

AMANDA RODRIGUES MOREIRA

**MECANISMOS ALTERNATIVOS DE COBRANÇA PELO USO DOS  
RECURSOS HÍDRICOS PARA ASSIMILAÇÃO DE EFLUENTES**

Dissertação apresentada à  
Universidade Federal de Viçosa,  
como parte das exigências do  
Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Agrícola, para  
obtenção do título de *Magister  
Scientiae*.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2014

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e Classificação da  
Biblioteca Central da UFV

T

M835m  
2014  
Moreira, Amanda Rodrigues, 1989-  
Mecanismos alternativos de cobrança pelo uso dos recursos hídricos  
para assimilação de efluentes / Amanda Rodrigues Moreira. - Viçosa, MG,  
2014.  
xi, 60f : il (algumas color.) ; 29 cm

Orientador: Alisson Carraro Borges.  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.  
Referências bibliográficas: f.56-60.

1. Recursos hídricos. 2. Mecanismos de cobrança. 3. Equivalente  
populacional I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de  
Engenharia Agrícola. Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola.  
II. Título.

CDD 22. ed. 553.7

AMANDA RODRIGUES MOREIRA

**MECANISMOS ALTERNATIVOS DE COBRANÇA PELO USO DOS  
RECURSOS HÍDRICOS PARA ASSIMILAÇÃO DE EFLUENTES**

Dissertação apresentada à  
Universidade Federal de Viçosa,  
como parte das exigências do  
Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Agrícola, para  
obtenção do título de *Magister  
Scientiae*.

APROVADA: 17 de fevereiro de 2014.

---

Carlos Fernando Lemos

---

Fernando Falco Pruski

---

Antonio Teixeira de Matos  
(coorientador)

---

Alisson Carraro Borges  
(orientador)

*À minha mãe Maria Helena da Camara Rodrigues, meu pai José Geraldo Moreira, meus irmãos Marcos Vinícius Rodrigues Moreira, Fernanda das Dores Rodrigues de Souza, Pedro Augusto Rodrigues de Souza e Ana Luiza das Graças de Sousa Moreira, meu namorado Marcus Vinícius Moraes de Oliveira, pela compreensão, apoio e incentivo.*

*Dedico.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pelo dom da vida, pela fé e perseverança, por sempre me acompanhar em toda essa caminhada, me dando força e sabedoria para superar os momentos difíceis.

À minha mãe Helena e meu pai José Geraldo, pelo amor e carinho, pela dedicação de suas vidas à minha criação e educação e por sempre acreditarem em mim.

Aos meus irmãos Fernanda, Pedro Augusto e Ana Luiza, por fazerem com que essa caminhada tivesse a leveza da infância.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realizar o curso, por intermédio do Departamento de Engenharia Agrícola.

Ao Professor Alisson Carraro Borges, pela oportunidade, incentivo e orientação.

Aos Professores Antonio Teixeira de Matos e Demetrius David da Silva, pelos conselhos, incentivo, coorientação e ajuda.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo auxílio financeiro concedido por meio da bolsa de estudos.

A toda equipe envolvida no projeto do IBio, pela amizade e ensinamentos repassados.

A todos aqueles que cederam dados para a execução deste trabalho: a Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM); a Agência Nacional de Águas (ANA); ao Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) e ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA).

A todos os professores do Departamento de Engenharia Agrícola, pelos ensinamentos desde a graduação.

Ao meu namorado Marcus Vinícius, pelo exemplo de dedicação e perseverança, pelo amor, carinho, compreensão, conselhos e, principalmente, por me fazer feliz e deixar que eu o faça também.

Ao meu irmão Marcos Vinícius, pela amizade desde o primeiro dia de minha vida, pelo exemplo que foi e por me apoiar e incentivar.

Aos meus avós Tomé, Maria Augusta, Jacinto e Maria Fernanda, por me ampararem nos momentos difíceis, e por sempre estar dispostos a dar aquele carinho todo especial que somente eles têm.

Aos meus tios, pelo carinho e incentivo, em especial ao meu tio Luís Carlos, por sempre acreditar em meu potencial e nunca me deixar desistir.

A todos os funcionários do DEA pelo auxílio, amizade e agradável convivência.

Aos amigos e colegas do DEA e da UFV.

Aos amigos e colegas do GPQA e PET.EAA, pela companhia e aprendizado, desde a graduação.

A todos os amigos e colegas de curso, pela convivência e aprendizado durante os anos de minha vida acadêmica, sintam-se todos agradecidos.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

## **BIOGRAFIA**

AMANDA RODRIGUES MOREIRA, filha de José Geraldo Moreira e Maria Helena Rodrigues Moreira, nasceu no dia 11 de dezembro de 1989, em Viçosa, Minas Gerais.

Em março de 2008, iniciou o curso de Engenharia Agrícola e Ambiental na Universidade Federal de Viçosa (UFV), graduando-se em maio de 2013.

Em abril de 2013, iniciou o Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), em nível de mestrado, na área de Recursos Hídricos e Ambientais, submetendo-se a defesa em fevereiro de 2014.

## CONTEÚDO

RESUMO .....	viii
ABSTRACT .....	x
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. OBJETIVOS .....	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	4
3.1. A problemática da água .....	4
3.2. A autodepuração .....	6
3.3. Principais parâmetros de qualidade da água.....	8
3.3.1. Sólidos .....	8
3.3.2. Matéria orgânica – DBO e DQO .....	9
3.3.3. Nutrientes: nitrogênio e fósforo .....	10
3.3.4. Outros parâmetros.....	13
3.4. Sistemas de gestão de recursos hídricos no âmbito de assimilação de efluentes .....	14
3.4.1. A experiência europeia .....	14
a) França .....	14
b) Alemanha.....	17
c) Holanda.....	18
3.4.2. Os exemplos brasileiros .....	20
a) Bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul .....	20
b) Bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ).....	22
c) Estado do Ceará .....	23
d) Estado de São Paulo .....	24
3.5. O atual sistema na bacia hidrográfica do rio Doce.....	26
4. DESENVOLVIMENTO TEÓRICO.....	28
4.1. Elaboração das propostas .....	28
4.1.1. Estudo dos parâmetros a serem considerados .....	29
4.1.2. Escolha das unidades de cobrança.....	32
4.1.3. Propostas .....	33
5. APLICAÇÃO PRÁTICA .....	42
5.1. Estudo de caso – bacia hidrográfica do rio Doce .....	42
5.2. Simulações.....	43

5.3. Construção de cenários.....	51
6. SUMÁRIO E CONCLUSÕES .....	54
7. REFERÊNCIAS.....	56

## RESUMO

MOREIRA, Amanda Rodrigues, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2014. **Mecanismos alternativos de cobrança pelo uso dos recursos hídricos para assimilação de efluentes.** Orientador: Alisson Carraro Borges. Coorientadores: Antonio Teixeira de Matos e Demetrius David da Silva.

O Brasil apresenta situação privilegiada no que tange ao quesito disponibilidade de água. Porém, a variação geográfica e temporal, o comprometimento da qualidade e do crescimento da demanda deste bem, tem acarretado conflitos pelo seu uso. Neste contexto, a Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, também conhecida como “Lei das Águas”, veio introduzir no país, como um instrumento de gestão, a cobrança pelo uso, não apenas quantitativo, como também qualitativo da água. Em âmbito regional, o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (CBH-Doce) já implantou tal instrumento; estando a cobrança pela assimilação de efluentes baseada apenas no cálculo da carga orgânica emitida, quantificada em termos da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Trata-se de um método pouco abrangente no que se diz respeito à variedade e composição dos efluentes, podendo não estar retratando com fidelidade o volume de água comprometido pelas diversas atividades. No presente trabalho objetivou-se propor mecanismos alternativos de cobrança pelo uso dos recursos hídricos no que se refere à assimilação de efluentes, procurando-se a inserção de novos parâmetros, além da DBO, como critério de cálculo; e avaliar o potencial de arrecadação tomando-se como estudo de caso a bacia hidrográfica do rio Doce. Para cumprir tal objetivo, procurou-se selecionar, por meio do levantamento de dados de literatura, os parâmetros característicos de qualidade de água das emissões de esgotos sanitários e demais efluentes para os diferentes segmentos/setores/atividades de usuários predominantes na bacia, que sejam mais representativos da situação do comprometimento da qualidade das águas da bacia para serem aplicados às metodologias alternativas propostas; e, por meio de revisões da experiência de outros sistemas de gestão dos recursos hídricos, nacionais e internacionais, propôs-se mecanismos alternativos de cobrança pelo uso dos recursos hídricos relacionado à assimilação de efluentes. Para analisar o potencial de arrecadação dos mecanismos alternativos para a bacia procedeu-se a simulação sobre o montante a ser arrecadado,

referente ao setor do saneamento; considerando o cenário atual – contribuintes do período de 2011/2012 – além da avaliação de 3 cenários, nos quais foram simulados os efeitos da adoção de diferentes graus de tratamento de esgotos sanitários na bacia. Utilizou-se, para isso, os dados de vazões lançadas, além das vazões tratadas, que auxiliaram na estimativa dos tratamentos existentes atualmente na bacia, da base de dados dos empreendimentos e usuários atualmente em cobrança (atenderam a cobrança em 2011/2012), além dos dados de literatura a respeito das características dos esgotos sanitários e eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse nos esgotos sanitários dos sistemas de tratamento escolhidos. Depois de efetuadas as análises, decidiu-se que os parâmetros a serem aplicados nas propostas alternativas seriam a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais (SST), Nitrogênio Amoniacal ( $N_{\text{amoniaco}}$ ) e Fósforo Total ( $P_{\text{total}}$ ), além de compostos inorgânicos e biorrecalcitrantes, dependendo da tipologia do empreendimento. Foram duas as propostas geradas: o Equivalente Populacional Limitante (EPL), que se baseia no princípio da poluição teoricamente gerada por um habitante; e o Volume Comprometido (VC), que parte do princípio da diluição, ou seja, quantos metros cúbicos de água são necessários para assimilação de determinada carga poluente. Procedendo as simulações, observou-se um aumento do montante arrecadado de 64% para a proposta do EPL e de quase seis vezes para a VC, um valor exorbitante para a realidade do setor usuário. Caso adotados os sistemas de tratamento, verificou-se, nas simulações, um decréscimo de aproximadamente 17% no montante a ser pago considerando que 100% do esgoto fosse tratado em sistema primário convencional e a mesma porcentagem de redução caso 50% do esgoto fosse tratado em sistema de reator UASB seguido de lagoas de polimento. Caso 50% do esgoto fosse tratado em sistema UASB seguido de filtro biológico percolador, esta redução seria menor, próxima de 3%. Conclui-se, então, que os mecanismos alternativos contemplariam, de forma mais ampla, o real problema da qualidade das águas na bacia do Doce, por considerarem outros parâmetros além da DBO. Ambas as propostas apresentaram grande versatilidade, podendo ser postas em prática em qualquer bacia, sendo escolhidos os parâmetros mais relevantes em relação à qualidade local das águas. De maneira geral, a proposta do Equivalente Populacional Limitante foi considerada a de mais fácil aplicação e entendimento.

## ABSTRACT

MOREIRA, Amanda Rodrigues, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2014. **Alternative mechanisms for charging use of water resources in effluents assimilation.** Advisor: Alisson Carraro Borges. Co-Advisors: Antonio Teixeira de Matos and Demetrius David da Silva.

Brazil has a privileged location concerning to water availability, in spite of that, geographical and temporal variability, the endangered quality of this resource and rise of demand have led to conflicts for its use. In this context, Law nº 9.433, January 8<sup>th</sup> 1997, also known as “Law on Water”, introduced charging practices on water use as a quantitative and qualitative management tool. In a regional scale, the Doce river Watershed Committee (CBH- Doce) has already implemented such tool in which the collection method for effluents discharge is based solely on the organic load parameter, quantified in terms of Biochemical Oxygen Demand (BOD). The method is relatively insufficient concerning to the variety and composition of effluents, which might not be treating accurately the actual water volume that is impaired due to a variety of discharges. Therefore, the present study aimed to study and evaluate alternative mechanisms for charging water resources use for effluents assimilation, specifically seeking the introduction of new parameters, in addition to the BOD as calculation criteria; and evaluate the potential for collection taking Doce river watershed as a case study. In order to accomplish such objectives, literature review was developed for selecting parameters that characterize water quality of sewage and other effluents for predominant segment/sectors/activities of main users discharging into the watershed, which would more represent the endangered water quality to apply the proposed alternatives and through revisions of other water resources management systems, nationally and internationally. Proposals to charge for the water resources related to effluents assimilation. In order to analyze the collection potential of these new proposals in the given watershed, a collection simulation of the amount to be charged for the sanitary sector was developed. The current scenario was taken into consideration – users of the years 2011/2012 – in addition to the evaluation of 3 scenarios in which were simulated the effects of the adoption of different degrees of sanitary waste treatment in the washbasin. For that, launched

flow data base, besides treated flow were used, which contributed for estimating current treatments in the watershed. Additionally, data regarding enterprises and users currently in charge (answered the charge in 2011 and 2012), besides literature data regarding to the characteristics of sanitary sewage and major pollutants efficiencies of typical removal of interests in sanitary sewage of system chosen. After analysis were made, it was decided that the parameters which were to be applied in the proposed alternatives would be Biochemical Oxygen Demand (BOD), Chemical Oxygen Demand (COD), Total Suspended Solids (TSS), ammoniacal nitrogen ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) and Total Phosphorus ( $\text{P}_T$ ), besides inorganic compounds and bio recalcitrants according to typology of the enterprise. Two proposals have arisen: the Limiting Population Equivalent (LPE), which is based on the theoretical value of pollution generated by one habitant; and the Impaired Volume (IV), which is based on the dilution principle, in other words, number of cubic meters of water needed to assimilate a given pollutant load. Proceeding with the simulations, there was an increase of 64% in the value collected for the LPE proposal and an increase of almost 6 times for the IV one. In case treatment systems are implemented in the watershed, a decrease of approximately 17% in the total amount to be paid was observed in the simulations. In addition, for 100% sewage treatment simulation through a UASB reactor followed polishing ponds. In case 50% of the sewage was treated in UASB system followed by trickling filters, this reduction would be smaller, approximately 3%. In conclusion, alternative mechanisms would comprehend widely the real issue of water quality of Doce river watershed, once it also accounts other variables than BOD. Both proposals present great versatility that enables them to be applied in any watershed, being chosen most relevant parameters in relation to the water quality of the locality. In general, the Limiting Population Equivalent was considered easier to apply and more comprehensive.

## 1. INTRODUÇÃO

A água, recurso natural renovável pelos processos físicos do ciclo hidrológico, é uma substância essencial para a existência, manutenção e desenvolvimento das atividades vivas, por isso se apresenta como um dos bens mais preciosos e importantes para a humanidade.

Apesar da disponibilidade de água doce no mundo ser bastante reduzida, tem-se observado que as escassas fontes hídricas disponíveis vêm sofrendo a ação degradadora do homem, advinda do crescimento populacional, em conjunto com o acelerado desenvolvimento industrial, agrícola, socio-econômico, associados à falta do aumento simultâneo das redes coletoras e dos sistemas de tratamento de esgotos (Silva, 2006). E as diversas ações – introdução de substâncias poluentes nos cursos de água, assoreamento, desmatamento seguido de impermeabilização ou compactação – acarretadas por esse conjunto de fatores são responsáveis pela contaminação da água, impedindo-a de ser usada para os demais fins e, com isso, dificultando seus usos múltiplos.

No Brasil, um marco histórico da gestão de recursos hídricos é o Código de Águas, instituído pelo Decreto nº 24.643 de 10 de junho de 1934. Contudo, segundo Campos e Studart (2001), até o final do século passado apenas era conhecida a importância da água do ponto de vista quantitativo, enquanto o reconhecimento da qualidade, apesar de sua notória importância, foi lento e gradativo. Somente ao final do século XX, com a promulgação da Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, o conceito de planejamento sustentável dos recursos hídricos passou a preconizar a indissociabilidade dos aspectos quantitativos e qualitativos, reconhecendo o gerenciamento integrado como uma das diretrizes gerais de ação (Ribeiro, 2007).

Além disso, a Lei nº 9.433/1997, também conhecida como “Lei das Águas”, introduziu no Brasil, como um instrumento de gestão, a cobrança pelo uso, não apenas quantitativo, como qualitativo da água, com o objetivo de reconhecê-la como um bem dotado de valor econômico, incentivar o uso consciente com tendência à preservação, além de gerar recursos para reparação e manutenção das condições oferecidas pelos recursos hídricos. De acordo com Silva (2006), devido à grande extensão territorial e as diversas realidades regionais, a cobrança pelo uso da água é

discutida utilizando-se distintas metodologias/formulações, que procuram considerar critérios particulares de cada região ou bacia hidrográfica, sendo geralmente compostas por coeficientes de ponderação, bases de cálculo – vazão de captação, consumo ou diluição e cargas poluidoras – e valores unitários.

Embora o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (CBH-Doce) tenha sido o quarto comitê a implantar a cobrança para a melhoria das condições relativas à quantidade e à qualidade das águas; a metodologia referente à cobrança pela assimilação de efluentes tem como base de cálculo apenas o parâmetro relativo à carga orgânica lançada, quantificado em termos da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), ou seja, trata-se de um método pouco abrangente no que se diz respeito à variedade e composição dos efluentes, podendo não estar retratando com fidelidade o volume de água comprometido pelas diversas atividades.

Pelo exposto, no presente estudo objetivou-se a proposição de mecanismos alternativos de cobrança pelo uso dos recursos hídricos para assimilação de efluentes, com a inserção de parâmetros adicionais, além da DBO; e a avaliação o potencial de arrecadação tomando-se como estudo de caso a bacia hidrográfica do rio Doce; escolhida em virtude de sua grande importância socioeconômica e política, por se tratar de uma bacia com intensa atividade econômica e ocupação populacional.

