IURI MACHADO NAHON

SISTEMA DE APOIO À ANÁLISE DE OUTORGA DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES PARA A VARIÁVEL DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO: ESTUDO DE CASO DA BACIA DO ALTO IGUAÇU

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

Orientadora: Prof.ª Dra. Regina Tiemy Kishi

Co-orientador: Prof. Dr. Cristovão Vicente Scapulatempo Fernandes

CURITIBA

2006

Livros Grátis

http://www.livrosgratis.com.br

Milhares de livros grátis para download.

IURI MACHADO NAHON

SISTEMA DE APOIO À ANÁLISE DE OUTORGA DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES PARA A VARIÁVEL DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO: ESTUDO DE CASO DA BACIA DO ALTO IGUAÇU

CURITIBA

2006

Dedico

À minha família e namorada,

pelo carinho, incentivo e paciência...

AGRADECIMENTOS

A Deus, por tudo.

À minha família, por todo o apoio que me deu durante esse período tão importante de minha vida, sendo indescritível tudo que eles fizeram por mim. Esse agradecimento é em especial aos meus pais (Marcos Nahon e Graça Nahon), avós (Leonor Machado e minha saudosa avó Flora Alves) e irmã (Samantha Nahon).

À minha orientadora Regina Tiemy Kishi, pela sua orientação, ensinamentos, dedicação e amizade.

Ao meu co-orientador Cristóvão Scapulatempo Fernandes, pelo incentivo, companheirismo, ensinamentos e confiança.

À banca examinadora, pela aceitação ao convite e sugestões recomendadas.

A todos os professores do PPGERHA, pelos ensinamentos e cooperações neste estudo.

À Ana Teresa, pelas suas importantíssimas colaborações com o software ArcView.

À Luiza Ribeiro e Nicole Brassac, pela força e contribuições na pesquisa.

À Marianne Schaefer, Heloíse Knapik, Fernando Machado, Maria Cristina Marin, Thaís Ferreira, Letícia Masini e a todos do "Projeto Enquadramento", pelas dicas, colaborações e amizade.

A CAPES, pela bolsa de pesquisa.

A FINEP, pelo apoio financeiro dados aos projetos que este trabalho fez parte.

À minha namorada Sabrina Calvo, pelo amor, carinho, incentivo e compreensão.

Ao meu grande amigo e irmão Breno Marques, pelo companheirismo e grande apoio.

Aos meus amigos conquistados aqui em Curitiba (em especial ao Rafael Tozzi, Carolina Caron, Samuel Barbosa, Henrique Luvison, Fabíola Formiga, Anderson Nascimento e Diego Caves), pelo imensurável apoio em todos os momentos.

Aos meus primos e amigos de Belém, pelo incentivo e confiança.

E a todos que colaboraram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

“Se alguém pensa saber tudo,

é porque não aprendeu como convém saber”

Shakespeare

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS ..... **ix**

LISTA DE TABELAS ..... **xii**

LISTA DE SIGLAS ..... **xiv**

LISTA DE SÍMBOLOS ..... **xvi**

RESUMO ..... **xviii**

ABSTRACT ..... **xix**

1 INTRODUÇÃO **1**

1.1 OBJETIVOS 7

1.1.1 Objetivo geral 7

1.1.2 Objetivos específicos 7

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA **8**

2.1 SITUAÇÃO DAS OUTORGAS PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES NO BRASIL 8

2.1.1 Bahia 11

2.1.2 Minas Gerais 13

2.1.3 Paraná 15

2.2 SITUAÇÃO DAS OUTORGAS PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES NO MUNDO 17

2.2.1 Europa 18

2.2.2 Canadá 28

2.2.3 Estados Unidos 33

2.3 COMPORTAMENTO DOS CORPOS HÍDRICOS RECEPTORES DE CARGA ORGÂNICA 45

2.3.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio 50

2.3.2 Oxigênio Dissolvido 52

2.3.3 Modelagem Matemática da Qualidade da Água 57

2.3.4 Formas de Controle da Poluição por Matéria Orgânica 64

2.4 ESTUDOS DE CASO SOBRE ANÁLISES TÉCNICAS DE OUTORGA NO BRASIL 66

2.4.1 Manual de Outorgas de Uso de Recursos Hídricos do Estado do Paraná 66

2.4.2 Sistema Quali-Quantitativo de Análise de Outorgas – SQAO 68

2.4.3 Modelo RM1 70

2.4.4 Outros estudos relacionados à outorga de lançamento de efluentes 71

3 ÁREA DE ESTUDO 75

3.1 REDE DE MONITORAMENTO 78

3.2 DEMOGRAFIA URBANA 79

3.3 USOS E OCUPAÇÃO DO SOLO 80

3.4 SANEAMENTO AMBIENTAL E QUALIDADE DAS ÁGUAS 81

3.4.1 Estudo realizado com modelo de qualidade de água 83

4 METODOLOGIA 86

4.1 SISTEMA DE APOIO À ANÁLISE DE OUTORGA DE LANÇAMENTO DE EFLUENTE 86

4.1.1 Vazão apropriada para diluição com relação à DBO_5 88

4.1.2 Análise do OD 90
4.1.3 Dados do sistema 91
4.1.4 Software 96
4.2 VERIFICAÇÃO DO SISTEMA 96
4.2.1 Fontes Pontuais 98
4.3 APLICAÇÃO DO SISTEMA 100
4.3.1 Cenários 100
4.3.2 Dados da área de estudo 101
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES 107
5.1 RESULTADOS DA VERIFICAÇÃO DO SISTEMA 107
5.1.1 Análise do MS na área de estudo (análise preliminar) 107
5.1.2 Análise dos parâmetros do MS 108
5.1.3 Análise dos erros na velocidade média 112
5.2 APLICAÇÃO DO SISTEMA 113
5.2.1 Vazão de referência 114
5.2.2 Curvas de descargas 116
5.2.3 Resultados dos Cenários 118
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 135
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 139
ANEXOS 148

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - ESTRUTURA DO SISTEMA DE ESGOTAMENTO URBANO (EFLUENTES DOMÉSTICOS E ALGUNS INDUSTRIAIS) NA EUROPA 20
FIGURA 2 - GERENCIAMENTO INTEGRADO DA QUALIDADE DA ÁGUA NA UNIÃO EUROPÉIA 22
FIGURA 3 - PERFIL LONGITUDINAL DO PROCESSO DE AUTODEPURAÇÃO 49
FIGURA 4 – ESCALA DE TAMANHO DAS PARTÍCULAS 52
FIGURA 5 – BALANÇO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO MEIO AQUÁTICO 53
FIGURA 6 – LOCALIZAÇÃO DA BACIA DO ALTO IGUAÇU 75
FIGURA 7 – SUBACIAS DO ALTO IGUAÇU E ESTAÇÕES DE MONITORAMENTO UTILIZADAS NO ESTUDO 76
FIGURA 8 – ESTAÇÕES DE MONITORAMENTO NA BACIA DO ALTO IGUAÇU 79
FIGURA 9 – PRINCIPAIS USOS E OCUPAÇÃO DO SOLO DA BACIA DO ALTO IGUAÇU 81
FIGURA 10 – CALIBRAÇÃO DAS VAZÕES PARA O CENÁRIO ENCONTRADO NAS COLETAS DE CAMPO 84
FIGURA 11 – CALIBRAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DBO_5 PARA O CENÁRIO DE VAZÃO ENCONTRADO NAS COLETAS DE CAMPO 85
FIGURA 12 - FLUXOGRAMA DO SISTEMA DE APOIO À OUTORGA DE LANÇAMENTO DE EFLUENTE 87
FIGURA 13 – ANÁLISE PRELIMINAR - CONCENTRAÇÕES DE DBO_5 COM MESMOS DADOS DO MODELO QUAL2E CALIBRADO 108
FIGURA 14 – ANÁLISE 1 - CONCENTRAÇÕES DE DBO5 GERADAS PELO MODELO DE STREETER-PHELPS (COM K1 = 0,09 DIA-1 E K3 = 0,05 DIA-1) E PELO QUAL2E CALIBRADO 109
FIGURA 15 – ANÁLISE 2 - CONCENTRAÇÕES DE DBO5 GERADAS PELO MODELO DE STREETER-PHELPS (COM K1 = 0,09 DIA-1 E K3 = 0,18 DIA-1) E PELO QUAL2E CALIBRADO 110
FIGURA 16 – ANÁLISE 3 - CONCENTRAÇÕES DE DBO5 GERADAS PELO MODELO DE STREETER-PHELPS (COM K1 = 0,09 DIA-1 E K3 = 1,15 DIA-1) E PELO QUAL2E CALIBRADO 110
FIGURA 17 – ANÁLISE 4 - CONCENTRAÇÕES DE DBO5 GERADAS PELO MODELO DE STREETER-PHELPS (COM K1 = 0,09 DIA-1 E K3 = 4,65 DIA-1) E PELO QUAL2E CALIBRADO 111
FIGURA 18 – ANÁLISE 5 - CONCENTRAÇÕES DE DBO_5 COM MESMOS COEFICIENTES DE DECAIMENTO E 15% DE ERRO NA VELOCIDADE MÉDIA 112

FIGURA 19 – ANÁLISE 6 - CONCENTRAÇÕES DE DBO5 COM MESMOS COEFICIENTES DE DECAIMENTO E 50% DE ERRO NA VELOCIDADE MÉDIA..... 113
FIGURA 20 - CURVA DE PERMANÊNCIA NA ESTAÇÃO GUAJUVIRA..... 115
FIGURA 21 – COMPARAÇÃO ENTRE AS VAZÕES CALCULADAS E ESTIMADAS COM AS GERADAS NO SOFTWARE HG-171 116
FIGURA 22 – COEFICIENTES DE DESCARGA NA ESTAÇÃO PINHAIS 117
FIGURA 23 - COEFICIENTES DE DESCARGA NA ESTAÇÃO PONTE DO UMBARAZINHO 117
FIGURA 24 - COEFICIENTES DE DESCARGA NA ESTAÇÃO GUAJUVIRA 117
FIGURA 25 – VAZÃO APROPRIADA PARA DILUIÇÃO AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO ATUAL DE CARGAS COM VAZÃO $Q_{95\%}$(CENÁRIO 1) 119
FIGURA 26 – CONCENTRAÇÕES DE DBO_5 E OD AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO ATUAL COM VAZÃO $Q_{95\%}$ (CENÁRIO 1) 120
FIGURA 27 – VAZÃO APROPRIADA PARA DILUIÇÃO AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO ATUAL DE CARGAS COM VAZÃO $Q_{95\%}$ APÓS OS TRATAMENTOS NECESSÁRIOS (CENÁRIO 1 COM TRATAMENTO)..... 122
FIGURA 28 – CONCENTRAÇÕES DE DBO_5 E OD AO LONGO DO RIO IGUAÇU APÓS OS DEVIDOS TRATAMENTOS (CENÁRIO 1 COM TRATAMENTO) 123
FIGURA 29 – VAZÃO APROPRIADA PARA DILUIÇÃO AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO ATUAL DE CARGAS COM VAZÃO $Q_{80\%}$ (CENÁRIO 2) 124
FIGURA 30 – CONCENTRAÇÕES DE DBO_5 E OD AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO ATUAL COM VAZÃO $Q_{80\%}$ (CENÁRIO 2) 125
FIGURA 31 – VAZÃO APROPRIADA PARA DILUIÇÃO AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO ATUAL DE CARGAS COM VAZÃO $Q_{80\%}$ APÓS OS TRATAMENTOS NECESSÁRIOS(CENÁRIO 2 COM TRATAMENTO)..... 127
FIGURA 32 – CONCENTRAÇÕES DE DBO_5 E OD AO LONGO DO RIO IGUAÇU APÓS OS DEVIDOS TRATAMENTOS COM VAZÃO $Q_{80\%}$ (CENÁRIO 2 COM TRATAMENTO) 127
FIGURA 33 – VAZÃO APROPRIADA PARA DILUIÇÃO AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO DE CARGAS NO ANO DE 2025 COM VAZÃO $Q_{95\%}$ (CENÁRIO 3) 128
FIGURA 34 – CONCENTRAÇÕES DE DBO_5 E OD AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO DE 2025 COM VAZÃO $Q_{95\%}$ (CENÁRIO 3) 129
FIGURA 35 – VAZÃO APROPRIADA PARA DILUIÇÃO AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO DE CARGAS NO ANO DE 2025 COM VAZÃO $Q_{95\%}$ (CENÁRIO 3 COM TRATAMENTO) 131

FIGURA 36 - CONCENTRAÇÕES DE DBO5 E OD AO LONGO DO RIO IGUAÇU NO CENÁRIO DE 2025 APÓS TRATAMENTO (CENÁRIO 3 COM TRATAMENTO) 131
FIGURA 37 – DISPONIBILIDADE HÍDRICA NO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO DE 2025 COM VAZÃO $Q_{95\%}$ APÓS RETIRADAS DE CARGAS (CENÁRIO 3 COM TRATAMENTO) 132
FIGURA 38 – ANÁLISE DA VAZÃO APROPRIADA PARA DILUIÇÃO PARA AUTORIZAÇÃO DA OUTORGA (CENÁRIO 4) 133
FIGURA 39 – ANÁLISE DO OD PARA AUTORIZAÇÃO DA OUTORGA (CENÁRIO 4) 134

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – EXIGÊNCIAS DAS CONCENTRAÇÕES PARA EFLUENTE BIODEGRADÁVEL E EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO SEGUNDO DIRETIVA 91/271/CEE..... 19
TABELA 2 – EXIGÊNCIAS PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS 26
TABELA 3 - COMPONENTES DE UMA METODOLOGIA INTEGRADA PARA CONTROLE DOS TÓXICOS BASEADOS NA QUALIDADE DA ÁGUA 42
TABELA 4 – VALORES TÍPICOS DO COEFICIENTE DE DESOXIGENAÇÃO, K_1 (dia^{-1}), BASE "e"A 20°C..... 50
TABELA 5 – VELOCIDADES DE SEDIMENTAÇÃO (m/dia) A 20 °C..... 51
TABELA 6 – PRINCIPAIS FENÔMENOS INTERAGENTES NO BALANÇO DO OD..... 54
TABELA 7 - VALORES ASSOCIADOS À DEMANDA DE OXIGÊNIO DA CAMADA BENTÔNICA 55
TABELA 8 - EQUAÇÕES E FAIXAS DE APLICAÇÃO DOS COEFICIENTES DE REAERAÇÃO, K_2 (DIA^{-1}), A 20 °C 56
TABELA 9 – EFICIÊNCIAS TÍPICAS DE SISTEMAS DE TRATAMENTO NA REMOÇÃO DE DBO..... 66
TABELA 10 – POPULAÇÃO DOS MUNICÍPIOS DA BACIA DO ALTO IGUAÇU 80
TABELA 11 – CONCENTRAÇÕES LIMITES DE DBO_5 E OD..... 92
TABELA 12 – COEFICIENTES DE DESOXIGENAÇÃO UTILIZADOS NO SISTEMA 94
TABELA 13 - VALORES DEFAULT DOS COEFICIENTES DE TEMPERATURA (θ) 95
TABELA 14 – COEFICIENTES UTILIZADOS NA VERIFICAÇÃO DO SISTEMA 97
TABELA 15 – FONTES PONTUAIS DA MATRIZ DE FONTES DE POLUIÇÃO 99
TABELA 16 – RESUMO DOS CENÁRIOS 100
TABELA 17 – ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS CONSIDERADAS NA ÁREA DE ESTUDO.... 102
TABELA 18 – FONTES PONTUAIS PARA O CENÁRIO ATUAL COM VAZÃO $Q_{95\%}$ 104
TABELA 19 – FONTES PONTUAIS PARA O CENÁRIO ATUAL COM VAZÃO $Q_{80\%}$ 105
TABELA 20 – FONTES PONTUAIS PARA O CENÁRIO DE 2025 COM VAZÃO $Q_{95\%}$ 106
TABELA 21 – CÁLCULOS DAS VAZÕES $Q_{95\%}$ NAS ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS 114
TABELA 22 – COEFICIENTES DE DESCARGA ADOTADOS NO SISTEMA PARA CADA TRECHO DO RIO IGUAÇU 118
TABELA 23 – EFICIÊNCIAS DAS FONTES PONTUAIS E SUAS CARGAS DE DBO_5 ATUALMENTE E AS NECESSÁRIAS PARA ATINGIR OS CRITÉRIOS DE OUTORGA (CENÁRIO 1) 121

TABELA 24 – EFICIÊNCIAS DAS FONTES PONTUAIS E SUAS CARGAS ATUAIS DE DBO_5 E AS NECESSÁRIAS PARA ATINGIR OS CRITÉRIOS DE OUTORGA (CENÁRIO 2)..... 126
TABELA 25 – EFICIÊNCIAS DAS FONTES PONTUAIS E SUAS CARGAS DE DBO_5 PARA O CENÁRIO DE 2025 E EFICIÊNCIAS CONSIDERADAS NA REMOÇÃO DE CARGA PARA ESTE CENÁRIO E SUAS RESPECTIVAS CARGAS (CENÁRIO 3)..... 130

LISTA DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
AOX	Compostos Orgânicos Halogenados Solúveis em Água
BAT	Best Available Technology
BCT	Best Conventional Pollutant Control Technology
BJP	Best Professional Judgement
BPT	Best Practicable Control Technology Currently Available
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment
CEC	Commission of the European Communities
CEPA	Canadian Environmental Protection Act
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CWA	Clean Water Act
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO_5	Demanda Bioquímica de Oxigênio 5 dias
DBOc	Demanda Bioquímica de Oxigênio Carbonácea
DC	Development Committee
DQO	Demanda Química de Oxigênio
e.p.	Equivalente populacional
EC	Environment Canada
ELV	Emission Limit Values
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	Environmental Protection Agency
EQS	Environmental Quality Standards
ERMM	Environmental Risk Management Model
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
IQA	Índice de Qualidade das Águas
LAS	Load Allocations
LfU	Landesanstalt für Umwelt
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MS	Modelo do Sistema
MWWE	Municipal Wastewater Effluent
NCASI	National Council for Air and Stream Improvement
NPDES	National Pollutant Discharge Elimination System
NSPS	New Source Performance Standards
OD	Oxigênio Dissolvido
POTW	Publicly Owned Treatment Work
RMC	Região Metropolitana de Curitiba
RMS	Erro Quadrático Médio
SEMA	Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SQAO	Sistema Quali-Quantitativo de Análise de Outorgas
SRH	Superintendência de Recursos Hídricos
SST	Sólidos Suspensos Totais
STP	Sewage Treatment Plants
SUDERHSA	Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental
SUREHMA	Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente
TMDL	Total Maximum Daily Load
TUa	Acute Toxic Units
TUc	Chronic Toxic Units

u.p.	Unidades de poluição
UNEP	United Nations Environment Programme
WET	Whole Effluent Toxicity
WLAs	Wasteload Allocations
WQBEL	Water Quality-Based Effluent Limits

LISTA DE SÍMBOLOS

$Q_{95\%\ i}$	Vazão natural com permanência de 95% do tempo na seção i
μ	Taxa de crescimento de algas
A	Altitude
A_{st}	Área da seção transversal
A_1	Concentração de biomassa algal
C_0	Concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) após a mistura com o despejo
$C_6H_{12}O_6$	Glicose
C_e	Concentração do parâmetro no efluente
C_e	Concentração do poluente i no efluente
CH_4	Metano
$C_{lim,i}$	Concentração limite do poluente no corpo receptor conforme classe de enquadramento no ponto de lançamento
$C_{lim,n}$	Concentração limite do poluente no corpo receptor conforme classe de enquadramento em um trecho qualquer a jusante do ponto de lançamento
C_m	Concentração do parâmetro após a mistura
CO_2	Gás Carbônico
C_r	Concentração do parâmetro no rio
C_{rio}	Concentração do poluente i a montante do lançamento (considerada nula)
C_s'	Concentração de oxigênio de equilíbrio, a 1 atmosfera de pressão
D	Déficit de oxigênio dissolvido
DBO_e	DBO do efluente sem tratamento
DBO_{et}	DBO do efluente após tratamento
DBO_U	DBO última
E	Eficiência do tratamento na remoção da DBO_5
f_A	Fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude
F_c	Fator de proporcionalidade
H	Profundidade média do leito do rio
H_2O	Água
H_2S	Sulfeto de hidrogênio
K_1	Coeficiente de desoxigenação
K_2	Coeficiente de reaeração
K_3	Coeficiente de sedimentação
$K_{n,20°C}$	parâmetro "n" considerado para uma temperatura de 20°C
$K_{n,T}$	Parâmetro "n" considerado para uma temperatura "T"qualquer
K_r	Taxa de remoção total da matéria orgânica
K_T	Constante para transformação da DBO_5 a DBO última
L	Concentração de DBO_5 remanescente
L_0	Concentração de DBO_5 logo após a mistura
L_{0U}	Demanda última de oxigênio, logo após a mistura
N_1	Concentração de nitrogênio amoniacal
N_2	Concentração de nitrito
NH_3	Nitrogênio amoniacal
NH_4	Amônio
NO_2	Nitrito
NO_3	Nitrato
O_2	Oxigênio
OD_{sat}	Concentração de saturação de oxigênio dissolvido
OD_t	Oxigênio dissolvido ao decorrer do tempo
P	Fósforo total
pH	Potencial hidrogeniônico
$Q_{1,10}$	Vazão mínima de um dia de duração com período de retorno de dez anos

$Q_{7,10}$	Vazão mínima de sete dias de duração e dez anos de recorrência
$Q_{90\%}$	Vazão com 90% de permanência do tempo em nível diário
$Q_{95\%}$	Vazão com 95% de permanência do tempo em nível diário
$Q_{a,i}$	Vazão apropriada para diluição no ponto de lançamento
$Q_{disp_out,i}$	Vazão disponível para outorga na seção i do corpo hídrico
Q_e	Vazão do efluente
Q_e	Vazão do efluente
$Q_{indisp,i}$	Vazão indisponível no ponto de lançamento
$Q_{indisp,n}$	Vazão indisponível em um trecho qualquer a jusante do ponto de lançamento
Q_m	Vazão da mistura
$\sum Q_{outorgadas,\ j}$	Somatória das vazões outorgadas a jusante, que dependem da vazão na seção i
$\sum Q_{outorgadas,\ m}$	Somatória das vazões outorgadas a montante da seção i
Q_r	Vazão do rio
t	Tempo de percurso
T	Temperatura da água
U	Velocidade média no trecho
V_s	Velocidade de sedimentação do poluente
x	Distância
α_3	Produção de oxigênio por crescimento de algas
α_4	Taxa de consumo de oxigênio por respiração por unidade de algas
α_5	Taxa de consumo de oxigênio por oxidação de nitrogênio amoniacal
α_6	Taxa de consumo de oxigênio por oxidação de nitrito
β_1	Coeficiente de oxidação de amônia
β_2	Coeficiente de oxidação de nitrito
θ	Coeficiente de temperatura
ρ	Taxa de respiração algal

RESUMO

O presente trabalho teve por objetivo desenvolver e aplicar um sistema de apoio à análise de outorga de lançamento de efluentes para a variável Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) na bacia do Alto Iguaçu. O sistema proposto utilizou as equações do modelo de Streeter-Phelps para obter uma equação para vazão apropriada para diluição de efluentes de modo que obedeça as classes de enquadramento dos corpos hídricos. Os coeficientes adotados no sistema são valores conservadores para assim favorecer a segurança do corpo receptor. Para verificar o sistema proposto, foi feita uma análise das concentrações de DBO calculadas por este modelo com coeficientes conservadores e pelo modelo QUAL2E calibrado na mesma área de estudo. Após verificação, quatro cenários foram construídos para aplicação do sistema. Os cenários abrangeram condicões de carga atuais e futuras (para o ano de 2025), bem como diferentes vazões de referência. A verificacão do sistema mostrou que a utilização de coeficientes conservadores exige certa cautela para que não haja superestimativas demasiadas. Quanto aos resultados do estudo dos cenários, estes indicaram que a situação atual da bacia do Alto Iguaçu está bastante comprometida, não atendendo aos critérios de outorga, nem aos padrões de classe de enquadramento. Para regularizar essa situação, a cada fonte pontual considerada no sistema, deve-se aplicar uma eficiência de tratamento bastante elevada. De maneira geral, o sistema de apoio à análise de outorga apresentou bons resultados em relação ao seu funcionamento, pois se mostrou a favor da segurança dos corpos aquáticos quando se tratou dos limites de enquadramento e portanto, pode servir como base para aplicação da outorga de lançamento de efluentes com matéria orgânica, instrumento de gestão previsto na Política Nacional de Recursos Hídricos, e apoiar no estudo de definição de metas progressivas a serem aplicadas a cada bacia poluída.

Palavras-chave: outorga de lançamento de efluentes, Demanda Bioquímica de Oxigênio, bacia do Alto Iguaçu.

ABSTRACT

The main goal of this study was to develop and to apply a system to support decision makers on the analysis of effluent discharge permit requests for the Biochemical Oxygen Demand (BOD) parameter related to the Alto Iguaçu river basin. The developed system was based on Streeter-Phelps model equations for the effluent dilution flow in order to follow the standards specified for this river basin. In order to protect the water quality standards at the critical conditions of this river basin, it was considered conservative coefficients in the system. To verify the proposed system, it was carried out through an analysis between the BOD concentrations specifically calculated for this model, with regard to conservative coefficients and for QUAL2E model, which was calibrated for the same study area. After verification, four scenarios were defined for the application of the system, which was carried out through the consideration of current and future conditions of waste load allocation and different reference flows. The verification of the system showed that the use of conservative coefficients has to be considered with caution because the results can present significant differences when compared to real data. The scenarios adopted for this study showed that the present water quality of the Alto Iguaçu river basin can be at risk if the discharge permit used as a criterion to keep and control water quality was not attained. Therefore, the application of the system developed to support the analysis of permit requests for effluent discharges presented good results in relation to your working, because it favours the security of water bodies and it can serve as basis for application of permit of the effluent discharge with organic matter.

Keywords: effluent discharge permit, Biochemical Oxygen Demand, Alto Iguaçu river basin

1 INTRODUÇÃO

A poluição dos corpos de água é um problema mundial e o seu controle constitui-se num dos grandes desafios da gestão dos recursos hídricos, não só no Brasil, como no mundo. Principalmente em áreas urbanizadas, onde há uma maior demanda por água potável e os lançamentos de poluentes são mais freqüentes e concentrados, este problema se agrava.

Estima-se que 1,1 bilhões de pessoas no mundo não têm acesso a abastecimento de água de boa qualidade e 2,4 bilhões de pessoas não possuem saneamento sanitário adequado (coleta, tratamento e disposição final de esgoto doméstico), comprometendo significativamente a qualidade das águas dos corpos receptores e consequentemente restringindo seus usos. Além da poluição e do comprometimento da vida aquática, corpos hídricos contaminados veiculam várias doenças à população, como cólera, hepatite A e diarréia. A falta de água e saneamento nesta escala põe em risco a saúde pública e o desenvolvimento econômico (UNEP, 2004).

Sabe-se que há uma tendência pela escolha por uma vida urbana, que significa uma maior escala de aglomeração e concentração da população, além da instalação de indústrias, que despejam esgoto em grande quantidade, relativamente concentradas espacialmente. Essa situação agrava os problemas de qualidade das águas superficiais, que apesar de possuírem uma capacidade de carga para assimilação desses efluentes (domésticos e industriais), esta acaba sendo ultrapassada, gerando problemas estéticos, sanitários e ambientais, bem como prejudicando seus usos atuais e previstos.

Para disciplinar os usos dos corpos aquáticos, inclusive de assimilação de efluentes, surgiram as leis especificamente para recursos hídricos, pois embora já houvesse legislações ambientais que contemplassem essa área, as medidas tomadas eram insuficientes para evitar a poluição dos corpos aquáticos e assegurar disponibilidade hídrica para os usuários, com padrões de qualidade para seus respectivos usos.

Com a Lei Federal n° 9.433 de 8 de janeiro de 1997 foi instituída a Política Nacional de Recursos Hídricos, onde foram definidos instrumentos para a gestão das águas, utilizando como unidade de planejamento a bacia hidrográfica.

Dentre os instrumentos de gestão, estão os planos de recursos hídricos, o enquadramento dos corpos de água em classes de uso, a outorga dos direitos de uso da água, a cobrança por tal uso e o sistema de informações. Os planos de recursos hídricos visam fundamentar e orientar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e o gerenciamento destes. O enquadramento dos corpos hídricos em classes de uso tem o objetivo de estabelecer níveis de qualidade de água de acordo com os usos que lhes são dados. A outorga serve para que o poder público faça a repartição dos recursos hídricos aos diversos usuários requerentes, de acordo com as prioridades estabelecidas nos planos diretores de bacia hidrográfica. Segundo esta política, a outorga de direito de uso da água é o ato governamental que autoriza ou concede determinado volume a ser derivado ou usado, de manancial superficial ou subterrâneo, para uma ou diversas finalidades, com o objetivo de assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água. A cobrança visa reconhecer a água como um bem econômico e incentivar a racionalização de seu uso além de arrecadar recursos para financiamentos de projetos do plano de recursos hídricos. E por último, o sistema de informações tem a função de coletar, tratar, armazenar e recuperar informações sobre recursos hídricos e fatores intervenientes em sua gestão. Todos esses instrumentos são ferramentas de fundamental importância utilizadas no gerenciamento da quantidade e qualidade das águas.

Tratando-se especificamente da outorga, há diversos usos dos recursos hídricos nos quais os usuários são sujeitos a requerer outorga do Poder Público, como derivação ou captação de parcela da água existente em um corpo de água; extração de água de aqüífero subterrâneo; **lançamento em corpo de água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final**; aproveitamento dos potenciais hidrelétricos; e outros usos que

alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água existente em um corpo hídrico. Todas essas atividades e usos numa bacia hidrográfica estão diretamente ligados à qualidade de água e em função desta multiplicidade de atividades, é de grande valia conhecer antecipadamente os tipos e magnitudes de danos que podem ocorrer em determinados locais em virtude do despejo de cargas poluidoras nestes ecossistemas aquáticos, tanto para que o homem possa usufruir mais tarde desses recursos, como para própria preservação ambiental.

A outorga para assimilação de efluentes, conforme consta na Lei Federal Nº 9.433/97, baseia-se no princípio de permitir uma descarga em um curso de água com uma carga máxima de poluentes de maneira que, após sua diluição na vazão mínima fixada como referência, a qualidade da água no corpo receptor permaneça satisfatória, conforme seus objetivos de qualidade estabelecidos pela classe de uso (CRUZ, 2001).

A classe de uso está associada a usos que aceitam valores de qualidade da água estabelecidos na forma de padrões (Resolução do CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005). Padrões são valores estabelecidos por lei, com base no respaldo científico, que garantem a segurança dos usos estabelecidos.

A outorga, por ser um instrumento que envolve direitos de uso, é um dos documentos exigidos no processo de licenciamento ambiental (Resolução CONAMA Nº 237/97). Portanto, os órgãos gestores de meio ambiente e de recursos hídricos deverão trabalhar de forma plenamente articulada, haja vista que a decisão a ser tomada é totalmente interdependente, ou seja: as eficiências de tratamento de efluentes definidas na licença de instalação ambiental e as correspondentes cargas poluidoras remanescentes, deverão estar em perfeita consonância com as vazões que poderão ser alocadas para a diluição desses poluentes, e vice-versa (SILVA e MONTEIRO, 2004).

As promulgações das leis federais e estaduais como no caso do Paraná, a Lei n° 12.726/99 e Decreto n°4.646/01, as quais dizem respeito à política estadual de recursos hídricos e análise dos requerimentos de outorga, respectivamente, exigem que os

órgãos administrativos estabeleçam métodos para avaliar e conceder outorga para assimilação de efluentes de modo a não prejudicar os recursos hídricos quanto a sua disponibilidade, em quantidade e qualidade.

Durante a pesquisa sobre o assunto, após revisão bibliográfica, foi realizado também um levantamento em nove estados brasileiros (Acre, Alagoas, Amapá, Bahia, Amazonas, Ceará, Espírito Santo, Paraíba e Rio de Janeiro), questionando a existência de outorga de lançamentos de efluentes e, principalmente, a metodologia utilizada para análise da solicitação. Porém dos nove estados questionados, somente três (Alagoas, Ceará e Espírito Santo) responderam e apenas o estado de Alagoas havia concedido uma outorga para lançamento de efluentes (sendo que esta possuía uma pequena carga), utilizando critérios da vazão de diluição e dispersão do efluente no corpo de água. Portanto, sabe-se que esta questão ainda está se iniciando e muitos questionamentos estão por ser respondidos.

Com isso, foram constatados três fatores:

1) Falta de dados para conhecimento do comportamento do corpo receptor;

2) Equipe técnica reduzida nos órgãos outorgantes;

3) Falta de uma metodologia para análise de outorga de lançamento de efluentes;

4) Crescente poluição dos corpos hídricos.

Com base nessas constatações, concluiu-se a urgência em iniciar a outorga de lançamento de efluentes e, devido aos dois primeiros fatores, verificou-se a necessidade de uma metodologia simplificada que requeira menor quantidade possível de dados e pessoal técnico e com ela iniciar o processo de outorga até que se obtenha dados suficientes para um modelo mais preciso.

A hipótese é, portanto, de que um sistema utilizando um modelo simplificado de resposta rápida auxiliará no processo inicial de outorga. Para **verificar** a hipótese foi desenvolvido um sistema e aplicado no rio Iguaçu, nos seus primeiros 69 km.

Esta dissertação está dividida em seis capítulos. O primeiro é a **Introdução**, onde se faz uma apresentação do trabalho, justificando sua importância e definindo seus objetivos. O segundo capítulo trata da **Revisão Bibliográfica**, que exibe o estado da arte sobre outorga de lançamento de efluentes em nível nacional e internacional, feito através de informações obtidas na literatura especializada e outros mecanismos de veiculação. O terceiro capítulo descreve a **Área de Estudo,** neste caso a bacia do Alto Iguaçu, onde são colocados dados relevantes sobre a bacia, bem como suas condições atuais. No quarto capítulo, apresenta-se a **Metodologia**, onde foi explicada a estrutura do sistema desenvolvido e etapas da verificação e aplicação deste. O capítulo 5 diz respeito aos **Resultados e Discussões** da pesquisa exibidos por gráficos e tabelas. Já o último capítulo, **Conclusões e Recomendações,** descreve as conclusões retiradas da pesquisa contracenando com seus objetivos, bem como sugestões para trabalhos futuros.

Este trabalho está intimamente ligado a dois projetos de pesquisa, denominados "Metodologia para outorga de lançamento de efluentes na Bacia do Alto Iguaçu" e "Bacias críticas: bases técnicas para a definição de metas progressivas para seu enquadramento e a integração com os demais instrumentos de gestão". O primeiro é coordenado e executado pelo Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento (LACTEC), sendo a Superintendência de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (SUDERHSA) a instituição interveniente. E o segundo é coordenado por uma parceria entre a Universidade de São Paulo (USP) e a Universidade Federal do Paraná (UFPR). Ambos projetos são financiados pela Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP). Esses projetos foram de suma importância para elaboração dessa pesquisa. O primeiro visa o desenvolvimento de uma metodologia para outorga de lançamento de efluentes, sendo que este trabalho desenvolveu em detalhe a metodologia proposta para a variável

Demanda Bioquímica de Oxigênio. O segundo tem por fim definir metas progressivas para enquadramento dos corpos hídricos concomitantemente com a integração de seus instrumentos de gestão, sendo que com a metodologia desenvolvida neste trabalho foi possível verificar como atingir tais metas através da outorga de direito de uso dos recursos hídricos, que é um dos instrumentos de gestão.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste trabalho é desenvolver e aplicar um sistema de apoio à análise de outorga na bacia do Alto Iguaçu para a implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos, Lei Estadual n° 12.726/99 e Decreto n° 4.646/01, no que se refere à outorga de lançamento de poluentes com matéria orgânica em rios, levando em consideração a capacidade de autodepuração do corpo aquático, a escassez de dados e equipe técnica dos órgãos outorgantes muitas vezes reduzida.

1.1.2 Objetivos específicos

- Desenvolver um sistema de apoio à análise de outorga de lançamento de efluentes com matéria orgânica;
- Verificar o sistema, comparando-o com o modelo QUAL2E calibrado para o mesmo trecho estudado; e
- Aplicar o sistema para cenários atuais e futuros.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste tópico são apresentadas informações sobre o estado da arte referente à emissão de outorga (de direito de uso da água) para assimilação de efluentes, questões sobre descargas de poluentes em corpos hídricos e alguns conceitos relevantes sobre o assunto.

2.1 SITUAÇÃO DAS OUTORGAS PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES NO BRASIL

A questão dos recursos hídricos no Brasil começou quando foi instituído o **Código de águas** (Decreto Federal Nº 24.643, de 10 de Julho de 1934) que assegurava o uso gratuito de qualquer corrente ou nascente de água para as primeiras necessidades da vida e impedia a derivação das águas públicas para aplicação na agricultura, indústria e higiene, sem a existência da concessão e da autorização nos outros casos.

Muitos anos depois, com a nova Constituição Federal de 1988, foi estabelecida em seu artigo 20, a diferenciação entre águas de domínio federal e estadual. Atribuiu, ainda, a competência da União para instituir o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e para definir critérios de outorga de direitos de seu uso. (AZEVEDO et al., 2003)

Baseada nos conceitos da nova Constituição Federal foi instituída a **Política Nacional de Recursos Hídricos** (Lei Federal Nº 9.433, de 08 de Janeiro de 1997), que criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e deu uma nova configuração à gestão dos recursos hídricos no Brasil, deixando-a mais descentralizada e participativa. Essa política se divide em fundamentos (ponto de partida para implementação), objetivos (ponto de chegada), diretrizes de ação (o caminho que deve ser percorrido) e os instrumentos (recursos a serem utilizados).

