

THOMÉ VIDIGAL DE ALMEIDA

ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA E COEFICIENTES DE
AUTODEPURAÇÃO DE TRECHOS DO RIO POMBA.

Tese 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
2006

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

T

A447i
2006

Almeida, Thomé Vidigal de, 1965-

Índice de qualidade da água e coeficientes de auto-
depuração de trechos do Rio Pomba / Thomé Vidigal de
Almeida. – Viçosa : UFV, 2006.

xvi, 68f. : il. ; 29cm.

Inclui anexo.

Orientador: Wilson Deniculi.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 65-68.

1. Água - Qualidade - Medição. 2. Água - Aeração -
Modelos matemáticos. 3. Água - Poluição. 4. Química
ambiental. 5. Pomba, Rio (MG). I. Universidade Federal de
Viçosa. II. Título.

CDD 22.ed. 628.161

THOMÉ VIDIGAL DE ALMEIDA

ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA E COEFICIENTES DE
AUTODEPURAÇÃO DE TRECHOS DO RIO POMBA.

Tese 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: 13 de março de 2006.

Prof. Antonio Teixeira de Matos
(Conselheiro)

Prof. Márcio Mota Ramos

Prof. Cláudio Pereira Jordão

Prof. Jorge Adílio Penna

Prof. Wilson Denículi
(Orientador)

Dedico:

Aos meus pais, Mundinho (in memoriam) e Nailê;

À Elayza, minha esposa;

Aos meus filhos André e Tiago.

AGRADECIMENTOS

Expresso minha sincera gratidão a todos aqueles que foram indispensáveis na construção deste trabalho.

Dentre essas pessoas:

Ao Professor Antonio Teixeira de Matos, por partilhar o seu conhecimento e experiência em uma base de confiança e amizade. Ademais, concedeu-me o privilégio de usufruir da precisão e segurança da sua orientação.

Minha mãe, Nailê Vidigal de Almeida, pela presença constante, pelo ensino da perseverança, pelas diversas colaborações durante este trabalho.

À minha esposa, Elayza Menicucci Vidigal Almeida, que soube compreender os momentos de aperto, sempre companheira e incentivante. Registro aqui também, a gratidão aos meus filhos André Menicucci Vidigal Almeida e Tiago Menicucci Vidigal Almeida, que ainda em idades tenras, souberam compreender os momentos de trabalho do pai, ainda que privados de algum lazer.

Ao Laboratorista Luiz Mauro Balbino, o Simão, pela inestimável ajuda nas análises das amostras de água, e pela paciência com que me tratou no dia-a-dia do laboratório.

Ao Professor Wilson Deniculi, pelo aconselhamento e zelo por minha caminhada.

Aos Professores Demetrius David da Silva e João Luis Lani pelos conselhos na constante melhoria do trabalho.

Ao Professor Paulo Roberto Cecon pela inestimável colaboração nas análises estatísticas e também pela lição de vida e amizade, que nos momentos mais trabalhosos, foi a sua presença como conforto e segurança.

Ao Professor Marcos von Sperling pelo envio dos arquivos de análises estatísticas, com os quais fundamentou este trabalho.

Aos Professores Jorge Adílio Penna, Cláudio Pereira Jordão e Márcio Mota Ramos por participarem do comitê de defesa e pelas sugestões apresentadas.

Aos Professores do CEFET RIO POMBA, Flávio Freitas, o Flavão, e Flávio Bitencourt, o Flavinho, pelo pronto auxílio e incentivo nas análises estatísticas e montagem das planilhas de cálculo.

Ao CEFET RIO POMBA, na pessoa do Diretor Geral, Professor Mário Sérgio Costa Vieira, pela liberação nos últimos seis meses finais.

À Universidade Federal de Viçosa, em especial ao Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realização deste treinamento.

BIOGRAFIA

Thomé Vidigal de Almeida, filho de Raymundo Caldoncelli de Almeida e Nailê Vidigal de Almeida, nasceu na cidade de Resende, Rio de Janeiro, em 29 de agosto de 1965.

Concluiu o curso primário na Escola Municipal Nossa Senhora da Glória; o ginásial no Colégio de Aplicação João XXIII; o curso técnico no Colégio Técnico Universitário, todos em Juiz de Fora, Minas Gerais.

Concursado para funcionário do CEFET de Rio Pomba, Minas Gerais, em 1992, onde continuou vinculado.

Em 1994 ingressou no curso de Agronomia da Universidade Federal de Viçosa, graduando-se em outubro de 2000.

Em agosto de 2003 ingressou no Programa de Mestrado em Engenharia Agrícola, na Área de Recursos Hídricos, pela Universidade Federal de Viçosa, concluindo seu treinamento em março de 2006.

CONTEÚDO

LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE QUADROS.....	ix
RESUMO	xi
ABSTRACT.....	xiii
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
2.1. Poluição dos corpos hídricos.....	3
2.2. Desoxigenação das águas	4
2.3. Oxigenação das águas.....	6
2.4. Autodepuração de cursos d'água	6
2.5. Modelos matemáticos para estimativa da autodepuração e caracterização da qualidade da água	7
2.6. Relação entre demanda última de oxigênio (L_0), déficit inicial de oxigênio (D_0), coeficiente de reaeração (K_2) e coeficiente de desoxigenação (K_1).....	16
2.7. Índice de Qualidade da Água (IQA).....	17
2.7.1. Histórico dos Índices de Qualidade da Água.....	17
2.7.2. Variáveis utilizadas no cálculo do IQA	24
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	28
3.1. Caracterização da área em estudo	28
3.2. Plano de amostragem da água	28
3.2.1. Localização dos pontos de amostragem	28
3.2.2. Obtenção das amostras	30
3.2.3. Determinação das variáveis físicas, químicas, bioquímicas e biológicas	31

3.3.	Obtenção da vazão	31
3.4.	Cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA).....	34
3.5.	Estimativa dos coeficientes de autodepuração	41
3.5.1.	Estimativa do coeficiente de desoxigenação.....	41
3.5.2.	Estimativa do coeficiente de reaeração.....	42
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	44
4.1.	Índice de Qualidade da Água (IQA).....	44
4.1.1.	Influência da Vazão no IQA.....	44
4.1.2.	Variáveis que mais interferiram no IQA.....	46
4.1.3.	Comparação dos resultados obtidos com os padrões estabelecidos na Resolução N° 357/2005 do CONAMA	48
4.1.4.	Caracterização dos trechos.....	51
4.2.	Coeficiente de desoxigenação (K_1)	53
4.3.	Coeficiente de reaeração (K_2)	54
4.3.1.	Valores obtidos de K_2	54
4.3.2.	Comparação dos valores de K_2 segundo vários autores.....	56
4.3.3.	Curvas do oxigênio dissolvido	58
4.3.4.	Calibração da equação potencial de K_2	62
5.	CONCLUSÕES	64
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	65
	ANEXO	

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Perfil do oxigênio dissolvido, em quatro situações, pela relação L_0/D_0 e K_2/K_1	17
Figura 2 – Localização do trecho de estudo do Rio Pomba, em Minas Gerais	29
Figura 3 - Utilização da área do trapézio para cálculo da área da seção transversal do curso d'água em um trecho do Rio Pomba	34
Figura 4 – Esquema de cores do IQA dos três trechos estudados do Rio Pomba, obtidos no período seco	51
Figura 5 - Esquema de cores do IQA dos três trechos estudados do Rio ...	52
Figura 6 - Perfil do OD na água, a jusante do Ponto II, em quatro repetições, no período seco	59
Figura 7 - Perfil do OD na água, a jusante do Ponto IV, em quatro repetições, no período seco	59
Figura 8 - Perfil do OD na água, a jusante do Ponto VI, em quatro repetições, no período seco	60
Figura 9 - Perfil do OD na água, a jusante do Ponto II, em quatro repetições, no período chuvoso	61
Figura 10 - Perfil do OD na água, a jusante do Ponto IV, em quatro repetições, no período chuvoso.....	61
Figura 11 - Perfil do OD na água, a jusante do Ponto VI, em quatro repetições, no período chuvoso.....	62

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Evolução dos modelos matemáticos para estudos de simulação da Qualidade da Água	11
Quadro 2 - Variáveis e fator peso usados para estimativa do IQA	18
Quadro 3 – Coordenadas e altitude dos pontos de amostragem de água... ..	29
Quadro 4 - Intervalo de distância horizontal recomendável para o posicionamento da haste do molinete	32
Quadro 5 – Profundidade do curso d’água, em porcentagem, para a tomada do número de voltas da hélice do molinete (N) e equações para cálculo da média das velocidades (M_{vel}) por intervalo	32
Quadro 6 - Variáveis e fator peso associados, usados para estimativa do IQA_m	35
Quadro 7 – Escala espectral de cor associadas às faixas de valores de IQA	41
Quadro 8 - Valores típicos de K_1 (base “e”, e obtidos sob temperatura de 20°C).....	42
Quadro 9 - Valores típicos de K_2 (base “e”, e obtidos sob temperatura de 20°C).....	43
Quadro 10 - Média do IQA obtida nos três trechos de estudo do Rio Pomba, no período seco	44
Quadro 11 - Média do IQA obtida nos três trechos de estudo do Rio Pomba, no período chuvoso	45
Quadro 12 - IQA obtido em três trechos do Rio Pomba, no período seco ...	46
Quadro 13 - IQA obtido em três trechos do Rio Pomba, no período chuvoso	47

Quadro 14 - Padrões para caracterização das águas doces, segundo suas classes, conforme Resolução Nº 357/2005 do CONAMA.....	48
Quadro 15 - Caracterização química, física, bioquímica e microbiológica das águas estudadas do Rio Pomba nos períodos seco e chuvoso	49
Quadro 16 - Coeficientes de desoxigenação (K_1), em d^{-1} , do Rio Pomba, obtidos com base em amostras de água coletadas nos três trechos avaliados no Período Seco	53
Quadro 17 Coeficientes de desoxigenação (K_1), em d^{-1} , do Rio Pomba, obtidos com base em amostras de água coletadas nos três trechos avaliados no Período Chuvoso	53
Quadro 18 - Coeficientes de reaeração (K_2), em d^{-1} , obtidos em três trechos do Rio Pomba, no período seco	55
Quadro 19 - Coeficientes de reaeração (K_2), em d^{-1} , obtidos em três trechos do Rio Pomba, no período chuvoso (d^{-1})	55
Quadro 20 - Valores de K_2 , usando a equação de três autores, com os dados batimétricos encontrados em cada trecho	57
Quadro 21 - Valores de K_2 , em d^{-1} , obtidos utilizando-se a equação citada por RIBEIRO (2001)	58
Quadro 22 - Valores dos parâmetros da equação potencial (Eq. 55), obtidos por Regressão Não Linear, para os três trechos estudados do Rio Pomba	63

RESUMO

ALMEIDA, Thomé Vidigal. M.S., Universidade Federal de Viçosa, março de 2006. **Índice de Qualidade da Água e Coeficientes de Autodepuração de Trechos do Rio Pomba**. Orientador: Wilson Deniculi. Conselheiros: Antonio Teixeira de Matos, Demetrius David da Silva e João Luiz Lani.

Com o crescimento da população em áreas urbanas urbanas e da exploração agropecuária e industrial na região do Rio Pomba, foram aumentadas as cargas poluidoras nos cursos d'água da região. A contaminação das águas por diversas fontes, tais como efluentes domésticos e industriais e, a carga difusa urbana e agrícola no Rio Pomba, principalmente no trecho em estudo, ou seja, da nascente (Município de Santa Bárbara do Tugúrio), passando por Mercês, até a cidade de Rio Pomba, tem sido alvo de preocupação. Para caracterizar as condições ambientais e a qualidade das águas na região, neste trabalho determinou-se o Índice de Qualidade da Água (IQA) e quantificou-se os coeficientes de desoxigenação (K_1) e de reaeração (K_2), nesse trecho do rio. As amostras de água para determinação do IQA foram coletadas a montante dos pontos de esgotamentos sanitários das citadas cidades, sendo este índice calculado utilizando-se o método adaptado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). As variáveis selecionadas para o cálculo do IQA foram coliformes termotolerantes, pH, variação de temperatura entre o ponto de mistura e um ponto a montante do ponto de mistura, turbidez, sólidos totais, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrato, fosfato e oxigênio dissolvido. As amostras de água para determinação dos valores de K_1 e K_2 foram coletadas a jusante dos pontos de esgotamentos sanitários das cidades. Os

valores de K_1 foram obtidos utilizando-se o método de quantificação do consumo de oxigênio em amostras mantidas a 20°C, com posterior ajuste da equação matemática aos dados de DBO exercida em função do tempo. Os valores de K_2 foram obtidos substituindo-se os dados (temperatura da água, altitude local, concentração de oxigênio dissolvido no ponto de mistura, $DBO_{5d-20^\circ C}$, velocidade da água, valor de K_1 , distância percorrida e a concentração de oxigênio dissolvido (OD) no final do trecho) na equação de Streeter-Phelps. Equações de estimativa dos valores de K_2 , como função da velocidade e profundidade de água no rio, foram ajustadas para cada trecho do rio estudado. O IQA obtido para o período seco foi classificado como “BOM”, “MÉDIO” e “MÉDIO”, respectivamente para os trechos, nascente até Santa Bárbara do Tugúrio, desta a Mercês e daí até a cidade de Rio Pomba. Já no período chuvoso, o índice foi classificado como “BOM”, “MÉDIO” e “RUIM”, para os mesmos trechos. As variáveis que mais interferiram para abaixamento do valor do IQA e que prejudicaram a classificação das águas, segundo Resolução N° 357/2005 do CONAMA, foram contagem de coliformes termotolerantes e turbidez. Os valores obtidos de K_1 foram de 0,13 a 0,24 d^{-1} e os valores de K_2 de 0,40 a 1,90 d^{-1} . O perfil de concentração de OD ao longo do percurso indicou que, mesmo no ponto mais crítico, a concentração desse gás foi maior que a estabelecida na Resolução N° 357/2005 do CONAMA, para cursos d’água classe 2. No período chuvoso, houve carreamento de solo e resíduos orgânicos, aumentando a turbidez e a contagem de coliformes termotolerantes, piorando a qualidade das águas. O coeficiente K_1 esteve baixo, em todos os trechos, indicando relativamente, baixa taxa de consumo de oxigênio nessas águas. O coeficiente de reaeração K_2 foi maior no trecho de maior turbulência e ambiente de relevo montanhoso, ou seja, mais próximo às cabeceiras do Rio Pomba.

ABSTRACT

ALMEIDA, Thomé Vidigal. M.S., Universidade Federal de Viçosa, March 2006. **Water Quality Index and self-purification coefficient of Dove River passages**. Adviser: Wilson Deniculi. Committee members: Antonio Teixeira de Matos, Demetrius David da Silva and João Luiz Lani.

With the condensation increase of the urban population and of the exploration of farming and industry in the region of Dove River, the pollutant charges were increased in the water route of the region. The contamination of the water by several resources, such as domestic emanation and industries and, the diffuse urban and farming charge in the Dove River, mainly in the passage in studying, that is, from the nascent (Santa Bárbara of Tugúrio district), passing through Mercês, up to the city of Dove River, has been target of preoccupation. To characterize the environmental conditions and the water qualities, in this work was determined the water quality Index (WQI) and it was quantified the coefficients of deoxygenation (K_1) and the reaeration (K_2), in this passage of the river. The samples of water to determine the WQI were collected the amount of the sanitarium exhaustion points of the mentioned cities, this index has been calculated using the method adapted by Miner Institute of Water Management (IGAM). The variable selected to the calculation of WQI were tolerant-fire coliform, pH, variation of temperature between the point of mixture and the one point the amount of the point of the mixture, turbidity, total solids, biochemistry oxygen demand (BOD), nitrate, phosphate e melted oxygen. The samples of water to determine the values of K_1 e K_2 were collected the ebb tide from the points of the cities sanitary exhaustion. The values of K_1 were obtained using the

method of quantification of the oxygen consume in samples kept to 20°C, with posterior adjust of the mathematics equation to the data of BOD discharged in function of the time. The values of K_2 were obtained replacing the data (water temperature, local altitude, concentration of oxygen melted in the point of the mixture, $BOD_{5d-20^\circ C}$, water velocity, value of K_1 , traveled distance and the concentration of melted oxygen (MO) in the final of the passage) in the equation of Streeter-Phelps. Estimate equations of values of K_2 , as function of the velocity and the water depth in the river, they were adjusted for each passage of the studied river. The WQI obtained to the dry period were classified as “good”, “medium” and “bad”, respectively to the passages, nascent up to Santa Bárbara of Tugúrio, from this to Mercês and then to the city of Dove River. In the rainy period, the index was classified as “good”, “medium” e “bad”, to the same passages. The variables that interfered more to the decrease of the QWI value and that damage the classification of the water, according to Resolution # 357/2005 of the CONAMA, were counting of tolerant-fire coliform and turbidity. The obtained values of K_1 were from 0,13 to 0,24 d^{-1} and the values of K_2 from 0,40 to 1,90 d^{-1} . The profile of melted oxygen concentration (MO) during the route indicated that, even in the more critical point, the concentration of MO was bigger than the established in the resolution # 357/2005 of the CONAMA, for course of water class 2. In the rainy period, there were carrying of soil and organic waste, increasing the turbidity and the counting of tolerant-fire coliform, worsen the waters quality. The coefficient K_1 was low, in all the passages, denoting that the organic material present in these waters is of low biodegradability. The coefficient of reaeration (K_2) was bigger in the route of bigger turbulence and environment of mountainous relief, that is, closer to the headboard of the Dove River.

1. INTRODUÇÃO

Um dos principais indicadores de poluição dos cursos d'água é o consumo de oxigênio dissolvido, decorrente do lançamento de águas residuárias ricas em material orgânico.

A matéria orgânica presente em águas residuárias é a grande fonte de nutrientes para organismos heterotróficos que, ao respirarem, consomem oxigênio dissolvido (OD) no meio aquático. Entretanto, à medida que o oxigênio é consumido, pode ocorrer a entrada deste gás, proveniente da atmosfera, no meio aquoso ou, em algumas situações, liberado no processo fotossintético exercido pelas algas presentes no meio. A introdução, em corpos hídricos, de cargas orgânicas dissolvidas e em suspensão, torna a água turva, o que dificulta a penetração de luz, impedindo por sua vez, o crescimento de algas no meio aquático. Tal fato provoca a redução do processo fotossintético e, conseqüentemente, a reposição de oxigênio no meio.

Logo após o lançamento de águas residuárias ricas em material orgânico, a demanda por oxigênio para oxidação da matéria orgânica supera a capacidade de reposição de oxigênio pelo processo de reaeração, mas à medida que esta matéria orgânica vai sendo oxidada, a demanda por oxigênio diminui e a reaeração pode se igualar, e posteriormente suplantar, a demanda de oxigênio. O fenômeno da autodepuração, responsável pelo restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, é caracterizado pela ocorrência de mecanismos essencialmente naturais após o lançamento dos despejos.

O Índice de Qualidade da Água tem sido usado para caracterizar a qualidade da água, sob o ponto de vista de uso público, podendo, quando obtido de forma contínua e seqüencial, dar uma idéia geral da tendência de

evolução da qualidade ao longo do tempo, além de permitir comparação entre as condições de qualidade de diferentes cursos d'água. Este índice varia de zero a 100, sendo que quanto maior o seu valor melhor é a qualidade da água.

O Rio Pomba drena as águas de diversos municípios que são usadas para abastecimento, pecuária, agricultura, produção de energia, diluição de esgotos urbanos, descargas de resíduos das atividades industriais e minerais, e para lazer.

A região a ser considerada neste estudo, compreende parte dos primeiros 74 km, do Município de Santa Bárbara do Tugúrio até a sede do Município de Rio Pomba, e possui uma área de drenagem de aproximadamente 950 km². Neste trecho, o rio recebe o esgoto doméstico de três municípios: Santa Bárbara do Tugúrio, Mercês e Rio Pomba.

Com o adensamento urbano e a exploração agropecuária e industrial se desenvolvendo na região foram aumentadas as cargas poluidoras nos trechos do curso d'água. O IQA apresentado pelo Instituto de Gestão das Águas - IGAM (2004) em seu relatório "Águas de Minas", resultante da campanha realizada no ano de 2003, classificou como de qualidade "Média" todo o trecho do Rio Pomba a montante da cidade de Cataguases, sendo o ponto de coleta de amostras de água localizado cerca de 70 km abaixo do trecho em estudo.

No trecho de estudo do Rio Pomba ocorrem freqüentes surtos de hepatite em municípios onde não há tratamento de água para consumo público. Tem sido notórios a diminuição da quantidade de pescado e o desaparecimento de algumas espécies de peixes que antigamente eram comuns na região.