## **2. OBJETIVOS**

Os objetivos deste estudo foram:

- Propor mecanismos alternativos de cobrança pelo uso dos recursos hídricos para assimilação de efluentes – procurando-se a inserção de novos parâmetros, além da DBO, como critério de cálculo – para uso no âmbito dos comitês das bacias hidrográficas brasileiras; e
- Avaliar o potencial de arrecadação de tais mecanismos, tomando-se como estudo de caso a bacia hidrográfica do rio Doce.

### **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1. A problemática da água**

O Brasil, mesmo sendo um país hidrograficamente privilegiado, em decorrência das dimensões continentais e diversidade geográfica, apresenta situações bem distintas relacionadas à disponibilidade hídrica, sendo afetado por problemas relativos à quantidade, assim como também à qualidade das águas (Santos et al., 2010).

A região Sudeste, em específico, apresenta, de forma geral, abundância de recursos hídricos, porém, com qualidade comprometida devido ao alto grau de desenvolvimento urbano e industrial, com destaque à região que engloba a bacia hidrográfica do rio Doce que apresenta uma forte atividade industrial, especificamente nas áreas de celulose, siderurgia, mecânica pesada, alimentícia, além da extração mineral, e também por apresentar uma elevada população urbana (PIRH-DOCE, 2010).

De acordo com a Agência Nacional de Águas, o principal problema de qualidade das águas, em nível nacional, é o lançamento de esgotos sanitários nos corpos hídricos interiores (ANA, 2005). Segundo dados do Atlas de Saneamento 2011, em 2008, 55% das cidades brasileiras tinham rede de esgoto; mas somente 29% dos municípios brasileiros tinham algum sistema de tratamento de esgoto instalado, sendo que na região sudeste, em média, 48% dos municípios ofereciam tratamento de esgoto (IBGE, 2011). A poluição causada por efluentes industriais e agrícolas, a disposição inapropriada de resíduos sólidos e o manejo inadequado do solo, também contribuem expressivamente para o comprometimento da qualidade da água nas bacias hidrográficas.

O Atlas de Saneamento 2011, considerando os municípios que declararam poluição ou contaminação na captação de água, também indica que junto com resíduos agrotóxicos e destinação inapropriada dos resíduos sólidos urbanos, o não tratamento do esgoto sanitário responde por 72% das incidências de poluição e contaminação das águas de mananciais superficiais, 60% dos poços rasos e 54% dos poços profundos (IBGE, 2011).

A introdução de substâncias poluentes nos corpos de água modifica as características do meio, causa desequilíbrio na cadeia alimentar aquática, alterando a

relação entre produtores e consumidores. Esta alteração pode levar a um quadro de proliferação de algas e organismos produtores de substâncias tóxicas que podem entrar na cadeia alimentar, causando sérios danos ao ser humano, devido ao seu potencial de bioacumulação.

A poluição das águas causa graves problemas de saúde pública, visto que doenças como cólera, disenteria, hepatite, intoxicação alimentar, entre outras são a causa de grande parte das internações hospitalares e, até mesmo, a causa de óbitos. No Brasil, dentre os grupos de doenças, as de transmissão feco-oral são as mais expressivas, correspondendo a mais de 80% do total das internações por doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado (IBGE, 2012).

A emissão de efluentes sem tratamento ou com tratamento insuficiente em um rio prejudica consideravelmente o abastecimento de água potável, sendo que, em alguns casos, a água captada não passa de esgoto diluído nas águas do rio, aumentando expressivamente o custo do tratamento ou fazendo com que se opte pela captação de água de outras fontes como, por exemplo, águas subterrâneas. Ressalta-se que se essas águas residuárias são dispostas de maneira inapropriada no solo podem infiltrar e acabar por poluir os aquíferos, impossibilitando ou dificultando o uso de águas subterrâneas para abastecimento público.

A poluição de corpos hídricos também pode comprometer atividades econômicas, a exemplo da navegação, que se torna inviável com o crescimento de macrófitas, devido ao excesso de nutrientes; a agricultura irrigada, que pode ser prejudicada pela contaminação por micro-organismos e compostos químicos; além de atividades de recreação, apreciação estética, entre outras. Assim, a importância da qualidade da água cresce com a evolução do conhecimento científico e da opinião pública em relação aos riscos ambientais e de saúde associados à presença de contaminantes químicos e biológicos na água, o que é claramente percebido nas ações desenvolvidas para a gestão de uma bacia hidrográfica (Ribeiro, 2007).

A qualidade da água, no que diz respeito ao referido aproveitamento de seus recursos hídricos, apresenta um dos principais aspectos de fragilidade da bacia hidrográfica do rio Doce (PIRH-DOCE, 2010). A ocorrência de contaminações pontuais e difusas na bacia apresenta alguns fatores motivadores tais como o lançamento de esgotos sanitários sem o devido tratamento que causa a contaminação por coliformes termotolerantes; a disposição inapropriada de resíduos sólidos, devido a geração de chorume e carreamento dos mesmos aos corpos hídricos; o lançamento

de efluentes industriais, que emitem cargas orgânicas e contaminantes tóxicos de naturezas distintas; o uso inadequado do solo, que propicia a erosão e o carreamento de sedimentos acarretando em perda de qualidade da água em função da produção de sedimentos e da presença de compostos tóxicos presentes nos pesticidas e demais insumos agrícolas que podem estar presentes no material carreado (PIRH-DOCE, 2010).

Por esse panorama exposto e diversos outros fatores, em 1997 entrou em vigor a Lei nº 9.433/1997, também conhecida como “Lei das Águas”, que introduziu no Brasil, como um instrumento de gestão, a cobrança pelo uso, não apenas quantitativo, mas como também o uso qualitativo da água, com o objetivo de reconhecê-la como um bem dotado de valor econômico, incentivar o uso consciente com tendência à preservação, além de gerar recursos para reparação e manutenção das condições oferecidas pelos recursos hídricos; sendo o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce o quarto comitê a implementar a cobrança para a melhoria das condições relativas à quantidade e à qualidade das águas da Bacia.

### **3.2. A autodepuração**

Quando um usuário lança um efluente contendo compostos orgânicos, imediatamente iniciam-se processos naturais físicos (diluição, sedimentação e reaeração atmosférica), químicos (oxidação) e biológicos (oxidação e decomposição). A estes processos dá-se a denominação de “autodepuração” (Hynes, 1960; von Sperling, 2005).

Segundo von Sperling (2007) a autodepuração está vinculada ao restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, após alterações induzidas pelos despejos afluentes. No entanto, ressalta-se que compostos orgânicos não biodegradáveis e os compostos inorgânicos, incluindo metais pesados, são afetados de maneira inexpressiva pelo processo de autodepuração (Mendes, 2010).

De acordo com von Sperling, (2007): “Deve ser entendido que o conceito de autodepuração apresenta a mesma relatividade que o conceito de poluição. Uma água pode ser considerada depurada, sob um ponto de vista, mesmo que não esteja totalmente purificada em termos higiênicos, apresentando, por exemplo, organismos patogênicos. Dentro de um enfoque prático, deve-se considerar que uma água esteja

depurada quando as suas características não mais sejam conflitantes com a sua utilização prevista em cada trecho do curso d'água.”. Isto quer dizer que o corpo receptor reestabelecerá um novo equilíbrio com condições diferentes das existentes anteriormente ao lançamento.

O conhecimento da capacidade de autodepuração do corpo receptor é de suma importância, visto que é ela quem define o grau do impacto causado pelo lançamento; além disso, o conhecimento e a quantificação do fenômeno de autodepuração também se fazem importante, tendo em vista a utilização da capacidade de assimilação dos rios e impedimento de lançamento de despejos acima do que possa suportar o corpo de água (von Sperling, 2007).

Bárbara (2006) afirma que: “Em uma primeira análise durante o estudo de autodepuração de um rio, o modelo de Streeter e Phelps pode ser uma boa ferramenta. Entretanto, atualmente, modelos muito mais robustos (tais como o SIMCAT, SIMOX, TOMCAT, QUAL2E, QUASAR, MIKE-II, WASP e ISIS, dentre outros), estão sendo utilizados nos estudos de modelagem de qualidade da água.”.

Porém Ribeiro (2007) afirma que: “O emprego de modelos matemáticos, simplificados ou sofisticados, depende do conhecimento dos parâmetros, cujos valores permitem calibrá-los, ou seja, adaptá-los às particularidades locais de transporte e dispersão necessitando, quase sempre, de resultados de campo obtidos experimentalmente.”. Isto é, obtidos os parâmetros necessários à calibração dos modelos, com confiabilidade, estes devem apresentar comportamentos semelhantes.

Segundo Jordão e Pessôa (2011), a capacidade de autodepuração de um rio é função de uma série de fatores que variam de um corpo hídrico para outro, e esta capacidade de autodepuração é que define o quanto de efluente – ou matéria orgânica – poderá ser lançado no corpo receptor. Logo, faz-se necessário que estudos específicos sejam desenvolvidos, visando conhecer a quantidade de efluentes que cada rio é capaz de receber e assimilar sem que suas características naturais sejam prejudicadas. Assim, nota-se grande complexidade na contemplação de tal fenômeno em sistemas de gerenciamento dos recursos hídricos.

### **3.3. Principais parâmetros de qualidade da água**

Jordão e Pessôa (2011) apresentam que: “Parâmetros de qualidade são grandezas que indicam as características da água, ou dos esgotos, ou dos corpos d’água. Assim como as características, os parâmetros são de natureza física, química e biológica.”. Deve-se ter cautela para não confundir “parâmetro” com “padrão” de qualidade de água, posto que o “padrão de qualidade de água” é apenas um valor do “parâmetro de qualidade de água” que não se deve exceder em determinado intervalo de tempo (Jordão e Pessôa, 2011).

Dentre os parâmetros físicos, tem-se a temperatura, sabor e odor, cor, turbidez; os químicos são o potencial hidrogeniônico (pH), alcalinidade, acidez, dureza, cloretos, ferro e manganês, nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido (OD), metais, micropoluentes orgânicos e, por fim, a denominada “matéria orgânica”, relacionada diretamente à Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO); já os parâmetros biológicos são os organismos indicadores, algas e bactérias (von Sperling, 2005).

Alguns destes indicadores de qualidade da água serão discutidos em maiores detalhes a seguir.

#### **3.3.1. Sólidos**

A matéria que permanece como resíduo após evaporação a 103 °C se refere aos sólidos totais (APHA, 1996). Dessa forma, pode-se afirmar que sólidos referem-se à matéria suspensa e dissolvida nas águas, ou seja, com exceção dos gases dissolvidos, todos os contaminantes da água contribuem para a carga de sólidos. Segundo von Sperling (2005) estes sólidos podem ser classificados pelas características físicas, de acordo com o seu tamanho e estado, são eles os sólidos em suspensão, sólidos coloidais e os sólidos dissolvidos; ou químicas, que são os sólidos orgânicos e inorgânicos. O conteúdo de sólidos é um dos parâmetros de referência para padrões de lançamento e para enquadramento de rios.

O conteúdo de sólidos totais (ST), ou “resíduos totais” pode ser definido como o resíduo da secagem de uma amostra à temperatura de 103-105 °C (Matos, 2004); já o conteúdo de sólidos sedimentáveis (SP) – também conhecidos na

literatura como resíduos sedimentáveis (RS) – pode ser definido como a quantidade de material que sedimenta, por ação da força de gravidade, a partir de um litro de amostra em repouso por uma hora em cone de Imhoff. A quantificação de SP é feita utilizando-se um método simples (método do Cone de Imhoff) (Matos, 2004). O conteúdo de resíduos sedimentáveis foi proposto, inicialmente, como um dos parâmetros de cobrança pelo lançamento de efluentes em corpos de água no estado de São Paulo (Santos, 2002).

Outra maneira de se aferir os sólidos presentes numa amostra de água residuária consiste na separação por diâmetro de partícula; dos ST a parte que é filtrável em filtro de 1  $\mu\text{m}$  é denominada “sólidos dissolvidos totais”, já o material retido, é denominado de “sólidos suspensos totais” (SST), também conhecidos na literatura como sólidos em suspensão, sólidos particulados ou, ainda, sólidos não filtráveis. A legislação acerca do lançamento de efluentes em corpos hídricos para o estado de Minas Gerais – COPAM/CERH-MG n° 01, de 5 de maio de 2008 – limita o lançamento a uma concentração média de 100  $\text{mg L}^{-1}$  de SST nos efluentes.

A parte dos ST que não é retida e quantificada como SST é denominada fração dissolvida. Águas com concentrações elevadas de sólidos dissolvidos totais (SDT) podem gerar problemas para uso industrial, prejuízos à saúde, sendo 1000  $\text{mg L}^{-1}$  de SDT o limite máximo estabelecido pela Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde para a potabilidade da água.

### **3.3.2. Matéria orgânica – DBO e DQO**

A matéria orgânica presente nos corpos hídricos pode ser de origem natural – excretas de animais, restos vegetais e microrganismos – ou de origem antropogênica – despejos domésticos, industriais e agroindustriais (von Sperling, 2005). É necessária aos seres heterótrofos – para sua nutrição – e aos autótrofos – sendo fonte nutrientes e gás carbônico. No entanto, em grandes quantidades, podem causar problemas, sendo o principal deles o consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos em seus processos metabólicos (von Sperling, 2005).

O consumo de oxigênio é um dos mais sérios problemas de poluição das águas, uma vez que provoca desequilíbrios ecológicos, podendo causar a extinção de organismos aeróbios e, como consequente, a morte dos demais seres aquáticos. Isto

ocorre, pois, nos processos aeróbios, o oxigênio dissolvido é fundamental para a respiração dos microrganismos aeróbios que realizam a degradação da matéria orgânica (Jordão e Pessôa, 2011).

Geralmente, são utilizados métodos indiretos para a quantificação do teor de matéria orgânica na água, sendo os dois principais, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) (von Sperling, 2005, 2007), ambos baseados na medição do consumo de oxigênio para mineralização da matéria orgânica presente na amostra.

Define-se Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) como sendo a quantidade de oxigênio necessária para que microrganismos aeróbios mineralizem o material orgânico carbonáceo de uma amostra (Matos, 2004). Já a Demanda Química de Oxigênio (DQO) é definida como sendo a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a fração orgânica de uma amostra que seja oxidável pelo permanganato ou dicromato de potássio em solução ácida (Jordão e Pessôa, 2011). Ou seja, na análise de DQO se quantifica a quantidade de oxigênio necessária para oxidar o material orgânico biodegradável e não biodegradável. Assim, pode-se dizer que a DQO, em conjunto com a DBO, proporciona uma caracterização do potencial de biodegradabilidade do material orgânico presente nas águas.

Atualmente, a determinação da DBO em águas superficiais tem sido feita com o intuito de se dar uma ideia do grau de poluição orgânica dos corpos hídricos, posto como um dos parâmetros de maior peso na determinação da qualidade da água, sendo utilizado na determinação da condição de cursos de água, além de ser amplamente aplicado nos atuais sistemas de cobrança pela assimilação de efluentes em corpos hídricos.

### **3.3.3. Nutrientes: nitrogênio e fósforo**

É sabido que para o bom balanço ecológico aquático necessita-se de substâncias dissolvidas na água. Essas substâncias são nutrientes que alimentam a base da cadeia alimentar aquática (Matos, 2011). Porém o excesso desses nutrientes, com destaque ao nitrogênio e fósforo, podem causar graves prejuízos ao corpo hídrico como a eutrofização e, como consequência, a preocupante proliferação de cianobactérias (Matos, 2011).

O processo de eutrofização pode ser considerado como o aumento gradual na concentração de nutrientes, que leva a um enriquecimento progressivo de organismos vivos e matéria orgânica em corpos e cursos de água (Smith, 2003, citado por ANA, 2012).

Este processo pode ocorrer naturalmente como consequência da lixiviação, devido à fortes chuvas, de sedimentos vegetais acumulados numa bacia de drenagem, ou pela ação do homem, por meio da descarga de efluentes urbanos, industriais e agroindustriais. Para Toledo et al. (1983), citado por ANA (2012), a eutrofização artificial consiste no enriquecimento antrópico do meio aquático por nutrientes, em níveis que podem interferir nos usos desejáveis da água.

O nitrogênio (N) é um elemento indispensável para o crescimento de microrganismos responsáveis pela degradação do material orgânico dissolvido na água, quando em elevadas concentrações, pode acarretar o crescimento exagerado de microrganismos, causando desequilíbrio no *habitat* aquático (Matos, 2011). Alguns seres, como as cianobactérias, produzem substâncias tóxicas – as hepatoxinas e neurotoxinas – além de produzirem metabólitos que causam gosto e odor (ANA, 2012), sendo um agravante, a proliferação de tais seres, quando se trata de mananciais de captação para abastecimento humano e animal.

Matos (2004) aponta que: “Na biosfera, o nitrogênio pode alternar formas e estados de oxidação, resultado de diversos processos bioquímicos interconvertíveis. O nitrogênio pode assumir as formas de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), amônia livre ( $\text{NH}_3$ ) e íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), além da forma nitrogênio orgânico e molecular (gás  $\text{N}_2$ ).”. Sua origem natural é de constituintes de proteínas e vários outros compostos biológicos e na composição celular de microrganismos; e sua origem antropogênica em despejos domésticos, industriais e agroindustriais, excrementos de animais e fertilizantes nitrogenados (von Sperling, 2005, 2007).

Uma das maiores fontes de íons naturais das águas são os nitratos. Porém a presença excessiva deste íon está relacionada a doenças como a metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul); além de a possível formação de nitrosaminas carcinogênicas (Di Bernardo e Dantas, 2005). Já o nitrogênio na forma de amônia livre é diretamente tóxico aos peixes (von Sperling, 2005).

A determinação das diversas formas de nitrogênio pode ser feita por métodos analíticos – método Kjeldahl – ou por espectrofotometria (Jordão e Pessôa, 2011).

