

DANIELE GONÇALVES NUNES

**MODELAGEM DA AUTODEPURAÇÃO E QUALIDADE DA ÁGUA
DO RIO TURVO SUJO**

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
2008

DANIELE GONÇALVES NUNES

MODELAGEM DA AUTODEPURAÇÃO E QUALIDADE DA ÁGUA
DO RIO TURVO SUJO

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: 20 de Junho de 2008.

Prof. Antonio Teixeira de Matos
(Co-orientador)

Prof. Mauro Aparecido Martinez

Prof^a. Ann Honor Munteer

Prof. Alisson Carraro Borges

Prof. Demetrius David da Silva
(Orientador)

“Ao meu pai, João Batista, e minha tia Sônia por todo apoio e confiança depositados”.

“À minha querida mãe, Maria Aparecida, pelo exemplo de vida, amor incondicional, renúncia e dedicação”.
In memoriam

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por guiar-me e iluminar-me em meu caminho, em minhas decisões e nunca permitir que desistisse.

À minha mãe querida (in memorian), razão de minhas conquistas e de tudo que sou.

Ao meu pai João e minha tia Sônia, os pilares que me sustentam, fortaleza e porto seguro.

À minha família pela confiança depositada, pela torcida e apoio.

À Universidade Federal de Viçosa (UFV), por intermédio do Departamento de Engenharia Agrícola, pelos ensinamentos e oportunidades.

A meu orientador, Prof. Demetrius David da Silva pela orientação valiosa, ensinamentos, pela confiança e dedicação.

Aos meus co-orientadores, Prof. Antonio Teixeira de Matos e Prof. Márcio Mota Ramos, pelos ensinamentos, pelo apoio, orientação e confiança neste trabalho.

Aos professores e funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola, pela dedicação, amizade e organização do programa de pós-graduação.

Aos estagiários, André, Rodrigo, Camila e Mariluci pelo grande auxílio e dedicação.

Aos amigos Felipe, João, Fernanda, Luís, Débora, Eduardo e José Alencar que contribuíram de maneira enriquecedora para a pesquisa.

Aos amigos, Clarinha, Daniele, Samira, Juliana, Deisy, Luisa, Vivian, Olavo que foram o apoio, o conselho, o alento nas horas mais difíceis e contribuíram de alguma forma para esta conquista.

E a todos que por algum momento e de alguma maneira auxiliaram a conquista de mais este objetivo.

BIOGRAFIA

DANIELE GONÇALVES NUNES, filha de João Batista Nunes e Maria Aparecida Novaes Gonçalves Nunes, nasceu em 29 de julho de 1983, em Volta Redonda, Rio de Janeiro. Em maio de 2006 graduou-se em Engenharia Ambiental, pela Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais – Brasil.

Em maio de 2006 ingressou no curso de Mestrado em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, defendendo a dissertação em Junho de 2008.

SUMÁRIO

RESUMO	vi
ABSTRACT	viii
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	4
2.1 Situação da bacia do rio Turvo Sujo.....	6
2.2 Índice de Qualidade de Água	6
2.3 Autodepuração de cursos de água.....	11
2.4 Oxigenação e desoxigenação	12
2.5 Modelagem para estimativa da autodepuração	16
2.5.1 Coeficiente de desoxigenação	18
2.5.2 Coeficiente de reareção	21
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	23
3.1 Caracterização da área de estudo	23
3.2 Amostragem para fins de determinação do IQA e autodepuração	25
3.2.1 Descrição dos pontos de amostragem.....	29
3.2.2 Determinação dos parâmetros de qualidade da água	36
3.2.3 Determinação da vazão	46
3.3 IQA - Índice de Qualidade da Água.....	49
3.4 Coeficientes de autodepuração.....	53
3.5 Enquadramento dos trechosdo rio Turvo Sujo nos padrões estabelecidos pela Resolução N°357/2005 do CONAMA	60
3.5 Modelagem de autodepuração do rio Turvo Sujo	61
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	64
4.1 Caracterização química, física e bioquímica das águas do rio Turvo Sujo.....	64
4.2 Índice de Qualidade da Água	72
4.2.1 Vazão <i>versus</i> IQA	73
4.2.2 Caracterização do rio Turvo Sujo.....	74
4.2.3 Variáveis que mais interferiram no IQA	76
4.3 Enquadramento dos trechosdo rio Turvo Sujo nos padrões estabelecidos pela Resolução N°357/2005 do CONAMA	79
4.4 Coeficientes de autodepuração.....	82
4.4.1 Determinação do coeficiente de desoxigenação K_1	82
4.4.2 Determinação do coeficiente de reareação K_2	84
4.5 Desenvolvimento e teste de um novo sistema de informação em ambiente <i>web</i> para a modelagem da autodepuração do rio Turvo Sujo usando o modelo de STREETER=PHELPS	86
5 RESUMO E CONCLUSÕES	97
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	99
ANEXOS.....	93
ANEXO I.....	94

RESUMO

NUNES, Daniele Gonçalves, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, junho de 2008. **Modelagem da autodepuração e qualidade da água do rio Turvo Sujo**. Orientador: Demetrius David da Silva. Co-orientadores: Antonio Teixeira de Matos e Márcio Mota Ramos.

A bacia objeto de estudo é a do rio Turvo Sujo, situada na bacia do rio Doce, abrangendo parte dos municípios de Viçosa, Coimbra, Cajuri, Teixeiras e Guaraciaba. Pode ser considerada uma bacia importante para região, em termos de abastecimento de água para a população, diluição de efluentes domésticos e industriais e uso na pecuária e agricultura. A realização do presente trabalho teve como principais objetivos: obter o Índice de Qualidade da Água (IQA) em 10 pontos do rio Turvo Sujo, em duas épocas distintas (período seco e chuvoso); quantificar o coeficiente de desoxigenação (K_1) e de reaeração (K_2) das águas no rio Turvo Sujo, a jusante dos pontos de confluência com seus principais afluentes, e modelar a capacidade de autodepuração do rio Turvo Sujo, com base no modelo de STREETER-PHELPS (1925). Os resultados obtidos indicaram expressiva melhoria na qualidade da água nos períodos com maior vazão. Durante o período de estiagem, a qualidade da água manteve-se entre “muito ruim” e “média”, sendo o ponto de pior qualidade observado a montante do córrego do Grama. As variáveis que mais interferiram negativamente no IQA foram: coliformes termotolerantes (CF), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), turbidez (Tu) e oxigênio dissolvido (OD). O rio Turvo Sujo apresentou-se, predominantemente, na condição classe 4, de acordo com a Resolução nº 357/2005 (CONAMA). Os trechos III (a jusante da confluência com o córrego

do Grama) e IV (a jusante da confluência com o rio Cristal), nos períodos seco e chuvoso, apresentaram maiores valores de K_1 que o trecho V (a jusante da confluência com o ribeirão Santa Tereza). Os menores valores de K_2 foram obtidos no período seco e os maiores valores no período chuvoso, nos trechos IV e V. A modelagem da capacidade de autodepuração do rio Turvo Sujo a partir do modelo de STREETER-PHELPS (1925), utilizando os dados coletados em campo e sistema de informação em ambiente *web*, permitiu ao usuário verificar o impacto do lançamento de efluentes na qualidade dos cursos d'água.

ABSTRACT

NUNES, Daniele Gonçalves, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, June of 2008. **Modelling of self-purification and Water Quality of Turvo Sujo river.** Adviser: Demetrius David da Silva. Co-Advisers: Antônio Teixeira de Matos and Márcio Mota Ramos.

The basin study object is the one of the Turvo Sujo river, located in the basin of the Doce river and it includes the districts of Viçosa, Coimbra, Cajuri, Teixeiras and Guaraciaba. An important basin for area, in terms of domestic water use, dilution of domestic and industrial effluents and use in the livestock and agriculture. The objectives of this study were: to obtain the Water Quality Index (WQI) in ten points of Turvo Sujo river, in two different times (dry and rainy period); to quantify the deoxygenation rate constant (K_1) and of reaeration (K_2) of the waters in the Turvo Sujo river, the jusante of the confluence points with their main tributaries, and to model the capacity of self-purification of the Turvo Sujo river, with base in the STREETER-PHELPS model (1925). The obtained results indicated expressive improvement in the quality of the water in the periods with larger flow. During the drought period, the quality of the water stayed among "very bad" and "medium", being the point of worse quality observed to amount of the Grama stream. The variables that more interfered negatively in WQI were fecal coliform bacteria, 5-day BOD, turbidity and dissolved oxygen, characterizing the release of effluents of high organic load. The Turvo Sujo river came, predominantly, in the condition class 4, in agreement with the Resolution n. 357/2005 (CONAMA). The passages III (the jusante of the confluence with the Grama stream) and IV (the jusante of the confluence with the Cristal river), in the periods dry and

rainy, they presented larger values of K_1 than the passage V (the jusante of the confluence with the Santa Tereza river). The smallest values of K_2 were obtained in the dry period and the largest values in the rainy period, in the passages IV and V. The modelling of the capacity of self-purification of the Turvo Sujo river starting from the STREETER-PHELPS model (1925), using the data collected in field and system of information in web, it allowed to the user to verify the impact of the effluents release in the quality of the courses of water.

1. INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos são, cada vez mais, foco da preocupação mundial, devido a sua escassez em algumas regiões e também à deterioração de sua qualidade. A água é um recurso fundamental à manutenção da vida e indispensável a diversas atividades humanas.

A qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e de ações antrópicas, podendo-se dizer que seja função da forma de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica. A interferência do homem é uma das maiores causas de alteração na qualidade da água, seja de forma concentrada, com a geração de efluentes domésticos ou industriais, ou de forma difusa, com aplicação de defensivos e insumos agrícolas, contribuindo para a incorporação de substâncias químicas nos cursos d'água, alterando sua qualidade. Desse modo, a utilização e ocupação do solo têm implicação direta na qualidade da água.

Dentre as ações antrópicas que mais interferem nas características dos recursos hídricos, a incorporação de resíduos ricos em matéria orgânica é a mais expressiva, em termos de alteração da qualidade da água, pois resulta indiretamente no consumo de oxigênio dissolvido, sendo este um dos maiores problemas de poluição dos cursos d'água, já que a concentração de oxigênio dissolvido é fator de extrema importância para a manutenção da vida aquática.

A matéria orgânica introduzida nos corpos de água é grande fonte de alimento para diversos organismos heterotróficos nele presentes. Estes

organismos utilizam o oxigênio na decomposição da matéria orgânica, consumindo, assim, o oxigênio dissolvido e ocasionando sua depleção. Concomitantemente, pode ocorrer a reintrodução de oxigênio na água a partir das trocas gasosas entre a atmosfera e o curso de água e, também, por meio da liberação deste gás por processos fotossintéticos. Entretanto, quando há o lançamento de efluentes ricos em cargas orgânicas nos cursos d'água, deverá ocorrer brusca depleção na concentração de oxigênio na água, a partir de uma determinada distância a jusante do ponto de lançamento. Isto pode diminuir a concentração de oxigênio até se atingir níveis prejudiciais à biota aquática, já que a demanda por oxigênio supera sua reposição pelo processo de reaeração. A recuperação dos níveis de oxigênio e do equilíbrio aquático por meio de mecanismos naturais constitui o fenômeno da autodepuração.

Existe também uma relação entre a vazão e a qualidade da água, sendo que a sazonalidade da vazão faz alterar a qualidade da água de cursos d'água, ao longo do ano, já que nos períodos de chuva ocorrem maiores vazões e nos de estiagem, menores vazões.

A bacia objeto de estudo no presente trabalho é a do rio Turvo Sujo, situada na bacia do rio Doce, abrangendo os municípios de Viçosa, Coimbra, Cajuri e Teixeiras. Esta bacia hidrográfica pode ser considerada importante para a região, em termos de abastecimento de água para a população, diluição de efluentes domésticos e industriais e uso na pecuária e agricultura. Em alguns trechos do rio ainda pode-se notar a conservação das margens e do leito, sem expressivas alterações antrópicas. O trecho onde ocorrem maiores intervenções está no município de Viçosa, no qual há o encontro do rio Turvo Sujo com o ribeirão São Bartolomeu, um de seus afluentes mais importantes. Este último corta a cidade de Viçosa e recebe grande quantidade de despejos de grande carga orgânica, provocando decaimento na qualidade do rio Turvo Sujo após a confluência com o ribeirão São Bartolomeu.

Em vista dos usos múltiplos da água, torna-se importante o conhecimento da qualidade e da capacidade de autodepuração dos cursos d'água, de modo que haja melhor gestão desses recursos. Além disso, também é importante que seja levado em consideração, no caso do uso do

corpo d'água para diluição de efluentes, a capacidade de autodepuração do curso d'água e não só a carga orgânica do efluente ou a eficiência de tratamento do mesmo, como ocorre atualmente em decorrência da legislação ambiental.

Desse modo, estabelecer a relação entre vazão do curso d'água e qualidade de água, além de criar um banco de dados com esta relação e outras informações sobre a capacidade de autodepuração do curso d'água, possibilitará melhor gestão dos recursos hídricos, pois fornecerá informações necessárias à tomada de decisões, visando o desenvolvimento sustentável.

Em função do exposto, os objetivos do presente trabalho são: obter o Índice de Qualidade da Água (IQA), em 10 pontos do Rio Turvo Sujo e em duas épocas (período seco e chuvoso); quantificar o coeficiente de desoxigenação (K_1) e de reaeração (K_2) no rio Turvo Sujo a jusante dos pontos de confluência com seus principais afluentes e; modelar a capacidade de autodepuração do rio Turvo Sujo, com base no modelo de Streeter-Phelps (1925).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A água é um elemento essencial para o abastecimento e o consumo humano, para o desenvolvimento de atividades industriais e agrícolas e de importância vital na manutenção da biodiversidade dos ecossistemas.

O acentuado crescimento demográfico no planeta, o desenvolvimento industrial e das atividades agrícolas, associados à degradação na qualidade da água, devido ao mau uso desse recurso, têm ocasionado situações de escassez, gerando conflitos das mais variadas proporções (SECTMA, 2005).

A água possui múltiplos usos e dentre estes, os mais comuns são os abastecimentos doméstico e industrial, a irrigação, a dessedentação de animais, a aqüicultura, a preservação da flora e da fauna, a recreação e lazer, a harmonia paisagística, a geração de energia elétrica, a navegação e a diluição. De acordo com Von SPERLING (1996), o uso mais nobre, dentre os citados anteriormente, é o abastecimento doméstico, que requer a satisfação de vários critérios de qualidade. Por outro lado, o uso menos nobre é representado pela diluição de despejos, o qual não possui nenhum requisito especial, em termos de qualidade. Mesmo assim, torna-se importante e necessária a satisfação equânime de todos os usos.

A despeito de ser um recurso natural renovável, a água de qualidade vem se tornando um bem com disponibilidade cada vez menor. O sintoma mais nítido da escassez desse recurso é o aparecimento de conflitos entre usuários múltiplos pelo uso da água (MACHADO, 2004).

O Brasil, apesar de ser um país com abundância em recursos hídricos, possui algumas regiões que já sofrem com a escassez hídrica, tanto pela quantidade quanto pela deterioração da qualidade, devido à ausência de saneamento e o lançamento de efluentes domésticos e industriais, sem qualquer tratamento, na maioria dos corpos de água.

A natureza e as concentrações dos compostos presentes nas águas variam, principalmente, em função da constituição do solo de onde são originárias, das condições climáticas e do grau de poluição que lhes é conferido pelos despejos domésticos e industriais (SILVA e PRUSKI, 2000).

A qualidade da água é reflexo do efeito combinado de muitos processos que ocorrem ao longo do curso de água (PETERS e MEYBECK, 2000). De acordo com LIMA (2001), a qualidade da água não se traduz apenas pelas suas características físicas e químicas, mas pela qualidade de todo o funcionamento do ecossistema.

Durante toda a história da civilização humana, a água vem servindo como destino fácil para os resíduos gerados pelo homem, tornando-a poluída e muitas vezes imprópria para outros usos.

É recente a percepção de que os recursos naturais não são inesgotáveis e que o desenvolvimento econômico deve harmonizar-se com o meio ambiente, sob pena de vários riscos para a sobrevivência do ser humano. Essa possibilidade é particularmente grave no que diz respeito aos recursos hídricos (ROMITELLI, 2006).

As leis estaduais de recursos hídricos, editadas a partir do início da década de 1990 e, posteriormente, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei 9.433/97, ao incorporarem o princípio do aproveitamento múltiplo e integrado dos recursos hídricos, afirmaram a opção brasileira por um modelo de gestão de águas que contemplasse simultaneamente aspectos quantitativos e qualitativos (LIBÂNIO et al., 2005).

A implementação do Plano Nacional de Recursos Hídricos, pela Agência Nacional de Águas – ANA, tem entre suas atribuições a operacionalização dos instrumentos de gestão, por sua vez, a Lei nº 9433/97, estabelece que a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e da sociedade

civil, mas para tanto é preciso se conhecer e obter informações dos recursos hídricos (ROMITELLI, 2006).

2.1. Situação da bacia do Rio Turvo Sujo

A bacia do rio Turvo Sujo, localizada na Zona da Mata mineira, inserida na bacia do rio Doce, apresenta como principais problemas ambientais a ocupação desordenada das encostas e topos de morros dentro das cidades, a degradação da qualidade da água, devido aos inúmeros despejos de esgotos, falta de conservação do solo e encostas, poluição difusa provocada pelas atividades agrícolas no entorno da bacia. Toda esta falta de planejamento e conservação da bacia pressiona as áreas de preservação permanente das margens dos rios, nascentes e topos de morro, comprometendo a produção de água da bacia. A região apresenta topografia acidentada, composta por cadeias de montanhas agrupadas, com altas declividades, formando vales estreitos e úmidos. O relevo mostra-se bastante diversificado, destacando-se áreas planas, onduladas e montanhosas, elevações de topos arredondados com vertentes convexas, terminando em vales planos (VALVERDE, 1958), sendo comum a presença de cicatrizes de escorregamento, ravinas anfi-teátricas e voçorocas (CARNEIRO e FARIA, 2005).

O padrão de exploração da terra levou à redução da sua vegetação original, que se encontra restrita aos topos de morros e encostas íngremes, permitindo atualmente denominar como domínio dos Mares de Morros outrora Florestados (CARNEIRO e FARIA, 2005).

Os usos mais comuns da água na bacia do rio Turvo Sujo são: abastecimento doméstico, industrial e agroindustrial, irrigação, dessedentação de animais, pesca, piscicultura e recreação de contato primário.

2.2. Índice de Qualidade da Água

Os índices de qualidade da água refletem o nível de salubridade da água, sendo baseados em algumas variáveis pré-determinadas. Em alguns

casos, estes índices refletem o comportamento do ecossistema e, em outros, indicam a condição do ambiente aquático. O objetivo principal destes índices é determinar o potencial de disfunções do ecossistema e permitir melhor compreensão das fontes de contaminação e das decisões de manejo mais eficazes (ONGLEY, 2000).

Os primeiros estudos relacionando o nível de pureza e a poluição da água foram realizados na Alemanha em 1848 (OTT, 1978). Segundo DERÍSIO (1992), estes estudos procuraram sintetizar os dados de qualidade da água, através da relação entre o nível de pureza da água e a poluição, com a ocorrência de determinadas comunidades de organismos aquáticos. Em lugar de um valor numérico, a qualidade da água era categorizada por uma classe, entre várias, de poluição.

O interesse do Brasil por tais índices cresceu desde que o Conselho Nacional de Meio Ambiente em seu relatório anual de 1972, manifestou a necessidade da utilização de índices para o meio ambiente (PNMA, 2007).

Existem três tipos básicos de índices de qualidade de água (OTT, 1978):

- Índices elaborados a partir da opinião de especialistas;
- Índices baseados em métodos estatísticos;
- Índices biológicos (cujos dados necessários para sua formulação ainda não são rotineiramente obtidos em programas de monitoramento).

Como existe uma variedade de usos para a água, surgiram, então, vários índices, tais como (DERÍSIO, 1992):

- Índice de qualidade de água em geral;
- Índice de qualidade de água para usos específicos;
- Índice de qualidade de água para planejamento ambiental, entre outros.

Os índices de qualidade de água possuem diversas finalidades como distribuição de recursos e determinação de prioridades; comparação de condições ambientais em diferentes áreas geográficas; determinação do cumprimento da legislação ambiental; análise de tendências, avaliação de mudanças na qualidade ambiental, em determinado período de tempo e

acompanhamento da qualidade dos recursos hídricos superficiais; informação ao público; pesquisa científica; identificar problemas de qualidade de água que demandem estudos especiais em trechos de rios.

Horton, pesquisador alemão, foi o primeiro a fazer uma apresentação formal de um IQA em 1965, referindo-se aos índices como ferramenta para a avaliação dos programas de redução da poluição e para informação pública (DERÍSIO, 1992).

O Índice de HORTON (1965) usa uma função de agregação de soma linear. Basicamente este índice consiste em um somatório ponderado de subíndices, divididos pelo somatório dos pesos multiplicado por dois coeficientes que consideram, a temperatura e a poluição evidente de um curso d'água.

De acordo com DERÍSIO (1992), em 1970, Brown, McClelland, Deininger e Tozer apresentaram um índice de qualidade de água bastante similar em sua estrutura, ao Índice de Horton e o estudo foi financiado pela National Sanitation Foundation.

Este índice, IQA-NSF, combinou as opiniões de 142 especialistas, baseado na técnica de Delphi da Rand Corporation, através das respostas a vários questionários, tabuladas e retornadas a cada participante, para comparação de sua resposta com a dos demais participantes a fim de se chegar a um consenso (PNMA, 2007).

O resultado desta pesquisa foi a indicação das variáveis de qualidade de água que deveriam entrar no cálculo, o peso relativo das mesmas e a condição em que se apresentava cada uma delas, de acordo com uma escala de valores. Inicialmente foram selecionadas 35 variáveis indicadoras de qualidade da água e, destas, nove foram selecionadas para compor o IQA-NSF. Para cada variável foi estabelecida curvas de variação da qualidade da água, de acordo com o estado ou condições de cada variável. As nove variáveis consideradas no IQA são: oxigênio dissolvido (OD); demanda bioquímica de oxigênio (DBO); coliformes termotolerantes; diferença na temperatura da água; pH da água; nitrogênio; fósforo total; sólidos totais e turbidez, que são considerados relevantes para avaliação da qualidade das águas, tendo como determinante principal a utilização das mesmas para abastecimento público (MATOS, 2007). Estão apresentadas,

na Figura 1, as curvas médias para cada parâmetro, bem como seu peso relativo correspondente (CETESB, 2006).

Apesar de a forma aditiva ser muito utilizada, foi proposta também por LANDWEHR e DEININGER (1976) uma forma multiplicativa para evitar eventuais problemas de resultados mascarados, que ocorriam quando um subíndice apresentava valores extremamente baixos de qualidade de água. Na forma multiplicativa, os mesmos pesos tornam-se potências dos subíndices. Neste caso, se qualquer dos subíndices aproxima-se de zero, o índice global também se aproxima de zero.

Existem outros índices que avaliam a qualidade das águas, entre eles estão o índice de toxidez que complementa o IQA-NSF. No IQA proposto pela NSF este problema é contornado através de uma variável binária, o Índice de Toxidez (IT), que assume o valor zero, caso um dos elementos tóxicos ultrapasse o limite permitido, ou o valor um (1) em caso contrário. A nota final de um ponto de amostragem será o produto do IQA pelo IT. Em suma: $IT=0$, quando pelo menos uma substância tóxica ultrapassar os padrões e $IT=1$, quando nenhuma substância tóxica ultrapassar os padrões (PNMA, 2007). São sete os metais integrantes do IT: cádmio, chumbo, cobre, mercúrio, "cromo total", níquel e zinco.