Para melhor caracterizar as condições ambientais e a qualidade das águas do trecho estudado, o presente trabalho teve os seguintes objetivos:

- Determinar o Índice de Qualidade da Água (IQA) em três trechos a montante das cidades de Santa Bárbara do Tugúrio, Mercês e Rio Pomba, e em dois diferentes períodos do ano (seco e chuvoso);
- Quantificar os Coeficientes de Autodepuração, Desoxigenação (K_1) e Reaeração (K_2) a jusante dos esgotamentos das três cidades citadas acima e nos mesmos períodos do ano.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Poluição dos corpos hídricos

Segundo o Relatório Águas de Minas, IGAM (2004), a poluição das águas tem como origem diversas fontes, associadas ao tipo de uso e ocupação do solo, dentre as quais destacam-se, efluentes domésticos, efluentes industriais, carga difusa urbana e agrossilvopastoril e mineração.

Os esgotos domésticos apresentam compostos orgânicos biodegradáveis, nutrientes e microrganismos patogênicos. Nos efluentes industriais há maior diversificação nos contaminantes lançados nos corpos d'água, em função dos tipos de matérias-primas e processos industriais utilizados.

O deflúvio superficial urbano geralmente contém todos os poluentes que se depositam na superfície do solo. Na ocorrência de chuvas, os materiais acumulados em valas, bueiros, etc., são arrastados pelas águas pluviais para os corpos d'água, constituindo-se numa fonte de poluição tanto maior quanto menos eficiente for a coleta de esgotos ou a limpeza pública na localidade.

A poluição agrossilvopastoril é decorrente das atividades ligadas a agricultura, silvicultura e pecuária. Quanto à atividade agrícola, seus efeitos dependem muito das práticas utilizadas em cada região e da época do ano em que se realiza o preparo do terreno para o plantio, assim como, da utilização ou não e da intensidade da aplicação de pesticidas agrícolas.

A contribuição representada pelo material proveniente da erosão de solos intensifica-se quando da ocorrência de chuvas em áreas rurais. Os pesticidas com alta solubilidade em água podem vir a contaminar águas

superficiais, quando transportados por escoamento superficial, e águas subterrâneas, quando transportados através do solo.

A poluição natural está associada às chuvas e ao escoamento superficial, à salinização e à decomposição de vegetais e animais mortos, enquanto que a acidental é proveniente de derramamentos acidentais de materiais da linha de produção industrial ou no transporte de cargas.

2.2. Desoxigenação das águas

A solubilidade do oxigênio atmosférico em água doce, sob pressão atmosférica de 1 atm, varia de 14,6 mg L⁻¹, sob temperatura de 0 °C, a até 7 mg L⁻¹, sob temperatura de 35 °C. Devido às taxas de oxidação biológica e a pressão de vapor do gás O₂ aumentarem com a temperatura, os maiores problemas ambientais ocorrem quando o meio líquido encontra-se sob maiores temperaturas.

A baixa solubilidade do oxigênio na água é o fator que mais limita a capacidade de purificação de águas naturais. Em águas residuárias, o OD é que define se a decomposição da matéria orgânica se dará a partir de reações aeróbias ou anaeróbias.

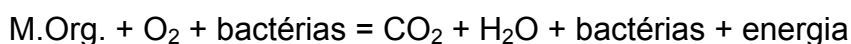
As reações aeróbias utilizam o OD livre para a oxidação da matéria orgânica e têm como produtos finais substâncias inofensivas, enquanto que as reações anaeróbias realizam a oxidação por meio da redução de sais, como sulfatos, tendo como produtos finais substâncias tóxicas ao meio biótico.

De acordo com Tchobanoglous e Schroeder (1985) e Thomman e Mueller (1987), citados por RIBEIRO (2001), 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 Biotônica de Oxigênio) e o uso do oxigênio na respiração, principalmente dos vegetais (algas), quando da ausência de luz.

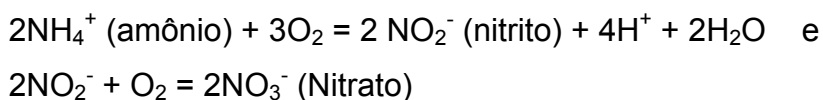
O consumo de OD devido a oxidação da matéria orgânica pode ser medido utilizando-se o teste da DBO, sendo basicamente governado pelo coeficiente de desoxigenação, K_1 , que varia de acordo com a composição e a concentração de material orgânico na água residuária.

A estimativa do consumo de oxigênio pode ser obtida com a utilização de equações diferenciais, que expressam uma reação cinética de primeira ordem.

Em termos ecológicos, a repercussão mais nociva da poluição de um corpo d'água por matéria orgânica é o decréscimo nos níveis de oxigênio dissolvido, causado pela respiração dos microrganismos envolvidos na depuração de águas residuárias ricas em material orgânico. A oxidação da matéria orgânica corresponde ao principal fator de consumo de oxigênio. Isto se deve à respiração dos microrganismos decompositores, principalmente bactérias heterotróficas aeróbias, conforme esquema abaixo.



Na oxidação de formas nitrogenadas responsáveis pela transformação do amônio (NH_4^+) em nitritos (NO_2^-), e estes em nitratos (NO_3^-), no fenômeno denominado nitrificação, também há consumo de oxigênio. Os microrganismos envolvidos neste processo são autótrofos quimiossintetizantes, para os quais o dióxido de carbono é a principal fonte de carbono, e a energia é obtida por meio da oxidação de um substrato inorgânico, como o amônio, conforme esquema abaixo



A matéria orgânica decantada no fundo de cursos d'água de movimento lento pode exercer expressiva demanda de oxigênio na parte superior dessa camada bentônica, enquanto que a parte submersa (aquela que não está em contato direto com a água) sofre decomposição anaeróbia. Muitas vezes, a sedimentação dessa matéria orgânica pode diminuir a DBO da massa líquida, ocorrendo o contrário quando a massa decantada é

ressuspendida no meio líquido, devido a turbulências ou a altas velocidades de escoamento do líquido.

Segundo VON SPERLING (1996), o valor do coeficiente de desoxigenação (K_1) depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras na água. 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 vagarosa.

2.3. Oxigenação das águas

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 (GIANSANTE, 2000).

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 aeração depende da mistura, depende da turbulência das águas, a qual relaciona com a velocidade do escoamento e com a presença de quedas d'água ou de barreiras físicas que provoquem turbulência na água.

2.4. Autodepuração de cursos d'água

Os fenômenos de desoxigenação, decorrente da oxidação da matéria orgânica em suspensão na água, e reaeração de corpos hídricos, proporcionada pela entrada de O_2 por difusão atmosférica ou turbulência ou,

até mesmo, por processos fotossintéticos, irão proporcionar o balanço da concentração de oxigênio dissolvido. Se este balanço for positivo, então, naquele trecho estudado, o rio é autodepurável.

RIBEIRO (2001) comenta que o estudo da poluição e autodepuração de corpos hídricos superficiais foi um dos primeiros temas a serem estudados no âmbito do controle de poluição e qualidade das águas.

Segundo VON SPERLING (1983), no processo de autodepuração há balanço entre as fontes de consumo e as fontes de produção de oxigênio. Quando a taxa de consumo é superior à taxa de produção, a concentração de oxigênio tende a decrescer, ocorrendo o inverso quando a taxa de consumo é inferior à taxa de produção. Os principais fenômenos integrantes do balanço do OD são: respiração e nitrificação, consumindo O_2 , e reaeração atmosférica e fotossíntese adicionando O_2 .

Segundo SANTOS (2001), o curso d'água pode ser considerado como depurador natural de despejos, sendo inúmeras as variáveis a serem utilizadas na avaliação do processo de autodepuração. A avaliação da concentração de oxigênio dissolvido é importante na definição da condição de um curso d'água e para avaliar se o mesmo se encontra dentro ou fora dos limites da classe de seu enquadramento.

Para cada corpo aquático receptor há um limite de lançamento de matéria orgânica biodegradável, sendo importante a avaliação de sua capacidade de autodepuração.

2.5. Modelos matemáticos para estimativa da autodepuração e caracterização da qualidade da água

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, torna-se necessário a modelagem dos principais processos envolvidos e associados com a qualidade das águas.

LIMA (2001) afirma que o uso de modelos matemáticos para simular as condições ambientais e suas interações com a qualidade da água em cursos d'água tem crescido nas últimas décadas.

A modelagem matemática passou a ser uma poderosa ferramenta na engenharia ambiental, pois permite, com menor custo, o conhecimento formal e rigoroso dos problemas envolvendo o controle ambiental, trazendo os almejados benefícios sócio-econômicos.

Da mesma forma, a calibração correta do modelo, utilizando-se dados experimentais, completa o ciclo, permitindo o controle da qualidade do curso d'água de forma segura e rápida, bem como o estudo dos mecanismos de propagação de poluentes em rios, como eles se dispersam e se degradam, é essencial para que sejam feitos os planos de monitoramento e controle com o rigor técnico necessário.

O interesse principal na simulação de autodepuração de cursos d'água é determinar, baseado em dados conhecidos previamente, as variações no espaço e no tempo nas concentração de poluentes aportadas ao corpo hídrico.

Existem modelos matemáticos que incorporam todos os fenômenos relativos ao balanço de oxigênio dissolvido. Segundo VON SPERLING (1996), a maior parte destes modelos abrangem apenas dois principais fatores: o consumo de oxigênio (oxidação da matéria orgânica durante a respiração) e a produção de oxigênio (reaeração atmosférica) (CAMP, 1954 e EPA, 1985).

GASTALDINI (1982), apresenta um histórico das modificações e evolução dos modelos de simulação de OD/DBO, tendo salientado que a grande maioria dos modelos usados atualmente tem como precursoras duas equações, propostas por Streeter e Phelps. Essas equações são utilizadas para descrever o processo de consumo de oxigênio, no momento que as cargas de DBO são lançadas nos cursos d'água, e a capacidade de reaeração, dependente das suas características físicas, após o balanço entre OD e DBO. O modelo foi definido na forma de equações diferenciais ordinárias de primeira ordem, aplicadas em rios de escoamento uniforme.

$$\frac{dC}{dt} = -K_1L + K_2(C_s - C) \quad \text{Eq. 1}$$

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L \quad \text{Eq. 2}$$

onde,

C - concentração de OD (mg L^{-1});

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

L - Demanda Bioquímica de Oxigênio, DBO, (mg L^{-1});

t - tempo (d);

K_1 - coeficiente de desoxigenação (d^{-1}); e

K_2 - coeficiente de reaeração (d^{-1}).

Segundo ORLOB (1992), Streeter e Phelps propiciaram grande impulso à engenharia ambiental com seus estudos, realizados no Rio Ohio, que relacionavam o consumo de oxigênio dissolvido (OD) com a quantidade de matéria orgânica, geradora de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). O resultado dessa pesquisa foi a obtenção da equação da DBO remanescente.

$$L = L_0 e^{-K_1 t} \quad \text{Eq. 3}$$

onde,

L – DBO remanescente em um tempo t qualquer (mg L^{-1}); e

L_0 – DBO remanescente em $t = 0$ (mg L^{-1}).

Em termos de consumo de oxigênio, é importante a quantificação da DBO exercida, que pode ser obtida após se substituir L por ($L_0 - Y$) na Equação 3:

$$Y = L_0 (1 - e^{-K_1 t}) \quad \text{Eq. 4}$$

onde,

Y – DBO exercida em um tempo t (mg L^{-1}); e

t – tempo passado após o lançamento do contaminante orgânico (d).

SOUZA (1975) estudou os fatores de influência no valor do coeficiente de desoxigenação K_1 , desde as condições de laboratório aos métodos de cálculo do K_1 . O mesmo autor comentou que K_1 é um dos parâmetros mais importantes nos modelos de estimativa da concentração de oxigênio dissolvido nos estudos de autodepuração em corpos hídricos receptores. Entretanto, muitas vezes o valor desse coeficiente obtido no laboratório não é condizente com os valores reais do campo.

A reaeração atmosférica corresponde à absorção de oxigênio atmosférico, cuja taxa de absorção é governada pelo coeficiente de reaeração, K_2 . O coeficiente de reaeração é altamente dependente das características geométricas do rio e de sua vazão. Existem várias equações empíricas, baseadas em características hidráulicas particulares a cada curso d'água, que podem ser utilizadas para estimativa do valor de K_2 , mas ainda restam muitas dúvidas a respeito da forma como ocorrem as trocas gasosas, se pela teoria da renovação da superfície ou pela teoria dos dois filmes.

RIBEIRO (2001) comenta que atualmente existem inúmeras equações para a estimativa de K_2 , sendo uma das equações mais usuais a seguinte:

$$K_2 = \frac{294(D_L u)^{0,5}}{H^{1,5}} \quad \text{Eq. 5}$$

onde,

D_L - Coeficiente de difusão molecular do oxigênio ($\text{m}^2 \text{d}^{-1}$);

u - Velocidade média do curso d'água (m s^{-1});

H - Profundidade média do curso d'água (m).

LIMA (2001) apresentou um histórico, citando que a modelagem matemática para a qualidade da água foi iniciada a partir das equações de Streeter-Phelps (Eq. 1 e 2). Essas equações sofreram, a partir da década de 60, modificações, tal como relatado por: Camp (1963), Dobbins (1964), O'Connor (1967) e Dresnack et al. (1968). Posteriormente, foram propostos modelos de qualidade da água, inserindo a interação de processos físico-

químicos anteriormente não abordada ou acrescentando termos novos às equações.

GASTALDINI (1982) apresentou alguns modelos, tais como os propostos por Falkner (1972), Huck (1974) e Wu (1979), que apresentam abordagens diferentes, alteração nos termos considerados nos modelos ou método de resolução das equações. Fischer (1995), citado por GASTALDINI (1982) salientou que os modelos DOSAG I e III, QUAL I e II tiveram fundamental importância no decorrer das décadas de 70 e 80. A partir do QUAL II, diferentes versões foram apresentadas com modificações que resultaram nos chamados QUAL -2E e QUAL-2E-UNCAS.

A evolução cronológica dos modelos de qualidade e as características inerentes a cada um deles, permitindo o conhecimento de sua evolução e modificações propostas ao longo do tempo está apresentada no Quadro 1.

Quadro 1 - Evolução dos modelos matemáticos para estudos de simulação da Qualidade da Água

Ano	Modelo	Características
1925	Streeter-Phelps	Neste modelo, o balanço entre Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), é lido na forma de equações diferenciais ordinárias de primeira ordem.
1963	Camp	É um modelo de simulação de OD/DBO que modifica as equações originais adicionando termos referentes à sedimentação e/ou ressuspensão, DBO do escoamento superficial e fotossíntese.
1964	Dobbins	Modelo de simulação, o OD/DBO apresenta-se na forma de equações diferenciais de segunda ordem, considerando os efeitos da demanda bentônica, fotossíntese e respiração no acréscimo da taxa de OD.
1967	O'Connor	Neste modelo de simulação os termos referentes a DBO carbonácea e DBO nitrificante estão separados.

1970	DOSAG-I	Modelo proposto pelo Texas Water Development Board (WDB), mostra de forma integrada a equação de Streeter-Phelps, sendo aplicável a sistemas unidimensionais sem considerar os efeitos da dispersão.
	DOSAG-III	Criado pela Environmental Protection Agency EPA, este modelo registra maior habilidade nos procedimentos de simulação e maior número de equações variáveis estimadas por simulação.
1971	QUAL-I CM	No modelo QUAL-I, desenvolvido pelo Texas WDB, são usadas equações unidimensionais de dispersão-advecção, pela solução das equações por diferenças finitas. É diferente dos modelos citados, que utilizam um trecho do curso d'água como elemento computacional e necessitam apenas de lançamento a ser alimentado. Utiliza um elemento computacional padrão de comprimento, estabelecido com base em elementos computacionais com propriedades hidrológicas e físicas similares que são agrupados no mesmo trecho. O modelo CE-QUAL-I CM pode ser aplicado em uma, duas ou três dimensões e deve ser ligado a um modelo hidrodinâmico. Inclui processo detalhado de qualidade d'água para temperatura, salinidade, balanço de OD/carbono, ciclos de nitrogênio, fósforo e sílica; e interações de fitoplâncton, zooplâncton, bactérias e sedimentos. O CE-QUAL-I CM requer grande quantidade de dados para calibragem.
1972	QUAL-II	O modelo QUAL-II é uma modificação do QUAL-I proposto pela EPA–Environmental Protection Agency, sendo aplicável para rios profundos e dendríticos. Pode simular variações temporais e espaciais de até 13 variáveis de qualidade de água. O modelo CE-QUAL-R1V1 é hidrodinâmico, unidimensional sendo usado para simular escoamentos altamente variáveis em rios com

		barragens ou outras estruturas. O transporte de poluentes por advecção e dispersão está ligado à hidrodinâmica e transformações de poluentes também podem ser simulados.
1974	SIMOX	Dissolved Oxygen Simulation Model – O modelo de simulação de oxigênio dissolvido inclui OD/DBO, decaimento bacteriano (Chick's Law) e de substâncias conservativas. A versão mais recente inclui também, decaimento de primeira ordem de nitrogênio e fósforo para representar sedimentação, absorção e transformação.
1976	QUAL-II SEMOG	QUAL-II-SEMOG é um modelo matemático determinístico, unidimensional de qualidade de água, desenvolvido pela empresa Water Resource Engineering para o Southeast Michigan Council of Governments, a partir dos modelos QUAL-I e QUAL-II. Pode ser operado tanto em regime permanente, como dinâmico, embora, em termos hidráulicos, forneça apenas soluções permanentes.
	CE QUAL W2	O modelo CE-QUAL-W2 é bidimensional vertical, hidrodinâmico e de qualidade da água. Inclui como variáveis a serem simuladas: temperatura, salinidade, ciclo de OD/carbono, ciclos de nitrogênio, fósforo, fitoplanctum e bactérias. Vários níveis de complexidade são possíveis devido à organização modular das simulações de qualidade d'água. O CE-QUAL-W2 tem sido aplicado largamente para rios, lagos, reservatórios e estuários nos Estados Unidos.

	QUAL-2E	<p>QUAL-2E é um modelo unidimensional de estado permanente, usado frequentemente para simular os efeitos de descargas de poluição de fontes pontuais e não-pontuais na qualidade da água de rios. Ciclos detalhados de OD/DBO e de nutriente são simulados, considerando os efeitos de respiração de algas, reaeração e demanda de oxigênio de sedimentos. A concentração de metais pode ser simulada, arbitrariamente, como sendo esses constituintes conservativos ou não. Sua hidrodinâmica baseia-se na equação unidimensional de advecção-dispersão. É amplamente utilizado em todo o mundo, havendo diversos exemplos de aplicação no Brasil.</p>
1985	HSPF	<p>Hydrologic Simulation Program – Fortran – Este modelo combina as cargas de escoamento da bacia e cargas, transporte e transformação nos rios de OD/DBO, nutrientes, algas e pesticidas/tóxicos. O HSPF requer extensa gama de dados de entrada e coeficientes para parametrizar cada processo de qualidade e quantidade de água. As simulações detalhadas de ciclo de nutrientes incluem nitrificação e desnitrificação, absorção de amônia e de ortofosfato, vaporização e imobilização. As transformações de tóxicos no rio abrangem solubilidade, volatilização, fotólise, oxidação e biodegradação. Somente a variação em uma dimensão é considerada no corpo de água. O HSPF inclui três compartimentos de algas e considera a respiração, crescimento, assentamento e morte usando a cinética Michaelis-Menten. É um modelo altamente detalhado e tem sido largamente aplicado nos Estados Unidos.</p>

	MIKE- 11	Este modelo foi desenvolvido pelo Instituto Dinamarquês de Hidráulica para simular processos de águas pluviais, escoamento em bacias e qualidade da água em corpos de águas unidimensionais. Sua hidrodinâmica é baseada em solução diferencial finita para as equações completas de ST. Venant para escoamento de canal aberto; simulando escoamento não-permanente. Os módulos de águas pluviais-escoamento usam abordagem parâmetro-global para simular escoamentos, mas as cargas poluentes não são simuladas.
1985	WASP	Water Analysis Simulation Program – Este programa foi desenvolvido para simular os processos hidrodinâmicos e de qualidade de água em uma, duas ou três dimensões, para avaliar o destino e transporte de contaminantes convencionais e tóxicos. Ciclos de OD/DBO, além de estimativas das concentrações de nitrogênio, fósforo e fitoplâncton são simulação. O módulo "toxi" possibilita a avaliação da cinética de substâncias tóxicas. O "wasp" tem sido usado em conjunto com o swmm e aplicado largamente nos Estados Unidos e frequentemente na América Latina.

Fonte: Bittencourt, et al.(1996), citados por LIMA (2001).