Os **Instrumentos para gerenciamento dos recursos hídricos** visam fundamentar e orientar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e o gerenciamento dos recursos. Deve conter: diagnóstico da situação atual dos recursos

hídricos, análises e estudos da dinâmica sócio-econômica, identificação de conflitos, metas de racionalização de uso, projetos a serem implantados, entre outros. Serão elaborados por estado, por bacias hidrográficas, e para o País.

Já o **Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH)** tem por objetivos: coordenar a gestão integrada das águas, arbitrar administrativamente os conflitos relacionados com os recursos hídricos, implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos, planejar, regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos.

O **Conselho Nacional de Recursos Hídricos** tem por objetivos: promover a articulação do planejamento de recursos hídricos com os planejamentos nacional, regional, estadual e dos setores usuários; deliberar sobre os projetos de aproveitamento de recursos; acompanhar a execução do Plano Nacional de Recursos Hídricos e estabelecer critérios gerais para a outorga de direitos de uso dos recursos hídricos e para cobrança pelo seu uso.

Os **Comitês de Bacias Hidrográficas** se responsabilizam, entre outras ações, por promover o debate das questões relacionadas aos recursos hídricos da bacia e articular a atuação das entidades intervenientes.

A **Agência Nacional de Águas (ANA),** criada pela Lei Nº 9.984, de 17 de julho de 2000, tem por finalidade principal implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos, em articulação com os órgãos públicos e privados integrantes do SINGREH, destacando-se, entre suas diversas atribuições, a supervisão, o controle e a avaliação das ações e das atividades decorrentes do cumprimento da legislação federal sobre as águas, bem como a outorga e a fiscalização dos usos dos recursos hídricos de domínio da União, provendo, em articulação com os comitês de bacia hidrográfica, a cobrança pelo uso desses recursos e ainda exercerá a função de Secretaria Executiva do respectivo comitê da Bacia Hidrográfica.

A **outorga** é um dos instrumentos de gerenciamento dos recursos hídricos da Lei Federal Nº 9.433, de 8 de Janeiro de 1997, que foi complementada pela Resolução Nº 16 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), de 08 de maio de 2001.

Conforme o inciso III do artigo 12 da Política Nacional de Recursos Hídricos, "lançamento em corpo de água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final" está sujeito à outorga pelo Poder Público. O artigo 13 desta lei estabelece que "toda outorga estará condicionada às prioridades de uso estabelecidas nos Planos de Recursos Hídricos e deverá respeitar a classe em que o corpo de água estiver enquadrado e a manutenção de condições adequadas ao transporte aquaviário, quando for o caso".

No artigo 15 da Resolução Nº 16/01 do CNRH, diz que "a outorga de direito de uso da água para o lançamento de efluentes será dada em quantidade de água necessária para a diluição da carga poluente, que pode variar ao longo do prazo de validade da outorga, com base nos padrões de qualidade da água correspondentes à classe de enquadramento do respectivo corpo receptor e/ou em critérios específicos definidos no correspondente plano de recursos hídricos ou pelos órgãos competentes".

A Resolução Nº 219, de 6 de junho de 2005 da Agência Nacional de Águas (ANA) decidiu que na "análise técnica para emissão de outorga de direito de uso de recursos hídricos para fins de lançamento de efluentes em cursos de água de domínio da União, a Superintendência de Outorga e Cobrança somente avaliará os parâmetros relativos à Temperatura, à Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO e, em locais sujeitos à eutrofização, ao Fósforo ou ao Nitrogênio".

A resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) N° 357, de 17 de março de 2005, dentre outras, dispõe sobre diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. No parágrafo 1º do artigo 32 desta resolução é estabelecido que "o lançamento de efluentes deverá, simultaneamente atender às condições e

padrões de lançamento de efluentes e não ocasionar a ultrapassagem das condições e padrões de qualidade de água, estabelecidos para as respectivas classes, nas condições da vazão de referência".

Assim, as análises técnicas referentes à emissão de outorga de lançamento de efluentes devem atender os limites estabelecidos nas classes de uso que os corpos hídricos estão enquadrados, conforme CONAMA (2005) ou outros limites, como no caso de existência de um plano de despoluição na Bacia em questão, ou com base nas metas progressivas do enquadramento da bacia.

Além das questões dos recursos hídricos de domínio da União, cada estado determina como atenderá as condições estabelecidas pelas leis e resoluções nacionais. Portanto, nos próximos tópicos serão descritas as panorâmicas de três estados brasileiros, sendo um destes o Estado do Paraná, local onde foi realizado o estudo.

2.1.1 Bahia

No Estado da Bahia, a Superintendência de Recursos Hídricos (SRH) é o órgão gestor responsável pelos recursos hídricos, que para o cumprimento do mecanismo de outorga de direito de uso de recursos hídricos obedece ao disposto na Lei Nº 6.855, de 12 de Maio de 1995 sobre a Política, o Gerenciamento e o Plano Estadual de Recursos Hídricos e no Decreto Estadual Nº 6.296, de 21 de Março de 1997 sobre outorga de direito de uso de recursos hídricos.

A vazão de referência adotada pelo Estado da Bahia é a $Q_{90\%}$, ou seja, vazão com 90% de permanência em nível diário. Os critérios estabelecidos para os limites da somatória das vazões a serem outorgadas são:

- 80% da vazão de referência do manancial, quando não houver barramento;
- 80% das vazões regularizadas, dos lagos naturais ou de barramentos implantados em mananciais perenes;

- 95% das vazões regularizadas, dos lagos naturais ou de barramentos implantados em mananciais intermitentes.

No caso do segundo item, a vazão remanescente de 20% das vazões regularizadas deverá escoar para jusante, por descarga de fundo ou por qualquer outro dispositivo que não inclua bombas de recalque.

Nenhum usuário, individualmente, receberá autorização acima de 20% da vazão de referência de um dado manancial. E nos casos de abastecimento humano, os limites poderão atingir até 95%.(BAHIA, 1997)

No que concerne à outorga para o uso de lançamento de efluentes e resíduos líquidos, os critérios e condições são fixados em conformidade com a legislação ambiental. A documentação técnica necessária ao pedido de outorga para tal uso consiste no projeto da estação de tratamento, bem como o estudo da capacidade, assimilação e autodepuração do efluente pelo rio. São dispensados desse estudo os lançamentos dos efluentes sanitários de empreendimentos imobiliários habitacionais com vazão de até 100 m^3/dia (BAHIA, 1997).

Análise do pedido de outorga

Segundo BAHIA (2005), a análise técnica do pedido de outorga é feita de acordo com o tipo de outorga solicitada. As análises podem ser: **Agronômica**, **Hidrológica**, **Hidrogeológica** e **Hidroquímica**, conforme descrito a seguir:

- **Análise Agronômica:** executada quando a solicitação de outorga é feita para irrigação, piscicultura ou aqüicultura.

- **Análise Hidrológica:** executada quando a captação é feita em mananciais superficiais. Outorgas para irrigação, piscicultura e aqüicultura, abastecimento humano e animal, abastecimento industrial, necessitam desse tipo de análise para o cálculo da disponibilidade. O técnico utiliza-

se das informações preenchidas na ficha de solicitação, dos dados das outorgas já concedidas e de dados hidrológicos de outras áreas da Superintendência, para, de acordo com o que determina a lei, calcular o valor que pode ser outorgado sem prejuízo para os demais outorgados da bacia. A análise hidrológica é também necessária quando é solicitada a outorga de alguma obra que altere o regime, a quantidade ou qualidade da água do manancial.

- **Análise Hidrogeológica:** semelhante à hidrológica, pois também calcula a disponibilidade para a captação do manancial subterrâneo, levando em consideração os dados fornecidos na ficha de solicitação, o perfil litológico, o teste de bombeamento e as informações existentes sobre outras captações subterrâneas na região.

- **Análise Hidroquímica:** avalia tecnicamente os pedidos de outorga para lançamento de efluentes solicitados. Utilizando-se de informações de quantidade e de qualidade da água no manancial, do projeto executivo e dos dados presentes na ficha de solicitação.

2.1.2 Minas Gerais

Em Minas Gerais, a outorga de direito do uso de recursos hídricos é regida de acordo com a Lei N° 13.199, de 29 de janeiro de 1999, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Decreto Nº 41.578, de 8 de Março de 2001, que regulamenta esta lei, sendo que o órgão gestor responsável pelos recursos hídricos é o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM).

Segundo MINAS GERAIS (2001), os primeiros critérios que devem ser atendidos na outorga do direito de uso de recursos hídricos são:

- as metas de qualidade e quantidade estabelecidas nos Planos Estadual e Diretores de Recursos Hídricos;
- as prioridades de uso estabelecidas nos Planos Diretores de Recursos Hídricos de Bacias Hidrográficas;
- a classe em que o corpo de água estiver enquadrado;
- a manutenção de condições adequadas ao transporte hidroviário, quando for o caso.

Caso haja dispensa de outorga de uso para as acumulações, captações e lançamentos considerados insignificantes e para satisfação das necessidades de pequenos núcleos populacionais, deve-se respeitar os critérios e demais parâmetros normativos fixados pelos comitês de bacia hidrográfica, compatibilizados com as definições de vazão remanescente e vazão de referência nos respectivos planos diretores. Esses critérios e parâmetros normativos estabelecidos pelos comitês de bacia hidrográfica serão precedidos de estudos e proposta técnica a serem realizados pelas respectivas agências e, na sua falta, pelo IGAM.

Quanto à outorga de lançamento de efluentes, esta deve considerar a capacidade de autodepuração do corpo receptor, contemplando o enquadramento dos corpos de água e os processos de licenciamento ambiental.

Conforme IGAM (1998), a vazão de referência adotada para cálculo das disponibilidades hídricas nos locais de interesse será a $Q_{7,10}$ (vazão mínima de sete dias de duração e dez anos de recorrência) até que se estabeleçam diversas vazões de referência para se utilizar em diferentes bacias. Assim, devem-se seguir as normas abaixo:

- 30% da $Q_{7,10}$, o limite máximo de derivações consuntivas a serem outorgadas na porção da bacia hidrográfica limitada por cada seção considerada, em condições naturais, ficando garantido a jusante de cada derivação, fluxos residuais mínimos equivalentes a 70% da $Q_{7,10}$.

- Quando o curso de água for regularizado pelo interessado ou por outros usuários, o limite da outorga poderá ser superior a 30% da $Q_{7,10}$, aproveitando o potencial de regularização ou de perenização, desde que seja garantido um fluxo residual mínimo à jusante, equivalente a 70% da $Q_{7,10}$ (IGAM, 1999).

As vazões dos corpos hídricos que recebem lançamento de efluentes devem ser consideradas como uma derivação consuntiva, já que estas vazões ficam comprometidas com a diluição das cargas de poluentes (distinguindo-se em classes de poluentes "conservativos" e "não conservativos"). Para distinção dos poluentes, serão considerados os enquadramentos em classe de uso preponderante dos corpos de água e os padrões de lançamento determinados pela legislação ambiental pertinente (IGAM, 1998).

Até o presente, o IGAM não emite outorga para lançamento de efluentes, pois ainda não foram estabelecidos os critérios para subsidiar a análise destes processos (IGAM, 2005).

2.1.3 Paraná

No Paraná, a Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (SUDERHSA), entidade autárquica vinculada a Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA), é o órgão responsável pelas questões de recursos hídricos do estado e, conseqüentemente, pela outorga de direito de uso destes. Esse instrumento de gestão é administrado de acordo com o que descreve a Lei Nº 12.726, de 26 de novembro de 1999, que institui a Política Estadual de Recursos

Hídricos e o Decreto 4.646, de 31 de agosto de 2001, que dispõe sobre o regime de outorga de direitos de uso de recursos hídricos.

Conforme PARANÁ (1999), o usuário de um corpo de água estará condicionado à disponibilidade hídrica do trecho que utilizará. Essa disponibilidade hídrica acontece quando a vazão no curso de água for superior à respectiva vazão outorgável, no trecho da captação ou do lançamento e em todos os trechos localizados à jusante. A vazão outorgável de um trecho de rio estabelece o limite da soma das outorgas a serem concedidas, considerando os direitos de uso no próprio trecho e à montante deste.

Segundo PARANÁ (2001), o Poder outorgante instituirá e manterá permanentemente atualizado e aprimorado o Manual Técnico de Outorgas (detalhado no tópico 2.4.1 para o caso de lançamento de efluentes), que relata os procedimentos técnicos para análise de outorga, levando em consideração as informações contidas no processo administrativo com as disponibilidades hídricas.

As disponibilidades hídricas ficam definidas, para a seção de corpo hídrico ou sub-bacia, como sendo o resultado de cálculos de balanço hídrico e de qualidade de água, computando-se as seguintes parcelas: vazões de referência (atualmente está sendo adotada a vazão para 95% de permanência no tempo - $Q_{95\%}$); qualidade das águas nos corpos hídricos; vazões outorgadas; cargas outorgadas; vazões e cargas insignificantes; vazões para prevenção da degradação ambiental e manutenção dos ecossistemas aquáticos; vazões, inclusive de diluição, para o atendimento às demandas futuras, de acordo com o Plano Estadual de Recursos Hídricos, os Planos de Bacia Hidrográfica e demais planos setoriais, com prioridade para aquelas destinadas ao consumo humano e à dessedentação de animais; e vazões para manutenção das características de navegabilidade do corpo hídrico, quando for o caso.

O Decreto N° 4.646/01 relata que para os usos correspondentes ao lançamento de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos em corpos hídricos, serão outorgados:

- vazão e volume médio diário necessários à diluição das cargas poluentes lançadas e seu regime de variação mensal;
- cargas máximas de poluentes e respectivos volumes de diluição e período de duração;
- regimes de funcionamento, considerando-se a operação dos dispositivos de lançamentos de vazões e cargas, em termos do número de horas diárias, número de dias por mês e do regime de variação anual;
- evolução das vazões e cargas mencionadas nos itens acima, considerando-se as etapas subseqüentes de implantação do empreendimento.

Além dessas questões, a outorga para lançamento de efluentes é condicionada à definição das concentrações aceitáveis de parâmetros, contidas na Licença Prévia emitida pelo órgão ambiental competente, bem como, à apresentação, pelo usuário, do projeto definitivo de seu empreendimento. O órgão ambiental competente também é responsável por fiscalizar as cargas desses lançamentos.

2.2 SITUAÇÃO DAS OUTORGAS PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES NO MUNDO

Neste ponto será abordado sobre a questão das outorgas ou licenças (permissões) para lançamento de efluentes em alguns países da Europa, Estados Unidos e Canadá. Apresenta-se também um breve relato sobre a cobrança em alguns países europeus.

2.2.1 Europa

Os recursos hídricos europeus, quando comparados com algumas partes do mundo, apresentam certa condição favorável, pois, em termos globais, não há escassez de água no continente e raramente acontecem situações de extrema gravidade, como secas e inundações. Porém, uma análise mais precisa mostra que a qualidade da água européia ainda não é satisfatória, sendo que 20% das águas superficiais correm sérios riscos de poluição (CEC, 2002b).

Em 1975, a legislação européia dos recursos hídricos estabeleceu padrões para os rios e lagos usados para captação de água para abastecimento doméstico, e em 1980 culminou em ajustar metas para qualidade obrigatória relacionada a este uso. Foi incluída também no objetivo da qualidade, a legislação para águas de peixes e mariscos, águas com balneabilidade[1] e águas subterrâneas. O elemento principal de controle de emissão foi a Diretiva 76/464/CEE de maio de 1976 que se refere à poluição causada por certas descargas de substâncias perigosas em ecossistemas aquáticos. Esta Diretiva estabelece medidas para proteção do ecossistema aquático da Comunidade Européia, no que diz respeito à poluição de substâncias persistentes, tóxicas e bio-acumulativas (CEC, 1976; CEC, 2005).

Tratando-se de lançamento de efluentes domésticos e de certas indústrias que possuem efluentes biodegradáveis, a Diretiva 91/271/CEE dita as normas estabelecidas pela União Européia, que tem o objetivo de proteger as águas superficiais e costeiras através da regulação da coleta, tratamento e descarga de efluentes avaliadas em termos de equivalente populacional (e.p.) e com prazos para cumprimento do estabelecido. Na TABELA 1, estão descritos os valores limites das concentrações para efluente biodegradável e das porcentagens de redução que devem ser aplicadas, conforme as exigências de lançamento dos efluentes relacionados à Diretiva 91/271/CEE. Esta

---

[1] Segundo Diretiva do Conselho da Comunidade Européia, água com balneabilidade significa toda água corrente ou parada; doce, salina ou salobra onde o banho é explicitamente autorizado pelas autoridades competentes de cada Estado Membro ou que o banho não é proibido e que é tradicionalmente praticado por um grande número de banhistas.

Diretiva também trata sobre a identificação de zonas sensíveis[2] e zonas menos sensíveis[3], as quais são critérios utilizados pela União Européia para restringir lançamentos de efluentes.

TABELA 1 –EXIGÊNCIAS DAS CONCENTRAÇÕES PARA EFLUENTE BIODEGRADÁVEL E EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO SEGUNDO DIRETIVA 91/271/CEE

Parâmetros	Concentração	Porcentagem mínima de redução
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5, a 20°C) sem nitrificação	25 mg/l O_2	70 – 90 40(1)
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	125 mg/l O_2	75
Sólidos Suspensos Totais	35 mg/l	90

NOTA: (1) Essa eficiência é admitida para regiões montanhosas com altitude maior que 1500 m, devido ao difícil tratamento biológico nestas regiões.

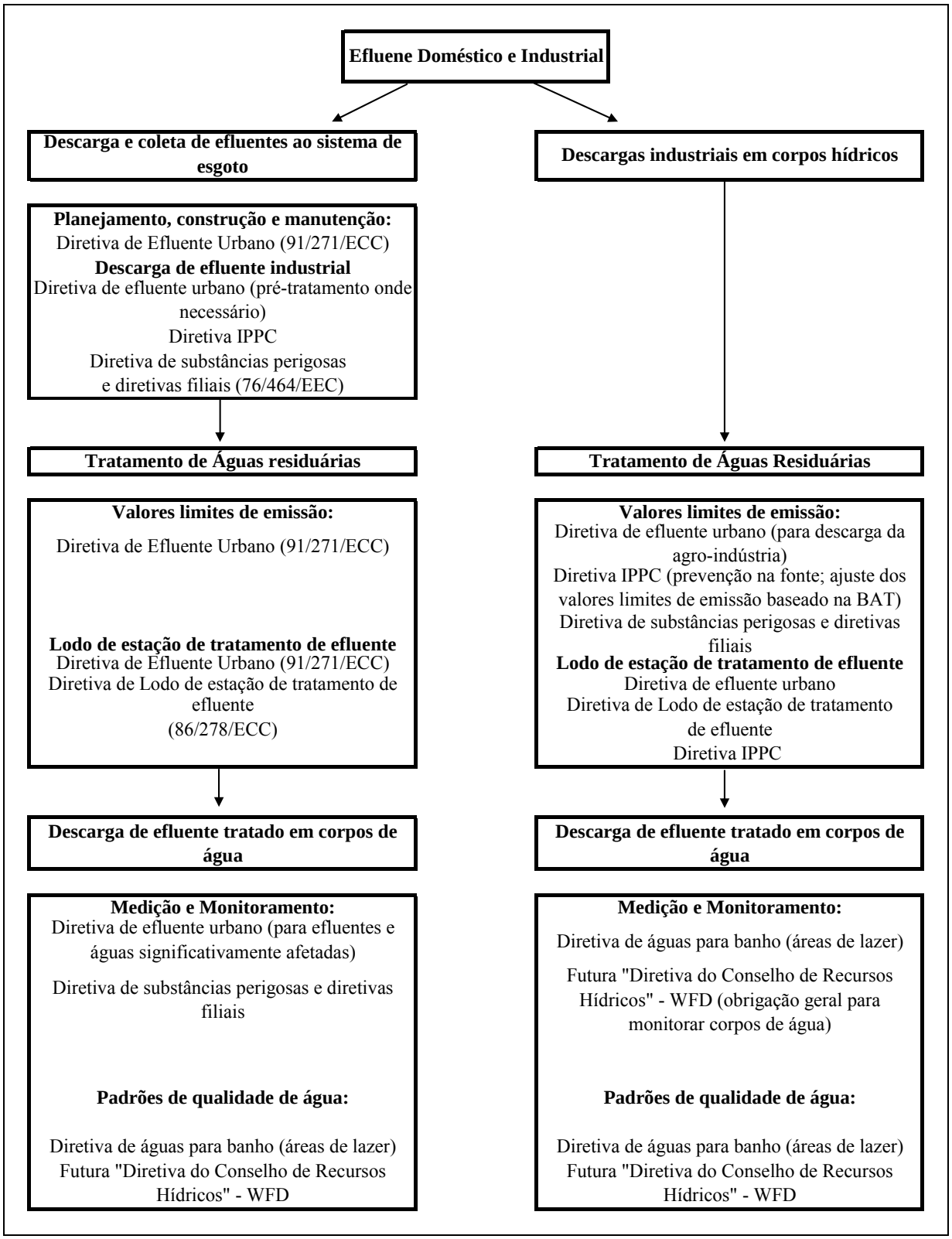
FONTE: CEC (1991)

A FIGURA 1 mostra a estrutura do sistema de efluentes urbanos (domésticos e alguns industriais) com as diretivas que estabelecem as exigências de coleta, tratamento e descarga.

2 Segundo Diretiva 91/271/CEE, **zonas sensíveis** são lagos naturais de água doce, outros corpos de água doce, estuários e águas costeiras que estão eutrofizados ou ameaçados de se tornarem eutróficos brevemente, assim como águas superficiais doces pretendidas para captação de abastecimento de água potável e áreas onde o tratamento adicional é necessário para cumprir esta Diretiva.

3 Conforme Diretiva 91/271/CEE, **zonas menos sensíveis** são corpos de água marinho ou áreas que as descargas de efluentes não afetem adversamente o meio ambiente, como a morfologia, hidrologia e condições hidráulicas específicas que existem nestas.

FIGURA 1 - ESTRUTURA DO SISTEMA DE ESGOTAMENTO URBANO (EFLUENTES DOMÉSTICOS E ALGUNS INDUSTRIAIS) NA EUROPA



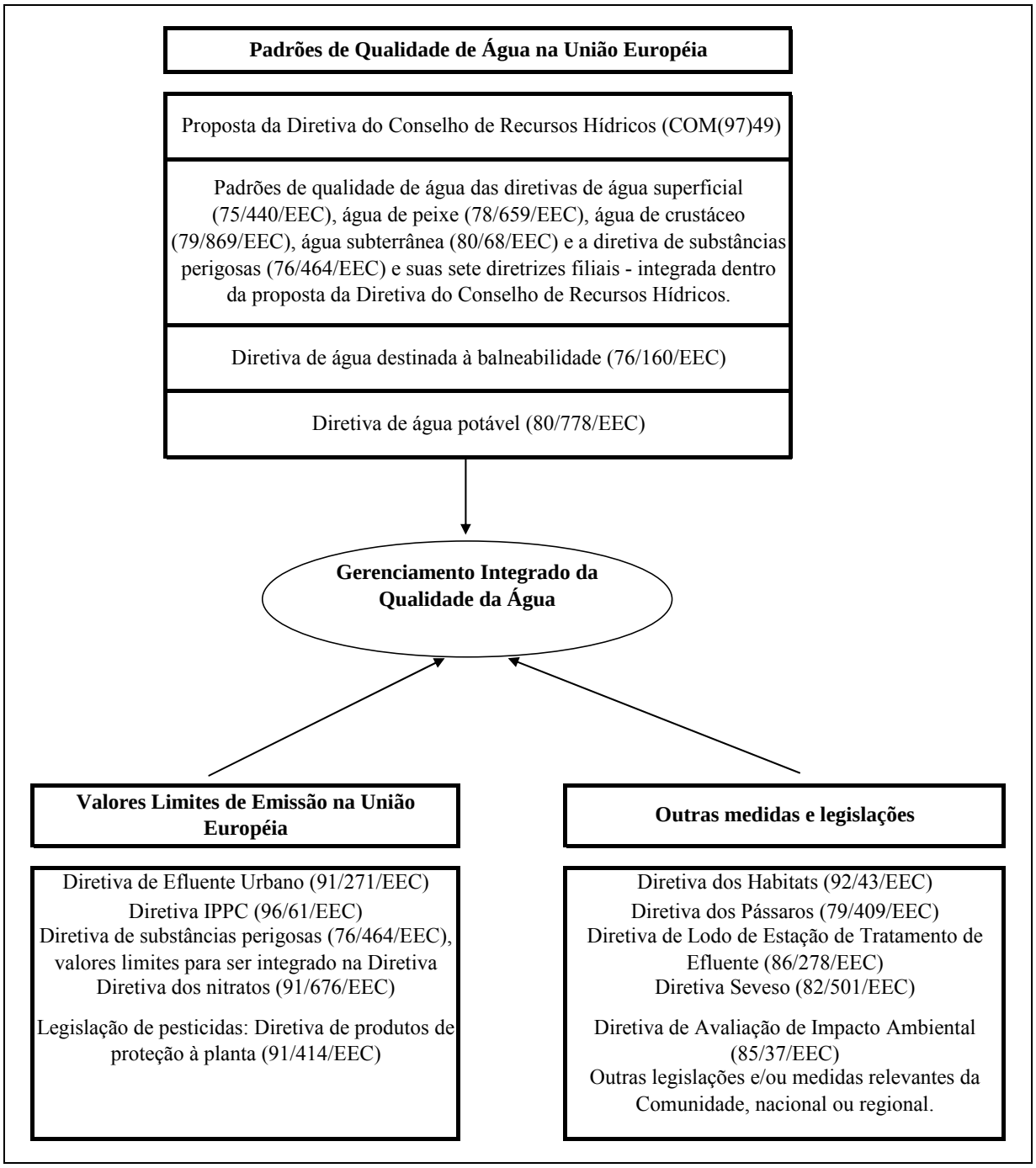
FONTE: CEC (1997)

A FIGURA 2 mostra o esquema do gerenciamento integrado da qualidade da água na União Européia, ou seja, quando se necessita limitar os lançamentos de poluentes na fonte através dos Valores Limites de Emissão ou "Emission Limit Values" (ELV), bem como estabelecer Padrões de Qualidade Ambiental ou "Environmental Quality Standards" (EQS). Essa forma de analisar as duas situações denomina-se "avaliação combinada". Assim sendo, os lançamentos de poluentes devem satisfazer os dois critérios, tornando-se um grande desafio para o gerenciamento dos corpos de água, devido a complexidade das análises principalmente no que se refere ao atendimento dos padrões de qualidade da água.

A nova Diretiva (2000/60/CEE) do Conselho de Recursos Hídricos tem o objetivo de estabelecer uma gestão integrada da qualidade da água de bacias hidrográficas para todas as águas européias com a proposta de atingir o status de boa qualidade até o ano de 2015. A avaliação da qualidade das águas superficiais dependerá predominantemente de parâmetros biológicos (como fauna e flora), entretanto, será ajudado pelos parâmetros hidromorfológicos (como fluxo e condições do substrato), físico-químicos (como temperatura, oxigênio ou condições dos nutrientes) e alguns poluentes específicos (como metais, compostos organo-sintéticos). Um bom status de qualidade química é provido quando os padrões de qualidade são satisfeitos para todos os poluentes ou um grupo deles. Essa Diretiva do Conselho de Recursos Hídricos define novas estratégias contra a poluição da água como uma conseqüência de lançamentos de fontes pontuais ou difusas.

Essas diretivas supracitadas servem como base para todo o continente, porém cada país estabelece a forma para cumprimento das metas estabelecidas. A seguir, será apresentado como alguns países europeus trabalham com a gestão das águas superficiais no que se refere à lançamento de efluentes.

FIGURA 2 - GERENCIAMENTO INTEGRADO DA QUALIDADE DA ÁGUA NA UNIÃO EUROPÉIA



FONTE: CEC (1997).

Áustria

As autoridades responsáveis por emissões de licença referentes ao lançamento de efluentes em corpos de água na Áustria levam em consideração o porte do empreendimento (separando em pequeno e médio ou grande porte) e se baseiam em cargas de poluentes diárias especificadas pelos Valores Limites de Emissão. As licenças também especificam a freqüência e métodos de automonitoramento, volume máximo de uso de água mensal ou diário, entre outros (HANSEN et. al., 2001).

Em relação à identificação de zonas sensíveis, em 1996, a Áustria considerou que nenhum dos corpos de água existentes no seu território se enquadrava nos critérios de zonas sensíveis estabelecidas na Diretiva 91/271/CEE. Em 1998, no seu processo de revisão de águas sensíveis ratificou essa posição. Porém, segundo o estudo realizado por instâncias da Comissão Européia em 1999, dois rios deveriam ter sido classificados como sensíveis devido a risco de eutrofização. As autoridades austríacas demonstraram que nessas zonas já tinham sido tomadas todas as medidas relativas ao tratamento de águas residuárias, sendo até mais exigentes do que a própria diretiva. No final de 2002, a Áustria decidiu seguir o parágrafo 8 do artigo 5º da diretiva, na qual diz que os Estados membros não precisam identificar as zonas sensíveis caso eles implementem o tratamento de efluentes mais rigoroso em todo o seu território (CEC, 2002a).

Grécia

Na Grécia, as licenças para disposição de efluentes industriais são emitidas pelas autoridades de saúde das prefeituras e devem seguir os padrões mínimos, limites de emissão, variando de acordo com o corpo receptor. No caso de lançamentos de efluentes domésticos, as licenças são emitidas pelo Ministério de Saúde Pública e autoridades de saúde das prefeituras e devem respeitar os ELV e os EQS. Dependendo do tamanho e do tipo de atividade, os padrões ambientais são aprovados por outros órgãos (HANSEN et al., 2001).

A Grécia se atrasou na identificação das suas zonas sensíveis, concluindo-a em agosto de 1999. Trinta e quatro lagos, rios, estuários e corpos de águas costeiras foram identificados como sensíveis devido à eutrofização. Alguns rios tributários também foram identificados como sensíveis. O estudo de verificação da Comissão Européia de 2000 indica que outros 16 corpos hídricos deveriam ser igualmente identificados como sensíveis devido à eutrofização e por razões de proteção da captação de água potável. Em abril de 2002, por decreto ministerial, as autoridades gregas consideraram o Golfo de Salônica e a parte inferior do Golfo de Saros como zonas sensíveis. Além disso, anunciaram uma revisão das zonas sensíveis, mas até à data ainda não identificaram oficialmente quaisquer corpos de água (CEC, 2002a).

Itália

A Itália segue basicamente as mesmas diretrizes da Grécia, ou seja, os governos provinciais são responsáveis pelas emissões de licença e as condições para lançamento de efluentes industriais são baseadas nos ELV e para os esgotos domésticos seguem os ELV e os EQS (HANSEN et. al., 2001).

A Itália identificou zonas sensíveis em 1999, entre as quais se encontravam sete lagos e partes da costa Adriática. Em 2001, a Itália enviou um mapa revisto com mais corpos de água sensíveis, mas não enviou ainda uma notificação oficial dessas zonas. As identificações adicionais também não incluíam as zonas que – segundo a Comissão Européia – deveriam ter sido consideradas sensíveis, por estarem sujeitas à eutrofização. Na sentença do Tribunal de 25 de Abril de 2002, relativa à ausência de tratamento das águas residuárias na cidade de Milão, o Tribunal de Justiça das Comunidades Européias decidiu que descargas diretas e indiretas numa zona sensível têm de ser sujeitas ao tratamento mais rigoroso (CEC, 2002a).

Holanda

No caso da Holanda, os órgãos reguladores são divididos em duas partes. Para águas estaduais (rios principais), a Agência de Gerenciamento de Água é a responsável. E para águas regionais, os responsáveis são os conselhos de água, sendo que tanto um como o outro tem a mesma competência para emissão de licença. Em relação às permissões para lançamento de efluentes, elas devem ter condições individuais seguindo os ELV baseadas na Melhor Tecnologia Disponível ou "Best Available Technology" (BAT) e para condições mais rigorosas, podem-se aplicar os EQS dos corpos receptores (HANSEN et al., 2001).

A Holanda decidiu aplicar tratamento mais rigoroso (eliminação de nitrogênio e fósforo) em todo o seu território, nos termos do parágrafo 8º do artigo 5º da Diretiva 91/271/CEE, não precisando identificar zonas sensíveis (CEC, 1991e CEC, 2002a).

Alemanha

De acordo com a legislação alemã (*Wassergesetz*), os estados (16 no total) são responsáveis pela emissão de licenças de grandes descargas, enquanto que as autoridades locais responsabilizam-se pelas licenças de pequenas descargas, ambas ligadas ao Ministério de Meio Ambiente e Transporte. Em casos especiais, estes dois órgãos podem pedir parecer ao órgão técnico (*Landesanstalt für Umwelt* – LfU), responsável pelo monitoramento dos corpos de água e ligado ao mesmo Ministério.

Quanto ao critério técnico de permissão, a Alemanha adota o critério de análise de lançamento de efluentes considerando basicamente a carga poluidora do efluente. As condições para concessão de licenças seguem as exigências mínimas nacionais, ou seja, os Valores Limites de Emissão (ELV) com base na melhor tecnologia disponível (BAT) para processos produtivos e para tratamentos de efluentes no setor industrial. As autoridades também podem exigir condições mais rigorosas que os ELV ou mesmo proibir a descarga de efluentes (HANSEN et. al., 2001).

No caso do estado de Baden-Württemberg, as responsabilidades são divididas de acordo com o volume das descargas de efluentes. Os valores dos limites de descargas dependem da origem do efluente (industrial ou doméstico), determinados na chamada *Abwasserverordnung*, totalizando 57 anexos.

O anexo 1 da *Abwasserverordnung* trata de efluentes domésticos e as exigências variam dependendo do tamanho da estação de tratamento. Quanto maior a estação, maiores são as exigências. Na TABELA 2, são apresentados os limites para 5 variáveis: DQO, DBO_5, amônio, nitrogênio e fósforo. Indústrias como laticínios ou cervejaria também são controlados por essas 5 variáveis. No caso de indústrias químicas, outros fatores são também controlados, como toxicidade, AOX e metais pesados. (BADEN-WÜRTTEMBERG[4], apud KISHI, 2005).

TABELA 2 – EXIGÊNCIAS PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS

Tamanho da estação	DQO (mg/l)	DBO_5 (mg/l)	Amônio (NH_4-N) (mg/l)	Nitrogênio (NH_3+NO_2+NO_3) (mg/l)	Fósforo total (mg/l)
Classe 1 < 60 kg/d DBO_5 (bruto)	150	40	-	-	-
Classe 2 60 a 300 kg/d DBO_5 (bruto)	110	25	-	-	-
Classe 3 300 a 600 kg/d DBO_5 (bruto)	90	20	10	-	-
Classe 4 600 a 6000 kg/d DBO_5 (bruto)	90	20	10	18	2
Classe 5 > 6000 kg/d DBO_5 (bruto)	75	15	10	13	1

FONTE: BADEN-WÜRTTEMBERG[5], apud KISHI (2005)

Atualmente, com as diretrizes da Comunidade Européia (Directiva 2000/60/CE), metodologias de análise estão sendo estudadas por grupos de pesquisa, as chamadas metodologias combinadas, considerando tanto as cargas de efluentes (*Emission*) como a qualidade do corpo receptor (*Immission*).

---

[4] BADEN-WÜRTTEMBERG. **Die Gewerbaufsicht. Vorschriften**. Disponível em: http://www.gaa.baden-wuerttemberg.de/Vorschriften/Vorschriften.html. Acesso em 20 de janeiro de 2005

Em relação à identificação de zonas sensíveis, a Alemanha, no final de 2000, tinha identificado toda a zona de captação do Mar do Norte e do Báltico como zona sensível. Alguns lagos e zonas de captação na região da Baviera e Baden-Württemberg também foram considerados como zonas sensíveis (CEC, 2002a).

2.2.1.1 Sistemas de cobrança de efluentes e métodos de cálculo

A Áustria, Grécia e Itália não cobram taxas para descargas diretas de efluentes em águas naturais, mas iniciativas recentes nesses países mostram que este instrumento econômico está ganhando importância.

Na Alemanha, há um sistema de cobrança de efluente chamado Cobrança de Efluente Federal introduzido em 1976, mas que só começou a funcionar em 1981. Os responsáveis pela coleta desses tributos são os Ministérios de Meio Ambiente dos Estados, que também podem delegar a coleta de cobrança para os municípios.

O sistema alemão considera efluentes quaisquer lançamentos feitos diretamente em águas naturais (incluindo as águas subterrâneas): descarga industrial ou de estação de tratamento de efluentes domésticos, águas de chuva, descargas agrícolas, lançamento de efluentes menores, tais como esgoto doméstico de estações de tratamento descentralizadas. Estão sujeitos à cobrança qualquer descarga de efluente, com exceção de águas que não tenham suas características mudadas após seu uso, águas usadas para mineração e descartadas em águas artificiais e descargas de águas pluviais conforme certas condições.