A CETESB (Companhia de Tecnologia Ambiental do Estado de São Paulo) utilizou, de 1975 a 2001, o Índice de Qualidade das Águas - IQA, com vistas a servir de informação básica de qualidade de água para o público em geral, bem como para o gerenciamento ambiental das 22 UGRHIs - Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos em que se divide o Estado de São Paulo. A partir de 2002, a CETESB tem utilizado índices específicos para os principais usos do recurso hídrico (CETESB, 2008).

Para águas destinadas para fins de abastecimento público utiliza o IAP (que é o produto da ponderação dos resultados atuais do IQA (Índice de Qualidade de Águas) e do ISTO (Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas), que é composto pelo grupo de substâncias que afetam a qualidade organoléptica da água, bem como de substâncias tóxicas). No caso de águas destinadas para a proteção da vida aquática utiliza-se o IVA (tem o objetivo de avaliar a qualidade das águas para fins de proteção da

fauna e flora em geral) e, por fim, para águas destinadas para o banho, utiliza-se a classificação da praia.

No estudo em questão, foi utilizado o Índice de Qualidade da Água, IQA, baseado no IQA-NSF e proposto pelo IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas). Este índice difere do IQA-NSF utilizado pela CETESB, por considerar nitrato em vez de nitrogênio total.

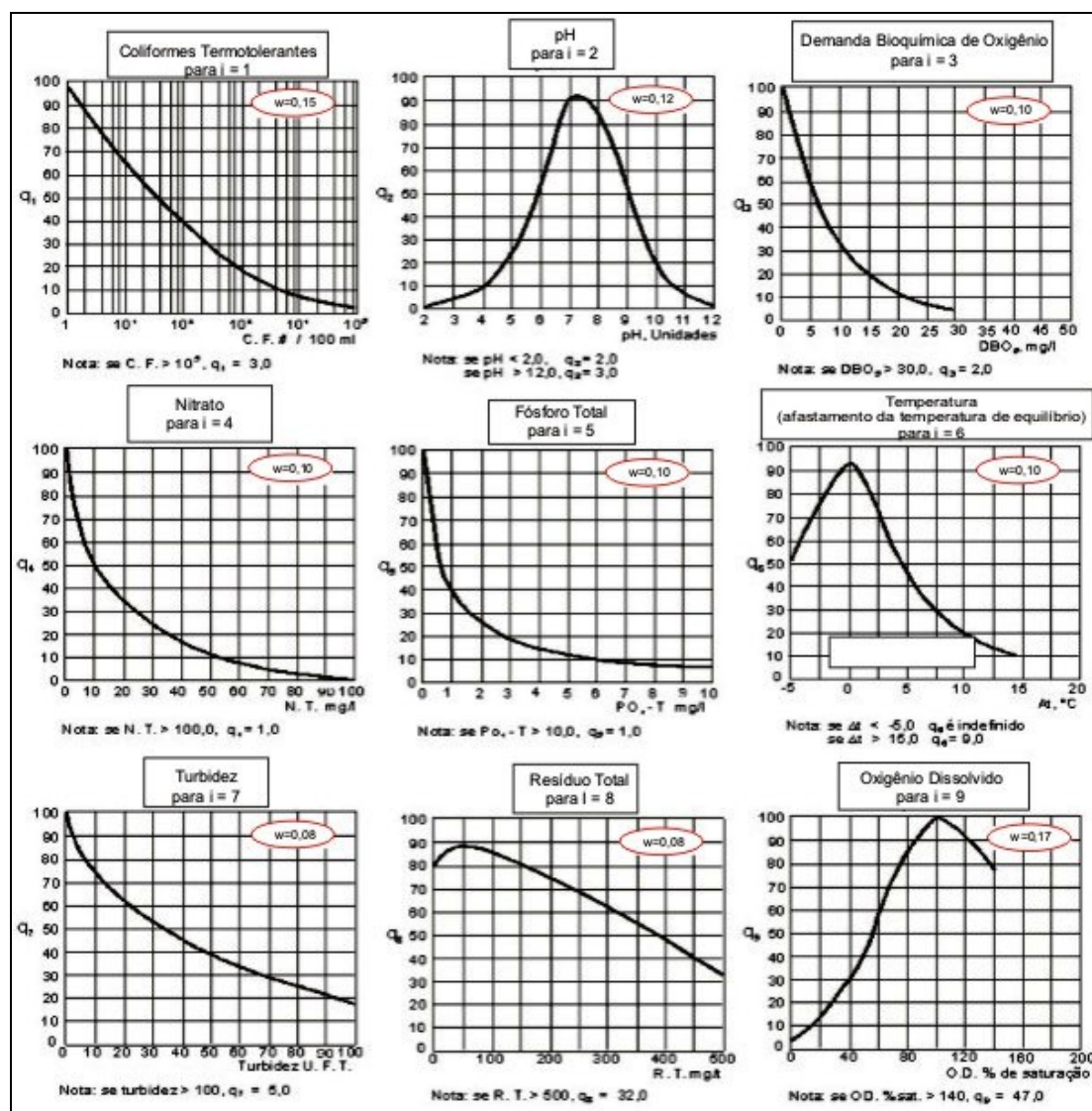


Figura 1 – Curvas médias de variação dos parâmetros de qualidade da água. Fonte: CETESB (2006)

Os resultados obtidos para o IQA podem ser Excelente, Bom, Médio, Ruim e Muito Ruim (IGAM, 2008).

O IQA é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes aos nove parâmetros citados acima.

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

em que:

IQA – índice de qualidade da água, um número de 0 a 100;

q_i – qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 a 100;

w_i – peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1.

Os pesos utilizados no cálculo do IQA foram estabelecidos pelo IGAM (2004).

O IQA, por reunir em um único resultado os valores de nove diferentes parâmetros, oferece ao mesmo tempo vantagens e limitações. A vantagem reside no fato de sumarizar a interpretação de nove variáveis em um único número, facilitando a compreensão da situação para o público leigo. A limitação relaciona-se à perda na interpretação das variáveis individuais e da relação destas com as demais. Soma-se a isto o fato deste índice ter sido desenvolvido de forma a possibilitar a avaliação do impacto dos esgotos domésticos nas águas utilizadas para abastecimento público, não representando efeitos originários de outras fontes poluentes (IGAM, 2006).

2.3. Autodepuração de cursos d'água

A introdução de matéria orgânica em um corpo de água resulta no consumo de oxigênio dissolvido. Isto se deve ao processo de estabilização da matéria orgânica, realizado pelas bactérias decompositoras aeróbias, que utilizam o oxigênio como acceptor final de elétrons na sua respiração.

Segundo BRANCO (1978), a matéria poluidora que atinge um corpo aquático sofre um processo natural de neutralização que inclui, principalmente, a diluição, a sedimentação e estabilização química. Este processo é chamado de autodepuração. Para MONTEIRO (1975) e ALMEIDA (2006), cada corpo receptor possui um limite de lançamento de matéria orgânica biodegradável, sendo importante a avaliação de sua capacidade de autodepuração.

Do mesmo modo que há o consumo de oxigênio do meio líquido, existe também a recuperação do nível desse oxigênio por meio da autodepuração dos cursos de água. Segundo VON SPERLING (1996), o fenômeno da autodepuração está vinculado ao restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, por mecanismos essencialmente naturais, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes. Neste processo, os compostos orgânicos são convertidos em compostos inertes e não prejudiciais do ponto de vista ecológico.

Além da estabilização dos compostos orgânicos e da recuperação do oxigênio consumido, a autodepuração compreende, também, a destruição dos organismos patogênicos que foram introduzidos no rio juntamente com os esgotos. Tais organismos encontram-se em um ambiente desfavorável à sua sobrevivência em meio aquático e vários são os fatores que concorrem para a sua destruição. Entre estes, devem ser destacados os raios ultravioleta da luz solar; a presença de microrganismos aquáticos que se alimentam de bactérias; a tendência a precipitação, geralmente na forma de flocos gelatinosos que vão ao fundo; as variações de temperatura e a presença de oxigênio no ambiente (CESAMA, 2008).

Diversas variáveis podem ser utilizadas na avaliação do processo de autodepuração, entretanto, a quantificação da concentração de oxigênio dissolvido (OD) é a mais importante para definir a condição do curso de água e avaliar se o mesmo encontra-se dentro ou fora dos limites da classe de seu enquadramento (SANTOS, 2001).

2.4. Oxigenação e desoxigenação

A solubilidade do oxigênio atmosférico varia de 14,6 mg L⁻¹, sob temperatura de 0 °C, a até 7 mg L⁻¹, à 35 °C, em água doce e pressão de 1 atm. Os maiores problemas ambientais ocorrem quando o meio líquido encontra-se sob maiores temperaturas, já que as taxas de oxidação biológica e a pressão de vapor do gás O₂ aumentam com a temperatura (ALMEIDA, 2006). Esta baixa solubilidade do oxigênio é fator limitante na capacidade de purificação de águas naturais.

De acordo com TCHOBANOGLIOUS e SCHROEDER (1985), THOMMAN e MUELLER (1987) e RIBEIRO (2001), citados por ALMEIDA (2006), as principais fontes de oxigênio para a massa líquida são a reaeração atmosférica, a fotossíntese e a contribuição de tributários mais oxigenados. Já o consumo resume-se, basicamente, nos vários tipos de oxidação da matéria orgânica suspensa (tanto a carbonácea quanto a nitrogenada) e decantada (camada de sedimentos decantados, que é responsável pela Demanda Bentônica de Oxigênio) e o uso do oxigênio na respiração, principalmente dos vegetais (algas), quando na ausência de luz.

A matéria orgânica presente nos esgotos pode estar em suspensão e dissolvida. As partículas de maior peso específico que estão suspensas tendem a sedimentar, formando o lodo de fundo, que também sofre oxidação na camada superficial. A matéria dissolvida e as partículas suspensas, de menor peso específico, permanecem na massa líquida.

Além dos processos citados, relacionados ao consumo de oxigênio, existem também os referentes à estabilização dos compostos nitrogenados, convertendo a amônia em nitrito e estes, por sua vez, em nitrato. Este consumo é referido como demanda nitrogenada ou demanda de segundo estágio. Os principais fenômenos responsáveis pelo balanço de oxigênio dissolvido em um curso d'água encontram-se apresentados na Figura 2.

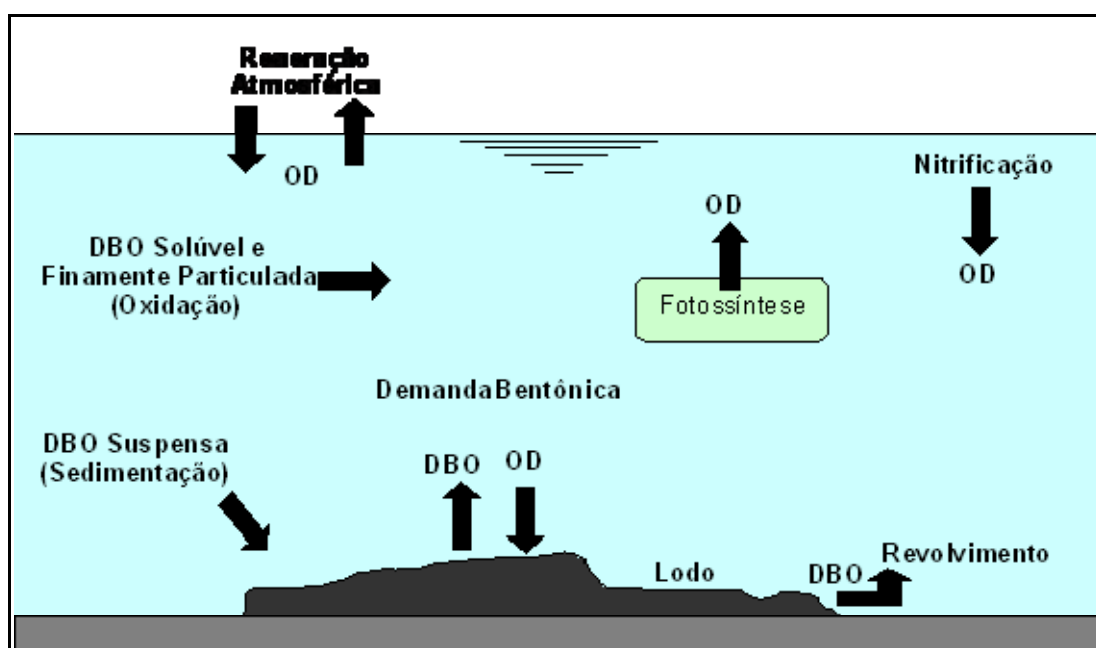


Figura 2 – Mecanismos relacionados ao balanço do oxigênio dissolvido.
Fonte: Santos (2001)

O consumo de OD, devido a tais oxidações, pode ser obtido utilizando-se a medição da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sendo basicamente governado pelo coeficiente de desoxigenação, K_1 , que varia de valor de acordo com a temperatura, a composição e a concentração de material orgânico na água. A estimativa do consumo de oxigênio pode ser obtida com a utilização de equações diferenciais, que expressam uma reação cinética de primeira ordem (VON SPERLING, 1996).

A reaeração atmosférica é, freqüentemente, o principal fator responsável pela introdução de oxigênio no meio líquido. A transferência de gases é um fenômeno físico, por meio da qual, moléculas de gases são intercambiadas entre o líquido e o gás pela sua interface. Este intercâmbio resulta num aumento da concentração do gás na fase líquida, caso esta fase não esteja saturada com gás (VON SPERLING, 1996).

O processo natural de reaeração de corpos de água receptores de despejos de esgotos envolve a transferência de massa superficial por meio da qual a demanda por oxigênio, resultante da ação bacteriológica sobre a matéria orgânica biodegradável pode ser suprida, ou não, dependendo da intensidade com que o fenômeno da transferência de oxigênio ocorre através da superfície do corpo receptor (SZÉLIGA e ROMA, 2003).

Existem basicamente dois mecanismos para a entrada do gás na massa líquida, são eles: difusão molecular e difusão turbulenta.

Em um corpo d'água com a massa líquida praticamente parada predomina a difusão molecular. Esta pode ser descrita como a tendência de qualquer substância de se espalhar uniformemente por todo o espaço disponível. No entanto, este mecanismo é bastante lento, requerendo muito tempo para que um gás atinja as camadas mais profundas do corpo de água (SANTOS, 2001). O processo de equalização de concentrações entre dois pontos de um fluido na ausência de agitação é governado pela difusão molecular. Matérias movem-se espontaneamente de uma região de alta concentração em direção a uma região de baixa concentração (SANTOS, 2001). Os principais fatores que afetam a taxa de difusão molecular são a temperatura, o gradiente de concentração e a seção transversal onde ocorre a difusão (ABREU, 1989).

O mecanismo da difusão turbulenta é bem mais eficiente, pois envolve os dois principais fatores de uma eficaz aeração: criação de interfaces e renovação destas interfaces. O primeiro é importante, pois é por intermédio das interfaces que ocorrem os intercâmbios gasosos. O segundo é também significativo, pois a renovação das interfaces permite que se evite pontos de saturação localizada, além de conduzir o gás para as várias profundidades da massa líquida, devido à maior mistura (VON SPERLING, 1996).

Segundo GIANANTE (2000), as fontes de oxigênio são: a atmosfera e as algas. Quanto à primeira fonte, há transferência de oxigênio atmosférico, que é abundante, para a água, de forma que esta o tem na quantidade máxima, quando não poluída. A concentração máxima de OD na água é função da temperatura e pressão atmosférica local que, por sua vez, é função da altitude. As algas constituem a segunda fonte de OD, em função da reação de fotossíntese.

A fotossíntese proporcionada pelo fitoplâncton, particularmente algas, é a maior fonte de OD em lagos e rios de movimento lento. A produção fotossintética de oxigênio é função da temperatura e profundidade da água, intensidade e duração da presença de luz e quantidade de algas, comumente medida como concentração de clorofila-a (RIBEIRO, 2001). A fotossíntese é o principal processo utilizado pelos seres vivos para a síntese da matéria orgânica, sendo característica dos organismos clorofilados.

A respiração apresenta uma reação exatamente oposta à da fotossíntese. Enquanto a fotossíntese constitui um processo de fixação da energia luminosa e a formação de moléculas de glicose de alta energia potencial, a respiração é essencialmente o inverso, isto é, a liberação desta energia para sua posterior utilização nos processos metabólicos (BRANCO, 1976).

No cômputo geral, os seres autotróficos realizam muito mais síntese do que oxidação, gerando sempre um saldo de compostos orgânicos que constituem a reserva de energia para os seres heterotróficos, além de um superávit de oxigênio que permite a respiração dos outros organismos (VON SPERLING, 1996).

2.5. Modelagem para estimativa da autodepuração

A modelagem computacional é uma ferramenta importante para que se possa avaliar a qualidade atual, estimar as condições da qualidade ao longo do percurso e simular efeitos da aplicação ou diminuição da carga poluente em cursos d'água.

O principal objetivo na modelagem é determinar, baseado em dados conhecidos previamente, as variações de concentração de determinada carga poluente em função do espaço e do tempo. Isto obviamente passa por conhecimentos básicos de transporte de massa difusivo e convectivo, e de cinética das reações biológicas envolvidas no processo.

A disposição final de efluentes pode ser estudada utilizando-se modelos computacionais de qualidade de água que contemplem fontes/sumidouros de DBO, ou de outras substâncias, o seu transporte ao longo do corpo de água e a sua reação com outras substâncias. É possível, ainda, desenvolver níveis de monitoramento específicos, considerando que a modelagem computacional responde mais rapidamente às variações de concentrações dos efluentes do que as medições analíticas feitas em laboratórios (CUNHA et. al., 2003).

Ainda, segundo CUNHA et al. (2003), existem na literatura vários modelos de qualidade de água que incluem a modelagem de diversas substâncias. O QUAL2E, por exemplo, é um modelo de qualidade de água desenvolvido pela EPA (United States Environmental Protection Agency), que possibilita a simulação do processo considerando o efeito de diversas variáveis de qualidade de água: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato, nitrito, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes, constituintes arbitrários não conservativos e três constituintes conservativos. A principal desvantagem deste modelo está na modelagem do transporte difusivo, feita a partir de coeficientes de difusão constantes.

Outros modelos também foram desenvolvidos, de modo a aprimorar a modelagem das variáveis relacionadas à qualidade da água. GASTALDINI (1982) apresenta um histórico das modificações e evolução dos modelos de simulação de OD/DBO, tendo salientado que a maioria dos modelos usados

tem como precursoras equações, propostas por STREETER e PHELPS (1925). Essas equações são utilizadas para descrever o processo de consumo de oxigênio pela oxidação da matéria orgânica, no momento que as cargas orgânicas são lançadas nos cursos d'água, e a produção de oxigênio pela reaeração atmosférica, dependente das suas características físicas, após o balanço entre OD e DBO. O modelo proposto por STREETER e PHELPS (1925) é um modelo determinístico e estático.

O interesse principal do modelo proposto é determinar, baseado em dados conhecidos previamente, os impactos e variações de concentração de certa carga de poluentes em função da posição e do tempo. Isto obviamente passa por conhecimentos básicos de transporte de massa molecular difusivo e convectivo, e de cinética das reações biológicas envolvidas no processo (SANTOS, 2001).

Existem modelos matemáticos que incorporam todos os fenômenos descritos acima no balanço do oxigênio dissolvido (CAMP, 1954; EPA, 1985). No entanto, a maior parte destes modelos abrange apenas os dois principais fatores, a saber: o consumo de oxigênio (oxidação da matéria orgânica durante a respiração) e a produção de oxigênio (reaeração atmosférica) (VON SPERLING, 1996).

Na estrutura dos modelos, deve ser levado em consideração o regime hidráulico do curso de água. De acordo com VON SPERLING (1996), há basicamente três tipos de modelos hidráulicos para um corpo de água (Figura 3): fluxo de pistão, mistura completa e fluxo disperso. Um corpo de água em regime de mistura completa ideal caracteriza-se por ter, em todos os pontos da massa líquida, a mesma concentração, enquanto que, no fluxo em pistão, não há intercâmbios entre as seções de jusante e de montante. Na verdade, os corpos d'água apresentam uma característica de dispersão dos poluentes intermediária entre as duas situações extremas: dispersão total (mistura completa) e dispersão nula (fluxo de pistão).

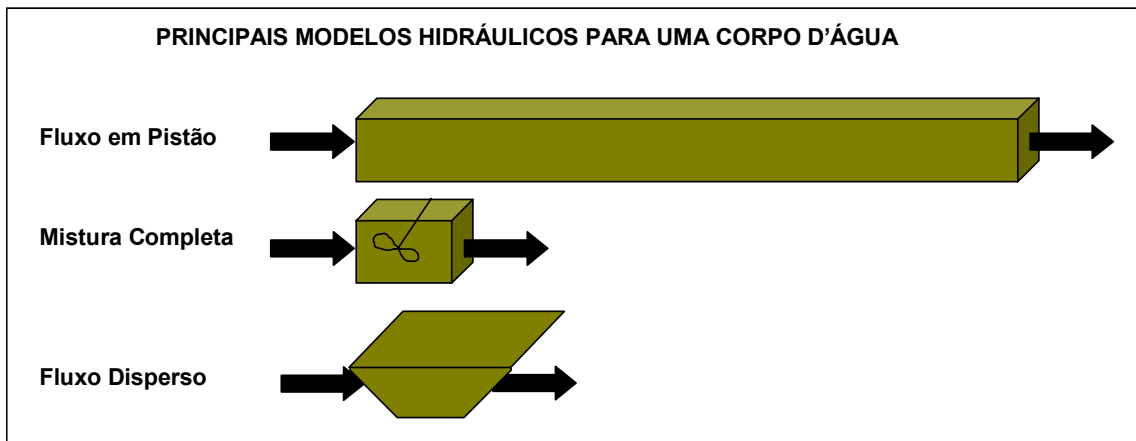


Figura 3 - Diferentes regimes hidráulicos para um corpo d'água.
 Fonte: SANTOS (2001)

Segundo VON SPERLING (1996), em termos de engenharia ambiental, assume interesse a análise da depleção do oxigênio ao longo do curso de água, representando-se graficamente o fenômeno pela curva do perfil de OD. Na curva, o eixo vertical representa as concentrações de OD e o eixo horizontal representa o tempo ou a distância de percurso. A modelagem se dá, fundamentalmente, por meio da desoxigenação e da reaeração atmosférica.

2.5.1. Coeficiente de desoxigenação

Na Figura 4 mostra-se a progressão da DBO exercida e DBO remanescente ao longo do tempo. A DBO exercida é representada pelo oxigênio consumido para estabilizar a matéria orgânica até um dado instante. A DBO remanescente corresponde ao consumo de oxigênio para haver a degradação do material orgânico remanescente na amostra até que ele passe a ser considerado desprezível.