Os maiores avanços nos modelos ocorreram em virtude da utilização de métodos numéricos e com o desenvolvimento dos computadores. A introdução de técnicas de diferenças finitas ao longo de séries temporais, associada às simulações de Monte Carlo, propiciou uma variação ampla na formulação dos modelos que, mais recentemente, têm incorporado análises de incertezas, a relação entre distribuição de frequência e a variação dos componentes do modelo (JAMES e ELIOT, 1991).

Com a criação de um grupo de trabalho da Associação Internacional da Qualidade da Água (IAWQ Task Group on River Water Quality), desenvolveu-se uma base científica e técnica para se formular uma

padronização consistente dos modelos de qualidade da água e guias para sua implementação, com o objetivo de lidar com as complexas interações causadas. Assim, torna-se imprescindível integrar modelos de qualidade com modelos que descrevam as transformações que ocorrem em águas residuárias lançadas em cursos d'água. Este grupo apresentou importantes contribuições, revisando o estado da arte dos modelos existentes (Rauch, 1998), problemas e limitações atuais dos modelos (Shanahan et al., 1998) e o futuro dos modelos (Somlyódy 1998), citados por RIBEIRO (2001).

2.6. Relação entre demanda última de oxigênio (L_o), déficit inicial de oxigênio (D_o), coeficiente de reaeração (K_2) e coeficiente de desoxigenação (K_1)

Segundo VON SPERLING (1996), algumas situações podem ocorrer na utilização da fórmula do tempo crítico, dependendo da relação entre a L_o/D_o e a relação entre K_2/K_1 , conforme Figura 1. Onde, L_o é a demanda última de oxigênio, logo após a mistura (mg L^{-1}) e D_o é o déficit inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg L^{-1}).

Se $L_o/D_o > K_2/K_1$, o tempo crítico será positivo. A partir do ponto de lançamento haverá uma queda no oxigênio dissolvido, originando um déficit crítico superior ao inicial.

Para $L_o/D_o = K_2/K_1$, o tempo crítico é igual a zero, ou seja, ocorre no exato local do lançamento. O déficit inicial é igual ao déficit crítico. O curso d'água apresenta uma boa capacidade regeneradora face aos despejos afluentes, não vindo a sofrer queda nos teores de OD.

O tempo crítico é negativo, se $L_o/D_o < K_2/K_1$. Tal indica que, desde o lançamento, a concentração de oxigênio dissolvido tende a se elevar. O déficit inicial é o maior déficit observado. O curso d'água apresenta uma capacidade de autodepuração superior à capacidade de degeneração dos esgotos. Em termos práticos, o tempo crítico pode ser considerado igual a zero, com os menores valores de OD ocorrendo no ponto de mistura.

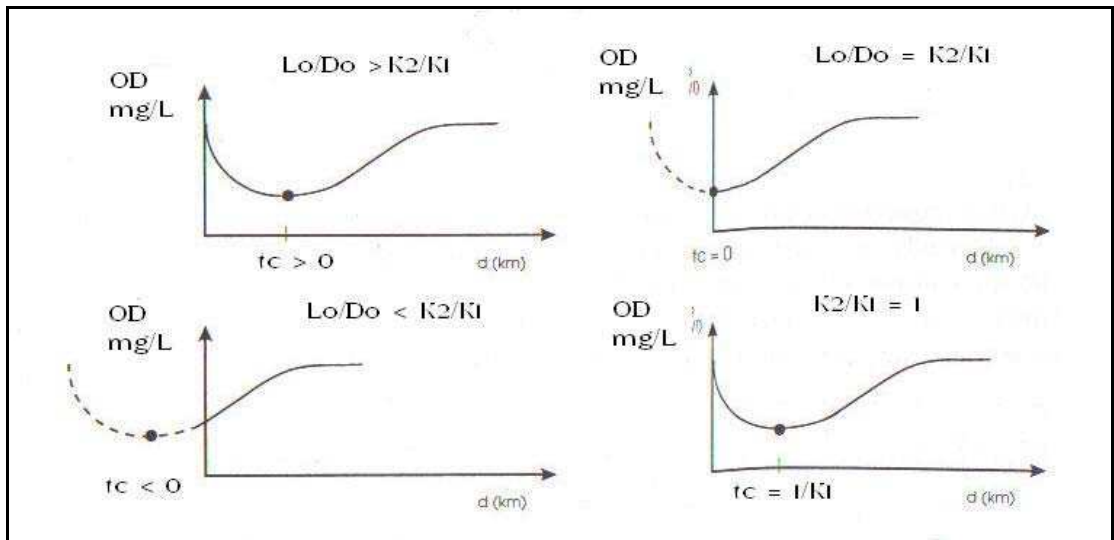


Figura 1 – Perfil do oxigênio dissolvido, em quatro situações, pela relação L_0/D_0 e K_2/K_1

2.7. Índice de Qualidade da Água (IQA)

2.7.1. Histórico dos Índices de Qualidade da Água

O índice de qualidade da água (IQA) é um importante instrumento para informar ao administrador e ao público, em geral, sobre a qualidade da água de determinado manancial.

MATTOS (1998) apresentou um histórico do uso do IQA no mundo e cita que Horton (1965) desenvolveu o primeiro Índice de Qualidade de Águas para a ORSANCO - Ohio River Valley Water Sanitation Commission, nos Estados Unidos. Horton selecionou oito variáveis que serviriam de base para a estimativa do índice e, posteriormente, para determinação do fator peso de avaliação para cada uma delas, tal como apresentado no Quadro 2.

Quadro 2 - Variáveis e fator peso usados para estimativa do IQA

Variáveis	Pesos - w_i
Tratamento de esgoto	4
Oxigênio dissolvido (OD)	4
Potencial hidrogenionico (pH)	4
Coliformes	2
Condutividade elétrica (CE)	1
Carbono extraído com clorofórmio (CCE)	1
Alcalinidade	1
Cloretos	1

O IQA foi obtido substituindo-se os valores das citadas variáveis na seguinte equação:

$$IQA = \left[\frac{C_1 w_1 + C_2 w_2 + \dots + C_n w_n}{w_1 + w_2 + \dots + w_n} \right] M_1 M_2 \quad \text{Eq. 6}$$

onde,

IQA - Índice de qualidade da água, que varia de zero a 100, da pior para a melhor qualidade, respectivamente.

C_i - pontos de avaliação para a variável "i" (número de zero a 100);

w_i - fator peso atribuído à característica "i", de acordo com a sua importância relativa;

M_1 - coeficiente para ajustar o IQA em relação à temperatura; e

M_2 - coeficiente para ajustar o IQA em relação às condições de "poluição óbvia".

Horton alcançou seu objetivo primordial, que foi a disponibilização de um método para obtenção de um índice de qualidade da água, possibilitando a avaliação do progresso alcançado na redução da poluição em cursos d'água e, com isso, permitindo maior planejamento do uso desses recursos

naturais. Assim, o sistema de avaliação disponibilizado tornou-se útil para propósitos administrativos e para comunicação expressiva com o público.

Deve ser dada atenção a algumas características peculiares ao índice desenvolvido pelos especialistas da ORSANCO e que persistem nos índices desenvolvidos posteriormente, utilizados até o momento:

- O sistema foi desenvolvido de tal forma a evitar qualquer conotação de valores absolutos dicotômicos, tais como poluição e não poluição, conveniente e não conveniente.

- A toxicidade foi considerada assunto a ser tratado à parte, já que, sob nenhuma circunstância, cursos d'água podem conter substâncias que são prejudiciais aos homens, animais ou à vida aquática.

- As avaliações para oxigênio dissolvido foram atribuídas às porcentagens que eles representam do OD de saturação.

- Foram atribuídos pesos às variáveis escolhidas para mostrar sua importância relativa.

- As avaliações individuais de cada variável foram compreendidas na faixa de zero a 100.

- A avaliação final global do índice também ficou estabelecida na faixa de zero a 100.

Após a divulgação do índice proposto por Horton, em 1965, diversos autores têm desenvolvido IQAs, utilizando diferentes métodos e variáveis.

Brown et al. (1970), da National Sanitation Foundation-NSF dos Estados Unidos, citados por Mattos (1998), apresentaram novo índice de qualidade da água, baseando-se inicialmente na opinião de 142 especialistas com experiência em gerenciamento de qualidade das águas. Cada técnico escolheu, a seu critério, as variáveis relevantes para avaliar a qualidade das águas e estipulou, para cada uma delas, peso relativo de importância ambiental.

O IQA proposto pode ser obtido utilizando-se a Equação 7:

$$IQA_a = \sum_{i=1}^n w_i q_i$$

Eq. 7

onde,

IQA_a - índice aditivo de qualidade da água (valor entre zero e 100);

q_i - qualidade da i -ésima variável (valor entre 0 e 100), obtida na respectiva curva de qualidade, representando o nível de qualidade da água em função das medidas da respectiva variável;

w_i - peso da i -ésima variável (valor entre zero e 1);

n - número de variáveis.

onde,

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad \text{Eq. 8}$$

Também em 1970 foi desenvolvido nos EUA, pelo mesmo grupo da NSF, o Índice de Qualidade de Água sem fator peso.

O índice norte-americano foi definido por:

$$IQA_a = \frac{1}{9} \sum_{i=1}^9 q_i \quad \text{Eq. 9}$$

As variáveis são as mesmas do IQA aditivo que utiliza o fator peso, diferindo apenas no fato de que este atribui a cada variável seu peso 1/9 ou 11% de influência no valor final do índice.

O índice europeu foi definido por:

$$IQA_a = \frac{1}{13} \sum_{i=1}^{13} q_i \quad \text{Eq. 10}$$

Deininge e Landwehr (1974), citados por MATTOS (1998), desenvolveram um índice de qualidade de águas geométrico, definido por:

$$IQA_g = \sqrt[9]{\prod_{i=1}^9 q_i^{w_i}} \quad \text{Eq. 11}$$

onde,

IQA_g - índice geométrico de qualidade da água (valor entre zero e 100).

w_i - é o peso geométrico da variável "i" (valor entre zero e 1).

Para justificar o desenvolvimento deste IQA_g , os autores fizeram a comparação entre o IQA aditivo e o IQA geométrico.

MATTOS (1998) comentou que a principal desvantagem da formulação do índice aditivo é que a contribuição de algumas variáveis pode ser mascarada pelas altas avaliações de outras, não sendo o IQA aditivo muito sensível a valores extremamente baixos de quaisquer das variáveis consideradas.

Outro problema do IQA aditivo é que, por ser constituído por média aritmética de avaliações de qualidade, obtidas em curvas médias de qualidade, ao invés de se ter uma faixa de qualidade desejável de 0 a 100, ele só abrange valores entre 4 e 97, o que pode ser demonstrado fazendo-se os cálculos para a pior e a melhor condição de qualidade.

Com o IQA_g o efeito de uma avaliação de qualidade extremamente alta ou baixa é fortemente considerado por ser elevado à potência de seu peso geométrico, ao invés de ser multiplicado pelo peso. Assim, o efeito de mascaramento, observado no IQA aditivo, é diminuído.

Um aspecto negativo do IQA_g é o de apresentar faixa de variação de 0 a 114, diminuindo possibilidades de comparação entre os IQA. Entretanto, o fato de possibilitar que as variáveis apresentem qualidade nula e, conseqüentemente, o valor do IQA_g possa ser nulo, é uma vantagem deste índice.

Outros índices surgiram neste período, mas em 1974, Deininger e Landwehr (1974), citados por MATTOS (1998), propuseram outro índice, desta vez multiplicativo:

$$IQA_m = \prod_{i=1}^9 q_i^{w_i} \quad \text{Eq. 12}$$

onde,

q_i e w_i são os mesmos definidos para o IQA aditivo.

O índice multiplicativo é um modelo não linear, conceitualmente simples, e de cálculo fácil, sendo função do produto de todos os níveis de qualidade dos parâmetros individuais. Contudo, quando qualquer uma das variáveis tem nível de qualidade zero, o IQAm, automaticamente, torna-se zero também.

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 .

No desenvolvimento do IQAm, os autores tiveram que usar as mesmas variáveis escolhidas por Brown (1970) e colaboradores, devido à existência das curvas da avaliação de qualidade somente para essas nove variáveis. Contudo, os autores sugeriram mudanças nas variáveis a serem consideradas.

A primeira destas mudanças foi a substituição da variável Sólidos Totais por Sólidos Dissolvidos, considerando que a Turbidez já contempla a fração Sólidos em Suspensão que, junto com os Sólidos Dissolvidos, constituem os Sólidos Totais. A segunda foi a substituição da variável Nitratos (expresso com mg L^{-1} de NO_3^-) por Nitrogênio Total (Nitrogênio Kjeldahl + NO_2^- + NO_3^-), já que a primeira não engloba a quantidade total de nitrogênio disponível no curso d'água.

A utilização de uma escala espectral colorida para ilustrar a qualidade de água obtida para determinado trecho do curso d'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 à cor vermelha, sendo que, a cor amarela corresponde à qualidade média e à melhor qualidade atribui-se a cor azul.

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB utiliza, desde 1975, 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 Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Esse órgão utiliza o índice IQA_m , sendo as variáveis consideradas: Coliformes Fecais, pH, DBO, Nitrogênio Total, Fósforo Total, Temperatura, Turbidez, Resíduo Total e Percentagem de Saturação de Oxigênio (CETESB, 2004).

O monitoramento das águas em Minas Gerais teve seu início em 1977 com a rede de amostragem operada pela Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais - CETEC, e que visava o monitoramento da qualidade das águas nas bacias do Rio das Velhas, Rio Paraopeba e Rio Paraíba do Sul para o Conselho Estadual de Política Ambiental - COPAM - até o ano de 1988. A Fundação Estadual do Meio Ambiente - FEAM, também monitorou a qualidade das águas na Bacia Hidrográfica do Rio Verde de 1987 a 1995, utilizando os serviços do CETEC. A seguir, contratando os serviços da GEOSOL - Geologia e Sondagens e, posteriormente, do CETEC, monitorou as bacias hidrográficas do Rio das Velhas e do Rio Paraopeba de 1993 a 1997.

Com a importância adquirida pela questão hídrica, refletida na promulgação da Lei 9.433/97, e a conseqüente criação de órgãos federais e estaduais dirigidos ao gerenciamento racional das águas, o trabalho de monitoramento foi reforçado pela FEAM, em 1997, desta vez com monitoramento mais amplo e completo, estendido às oito principais bacias hidrográficas mineiras por meio de convênio com o Ministério do Meio Ambiente - MMA. No final de 1999, o Governo do Estado de Minas Gerais, por intermédio do Conselho Estadual de Recursos Hídricos - CERH, também destinou recursos para o Projeto Águas de Minas, passando o IGAM a integrar a coordenação do mesmo. Em 2002, por estar mais bem inserido nas competências da Agenda Azul do que nas da Agenda Marrom, a coordenação geral deste Projeto passou para o IGAM, com participação da FEAM principalmente na elaboração do quadro Pressão-Estado-Resposta, que associa as alterações encontradas na qualidade das águas às diferentes fontes de poluição. Desde então, o IGAM tem sido responsável pela coordenação, operação e divulgação dos resultados do Projeto Águas de Minas.

O Projeto Águas de Minas (www.igam.mg.gov.br), em execução há sete anos, vem permitindo identificar alterações na qualidade das águas do Estado, refletidas em tendências observadas. A operação da rede de monitoramento teve início com a seleção de 222 pontos de amostragem, aos quais se foram agregando outros, atingindo 244 estações, em 2003.

O IGAM utiliza o índice IQAm, sendo as variáveis consideradas: coliformes termotolerantes, pH, DBO, nitratos, fosfatos, temperatura, turbidez, resíduo total e percentagem de saturação de oxigênio.

2.7.2. Variáveis utilizadas no cálculo do IQA

No monitoramento da qualidade das águas são analisadas variáveis físicas, químicas, bioquímicas e microbiológicas, as quais serão discutidas a seguir, por IGAM (2004).

- Sólidos

Todas as impurezas da água, com exceção dos gases dissolvidos contribuem para a carga de sólidos presentes nos corpos d'água. Os sólidos podem ser classificados de acordo com seu tamanho e características químicas. Os sólidos em suspensão, contidos em uma amostra de água, apresentam, em função do método analítico escolhido, características diferentes e, conseqüentemente, têm designações distintas.

Dos sólidos filtrados pode ser determinado o resíduo calcinado (em % de matéria seca), que é considerado uma medida da parcela da matéria mineral. A diferença em relação aos sólidos totais é a matéria volátil, ou seja, a parcela de sólidos orgânicos.

- Temperatura

A temperatura da água é fator que influencia a grande maioria dos processos físicos (tal como a solubilidade dos gases dissolvidos), químicos e biológicos que ocorrem na água. Elevadas temperaturas fazem diminuir a solubilidade dos gases como, por exemplo, do oxigênio dissolvido, além de aumentar a taxa de transferência de gases.

Os organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior, temperaturas ótimas para crescimento, temperatura

preferencial em gradientes térmicos e limitações de temperatura para migração, desova e incubação do ovo. As variações de temperatura fazem parte do regime climático normal e corpos d'água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical.

- Turbidez

A turbidez representa o grau de interferência à passagem da luz através da água, conferindo aparência turva à mesma. Altos valores de turbidez podem proporcionar baixa fotossintética pela vegetação enraizada submersa e algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, influenciar nas comunidades biológicas aquáticas, diminuindo a produtividade de peixes.

- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

É definida como a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica biodegradável, sob condições aeróbicas, sendo apresentada em mg L^{-1} .

Os maiores aumentos na concentração de DBO em um corpo d'água são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. O lançamento de grandes quantidades de matéria orgânica pode induzir à completa extinção do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática.

Elevados valores de DBO podem indicar incrementos no desenvolvimento da microflora presente e interferir no equilíbrio da vida aquática, podendo vir a produzir sabores e odores desagradáveis e, ainda, obstruir os filtros de areia utilizados nas estações de tratamento da água.

- Fósforo

O fósforo é originado naturalmente da dissolução de compostos do solo e da decomposição da matéria orgânica. O aporte antropogênico é oriundo dos despejos domésticos e industriais, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes. A presença de fósforo nos corpos d'água desencadeia o desenvolvimento de algas ou de plantas aquáticas

indesejáveis, principalmente em reservatórios ou corpos d'água de ambiente lântico, podendo conduzir ao processo de eutrofização .

- Nitrogênio

- Nitrogênio total

Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera, este alterna-se entre várias formas e estados de oxidação. No meio aquático, o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas: a) nitrogênio molecular (N_2), escapando para a atmosfera; b) nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão); c) nitrogênio amoniacal; d) nitrito (NO_2^-); e) nitrato (NO_3^-) (VON SPERLING, 1996).

- Nitratos

Os nitratos, quando presentes na água, estimulam o desenvolvimento de organismos aquáticos, como algas, o que pode levar a um crescimento exagerado, conduzindo ao estado de eutrofização.

- Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido é essencial para a ocorrência de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais e estações de tratamento de esgotos. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar redução de sua concentração no meio. Por meio da concentração de oxigênio dissolvido, os efeitos de resíduos oxidáveis na água de corpos hídricos receptores e a eficiência do tratamento dos esgotos, durante a oxidação bioquímica, podem ser avaliados. Os níveis de oxigênio dissolvido também indicam a capacidade de um corpo d'água natural em manter a vida aquática.

- Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH define o caráter ácido, básico ou neutro de uma solução. Os organismos aquáticos estão geralmente adaptados às condições de neutralidade e, em conseqüência, alterações bruscas do pH da água podem resultar no desaparecimento dos organismos presentes na mesma.

Valores fora das faixas consideradas adequadas podem provocar alteração no sabor e contribuir para corrosão do sistema de distribuição de água, ocorrendo, assim, uma possível extração do ferro, cobre, chumbo, zinco e cádmio, além de dificultar a descontaminação das águas.

- Coliformes Termotolerantes

As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal. O grupo coliforme é formado por um número de bactérias que inclui os gêneros *Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Ervenia* e *Enterobactérias*.

Os coliformes são definidos como todos os bacilos gram-negativos manchados, de hastes não esporuladas que estão associadas com as fezes de animais de sangue quente e com o solo. São aeróbios facultativos, oxidase-negativa, capazes de crescer na presença de sais biliares ou outros compostos ativos de superfície (surfactantes) com propriedades similares de inibição de crescimento, e que fermentam a lactose com produção de aldeído e gás a 35°C, em 24-48 horas.