Nesse país, os parâmetros levados em consideração para análise da poluição são: volume, DBO, Fósforo, Nitrogênio, compostos orgânicos halogenados solúveis em água (AOX), Metais Pesados e toxicidade de peixes. E o método de cálculo para cobrança é baseado na toxicidade de efluentes expressos como unidades de poluição (u.p.), sendo que 1,5 u.p. refletem aproximadamente a toxicidade de efluentes não tratados de um habitante por ano. A cobrança é baseada nos valores especificados nas licenças de descarga. (HANSEN et al., 2001)

Na Holanda, a cobrança pela poluição das águas é aplicada a todas as descargas diretas e indiretas (indústrias, agricultura, comunidades) e são divididas em águas estaduais e águas locais. As autoridades responsáveis pela cobrança são: o "Escritório de Impostos pela Poluição das Águas Estaduais" (para águas estaduais) e os Conselhos de Recursos Hídricos (para águas locais). Estão sujeitos à cobrança as descargas industriais e de estações de tratamento de efluentes doméstico ou "Sewage Treatment Plants" (STP), descargas agrícolas, efluentes e vazamentos de aterros sanitários e lançamento de efluentes menores.

Os parâmetros de poluição analisados no caso holandês são: DQO, Nitrogênio (reduzido) – Kjeldahl, Fósforo na forma de fosfato, sulfatos e cloretos, sendo que estes dois últimos somente são analisados em certos locais dos corpos de água. Quanto ao método de cálculo de cobrança, também é baseado em unidades de poluição (u.p.) variando entre os corpos aquáticos. E a base de cálculo para unidades de poluição é de acordo com quantidades reais (e.g. em kg) de vários parâmetros de poluentes e no consumo de água (HANSEN et. al., 2001).

2.2.2 Canadá

Nos próximos itens, serão descritos como o Canadá gerencia a questão dos lançamentos de efluentes e quais as novas medidas que estão sendo tomadas em relação aos efluentes domésticos.

2.2.2.1 Quadro geral dos efluentes

Segundo EC (2004), no Canadá, os governos utilizam várias medidas para proteger a qualidade da água, como diretrizes e objetivos. As duas medidas são similares, porém são alcançadas e aplicadas diferentemente.

As diretrizes de qualidade de água são cientificamente determinadas e indicam a máxima concentração de substâncias permitidas para um **uso particular da água**

como dessendentação de animais ou natação. Estas diretrizes nacionais servem como metas para proteção ambiental.

Por outro lado, os objetivos da qualidade da água, especificam as concentrações permissíveis para todo uso pretendido em uma **localização específica** de um lago, rio ou estuário. Os objetivos são baseados nas diretrizes de qualidade de água para os usos em certa localização, bem como nas idéias públicas e considerações sócio-econômicas.

As diretrizes e os objetivos da qualidade da água não somente protegem os usuários da água e o meio ambiente, como também promovem estratégias sustentáveis para o gerenciamento dos recursos hídricos.

É desta forma que o sistema canadense trabalha com a questão da qualidade da água, sendo que a política federal estabelece as diretrizes e as províncias e territórios ficam encarregados em instituir os objetivos. Essas províncias e territórios possuem regulamentos (legislações) de controle da poluição para o cumprimento das diretrizes canadenses e são responsáveis pelas licenças de lançamento de efluentes.

Idealmente, os contaminantes devem ser evitados de entrar nas águas. Todavia, em algumas circunstâncias, eles podem até ser permitidos em baixas concentrações, sendo que na decisão de quais substâncias controlar, definir suas concentrações e em que caso estas podem ser lançadas no meio ambiente dependem de várias perguntas, que são basicamente as seguintes:

- Quais são as fontes, quantidades e efeitos das diversas substâncias?
- O que acontecem com tais substâncias e o que elas podem provocar após terem sido lançadas no corpo receptor? Uma vez lançadas, elas se modificam no corpo hídrico?

- Aonde as substâncias chegam?
- Essas substâncias podem ser impedidas de serem lançadas no corpo receptor ou removidas por tratamento?

2.2.2.2 Nova diretriz para efluentes domésticos

Em novembro de 2003, o Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente ou "Canadian Council of Ministers of the Environment" (CCME) concordou envolver-se no desenvolvimento da estratégia canadense para Efluentes Domésticos Municipais ou "Municipal Wastewater Effluent" (MWWE). Os 14 membros jurisdicionais federal, provincial e territorial estão propostos a desenvolver uma estratégia em todo Canadá para o gerenciamento dos Efluentes Domésticos Municipais. Como parte do processo de harmonização, esta estratégia examinará todos os requerimentos para MWWE em nível municipal, provincial, territorial e federal, e recomenda uma ampla abordagem para seu gerenciamento. Um Comitê de Desenvolvimento ou "Development Committee" (DC), composto exclusivamente por membros jurisdicionais do CCME, foi estabelecido para desenvolver uma estratégia para gerenciamento dos MWWE (CCME, 2004).

A atual estrutura reguladora federal, provincial e territorial para águas residuárias no Canadá cria confusão para proprietários e operadores de sistemas de coleta e tratamento de esgotos, bem como, para vários níveis governamentais (municipal, provincial/territorial e federal), pois o regime existente para o gerenciamento dos efluentes domésticos inclui um número de leis e regulamentos administrados pelos três níveis governamentais. Além disso, certos administradores de esgotos municipais usam regulamentos que controlam a disposição de substâncias específicas na fonte.

Os vários regimes provinciais e territoriais estão envolvidos independentemente e atualmente estão em diferentes estágios de desenvolvimento, criando uma série de problemas de gerenciamento para este setor.

Os Efluentes Domésticos Municipais estão também sujeitos às exigências federais relatados pela Lei Canadense de Proteção Ambiental ou "Canadian Environmental Protection Act" (CEPA) de 1999 e a Lei da Pesca. A proposta de um plano de prevenção de poluição exigida pela CEPA está prevista de iniciar primeiramente com ações relacionadas à amônia, cloraminas inorgânicas e clorados de águas residuárias de sistemas selecionados. Essas três substâncias são somente um subconjunto das muitas questões associadas com os MWWE.

Os prazos para os municípios cumprirem os instrumentos, planos e implementações propostas pela CEPA são os seguintes:

1. 7 de Dezembro de 2004 – última data para o Ministério federal de Meio Ambiente cumprir as obrigações da CEPA de finalizar o instrumento do plano de prevenção à poluição. O último instrumento teve de ser publicado na Gazeta do Canadá, necessitando notificar os itens a seguir:

    - Identificação dos critérios de seleção para sistemas exigidos no preparo de planos de prevenção à poluição;
    - As diretrizes para aqueles que terão de preparar planos de prevenção à poluição, incluindo os objetivos de gerenciamento de riscos;
    - O prazo para que as declarações sejam submetidas ao Ministério do Meio Ambiente, indicando que os planos de prevenção à poluição foram preparados e implementados.

2. 7 de dezembro de 2006 – data prevista para entrega das declarações ao Ministério do Meio Ambiente, relatando que os planos de prevenção à poluição foram preparados e estão sendo implementados.

3. 7 de dezembro de 2009 – data prevista para entrega das declarações ao Ministério do Meio Ambiente, relatando que os planos de prevenção à poluição foram implementados.

A estratégia para o território canadense será desenvolvida através do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente e implementada de acordo com os seguintes pontos:

- Harmonização da estrutura reguladora entre as jurisdições;
- Coordenação das atividades de ciência e pesquisa;
- Uso de um modelo de gerenciamento de risco ambiental como apoio à tomada de decisão.

Quanto ao terceiro item, será desenvolvido e implementado o conceito de um Modelo de Gerenciamento de Risco Ambiental ou "Environmental Risk Management Model" (ERMM) para este setor. O papel do ERMM será:

- Integrar uma lista de poluentes, os padrões de desempenho desejável e as características de um ambiente receptor específico. Esses padrões cobririam os parâmetros convencionais associados com os efluentes domésticos que atualmente são dirigidos pelos regimes das províncias e territórios e as substâncias relevantes listadas no "Programa 1" da CEPA, levando em consideração as características específicas do ambiente receptor. Preferivelmente, haverá um mecanismo para adicionar, no tempo excedente, outras substâncias à lista dos padrões nacionais do CCME como avaliações científicas pertinentes ao setor. Além disso, os padrões nacionais incluirão

também provisões para prevenção da poluição, eliminando poluentes na fonte em situações onde o mecanismo for mais eficiente; e

- Incluir o gerenciamento do nitrogênio e do fósforo.

2.2.3 Estados Unidos

Nos Estados Unidos, a Lei Federal de Controle da Poluição da Água de 1972, também conhecida como Lei de Águas Limpas ou "Clean Water Act" (CWA) tem o objetivo de restaurar e manter a integridade física, química e biológica das águas americanas, combatendo a poluição de fontes pontuais e não pontuais e controlando os lançamentos de efluentes nos corpos receptores (EPA, 2002a).

Na seção 402 dessa lei supracitada, foi criado o sistema de licenciamento de descargas de águas residuárias, conhecido como Sistema Nacional de Eliminação de Descargas ou "National Pollutant Discharge Elimination System" (NPDES), que exige de toda instalação que lance poluentes de alguma fonte pontual nas águas dos Estados Unidos a obtenção de licença. Habitações que são conectadas ao sistema municipal, usam um sistema séptico, ou não têm uma descarga de superfície, não necessitam de licença do NPDES; entretanto, descargas industriais, municipais e outras devem obter licenças caso seus efluentes forem diretamente para as águas superficiais. Na maioria dos casos, o programa de licenciamento do NPDES é administrado por estados autorizados. Desde sua introdução em 1972, este programa é responsável pelas melhorias significativas da qualidade de água dos Estados Unidos (EPA, 2006c).

Segundo EPA (2006a), a licença fornece dois níveis de controle: limites de efluentes baseados na tecnologia ou "technology-based effluent limits" (baseado na capacidade de descargas em categorias semelhantes à industrial para tratar águas residuárias) e os limites de efluentes baseados na qualidade da água ou "water quality-based effluent limits" (caso os limites de efluentes baseados na tecnologia não sejam suficientes para proteger o corpo hídrico).

2.2.3.1 Licenciamento referentes aos Limites de Efluentes baseados na Tecnologia "Technology-Based Effluent Limits"

Segundo EPA (2006b), o NPDES exige um nível mínimo de tratamento de poluentes para descargas de fontes pontuais baseado nas tecnologias disponíveis. Para atividades industriais e outras não municipais, os limites são de acordo com os padrões e diretrizes de limites de efluentes estabelecidos pela EPA para diferentes categorias de indústrias (mais de 50). Esses padrões e diretrizes são baseados no grau de redução do poluente alcançado por uma categoria industrial através da aplicação de tecnologias de controle de poluentes, descritas abaixo:

a) Melhor Tecnologia de Controle Praticável Atualmente Disponível ou "Best Practicable Control Technology Currently Available (BPT)"

O primeiro nível de padrões baseados em tecnologia foi estabelecido pela CWA para controlar poluentes lançados nas águas dos Estados Unidos. As diretrizes dos limites de efluentes da BPT são geralmente baseadas na média do melhor desempenho existente pelas estações dentro de uma categoria ou subcategoria industrial.

b) Melhor Tecnologia de Controle de Poluente Convencional ou "Best Conventional Pollutant Control Technology (BCT)"

Padrão baseado na tecnologia para descarga de fontes pontuais de indústrias de poluentes convencionais, incluindo DBO, SST, coliformes fecais, pH, óleos e graxas. A BCT é estabelecida de duas formas:

- Teste de "custo razoável", que compara o custo para uma indústria reduzir sua descarga de poluente com o custo para uma "**Publicly Owned Treatment Work" (POTW) – Estação de Tratamento de Domínio Público** para níveis similares de redução de uma carga de poluente.

- O segundo teste examina o custo-benefício de um tratamento industrial adicional além da BPT. A EPA deve encontrar os limites que são razoavelmente conforme ambos os testes antes de estabelecer como BCT.

c) Melhor Tecnologia Disponível Economicamente Viável ou "Best Available Technology Economically Achievable (BAT)"

Padrões baseados em tecnologia estabelecidos pela CWA como os meios mais apropriados disponíveis na base nacional para controlar a descarga direta de poluentes tóxicos e não-convencionais para águas navegáveis. Diretrizes de limites de efluentes da BAT, em geral, representam o melhor desempenho existente de tecnologias de tratamento que são economicamente viáveis dentro de uma categoria ou subcategoria industrial de uma fonte pontual.

d) Novos Padrões de Desempenho da Fonte ou "New Source Performance Standards" (NSPS)

Padrões baseados na tecnologia de poluentes convencionais e para atividades que são qualificadas como novas fontes sob critério da parte 40 CFR 122.2 e 40 CFR 122.29. Padrões consideram que o empreendimento com a nova fonte de descarga tem uma oportunidade de projetar operações para controlar mais eficientemente descargas de poluentes.

Na ausência de padrões e diretrizes, uso do melhor julgamento profissional ou "best professional judgement" (BJP) caso a caso (EPA, 2006b).

Segundo EPA (2002b), para instalações municipais - "**Publicly Owned Treatment Work" (POTW) ou Estação de Tratamento de Domínio Público -** limites de efluentes baseados na tecnologia são de acordo com os padrões nacionais de tratamento secundário (tratamento biológico). Esses padrões são aplicados a todas as estações de tratamento municipais de águas residuárias e devem obter o nível mínimo de qualidade do efluente através deste tipo de tratamento, e são representados pela remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio 5 dias (DBO_5) e dos Sólidos Suspensos Totais (SST).

2.2.3.2 Licenciamento referentes aos Limites de Efluentes Baseados na Qualidade de Água "Water Quality-Based Effluent Limits (WQBEL)"

Conforme EPA (1996), quando os limites de efluentes baseados na tecnologia não forem suficientes para assegurar os padrões de qualidade de água, designados para sua proteção, a CWA (seção 303 (b)(1)(c)) e os regulamentos do NPDES (40 CFR 122.44(d)) exigem que os critérios de licenciamento sejam mais restritivos. Assim, devem-se aplicar os limites de efluentes baseados na qualidade da água, que ficam responsáveis por assegurar estes padrões. Alguns pontos são importantes no NPDES quando se trata de qualidade de água, como:

a) Desenvolvimento apropriado dos limites de efluentes nas licenças do NPDES

É um vital componente nos padrões de qualidade da água e são baseados nas classificações dos usos da água, nos critérios de qualidade de água (numérico e/ou narrativos) e na política de antidegradação, conforme descritos a seguir.

Classificações do uso

A primeira etapa dos padrões de qualidade de água dos Estados é um sistema de classificação para corpos de água baseados nos usos benéficos esperados. A CWA descreve vários usos das águas que são considerados desejáveis e devem ser protegidos. Estes usos incluem o abastecimento doméstico, recreação e proliferação de peixes e animais silvestres. Os Estados são livres para designar usos mais específicos ou designar usos não mencionados na CWA, com a exceção da assimilação e transporte de efluentes que não é um uso designado aceitável. Com os usos destinados a um determinado corpo aquático, este deve manter qualidade para suportar sua capacidade de pesca e lazer (natação) - recreação de contato primário, sendo um dos objetivos da Seção 101(a)(2) da CWA.

Critérios de qualidade de água

A segunda etapa dos padrões de qualidade de água dos Estados se refere aos critérios de qualidade de água julgados necessários para o suporte dos usos designados de cada corpo hídrico. Esses critérios podem ser numéricos ou narrativos. A CWA exige que os Estados adotem critérios numéricos para certos poluentes tóxicos onde é necessário proteger os usos designados. A Regulamentação dos Padrões de Qualidade de água da EPA incentiva os Estados a adotar ambos os critérios de qualidade de água (numérico e narrativo). A Seção 304(a) da Lei de Águas Limpas (CWA) indica que a EPA publique orientações dos critérios de qualidade para ajudar os Estados a desenvolver os padrões de qualidade de água. Os critérios ou orientações da EPA consistem de três componentes:

- **Magnitude -** O nível de poluente (ou parâmetro de um poluente), geralmente expresso como uma concentração, que é permissível.
- **Duração -** o período do excesso de tempo (período médio) que a concentração no corpo de água é medida para comparação com concentrações dos critérios.
- **Freqüência -** que freqüência os critérios podem ser excedidos.

Política de Antidegradação

A terceira etapa dos padrões de qualidade de água dos Estados é desenvolver uma política de antidegradação. É exigido de cada Estado a adoção de uma política consistente com as regulamentações de antidegradação da EPA (40 CFR §131.12) e a identificação dos métodos que usarão para implementação da política. As políticas de antidegradação fornecem 3 níveis de proteção da qualidade da água:

1. Proteger os usos existentes e fornecer o limite absoluto da qualidade da água para todas as águas dos Estados Unidos.

2. Proteger o nível de qualidade da água necessário para suportar a proliferação de peixes, crustáceos, e animais silvestres e recreação dentro e sobre a água nos corpos aquáticos que atualmente possuem qualidade maior que a exigida para suportar esses usos.

3. Proteger a qualidade de recursos nacionais proeminentes, tais como águas de parques estaduais e nacionais e refúgios de animais silvestres e águas de recreação excepcional ou significância ecológica. Nessas águas ou nos tributários delas não pode haver novas ou acréscimo de descargas que resultem em uma qualidade de água menor (com a exceção de algumas atividades limitadas que resultam em mudanças temporárias e de curto prazo na qualidade da água).

b) Licenciamento baseado na Bacia Hidrográfica (*Watershed Based Permitting*)

Leva em consideração a plena situação da bacia onde a descarga está localizada.

c) Carga Total Máxima Diária ou "Total Maximum Daily Load" (TMDL)

Onde a bacia hidrográfica está listada como deteriorada, para concessão da licença do NPDES, pode ser necessária à análise dos resultados da TMDL.

Conforme EPA (2002a), a Seção 303(d) da CWA estabelece um processo para os estados identificarem águas dentro de seus limites onde a implementação dos controles baseados na tecnologia está inadequada para alcançar os padrões de qualidade de água. Estados estabelecem um "ranking" de águas prioritárias e desenvolvem as TMDLs nestas.

Segundo EPA (1996), uma TMDL identifica a quantidade de um poluente específico ou propriedade de um poluente, de fontes pontuais, não pontuais e naturais, incluindo a margem de segurança, que pode ser descarregada no corpo receptor e ainda assegurar que este alcance os padrões de qualidade de água. As TMDLs podem ser expressas em termos de massa química por unidade de tempo, de toxicidade ou de outras medidas apropriadas.

As localizações de cargas de poluentes para fontes pontuais são chamadas de Alocações de Cargas de Efluentes ou "Wasteload Allocations" (WLAs), que são uma fração de uma TMDL. Baseadas na TMDL, as (WLAs) de fontes pontuais e Alocações de Carga ou "Load Allocations" (LAS) de fontes difusas são estabelecidas para que prognostiquem concentrações no corpo receptor que não excedam os critérios de qualidade de água.

As TMDLs, WLAs e LAs são estabelecidas em níveis necessários para atingir e manter os padrões aplicáveis de qualidade de água (numéricos e narrativos), com as variações sazonais e uma margem de segurança que considera alguma falta de conhecimento a respeito da relação entre as cargas de fontes pontuais e difusas e a qualidade da água. Os limites de efluentes nas licenças do NPDES devem ser consistentes com tais WLA. Também, na ausência de uma TMDL, as autoridades ainda devem avaliar a necessidade para limites de efluentes baseados nos padrões de qualidade de água e onde necessário, desenvolver alocações apropriadas para cargas de efluentes e limites de efluentes. Esta análise pode ser feita para uma bacia hidrográfica inteira ou separadamente para cada descarga individual.

A Alocação de Carga de Efluente é determinada através de uma avaliação expositiva. Modelos de qualidade de água são ferramentas primárias utilizadas pelas agências reguladoras em conduzir uma avaliação expositiva para determinar a WLA. Esses modelos estabelecem uma relação quantitativa entre uma carga de efluente e seu impacto na qualidade da água. A modelagem é geralmente conduzida por um grupo de trabalho especializado nas agências reguladoras (EPA, 1996).

d) Metodologias para implementação dos padrões de qualidade de água

- Metodologia do Produto Químico específico

São usados como base para analisar um efluente, decidir que produtos químicos necessitam de controle, e derivar os limites da licença que controlarão aqueles produtos químicos necessários para atingir os padrões de qualidade nos corpos receptores. Os produtos químicos específicos nos limites de efluentes baseados na qualidade de água nas licenças do NPDES envolvem uma avaliação do local-específico da descarga e de seu efeito nas águas receptoras. Esta metodologia permite o controle de produtos químicos individuais antes que ocorra o impacto na qualidade de água ou ajuda a recuperar a qualidade de água para um nível que se encontre com usos designados.

- Metodologia da Toxicidade do Efluente ou "Whole Effluent Toxicity" (WET)

Descreve os problemas da toxicidade de todo efluente nas licenças do NPDES para proteger a qualidade da água receptora do efeito tóxico agregado da mistura de poluentes em uma descarga. Há dois tipos de teste de WET: aguda e crônica. Um teste de toxicidade aguda é geralmente conduzido em um pequeno período de tempo (aproximadamente 48 horas) e resposta medida é a mortalidade. O ponto final para um teste de toxicidade aguda é muitas vezes expressos como uma LC50 (isto é, a concentração do efluente que é letal para 50% dos organismos expostos). Um teste de toxicidade crônica é geralmente conduzido por um longo período de tempo (aproximadamente 7 dias) e a resposta medida é a mortalidade e os efeitos subletais, tais como mudanças na reprodução e no crescimento. Para expressar padrões, utilizando a facilidade da modelagem, e os limites permissíveis, a EPA recomenda que a toxicidade seja expressa em termos de unidades tóxicas, que pode ser unidades tóxicas agudas (acute toxic units -TUa) e unidades tóxicas crônicas (chronic toxic units - TUc).

- Metodologia para avaliação biológica ou Critérios Biológicos

É usada para avaliar a integridade biológica total de uma comunidade aquática. Os critérios biológicos, ou "biocritérios", são valores numéricos ou indicações narrativas que descrevem a situação da integridade biológica das comunidades aquáticas que habitam águas de um designado uso da vida aquática. Quando incorporado aos padrões de qualidade de água, o critério biológico e as designações dos usos da vida aquática servem como orientação para metas legais a serem atingidas na determinação do uso da vida aquática. Uma vez que os "biocritérios" são desenvolvidos, a condição biológica de um corpo de água pode ser avaliada através de um processo denominado "bioavaliação". Uma "bioavaliação" é uma avaliação da condição biológica de um corpo de água usando testes biológicos e outras medidas diretas da biota residente nas águas superficiais. Um teste biológico, ou o "bioteste", consiste em coletar, processar e analisar parcelas representativas de uma comunidade aquática residente para determinar sua estrutura e função. Os resultados dos "biotestes" podem ser comparados com a referência do corpo aquático para determinar se os "biocritérios" para os usos designados ao corpo de água estão sendo atendidos.

A TABELA 3 mostra os componentes das metodologias descritas, suas capacidades e limitações.

TABELA 3 - COMPONENTES DE UMA METODOLOGIA INTEGRADA PARA CONTROLE DOS TÓXICOS BASEADOS NA QUALIDADE DA ÁGUA

Metodologia de Controle	Capacidades	Limitações
Produto químico específico	- Proteção da Saúde Humana - Toxicologia completa - Tratamento simples - Destino conhecido - Menos testes caros se somente alguns elementos tóxicos forem presentes - Prevenção de impactos	- Não considera todos tóxicos presentes - Não mede a biodisponibilidade - Interações de misturas sem explicação - Teste completo pode ser caro - Degradação biológica direta não medida
Toxicidade do Efluente Inteiro	- Toxicidade agregada - Tóxicos desconhecidos encontrados - Biodisponibilidade medida - Toxicologia exata - Prevenção de impactos	- Nenhuma proteção direta da saúde humana - Toxicologia incompleta (poucas espécies podem ser testadas) - Nenhum tratamento direto - Nenhuma persistência ou cobertura do sedimento - Condições no meio ambiente podem ser diferentes - Conhecimento incompleto do causador do efeito tóxico
Bioavaliação	- Mede o real efeito do corpo receptor - Análise da tendência histórica - Avalia a qualidade acima dos padrões - Efeito total de todas as fontes, incluindo fontes desconhecidas	- Efeitos dos fluxos nem sempre avaliados - Dificuldade para interpretar os impactos - Causa do impacto não identificado - Nenhuma diferenciação das fontes - Impacto já ocorrido - Nenhuma proteção direta da saúde humana

FONTE: EPA (1996)

e) Seleção do modelo de qualidade de água para alocação das cargas

A determinação do modelo apropriado para uma dada descarga e o corpo receptor é baseada se há ou não uma rápida e completa mistura do efluente com o corpo de água. Se o corpo receptor não tiver uma rápida e completa mistura, a avaliação da zona de mistura é recomendada. Se houver a rápida e completa mistura próximo ao ponto de descarga, uma avaliação da mistura completa envolvendo modelos de transporte e dispersão é recomendada.

- Avaliação da Zona de Mistura

Em situações de lançamento de efluentes em corpos receptores que não aconteça mistura completa, a modelagem da zona de mistura é apropriada. Zonas de misturas são áreas onde um efluente sofre uma diluição inicial e são estendidas para cobrir uma mistura secundária no ecossistema aquático. Uma zona de mistura é uma zona de impacto alocado no corpo receptor onde os padrões (crônico e agudo) de qualidade de água podem ser excedidos desde que as condições tóxicas sejam evitadas e o uso desejado da água não seja prejudicado em conseqüência da zona de mistura. A CWA permite zonas de mistura na discrição dos Estados. A política de cada Estado determina se a zona de mistura é permitida. A EPA recomenda que os Estados façam uma declaração definitiva nos seus padrões de qualidade de água, relatando se as zonas de mistura são permitidas e como serão definidas. A EPA fornece diretrizes quando se exige uma zona de mistura e como determinar os limites e o tamanho da zona de mistura.

- Avaliação da Mistura Completa

Se a distância do ponto de lançamento para a mistura completa é insignificante, então, a modelagem da zona de mistura não é necessária. Para situações de descargas que haja mistura completa no corpo receptor, há dois tipos de modelos de qualidade de água de transporte e dispersão: Modelo no estado estacionário (*steady-state*) e o modelo dinâmico. A seleção do modelo depende das características do corpo receptor, da disponibilidade de dados dos efluentes e do nível de sofisticação desejado. Os dados mínimos exigidos para entrada no modelo incluem vazão do corpo de água, vazão do efluente, concentrações dos poluentes no efluente e concentrações naturais dos poluentes no ecossistema aquático.

1. Modelagem no Estado Estacionário

Um modelo no estado estacionário exige somente, entradas constantes para vazão do efluente, concentração do efluente, concentração natural do corpo receptor, vazão do corpo de água e condições meteorológicas (como temperatura). Se somente poucos poluentes ou medidas de toxicidade do efluente estão disponíveis ou se um histórico de vazões diárias não está disponível, avaliações no estado estacionário devem ser usadas. Modelos no estado estacionário calculam as Alocações de Cargas de Efluente (WLAs) em condições críticas que são geralmente combinações de suposições de piores casos da vazão do corpo de água, concentrações dos poluentes no efluente e efeitos ambientais. As WLAs e limites permissíveis derivados do modelo no estado estacionário serão a favor da segurança dos padrões de qualidade de água em condições críticas e para todas as condições ambientais menos críticas.

Modelagem no estado estacionário envolve a aplicação da equação do balanço de massa que permite o analista equacionar a massa de poluentes a montante de um dado ponto (geralmente em uma descarga) para a massa de poluentes a jusante depois da zona de mistura. Este modelo assume que poluentes sejam conservativos e aditivos e considera somente a diluição como um fator de mitigação afetando a concentração de poluente no curso de água. A fórmula pode ser modificada para levar em conta fatores como degradação ou sorção do poluente (em adição a diluição) onde apropriado e praticável.

Os critérios de qualidade de água são definidos pelos Estados. Muitos desses adotaram ambos os critérios numéricos (agudo e crônico) para pelo menos alguns poluentes. Modelos no estado estacionário para WLA devem ser usados para calcular a carga de efluente permissível que satisfará os critérios na vazão de referência adotada. Cada Estado especifica a vazão de referência apropriada nos quais os padrões de qualidade de água devem ser aplicados. A EPA recomenda uma vazão de referência para critérios agudos da vida aquática no $Q_{1,10}$ (vazão mínima de um dia com período

de retorno de 10 anos) e para critérios crônicos da vida aquática a vazão $Q_{7,10}$ (vazão mínima de sete dias com período de retorno de 10 anos). EPA também recomenda que a vazão média harmônica do corpo receptor seja usada como vazão de referência para proteção da saúde humana.

2. Modelagem dinâmica

Se dados adequados da vazão do corpo receptor e da concentração do efluente estão disponíveis para estimar as distribuições de freqüência das concentrações do efluente, uma das técnicas de modelagem dinâmica pode ser usada para desenvolver as WLAs. Em geral, modelos dinâmicos levam em conta variações diárias e relações entre corpo receptor, efluente e condições ambientais e, portanto, determina diretamente a real probabilidade que os padrões de qualidade de água serão excedidos. As três técnicas de modelagem dinâmica recomendadas pela EPA incluem: a modelagem da simulação contínua, simulação de Monte Carlo e a probabilidade do lognormal.

Esses métodos calculam uma probabilidade da distribuição para várias concentrações do corpo receptor (concentração do pior caso baseada nas condições críticas). Assim, é determinada a distribuição da freqüência das concentrações de todo efluente exigida para produzir a freqüência desejada para conformidade dos critérios (EPA, 1996).

2.3 COMPORTAMENTO DOS CORPOS HÍDRICOS RECEPTORES DE CARGA ORGÂNICA

O lançamento de poluentes orgânicos nos corpos hídricos consome oxigênio dissolvido (OD) dos mesmos, através da oxidação química e principalmente da bioquímica, via respiração dos microorganismos, depurando assim a matéria orgânica (VALENTE et al., 1997).

Um corpo hídrico poluído por lançamentos de matéria orgânica biodegradável sofre um processo natural de recuperação denominado autodepuração, que se realiza por processos físicos (diluição, sedimentação), químicos (oxidação) e bioquímicos (oxidação da matéria orgânica por microrganismos heterotróficos). Deve-se ressaltar que os compostos orgânicos biorresistentes e os compostos inorgânicos (incluso os metais pesados) não são afetados por esse processo (BRAGA et al., 2002).

Quando a carga dos esgotos lançados excede essa capacidade de autodepuração, o rio fica sem oxigênio, provocando problemas estéticos e liberação de odor, e assim, impede a vida de peixes e outros seres aquáticos, que morrem não por toxicidade, mas por asfixia. Todos os organismos dependem de uma forma ou de outra do oxigênio para manter os processos metabólicos de produção de energia e de reprodução. A quantidade de despejos orgânicos assimiláveis lançada ao corpo de água deve ser proporcional à sua vazão ou ao seu volume, isto é, à sua disponibilidade de oxigênio dissolvido (VALENTE et al., 1997). Logo, a poluição orgânica de um curso de água pode ser avaliada pelo decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido e/ou pela concentração de matéria orgânica em termos de concentração de oxigênio necessário para oxidá-la, pois o OD embora não seja o único indicador de qualidade da água existente, é um dos mais usados por estar diretamente relacionado às espécies que podem sobreviver em um ecossistema aquático. Por exemplo, algumas espécies necessitam de uma concentração mínima de 2 mg/l para sua existência e outras mais exigentes precisam do dobro dessa quantidade para conseguir sobreviver (BRAGA et al., 2002).

Portanto, o conhecimento do fenômeno de autodepuração de corpos hídricos é de grande importância, já que este pode ser considerado na assimilação de efluentes, sem que cause problemas ambientais. É totalmente justificável a utilização deste processo como complementação dos tratamentos de esgotos nos países em desenvolvimento, devido à carência de recursos financeiros. Todavia, deve ser feito com parcimônia e de acordo com critérios técnicos seguros e bem definidos, ou seja,

sua utilização deve ser até um ponto aceitável e não prejudicial (VON SPERLING, 1996). É importante ressaltar que conforme o CONAMA (2005), pode-se utilizar a capacidade de autodepuração do corpo receptor como complementação ao tratamento de efluentes, caso os limites de DBO estabelecidos para as águas doces de classes 2 e 3 sejam ultrapassados, contudo, é necessário demonstrar que as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido previstas não serão desobedecidas, nas condições de vazão de referência, com exceção da zona de mistura.

Segundo BRAGA et al. (2002), a matéria orgânica é consumida pelos decompositores aeróbios, que transformam estes compostos mais complexos (proteínas e gordura) em cadeias mais simples (amônia, aminoácidos e dióxido de carbono). O mecanismo da autodepuração pode ser dividido em duas etapas:

1ª etapa: Decomposição

A quantidade de oxigênio dissolvido na água necessária para a decomposição da matéria orgânica é chamada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), ou seja, a DBO é o oxigênio que vai ser respirado por organismos decompositores aeróbios para a decomposição da matéria orgânica lançada na água. Indiretamente, é uma medida da quantidade de matéria orgânica biodegradável na água.

2ª etapa: Recuperação do Oxigênio Dissolvido ou Reaeração

Há duas fontes contínuas que adicionam oxigênio na água: atmosfera e fotossíntese. As trocas atmosféricas são mais intensas quanto maior for a turbulência no curso de água. Então, na etapa de decomposição o consumo de OD é maior que a reposição pelas fontes. Portanto, somente quando cessa a decomposição e os decompositores morrem é que o OD começa a se recompor e sua concentração aumenta novamente. Caso a quantidade de matéria orgânica lançada seja muito grande, pode haver o esgotamento total do OD na água. A decomposição será feita então pelos decompositores anaeróbios, que prosseguem as reações de decomposição, utilizando o

deslocamento de hidrogênio para a quebra das cadeias orgânicas e transformando em metano, gás sulfídrico e outros. A decomposição anaeróbia não é completa, tendo que ser continuada pela decomposição aeróbia quando o rio começar a se recompor em termos de OD.

Conforme VON SPERLING (1996), o processo de autodepuração também pode ser ilustrado por zonas como mostra a FIGURA 3 e está descrito nos tópicos abaixo:

1ª Zona: Degradação

Esta zona tem início logo após o lançamento de efluentes com característica doméstica no curso de água. Apresenta uma alta concentração de matéria orgânica, ainda em seu estágio complexo, mas potencialmente decomponível.

2ª Zona: Decomposição Ativa

Após a fase inicial de transtorno do ecossistema, este começa a se organizar, com os microrganismos exercendo ativamente suas funções na decomposição da matéria orgânica. Conseqüentemente, os reflexos no corpo hídrico alcançam seus níveis mais marcantes e a qualidade da água fica em seu estado mais deteriorado. Nesta zona, o oxigênio dissolvido atinge a sua menor concentração, podendo ser totalmente consumido pelos microrganismos, caso a quantidade de efluente biodegradável lançada tenha sido considerável em relação à vazão do rio.

3ª Zona: Recuperação

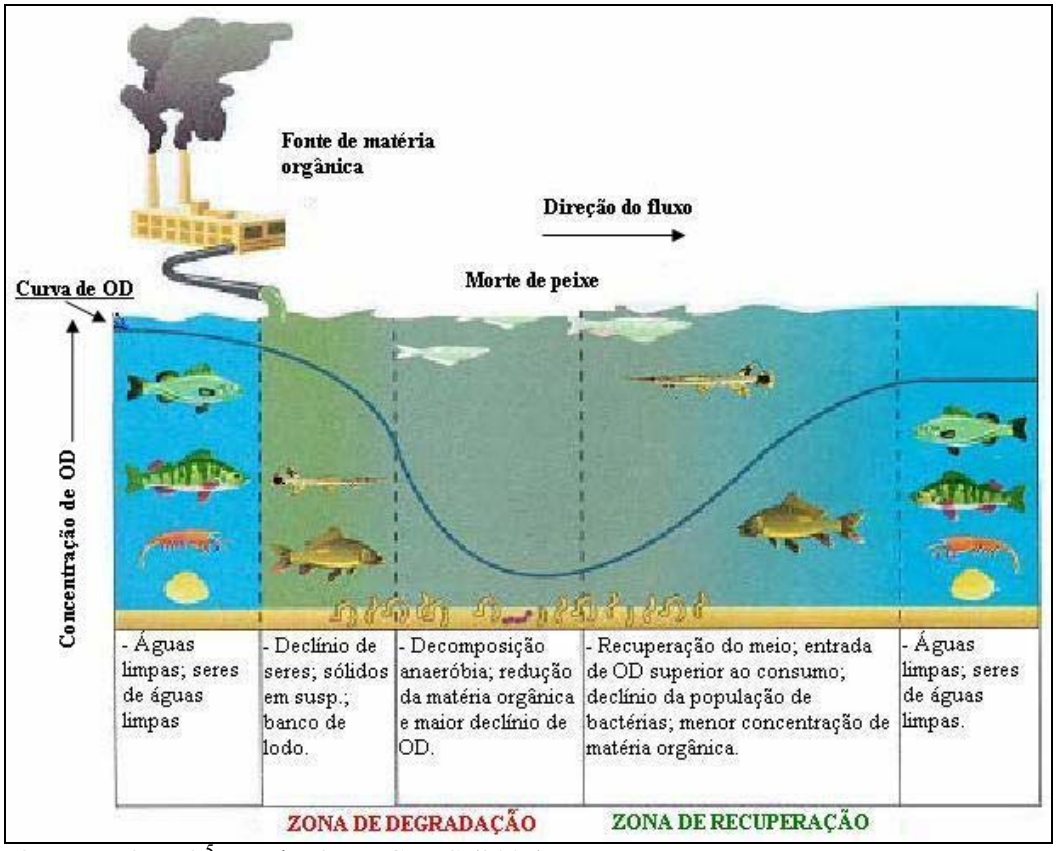
Após a fase de intenso consumo de matéria orgânica e de degradação do ambiente aquático, inicia-se a etapa de recuperação. A água já se encontra mais clara e sua aparência geral apresenta-se bastante melhorada. Grande parte da matéria orgânica já está estabilizada, ou seja, transformada em compostos inertes, reduzindo o consumo de oxigênio através de respiração bacteriana. Assim, paralelamente à introdução de oxigênio atmosférico na massa líquida, aumentam os teores de oxigênio dissolvido (a

produção de oxigênio pela reaeração atmosférica passa a ser maior que o consumo de oxigênio para a estabilização da matéria orgânica), trazendo uma nova mudança na flora e na fauna aquática.