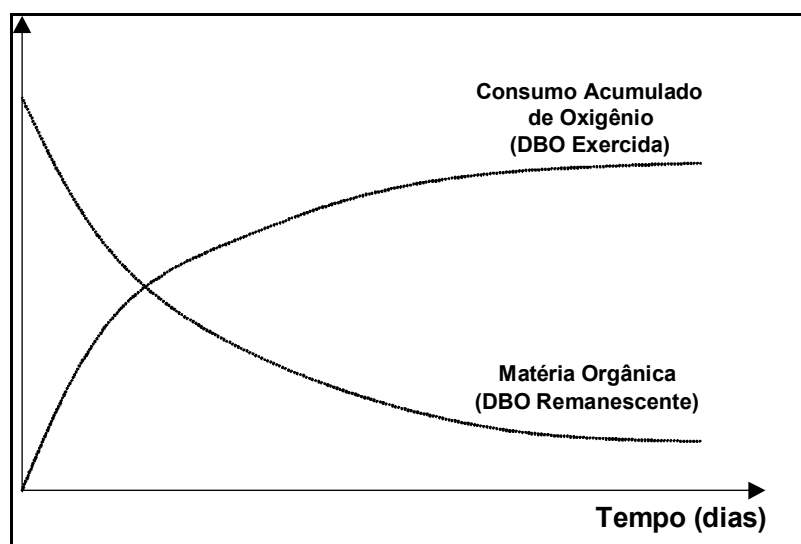


Figura 4 – DBO exercida e DBO remanescente ao longo do tempo.

O coeficiente de desoxigenação K_1 é um parâmetro de grande importância na modelagem do oxigênio dissolvido e depende do tipo da matéria orgânica e do grau de tratamento, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. De acordo com VON SPERLING (1996), efluentes tratados possuem, por exemplo, uma taxa de degradação mais lenta, pelo fato da maior parte da matéria orgânica mais facilmente assimilável já ter sido removida, restando apenas a parcela de estabilização mais lenta. Valores médios de K_1 encontram-se apresentados no Quadro 1.

Quadro 1 – Valores genéricos do coeficiente K_1 (base e, 20° C) para vários tipos de efluentes e águas (VON SPERLING, 1996)

Origem	K_1 (d ⁻¹)
Água residuária de elevada concentração	0,35 – 0,45
Água residuária de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Efluente terciário	0,10 – 0,20
Rios com águas limpas	0,09 – 0,21
Água para abastecimento público	< 0,12

Existem processos matemáticos e estatísticos que podem ser utilizados para a determinação do coeficiente de desoxigenação, caso se

disponha de amostras da água a ser analisada. Os dados de entrada para tais métodos são os valores da DBO exercida há vários dias, tipicamente a DBO de cinco dias e a DBO de 20 dias. Os métodos mais conhecidos para a determinação de K_1 são (VON SPERLING, 1996):

- método dos mínimos quadrados, de REED – THERIAULT (citado por BARNWELL (1980));
- método da inclinação, de THOMAS (1937);
- métodos dos momentos, de MOORE, THOMAS e SNOW (1950);
- método de THOMAS (citado por POVINELLI, 1973; METCALF e EDDY, 1981);
- método da diferença de logaritmos, de FAIR (1936).

O valor de K_1 depende da temperatura, pois esta exerce grande influência no metabolismo microbiano. A relação empírica entre a temperatura e a taxa de desoxigenação pode ser expressa pela Equação 2:

$$K_{1T} = K_{120} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (2)$$

em que,

K_{1T} = K_1 a uma temperatura T qualquer (d^{-1});

K_{120} = K_1 a uma temperatura $T = 20^\circ\text{C}$ (d^{-1});

T = temperatura do líquido ($^\circ\text{C}$);

θ = coeficiente de temperatura (adimensional).

Um valor geralmente adotado de θ é 1,047 (VON SPERLING, 1996). A interpretação deste valor, com relação à Equação 2 é de que o valor de K_1 aumenta 4,7% a cada acréscimo de 1°C na temperatura da água.

2.5.2. Coeficiente de reaeração

Pode-se determinar o valor do coeficiente de reaeração (K_2) de um corpo d'água por meio de métodos estatísticos. Os dados de entrada são concentrações de OD e diversos tempos (t).

A seleção do valor do coeficiente K_2 tem maior influência nos resultados do balanço do oxigênio dissolvido do que o coeficiente K_1 , pelo fato das faixas de variação do último serem mais estreitas. Existem três métodos para a obtenção do coeficiente K_2 :

- Valores médios tabelados (Quadro 2);
- Valores em função das características hidráulicas do corpo de água (Quadro 3);
- Valores correlacionados com a vazão (Q) do curso d'água, descritos pela fórmula $K_2 = mQ^n$, sendo m e n coeficientes de ajuste.

Quadro 2 – Valores típicos de K_2 (base e, 20°C) (Fair et al, 1973, ARCEIVALA, 1981, citado por VON SPERLING, 1996)

Corpo de água	K_2 (d ⁻¹)	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	>1,15	>1,61

Quadro 3 – Valores do coeficiente K_2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos (base e, 20°C) (Covar, citado por EPA, 1985)

Pesquisadores	Fórmula	Faixa de aplicação
O'CONNOR E DOBBINS (1958)	$3,73 \cdot v^{0,5} H^{-1,5}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,05ms^{-1} \leq v < 0,8ms^{-1}$
CHURCHILL et al (1962)	$5,0 \cdot v^{0,97} H^{-1,67}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,8ms^{-1} \leq v < 1,5ms^{-1}$
OWENS et al (apud BRANCO, 1976)	$5,3 \cdot v^{0,67} H^{-1,85}$	$0,1m \leq H < 0,6m$ $0,05ms^{-1} \leq v < 1,5ms^{-1}$

Notas:

v: velocidade do curso d'água ($m s^{-1}$);

H: altura da lâmina d'água (m).

A influência da temperatura na oxigenação do corpo de água ocorre de modo a reduzir a concentração de saturação de oxigênio dissolvido na água. Resultados experimentais demonstram que a temperatura exerce profundo efeito na taxa de absorção de oxigênio. Observa-se, de modo geral, que água previamente desoxigenada absorve menos oxigênio da atmosfera à medida que a temperatura se eleva, se todas as outras condições permanecerem constantes (SANTOS 2001).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da área em estudo

A área analisada no presente estudo contempla a bacia hidrográfica do rio Turvo Sujo (Figura 5), apresentando área de drenagem de 40.644 ha, e abrangendo as cidades de Coimbra, Cajuri, Viçosa, Teixeiras e Guaraciaba, em Minas Gerais. Situa-se entre as coordenadas geográficas 42°42' e 42°58' de longitude oeste e 20°39' e 20°53' de latitude sul. O rio Turvo Sujo, afluente da margem direita do rio Turvo Limpo, possui, aproximadamente, 71 km de comprimento e nasce na cidade de Coimbra. Seu principal afluente é o ribeirão São Bartolomeu, que passa pela cidade de Viçosa e acaba por receber grande quantidade de efluentes. Apresenta altitude média de 775 metros, com cotas extremas de 600 e 945 metros.

A área está embasada em rochas referentes ao Pré-Cambriano Inferior ou Indiviso, compreendendo gnaisses e migmatitos diversos. Sedimentos Quaternários ocorrem ao longo dos vales, constituindo depósitos aluvionares de caráter argiloso, argilo-arenoso ou arenoso, representados por terraços e leitos maiores de deposição mais recente (REZENDE, 1971; RADAMBRASIL, 1983, citado por QUINTEIRO, 1997; CORRÊA, 1984).

A microbacia do ribeirão São Bartolomeu integra a bacia do rio Turvo Sujo e encontra-se totalmente inserida no município de Viçosa, localizado na mesorregião da Zona da Mata mineira, a uma latitude 20°45'14" sul e a uma

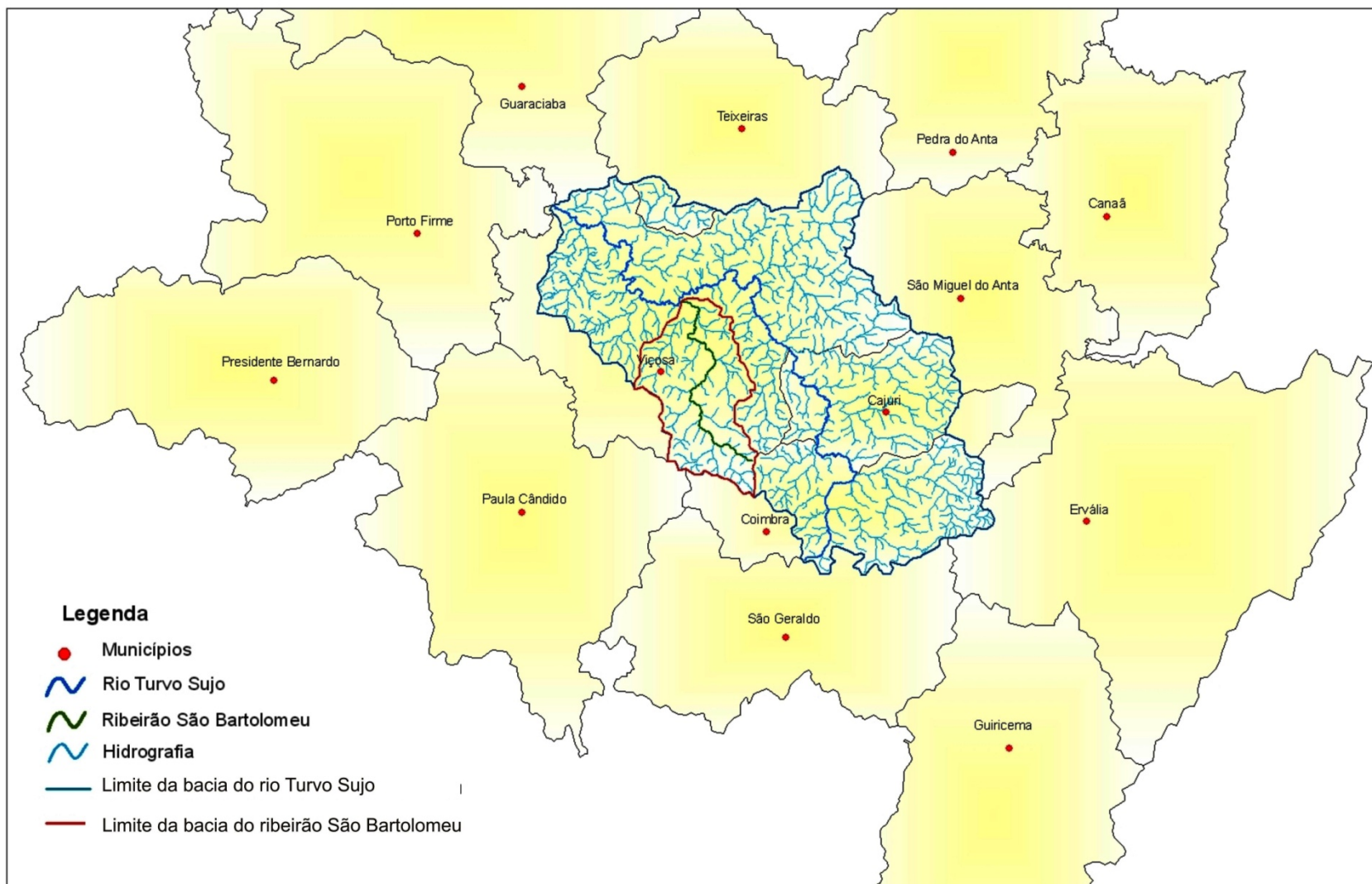


Figura 5 – Localização da bacia do rio Turvo Sujo.

longitude 42°52'55" oeste (COMBASB, 1994). O ribeirão São Bartolomeu deságua no rio Turvo Sujo, na localidade conhecida como Barrinha. O rio Turvo Sujo, por sua vez, encontra-se com o rio Turvo Limpo na localidade conhecida como Duas Barras (RIBEIRO, 2002). A cidade de Viçosa abrange grande parte da bacia do rio Turvo Sujo e possui população de 70.404 habitantes, segundo o censo do ano de 2007, realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2008)

A região apresenta topografia fortemente acidentada, com porções reduzidas de área plana e vales cujos fundos correspondem ao leito maior, periodicamente inundável, seguido de terraços assimétricos onde é mais freqüente a prática de agricultura e a presença de habitações (VILLELA, 1998). Os processos de expansão urbana e de implantação de pastagens e cultivos agrícolas provocaram a substituição da vegetação nativa. Atualmente, as matas remanescentes são constituídas por vegetação secundária e encontram-se dispersamente localizadas nos topos de morros.

O clima da região enquadra-se no tipo Cwa (clima de inverno seco e verão chuvoso), de acordo com a classificação de Kopen, com temperatura no mês mais frio inferior a 18°C e, no mês mais quente, superior a 22°C (BARUQUI, 1982).

3.2. Amostragem para fins de determinação do IQA e autodepuração

Foram utilizados 10 pontos de coleta de amostras de água ao longo do rio Turvo Sujo, sendo estas amostras coletadas em recipientes plásticos, com volume de 2 litros, para análises de pH, DBO, nitrato, fosfato, turbidez e sólidos. Em recipientes plásticos esterilizados de 500 mL, foram coletadas amostras de água para análises de coliformes totais e termotolerantes. Por último, em vidros especiais com capacidade de 300 mL, com rolha esmerilhada (frascos de DBO), foram coletadas amostras de água para análises de oxigênio dissolvido. As medições de temperatura foram feitas “in loco”, utilizando-se termômetro eletrônico.

Os pontos de amostragem foram escolhidos de acordo com o posicionamento dos tributários mais importantes. Adotou-se o procedimento de amostragens no rio Turvo Sujo a montante da confluência com o tributário em questão e ainda na foz do tributário. Os pontos selecionados estão apresentados na Figura 6 e identificados no Quadro 4.

Quadro 4 – Identificação dos pontos de amostragem

ID	Pontos	Altitude (m)	Latitude (°)	Longitude (°)
1	Nascente Turvo Sujo (Coimbra)	731	-20,8683	-42,8036
2	Montante do Encontro Córrego Grama	711	-20,8462	-42,8007
3	Córrego do Grama	719	-20,846	-42,8007
4	Montante Encontro Cristal	651	-20,7497	-42,8373
5	Rio Cristal	656	-20,7515	-42,8372
6	Montante Encontro S ^{ta} Tereza	643	-20,7171	-42,8469
7	Ribeirão Santa Tereza	645	-20,7166	-42,8464
8	Montante Encontro Ribeirão São Bartolomeu	616	-20,7313	-42,8912
9	Ribeirão São Bartolomeu	618	-20,7319	-42,8906
10	Foz do rioTurvo Sujo	596	-20,679	-42,9672

No momento da amostragem, o frasco foi mergulhado e enxaguado duas a três vezes nas águas onde foram realizadas as coletas. O frasco foi mergulhado de boca para baixo e virado lentamente no sentido contra corrente até que fosse completamente preenchido com o líquido.

As amostragens ocorreram em dois períodos, seco e chuvoso, com duas campanhas para medição de vazão e 4 campanhas para qualidade de água, como apresentado no Quadro 5.

Quadro 5 – Datas das campanhas para vazão e qualidade da água

Tipo de campanha	Época	Datas
Vazão	Seca	12/09/2006
	Chuvosa	10/04/2007
	Seca	15/08/2006
Qualidade da água		05/06/2007
	Chuvosa	07/11/2006
		13/02/2007

A distribuição temporal foi baseada no regime pluviométrico, o qual influencia diretamente o nível hidrológico.

Foram utilizadas caixas de isopor com gelo para o acondicionamento das amostras até que fossem conduzidas ao Laboratório de Qualidade da Água, do Departamento de Engenharia Agrícola – UFV, onde foram refrigeradas a 4°C e realizadas as análises em triplicata, no prazo não superior a 24 horas. Foram realizadas análises dos seguintes parâmetros: potencial hidrogeniônico (pH), coliformes termotolerantes (CF), nitrato (N-NO₃), fósforo total (P), turbidez (T), sólidos totais (ST), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido (OD).



Figura 6 – Localização dos pontos de coleta selecionados

3.2.1. Descrição dos pontos de amostragem

Ponto 1 – Nascente do rio Turvo Sujo

A nascente do rio Turvo Sujo (Figura 7) se encontra em uma propriedade rural situada no município de Coimbra. Não existe nenhuma técnica de conservação, encontrando-se bovinos e eqüinos no entorno, notando-se o pisoteamento das margens. Durante a campanha de medição de vazão no mês de abril (ano de 2007), observou-se a mudança do curso do rio, devido ao represamento da água e desvio posterior do curso.



Figura 7 – Ponto de coleta 1.

Ponto 2 – Montante do encontro com o córrego do Grama

O ponto 2 (Figura 8) situa-se no trecho do rio Turvo Sujo após a cidade de Coimbra, recebendo grande quantidade de resíduos ricos em carga orgânica que provoca a queda brusca da qualidade da água e dos níveis de oxigênio dissolvido. As margens são totalmente degradadas, com a presença de ocupação urbana.



Figura 8 – Ponto de coleta 2.

Ponto 3 – Córrego do Grama

Afluente do rio Turvo Sujo (Figura 9), situado na localidade de Coimbra. Este curso de água possui melhor estado de conservação em relação ao rio principal, existindo nele um ponto de coleta de água da COPASA (Companhia de Saneamento de Minas Gerais) para abastecimento urbano. Possui próximo ao córrego um pequeno maciço florestal.



Figura 9 – Ponto de coleta 3.

Ponto 4 – Montante do encontro com o rio Cristal

O ponto 4 (Figura 10) é localizado no trecho do rio Turvo Sujo a jusante da confluência do mesmo com o córrego do Grama. Observa-se a melhoria das características de qualidade da água, devido à mistura das águas do rio Turvo Sujo e das águas do córrego do Grama, o qual possui melhor qualidade de água. As margens do rio Turvo Sujo neste trecho não possuem matas ciliares, predominando pastagens. Este trecho é bastante sinuoso.



Figura 10 – Ponto de coleta 4.

Ponto 5 – Rio Cristal

O rio Cristal (Figura 11) é afluente da margem esquerda do rio Turvo Sujo e situa-se na zona rural do município de Viçosa. Há a presença de alguns maciços florestais na microbacia do rio Cristal. Além disso, foi realizado o cercamento das margens do rio a fim de evitar sua degradação.



Figura 11 – Ponto de coleta 5.

Ponto 6 – Montante do encontro com o ribeirão Santa Tereza

Este trecho do rio Turvo Sujo (Figura 12) situa-se na cidade de Viçosa, na zona rural. É cercado de pastagens, verificando-se a presença de bovinos e eqüinos. Observa-se a presença de maciços florestais no entorno, mas pouca vegetação de matas ciliares. Assim como o trecho do ponto 4, este também é bastante sinuoso.



Figura 12 – Ponto de coleta 6.

Ponto 7 – Ribeirão Santa Tereza

Afluente da margem direita do rio Turvo Sujo (Figura 13). Apesar da presença de mata ciliar em alguns trechos, observa-se certa degradação das margens, devido à presença de bovinos e eqüinos que provocam o pisoteamento das margens. Há alguns trechos com assoreamento.



Figura 13 – Ponto de coleta 7.

Ponto 8 – Montante do encontro com o ribeirão São Bartolomeu

Neste trecho o rio Turvo Sujo (Figura 14) apresenta-se bastante sinuoso e com presença de pedras, formando corredeiras que são responsáveis pela reaeração da água. Existem pequenos maciços florestais ao longo deste trecho, simultaneamente à presença de pastagens e animais.



Figura 14 – Ponto de coleta 8.

Ponto 9 – Ribeirão São Bartolomeu

Este ribeirão (Figura 15) atravessa a cidade de Viçosa antes de desaguar no rio Turvo Sujo na localidade conhecida como Barrinha. O ribeirão São Bartolomeu recebe grande quantidade de efluentes, degradando excessivamente a qualidade de sua água. Suas margens estão fortemente degradadas, com vários pontos de erosão, o que provoca assoreamento do leito do curso de água.



Figura 15 – Ponto de coleta 9.

Ponto 10 – Foz do rio Turvo Sujo

Até a foz do rio Turvo Sujo (Figura 16) encontram-se significativos trechos de mata ciliar, com as margens conservadas. No entanto, ocorre um decaimento da qualidade da água, devido à influência das águas do ribeirão São Bartolomeu. Além disso, nota-se a presença de pequenas culturas, provavelmente atividades de agricultura familiar. Na foz, há um trecho ausente de mata ciliar, com alguma pastagem.



Figura 16 – Ponto de coleta 10.

3.2.2. Determinação dos parâmetros de qualidade da água

As determinações realizadas no laboratório e no campo foram:

- temperatura da água (θ);
- sólidos totais (ST);
- coliformes termotolerantes (CF);
- turbidez (T);
- nitrato (NO_3)
- fósforo total (P- PO_4)
- oxigênio dissolvido (OD);
- potencial hidrogeniônico (pH);
- demanda bioquímica de oxigênio (DBO);

Os tópicos abaixo relacionam os materiais e métodos utilizados na caracterização química e física dos elementos amostrais e a metodologia utilizada foi baseada no caderno didático de práticas de Qualidade do solo e da água (ENG 647) do Departamento de Engenharia Agrícola (MATOS, 2004).

• **Temperatura**

Para a determinação da temperatura foi utilizado oxímetro digital de qualidade comprovada, mergulhando-o diretamente na água, sendo feita a leitura da temperatura.

A variável temperatura é levada em conta no IQA como um desvio, seja qual for o nível de temperatura de equilíbrio. Essa temperatura de equilíbrio é aquela que ocorre naturalmente, quando não há influência de descargas aquecidas ou resfriadas. Nas aplicações em campo, duas temperaturas foram medidas: uma no local de amostragem e outra no ponto a montante mais próximo, livre de descargas livres ou quentes. Em termos práticos, como não houve desvios significativos de temperatura, foi considerado $\Delta t = 0$ ($q = 93$).

• **Sólidos totais (ST)**

Para a determinação dos sólidos totais foram utilizados cadinhos de 100 mL, beakers de 500 mL, dessecadores, estufa 100-105 °C e balança analítica com precisão de 0,1 mg.

Os procedimentos realizados para a determinação dos sólidos totais na água foram (APHA, 1998):

- deixou-se os beakers em estufa (103-105 °C, por 1 h), para posterior determinação do peso desses recipientes;
- preencheu os cadinhos com um volume das amostras que produziu um resíduo entre 10 e 200 mg (100 mL);
- após a desidratação, os resíduos foram colocados em estufa para secagem a 103-105°C, por 1 h;
- após decorrido o tempo de 1 h, as amostras foram retiradas da estufa e colocadas num dessecador para atingir temperatura ambiente e ter, finalmente, sua massa determinada em balança de precisão;
- determinou-se a concentração de sólidos totais de acordo com a seguinte equação:

$$ST = \frac{(Ps - Pr)1000}{Va} \quad (3)$$

em que,

ST = sólidos totais (mg.L⁻¹);

Ps = peso da amostra seca a 103-105 °C + Pr (mg);

Pr = peso do recipiente (mg);

Va = volume da amostra (mL).

• **Oxigênio dissolvido (OD)**

O método utilizado para determinação do oxigênio dissolvido foi o iodométrico ou de Winkler. O princípio geral do método, segundo AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1998), está baseado na adição à amostra de uma solução de manganês divalente, seguida de concentrações de forte alcalinidade. O oxigênio dissolvido presente na amostra oxidará rapidamente o manganês em solução, formando hidróxidos de maior valência que precipitam-se. Com a adição de um sal de iodo e, após a acidificação da amostra, o manganês oxidado é novamente reduzido à condição de divalente, liberando, como consequência, iodo na solução. O iodo é, então, titulado com solução padronizada de tiosulfato para quantificação da sua concentração e, indiretamente, da concentração de oxigênio dissolvido presente na amostra.

Os materiais utilizados para a determinação da concentração de oxigênio dissolvido na água foram bureta de 10 mL com divisões de 0,01mL, frascos especiais para DBO com capacidade igual a 300 mL com tampa esmerilhada, pipeta graduada de 100 mL, pipetas volumétricas de 2 mL, balões volumétricos 1.000 mL e erlenmeyer de 250 mL.