A contagem de bactérias do grupo coliforme fecal está entre os mais importantes indicadores de contaminação fecal, originárias do trato intestinal humano e outros animais de sangue quente. Essas bactérias, termotolerantes, se reproduzem ativamente a 44,5°C e são capazes de fermentar o açúcar. A determinação da contagem de coliformes fecais assume importância como variável indicativa da possibilidade da existência de microrganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratifóide, disenteria bacilar e cólera.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Caracterização da área em estudo

O Rio Pomba nasce nas proximidades de Barbacena-MG, na Serra do Sapateiro (ramificação da Mantiqueira), em um trecho localmente denominado Serra da Conceição, a cerca de 1.100 m de altitude, percorrendo cerca de 290 km no sentido sudeste, até finalmente desaguar no Rio Paraíba do Sul, em altitude aproximada de 60 m (SANTIAGO, 1991).

O trecho em estudo compreende os primeiros 74 quilômetros do Rio Pomba, do Município de Santa Bárbara do Tugúrio ao Município de Rio Pomba.

3.2. Plano de amostragem da água

3.2.1. Localização dos pontos de amostragem

Os seis pontos de amostragem de água no Rio Pomba têm coordenadas conforme apresentadas no Quadro 3.

Estes pontos foram geoposicionados conforme apresentados na Figura 2, sendo assim definidos: I) a montante da sede do Município de Santa Bárbara do Tugúrio; II) a jusante da sede do Município de Santa Bárbara do Tugúrio; III) a montante do encontro dos rios Paciência e Pomba; IV) a jusante do encontro dos rios Paciência e Pomba; V) a montante da sede do Município de Rio Pomba; VI) a jusante da sede do Município de Rio Pomba.

Quadro 3 – Coordenadas e altitude dos pontos de amostragem de água

Pontos de amostragem	E	N	ALT
	----- utm -----		m
I A montante de St^a. B. Tugúrio	648.670,488	7.650.070,440	616
II A jusante de St^a. B. Tugúrio	650.449,022	7.650.202,127	613
III A montante do Rio Paciência	672.750,257	7.651.333,604	500
IV A jusante do Rio Paciência	674.497,626	7.650.994,623	499
V A montante de Rio Pomba	687.842,872	7.644.778,947	439
VI A jusante de Rio Pomba	689.190,445	7.645.691,386	431

Os seis pontos de amostragem selecionados foram geopositionados utilizando-se GPS e cartas topográficas na escala de 1:50.000 do IBGE, vetorizadas, no software TRACKMAKER PRO, conforme Figura 2.

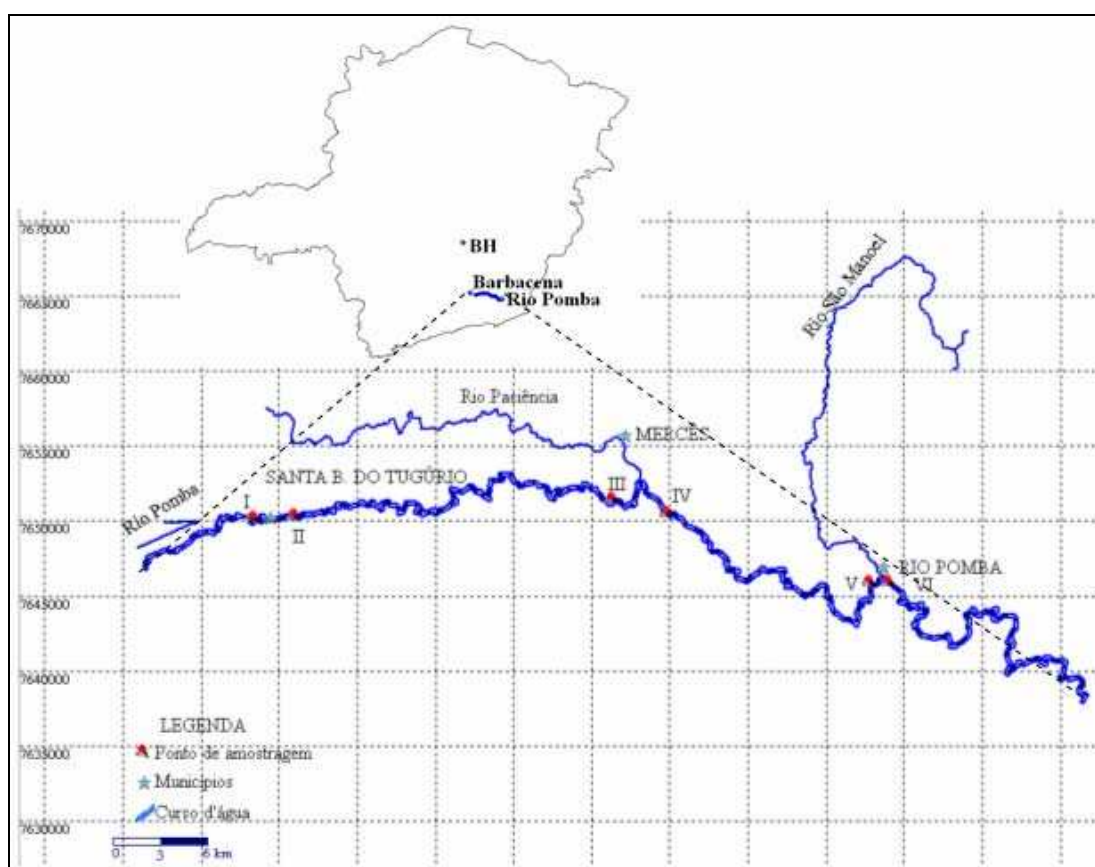


Figura 2 – Localização do trecho de estudo do Rio Pomba, em Minas Gerais

3.2.2. Obtenção das amostras

As amostras coletadas para a obtenção do IQA e do coeficiente de desoxigenação (K_1) foram do tipo simples, de superfície (0,20 – 0,30 metros de profundidade), extraídas preferencialmente na posição central da calha principal do Rio Pomba. As coletas foram a vau nas seções de menor profundidade e em embarcação nos pontos de maior profundidade, o que foi feito diretamente, com a coleta de 1L de amostra por ponto de amostragem.

As campanhas de coleta de amostras, cujos resultados analíticos foram utilizados no cálculo do IQAm, foram realizadas em número de quatro, compreendendo os pontos de amostragem ímpares (I, III e V), a montante da sede dos municípios, ou seja, antes do lançamento de esgotos domésticos das redes municipais, para que estes não interferissem nos valores.

Para obtenção do valor de K_1 , e posteriormente do K_2 , foram coletadas amostras nos pontos de amostragem II, IV e VI, também quatro campanhas, a jusante da sede dos municípios, ou seja, no ponto de mistura dos esgotos com a água do rio.

Quatro campanhas de batimetria e obtenção da velocidade média foram realizadas nos seis pontos.

As campanhas de coleta de amostras de água foram realizadas em dois períodos distintos do ano de 2005: julho-agosto, coincidindo com o período seco e outubro-novembro, coincidindo com o início do período chuvoso.

Antes da coleta das amostras de água foi feita a “ambientação” do frasco, mergulhando-o e enxaguando-o duas a três vezes nas águas onde foram realizadas as coletas. Posteriormente, o frasco foi mergulhado de boca para baixo e virado lentamente no sentido contra-corrente até ser completamente preenchido com o líquido.

As amostras de água foram coletadas sempre no período da manhã, acondicionadas em caixas de isopor contendo gelo e transportadas no final da manhã, até o Laboratório de Qualidade da Água, do Departamento de Engenharia Agrícola-UFV, onde foram efetuadas as análises físicas, químicas, bioquímicas e microbiológicas.

3.2.3. Determinação das variáveis físicas, químicas, bioquímicas e biológicas

As medições de temperatura da água foram efetuadas *in loco*, sendo realizadas com o uso de termômetro de mercúrio.

A maioria das variáveis foram analisadas no Laboratório de Qualidade da Água (LQA) do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA), situado no Campus da UFV. São elas: potencial hidrogeniônico (pH), obtido pelo método eletrométrico; coliformes fecais, cuja contagem foi feita pelo método enzimático de auto-análise Colilert (MATOS, 2004a); fosfato total, pelo método fósforo-molibdico, após digestão nítrico-perclórico da amostra; nitrato, pelo método da redução por cádmio, este, realizado pelo CETEC-BH; turbidez, determinada em turbidímetro; sólidos totais, quantificados utilizando-se o método da estufa, sob temperatura de 103 a 105 °C; Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Oxigênio Dissolvido, pelo método Winkler (iodométrico) (APHA, 1998).

3.3. Obtenção da vazão

A vazão do curso d'água foi obtida pelo produto da velocidade média de escoamento pela área da seção transversal do curso d'água. A determinação da velocidade da água em cada local de amostragem foi feita com a utilização de um micro-molinete, OTT-C2, com hélice de 50 mm e passo de 0,250 m. Já a área da seção transversal do curso d'água foi obtida por meio de levantamento batimétrico do local (AZEVEDO NETTO et al., 1998).

Para a obtenção da profundidade do curso d'água e do número de voltas da hélice do molinete (N), foi utilizada a seguinte metodologia: primeiramente, mediu-se a largura do curso d'água e, com base nas informações apresentadas no Quadro 4, verificou-se o intervalo de distância horizontal recomendável para o posicionamento da haste do molinete.

Quadro 4 - Intervalo de distância horizontal recomendável para o posicionamento da haste do molinete

Largura do curso d'água (m)	Intervalo (m)
até 3	0,20
3 a 6	0,50
6 a 15	1,00
15 a 30	2,00
30 a 80	4,00
80 a 150	6,00
150 a 250	8,00
> 250	12,00

Posteriormente, para cada intervalo toma-se a profundidade.

Observando o Quadro 5, verifica-se quais pontos daquela vertical o molinete será usado para tomada do número de voltas da hélice do molinete (N).

Quadro 5 – Profundidade do curso d'água, em percentagem, para a tomada do número de voltas da hélice do molinete (N) e equações para cálculo da média das velocidades (M_{vel}) por intervalo

Profundidade (m)	Intervalos verticais (%)	Equação da M_{vel} ($m\ s^{-1}$)	
$H \leq 0,6$	60	$V_{60\%}$	Eq. 13
$0,6 < H \leq 1,20$	20 e 80	$(V_{20\%} + V_{80\%})/2$	Eq. 14
$1,20 < H \leq 2,00$	20, 60 e 80	$(V_{20\%} + 2V_{60\%} + V_{80\%})/4$	Eq. 15

Utilizando-se as Equações de 13 a 15, procedeu-se o cálculo da velocidade média do intervalo.

A planilha de campo utilizada para tomada do número de voltas da hélice do molinete "N", batimetria, cálculo da velocidade média por intervalo e cálculo da média das velocidades do trecho é apresentada no Anexo 1.

Para cálculo da velocidade por ponto de profundidade foram utilizadas as equações apresentadas a seguir, segundo a faixa de valores de “n”.

Se $n \leq 0,53$, então,

$$V_{pp} = 0,2397 n + 0,012 \quad \text{Eq. 16}$$

Se $0,53 < n \leq 9,79$, então,

$$V_{pp} = 0,2548 n + 0,004 \quad \text{Eq. 17}$$

Onde,

$$n = \frac{N}{30} \quad \text{Eq. 18}$$

N – número de voltas da hélice do molinete

V_{pp} – velocidade por ponto em cada intervalo (m s^{-1})

Procedeu-se o cálculo da área da seção transversal do curso d'água, usando-se o método do trapézio, conforme a Figura 3, ou seja, aproximou-se a área de cada intervalo transversal ao curso d'água à área de um trapézio, pela Equação 19. A soma das áreas obtidas equivale à da área total da seção transversal do curso d'água.

$$A = \frac{(Pa + Pp)}{2} Ls \quad \text{Eq. 19}$$

onde,

A - Área do trapézio, correspondente a cada intervalo (m^2);

Pa - Profundidade da vertical anterior (m);

Pp - Profundidade da vertical posterior (m);

Ls - Largura do intervalo na superfície (m);

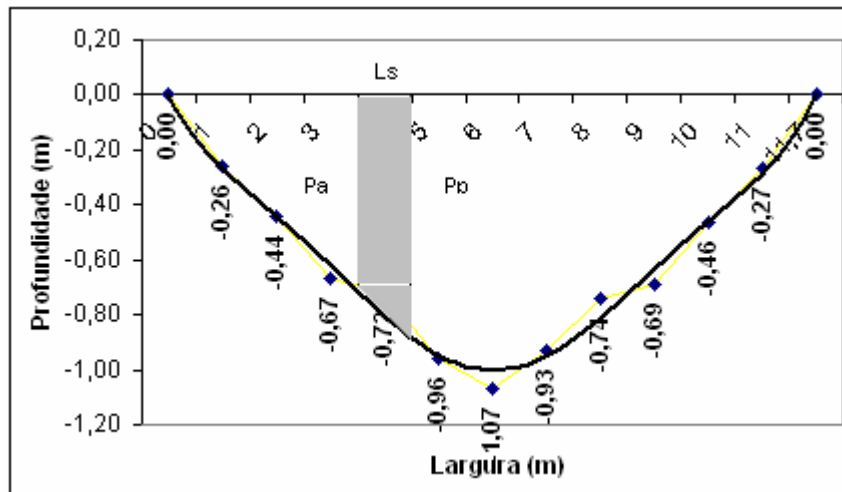


Figura 3 - Utilização da área do trapézio para cálculo da área da seção transversal do curso d'água em um trecho do Rio Pomba

No cálculo da vazão utilizou-se o valor da média das velocidades e multiplicou-se pela área da seção transversal do curso d'água. Utilizou-se para isso a planilha de cálculo, conforme apresentado no Anexo 2.

3.4. Cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA)

O IQA foi calculado utilizando-se a metodologia empregada pelo IGAM (2004), já apresentada anteriormente.

O IQA_m é determinado pelo produto ponderado das qualidades de água correspondentes às variáveis: oxigênio dissolvido, DBO_5 , $20^\circ C$, coliformes fecais, temperatura, potencial hidrogeniônico, nitrato, fosfato, turbidez e resíduo total (sólidos totais) (IGAM, 2004).

As variáveis e fator de peso usadas no cálculo do IQA_m são apresentadas no Quadro 6.

Quadro 6 - Variáveis e fator peso associados, usados para estimativa do IQA_m

Variáveis	Pesos - w_i
Oxigênio Dissolvido	0,17
Coliformes Fecais	0,15
pH	0,12
DBO	0,10
Nitrato	0,10
Fosfato	0,10
Variações de Temperatura	0,10
Turbidez	0,08
Resíduos totais	0,08

Fonte: IGAM (2004)

As equações utilizadas para quantificação do índice relativo a cada variável estão apresentadas a seguir.

a) Coliformes Fecais - CF

As equações de cálculo da qualidade (q_s) da variável Coliformes Fecais (CF) são:

Para $CF \leq 10^5$ NMP/100 mL,

$$q_s = 98,24034 - 34,7145 \log(CF) + 2,614267 (\log(CF))^2 + 0,107821 (\log(CF))^3 \quad \text{Eq. 20}$$

Para $CF > 10^5$ NMP/100 mL,

$$q_s = 3,0 \quad \text{Eq. 21}$$

Para o cálculo do índice da concentração de coliformes termotolerantes foi utilizado a planilha do Anexo 3.

b) Potencial Hidrogeniônico - pH

As equações para o cálculo da qualidade (q_s) da variável Potencial Hidrogeniônico (pH) são:

Para $pH \leq 2,0$,

$$q_s = 2,0 \quad \text{Eq. 22}$$

Para $2,0 < pH \leq 6,9$,

$$q_s = -37,1085 + 41,91277 \text{ pH} - 15,7043 \text{ pH}^2 + 2,417486 \text{ pH}^3 - 0,091252 \text{ pH}^4 \quad \text{Eq. 23}$$

Para $6,9 < pH \leq 7,1$,

$$q_s = -4,69365 - 21,4593 \text{ pH} - 68,4561 \text{ pH}^2 + 21,638886 \text{ pH}^3 - 1,59165 \text{ pH}^4 \quad \text{Eq. 24}$$

$$\text{Para } 7,1 < pH \leq 12, \quad q_s = -7.698,19 + 3.262,031 \text{ pH} - 499,494 \text{ pH}^2 + 33,1551 \text{ pH}^3 - 0,810613 \text{ pH}^4 \quad \text{Eq. 25}$$

Para $pH \geq 12,0$,

$$q_s = 3,0$$

Para o cálculo do índice do pH foi utilizado a planilha do Anexo 4.

c) Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO

As equações para o cálculo da qualidade (q_s) da variável Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) são:

Para $DBO \leq 30 \text{ mg L}^{-1}$,

$$q_s = 100,9571 - 10,7121 \text{ DBO} + 0,49544 \text{ DBO}^2 - 0,011167 \text{ DBO}^3 + 0,0001 \text{ DBO}^4 \quad \text{Eq. 26}$$

Para $DBO > 30 \text{ mg L}^{-1}$,

$$q_s = 2,0 \quad \text{Eq. 27}$$

Para o cálculo do índice da DBO foi utilizado a planilha do Anexo 5.

d) Nitrato – NO_3^-

As equações para o cálculo da qualidade (q_s) da variável Nitrato (NO_3^-) são:

Para $\text{NO}_3^- \leq 10 \text{ mg L}^{-1}$,

$$q_s = -5,3 \text{ NO}_3^- + 100,17 \quad \text{Eq. 28}$$

Para $10 < \text{NO}_3^- \leq 60 \text{ mg L}^{-1}$,

$$q_s = -22,853 \ln(\text{NO}_3^-) + 101,18 \quad \text{Eq. 29}$$

Para $60 < \text{NO}_3^- \leq 90 \text{ mg L}^{-1}$,

$$q_s = 10^{10} (\text{NO}_3^-)^{5,1161} \quad \text{Eq. 30}$$

Para $\text{NO}_3^- > 90 \text{ mg L}^{-1}$,

$$q_s = 1,0 \quad \text{Eq. 31}$$

Para o cálculo do índice do nitrato foi utilizado a planilha do Anexo 6.

e) Fosfato Total – PO_4

As equações para o cálculo da qualidade (q_s) da variável Fosfato total PO_4 são:

Para $\text{PO}_4 \leq 10 \text{ mg L}^{-1}$,

$$q_s = 79,7 (\text{PO}_4 + 0,821)^{-1,15} \quad \text{Eq. 32}$$

Para $\text{PO}_4 > 10 \text{ mg L}^{-1}$,

$$q_s = 5,0 \quad \text{Eq. 33}$$

Para o cálculo do índice do fosfato foi utilizado a planilha do Anexo 7.

f) Temperatura - Δt

As equações para o cálculo da qualidade (q_s) da variável Temperatura são:

Para $\Delta t < -5,0 \text{ }^\circ\text{C}$, q_s é indefinido

Para $-5,0 < \Delta t \leq -2,5 \text{ }^\circ\text{C}$,

$$q_s = 10 \Delta t + 100 \quad \text{Eq. 34}$$

Para $-2,5 < \Delta t \leq -0,625$ °C,

$$q_s = 8 \Delta t + 95 \quad \text{Eq. 35}$$

Para $-0,625 < \Delta t \leq 0$ °C,

$$q_s = 4,8 \Delta t + 93 \quad \text{Eq. 36}$$

Para $0 < \Delta t \leq 0,625$ °C,

$$q_s = -4,8 \Delta t + 93 \quad \text{Eq. 37}$$

Para $0,625 < \Delta t \leq 2,5$ °C,

$$q_s = -8 \Delta t + 95 \quad \text{Eq. 38}$$

Para $2,5 < \Delta t < 5,0$ °C,

$$q_s = -10 \Delta t + 100 \quad \text{Eq. 39}$$

Para $5,0 < \Delta t < 10,0$ °C,

$$q_s = 124,57 \times \text{EXP}(-0,1842 \Delta t) \quad \text{Eq. 40}$$

Para $10 < \Delta t \leq 15,0$ °C,

$$q_s = 1.002,2 \Delta t^{(1,7083)} \quad \text{Eq. 41}$$

Para $\Delta t > 15$ °C,

$$q_s = 9,0 \quad \text{Eq. 42}$$

Nota: O projeto Água de Minas adota o Δt sempre igual a 0°C onde o $q_s = 92,00$.

No cálculo do índice da variação de temperatura foi utilizado a planilha do Anexo 8.

g) Turbidez – Tu

As equações para o cálculo da qualidade (q_s) da variável Turbidez são:

Para $T_u \leq 100$ UNT,

$$q_s = 90,37 \text{ EXP}(-0,0169 T_u) - 1,5 \cos(0,0571 (T_u - 30)) + 10,22 \text{ EXP}(-0,231 T_u) - 0,8 \quad \text{Eq. 43}$$

Para $T_u > 100$ UNT,

$$q_s = 5,0 \quad \text{Eq. 44}$$

Observação: os cálculos de seno e cosseno são considerando os valores em RADIANO e não em grau.

