinárias utilizadas na construção dos perfis longitudinais de concentração dos constituintes simulados pelo modelo. Apesar do método de Euler demandar pequenos passos de integração, de forma a se evitar imprecisões e instabilidade numérica, o modelo QUAL-UFMG não demanda tempos de processamento relevantes.

De forma similar ao modelo QUAL2E, à base conceitual do QUAL-UFMG consiste na segmentação do rio em segmentos com características hidráulicas semelhantes, sendo que cada segmento pode ser subdividido em elementos computacionais de mesmo tamanho, vistos como reatores de mistura completa, com propriedades hidrogeométricas e taxas de reações físicas e bioquímicas iguais. Para cada elemento computacional (volume de controle), faz-se um balanço hidráulico em função das vazões e um balanço de massas para cada constituinte simulado, permitindo retratar a evolução da qualidade da água ao longo do segmento simulado.

3.4. OTIMIZAÇÃO

De maneira geral, o modelo de otimização é constituído por uma função objetivo, que se deseja maximizar ou minimizar, e funções de restritivas que delimitam a região viável das variáveis de decisão. Não há, porém, um procedimento de otimização generalista capaz de resolver eficientemente qualquer tipo de problema (MATEUS; LUNA, 1986). Segundo Andrade (2012), não há método de otimização capaz de resolver de forma eficiente qualquer tipo de problema. Assim, cada técnica de otimização tem sua aplicação condicionada à forma, quantidade e propriedades matemáticas da função objetivo e restrições que são conferidas ao problema.

À dificuldade em localizar o conjunto de soluções ótimas aumenta a medida que o número de funções e de variáveis também aumenta. É neste contexto que aparece a necessidade pelo desenvolvimento de técnicas matemáticas e computacionais que reforce o processo de otimização, função do recorrente emprego da otimização para a solução de problemas nos mais diversos ramos da engenharia (SARAMAGO; STEFFEN, 2008).

Mays e Tung (1992) e Loucks e Beek (2005) citam que há inúmeras formas de se classificar os diversos tipos de modelo de otimização. Os modelos podem ser determinísticos ou probabilísticos; estáticos ou dinâmicos, em relação ao tempo; lineares ou não lineares, dependendo da linearidade da função objetivo e de suas restrições e; podem consistir de variáveis contínuas ou discretas. Independentemente da natureza da otimização, os modelos retratam cenários em que há diferentes soluções que satisfazem todas as restrições e, portanto, tem-se a intenção de encontrar a solução ótima ou sua melhor aproximação.

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 e Algoritmos evolucionários.

Segundo Lanna (2002) a maior vantagem da PL está na simplicidade do problema, na certeza de que a solução obtida é realmente a ótima, desde que ela exista. Contra o método há o fato de que funções objetivo e as restrições de problemas nem sempre podem ser retratados de forma linear e modificações são exigidas para linearizar o problema.

A Programação Dinâmica (PD) tem a seu favor a não exigência de uma forma especial da função objetivo e restrições e o problema deve ser discretizado em um número finito de etapas; cada etapa tem um número possível de estados do sistema e a solução ótima é determinada para cada etapa isoladamente. Desta forma, o aumento do número de etapas e das variáveis de estado causa o problema nomeado de “praga da dimensionalidade” da PD, aspecto limitante para a aplicabilidade da técnica a problemas muito complexos (BRAGA et al., 1991; ALAYA et al., 2003).

Algoritmos Genéticos (AG's) são algoritmos evolucionários que imitam processos naturais 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 à de um cromossomo, aplicando operadores como seleção, cruzamento e mutação a essas estruturas como forma de preservar informações críticas relativas à solução do problema. O AG permite que uma população composta de muitos indivíduos (pontos do domínio da função) possa evoluir sob as regras de seleção especificadas para um estado que minimiza ou maximiza a função objetivo (GOLDBERG, 1989).

A não linearidade se faz presente em problemas envolvendo recursos hídricos devido às complexas relações entre variáveis físicas e hidrológicas e aos objetivos que devem ser atendidos na solução do problema (SUZUKI, 2016). Por ser parte central na execução deste trabalho, a próxima seção trata exclusivamente de programação não linear.

3.5. PROGRAMAÇÃO NÃO LINEAR

A não linearidade é facilmente encontrada quando se trata de problemas envolvendo recursos hídricos devido às relações complexas entre as diversas variáveis físicas e hidrológicas e por causa de objetivos específicos definidos para os sistemas hídricos. Alguns algoritmos podem ser usados para simplificar e resolver esses problemas, porém existe uma classe de problemas que são resolvidos pela PNL (SUZUKI, 2016).

A Programação Não Linear é adequada aos problemas que apresentam não linearidade em sua função objetivo ou restrições. A solução, em geral, é um vetor de variáveis de decisão que otimiza a função objetivo não linear sujeita a restrições não lineares (CIRILO, 2002). A PNL caracteriza-se por não apresentar um método geral de resolução de todos os problemas. Deste modo, existem diversos métodos que se aplicam à PNL que se transformam num algoritmo inicial, necessário para o direcionamento da busca por um valor ótimo.

Se por um lado a PNL possui uma estruturação matemática mais complexa, estabelecendo um processo de otimização que exige uma maior alocação de memória e requer mais tempo de processamento (YEH, 1985), por outro, aborda uma construção matemática mais generalista (SIMONOVIC, 1992) e provê uma base para análise de outros métodos. A PNL lida de modo eficiente, com uma função objetivo não separável e restrições não lineares, aspectos estes que comumente se tornam limitantes para muitas técnicas de programação (SUZUKI, 2016).

A PNL ganhou maior destaque e importância prática na aplicação em sistemas de recursos hídricos com o desenvolvimento da tecnologia de computador e algoritmos eficazes de grande escala (SUZUKI, 2016).

O maior problema da PNL está na incerteza de que a solução encontrada para o problema seja realmente a melhor, isto é, comumente encontra-se um ótimo local e não um ótimo global, sendo este um fato inerente à natureza não linear do problema; a grande vantagem, por sua vez, é a abrangência deste algoritmo, isto é, uma vez feita a formulação matemática do

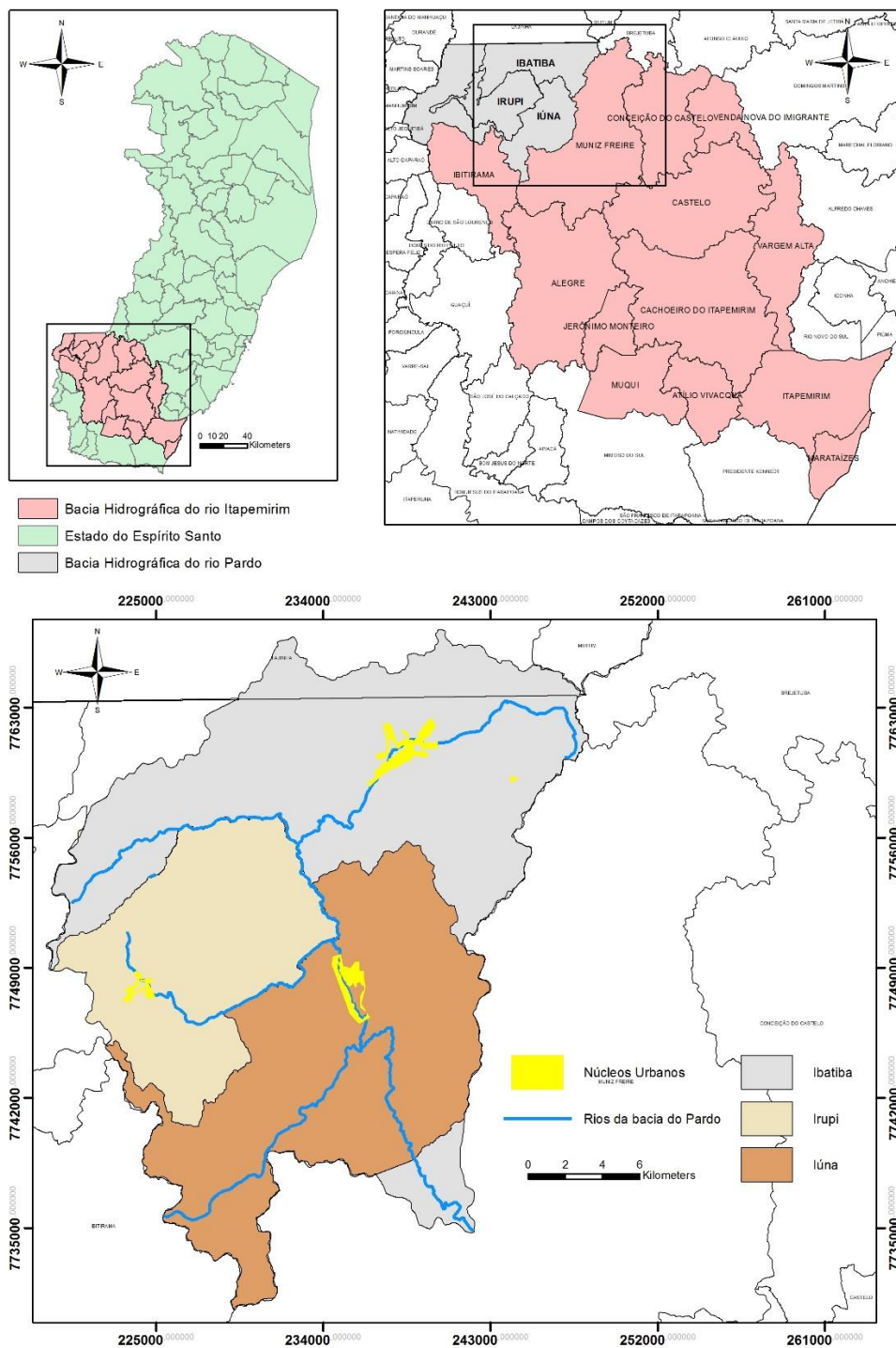
problema a otimizar, com sua função objetivo e suas restrições, normalmente nenhuma adaptação será necessária no modelo (CIRILO, 1997).

A representação de sistemas hídricos por meio de modelos matemáticos envolvem formulações tipicamente não lineares, o que eventualmente permite o uso de PNL para a determinação de soluções ótimas (SUZUKI, 2016).

4. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo considerada neste trabalho é a bacia hidrográfica do rio Pardo (Figura 1), importante afluente do rio Itapemirim, principal curso d'água da porção Sul do estado do Espírito Santo. A área de drenagem da bacia hidrográfica do rio Pardo é aproximadamente 611 Quilômetro², distribuída por partes dos municípios capixabas de Ibatiba, Irupi, Lúna e Muniz Freire e do município mineiro de Lajinha. Nos municípios de Ibatiba, Irupi e Lúna encontram-se os núcleos urbanos que detém maior contribuição no lançamento de efluentes no rio Pardo e seus tributários.

Figura 1 - Localização da bacia hidrográfica do rio Pardo.



Fonte: IBGE (2016)

A bacia do rio Pardo não possui estações de tratamento de esgoto em operação. O rio Pardo aparece como um dos principais receptores de efluentes domésticos brutos, recebendo os esgotos produzidos pelos núcleos urbanos dos municípios de Ibatiba e Lúna. O rio Pardinho, por sua vez, recebe o esgoto produzido pelo núcleo urbano de Irupi. Já o ribeirão da Perdição, recebe o esgoto produzido nas localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças.

Na sequência, são apresentadas considerações gerais dos municípios do estado do Espírito Santo que compõem a bacia do rio Pardo, extraídas de relatórios do Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (Incaper).

4.1. IBATIBA

Situado na região sudoeste do estado do Espírito Santo, o município de Ibatiba é composto de distrito (sede), dois povoados (Santa Clara e Criciúma) e de 28 comunidades rurais (INCAPER, 2011a).

Localiza-se em região de montanhas, com relevo acidentado e altitude variando de 650 a 1500 m. A cobertura florestal nativa foi suprimida em 98%, restando em torno de 450 ha de floresta nativa e 800 ha de floresta plantada, incluído o Horto Florestal Municipal (27 ha). A cobertura vegetal é composta por resquícios da Mata Atlântica (6% de cobertura remanescente), devastada em função da implantação da lavoura cafeeira, sobretudo nas encostas, causando a degradação do solo (INCAPER, 2011a).

A agropecuária é principal atividade econômica da região, sendo o café o principal produto. Milho e feijão também são produzidos para subsistência. Em menor escala temos a olericultura, principalmente, o tomate. Em Ibatiba, existem agroindústrias de processamento de café e no início desta década houve a implantação de agroindústrias de pequeno porte (derivados de leite e de carne, produção de biscoitos, massas, etc.) (INCAPER, 2011a).