O fósforo (P), juntamente com o nitrogênio, é o nutriente limitante ao crescimento de cianobactérias, e em excesso pode causar graves problemas (Matos, 2011). Nos esgotos, apresenta-se nas formas de ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico (Jordão e Pessôa, 2011). Os ortofosfatos são a forma mais simples de fósforo e encontram-se diretamente disponíveis para o metabolismo biológico, sem necessidade de conversões (von Sperling, 2005); sendo que as formas nas quais os ortofosfatos são encontrados na água ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{H}_3\text{PO}_4$ ) dependem do pH, sendo o  $\text{HPO}_4^{2-}$  a forma mais comum na faixa usual de pH (von Sperling, 2005). Os polifosfatos são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo (von Sperling, 2005).

A origem natural deste elemento está na dissolução de compostos do solo; decomposição da matéria orgânica advinda de restos animais e vegetais, excretas animais; e na composição celular de microrganismos. Já sua origem antropogênica está em despejos domésticos, industriais e agroindustriais; detergentes; excrementos de animais em confinamento e fertilizantes fosfatados (von Sperling, 2005, 2007).

Assim como o nitrogênio, a determinação das diversas formas de fósforo pode ser feita por métodos analíticos ou por espectrofotometria (Jordão e Pessôa, 2011).

### 3.3.4. Outros parâmetros

A água pode ser veículo de propagação de diversas doenças humanas causadas por vírus, bactérias e protozoários, como, por exemplo, a febre tifoide, cólera, candidíase, giardíase, amebíase, hepatite A e disenteria. Por isso faz-se necessário o diagnóstico dos agentes patogênicos em água para consumo humano. Porém estes se encontram em baixas concentrações, o que torna difícil a identificação; entretanto, este empecilho pode ser superado com o estudo dos denominados “indicadores de contaminação fecal” (Matos, 2004).

A bactéria termotolerante *Escherichia coli*, é uma das utilizadas como indicador de poluição fecal – além de outros organismos aceitos como bons indicadores, como os coliformes totais (CT), estreptococos fecais (EsF) e enterococos fecais (EnF). No entanto, ressalta-se que a *E. coli* é reconhecida como a única espécie coliforme que se desenvolve apenas na flora intestinal de animais de sangue quente; além de ser facilmente distinta de outros membros do grupo de coliformes fecais (Jordão e Pessôa, 2011).

De acordo com Matos (2004): “Os coliformes totais e fecais podem ser quantificados pela ‘Técnica do Número Mais Provável – NPM’, com fermentação ‘em tubos múltiplos’, pela ‘Técnica de Filtragem em Membrana’ ou por meio de métodos mais modernos como os que se utilizam procedimentos enzimáticos.”

A água pode ser contaminada, também, por micropoluentes inorgânicos que, em grande parte, são tóxicos, com destaque aos metais pesados que podem ser solubilizados em água – arsênio, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio e prata – sendo estes componentes advindos de despejos industriais e agroindustriais, atividade mineradora, atividade de garimpo e agricultura (von Sperling, 2005, 2007).

Muitos destes metais, em baixas concentrações, são nutrientes essenciais para o crescimento de seres vivos (von Sperling, 2005, 2007). Porém, estes compostos apresentam problemas de toxidez, além de vários destes metais, quando absorvidos por organismos se concentram na cadeia alimentar (Jordão e Pessôa, 2011), resultando em grande perigo para organismos situados em níveis superiores, devido à sua bioacumulação.

Segundo von Sperling (2005): “Alguns compostos orgânicos são resistentes à degradação biológica, não integrando os ciclos biogeoquímicos, e acumulando-se em determinado ponto do ciclo (interrompido). Entre estes, destacam-se os defensivos

agrícolas, alguns tipos de detergentes (ABS, com estrutura molecular fechada) e um grande número de produtos químicos. Uma grande parte destes compostos, mesmo em reduzidas concentrações, está associada a problemas de toxicidade.”. Dessa forma, faz-se necessário o monitoramento de tais compostos nas águas de mananciais, principalmente os de captação para atender a demanda humana e animal.

### **3.4. Sistemas de gestão de recursos hídricos no âmbito de assimilação de efluentes**

#### **3.4.1. A experiência europeia**

Para se ter um panorama internacional de como a prática da cobrança pelo uso dos recursos hídricos – em termos da assimilação de efluentes – ocorre, uma análise das experiências de três importantes países europeus – França, Alemanha e Holanda – é apresentada.

##### **a) França**

A política de gestão de recursos hídricos francesa é bastante conhecida, sendo modelo inspirador do sistema de gestão em todo o mundo, inclusive no Brasil, por ter sido um dos países precursores na aplicação da cobrança pelo uso da água combinada com uma gestão participativa e integrada por bacia hidrográfica (Silva, 2006).

A cobrança pelo uso da água é aplicada em todo o país, sendo de dois tipos basicamente, a cobrança pelo uso da água, que consiste na relação do volume captado sobre o volume consumido das águas superficiais e subterrâneas; e cobrança pela poluição, que se trata da diluição de efluentes, incidindo sobre a carga poluente lançada nos corpos hídricos.

A padronização das estimativas de uso a nível nacional é feita por leis e decretos governamentais que determinam coeficientes/parâmetros de uso que, para poluição doméstica é feita a estimativa utilizando-se o Equivalente Habitante, por meio dos coeficientes de poluição potencial *per capita*, e da população aglomerada permanente e sazonal aglomerada; para a poluição industrial faz-se adotando

coeficientes específicos de poluição potencial (ex.: kg de DBO/rês abatida) definidos para cerca de 400 diferentes tipologias industriais e das “unidades características” (ex.: rês abatida) de produção industrial. Há também o que se denomina “Primes” ou compensação por redução da poluição potencial, os quais são calculados em função de fatores de redução que expressam a eficiência dos sistemas de tratamento utilizados, a mesma metodologia é aplicada para o setor doméstico e industrial (Ramos, 2007).

O cálculo da cobrança é feito com base no volume usado, a cobrança unitária e alguns coeficientes multiplicadores e redutores. Os coeficientes mais importantes e generalizados são o coeficiente de zona – cada bacia é dividida em três zonas de acordo com a escassez do recurso e os coeficientes variam em função da zona e também em função do fator de poluição – o coeficiente de uso – é um fator de majoração que afeta o setor usuário – o coeficiente de coleta – este coeficiente tem como finalidade arrecadar fundos para ampliação e manutenção das redes de coleta – e o coeficiente de aglomeração – fixado em lei, é função da população aglomerada (Santos, 2002).

Na Equação 1 – descrita por Santos (2002) – está apresentada a forma como a cobrança é calculada:

$$\text{Cobrança} = \text{Uso} \times \text{Cobrança unitária} \times \text{Multiplicadores (ou + somatórios)} \quad (\text{Equação 1})$$

Santos (2002) explica que: “A França não adota exatamente um fator de convertibilidade entre diferentes poluentes, mas sim estipula a carga poluente diária de um habitante e para algumas classes de poluentes estabelece parâmetros ‘agregados’ (MO, METOX) baseados em equivalência entre parâmetros ‘simples’ (DBO, DQO, metais)”. Dessa forma, os coeficientes adotados no método francês são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Coeficientes específicos de poluição doméstica *per capita*

Parâmetros de Poluição	Símbolo	Carga <i>per capita</i> diária
Matéria em suspensão	MES	90 g
Matérias oxidáveis	MO	57 g
Nitrogênio reduzido (orgânico e amoniacal)	NR	15 g
Fósforo total	P	4 g
Matérias inibidoras	MI	0,2 g
Compostos organo-halógenos	AOX	0,05 g
Metais e metaloides	METOX	0,23 g de metox

Adaptado de Santos (2002).

Os parâmetros “matérias oxidáveis” (MO) e “metais e metaloides” (METOX) são dados pelas equações 2 e 3, respectivamente – apresentadas por Santos (2002):

$$MO = \frac{DBO + 2 DQO}{3} \quad (\text{Equação 2})$$

$$1 \text{ g de METOX} = \begin{cases} 1 \text{ g de Cr ou Zn} \\ 0,2 \text{ g de Cu ou Ni} \\ 0,1 \text{ g de As ou Pb} \\ 0,2 \text{ g de Cd ou Hg} \end{cases} \quad (\text{Equação 3})$$

Como se pode notar, o indicador de toxicidade, METOX, é a unidade francesa de cobrança pelos metais; e a carga desta unidade é calculada pela conversão da carga dos poluentes – metais – atribuindo diferentes pesos a cada metal (Santos, 2002).

Na Tabela 2 estão apresentados os valores de cobrança por poluente aplicados pelas agências francesas. Estes valores básicos são muito afetados pelos coeficientes multiplicadores adotados em cada agência e não devem ser tomados diretamente para fins de comparação (Ramos, 2007).

Tabela 2 – Cobrança por poluição pelas Agências de Água na França (1997)

Parâmetro	Bacia					
	Adour-Garonne	Artois-Picardie	Loire-bretagne	Rhin-Meuse	Rhone-Mediterranee-Corse	Seine-Normandie
MES (US\$ kg <sup>-1</sup> )	0,070	0,064	0,040	0,055	0,048	0,063
MO (US\$ kg <sup>-1</sup> )	0,128	0,134	0,078	0,111	0,145	0,148
NR (US\$ kg <sup>-1</sup> )	0,127	0,086	0,119	0,076	0,073	0,156
P (US\$ kg <sup>-1</sup> )	0,170	0,356	0,452	0,115	0,181	0,134
MI (US\$ kg <sup>-1</sup> )	2,420	2,470	3,484	1,798	2,597	3,577
AOX (US\$ kg <sup>-1</sup> )	0,300	0,540		1,146	0,404	0,964
METOX (US\$ kg <sup>-1</sup> )	0,249	0,772	0,00	0,306	0,404	0,964

Adaptado de Ramos (2007).

## **b) Alemanha**

A cobrança pelo uso da água neste país contempla como parâmetros a captação de águas superficiais e subterrâneas; a poluição, instituída pela Lei da Taxa de Esgotos; a política de recuperação integral de custos nas tarifas de água e esgoto; e por tratamento de água de chuva.

Na Alemanha mesmo existindo cobrança pela assimilação de efluentes, não se pode emitir cargas poluentes acima dos padrões determinados em lei, o que equivale a dizer que os instrumentos econômicos são subordinados aos padrões ambientais (Ramos, 2007), o que também ocorre no Brasil. Contudo, Santos (2002) explica que: “A cobrança pela poluição residual parte do princípio que, mesmo em quantidades reduzidas, as emissões causam deseconomias aos demais usuários e precisam ser ressarcidas.”; isto é, por mais que as exigências legais para o lançamento de efluentes sejam atendidas, o poluidor deverá pagar pela carga que será lançada.

Este princípio do poluidor-pagador é aplicado através da “taxa de esgotos”, regulada por lei federal em vigor desde 1976, em que todos que lançam águas residuais, tratadas ou não, nos corpos hídricos pagam essa taxa, que é fixada em função da carga tóxica do efluente expressa em equivalente-habitante, e independe, portanto, da qualidade ambiental do corpo hídrico receptor (Santos, 2002). Uma emenda a essa lei, importante de ser citada, feita em 1990, foi a inclusão da cobrança por emissão de nutrientes, com o objetivo de reforçar as políticas de controle da eutrofização no Mar do Norte e Báltico (Santos, 2002).

A cobrança foi introduzida de forma gradual, crescente ano a ano, de forma a evitar grande impacto sobre os custos de vida da população em geral, de produção, das indústrias e agroindústrias (Ramos, 2007).

Estão isentos do pagamento da taxa os usuários que emitem efluentes com concentração e carga anual abaixo de limites mínimos pré-estabelecidos (Ramos, 2007). A lei também prevê uma redução significativa da taxa para aqueles que estão implantando ou aperfeiçoando sistemas de tratamento.

Santos (2002) expõe que: “A Lei da Taxa de Efluentes da Alemanha introduziu, como base para a cobrança por emissão de poluentes, um parâmetro equivalente de poluição denominado ‘unidade de toxicidade’.”. Dessa forma, é apresentada na Tabela 3 a carga poluente equivalente a uma “unidade de toxicidade”.

Santos (2002) continua: “Teoricamente a cada carga equivalente definida por poluente corresponde o mesmo efeito tóxico no corpo hídrico, ou seja, 50 kg de DBO, 3 kg de fósforo, 500 gr de cromo, etc. diluídos no mesmo volume de água apresentam o mesmo efeito tóxico.”.

Tabela 3 – Unidades de toxicidade segundo diferentes parâmetros

<b>Poluente</b>	<b>Unidade de Toxicidade</b>
<b>DBO</b>	50 kg
<b>Fósforo</b>	3 kg
<b>Nitrogênio</b>	25 kg
<b>Compostos Orgânicos Halogenados (AOX)</b>	2 kg de halógenos, com cloro orgânico
<b>Hg</b>	20 g
<b>Cd</b>	100 g
<b>Cr</b>	500 g
<b>Ni</b>	500 g
<b>Pb</b>	500 g
<b>Cu</b>	1000 g

Adaptado de Santos (2002).

### **c) Holanda**

Na Holanda a cobrança pelo dos recursos hídricos incide sobre a poluição relativa ao lançamento de efluentes e sobre a captação aplicada apenas para as águas subterrâneas, visto que se observa uma extrema e homogênea abundância de águas superficiais devido à posição geográfica do país, em que todo o território se estende por pequena faixa de terras junto mar (Silva, 2006). Assim, a preocupação se concentra em reduzir a poluição hídrica e garantir o equilíbrio dos lençóis subterrâneos.

A Lei das Águas Superficiais institui a cobrança por poluição, que é feita com base na carga orgânica e de metais pesados, medida em termos de equivalentes-habitante (Santos, 2002). Cada equivalente-habitante representa a demanda de oxigênio bruta média diária derivada da poluição produzida por cada indivíduo (Hötte et al.,1995). Além disso, a carga de metais também é convertida em equivalente-habitante.

As indústrias que emitem até 1.000 EHs são taxadas em função das cargas poluentes estimadas com base em seus processos industriais, número de empregados, consumo de água ou de matérias primas, sendo denominadas “indústrias tabeladas”

(Santos, 2002). Este procedimento é tomado para evitar incorrer em altos custos de monitoramento de efluentes. Assim, uma “indústria tabelada” que não concorde com os valores estipulados terá a opção de arcar com os custos de medição, passando a ser cobrada pela carga poluente medida (Santos, 2002).

Como exposto anteriormente, a Holanda adota uma unidade de poluição equivalente para efeito de cobrança, o equivalente-habitante. O consumo de oxigênio, estipulado em  $136 \text{ g.dia}^{-1}$ , é definido em função da carga de DQO e de nitrogênio emitida por um indivíduo, considerando-se a relação na Equação 4 (Santos, 2002):

$$\begin{aligned} 1 \text{ EH} &= \text{DQO (g hab}^{-1} \text{ d}^{-1}) + 4,57 \times \text{N (g hab}^{-1} \text{ d}^{-1}) \\ &= 136 \text{ g hab}^{-1} \text{ d}^{-1} \end{aligned} \quad \text{(Equação 4)}$$

Assim, a carga orgânica expressa em DQO e a carga de nitrogênio das diferentes fontes podem ser convertidas em equivalente-habitantes, conforme apresentado na Equação 5 (Hötte et al.,1995):

$$\text{Pol} = \frac{Q}{136} \times (\text{DQO} + 4,57 \text{ NTK}) \quad \text{(Equação 5)}$$

Em que,

Pol = Carga poluente em equivalente-habitante (EH);

Q = Vazão ( $\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$ );

DQO = Demanda Química de Oxigênio ( $\text{mg L}^{-1}$ ); e

NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl ( $\text{N}_{\text{org}} + \text{NH}_4^+ - \text{N}$ ) ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

Já a carga de metais é convertida em equivalente habitantes a partir das relações de equivalência que seguem na Equação 6 (Santos, 2002):

$$1 \text{ EH} = \begin{cases} 100 \text{ g de Cd, Hg, As} \\ \text{ou} \\ 1 \text{ kg de Cu, Ni, Zn, Pb} \end{cases} \quad \text{(Equação 6)}$$

### **3.4.2. Os exemplos brasileiros**

Neste tópico será discutida a experiência de alguns estados e bacias hidrográficas brasileiras que tem proposto sistemas de cobrança pelo uso da água, sendo eles os comitês das seguintes bacias hidrográficas: rio Paraíba do Sul e das bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ) as políticas do estado do Ceará e do estado de São Paulo.

#### **a) Bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul**

A cobrança na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul foi aprovada pela Deliberação CEIVAP n° 08, de 6 de dezembro de 2001, pelo Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP). Esta foi elaborada na busca de atender a três objetivos principais, sendo eles a consolidação de um processo de gestão da bacia do rio Paraíba do Sul com o início da cobrança pelo uso dos recursos hídricos; possibilitar a implantação de ações de gestão e recuperação ambiental hierarquizadas pelo CEIVAP e assegurar a compensação financeira da bacia para o Programa Nacional de Despoluição de Bacias Hidrográficas (PRODES), concebido pela ANA.

Inicialmente a proposta foi aprovada para os usuários do setor industrial e doméstico (saneamento). Posteriormente a cobrança para os demais usuários – agropecuário (irrigação e pecuária), geração de energia elétrica e a atividade de aquicultura – foram estabelecidas na Deliberação CEIVAP n° 15/2002 em complemento aos então aplicados ao setor de abastecimento de água e esgotamento sanitário e ao setor industrial, previstos pela Deliberação CEIVAP n° 08/01.