Para o cálculo do índice da turbidez foi utilizado a planilha do Anexo 9.

h) Sólidos Totais - ST

As equações para o cálculo da qualidade (q_s) da variável Sólidos Totais (ST) são:

Para $ST \leq 500 \text{ mg L}^{-1}$,

$$q_s = 133,17 \text{ EXP}(-0,0027 ST) - 53,17 \text{ EXP}(-0,0141 ST) + ((-6,2 \text{ EXP}(-0,00462 ST)) \text{ sen}(0,0146 ST)) \quad \text{Eq. 45}$$

Para $ST > 500 \text{ mg L}^{-1}$,

$$q_s = 30,0 \quad \text{Eq. 46}$$

Para o cálculo do índice de sólidos totais foi utilizado a planilha do Anexo 10.

i) Oxigênio Dissolvido – OD (PSO = % oxigênio de saturação)

As equações para o cálculo da qualidade (q_s) da variável Oxigênio Dissolvido são:

Para $PSO \leq 100$ %,

$$q_s = 100 (\text{sen}(y_1))^2 - ((2,5 \text{ sen}(y_2) - 0,018 \text{ OD} + 6,86) \text{ sen}(y_3)) + (12 / (\text{EXP}(y_4 + y_5))) \quad \text{Eq. 47}$$

onde:

$$y_1 = 0,01396 \text{ OD} + 0,0873 \quad \text{Eq. 48}$$

$$y_2 = (\pi / 56) (\text{OD} - 27) \quad \text{Eq. 49}$$

$$y_3 = (\pi / 85) (\text{OD} - 15) \quad \text{Eq. 50}$$

$$y_4 = (\text{OD} - 65)/10 \quad \text{Eq. 51}$$

$$Y_5 = (65 - \text{OD})/10 \quad \text{Eq. 52}$$

Para $100 < \text{PSO} \leq 140 \%$,

$$q_s = -0,00777142857142831 (\text{OD})^2 + 1,27854285714278 \text{ OD} + 49,8817148572 \quad \text{Eq. 53}$$

Para $\text{PSO} > 140 \%$,

$$q_s = 47,0 \quad \text{Eq. 54}$$

No cálculo do índice do oxigênio dissolvido foi utilizado a planilha do Anexo 11.

Os valores obtidos para as nove variáveis consideradas para caracterização da qualidade foram utilizados no cálculo do IQA_m , conforme Equação 12.

A qualidade das águas indicada pelo IQA_m foi classificada em faixas, conforme mostrado no Quadro 7. Os trechos do curso d'água, a montante do ponto de coleta da água, receberam no mapa da bacia hidrográfica a devida cor, considerando-se a cor referente à média aritmética dos valores de IQA obtidos nas quatro campanhas de amostragem, de cada período.

Quadro 7 – Escala espectral de cor associadas às faixas de valores de IQA

Faixa	Qualidade	Cor
90-100	Excelente	AZUL
70-90	Bom	VERDE
50-70	Médio	AMARELO
25-50	Ruim	LARANJA
0-25	Muito Ruim	VERMELHO

Fonte: IGAM (2004).

3.5. Estimativa dos coeficientes de autodepuração

3.5.1. Estimativa do coeficiente de desoxigenação

Em se tratando do Coeficiente de Desoxigenação (K_1), buscou-se identificar locais que caracterizassem as condições naturais das águas do Rio Pomba e as principais interferências antrópicas, especialmente relacionadas à ocupação urbana, além de incluir pontos nas confluências com afluentes.

O K_1 foi obtido em laboratório, utilizando-se amostras de águas coletadas no Rio Pomba, a jusante da sede do Município de Santa Bárbara do Tugúrio; após o encontro com o Rio Paciência e a jusante da sede do Município de Rio Pomba. As amostras foram submetidas à incubação, sob temperatura de 20°C, utilizando-se o mesmo procedimento para obtenção da $DBO_{5, 20}^{\circ C}$, por períodos de 0, 1, 2, 3, 4, 5, 7, 9, 11, 13, 15, 17, 19 e 21 dias. Aos dados obtidos, foram ajustadas equações de regressão não linear, de forma a se obter os parâmetros K_1 e L_0 , conforme Equação 4.

Valores típicos de K_1 são apresentados no Quadro 8.

Quadro 8 - Valores típicos de K_1 (base “e”, e obtidos sob temperatura de 20°C)

Origem	K_1 (d ⁻¹)
Água residuária concentrada	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
Rios com águas limpas	0,09 - 0,21
Água para abastecimento público	< 0,12

Fonte: Adaptado de Fair et al, 1973; Arceivala, 1981; Citado por von Sperling (1996)

3.5.2. Estimativa do coeficiente de reaeração

O coeficiente de reaeração (K_2) foi obtido substituindo-se na Equação 54, de Streeter-Phelps (1925), apresentada abaixo, os dados de entrada (temperatura da água, altitude local, concentração de OD no ponto de mistura, $DBO_{5d-20^\circ C}$, velocidade, valor de K_1 , distância percorrida e a concentração de OD no final do trecho).

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_1 L_o}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + (C_s - C_o) e^{-K_2 t} \right] \quad \text{Eq. 55}$$

em que,

C_t - concentração de OD em um dado instante t (mg L⁻¹);

C_s - Concentração de saturação de oxigênio (mg L⁻¹);

K_1 - coeficiente de desoxigenação (d⁻¹);

K_2 - coeficiente de reaeração (d⁻¹);

L_o - Demanda Última de Oxigênio, logo após a mistura (mg L⁻¹);

t - tempo (dias); e

C_o - concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg L⁻¹);

Os valores de K_2 obtidos nos três diferentes trechos do Rio Pomba foram relacionados à Equação 55, apresentada por VON SPERLING (1996)

e ajustada por Regressão Não Linear, aos dados de velocidade e profundidade média, da seguinte forma:

$$K_2 = aV^b H^{-c} \quad \text{Eq. 56}$$

em que,

a, b e c - parâmetros da equação a serem ajustados;

V - velocidade média do curso d'água (m s^{-1});

H - profundidade média do curso d'água (m).

Valores típicos de K_2 estão apresentados no Quadro 9.

Quadro 9 - Valores típicos de K_2 (base "e", e obtidos sob temperatura de 20°C)

Corpos d'água	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

Fonte: Adaptado de Fair et al, 1973; Arceivala, 1981; Citado por von Sperling (1996)

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Índice de Qualidade da Água (IQA)

Os resultados do IQA obtidos nos três trechos a montante dos pontos de coleta ímpares do Rio Pomba, determinados no período de estiagem (julho-agosto) e princípio do período chuvoso (outubro - novembro) de 2005, foram avaliados em função da vazão, das variáveis que mais interferiram no IQA e dos padrões nas classes de águas, segundo a Resolução 357/2005 do CONAMA.

4.1.1. Influência da Vazão no IQA

Comparar o IQA com a vazão da época da coleta é relevante, pois com a alteração da vazão em escoamento provavelmente altera também a qualidade da água. Estas comparações estão apresentadas nos Quadros 10 e 11, para os períodos seco e chuvoso, respectivamente.

Quadro 10 - Média do IQA obtida nos três trechos de estudo do Rio Pomba, no período seco

Pontos de amostragem	Vazão média ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	IQA (%)	Conceito	Cor
I	0,33	87,39	BOM	Verde
III	1,67	61,93	MÉDIO	Amarelo
V	7,77	52,71	MÉDIO	Amarelo

Quadro 11 - Média do IQA obtida nos três trechos de estudo do Rio Pomba, no período chuvoso

Pontos de amostragem	Vazão média (m ³ s ⁻¹)	IQA (%)	Conceito	Cor
I	0,66	86,81	BOM	Verde
III	2,68	55,30	MÉDIO	Amarelo
V	8,72	46,87	RUIM	Laranja

Os resultados obtidos neste trabalho indicaram que a montante do Ponto I, antes de receber o esgoto da cidade de Santa Bárbara do Tugúrio, a qualidade da água é “BOA”, tanto no período de estiagem como no período chuvoso; A montante do Ponto III, antes de receber o esgoto da cidade de Mercês, a qualidade da água se apresentou como “MÉDIA”, nos dois períodos; e a montante do Ponto V, antes de receber o esgoto da cidade de Rio Pomba, a qualidade da água se apresenta como “MÉDIA”, para o período seco, e “RUIM” para o período chuvoso.

O trecho a montante do Ponto I apresentou melhor qualidade, pois as águas ainda não são receptoras da carga poluidora de cidades, mas apenas de vilarejos e propriedades rurais. Os trechos subseqüentes apresentaram IQA com qualidade inferior, em vista dos lançamentos de esgoto das cidades de Santa Bárbara do Tugúrio e Mercês, respectivamente.

Não foi observado, neste trabalho, o aumento da vazão por abertura de comporta de usina hidrelétrica, para ver se, o aumento da vazão alteraria ou não o IQA.

IGAM (2004) avaliou a qualidade das águas do Rio Pomba obtendo índice “MÉDIO”, embora essa avaliação não tenha sido tão pormenorizada como a apresentada neste trabalho, uma vez que foi obtida a partir de um único ponto de amostragem, posicionado próximo à cidade de Cataguases-MG, ou seja, a jusante do trecho estudado.

FRITZSONS et al. (2003) comentaram que a precipitação influencia diretamente a vazão e a qualidade de um corpo hídrico, principalmente no que se refere à turbidez das águas.

4.1.2. Variáveis que mais interferiram no IQA

Com base no que está apresentado nos Quadro 12 e 13, pode-se fazer uma análise de quais variáveis mais contribuíram para a diminuição do IQA.

Os índices com valores abaixo de 50 encontram-se realçados, para que as variáveis de maior influência ficassem em destaque nos quadros.

Quadro 12 - IQA obtido em três trechos do Rio Pomba, no período seco

Rep	Am	q-CF	q-pH	q-DBO	NO ₃	q-PO ₄ ³⁻	q-AT	q-Tu	q-ST	q-OD	q-IQA	CONC
R1s	I	100,0	72,8	84,6	100,0	100,0	93,0	87,1	82,4	90,9	90,0	EXC
	III	17,2	77,3	72,4	100,0	52,2	93,0	42,5	85,5	87,0	60,4	MÉD
	V	8,7	66,4	52,5	100,0	65,0	93,0	39,8	85,8	82,9	52,3	MÉD
R2s	I	100,0	71,5	73,7	100,0	73,1	93,0	86,4	84,1	94,0	86,5	BOM
	III	19,2	73,3	63,0	100,0	64,3	93,0	47,0	85,6	87,8	62,0	MÉD
	V	8,6	64,8	48,8	100,0	57,2	93,0	42,5	85,5	84,1	51,4	MÉD
R3s	I	100,0	69,4	73,8	100,0	73,1	93,0	88,6	82,1	89,8	85,5	BOM
	III	21,6	64,8	63,0	100,0	64,2	93,0	43,9	84,7	91,5	62,3	MÉD
	V	9,6	66,8	53,4	100,0	64,2	93,0	39,2	86,7	82,1	53,0	MÉD
R4s	I	100,0	71,1	73,2	100,0	79,3	93,0	88,9	81,4	96,8	87,5	BOM
	III	23,9	73,7	52,4	100,0	74,1	93,0	36,8	83,6	92,0	63,0	MÉD
	V	11,5	67,3	46,6	100,0	69,5	93,0	34,7	86,8	85,3	54,1	MÉD

Quadro 13 - IQA obtido em três trechos do Rio Pomba, no período chuvoso

Rep	q-Am	q-CF	q-pH	q-DBO	q-NO ₃	q-PO ₄ ³⁻	q-ΔT	q-Tu	q-ST	q-OD	q-IQA	CONC
R1c	I	100,0	73,3	86,3	100,0	100,0	93,0	85,2	80,9	95,9	90,8	EXC
	III	18,2	66,4	73,2	100,0	74,8	93,0	41,8	65,1	94,6	61,5	MÉD
	V	9,4	75,0	63,4	100,0	74,8	93,0	39,2	57,3	96,8	55,1	MÉD
R2c	I	100,0	72,8	84,7	100,0	100,0	93,0	84,3	85,3	93,9	90,6	EXC
	III	20,8	67,3	73,1	100,0	84,8	93,0	5,0	57,4	89,8	52,7	MÉD
	V	9,1	73,7	66,3	100,0	64,5	93,0	5,0	30,0	91,8	43,2	RUIM
R3c	I	100,0	68,9	87,0	100,0	100,0	93,0	80,3	81,6	92,5	89,3	BOM
	III	23,9	67,3	86,9	100,0	83,7	93,0	5,0	51,6	88,5	54,1	MÉD
	V	12,0	66,8	53,2	100,0	83,7	93,0	5,0	30,0	89,6	44,5	RUIM
R4c	I	29,6	91,0	83,4	100,0	100,0	93,0	79,2	86,8	89,3	76,5	BOM
	III	10,9	66,8	76,3	100,0	92,1	93,0	17,2	53,4	87,2	52,9	MÉD
	V	12,2	65,2	58,7	100,0	92,1	93,0	5,0	30,0	80,9	44,6	RUIM

No geral, a contagem de coliformes termotolerantes (q_1) e a turbidez (q_7) foram as duas variáveis, dentre as nove avaliadas nos dois períodos, que proporcionaram maior influência para abaixamento dos valores do IQA. Elevadas contagens de coliformes termotolerantes são decorrentes do lançamento do dejetos de animais de sangue quente diretamente nos cursos d'água, tendo no esgoto doméstico importante fonte.

Pode-se observar a queda na qualidade das águas, caracterizada pela obtenção do índice "RUIM", devido ao aumento na concentração de sólidos totais em três das quatro repetições no período chuvoso, ocorrido na região a montante do Ponto V, ou seja, no trecho Mercês-Rio Pomba. Isto está associado a processos erosivos do solo, sendo indicativo de uso inadequado do solo na bacia hidrográfica ou a não utilização de práticas de conservação do solo, o que também contribui para aumentar a turbidez das águas e, conseqüentemente, para o decréscimo no índice do IQA. A topografia deste trecho é mais moderada, permitindo a maior intensificação da mecanização e, com isso, propiciando o carreamento do solo para o

curso d'água quando em épocas de maior pluviosidade, o que provoca aumento na turbidez e concentrações de sólidos totais na água, concorrendo para diminuição do índice de qualidade.

4.1.3. Comparação dos resultados obtidos com os padrões estabelecidos na Resolução N° 357/2005 do CONAMA

No Quadro 14, estão apresentados os padrões estabelecidos na Resolução N° 357/2005 (CONAMA, 2005) para classificação das águas doces e, no Quadro 15, os valores obtidos neste trabalho para comparação.

Quadro 14 - Padrões para caracterização das águas doces, segundo suas classes, conforme Resolução N° 357/2005 do CONAMA

Variáveis	Unidades	Classes			
		1	2	3	4
CF	NMP/100 mg L ⁻¹	≤ 200	≤ 1.000	A, B e C	-
DBO _{5d - 20°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	6 a 9
ST	mg L ⁻¹	≤ 500	≤ 500	≤ 500	-
P*	mg L ⁻¹	≤ 0,1	≤ 0,1	≤ 0,15	-
N-NO ₃	mg L ⁻¹	≤ 10	≤ 10	≤ 10	-

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, expresso em P.

Quadro 15 - Caracterização química, física, bioquímica e microbiológica das águas estudadas do Rio Pomba nos períodos seco e chuvoso

Ponto		Época Seca				Época Chuvosa			
I	Unid	R1s	R2s	R3s	R4s	R1c	R2c	R3c	R4c
CF	*	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	310,0
DBO	mg L ⁻¹	1,6	2,9	2,9	3,0	1,5	1,6	1,4	1,8
OD	mg L ⁻¹	7,8	7,9	7,8	8,6	8,2	8,3	8,0	7,7
Tu	UNT	4,2	4,5	3,6	3,5	5,0	5,5	7,5	8,0
pH		6,5	6,5	6,4	6,5	6,5	6,5	6,4	7,2
ST	mg L ⁻¹	9,0	18,0	8,0	5,0	3,0	26,0	6,0	59,0
P	mg L ⁻¹	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ΔT	°C	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N	mg L ⁻¹	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Ponto		Época Seca				Época Chuvosa			
III	Unid	R1s	R2s	R3s	R4s	R1c	R2c	R3c	R4c
CF	*	1660,0	1220,0	860,0	630,0	1410,0	970,0	630,0	5120,0
DBO	mg L ⁻¹	3,1	4,3	4,3	6,0	3,0	3,0	1,4	2,6
OD	mg L ⁻¹	7,6	7,4	8,0	8,1	7,8	7,6	7,5	7,3
Tu	UNT	42,0	36,0	40,0	51,0	43,0	110,0	140,0	99,1
pH		6,6	6,5	6,3	6,5	6,4	6,4	6,4	6,4
ST	mg L ⁻¹	28,0	29,0	22,0	15,0	265,0	317,0	356,0	344,0
P	mg L ⁻¹	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
NO ₃	mg L ⁻¹	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ΔT	°C	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N	mg L ⁻¹	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Ponto		Época Seca				Época Chuvosa			
V	Unid	R1s	R2s	R3s	R4s	R1c	R2c	R3c	R4c
CF	*	8570,0	8820,0	6910,0	4550,0	7270,0	7710,0	4100,0	3970,0
DBO	mg L ⁻¹	6,0	6,6	5,8	7,0	4,3	3,9	5,8	5,0
OD	mg L ⁻¹	7,1	7,0	7,1	7,3	7,9	7,7	7,5	6,5
Tu	UNT	46,0	42,0	47,0	55,0	47,0	235,0	330,0	313,5
pH		6,4	6,3	6,4	6,4	6,6	6,5	6,4	6,3
ST	mg L ⁻¹	86,0	91,0	68,0	59,0	318,0	606,0	1023,0	1053,0
P	mg L ⁻¹	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0
NO ₃	mg L ⁻¹	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ΔT	°C	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N	mg L ⁻¹	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Valor limitante

* NMP/100 mg L⁻¹

Analisando-se os resultados apresentados no Quadro 15, verifica-se que:

As variáveis que mais interferiram no estabelecimento da condição dos cursos d'água, segundo a Classificação das Águas Doces (CONAMA, 2005), foram: a contagem de coliformes termotolerantes, a turbidez, a $DBO_{5d-20^{\circ}C}$ e a concentração total de fósforo.

Pode-se observar que, na época chuvosa em relação à época seca, a contagem de coliformes termotolerantes diminuiu, provavelmente em razão da maior diluição das águas residuárias lançadas, com o aumento da vazão.

O valor da turbidez aumentou, talvez devido ao carreamento de solo para o curso d'água, pois aumentou também o valor de sólidos totais.

A concentração de fósforo diminuiu nas águas, no período chuvoso, em relação ao período seco, devido à diluição provocada pelo aumento da vazão.

O trecho a montante do Ponto I apresentou condição de Classe 1, pois das oito repetições na contagem de coliformes fecais, somente a última suplantou os padrões estabelecidos na Resolução N° 357/2005 e foi a variável definidora da condição dos cursos d'água estudados. A superação do padrão ocorreu na época chuvosa.

O trecho a montante do Ponto III tem condição de ser enquadrado na Classe 4, pois na maior parte das análises o número de coliformes fecais superou o padrão para essa classe. Também neste trecho, a turbidez no período chuvoso, em duas repetições, ultrapassou o valor de 100 UNT e a concentração de fósforo ultrapassou $0,15 \text{ mg L}^{-1}$.

O trecho a montante do Ponto V apresentou maior limitação de qualidade da água no que se refere à contagem de coliformes fecais, que ultrapassou o padrão para a Classe 3. No período seco, apresentou, na segunda coleta de dados, concentração de fósforo maior que $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, e no período chuvoso a turbidez foi maior que os 100 UNT, estando, portanto, na condição Classe 4.

4.1.4. Caracterização dos trechos

As cores verde, amarelo e laranja, identificam o IQA segundo os conceitos, “BOM”, “MÉDIO” e “RUIM” respectivamente, segundo o IGAM (2004), o que é proposto para os trechos em estudo, conforme apresentado nas Figuras 4 e 5.