4.2. IRUPI

Situado na região sul do estado do Espírito Santo, micro-região Caparaó, o município de Irupi tem distrito (sede) situado na bacia do rio Pardo. Seu relevo varia de fortemente ondulado a montanhoso (IJSN, 2009b), com altitude variando de 640 a 1.146 m. A principal formação florestal original é a Floresta Estacional Semidecidual, presente apenas em pequenos fragmentos do território e praticamente inexistente nas proximidades da área urbana (CESAN, 2012).

4.3. IÚNA

Situado na região sul do estado do Espírito Santo, na região do Caparaó, o município de Iúna é composto por cinco distritos, dos quais três estão situados na bacia do rio Pardo (Iúna (sede), Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças). A topografia da região varia de intensamente ondulada a montanhosa (IJSN, 2009a), com grande variação de altitudes em poucas dezenas de quilômetros. No município há em torno de 30% de remanescentes da Mata Atlântica, espalhados por todas as comunidades, sendo a Floresta Ombrófila Densa a principal vegetação nativa (INCAPER, 2011b).

O setor agrícola é a base da economia da região, principalmente a atividade cafeeira, ocupando uma área com mais de 14.000 ha, seguida por áreas com pastagens, silvicultura, macega e fruticultura. Outras culturas alimentares e tradicionais (feijão, milho, mandioca e cana-de-açúcar) são cultivadas em área destinadas ao cultivo de café. Frutas como banana, manga, laranja, tangerina e tomate também são produzidas na região, assim como atividade pecuária (INCAPER, 2011b).

4.4. MUNIZ FREIRE

Situado na região sul do estado do Espírito Santo, na região do Caparaó, o município de Muniz Freire compõe a bacia hidrográfica do rio Pardo, mas seu distrito (sede) não está situado na bacia do rio Pardo. O relevo da região varia de fortemente ondulado a montanhoso, com mais de 75% de suas terras com

declividade acima de 45%. Por fazer parte da região de Mata Atlântica, ainda é possível encontrar remanescentes desta vegetação, diversas nascentes, muitos córregos e cachoeiras. O rio Pardo é o principal corpo d'água da porção do município de Muniz Freire contida na bacia do rio Pardo (INCAPER, 2011c).

Dentre as principais atividades econômicas da região, a cafeicultura tem destaque, seguidos de fruticultura e culturas de subsistência como milho, feijão e mandioca. A piscicultura se encontra em fase de implantação (INCAPER, 2011c).

5. METODOLOGIA

5.1. MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA

Para simulação computacional da qualidade d'água do sistema hídrico estudado foi empregado o modelo QUAL-UFMG, modelo desenvolvido no ambiente computacional da planilha eletrônica Microsoft Excel®. No modelo QUAL-UFMG, o rio é conceitualmente dividido em trechos que, por sua vez, podem ser subdivididos em segmentos ou elementos computacionais. Estes elementos computacionais que possuem comprimentos constantes e assumiram comprimento de 100 m neste trabalho. Estes segmentos são considerados como reatores de mistura completa, com características hidrogeométricas e taxas biológicas comuns entre si, são arranjados em série, em que o fluxo efluente de um segmento corresponde ao fluxo de entrada do seguinte. O QUAL-UFMG possibilita a modelagem da demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido, nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações e coliformes termotolerantes ou *E. coli*. (VON SPERLING, 2007).

O QUAL-UFMG emprega o método de integração Euleriano, método simples para resolução das equações diferenciais ordinárias utilizadas na elaboração dos perfis longitudinais de concentração dos constituintes simulados pelo modelo, fazendo uso de passos de integração menores do que os outros métodos de integração, para evitar imprecisões e instabilidades numéricas (VON SPERLING, 2007).

Segundo Santoro (2016), o balanço de massa permite a descrição da variação espacial dos parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5,20}$) e de Oxigênio Dissolvido (OD), parâmetros usualmente utilizados para a caracterização qualitativa dos corpos d'água após lançamento de esgoto. No presente trabalho, a determinação da qualidade da água foi descrita, exclusivamente, em função da modelagem destes parâmetros.

A concentração dos parâmetros supracitados é calculada por segmento, produzida a partir da soma da variação da concentração (dC) com a concentração resultante do processo de mistura, conforme estabelecido pela Equação (01).

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

Na expressão (01):

- C – Concentração final no segmento (mg/L);
- CM – Concentração de mistura no segmento (mg/L) ;
- dC – Variação da concentração no segmento (mg/L) ;

Na Equação (01), o termo C representa a concentração pontual no segmento i sob análise. Para o cálculo da concentração de mistura (CM) dos parâmetros é utilizada a Equação (02).

$$CM_{(i)} = \frac{Q_{rio(i-1)} \cdot C_{rio(i-1)} + Q_{trib(i)} \cdot C_{trib(i)} + Q_{esg(i)} \cdot C_{esg(i)} + Q_{dif(i)} \cdot C_{dif(i)}}{Q_{rio(i-1)} + Q_{trib(i)} + Q_{esg(i)} + Q_{dif(i)}} \quad (02)$$

Na expressão (02):

- Q_{rio} – Vazão do rio (m³/s);
- Q_{trib} – Vazão do tributário afluente no ponto de encontro com o rio (m³/s);
- Q_{eff} – Vazão do efluente doméstico afluente ao segmento i do rio (m³/s);
- Q_{dif} – Vazão incremental (difusa) (m³/s);
- C_{rio} – Concentração do parâmetro analisado, no rio, à montante do lançamento (mg/L);
- C_{trib} – Concentração do parâmetro analisado, no tributário, no ponto de encontro com o rio (mg/L);
- C_{eff} – Concentração do parâmetro analisado, no efluente (mg/L);
- C_{dif} – Concentração do parâmetro analisado, por entrada difusa (mg/L).

A variação da concentração de DBO_{5,20} com o tempo no meio aquático é modelada através de uma reação de primeira ordem (Equação (03)) (SPERLING, 2007).

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

A Equação (03) mostra que a taxa de oxidação da matéria orgânica é proporcional à concentração de matéria orgânica ainda remanescente em um tempo “t” qualquer. Dessa forma, entende-se que, quanto maior a concentração de DBO_{5,20}, mais rapidamente se processará a desoxigenação. A solução analítica da Equação (03) é apresentada a seguir (Equação (04)) (SPERLING, 2007).

$$L_t = L_0 \cdot e^{-K_d \cdot t} \quad (04)$$

Nas equações (03) e (04):

- K_d – coeficiente de decomposição da DBO no rio (d^{-1}).
- L – concentração remanescente de DBO_{5,20} (mg/L)
- L_0 – concentração remanescente de DBO_{5,20} (mg/L) no tempo t inicial.
- L_t – concentração remanescente de DBO_{5,20} (mg/L) no tempo t.

O cálculo da variação da concentração de OD, assim como a variação da concentração de DBO_{5,20}, pode ser feito através de uma reação de primeira ordem que caracteriza a cinética de reaeração (Equação (05)).

$$\frac{dD}{dt} = K_d \cdot L - K_2 \cdot D \quad (05)$$

A integração desta conduz a equação (06):

$$D = \frac{K_d \cdot L_0}{K_2 - K_d} \cdot (e^{-K_d \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \quad (06)$$

Nas equações (05) e (06):

- K_2 – coeficiente de reaeração (d^{-1}).
- D – déficit de OD (mg/L).
- D_0 – déficit de OD inicial (mg/L).

Sabendo que $C = C_s - D$ e substituindo na Equação (06), obtém-se a solução analítica da Equação (05), para determinar a variação da concentração de OD, apresentada a seguir (Equação (07)).

$$C = C_s - \left(\frac{K_d \cdot L_0}{K_2 - K_d} \cdot (e^{-K_d \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \right) \quad (07)$$

Na Equação (07):

- C_s – concentração de saturação de OD (mg/L).
- C – concentração de OD (mg/L).
- C_0 – concentração de OD inicial (mg/L).

5.2. CONSTANTES CINÉTICAS, INFORMAÇÕES HIDRODINÂMICAS E DE QUALIDADE DE ÁGUA

As constantes cinéticas, dados hidrodinâmicos e de qualidade de água utilizadas neste trabalho foram obtidas a partir da pesquisa conduzida por Calmon et al. (2016), quando da análise do problema de enquadramento de cursos d'água, considerada a disposição de efluentes domésticos no sistema hídrico que conforma a área de estudo deste trabalho.

Em seu estudo, Calmon et al. (2016) determinaram os valores das constantes cinéticas e das variáveis hidrodinâmicas para o rio Pardo a partir do monitoramento sistemático de vazões efetuado na estação Terra Corrida –

Montante, estação fluviométrica instalada e operada pela Agência Nacional de Águas (ANA).

5.2.1. Informações hidrodinâmicas e de qualidade de água

No presente trabalho foi considerado que o rio Pardo nasce no limite da área de estudo, assumindo-se que no primeiro segmento de simulação do modelo, a vazão do rio e as concentrações de OD e DBO_{5,20} são nulas.

Calmon *et al.* (2016) estimaram a vazão incremental (difusa) para cursos d'água da bacia do rio Pardo por meio de balanço de massa, levando em consideração a diferença entre a vazão na seção final do trecho simulado e a vazão nas cabeceiras do sistema hídrico. As simulações efetuadas na bacia do rio Pardo, assumiram vazão incremental de 3,53 L/s por segmento e concentrações de OD e DBO_{5,20} de 5 mg/L e 2 mg/L, respectivamente. Os referidos valores de concentrações de OD e DBO_{5,20} foram assumidos a partir das proposições de Von Sperling (2007).

Os valores de vazão dos esgotos domésticos, altitude, profundidade, temperatura, OD de saturação e coeficientes cinéticos referentes à bacia do rio Pardo, foram aqueles utilizados por Calmon *et al.* (2016).

As relações funcionais realizadas entre vazão, velocidade 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 (08) e (09), também oriundas de Calmon *et al.* (2016), possibilitaram estimar velocidade e profundidade dos cursos d'água em função da vazão.

$$U = 0,1433.Q^{0,6305} \quad (08)$$

$$H = 0,6076.Q^{0,2566} \quad (09)$$

Os valores de vazão média de efluentes domésticos relativos à população urbana das sedes municipais e distritos da bacia do rio Pardo são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - 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)

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

É importante ressaltar que concentração nula para OD nos efluentes brutos e, por consequência, nos tratados, foi utilizada para simular lançamentos em condições mais rigorosas e trabalhar com uma margem de segurança com relação ao que eventualmente acontece na prática.

5.2.2. Coeficientes de desoxigenação (K_1) e decomposição de DBO no rio (K_d)

Os coeficientes K_1 e K_d representam a taxa de decomposição da matéria orgânica carbonácea, sendo o primeiro determinado em laboratório e o segundo a partir de observações in situ. Normalmente, K_d tende a ser maior que o K_1 , visto que a oxidação da DBO no ambiente controlado do frasco é realizada apenas pela biomassa presente na massa líquida, enquanto que, no rio, é incorporada também a decomposição pela biomassa no lodo de fundo (VON SPERLING, 2007; CHAPRA, 2008; EPA, 1985).

Vários fatores influenciam a taxa na qual o material carbonáceo é removido da coluna d'água, dentre os quais, os principais são a temperatura da água, a natureza do material carbonáceo, fatores hidráulicos e a geometria do curso d'água (EPA, 1985).

A taxa com a qual as bactérias oxidam a matéria orgânica é dada em função da temperatura. Através da Equação (10), pode determinar o efeito da temperatura na taxa de desoxigenação (EPA,1985; THOMANN; MUELLER, 1987; VON SPERLING, 2007):

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (10)$$

Na expressão (10):

- $K_T - K_d$ a uma temperatura, T, qualquer (d^{-1});
- $K_{20} - K_d$ a uma temperatura T = 20°C (d^{-1});
- T – temperatura do líquido (°C);
- Θ – coeficiente de temperatura.

De acordo com EPA (1985), um valor de Θ comumente utilizado, e adotado neste trabalho, é 1,047. Conforme expressão proposta por EPA (1985) e Thomann & Mueller (1987), Calmon et al. (2015) definiram K_1 e K_d , em função de características hidráulicas do corpo d'água (profundidade e vazão), conforme Equação (11).

$$K_d = 0,3 \cdot \left(\frac{H}{2,5} \right)^{-0,434} \quad (11)$$

Na expressão (11) H representa a profundidade do corpo d'água (m).