A fórmula inicialmente utilizada pela CEIVAP, determinada pela Deliberação CEIVAP n° 08/01, era composta por três parcelas: a cobrança pelo volume de água captada no manancial; a cobrança pelo consumo (volume que não retorna ao corpo hídrico); e a cobrança pelo despejo do efluente no corpo receptor. Esta última parcela era expressa em termos do coeficiente de consumo para a atividade, ou seja, a relação entre o volume consumido e o volume captado; do percentual do volume de efluentes tratados em relação ao volume total de efluentes produzidos e do nível de eficiência de redução de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) na Estação de

Tratamento de Efluentes. A Equação 7 representa como era feito o cálculo para a cobrança por poluição:

$$C_{\text{poluição}} = Q_{\text{cap}} \times [(1-K_1) \times (1-K_2 K_3) \times \text{PPU}] \quad (\text{Equação 7})$$

Em que,

$Q_{\text{cap}}$  – Volume de água captada durante um mês ( $\text{m}^3 \text{mês}^{-1}$ );

$K_1$  – coeficiente de consumo para a atividade em questão (ou o índice correspondente à parte do volume captado que não retorna ao manancial);

$K_2$  – percentual do volume de efluentes tratados em relação ao volume total de efluentes produzidos (ou o índice de cobertura de tratamento de efluentes doméstico ou industrial);

$K_3$  – nível de eficiência de redução de DBO na Estação de Tratamento de Efluentes; e

PPU – Preço Público Unitário correspondente à cobrança pela captação, pelo consumo e pela diluição de efluentes, para cada  $\text{m}^3$  de água captada, que foi definido pelo CEIVAP na ocasião como R\$ 0,02  $\text{m}^{-3}$ .

Em 2006, o CEIVAP aprovou novos mecanismos e valores de cobrança, por meio da Deliberação nº 65/2006, de 28 de setembro de 2006, que entraram em vigor a partir de 01 de janeiro de 2007. O cálculo da cobrança pelo lançamento de carga orgânica é feito de acordo com as equações 8 e 9. Já os valores de cobrança, estão apresentados na Tabela 4 a seguir.

$$\text{Valor}_{\text{DBO}} = \text{CO}_{\text{DBO}} \times \text{PPU}_{\text{DBO}} \quad (\text{Equação 8})$$

$$\text{CO}_{\text{DBO}} = C_{\text{DBO}} \times Q_{\text{lanç.Fed.}} \quad (\text{Equação 9})$$

Em que,

$\text{Valor}_{\text{DBO}}$  = pagamento anual pelo lançamento de carga orgânica ( $\text{R\$ ano}^{-1}$ );

$\text{CO}_{\text{DBO}}$  = carga anual de DBO efetivamente lançada ( $\text{kg ano}^{-1}$ );

$\text{PPU}_{\text{DBO}}$  = Preço Público Unitário para diluição de carga orgânica ( $\text{R\$ m}^{-3}$ );

$C_{\text{DBO}}$  = Concentração média anual de DBO lançada ( $\text{kg m}^{-3}$ ); e

$Q_{\text{lançFed}}$  = Volume anual de água lançado ( $\text{m}^3 \text{ ano}^{-1}$ ).

Tabela 4 – Valores de cobrança para a bacia do rio Paraíba do Sul

<b>Tipo de uso</b>	<b>Unidade</b>	<b>Valor (R\$)</b>
<b>Captação de água bruta</b>	R\$ $\text{m}^{-3}$	0,01
<b>Consumo de água bruta</b>	R\$ $\text{m}^{-3}$	0,02
<b>Lançamento de carga orgânica - DBO</b>	R\$ $\text{kg}^{-1}$	0,07

Adaptado de CEIVAP (2006).

## b) Bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ)

A Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ n° 025/05, de 21 de outubro de 2005, estabelece mecanismos para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos nos corpos de água de domínio da União existentes nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, e sugere os valores para a mesma.

A cobrança foi iniciada em 2006, incidindo sobre águas superficiais, e nela são cobrados os usos pela captação; consumo; irrigação; captação e consumo dos usuários do setor rural; lançamento de cargas orgânicas em termos de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio); geração de energia elétrica por meio de pequenas centrais hidroelétricas (PCHs); e o volume de água captado e transportado das bacias PCJ para outras bacias.

A cobrança pelo lançamento de carga orgânica é realizada considerando-se carga anual de DBO efetivamente lançada e o coeficiente que leva em conta a classe de enquadramento do corpo de água receptor, da maneira como está apresentado nas Equações 10 e 11.

$$\text{Valor}_{\text{DBO}} = \text{CO}_{\text{DBO}} \times \text{PUB}_{\text{DBO}} \times K_{\text{lanç. classe}} \quad (\text{Equação 10})$$

$$\text{CO}_{\text{DBO}} = C_{\text{DBO}} \times Q_{\text{lanç Fed}} \quad (\text{Equação 11})$$

Em que,

$\text{Valor}_{\text{DBO}}$  = pagamento anual pelo lançamento de carga de DBO;

$\text{CO}_{\text{DBO}}$  = carga anual de DBO efetivamente lançada (kg);

$\text{PUB}_{\text{DBO}}$  = Preço Unitário Básico da carga de DBO lançada;

$K_{\text{lanç classe}}$  = coeficiente que leva em conta a classe de enquadramento do corpo de água receptor;

$C_{\text{DBO}}$  = Concentração média anual de DBO lançada ( $\text{kg m}^{-3}$ ); e

$Q_{\text{lançFed}}$  = Volume anual de água lançado ( $\text{m}^3$ ).

Na Tabela 5 estão apresentados os preços unitários básicos (PUB's) aprovados pelo CEIVAP para cobrança.

Tabela 5 – Preços unitários básicos para cobrança no PCJ

<b>Tipo Uso</b>	<b>Unidade</b>	<b>Valor</b>
<b>Captação de água bruta</b>	R\$ $\text{m}^{-3}$	0,01
<b>Consumo de água bruta</b>	R\$ $\text{m}^{-3}$	0,02
<b>Lançamento de carga orgânica – DBO</b>	R\$ $\text{kg}^{-1}$	0,10
<b>Transposição de bacia</b>	R\$ $\text{m}^{-3}$	0,015

Adaptado de CBH-PCJ (2005).

### c) Estado do Ceará

O estado do Ceará foi o estado brasileiro pioneiro na implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos por meio da criação da Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH), que é uma entidade pública estatal de gestão dos recursos hídricos.

A Lei Estadual nº 11.996 de 24 de julho de 1992, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, estabelece que a cobrança pela diluição, transporte e a assimilação de efluentes do sistema de esgotos e outros efluentes de qualquer natureza irá considerar a classe de uso em que for enquadrado o corpo de água receptor; o grau de regularização estabelecido por obras hidráulicas; a carga lançada, assim como seu regime de variação, ponderando-se os parâmetros orgânicos e físico-químicos dos efluentes, dentre outros; e a natureza da atividade.

Porém, Viana (2011) expõe: “No meio técnico afirma-se que os corpos hídricos do Ceará não têm capacidade de assimilação de efluentes domésticos e que por isso não deveria ser lançada carga poluente nesses corpos. No entanto, as cargas poluidoras vêm sendo lançadas sem que os custos sociais sejam internalizados de forma explícita. Os custos sociais têm sido internalizados de forma implícita, uma vez que os responsáveis pelo esgotamento sanitário municipal que lançam cargas

poluentes sem o tratamento adequado são as próprias concessionárias, que irão captar a água poluída, aumentando seus custos com o tratamento para a distribuição.”.

Da forma como a cobrança está estabelecida, entende-se que o objetivo inicial é fornecer recursos para a gestão e para a operação e manutenção do conjunto de estruturas hidráulicas que garantem a disponibilidade hídrica no estado.

#### **d) Estado de São Paulo**

O sistema de cobrança proposto para o estado de São Paulo baseia-se na experiência francesa, e considera como fatores de cobrança a captação; o consumo; e consideraria a carga poluente remanescente de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), resíduo sedimentável (RS) e carga inorgânica (CI) que corresponde a metais, cianetos e fluoretos; porém, se tem notado que apenas o parâmetro DBO vem sendo aplicado. Além disso, a metodologia proposta define os “Preços Unitários Básicos” (PUB) para cada fator de cobrança de forma uniforme para todas as bacias hidrográficas do estado de São Paulo.

Assim, como determinado no Decreto nº 50.667, de 30 de março de 2006, o valor médio da carga de cada parâmetro citado, medidos em kg, presente no efluente final lançado é calculado conforme a Equação 12:

$$Q_{\text{parâmetro}} = C_{\text{parâmetro}} \times V_{\text{efluente}} \quad (\text{Equação 12})$$

Em que,

$Q_{\text{parâmetro}}$  = Valor médio da carga de determinado parâmetro (kg);

$C_{\text{parâmetro}}$  = Concentração média do parâmetro ( $\text{kg unit}^{-1}$ ); e

$V_{\text{efluente}}$  = Volume de efluentes líquidos lançados (unid.).

O valor então obtido é multiplicado ao preço unitário final (“PUF”) que é calculado pela multiplicação do “PUB” por coeficientes ponderadores que, para diluição, transporte e assimilação de efluentes, levam em consideração: a classe de uso preponderante do corpo de água receptor; o grau de regularização assegurado por obras hidráulicas; a carga lançada e seu regime de variação; a natureza da atividade;

a sazonalidade; a vulnerabilidade dos aquíferos; as características físico-químicas e biológicas do corpo receptor no local do lançamento; a localização do usuário na bacia; e as práticas de conservação e manejo do solo e da água.

Assim, o valor final a ser cobrado para as cargas lançadas nos corpos de água resultará da soma das parcelas referentes a cada parâmetro, respeitado o máximo de 3 vezes o valor a ser cobrado por captação, extração, derivação e consumo, não podendo emitir cargas poluentes acima dos padrões determinados em legislação ambiental vigente.

Os PUB's, para cada bacia hidrográfica, são propostos pelos próprios comitês de bacia correspondentes, conforme suas especificidades. Na Tabela 6 estão apresentados alguns valores de "PUB" que foram propostos para cada parâmetro.

Tabela 6 – Preços unitários básicos e máximos

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>PUB (Preço Unitário Básico) (R\$)</b>	<b>Preço Unitário Máximo (R\$)</b>
<b>DBO</b>	kg	0,10	1,00
<b>DQO</b>	kg	0,05	0,50
<b>RS</b>	L	0,01	0,10
<b>CI</b>	kg	1,00	10,00

Adaptado de Santos (2002).

Atualmente aplica-se o sistema adotado pelo comitê de bacia responsável por cada área de drenagem no estado.

### 3.5. O atual sistema na bacia hidrográfica do rio Doce

A Lei nº 9.433/1997 instituiu a Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH) e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SNGRH), sendo um marco que exprime significativa mudança nos valores referentes aos usos múltiplos da água, às prioridades desses usos, ao seu valor econômico, à sua finitude e à participação popular na sua gestão (Freitas, 2000).

De acordo com a Lei 9.433/1997, a PNRH tem a cobrança pelo uso da água como um de seus instrumentos, cujo objetivo é reconhecer a água como bem dotado de valor econômico, incentivar o uso racional e gerar recursos financeiros para investimentos na recuperação e preservação dos recursos hídricos. Sendo esta cobrança um preço público, não um imposto, fixado a partir de um pacto entre os usuários, a sociedade civil e o poder público na esfera do respectivo Comitê de Bacia.

O Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce foi o quarto comitê a implementar a cobrança pelo uso dos recursos hídricos para a melhoria das condições relativas à quantidade e à qualidade das águas da Bacia; estabeleceu os mecanismos e sugeriu os valores de cobrança por meio da Deliberação CBH-DOCE nº 26, de 31 de março de 2011, sendo a proposta aprovada pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH – por meio da Resolução CNRH nº 123, de 29 de junho de 2011.

Atualmente, a cobrança pelo lançamento de efluentes em corpo hídrico da Bacia Hidrográfica do Rio Doce, estabelecido pela Deliberação CBH-DOCE nº 26, de 31 de março de 2011, é feita de acordo com a Equação 13:

$$\text{Valor}_{\text{lanç}} = \text{CO}_{\text{DBO}} \times \text{PPU}_{\text{lanç}} \quad (\text{Equação 13})$$

Em que,

$\text{Valor}_{\text{lanç}}$  = valor anual de cobrança pelo lançamento de carga orgânica (R\$ ano<sup>-1</sup>);

$\text{CO}_{\text{DBO}}$  = carga anual de DBO lançada (kg ano<sup>-1</sup>); e

$\text{PPU}_{\text{lanç}}$  = Preço Público Unitário para lançamento de carga orgânica medida como DBO (R\$ kg<sup>-1</sup>).

E, para o cálculo da carga anual de DBO lançada, considera-se a concentração média de DBO anual lançada, em  $\text{kg m}^{-3}$  ( $C_{\text{DBO}}$ ) e o volume anual de efluente lançado, em  $\text{m}^3 \text{ano}^{-1}$ , da forma como está apresentado na Equação 14:

$$CO_{\text{DBO}} = C_{\text{DBO}} \times Q_{\text{lanç}} \quad (\text{Equação 14})$$

Assim, pode-se dizer que a cobrança pela assimilação de efluentes na bacia é baseada apenas na carga orgânica anual lançada, quantificada em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

Os preços unitários propostos para o alcance de metas de desembolso dos recursos financeiros aprovadas no contrato de gestão celebrado entre a ANA e o IBio e aprovado pelo CBH-Doce estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Preços Públicos Unitários propostos para a bacia do rio Doce

<b>Tipo de Uso</b>	<b>Unidade</b>	<b>2011/2012</b>	<b>2013</b>	<b>2014</b>	<b>2015</b>
<b>Captação</b>	R\$ $\text{m}^{-3}$	0,018	0,021	0,024	0,030
<b>Transposição</b>	R\$ $\text{m}^{-3}$	0,022	0,027	0,031	0,040
<b>Lançamento de Carga Orgânica (DBO)</b>	R\$ $\text{kg}^{-1}$	0,100	0,120	0,150	0,160

Adaptado de CBH-DOCE (2011).

## **4. DESENVOLVIMENTO TEÓRICO**

### **4.1. Elaboração das propostas**

Para a elaboração das propostas alternativas para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos para assimilação de efluentes na bacia do rio Doce foram utilizados dados sobre a qualidade das águas da bacia em estudo, além de informações a respeito de outros sistemas de gerenciamento de recursos hídricos no âmbito nacional e internacional.

As informações pesquisadas e utilizadas sobre a qualidade das águas da bacia foram obtidas no Plano Integrado de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce (PIRH-DOCE, 2010), além do relatório técnico sobre ocorrência de cianobactérias na bacia hidrográfica do rio Doce (ANA, 2012) e, também, relatórios trimestrais do “Projeto Águas de Minas”, do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), que monitora a qualidade das águas superficiais e subterrâneas de Minas Gerais desde 1997, gerando dados indispensáveis ao gerenciamento correto dos recursos hídricos.

Assim, foi realizada uma revisão dos parâmetros de qualidade de água, a fim de se identificar aqueles em desconformidade com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 para as classes nas quais os corpos hídricos da bacia do rio Doce se encontram, para que se pudesse definir quais os de maior importância para compor as propostas alternativas.

A definição dos mecanismos e das unidades de cobrança que foram utilizados para elaboração das propostas baseou-se na revisão de literatura a respeito das unidades de cargas poluidoras praticadas em outros países, atentando para a escolha de uma unidade de melhor entendimento, de forma geral, para os usuários; além da experiência nacional sobre a cobrança pela assimilação de efluentes, neste caso, teve em vista observações feitas em reuniões da Câmara Técnica de Integração da bacia do Doce (CTI-Doce) por parte dos setores usuários.

#### **4.1.1. Estudo dos parâmetros a serem considerados**

Como visto anteriormente, a cobrança pela assimilação de efluentes na bacia do rio Doce é baseada apenas na carga orgânica anual lançada, quantificada em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

Este parâmetro (DBO) é bastante expressivo quando se trata de efluentes com elevada carga orgânica biodegradável como, por exemplo, aqueles advindos de indústrias alimentícias, criatórios de animais. Porém, ao se tratar do efluente de uma indústria têxtil, de um curtume, indústria de papel e celulose ou indústria química, a carga de DBO, como único parâmetro considerado, não é o que melhor caracteriza/quantifica o volume de água do corpo hídrico que será comprometido pela atividade.

Esses tipos de empreendimentos emitem, geralmente, águas residuárias com alta carga de compostos não biodegradáveis e, por isso, quantificados na análise de DQO, e não na de DBO. A DQO – Demanda Química de Oxigênio – além de quantificar a fração não biodegradável, quantifica também a fração biodegradável, ou seja, a DQO é a soma da DBO mais uma parcela não biodegradável da matéria orgânica.

Outro ponto a ser ponderado é o fato de algumas atividades desenvolvidas na bacia do rio Doce – fabricação de papel e celulose, indústria têxtil, mineração, fertirrigação, aplicação de praguicidas e suplementos agrícolas – emitirem concentrações substanciais de compostos inorgânicos (com ênfase nos metais pesados) e compostos orgânicos de difícil degradação (praguicidas, corantes, hormônios), que não são identificados em análises simples como a DBO ou DQO. Porém, faz-se necessário o monitoramento do quanto é lançado, visto que são prejudiciais aos seres vivos e, mesmo em concentrações baixas, causam desvalorização do recurso hídrico, principalmente quando presentes em mananciais de captação para abastecimento, pois torna a atividade inviável. Já em termos de cobrança pelo valor intrínseco da água, pode-se dizer que se trata, assim como a DBO, de um parâmetro que de certa forma consome uma parte do volume que é disponibilizado pela bacia.

Além disso, uma grande preocupação por parte dos órgãos responsáveis pela gestão das bacias é a excessiva proliferação de cianobactérias. Segundo ANA (2012)

o crescimento excessivo de algas em reservatórios brasileiros é uma realidade e tem prejudicado os usos múltiplos das águas.

Esse problema é uma consequência de um fenômeno conhecido por eutrofização, que por sua vez é causado pelo aumento de nutrientes nos corpos hídricos, sendo eles o fósforo e o nitrogênio, que são advindos de ações antrópicas de uso da água – como diluição de esgotos sem devido tratamento para remoção de nutrientes (tratamento terciário), adubação nitrogenada e fosfatada, que lixiviadas atingem os corpos hídricos – aliado à elevação da temperatura.

Em campanha de fiscalização, realizada em 2011 pela ANA, foi verificado que, na bacia do rio Doce, 68% dos municípios lançam esgoto *in natura* em corpo hídrico federal (ANA, 2012). E no relatório “Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil – Informe 2012”, ao comparar a análise quali-quantitativa das águas da bacia com a condição de lançamento do esgotamento sanitário dos municípios, é possível verificar que em Ipatinga e Governador Valadares há algum tipo de comprometimento do corpo hídrico federal (ANA, 2012). Nesse contexto, destaca-se o preocupante episódio de floração de cianobactérias na sub-bacia do Suaçuí, ocorrido em novembro de 2008 no município de Governador Valadares. Na ocasião, foi alcançada uma densidade de 91.336 células/mL (ANA, 2012).