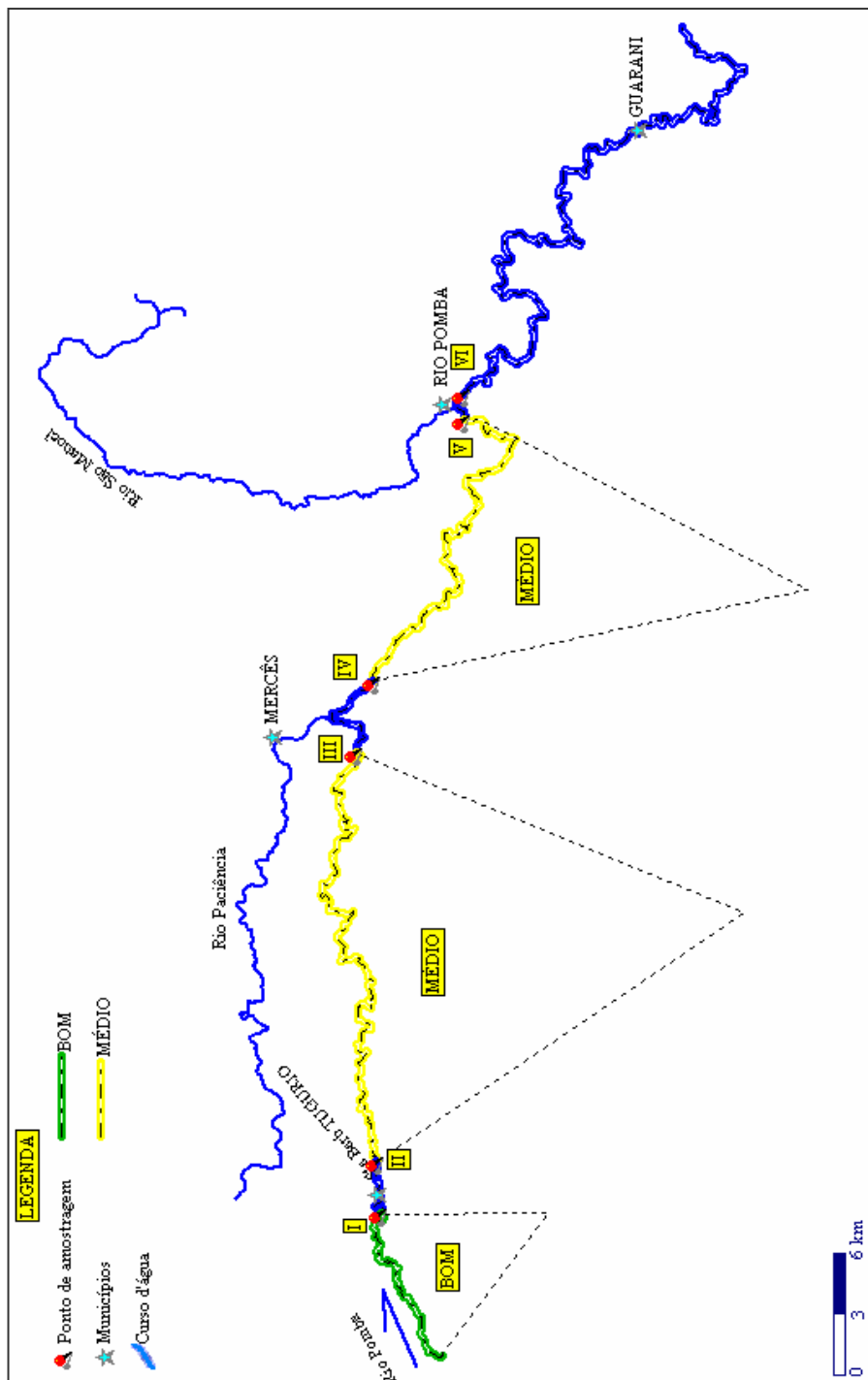


Figura 4 - Esquema de cores do IQA dos três trechos estudados do Rio Pombo, obtidos no período seco

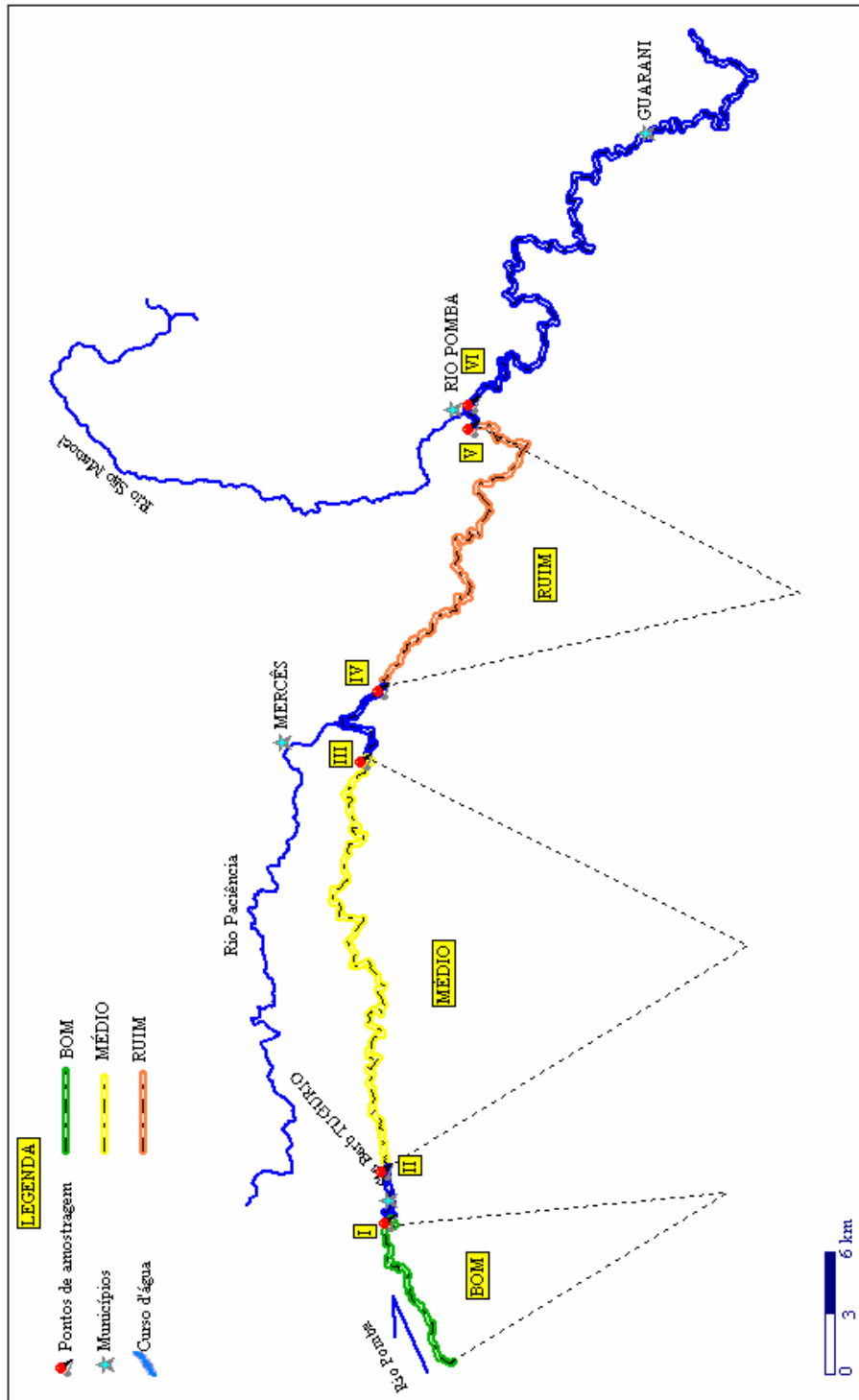


Figura 5 - Esquema de cores do IQA dos três trechos estudados do Rio Pombo, obtidos no período chuvoso

4.2. Coeficiente de desoxigenação (K_1)

Valores de K_1 obtidos nos três trechos estudados do Rio Pomba estão apresentados nos Quadros 16 e 17, nos períodos seco e chuvoso, respectivamente.

Quadro 16 - Coeficientes de desoxigenação (K_1), em d^{-1} , do Rio Pomba, obtidos com base em amostras de água coletadas nos três trechos avaliados no Período Seco

II	IV	VI
0,15	0,15	0,14

Quadro 17 Coeficientes de desoxigenação (K_1), em d^{-1} , do Rio Pomba, obtidos com base em amostras de água coletadas nos três trechos avaliados no Período Chuvoso

II	IV	VI
0,24	0,15	0,13

Comparando-se os valores apresentados no Quadro 8 com os apresentados no Quadro 16, para o período seco, as águas de todos os trechos estudados do Rio Pomba seriam águas consideradas limpas ou de efluentes secundários.

No período chuvoso, pelo Quadro 17 observou-se valor de K_1 um pouco mais elevado que a média no período seco, a jusante do Ponto II, ou seja, da cidade de Santa Bárbara do Tugúrio. Isto possivelmente se deveu ao carreamento de carga orgânica pela chuva para o curso d'água.

Os valores de K_1 ajustados ficaram muito próximos uns dos outros, o que indica que o potencial de depleção do oxigênio dissolvido é semelhante nos trechos estudados.

LOUREIRO (1996), estudando a Bacia Hidrográfica do Riacho Fundo, afluente do Lago Paranoá, verificou que o coeficiente de desoxigenação K_1 , obtido por meio do ajuste do modelo, pelo método da tentativa e erro, foi de

0,30, 0,20 e 0,60 d⁻¹ para os Córregos Guar, Vicente Pires e Riacho Fundo, respectivamente. Esses valores de K₁ estão um pouco acima dos valores apresentados na literatura, confirmando a alta capacidade de oxidao do material orgânico nesses córregos.

A importância do coeficiente K₁ e a relatividade do conceito da DBO_{5d-20°C} podem ser analisadas através do seguinte exemplo. Duas amostras distintas apresentam o mesmo valor da DBO_{5d-20°C}. Aparentemente, tal fato poderia induzir  conclusão de que o impacto em termos de consumo de oxigênio dissolvido seria o mesmo nas duas situaes. No entanto, caso se quantifique a concentrao de DBO em vários dias, será observado que os valores são diferentes em todos os dias, com exceo do quinto dia. Tal comportamento se deve ao fato de que os coeficientes de desoxigenao são distintos nas duas amostras. A amostra que possui menor K₁ terá uma taxa de estabilizao mais lenta, implicando numa DBO última elevada, e não completa ainda no dia 20. A que apresentar K₁ mais elevado, sua demanda  praticamente toda satisfeita ao final de 20 dias.

Tais consideraes enfatizam o aspecto de que a interpretao dos dados da DBO deve estar sempre vinculada ao conceito do coeficiente de desoxigenao e, por conseguinte, da taxa de oxidao da mteria orgânica. Este comentário se aplica principalmente quando se tem despejos industriais passíveis de apresentarem grandes variabilidades com relao  biodegradabilidade, ou  taxa de estabilizao (VON SPERLING, 1996).

4.3. Coeficiente de reaerao (K₂)

4.3.1. Valores obtidos de K₂

Nos Quadros 18 e 19 estão apresentados os valores de K₂, obtidos nos três trechos estudados do Rio Pomba, no período seco e chuvoso, respectivamente.

Quadro 18 - Coeficientes de reaeração (K_2), em d^{-1} , obtidos em três trechos do Rio Pomba, no período seco

	R1s	R2s	R3s	R4s
II	1,32	1,13	1,92	2,05
IV	0,43	0,40	0,46	0,54
VI	0,75	0,63	0,71	0,74

Quadro 19 - Coeficientes de reaeração (K_2), em d^{-1} , obtidos em três trechos do Rio Pomba, no período chuvoso (d^{-1})

	R1c	R2c	R3c	R4c
II	0,93	0,85	0,87	0,76
IV	1,01	0,89	0,79	0,16
VI	0,67	0,67	0,81	0,77

Pode-se observar que os resultados obtidos para K_2 foram maiores a jusante do Ponto II, que é um trecho montanhoso, de muitas corredeiras. A jusante do Ponto IV, o relevo é mais plano, com menos corredeiras e o valor de K_2 diminuiu, ou seja, o poder de reaeração foi menor em relação aos trechos a montante.

GÓES (1997) obteve para o Riacho Quinze e o Rio Pipiripau valores de 4 a $8,5 d^{-1}$ para o coeficiente de reaeração calculado quando utilizou as equações de Langbien e Durum.

GENEREUX e HEMOND (1992) determinaram o valor do coeficiente de reaeração, K_2 , para um curso d'água na Bacia Hidrográfica de Walker Branch, Tennessee, EUA, com vazão média anual menor que $17 L s^{-1}$, tendo utilizado o método do traçador de gás sob fluxo constante. Os valores obtidos do coeficiente de reaeração variaram entre $118 d^{-1}$ e $139 d^{-1}$, sendo estes valores muito superiores aos encontrados em rios de maiores vazões.

SIQUEIRA e CUNHA (1997) calcularam o coeficiente de reaeração, K_2 , utilizando seis fórmulas empíricas. Comparando os resultados obtidos, verificaram que para o Rio Meia Ponte, importante manancial de Goiânia não

foi registrada variação significativa nos valores estimados para o coeficiente K_2 , que ficou entre 2 a 4 d^{-1} .

Observa-se que os valores encontrados para K_2 segundo a metodologia de STREETER-PHELPS (1925), estão dentro dos valores típicos, apresentados no Quadro 9.

O Ponto II e seu trecho a jusante se enquadraram como o de rios rápidos e locais de corredeiras e quedas d'água, justamente por estar em região montanhosa, próximo à nascente do Rio Pomba.

O comportamento do trecho a jusante do Ponto IV foi interessante porque, em época de chuva, o aumento da vazão contribuiu para aumentar a reaeração das águas, embora tenha sido verificado que, acima de certo valor, tenha havido prejuízo nesse fenômeno.

VON SPERLING (1996) citou que corpos d'água mais rasos e mais velozes tendem a possuir maior coeficiente de reaeração, devido, respectivamente, à maior facilidade de mistura ao longo da profundidade e à criação de maiores turbulências na superfície.

4.3.2. Comparação dos valores de K_2 segundo vários autores

VON SPERLING (1996) apresentou a equação de K_2 ajustada por três autores diferentes. Valores de K_2 obtidos de equações matemáticas ajustadas, são apresentados no Quadro 20, para comparação com os valores de K_2 obtidos. Dos autores mencionados por von Sperling, Owens et al. têm faixa de aplicabilidade mais próxima da profundidade (H) e velocidade (V), apresentados no levantamento feito no presente trabalho.

Quadro 20 - Valores de K_2 , usando a equação de três autores, com os dados batimétricos encontrados em cada trecho

O'Connor e Dobbins (1958)									Faixa de aplicabilidade
$K_2 = 3,73 V^{0,5} H^{-1,5}$									
	R1s	R2s	R3s	R4s	R1c	R2c	R3c	R4c	
									$0,6 \leq H < 4,0$
II	7,4	7,6	8,1	9,3	10,6	10,0	10,0	9,2	$0,05 \leq V < 0,8$
IV	3,6	3,6	3,7	3,9	3,8	3,8	3,8	3,2	H (m)
VI	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,3	2,3	2,0	V ($m s^{-1}$)

Churchill et al (1962)									Faixa de aplicabilidade
$K_2 = 5 V^{0,97} H^{-1,67}$									
	R1s	R2s	R3s	R4s	R1c	R2c	R3c	R4c	
									$0,6 \leq H < 4,0$
II	6,0	5,9	6,2	7,1	7,6	7,7	8,1	7,5	$0,8 \leq V < 1,5$
IV	2,7	2,6	2,6	2,8	2,9	3,1	3,1	2,6	H (m)
VI	2,1	2,1	2,1	2,0	2,0	1,9	2,1	1,8	V ($m s^{-1}$)

Owens et al (apud Branco, 1976)									Faixa de aplicabilidade
$K_2 = 5,3 V^{0,67} H^{-1,85}$									
	R1s	R2s	R3s	R4s	R1c	R2c	R3c	R4c	
									$0,1 \leq H < 0,6$
II	11,4	11,7	12,7	15,0	17,4	16,4	16,5	14,9	$0,05 \leq V < 1,5$
IV	4,7	4,7	4,8	5,2	5,0	5,1	5,0	4,2	H (m)
VI	3,0	3,1	3,1	3,1	3,0	2,7	2,9	2,4	V ($m s^{-1}$)

Pode-se observar que os valores de K_2 obtidos das equações apresentadas por esses autores são muito maiores do que os valores obtidos neste trabalho, no qual o valor de K_2 foi calculado usando a equação de Streeter-Phelps. As equações ajustadas pelos referidos autores não se mostraram adequadas para a estimativa de K_2 no trecho estudado do rio.

No Quadro 21 estão valores de K_2 obtidos pela Equação 5 apresentada por RIBEIRO (2001).

Quadro 21 - Valores de K_2 , em d^{-1} , obtidos utilizando-se a equação citada por RIBEIRO (2001)

	R1s	R2s	R3s	R4s	R1c	R2c	R3c	R4c
II	8,088	8,328	8,933	10,241	11,601	11,019	10,994	10,078
IV	3,930	3,934	4,050	4,337	4,173	4,224	4,128	3,567
VI	2,716	2,760	2,791	2,785	2,716	2,502	2,581	2,199

Os valores obtidos com a Equação 5, utilizando coeficiente de difusão molecular do oxigênio (D_L) na água igual a $1,944 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$, para a temperatura de $15 \text{ }^\circ\text{C}$, são maiores que os obtidos utilizando-se a equação de STREETER-PHELPS (1925). Ou seja, tal equação não se mostrou adequada para estimativa do valor de K_2 para o trecho estudado.

4.3.3. Curvas do oxigênio dissolvido

Apresenta-se nas Figuras de 7 a 11 os gráficos de OD obtidos para os trechos à jusante dos pontos de amostragem II, IV e VI, nos períodos seco e chuvoso e suas devidas repetições e valores de K_2 calculados.

Onde,

H – profundidade média do curso d'água (m);

V – velocidade média do curso d'água (m s^{-1}) e

Q – vazão média do curso d'água ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)

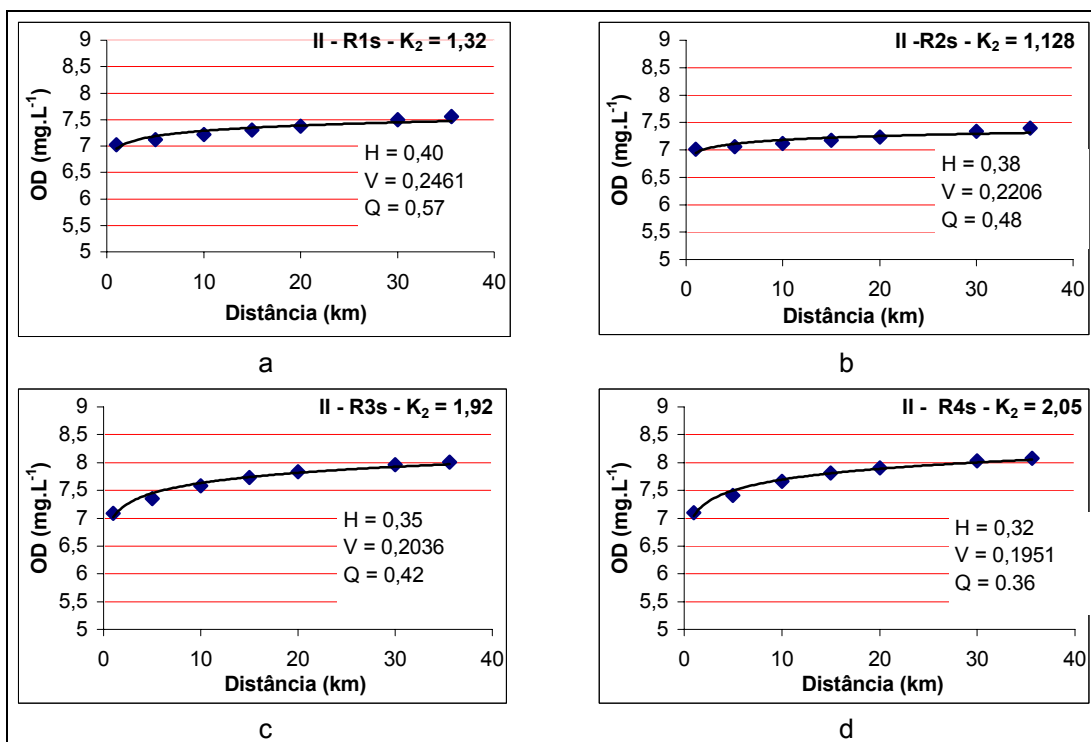


Figura 6 - Perfil do OD na água, a jusante do Ponto II, em quatro repetições, no período seco