5.2.3. Coeficiente de reaeração (K_2)

A constante cinética que regula o processo de reaeração atmosférica (K_2) foi estimada por Calmon et al. (2016) a partir da expressão originalmente definida por O'Connor e Dobbins em 1958, consideradas as relações entre vazão e velocidade (Equação (08)) e entre vazão e profundidade (Equação (09)). A Equação (12) define a constante cinética que regula o processo de reaeração atmosférica, conforme proposição original de O'Connor e Dobbins.

$$K_2 = 3,73 \cdot U^{0,5} \cdot H^{-1,5} \quad (12)$$

Na Equação (12):

- U – velocidade do curso d'água (m/s);
- H – profundidade da lâmina d'água (m);

Substituindo (08) e (09) em (12), tem-se a equação utilizada para determinar o K_2 de cada segmento de rio simulado (expressão (13)).

$$K_2 = 3,73 \cdot (0,1433 \cdot Q^{0,6305})^{0,5} \cdot (0,6076 \cdot Q^{0,2566})^{-1,5} \quad (13)$$

O efeito da temperatura no coeficiente de reaeração é incorporado a partir da correção proposta por meio da Equação (14) (EPA,1985; THOMANN; MUELLER, 1987; VON SPERLING, 2007).

$$K_{2T} = K_{220} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (14)$$

Na expressão (14):

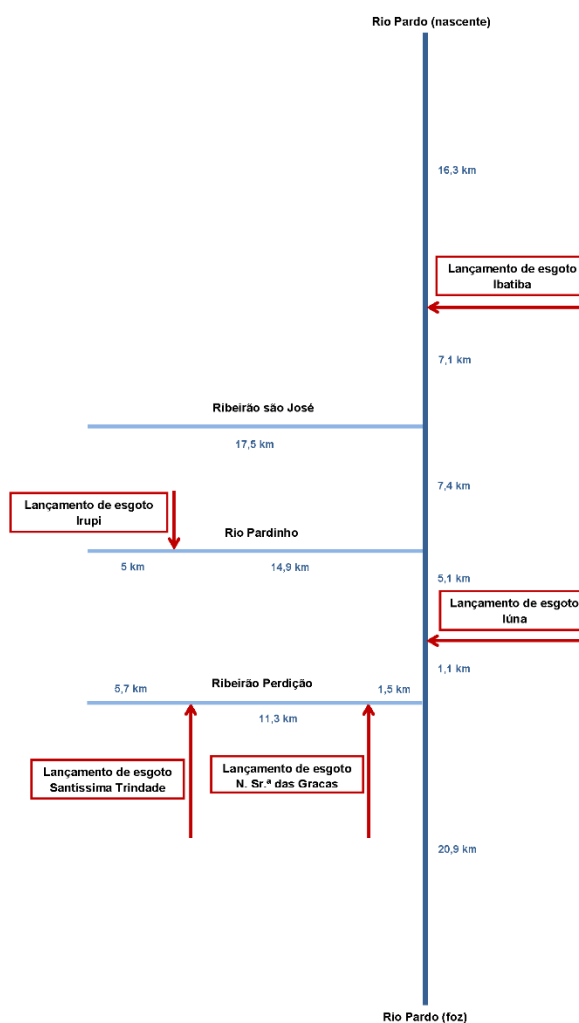
- K_{2T} – K_2 a uma temperatura, T, qualquer (d^{-1});
- K_{220} – K_2 a uma temperatura $T = 20^\circ C$ (d^{-1});

De acordo com EPA (1985), em grande parte das aplicações de modelagem, tipicamente utiliza-se valores de θ na faixa entre 1,022 e 1,024. Thomann e Mueller (1987) ressaltam que, na prática, assim como neste trabalho, o valor de 1,024 é frequentemente utilizado.

5.3. CENÁRIO DE DISPOSIÇÃO DE EFLUENTES

O trecho a ser simulado é caracterizado pela contribuição de fontes pontuais e distribuídas, como apresentado por meio da Figura 2. As fontes pontuais são constituídas pelos tributários do rio Pardo (ribeirão São José, rio Pardinho e ribeirão da Perdição, com extensões, respectivamente, de 17,5 Km, 19,9 Km e 18,5 Km) e os efluentes domésticos de 05 (cinco) núcleos urbanos situados na bacia do rio Pardo (Ibatiba, Irupi, Iúna, Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças). As fontes distribuídas são compostas pelas vazões incrementais e cargas de $DBO_{5,20}$ decorrentes dos esgotos produzidos pela população rural situada na bacia do rio Pardo. As vazões e cargas incrementais e pontuais foram obtidas a partir do trabalho desenvolvido por Calmon *et al.* (2016). As vazões e cargas pontuais associadas aos diferentes núcleos urbanos da bacia estão reunidas na Tabela 4.

Figura 2 - Diagrama unifilar da bacia hidrográfica do Rio Pardo.



Fonte: Elaborado pelo autor

Tabela 4 - Carga orgânica dos efluentes domésticos da população urbana da bacia do rio Pardo.

Núcleos urbanos	Vazão (L/s)	DBO _{5,20} no esgoto bruto (mg/L)	Carga orgânica bruta (Kg/d)
Ibatiba	24,33	400,00	840,84
Irupe	5,24	400,00	181,09
S. Trindade	0,32	400,00	22,12
N. S. Das Graças	0,64	400,00	11,06
Iúna	19,90	400,00	687,74

Fonte: Calmon et al. (2016)

5.4. MODELOS DE OTIMIZAÇÃO

As funções objetivo empregadas para a estimativa de eficiências mínimas de tratamento de esgotos para os núcleos urbanos da bacia hidrográfica do rio Pardo foram selecionadas a partir do trabalho desenvolvido por Santoro (2016) e consideraram os seguintes aspectos:

- Minimização do somatório de eficiências de remoção de $DBO_{5,20}$ referentes aos diferentes sistemas de tratamento propostos para uma bacia hidrográfica;
- Manutenção da equidade entre os diferentes sistemas de tratamento propostos, impondo-se maiores níveis de remoção de $DBO_{5,20}$ para aqueles que recebem maiores cargas orgânicas. A incorporação da equidade no problema de otimização deverá ser avaliada enquanto termo da função objetivo ou como restrição;
- Manutenção dos padrões de qualidade ambiental estabelecidos para corpos d'água pelas Resoluções nºs 357/2005 e 430/2011, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA).

Tendo em vista as diretrizes acima estabelecidas, os seguintes modelos de otimização foram utilizados:

- O Modelo 1, originalmente proposto por Valory, Reis e Mendonça (2015), busca a minimização da soma das eficiências no âmbito de uma bacia (Equação (15)) tendo em vista exclusivamente o atendimento dos padrões ambientais e operacionais propostos sumarizados na Tabela 5.

$$\text{Minimizar } f(E) = \sum_{i=1}^n E_i \quad (15)$$

- O Modelo 2 busca a minimização do somatório de eficiências (Equação (16)) no âmbito de uma bacia, assumindo-se uma medida de equidade (Equação (17)) como restrição. Este modelo foi originalmente proposto por Reis, Valory e Mendonça (2015).

$$\text{Minimizar } f(E) = \sum_{i=1}^n E_i \quad (16)$$

$$\frac{\text{Carga lanç. } i}{E_i} = \frac{\text{Carga lanç. } i+1}{E_{i+1}} = \frac{\text{Carga lanç. } n}{E_n} \quad (17)$$

- O Modelo 3 busca a minimização do somatório de eficiências (Equação (18)) no âmbito de uma bacia, assumindo-se também uma medida de equidade (Equação (19)) como restrição. É relevante observar que a medida de equidade estabelecida pela Equação reserva maior importância para a diminuição da variabilidade dos valores de eficiência entre os sistemas de tratamento, constituindo variação do modelo proposto por Valory, Reis e Mendonça (2015).

$$\text{Minimizar } f(E) = \sum_{i=1}^n E_i \quad (18)$$

$$\frac{\text{Carga lanç. } i}{E_i^2} = \frac{\text{Carga lanç. } i+1}{E_{i+1}^2} = \frac{\text{Carga lanç. } n}{E_n^2} \quad (19)$$

- O Modelo 4 introduz medida de equidade na função objetivo (Equação (20)), conforme estabelecido por Mulligan (1991), buscando assegurar que a eficiência em cada estação seja proporcional à sua carga orgânica bruta; adicionalmente, deve garantir o atendimento dos padrões ambientais e operacionais propostos.

$$\text{Minimizar } f(E) = \sum_{i=1}^n \left[\left| \frac{\text{Carga lanç. } i}{\text{Carga lanç.}} - \frac{E_i}{E} \right| \right] \quad (20)$$

- O modelo 5 propõe uma função objetivo que impõe a minimização de medida de inequidade entre sistemas de tratamento (Equação (21)), conforme analisado por Marsh e Schilling (1994), e posteriormente utilizado por Valory, Reis e Mendonça (2015).

$$\text{Minimizar } f(E) = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \left| \left(\frac{\text{Carga lanç. } i}{E_i} \right) - \left(\frac{\text{Carga lanç. } j}{E_j} \right) \right| \quad (21)$$

- O Modelo 6 traz uma função objetivo que impõe a minimização de outra medida de inequidade entre sistemas de tratamento (Equação (22)), conforme originalmente proposto por Burn e Yuliant (2001).

$$\text{Minimizar } f(E) = \sum_{i=j}^n \left| \left(\frac{\text{Carga lanç. } i}{E_i} \right) - \left(\frac{\text{Carga lanç.}}{\bar{E}} \right) \right| \quad (22)$$

Todos os modelos de otimização incorporaram como restrições os padrões operacionais e de qualidade ambiental reunidos na Tabela 5, quando de determinação das eficiências com auxílio da PNL. As concentrações associadas aos parâmetros OD e DBO_{5,20} correspondem aos padrões de qualidade ambiental fixados para rios classe 2, classe de qualidade assumida para os cursos d'água da bacia do rio Pardo função da ausência de enquadramento legal, conforme diretrizes estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 357/2005. A adoção do valor unitário para eficiência mínima tem como perspectiva garantir a não negatividade no processo de determinação de eficiências de tratamento.

Tabela 5 - Padrões de qualidade ambiental incorporados como restrições dos modelos de otimização.

Concentrações	Parâmetros		Eficiência (%)
	OD (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	
Mínima	5	-	1
Máxima	-	5	95

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA 357 (2005)

É relevante registrar que, neste trabalho, não foram incorporadas restrições associadas às concentrações máximas de DBO_{5,20} no efluente tratado (120 mg/L) ou as eficiências mínimas de remoção de DBO_{5,20} no efluente bruto (60%), admitindo-se a possibilidade de que a capacidade de autodepuração dos corpos d'água fossem suficientes para assimilação da carga orgânica dos efluentes produzidos na bacia. Esta perspectiva, ainda que de difícil acolhimento por parte dos órgãos de fiscalização e controle ambiental, foi estabelecida a partir do Artigo 21 da Resolução CONAMA nº 430/2011, artigo por meio do qual são fixadas as condições e padrões para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

5.5. APLICAÇÃO DA PNL

Há uma vasta gama de softwares disponível, seja na internet, ou nos livros técnicos, para resolver problemas de PNL com ou sem restrições. Cirilo (2002) descreve alguns dos programas mais difundidos, dentre eles estão ADS, GAMS, LANCELOT e SOLVER.

Para solucionar os problemas de PNL propostos neste estudo foi empregado o Solver, um suplemento do Microsoft Excel utilizado para teste de hipóteses e que tem a capacidade de otimizar equações lineares e não lineares variando parâmetros específicos pré definidos. O Solver conta com métodos de solução específicos para diversos tipos de funções, como o de Gradientes Reduzidos Generalizados (GRG), para funções não lineares, o Simplex LP, para funções lineares e o Evolucionário, para funções cujos resultados variam de forma abrupta.

Para problemas com objetivos e restrições oriundos de variáveis não lineares, faz-se uso do método de GRG, proposto por Lasdon et al.(1978), que trata da solução de problemas de otimização não lineares nos quais a função objetivo e restrições podem apresentar não linearidades de qualquer forma, contanto que a função seja diferenciável. Silva (2004) aponta que a técnica dos Gradientes Reduzidos Generalizados é um método de otimização de problemas que envolvem inúmeras variáveis.

De acordo com Albertin (2006) a principal limitação na aplicação da PNL nos problemas de gerenciamento dos recursos hídricos é que a técnica não necessariamente fornece o ótimo global, muitas vezes chegando a um ótimo local. Com o SOLVER, um fator que influencia na ocorrência desta limitação é a escolha do valor de partida das células variáveis. No presente trabalho, a fim de contornar esta limitação e maximizar as chances de se encontrar um ótimo global, a alternativa encontrada foi à realização de repetidas execuções do Solver com valores de partida definidos de forma randômica. Deste modo, garantiu-se que cada simulação fosse única, tendo pontos de partida distintos das execuções anteriores e assim percorrendo caminhos diferentes até o valor ótimo que satisfaça a função objetivo, determinando-se dentre esses qual seria o ótimo global. Para cada um dos seis modelos de otimização utilizados foram realizadas 140 simulações.