4ª Zona: Águas Limpas

As águas voltam ao estágio de como eram anteriormente ao lançamento do poluente em relação ao oxigênio dissolvido, à matéria orgânica e aos teores de bactéria e, provavelmente, aos organismos patogênicos. Devido à mineralização ocorrida na zona anterior, as águas são, nesta fase, mais ricas em nutrientes do que antes da poluição, ocorrendo uma maior produção de algas. A diversidade de espécie é grande, o ecossistema encontra-se estável e a comunidade atinge novamente o clímax.

FIGURA 3 - PERFIL LONGITUDINAL DO PROCESSO DE AUTODEPURAÇÃO



FONTE: PORTO[5], apud RODRIGUES (2005)

[5] PORTO, M. Material de aula da disciplina Qualidade da Água, PHD – 5004. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, 1997.

2.3.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Neste item, serão apresentados somente os principais processos que ocorrem com a DBO carbonácea.

Oxidação da matéria orgânica carbonácea

A oxidação da matéria orgânica carbonácea corresponde ao principal fator de consumo de oxigênio, pois esta serve como uma fonte de energia para os organismos heterotróficos para os processos de respiração e decomposição (CHAPRA, 1997). Esse consumo de oxigênio é chamado de Demanda Bioquímica de Oxigênio Carbonácea (DBOc), que usualmente é denominado apenas por Demanda Bioquímica de Oxigênio, não representando a fração de oxigênio consumida no processo de oxidação da matéria nitrogenada. Os principais produtos finais da oxidação da matéria orgânica carbonácea são o dióxido de carbono (CO_2), amônia e a água (H_2O) (RODRIGUES e PORTO, 2003). A taxa de degradação da matéria orgânica no meio líquido é representada pelo coeficiente de desoxigenação K_1, que depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. Na TABELA 4, encontram-se valores típicos de K_1 e seus respectivos valores médios. (VON SPERLING, 1996; RODRIGUES, 2005)

TABELA 4 – VALORES TÍPICOS DO COEFICIENTE DE DESOXIGENAÇÃO, K_1 (dia^{-1}), BASE "e"A 20°C.

Origem	K_1 (dia^{-1})	K_1 médio (dia^{-1})
Água residuária concentrada	0,35 – 0,45	0,40
Água residuária de baixa concentração	0,30 – 0,40	0,35
Efluente primário	0,30 – 0,40	0,35
Efluente secundário	0,12 – 0,24	0,18
Rios com águas limpas	0,09 – 0,21	0,15
Água para abastecimento público	<0,12	-

FONTE: VON SPERLING (1996)

Sedimentação

A sedimentação é um processo físico, onde ocorre a separação da água (pela sedimentação gravitacional) das partículas suspensas que são mais pesadas que esta. (TCHOBANOGLOUS, 1991).

O coeficiente de sedimentação (K_3), que interfere no balanço de DBO nos corpos de água é dado pela Equação (1).

$$K_3 = \frac{V_s}{H} \qquad (1)$$

Onde,

K_3: coeficiente de sedimentação (dia^{-1});
V_s: Velocidade de sedimentação do poluente (m/dia);
H: profundidade média do leito do rio (m).

Portanto, o K_3 depende da velocidade de sedimentação, que por sua vez está diretamente interligada com o tamanho das partículas e suas densidades. A TABELA 5 mostra as velocidades de sedimentação, conforme o tamanho e a densidade das partículas e a FIGURA 4 mostra os tipos e tamanhos de algumas partículas.

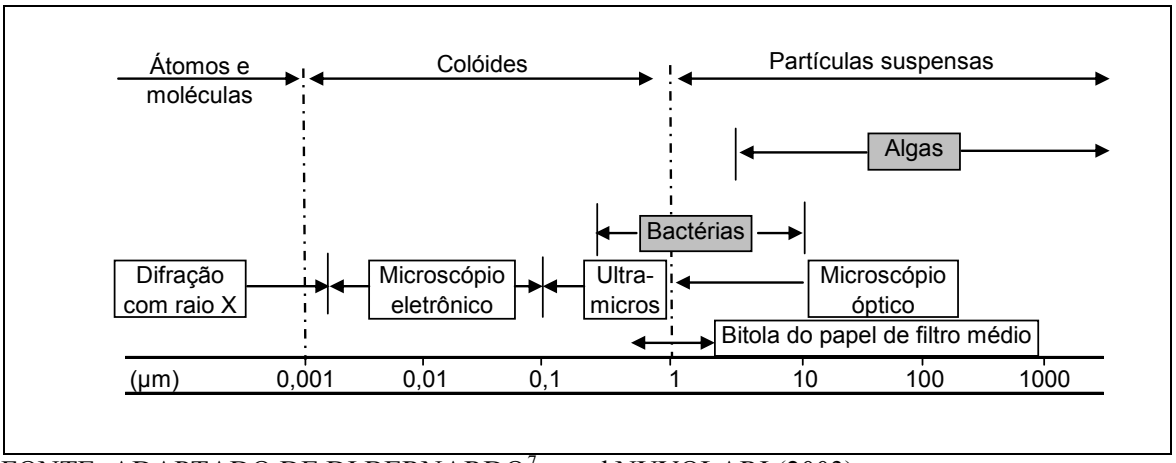
TABELA 5 – VELOCIDADES DE SEDIMENTAÇÃO (m/dia) A 20 °C

Tamanho das Partículas (μm)	Densidades das Partículas (g/cm^3)			
	1,8	2,0	2,5	2,7
Areia Fina				
300	300	400	710	800
50	94	120	180	200
Silte				
50	94	120	180	200
20	15	19	28	32
10	3,8	4,7	7,1	8
5	0,94	1,2	1,8	2,0
2	0,15	0,19	0,28	0,32
Argila				
2	0,15	0,19	0,28	0,32
1	0,04	0,05	0,07	0,08

FONTE: KISER[6], apud CHEN (2001)

[6] KISER, D. L. **Cesium transport in Four Mile Creek of the Savannah River Plant, Savannah River Laboratory**. Aiken, South Carolina, dp-1528, april 1979.

FIGURA 4 – ESCALA DE TAMANHO DAS PARTÍCULAS



FONTE: ADAPTADO DE DI BERNARDO[7], apud NUVOLARI (2003)

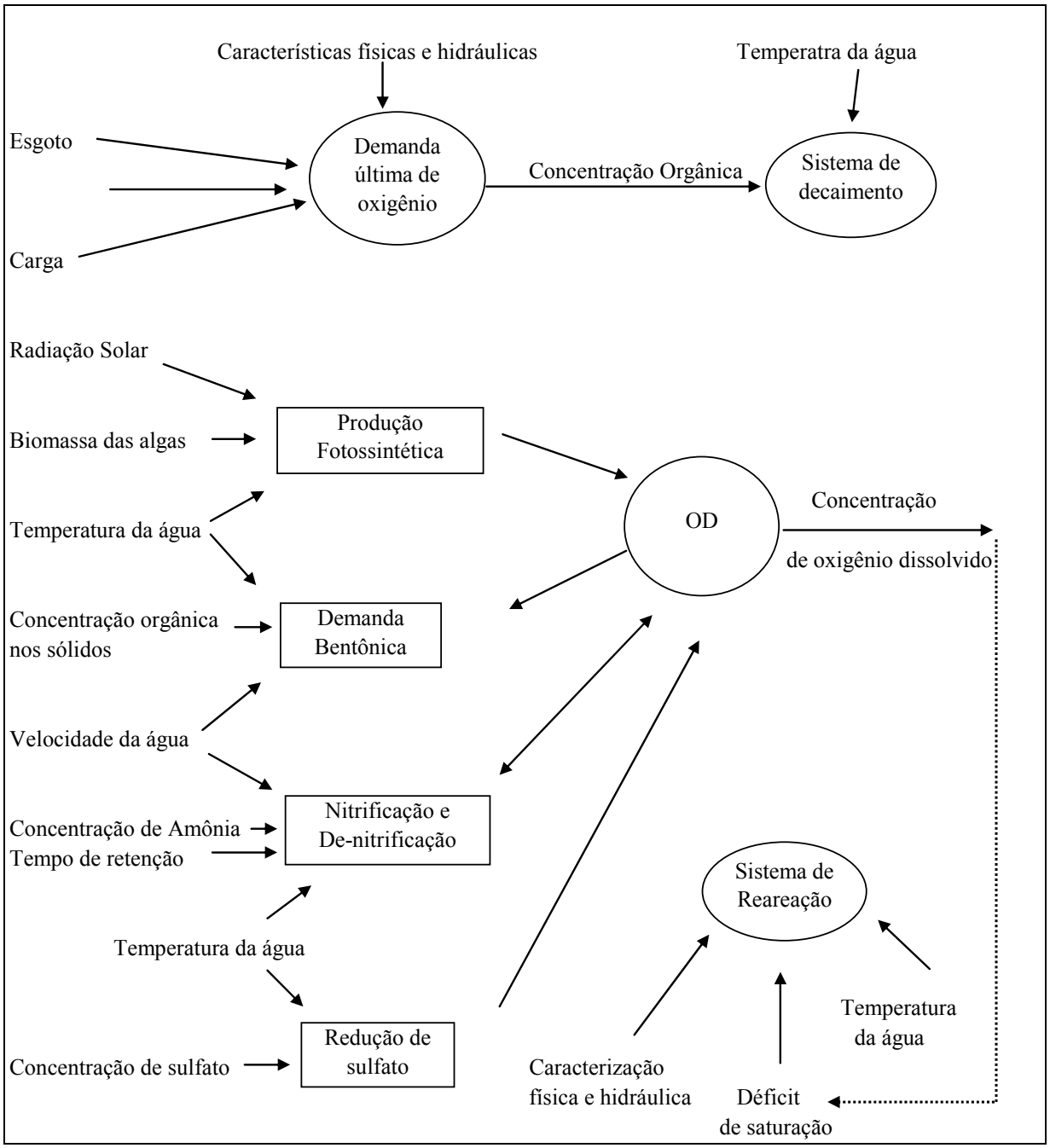
Conforme pode ser observado na FIGURA 4, os tamanhos das partículas sedimentáveis começam a partir de 1µm.

2.3.2 Oxigênio Dissolvido

No processo de autodepuração do corpo hídrico há um balanço de massa 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. O balanço completo de OD é um fenômeno bastante complexo onde ocorrem várias reações, conforme FIGURA 5.

[7] DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. vol. I, Rio de Janeiro, ABES, 1993, 496 p.

FIGURA 5 – BALANÇO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO MEIO AQUÁTICO



FONTE: ADAPTADO DE JAMES (1984)

Portanto, serão detalhados somente os principais fenômenos interagentes no balanço do oxigênio dissolvido em um corpo hídrico, de acordo com a TABELA 6.

TABELA 6 – PRINCIPAIS FENÔMENOS INTERAGENTES NO BALANÇO DO OD

Consumo de oxigênio	Produção de oxigênio
Oxidação da matéria orgânica	Reaeração atmosférica
Demanda Bentônica	Fotossíntese
Nitrificação	-

FONTE: VON SPERLING (1996)

Primeiramente, apresentam-se os processos que interferem no consumo de oxigênio baseado na TABELA 6, sendo que a oxidação da matéria orgânica já foi descrita no tópico 2.3.1.

Demanda Bentônica de Oxigênio

A descarga de efluentes com componentes sedimentáveis nos corpos receptores podem resultar na formação de um "banco de lodo" ou depósitos de material orgânico imediatamente após o lançamento. Esses depósitos podem se acumular em um período de tempo se as velocidades forem muito baixas para evitar o espalhamento do fundo do corpo de água. Como a profundidade dos sólidos depositados aumenta, começa a decomposição anaeróbia do material orgânico nas camadas mais profundas. Os produtos desta decomposição [dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e sulfeto de hidrogênio (H_2S)] seguem para cima da camada de lodo e entram na água. Se a produção de gás no lodo de fundo for alta, pode resultar em um severo problema estético bem como numa depleção passageira de oxigênio dissolvido. A camada superficial do lodo em contato direto com a água geralmente sofre decomposição aeróbia, removendo oxigênio das águas, isto é, o OD se propaga na camada superficial do sedimento por oxidação aeróbia. A demanda de oxigênio originada por este conjunto de fatores gerados pelo lodo de fundo é denominada demanda bentônica. (THOMANN e MUELLER, 1987)

Esta demanda é expressa em g O_2/m^2.dia, sendo exercida pela área superficial do leito do rio. A TABELA 7 mostra as variações e médias da demanda de oxigênio do sedimento dependendo do leito e local.

TABELA 7 - VALORES ASSOCIADOS À DEMANDA DE OXIGÊNIO DA CAMADA BENTÔNICA

Tipo de leito e situação local	Demanda Bentônica (g O_2/m^2.dia) a 20°C	
	Variação	Média
Lodo de esgoto – nas proximidades do ponto de lançamento	2 – 10	4
Lodo de esgoto – a jusante do ponto de lançamento	1 – 2	1,5
Leito estuarino	1 – 2	1,5
Leito arenoso	0,2 - 1,0	0,5
Leito de solo mineral	0,05 - 0,1	0,07

FONTE: THOMANN & MUELLER (1987)

Nitrificação

A nitrificação é o processo de oxidação das formas nitrogenadas, que transforma amônia em nitritos e estes em nitratos. 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 através da oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia.

Em ambas as reações (a que transforma amônia em nitrito e a que transforma nitrito em nitrato), há consumo de oxigênio, denominado demanda nitrogenada ou demanda de segundo estágio, por ocorrer numa fase posterior a das reações de desoxigenação carbonácea. Isso ocorre porque as bactérias nitrificantes possuem uma taxa de crescimento menor que as bactérias heterotróficas (VON SPERLING, 1996)

Após exposto os meios de consumo de oxigênio dissolvido, será explanado nos itens abaixo seus principais processos de produção.

Reaeração atmosférica

Segundo VON SPERLING (1996), a reaeração atmosférica é usualmente o processo fundamental responsável pela introdução de oxigênio no corpo de água.

A transferência de gases é um fenômeno físico, que ocorre entre as moléculas de gases do meio líquido e sua interface com o ar. Este intercâmbio resulta num aumento da concentração do oxigênio na fase líquida, caso esta não esteja saturada com o gás. Isso acontece no corpo hídrico quando os níveis de oxigênio dissolvido se reduzem através dos processos de estabilização da matéria orgânica, fazendo com que o meio aquático busque uma nova situação de equilíbrio por intermédio da absorção de oxigênio pela massa líquida. A taxa de reaeração atmosférica é dada pelo coeficiente K_2. Conforme RODRIGUES (2005), o valor de K_2 pode ser calculado através de fórmulas empíricas e semi-empíricas vinculadas a dados hidráulicos do sistema, ou por técnicas de medição (esses métodos exigem trabalhos de campo e de laboratório, além de equipamentos e corpo técnico especializado). A TABELA 8 apresenta algumas fórmulas empíricas para determinação do coeficiente de reaeração.

TABELA 8 - EQUAÇÕES E FAIXAS DE APLICAÇÃO DOS COEFICIENTES DE REAERAÇÃO, K_2 (DIA^{-1}), A 20 °C

Autores	Equações	Faixa de aplicação
O'Connor e Dobbins (1958)	$3{,}95\frac{U^{0,5}}{H^{1,5}}$	0,6m < H < 4,0m 0,05m/s < U < 0,8m/s
Churchill et al. (1962)	$5{,}03\frac{U^{0,969}}{H^{1,673}}$	0,6m < H < 4,0m 0,8m/s < U < 1,5m/s
Owens et al. (1964)	$5{,}34\frac{U^{0,67}}{H^{1,85}}$	0,1m < H < 0,6m 0,05m/s < U < 1,5m/s

U: velocidade média no trecho (m/s) H: profundidade média no trecho (m)

FONTE: ADAPTADO DE BROWN & BARNWELL (1987)

Fotossíntese

A presença de plantas aquáticas nos corpos hídricos pode ter um profundo efeito nas fontes de OD e na variabilidade de OD durante um dia ou no dia a dia.

Todas as formas de plantas aquáticas são importantes porque têm a capacidade de realizar fotossíntese. A essência do processo de fotossíntese está na clorofila contida nas plantas, que pode utilizar a energia radiante do sol para converter água e dióxido de carbono em glicose e oxigênio. A reação da fotossíntese pode ser escrito conforme Equação (2). (THOMANN e MUELLER, 1987)

$$6\ CO_2 + 6\ H_2O \rightarrow C_6H_{12}O_6 + 6\ O_2 \qquad (2)$$

2.3.3 Modelagem Matemática da Qualidade da Água

Modelagem consiste na representação simplificada da realidade através de hipóteses sobre a estrutura ou sobre o comportamento de um sistema físico, tornando-se instrumentos úteis para avaliar o seu nível de conhecimento, as relações causas e efeitos e para a organização das informações disponíveis no sistema.

Logo, a modelagem matemática surge como uma ferramenta de grande importância para o gerenciamento dos recursos hídricos, pois esta pode prognosticar quais alternativas de manejo são melhores, baseadas nas respostas do modelo matemático a diversos lançamentos de efluentes. Além disso, podem-se verificar quais eficiências de tratamento são necessárias para que os efluentes não ultrapassem a capacidade de autodepuração do corpo hídrico, bem como sua classe de uso estabelecida. (RODRIGUES, 2005)

O que difere os modelos matemáticos é o nível de complexidade dependente dos processos e formulações adotadas por estes. Com base nisso, nos itens a seguir serão descritos os dois modelos utilizados neste trabalho (Streeter-Phelps e QUAL2E)

2.3.3.1 Modelo de Streeter-Phelps

Em 1925, Streeter e Phelps formularam equações matemáticas para representação da qualidade de água, utilizando a previsão do déficit de OD para casos de poluição por matéria orgânica biodegradável, que atualmente é conhecido por Modelo de Streeter-Phelps (BRAGA et al., 2002).

Segundo CHAPRA (1997), o balanço de massa para a DBO no corpo de água pode ser escrito conforme Equação (3), assumindo que a geometria, a vazão e o coeficiente cinético são temporariamente constantes, além de transporte advectivo e as reações de primeira ordem de decomposição da matéria orgânica e o processo de sedimentação da mesma.

$$\frac{\partial L}{\partial t} = -U\frac{\partial L}{\partial x} - K_r L \qquad (3)$$

Onde,

L: concentração de DBO remanescente (mg/l);

U: velocidade (m/s);

x: distância (km);

K_r: taxa de remoção total da matéria orgânica (dia^{-1}).

O coeficiente K_r considera tanto a decomposição da matéria orgânica (K_1), como o processo de sedimentação (K_3) e é dado pela Equação (4).

$$K_r = K_1 + K_3 \qquad (4)$$

Onde,

K_1: coeficiente de desoxigenação (dia^{-1});

K_3: coeficiente de sedimentação (dia^{-1}).

No estado estacionário (“steady-state”), a Equação (3) se torna:

$$0 = -U\frac{dL}{dx} - K_r L \tag{5}$$

Integrando a Equação (5), analiticamente resulta na Equação (6).

$$L = L_0 . e^{\frac{-(K_1+K_3)}{U}x} \tag{6}$$

Sendo a distância (x) dividida pela velocidade (U) igual ao tempo de percurso “t”, geralmente dado em “dia”, a Equação (6) passa a ser:

$$L = L_0 . e^{-(K_1+K_3).t} \tag{7}$$

Segundo VON SPERLING (1996), no modelo de Streeter-Phelps se considera apenas a desoxigenação e a reaeração atmosférica no balanço do oxigênio dissolvido, portanto, a taxa de variação do déficit de OD com o tempo pode ser expressa pela Equação (8):

$$\frac{dD}{dt} = K_1 . L - K_2 . D \tag{8}$$

Onde,

D: déficit de oxigênio dissolvido (mg/l);

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

Integrando a Equação (8) e substituindo L pela Equação (7), chega-se na Equação (9):

$$D_t = \frac{K_1.L_{0U}}{K_2 - (K_1 + K_3)}.(e^{-(K_1+K_3).t} - e^{-K_2.t}) + (OD_{sat} - C_0).e^{-K_2.t} \quad (9)$$

Onde,

C_0: concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) após a mistura com o despejo.

L_{0U}: concentração remanescente de DBO última, logo após a mistura (mg/l)

O cálculo da demanda última de oxigênio (L_{0U}) é feito através da multiplicação da concentração de DBO_5 logo após a mistura (L_0) por uma constante de transformação, que é calculada pela Equação (10).

$$K_T = \frac{DBO_U}{DBO_5} = \frac{1}{1 - e^{-5K_1}} \quad (10)$$

Onde,

DBO_U: Demanda Bioquímica de Oxigênio última (mg/l)

K_T: constante para transformação da DBO_5 a DBO última (DBO_U)

Através da Equação (9), que expressa a variação do déficit de oxigênio em função do tempo, obtém-se a curva da concentração de OD (OD_t) demonstrada na Equação (11):

$$OD_t = OD_{sat} - D_t \quad (11)$$

Onde,

OD_t: oxigênio dissolvido ao decorrer do tempo (mg/l);

OD_{sat}: concentração de saturação de oxigênio dissolvido (mg/l).

Substituindo D_t, obtém-se a Equação (12) referente à concentração de OD ao decorrer do tempo:

$$OD_t = C_s - \left\{ \frac{K_1.L_{0U}}{K_2 - (K_1 + K_3)}.(e^{-(K_1 + K_3).t} - e^{-K_2.t}) + (OD_{sat} - C_0).e^{-K_2.t} \right\} \quad (12)$$

Nesse modelo, considera-se que a mistura completa de um determinado parâmetro de qualidade de água (biodegradável ou conservativo) no corpo hídrico ocorre na seção transversal do ponto de lançamento do efluente, de acordo com o descrito na Equação (13):

$$Q_m.C_m = Q_e.C_e + Q_r.C_r \quad (13)$$

Onde,

Q_m: Vazão da mistura (m^3/s)

C_m: Concentração do parâmetro após a mistura (mg/l)

Q_e: Vazão do efluente (m^3/s)

C_e: Concentração do parâmetro no efluente (mg/l)

Q_r: Vazão do rio (m^3/s)

C_r: Concentração do parâmetro no rio (mg/l)

Sabe-se que a vazão da mistura é igual a vazão do efluente somada a vazão do rio ($Q_m = Q_e + Q_r$).

Na realidade, esta mistura completa do efluente com o corpo de água não ocorre no ponto de lançamento, tratando-se de uma simplificação dos modelos unidimensionais. A mistura completa do efluente no corpo hídrico depende de certos fatores, como largura, profundidade, velocidade do curso de água, além das características dos parâmetros que se deseja analisar. No Anexo I encontra-se uma abordagem mais detalhada sobre comprimento de mistura.

2.3.3.2 Modelo QUAL2E

Conforme BROWN e BARNWELL (1987), o modelo de qualidade de água QUAL2E é utilizado para estabelecer Alocações de Cargas de Efluentes (WLAs), determinações de licença de lançamento de efluentes e avaliações de outros poluentes convencionais nos Estados Unidos. Desde a introdução do QUAL-II em 1970, foram desenvolvidas várias versões diferentes do modelo, como por exemplo, o QUAL2E-UNCAS. Tanto o QUAL2E, como o QUAL2E-UNCAS foram desenvolvidos através de acordos da cooperativa entre o Conselho Nacional para Melhoria dos Rios e do Ar ou "National Council for Air and Stream Improvement" (NCASI), o Departamento de Engenharia Civil da Universidade Tufts e a EPA.

O QUAL2E é um modelo de qualidade de água em rios compreensivo e versátil. Ele permite simular até 15 parâmetros indicativos de qualidade (como DBO, OD, temperatura, coliformes, ciclo do nitrogênio, ciclo do fósforo, biomassa de algas e substâncias conservativas) em cursos de água ramificados e bem misturados. O modelo é unidimensional, já que os principais mecanismos de transporte, advecção e dispersão, são considerados significativos apenas ao longo da direção principal do escoamento (eixo longitudinal do curso de água). Permite simular múltiplas descargas pontuais, afluentes (tributários), captações e incrementos relacionados às fontes difusas. Hidraulicamente, limita-se ao regime permanente de vazões, ou seja, considerando que as vazões do modelo são constantes.

O QUAL2E pode operar no estado estacionário e dinâmico, tornando-se uma ferramenta muito útil para o planejamento da qualidade da água. No estado estacionário, pode ser usado para avaliar o impacto na qualidade das águas do corpo receptor, decorrentes de descargas contínuas pontuais e de não pontuais (difusas). No estado dinâmico, permite a simulação dos efeitos das variações diárias dos dados meteorológicos na qualidade das águas, relativos aos parâmetros oxigênio dissolvido e temperatura, assim como, as variações diárias ocorridas pelo crescimento e respiração das algas.

Para remoção da matéria orgânica (simulação da DBO), o modelo considera os processos de degradação e sedimentação, resultando na Equação (17), mesma adotada pelo modelo de Streeter-Phelps.

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L - K_3 L \tag{14}$$

Já a concentração de oxigênio dissolvido na água resulta de um balanço entre a quantidade consumida, a quantidade produzida e a quantidade injetada pelos tributários. As principais fontes de produção de oxigênio são: a reaeração atmosférica, fotossíntese e cargas afluentes. E a depleção de oxigênio se dá geralmente pela oxidação bioquímica da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, demanda bentônica, processo de respiração e tributários com menor concentração de OD. Logo, o modelo QUAL2E usa a Equação (15) para calcular o oxigênio dissolvido na água. (RODRIGUES, 2005)

$$\frac{dC}{dt} = K_2(OD_{sat} - C_0) + (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A_1 - K_1 L - \frac{K_4}{H} - \alpha_5\beta_1 N_1 - \alpha_6\beta_2 N_2 \tag{15}$$

Onde,

α_3: produção de oxigênio por crescimento de algas (mg O) / (mg A);

μ: taxa de crescimento de algas (dia^{-1});

α_4: taxa de consumo de oxigênio por respiração por unidade de algas (mg O/mg A);

ρ: taxa de respiração algal (dia^{-1});

A_1: concentração de biomassa algal (mg A/l);

K_4: taxa de demanda de oxigênio do sedimento (g/m^2 dia);

H: profundidade média (m);

α_5: taxa de consumo de oxigênio por oxidação de nitrogênio amoniacal, NH_3, (mg O)/(mg N);

β_1: coeficiente de oxidação de amônia (dia^{-1});

N_1: concentração de nitrogênio amoniacal (mg N/L);

α_6: taxa de consumo de oxigênio por oxidação de nitrito, NO_2^{-2}, (mg O) / (mg N);

β_2: coeficiente de oxidação de nitrito (dia^{-1});

N_2: concentração de nitrito (mg N/l).

2.3.4 Formas de Controle da Poluição por Matéria Orgânica

Conforme VON SPERLING (1996), as principais alternativas disponíveis para o controle da poluição por matéria orgânica nos corpos aquáticos são as seguintes:

- Tratamento dos esgotos: trata-se da remoção de poluentes dos efluentes;
- Regularização de vazão do curso de água: consiste geralmente em se construir uma barragem a montante do lançamento para aumentar a vazão mínima do curso de água através da regularização;
- Aeração do corpo hídrico: consiste em prover a aeração do corpo hídrico em algum ponto à jusante do lançamento, mantendo a concentração de OD em valores superiores ao mínimo permissível;
- Aeração dos esgotos tratados: forma de aumentar as concentrações de OD após os devidos tratamentos por uma aeração simples, que pode ser feita por vertedores, que pode contribuir para que o efluente seja lançado com uma concentração de OD mais elevada;
- Alocação de outros usos para o curso de água: em caso de impossibilidade (principalmente econômica) de se controlar os focos poluidores para preservar a qualidade dos corpos aquáticos em função dos seus usos previstos, pode-se avaliar a realocação de usos para este corpo de água ou para trechos deste.

Sendo que dessas alternativas, o tratamento dos efluentes é freqüentemente a principal, e na maioria das vezes, a única estratégia de controle. Entretanto, deve-se analisar o maior número possível de estratégias para melhoria dos corpos de água, com o objetivo de se obter a solução técnica favorável de menor custo.

Conforme a Resolução do CONAMA Nº 357/05, em seu Art. 24, "os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis".

Os dois incisos desse artigo descrevem que o órgão ambiental competente pode a qualquer momento:

"I - acrescentar outras condições e padrões, ou torná-los mais restritivos, tendo em vista as condições locais, mediante fundamentação técnica"; e

"II - exigir a melhor tecnologia disponível para o tratamento dos efluentes, compatível com as condições do respectivo curso de água superficial, mediante fundamentação técnica."

Diversos tipos de tratamentos de efluentes domésticos e as faixas típicas de remoção de DBO encontram-se na TABELA 9.

TABELA 9 – EFICIÊNCIAS TÍPICAS DE SISTEMAS DE TRATAMENTO NA REMOÇÃO DE DBO

Sistemas de tratamento	Eficiência na remoção de DBO (%)
Tratamento preliminar	0-5
Tratamento primário	35-40
Lagoa facultativa	70-85
Lagoa anaeróbia – lagoa facultativa	70-90
Lagoa aerada facultativa	70-90
Lagoa aerada de mistura completa – lagoa de decantação	70-90
Lodos ativados convencional	85-93
Lodos ativados (aeração prolongada)	93-98
Lodos ativados (fluxo intermitente)	85-95
Filtro biológico (baixa carga)	85-93
Filtro biológico (alta carga)	80-90
Biodiscos	85-93
Reator anaeróbio de manta de lodo	60-80
Fossa séptica – filtro anaeróbio	70-90
Infiltração lenta no solo	94-99
Infiltração rápida no solo	86-98
Infiltração subsuperficial no solo	90-98
Escoamento superficial no solo	85-95

FONTE: ADAPTADO DE VON SPERLING (1996)

2.4 ESTUDOS DE CASO SOBRE ANÁLISES TÉCNICAS DE OUTORGA NO BRASIL

Neste item, serão apresentados estudos de caso referentes aos critérios de análise de outorga de lançamento de efluentes, conforme os tópicos a seguir.

2.4.1 Manual de Outorgas de Uso de Recursos Hídricos do Estado do Paraná

O Manual de Outorgas de Uso de Recursos Hídricos do Estado do Paraná (SUDERHSA, 2002) considera a vazão máxima para outorga 50% da vazão $Q_{95\%}$.

A vazão $Q_{95\%}$ utilizada pela SUDERHSA é calculada pelo software HG-171, o qual é baseado em métodos de regionalização de vazões.

A vazão disponível para outorga (ou outorgável) é a vazão máxima para outorga subtraindo aquelas já outorgadas, dada pela Equação (16):

$$Q_{disp_out,i} = 0{,}5.(Q_{95\%})_i - Q_{não\ disponível} \quad (16)$$

Onde,

$Q_{disp_out,i}$: vazão disponível para outorga na seção i do corpo hídrico

$(Q_{95\%})_i$: vazão natural com permanência de 95% do tempo na seção i.

A Equação (17) representa a vazão que está indisponível em cada trecho da bacia devido já serem vazões outorgadas.

$$Q_{não\ disponível} = \sum Q_{outorgadas,\ m} + \sum Q_{outorgadas,\ j} \quad (17)$$

Onde,

$\sum Q_{outorgadas,\ m}$: somatória das vazões outorgadas a montante da seção i.

$\sum Q_{outorgadas,\ j}$: somatória das vazões outorgadas a jusante, que dependem da vazão na seção i.

Para o cálculo da vazão necessária para diluir o efluente até o limite da classe na qual está enquadrado o corpo receptor [Equação (18)], foi utilizado o balanço de massa no ponto de lançamento, considerando mistura completa. É estabelecido que a concentração de mistura do poluente no ponto de lançamento é igual a concentração limite imposta pela classe de enquadramento e a concentração do poluente no rio a montante do lançamento é considerada nula. Essa consideração da concentração nula é feita para fins de alocação de uma vazão $Q_{a,i}$ específica para diluição do lançamento em questão.

$$Q_{a,i} = \frac{\left[Q_e\left(C_e - C_{lim,i}\right)\right]}{C_{lim,i} - C_{rio}} \quad (18)$$

Admitindo que $C_e > C_{lim}$.

Onde,

$Q_{a,i}$: vazão apropriada para diluição no ponto de lançamento.

Q_e: vazão do efluente.

C_e: concentração do poluente i no efluente.

$C_{lim,i}$: concentração limite do poluente no corpo receptor conforme classe de enquadramento no ponto de lançamento.

C_{rio}: concentração do poluente i a montante do lançamento (considerada nula)

Na análise da solicitação da outorga pelo Manual, em relação à variável DBO, se a vazão apropriada para diluição for menor que a $Q_{outorgável\ i}$, poderá ser outorgada a vazão Q_a e esta permanecerá constante do ponto de lançamento para jusante, não levando em consideração o processo de autodepuração do corpo receptor.

2.4.2 Sistema Quali-Quantitativo de Análise de Outorgas – SQAO

Segundo MMA (2000), o SQAO é o Sistema de Suporte à Decisão utilizado pela Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente que fornece subsídios para análise e definição técnica dos pleitos de outorga. Os cálculos realizados por este sistema são apoiados em novos conceitos onde as intervenções qualitativas no corpo hídrico são "transformadas" em equivalentes quantitativos. O SQAO foi programado para efetuar, primeiramente, uma avaliação do impacto quantitativo e posteriormente, a do impacto qualitativo, favorecendo a segurança, já que se procura avaliar se as condições quantitativas existentes permitem diluições de efluentes pretendidas.

Este sistema também se baseia na vazão de diluição dada pelo balanço de massa, descrita pela Equação (18). Porém, a vazão de diluição é somada à vazão do próprio efluente, resultando em uma mistura cuja concentração final não poderá ultrapassar o limite estabelecido, seja pela legislação ambiental (Resolução CONAMA

Nº 357/2005) ou por um pacto de Comitê de Bacia para redução da poluição. Essa vazão de mistura que um usuário torna indisponível no corpo hídrico para outras diluições do mesmo parâmetro é denominada **Vazão Indisponível** (Q_{indisp}). A equação da vazão indisponível no ponto de lançamento ($Q_{indisp,\,i}$) é dada pela Equação (19).

$$Q_{indisp,\,i} = Q_{a,\,i} + Q_e \tag{19}$$

Onde,

$Q_{indisp,i}$: vazão indisponível no ponto de lançamento.

O resultado dessa equação é uma vazão do corpo de água que o usuário se "apropria" virtualmente para diluir determinado parâmetro presente em seu efluente. Essa vazão propaga-se para jusante, podendo o seu valor aumentar, diminuir ou mesmo manter-se constante, dependendo das seguintes condições:

- Se o parâmetro de qualidade que está sendo diluído é conservativo ou não-conservativo;
- Se as concentrações limites (C_{lim}) do parâmetro nos trechos de jusante ao do lançamento sofrem ou não mudanças (MMA, 2000).

O cálculo das vazões indisponíveis simuladas pelo SQAO é feito para os seguintes parâmetros: DBO, Coliformes, Temperatura e substâncias conservativas. Tratando-se de parâmetros não-conservativos, como a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), o sistema considera o decaimento das concentrações dos poluentes através da autodepuração dos corpos aquáticos. Portanto, a vazão indisponível em qualquer trecho a jusante do ponto de lançamento ($Q_{indisp,n}$) é representada pela Equação (20).

$$Q_{indisp,\,n} = \frac{(Q_{a,\,i} + Q_e).C_{lim,\,i}.e.^{-K_1.t}}{C_{lim,\,n}} \tag{20}$$

Onde,

$Q_{indisp,n}$: vazão indisponível em um trecho qualquer a jusante do ponto de lançamento;

$C_{lim,n}$: concentração limite do poluente no corpo receptor conforme classe de enquadramento em um trecho qualquer a jusante do ponto de lançamento.

Conforme descrito em MMA (2000), pode-se observar que o único processo de decaimento da matéria orgânica considerado é o coeficiente de desoxigenação (K_1), não contemplando o processo de sedimentação da mesma.

2.4.3 Modelo RM1

RODRIGUES (2000) desenvolveu um modelo de outorga e cobrança pelo uso da água denominado RM1, que foi baseado na Equação (21), proposta por KELMAN (1997), para o cálculo da vazão de diluição.

$$Q_{a,i} = C_e \cdot \frac{Q_e}{C_{lim,i}} \tag{21}$$

O modelo matemático RM1 é aplicável para lançamentos de poluentes degradáveis ou conservativos em rios, com a função de determinar a variação longitudinal da vazão de diluição, levando em consideração a quantidade de poluente que é retirada pelas captações à jusante do ponto de lançamento, com exceção da massa de poluente já existente no sistema. Ele também calcula a vazão liberada para novas outorgas, incluindo a carga de poluente que já há no sistema.

O modelo considera as seguintes características do sistema: capacidade de autodepuração do corpo receptor; capacidade de sedimentação do poluente no sistema; classe de uso do corpo de água; o regime de vazão do corpo hídrico; a vazão de lançamento de efluente; a concentração do poluente no efluente e no corpo receptor; e a retirada de massa do sistema através de pontos de captação.