Como se sabe o lançamento de esgoto *in natura* em corpos hídricos leva a uma preocupação com o monitoramento dos parâmetros DBO, DQO, nitrogênio e fósforo, sendo esses dois últimos os principais causadores da proliferação excessiva de cianobactérias. Reynolds et al. (2002) sugerem que exista relação entre as associações desses organismos e o tamanho do lago, regime de mistura, nutrientes, disponibilidade de luz e de carbono, entre outros fatores.

Algumas espécies de cianobactérias produzem metabólitos secundários que podem dar gosto e odor desagradáveis à água, além de perigosas toxinas denominadas cianotoxinas. Essas substâncias causam graves danos a animais que ingerem ou entram em contato com a água contaminada. As cianotoxinas podem ser classificadas, de acordo com o mecanismo de ação, como hepatotóxicas, neurotóxicas, dermatotóxicas ou promotoras da inibição da síntese de proteínas (Carneiro e Leite, 2007).

Pode-se acrescentar, ainda, que o Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo (IEMA), por meio da Instrução Normativa nº 007, de 21 de junho de 2006, estabelece que para a emissão de outorga, será

avaliado, além da DBO, o parâmetro fósforo, no caso de lançamentos em lagos e reservatórios e a montante desses (IEMA, 2006). Isso demonstra mais uma vez uma preocupação com o lançamento de fósforo associado ao problema de eutrofização e proliferação de cianobactérias na bacia do rio Doce.

Todos esses parâmetros discutidos – DBO, DQO, compostos inorgânicos, compostos orgânicos de difícil degradação e nutrientes – contribuem para a carga de sólidos presentes nas águas. Porém, é muito importante saber, também, o quanto é lançado nos cursos de água, pois algum material inerte, ou qualquer outro que por algum motivo não foi contemplado dentre os parâmetros anteriores, também estará exigindo um volume de água para sua diluição.

Em Minas Gerais, em específico, deve-se atentar para a concentração de sólidos suspensos; visto que, segundo ANA (2012) neste estado a exploração de minério é a maior fonte de rejeitos com impactos potenciais importantes sobre a qualidade de água, seja pela possibilidade de aumento de sólidos suspensos, seja pela alteração química da água nas lagoas de decantação utilizada no beneficiamento do minério.

Em termos ambientais e econômicos, pode-se considerar a importância da quantificação de sólidos que são lançados pelo fato de que estes, estando presentes nas águas, podem causar danos em equipamentos de indústrias, equipamentos de irrigação, além de prejuízos à saúde, ou seja, inviabilizam a utilização das águas.

Com base nas análises dos parâmetros relativos à qualidade das águas, nas experiências de outros países e nos atuais sistemas de gestão das bacias hidrográficas brasileiras, concluiu-se que, em termos qualitativos, os parâmetros DBO, DQO, SST (sólidos suspensos totais),  $N_{\text{amoniaco}}$  (nitrogênio amoniacal) e  $P_{\text{total}}$  (fósforo total) caracterizariam, de forma ampla, o efluente a ser lançado no corpo de água, além de contemplar os principais parâmetros que estão fora do padrão na bacia do rio Doce – como apresentado anteriormente – e proporcionarem uma boa visão do quanto está alterando a qualidade dos receptores e, principalmente, do volume demandado para a diluição do efluente.

No relatório “Monitoramento das águas superficiais em MG – Resumo Executivo” – referente ao ano de 2012 – foi constatado que o nitrogênio amoniacal total é um dos parâmetros associados aos percentuais de ocorrência de contaminação por tóxicos de incidência média e alta no estado de Minas Gerais em 2012, devido, principalmente às elevadas concentrações (IGAM, 2013). Tal fato pode justificar a

escolha desta forma do nitrogênio, e não outra – nitrato ou nitrito, por exemplo. Contudo, ressalta-se que a escolha dos parâmetros, de forma geral, se baseou numa análise mais ampla – um período mais longo – utilizando-se dados do PIRH-DOCE (2010).

Apesar de o parâmetro relacionado a coliformes (*E. coli*) ser o que apresenta maior índice de ultrapassagem dos limites estabelecidos para o padrão classe 2 (PIRH-DOCE, 2010), este não foi escolhido para compor as propostas, pois se trata de um parâmetro de ocorrência natural intensa. Além disso, a magnitude da presença de coliformes difere exponencialmente dos demais parâmetros, sendo demandada uma análise mais detalhada e individualizada para o possível uso deste parâmetro, com demanda de mudanças de escala.

Ressalta-se que para indústrias, ou outras atividades que, conhecidamente, apresentem em seus efluentes compostos inorgânicos, como metais pesados, ou compostos orgânicos de difícil degradação, como praguicidas, hormônios, estes parâmetros também deverão ser utilizados no cálculo da cobrança.

#### **4.1.2. Escolha das unidades de cobrança**

Atualmente, na bacia do rio Doce, a unidade cobrada é o quilograma de DBO lançado, porém, tal unidade pode não ser totalmente compreensível para todos os usuários, sendo interessante, então, a escolha de uma unidade diferente.

Alguns países, com a finalidade de cobrança pelo lançamento de cargas poluentes nos cursos de água, adotam uma unidade de carga poluente correspondente a um habitante equivalente, a exemplo da Holanda, ou a uma unidade tóxica ou de toxicidade, no caso da Alemanha.

A unidade de toxicidade pode ser entendida como a carga correspondente a cada parâmetro (DBO, fósforo, nitrogênio) que ao ser lançada no corpo hídrico causará o mesmo efeito tóxico. Já o equivalente habitante, ou habitante equivalente, ou ainda equivalente populacional (EP) representa a poluição teoricamente gerada por um habitante em um dia. Geralmente este conceito é utilizado para determinar a população equivalente a uma determinada carga provinda de efluentes diversos, isto é, quantos habitantes produziram a mesma carga poluidora de uma determinada indústria.

Segundo Ramos (2003), citado por Silva (2006), a adoção deste tipo de unidade permite a conversão de efluentes de diferentes composições qualitativas e quantitativas para uma mesma base. Ressaltando, ainda, que esse indicador, além de efeito simplificador, tem efeito educativo, visto que, para o público em geral, pode ser demonstrada a equivalência entre uma fonte poluidora e certo número de pessoas. Este mesmo autor ainda afirma: “Dizer que a fábrica ‘A’ lança ‘n’ quilos de DBO por dia pode nada significar para um leigo, mas dizer que a fábrica ‘A’ polui tanto quanto uma comunidade com ‘x’ habitantes pode dar uma ideia mais clara do impacto ambiental daquela atividade”.

Por isso, a primeira e principal proposta, se baseou em tal conceito, ou seja, que a unidade de cobrança seja o equivalente populacional.

Como contraste, uma observação por parte dos setores usuários, discutida em reuniões da CTI-Doce, é que a cobrança seja feita com base no volume de água que será comprometido, ou seja, a cobrança deverá ser feita na unidade de metros cúbicos de água que determinado lançamento estará “consumindo” para que ocorra a diluição. Segundo Porto (2002), citado por Rodrigues (2005), a cobrança pelo uso da água como sendo o volume utilizado é uma abordagem correta, pois uniformiza a unidade a ser cobrada. Porto (2002), citado por Rodrigues (2005), ainda enfatiza que se trata de um sistema de difícil implantação, mas é mais fácil para a gestão da bacia, visto que o balanço disponibilidade – demanda pode ser feito diretamente.

Assim, a segunda proposta, alternativa, se baseou no princípio da diluição, ou seja, a unidade de cobrança é o metro cúbico de água, que será necessário para assimilação de determinada carga poluente. Forgiarini et al. (2008a, 2008b), no estudo da modelagem de cobrança pelo uso da água na bacia do rio Santa Maria (RS), apresentaram tal método de cobrança.

#### **4.1.3. Propostas**

##### *Proposta 1: Equivalente Populacional Limitante – EPL*

Escolhidos os parâmetros – DBO, DQO, SST,  $N_{\text{amoniaco}}$  e  $P_{\text{total}}$  – definiu-se que, nesta primeira proposta, elas seriam cobradas adotando valores de preço público unitário (PPU) para uma unidade de carga poluente correspondente a um equivalente populacional (EP). Considerou-se, também, uma taxação diferenciada para

compostos orgânicos de difícil degradação e compostos inorgânicos. Essa abordagem foi devida à facilidade de cálculo e ao melhor entendimento desta unidade para o público em geral, pois poderá ser demonstrada a equivalência entre uma fonte poluidora e certo número de pessoas.

Porém, a proposta não foi de cobrar os EPs correspondentes a todos os parâmetros em análise. Foi determinado, dentre eles, o que apresenta o valor limitante, ou seja, o maior equivalente populacional – que corresponderia ao maior volume de água a ser comprometido – determinado como EP limitante.

Antes, porém, deve ser feito o justo desconto das cargas de tais parâmetros já existente no ponto do curso do rio onde o usuário faz a captação (a chamada carga de *background*). Para o cálculo das cargas do rio, serão tomados como base a concentração dos parâmetros em questão e a vazão lançada pelo empreendimento.

Assim, após o desconto, os parâmetros serão convertidos para a unidade de EP de acordo com a Equação 15 – tomando como base as contribuições *per capita* típicas de carga para o esgoto sanitário contidas na Tabela 8 (terceira coluna) – e então será definido o EP limitante por meio da escolha do maior valor de EP dentre os encontrados para os parâmetros analisados. Em seguida obtém-se o montante a ser pago multiplicando o valor EP limitante pelo PPU.

$$EP_{\text{parâmetro}} = \frac{(C_E - C_R) \times Q_{\text{lanç.}}}{LT_{\text{parâmetro}} \times 365} \quad (\text{Equação 15})$$

Em que,

$EP_{\text{parâmetro}}$  = Equivalente-populacional de determinado parâmetro (hab);

$C_E$  = Concentração do parâmetro no efluente ( $\text{kg m}^{-3}$ );

$C_R$  = Concentração do parâmetro no curso de água receptor ( $\text{kg m}^{-3}$ );

$Q_{\text{lanç.}}$  = vazão lançada pelo empreendimento ( $\text{m}^3 \text{ano}^{-1}$ ); e

$LT_{\text{parâmetro}}$  = Carga *per capita* típica do parâmetro no esgoto ( $\text{kg hab}^{-1}\text{d}^{-1}$ ).

Tabela 8 – Caracterização dos esgotos sanitários

Parâmetro	Contribuição <i>per capita</i> (g hab <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )		Unidade	Concentração	
	Faixa	Típico		Faixa	Típico
<b>Sólidos totais</b>	120 – 220	180	mg L <sup>-1</sup>	700 – 1350	1100
• <b><u>Em suspensão</u></b>	35 – 70	60	mg L <sup>-1</sup>	200 – 450	350
• <b>Fixos</b>	7 – 14	10	mg L <sup>-1</sup>	40 – 100	80
• <b>Voláteis</b>	25 – 60	50	mg L <sup>-1</sup>	165 – 350	320
• <b><u>Dissolvidos</u></b>	85 – 150	120	mg L <sup>-1</sup>	500 – 900	700
• <b>Fixos</b>	50 – 90	70	mg L <sup>-1</sup>	300 – 550	400
• <b>Voláteis</b>	35 – 60	50	mg L <sup>-1</sup>	200 – 350	300
• <b><u>Sedimentáveis</u></b>	-	-	mL L <sup>-1</sup>	10 – 20	15
<b>Matéria orgânica</b>					
• <b><u>DBO</u></b>	40 – 60	50	mg L <sup>-1</sup>	250 – 400	300
• <b><u>DQO</u></b>	80 – 120	100	mg L <sup>-1</sup>	450 – 800	600
• <b><u>DBO<sub>última</sub></u></b>	60 – 90	75	mg L <sup>-1</sup>	350 – 600	450
<b>Nitrogênio total</b>	6,0 – 10,0	8,0	mg L <sup>-1</sup>	35 – 60	45
• <b><u>Nitrogênio orgânico</u></b>	2,5 – 4,0	3,5	mg L <sup>-1</sup>	15 – 25	20
• <b><u>Nitrogênio-amônia</u></b>	3,5 – 6,0	4,5	mg L <sup>-1</sup>	20 – 35	25
• <b><u>Nitrogênio-nitrito</u></b>	≈ 0	≈ 0	mg L <sup>-1</sup>	≈ 0	≈ 0
• <b><u>Nitrogênio-nitrato</u></b>	0,0 – 0,2	≈ 0	mg L <sup>-1</sup>	0 – 1	≈ 0
<b>Fósforo</b>	0,7 – 2,5	1,0	mg L <sup>-1</sup>	4 – 15	7
• <b><u>Fósforo orgânico</u></b>	0,2 – 1,0	0,3	mg L <sup>-1</sup>	1 – 6	2
• <b><u>Fósforo inorgânico</u></b>	0,5 – 1,5	0,7	mg L <sup>-1</sup>	3 – 9	5
<b>Metais pesados</b>	≈ 0	≈ 0	mg L <sup>-1</sup>	traços	traços
<b>Compostos orgânicos tóxicos</b>	≈ 0	≈ 0	mg L <sup>-1</sup>	traços	traços

Adaptado de von Sperling (2005).

A inserção do desconto devido ao *background* não causa dificuldade operacional quanto à cobrança, visto que ocorre um acréscimo de somente uma variável na fórmula.

Vale a observação que o desconto das cargas de tais parâmetros já existente no curso do rio (*background*) deve ser feito considerando a condição da classe na qual este se encontra, ou baseado em relatórios institucionais, ou ainda em análises laboratoriais de responsabilidade da parte interessada. Porém, em se tratando de preservar a qualidade do curso receptor, o mais interessante é considerar a condição da classe de uso, visto que procedendo dessa forma o curso de água que já está em conformidade com as concentrações se manterá; e os cursos não conformes poderão algum momento atingir concentrações conformes com a classe de uso.

Neste trabalho em específico, considerou-se as concentrações padrão classe 2 (Tabela 9). Como se pode notar, trata-se de uma consideração justa e de fácil operacionalidade.

Tabela 9 – Concentrações padrão classe 2 adotadas para cálculo da carga de *background*

<b>Parâmetros</b>	<b>Concentrações mg L<sup>-1</sup></b>
<b>DBO</b>	5 (CONAMA 357/05)
<b>DQO</b>	25 (5 x DBO – adotado)
<b>SST</b>	100 (COPAM/CERH-MG 01/08)
<b>N<sub>amoniacal</sub></b>	3,7 (CONAMA 357/05)
<b>P<sub>total</sub></b>	0,1 (CONAMA 357/05)

No caso de empresas que fazem lançamentos de efluentes que contenham compostos orgânicos de difícil degradação – inicialmente considerado, para fins de simplificação, apenas o fenol e o cianeto – e compostos inorgânicos (metais pesados), será incluído o EP correspondente à esses compostos ao EP limitante, ou seja, será cobrada uma taxa extra de EP caso a empresa lance esses tipos de compostos citados.

Como o ser humano não excreta tais compostos, o proposto é de se fazer equivalências, como as já praticadas na Alemanha para a “unidade de toxicidade”, e na Holanda, para se obter o equivalente populacional de cada composto. Assim, poderia ser considerado:

$$1EP = \begin{cases} 100 \text{ g de Cd, Hg, As} \\ 1 \text{ kg de Cu, Cr, Pb} \\ 500 \text{ g de fenol, cianeto} \end{cases}$$

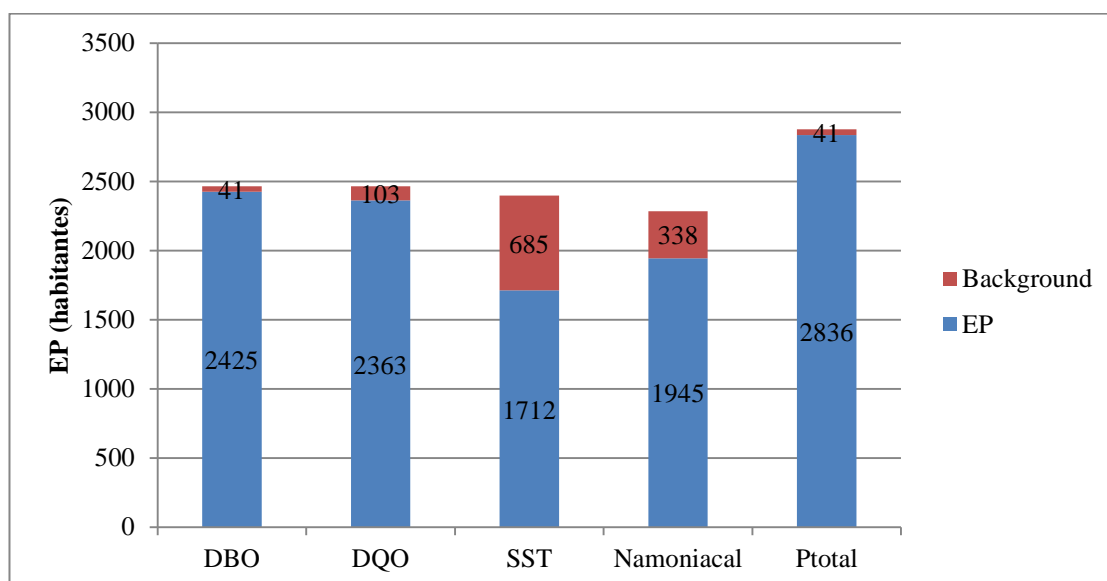
Nota-se a importância da consideração de tais compostos ao analisar novamente o relatório “Monitoramento das águas superficiais em MG – Resumo Executivo”, posto que juntamente ao nitrogênio amoniacal total, fenóis totais, arsênio total, cianeto, chumbo total, cromo, cobre e cádmio total são parâmetros, também, associados aos percentuais de ocorrência de contaminação por tóxicos de incidência média e alta no estado de Minas Gerais em 2012, devido, principalmente às elevadas concentrações (IGAM, 2013). Esses parâmetros poderão ser modificados futuramente de acordo com a realidade local da bacia que poderá vir a adotar a proposta.