O SOLVER possui uma limitação operacional de processar dados de apenas uma planilha, não sendo capaz de relacionar dados presentes em planilhas distintas. Já o modelo QUAL-UFMG, originalmente, simula o rio principal em uma planilha e os tributários em planilhas distintas, apresentando os resultados de cada rio em suas respectivas planilhas. Desse modo, não

seria possível que os resultados obtidos nas planilhas dos rios tributários e do rio principal fossem correlacionados automaticamente, apenas manualmente para cada rio simulado.

A fim de possibilitar a modelagem da qualidade de água e simplificar o emprego do modelo de otimização, fez-se uma adaptação na estrutura original do modelo QUAL-UFMG, substituindo as planilhas “Rio Principal” e “Tributários” por uma planilha geral que contempla todos os corpos hídricos simulados. Toda a simulação é feita nesta única planilha, possibilitando assim o uso do Solver para a determinação do ótimo global das funções objetivo.

6. RESULTADOS

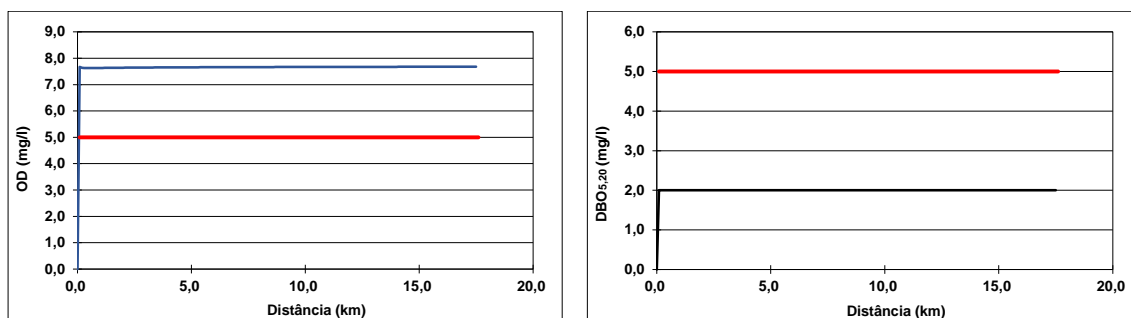
6.1. CENÁRIO DE CONTROLE – LANÇAMENTO DE EFLUENTES BRUTOS

Como descrito na metodologia, feito uso do modelo de qualidade de água, Qual-UFMG, foram gerados os perfis de vazão e de concentração dos parâmetros OD e $DBO_{5,20}$ para os corpos d'água da bacia do rio Pardo. Por não terem passado por processo de enquadramento, os corpos d'água da bacia do rio Pardo são considerados como classe 2, conforme Resolução CONAMA nº 357/2005. Desta forma, os padrões de qualidade, associados aos parâmetros OD e $DBO_{5,20}$ para esta classe de rio foram representados em cada gráfico desta seção (e em seções subsequentes) por uma linha vermelha.

Nesta seção são apresentados os resultados da simulação decorrentes da disposição final de efluentes brutos nos diferentes cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo. Como a bacia hidrográfica do rio Pardo não possui estações de tratamento de esgoto instaladas e em operação, os resultados reunidos nesta seção representam a condição atual da bacia, estabelecendo cenário de controle para discussões subsequentes.

No ribeirão São José não há disposição pontual de efluente doméstico. Assim não foram consideradas quaisquer interferências capazes de alterar as concentrações de OD e $DBO_{5,20}$. Conforme pode ser observado por meio da Figura 3, os padrões fixados em rios de classe 2 para os parâmetros de OD e $DBO_{5,20}$ foram atendidos ao longo de todo ribeirão São José.

Figura 3 - Perfis de concentração de OD e DBO_{5,20} para o ribeirão São José considerada a disposição final de efluente bruto.

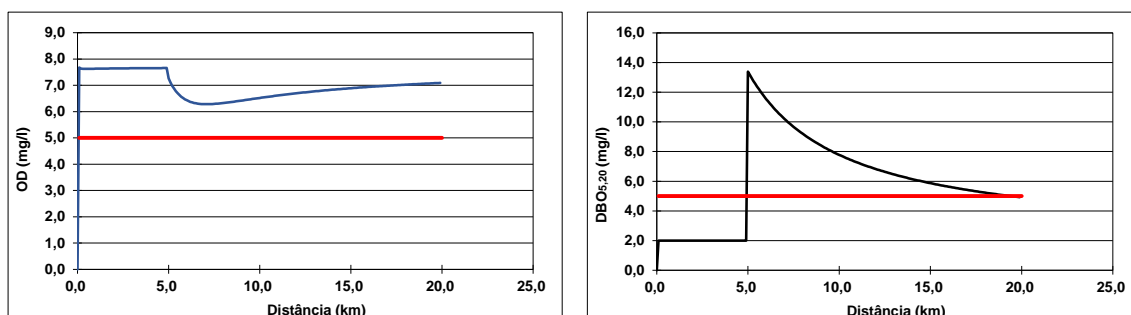


Fonte: *Elaborado pelo autor*

Como no ribeirão São José não ocorre nenhuma disposição de efluentes domésticos, os perfis de OD e DBO_{5,20} mantêm-se inalterados quando da aplicação de quaisquer modelos de otimização avaliados e, por conta disso, a repetição dos referidos perfis foi suprimida nos resultados subsequentes.

A Figura 4 apresenta os perfis de OD e DBO_{5,20} para o rio Pardinho que, no quilômetro 5 recebe os efluentes domésticos do núcleo urbano de Irupi. Apesar de não estarem entre as maiores cargas orgânicas produzidas na bacia do rio Pardo, seu efeito é relevante em função da reduzida vazão (0,18 m³/s) que o rio Pardinho apresenta no ponto de disposição do efluente produzido por Irupi. Esta condição confere ao rio pardinho uma baixa capacidade de assimilação de cargas de DBO_{5,20}, acarretando na ultrapassagem dos limites toleráveis para rios de classe 2 desde o ponto de lançamento do efluente do núcleo urbano de Irupi até o seu exutório junto ao rio Pardo.

Figura 4 - Perfis de concentração de OD e DBO_{5,20} para o rio Pardinho considerada a disposição final de efluente bruto.

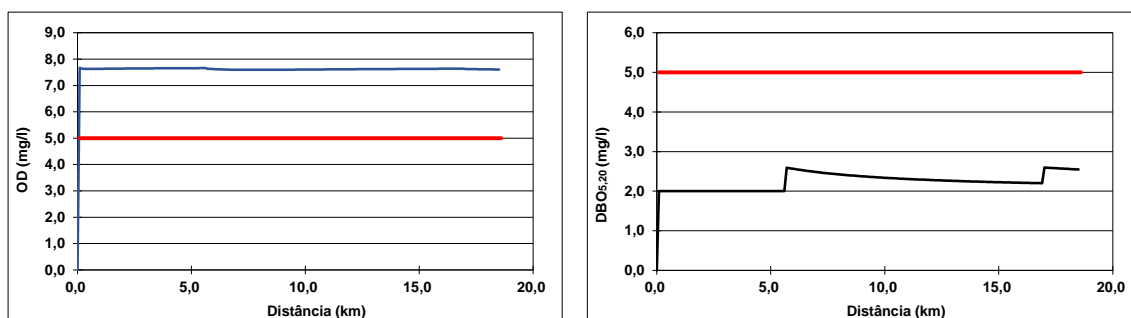


Fonte: *Elaborado pelo autor*

No ribeirão Perdição, o lançamento dos efluentes domésticos das comunidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças (com suas

vazões lançamento de 0,3 e 0,6 L/s, respectivamente), pouco interferem na qualidade da água deste tributário, curso d'água no qual as concentrações de OD e $DBO_{5,20}$ mantiveram-se invariavelmente dentro dos limites estabelecidos pelos padrões de qualidade ambiental (Figura 5)

Figura 5 - Perfis de concentração de OD e $DBO_{5,20}$ para o ribeirão Perdição considerada a disposição final de efluente bruto.



Fonte: *Elaborado pelo autor*

Ao longo do rio Pardo estão estabelecidos os maiores núcleos urbanos da bacia (as cidades de Ibatiba e Lúna) e, é conseqüentemente, a porção do sistema hídrico onde ocorre a maior variabilidade das concentrações de OD e $DBO_{5,20}$ (Figura 6). A súbita variação dos parâmetros, observada no quilômetro 16 do rio Pardo, é decorrente da disposição final do efluente doméstico produzido na cidade de Ibatiba (maior poluidora da bacia com 24,3 L/s de esgoto bruto) e da limitada vazão do rio no ponto de lançamento do referido efluente (apenas 0,60 m³/s). Desta forma, a concentração de $DBO_{5,20}$ ultrapassa o padrão de qualidade ambiental imposto para rios classe 2, atingindo um pico de 18,1 mg/L.

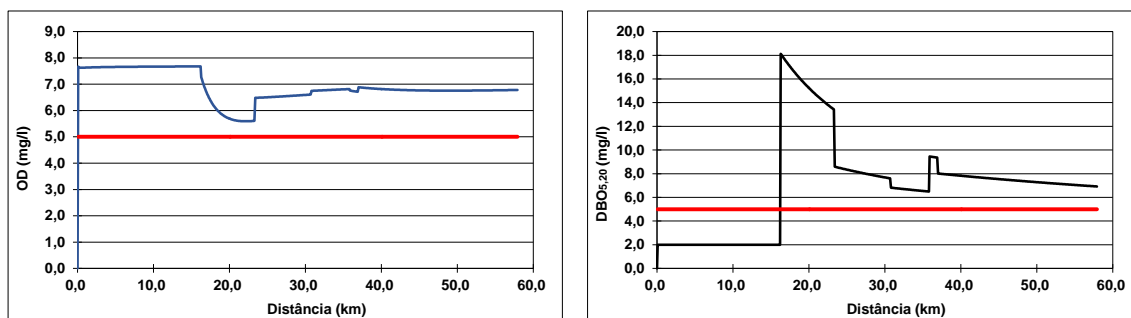
O ribeirão São José deságua no rio Pardo, 7,1 quilômetros após Ibatiba, e fornece um incremento de vazão ao rio Pardo de 0,62 m³/s (observar Figura 7), com qualidade superior àquela a montante da confluência destes cursos d'água. Este incremento não somente aumenta a capacidade de autodepuração do rio principal para o restante do seu curso, como também diminui a sua concentração de $DBO_{5,20}$, atenuando o impacto causado pela disposição final do efluente de Ibatiba. O mesmo ocorre com o rio Pardinho, que deságua no rio Pardo no seu quilômetro 30, com uma vazão de 0,71 m³/s. Embora este incremento de vazão seja superior ao produzido pelo ribeirão São José, a redução na concentração de $DBO_{5,20}$ no rio Pardo é menor em função

a) da proporcionalmente maior vazão do rio principal no ponto de confluência com o rio Pardinho e b) concentração de $DBO_{5,20}$ do rio Pardinho (4,9 mg/L) em relação à do ribeirão São José (2 mg/L).

No quilômetro 35 do rio Pardo é realizado lançamento do efluente doméstico da cidade de Iúna, que, de forma similar à cidade de Ibatiba (ainda que menos acentuada) eleva as concentrações de $DBO_{5,20}$ produzindo uma concentração máxima de 9,5mg/L e reduz os níveis de OD (cuja concentração atingiu um valor mínimo de 6,77mg/L)

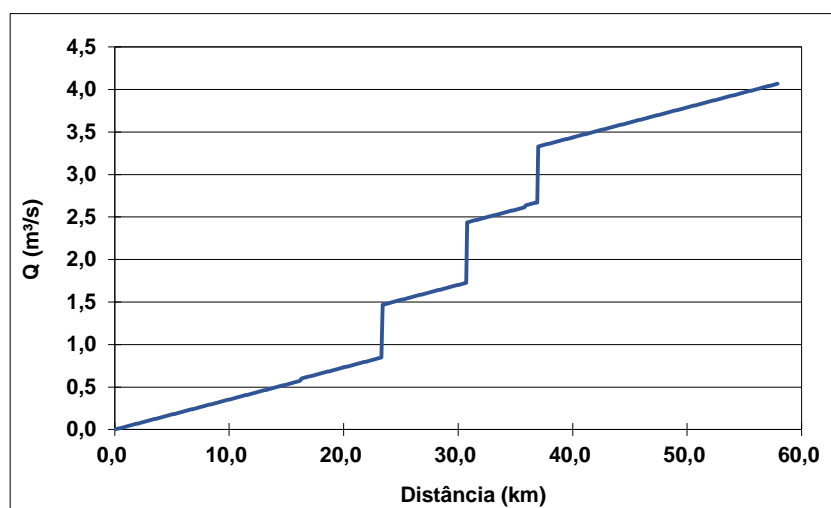
A jusante de Iúna ocorre o encontro do ribeirão Perdição com o rio Pardo e, assim como ocorreu com a confluência dos demais tributários, observou-se uma melhoria nas condições de qualidade da água do rio principal.