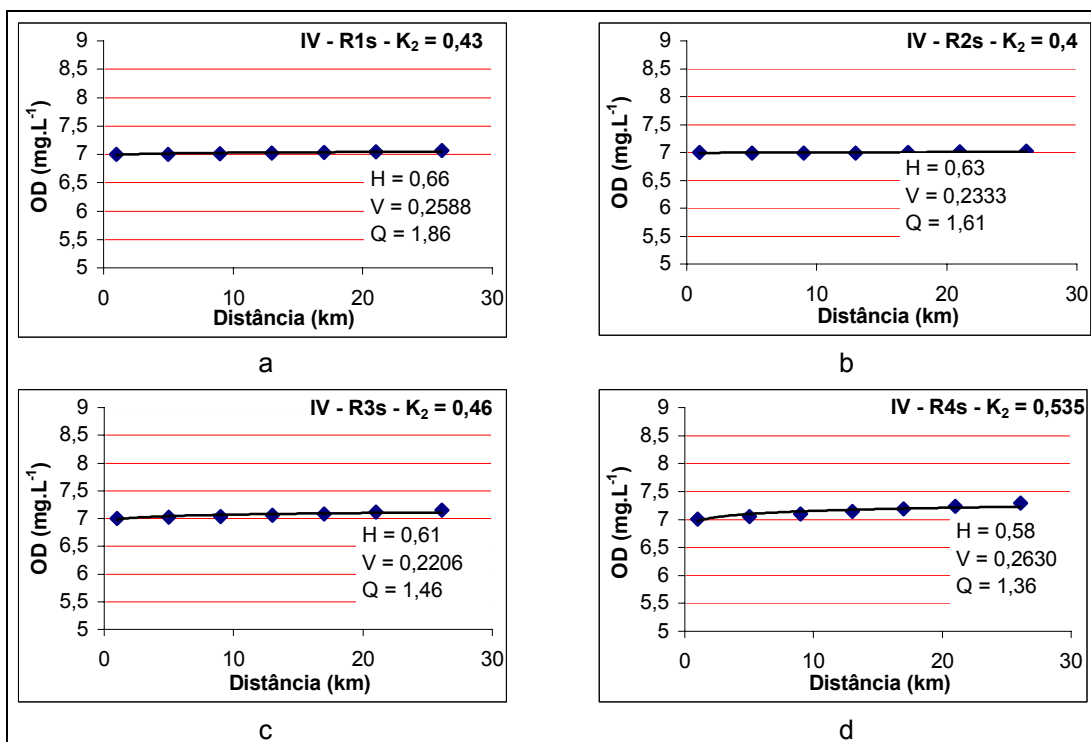


Figura 7 - Perfil do OD na água, a jusante do Ponto IV, em quatro repetições, no período seco

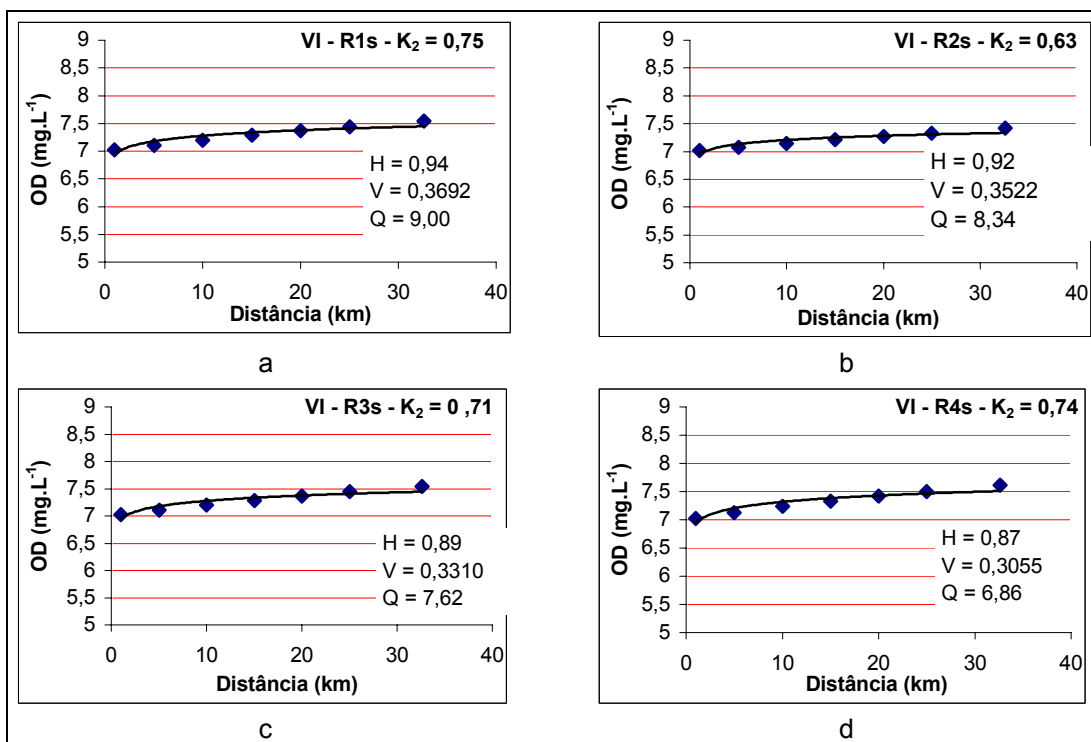


Figura 8 - Perfil do OD na água, a jusante do Ponto VI, em quatro repetições, no período seco

O perfil do OD apresenta vários segmentos, conforme mostrado na Figura 1, segundo VON SPERLING (1996), o que é entendido quando se compara a relação de L_0/D_0 com a relação de K_2/K_1 .

As Figuras 6, 8, 9 e 11 apresentam em todas as quatro repetições uma curva ascendente, ou seja, o balanço da autodepuração está favorável ao ganho de O_2 . A relação L_0/D_0 é menor que a relação K_2/K_1 , portanto o tempo crítico é negativo. Desde o lançamento, a concentração de oxigênio dissolvido tende a se elevar. O déficit inicial é o maior déficit observado. O curso d'água apresenta capacidade de autodepuração superior à capacidade de degeneração dos esgotos.

A Figura 6, nas repetições (c) e (d), apresenta os maiores coeficientes de reaeração (K_2). No trecho onde o K_2 é maior, há um ganho positivo no balanço de autodepuração. Pode-se dizer que o curso d'água se recupera mais rápido, ou que suportaria carga orgânica maior que em trecho com menor K_2 .

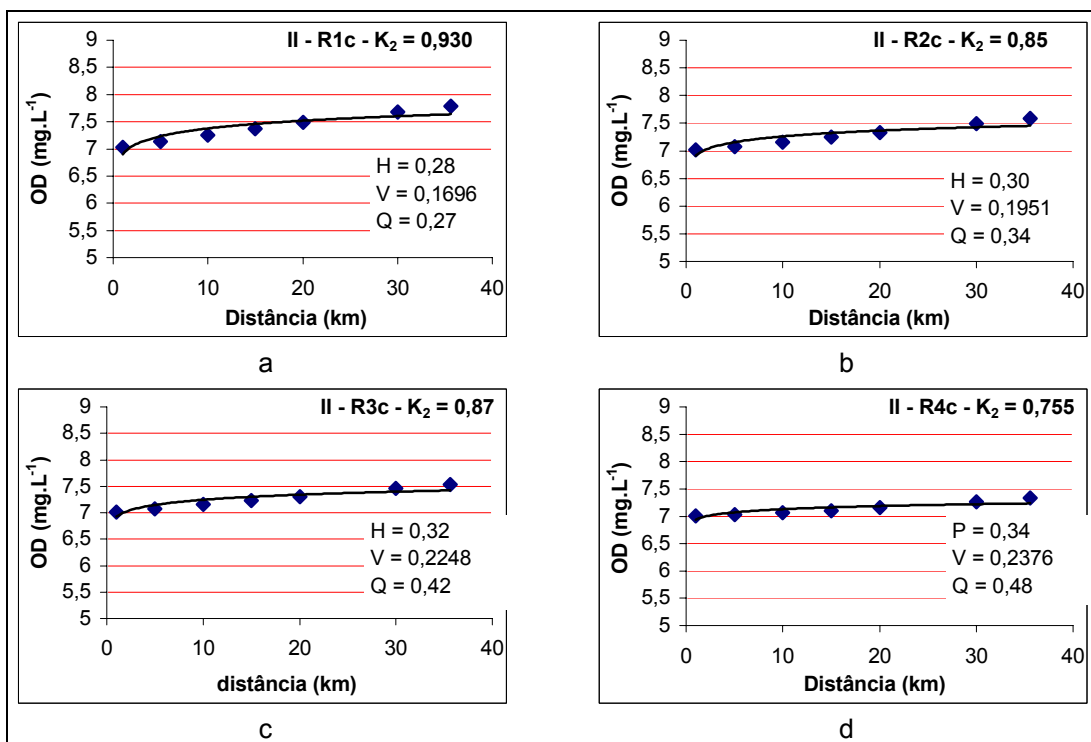


Figura 9 - Perfil do OD na água, a jusante do Ponto II, em quatro repetições, no período chuvoso

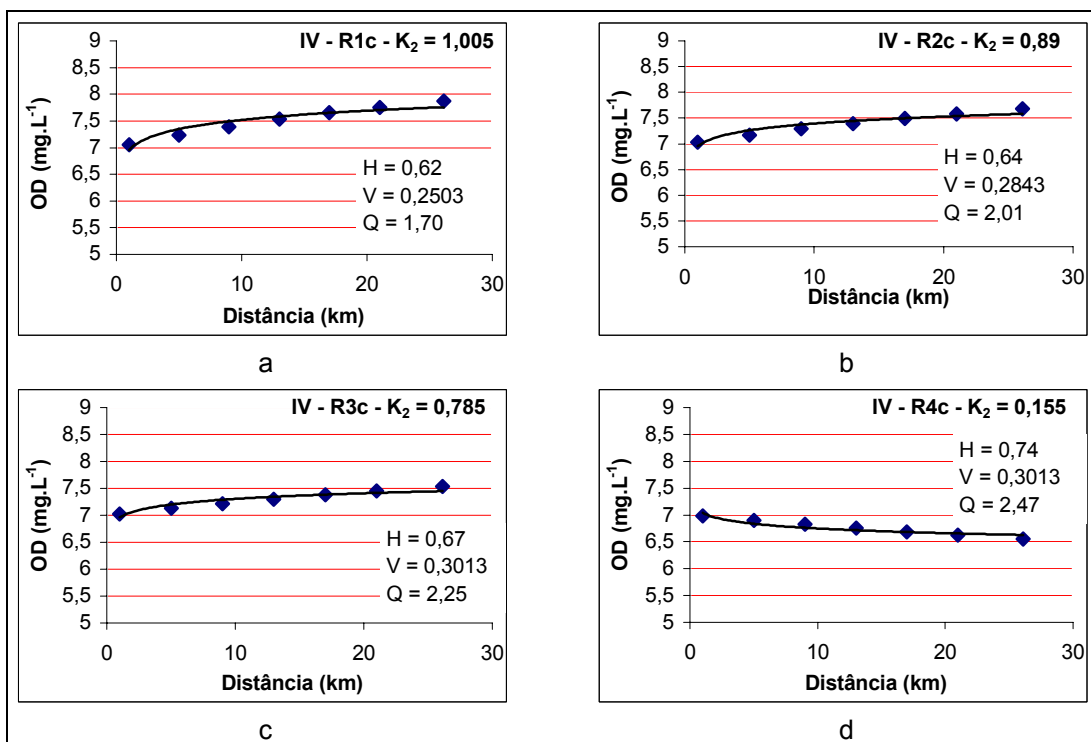


Figura 10 - Perfil do OD na água, a jusante do Ponto IV, em quatro repetições, no período chuvoso

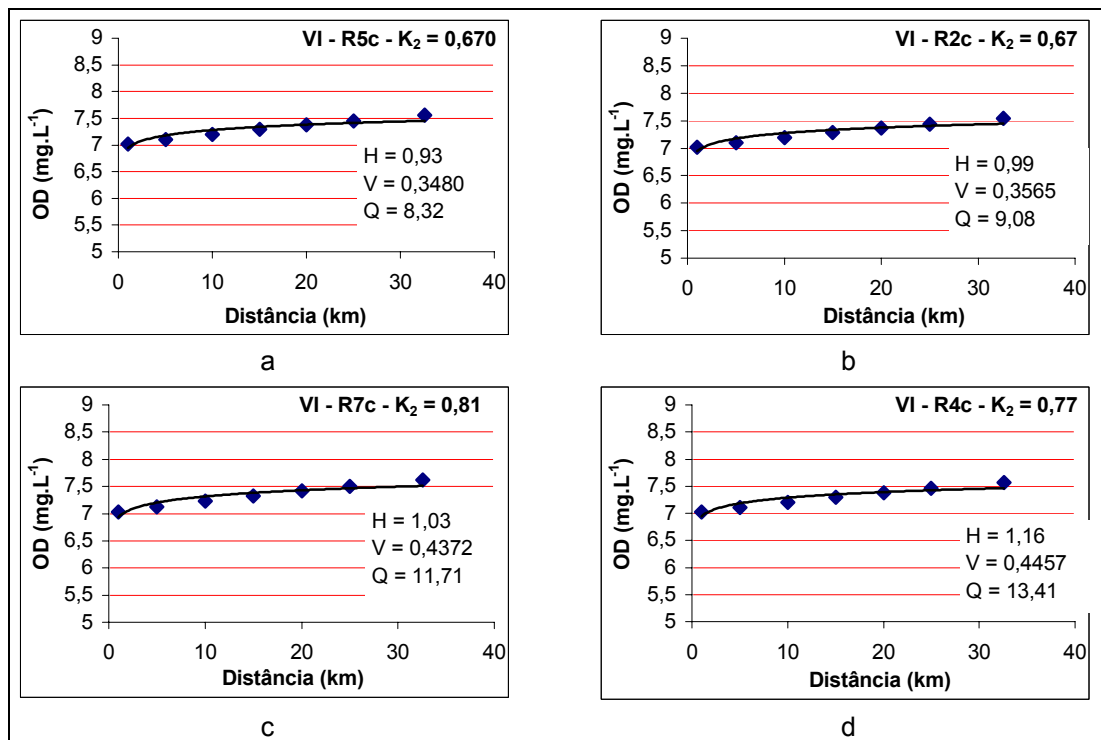


Figura 11 - Perfil do OD na água, a jusante do Ponto VI, em quatro repetições, no período chuvoso

A Figura 7, nas repetições (a) e (b), apresentou curvas quase paralelas ao eixo das abscissas, ou seja, o balanço de massa para OD indica que as alterações na concentração desse gás é praticamente zero. O consumo de oxigênio foi igual à entrada de oxigênio no meio, podendo-se dizer que a desoxigenação foi igual à reaeração.

Observou-se na Figura 10 (d) que a curva foi descendente, ou seja, o consumo de OD foi maior que a entrada deste no meio. A relação L_0/D_0 é maior que a relação K_2/K_1 , e o tempo crítico será positivo. A partir do ponto de lançamento haverá uma queda no oxigênio dissolvido, originando um déficit crítico superior ao inicial.

4.3.4. Calibração da equação potencial de K_2

Pela análise de Regressão Não Linear foram obtidos os seguintes coeficientes para ajuste da Equação 55, para os três trechos estudados do Rio Pomba, conforme está apresentado no Quadro 22.

Quadro 22 - Valores dos parâmetros da equação potencial (Eq. 55), obtidos por Regressão Não Linear, para os três trechos estudados do Rio Pomba

	Período Seco			Período Chuvoso		
	II	IV	VI	II	IV	VI
a	0,1562	1,4009	0,7821	0,1353	0,2161	1,8022
b	0,2894	2,7401	0,1784	1,5010	2,6383	0,9962
c	2,6684	5,9672	0,6701	3,5582	10,7787	0,4756
r²	0,80	0,89	0,01*	0,91	0,95	1,00

*Não houve bom ajuste do modelo potencial aos dados obtidos.

Em caso de estudos futuros tais equações estimadas podem servir para se calcular o coeficiente de reaeração para os trechos estudados.

Somente o trecho a jusante do Ponto VI não foi ajustada a equação.

5. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos e discutidos anteriormente, chegou-se às seguintes conclusões:

O Índice de Qualidade da Água (IQA) no período seco foi, no geral, maior do que no período chuvoso, o que caracterizou melhor qualidade de água no período de menor índice pluviométrico no trecho estudado da Bacia do Rio Pomba.

O aumento da vazão no trecho estudado do Rio Pomba, decorrente da precipitação, trouxe decréscimo na qualidade da água, sendo que a variável sólidos totais foi a de maior influência nesses resultados.

O valor do coeficiente de desoxigenação (K_1) foi baixo em todos os trechos estudados, indicando ser o material orgânico presente nas águas, dos três trechos estudados do Rio Pomba, de qualidade semelhante e de baixa biodegradabilidade.

O coeficiente de reaeração (K_2) foi maior no trecho de maior turbulência das águas e ambiente de relevo montanhoso.

Mesmo com lançamento de esgoto doméstico bruto diretamente no curso d'água, o Rio Pomba, na maioria dos trechos estudados, se mantém em nível aceitável de concentração de OD para a vida aquática, mantendo-se na condição Classe 2 de qualidade de cursos d'água, segundo a Resolução CONAMA N° 357/2005.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

AZEVEDO NETTO, J. M.; ARAÚJO, R.; FERNANDEZ, M. F.; ITO, A. E. **Manual de hidráulica**. 8^a ed.: Edgard Blücher, 1998.

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

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.

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.

EPA – Environmental Protection Agency. **Rates, constants, and kinetics formulation in surface water quality modeling**. Athens: EPA, 2^a ED, 1985. 455p.

- FERREIRA JÚNIOR, O. **GPS TrackMaker Professional**. Belo Horizonte: GTM PRO, V. 3.8. (Programa de computador)
- FRITZSONS, E.; HINDI, E. C.; MANTOVANI, L. E.; RIZZI, N. E. **As alterações da qualidade da água do Rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental**. Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. Vol. 8, Nº 4, 239-248, 2003.
- 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.
- GENEREUX, D. P. e HEMOND, H. F. **Determination on Gas Exchange Rate Constants for a Small Stream on Walker Branch Watershed**. Tennessee: Water Resources Research, 28 (9). 2365 – 2374, 1992.
- 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.
- GÓES, N. V. **Controle da poluição na bacia do São Bartolomeu: o caso de esgotos sanitários do Vale do Amanhecer**. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, 1997. Projeto Final de Graduação.
- 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.
- JAMES, A. e ELLIOT, D.J. **The Modelling of Storm Water Pollution.: Modelling, Measuring and Prediction**. Southampton: Computational Mechanics Publications, 1991.

- LIMA, E. B. N. R. **Modelagem Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá**. Rio de Janeiro: COPPE-UFRJ, 2001. Dissertação de Doutorado.
- LOUREIRO, M.A.M. **Estudo da Qualidade da Água na Bacia do Riacho Fundo**. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, 1996. Projeto Final de Graduação.
- MATOS, A.T. **Qualidade do solo e da água**. Série Caderno Didático n. 33. Viçosa: DEA-UFV, 2004a.
- MATTOS, A. R. **Índice de Qualidade de Águas para Bacia do Rio das Velhas. Aspectos Metodológicos e Avaliação Qualitativa do Ambiente**. Belo Horizonte: UFMG, 1998. Dissertação de Mestrado.
- ORLOB, G.T. **Water Quality Modelling for Decision Making**. Journal of Water Resources Planning and Management, V. 118, n. 3. 1992.
- 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.
- SANTIAGO, S. B. **História do município de Rio Pomba**. Belo Horizonte: Imprensa Oficial, 1991.
- 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.
- SIQUEIRA, E.Q. e CUNHA, A.C. **O Cálculo do Coeficiente de Reaeração no Modelo QUAL2E – Estudo de Caso: Rio Meia Ponte – GO**. Vitória: Anais do XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 1997.

SOUZA, M.A.A. e POVINELLI, J. **Sobre as Influências no Coeficiente de Desoxigenação**. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 1975. Dissertação de Mestrado.

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.

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.