Dessa forma, concebeu-se a proposta de se realizar a cobrança pela assimilação de efluentes a partir do parâmetro mais restritivo (maior EP) dentre os que serão analisados nos efluentes a serem lançados – DBO, DQO, SST, N<sub>amoniacal</sub> e

$P_{total}$  – cobrando-se também pela assimilação de materiais inorgânicos e materiais orgânicos de difícil degradação; propondo valor de preço público unitário (PPU) para a unidade de carga poluidora correspondente a um equivalente populacional (EP).

Vale também o destaque de que esses parâmetros escolhidos são apenas parte de uma proposta baseada nos problemas existentes na bacia do rio Doce de forma geral, não sendo um impedimento para que cada sub-unidade de planejamento estabeleça quais serão considerados na prática, isto é, cada unidade poderá adequar tais parâmetros de acordo com a situação local, o que torna a proposta muito mais dinâmica.

Para exemplificar o que está sendo proposto, considera-se uma vazão fictícia de emissão de esgoto sanitário *in natura* de  $150000 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ , atingindo um curso de água da bacia do Doce, na condição classe 2. Adotando-se os valores típicos de concentração e carga *per capita* (Tabela 8) dos parâmetros escolhidos, e as concentrações adotadas para cálculo da carga de *background* (Tabela 9); pode-se obter o EP de cada parâmetro (Figura 1) utilizando-se a Equação 15.

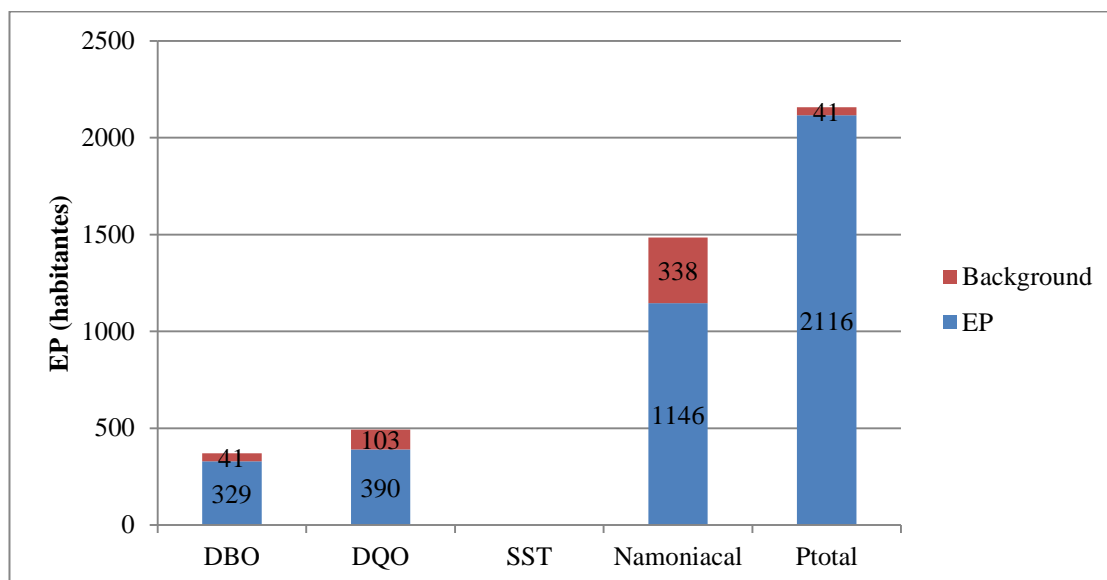


**Figura 1 – Equivalente Populacional dos parâmetros.**

Como se pode notar, o EP limitante é o equivalente à carga de fósforo total, correspondendo a 2836 habitantes, ou seja, esse lançamento compromete um volume que 2836 habitantes comprometeriam. Multiplicando-se o EP limitante pelo PPU correspondente, obter-se-á o valor a ser pago.

Caso todo esse esgoto sanitário seja submetido a tratamento em reator UASB seguido de um filtro biológico percolador – projeto padrão (últimos projetos

executados) da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA) – pode-se obter o EP dos parâmetros (Figura 2). Considerou-se a eficiência de remoção de DBO, DQO, SST,  $N_{\text{amoniaco}}$  e  $P_{\text{total}}$  para tal sistema como sendo 85%, 80%, 90%, 35% e 25%, respectivamente – valores adotados dentro de uma faixa descrita por von Sperling (2005) – e adotando o mesmo procedimento anteriormente descrito.



**Figura 2 – Equivalente Populacional dos parâmetros, caso adotado sistema de tratamento padrão COPASA.**

Observando a Figura 2, o EP limitante também é o equivalente à carga de fósforo total, correspondendo a 2116 habitantes. Da mesma forma, como já descrito, multiplicando-se o valor do EPL pelo PPU correspondente, resultará no valor a ser pago.

No caso da carga de sólidos suspensos, o tratamento mais o desconto da carga de *background* totalizou num valor negativo de EP, isto é, o sistema de tratamento proporcionou uma remoção de SST de tal forma que o efluente lançado teve uma melhor qualidade que a água, inicialmente captada, isso apenas em relação ao parâmetro SST. Assim, adotou-se que seria nula a carga de sólidos lançada.

Refletindo-se sobre o atual sistema de cobrança da bacia do Doce – que leva em conta apenas a carga de DBO – o tratamento estaria colaborando para uma redução substancial do montante a ser arrecadado, posto que o  $EP_{\text{DBO}}$  passaria de 2425 para 329 habitantes. O procedimento, entretanto, não estaria contemplando o verdadeiro problema: a carga de fósforo. Mais uma vez pode-se notar a importância

da inserção do parâmetro  $P_{total}$  neste método de cobrança proposto, principalmente no que se diz respeito ao setor de saneamento.

Além disso, comparando as Figuras 1 e 2, nota-se que a diferença do  $EP_{P_{total}}$  foi pouco expressiva ao se aplicar o sistema de tratamento, indicando a necessidade de uma etapa de remoção terciária nas ETEs em operação.

### Proposta 2: Volume Comprometido – VC

Nesta segunda proposta, diferente da primeira, foi adotado apenas o parâmetro  $P_{total}$ , visto que o PPU será para a unidade de metro cúbico de água, ou seja, esta proposta parte do princípio da diluição, sendo cobrado o volume de água necessário para assimilação de determinada carga poluente. Sendo o fósforo o parâmetro de mais rápida assimilação pelos seres aquáticos, devido à necessidade/carência de tal nutriente no meio, considera-se que ele causa grandes prejuízos mesmo em baixas concentrações, isto é, ele, naturalmente, já é um nutriente limitante. Infere-se assim, que o fósforo demandará um maior volume de diluição para evitar a eutrofização e por isso, foi este o parâmetro escolhido para tal proposta. Também ressalta-se os problemas já anteriormente discutidos sobre as florações de cianobactérias devido à desconformidade de fósforo na bacia.

Analogamente a proposta do EPL, esta também considerou o desconto da carga de *background*, assim como a taxação extra sobre a diluição de compostos orgânicos de difícil degradação e compostos inorgânicos.

Dever-se-ia considerar a autodepuração que ocorre no curso de água, porém a capacidade de autodepuração varia de um corpo hídrico para outro, sendo necessários estudos específicos para cada curso receptor. Assim, nota-se grande complexidade na contemplação de tal fenômeno em sistemas de gerenciamento dos recursos hídricos. Então, parte-se apenas do princípio da diluição com um parâmetro que, naturalmente, já é um nutriente limitante, o  $P_{total}$ , com o cuidado de não se cobrar pelo que já existe naturalmente no corpo receptor (*background*).

Forgiarini et al. (2008a) apresentaram um método que se baseou na equação de diluição da carga de DBO – considerando também alguns coeficientes multiplicadores como, por exemplo, coeficiente do tipo de usuário, tipo de

manancial, tipo de uso, entre outros – isto é, obteve o volume de diluição fazendo a divisão da carga de DBO pela concentração limite da classe de enquadramento. Procedendo desta forma, foi, também, desconsiderado qualquer processo de autodepuração do corpo hídrico.

Porém, no método de Forgiarini et al. (2008a), diferentemente da proposta aqui descrita, pode ter ocorrido uma subestimativa do volume comprometido, posto que a DBO não é um parâmetro limitante. Além disso, os autores não contemplaram a carga de DBO naturalmente existente no curso receptor, originando uma cobrança que não parte da carga emitida. Em contrapartida, a proposta aqui apresentada pode ter superestimado o volume de diluição, devido à desconsideração do fenômeno de autodepuração. Caso se opte pela escolha de mais parâmetros, pode-se partir do mesmo princípio da proposta do EPL, isto é, adotar-se-á o volume comprometido limitante (VCL), que seria o maior volume necessário para que ocorra a diluição.

Modificando-se a equação proposta por Forgiarini et al. (2008a), concebeu-se a equação de diluição para a proposta do VC (Equação 16).

$$VC = \frac{(C_P - C_R) \times Q_{lanç.}}{CL} \quad (\text{Equação 16})$$

Em que,

VC = Volume anual comprometido para diluição da carga poluente (m<sup>3</sup>);

C<sub>P</sub> = Concentração de P<sub>total</sub> no efluente (kg m<sup>-3</sup>);

C<sub>R</sub> = Concentração de P<sub>total</sub> no curso de água receptor (kg m<sup>-3</sup>);

Q<sub>lanç.</sub> = Vazão lançada pelo empreendimento (m<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup>); e

CL = Concentração limite da classe de enquadramento do curso de água receptor (kg m<sup>-3</sup>).

Para o presente estudo, considerou-se a concentração limite da classe 2 de enquadramento.

Vale a ressalva que, em ambas as propostas, tanto para o parâmetro de fósforo total, como para o parâmetro nitrogênio amoniacal, considerou-se a melhor condição para o usuário, ou seja, a maior concentração estabelecida na resolução CONAMA n<sup>o</sup> 357/2005, desconsiderando as características locais.

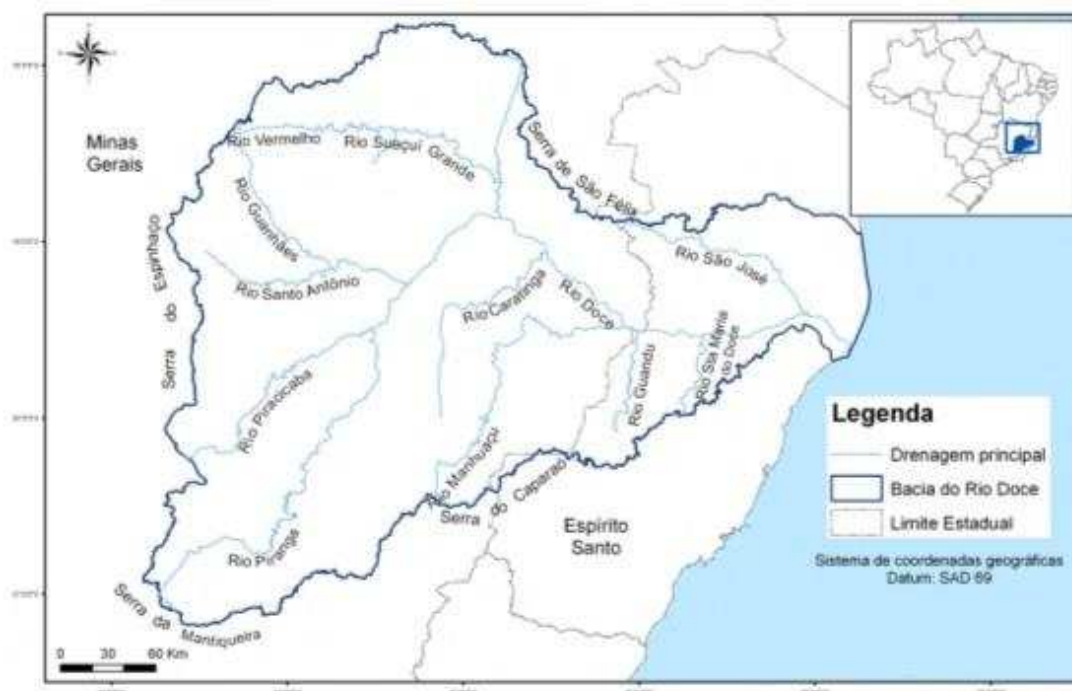
Porém, para o fósforo deve-se notar se o ambiente é lótico ou lântico. Nesta segunda situação, para evitar problemas com o excesso de fósforo, deverá se adotar o valor condizente à realidade local, estabelecido pela resolução. Já no caso do nitrogênio amoniacal, deve-se atentar para o pH do meio, visto que em pH básico ocorre a produção do gás amônia, que é tóxico.

## 5. APLICAÇÃO PRÁTICA

### 5.1. Estudo de caso – bacia hidrográfica do rio Doce

A bacia hidrográfica do rio Doce situa-se na região Sudeste, entre os paralelos 17°45' e 21°15' S e os meridianos 39°30' e 43°45' O, integrando a região hidrográfica do Atlântico Sudeste. Com abrangência de 230 municípios; área de drenagem de aproximadamente 86.715 km<sup>2</sup>, dos quais 86% pertencem ao estado de Minas Gerais e o restante ao Espírito Santo (PIRH-DOCE, 2010); e uma população de 3,5 milhões de habitantes (Amorim et al., 2011).

As nascentes do rio Doce localizam-se no estado de Minas Gerais, nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço, sendo que suas águas percorrem cerca de 850 km até atingir o oceano Atlântico, junto ao povoado de Regência, no estado do Espírito Santo (Figura 3). Existem dois rios de dominialidade federal na bacia: o rio Doce e o rio José Pedro, afluente do rio Manhuaçu (PIRH-DOCE, 2010).



**Figura 3 – Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Doce. Adaptado de IBGE (2005), PIRH-DOCE (2010)**

A atividade econômica da bacia do rio Doce é bastante diversificada, destacando-se: a agropecuária (reflorestamento, lavouras tradicionais, cultura de café, cana-de-açúcar, criação de gado leiteiro e de corte e na suinocultura.); a

agroindústria (sucroalcooleira); a mineração (ferro, ouro, bauxita, manganês, pedras preciosas e outros); a indústria (celulose, siderurgia e laticínios); o comércio e serviços de apoio aos complexos industriais; e a geração de energia elétrica (PIRH-DOCE, 2010).

Dentro deste contexto, a bacia do rio Doce foi escolhida em virtude de sua grande importância socioeconômica e política, por se tratar de uma bacia com intensa atividade econômica e ocupação populacional.

## **5.2. Simulações**

Elaboradas as propostas, foi feita a simulação do cálculo da cobrança, para o setor de saneamento, com a aplicação dos mecanismos alternativos, apresentando o potencial de arrecadação para a bacia do rio Doce.

Para isso obteve-se a relação dos usuários atualmente em cobrança, assim como as vazões lançadas e as vazões tratadas de cada um, e a concentração dos parâmetros que serão considerados (DBO, DQO, SST,  $N_{\text{amoniaco}}$  e  $P_{\text{total}}$ ). Dessa forma, com os dados de vazão e concentração definiu-se a carga poluente dos dados parâmetros; e então foi feita a conversão de tais cargas para as unidades que serão cobradas, isto é, o equivalente populacional e o volume comprometido. Obtidas as unidades, bastou multiplicá-las pelo valor de cobrança, que será definido posteriormente.

Para tal foi utilizado um banco de dados fornecido pela ANA – obtido pelo Sistema Integrado de Informação Ambiental (SIAM) do estado de Minas Gerais – dos empreendimentos e usuários atualmente em cobrança (atenderam a cobrança em 2011/2012). Foram utilizados os dados de vazões lançadas, além dos dados de vazões tratadas, que auxiliaram na estimativa dos tratamentos existentes atualmente na bacia, para os quais foram estimadas eficiências baseadas em conhecimentos técnicos. Como são poucos os tratamentos existentes na bacia, não se teve impedimento para tais estimativas.

Nas bases de dados corriqueiramente usadas para as simulações de cenários de cobrança, disponibilizadas pela ANA, IGAM e outros órgãos, os dados disponibilizados geralmente estão restritos a dados quantitativos. O único parâmetro

qualitativo disponibilizado é a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), por razões históricas e pelo fato do modelo atual demandar somente este parâmetro.

Por isso, para a estimativa das concentrações dos parâmetros de qualidade de água foram utilizados dados de literatura. Verificou-se que tal procedimento pode ser usado sem maiores problemas para o setor do saneamento, uma vez que as características de esgotos sanitários (brutos e tratados) são bem conhecidas na literatura (e.g. von Sperling, 2005; Jordão e Pessôa, 2011). Na Tabela 8, apresentada anteriormente, encontra-se um exemplo de caracterização média de esgotos sanitários. Optou-se pela utilização dos valores de concentrações típicos dos parâmetros escolhidos (última coluna).

Já para os efluentes de outros setores, tal prática seria inviável, visto que a qualidade dos efluentes emitidos por empreendimentos do mesmo segmento pode variar com a produtividade e práticas de operação. Por isso, devido a grande dificuldade na obtenção de tais informações, apenas contemplou-se o setor de saneamento.

Para a definição do preço das unidades das propostas alternativas de cobrança, considerou-se a tabela de preços unitários, atualmente praticada na bacia do rio Doce, conforme Deliberação CBH-DOCE nº 26, de 31 de março de 2011 – Tabela 7 apresentada anteriormente – fazendo a conversão do preço da unidade atual (kg de DBO lançada) para as unidades das propostas alternativas aqui apresentadas. Tal procedimento é relatado a seguir.

#### *Definição do PPU para simulações*

Para proceder as simulações sobre o potencial de arrecadação das propostas, definiu-se um PPU para cada uma das unidades (EP e m<sup>3</sup>). Levando-se em conta o atual sistema de cobrança na bacia do rio Doce definiu-se o PPU referente a um EP da maneira exposta a seguir.