Figura 6 - Perfis de concentração de OD e $DBO_{5,20}$ para o Rio Pardo considerada a disposição final de efluente bruto.



Fonte: *Elaborado pelo autor*

Figura 7 - Perfil de vazão para o rio Pardo.



Fonte: *Elaborado pelo autor*

6.2. CENÁRIOS COM TRATAMENTO DE EFLUENTE

A partir do emprego combinado do modelo de qualidade de água, utilizado para descrever as variações espaciais das concentrações de OD e $DBO_{5,20}$, com a PNL, fazendo uso do programa SOLVER, foi possível determinar as eficiências para sistemas de tratamento de efluentes, considerados os diferentes modelos de otimização. Os resultados desta etapa do trabalho estão sumarizados nas seções subsequentes.

Todos os modelos de otimização aplicados neste trabalho foram conformados por funções objetivo e restrições que consideram três diferentes aspectos: **a)** a minimização do somatório das eficiências associadas aos diferentes sistemas de tratamento de efluentes, **b)** a minimização da inequidade entre os esforços de tratamento associados aos diferentes sistemas de tratamento e **c)** a manutenção dos padrões de qualidade ambiental fixados pelas Resoluções CONAMA nºs 357/2005 e 430/2011 para corpos d'água e efluentes. Buscando-se priorizar a avaliação da capacidade de autodepuração dos rios, nestas simulações não foram incorporados os padrões impostos pela Resolução CONAMA nº 430/2011 para lançamento de efluente (concentração máxima de $DBO_{5,20}$ no efluente de 120 mg/L ou eficiência mínima para o tratamento do efluente em 60%).

Para cada modelo de otimização foram realizadas 140 simulações com emprego do SOLVER, registrando-se todos os resultados. Por conta da deficiência do SOLVER na definição de um ótimo global, os valores para as funções objetivo de cada modelo de otimização foram ordenados, selecionando-se a partir deste ordenamento o ótimo global para cada modelo.

6.2.1. Modelo de otimização 1

Este modelo de otimização, representado pela Equação (15), busca exclusivamente o atendimento dos padrões de qualidade ambiental estabelecidos para os cursos d'água e a minimização do somatório de eficiências no âmbito da bacia hidrográfica. Seu emprego, no presente trabalho, teve como principal proposta avaliar a diferença entre as eficiências estimadas por modelos sem e com a incorporação de medidas de equidade.

A aplicação deste modelo de otimização, sem o uso de nenhuma medida de equidade e com a imposição de atendimento dos padrões de qualidade ambiental, permite explorar, ao limite, a capacidade de autodepuração dos rios. Este modelo exige das fontes poluidoras apenas o tratamento mínimo de seus efluentes para que as concentrações de OD e $DBO_{5,20}$ do corpo d'água não ultrapassem os limites definidos para rios de classe 2, conduzindo aos menores níveis possíveis de tratamento de esgoto em cada núcleo urbano.

A falta de equidade na busca pela minimização das eficiências de sistemas de tratamento de esgotos no âmbito de uma bacia hidrográfica pode fazer com que os usuários localizados na porção de jusante da bacia precisem tratar seus efluentes com eficiências mais elevadas, já que a água do rio chega até eles com qualidade inferior, função dos lançamentos realizados à montante (ALBERTIN, 2008). Há também a possibilidade de que o rio apresente uma vazão muito superior à vazão à montante, função dos acréscimos vindos de vazão incremental e de tributários, o que exige eficiências de tratamento mais rigorosas aos usuários que estão mais próximos às cabeceiras dos rios, mesmo que a carga de esgotos lançada por eles seja similar àquelas praticadas pelos usuários à jusante.

O modelo de otimização 1, em função da produção de soluções similares, conduziu seguramente ao ótimo global do modelo. Na Tabela 6 encontram-se os valores calculados para as eficiências de cada sistema de tratamento associado aos núcleos urbanos da bacia hidrográfica do rio Pardo.

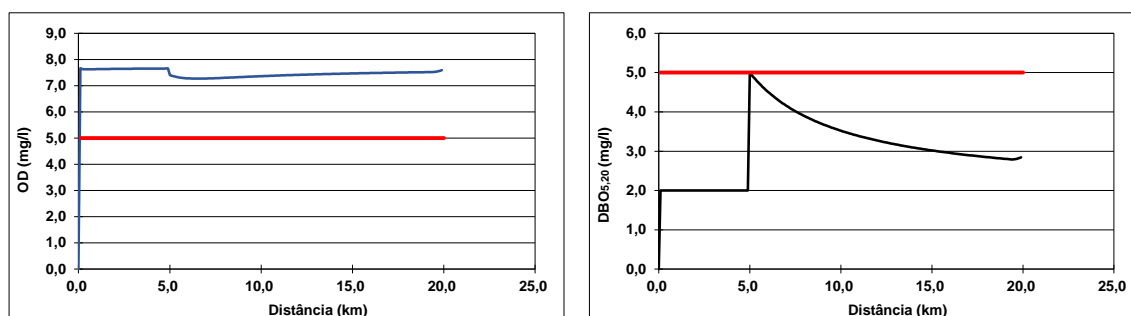
Tabela 6 - Eficiência mínima estimada a partir do emprego do modelo de otimização1.

Eficiência de tratamento (%)					Σ eficiências
Ibatiba	Irupi	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	Iúna	
95,00	73,29	1,00	1,00	13,13	183,42

Fonte: *Elaborado pelo autor*

Os perfis de OD e DBO_{5,20} produzidos a partir da incorporação das eficiências reunidas na Tabela 6 estão apresentadas por meio da Figura 8

Figura 8 - Perfis de concentração de OD e DBO_{5,20} para o rio Pardinho após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 1.

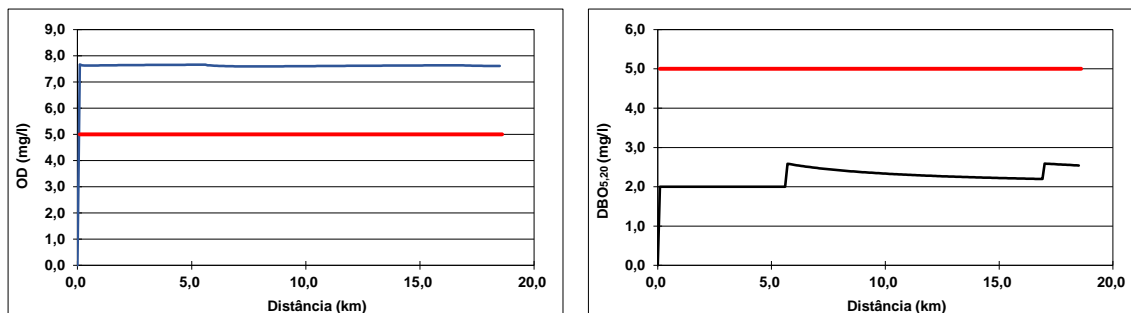


Fonte: *Elaborado pelo autor*

O lançamento de efluente do núcleo urbano de Irupi ocorre próximo à cabeceira do rio Pardinho, onde a vazão ainda é limitada, exigindo, para este efluente, um tratamento mais rigoroso que aquele observado para cargas orgânicas similares. Na Figura 8 observa-se que o pico da concentração de DBO_{5,20} quando do lançamento do efluente tratado, atinge o limite aceitável para rios de classe 2. Neste contexto é possível afirmar que a eficiência de tratamento de 73% (Tabela 6), definida para o efluente de Irupi, é a mínima necessária para a manutenção do padrão de qualidade no rio Pardinho nas condições de contorno que conformaram as simulações realizadas.

Como os lançamentos de efluente dos núcleos urbanos Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças no ribeirão Perdição são de pequena expressão, podem ser assimilados pelo rio sem afetar a manutenção dos padrões de qualidade mesmo que dispostos sem tratamento (imposição da eficiência mínima admissível, de 1%, imposta para a garantia de não negatividade), conforme Figura 9.

Figura 9 - Perfis de concentração de OD e $DBO_{5,20}$ para o ribeirão Perdição após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 1.

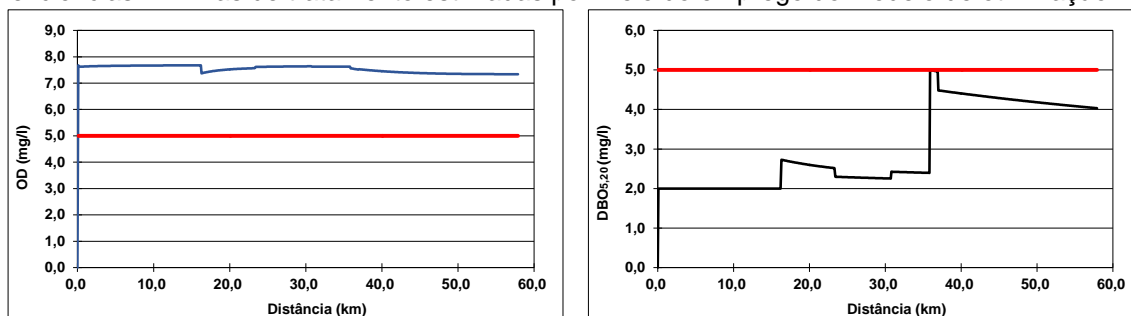


Fonte: *Elaborado pelo autor*

De maneira similar ao lançamento de efluente doméstico de Irupi no rio Pardinho, o efluente de Ibatiba é lançado numa seção do rio Pardo que apresenta limitada vazão, condição que impôs elevada eficiência de tratamento aos efluentes da sede municipal de Ibatiba (95% conforme Tabela 6). Para o núcleo urbano de Lúna, com o rio Pardo apresentando uma vazão mais elevada, a eficiência exigida apresentou-se consideravelmente menor que àquela imposta para o efluente de Ibatiba (aproximadamente 13%, conforme Tabela 6), o que permitiria a adoção de sistemas de tratamento de esgotos mais simples.

Ao longo do rio principal, conforme pode ser observado na Figura 10, a contribuição dos tributários ribeirão São José e Perdição diminuem a carga orgânica no curso d'água e elevam a concentração de OD. Já o desague do rio Pardinho no rio Pardo produz condição oposta, elevando as concentrações de $DBO_{5,20}$ ao limite permitido pelo padrão de qualidade ambiental.

Figura 10 - Perfis de concentração de OD e $DBO_{5,20}$ para o rio Pardo após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 1.



Fonte: *Elaborado pelo autor*

6.2.2. Modelos de otimização 2 e 3

Em razão da semelhança existente entre os modelos de otimização 2 e 3, seus resultados foram agrupados nesta seção.

Os modelos 2 e 3, propostos por Valory, Reis e Mendonça (2015), visam a minimização do somatório de eficiências no âmbito de uma bacia (equação (16)), assumindo adicionalmente como restrição medidas de equidade (equação (17) e (18)).

Nas Tabelas 7 e 9, estão dispostas as eficiências de tratamento encontradas para os modelos 2 e 3, respectivamente. As Tabelas 8 e 10, por sua vez, apresentam os valores para as medidas de equidades, calculadas com as referidas eficiências. A inspeção das Tabelas de 7 a 10 permite observar para ambos os modelos, que os resultados com um menor somatório de eficiências (simulações nº11 e 14) permitem as medidas de equidade propostas; os lançamentos de Irupi, no entanto, apresentam níveis de tratamento inferiores ao mínimo necessário para a manutenção do padrão de qualidade ambiental no rio Pardinho. Já as alternativas associadas às simulações nº46 e 19 reúnem valores que permitem aos padrões de qualidade em todos os rios; para Irupi, no entanto, as medidas de equidade não são conservadas.

Tabela 7 - Eficiências mínimas estimadas a partir do emprego do modelo de otimização 2.

Solução	Eficiência de tratamento (%)					Σ eficiências
	Ibatiba	Irupi	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	Iúna	
11	95,00	20,33	1,17	2,35	77,80	196,65
46	95,00	73,29	1,17	2,35	77,80	249,61

Fonte: *Elaborado pelo autor*

Tabela 8 - Equidades calculadas para as eficiências do modelo de otimização 2.

Solução	Ibatiba	Irupi	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	Iúna	Σ eficiências
11	8,84	8,84	8,84	8,84	8,84	196,65
46	8,84	2,45	8,84	8,84	8,84	249,61

Fonte: *Elaborado pelo autor*

Tabela 9 - Eficiências mínimas estimadas a partir do emprego do modelo de otimização 3.