Os procedimentos realizados para a determinação da concentração de oxigênio dissolvido na água foram (MATOS, 2004):

- coleta das amostras de 300 mL em frasco com tampa esmerilhada, lembrando-se de enxaguá-lo com a própria solução por três vezes antes da coleta. As amostras foram coletadas a cerca de 20 cm de profundidade e de modo que não ocorresse borbulhamento no líquido;
- após a coleta das amostras, adicionou-se 1 mL de solução de sulfato manganoso e 1 mL de solução de iodeto-azida sódica. Teve-se o cuidado de mergulhar a ponta da pipeta ao frasco, para evitar o borbulhamento;
- os frascos foram bem fechados para impedir a entrada de ar no seu interior. Agitou-se o frasco por inversões sucessivas;
- após a decantação do precipitado das amostras (concentrado abaixo da metade do frasco), o que ocorreu após 3 minutos, adicionou-se 1 mL de H₂SO₄ concentrado. Misturou-se até que a dissolução do precipitado fosse completa;
- retirou uma alíquota de 50 mL de amostra original. Titulou-se o iodo liberado na alíquota com a solução de Na₂S₂O₃.5H₂O (0,00625 M) até obtenção de uma coloração amarelo palha. Adicionaram-se algumas gotas (5) de solução indicadora e continuou-se a titulação até que a coloração azulada desaparece-se;
- calculou-se a concentração de oxigênio dissolvido utilizando a equação:

$$OD = \frac{V_t \cdot N \cdot F \cdot 8.000}{V_a} \quad (4)$$

em que,

OD = concentração de oxigênio dissolvido (mg L⁻¹);

V_t = volume de tiosulfato de sódio gasto na titulação (mL);

N = normalidade do tiosulfato de sódio;

F = fator de correção da solução de tiosulfato de sódio;

V_a = volume da amostra (mL).

- **Potencial Hidrogeniônico (pH)**

Os método utilizado para a determinação do potencial hidrogeniônico (pH) foi o eletrométrico. Este método é considerado mais eficiente que o método colorimétrico pelo fato de não sofrer interferência de cor e turbidez e de uma extensiva variedade de íons.

Os materiais utilizados para a determinação do pH pelo método eletrométrico foram potenciômetro (Modelo Quimis, Q-400h), becker de 250 mL, garrafa lavadora de água destilada e papel absorvente.

Em linhas gerais, os procedimentos para a determinação do pH pelo método eletrométrico foram (MATOS, 2004):

- ligou-se o aparelho e esperou-se que o mesmo se estabiliza-se;
- lavou-se os eletrodos com água destilada e enxaguou-os com papel absorvente;
- padronizou-se o aparelho com solução tampão de pH próximo ao da amostra;
- tornou-se a lavar os eletrodos com água destilada. Enxaguou-os e introduziu-os na amostra em estudo;
- girou o botão pH e leu-se o valor digital do pH;
- retirou-se os eletrodos da solução, enxaguou-os com água destilada e introduziu-os num becker contendo água destilada;
- desligou-se o aparelho.

- **Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

A estabilização completa do material orgânico da maioria das águas residuárias demora mais de 30 dias requerendo uma quantidade de oxigênio que determina a Demanda Última de Oxigênio (DBO_u). Entretanto, por ser este período muito longo, convencionou-se, como parâmetro referencial de análise em laboratórios, que o requerimento de oxigênio para mineralização

do material orgânico de uma amostra, ao final de 5 dias de incubação, sob uma temperatura de 20°C, determina a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅, 20°C) (NORMAS TÉCNICAS DA COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS, 1997).

O princípio do método de determinação é a quantificação da concentração de oxigênio dissolvido antes e após a incubação, sob temperatura controlada, da amostra bruta ou diluída. A diferença entre esses valores expressa a quantidade de oxigênio da amostra gasta na decomposição microbiana do material orgânico. Deste modo, o teste da DBO pode ser entendido da seguinte maneira: no dia da coleta, determina-se a concentração de oxigênio dissolvido (OD) da amostra. Cinco dias após, com a amostra mantida em um frasco fechado e incubada a 20°C, determina-se a nova concentração, já reduzida, devido ao consumo de oxigênio durante o período. A diferença entre o teor de OD no dia zero (0) e no dia cinco (05) representa o oxigênio consumido para a oxidação da matéria orgânica, sendo, portanto, a DBO₅.

Os materiais utilizados para a determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio na água foram:

- potenciômetro para medição de pH;
- bomba de ar comprimido;
- bureta de 5 ou 10 mL com divisões de 0,01 mL;
- incubadora com controle de temperatura em 20 °C ± 1°C, protegida de luz;
- frascos especiais para DBO, com capacidade igual a 300 mL, com tampa esmerilhada para proporcionar a obtenção de selo d'água;
- pipeta graduada de 10 mL;
- erlenmeyer de 250 mL;
- frasco de vidro de 20 L;
- balões volumétricos de 1.000 mL.

Os procedimentos realizados para a determinação da demanda bioquímica de oxigênio na água foram (MATOS, 2004):

- solução nutriente (água de diluição): Adicionou-se 1 mL de cada uma das soluções listadas: solução tampão de fosfatos, solução de sulfato de magnésio, solução de cloreto de cálcio e solução de cloreto de férrico para cada litro de água destilada que foi usada no preparo da solução nutriente. Saturou-se a solução de oxigênio, por meio de borbulhamento (utilizando um pequeno compressor de ar, por algumas horas) ou por estocagem da solução, em frasco parcialmente cheio e fechado com tampão de algodão, por 2 a 3 dias. O frasco utilizado na estocagem da solução nutriente foi, previamente, lavado com solução sulfocrônica e, posteriormente, com água destilada. A solução nutriente foi preparada no dia da análise;
- verificação da qualidade da solução nutriente: Encheu-se dois frascos de DBO com a solução, determinando em um deles o valor do oxigênio dissolvido (OD). O outro frasco foi levado à incubadora (temperatura de 20°C), lá permanecendo por 5 dias. Após este período de tempo, determinou-se o OD da amostra. A solução foi considerada de boa qualidade porque não houve uma depressão de oxigênio superior a 0,2 mg.L⁻¹;
- armazenou-se a amostra, por um período máximo de 24h, sob temperaturas inferiores a 4°C. A amostra foi aquecida a 20°C antes do início das análises.
- diluiu-se as amostras antes de sua incubação de forma a que fosse disponibilizado todo o oxigênio requerido pelos microrganismos para a decomposição do material orgânico.

Para amostras em estudo, a quantidade da amostra que foi introduzida no frasco de DBO de 300 mL foi estimada pela expressão:

$$V_{am} = \frac{1200}{DBO_e} \quad (5)$$

em que,

V_{am} = volume de amostra a ser utilizado (mL);

DBO_e = demanda bioquímica de oxigênio estimada.

A demanda bioquímica de oxigênio para a solução não semeada pode ser calculada pela seguinte equação:

$$DBO_5 = \frac{(OD_0 - OD_5)}{P} \quad (6)$$

em que,

DBO_5 = demanda bioquímica de oxigênio para 5 dias ($mg L^{-1}$);

OD_0 = oxigênio da amostra diluída imediatamente após o preparo ($mg L^{-1}$);

OD_5 = oxigênio da amostra diluída após 5 dias de incubação a 20 °C ($mg L^{-1}$);

P = fração decimal volumétrica da amostra usada.

- **Nitrato (Yang et al., 1998)**

- 1mL da amostra
- 0,5 mL da solução tri – 1 g de salicilato de sódio, 0,2 cloreto de sódio, 0,1 g de sulfamato de amônio e 0,04 g de hidróxido de sódio.
- Secar em estufa por 16 h
- Esfriar e adicionar 1 mL de ácido sulfúrico e 5 mL de água, deixar em repouso por 60 minutos e adicionar 5 mL de hidróxido de sódio, fazer a leitura em espectrofotômetro no comprimento de onda de 410 nm.

- **Fósforo**

Os materiais utilizados para a determinação do fósforo foram (MATOS, 2004):

- a) Solução extratora HCl 0,05 mol_c L⁻¹ e H₂SO₄ mol_c L⁻¹ (extrator Mehlich 1).

- Adicionou-se 40 mL de ácido clorídrico p.a ($d = 1,19$) e 7,6 mL de ácido sulfúrico p.a ($d = 1,84$) em aproximadamente 5 litros de água, contidos em balão aferido de 10 litros; agitou-se e completou-se o volume com água destilada.

- Solução padrão de 50 mg L^{-1} de P.

- Dissolveu-se 0,2195 g de KH_2PO_4 (seco em estufa durante 2h a 105°C) e diluiu em 3 mL de H_2SO_4 concentrado e completou-se o volume com água destilada até obter 1 litro. Para o preparo da solução padrão de 10 mg L^{-1} , diluiu-se 20 mL da solução padrão em 100 mL de água destilada.

- Preparo do reagente "725" (solução ácida de molibdato de amônio com bismuto).

- Dissolveu-se 1 g de subcarbonato de bismuto ($(\text{BiO}_2)_2\text{CO}_3 \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$) ou carbonato de bismuto em ± 100 mL de água. Adicionou-se 139 mL de H_2SO_4 concentrado. Dissolveu-se 20 g de molibdato de amônio ($(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot \text{H}_2\text{O}$) em ± 500 mL de água destilada. Misturou-se as duas soluções preparadas, esperou esfriar e completou o volume até 1 litro. Esta solução foi guardada em frasco âmbar escuro e bem vedado.

- Solução de trabalho (ST), diluiu-se 25 mL do Reagente 725 em 100 mL de água destilada. Dissolveu-se 0,2 g de vitamina C (ácido ascórbico) e completou o volume com água destilada até obter 125 mL da solução. Misturou-se as duas soluções. A solução de trabalho (225 mL de volume dá para análise de cerca de 20 amostras) foi preparada na hora da sua utilização.

Para a determinação do fósforo disponível, colocou-se 10 g de terra fina com 100 mL de extrator de Mehlich 1 em erlenmeyer de 125 mL, agitou-se e misturou-se durante cinco minutos em agitador orbital, em seguida deixou-se decantar durante uma noite, tendo antes o cuidado de desfazer os

montículos que se formam no fundo do erlenmeyer. O mesmo procedimento foi realizado utilizando como extrator a água e tempo de extração de 2 horas.

Efetuuou-se idêntico procedimento, excetuando-se a colocação de amostra de solo no erlenmeyer, para preparo de uma solução "branco".

Preparou-se então a curva padrão de fósforo. A partir da solução padrão de 50 mg L⁻¹, preparou-se 50 mL de soluções padrões de 0,0; 2,0; 4,0; 6,0; 8,0; 10,0 e 20,0 mg L⁻¹ de P, usando-se a solução extratora como diluente para complementação do volume.

Adicionou-se então 1 mL do extrato das amostras e das soluções padrões em erlenmeyes individuais de 125 mL, adicionou-se 9 mL de solução de trabalho e uma medida calibrada (± 30 mg de ácido ascórbico) em cada erlenmeyer e agitou-se a solução, deixando-a desenvolver cor por vinte minutos, em seguida fez-se a leitura da absorvância no espectrofotômetro (comprimento de onda de 725 nm).

Ajustou-se, por regressão linear, para os dados obtidos na curva analítica, uma equação. De posse do valor da concentração, calculou-se o teor de P na amostra com o uso da equação:

$$P_{\text{disp.}} \text{ (mg kg}^{-1}\text{)} = \frac{CV_{\text{se}} 1000}{1000m} \quad (7)$$

em que,

C = concentração calculada com uso da curva analítica;

V_{se} = volume da solução extratora adicionada à amostra de solo (mL);

m = massa de solo utilizada na análise (g).

• **Turbidez**

A determinação da turbidez foi feita por turbidímetro.

- **Coliformes termotolerantes**

O método de determinação usado foi o do sistema cromogênico (colilert), conforme apresentado no Standard Methods, 20^a ed., 1998.

3.2.3. Determinação da vazão

A vazão foi determinada pelo método do molinete hidráulico, por meio da medição da velocidade da corrente líquida a partir da determinação do número de revoluções da hélice do molinete. Sendo assim, os procedimentos utilizados para determinar a vazão dos rios em estudo foram:

- *determinação da seção transversal de escoamento*: cada seção transversal foi dividida em sub-áreas de mesma largura. Calculou-se a área de cada subseção ($a_1, a_2, a_3, a_4...$) baseando-se na forma geométrica mais próxima.

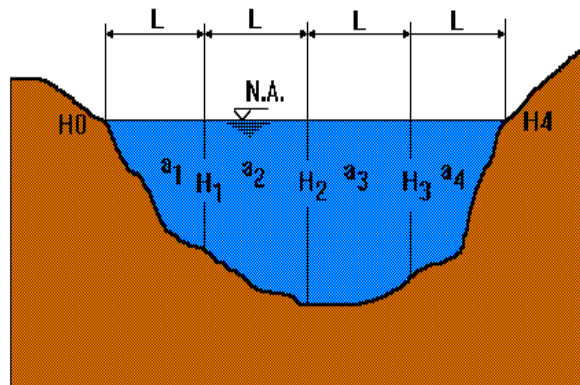


Figura 17 – Determinação da seção transversal de escoamento.

- *determinação da velocidade média de escoamento*: estabelecida a seção transversal, foram feitas as determinações do número de rotações utilizando-se o molinete, visando a determinação da velocidade em cada vertical. Em seguida, foram determinadas as velocidades a partir das equações de calibração do molinete, apresentadas no Quadro 6.

Quadro 6 – Equações de calibração do molinete

	Número de rotações	Equações
v = a + b*n	n ≤ 0,42	$V(m\ s^{-1}) = 0,019066692 + 0,237607735\ n$
	n > 0,42	$V(m\ s^{-1}) = - 0,002113104 + 0,287499846\ n$

v = velocidade da corrente líquida;
a e b = coeficientes de ajustes obtidos por meio de aferição; e
n = número de rotações por 60s.

O espaçamento entre as verticais consecutivas foi obtido com base na Equação 8 e no Quadro 7.

$$N = 4 \times L^{0,3} + 1 \quad (8)$$

em que,

N = número de verticais;

L = largura do rio.

Quadro 7 – Espaçamentos entre as verticais consecutivas

Espaçamento (m)	Largura (m)	Espaçamento (m)	Largura (m)
0,2	Até 3	4,0	50 – 80
0,5	3 – 6	6,0	80 – 150
1,0	6 – 15	8,0	150 – 250
2,0	15 – 30	12,0	> 250
3,0	30 – 50		

Posteriormente foi estabelecido o número de posições do molinete na vertical em relação à profundidade e a profundidade das posições na vertical. O número e a profundidade das posições na vertical foram baseados nos dados apresentados no Quadro 8.

Quadro 8 - Número e profundidade das posições na vertical

Profundidades (m)	Posição do molinete na vertical em relação à profundidade
0,15 a 0,60	0,6.P
0,60 a 1,20	0,2.P e 0,8.P
1,20 a 2,00	0,2.P; 0,6.P e 0,8.P
2,00 a 4,00	S; 0,2.P; 0,4.P; 0,6.P e 0,8.P
Acima de 4,00	S;0,2.P; 0,4.P; 0,6.P; 0,8.P e F.

S (superfície) = corresponde à 0,10 m da superfície;

F (Fundo) = corresponde àquela determinada pelo comprimento da haste de sustentação do lastro

A vazão foi então calculada pelo somatório do produto da velocidade média de cada vertical pela sua área de influência.

3.3. IQA – Índice de Qualidade da Água

Para a obtenção do IQA, foram consideradas as variáveis oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fosfato, afastamento da temperatura da água e sólidos totais. O IQA foi obtido pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes às variáveis:

$$IQA = q_1^{0,17} \times q_2^{0,15} \times q_3^{0,12} \times q_4^{0,10} \times q_5^{0,10} \times q_6^{0,10} \times q_7^{0,10} \times q_8^{0,08} \times q_9^{0,08} \quad (9)$$

em que,

IQA – índice de qualidade da água, um número de 0 a 100;

q_i – qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 a 100;

w_i – peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e

1.

Os pesos utilizados no cálculo do IQA, estabelecidos pelo IGAM (2004), podem ser observados no Quadro 9.

Quadro 9 – Pesos correspondentes aos parâmetros do IQA

Variável	Peso (w_i)	Q
Oxigênio dissolvido	0,17	q ₁
Coliformes termotolerantes	0,15	q ₂
pH	0,12	q ₃
DBO	0,10	q ₄
Nitrato	0,10	q ₅
Fosfato	0,10	q ₆
Afastamento da temperatura*	0,10	q ₇
Turbidez	0,08	q ₈
Resíduos totais (sólidos totais)	0,08	q ₉

*Afastamento da temperatura = diferença entre a temperatura do ponto de medição e a temperatura do ponto a montante deste.

Os pesos são aplicados exponencialmente, portanto, quando os pesos são aplicados às avaliações de qualidade que estão nos extremos, a contribuição das variáveis ao valor final do índice é muito menor (quando q_i se aproxima de zero) ou muito maior (quando q_i se aproxima de 100) que quando aplicado a valores médios de q_i (ALMEIDA, 2006).

Para cada variável, existem equações específicas, propostas pelo IGAM (2004) e apresentadas no Quadro 10, que foram utilizadas no cálculo das variáveis utilizadas no IQA.

Quadro 10 – Equações específicas para cada variável do IQA

Parâmetros	Limite	Equação
<i>Coliformes</i>	$CF \leq 10^5$ NMP/100mL	= - . + . + .
<i>Termotolerantes (CF)</i>	$CF > 10^5$ NMP/100mL	$q_s = 3,0$
<i>Potencial Hidrogeniônico (pH)</i>	$pH \leq 2,0$	$q_s = 2,0$
	$2,0 < pH \leq 6,9$	$q_s = -37,1085 + 41,91277 pH - 15,7043 pH^2 + 2,417486 pH^3 - 0,091252 pH^4$
	$6,9 < pH \leq 7,1$	$q_s = -4,69365 - 21,4593 pH - 68,4561 pH^2 + 21,638886 pH^3 - 1,59165 pH^4$
	$7,1 < pH \leq 12$	$q_s = -7.698,19 + 3.262,031 pH - 499,494 pH^2 + 33,1551 pH^3 - 0,810613 pH^4$
	$pH \geq 12,0$	$q_s = 3,0$
<i>Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)</i>	$DBO \leq 30 \text{ mgL}^{-1}$	$q_s = 100,9571 - 10,7121 DBO + 0,49544 DBO^2 - 0,011167 DBO^3 + 0,0001 DBO^4$
	$DBO > 30 \text{ mgL}^{-1}$	$q_s = 2,0$
<i>Nitrato (NO₃)</i>	$NO_3^- \leq 10 \text{ mgL}^{-1}$	$q_s = -5,3 NO_3^- + 100,17$
	$10 < NO_3^- \leq 60 \text{ mgL}^{-1}$	$q_s = -22,853 \ln(NO_3^-) + 101,18$
	$60 < NO_3^- \leq 90 \text{ mgL}^{-1}$	$q_s = 10^{10} (NO_3^-)^{5,1161}$
	$NO_3^- > 90 \text{ mgL}^{-1}$	$q_s = 1,0$
<i>Fosfato Total (P)</i>	$PO_4 \leq 10 \text{ mgL}^{-1}$	$q_s = 79,7 (PO_4 + 0,821)^{-1,15}$
	$PO_4 > 10 \text{ mgL}^{-1}$	$q_s = 5,0$
<i>Temperatura (Δt)</i>	$\Delta t < -5,0^\circ\text{C}$	q_s é indefinido
	$-5,0 < \Delta t \leq -2,5^\circ\text{C}$	$q_s = 10 \Delta t + 100$
	$-2,5 < \Delta t \leq -0,625^\circ\text{C}$	$q_s = 8 \Delta t + 95$
	$-0,625 < \Delta t \leq 0^\circ\text{C}$	$q_s = 4,8 \Delta t + 93$

continua...

Quadro 10 – Continuação.

	$0 < \Delta t \leq 0,625^\circ\text{C}$	$q_s = -4,8 \Delta t + 93$
	$0,625 < \Delta t \leq 2,5^\circ\text{C}$	$q_s = -8 \Delta t + 95$
	$2,5 < \Delta t < 5,0^\circ\text{C}$	$q_s = -10 \Delta t + 100$
	$5,0 < \Delta t \leq 10,0^\circ\text{C}$	$q_s = 124,57 \exp(-0,1842 \Delta t)$
	$10 < \Delta t \leq 15,0^\circ\text{C}$	$q_s = 1.002,2 \Delta t^{(1,7083)}$
	$\Delta t > 15^\circ\text{C}$	$q_s = 9,0$
<i>Turbidez (Tu)</i>	$Tu \leq 100 \text{ UNT}$	$q_s = 90,37 \exp(-0,0169 Tu) - 1,5 \cos(0,0571 (Tu - 30)) + 10,22 \exp(-0,231 Tu) - 0,8$
	$Tu > 100 \text{ UNT}$	$q_s = 5,0$
<i>Sólidos Totais (ST)</i>	$ST \leq 500 \text{ mgL}^{-1}$	$q_s = 133,17 \exp(-0,0027 ST) - 53,17 \exp(-0,0141 ST) + ((-6,2 \exp(-0,00462 ST)) \text{sen}(0,0146 ST))$
	$ST > 500 \text{ mgL}^{-1}$	$q_s = 30,0$
<i>Oxigênio Dissolvido (OD)</i>	$PSO \leq 100 \text{ mgL}^{-1}$	$q_s = 100 (\text{sen}(y_1))^2 - ((2,5 \text{sen}(y_2) - 0,018 \text{OD} + 6,86) \text{sen}(y_3)) + (12 / (\exp^{y_4} + \exp^{y_5}))$ $y_1 = 0,01396 \text{OD} + 0,0873$ $y_2 = (\pi / 56) (\text{OD} - 27)$ $y_3 = (\pi / 85) (\text{OD} - 15)$ $y_4 = (\text{OD} - 65)/10$ $y_5 = (65 - \text{OD})/10$
	$100 < PSO \leq 140 \text{ mgL}^{-1}$	$q_s = -0,00777142857142831 (\text{OD})^2 + 1,27854285714278 \text{OD} + 49,8817148572$
	$PSO > 140 \text{ mgL}^{-1}$	$q_s = 47,0$

A partir do valor obtido no cálculo do IQA, foi possível fazer a classificação do nível de qualidade da água em questão, conforme especificado no Quadro 11, proposto por IGAM (2006).

Quadro 11 – Classificação da qualidade da água segundo o IQA

Nível de Qualidade	Faixa	Cores
Excelente	90 < IQA ≤ 100	Azul
Bom	70 < IQA ≤ 90	Verde
Médio	50 < IQA ≤ 70	Amarelo
Ruim	25 < IQA ≤ 50	Laranja
Muito Ruim	00 < IQA ≤ 25	Vermelho

Fonte: IGAM (2006)

A utilização de uma escala espectral colorida para ilustrar a qualidade de água obtida para determinado trecho do curso de água foi instituída para facilitar a rápida interpretação das condições ambientais de grandes bacias e facilitar o entendimento do público. À condição de maior precariedade na qualidade foi atribuída a cor vermelha, a cor amarela corresponde à qualidade média e à melhor qualidade atribui-se a cor azul.

3.4. Coeficientes de Autodepuração

A determinação dos coeficientes de autodepuração foi feita com base no modelo de Streeter-Phelps (1925). Este modelo foi apresentado por von SPERLING (1983), SANTOS (2001) e MATOS (2004).