Para aplicação do modelo RM1, é necessário o auxílio de um modelo matemático de qualidade de água, que deve estar calibrado para bacia em estudo. RODRIGUES (2000) utilizou o QUAL2E como ferramenta de auxílio do RM1 e aplicou o modelo na Bacia do Rio Jundiaí (Estado de São Paulo), simulando exemplos reais de lançamento de efluentes após a devida calibração do modelo QUAL2E.

As equações do modelo RM1 encontram-se no Anexo 2.

2.4.4 Outros estudos relacionados à outorga de lançamento de efluentes

KELMAN (1997) desenvolveu uma metodologia para avaliação da disponibilidade hídrica para cada trecho de rio, que leva em consideração as demandas quantitativas e qualitativas localizadas a montante dos trechos. Essa metodologia e/ou seus conceitos são seguidos por diversos autores ou órgãos responsáveis pela outorga de direitos de uso dos recursos hídricos.

MAGALHÃES (2001) produziu um sistema de informações e de apoio à decisão de outorga para Bacia do Paraíba do Sul que se destina à análise da possibilidade de concessão de outorga do direito de uso da água em um determinado ponto da bacia, o que significa a determinação dos limites outorgáveis, de quantidade de água ou de diluição de poluentes, no ponto. Isto por sua vez implica na determinação das disponibilidades hídricas, dos usos correntes ou já outorgados que tenham relação com a eventual outorga e dos limites planejados de qualidade e quantidade nos trechos afetados. Os tipos de outorga examinados no sistema dizem respeito à captação, consumo e diluição de efluentes em águas superficiais. Para análise de outorga para assimilação de efluentes, o sistema segue a metodologia de KELMAN (1997) com base na vazão de diluição.

Os conceitos de disponibilidade se desdobram em duas vertentes, uma quantitativa e uma qualitativa, expressos pela **Folga Quantitativa** e a **Folga de Diluição** em um ponto de referência. Estes conceitos serão explicitados em função da

vazão natural, desconsiderando o acréscimo de vazão outorgável trazido pela regularização de vazões, mas que podem ser aplicados a uma vazão regularizada.

A vazão de consumo a montante é o somatório das vazões de consumo outorgadas e a vazão de diluição corrigida é a vazão equivalente considerando-se as cargas lançadas e o limite de qualidade no ponto de referência, corrigidas em função da atenuação do poluente entre o ponto de lançamento e o de referência. Esta atenuação natural, que pode ser causada por diversos fenômenos físico-químicos, é caracterizada por um fator k específico de cada trecho da malha hidrográfica.

A simulação da outorga exige, além das rotinas e consultas, toda uma série de dados que não estão ainda disponíveis na qualidade desejada. Para que os conceitos e rotinas pudessem ser testados em um ambiente realista foram empregados todos os dados disponíveis até então e um conjunto de hipóteses simplificadoras e assim que os dados de melhor qualidade sejam levantados, eles devem ser incorporados ao modelo, o qual dará então as respostas com a precisão desejada. Os dados necessários para simulação da outorga são:

- vazões naturais em todos os trechos;
- cadastro de usuários;
- limites desejados de qualidade em todos os trechos;
- atenuação dos poluentes por trecho.

A determinação das vazões naturais é feita normalmente por regionalização de vazões. Neste estudo foram consideradas as equações parâmetros de um estudo feito para o Estado de São Paulo, apresentado em 1985, com os parâmetros referentes à bacia paulista.

Na falta de um cadastro de usuários abrangente, com os quantitativos e localizações reais dos pontos de captação e despejo de poluentes, foram consideradas apenas as cidades, como usuárias de água para captação, consumo e diluição de DBO, com seu efeito concentrado em um ponto único, no ponto central do trecho do rio de maior importância que passa por elas. Os parâmetros de uso considerados nesta simulação foram:

- população dos núcleos urbanos estimada para 2010;
- captação de 250 l/hab.dia e consumo de 30% do valor captado;
- carga de 54 g/hab.dia de DBO.

Os limites de qualidade em cada trecho deverão ser determinados nos estudos de bacia. Neste caso, foi considerado em todos os trechos o limite de DBO_5 de 5 mg/l, ou seja, Classe 2 conforme CONAMA (2005).

Para a atenuação de DBO foram consideradas as seguintes hipóteses simplificadoras:

- Decaimento exponencial no tempo para a DBO: 0,25/dia;
- Velocidade dos rios em todos os trechos: 0,5 m/s.

AZEVEDO et al. (2003) fizeram um estudo sobre a utilização de sistemas de suporte à decisão para outorga de direitos de uso dos recursos hídricos no Brasil, levantando informações coletadas diretamente em seis estados e na Agência Nacional de Águas. Com essa pesquisa, foi observado que apesar da outorga para lançamento de efluentes estar prevista em todas as legislações estaduais, sua implantação ainda é muito insignificante. Dentre as razões apontadas para esse fato estão: a maior complexidade envolvida na análise integrada de quantidade e qualidade da água; a indefinição de critérios para outorga; a ausência do enquadramento de corpos de água; e a falta de uma base sistematizada de dados de qualidade da água.

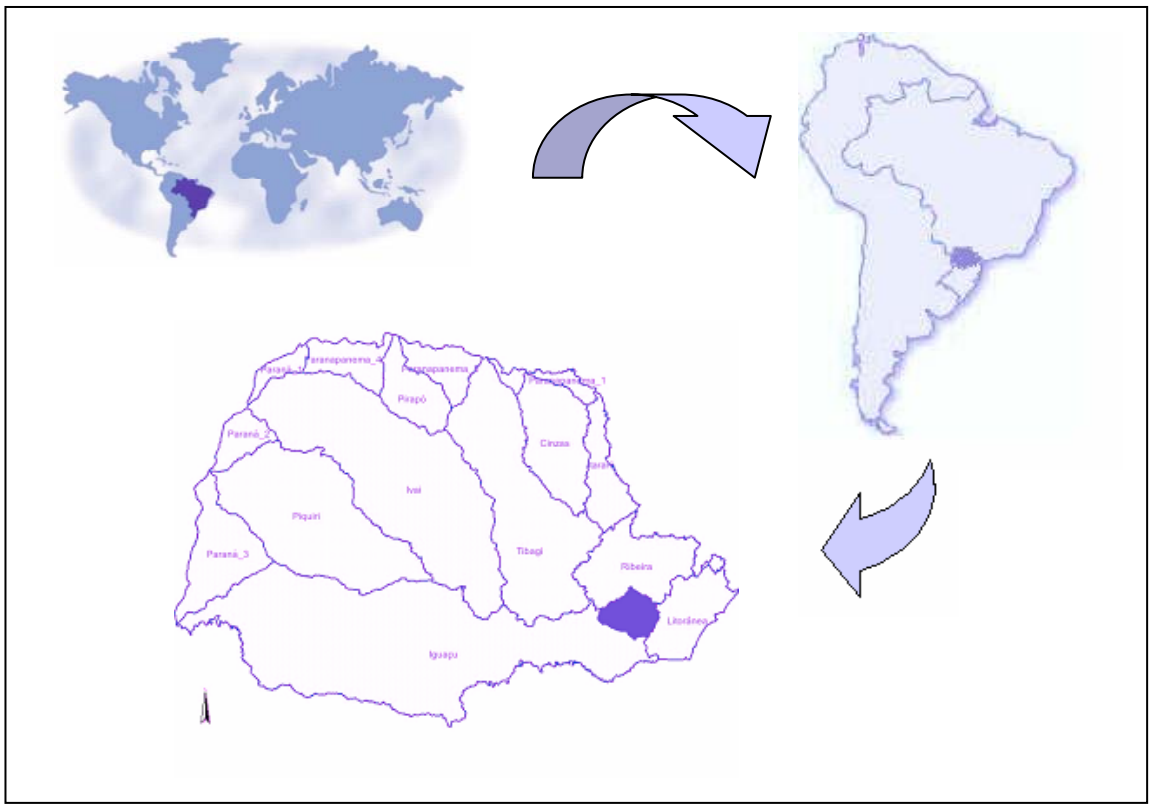
MACHADO et al. (2003) enfatizam a problemática das concentrações limites aceitáveis para os corpos hídricos em relação à concessão de outorga de lançamento de efluentes, especialmente a questão da Demanda Bioquímica de Oxigênio. É relatada a dificuldade de manter o cálculo da vazão outorgada apenas com base na diluição da DBO, pois será um cálculo muito desfavorável que "gastará" muita água para tal fim. Logo, MACHADO et al. (2003) descrevem que uma possibilidade é se trabalhar com o cálculo da depleção de oxigênio dissolvido e a necessidade da manutenção de valores mínimos, avaliando qual deverá ser a menor vazão que mantenha tais padrões. Os sistemas de outorga deverão dar ênfase ao trabalho com os padrões ambientais de OD e a avaliação do conjunto da bacia hidrográfica.

PEREIRA e MENDONÇA (2005) estudaram a proposta de diversos autores referentes à outorga de lançamento de efluentes em função da vazão de diluição necessária para manter o corpo receptor com as concentrações definidas pelo enquadramento, após o lançamento de efluentes. Através das equações propostas por estes autores para o cálculo da vazão de diluição e de sua variação ao longo do trecho simulado, foram realizadas simulações de cenários diversos. Foi observado que cada equação apresenta diferentes considerações a respeito do decaimento da vazão de diluição e da existência de lançamentos e captações à montante e à jusante e, portanto, foi recomendado que fosse pesquisada uma equação geral para análise de solicitações de outorgas para que se evitem distorções no processo.

3 ÁREA DE ESTUDO

A área estudada foi a bacia do Alto Iguaçu, localizada no sudeste do estado do Paraná – Brasil, como pode ser visto na FIGURA 6. Nessa área se situa a Região Metropolitana de Curitiba (RMC).

FIGURA 6 – LOCALIZAÇÃO DA BACIA DO ALTO IGUAÇU

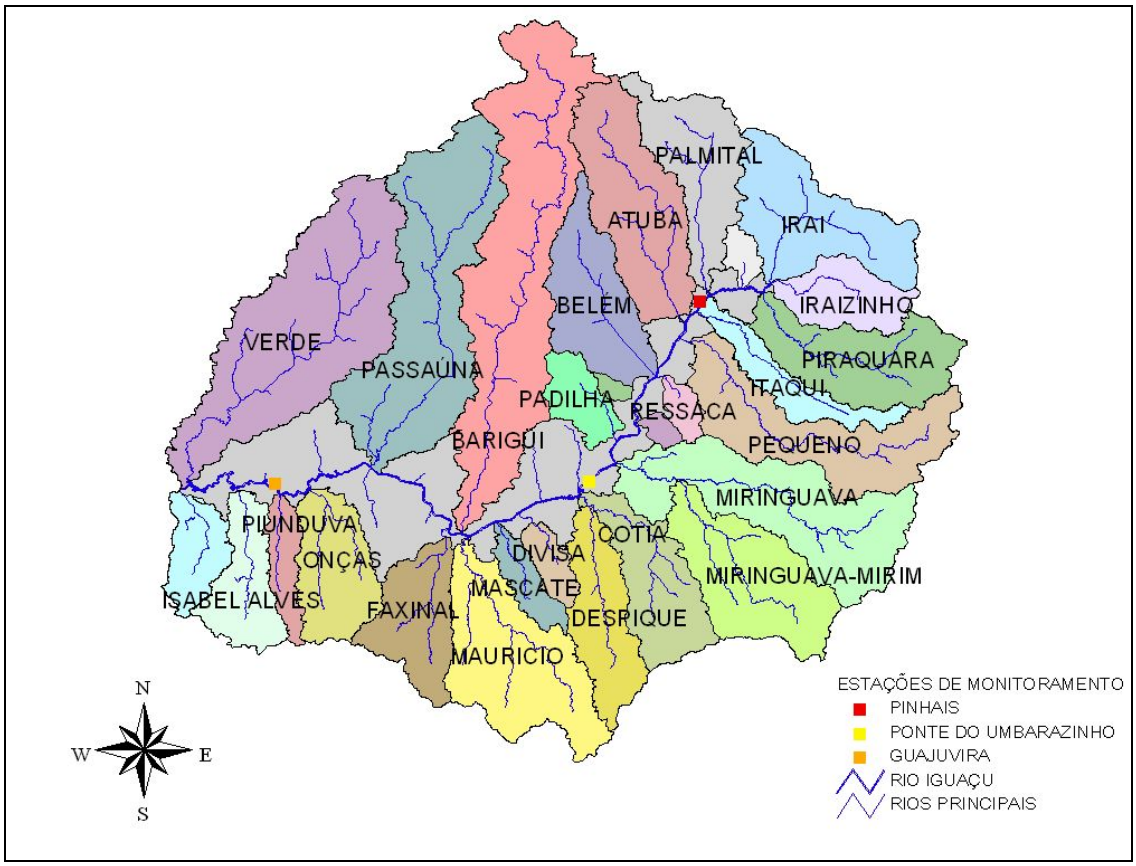


FONTE: CHELLA et al. (2005)

O rio Iguaçu tem como seus formadores os rios Iraí e Palmital, localizados nas proximidades de Curitiba, e percorre 1.275 km até desaguar no rio Paraná, no município de Foz do Iguaçu, constituindo o maior complexo hídrico do estado do Paraná, abrangendo 68.700 km^2 (área de Porto Meira). A maioria dos estudos hidrológicos da bacia do rio Iguaçu costuma dividi-la em Alto, Médio e Baixo Iguaçu. Todavia, não existe unanimidade sobre os limites dessa divisão, que divergem bastante de estudo para estudo. As bacias designadas por Médio e Baixo Iguaçu são aquelas situadas, respectivamente, a montante e jusante da foz do rio Chopim. (CHELLA et al., 2005).

A bacia do Alto Iguaçu, considerando que esta vai até a confluência com o rio Verde, compreende uma área de drenagem de aproximadamente 3000 km^2. Nesta pesquisa, foi analisada somente a área correspondente a 2.579 km^2, onde está localizada a Estação de Monitoramento Guajuvira, imediatamente à jusante do rio Piunduva. A bacia do Alto Iguaçu com suas sub-bacias e as estações de monitoramento utilizadas neste trabalho podem ser visualizadas na FIGURA 7. Um diagrama unifilar da bacia encontra-se no Anexo 3.

FIGURA 7 – SUBACIAS DO ALTO IGUAÇU E ESTAÇÕES DE MONITORAMENTO UTILIZADAS NO ESTUDO



Essa bacia abrange 14 municípios: Quatro Barras, Piraquara, Colombo, Curitiba, Pinhais, Almirante Tamandaré, São José dos Pinhais, Fazenda Rio Grande, Mandirituba, Campo Magro, Campo Largo, Araucária, Contenda e Balsa Nova. Os municípios de Curitiba, Pinhais, Araucária, Fazenda Rio Grande, Balsa Nova e Contenda estão integralmente dentro da área de abrangência da bacia.

Os principais afluentes do rio Iguaçu, de montante para jusante, até a confluência com o rio Verde, são os seguintes:

- **Margem direita**: Atuba, Belém, Padilha, Barigüi, Passaúna e Verde;
- **Margem esquerda**: Pequeno, Ressaca, Miringuava, Cotia, Despique, Divisa, Mascate, Maurício, Faxinal, Onças, Pianduva e Isabel Alves.

Para o controle de cheias na bacia do Alto Iguaçu, foi construído o Canal Paralelo, que segue paralelamente à margem esquerda do rio Iguaçu. Este se inicia no rio Iraí e desenvolve-se até as proximidades da foz do rio Miringuava, compreendendo uma extensão de aproximadamente 20 km. Como ele começa a jusante do rio Piraquara e segue à margem esquerda do rio Iguaçu, conseqüentemente os rios Itaqui, Pequeno e Ressaca deságuam neste Canal, que por sua vez lança suas águas no rio Iguaçu.

De acordo com a Portaria Nº 20/92 da Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente (SUREHMA), atual SUDERHSA, os cursos de água da bacia do rio Iguaçu (com algumas exceções), de domínio do Estado do Paraná, pertencem à classe 2 de enquadramento, conforme a Resolução do CONAMA Nº 357/05. Isto significa que quando se analisa os principais parâmetros influenciados pela matéria orgânica (DBO_5 e OD), seus limites máximos e mínimos são de 5 mg/l para a devida vazão de referência adotada pela bacia. As exceções supracitadas dos cursos de água que não pertencem a classe 2, tratando-se da bacia do Alto Iguaçu consistem nas seguintes:

- Classe especial: rios situados na área da serra do Mar (área tombada), rio Capitanduva e seus afluentes; e
- Classe 3:rio Belém, a jusante do bosque João Paulo II e rio Barigüi, a jusante do Parque Barigüi.

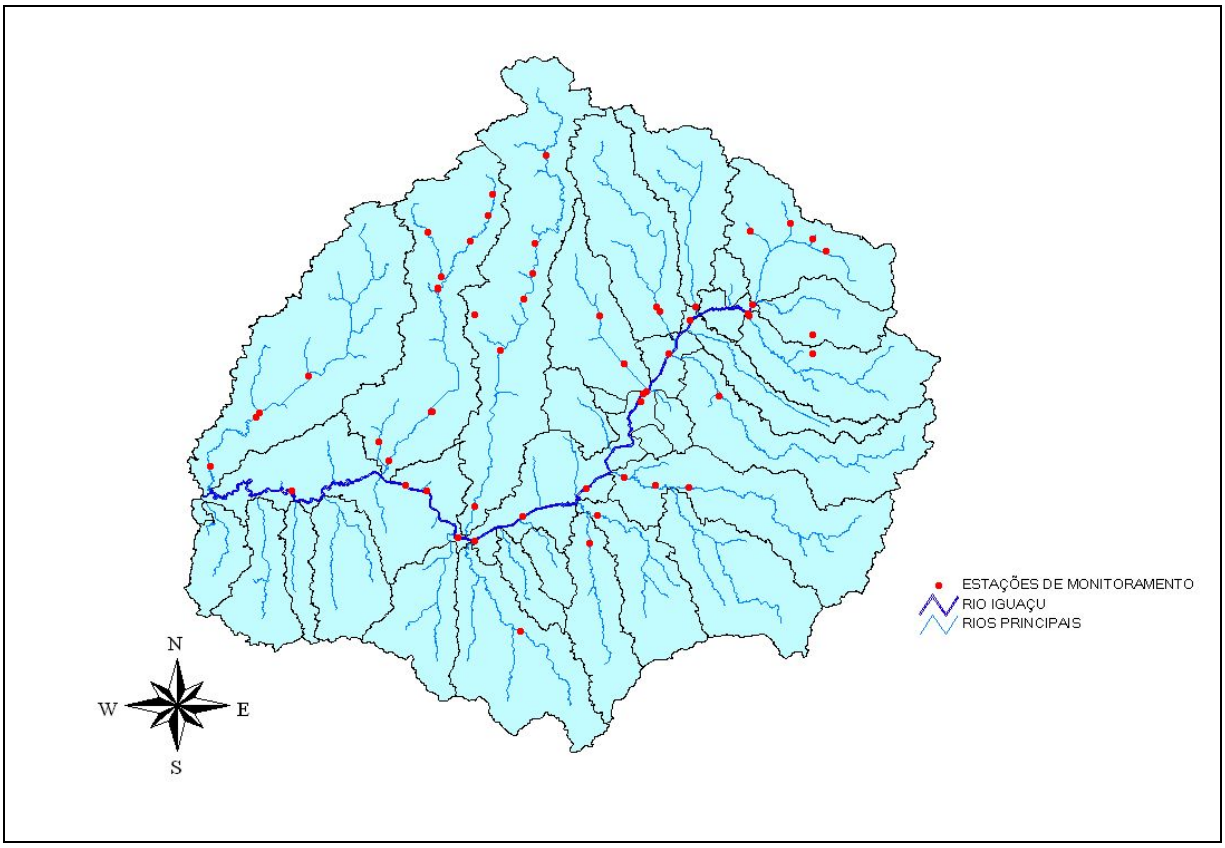
3.1 REDE DE MONITORAMENTO

Conforme CHELLA et al. (2005), na bacia do Alto Iguaçu existem 55 estações, que englobam monitoramento fluviométrico, qualidade da água e descarga sólida, operadas pela SUDERHSA e pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP). Existem ainda 35 estações exclusivas de monitoramento da qualidade da água, de responsabilidade do IAP e uma estação de responsabilidade da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA).

As estações fluviométricas da bacia do Alto Iguaçu estão bem distribuídas sobre a área da bacia, representando bem as características hidrológicas da região, sendo que nos principais afluentes existe pelo menos uma estação hidroambiental. A distribuição das estações de monitoramento na bacia do Alto Iguaçu é mostrada na FIGURA 8.

Apesar de existir uma grande quantidade de informações, ainda há muita inconsistência entre essas. Quase todas as séries históricas de vazão dos postos fluviométricos possuem meses e até anos seguidos com falhas de observação.

FIGURA 8 – ESTAÇÕES DE MONITORAMENTO NA BACIA DO ALTO IGUAÇU



3.2 DEMOGRAFIA URBANA

A Região Metropolitana de Curitiba está localizada na parte leste do Estado do Paraná, sendo composta por 25 municípios. Logo, aproximadamente 25% da população total e 30% da população urbana do estado se concentram nesta região (SUDERHSA, 2000).

Os 14 municípios da RMC supracitados que estão situados na bacia do Alto Iguaçu são apresentados na TABELA 10, com suas populações urbana e rural de acordo com a Contagem de 1996 e o Censo de 2000.

TABELA 10 – POPULAÇÃO DOS MUNICÍPIOS DA BACIA DO ALTO IGUAÇU

Município	População (hab) e Taxa de Crescimento (% a.a)								
	População urbana			População rural			População total		
	Contagem 1996	Censo 2000	Taxa	Contagem 1996	Censo 2000	Taxa	Contagem 1996	Censo 2000	Taxa
Almirante Tamandaré	80.058	84.755	1,47	9.352	3.522	15,58	89,410	88.277	-0,32
Araucária	68.648	86.111	6,36	8.036	8.147	0,35	76.684	94.258	5,73
Campina Grande do Sul	22.984	25.973	3,25	8.460	8.593	0,39	31.444	34.566	2,48
Campo Largo	63.747	77.223	5,28	19.225	15.559	-4,77	82.972	92.782	2,96
Campo Magro	-	2.501	-	-	17.908	-	-	20.409	-
Colombo	145.988	174.962	4,96	7.710	8.367	2,13	153.698	183.329	4,82
Contenda	5.469	6.320	3,89	6.863	6.921	0,21	12.332	13.241	1,84
Curitiba	1.476.235	1.587.315	1,88	-	-	-	1.476.253	1.587.315	1,88
Fazenda Rio Grande	40.499	59.196	11,54	4.800	3.681	-5,83	45.299	62.877	9,70
Mandirituba	5.234	6.268	4,43	9.894	11.272	3,48	15.218	17.540	3,81
Pinhais	82.787	100.726	5,42	6.548	2.259	-16,38	89.335	102.985	3,82
Piraquara	28.109	33.829	5,09	24.377	39.057	15,06	52.486	72.886	9,72
Quatro Barras	12.272	14.520	4,58	1.629	1.641	0,18	13.901	16.161	4,06
São José dos Pinhais	151.209	183.366	5,32	17.826	20.950	4,38	169.035	204.316	5,22
Total	**2.183.347**	**2.443.065**	**2,97**	**124.720**	**147.877**	**4,64**	**2.308,067**	**2.590.942**	**3,06**

FONTE: FERNANDES (2005)

A população total, em 1996, era de aproximadamente 2,3 milhões de habitantes, representando a população urbana 95% da população total. Em 2000, a população total ficou em torno de 2,6 milhões, havendo um incremento de 12% em 4 anos.

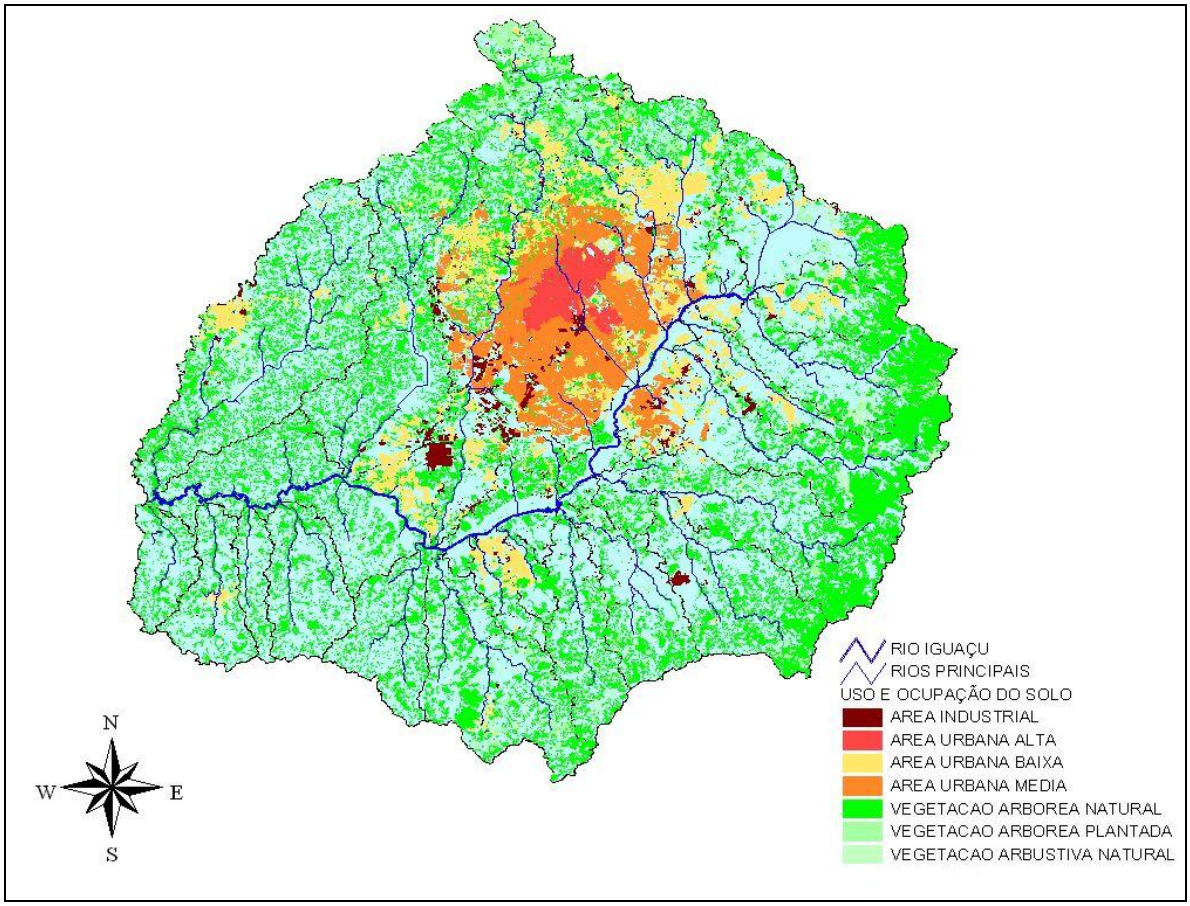
3.3 USOS E OCUPAÇÃO DO SOLO

Os principais usos e ocupação do solo da bacia do Alto Iguaçu são apresentados na FIGURA 9, mostrando que as regiões mais urbanizadas encontram-se nas sub-bacias do Belém, Padilha, Atuba, Palmital e Passaúna. Esses afluentes estão localizados na margem direita do rio Iguaçu, no município de Curitiba, e produzem os maiores picos de vazão de esgoto, apresentando elevados índices de poluição.

Os afluentes da margem esquerda do rio Iguaçu ainda possuem vastas áreas de

vegetação e por isso encontram-se mais preservados, com os índices de qualidade da água razoavelmente melhores, ainda por estarem em áreas com pouca densidade demográfica. As áreas industriais estão situadas, principalmente nas sub-bacias do Barigüi, Padilha e Belém, prejudicando ainda mais os corpos hídricos dessas regiões.

FIGURA 9 – PRINCIPAIS USOS E OCUPAÇÃO DO SOLO DA BACIA DO ALTO IGUAÇU



3.4 SANEAMENTO AMBIENTAL E QUALIDADE DAS ÁGUAS

Segundo SUDERHSA (2000), o índice de abastecimento de água da população é satisfatório, já que atinge aproximadamente 93%, apesar de haver deficiências no sistema de produção, que causa constantes racionamentos, avaliando-se o déficit em 25%, nos períodos mais críticos. Os índices de perdas atuais são bastante elevados, principalmente nos municípios mais populosos, chegando a 44% em Curitiba.

Em relação ao esgotamento sanitário, esse quadro já muda bastante, pois

apenas 46% da população urbana da Região Metropolitana de Curitiba possuem rede de esgoto e 35% da mesma têm seu esgoto tratado e, ainda assim, com uma eficiência média baixa, em decorrência do processo de tratamento de esgoto adotado na maioria das estações de tratamento.

Quanto aos efluentes industriais, com base em levantamentos realizados pela SUDEHSA, foram caracterizados 306 estabelecimentos industriais poluidores dos corpos de água, localizados na RMC. Cerca de 20% desses estabelecimentos ou simplesmente 57 indústrias, são responsáveis pelo lançamento de 95% das cargas poluidoras industriais nos corpos hídricos, sendo que 45 dessas indústrias (aproximadamente 79%), não atendem aos padrões de lançamento de cargas exigidos pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP), órgão responsável pelas questões ambientais do estado.

Em conseqüência dessas descargas de efluentes domésticos e industriais sem o devido tratamento, a maior parte dos cursos de água na bacia do Alto Iguaçu, que deveria estar na Classe 2, segundo CONAMA (2005) e SUREHMA (1992), possui condições ruins, encontrando-se na Classe 4 ou pior que esta.

Baseado no Índice de Qualidade das Águas (IQA), que retrata a evolução da situação de comprometimento das águas dos rios, observou-se que os formadores do Iguaçu, aproveitados para o abastecimento público, apresentam, em geral, qualidade de água boa, entretanto, o corpo principal do rio Iguaçu tem qualidade ruim e razoável, melhorando somente a partir de Porto Amazonas. Apresentam-se em condições ruins principalmente os afluentes do rio Iguaçu que possuem trechos em áreas densamente urbanizadas. Quanto à avaliação da toxicidade dos rios, foram determinados índices moderados a altos, isto é, a presença de metais pesados e fenóis nos rios Belém, Iraí, Itaqui, Passaúna, Pequeno e Curralinho. (SUDERHSA, 2000)

3.4.1 Estudo realizado com modelo de qualidade de água

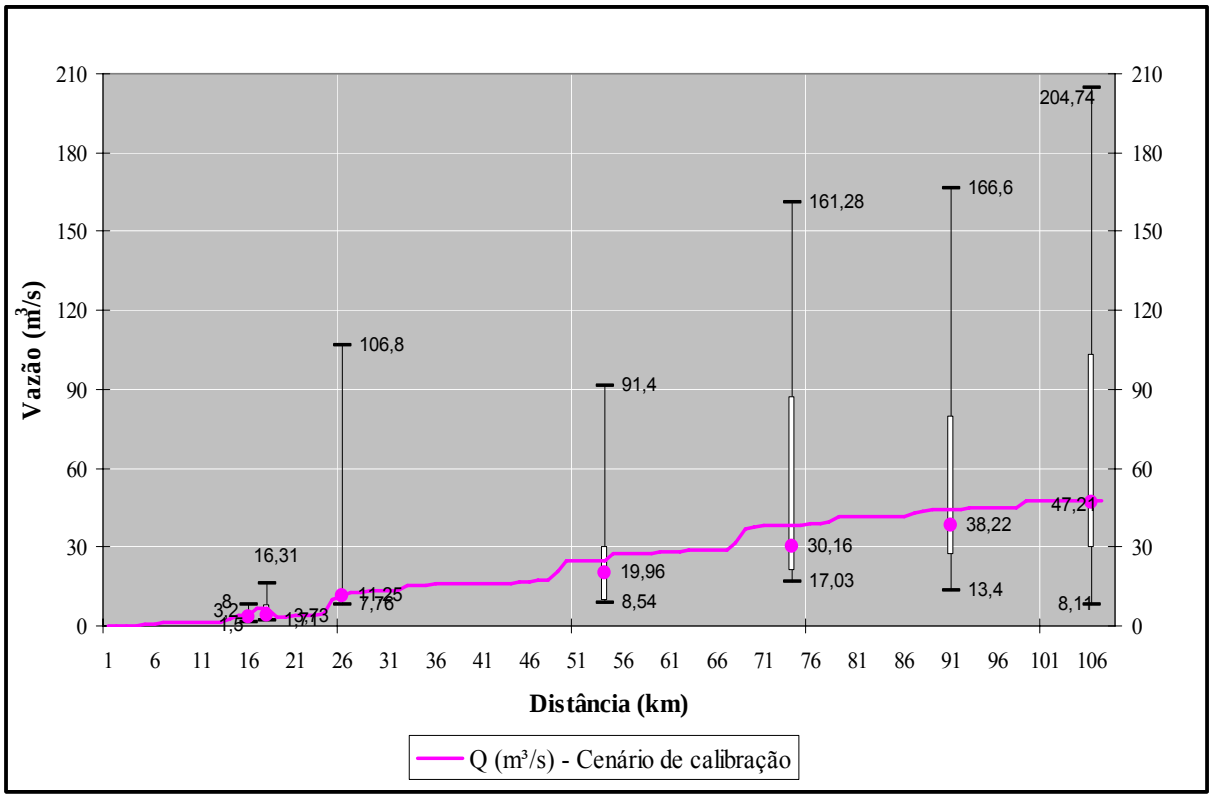
FERNANDES (2005) utilizou o modelo QUAL2E na Bacia do Alto Iguaçu, com dados da Matriz de Fontes de Poluição, o qual está sendo dado continuidade no projeto "Bacias críticas: bases técnicas para a definição de metas progressivas para seu enquadramento e a integração com os demais instrumentos de gestão", também conhecido como "Projeto Enquadramento".

Para a calibração deste modelo, foram realizadas tentativas de ajuste das curvas simuladas de vazão, concentração de DBO_5 num intervalo de 25 a 75% de permanência dos respectivos dados coletados em campo, com valor ótimo próximo à mediana.

Primeiramente, foi calibrada a vazão simulada, devido esta ter influência direta com a resposta das concentrações de DBO_5. Das vazões obtidas em campo, foi ajustado um coeficiente médio (CM) para cada ponto de monitoramento, calculando-se a divisão das vazões simuladas pelas medidas estatísticas dos dados de campo (máximo, 1º quartil, mediana, 3º quartil e mínimo). Foi retirada então uma média desses valores, sendo esta aplicada nas vazões incrementais utilizadas no modelo, respectivamente a cada ponto de monitoramento e à sua área de influência. Como medida simplificadora, o coeficiente médio resultante de cada ponto de monitoramento foi aplicado no ponto em questão até o ponto médio entre dois pontos de monitoramento consecutivos, respeitando a quilometragem entre ambos. Os valores de vazão provenientes do modelo QUAL2E utilizados foram aqueles contidos nos elementos computacionais correspondentes aos quilômetros onde se localizam os pontos de monitoramento, ressaltando que cada elemento computacional possui a extensão de um quilômetro.

Portanto, o modelo foi calibrado para o mesmo cenário das vazões ocorridas nas coletas de campo, conforme FIGURA 10.

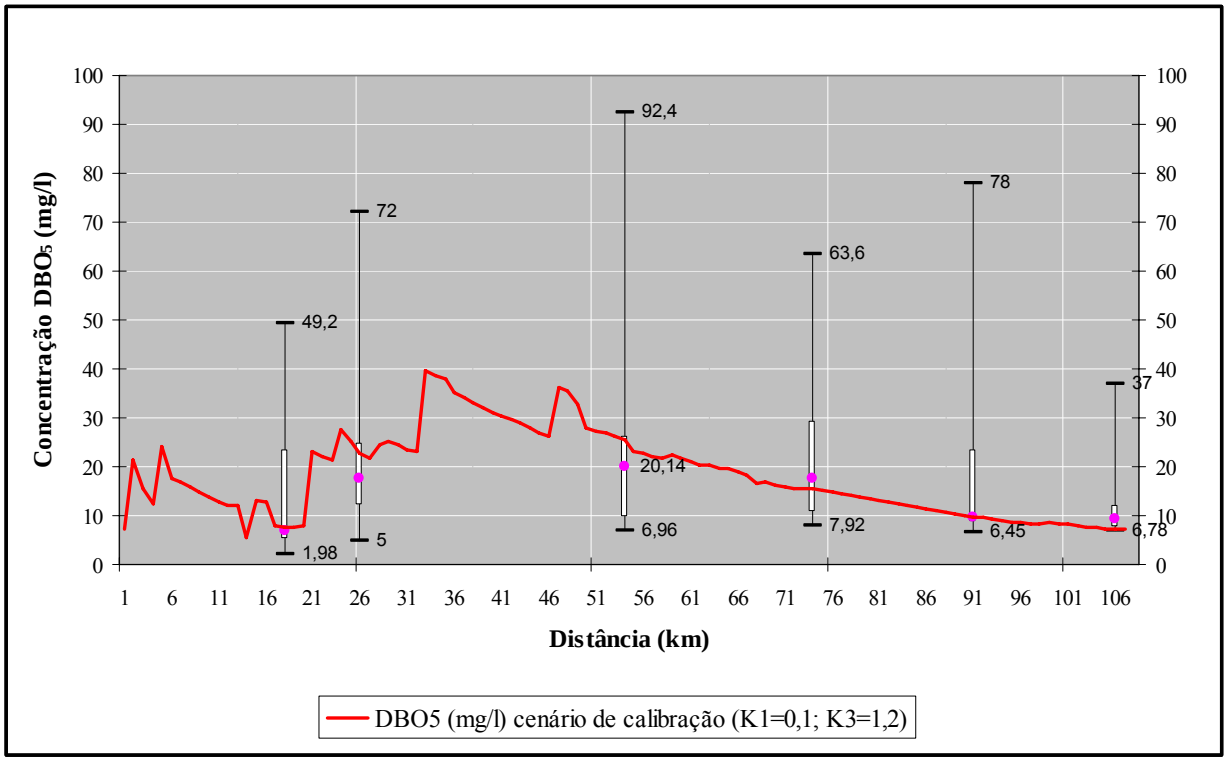
FIGURA 10 – CALIBRAÇÃO DAS VAZÕES PARA O CENÁRIO ENCONTRADO NAS COLETAS DE CAMPO



FONTE: KNAPIK et. al (2006)

Após ter sido obtida uma calibração da curva de vazão simulada, dentro dos limites de aceitação estabelecidos, foi aplicada esta vazão para calibração da concentração de DBO_5, apresentada na FIGURA 11

FIGURA 11 – CALIBRAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DBO_5 PARA O CENÁRIO DE VAZÃO ENCONTRADO NAS COLETAS DE CAMPO



FONTE: KNAPIK et. al (2006)

A FIGURA 11 exibe as concentrações de DBO_5 calibradas por "box plots" na área de estudo. Em sua legenda, observa-se que os coeficientes utilizados para calibração em todos os trechos do rio Iguaçu foram: $K_1 = 0,1$ dia^{-1} e $K_3 = 1,2$ dia^{-1}.