Na Tabela 8 tem-se que a contribuição *per capita* típica de DBO no esgoto sanitário é de 50 g hab<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>. Em um ano essa contribuição seria de 18,25 kg hab<sup>-1</sup>. Sabendo-se que para o ano de 2012 foi cobrado R\$ 0,100 por quilograma de DBO

lançada (Tabela 7), um habitante pagaria então o equivalente a R\$ 1,825 por ano. Assim, o PPU correspondente a um EP é de R\$ 1,825.

Adotou-se o PPU para um m<sup>3</sup> como sendo um décimo do valor cobrado em 2012 pelo metro cúbico de água captada (Tabela 7), visto que não poderia ser considerado o mesmo valor pelo fato de o curso de água possuir um potencial de autodepuração – deve-se, então, compensar a superestimativa, anteriormente citada, do volume calculado. Além disso, a água não é retirada/captada do curso, ela é utilizada no próprio leito. Assim, dependendo do potencial de autodepuração ou, principalmente, da qualidade da água necessitada, este volume poderá ser utilizado a alguns metros a jusante.

Logo, o PPU correspondente a um m<sup>3</sup> de água para diluição foi considerado R\$ 0,0018.

Vale a ressalva que esses valores são meramente para fins de simulação do potencial de arrecadação das propostas – isto é, foram considerados para fins de comparação com o montante arrecadado utilizando-se o método atualmente em vigor – não sendo, necessariamente, estes a serem aplicados com as propostas, tendo os comitês o papel de decisão sobre os preços a serem praticados em caso de adoção das propostas apresentadas.

#### *Simulação para o setor de saneamento*

Conforme explicitado nas propostas do conceito de Equivalente Populacional Limitante (EPL) e do conceito de Volume Comprometido (VC), além dos dados quantitativos (volume de efluentes despejado anualmente), demandam-se, também, dados de qualidade (DBO, DQO, nitrogênio amoniacal, fósforo total e sólidos suspensos totais – no caso da proposta VC, apenas fósforo total). Eventualmente, dependendo da característica do efluente lançado, demandam-se dados de concentrações de metais e de compostos orgânicos biorecalcitrantes, como fenóis e cianetos.

No Art. 9º da Deliberação Normativa CERH/COPAM-MG nº 26, de 18 de dezembro de 2008, é disposto que os usuários que não são sujeitos ao processo de Autorização Ambiental de Funcionamento (AAF) ou de Licenciamento Ambiental

pelo estado estão dispensados da obtenção da outorga para lançamento de efluentes, até que o respectivo Comitê de Bacia Hidrográfica e o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH) aprovem critérios de definição do uso insignificante para lançamento de efluentes, excetuados os empreendimentos formalmente convocados pelo órgão gestor de recursos hídricos.

Infere-se, portanto, que todos os usuários que se enquadrem na Deliberação Normativa COPAM nº 74, de 09 de setembro de 2004, como AAF ou como EIA/RIMA, devem fazer solicitação de outorga – pela convocação ou quando da revalidação da licença – e estarão, assim, sujeitos à cobrança. Já os não presentes na lista da citada deliberação estarão isentos.

Dessa forma, inicialmente notou-se certa facilidade na obtenção de tais parâmetros – DBO, DQO, SST,  $N_{\text{amoniacal}}$  e  $P_{\text{total}}$  – posto que os empreendimentos da bacia do rio Doce que lançam efluentes em corpos hídricos devem apresentar uma declaração periódica de carga poluidora ao órgão competente, de acordo com a Deliberação Normativa 74/2004 da COPAM (COPAM, 2004). Na Figura 4 visualiza-se parte das informações demandadas na declaração atualmente exigida na área de abrangência estudada.

Obteve-se, da Fundação Estadual do Meio Ambiente de Minas Gerais (FEAM), a autorização para uso restrito com finalidade de estudos, da base de dados das declarações de carga poluidora da bacia do Doce, uma vez que a declaração de carga poluidora (Figura 4) é obrigatória para empreendimentos passíveis de licenciamento ambiental no estado. Porém, após a tabulação e verificação de todo o extenso material verificou-se que os parâmetros de qualidade de água de interesse – DBO, DQO, SST,  $N_{\text{amoniacal}}$  e  $P_{\text{total}}$  – nem sempre estavam presentes em tais declarações, além de haver uma incompatibilidade de informações entre o banco de dados oferecidos pela ANA e os da FEAM. Por isso, optou-se pela simulação apenas para o setor de saneamento, fazendo uso de dados de literatura, como anteriormente justificado.

CARACTERIZAÇÃO DE VAZÕES		
Vazão média gerada (m <sup>3</sup> /mês)	Vazão média tratada (m <sup>3</sup> /mês)	Número de medições

CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE LÍQUIDO BRUTO			
	Unidade	Média Anual	Número amostras
Temperatura (°C)	°C		
PH			
Demanda Bioquímica de Oxigênio DBO	mg/L		
Demanda Química de Oxigênio DQO	mg/L		
Coliformes Termotolerantes ou <i>E. coli</i>	NMP/100 mL		
Sólidos suspensos totais	mg/l		
Fósforo Total	mg/l		
Nitrogênio Amônia Total	mg/L		
Outros (a serem definidos pelo COPAM)			

CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE LÍQUIDO APÓS TRATAMENTO			
	Unidade	Média Anual	Número amostras
Temperatura (°C)	°C		
PH			
Demanda Bioquímica de Oxigênio DBO	mg/L		
Demanda Química de Oxigênio DQO	mg/L		
Coliformes Termotolerantes ou <i>E. coli</i>	NMP/100 mL		
Sólidos suspensos totais	mg/l		
Fósforo Total	mg/l		
Nitrogênio Amônia Total	mg/L		
Eficiência de remoção de DBO	%		
Eficiência de remoção de DQO	%		
Outros (a serem definidos pelo COPAM)			

QUANTIFICAÇÃO DE CARGA POLUIDORA LANÇADA	
	Carga (ton/mês)
DBO	
DQO	
Sólidos suspensos totais	
Fósforo Total	
Nitrogênio Amônia Total	
Outros (a serem definidos pelo COPAM)	

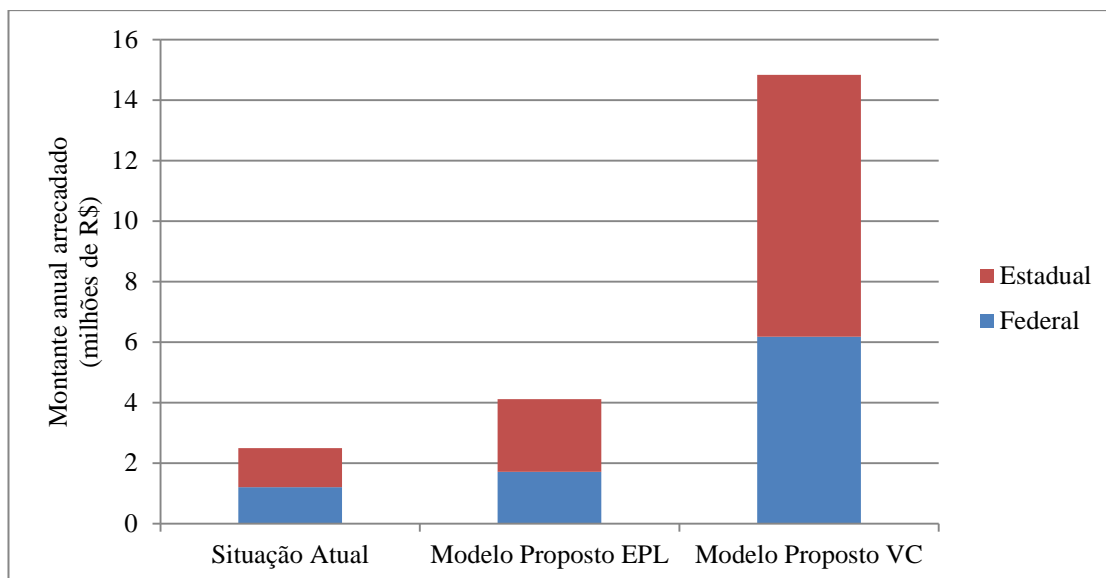
**Figura 4 – Dados de qualidade de efluentes demandados na declaração de carga poluidora anual.**

Adaptado de COPAM (2004)

Procedendo-se às simulações para o montante que seria arrecadado, caso as propostas fossem aplicadas, e analisando os resultados obtidos para o setor de saneamento (Figura 5), observam-se aumentos.

Verifica-se um incremento de aproximadamente 64% no valor arrecadado para a proposta do EPL. Acredita-se que esse acréscimo na receita permitirá um maior repasse às entidades gestoras da bacia que poderão, assim, realizar maiores investimentos em pesquisas e ações locais para melhoria da qualidade do recurso fornecido proporcionando economia aos setores usuários.

Fica evidente que a proposta do EPL permite que o cálculo se torne simples, pois são cinco parâmetros que serão comparados numa mesma unidade que é o equivalente populacional – ou seja, os diversos parâmetros são levados à uma mesma base que se trata do potencial poluidor que um habitante causa – e ao final terá um só preço: PPU<sub>lanç.</sub> por habitante.



**Figura 5 – Simulação do montante arrecadado para o setor de saneamento.**

Já o VC, apresentou um montante arrecadado de quase seis vezes maior, um valor fora da realidade para o setor de saneamento, se mostrando, dessa forma, uma proposta pouco aceitável, principalmente do ponto de vista do usuário. Porém, como já comentado, o valor do preço do metro cúbico utilizado na simulação pode não ser o que realmente será aplicado pelos órgãos gestores; podendo estes adotar valores mais condizentes com a situação real dos usuários.

A proposta do VC seria interessante, principalmente pelo fato de uniformizar as unidades de cobrança. Porém outros fatores devem ser considerados e bem ponderados, que é o caso dos fatores que interferem na eficiência do processo de autodepuração. Porém, se tal processo for incorporado num sistema de cobrança pelo uso dos recursos hídricos, a simplicidade e facilidade de compreensão por parte dos usuários será comprometida, como já comentado, já que a autodepuração é um processo complexo que exige entendimento mais aprofundado.

Por este motivo, estudos visando facilitar o cálculo da capacidade de diluição de efluentes considerando a modelagem da qualidade da água de rios já tem sido desenvolvidos. Como se pode notar no estudo realizado por Teodoro et al. (2013), no qual estes autores fazem a implementação do conceito de capacidade de diluição de efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG, por meio da incorporação, às planilhas de simulação, de algumas equações para determinação de vazão de diluição e cobrança pelo lançamento de efluentes.

Nesse contexto, é interessante comentar sobre um método utilizado nos Estados Unidos como ferramenta de gestão ambiental, a “Total Maximum Daily

Loads – TMDL” (EPA, 1999), isto é, a carga máxima total diária. Este método permite o cálculo da quantidade máxima de um poluente que determinado corpo hídrico pode receber sem alterar os seus padrões de qualidade; considerando-se para isso as cargas de origem pontual e difusa contabilizando as que efetivamente atingem o curso receptor, isto é, considera a relação da quantidade de carga emitida e quantidade que atinge o receptor (Silva e Jardim, 2007).

Segundo Silva e Jardim (2007), a TMDL pode ser aplicada tanto em corpos de água que apresentam violação de seus critérios de qualidade – no intuito de estabelecer planos de controle e recuperação dos cursos – assim como também para adquirir um conhecimento estratégico na gestão de bacias hidrográficas.

Dessa forma, a metodologia do TMDL se torna interessante no que tange à gestão de recursos hídricos, visto que a cobrança sendo realizada intrinsecamente sobre um volume de água comprometido pode estar condizente no que diz respeito à lei, porém, em termos conceituais, a proposta do VC torna-se simplória, pois, ao se lançar um efluente em um curso de água, além da diluição, processos como oxidação, sedimentação, ação biológica, também ocorrem.

Sendo assim, mais interessante que estabelecer um PPU para o volume demandado para a diluição de determinada carga, seria estabelecer um valor para uma carga diária máxima que determinado curso receptor é capaz de assimilar.

Porém, é de suma importância ressaltar que ambas as propostas – EPL e VC – são de grande versatilidade, posto que dada uma bacia que deseja implementar tais propostas, basta fazer a escolha dos parâmetros de relevância no que diz respeito à qualidade das águas da bacia e a posterior conversão para as unidades sugeridas – EPL ou VC.

Na fase de simulação pode-se observar o quão importante foi a inserção do parâmetro fósforo na cobrança, visto que, para o setor em estudo, em todos os casos, esse parâmetro foi o responsável pelo EPL. Logo, os resultados indicam que o incremento ocorrido no montante arrecadado ocorreu pelo fato de se considerar a variável fósforo total ( $P_{total}$ ), visto que se fosse considerado apenas o parâmetro DBO como base de cálculo, a proposta do EPL teria uma redução sobre o montante arrecadado, posto que tal proposta considera o desconto da carga de *background*, isto é, o equivalente populacional corresponderia à carga de matéria orgânica lançada (DBO) menos a carga de *background*.

Diante do exposto, infere-se que os usuários lançadores estão tratando seus efluentes em nível secundário (apenas removendo parte da matéria orgânica) e se descuidando de um potencial poluidor (fósforo) que possivelmente é um dos principais responsáveis pela alta proliferação das algas e cianobactérias – já relatada com mais detalhes em tópicos iniciais.

Tais florações destes organismos já representam uma preocupação dos órgãos gestores, pois podem contaminar as águas com substâncias tóxicas, impossibilitando diversos usos, como a captação para consumo. Assim como foi relatado por Ayer (2013) em reportagem “Poluição na bacia do Rio Doce obriga municípios ribeirinhos a buscar alternativas de captação – Valadares, o maior deles, está refém da proliferação de cianobactérias que envenenam a água” para o jornal “Estado de Minas”.

No mesmo jornal encontra-se outra notícia, da mesma autora, expondo sobre o lançamento de esgoto nos mananciais em Minas Gerais – “Estado lança 1,7 bi de litros de esgotos por dia em seus mananciais”. Nele Ayer (2013) relata: “Apenas 101 dos 853 municípios em Minas tratam seus dejetos, de acordo com a Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM). Segundo o órgão, que fiscaliza a implantação das estações de tratamento de esgoto (ETEs), o estado tem capacidade instalada para limpar menos de 40% dos 2,3 bilhões de litros de dejetos gerados por dia. Capacidade que, inclusive, está subutilizada, diante da dificuldade de levar o esgoto à estação”.

Um ponto que vale ser ressaltado é que na base de dados, fornecida pela ANA, dos empreendimentos e usuários atualmente em cobrança (atenderam a cobrança em 2011/2012), constam apenas 55 municípios (dentre companhias e autarquias responsáveis pelo saneamento) em cobrança. Mas, segundo o PIRH-DOCE (2010), a bacia abrange 230 municípios, isto é, apenas 24% dos municípios (mais precisamente das autarquias e companhias de esgoto) estão atualmente em cobrança. Isso mostra que, antes de qualquer alteração no modelo de cobrança deve-se preocupar na abrangência da cobrança, ou seja, preocupar-se em fazer a cobrança de forma a abranger toda, ou maior parte da bacia, pois como já comentado, o setor de saneamento é de suma importância no aspecto qualitativo das águas da bacia do Doce.

### 5.3. Construção de cenários

Feita a simulação sobre a arrecadação pelo uso dos recursos hídricos da bacia do Doce, propôs-se cenários considerando diferentes níveis de tratamento e então novas simulações sobre a arrecadação foram feitas para as propostas.

Para isso, foram considerados três níveis de tratamento, sendo eles, o primário, secundário e terciário. Para o primeiro nível, considerou-se o que 100% do esgoto fosse tratado em tratamento primário convencional; para o secundário, 50 % do esgoto tratado em reator anaeróbico de escoamento ascendente (conhecido como reator UASB) seguido de um filtro biológico percolador – projeto padrão da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA) – já para o terceiro cenário, considerou-se, 50 % do esgoto tratado em reator UASB seguido de lagoas de polimento.

Para a realização das simulações foram adotadas as eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse nos esgotos domésticos, bem relatadas na literatura técnica correspondente (e.g. von Sperling, 2005).

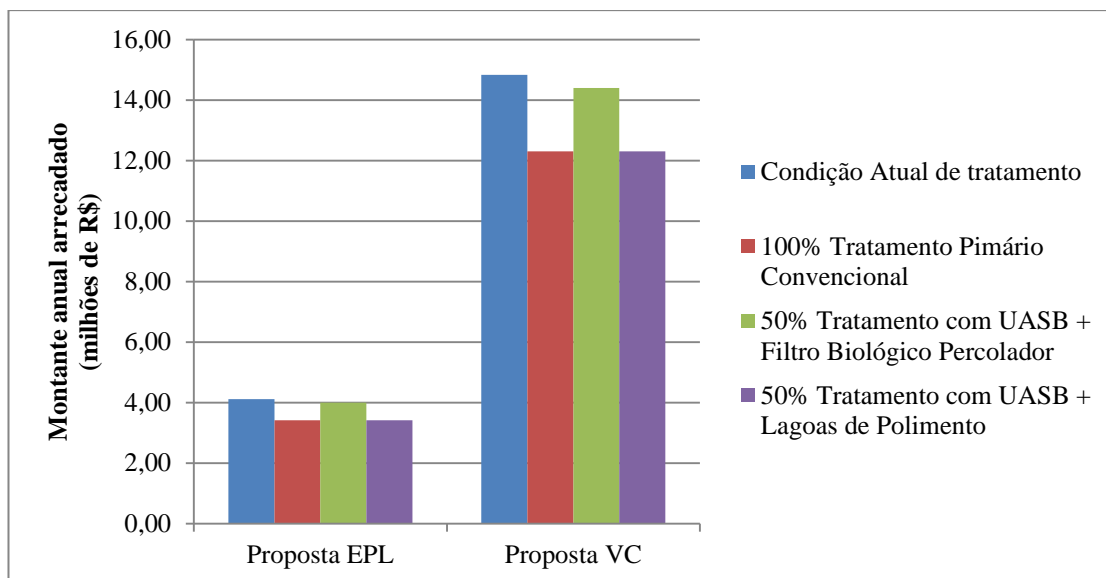
Na Tabela 10 podem-se verificar tais valores e, também, as eficiências que poderão ser adotados de acordo com os parâmetros escolhidos.