Segundo VON SPERLING (1996) as equações representativas utilizadas no modelo de Streeter-Phelps são:

a) Concentração e déficit de oxigênio no rio após a mistura com o despejo

$$C_o = \frac{Q_r \cdot OD_r + Q_e \cdot OD_e}{Q_r + Q_e} \quad (10)$$

$$D_o = C_s - C_o \quad (11)$$

em que,

C_o = concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg L^{-1});

D_o = déficit inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg L^{-1});

C_s = concentração de saturação de oxigênio (mg L^{-1});

Q_r = vazão do rio a montante do lançamento dos despejos ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$);

Q_e = vazão de esgotos ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$);

OD_r = concentração de oxigênio dissolvido no rio, a montante do lançamento dos despejos (mg L^{-1});

OD_e = concentração de oxigênio dissolvido no esgoto (mg L^{-1});

b) DBO_5 e demanda última no rio após a mistura com o despejo

$$DBO_{5o} = \frac{(Q_r \cdot DBO_r + Q_e \cdot DBO_e)}{Q_r + Q_e} \quad (12)$$

$$L_o = DBO_{5o} \cdot K_T = \frac{(Q_r \cdot DBO_r + Q_e \cdot DBO_e)}{Q_r + Q_e} \cdot K_T \quad (13)$$

em que,

DBO_{5o} = concentração de DBO_5 , logo após a mistura (mg L^{-1});

L_o = demanda última de oxigênio, logo após a mistura (mg L^{-1});

DBO_r = concentração de DBO_5 do rio (mg L^{-1});

DBO_e = concentração de DBO_5 do esgoto (mg L^{-1});

K_T = constante para transformação da DBO_5 a DBO última (DBO_u)

$$K_T = \frac{DBO_u}{DBO_5} = \frac{1}{1 - e^{-5K_1}} \quad (14)$$

c) Perfil de oxigênio dissolvido em função do tempo

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_1 \cdot L_o}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_o \cdot e^{-K_2 t} \right] \quad (15)$$

A curva do perfil de OD em função do tempo (ou da distância do percurso) é em forma de S, tal como mostrado na Figura 8. No perfil, identificam-se os pontos principais: a concentração de OD no rio e a concentração crítica de OD.

d) Tempo crítico (tempo onde ocorre a concentração mínima de oxigênio dissolvido)

$$t_c = \frac{1}{K_2 - K_1} \ln \left\{ \frac{K_2}{K_1} \left[1 - \frac{D_o \cdot (K_2 - K_1)}{L_o \cdot K_1} \right] \right\} \quad (16)$$

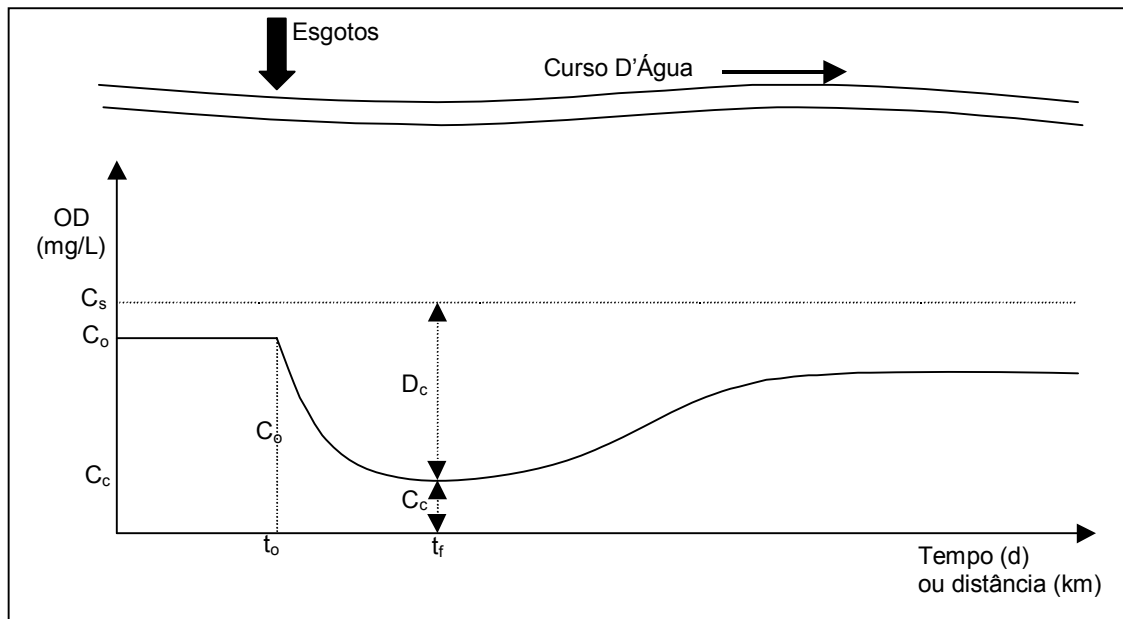


Figura 18 – Pontos característicos da curva de depressão de OD.

Algumas situações podem ocorrer na utilização da fórmula do tempo crítico, dependendo da relação entre \$(L_o/D_o)\$ e \$(K_2/K_1)\$ (Figura 9):

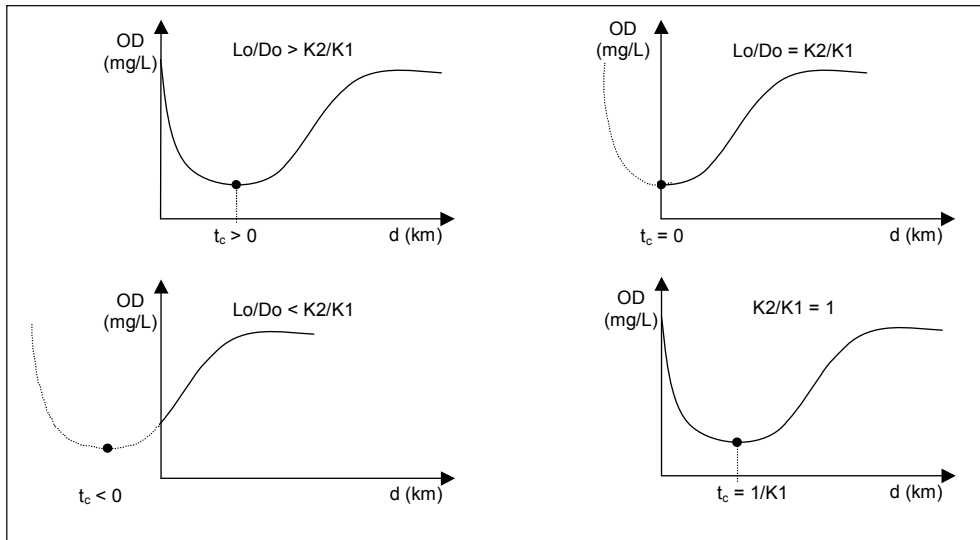


Figura 19 – Relação entre o tempo crítico e os termos (L_0/D_0) e (K_2/K_1) .

e) Déficit crítico e concentração crítica de oxigênio

$$D_c = \frac{K_1}{K_2} L_0 \cdot e^{-K_1 \cdot t_c} \quad (17)$$

$$C_c = C_s - D_c \quad (18)$$

A DBO_5 no rio, a montante do lançamento, é função dos despejos lançados ao longo do percurso até o ponto em questão (VON SPERLING, 1996). Na situação em que se estiver investigando o lançamento de um efluente tratado, deve-se considerar a redução da DBO proporcionada pela eficiência do tratamento (VON SPERLING, 1996).

$$DBO_{\text{efl}} = \left(1 - \frac{E}{100}\right) \cdot DBO_e \quad (19)$$

em que,

$DBO_{\text{efl}} = DBO_5$ do esgoto efluente do tratamento (mg L^{-1});

$DBO_e = DBO_5$ do esgoto afluente ($mg L^{-1}$);

E = eficiência do tratamento na remoção da DBO_5 (%).

A partir das distâncias de percurso e determinadas as velocidades em cada trecho, VON SPERLING (1996) afirma que o tempo de percurso teórico é obtido diretamente da relação:

$$t = \frac{d}{v \cdot 86400} \quad (20)$$

em que,

t = tempo de percurso (d);

d = distância percorrida (m);

v = velocidade do curso d'água (ms^{-1});

86400 = número de segundos por dia (sd^{-1}).

Algumas fórmulas empíricas, como a proposta por PÖPEL (1979) fornecem diretamente o valor da concentração de saturação C_s ($mg L^{-1}$) em função da temperatura T ($^{\circ}C$):

$$C_s = 14,652 - 4,1022 \cdot 10^{-1}T + 7,9910 \cdot 10^{-3}T^2 - 7,7774 \cdot 10^{-5}T^3 \quad (21)$$

QASIM (1985) propôs uma equação que relaciona a concentração de saturação com a altitude:

$$f_H = \frac{C'_s}{C_s} = \left(1 - \frac{H}{9450}\right) \quad (22)$$

em que,

f_H = fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude (adimensional);

C_S' = concentração de saturação na altitude H (mgL^{-1});

H = altitude (m).

No Quadro 12 está apresentada a concentração de saturação de oxigênio na água limpa, para diferentes temperaturas e altitudes (VON SPERLING, 1996).

Quadro 12 – Concentração de saturação de oxigênio (mg L^{-1}), em função da temperatura e altitude

Temperatura (°C)	Altitude			
	0	500	1000	1500
10	11,3	10,7	10,1	9,5
11	11,1	10,5	9,9	9,3
12	10,8	10,2	9,7	9,1
13	10,6	10,0	9,5	8,9
14	10,4	9,8	9,3	8,7
15	10,2	9,7	9,1	8,6
16	10,0	9,5	8,9	8,4
17	9,7	9,2	8,7	8,2
18	9,5	9,0	8,5	8,0
19	9,4	8,9	8,4	7,9
20	9,2	8,7	8,2	7,7
21	9,0	8,5	8,0	7,6
22	8,8	8,3	7,9	7,4
23	8,7	8,2	7,8	7,3
24	8,5	8,1	7,6	7,2
25	8,4	8,0	7,5	7,1
26	8,2	7,8	7,3	6,9
27	8,1	7,7	7,2	6,8
28	7,9	7,5	7,1	6,6
29	7,8	7,4	7,0	6,6
30	7,6	7,2	6,8	6,4

As concentrações mínimas de oxigênio dissolvido a serem mantidas nos corpos d'água estão estabelecidas pela legislação relativa à qualidade da água

em corpos d'água. Os valores variam em função da classe em que o corpo d'água está enquadrado (VON SPERLING, 1996). No Quadro 13, mostram-se os teores mínimos de OD nos corpos de água, em função da classe, segundo a Resolução CONAMA N°357, de 17/03/2005.

Quadro 13 – Concentrações mínimas permissíveis de oxigênio dissolvido (Resolução CONAMA No357, de 17/03/2005)

Classe	OD mínimo (mg L ⁻¹)
Especial	Não são permitidos lançamentos, mesmo tratados
1	6,0
2	5,0
3	4,0
4	2,0

O coeficiente de desoxigenação (K_1) foi obtido em laboratório, utilizando-se as amostras de água coletadas no Rio Turvo Sujo. Estas amostras foram submetidas à incubação sob temperatura de 20°C, seguindo o mesmo procedimento para obtenção da $DBO_{5,20}^{\circ}C$, por períodos de 0 a 21 dias. Em seguida, através de regressão não-linear, obtiveram-se os valores de K_1 a partir das Equações 23 e 24.

$$\frac{L_t}{L_0} = e^{-K_1 t} \quad (23)$$

$$y = L_0 \cdot (1 - e^{-K_1 t}) \quad (24)$$

em que,

L_t = DBO remanescente em um tempo t qualquer (mg L⁻¹)

L_0 = DBO remanescente em tempo $t = 0$ (mg L⁻¹)

t = tempo (dias – d)

K_1 = Coeficiente de desoxigenação (d⁻¹)

y = DBO exercida em um tempo t (mg L⁻¹)

O coeficiente de reaeração (K_2) foi obtido substituindo-se na Equação (18), de STREETER-PHELPS (1925), os dados de entrada (temperatura da água, altitude local, concentração de OD no ponto de mistura, $DBO_{5,20^{\circ}C}$, velocidade, valor de K_1 , distância percorrida e a concentração de OD no final do trecho), conforme apresentado por ALMEIDA (2006). Os dados de temperatura da água, altitude local e velocidade foram obtidos em campo. Já os dados de distância percorrida foram determinados por meio do ArcGIS 9.2[®], usando-se o módulo ArcMap 9.2[®].

3.5. Padrões estabelecidos na Resolução N^o 357/2005 do CONAMA para classes dos corpos d'água

Os padrões estabelecidos pela Resolução N^o 357 de 17 de março de 2005 (CONAMA, 2005) para classes dos corpos d'água estão apresentados no Quadro 14.

Quadro 14 – Padrões para classes dos corpos de água doce

Variáveis	Unidades	Classes			
		1	2	3	4
CF	NMP/100mL	≤200	≤1000	A, B e C	
$DBO_{5d-20^{\circ}C}$	mg L ⁻¹	≤3	≤5	≤10	
OD	mg L ⁻¹	≥6	≥5	≥4	≥2
Tu	UNT	≤40	≤100	≤100	
pH		6 a 9		6 a 9	6 a 9
ST	mg L ⁻¹	≤500			
P_{Total}^*	mg L ⁻¹	≤0,1		≤0,15	
$N-NO_3^-$	mg L ⁻¹	≤10		≤10	
ΔT	°C	≤3, na zona de mistura			

Fonte: CONAMA (2005)

A ≤ 2.500 – Recreação de contato secundário.
B ≤ 1.000 – Dessedentação de animais criados confinados.
C ≤ 4.000 – Demais usos.
P* - Valor para ambientes lóticos.

3.6. Modelagem de autodepuração do Rio Turvo Sujo

O conhecimento das características físicas de uma bacia hidrográfica e da qualidade e quantidade dos recursos hídricos existentes na mesma é de grande importância para a gestão e planejamento das políticas ambientais e econômicas da região.

A correlação de informações acerca da qualidade de água pode ser realizada utilizando-se Sistemas de Informações na implementação e interpretação de informações para um diagnóstico ambiental mais preciso, mais rápido e de menor custo.

Assim, foi criado um sistema de informação em ambiente *web*, visando estimar a concentração de oxigênio dissolvido (OD) no curso de água após o lançamento de efluente, gerando a curva de depleção de oxigênio e permitindo verificar se a concentração crítica de OD ultrapassa o limite permissível pela legislação. Com esta informação, o usuário saberá o impacto do lançamento no curso de água. A modelagem utilizada pelo sistema foi baseada no modelo de autodepuração de Streeter-Phelps.

Para a criação do sistema foi gerado um banco de dados contendo informações pertinentes à bacia hidrográfica, auxiliando as tomadas de decisão, estudos de impacto ambiental, ação de órgãos ambientais, além de permitir o desenvolvimento econômico e o manejo sustentável dos recursos ambientais da região. Neste banco de dados, foram reunidas informações sobre as variáveis apresentadas no Quadro 15.

Quadro 15 - Variáveis presentes no banco de dados

Variáveis	Rio Turvo Sujo	Efluente a ser lançado
Características hidráulicas	Vazão, velocidade de percurso, altura da lâmina de água, tempo de percurso	Vazão, velocidade de percurso
Características químicas	OD, DBO ₅ , coeficiente de desoxigenação (K ₁); concentração de saturação de OD (C _s), oxigênio dissolvido mínimo permissível (OD _{min}); DBO ₅	OD, DBO ₅
Características físicas	coeficiente de reaeração (K ₂), altitude; temperatura da água	-

Estas informações foram obtidas em campo, por meio das medições de vazão e coletas de amostras para análises de qualidade da água. Todos estes dados foram armazenados utilizando-se o sistema gerenciador de banco de dados PostgreSQL.

Toda a bacia, inclusive os pontos de coleta, foram georeferenciados por coordenadas geográficas coletadas no campo, com a geração de um mapa georeferenciado da bacia do rio Turvo Sujo. As coordenadas geográficas são importantes dados de entrada para identificação do ponto de interesse, por meio da entrada manual das informações de latitude e longitude da seção de um curso de água, onde o usuário deseja fazer o lançamento. Por meio das

coordenadas geográficas do ponto de lançamento é obtida a distância e o tempo de percurso da mistura (efluente + curso de água), variáveis importantes para o modelo de Streeter-Phelps. O usuário fornecerá, também, as características do efluente (DBO, OD e vazão).

A partir da entrada dos dados feita pelo usuário, o sistema identifica as informações referentes às variáveis físicas e químicas de qualidade da água, coordenadas geográficas (latitude x longitude) e dados de vazão, necessárias ao cálculo do perfil de OD. A identificação das informações no banco de dados e a execução do modelo de autodepuração foram feitas por meio do servidor de acesso aos dados Geoserver. Para a comunicação com o usuário, foi utilizado o Browser Mozilla Firefox®.

4. Resultados e Discussões

4.1. Caracterização química, física e microbiológica das águas do rio Turvo Sujo

Os resultados da caracterização química, física e microbiológica das águas superficiais do rio Turvo Sujo e de seus principais afluentes, obtidos em quatro campanhas de coleta para 10 pontos amostrais, estão apresentados nos Quadros 16 a 19. Os valores de vazões correspondentes aos períodos de realização das duas campanhas de campo, realizadas em Setembro de 2006 e Abril de 2007 estão apresentados no Quadro 20. No Anexo 1 encontram-se os valores de velocidade e profundidade de escoamento para cada um dos pontos de coleta, onde se determinou a vazão.

Quadro 16 - Características químicas, físicas e microbiológicas referentes à campanha 1, realizada em Agosto de 2006

Pontos de coleta		pH	Turbidez (UNT)	OD (mg L ⁻¹)	DBO (mg L ⁻¹)	ST (mg L ⁻¹)	PO ₄ (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	CF (NMP/100 mL)	ΔT (°C)
1	Nascente Turvo Sujo (Coimbra)	6,5	39	2,8	40	205	0,25	0,30	7,50E+03	0,0
2	Montante do Encontro Córrego Grama	6,6	19	0,0	62	223	1,05	0,29	3,64E+04	0,0
3	Córrego do Grama	6,7	10,4	6,5	29	98	0,39	0,12	1,45E+04	0,0
4	Montante Encontro Cristal	6,7	12	4,7	24	143	0,07	0,66	7,40E+03	0,0
5	Rio Cristal	6,7	10,1	6,7	24	119	0,01	0,15	< 1,00E+03	0,0
6	Montante Encontro S ^{la} Tereza	6,8	10,7	6,0	31	280	0,44	0,62	5,20E+03	0,0
7	Ribeirão Santa Tereza	7,1	8,7	6,8	25	73	0,29	0,09	3,10E+03	0,0
8	Montante Encontro Rib. São Bartolomeu	7,0	7,2	6,3	23	126	0,04	0,44	5,20E+03	0,0
9	Ribeirão São Bartolomeu	7,2	17	1,3	93	235	0,91	0,20	4,14E+05	0,0
10	Foz do rioTurvo Sujo	6,9	8,6	3,8	30	101	0,23	1,27	5,20E+03	0,0

Quadro 17 - Características químicas, físicas e microbiológicas referentes à campanha 2, realizada em Novembro de 2006

Pontos de coleta		pH	Turbidez (UNT)	OD (mg L ⁻¹)	DBO (mg L ⁻¹)	ST (mg L ⁻¹)	PO ₄ (mg L ⁻¹)	CF (NMP/100 mL)	ΔT (°C)	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)
1	Nascente Turvo Sujo (Coimbra)	5,9	45	6,1	32	111	0,24	5,20E+04	0,0	1,452
2	Montante do Encontro Córrego Grama	6,2	52	3,9	62	151	0,31	1,40E+06	0,0	1,081
3	Córrego do Grama	6,0	21	4,1	29	11	0,07	7,40E+04	0,0	1,126
4	Montante Encontro Cristal	6,1	60	5,5	24	53	0,12	5,20E+04	0,0	1,363
5	Rio Cristal	6,2	25	5,4	24	276	0,03	7,50E+04	0,0	1,348
6	Montante Encontro S ^{ta} Tereza	6,2	69	5,2	31	61	0,15	2,56E+05	0,0	1,304
7	Ribeirão Santa Tereza	6,1	49	6,1	25	71	0,06	5,20E+04	0,0	1,467
8	Montante Encontro Rib. São Bartolomeu	6,1	73	6,3	23	117	0,25	1,89E+05	0,0	1,496
9	Ribeirão São Bartolomeu	6,3	125	3,7	93	300	0,08	1,08E+06	0,0	1,052
10	Foz do rio Turvo Sujo	6,8	89	6,1	30	263	0,15	2,56E+05	0,0	1,452

Quadro 18 - Características químicas, físicas e microbiológicas referentes à campanha 3, realizada em Fevereiro de 2007

Pontos de coleta		pH	Turbidez (UNT)	OD (mg L ⁻¹)	DBO (mg L ⁻¹)	ST (mg L ⁻¹)	PO ₄ (mg L ⁻¹)	CF (NMP/100 mL)	ΔT (°C)	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)
1	Nascente Turvo Sujo (Coimbra)	6,1	20	5,6	6	63	0,08	<1,00E+01	0,0	1,375
2	Montante do Encontro Córrego Grama	6,5	68	2,4	42	199	0,30	2,56E+05	0,0	0,834
3	Córrego do Grama	6,1	77	3,7	8	28	0,00	<1,00E+03	0,0	1,059
4	Montante Encontro Cristal	6,3	17	7,8	5	50	0,00	<1,00E+03	0,0	1,750
5	Rio Cristal	6,4	29	8,1	7	77	0,00	1,44E+04	0,0	1,795
6	Montante Encontro S ^{ta} Tereza	6,6	10,4	8,1	4	37	0,00	5,98E+04	0,0	1,795
7	Ribeirão Santa Tereza	6,2	33	8,1	13	93	0,00	<1,00E+03	0,0	1,795
8	Montante Encontro Rib. São Bartolomeu	7,2	57	7,6	8	247	0,14	1,35E+04	0,0	1,720
9	Ribeirão São Bartolomeu	7,4	119	0,8	10	1157	0,41	8,40E+03	0,0	0,564
10	Foz do rioTurvo Sujo	7,1	92	6,1	6	110	0,37	2,75E+04	0,0	1,465

Quadro 19 - Características químicas, físicas e bioquímicas referentes à campanha 4, realizada em Junho de 2007

Pontos de coleta		pH	Turbidez (UNT)	OD (mg L ⁻¹)	DBO (mg L ⁻¹)	ST (mg L ⁻¹)	PO ₄ (mg L ⁻¹)	CF (NMP/100 mL)	ΔT (°C)	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)
1	Nascente Turvo Sujo (Coimbra)	6,5	10,1	5,3	5	97,3	0,16	2,00E+02	0,0	0,20
2	Montante do Encontro Córrego Grama	6,5	5,3	0,8	9	29,3	0,04	2,56E+03	0,0	1,59
3	Córrego do Grama	6,9	19	6,4	37	114,7	0,79	4,32E+03	0,0	0,21
4	Montante Encontro Cristal	6,8	10,9	7,4	6	61,3	0,04	5,20E+02	0,0	2,98
5	Rio Cristal	6,7	17	8,0	4	59,3	0,12	9,06E+03	0,0	6,81
6	Montante Encontro S ^{ta} Tereza	7,4	7,7	5,0	4	22,7	0,06	7,40E+02	0,0	1,87
7	Ribeirão Santa Tereza	7,1	20	6,4	1	75,3	0,09	3,84E+03	0,0	12,98
8	Montante Encontro Rib. São Bartolomeu	7,4	17	5,7	4	71,3	0,27	1,86E+04	0,0	6,43
9	Ribeirão São Bartolomeu	7,2	38	0,0	90	217,3	0,25	2,00E+06	0,0	1,26
10	Foz do rioTurvo Sujo	7,3	14	8,0	6	74,7	0,16	3,36E+03	0,0	7,54

Quadro 20 – Vazão do rio Turvo Sujo e de seus principais afluentes nas duas campanhas de campo

Pontos de medição		Vazão (m ³ s ⁻¹)	
		Setembro/2006	Abril/2007
1	Nascente Turvo Sujo (Coimbra)	0,0089	0,0232
2	Córrego do Grama	0,1220	0,1899
3	Montante do Encontro Córrego Grama	0,0839	0.1099
4	Rio Cristal	0,1045	0.1544
5	Montante Encontro Cristal	0,7805	1.1335
6	Ribeirão Santa Tereza	0,3848	0.6850
7	Montante Encontro S ^{ta} Tereza	1,3513	2.1671
8	Ribeirão São Bartolomeu	-	-
9	Montante Encontro Rib. São Bartolomeu	1,8919	2,2205
10	Foz do rio Turvo Sujo	2,1854	3,2115

A ausência de dados para o ribeirão São Bartolomeu ocorreu devido à dificuldade na medição da vazão neste curso de água. Isto porque o ribeirão São Bartolomeu encontra-se em elevado estágio de degradação e as medições eram feitas com o auxílio de um barco, sendo o contato com a água poluída inevitável e de extremo risco à saúde.