Solução	Eficiência de tratamento (%)					Σ eficiências
	Ibatiba	Irupi	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	Iúna	
14	95,00	43,95	10,56	14,93	85,97	250,40
19	95,00	73,29	10,56	14,93	85,97	279,74

Fonte: *Elaborado pelo autor*

Tabela 10 - Equidades calculadas para as eficiências do modelo de otimização 3.

Solução	Ibatiba	Irupi	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	Iúna	Σ eficiências
14	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	250,40
19	0,09	0,03	0,09	0,09	0,09	279,74

Fonte: *Elaborado pelo autor*

6.2.3. Modelos de otimização 4, 5 e 6

Em razão da semelhança existente entre os modelos de otimização 4, 5 e 6, seus resultados foram reunidos nesta seção.

O Modelo 4 de otimização teve buscado minimizar a diferença que as cargas orgânicas pontuais e as eficiências estimadas para os sistemas de tratamento têm entre si, de modo que a razão entre a *i*-ésima eficiência e a média das eficiências e a razão entre a carga orgânica do *i*-ésimo ponto de lançamento e o valor médio de carga lançada na bacia hidrográfica (Equação 20) fossem o mais próximo possível. Desta forma, no Modelo 4 (assim como nos modelos 5 e 6, que serão descritos posteriormente), a medida de equidade conformou a função objetivo (cujo valor deve ser minimizado), diferente do que pôde-se observar quando do emprego dos modelos 2 e 3, onde a medida de equidade constituiu restrição do problema de otimização (cujo valor deveria ser obrigatoriamente atendido). A Tabela 11 apresenta os dez melhores resultados referentes ao Modelo 4 de otimização.

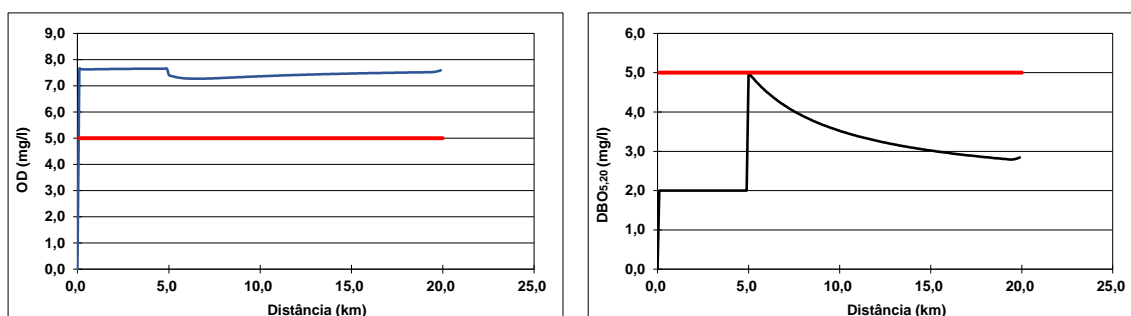
Tabela 11 - Eficiências mínimas estimadas a partir do emprego do modelo de otimização 4.

Solução	Eficiência de tratamento (%)					Σ eficiências
	Ibatiba	Irupi	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	Iúna	
1	89,78	73,29	1,11	2,22	19,50	185,90
2	80,99	73,29	1,18	2,32	30,23	188,01
3	80,99	73,29	7,12	2,18	30,23	193,82
4	95,00	73,29	20,02	2,43	13,13	203,87
5	85,18	73,29	1,54	3,08	95,00	258,09
6	95,00	73,29	1,59	1,00	95,00	265,88
7	95,00	73,29	1,00	3,19	95,00	267,48
8	95,00	73,29	4,29	3,23	95,00	270,81
9	95,00	73,29	1,69	17,88	95,00	282,86
10	95,00	95,00	1,72	1,00	95,00	287,72

Fonte: *Elaborado pelo autor*

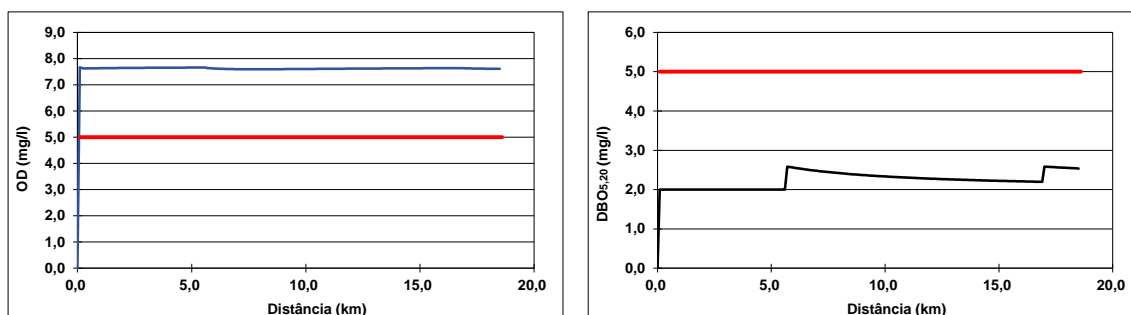
Os perfis de OD e DBO_{5,20} correspondentes ao modelo 4 de otimização estão apresentados nas Figuras 11, 12 e 13 e foram construídos a partir das eficiências associadas à solução 1.

Figura 11 - Perfis de concentração de OD e DBO_{5,20} para o rio Pardinho após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 4.



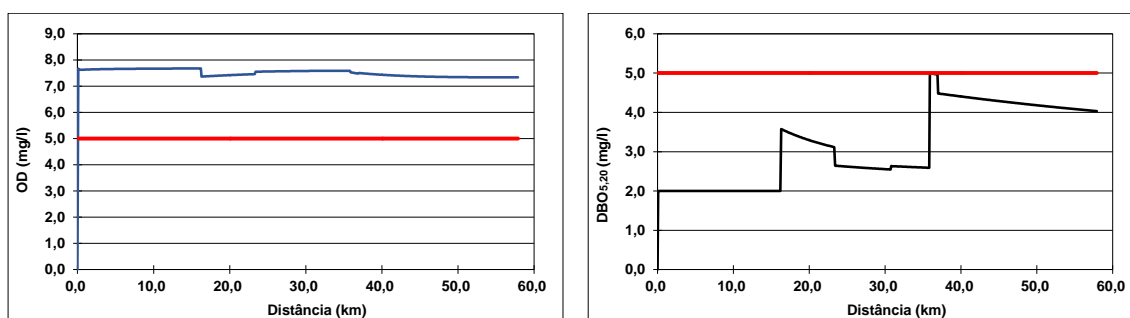
Fonte: *Elaborado pelo autor*

Figura 12 - Perfis de concentração de OD e DBO_{5,20} para o ribeirão Perdição após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 4.



Fonte: *Elaborado pelo autor*

Figura 13 - Perfis de concentração de OD e DBO_{5,20} para o rio Pardo após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 4.



Fonte: *Elaborado pelo autor*

As maiores cargas orgânicas lançadas no rio Pardo por Ibatiba e Lúna produzem relevante variabilidade no conjunto das eficiências, principalmente em Lúna, cujas eficiências estimadas variam de 19,5% a 95%.

O modelo 5 de otimização teve como objetivo minimizar as inequidades entre pontos adjacentes, de modo que a relação de carga orgânica sobre eficiência entre dois pontos adjacentes fosse a mais próxima possível, buscando-se estabelecer uma eficiência comum que fosse relacionada não somente à carga orgânica, mas também coerente com a sua vizinhança, onde o efluente lançado tem maior influência. Estes resultados estão reunidos na Tabela 12.

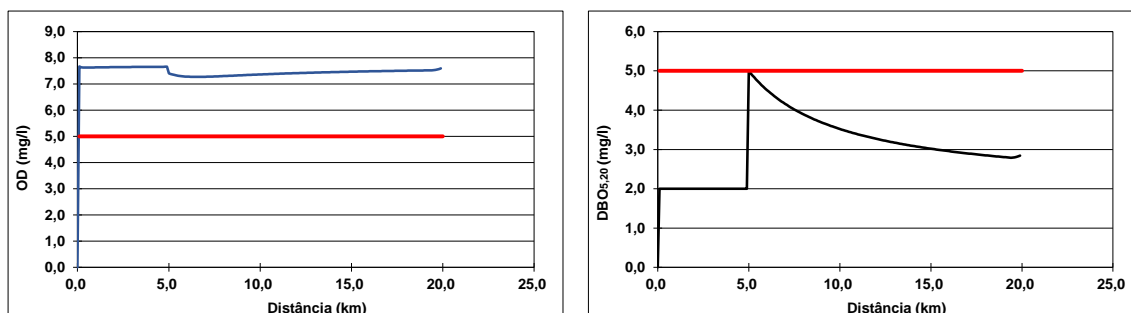
Tabela 12 - Eficiências mínimas estimadas a partir do emprego do modelo de otimização 5.

Solução	Eficiência de tratamento (%)					Σ eficiências
	Ibatiba	Irupi	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	Lúna	
1	95,00	73,29	1,43	1,54	95,00	266,27
2	95,00	73,29	1,43	5,78	95,00	270,50
3	95,00	73,29	1,43	7,06	95,00	271,78
4	95,00	73,29	1,43	8,55	95,00	273,28
5	95,00	73,29	1,43	10,36	95,00	275,08
6	95,00	73,29	1,43	12,86	95,00	277,59
7	95,00	73,29	1,43	18,55	95,00	283,27
8	95,00	73,29	1,43	19,98	95,00	284,71
9	95,00	73,29	1,43	23,24	95,00	287,96
10	95,00	73,29	11,75	23,49	95,00	298,53

Fonte: *Elaborado pelo autor*

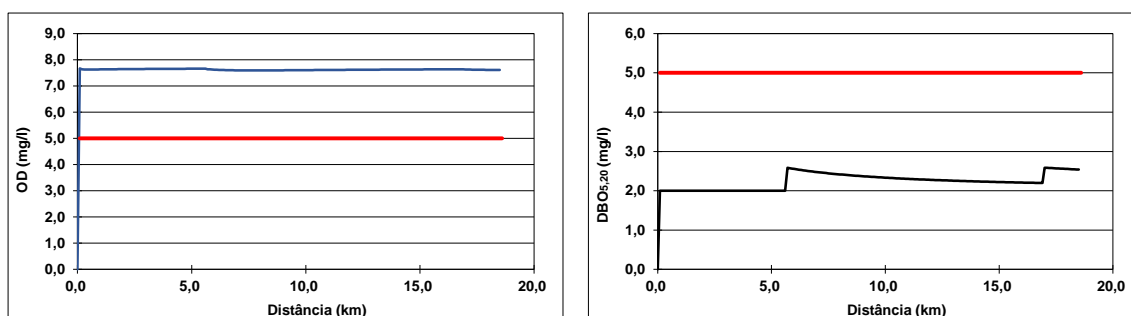
Os perfis de OD e DBO_{5,20} correspondentes ao modelo 5 de otimização estão apresentados nas Figuras 14, 15 e 16 e foram estabelecidos considerando-se as eficiências decorrentes da solução 1.

Figura 14 - Perfis de concentração de OD e DBO_{5,20} para o Rio Pardinho após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 5.



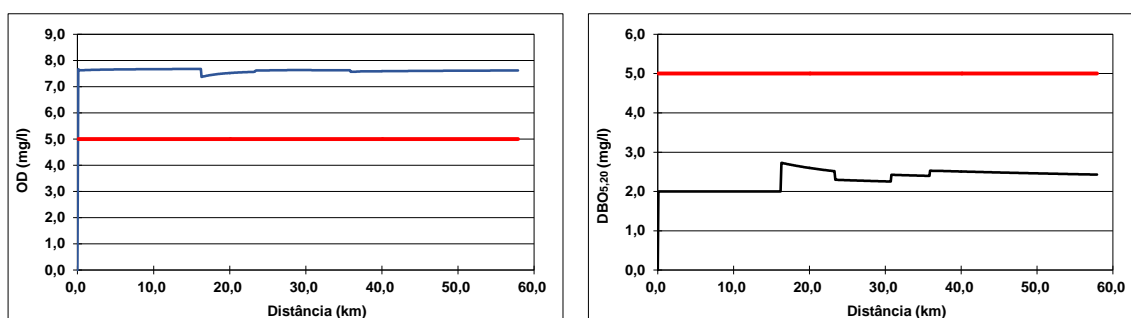
Fonte: *Elaborado pelo autor*

Figura 15 - Perfis de concentração de OD e DBO_{5,20} para o ribeirão Perdição após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 5.



Fonte: *Elaborado pelo autor*

Figura 16 - Perfis de concentração de OD e DBO_{5,20} para o rio Pardo após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 5.