ANEXOS

Anexo 2 - Planilha de cálculo da área da seção transversal do curso d'água e cálculo da vazão do curso d'água em um trecho do Rio Pomba

II		Trapézio		Q
Larg.	Prof.	A = ((Pant+Ppost)/2)*(Lant-Lpost)		m ³ .s ⁻¹
0	0,00	0-1	0,06	v = 0,1951 m.s ⁻¹
1	-0,12	1-2	0,22	A = 1,84 m ²
2	-0,31	2-3	0,34	Q = 0,36 m ³ .s ⁻¹
3	-0,36	3-4	0,51	
4	-0,66	4-5	0,50	
5	-0,33	5-6	0,22	
6	-0,11	6-6,1	0,01	
6,1	0,00	m ²	1,84	

IV		Trapézio		Q
Larg.	Prof.	A = ((Pant+Ppost)/2)*(Lant-Lpost)		m ³ .s ⁻¹
0	0,00	0-1	0,09	v = 0,2163 m.s ⁻¹
1	-0,17	1-2	0,27	A = 6,29 m ²
2	-0,37	2-3	0,48	Q = 1,36 m ³ .s ⁻¹
3	-0,58	3-4	0,61	
4	-0,64	4-5	0,75	
5	-0,86	5-6	0,91	
6	-0,96	6-7	0,91	
7	-0,85	7-8	0,76	
8	-0,67	8-9	0,65	
9	-0,63	9-10	0,52	
10	-0,41	10-11	0,32	
11	-0,22	11-11,4	0,04	
11,4	0,00	m ²	6,29	

Anexo 3 - Planilha para cálculo do Índice relativo a coliformes termotolerantes, em três trechos do Rio Pomba

seg11jul	(CF) - q1	Am	CT		CF		TABELA	DILUIÇÃO	CF	LCF	q1
			Gde	Pqn	Gde	Pqn			NMP/100 mL	$LCF = \log_{10} CF$	
		I	2	0	0	0	0,00	100	0,00	#NÚM!	100,00
III	48	20	10	5	16,60	100	1.660,00	3,22	17,16		
V	49	30	40	5	85,70	100	8.570,00	3,93	8,71		

seg25jul	(CF) - q1	Am	CT		CF		TABELA	DILUIÇÃO	CF	LCF	q1
			Gde	Pqn	Gde	Pqn			NMP/100 mL	$LCF = \log_{10} CF$	
		I	5	0	0	0	0,00	100	0,00	#NÚM!	100,00
III	49	26	11	1	12,20	100	1.220,00	3,09	19,17		
V	49	47	40	6	88,20	100	8.820,00	3,95	8,59		

seg8ago	(CF) - q1	Am	CT		CF		TABELA	DILUIÇÃO	CF	LCF	q1
			Gde	Pqn	Gde	Pqn			NMP/100 mL	$LCF = \log_{10} CF$	
		I	5	0	0	0	0,00	100	0,00	#NÚM!	100,00
III	44	20	8	1	8,60	100	860,00	2,93	21,61		
V	42	27	37	3	69,10	100	6.910,00	3,84	9,60		

seg29ago	(CF) - q1	Am	CT		CF		TABELA	DILUIÇÃO	CF	LCF	q1
			Gde	Pqn	Gde	Pqn			NMP/100 mL	$LCF = \log_{10} CF$	
		I	3	0	0	0	0,00	100	0,00	#NÚM!	100,00
III	39	15	5	1	6,30	100	630,00	2,80	23,91		
V	38	25	30	1	45,50	100	4.550,00	3,66	11,51		

Anexo 4 - Planilha para cálculo do Índice relativo a pH, em três trechos do Rio Pomba

seg11jul	(pH) - q2	Am	pH	q2
		I	6,50	72,83
		III	6,60	77,31
		V	6,35	66,43
seg25jul	(pH) - q2	Am	pH	q2
		I	6,47	71,52
		III	6,51	73,27
		V	6,31	64,78
seg8ago	(pH) - q2	Am	pH	q2
		I	6,42	69,37
		III	6,31	64,78
		V	6,36	66,84
seg29ago	(pH) - q2	Am	pH	q2
		I	6,46	71,09
		III	6,52	73,71
		V	6,37	67,26

Anexo 5 - Planilha para cálculo do Índice relativo a DBO, em três trechos do Rio Pomba

seg1jul	(DBO) - q3	Am	f _{TS}	Dia 0		Dia 5				DBO	q3
				Vg _{TS}	OD	Vg _{TS}	OD	Vf	Va		
				mL	mg.L ⁻¹	mL	mg.L ⁻¹	mL		mg.L ⁻¹	
I	0,968			8,4	8,13	8,1	7,84	300,0	20	1,65	84,62
III				7,4	7,16	7,0	6,78	278,0	20	3,07	72,44
V				6,6	6,39	6,0	5,81	295,5	20	5,95	52,51
Br				8,5	8,23	8,3	8,03	300,0			
seg25jul	(DBO) - q3	Am	f _{TS}	Dia 0		Dia 5				DBO	q3
				Vg _{TS}	OD	Vg _{TS}	OD	Vf	Va		
				mL	mg.L ⁻¹	mL	mg.L ⁻¹	mL		mg.L ⁻¹	
I	0,901			8,2	7,39	7,8	7,03	293,0	20	2,92	73,66
III				8,0	7,21	7,5	6,76	310,0	20	4,33	63,01
V				7,2	6,49	6,5	5,86	275,0	20	6,60	48,81
Br				8,2	7,39	8,0	7,21	305,0			
seg8ago	(DBO) - q3	Am	f _{TS}	Dia 0		Dia 5				DBO	q3
				Vg _{TS}	OD	Vg _{TS}	OD	Vf	Va		
				mL	mg.L ⁻¹	mL	mg.L ⁻¹	mL		mg.L ⁻¹	
I	0,953			8,4	8,01	8,0	7,62	299,0	20	2,90	73,80
III				7,7	7,34	7,2	6,86	300,0	20	4,33	63,00
V				7,3	6,96	6,7	6,39	305,0	20	5,80	53,41
Br				8,5	8,10	8,3	7,91	284,0			
seg29ago	(DBO) - q3	Am	f _{TS}	Dia 0		Dia 5				DBO	q3
				Vg _{TS}	OD	Vg _{TS}	OD	Vf	Va		
				mL	mg.L ⁻¹	mL	mg.L ⁻¹	mL		mg.L ⁻¹	
I	0,972			8,4	8,16	8,0	7,78	298,0	20	2,97	73,25
III				8,0	7,78	7,4	7,19	310,0	20	5,97	52,39
V				7,7	7,48	7,0	6,80	278,5	20	7,02	46,56
Br				8,5	8,26	8,3	8,07	285,0			

Anexo 6 - Planilha para cálculo do Índice relativo a nitrato, em três trechos do Rio Pomba

seg11jul	(NO ₃) - q2	Am	NO ₃	q4
			mg.L ⁻¹	
		I	0,00	100,00
		III	0,00	100,00
V	0,00	100,00		
seg25jul	(NO ₃) - q2	Am	NO ₃	q4
			mg.L ⁻¹	
		I	0,00	100,00
		III	0,00	100,00
V	0,00	100,00		
seg8ago	(NO ₃) - q2	Am	NO ₃	q4
			mg.L ⁻¹	
		I	0,00	100,00
		III	0,00	100,00
V	0,00	100,00		
seg29ago	(NO ₃) - q2	Am	NO ₃	q4
			mg.L ⁻¹	
		I	0,00	100,00
		III	0,00	100,00
V	0,00	100,00		

Anexo 7 - Planilha para cálculo do Índice relativo a fosfato, em três trechos do Rio Pomba

	P	ABS		
	mg.L ⁻¹			
Curva Padrão	0,0	0		
	0,2	0,013		a = 16,286
	0,4	0,021		b = 0,0114
	0,6	0,036		Ci de P
	0,8	0,049		C de P
	1,0	0,061		mg.L ⁻¹
Amostras		Diluição	D	Ci = a . x + b
	Br	0,000	1	C=(Ci*D)-Br
	I	0,000	1	0,011
	III	0,005	1	0,093
	V	0,003	1	0,060

Curva Padrão de P $y = 16,286x + 0,0114$
 $R^2 = 0,9958$

Caso haja um valor de leitura que extrapola os valores da curva, fazer diluição no momento.

				$P=(C \cdot Vd)/Vam$ fc=3,06 (de P → PO ₄)				
seg11jul	(PO ₄) - q5	Am	Vd	Vam	C	P	PO ₄	q5
		mL		mg.L ⁻¹				
	I	25	10		0,000	0,000	0,00	99,99
	III	25	10		0,081	0,204	0,62	52,24
	V	25	10		0,049	0,122	0,37	64,95

Anexo 8 - Planilha para cálculo do Índice relativo a variação de temperatura, em três trechos do Rio Pomba

seg11jul	(T) - q6	Am	Hora	T _{montante}	T _{mistura}	ΔT	q6
				°C			
		I	7:00	16,5	16,5	0,0	93,00
		III	7:40	16,5	16,5	0,0	93,00
		V	8:10	17,0	17,0	0,0	93,00

seg25jul	(T) - q6	Am	Hora	T _{montante}	T _{mistura}	ΔT	q6
				°C			
		I	8:24	18,0	18,0	0,0	93,00
		III	9:10	18,0	18,0	0,0	93,00
		V	9:30	18,5	18,5	0,0	93,00

seg8ago	(T) - q6	Am	Hora	T _{montante}	T _{mistura}	ΔT	q6
				°C			
		I	7:35	16,0	16,0	0,0	93,00
		III	8:25	16,5	16,5	0,0	93,00
		V	9:00	16,5	16,5	0,0	93,00

seg29ago	(T) - q6	Am	Hora	T _{montante}	T _{mistura}	ΔT	q6
				°C			
		I	7:20	16,5	16,5	0,0	93,00
		III	8:05	17,0	17,0	0,0	93,00
		V	8:40	17,0	17,0	0,0	93,00

Anexo 9 - Planilha para cálculo do Índice relativo a turbidez, em três trechos do Rio Pomba

seg1jul	(Tu) - q7	Am	Tu	q7
			UNT	
		I	4,205	87,09
		III	42,000	42,48
		V	46,000	39,82
seg25jul	(Tu) - q7	Am	Tu	q7
			UNT	
		I	4,487	86,42
		III	36,000	46,97
		V	42,000	42,48
seg8ago	(Tu) - q7	Am	Tu	q7
			UNT	
		I	3,587	88,62
		III	40,000	43,91
		V	47,000	39,19
seg29ago	(Tu) - q7	Am	Tu	q7
			UNT	
		I	3,485	88,89
		III	51,000	36,82
		V	55,000	34,66

Anexo 10 - Planilha para cálculo do Índice relativo a sólidos totais, em três trechos do Rio Pomba

seg11jul	(ST) - q8	Am	Vam	P1	P2	ST	q8
			mL	g		mg.L ⁻¹	
		I	100	94,8892	94,8901	9,00	82,36
		III	100	120,1902	120,1930	28,00	85,48
		V	100	113,7529	113,7615	86,00	85,80
seg25jul	(ST) - q8	Am	Vam	P1	P2	ST	q8
			mL	g		mg.L ⁻¹	
		I	100	94,8892	94,8910	18,00	84,12
		III	100	120,1902	120,1931	29,00	85,59
		V	100	113,7529	113,7620	91,00	85,47
seg8ago	(ST) - q8	Am	Vam	P1	P2	ST	q8
			mL	g		mg.L ⁻¹	
		I	100	94,8892	94,8900	8,00	82,13
		III	100	120,1902	120,1924	22,00	84,73
		V	100	113,7529	113,7597	68,00	86,66
seg29ago	(ST) - q8	Am	Vam	P1	P2	ST	q8
			mL	g		mg.L ⁻¹	
		I	100	94,8892	94,8897	5,00	81,39
		III	100	120,1902	120,1917	15,00	83,59
		V	100	113,7529	113,7588	59,00	86,84

Anexo 11 - Planilha para cálculo do Índice relativo a oxigênio dissolvido, em três trechos do Rio Pomba

seg11ul		T _{amb}		Alt	Yg	f _{ts}	OD	ODs	ODs'	PSO	OD	y				
E	Z	°C	m	m	mL		mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹		%	q ₉	y ₁	y ₂	y ₃	y ₄	y ₅
I	III	16,5	616	8,1	8,1	0,96	7,84	9,7	9,1	86,38	90,89	1,293208388	3,331930885	2,641175475	2,138312095	-2,138312095
III		16,5	500	7,8	7,8	0,96	7,55	9,7	9,2	82,11	86,96	1,233494321	3,091424743	2,482307585	1,71056104	-1,71056104
V		17,5	439	7,3	7,3	0,96	7,07	9,5	9,1	77,98	82,86	1,175846986	2,859761742	2,3301737	1,297614514	-1,297614514
seg25ul																
		T _{amb}		Alt	Yg	f _{ts}	OD	ODs	ODs'	PSO	OD	y				
E	Z	°C	m	m	mL		mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹		%	q ₉	y ₁	y ₂	y ₃	y ₄	y ₅
I	III	18,0	616	8,8	8,8	0,901	7,93	9,4	8,8	90,19	93,99	1,346418145	3,545223204	2,782204252	2,519470952	-2,519470952
III		18,0	500	8,2	8,2	0,901	7,39	9,4	8,9	82,96	87,77	1,245362563	3,139118753	2,514363527	1,7955771	-1,7955771
V		18,5	439	7,8	7,8	0,901	7,03	9,3	8,9	79,20	84,09	1,192300555	2,928494547	2,375449167	1,420132883	-1,420132883
seg3ago																
		T _{amb}		Alt	Yg	f _{ts}	OD	ODs	ODs'	PSO	OD	y				
E	Z	°C	m	m	mL		mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹		%	q ₉	y ₁	y ₂	y ₃	y ₄	y ₅
I	III	16,0	616	8,2	8,2	0,957	7,81	9,8	9,2	85,16	89,81	1,276193534	3,263016854	2,596078852	2,01642933	-2,01642933
III		16,5	500	8,4	8,4	0,957	8,01	9,7	9,2	87,05	91,46	1,302535587	3,368875677	2,685896614	2,205125985	-2,205125985
V		16,5	439	7,5	7,5	0,957	7,15	9,7	9,3	77,20	82,07	1,164986648	2,81611818	2,301332805	1,219816393	-1,219816393
seg23ago																
		T _{amb}		Alt	Yg	f _{ts}	OD	ODs	ODs'	PSO	OD	y				
E	Z	°C	m	m	mL		mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹		%	q ₉	y ₁	y ₂	y ₃	y ₄	y ₅
I	III	16,5	616	8,8	8,8	0,972	8,55	9,7	9,1	94,24	96,76	1,402838402	3,771947002	2,93738882	2,923613195	-2,923613195
III		16,5	500	8,3	8,3	0,972	8,07	9,7	9,2	87,73	92,04	1,312008288	3,406942824	2,691003289	2,272981861	-2,272981861
V		17,5	439	7,5	7,5	0,972	7,29	9,5	9,1	80,44	85,33	1,210291556	2,998181538	2,421410284	1,544352118	-1,544352118

Anexo 12 - Planilha para determinação do coeficiente de desoxigenação (K_1) nos trechos estudados do Rio Pomba

Seq.	Data	Branco				Local: VI - após Rio Pomba				DBO					
		Vgb (mL)	ODb (mg.L ⁻¹)	Vfb (mL)	Vfb (mL)	Vga (mL)	ODa (mg.L ⁻¹)	Vfa (mL)	Va (mL)	Y observado (mg.L ⁻¹)	Ŷ estimado (mg.L ⁻¹)	(Yobs-Ŷest) ²	Y.Ŷ	Y ²	Ŷ ²
		L ₀ = 12,32 mg.L ⁻¹				K ₁ = 0,14 d ⁻¹									
0	1 Seg	8,40	8,01	8,20	7,81	8,20	7,81	300,0	20,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1	2 Ter	8,30	7,91	8,05	7,67	8,05	7,67	300,0	20,0	0,76	0,64	1,18	0,58	2,43	
2	3 Qua	8,30	7,91	8,00	7,62	8,00	7,62	299,5	20,0	1,51	1,98	4,41	2,29	8,51	
3	4 Qui	8,20	7,81	7,80	7,43	7,80	7,43	302,0	20,0	3,03	1,17	12,43	9,16	16,86	
4	5 Sex	8,10	7,72	7,50	7,15	7,50	7,15	278,4	20,0	5,70	0,30	29,31	32,45	26,47	
5	6 Sáb	8,15	7,77	7,55	7,20	7,55	7,20	301,0	20,0	5,88	0,03	35,60	34,59	36,63	
7	8 Seg	8,15	7,77	7,45	7,10	7,45	7,10	287,3	20,0	7,24	0,09	54,55	52,39	56,80	
9	10 Qua	8,10	7,72	7,20	6,86	7,20	6,86	287,0	20,0	9,78	1,23	84,77	95,60	75,16	
11	12 Sex	8,00	7,62	7,10	6,77	7,10	6,77	313,0	20,0	10,63	1,19	101,31	112,90	90,90	
13	14 Dom	7,80	7,43	6,90	6,58	6,90	6,58	285,6	20,0	10,46	0,07	108,66	109,46	103,92	
15	16 Ter	7,85	7,48	6,95	6,62	6,95	6,62	307,0	20,0	10,76	0,00	115,15	115,87	114,44	
17	18 Qui	7,70	7,34	6,75	6,43	6,75	6,43	297,5	20,0	11,30	0,05	125,22	127,67	122,81	
19	20 Sáb	7,50	7,15	6,55	6,24	6,55	6,24	277,5	20,0	10,77	0,36	122,57	116,10	129,40	
21	22 Seg	7,40	7,05	6,50	6,19	6,50	6,19	306,0	20,0	10,94	0,58	125,74	117,52	134,54	
23	Qua		0,00		0,00		0,00								
25	Sex		0,00		0,00		0,00								
										98,66	7,68	918,88	926,57	918,88	
												r _Ŷ =	0,99		
												r ² _Ŷ =	0,97		

Anexo 13 - Planilha para cálculo do coeficiente de reaeração (K_2), pela equação de Streeter-Phelps (1925), nos trechos estudados do Rio Pomba

Determinação de K_2 no Período Seco (R1), pela equação de Streeter-Phelps (1925).						
II	Alt	613	m	t	d	Ct
	Temp	18,1	°C	dias	km	mg.L ⁻¹
	Co	7,00	mg.L ⁻¹	0,05	1	7,02
	Lo	12,07	mg.L ⁻¹	0,56	12	7,23
	Ct	7,55	mg.L ⁻¹	1,13	24	7,39
	V_{vel}	0,2461	m.s ⁻¹	1,83	38,8	7,55
	k1	0,15	d ⁻¹	2,35	50	7,64
	k1'	0,14	d ⁻¹	3,29	70	7,79
	Cs	9,39	mg.L ⁻¹	4,70	100	7,97
	Cs'	8,78	mg.L ⁻¹			
	Do	1,78	mg.L ⁻¹			
	k2'	1,22	d ⁻¹			
k2	1,280	d ⁻¹				
IV	Alt	499	m	t	d	Ct
	Temp	17,6	°C	dias	km	mg.L ⁻¹
	Co	7,00	mg.L ⁻¹	0,04	1	7,00
	Lo	5,79	mg.L ⁻¹	0,40	9	7,01
	Ct	7,07	mg.L ⁻¹	0,80	18	7,04
	V_{vel}	0,2588	m.s ⁻¹	1,18	26,4	7,07
	k1	0,15	d ⁻¹	2,24	50	7,20
	k1'	0,14	d ⁻¹	3,13	70	7,33
	Cs	9,49	mg.L ⁻¹	4,47	100	7,54
	Cs'	8,99	mg.L ⁻¹			
	Do	1,99	mg.L ⁻¹			
	k2'	0,41	d ⁻¹			
k2	0,430	d ⁻¹				
VI	Alt	431	m	t	d	Ct
	Temp	17,9	°C	dias	km	mg.L ⁻¹
	Co	7,00	mg.L ⁻¹	0,03	1	7,02
	Lo	5,88	mg.L ⁻¹	0,31	10	7,19
	Ct	7,55	mg.L ⁻¹	0,63	20	7,35
	V_{vel}	0,3692	m.s ⁻¹	1,09	34,7	7,55
	k1	0,14	d ⁻¹	1,57	50	7,71
	k1'	0,12	d ⁻¹	2,19	70	7,87
	Cs	9,43	mg.L ⁻¹	3,13	100	8,05
	Cs'	9,00	mg.L ⁻¹			
	Do	2,00	mg.L ⁻¹			
	k2'	0,69	d ⁻¹			
k2	0,730	d ⁻¹				

Anexo 14 - Planilha para estimativa dos parâmetros de k_2 para os três trechos do Rio Pomba, nos diversos períodos

Regressão Não-linear, usando o SOLVER, para ajuste da Equação de K_2 .								
Trecho:	A jusante de II							
Período:	Seco							
n =	4							
a =	0,1562							
b =	0,2894							
c =	2,6684							
$k_2 = a \times V^b \times P^{-c}$								
Rep	V	P	Y K ₂ obs	Ŷ K ₂ est	(Yobs-Ŷest) ²	Y.Ŷ	Y ²	Ŷ ²
1	0,2461	0,4000	1,2240	1,2002	0,0006	1,4691	1,4982	1,4406
2	0,2206	0,3800	1,1000	1,3334	0,0545	1,4667	1,2100	1,7780
3	0,2036	0,3500	1,8700	1,6225	0,0613	3,0341	3,4969	2,6325
4	0,1951	0,3200	1,9800	2,0355	0,0031	4,0303	3,9204	4,1433
		Σ	6,1740	6,1916	0,1194	10,0002	10,1255	9,9943
							r _{ŶŶ} =	0,90
							r ² _{ŶŶ} =	0,80