As discussões estão baseadas nos resultados apresentados nos quadros 16 a 19.

Observou-se maiores valores de pH nas campanhas 1 e 4, que correspondem ao período seco. Isto porque no período seco, ocorrem menores temperaturas, que por sua vez influenciam na menor dissolução dos íons na água, durante o período de inverno.

Os altos valores de turbidez nas campanhas 2 e 3 são ocasionados devido aos eventos de chuva nos meses de novembro e fevereiro, respectivamente. O mês de novembro é referente ao início das chuvas e ao aumento da vazão e o mês de fevereiro é referente ao fim da estação das chuvas, onde há eventos mais isolados.

Nas campanhas 2 e, os valores de OD mantiveram-se entre 2 e 8 mg L⁻¹, sendo que o menores valores de OD foram encontrados no ponto mais crítico de lançamentos de esgotos sanitários, que é na cidade de Coimbra.

Observou-se que os maiores valores de DBO foram encontrados no ponto 2, a jusante de Coimbra, devido ao lançamento do esgoto sanitário da cidade sem nenhum tipo de tratamento. Nos outros pontos não houve expressivas variações. No período de seca (campanha 1) e no início das chuvas (campanha 2) a qualidade da água piorou neste quesito. Em relação à campanha 1, isto pode estar relacionado à menor diluição dos efluentes durante o período seco devido às vazões menores, enquanto que em relação à campanha 2, pode estar relacionado ao início das chuvas que provoca uma lavagem da superfície do solo, arrastando dejetos e lixo.

Os resultados para ST indicam grandes variações entre os pontos e ao longo do tempo. Na campanha 4, foram obtidos os menores valores de sólidos totais, podendo ser justificada pela menor incidência de chuvas e menor arraste

de partículas por escoamento superficial. Nas demais campanhas, com exceção da campanha 1, os pontos com maiores valores de sólidos podem ser caracterizados pela existência de lançamentos de efluentes ricos em sólidos. Os menores valores de ST no período seco podem ser relacionados com a elevação dos valores de pH no mesmo período e os menores valores de turbidez, ocasionados pela menor ocorrência de eventos de chuva.

Os valores de concentração de fosfato nas águas do Rio Turvo Sujo mantiveram-se semelhantes nas campanhas 2, 3 e 4, enquanto que a campanha 1 apresentou picos maiores. Os pontos de picos de concentração de fosfato caracterizam condição de menor vazão, tendo em vista que os lançamentos de efluentes ricos em matéria orgânica são praticamente constantes ao longo do ano.

Os valores de NO_3 mantiveram-se semelhantes nas campanhas 1, 2 e 3 para os períodos seco e chuvoso. Entretanto, na campanha 4, os resultados de nitrato apresentaram-se mais altos e com picos de aproximadamente 8 mg L^{-1} no ponto 10. Este incremento de NO_3 no período de seca deve-se à menor diluição dos efluentes ricos em matéria orgânica, lançados *in natura* no curso de água, principalmente nos pontos 8 e 10 situados a jusante de Viçosa e expressam uma possível melhor condição de mineralização do material orgânico e disponibilidade de OD no meio aquático. Essa hipótese fica comprovada pelo valor de concentração de OD na amostra de água coletada no ponto 10, na quarta campanha, que ficou em torno de 8 mg L^{-1} .

Observa-se que, em geral, nas campanhas 1, 3 e 4, os valores de CT permaneceram baixos, com exceção da campanha 2 no período de chuvas que apresentou valores altos com picos de $4,5 \cdot 10^6 \text{ NMP/100mL}$ no ponto 2 na cidade de Coimbra. Estas elevadas concentrações podem ser oriundas da criação de animais, presença de animais silvestres e despejos *in natura* de esgotos sanitários.

A maior contagem de organismos termotolerantes nas amostras de água coletadas na segunda campanha representa situação comum encontrada nos cursos d'água após o início do período chuvoso (MATOS, 2004). Isso decorre da

lavagem que essas primeiras chuvas proporcionam em áreas urbanas e rurais, carreando para os cursos d'água grande quantidade de material de origem fecal.

As temperaturas da água do rio Turvo Sujo variaram ao longo do tempo entre os valores de 21 a 24,5 °C, sendo que os maiores valores foram verificados nas campanhas 1 e 2 (ano de 2006). O delta temperatura (ΔT) não apresentou grandes variações, sendo considerado próximo de zero.

Baseado nos valores de altitude e temperatura média determinados foram calculados, utilizando-se as equações 21 e 22, os valores de concentração de saturação de oxigênio (C_s), nas quatro campanhas realizadas, os quais são apresentados no Quadro 21.

Quadro 21 - Valores de concentração de saturação de oxigênio (C_s)

	Campanhas			
	1	2	3	4
T (°C)	22,8	23,7	22,1	22,1
C_s (mg L ⁻¹)	8,1	7,8	8,1	8,1

As campanhas 1 e 4 ocorreram nos meses de agosto de 2006 e junho de 2007, respectivamente, correspondendo à estação seca, enquanto as campanhas 2 e 3 ocorreram nos meses de novembro de 2006 e fevereiro de 2007, respectivamente, correspondendo à estação chuvosa. Como pode-se observar, o menor valor de C_s corresponde à maior temperatura, devido à maior agitação das moléculas na água, fazendo com que os gases dissolvidos na água tendam a passar para a fase gasosa. No caso específico, a maior temperatura ocorreu no mês de novembro.

4.2. Índice de Qualidade da Água – IQA

Foram obtidos resultados de IQA para os 10 pontos de coleta ao longo do rio Turvo Sujo, incluindo os tributários mais importantes. Estes resultados foram determinados para o período de estiagem (agosto/2006) e para o período chuvoso (abril/2007) e foram avaliados em função da vazão e das variáveis que mais influenciaram no IQA.

4.2.1. Vazão versus IQA

A variação sazonal da vazão pode causar relevante influência no IQA, devido à alteração no regime de chuvas e, por consequência, no escoamento superficial, modificando a capacidade de diluição de efluentes e a quantidade de substâncias e sólidos presentes na água. É de grande importância avaliar essa influência de modo a prever e mitigar os possíveis impactos causados ao curso de água pelo lançamento de efluentes. Desse modo, foram feitas comparações entre as variáveis vazão e IQA, apresentadas nos Quadros 22 e 23. As vazões foram determinadas juntamente com o IQA nos mesmos períodos.

Quadro 22 – Valores de IQA obtidos nos pontos de coletas do rio Turvo Sujo, período seco (Agosto/2006)

	Pontos de coleta	IQA (%)	Classificação (cor)	Vazão (m³ s⁻¹)
1	Turvo Sujo (Coimbra)	32	Ruim	0,008983
2	do Encontro Córrego	19	Muito Ruim	0,083882
4	Encontro Cristal	46	Ruim	0,780529
6	Encontro S ^{ta} Tereza	41	Ruim	1,351315
8	Encontro Rib. São	52	Médio	1,891887
10	Turvo Sujo	38	Ruim	2,185424

Quadro 23 – Valores de IQA obtidos nos pontos de coletas do rio Turvo Sujo, período chuvoso (Abril/2007)

	Pontos de coleta	IQA (%)	Classificação (cor)	Vazão (m³ s⁻¹)
1	Nascente Turvo Sujo (Coimbra)	71	Bom	0,023208
2	Montante do Encontro Córrego Grama	24	Muito Ruim	0,1099
4	Montante Encontro Cristal	66	Médio	1,133466
6	Montante Encontro S ^{ta} Tereza	53	Médio	2,167132
8	Montante Encontro Rib. São Bartolomeu	52	Médio	2,220486
10	Foz do rio Turvo Sujo	46	Ruim	3,211474

Os resultados obtidos no presente trabalho indicaram que houve, notadamente no trecho referente à nascente do rio Turvo Sujo, significativa melhora da qualidade da água concomitantemente ao aumento da vazão do período seco para o período chuvoso.

Durante o período de estiagem, a qualidade da água manteve-se entre “*muito ruim*” e “*médio*”, sendo o ponto de pior amostragem à montante do córrego Grama. Este não registrou nenhuma melhoria na estação chuvosa, juntamente com a foz do rio Turvo Sujo. Esta péssima qualidade da água nos pontos 2 e 10 deve-se, provavelmente, ao lançamento de esgoto doméstico da cidade de Coimbra e à foz devido à confluência com o ribeirão São Bartolomeu e a outros aportes de , respectivamente. No ponto 2, foi registrado oxigênio dissolvido zero, enquanto que no ponto 10 houve significativa degradação da qualidade da água do rio Turvo Sujo. Durante o período de chuva, houve melhoria da qualidade da água em todos os pontos, com exceção dos pontos à montante do córrego Grama e na foz do rio Turvo Sujo.

A melhoria da qualidade da água durante o período de chuva pode ser justificada pelo aumento da vazão nos cursos de água, proporcionando uma maior diluição dos compostos lançados na água, auxiliando no processo de autodepuração. Porém, a mesma observação não deverá ocorrer no início do período de chuva, tendo em vista que há, neste período, piora na qualidade da água decorrente, principalmente pelo aumento na contagem de coliformes termotolerantes e turbidez nas águas (ALMEIDA, 2006).

4.2.2. Caracterização do rio Turvo Sujo

Na Figura 20 estão apresentados os Índices de Qualidade de Água para os trechos do rio Turvo Sujo, desde a nascente até a foz, baseados nas amostras de água coletadas e analisadas no Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (UFV).

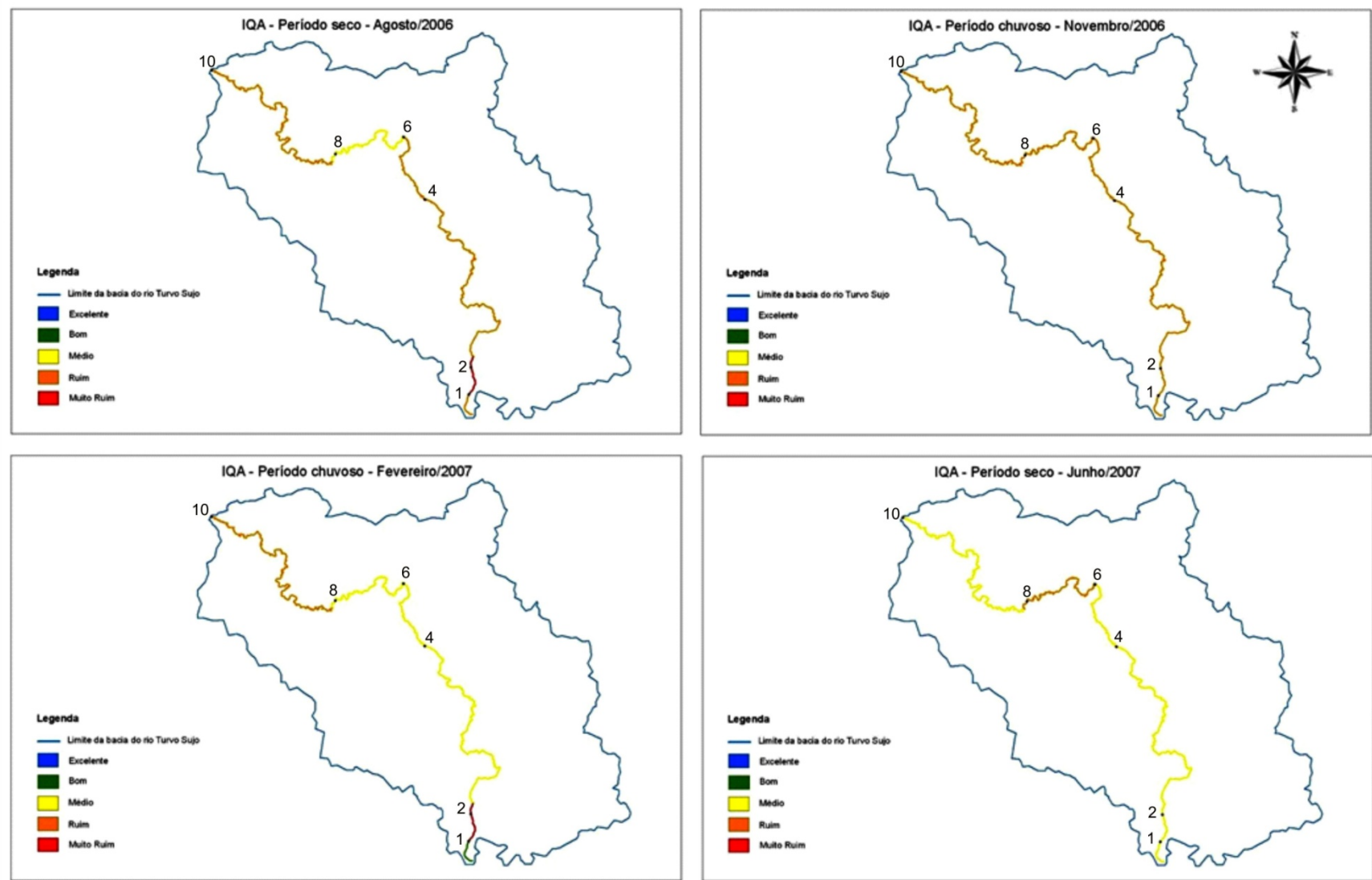


Figura 20 – IQA dos trechos do rio Turvo Sujo nos períodos seco e chuvoso.

Utilizou-se o critério do IGAM, no qual se atribuiu ao trecho a montante do ponto de coleta o valor do IQA obtido para o mesmo. Este estudo é de grande importância, pois o rio Turvo Sujo, apesar de pertencer à bacia do Rio Doce, não consta no banco de dados do Projeto Águas de Minas, que é responsável pelo monitoramento da qualidade das águas superficiais e subterrâneas de Minas Gerais. Em execução desde 1997, o programa disponibiliza uma série histórica da qualidade das águas no Estado e gera dados indispensáveis ao gerenciamento correto dos recursos hídricos (IGAM, 2006).

Com base na Figura 20, pode-se classificar a qualidade das águas do rio Turvo Sujo, em geral, de média a ruim. O pior trecho foi a montante do Córrego do Grama nos meses de agosto de 2006 e fevereiro de 2007, que se situa a jusante da cidade de Coimbra, recebendo grande quantidade de cargas orgânicas, o que provoca expressivo decréscimo na qualidade da água neste trecho. O melhor trecho foi o da nascente, no mês de fevereiro de 2007, situado a montante da cidade de Coimbra. Isto, provavelmente, pelo maior volume de chuvas e conseqüente aumento na vazão do curso de água que causou uma diluição dos possíveis poluentes presentes na água.

4.2.3. Variáveis que mais influenciaram no IQA

Baseado no Quadro 24 pode-se fazer uma análise de quais variáveis mais influenciaram na diminuição do IQA. Os valores abaixo de 50 foram destacados com a cor amarela.

Quadro 24 – Campanhas de amostragem de qualidade da água no rio Turvo Sujo

		qCF	qpH	qDBO	qN	qP	qΔT	qTu	qST	qOD	IQA	Classificação
Campanha 1 Agosto	Nascente Turvo Sujo (Coimbra)	9,25	70,65	2	98,64	73,65	93	44,57	73,21	25,01	32	Ruim
	Montante do Encontro Córrego Grama	4,52	75,95	2	98,69	38,78	93	63,88	70,85	3,08	19	Muito Ruim
	Montante Encontro Cristal	9,31	81,01	8,33	96,8	91,01	93	73,66	80,62	59,16	46	Ruim
	Montante Encontro S ^{ta} Tereza	10,87	85,3	2	97,01	61,04	93	74,68	62,88	81,91	41	Ruim
	Montante Encontro Rib. São Bartolomeu	10,87	91,89	8,94	97,93	94,67	93	80,7	82,43	86,15	52	Médio
	Foz do rio Turvo Sujo	10,87	91,73	2	93,69	75,27	93	78,2	84,74	42,38	38	Ruim
		qCF	qpH	qDBO	qN	qP	qΔT	qTu	qST	qOD	IQA	Classificação
Campanha 2 Novembro	Nascente Turvo Sujo (Coimbra)	3,98	50,12	2	98,64	74,45	93	40,79	83,83	80,43	31	Ruim
	Montante do Encontro Córrego Grama	3	58,85	2	98,69	69,18	93	36,38	79,8	42,11	26	Ruim
	Montante Encontro Cristal	3,98	57,33	8,33	96,8	85,47	93	32,43	86,84	75,65	36	Ruim
	Montante Encontro S ^{ta} Tereza	4,02	60,01	2	97,01	82,44	93	28,4	86,82	69,84	31	Ruim
	Montante Encontro Rib. São Bartolomeu	3,69	56,95	8,94	97,93	73,65	93	26,6	83,28	87,02	36	Ruim
	Foz do rio Turvo Sujo	4,02	87,74	2	93,69	82,44	93	20,64	65,3	83,61	31	Ruim
		qCF	qpH	qDBO	qN	qP	qΔT	qTu	qST	qOD	IQA	Classificação

Continua...

Quadro 24 – Continuação.

		qCF	qpH	qDBO	qN	qP	qΔT	qTu	qST	qOD	IQA	Classificação
Campanha 3 Fevereiro/2007	Nascente Turvo Sujo (Coimbra)	66,25	56,58	49,93	98,64	89,85	93	62,84	86,79	72,77	71	Bom
	Montante do Encontro Córrego Grama	3	74,15	2	98,69	69,89	93	28,68	73,98	19,53	24	Muito Ruim
	Montante Encontro Cristal	20,54	64,78	55,89	96,8	98,61	93	66,6	86,8	98	66	Médio
	Montante Encontro S ^{ta} Tereza	3,82	76,85	64,62	97,01	98,61	93	75,27	86,28	99,87	53	Médio
	Montante Encontro Rib. São Bartolomeu	7,05	91,33	42,14	97,93	83,43	93	33,74	67,65	97,8	52	Médio
	Foz do rio Turvo Sujo	5,09	92,22	51,07	93,69	65,19	93	19,64	83,95	82,67	46	Ruim
		qCF	qpH	qDBO	qN	qP	qΔT	qTu	qST	qOD	IQA	Classificação
	Nascente Turvo Sujo (Coimbra)	33,52	70,65	59,11	99,15	81,48	93	75,75	85,01	68,11	68	Médio
Campanha 4 Junho/2007	Montante do Encontro Córrego Grama	14,56	70,65	35,95	92,06	94,67	93	84,59	85,62	83,44	47	Ruim
	Montante Encontro Cristal	25,4	87,74	53,43	84,97	94,67	93	74,5	86,81	94,89	70	Médio
	Montante Encontro S ^{ta} Tereza	22,71	93,01	68,31	90,63	92,2	93	79,83	84,83	65,36	67	Médio
	Montante Encontro Rib. São Bartolomeu	6,07	93,04	67,56	67,38	72,1	93	65,73	86,55	3,08	31	Ruim
	Foz do rio Turvo Sujo	13,06	92,41	53,43	61,72	81,48	93	70,29	86,41	99,9	61	Médio

De acordo com os dados apresentados no Quadro 24, pode-se observar que a variável que mais contribuiu para a diminuição do IQA no rio Turvo Sujo foi a contagem de coliformes termotolerantes (q_{CF}), sendo significativa em todas as campanhas. A presença de elevadas quantidades de coliformes termotolerantes está diretamente relacionada com o lançamento de dejetos de animais de sangue quente como, por exemplo, esgotos domésticos, podendo indicar a contaminação da água por organismos patogênicos. Isto pode ser justificado pelo lançamento de efluentes das cidades do entorno da bacia do rio Turvo Sujo, principalmente Coimbra e Viçosa.

Outra variável que influenciou muito negativamente no IQA foi a DBO (q_{DBO}), indicando o lançamento de grandes concentrações de cargas orgânicas, devido novamente aos despejos oriundos das cidades do entorno da bacia. Estes efluentes urbanos são lançados sem qualquer tipo de tratamento, provocando o decréscimo na qualidade da água.

A turbidez (q_{Tu}) também influenciou negativamente no valor do IQA, principalmente na campanha 2, realizada no mês de novembro, no qual ocorreu o início das chuvas, acarretando maior aporte de sedimentos nos cursos de água devido ao aumento do escoamento superficial.

A variável OD (q_{OD}) também interferiu no IQA negativamente, levando-o à “MUITO RUIM” no ponto a montante do córrego do Grama, situado a jusante da cidade de Coimbra, onde o rio Turvo Sujo recebe grande carga de efluentes urbanos e estando ainda próximo de sua nascente, não possui vazão suficiente para amortecer o impacto dos despejos, ou seja, sua capacidade de autodepuração é ineficiente.

4.3. Condição dos trechos do rio Turvo Sujo de acordo com os padrões estabelecidos na Resolução N° 357/2005 do CONAMA

De acordo com os resultados obtidos de qualidade de água os trechos do rio Turvo Sujo podem ser avaliados, tomando-se os padrões de qualidade da Resolução N° 357/2005 (CONAMA, 2005) como referência, para se caracterizar

sua condição, o que está apresentado no Quadro 14. As condições obtidas nos diferentes trechos estão apresentadas no Quadro 25.

Quadro 25 – Condição da água coletada em diferentes trechos do rio Turvo Sujo, segundo a Resolução nº 357/ 2005 (CONAMA, 2005)

Trechos	Campanhas			
	Seca (1)	Chuvosa (2)	Seca (3)	Chuvosa (4)
I	Classe 4	Classe 4	Classe 3	Classe 2
II	Classe 4	Classe 4	Classe 4	Classe 3
III	Classe 4	Classe 4	Classe 3	Classe 3
IV	Classe 4	Classe 4	Classe 4	Classe 2
V	Classe 4	Classe 4	Classe 4	Classe 4
VI	Classe 4	Classe 4	Classe 4	Classe 3*

* Classe 3, limitante para CF ≤ 2500 e CF ≤ 1000 .