Fonte: *Elaborado pelo autor*

Os resultados do modelo 5 indicam que a medida de equidade proposta pelo modelo estabeleceu padrão similar ao obtido anteriormente, com os núcleos que produzem as maiores cargas orgânicas encarregados de aplicar as maiores eficiências no tratamento de seus efluentes; neste modelo, no entanto, nota-se um rigor maior sobre os núcleos urbanos que contribuem com elevadas cargas, diminuindo a ocorrência das altas variações \checkmark observadas no

modelo de otimização 4. Os elevados valores para o tratamento do efluente de lúna se deu pelo fato da medida de equidade associada ao modelo de otimização 5 levar em consideração a vizinhança dos lançamentos. Por lúna apresentar maior carga que os núcleos urbanos adjacentes (Irupi e Nossa Senhora das Graças) a PNL buscou minimizar a razão entre as cargas de lançamento e eficiência destas localidades, elevando a eficiência de tratamento em lúna.

O Modelo 6 de otimização, proposto por Burn e Yuliant (2001), tem sido utilizado por diferentes trabalhos que buscam equidade entre sistemas de tratamento de efluentes em bacias hidrográficas (ANDRADE; MAURI; MNDONÇA, 2013; CHO; SUNG; HA, 2014). Este modelo tem como objetivo minimizar a relação entre carga orgânica e eficiência de cada ponto em relação à razão entre carga e eficiência médias na bacia hidrográfica. Os resultados decorrentes da aplicação deste modelo estão reunidos na Tabela 13.

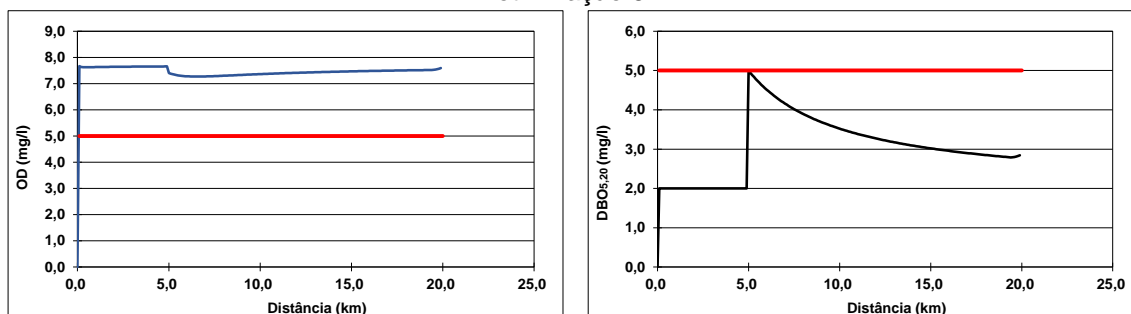
Tabela 13 - Eficiências mínimas estimadas a partir do emprego do modelo de otimização 6.

Solução	Eficiência de tratamento (%)					Σ eficiências
	Ibatiba	Irupi	Santíssima Trindade	Nossa Senhora das Graças	lúna	
1	95,00	73,29	1,60	3,20	95,00	268,09
2	95,00	95,00	1,69	3,46	95,00	290,15
3	95,00	73,29	1,86	46,00	95,00	311,15
4	95,00	73,29	62,98	3,94	95,00	330,21
5	95,00	73,29	2,09	84,94	95,00	350,33
6	95,00	73,29	2,15	95,00	95,00	360,44
7	95,00	73,29	95,00	4,33	95,00	362,62
8	95,00	95,00	2,28	95,00	95,00	382,28
9	95,00	95,00	95,00	4,59	95,00	384,59
10	95,00	73,29	95,00	95,00	95,00	453,29

Fonte: *Elaborado pelo autor*

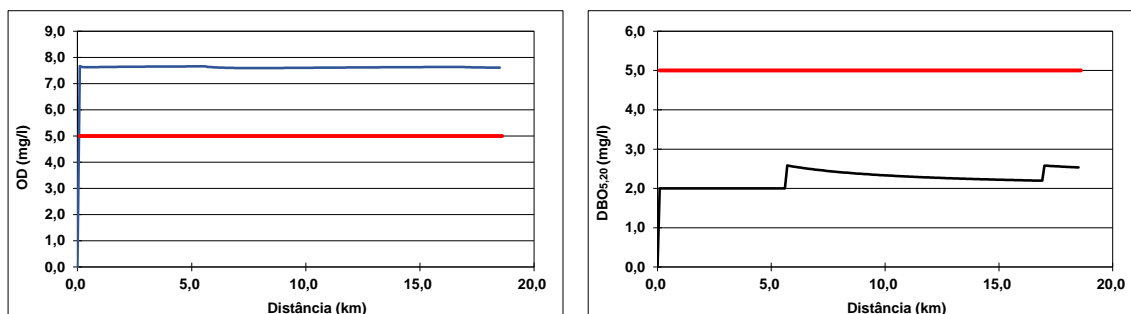
Os perfis de OD e $DBO_{5,20}$ correspondentes ao modelo 6 de otimização, estão apresentados nas Figuras 17, 18 e 19 e foram conformados com o emprego das eficiências referentes a solução 1.

Figura 17 - Perfis de concentração de OD e $DBO_{5,20}$ para o Rio Pardinho após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 6.



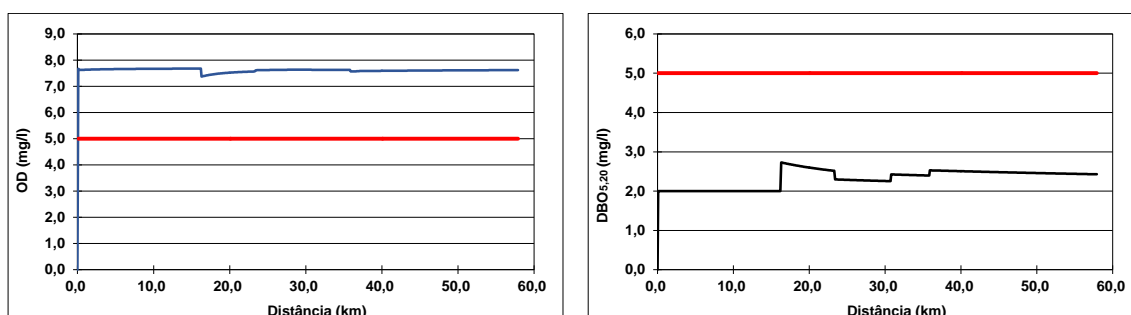
Fonte: *Elaborado pelo autor*

Figura 18 - Perfis de concentração de OD e $DBO_{5,20}$ para o ribeirão Perdição após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 6.



Fonte: *Elaborado pelo autor*

Figura 19 - Perfis de concentração de OD e $DBO_{5,20}$ para o rio Pardo após a incorporação das eficiências mínimas de tratamento estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 6.



Fonte: *Elaborado pelo autor*

O modelo de otimização 6 mantém um rigor maior com os núcleos que despejam as maiores cargas orgânicas, atribuindo-lhes as mais elevadas eficiências tratamento.

É relevante observar que nos modelos 4, 5 e 6 buscou-se minimizar o valor de funções objetivo estabelecidas por medidas de inequidade. Desta forma, ainda que a função objetivo seja minimizada, a medida de equidade não necessariamente está sendo rigorosamente mantida como no modelo 2, onde a medida de equidade figurava com restrição.

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

- Comparando-se apenas os somatórios de eficiências obtidos pelos diferentes modelos de otimização, observou-se que o modelo de otimização 1, que não emprega medida de equidade como restrição ou na função objetivo, produziu os menores somatórios de eficiência de remoção de $\text{DBO}_{5,20}$ no âmbito da área de estudo, com destaque para Lúna que ficou com uma eficiência baixíssima levando-se em conta a carga orgânica que a mesma lança no corpo hídrico.
- Os modelos 2 e 3 de otimização, com funções objetivo que buscaram a minimização do somatório das eficiências de tratamento, assumindo medidas de equidade como restrição, impuseram, no âmbito da bacia, soluções com tratamentos mais rigorosos que àquele sugerido por meio do modelo 1 de otimização. É relevante ressaltar que, nas simulações conduzidas a partir dos modelos 2 e 3, o atendimento simultâneo das restrições propostas, padrões de qualidade ambiental e medidas de equidade, não foi alcançado. Os resultados obtidos com auxílio do SOLVER consistiram de eficiências que atendiam os padrões de qualidade ambiental ou as medidas de equidade utilizadas.
- Os modelos 4, 5 e 6 de otimização, por sua vez, buscaram minimizar a inequidade entre os níveis de tratamento associados aos diferentes pontos de lançamento de efluentes e, da minimização, conduziram a somatórios de eficiências próximos entre si e impuseram tratamentos consideravelmente mais exigentes que aqueles estabelecidos com auxílio do modelo de otimização 1.
- É relevante observar que, recorrentemente, as eficiências de tratamento de esgotos associadas aos núcleos urbanos de menor expressão

(povoados de Nossa Senhora das Graças e Santíssima Trindade) foram pouco expressivas, apresentando-se significativamente menores que as eficiências normalmente alcançadas por sistemas de tratamento primário de esgotos.

- Os modelos 5 e 6 atribuíram aos núcleos urbanos que produzem as maiores cargas orgânicas na bacia hidrográfica do rio Pardo eficiências mínimas de remoção de $DBO_{5,20}$ de 95% (limite máximo admitido pelos modelos de otimização); como consequência, as concentrações de $DBO_{5,20}$ apresentaram valores invariavelmente inferiores ao limite máximo do padrão de qualidade ambiental.
- O modelo 4, dentre os modelos de otimização que incorporaram alguma medida de equidade na função objetivo, foi o único a apresentar resultados com somatórios de eficiências próximos àqueles estabelecidos pelo modelo de otimização 1.

7. CONCLUSÕES

Visando auxiliar a resolução de problemas usualmente presentes no planejamento e gerenciamento de recursos hídricos, este trabalho buscou avaliar a capacidade de determinar eficiências mínimas de tratamento de efluentes no âmbito de uma bacia hidrográfica por meio de modelos de otimização, procurando estabelecer uma relação de equidade entre a carga orgânica bruta gerada por uma localidade e a eficiência do seu sistema de tratamento de efluentes.

As conclusões estabelecidas a partir do presente estudo podem ser assim sumarizadas:

- O emprego combinado do modelo matemático de qualidade de água QUAL-UFMG e da PNL apresentou-se como alternativa versátil para a determinação de eficiências mínimas de tratamento de esgotos no âmbito de uma bacia hidrográfica, permitindo o emprego de diferentes modelos de otimização e a ágil obtenção de resultados;
- A partir da literatura técnica corrente foram utilizados seis modelos de otimização aplicáveis à determinação de eficiências mínimas de tratamento de esgotos no âmbito de uma bacia hidrográfica. Destes modelos, um modelo de otimização (modelo 1) não apresentou medida de equidade, tendo como objetivo a minimização das eficiências de tratamento de esgotos com garantia do atendimento dos padrões de qualidade de água para rios. Dois modelos de otimização (modelos 2 e 3) apresentaram medidas de equidades como restrições para o modelo de otimização; estes modelos, no entanto, não permitiram o atendimento simultâneo das medidas de equidade e padrões de qualidade associados aos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo. Três modelos (modelos 4, 5 e 6) apresentaram medida de equidade conformando a função objetivo, diferindo entre si na forma matemática como a medida foi estabelecida.
- As eficiências mínimas de remoção de matéria orgânica estimadas no âmbito da bacia hidrográfica do rio pardo apresentaram acentuada dependência da incorporação de medidas de inequidade aos modelos de otimização. As eficiências de tratamento de esgotos associadas aos menores núcleos urbanos da bacia – povoados de Nossa Senhora das

Graças e Santíssima Trindade – foram pouco expressivas, apresentando-se usualmente menores que as eficiências de remoção de matéria orgânica características dos sistemas de tratamento primário de esgotos.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. 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.
2. 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
3. ALBERTIN, L. L.; MAUAD, F.F; DANIEL, L. A. Uso de Simulação Computacional para Planejamento de um Sistema Hídrico: Estudo de Caso Qualitativo e Quantitativo. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. v. 11, n.4, p. 209-219, 2006.
4. ANA - Agência Nacional das Águas. Caderno de Recursos Hídricos 6: Implantação do enquadramento em Bacias Hidrográficas. Brasília: ANA, 2009a. 145 p.
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.
5. 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.
6. ARAÚJO, R. S.; ALVES, M. G.; MELO, T. C.; CHRISPIM, Z. M. P.; MENDES, M. P.; JUNIOR, G. C. S. Water resource management: A comparative evaluation of Brazil, Rio de Janeiro, the European Union, and Portugal. *Science of the Total Environment*, v. 511, p. 815-828, 2015.
7. AZEVEDO, L. G. T.; PORTO, R. L. L.; PORTO, M. Sistema de Apoio a Decisão para o Gerenciamento Integrado de Quantidade e Qualidade da Água: metodologia e estudo de caso. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 3, n. 1, p. 21-51, Jan/Mar 1998.