4 METODOLOGIA

O trabalho consistiu em desenvolver e aplicar um sistema de apoio à análise de outorga de lançamento de efluente em relação à matéria orgânica na Bacia do Alto Iguaçu para a implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos.

No item 4.1 está descrito a estrutura do sistema de apoio à análise de outorga de lançamento de efluentes proposto. Para verificar o sistema de apoio e definir os parâmetros que este utilizou, foi realizada uma análise dos resultados referente à aplicação da equação de decomposição da matéria orgânica utilizada no sistema, comparando com os resultados fornecidos pelo modelo QUAL2E calibrado para a mesma área (item 4.2). Uma vez verificado o sistema, este foi aplicado em 4 cenários para análise da situação do rio Iguaçu, conforme descrito no item 0.

4.1 SISTEMA DE APOIO À ANÁLISE DE OUTORGA DE LANÇAMENTO DE EFLUENTE

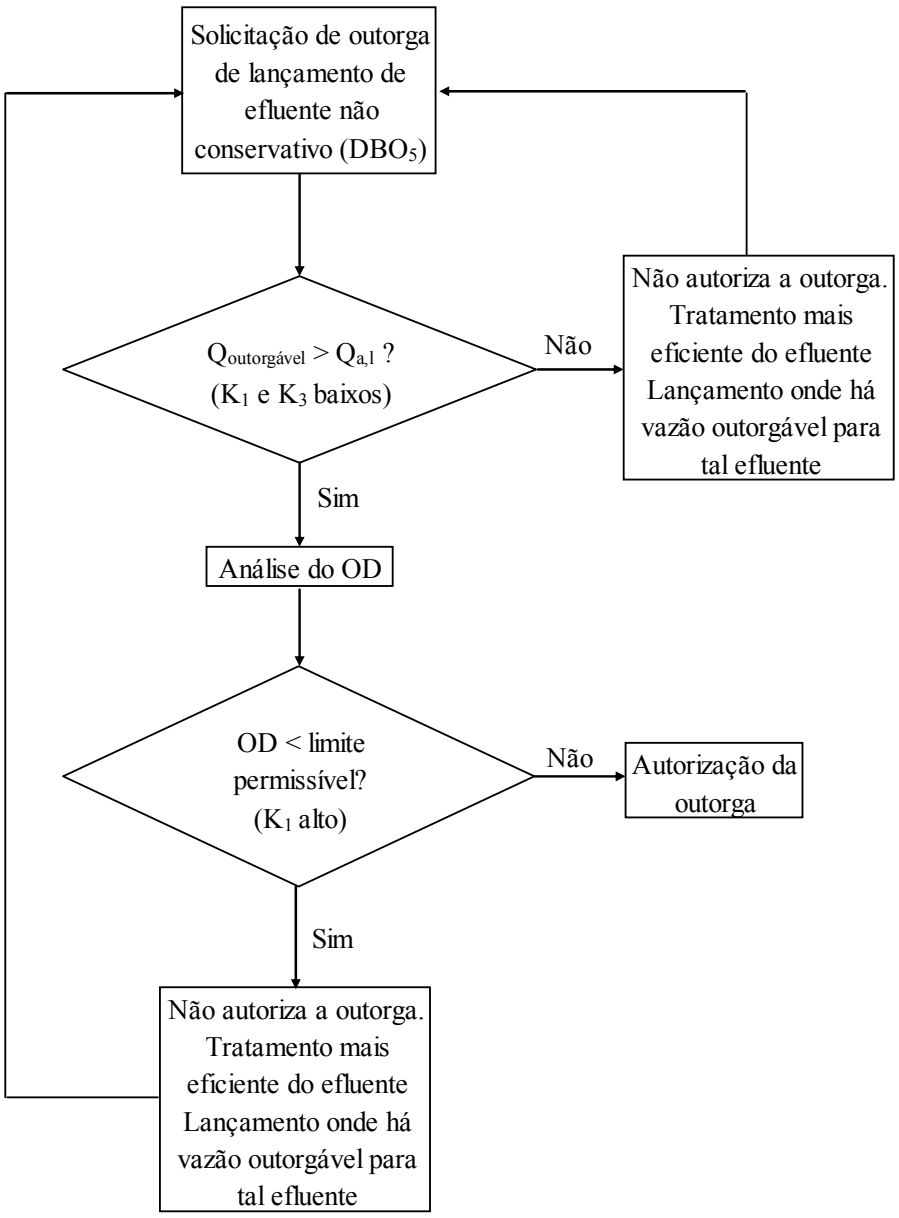
O sistema de apoio à análise de solicitação de outorga de lançamento de efluente com matéria orgânica constitui de duas partes: cálculo da vazão apropriada para diluição com relação à variável DBO_5 e análise da concentração de oxigênio dissolvido (OD), sendo que a vazão apropriada para diluição é aquela necessária para diluir o efluente de forma a manter o padrão de qualidade do corpo receptor na classe de enquadramento.

De acordo com a FIGURA 12, se a vazão apropriada para diluição ($Q_{a,l}$) for maior que a vazão disponível para outorga (Q_{disp_out}), a outorga não poderia ser concedida e, portanto, sua carga deveria ser reduzida ou o local de lançamento deslocado para outro com disponibilidade. Com o sistema, é possível localizar pontos onde há vazão disponível para outorga referente à carga solicitada ou calcular a redução de carga necessária para o lançamento no mesmo local. Por outro lado, se o corpo hídrico possui vazão disponível para outorga ($Q_{a,l}<Q_{disp_out}$) ao longo do trecho (do ponto de lançamento para jusante deste) aonde a foi solicitada, passa-se para a etapa 2, a qual é feita a verificação quanto à variável OD. Uma vez atendida a exigência de concentração mínima de oxigênio dissolvido, a outorga seria favorável. Caso contrário,

a carga do efluente deveria ser reduzida até atender o limite exigido ou dever-se-ia mudar o local de lançamento.

A vazão disponível para outorga é dada pela vazão máxima de outorga admitida pelo Manual de outorgas do estado do Paraná como sendo 50% da $Q_{95\%}$ menos as vazões que já foram outorgadas [ver Equação (16)].

FIGURA 12 - FLUXOGRAMA DO SISTEMA DE APOIO À OUTORGA DE LANÇAMENTO DE EFLUENTE



A vazão apropriada para diluição com relação à DBO_5 originou-se da equação de Streeter-Phelps e sua metodologia está descrita no item 4.1.1. No item 4.1.2 são apresentadas as etapas da análise de OD no corpo receptor. E no item 4.1.3 são descritos os dados necessários para o funcionamento do sistema, ou seja, dados do corpo receptor e dos efluentes, além dos parâmetros do modelo.

4.1.1 Vazão apropriada para diluição com relação à DBO_5

A vazão apropriada para diluição com relação a DBO_5 originou-se da equação de Streeter-Phelps, considerando a autodepuração do corpo receptor com decaimento de primeira ordem da matéria orgânica, processo de sedimentação e transporte advectivo para escoamento unidimensional e permanente (dC/dt = 0).

Partindo da solução analítica para a concentração da DBO_5 ao longo do corpo receptor [Equação (7)], descrita no tópico 2.3.3.1 (Modelo de Streeter-Phelps), obtém-se a vazão apropriada para diluição ($Q_{a,l}$):

$$L = L_0 . e^{-(K_1+K_3).t} \tag{7}$$

Onde L_0 é a concentração da mistura no ponto do lançamento, considerando que a mistura completa ocorre imediatamente, conforme Equação (22) :

$$L_0 = \frac{Q_r C_r + Q_e C_e}{Q_r + Q_e} \tag{22}$$

Considerando que C_r é zero (conforme SUDERHSA, 2002) e substituindo o valor de L_0 na Equação (7), obtém-se:

$$L = \left(\frac{Q_e C_e}{Q_r + Q_e} \right) e^{-(K_1+K_3).t} \tag{23}$$

Admitindo que L é a concentração limite do corpo de água ($C_{lim,i}$ = L), conforme sua classe de enquadramento (ver TABELA 11) e que a vazão do rio (Q_r) é a vazão apropriada para diluição do efluente ($Q_r = Q_{a,l}$), chega-se na Equação (24):

$$Q_{a,l} = \left(\frac{Q_e C_e . e^{-(K_1+K_3).t}}{C_{lim,i}} \right) - Q_e \tag{24}$$

Quando t = 0, o valor de $Q_{a,l}$ é igual a vazão adotada pelo Manual de outorga do estado do Paraná.

Para se considerar as mudanças dos limites de classe conforme o ponto que se deseja analisar, adotou-se um fator de proporcionalidade (F_c), mesmo adotado por MMA (2000), dado pela Equação (25):

$$F_c = \frac{C_{lim,i}}{C_{lim,l}} \tag{25}$$

Esse fator de proporcionalidade serve para casos onde há mudança na classe de enquadramento, conforme os trechos analisados. Por exemplo, uma outorga é requerida em um trecho de rio que é classe 3, onde o limite de DBO_5 é 10 mg/l. Após alguns quilômetros a jusante, o rio passa a ser classe 2, que tem como valor limite de 5 mg/l para DBO_5. Calculando conforme a Equação (25), obtém-se um fator 2, ou seja, a vazão apropriada para diluição irá dobrar quando chegar nesse trecho que a classe passa a ser 2. Assim, o usuário deverá atender o limite do corpo hídrico onde está sendo lançado o efluente, bem como o limite do trecho a jusante que houve mudança de classe.

Com a inserção desse fator, a Equação (24) passa a ser:

$$Q_{a,l} = \left[\left(\frac{Q_e C_e . e^{-(K_1+K_3).t}}{C_{lim,i}} \right) - Q_e \right] . F_c \tag{26}$$

Os coeficientes (K_1 e K_3) utilizados serão aqueles descritos no tópico 4.1.3 (Dados do sistema).

A adoção da concentração nula de DBO_5 no corpo hídrico, em lugar da concentração atual, deve-se a dois fatores:

1. Avaliar quanto o usuário comprometerá, qualitativamente, o corpo receptor em termos absolutos, de forma independente e sem a interferência de outros usuários. Assim, quando implementado o sistema de cobrança, o usuário só estará pagando pela sua carga poluidora lançada no corpo de água.

2. Caso seja adotada a concentração atual do manancial, o resultado poderá ser negativo, significando falta de água para a diluição dos efluentes lançados. Essa condição faz com que todas as análises fiquem condicionadas aos usos atuais, mascarando o real efeito que determinado usuário causa ao manancial e tornando totalmente relativa à avaliação.

4.1.2 Análise do OD

A análise de OD é realizada para verificar os níveis de oxigênio dissolvido dentro do corpo receptor, contemplando os lançamentos já outorgados. Para a simulação do OD foi considerada perda pela decomposição da matéria orgânica (K_1) e ganho pela reaeração atmosférica (K_2). Foi utilizada a solução analítica de Streeter-Phelps [Equação (12)].

$$OD_t = C_s - \left\{ \frac{K_1.L_{0U}}{K_2 - (K_1 + K_3)}.(e^{-(K_1 + K_3).t} - e^{-K_2.t}) + (OD_{sat} - C_0).e^{-K_2.t} \right\} \qquad (12)$$

Nesta etapa, faz-se uma análise com a situação conservadora para o caso do OD, isto é, quando há uma alta taxa de decomposição no ecossistema, que necessitaria de maior reaeracão do corpo receptor para que este não venha a ter déficit de oxigênio.

Caso o OD fique menor que a exigência da classe de enquadramento, então o sistema acusa a necessidade de redução de carga ou deslocamento do ponto de lançamento.

4.1.3 Dados do sistema

Como se trata de um modelo unidimensional, o corpo receptor deve ser representado na sua longitudinal, divididos em nós. Os dados necessários foram divididos em três tipos: dados do corpo receptor, dados calculados ou estimados através de equações empíricas e dados do efluente.

a) Dados do corpo receptor (hidrogeométricos, físicos e químicos) em cada nó:

- **Vazão de referência (m^3/s)**

A vazão de referência é um dos dados mais importantes e deve ser calculada com bastante rigor, pois os critérios de outorga e a maior parte dos parâmetros são baseados nela. Quanto maior for a quantidade de estações e de suas séries históricas, melhor será o resultado das vazões.

- **Velocidade média (m/s)**

A velocidade média serve para os cálculos do coeficiente de reaeração (K_2) e do tempo de percurso.

- **Profundidade média do corpo receptor (m)**

A profundidade média é utilizada para o cálculo dos coeficientes de reaeração (K_2) e de sedimentação (K_3).

- **Temperatura da água (°C)**

É utilizada para correção dos coeficientes do modelo e para o cálculo da concentração de saturação de OD.

- **Concentrações limites (C_{lim}) dos parâmetros (mg/l)**

As concentrações limites dos parâmetros são baseadas na classe em que o corpo receptor está enquadrado pela Resolução do CONAMA Nº 357/05. Esta Resolução dita os limites de cada parâmetro, incluso DBO_5 e OD, no corpo de água (ver TABELA 11), exceto em casos em que o órgão responsável pelo gerenciamento dos recursos hídricos ou os comitês de bacia tenham estabelecido outros limites. Essas concentrações limites servem como base para o cálculo da vazão apropriada para diluição ($Q_{a,l}$) e para verificar se os níveis de OD estão adequados em cada nó do corpo de água.

TABELA 11 – CONCENTRAÇÕES LIMITES DE DBO_5 E OD

Classe dos corpos de água	Limite máximo de DBO_5 (mg/l)	Limite mínimo de OD (mg/l)
2	5	5
3	10	4
4	10	2

FONTE: CONAMA (2005)

- **Altitude do local em relação ao nível do mar (m)**

Influencia na pressão atmosférica do local, que por sua vez é utilizada para o cálculo da concentração de saturação de OD.

b) Dados calculados ou estimados através de equações empíricas de literatura.

- **Concentração de Saturação do Oxigênio Dissolvido (mg/l)**

A influência da altitude na concentração de saturação de oxigênio dissolvido pode ser inserida através da relação da Equação (27) (QASIM[8], apud VON SPERLING, 1996):

[8] QASIM, S. R. **Wastewater treatment plants: planning, design and operation**. Holt, Rinehart and Wiston. New York, 1985.

$$f_A = \frac{C_s}{C_s'} = \left(1 - \frac{A}{950}\right) \quad (27)$$

Onde,

f_A: fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude (-)

C_s': Concentração de oxigênio de equilíbrio, a 1 atmosfera de pressão (mg/l)

A: altitude (m)

De acordo com BROWN e BARNWELL (1987), a concentração de saturação de OD é calculada pela Equação (28):

$$\ln C_s' = -139{,}34411 + \left(\frac{1{,}575701 \times 10^5}{T}\right) - \left(\frac{6{,}642308 \times 10^7}{T^2}\right) + \left(\frac{1{,}243800 \times 10^{10}}{T^3}\right) - \left(\frac{8{,}621949 \times 10^{11}}{T^4}\right) \quad (28)$$

Onde,

C_s': Concentração de oxigênio de equilíbrio, a 1 atmosfera de pressão (mg/l)

T: temperatura da água (K - Kelvin) = (°C) + 273,15

A concentração obtida pela Equação (28) deve ser corrigida para a pressão atmosférica local, resultando na Equação (29):

$$C_s = C_s' \times f_A \quad (29)$$

Onde,

C_s: Concentração de saturação de oxigênio dissolvido em condições locais de temperatura e pressão (mg/l)

- **Tempo de percurso (dia)**

Consiste no tempo de percurso da substância contado a partir do lançamento. Como o modelo foi construído com eqüidistâncias de um quilômetro, o tempo de percurso entre dois nós consecutivos é:

$$t = \left(\frac{1000}{86400\,U}\right) \quad (30)$$

Onde,

t: tempo de percurso para cada quilômetro (dia);

U: velocidade (m/s).

- **Coeficiente de Desoxigenação (dia^{-1})**

Para análise da DBO_5, convém que se use um coeficiente conservador de pequeno valor. Isto estaria considerando uma baixa taxa de decomposição, fazendo que as concentrações de DBO_5 se reduzam lentamente e, portanto, estendendo a influência da descarga no corpo receptor.

Para análise do OD, foi considerado um valor conservador alto, ou seja, quando há uma elevada taxa de decomposição, que exigiria maior quantidade de oxigênio do corpo aquático. Os valores de K_1 adotados no sistema estão na TABELA 12.

TABELA 12 – COEFICIENTES DE DESOXIGENAÇÃO UTILIZADOS NO SISTEMA

Casos	Coeficiente de desoxigenação (dia^{-1})
1º) K_1 – baixo (análise da DBO_5)	0,09
2º) K_1 – alto (análise do OD)	0,45

- **Coeficiente de Sedimentação (dia^{-1})**

Como pôde ser observado na Equação (1), o coeficiente de sedimentação depende da velocidade de sedimentação, que por sua vez é influenciada pelo tamanho das partículas. Como a variação dessas velocidades é bastante alta (ver TABELA 5), foram considerados os menores tamanhos e densidades das partículas (1µm, 2µm, 5µm e 10µm) e o usuário do sistema escolheria um destes.

Em virtude do coeficiente de sedimentação variar de acordo com as profundidades médias e nas soluções analíticas das equações da DBO remanescente e do OD, este coeficiente é uma constante ao decorrer do tempo, faz-se um pré-cálculo do coeficiente ao longo do trecho em estudo e utiliza-se uma média dos coeficientes encontrados.

- **Coeficiente de reaeração (dia^{-1})**

O sistema dá três opções de cálculo do coeficiente de reaeração (K_2) pelas equações descritas na TABELA 8 do item, conforme suas faixas de aplicação para profundidade média (H) e velocidade média (U) no trecho.

- **Influência da temperatura nos coeficientes (K_1, K_2, K_3)**

Os valores dos coeficientes K_1, K_2 e K_3 e a demanda bentônica de oxigênio (K_4), podem ser corrigidas para temperaturas diferentes de 20°C, através da Equação (31).

$$K_{n,T} = K_{n,20°C} . \theta^{(T-20)} \quad (31)$$

Onde,

$K_{n,T}$: parâmetro "n" considerado para uma temperatura "T"qualquer (dia^{-1});

$K_{n,20°C}$: parâmetro "n" considerado para uma temperatura de 20°C (dia^{-1});

T: temperatura (°C);

θ: coeficiente de temperatura (adimensional)

Os coeficientes de temperatura (θ) podem ser influenciados por diversos fatores, dependendo do parâmetro considerado. A TABELA 13 expõe os diferentes valores do coeficiente de temperatura de acordo com os parâmetros.

TABELA 13 - VALORES DEFAULT DOS COEFICIENTES DE TEMPERATURA (Θ)

Variáveis	Parâmetros	Símbolos	Valores default do coeficiente de temperatura (θ)
DBO	Coeficiente de desoxigenação	K_1	1,047
	Coeficiente de sedimentação	K_3	1,024
OD	Coeficiente de reaeração	K_2	1,024

FONTE: ADAPTADO DE BROWN & BARNWELL (1987)

c) Dados do efluente

- **Vazão (m^3/s)**
- **Concentração de OD (mg/l)**
- **Concentração bruta de DBO_5 (antes do tratamento - mg/l)**
- **Eficiência de tratamento na remoção de DBO_5**

Para o cálculo da DBO após tratamento, foi utilizada a Equação (32).

$$DBO_{et} = \left(1 - \frac{E}{100}\right) . DBO_e \qquad (32)$$

Onde,

DBO_{et}: DBO do efluente após tratamento (mg/l);

DBO_e: DBO do efluente sem tratamento (mg/l);

E: Eficiência do tratamento na remoção da DBO_5 (%).

4.1.4 Software

Para facilidade das análises, foram criadas planilhas eletrônicas dentro do software Excel da Microsoft, onde se inseriram as formulações necessárias para as respostas do sistema.

4.2 VERIFICAÇÃO DO SISTEMA

Para verificação do sistema, fez-se a comparação entre o resultado do modelo utilizado no sistema [Modelo de Streeter-Phelps - Equação (7)] e do modelo QUAL2E calibrado para o mesmo trecho estudado, descrito no item 3.4.1.

Inicialmente, foi realizada uma análise preliminar para verificar o comportamento do Modelo de Streeter-Phelps com solução analítica e para a discretização espacial em nós com o modelo QUAL2E, cuja solução é numérica por

diferenças finitas, além de que este considera dispersão no seu processo de transporte. Portanto, nesta primeira análise foram utilizados os mesmos dados aplicados no modelo QUAL2E calibrado.

Posteriormente, outras quatro análises foram conduzidas para verificar o comportamento dos coeficientes conservadores adotados pelo sistema, que é a proposta do trabalho. Para isto, foram examinadas as quatro situações críticas propostas no sistema para o coeficiente de sedimentação, considerando os tamanhos das partículas citadas no tópico **Coeficiente de sedimentação** no item 4.1.3.

Para as 5 análises descritas, os dados hidráulicos (vazão, velocidade e profundidade média) considerados foram os mesmos utilizados no modelo QUAL2E.

Adicionalmente, duas análises, com o intuito de verificar erros gerados com relação às velocidades médias foram realizadas. Assim, preservaram-se os mesmos coeficientes do modelo calibrado (K_1 = 0,1 dia^{-1} e K_3=1,2 dia^{-1}) e foi induzida uma diferença de 15% e 50% nas velocidades médias.

A TABELA 14 apresenta um resumo dos dados utilizados nessas análises. Vale ressaltar que em todas as análises as vazões foram as mesmas.

TABELA 14 – COEFICIENTES UTILIZADOS NA VERIFICAÇÃO DO SISTEMA

Verificação	Dados utilizados		Observações e objetivos
Análise preliminar	K_1 K_3 U e H	0,1 dia^{-1} 1,2 dia^{-1} QUAL2E calib.	Testar o modelo utilizado no sistema com relação ao QUAL2E
Análise 1	K_1 Vs	0,09 dia^{-1} 0,04 m/dia	- Verificar os erros gerados com relação ao coeficiente de sedimentação - U e H: mesmos do QUAL2E calibrado
Análise 2	K_1 Vs	0,09 dia^{-1} 0,15 m/dia	
Análise 3	K_1 Vs	0,09 dia^{-1} 0,94 m/dia	
Análise 4	K_1 Vs	0,09 dia^{-1} 3,8 m/dia	
Análise 5	Velocidade média (U)	U+15%	- Verificar os erros gerados com relação à velocidade média - K_1=0,1 d^{-1} e K_3=1,2 d^{-1}
Análise 6	Velocidade média (U)	U+50%	

Como indicativos da qualidade dos resultados entre os modelos, foi calculado o Erro Quadrático Médio ou "Root Mean Square" (RMS):

$$RMS = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(y_i - \hat{y}_i)^2}{n-2}} \tag{33}$$

Onde,

y_i: concentração de DBO_5 do modelo calibrado

$\hat{y}_i$: concentração de DBO_5 do modelo utilizado no sistema

n: número de pontos

4.2.1 Fontes Pontuais

Os dados das fontes pontuais empregados no modelo utilizado no sistema foram retirados da Matriz de Fontes de Poluição do Projeto "Análise da Sustentabilidade Econômica e Ambiental de metas de despoluição hídrica – Estudo de caso: Alto Iguaçu", também conhecido como Projeto Alto Iguaçu (FERNANDES, 2005), que por sua vez foi baseada nos dados do Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu (SUDERHSA, 2000). A TABELA 15 mostra as fontes pontuais com lançamentos no rio Iguaçu consideradas na comparação.

TABELA 15 – FONTES PONTUAIS DA MATRIZ DE FONTES DE POLUIÇÃO

Pontos (km)	Lançamento de efluentes e rios afluentes	Vazão (m^3/s)	Concentração de DBO (mg/l)	Eficiência do Tratamento (%)	Carga (kg/dia)
0	Bloco I(1)	1,566	47,37	-	6.409
2	População	0,103156	337,5	-	3.008
3	Atuba	0,87	65,85	-	4.950
5	População	0,01925791	337,5	-	562
6	População	0,15601404	337,5	-	4.549
7	ETE-Atuba Sul	0,7202	227,38 (52,30)*	77	14.149
11	Belém	1,12	258,23	-	24.988
14	ETE-Belém	0,8232	221,56 (6,65)*	97	15.758
25	Padilha	0,78	303,18	-	20.432
27	Bloco III(2)	0,37	122,71	-	3.923
28	Bloco IV(3)	0,96	4,55	-	377
30	População	0,0023972	337,5	-	70
33	Bloco V(4)	0,67	3,96	-	229
37	População	0,03424628	337,5	-	999
38	População	0,00473984	337,5	-	138
41	Divisa	0,14	129,59	-	1.568
43	Mascate	0,1	132,91	-	1.148
46	Mauricio	0,51	3,89	-	171
47	Barigüi	1,96	33,92	-	5.744
48	Faxinal	0,18	6,56	-	102
50	Ralfs Costeira I e II	0,005	122,5	-	53
51	ETE-Cachoeira	0,16	83,77	-	1158
53	Witmarsum	0,002	89	-	15
54	População	0,00721724	337,5	-	210
57	Passaúna	0,59	14,66	-	747
65	Rio das Onças	0,27	7,62	-	178
67	Piunduva	0,12	12,11	-	126

(1) Composto pelos rios Iraí, Iraizinho, Piraquara e Palmital

(2) Composto pelos rios Ressaca, Itaqui, Pequeno e Canal Paralelo

(3) Composto pelos rios Miringuava e Miringuava Mirim

(4) Composto pelo rios Cotia e Despique

* Concentrações de DBO_5 após o tratamento

FONTE: ADAPTADO DE FERNANDES (2005)

4.3 APLICAÇÃO DO SISTEMA

4.3.1 Cenários

Foram criados 4 cenários para se analisar a disponibilidade hídrica em termos de outorga no rio Iguaçu, cujo resumo encontra-se na TABELA 16.

TABELA 16 – RESUMO DOS CENÁRIOS

Cenários	Condições hidráulicas	Vazão máxima outorgável	Condições dos lançamentos
1	$Q_{95\%}$	50% $Q_{95\%}$	atual
2	$Q_{80\%}$	50% $Q_{80\%}$	atual
3	$Q_{95\%}$	50% $Q_{95\%}$	2025
4	$Q_{95\%}$	50% $Q_{95\%}$	2025 (após remoção de carga)

Os Cenários 1 e 2 tratam-se das condições atuais de lançamento de efluentes, mudando somente as condições hidráulicas. No Cenário 1, foi considerada a vazão $Q_{95\%}$ ao longo do trecho estudado (vazão de referência adotada pela SUDERHSA), enquanto que no Cenário 2, a vazão estudada foi a $Q_{80\%}$. Essa análise foi feita para corroborar que diferenças em relação à outorga trariam uma mudança nessa vazão.

Para estes dois primeiros cenários, após as comparações das vazões apropriadas para diluição com as vazões disponíveis para outorga, foram feitas análises de redução de cargas de cada lançamento para que se atingissem os critérios de outorga.

Já o Cenário 3, considerou a vazão de referência $Q_{95\%}$ e baseou-se em um prognóstico estimando crescimento populacional e industrial para o ano de 2025, sem que nenhuma ação de despoluição fosse tomada. Neste Cenário, foi feita uma análise de redução de cargas de 90% em cada lançamento que houvesse concentrações de DBO_5 significativas, podendo-se verificar se os critérios de outorga e classe de enquadramento do rio para o parâmetro estudado (DBO_5) seriam atendidos. Esse procedimento nos critérios de remoção de carga em relação aos dois primeiros cenários se deu para verificar a situação de outorga com relação aos padrões de enquadramento

em que todos os poluidores tenham mesma obrigação de tratamento, ou seja, mesma eficiência de tratamento. Esta medida também foi adotada pelo "Projeto Enquadramento", onde este estudo está inserido, conforme descrito na Introdução do trabalho.

No Cenário 4, foi suposto que em 2025, após as reduções de cargas de 90% (Cenário 3), uma indústria de papel e celulose quisesse se instalar na área de estudo. A indústria se refere a um empreendimento médio com vazão do efluente de 0,046 m^3/s e 500 mg/l de concentração bruta de DBO_5. O usuário sujeito à outorga está disposto a instalar um reator anaeróbico de manta de lodo como sistema de tratamento, que possui uma eficiência na remoção de DBO em torno de 70%. Com isso, simularam-se situações em que o órgão outorgante poderia autorizar a outorga de lançamento de efluentes, baseado no sistema proposto na pesquisa.

Para todos os cenários, a vazão máxima disponível para outorga foi considerada a metade da vazão de referência adotada em cada um deles.

4.3.2 Dados da área de estudo

- **Trecho estudado**

O rio Iguaçu foi dividido em nós eqüidistantes de um quilômetro, compondo um total de 70 nós. O primeiro nó situa-se no início do rio Iguaçu, após a entrada do rio Palmital (Estação Pinhais), e o último nó se localiza no ponto onde está instalada a Estação de Monitoramento Guajuvira. Para cada nó foi delimitada automaticamente a área de drenagem através do software Arcview 3.2 com base topográfica escala 1:2.000 (conforme BARBOSA; TOSTES; NASCIMENTO, 2004).

Consoante FIGURA 10 no item 3.4.1, pode-se perceber que o trecho estudado pelo Projeto Enquadramento é maior que o trecho adotado neste trabalho, que compreende do km 21 ao km 91 desta Figura.

- **Vazão de referência**

As vazões de referência com 95% de permanência do tempo ($Q_{95\%}$) e com 80% de permanência do tempo ($Q_{80\%}$), foram calculadas com base em três estações fluviométricas no trecho estudado: Pinhais, Ponte do Umbarazinho e Guajuvira (ver TABELA 17).

Como duas das estações (Pinhais e Umbarazinho) apresentam falhas no período monitorado e suas séries sem falhas são muito pequenas, optou-se por analisar as vazões específicas dessas 3 estações em um mesmo período para verificar seus comportamentos. Se estas apresentarem comportamentos similares, poder-se-ia utilizar a vazão específica[9] calculada com dados de um período maior proveniente de uma única estação, para toda a área de estudo, neste caso a de Guajuvira.

A SUDERHSA para calcular vazões de referência utiliza o software HG-171 (modelo de regionalização de vazões). No intuito de comparar as vazões encontradas pelos métodos descritos acima, utilizou-se o HG-171 para calcular as vazões com 95% de permanência do tempo nas mesmas áreas de drenagem delimitadas neste estudo.

TABELA 17 – ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS CONSIDERADAS NA ÁREA DE ESTUDO

Localizações das estações	Estações Fluviométricas	Código ANEEL das estações	Área de Drenagem (km^2)	Altitudes (m)	Data da instalação
Km 0	Pinhais	65006075	426,19	872	20/03/1984
Km 32	Ponte do Umbarazinho	65017006	1284,16	865	25/06/1976
Km 69	Guajuvira	65025000	2579,02	858	17/08/1973

- **Dados hidráulicos**

Para obtenção dos dados hidráulicos, foram utilizados os coeficientes de descarga, que correlaciona velocidade e profundidade com a vazão, conforme as Equações (34), (35) e (36).

---

[9] Vazão de um ponto dividida pela sua respectiva área de drenagem, geralmente dada em $l/s.km^2$.

$$U = aQ^b \quad (34)$$

$$A_{st} = \frac{Q}{U} \quad (35)$$

$$H = \alpha Q^{\beta} \quad (36)$$

Onde U, H e A_{st} são a velocidade média, profundidade média, e área da seção transversal, respectivamente. E a, b, α e β são constantes empíricas, que podem ser determinadas por ajustes de curva com dados de campo para cada trecho de segmento fluvial.

Para encontrá-los, primeiramente, foram calculadas diversas velocidades e profundidades médias com dados das seções transversais [distância (m) X cota (cm)] e de várias vazões escolhidas aleatoriamente [utilizando as tabelas de cotas (cm) X vazão (m^3/s)]. Após esta etapa, foram feitos os ajustes de curva através de regressões potenciais.

- **Temperatura da água**

Foi considerada a temperatura de 20°C ao longo de todo o trecho estudado.

- **Altitude em relação ao nível do mar**

As altitudes em cada nó do trecho estudado foram obtidas através da interpolação linear entre as altitudes das estações de monitoramento adotadas na pesquisa (ver TABELA 17).

- **Concentrações limites**

As concentrações limites de DBO_5 e OD foram consideradas ao longo de todo percurso como sendo 5 mg/l, pois conforme SUREHMA (1992), o rio Iguaçu está enquadrado como classe 2 com limites de acordo com a Resolução do CONAMA Nº 357/05.

- **Fontes pontuais**

Como a matriz de fontes de poluição considera os afluentes do rio Iguaçu como fontes pontuais, para cada cenário de vazão foram feitas adaptações na matriz, mantendo-se a mesma carga e determinando as vazões de entrada dos tributários. A TABELA 18 apresenta as fontes pontuais para vazões $Q_{95\%}$ e a TABELA 19 para vazões $Q_{80\%}$ para o cenário atual.

TABELA 18 – FONTES PONTUAIS PARA O CENÁRIO ATUAL COM VAZÃO $Q_{95\%}$

Pontos (km)	Lançamento de efluentes e rios afluentes	Vazão (m^3/s)	Concentração de OD (mg/l)	Concentração de DBO (mg/l)	Eficiência do Tratamento (%)	Carga (kg/dia)
0	Bloco I(1)	1,824	3,07	40,67	-	6.409
2	População	0,103	0	337,50	-	3.008
3	Atuba	0,870	0	93,14	-	4.950
5	População	0,019	0	337,50	-	562
6	População	0,156	0	337,50	-	4.549
7	ETE-Atuba Sul	0,720	0	227,38	77	14.149
11	Belém	1,120	0	612,99	-	24.988
14	ETE-Belém	0,823	0	221,56	97	15.758
25	Padilha	0,780	0	860,17	-	20.432
27	Bloco III(2)	0,370	0	56,57	-	3.923
28	Bloco IV(3)	0,960	5,00	3,31	-	377
30	População	0,002	0	337,50	-	70
33	Bloco V(4)	0,670	6,00	3,22	-	229
37	População	0,034	0	337,50	-	999
38	População	0,005	0	337,50	-	138
41	Divisa	0,140	0	158,40	-	1.568
43	Mascate	0,100	0	110,43	-	1.148
46	Mauricio	0,510	6,00	3,04	-	171
47	Barigüi	1,960	1,67	52,84	-	5.744
48	Faxinal	0,180	5,00	3,42	-	102
50	Ralfs Costeira I e II	0,005	0	122,50	-	53
51	ETE-Cachoeira	0,160	0	83,77	-	1158
53	Witmarsum	0,002	0	89,00	-	15
54	População	0,007	0	337,50	-	210
57	Passaúna	0,590	4,00	7,63	-	747
65	Rio das Onças	0,270	6,00	5,93	-	178
67	Piunduva	0,120	5,00	11,01	-	126

(1) Composto pelos rios Iraí, Iraizinho, Piraquara e Palmital;

(2) Composto pelos rios Ressaca, Itaqui, Pequeno e Canal Paralelo

(3) Composto pelos rios Miringuava e Miringuava Mirim

(4) Composto pelo rios Cotia e Despique

FONTE: ADAPTADO DE FERNANDES (2005)

TABELA 19 – FONTES PONTUAIS PARA O CENÁRIO ATUAL COM VAZÃO $Q_{80\%}$

Pontos (km)	Lançamento de efluentes e rios afluentes	Vazão (m^3/s)	Concentração de OD (mg/l)	Concentração de DBO (mg/l)	Eficiência do Tratamento (%)	Carga (kg/dia)
0	Bloco I(1)	3,178	4,51	23,34	-	6.409
2	População	0,103	0	337,50	-	3.008
3	Atuba	1,072	0,74	53,45	-	4.950
5	População	0,019	0	337,50	-	562
6	População	0,156	0	337,50	-	4.549
7	ETE-Atuba Sul	0,720	0	227,38	77	14.149
11	Belém	0,822	0	351,76	-	24.988
14	ETE-Belém	0,823	0	221,56	97	15.758
25	Padilha	0,479	0	493,60	-	20.432
27	Bloco III(2)	1,399	3,73	32,46	-	3.923
28	Bloco IV(3)	2,303	7,41	1,90	-	377
30	População	0,002	0	337,50	-	70
33	Bloco V(4)	1,436	7,37	1,85	-	229
37	População	0,034	0	337,50	-	999
38	População	0,005	0	337,50	-	138
41	Divisa	0,200	0	90,90	-	1.568
43	Mascate	0,210	0,48	63,37	-	1.148
46	Mauricio	1,136	7,40	1,75	-	171
47	Barigüi	2,193	3,45	30,32	-	5.744
48	Faxinal	0,603	7,38	1,96	-	102
50	Ralfs Costeira I e II	0,005	0	122,50	-	53
51	ETE-Cachoeira	0,160	0	83,77	-	1158
53	Witmarsum	0,002	0	89,00	-	15
54	População	0,007	0	337,50	-	210
57	Passaúna	1,975	7,11	4,38	-	747
65	Rio das Onças	0,605	7,18	3,40	-	178
67	Piunduva	0,230	6,44	6,32	-	126

(1) Composto pelos rios Iraí, Iraizinho, Piraquara e Palmital
(2) Composto pelos rios Ressaca, Itaqui, Pequeno e Canal Paralelo
(3) Composto pelos rios Miringuava e Miringuava Mirim
(4) Composto pelo rios Cotia e Despique
FONTE: ADAPTADO DE FERNANDES (2005)

A TABELA 20 mostra as fontes pontuais para o cenário 3, que apresenta um prognóstico da situação para o ano de 2025, considerando que não haveria medidas de despoluicão.