Tabela 10 – Eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse nos esgotos sanitários

Sistema	Eficiência média de remoção (%) / Eficiência adotada (%)					
	DBO	DQO	SST	N amoniacal	N total	P total
<b>Tratamento primário convencional</b>	30-35 / <u>35</u>	25-35 / <u>35</u>	55-65 / <u>60</u>	< 30 / <u>25</u>	< 30 / <u>25</u>	< 35 / <u>25</u>
<b>UASB + filtro biológico percolador</b>	80-93 / <u>85</u>	73-88 / <u>80</u>	87-93 / <u>90</u>	< 50 / <u>35</u>	< 60 / <u>40</u>	< 35 / <u>25</u>
<b>UASB + lagoas de polimento</b>	77-87 / <u>80</u>	70-83 / <u>75</u>	73-83 / <u>80</u>	50-65 / <u>55</u>	50-65 / <u>55</u>	> 50 / <u>50</u>

Adaptado de von Sperling (2005).

Procedendo a simulação para os três cenários de tratamento, pode-se observar pela Figura 6 redução no montante a ser pago pelo setor de saneamento – tendo em vista que na maioria dos casos, se menor carga estará sendo lançada, menor é o montante a ser pago.



**Figura 6 – Simulação do montante arrecadado para o setor de saneamento considerando diferentes níveis de tratamento.**

Verifica-se um decréscimo de aproximadamente 17% considerando que 100% do esgoto fosse tratado em sistema primário convencional e, a mesma porcentagem de redução caso 50% do esgoto fosse tratado em sistema de reator UASB seguido de lagoas de polimento. Pode-se inferir, então, que se toda a população da bacia do Doce fosse atendida por um sistema de esgotamento sanitário e todo este esgoto coletado fosse tratado, pelo menos, em nível primário, teria o mesmo efeito que se metade desse esgoto fosse tratado em nível terciário, indicando que a implantação, inicialmente, de um sistema mais simples e de baixo custo de implantação/operação já traria efeitos bastante positivos à qualidade das águas da bacia. Já se fosse considerado que 50% do esgoto fosse tratado em sistema UASB seguido de filtro biológico percolador, esta redução seria menor, sendo próxima de 3%.

Acredita-se que essa redução do montante a ser pago pelas companhias e autarquias de saneamento poderia ser revertida na construção e operação dos próprios sistemas de tratamento. Tal redução indica também que uma menor carga poluente estará sendo lançada nas águas da bacia do Doce.

Novamente, pode-se notar a importância da introdução do parâmetro fósforo total na proposta, visto que, em todos os cenários de tratamento simulados – para a proposta do EPL – este foi o parâmetro que proporcionou o EP limitante.

Não se procedeu a análises comparativas do custo de implantação e operação dos sistemas de tratamento e o valor a ser pago – obtido pelas propostas – pelo uso

da água para assimilação de efluentes, posto que os valores de PPU adotados nas simulações, não serão, necessariamente, os mesmos adotados pela bacia que futuramente poderá implantar tais propostas, podendo, inclusive, propor valores que incentivem o tratamento.

Além disso, o valor do PPU para lançamento baseava-se apenas no parâmetro DBO e, conhecido o impacto de cada parâmetro sobre a qualidade da água – comprometimento da qualidade de um determinado volume de água – deve-se escolher um valor condizente para tal.

Para finalizar, faz-se importante o destaque de que este trabalho contemplou apenas mecanismos alternativos para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos para assimilação de efluentes, não sendo avaliadas propostas de incentivo a boas práticas – menor desperdício, tratamentos mais eficientes – o que não impede que os órgãos gestores as façam.

## 6. SUMÁRIO E CONCLUSÕES

Com base nos estudos apresentados, elaboraram-se duas propostas alternativas para uso no âmbito dos comitês das bacias hidrográficas brasileiras para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos: o Equivalente Populacional Limitante (EPL), e o Volume Comprometido (VC).

A proposta do EPL se baseou no conceito do equivalente populacional, isto é, a poluição teoricamente gerada por um habitante em um dia. Assim, cada parâmetro a ser considerado na proposta terá sua carga convertida na unidade do EP, sendo antes feito o desconto da carga de *background* – carga já existente no curso de água no ponto de captação. Obtidos os EPs de cada parâmetro selecionou aquele que seria o “limitante”, isto é, o parâmetro que proporcionou o maior equivalente populacional, para a cobrança recair sobre ele.

Já a proposta do VC se baseou no princípio da diluição, ou seja, quantos metros cúbicos de água são necessários para assimilação de determinada carga poluente de tal forma que não altere a condição do curso receptor. Da mesma maneira que na proposta do EPL, considerou-se também um desconto devido à carga já existente no curso de água no ponto de captação (desconto da carga de *background*).

Dentre os parâmetros de qualidade de água, a DBO, DQO, SST,  $N_{\text{amoniaco}}$  e  $P_{\text{total}}$  foram os de maior relevância para a aplicação dos mecanismos alternativos de cobrança pelo uso da água para assimilação de efluentes na bacia do Doce – estudo de caso. No caso da proposta do VC, apenas o parâmetro  $P_{\text{total}}$  foi considerado.

De posse dessas informações, com um banco de dados qualitativos e quantitativos sobre o lançamento de efluentes na bacia hidrográfica do rio Doce, e feitas algumas considerações; procedeu-se a simulação para o setor de saneamento considerando o cenário atual de tratamento da bacia, além da avaliação de 3 cenários, nos quais foram simulados os efeitos da adoção de diferentes graus de tratamento de esgotos sanitários na bacia.

As simulações mostraram aumento no montante arrecadado aplicando-se as propostas alternativas. Na simulação da proposta do EPL, o parâmetro  $P_{\text{total}}$  foi de suma importância no gerenciamento da qualidade das águas da bacia do Doce, se mostrando um problema a ser mais amplamente estudado.

Os cenários de tratamento simulados mostraram a importância da destinação correta dos esgotos produzidos, não só do ponto de vista econômico – apresentando redução do montante a ser pago – como, principalmente, do ponto de vista da qualidade das águas.

Pode-se notar, também, o quão importante foi a retirada de fósforo pelos sistemas que vierem a ser implantados, pois só com essa remoção terciária é que a qualidade das águas deixará de mudar em função do aporte do mesmo nos sistemas.

Pode-se dizer que os mecanismos alternativos contemplaram de forma mais ampla o real problema da qualidade das águas na bacia do Doce, por considerarem outros parâmetros além da DBO e representarem uma forma mais justa de cobrança, já que existe a consideração da carga de *background*.

Ambas as propostas – Equivalente Populacional Limitante e Volume Comprometido – são de grande versatilidade, podendo ser postas em prática em qualquer bacia, sendo escolhidos os parâmetros relevantes à qualidade das águas. Porém, a proposta do Equivalente Populacional Limitante foi considerada a de mais fácil aplicação e entendimento.

Percebendo a importância do setor de saneamento na bacia do rio Doce quando se está em pauta o assunto qualidade de água, conclui-se que as simulações foram válidas. Porém, com um banco de dados quantitativo e, principalmente, qualitativo consistente, deve-se proceder nova análise dos parâmetros a serem contemplados para os diferentes setores.

## 7. REFERÊNCIAS

AMORIM, M. A. M.; CARVALHO, G. B. B.; THOMAS, P. T.; FREITAS, N. N.; ALVES, R. F. F.. A Cobrança Pelo Uso de Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Doce. In: Simpósio Brasileiro De Recursos Hídricos, 19., 2011, Maceió. **XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.**

ANA – Agência Nacional de Águas (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2012.** Edição especial. Brasília: ANA, 2012. 215 p.

ANA – Agência Nacional de Águas (Brasil). **Relatório técnico: Ocorrência de cianobactérias na bacia hidrográfica do rio Doce.** Francisco Romeiro ... [et al.]. - Brasília: ANA, 2012. 75p.

ANA – Agência Nacional De Águas. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil.** ANA, Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, Brasília (DF), SRP, 2005, 176 p.

APHA, AWWA, WPCF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18 th edition. Washington DC.: *American Public Health Association*, 1996.

AYER, F. **Estado lança 1,7 bi de litros de esgotos por dia em seus mananciais.** Disponível em: <[http://www.em.com.br/app/noticia/gerais/2012/07/08/interna\\_gerais,304862/estado-lanca-1-7-bi-de-litros-de-esgotos-por-dia-em-seus-mananciais.shtml](http://www.em.com.br/app/noticia/gerais/2012/07/08/interna_gerais,304862/estado-lanca-1-7-bi-de-litros-de-esgotos-por-dia-em-seus-mananciais.shtml)>. Acesso em: 23 mar. 2013.

AYER, F. **Poluição na bacia do Rio Doce obriga municípios ribeirinhos a buscar alternativas de captação:** Valadares, o maior deles, está refém da proliferação de cianobactérias que envenenam a água. Disponível em: <[http://www.em.com.br/app/noticia/gerais/2012/07/10/interna\\_gerais,305145/poluicao-na-bacia-do-rio-doce-obriga-municipios-ribeirinhos-a-buscar-alternativas-de-captacao.shtml](http://www.em.com.br/app/noticia/gerais/2012/07/10/interna_gerais,305145/poluicao-na-bacia-do-rio-doce-obriga-municipios-ribeirinhos-a-buscar-alternativas-de-captacao.shtml)>. Acesso em: 23 mar. 2013.

BÁRBARA, V. F. **Uso do Modelo QUAL2E no Estudo da Qualidade da Água e da Capacidade de Autodepuração do rio Araguari – AP (Amazônia).** 2006. 174 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2006.

BRASIL, CEARÁ, **Lei nº 11.996, de 24 de julho de 1992.** “Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos – SIGERH e dá outras providências.”.

BRASIL. **Lei Federal nº. 9.433, de 08 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=370>>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2013.

BRASIL, **Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

BRASIL, SÃO PAULO, **Decreto nº 50.667, de 30 de março de 2006**. “Regulamenta dispositivos da Lei nº 12.183 de 29 de dezembro de 2005, que trata da cobrança pela utilização dos recursos hídricos do domínio do Estado de São Paulo, e dá providências correlatas.”.

CAMPOS, N.; STUDART, T. **Gestão de Águas – Princípios e Práticas**. Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre (RS), 2001, 197 p.

CARNEIRO, T. G.; LEITE, F. Cianobactérias e suas Toxinas. **Analytica**, Campinas, n. , p.36-41, 17 dez. 2007.

CBH-DOCE – Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. **Deliberação CBH-DOCE nº 26, de 31 de março de 2011**. “Dispõe sobre mecanismos e valores de cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Doce”. Disponível em: <  
[http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sag/CobrancaUso/Cobranca/Deliberacao\\_CBH-Doce\\_nr\\_26\\_11.pdf](http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sag/CobrancaUso/Cobranca/Deliberacao_CBH-Doce_nr_26_11.pdf) >. Acesso em: 20 de fevereiro de 2013.

CBH-PCJ – Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. **Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ nº 025/05, de 21/10/2005**. “Estabelece mecanismos e sugere os valores para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá e dá outras providências.”.

CEIVAP – Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul . **Deliberação CEIVAP nº 65/2006, de 28 de setembro de 2006**. “Estabelece mecanismos e propõe valores para a cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, a partir de 2007”.

CEIVAP – Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul . **Deliberação CEIVAP nº 08, de 6 de dezembro de 2001**. “Dispõe sobre a implantação da Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos na Bacia do Rio Paraíba do Sul a partir de 2002”.

CERH / COPAM-MG – Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais / Conselho Estadual de Política Ambiental. **Deliberação Normativa nº 26, de 18 de dezembro de 2008**. “Dispõe sobre procedimentos gerais de natureza técnica e administrativa a serem observados no exame de pedidos de outorga para o lançamento de efluentes em corpos de água superficiais no domínio do Estado de Minas Gerais.”.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. “Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.”.

CONSÓRCIO ECOPLAN LUME (2010). **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce e Planos de Ações para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce.** Volume I, 478 p.

COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 5 de Maio de 2008.** “Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.”.

COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental. **Deliberação Normativa COPAM nº 74, de 9 de setembro de 2004.** Disponível em: <<http://sisemanet.meioambiente.mg.gov.br/mbpo/recursos/DeliberaNormativa74.pdf>>. Acesso: 25 de março de 2013.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. Di B. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** 2<sup>a</sup>. ed. Belo Horizonte: RiMa, 2005. 1 v.

EPA - United States Environmental Protection Agency. **Protocol for Developing Nutrient TMDLs,** EPA 841-B-99-007. 1999.

FORGIARINI, F. R.; SILVEIRA, G. L.; CRUZ, J. C. Modelagem da Cobrança pelo uso da Água Bruta na Bacia do Rio Santa Maria/RS: I – Estratégia Metodológica e Adaptação à Bacia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 1, p. 65-77, 2008a.

FORGIARINI, F. R.; SILVEIRA, G. L.; CRUZ, J. C. Modelagem da Cobrança pelo uso da Água Bruta na Bacia do Rio Santa Maria/RS: II – Aplicação em Escala Real e Validação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 1, p. 79-89, 2008b.

FREITAS, V. P. **Águas: Aspectos Jurídicos e Ambientais.** Curitiba: Juruá, 2000. 263p.

HÖTTE, M., VAN DER VLIES, J., HAFKAMP, W., 1995, "Levy on Surface Water in The Netherlands". In: R. Gale, S. Barg, A. Gillies (Ed), **Green Budget Reform.** Earthscan Publications, pp. 220 - 230.

HYNES, H. B. N. **The Ecology of Running Waters.** University of Toronto Press, 1960.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Indicadores de Desenvolvimento Sustentável. IBGE, Diretoria de Geociências, Rio de Janeiro (RJ), 2012, 350 p.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Atlas de Saneamento 2011. IBGE, Diretoria de Geociências, Rio de Janeiro (RJ), 2011, 268 p.

IEMA – Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Instrução Normativa nº 007 de 21 de junho de 2006**. “Estabelece critérios técnicos referentes à outorga para diluição de efluentes em corpos de água superficiais do domínio do Estado do Espírito Santo.”.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas (Minas Gerais). **Monitoramento da qualidade das águas superficiais em Minas Gerais em 2012 – Resumo Executivo**. - Belo Horizonte: IGAM, 2013. 47p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos Domésticos**. 6ª, Rio de Janeiro, 2011. 1050p.

MATOS, A. T. **Tratamento e Disposição Final de Águas Residuárias e Resíduos Sólidos**. Revista Engenharia na Agricultura. Série Caderno didático. Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2011.

MATOS, A. T. **Práticas de Poluição Ambiental**. Revista Engenharia na Agricultura. Série Caderno didático. Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2004.

MENDES, D. A. R. **Aplicação do modelo QUAL2Kw para avaliação de cargas pontuais no rio Itapanhaú**. 2010. 241 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica de Engenharia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

PORTO, M. **Sistemas de Gestão da Qualidade das Águas: Uma Proposta para o Caso Brasileiro**. São Paulo, 2002. 131p. Tese (Livre Docência). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária.

RAMOS, M. **Gestão de Recursos Hídricos e Cobrança pelo Uso da Água**. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas - Escola Brasileira de Administração Pública, 2007. 61 p.

RAMOS, M. Sustentabilidade do Sistema de Gestão de Recursos Hídricos no Brasil. In: FREITAS, M. A. V. (Org.). **O Estado das águas no Brasil 2001 - 2002**. Brasília – DF: Agência Nacional de Águas (ANA), 2003. p. 437-446.

REYNOLDS, C. S. et. al. **Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton**. Journal of Plankton Research, 24:417-428, 2002.

RIBEIRO, C. B. M. **Sistema de alerta ambiental fundamentado em estudo teórico- experimental de transporte e dispersão de poluentes solúveis em cursos d'água**. 2007. 168 f. Tese (Doutorado) - Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

RODRIGUES, R. B. **SSD RB – Sistema de Suporte a Decisão proposto para a Gestão Quali-quantitativa dos processos de Outorga e Cobrança pelo uso da Água**. 2005. 155f. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo – SP. 2005.

SANTOS, J. S.; BARACUHY, J. G. V.; LIMA, V. L. A.. Aspectos Legais da Cobrança de Água No Brasil. **Revista Educação Agrícola Superior**, Campina Grande, v. 25, n. 2, p.74-78, 2010.

SANTOS, M. O. R. M. **O impacto da cobrança pelo uso da água no comportamento do usuário**. 2002. 241 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio De Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. **Aplicação do método da carga máxima total diária (CMTD) para a amônia no Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia-SP**, Eng. Sanit. Ambient., v. 12, n. 2, p. 160-168, 2007.

SILVA, S. B. **Cobrança pelo Lançamento de Efluentes: Simulação para a Bacia do rio Paraíba - PB**. 2006. 177 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal De Campina Grande, Campina Grande, 2006.

SMITH, V. H. **Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems-A Global Problem**. ESPREnvironSci & Pollut Res 10(2): 126-139. 2003.

TEODORO, A.; IDE, C. N.; RIBEIRO, M. L.; BROCH, S. A. O.; SILVA, J. B.. Implementação do conceito capacidade de diluição de efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFGM: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.18, n. 3, p. 275-288, 2013.

TOLEDO, A. et al. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais**. Pôster apresentado no Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 12, Camboriú. Anais. 1983. 1-34p. In: BARROS, C.F.A. Diversidade e ecologia do fitoplâncton em 18 lagoas naturais do médio Rio Doce. Tese de doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais-UFGM. 2010. 118p.

VIANA, L. F. G. **Proposta de modelo de cobrança de água bruta no estado do Ceará: uma revisão do modelo atual**. 2011. 85 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

von SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 1<sup>a</sup>, Belo Horizonte: UFGM, 2007. 588p.

von SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3<sup>a</sup>, Belo Horizonte: UFGM, 2005. 452p.