8. BENEDITO P. F.; BRAGA, JR. Técnicas de otimização e simulação aplicadas em sistemas de recursos hídricos. In: BARTH, F.T; POMPEU, C.T. (Orgs.). Modelos para gerenciamento de recursos hídricos. São Paulo, Editora Nobel: ABRH, p. 425-518, 1987.
9. 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.
10. BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 8 jan.1997.
11. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CNRH. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução Nº 91, de 5 de novembro de 2008. Dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 06 fev. 2009.
12. BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 17 mar. 2005.
13. BURN, D. H.; YULIANTI, J. S. Waste-load allocation using genetic algorithms. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 127, n. 2, p. 121-129, 2001.
14. 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.
15. 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.
16. CAMPOS FILHO, F. F. Algoritmos Numéricos. Rio de Janeiro: LTC, 2001.

17. CAMPOS, H.M.; VON SPERLING, M. Estimation of domestic wastewater characteristics in a developing country based on socio-economic variables. *Water Science. Technology.* v. 34, n. 3, p. 71–77, 1996.
18. CAMPOS, J.R (coord.). *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo.* PROSAB, ABES. 464 p. Rio de Janeiro, 1999.
19. CARRERA-FERNANDES, J; GARRIDO, R. J. *Economia dos Recursos Hídricos.* Salvador-Bahia. Edubfa. 2002
20. CESAN - Companhia Espírito Santense de Saneamento. *Programa de Monitoramento Ambiental de Obras de Saneamento da CESAN.* Vitória: CESAN, 2012.
21. CHAPRA, S. C. *Surface Water-Quality Modeling.* Waveland Press, 2008, 844 p.
22. 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.
23. CHO, S., PARK S., JAECHUL Y., LEE T. Evaluation of thermal, ultrasonic and alkali pretreatments on mixed-microalgal biomass to enhance anaerobic methane production. *Bioresource Technology*, v.143, 330-336, 2013.
24. CIRILO, J. A. *Programação Não Linear Aplicada à Recursos Hídricos.* In: PORTO, R. L. L. (Org.). *Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos.* Porto Alegre: UFRGS, 2002.
25. CUNHA, C. L. da N.; FERREIRA, A. P.; ROSMAN, P. C. C. Contribuições para o Desenvolvimento da Capacidade de Previsão de um Modelo de Qualidade de Água. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 11, n. 2, p. 71-83, abr/jun 2006.
26. DINIZ, L. T.; YAZAKI, L. F. O.; MORAES JR., J. M.; PORTO, M. F. do A. O Enquadramento de Cursos D'água na Legislação Brasileira. In: I *Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste, 2006a, Curitiba. Anais eletrônicos...*

27. EIGER, S. Autodepuração dos cursos d'água. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H.F.dos (Ed.). Reúso de Água. Barueri, SP: Manole, 2003a. p. 233-259.
28. EIGER, S. Transporte de poluentes em meios aquáticos: aspectos conceituais e de modelagem matemática. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H.F.dos (Ed.). Reúso de Água. Barueri, SP: Manole, 2003b. p. 175-231.
29. EPA. United States Environmental Protection Agency. Rates, Constants and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling. Athens: EPA, 1985.
30. FRANCO, N. M.B. Cálculo Numérico. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2007.
31. GASTALDINI, M. C. C.; OPPA, L. F. Análise de Alternativas de Enquadramento do Rio Vacacaí Mirim Utilizando Modelo Matemático de Qualidade da Água. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 16, n. 1, p. 17-27, 2011.
32. GOLDBERG, D. E. Genetic Algorithms in Search, Optimization, and Machine Learning. Reading Menlo Park: Addison-wesley, 1989.
33. 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.
34. HAGEMANN, N.; BLUMENSAAT, F.; WAHREN, F. T.; TRUMPER, J.; BURMEISTER, C.; MOYNIHAN, R.; SCHEIFHACKEN, N. The long road to improving the water quality of the Western Bug River (Ukraine) – A multi-scale analysis. Journal of Hydrology, v. 519, p. 2436-2447, 2014.
35. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Atlas de Saneamento. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. 268p.
36. IJSN - Instituto Jones dos Santos Neves. Perfil Municipal – Caparaó – Irupi. Vitória, ES, 2009b. 60 p.
37. IJSN - Instituto Jones dos Santos Neves. Perfil Municipal – Caparaó – Iúna. Vitória, ES, 2009a. 60 p.

38. INCAPER - Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural. Programa de Assistência Técnica e Extensão Rural - PROATER 2011 – 2013 – Ibatiba. Planejamento e programação de ações. Vitória: Incaper, 2011a.
39. INCAPER - Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural. Programa de Assistência Técnica e Extensão Rural - PROATER 2011 – 2013 – Iúna. Planejamento e programação de ações. Vitória: Incaper, 2011b.
40. INCAPER - Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural. Programa de Assistência Técnica e Extensão Rural - PROATER 2011 – 2013 – Muniz Freire. Planejamento e programação de ações. Vitória: Incaper, 2011c.
41. INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (IEMA). Disponível <<http://www.meioambiente.es.gov.br/>>. Acessado em 20 de Fevereiro de 2015.
42. KNAPIK, H. G.; FERNANDES, S., C. V.; BASSANESI, K.; PORTO, M. F. do A. (2003). Qualidade da Água da Bacia do Rio Iguaçu: Diferenças Conceituais entre os Modelos QUAL2E e QUAL2K. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 16, n. 2, p. 75-88, Abr/Jun 2011.
43. 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.
44. LIMA, A. P. Z. Modelagem Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá. 2001. 184 f. Tese (Doutorado) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
45. LOUCKS, D. P.; BEEK, E. V. Water resources systems planning and management – An introduction to methods, models and applications. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), 2005
46. LOUCKS, D. P.; STEDINGER, J. R.; HAITH, D. A. Water Resource Systems Planning and Analysis. EnglewoOD Cliffs, N.J.: Prentice-Hall, 1981. 559 p
47. MACHADO, E. S.; PORTO, M. F. A.; KAVISKI, E. Otimização do planejamento de sistemas regionais de tratamento de Efluentes através

- de simulação monte carlo e da metaheurística do recozimento simulado. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 17, n.3, p. 29 -38, 2012.
48. MARSH, M. T.; SCHILLING, D. A. Equity measurement in facility location analysis: A review and framework. *European Journal of Operational Research*, v. 74, p. 1-17, 1994.
49. MATEUS, G. R.; LUNA, H. P. L.; *Programação Não Linear*. Belo Horizonte UFMG, 289 p. (1986)
50. MAYS, L.; TUNG, Y.K. 1992. *Hydrosystems engineering and management*, McGraw- Hill, New York.
51. MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. *Geoprocessamento em Recursos Hídricos: Princípios, integração e aplicação*. Porto Alegre: ABRH, 2013.
52. MIRSHAWKA, Victor. *Calculo numérico*. São Paulo: Nobel, 1981
53. MOLENAAR, D. *The Spokane Aquifer, Washington: Its Geologic Origin and Water-Bearing and Water-Quality Characteristics*. Denver: U.S. Government Printing Office, 1988.
54. MOLINOS-SENANTE, M.; GÓMEZ, T.; GARRIDO-BASERBA, M.; CABALLERO, R.; SALA-GARRIDO, R. Assessing the sustainability of small wastewater treatment systems: A composite indicator approach. *Science of the Total Environment*, v. 49, p. 607-617, 2014.
55. MOURÃO JR., P. R. *Aplicação do modelo de autodepuração de qualidade das águas QUAL-UFMG [manuscrito]: estudo de caso sub-bacia do rio Piracicaba*. 2010. 144 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade Socioeconômica e Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2010.
56. MULLIGAN, G. F. Equality measures and facility location. *Regional Science*, v. 70, n.4, p. 345-365, 1991.
57. PALIWAL, R.; SHARMA, P.; KANSAL, A. Water quality modelling of the river Yamuna (India) using QUAL2E-UNCAS. *Journal of Environmental Management*., p. 131–144, 2007.
58. PALMIERI, V. *Calibração do modelo Qual2E para o rio Corumbataí (SP)*. 2003. 91 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Metalúrgica, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

59. PEREIRA, T. V.; MENDONÇA, A. S. Aplicação de Modelagem Computacional na Simulação de Parâmetros de Qualidade de Água Relacionados com Nitrogênio em Curso D'água. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16, 2005. João Pessoa, Paraíba. Anais eletrônicos.
60. PERRIN, J.L.; RAJIS, N.; CHAHINIAN, N.; MOULIN, P.; IJJAALI, M. Water quality assessment of highly polluted rivers in a semi-arid Mediterranean zone Oued Fez and Sebou River (Morocco). *Journal of Hydrology*, v. 510, p. 26 -34, 2014.
61. PORTO, M. F. A. ; FERNANDES, C. V. S.; KNAPIK, H. G.; FRANÇA, M. S.; BRITES, A. P. Z.; MARIN, M. C. F. C; MACHADO, F. W.; CHELLA, M. R.; SÁ, J. F.; MASINI, L. (2007) "Bacias Críticas: Bases Técnicas para a definição de Metas Progressivas para seu Enquadramento e a Integração com os demais Instrumentos de Gestão". Curitiba: UFPR – Departamento de Hidráulica e Saneamento. (FINEP/ CT-HIDRO). Projeto concluído.
62. PORTO, M. F. do A.. Sistemas de gestão da qualidade das águas: uma proposta para o caso brasileiro. 2002. 131 f. Tese (Livre Docência em Engenharia) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
63. PORTO, M. F. do A; TUCCI, C. E. M. Plano de recursos hídricos e as avaliações ambientais. *REGA*, v. 6, n. 2, p. 19-32, jul/dez 2009.
64. PORTO. M. F. A. Contexto Institucional do Processo de Enquadramento na Política de Recursos Hídricos. In: 1º seminário Estadual sobre Enquadramento dos corpos d'água Superintendência de Gestão Ambiental, 2009, Botucatu, SP. Anais... [S.l]: SABESP, 2009.
65. REIS, J.A.T.; VALORY, J.L.; MENDONÇA, A.S.F. Seleção de eficiências de tratamento de esgotos a partir da manutenção de equidade entre sistemas de tratamento - uma abordagem para o gerenciamento de bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 20, n. 4, p. 862-871, 2015.
66. RUTHERFORD, J. C. *River Mixing*. New York: John Wiley and Sons, 1994. 347 p.

67. SALDANHA, J.C.S. Análise da influência do Rio Santa Maria da Vitória na Baía de Vitória através da Modelagem Computacional: Uma Contribuição ao Processo de Enquadramento - Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental Universidade Federal do Espírito Santo, 2007.
68. SALIM, F.P.C. Desenvolvimento de sistema de suporte a decisão para o gerenciamento da qualidade das águas em rios considerando múltiplas fontes de poluição pontual. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória 2004.
69. 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.
70. SARAMAGO, S. P.; STEFFEN, V. J. Planejamento de Experimentos e Otimização de Sistemas Mistos. FAMAT em Revista, v. 11, p. 231-246, 2008.
71. 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.
72. SOUZA, M. A. A. Um modelo para seleção de processos de tratamento de águas residuárias municipais. In: XXVI Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 27, 1998, Lima, Peru. **Anais...** Lima, Peru: AIDIS, Lima, Peru, 1998. CD-ROM.
73. SUZUKI, A. H., Otimização não linear aplicada à operação de sistemas múltiplos reservatórios para abastecimento de água. 2016. 145 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia hidráulica e Ambiental) – Escola politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.
74. TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L. Wastewater Engeneering: treatment, disposal, and reuse. New York: McGraw- Hill, 1991.
75. THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. Principles of surface water quality modeling and control. New York: Harper & Row, 1987.
76. TUCCI, C. E. M. Modelos Hidrológicos. 2 ed. Porto Alegre: Editora da FRGS, 2005.

77. VALORY, J. 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, 114 p.
78. 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.
79. VEIGA, L.B.E., MAGRINI, A. The Brazilian Water Resources Management Policy: Fifteen Years of Success and Challenges. *Water Resources Management* 27. Springer, p 2287–2302, 2013.
80. VON SPERLING, M. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2007, 588 p.
81. VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3ª ed. Belo Horizonte, DESA/UFMG. 2005.
82. VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007.
83. YEH, W. W-G. (1985). Reservoir Management and Operation Models: a State-of-the- Art Review, *Water Resources Research*, v. 21, n. 12, p.1797-1818.
84. 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,