TABELA 20 – FONTES PONTUAIS PARA O CENÁRIO DE 2025 COM VAZÃO $Q_{95\%}$

Pontos (km)	Lançamento de efluentes e rios afluentes	Vazão (m^3/s)	Concentração de OD (mg/l)	Concentração de DBO (mg/l)	Eficiência do Tratamento (%)	Carga (kg/dia)
0	Bloco I(1)	1,824	0	71,49	-	11.265
2	População	0,144	0	337,50	-	4.212
3	Atuba	0,615	0	140,01	-	7.441
5	População	0,027	0	337,50	-	786
6	População	0,218	0	337,50	-	6.370
7	ETE-Atuba Sul	1,007	0	227,38	77	19.783
11	Belém	0,472	0	717,47	-	29.247
14	ETE-Belém	1,151	0	221,56	97	22.033
25	Padilha	0,275	0	1.001,31	-	23.784
27	Bloco III(2)	0,803	0	98,09	-	6.801
28	Bloco IV(3)	1,322	6,96	6,97	-	796
30	População	0,003	0	337,50	-	98
33	Bloco V(4)	0,824	7,18	5,09	-	362
37	População	0,048	0	337,50	-	1.398
38	População	0,007	0	337,50	-	194
41	Divisa	0,115	0	494,24	-	4.891
43	Mascate	0,120	0	250,09	-	2.601
46	Mauricio	0,652	7,40	3,19	-	179
47	Barigüi	1,258	0,46	63,32	-	6.884
48	Faxinal	0,346	7,36	3,53	-	106
50	Ralfs Costeira I e II	0,007	0	122,50	-	74
51	ETE-Cachoeira	0,224	0	83,77	-	1.619
53	Witmarsum	0,002	0	89,00	-	15
54	População	0,010	0	337,50	-	295
57	Passaúna	1,134	5,45	20,03	-	1.962
65	Rio das Onças	0,347	7,08	5,95	-	178
67	Piunduva	0,132	6,36	12,20	-	139

(1) Composto pelos rios Iraí, Iraizinho, Piraquara e Palmital

(2) Composto pelos rios Ressaca, Itaqui, Pequeno e Canal Paralelo

(3) Composto pelos rios Miringuava e Miringuava Mirim

(4) Composto pelos rios Cotia e Despique

FONTE: ADAPTADO DE FERNANDES (2005)

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados obtidos no trabalho e discussões pertinentes estão organizados em duas partes. Primeiramente, são apresentados os resultados da verificação do sistema de apoio no que se refere à decomposição da matéria orgânica e a segunda parte, resultados da aplicação do sistema.

5.1 RESULTADOS DA VERIFICAÇÃO DO SISTEMA

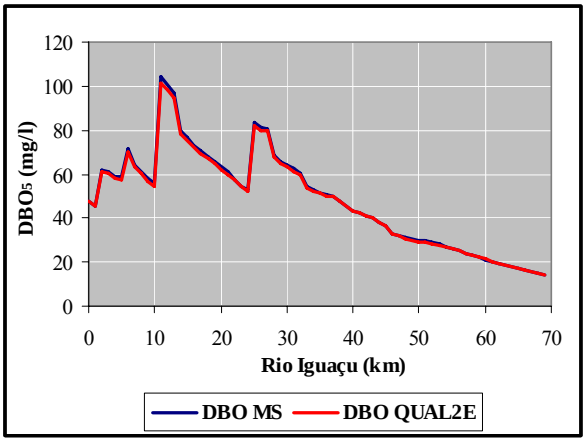
A verificação do sistema trata de analisar o denominado Modelo do Sistema (MS), o qual é baseado na solução analítica da equação de Streeter-Phelps, com o modelo QUAL2E calibrado. Os resultados da verificação serão apresentados em dois gráficos, um com a concentração de DBO_5 ao longo do trecho simulado e outro contrapondo os resultados dos dois modelos em uma reta com inclinação de 45º.

5.1.1 Análise do MS na área de estudo (análise preliminar)

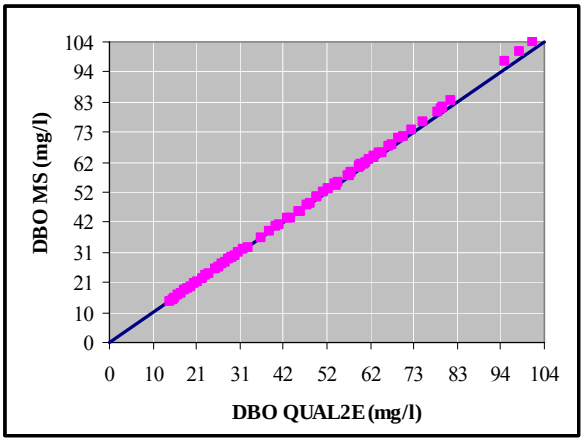
A primeira verificação realizada foi em relação aos resultados da Equação de Streeter-Phelps com o modelo QUAL2E, utilizando os mesmos dados hidráulicos e os coeficientes calibrados (K_1 = 0,1 dia^{-1} e K_3 = 1,2 dia^{-1}).

Os dados revelam que para a eqüidistância dos nós de 1 km, os dois modelos apresentam resultados semelhantes, com erro quadrático médio de 0,84 mg/l. A FIGURA 13 (a) mostra o comportamento da DBO_5 ao longo do curso de água geradas pelos dois modelos. Já a FIGURA 13 (b) exibe as concentrações de DBO_5 por ambos os modelos. Como pode ser notado nesta Figura, os dados praticamente sobrepõem a reta de 45°, ratificando a similaridade entre eles, sendo que o MS apresentou valores levemente maiores aonde as concentrações de DBO foram altas.

FIGURA 13 – ANÁLISE PRELIMINAR - CONCENTRAÇÕES DE DBO_5 COM MESMOS DADOS DO MODELO QUAL2E CALIBRADO



(a) Concentrações ao longo do trecho estudado



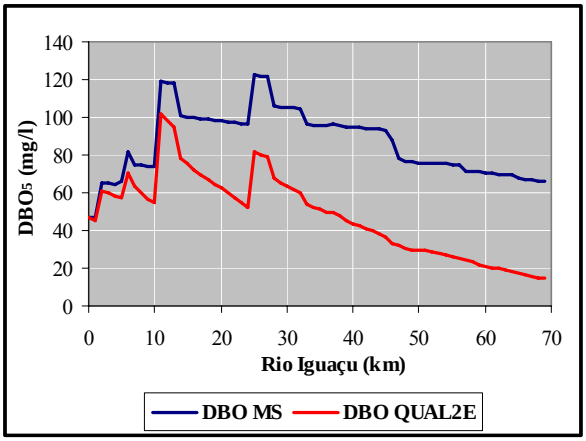
(b) Reta com inclinação de 45º

5.1.2 Análise dos parâmetros do MS

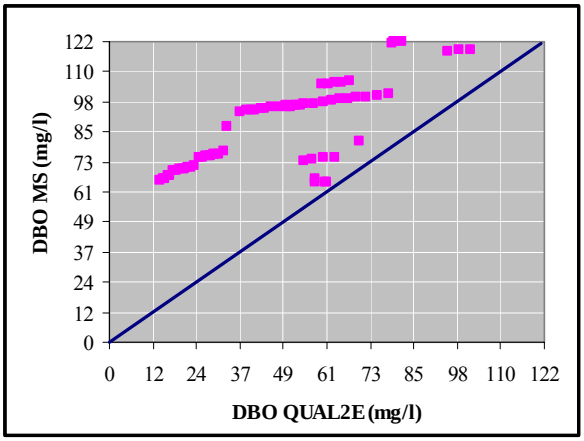
Foram realizadas 4 análises com diferentes velocidades de sedimentação, que conseqüentemente acarretaram em variados coeficientes de sedimentação.

Os resultados da primeira análise (**análise 1**) encontram-se na FIGURA 14, que considera parâmetros conservadores, ou seja, quando K_1 e Vs possuem os valores mais baixos (K_1= 0,09 dia^{-1} e Vs = 0,04 m/dia). Essa velocidade de sedimentação representa partículas com tamanho de 1 µm e densidade de 1,8 g/cm^3, que gerou um K_3 médio ao longo do trecho de 0,05 dia^{-1}.

FIGURA 14 – ANÁLISE 1 - CONCENTRAÇÕES DE DBO5 GERADAS PELO MODELO DE STREETER-PHELPS (COM K1 = 0,09 DIA-1 E K3 = 0,05 DIA-1) E PELO QUAL2E CALIBRADO



(a) Concentrações ao longo do trecho estudado

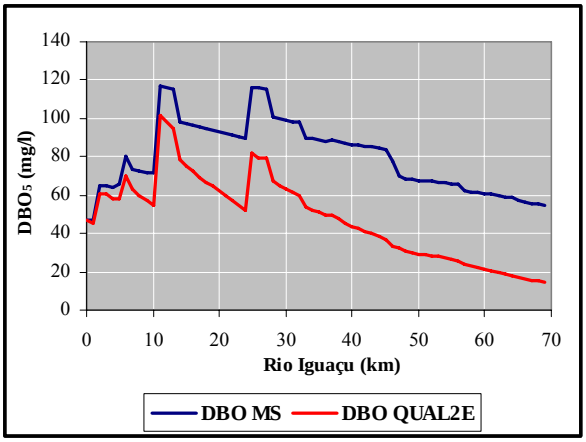


(b) Reta com inclinação de 45º

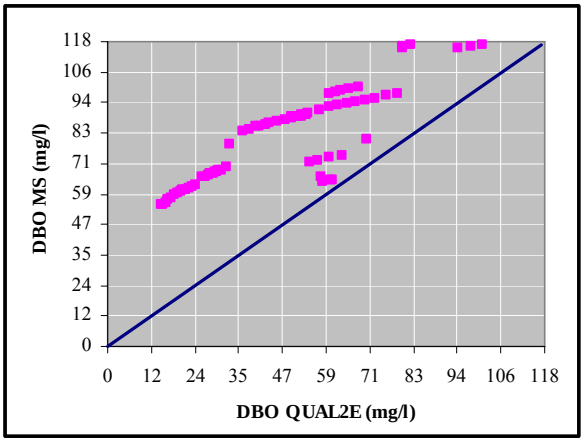
Na FIGURA 14, nota-se que com os coeficientes conservadores, o Modelo do Sistema está superestimando demasiadamente a concentração de DBO_5. O erro RMS foi de 41,9 mg/l. Observando a FIGURA 14 (a), nota-se que a taxa de redução da concentração ao longo do rio Iguaçu são diferentes para os dois resultados, por exemplo, no trecho entre o km 15 e 24, a declividade de queda da concentração pelo QUAL2E é maior que pelo MS.

Na **análise 2**, foi verificado o coeficiente de sedimentação para partículas de 2 µm (e densidade de 1,8 g/cm^3), que têm uma velocidade de sedimentação de 0,15 m/dia. O K_3 médio gerado ao longo do trecho foi de 0,18 dia^{-1}. Os resultados desta análise foi bastante semelhante com o da primeira, conforme FIGURA 15, sendo que o valor de RMS diminuiu levemente, indo para 34,7 mg/l. Portanto, os erros ainda são muito significativos.

FIGURA 15 – ANÁLISE 2 - CONCENTRAÇÕES DE DBO5 GERADAS PELO MODELO DE STREETER-PHELPS (COM K1 = 0,09 DIA-1 E K3 = 0,18 DIA-1) E PELO QUAL2E CALIBRADO



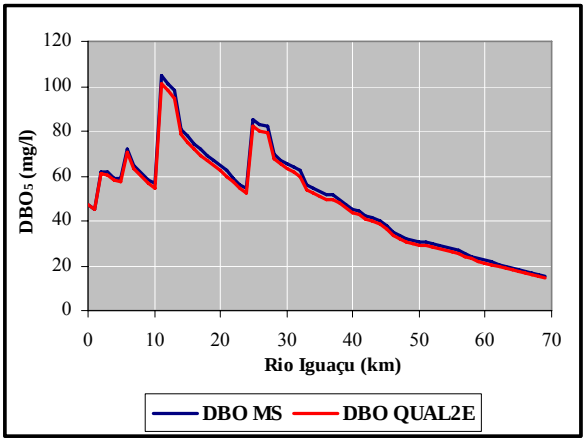
(a) Concentrações ao longo do trecho estudado



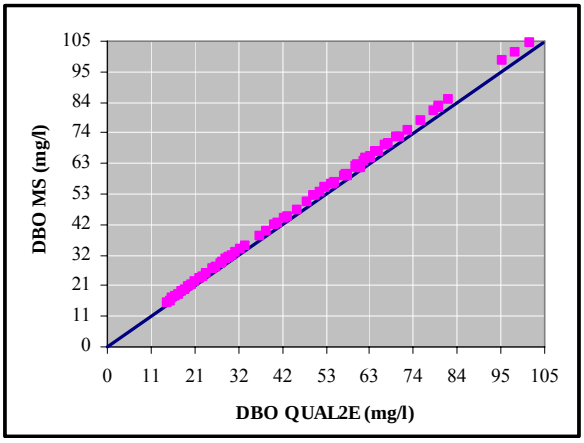
(b) Reta com inclinação de 45º

A **análise 3**, com partículas de 5 µm e mesma densidade, a velocidade de sedimentação de 0,94 m/dia, resultou num coeficiente de sedimentação médio de 1,15 dia^{-1}. Os resultados obtidos considerando esses coeficientes são mostrados na FIGURA 16.

FIGURA 16 – ANÁLISE 3 - CONCENTRAÇÕES DE DBO5 GERADAS PELO MODELO DE STREETER-PHELPS (COM K1 = 0,09 DIA-1 E K3 = 1,15 DIA-1) E PELO QUAL2E CALIBRADO



(a) Concentrações ao longo do trecho estudado



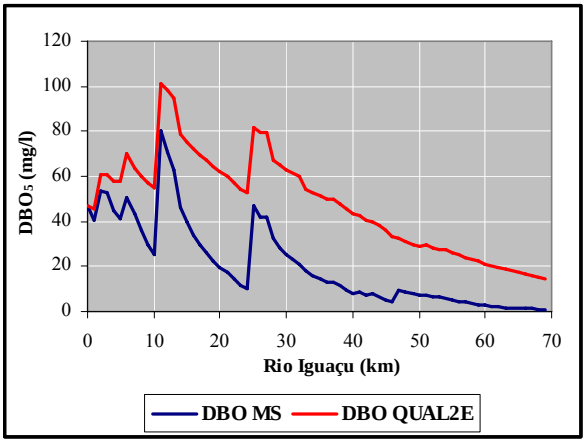
(b) Reta com inclinação de 45º

Como pode ser visto na FIGURA 16, as curvas de DBO_5 de ambos os modelos se aproximaram bastante, com pequena elevação dos resultados do MS com relação ao modelo QUAL2E calibrado. Este resultado era esperado, pois quando se adotou a

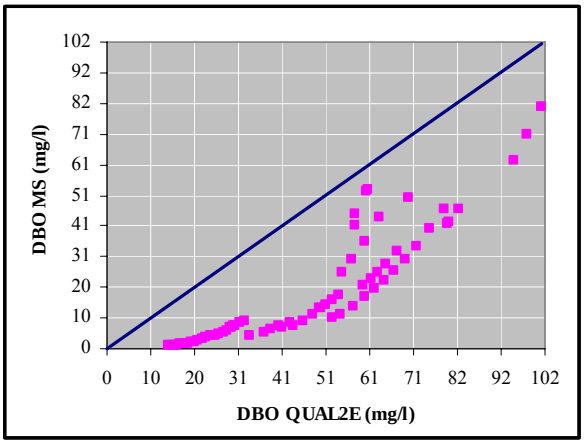
velocidade de sedimentação 0,94 m/dia, os coeficientes conservadores e os calibrados (K_1 = 0,1 dia^{-1} e K_3 = 1,2 dia^{-1}) ficaram bastante próximos, sendo que o RMS desta análise foi de 1,8 mg/l.

A última análise (**análise 4**) adotou a velocidade de sedimentação de 3,8 m/dia, que corresponde a velocidade de partículas com 10 µm de densidade 1,8 g/cm^3, gerando um K_3 médio de aproximadamente 4,65 dia^{-1}. Os resultados dessa análise são exibidos na FIGURA 17.

FIGURA 17 – ANÁLISE 4 - CONCENTRAÇÕES DE DBO5 GERADAS PELO MODELO DE STREETER-PHELPS (COM K1 = 0,09 DIA-1 E K3 = 4,65 DIA-1) E PELO QUAL2E CALIBRADO



(a) Concentrações ao longo do trecho estudado



(b) Reta com inclinação de 45º

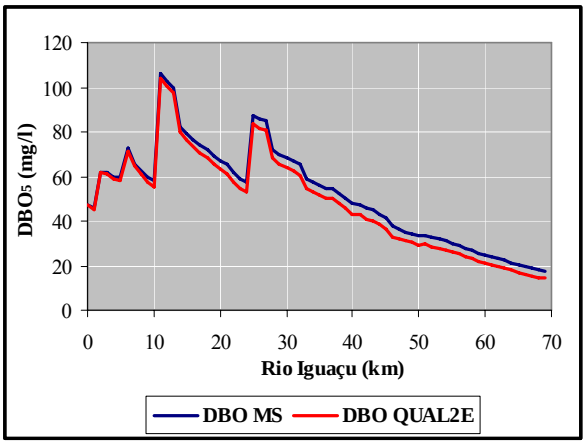
Consoante FIGURA 17, com o emprego da velocidade de sedimentação de 3,8 m/dia, o MS subestimou em todos os pontos as concentrações de DBO. A adoção deste coeficiente para esta área de estudo seria prejudicial ao corpo de água, pois estaria otimizando sua capacidade de recuperação e conseqüentemente lesando sua qualidade. O RMS para esta situação foi de 29,7 mg/l.

5.1.3 Análise dos erros na velocidade média

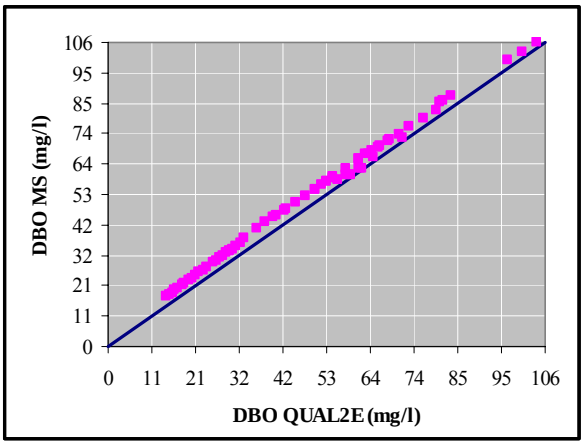
Durante a pesquisa, puderam-se observar as diferenças geradas nas concentrações dos parâmetros devido às divergências nos dados hidráulicos, principalmente em relação à velocidade média. Isto ocorre, pois as equações de DBO e OD são funções exponenciais que possuem como expoentes a variável tempo. Como o tempo de percurso é a distância do percurso dividida pela velocidade média que a substância lançada percorre [conforme Equação (30)], esta variável por sua vez tem total influência nas concentrações dos parâmetros ao longo do trecho.

Os resultados das **análises 5 e 6** para 15% e 50% de diferença na velocidade média do curso de água estão apresentados na FIGURA 18 e FIGURA 19, respectivamente. O RMS gerado pela **análise 5** foi de 3,8 mg/l e para a **análise 6** de 10,8 mg/l.

FIGURA 18 – ANÁLISE 5 - CONCENTRAÇÕES DE DBO_5 COM MESMOS COEFICIENTES DE DECAIMENTO E 15% DE ERRO NA VELOCIDADE MÉDIA

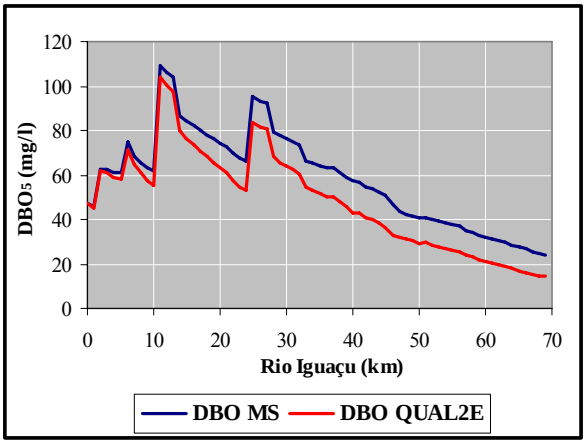


(a) Concentrações ao longo do trecho estudado

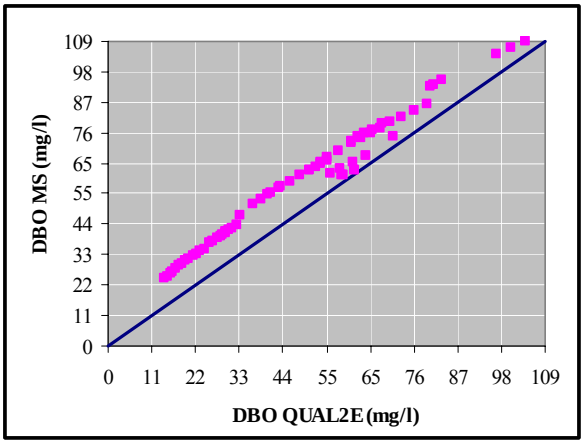


(b) Reta com inclinação de 45º

FIGURA 19 – ANÁLISE 6 - CONCENTRAÇÕES DE DBO5 COM MESMOS COEFICIENTES DE DECAIMENTO E 50% DE ERRO NA VELOCIDADE MÉDIA



(a) Concentrações ao longo do trecho estudado



(b) Reta com inclinação de 45º

Portanto, apesar das diferenças das concentrações não serem tão altas para pequenos erros nas velocidades médias (tratando-se de 15%), quando atingem um erro mais significante (50%) começam a causar alterações nas concentrações. Levando em consideração que ainda pode haver erros nos coeficientes, as diferenças podem ficar grotescas, caso não se atente aos métodos de cálculo dos dados hidráulicos, pois se têm a possibilidade de superestimar ou subestimar os parâmetros analisados.

5.2 APLICAÇÃO DO SISTEMA

Para aplicação do sistema no Alto Iguaçu foram adotados os coeficientes K_1 de 0,9 dia^{-1} e a velocidade de sedimentação de 0,94 m/dia, que corresponde às partículas de 5 µm com densidade de 1,8 g/cm^3, já que esta apresentou melhores resultados para área de estudo, consoante item 5.1.2.

Com relação aos dados hidráulicos da área de estudo, estes foram calculados e seus resultados se apresentam a seguir.

5.2.1 Vazão de referência

A metodologia adotada para o cálculo da vazão de referência para o Alto Iguaçu foi pela vazão específica, conforme descrito no item 4.3.2. O período sem falhas e comum as três estações fluviométricas (Pinhais, Ponte do Umbarazinho e Guajuvira) encontrado foi de somente 13 anos de dados (1988 a 2000). As vazões $Q_{95\%}$ para três estações neste período comum, bem como suas respectivas vazões específicas estão apresentados na TABELA 21. Como as três estações apresentaram resultados semelhantes de vazões específicas, considerou-se que o comportamento hidrológico em todo o trecho estudado pode ser obtido de apenas uma das 3 estações.

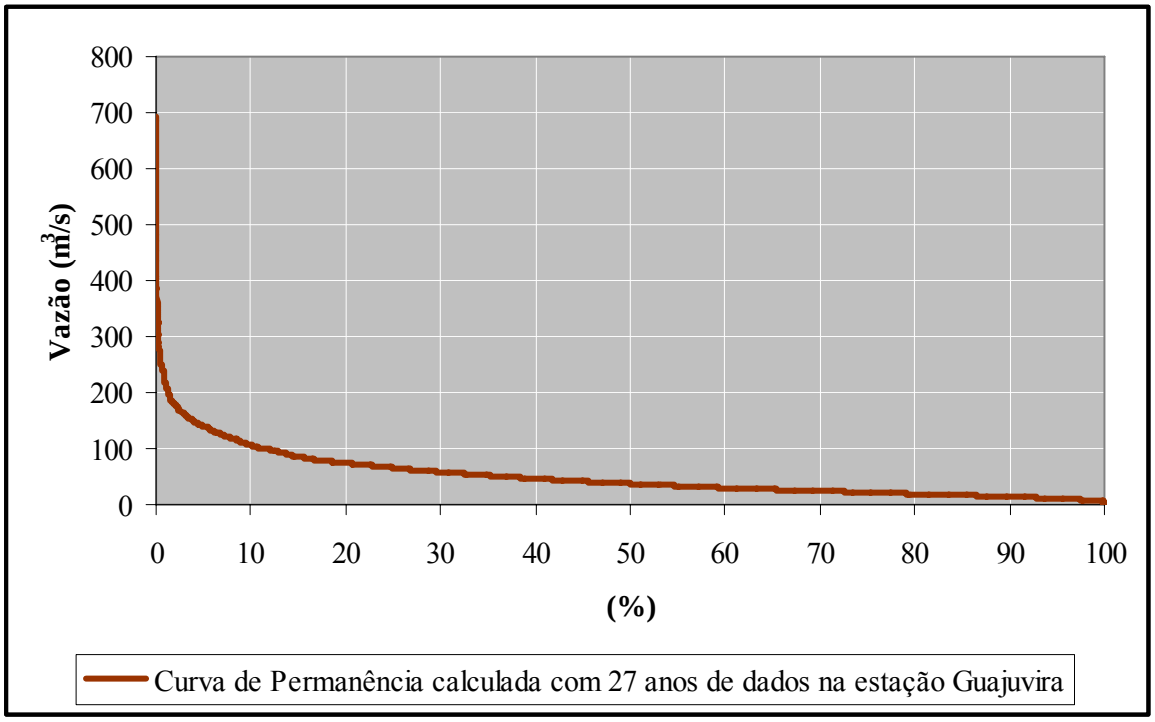
Assim sendo, construiu-se uma curva de permanência com um período maior de dados: 27 anos (1977 a 2003) baseada na Estação Guajuvira (ver FIGURA 20) e uma nova vazão específica foi calculada para $Q_{95\%}$. Com esta vazão específica, foram estimados os valores das $Q_{95\%}$ para todos 70 pontos (nós) considerados no sistema, de acordo com suas respectivas áreas de drenagem. Esses resultados para as três estações são demonstrados na TABELA 21.

TABELA 21 – CÁLCULOS DAS VAZÕES $Q_{95\%}$ NAS ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS

Estações Fluviométricas	Área de Drenagem (km^2)	13 anos de dados (1988 – 2000)		27 anos de dados (1977 – 2003)	
		$Q_{95\%}$ (m^3/s)	$Q_{específica}$ ($l/s.km^2$)	$Q_{95\%}$ (m^3/s)	$Q_{específica}$ ($l/s.km^2$)
Pinhais	426,19	1,97	4,62	1,83*	-
Ponte do Umbarazinho	1284,16	6,4	4,98	5,51*	-
Guajuvira	2579,02	12,78	4,96	11,07	4,29

NOTA: * Vazões estimadas pela vazão específica calculada na Estação Guajuvira

FIGURA 20 - CURVA DE PERMANÊNCIA NA ESTAÇÃO GUAJUVIRA

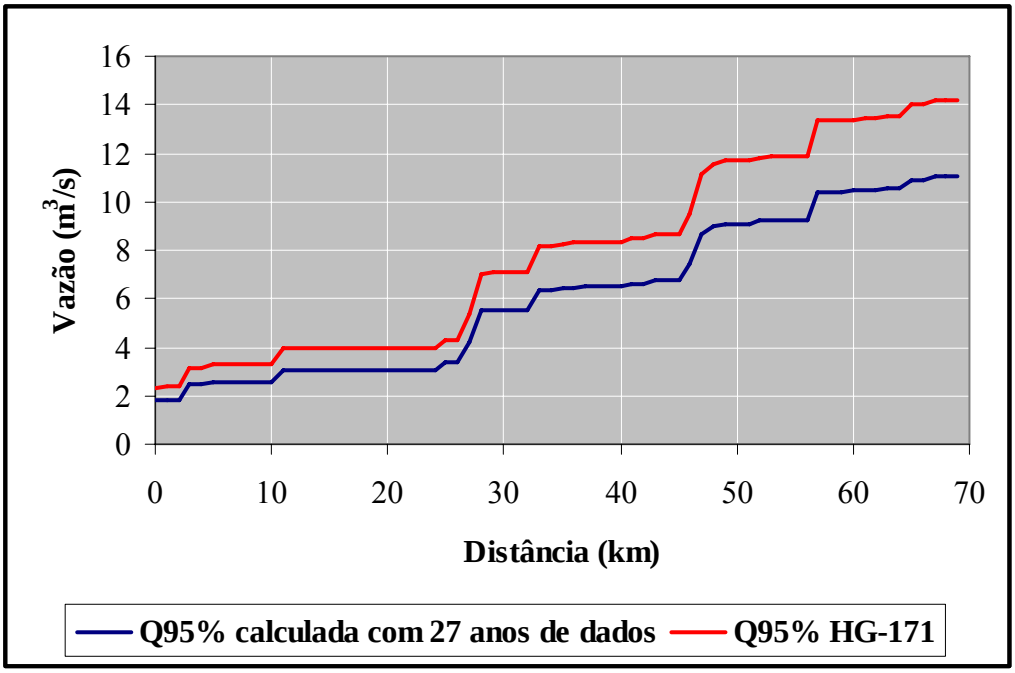


A vazão com 80% de permanência do tempo também foi obtida a partir da curva de permanência da Estação Guajuvira e estimada para os outros pontos através de sua vazão específica. Os resultados da vazão $Q_{80\%}$ e de sua vazão específica foram de **19,29 m^3/s** e **7,48 l/s.km^2**, respectivamente.

5.2.1.1 Comparação entre vazões de referência

Como descrito na metodologia, fez-se a comparação entre vazões $Q_{95\%}$ calculadas com 27 anos de dados e estimadas pela área de drenagem nos 70 nós e as vazões $Q_{95\%}$ calculadas para estas mesmas áreas com o modelo de regionalização de vazões HG-171, utilizado pela SUDERHSA. Essas duas vazões estão ilustradas na FIGURA 21, que mostra certa diferença entre elas, com erro percentual médio de 28% e diferença média entre as vazões de aproximadamente 2 m^3/s. Esse resultado aponta que se deve ter uma precisão para o cálculo dessas vazões de referência, pois em certas ocasiões os órgãos outorgantes podem estar mudando o tempo de permanência das vazões e conseqüentemente otimizando a quantidade de água para captação ou diluição dos efluentes.

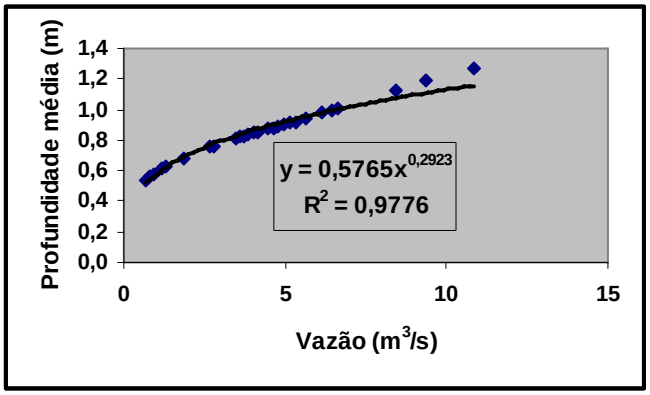
FIGURA 21 – COMPARAÇÃO ENTRE AS VAZÕES CALCULADAS E ESTIMADAS COM AS GERADAS NO SOFTWARE HG-171



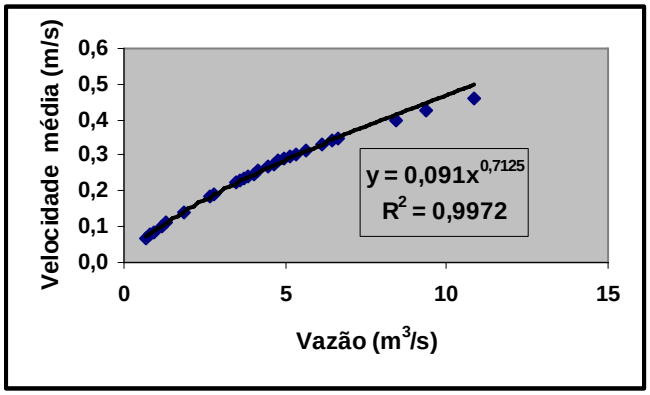
5.2.2 Curvas de descargas

Os coeficientes de descarga para a utilização dos dados hidráulicos no modelo foram calculados nas três estações fluviométricas consideradas no estudo, através de ajustes de curva por regressões potenciais, conforme mostram as FIGURA 22, FIGURA 23 e FIGURA 24.

FIGURA 22 – COEFICIENTES DE DESCARGA NA ESTAÇÃO PINHAIS

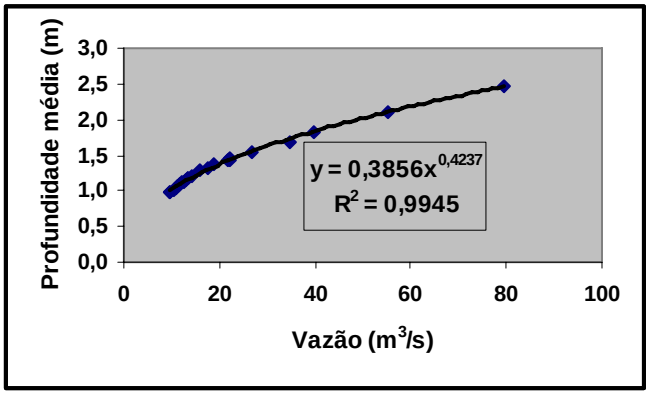


(a) Coeficientes para o cálculo da profundidade

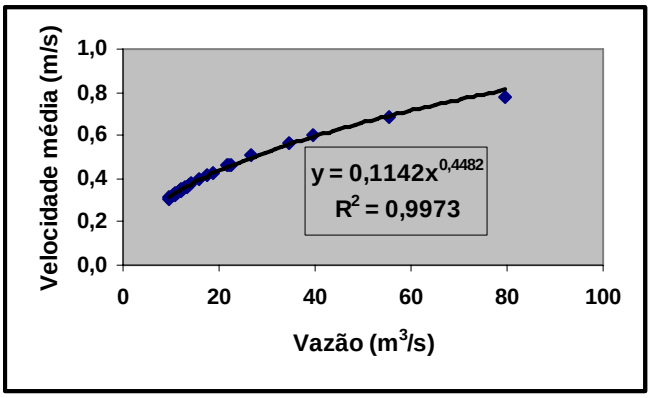


(b) Coeficientes para o cálculo da velocidade

FIGURA 23 - COEFICIENTES DE DESCARGA NA ESTAÇÃO PONTE DO UMBARAZINHO

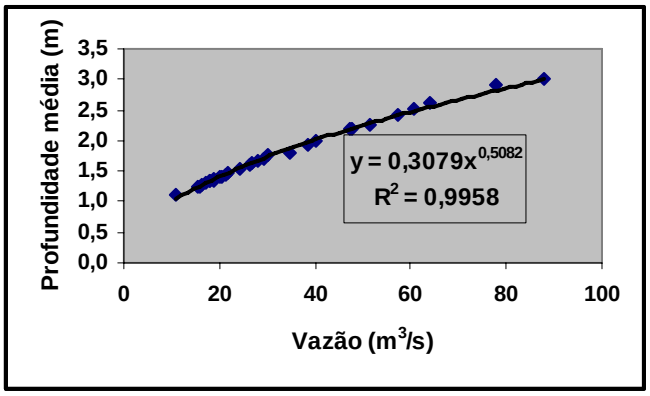


(a) Coeficientes para o cálculo da profundidade

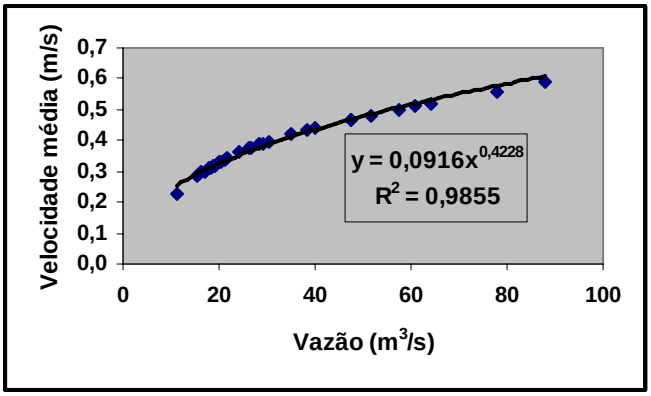


(b) Coeficientes para o cálculo da velocidade

FIGURA 24 - COEFICIENTES DE DESCARGA NA ESTAÇÃO GUAJUVIRA



(a) Coeficientes para o cálculo da profundidade



(b) Coeficientes para o cálculo da velocidade

Na TABELA 22, estão apresentados os coeficientes encontrados e utilizados no modelo. Como pode ser notado, adotaram-se mesmos coeficientes da estação mais próxima para todo o trecho a montante.