I = Nascente do rio Turvo Sujo

II = Nascente até montante ao encontro com o Córrego do Grama

III = Jusante da confluência com o córrego do Grama até montante ao encontro com rio Cristal

IV = Jusante da confluência com rio Cristal até montante ao encontro com o ribeirão Santa Tereza

V = Jusante da confluência com o ribeirão Santa Tereza até montante ao encontro com ribeirão São Bartolomeu

VI = Jusante da confluência com ribeirão São Bartolomeu até a foz do rio Turvo Sujo

O trecho I, relativo à nascente do rio Turvo Sujo, situa-se na zona rural da cidade de Coimbra. Nas campanhas 1 e 2 a nascente se apresentou na condição classe 4, pois os parâmetros coliformes termotolerantes (CF), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD) e fosfato (PO_4) foram limitantes para as outras classes. Esta contaminação se deve à presença de residências no entorno da nascente, além da criação de gado e eqüinos. Não há nenhum tipo de prática de conservação de nascentes, sendo que o curso do rio foi alterado no período chuvoso, demonstrando o grau de intervenção antrópica nos recursos hídricos.

Nas campanhas 3 e 4, para o mesmo trecho, foram obtidas as condições classes 3 e 2, respectivamente. Nestas campanhas houve uma melhoria expressiva na qualidade da água para os parâmetros em geral, chegando a atingir níveis de condição classe 1 para parâmetros como sólidos totais,

turbidez, pH, fosfato. O fator limitante foi, mais uma vez, a DBO (campanhas 3 e 4) e OD (campanha 4).

O trecho II é o trecho a montante da confluência com o córrego do Grama, situado a jusante da cidade de Coimbra, onde recebe elevada quantidade de despejos urbanos. Este trecho apresentou condição classe 4 nas campanhas 1, 2 e 3. Na campanha 4, apresentou condição classe 3. Esta baixa qualidade da água deve-se ao fato deste trecho receber elevada concentração de cargas orgânicas, oriundas dos esgotos domésticos da cidade de Coimbra. Os fatores limitantes nas campanhas foram, novamente, CF, DBO, OD e PO₄, poluentes característicos de esgotos domésticos.

O trecho III, correspondente ao trecho de montante da confluência do Turvo Sujo com o rio Cristal, percorre uma região bem menos urbanizada, mas pela condição obtida (classes 4 e 3) pode-se concluir que sofre forte efeito residual da poluição provocada a montante no rio Turvo Sujo (trechos I e II).

O trecho IV refere-se ao trecho a montante da confluência do rio Turvo Sujo com o ribeirão Santa Tereza, situando-se também em região pouco urbanizada, predominantemente rural, com pastagens e outras culturas. A presença de animais (bovinos e eqüinos) pode justificar a deterioração da qualidade da água, além dos despejos urbanos realizados a montante.

Os trechos V e VI, o primeiro a montante da confluência do rio Turvo Sujo com o ribeirão São Bartolomeu e o segundo na foz do rio Turvo Sujo, apresentaram-se na condição classe 4, nas campanhas 1, 2 e 3. Estes trechos situam-se na cidade de Viçosa, que ocupa grande parte da bacia e é a maior de todas as cidades da bacia do rio Turvo Sujo. Desse modo, é responsável também por grande parte dos lançamentos no curso de água. O trecho V também esteve na condição classe 4, na campanha 4, já o trecho VI, esteve na condição classe 3.

No geral, os parâmetros limitantes foram CF, DBO, OD e PO₄, todos representando a contaminação do rio Turvo Sujo por esgotos domésticos e poluição difusa, ricos em matéria orgânica. Pode-se verificar que, para que haja uma melhoria da qualidade de água deste curso de água, essencial para o

abastecimento público da região, é de extrema importância que sejam coletados os esgotos urbanos e tratados antes de serem lançados no rio Turvo Sujo.

4.4. Coeficientes de autodepuração

4.4.1. Determinação do coeficiente de desoxigenação K_1

Os resultados de K_1 foram obtidos para três trechos do rio Turvo Sujo, sendo eles situados a jusante da confluência com o córrego do Grama até a montante do encontro com rio Cristal (III); jusante da confluência com o rio Cristal até montante do encontro com o ribeirão Santa Tereza (IV) e; jusante da confluência com o ribeirão Santa Tereza até montante do encontro com ribeirão São Bartolomeu (V). Os valores de K_1 estão apresentados no Quadro 26, para os períodos seco e chuvoso.

Quadro 26 – Valores de K_1 , DBO_5 para os períodos seco e chuvoso

Período seco		
Amostras	K_1 (d^{-1})	DBO_5 ($mg L^{-1}$)
Trecho III	0,1028	62
Trecho IV	0,2373	24
Trecho V	0,0749	31
Período chuvoso		
Amostras	K_1 (d^{-1})	DBO_5 ($mg L^{-1}$)
Trecho III	0,4226	42
Trecho IV	0,1399	5
Trecho V	0,0889	4

Os trechos III e IV, para ambos os períodos, apresentam maiores valores de K_1 , com maiores valores de DBO_5 , com exceção do trecho IV, no período seco. Estes maiores valores implicam em maiores taxas de estabilização e, conseqüentemente, em melhor capacidade de autodepuração do curso d'água. Verificou-se, também, que existe relação entre maiores concentrações de carga orgânica e os maiores valores de K_1 .

O trecho V, no entanto, possui taxa de estabilização mais lenta em comparação aos trechos III e IV. Isso se deve ao fato de ser um trecho com

menor ocorrência de lançamentos de efluentes, como foi observado a partir dos baixos valores de DBO_5 . Quanto mais fresca ou lábil a matéria orgânica presente no curso d'água, maior a taxa de decaimento da DBO.

Comparando os valores obtidos em campo e apresentados no Quadro 26 com os valores teóricos apresentados no Quadro 1, podem-se classificar as águas do trecho V como águas limpas para ambos os períodos, enquanto que o trecho III pode ser considerado trecho de águas limpas somente na época seca e o trecho IV somente na época chuvosa. Estas variações podem ser ilustradas pelas Figuras 21 e 22.

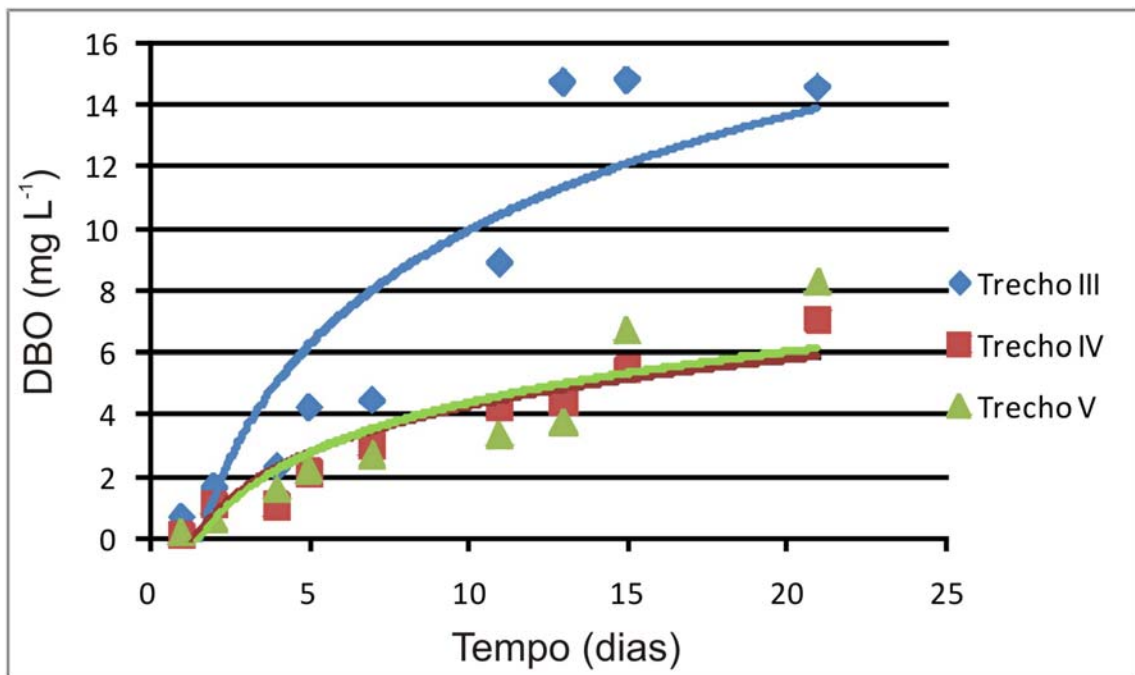


Figura 21 – Variação no valor da DBO exercida com o tempo, em amostras de água coletadas em três trechos do rio Turvo Sujo, no período seco.

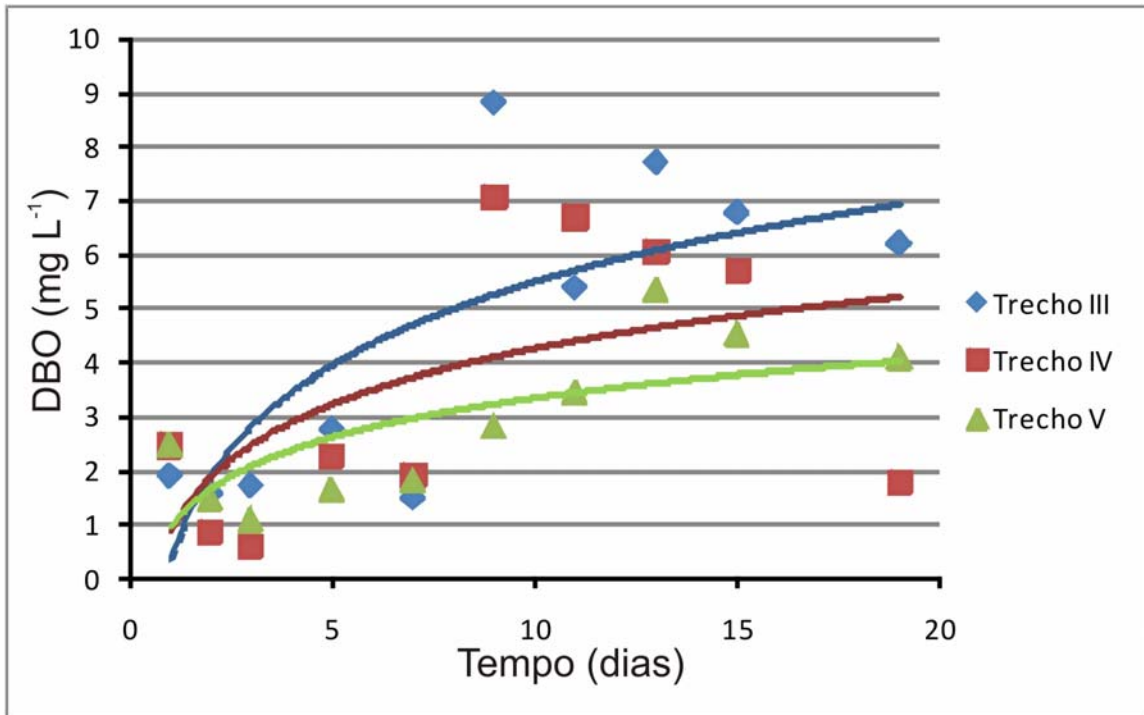


Figura 22 – Variação no valor da DBO exercida com o tempo, em amostras de água coletadas em três trechos do rio Turvo Sujo, no período chuvoso.

ALMEIDA (2006), estudando a bacia hidrográfica do rio Pomba, afluente do rio Paraíba do Sul, verificou que o coeficiente de desoxigenação K_1 , obtido pelo mesmo método utilizado no presente estudo, variou entre 0,14 e 0,15 d^{-1} para período seco e 0,13 a 0,24 d^{-1} para período chuvoso. Esses valores denotam um comportamento semelhante ao encontrado para o rio Turvo Sujo no presente estudo.

4.4.2. Determinação do coeficiente de reaeração K_2

Os resultados de K_2 foram obtidos para os mesmos trechos usados na determinação de K_1 , sendo apresentados no Quadro 27.

Quadro 27 – Valores de K_2 para os períodos seco e chuvoso

	Período seco	Período chuvoso
Amostras	K_2 (d^{-1})	K_2 (d^{-1})
Trecho III	0,0161	0,0161
Trecho IV	0,0331	0,3726
Trecho V	1,6051	5,5951

Os resultados obtidos para K_2 apresentaram menores valores para o período seco e maiores valores para o período chuvoso, nos trechos IV e V. No período chuvoso as vazões são maiores, alterando a velocidade e a profundidade da lâmina de água, provocando um aumento nos valores de K_2 , devido ao maior volume de água que promove maiores turbulências e mistura ao longo do perfil do curso de água. Os valores altos obtidos para o trecho V, quando comparados aos obtidos nos demais trechos, podem ser justificados pelos maiores valores de velocidade e menores valores de profundidade, aumentando a mistura ao longo da profundidade e criando maiores turbulências na superfície. Esse trecho, em razão da alta capacidade de reaeração da água torna-se muito importante na depuração do rio Turvo Sujo. No trecho III, os valores estão muito baixos, pois este trecho é muito sinuoso, com muitas curvas, o que provoca forte decréscimo na velocidade do curso de água, diminuindo as turbulências e, por consequência, o K_2 .

ALMEIDA (2006) encontrou valores que variam de 0,4 a 2,05 d^{-1} , utilizando o mesmo método do presente estudo. Os valores foram semelhantes, sendo menores no período seco e maiores no período chuvoso.

Foram ajustadas equações (Equações 29 e 30) para obtenção de K_2 (d^{-1}) com base nos valores de velocidade (V , $m s^{-1}$) e profundidade (P , m), obtidos para os trechos III, IV e V nos períodos seco e chuvoso.

$$K_2 = 1,437 \times 10^{-9} \cdot V^{-32,785} \cdot P^{-7,819} \Rightarrow r^2 = 0,934 \quad (\text{Período Seco}) \quad (29)$$

$$K_2 = 1032,747 \cdot V^{10,906} \cdot P^{-11,816} \Rightarrow r^2 = 0,782 \quad (\text{Período Chuvoso}) \quad (30)$$

De forma complementar, também foram ajustadas equações para obtenção de K_2 em função da vazão do curso d'água para os trechos III, IV e V nos períodos seco e chuvoso.

$$K_2 = 0,031481 \cdot Q^{5,246004} \Rightarrow r^2 = 0,845 \quad (\text{Período Seco}) \quad (31)$$

$$K_2 = 0,011604 \cdot Q^{5,466029} \Rightarrow r^2 = 0,789 \quad (\text{Período Chuvoso}) \quad (32)$$

Comparando os resultados do presente trabalho com os obtidos por ALMEIDA (2006), pode-se observar grande diferença entre os parâmetros obtidos para a equação ajustada para os trechos estudados no Rio Pomba. Isto se deve, provavelmente, às diferenças entre os dois cursos d'água, sendo que o Rio Pomba é um rio de maior porte, ou seja, maiores vazões, profundidades e velocidades. As equações foram ajustadas para os trechos onde foram coletadas as amostras de água para a obtenção dos coeficientes de autodepuração.

4.5. Desenvolvimento e teste de um sistema de informação em ambiente *web* para a modelagem da autodepuração do rio Turvo Sujo usando o modelo de STREETER-PHELPS

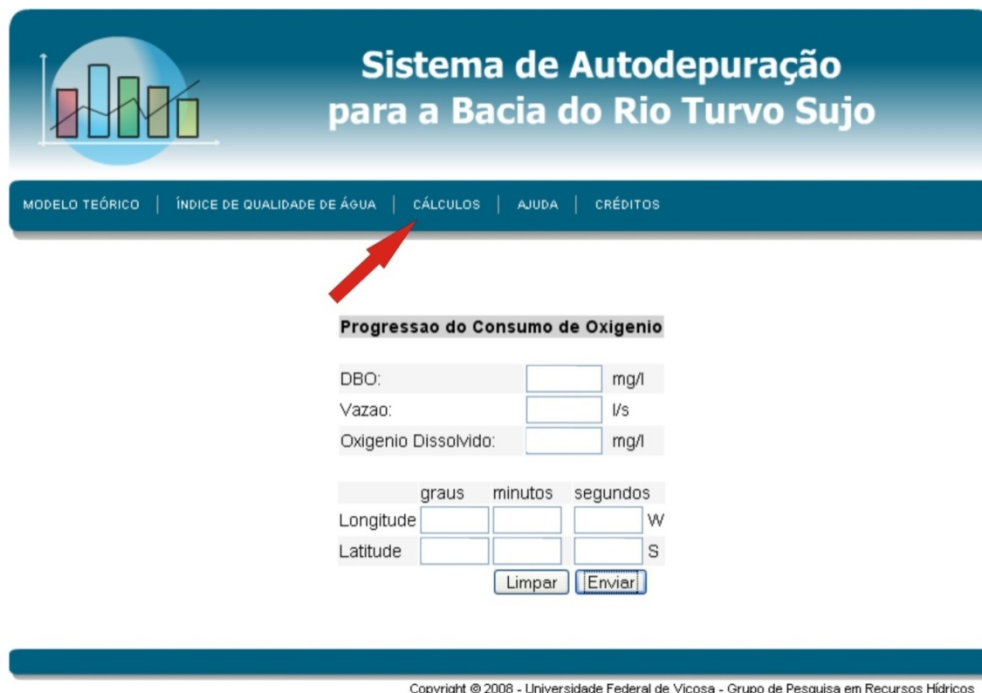
Na Figura 23, ilustra-se a tela de abertura do sistema *web*.



Copyright © 2008 - Universidade Federal de Viçosa - Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos

Figura 23 – Tela de abertura do sistema.

Na Figura 24 ilustra-se o sistema *web* e as entradas que o usuário deve utilizar.



Copyright © 2008 - Universidade Federal de Viçosa - Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos

Figura 24 – Sistema de autodepuração (janela de entrada de dados do usuário).

Foram realizadas simulações com o intuito de testar o sistema, utilizando dados aleatórios de entrada. Na Figura 25 está apresentada a entrada de dados simulando a descarga de um efluente com as características do córrego do Grama no trecho a montante do encontro com o córrego do Grama. A entrada de informações das coordenadas geográficas deve ser realizada em graus, minutos e segundos e as informações de DBO, OD e vazão devem ser em mg L^{-1} e L s^{-1} , respectivamente.

**Sistema de Autodepuração
para a Bacia do Rio Turvo Sujo**

MODELO TEÓRICO | ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA | CÁLCULOS | AJUDA | CRÉDITOS

Progressão do Consumo de Oxigenio

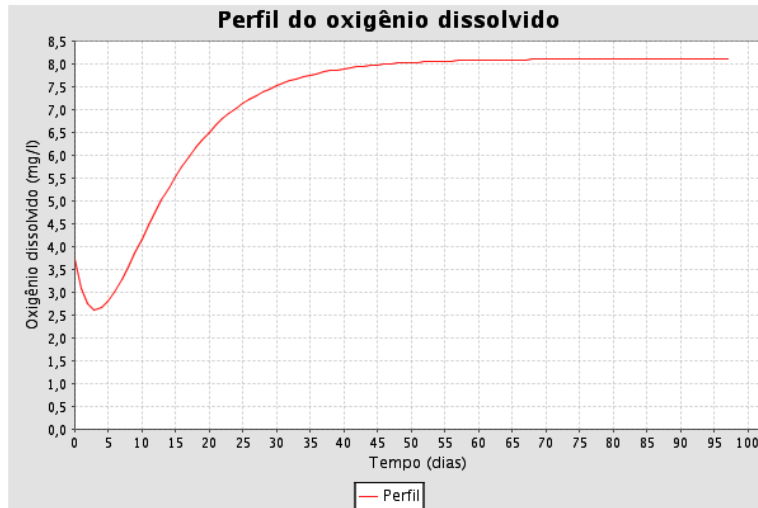
DBO: mg/l
Vazao: l/s
Oxigenio Dissolvido: mg/l

	graus	minutos	segundos	
Longitude	<input type="text" value="42"/>	<input type="text" value="48"/>	<input type="text" value="03"/>	W
Latitude	<input type="text" value="20"/>	<input type="text" value="51"/>	<input type="text" value="46"/>	S

Copyright © 2008 - Universidade Federal de Viçosa - Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos

Figura 25 – Primeira simulação de entrada de dados.

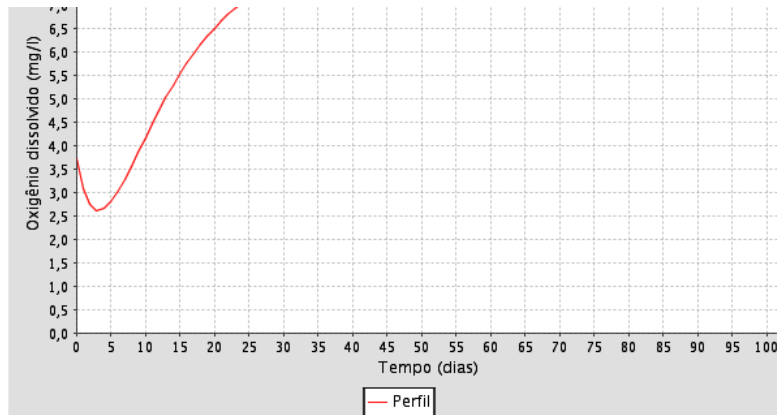
Após a entrada de dados realizada pelo usuário, o sistema gera o perfil de autodepuração referente ao impacto causado pelo lançamento do efluente. Na Figura 26, ilustra-se a curva de depleção de oxigênio obtida para a primeira simulação.



Coordenada da consulta (UTM): X: 728848,4000 Y: 7691428,9000
 DBO do efluente: 7.5
 Vazão do efluente: 122.0

Figura 26 – Curva de depleção de oxigênio obtida para a primeira simulação.

Na mesma tela em que a curva de depleção é apresentada, estão mostrados os dados dos cálculos efetuados pelo sistema para a determinação da concentração crítica de oxigênio, concentração de oxigênio dissolvido final e se é possível ou não o lançamento do efluente. Estas informações estão ilustradas na Figura 27.



Coordenada da consulta (UTM): X: 728848,4000 Y: 7691428,9000

DBO do efluente: 7,5

Vazão do efluente: 122,0

Oxigênio dissolvido do efluente: 3,73

Concentração inicial oxigênio: 3,7274

Déficit inicial de oxigênio: 4,3836

Demanda última de oxigênio: 18,7537

Concentração crítica de oxigênio: 2,6166

Déficit crítico de oxigênio: 5,4944

Tempo crítico: 3,2433 dias

A concentração crítica é maior que a mínima permitida estabelecida pela resolução nº 357/2005 do CONAMA. Logo o lançamento é permitido.

Copyright © 2008 - Universidade Federal de Viçosa - Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos

Figura 27 – Dados finais da primeira simulação.

A segunda simulação considera o lançamento de um efluente com características de esgoto doméstico no trecho a montante do encontro com o rio Cristal. Na Figura 28 estão apresentados os dados de entrada para a segunda simulação.



Sistema de Autodepuração para a Bacia do Rio Turvo Sujo

[MODELO TEÓRICO](#) |
 [ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA](#) |
 [CÁLCULOS](#) |
 [AJUDA](#) |
 [CRÉDITOS](#)

Progressão do Consumo de Oxigênio

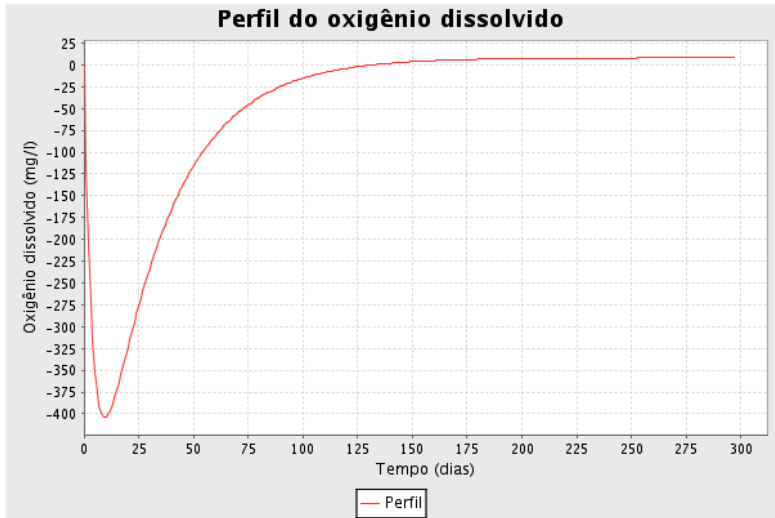
DBO: mg/l
 Vazao: l/s
 Oxigenio Dissolvido: mg/l

	graus	minutos	segundos	
Longitude	<input type="text" value="42"/>	<input type="text" value="47"/>	<input type="text" value="35"/>	W
Latitude	<input type="text" value="20"/>	<input type="text" value="49"/>	<input type="text" value="49"/>	S

Copyright © 2008 - Universidade Federal de Viçosa - Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos

Figura 28 – Segunda simulação de entrada de dados.

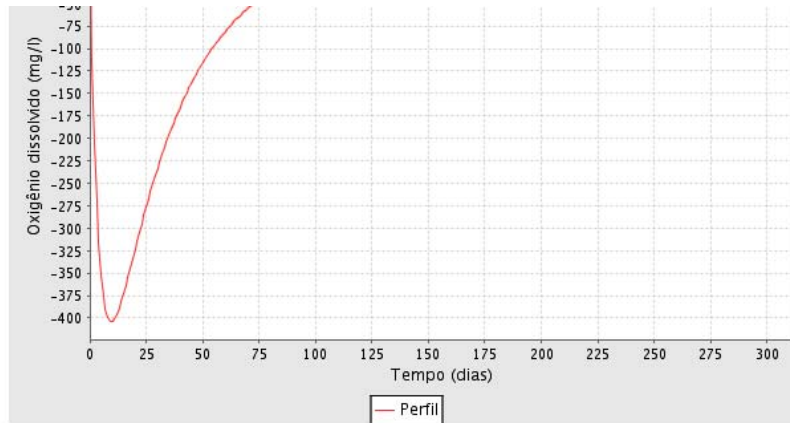
Na Figura 29 ilustra-se a curva de depleção de oxigênio obtida para a segunda simulação. Nesta simulação observa-se que, com o lançamento, a concentração de oxigênio dissolvido chegou a valores negativos, podendo-se considerar que foi atingida a condição de anaerobiose, onde o modelo de STREETER-PHELPS não seria mais válido. Neste caso o sistema considera a concentração de oxigênio dissolvido igual a zero e o lançamento não é permitido.



Coordenada da consulta (UTM): X: 729685,1000 Y: 7894965,9000
 DBO do efluente: 391.0
 Vazão do efluente: 150.0

Figura 29 – Curva de depleção de oxigênio obtida para a segunda simulação.

Informações da concentração crítica de oxigênio, concentração de oxigênio dissolvido final e se é possível ou não o lançamento do efluente estão ilustradas na Figura 30, onde para a segunda simulação não foi permitido o lançamento.



Coordenada da consulta (UTM): X: 729685,1000 Y: 7694965,9000
 DBO do efluente: 391.0
 Vazão do efluente: 150.0
 Oxigênio dissolvido do efluente: 0.0

Concentração inicial oxigênio: 0,0244
 Déficit inicial de oxigênio: 8,0866
 Demanda última de oxigênio: 560,0852
 Concentração crítica de oxigênio: 0,0000
 Déficit crítico de oxigênio: 412,0946
 Tempo crítico: 9,5559 dias

A concentração crítica é menor que a mínima permitida estabelecida pela resolução nº 357/2005 do CONAMA. Logo o lançamento não é permitido.

Copyright © 2008 - Universidade Federal de Viçosa - Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos

Figura 30 – Dados finais para a segunda simulação.

A terceira simulação considera o lançamento de um efluente com as características do ribeirão São Bartolomeu no trecho a montante do encontro com o ribeirão São Bartolomeu. Na Figura 31 estão apresentados os dados de entrada do usuário para a terceira simulação.



Sistema de Autodepuração para a Bacia do Rio Turvo Sujo

[MODELO TEÓRICO](#) |
 [ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA](#) |
 [CÁLCULOS](#) |
 [AJUDA](#) |
 [CRÉDITOS](#)

Progressão do Consumo de Oxigenio

DBO: mg/l
 Vazao: l/s
 Oxigenio Dissolvido: mg/l

	graus	minutos	segundos	
Longitude	<input type="text" value="42"/>	<input type="text" value="47"/>	<input type="text" value="35"/>	W
Latitude	<input type="text" value="20"/>	<input type="text" value="49"/>	<input type="text" value="49"/>	S

Copyright © 2008 - Universidade Federal de Viçosa - Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos

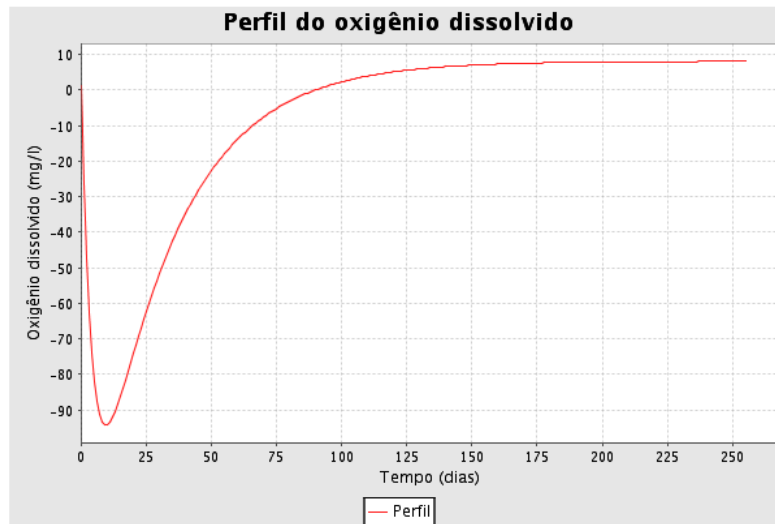
Figura 31 - Terceira simulação de entrada de dados.

Na Figura 32 ilustra-se a curva de depleção de oxigênio obtida para a terceira simulação, onde se observa que, com o lançamento, a concentração de oxigênio dissolvido chegou a valores negativos, podendo-se considerar que foi atingida a condição de anaerobiose, onde o modelo de STREETER-PHELPS não seria mais válido. Como apresentado para a segunda simulação, o sistema considera a concentração de oxigênio dissolvido igual a zero e o lançamento não é permitido.



Sistema de Autodepuração para a Bacia do Rio Turvo Sujo

MODELO TEÓRICO | ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA | CÁLCULOS | AJUDA | CRÉDITOS



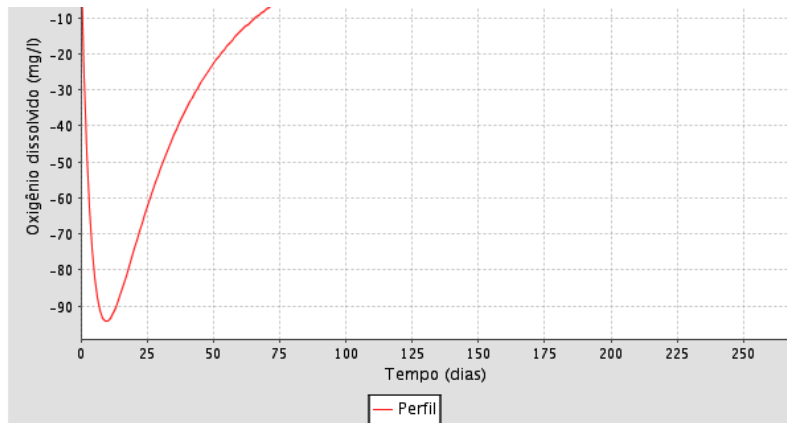
Coordenada da consulta (UTM): X: 729685,1000 Y: 7694965,9000

DBO do efluente: 93.3

Vazão do efluente: 980.0

Figura 32 – Curva de depleção de oxigênio obtida para a terceira simulação.

As informações referentes à concentração crítica de oxigênio, concentração de oxigênio dissolvido final e se é possível ou não o lançamento do efluente estão apresentadas na Figura 33. Verifica-se que para a terceira simulação também não foi permitido o lançamento.



Coordenada da consulta (UTM): X: 729685,1000 Y: 7694965,9000

DBO do efluente: 93.3

Vazão do efluente: 980.0

Oxigênio dissolvido do efluente: 1.3

Concentração inicial oxigênio: 1,3027

Déficit inicial de oxigênio: 6,8083

Demanda última de oxigênio: 134,2204

Concentração crítica de oxigênio: 0,0000

Déficit crítico de oxigênio: 102,3039

Tempo crítico: 9,4071 dias

A concentração crítica é menor que a mínima permitida estabelecida pela resolução nº 357/2005 do CONAMA. Logo o lançamento não é permitido.

Copyright © 2008 - Universidade Federal de Viçosa - Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos

Figura 33 – Dados finais para a terceira simulação.

5. RESUMO E CONCLUSÕES

Com a realização do presente trabalho teve-se como principais objetivos obter o Índice de Qualidade da Água (IQA) em 10 pontos do Rio Turvo Sujo e em duas épocas distintas (período seco e chuvoso); quantificar o coeficiente de desoxigenação (K_1) e de reaeração (K_2) no rio Turvo Sujo a jusante dos pontos de confluência com seus principais afluentes e modelar a capacidade de autodepuração do rio Turvo Sujo, com base no modelo de STREETER-PHELPS (1925).

A área objeto deste estudo abrange o rio Turvo Sujo e seus principais afluentes: ribeirão São Bartolomeu, córrego do Grama, rio Cristal e ribeirão Santa Teresa. Nos dez pontos amostrais foram recolhidas as amostras cuja caracterização física, química e microbiológica foi efetuada no Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola, UFV. Um sistema de informação em ambiente *web* foi desenvolvido para a modelagem da autodepuração do rio Turvo Sujo, baseada no modelo de STREETER-PHELPS.

Nas condições em que o estudo foi conduzido a análise dos resultados permitiu concluir que:

- Houve expressiva melhoria da qualidade da água nos períodos com maior vazão, notadamente no trecho I (nascente do rio Turvo Sujo). Durante o período

de estiagem, a qualidade da água manteve-se entre “muito ruim” e “médio”, sendo o ponto de pior qualidade a montante a confluência do rio Turvo Sujo com o córrego do Grama.

- A qualidade das águas do rio Turvo Sujo foi classificada, em geral, de média a ruim. As variáveis que mais interferiram negativamente no IQA foram: coliformes termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio, turbidez e oxigênio dissolvido.
- O rio Turvo Sujo apresentou-se, predominantemente, na condição classe 4, de acordo com a Resolução nº 357/2005 (CONAMA), sendo que os parâmetros limitantes foram: coliformes termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido e fosfato.
- O rio Turvo Sujo apresentou boa capacidade de autodepuração nos trechos analisados, devido aos altos valores de K_1 (0,10 a 0,42 d^{-1}), para os períodos seco e chuvoso, respectivamente, com exceção do trecho V (0,075 e 0,089) (jusante do ribeirão Santa Tereza), que possui menor taxa de estabilização, implicando numa DBO última elevada e ainda não completa no 20º dia. Os elevados valores de K_1 são justificados pelas maiores concentrações de DBO₅ oriundas do lançamento de matéria orgânica nos trechos III e IV.
- Os trechos do rio Turvo Sujo apresentaram menores valores de K_2 para o período seco e maiores valores para o período chuvoso, com exceção do trecho III ($K_2 = 0,016$ a $0,033 d^{-1}$) (jusante do córrego do Grama) que apresentou valores muito baixos, pois este trecho é muito sinuoso, com muitas curvas, o que provoca decréscimo na velocidade do curso de água, diminuindo a turbulência e, por consequência, o K_2 . Os trechos IV e V apresentam melhores condições de reaeração, devido às baixas profundidades e à criação de maiores turbulências na superfície do curso d'água.
- A modelagem da capacidade de autodepuração do rio Turvo Sujo, a partir do modelo de Streeter-Phelps, utilizando os dados coletados em campo e sistema de informação em ambiente *web*, permitiu ao usuário verificar o impacto do lançamento de efluentes na qualidade dos cursos de água.

6.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, L. M. **A aeração de águas com cascatas**. Belo Horizonte: UFMG/EE, 1989. 137p.

ALMEIDA, T. V. de. **Índice de qualidade da água e coeficientes de autodepuração de trechos do Rio Pomba**. Viçosa: UFV, 2006. Dissertação de Mestrado.

APHA - **American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20^a ed. Washington: APHA, 1998.

BARNWELL, T. O. **Least squares estimates of BOD parameters**. Journal Environmental Engineering Division. ASCE, 106 (6). Dec. 1980.

BARUQUI, F. M. **Inter-relações solo-pastagens nas regiões da Mata e rio Doce do Estado de Minas Gerais**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Colos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, MG, 1982. 119p.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 2 edição. CETESB, São Paulo (SP). 1978. 620p.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. São Paulo, CETESB. 1976. 620p.

BUENO L. F. et. al. - **Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto Ouro Verde - Conchal - SP**. Engenharia Agrícola. vol.25 no.3 Jaboticabal Sept./Dec. 2005.

CARNEIRO, P. A. S. e FARIA, A. L. L. **Ocupação de encostas e legislação urbanística em Viçosa (MG)**. Revista Caminhos da Geografia. 12(14)121-138, Fev/2005.

CAMP, T. R. **Analysis of a stream's capacity for assimilating pollution – a discussion**. Sewage and Industrial Wastes, 26 (11), Nov. 1954. P. 1397-1398.

CESAMA - Companhia de Saneamento Municipal [on line] disponível via URL <http://www.cesama.com.br/saneamento.php> (capturado em 03 de mar. 2008).

CESAMA - Companhia de Saneamento Municipal [on line] disponível via URL <http://www.cesama.com.br/saneamento.php> (capturado em 10 de mar. 2008).

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, 2003**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2004. Vol. 1.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental [on line] disponível via URL <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice.asp> (capturado em 15 de nov. 2006).

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental [on line] disponível via URL <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice.asp> (capturado em 12 de ago. 2007).

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. Brasília-DF, 2005.

COMBASB – Conselho Municipal de Desenvolvimento da Bacia do São Bartolomeu – **Projeto: Gerenciamento integrado da bacia hidrográfica do Ribeirão São Bartolomeu em Viçosa, MG. (Relatório Interno)**. 1994. 21p.

CORRÊA, G. F. **Modelo de evolução e mineralogia da fração argila dos solos do planalto de Viçosa, MG. Viçosa: UFV, 1984. 84p.** Dissertação de Mestrado.

CUNHA, C. L. N. et al. **Avaliação da poluição em rios usando modelagem computacional**. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 8 - Nº 3 - jul/set 2003, 126-134.

DERÍSIO, J.C., 1992. **Introdução ao controle da poluição ambiental**. São Paulo : Editora da CETESB, mar.

EPA, Environmental Protection Agency, Athens. **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling**. 1985. 2.ed, 455p.

FAIR, G. M. **The “log-difference” method of estimating the constants of the first-stage biochemical oxygen demand curve**. Sewage Works Journal, 8 (3), May 1973. p. 270-307.

GASTALDINI, M.C.C. **Análise do Mecanismo de Auto-Depuração do Rio Jacaré-Guaçu através de um Modelo de Qualidade da Água.** São Paulo: **Escola de Engenharia de São Carlos** - Universidade de São Paulo, 1982. Dissertação de Mestrado.

GIANSANTE, A. E. **Avaliação da aeração de efluentes de lagoas facultativas por escada (estudo de caso).** XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

HORTON,R.K. **An index-number system for rating water quality.** Journal of Water Pollution Control Federation.37(3):300-306, 1965.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Brasil [on line] disponível via URL
http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/contagem2007/contagem_final/tabela1_1_17.pdf (capturado em 3 de abr. 2008).

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Brasil [on line] disponível via URL
http://www.igam.mg.gov.br/index.php?option=com_content&task=view&id=226&Itemid=257 (capturado em 2 de abr 2008).

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Relatório de monitoramento das águas superficiais na Bacia do Rio Doce em 2005.** Belo Horizonte: Projeto Águas de Minas, 2006.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Relatório de monitoramento das águas superficiais na Bacia do Rio Paraíba do Sul em 2003.** Belo Horizonte: Projeto Águas de Minas, 2004.

JÚNIOR, W. R. da S. **Ferramentas de apoio à gestão de qualitativa dos recursos hídricos**. João Pessoa: Centro de Tecnologia – CT – Universidade Federal da Paraíba, 2006.

LANDWEHR, J.M.; DEININGER, R.A.,1976. **A Comparison of Several Water Quality Indices**, J. Water Poll. Control Fed. 48(5): 954 – 958.

LEITE, G. R.; PEREIRA, C.B. e FERREIRA, A. N. P. **Gestão dos Recursos Hídricos** [on line] disponível via URL <http://www.semarh.df.gov.br/semarh/site/lagoparanaoa/cap12/01.htm> (capturado em 05 de fev. 2008).

LIBÂNIO, P. A. C. et. al., **A dimensão da qualidade de água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública**. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol.10 - Nº 3 - jul/set 2005, 219-228.

LIMA, E. B. N. R. **Modelação integrada para gestão da qualidade da água na bacia do rio Cuiabá**. Rio de Janeiro: UFRJ, 2001. 184p. Tese de Doutorado.

MACHADO, C. J. S. (organizador). **Gestão de Águas Doces**. Rio de Janeiro: Interciência, 2004. 367p.

MATOS, A.T. **Qualidade do solo e da água**. Série Caderno Didático n. 33. Viçosa: DEA-UFV, 2004.

METCALF & EDDY, Inc.,Boston. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 2.ed. New Delhi, Tata Mc Graw-Hill. 1981. 920p.

MONTEIRO, E. C. **Autodepuração dos corpos d'água.** Curso por correspondência de poluição das águas. CETESB, São Paulo (SP). 1975. Cap. 6.

MOORE, E. W.; THOMAS Jr, H. A.; SNOW, W. B. **Simplified method for analysis of B.O.D. data.** Sewage and Industrial Wastes, 22 (10), Oct 1950. p. 1343-1355.

NORMAS TÉCNICAS DA COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS. COPASA MG. 1988-1997.

ONGLEY, E.D. **Controle da poluição da água pelas atividades agrícolas;** tradução de H.R. GHEYI, F.A.V. DAMASCENO, L.T. de L. BRITO. Campina Grande: UFPB. 2000.

OTT, W. R. 1978. **Environmental Indices: theory and practice,** Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 371 p.

PETERS, N.E; MEYBECK, M. **Water quality degradation effects on freshwater availability: impacts to human activities.** Water International, Urbana, v.25, n.2, p.214-21, 2000.

PNMA – Política Nacional do Meio Ambiente. **Índice e indicadores de qualidade da água – Revisão de Literatura.** [on line] disponível via URL <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/indice-agua-volume1.pdf> (capturado em 05 de jun. 2008).

POVINELLI, J. **Sobre alguns processos para avaliação da constante de desoxigenação e da demanda final de DBO.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, 7, Salvador. Universidade de São Carlos, 1973.

QASIM, S. R. **Wastewater treatment plants: planning, design and operation.** Holt, Rinehart and Winston, New York, 1985.

QUINTEIRO, F. Q. L. **Levantamento do uso da terra e caracterização de ambientes da bacia hidrográfica do rio Turvo Sujo, com utilização de aerofotos não-convencionais.** Viçosa: UFV, 1997. 91p. Dissertação de Mestrado.

REZENDE, S. B. **Estudo da crono-topossequência em Viçosa-MG.** Viçosa: UFV, 1971. Dissertação de Mestrado.

RIBEIRO, M. O. **Estudo da Poluição e Autodepuração nos Rios Melchior e Descoberto, na Bacia do Descoberto – DF-GO, com auxílio de modelos matemáticos de simulação de qualidade da água, para estudos de seu comportamento atual e futuro.** Distrito Federal: PTARH-UNB, 2001. Dissertação de Mestrado.

RIBEIRO, P. R. S. **Caracterização química, física e microbiológica de cursos d'água da bacia do rio Turvo Limpo.** Viçosa: UFV, 2002 153p. Dissertação de Mestrado.

ROMITELLI, L. H. **Diagnóstico ambiental de um trecho do córrego Bonifácio, APA Jundiaí – SP.** Campinas, SP: [s. n.], 2006.

SANTOS, A.R. dos. **Caracterização morfológica, hidrológica e ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo Sujo, micro-região de Viçosa-MG.** Viçosa: UFV, 2001. Dissertação de Doutorado.

SECTMA – Secretaria de Estado de Ciência e Tecnologia e do Meio Ambiente [on line] disponível via URL <http://www.semarh.pb.gov.br/news/noticia.php?id=13> (capturado em 12 de dez. 2007).

SILVA, Demetrius David da ; PRUSKI, F. F. . **Gestão de recursos hídricos: aspectos legais, econômicos, administrativos e sociais.** 1. ed. VIÇOSA - MG: Editora Folha de Viçosa, 2000. v. 1. 659 p.

STREETER, H.W. and PHELPS, E.B. **A study of the pollution and natural purification of the Ohio River.** Public Health Bulletin, nº 146. Washington, D.C, 1925.

SZÉLIGA, M. R. e ROMA, W. N. L. **Sistema de visão computacional para medição de turbulência e correlação com a reaeração de corpos d'água receptores.** Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 9 - Nº 1 – jan/mar 2003, 30-44.

THOMAS Jr, H. A. **The “slope” method of evaluating the constants of the first-stage biochemical oxygen-demand curve.** Sewage Works Journal, 9 (3), May 1937. P. 425-430.

VALVERDE, Orlando. **Estudo Regional da Zona da Mata de Minas Gerais.** Revista Brasileira de Geografia, Rio de Janeiro, v.20, n.1, 1958.

VILLELA, M. **Uso de diferentes métodos de retificação geométrica e classificação digital de uma imagem TM/LANDSAT – 5.** Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1998. 118p.

VON SPERLING, M. **Autodepuração dos cursos d'água.** Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1983. Dissertação de Mestrado.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** 2ª ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1996. Vol. 1.

YANG, J.E.; SKOGLEY, E.O.; SCHAFF, B.E.; KIM, J.J. **A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin and soil extracts.** Soil Science Society of America Journal, Madison, v.62, p.1108-1115, 1998.

ANEXO

Anexo 1

Quadro A1 - Velocidade e Profundidade dos ponto de medição de vazão

Pontos	Setembro/2006		Abril/2007	
	Velocidade	Profundidade	Velocidade	Profundidade
Nascente Turvo Sujo (Coimbra)	0,233	0,11	-	-
Montante do Encontro Córrego Grama	0,645	0,26	0,404	0,19
Montante Encontro Cristal	0,649	0,80	0,496	1,20
Montante Encontro S ^{ta} Tereza	0,571	1,10	0,624	1,40
Montante Encontro Rib. São Bartolomeu	0,569	0,69	0,476	0,85
Foz do rio Turvo Sujo	0,538	0,97	0,651	1,02

Observação: A ausência de dados de velocidade e profundidade para a nascente no mês de abril se deve ao fato de que a medição da vazão foi feita através do método do vertedor, utilizando um vertedor triangular (ângulo = 90⁰). Esta mudança no método de medição ocorreu devido a um desvio no curso natural do rio, alterando a seção transversal e dificultando a medição com o molinete.