TABELA 22 – COEFICIENTES DE DESCARGA ADOTADOS NO SISTEMA PARA CADA TRECHO DO RIO IGUAÇU

Trechos de aplicação	Estações Fluviométricas	Coeficientes para velocidade		Coeficientes para profundidade	
		a	b	α	β
Km 0 – 16	Pinhais	0,091	0,7125	0,5765	0,2923
Km 17 - 50	Ponte do Umbarazinho	0,1142	0,4482	0,3856	0,4237
Km 51 - 69	Guajuvira	0,0916	0,4228	0,3079	0,5082

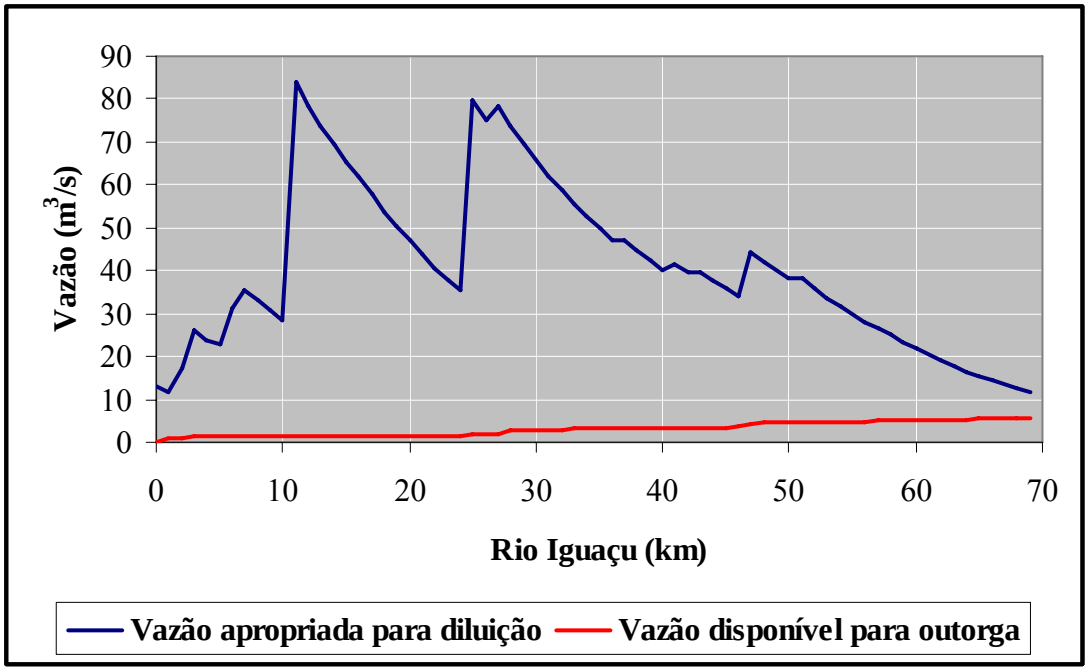
5.2.3 Resultados dos Cenários

Com os coeficientes e dados descritos nos itens anteriores, o sistema de apoio à analise de outorga de lançamento de efluentes desenvolvido neste trabalho foi aplicado para os 4 cenários. A seguir são apresentados os resultados.

5.2.3.1 Cenário 1

O Cenário 1 diz respeito à situação atual da bacia do Alto Iguaçu para a vazão de referência $Q_{95\%}$. A vazão apropriada para diluição ao longo de todo trecho estudado ($Q_{a,l}$) pode ser observada na FIGURA 25, sendo que o coeficiente de sedimentação neste cenário foi de 1,18 dia^{-1}.

FIGURA 25 – VAZÃO APROPRIADA PARA DILUIÇÃO AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO ATUAL DE CARGAS COM VAZÃO $Q_{95\%}$(CENÁRIO 1)

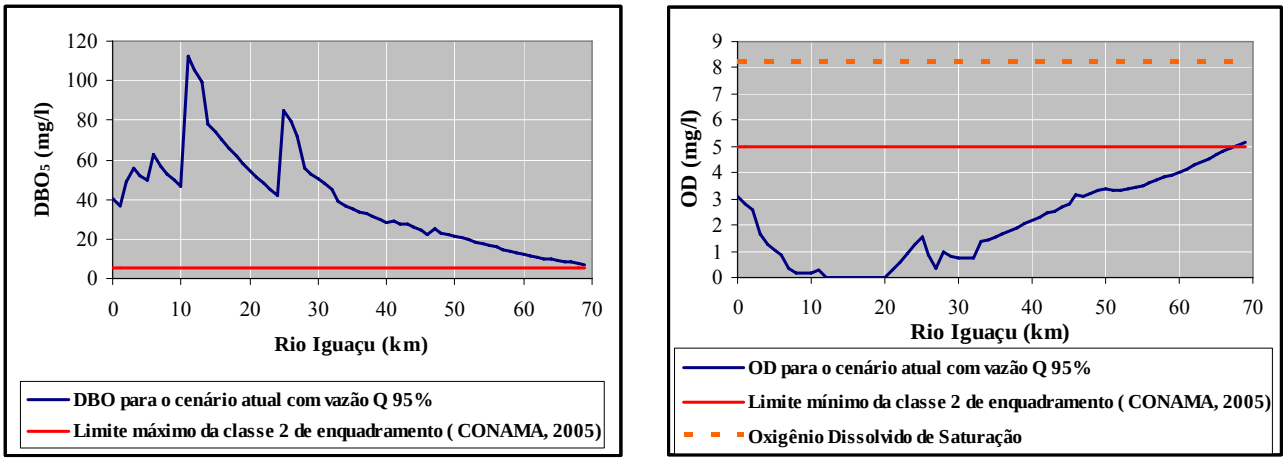


Como pode ser visto na FIGURA 25, a vazão apropriada para diluição das cargas pontuais lançadas ao longo do trecho estudado ($Q_{a,l}$) está bem acima dos critérios de vazão de outorga estabelecidos pelo estado do Paraná (50% $Q_{95\%}$). Os picos de $Q_{a,l}$ ocorrem após os lançamentos das cargas mais elevadas no rio Iguaçu. No km 11, onde desmboca o rio Belém (bacia que gera a maior carga de DBO), é o local que exige mais vazão para diluição das cargas lançadas. Outro pico de $Q_{a,l}$ é no km 25, onde o rio Padilha deságua. Esse rio possui a segunda maior carga da bacia do Alto Iguaçu. Como logo após o rio Padilha, entra o Bloco III (composto pelo Canal Paralelo, rio Itaqui, Pequeno e Ressaca), a curva sobe novamente por haver uma quantidade significativa de carga.

As concentrações de DBO_5 e OD ao longo do trecho estudado podem ser vistas nas FIGURA 26 (a) e (b). A FIGURA 26 (a) mostra que as curvas das concentrações de DBO_5 foram semelhantes com as das vazões apropriadas para diluição. Também se pode verificar que o limite da classe 2 de enquadramento para este parâmetro não foi

atendido em nenhum trecho do rio. Já a FIGURA 26 (b) apresenta concentrações de OD simuladas. Verifica-se que estas concentrações, na maioria dos trechos, ficaram aquém do padrão exigido pela classe 2 de enquadramento (Resolução do CONAMA Nº 357/05). Somente nos dois últimos quilômetros analisados, essas concentrações atingiram a quantidade mínima exigida.

FIGURA 26 – CONCENTRAÇÕES DE DBO_5 E OD AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO ATUAL COM VAZÃO $Q_{95\%}$ (CENÁRIO 1)



(a) Concentrações de DBO_5 (b) Concentrações de OD

Para que este cenário cumpra os critérios de outorga, seria necessário que houvesse uma grande remoção de carga de DBO_5 em várias fontes pontuais consideradas na análise. A TABELA 23 mostra as fontes pontuais com as eficiências e cargas atuais e as mínimas eficiências e cargas necessárias para que as vazões apropriadas para diluição fiquem abaixo das vazões disponíveis para outorga. Essa análise foi feita a cada fonte pontual, de montante para jusante, não levando em consideração o que havia à jusante de cada lançamento, ou seja, não se fez uma análise de qual distribuição de eficiências seria mais adequado de se aplicar nas fontes pontuais.

TABELA 23 – EFICIÊNCIAS DAS FONTES PONTUAIS E SUAS CARGAS DE DBO_5 ATUALMENTE E AS NECESSÁRIAS PARA ATINGIR OS CRITÉRIOS DE OUTORGA (CENÁRIO 1)

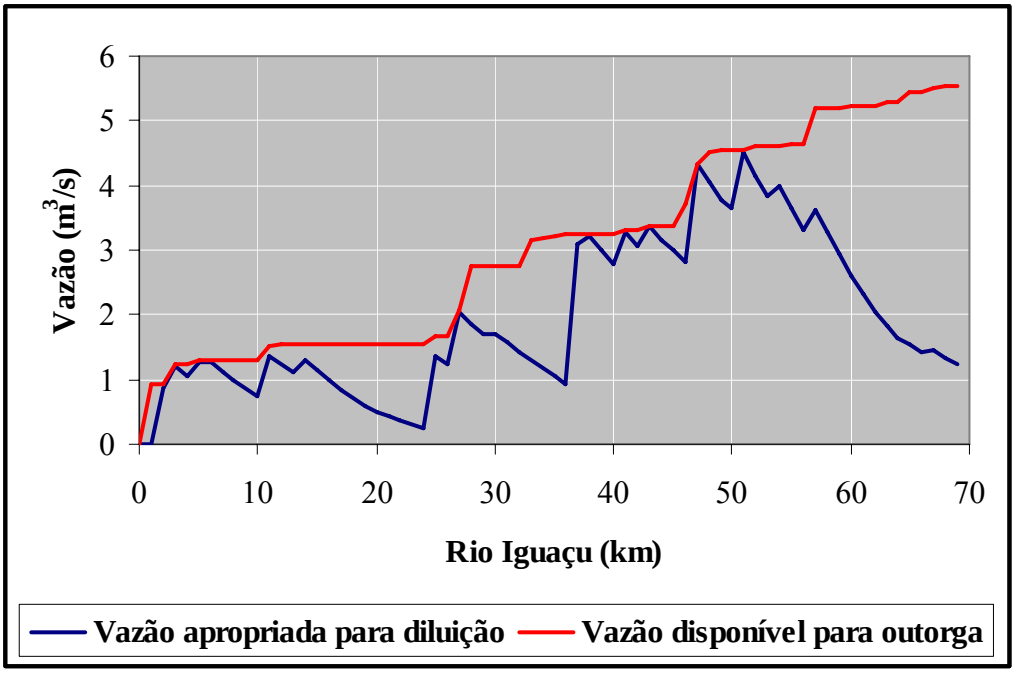
Pontos (km)	Lançamento de efluentes e rios afluentes	Eficiência do tratamento (%)	Carga de DBO_5 (kg/dia)	Eficiências de tratamento para atingir os critérios de outorga	Carga de DBO_5 (kg/dia)
0	Bloco I	-	6.409	95	373
2	População	-	3.008	86	421
3	Atuba	-	4.950	91	445
5	População	-	562	70	168
6	População	-	4.549	97	136
7	ETE -Atuba Sul	77	14.149	98	283
11	Belém	-	24.988	98	500
14	ETE-Belém	97	15.758	97	473
25	Padilha	-	20.432	97	613
27	Bloco III	-	3.923	81	745
28	Bloco IV	-	377	-	377
30	População	-	70	-	70
33	Bloco V	-	229	-	229
37	População	-	999	-	999
38	População	-	138	-	138
41	Divisa	-	1.568	78	345
43	Mascate	-	1.148	78	253
46	Mauricio	-	171	-	171
47	Barigüi	-	5.744	78	1264
48	Faxinal	-	102	-	102
50	Ralfs Costeira I e II	-	53	-	53
51	ETE-Cachoeira	-	1.158	50	579
53	Witmarsum	-	15	-	15
54	População	-	210	-	210
57	Passaúna	-	747	-	747
65	Rio das Onças	-	178	-	178
67	Piunduva	-	126	-	126

Nota-se, na TABELA 23, que as eficiências a serem aplicadas em alguns pontos são muito elevadas e que se exigiriam tratamentos que obtenham uma alta remoção de DBO. Observa-se também que melhores tecnologias de tratamento são necessárias para as fontes pontuais mais a montante da bacia. Isso ocorre porque esta parte da bacia é prejudicada pelo alto grau de poluição de esgotos domésticos, devido à urbanização intensa nessas áreas e as ineficientes coletas e tratamentos de efluentes. Esse alto grau de tratamento necessário a montante da bacia para atendimento dos

critérios de outorga também se deve ao fato de que nessas regiões as vazões disponíveis para outorga são mais baixas. Vale ressaltar que a ETE - Atuba Sul já possui eficiência de tratamento de 77% na remoção de DBO, porém como sua carga ainda é relativamente alta para aquele ponto do rio, seria preciso o aumento da eficiência para 98%. Já a ETE – Belém não careceu de aumento na eficiência de tratamento.

A FIGURA 27 mostra as vazões apropriadas para diluição ($Q_{a,l}$) após os devidos tratamentos supracitados. Pode-se observar na FIGURA 27, que os critérios de outorga foram atendidos e ainda há alguns pontos com disponibilidade hídrica ao longo do trecho, devido aos decaimentos ocorridos em locais onde não há lançamentos ou que esses sejam insignificantes.

FIGURA 27 – VAZÃO APROPRIADA PARA DILUIÇÃO AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO ATUAL DE CARGAS COM VAZÃO $Q_{95\%}$ APÓS OS TRATAMENTOS NECESSÁRIOS (CENÁRIO 1 COM TRATAMENTO)

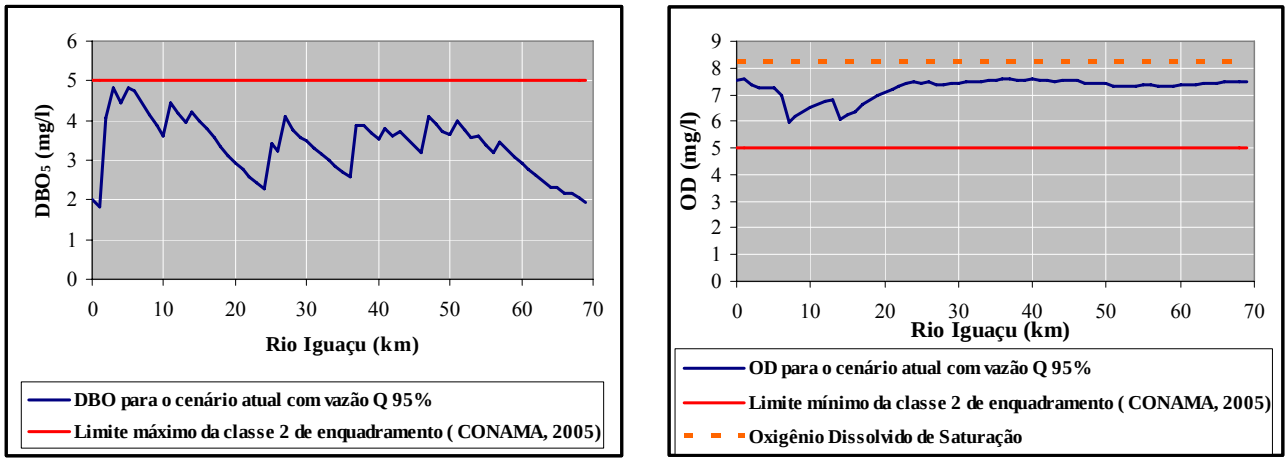


Analisando as eficiências para o cumprimento dos critérios de outorga, concomitantemente com a FIGURA 27, pode-se perceber que para haver maior disponibilidade hídrica no rio, além de obedecer aos critérios de vazão outorgável,

deve-se exigir um mínimo de tratamento para todos os usuários da bacia, por mais que seus efluentes (sem tratamento ou com baixa eficiência) estejam de acordo com a vazão disponível para outorga.

Com os critérios de outorga atendidos, foram examinadas as concentrações de DBO_5 e OD, cujos resultados encontram-se na FIGURA 28. Conforme FIGURA 28 (a), a classe 2 de enquadramento para DBO_5 foi atendida ao longo dos 69 km do rio Iguaçu, comprovando a eficácia do sistema para análise de DBO. Na FIGURA 28 (b), pôde-se observar que os padrões de OD, mesmo com uma alta taxa de desoxigenação, também foram alcançados para classe 2 de enquadramento, ou seja, não sendo necessário aumentar ainda mais as eficiências de tratamento, de acordo com que sugere o sistema.

FIGURA 28 – CONCENTRAÇÕES DE DBO_5 E OD AO LONGO DO RIO IGUAÇU APÓS OS DEVIDOS TRATAMENTOS (CENÁRIO 1 COM TRATAMENTO)



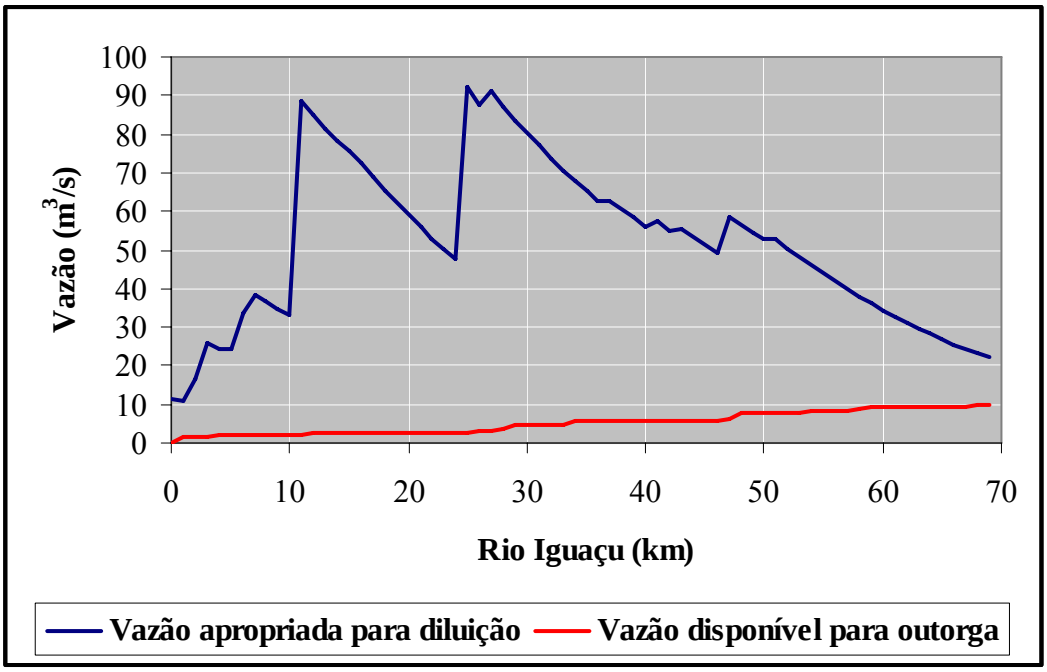
(a) Concentrações de DBO_5 (b) Concentrações de OD

5.2.3.2 Cenário 2

O Cenário 2 também consiste na análise da situação atual do trecho em estudo, porém com mudança na vazão de referência, que passou a ser a vazão com 80% de permanência no tempo ($Q_{80\%}$). A vazão disponível para outorga ficou sendo 50% da $Q_{80\%}$.

A situação da vazão apropriada para diluição nos 69 km do rio Iguaçu pode ser vista na FIGURA 29.

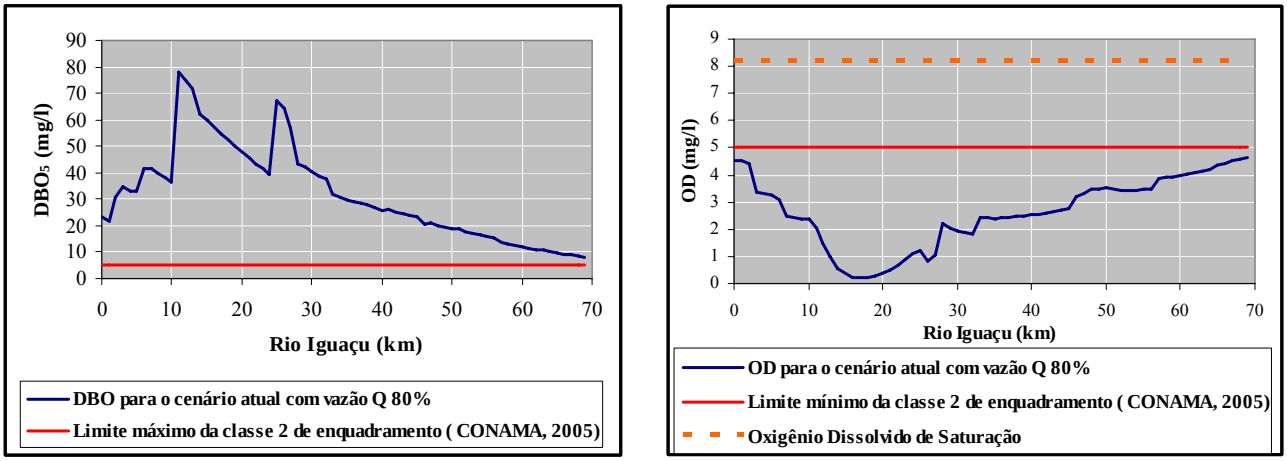
FIGURA 29 – VAZÃO APROPRIADA PARA DILUIÇÃO AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO ATUAL DE CARGAS COM VAZÃO $Q_{80\%}$ (CENÁRIO 2)



Em termos de comparação, com o Cenário 1, pôde-se observar na FIGURA 29 que as vazões apropriadas para diluição aumentaram em alguns pontos. Isso ocorreu devido ao fato de que as vazões foram mais altas, havendo um aumento nas suas velocidades e, por conseguinte, uma diminuição no tempo de percurso, que gerou uma a redução de carga mais lenta. Além disso, as profundidades médias também foram mais altas e com isso o valor do coeficiente de sedimentação diminuiu de 1,18 dia^{-1} (Cenário 1) para 1,01 dia^{-1}, tendo uma pequena influência nessas vazões, porém o fator que mais influiu foi a velocidade. Vale ressaltar que neste cenário as vazões disponíveis para outorga também foram mais altas, mas não suficientes para atender os critérios de outorga em nenhum ponto do rio.

Após esta observação, foram analisadas as concentrações de DBO_5 e OD para verificar seu comportamento. As FIGURA 30 (a) e (b) exibem essas concentrações para vazão $Q_{80\%}$.

FIGURA 30 – CONCENTRAÇÕES DE DBO_5 E OD AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO ATUAL COM VAZÃO $Q_{80\%}$ (CENÁRIO 2)



(a) Concentrações de DBO_5 (b) Concentrações de OD

De acordo com a FIGURA 30 (a), pôde-se notar que devido ao aumento na vazão de referência, as concentrações de DBO_5 foram mais baixas que as geradas no Cenário 1. Isso significa que embora as $Q_{a,l}$ sejam mais elevadas em alguns pontos, para buscar o atendimento dos critérios de outorga, coerentemente as eficiências necessárias para remoção de DBO serão mais baixas.

A FIGURA 30 (b) mostra que as concentrações de OD também ficaram fora dos padrões da classe 2 de enquadramento. Em nível de comparação com o Cenário 1, pode-se dizer que apesar das concentrações de OD não alcançarem em nenhum ponto os padrões da classe 2, como aconteceu nos dois últimos quilômetros para o primeiro cenário, suas concentrações foram um pouco melhores do que este.

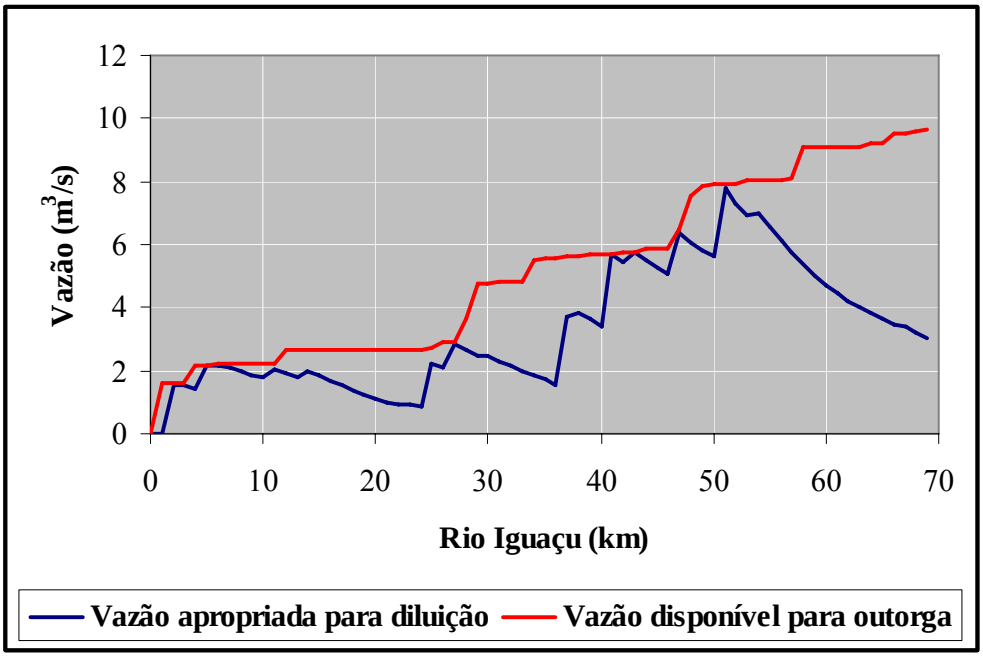
O mesmo procedimento executado no primeiro cenário foi realizado nesta etapa, verificando quais eficiências seriam necessárias para que os critérios de outorga fossem obedecidos de montante para jusante. Os resultados dessas eficiências necessárias encontram-se na TABELA 24.

TABELA 24 – EFICIÊNCIAS DAS FONTES PONTUAIS E SUAS CARGAS ATUAIS DE DBO_5 E AS NECESSÁRIAS PARA ATINGIR OS CRITÉRIOS DE OUTORGA (CENÁRIO 2)

Pontos (km)	Lançamento de efluentes e rios afluentes	Eficiência do tratamento (%)	Carga de DBO_5 (kg/dia)	Eficiências de tratamento para atingir os critérios de outorga	Carga de DBO_5 (kg/dia)
0	Bloco I	-	7.748	91	542
2	População	-	3.008	76	722
3	Atuba	-	5.643	90	508
5	População	-	562	36	359
6	População	-	4.549	97	136
7	ETE -Atuba Sul	77	14.149	98	283
11	Belém	-	25.067	98	501
14	ETE-Belém	97	15.758	97	473
25	Padilha	-	20.579	96	823
27	Bloco III	-	4.232	75	973
28	Bloco IV	-	609	-	609
30	População	-	70	-	70
33	Bloco V	-	422	-	422
37	População	-	999	-	999
38	População	-	138	-	138
41	Divisa	-	1.680	29	1.092
43	Mascate	-	1.145	72	343
46	Mauricio	-	313	-	313
47	Barigüi	-	6.795	72	1.631
48	Faxinal	-	173	-	173
50	Ralfs Costeira I e II	-	53	-	53
51	ETE-Cachoeira	-	1.158	-	1.158
53	Witmarsum	-	15	-	15
54	População	-	210	-	210
57	Passaúna	-	968	-	968
65	Rio das Onças	-	262	-	262
67	Piunduva	-	229	-	229

Conforme a TABELA 24, as eficiências necessárias para atingir os critérios de outorga para vazão de referência $Q_{80\%}$ são menores em alguns pontos do que para vazão $Q_{95\%}$. Todavia, o trecho inicial do rio Iguaçu continuou apresentando uma situação crítica e em conseqüência disto, as eficiências nas fontes pontuais continuaram bastante altas nos primeiros 25 km de rio. A FIGURA 31 apresenta os resultados das vazões apropriadas para diluição ao longo da área de estudo após os acréscimos dessas eficiências.

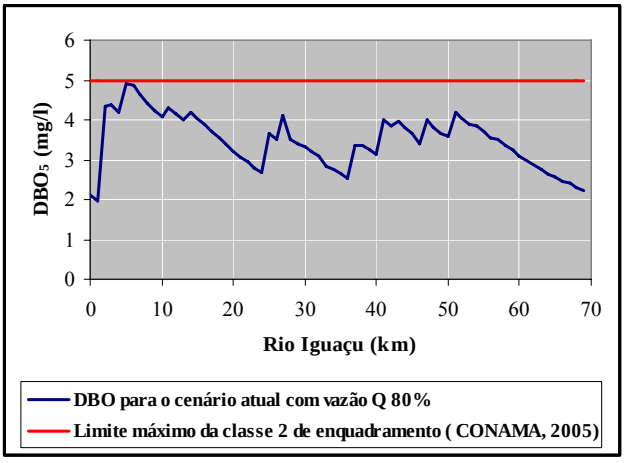
FIGURA 31 – VAZÃO APROPRIADA PARA DILUIÇÃO AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO ATUAL DE CARGAS COM VAZÃO $Q_{80\%}$ APÓS OS TRATAMENTOS NECESSÁRIOS(CENÁRIO 2 COM TRATAMENTO)



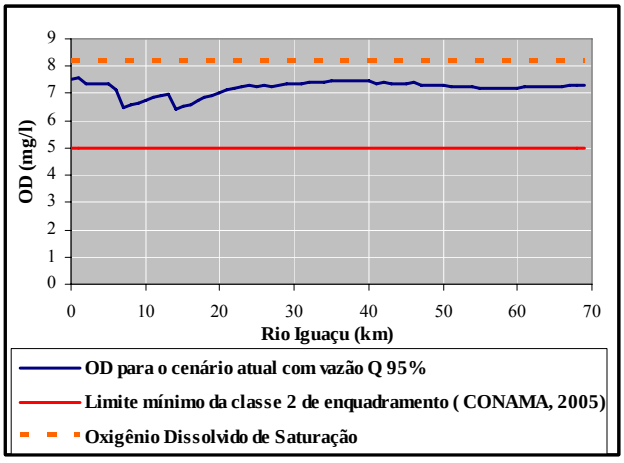
A FIGURA 31 demonstra que aplicando tais tratamentos, ainda haveria disponibilidade hídrica em certos pontos do rio para eventuais lançamentos ou captações de água.

As análises de DBO_5 e OD foram feitas novamente para verificação do sistema com mudança na vazão de referência, segundo expõe a FIGURA 32.

FIGURA 32 – CONCENTRAÇÕES DE DBO_5 E OD AO LONGO DO RIO IGUAÇU APÓS OS DEVIDOS TRATAMENTOS COM VAZÃO $Q_{80\%}$ (CENÁRIO 2 COM TRATAMENTO)



(a) Concentrações de DBO_5



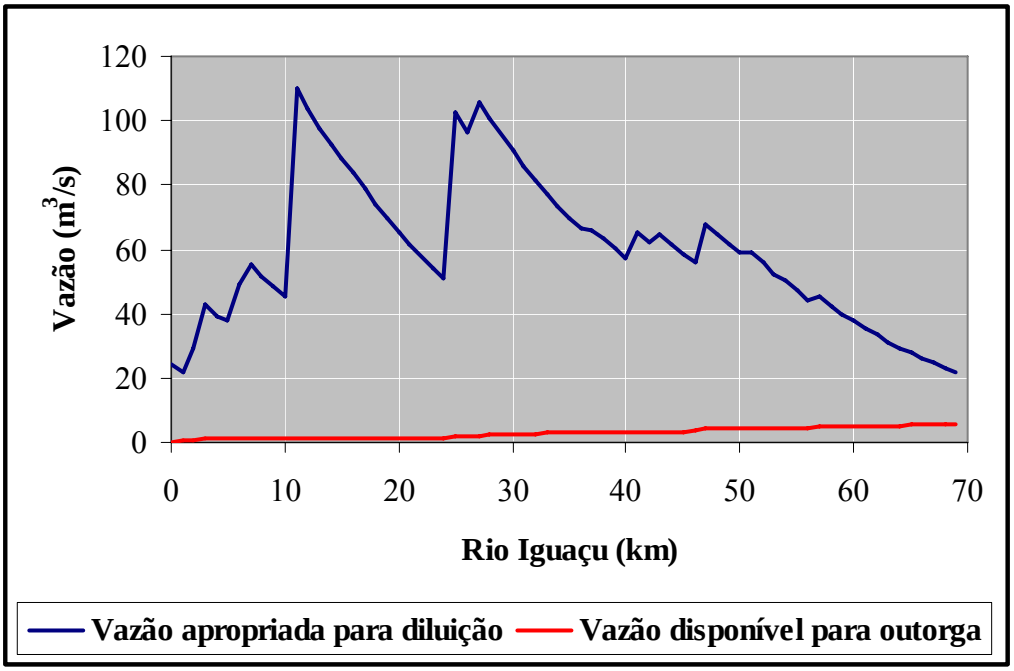
(b) Concentrações de OD

Conforme FIGURA 32 (a), o sistema se comportou adequadamente, isto é, os padrões de enquadramento ficaram em conformidade com as exigências. E quanto à análise de OD [FIGURA 32 (b)], o sistema também não acusou nenhuma irregularidade ao longo de todo o trecho, mesmo utilizando o parâmetro K_1 alto, que é mais restritivo para seu caso e com isso, novamente o sistema acusaria que não seria preciso aumento nas eficiências de tratamento.

5.2.3.3 Cenário 3

O Cenário 3 trata das condições de $Q_{a,l}$ para vazão de referência $Q_{95\%}$ com um prognóstico de cargas para o ano de 2025. Os resultados das vazões $Q_{a,l}$ contrastando com as vazões disponíveis para outorga são exibidos na FIGURA 33.

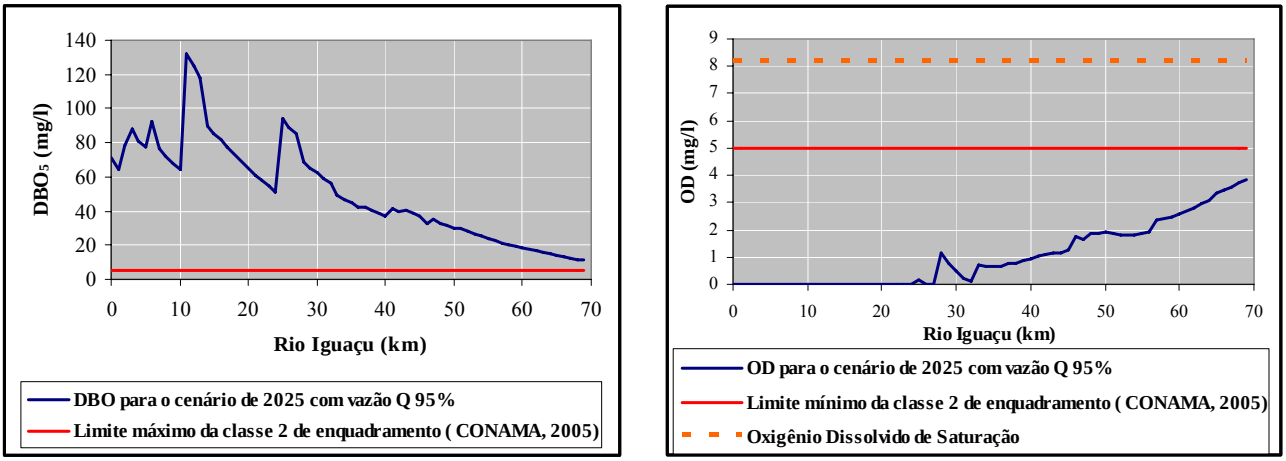
FIGURA 33 – VAZÃO APROPRIADA PARA DILUIÇÃO AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO DE CARGAS NO ANO DE 2025 COM VAZÃO $Q_{95\%}$ (CENÁRIO 3)



Como observado na FIGURA 33, as vazões $Q_{a,l}$ para o ano de 2025, caso nenhuma ação preventiva ou corretiva seja aplicada na bacia, continuam bem acima dos padrões de outorga. Quando se compara esta curva com a do canário atual, percebe-se

que os picos máximos passaram de aproximadamente 84 para 110 m^3/s. O efeito deste aumento está ilustrado na FIGURA 34 (a), quando se trata das concentrações de DBO_5. As concentrações de OD ao longo do rio Iguaçu são apresentadas na FIGURA 34 (b).

FIGURA 34 – CONCENTRAÇÕES DE DBO_5 E OD AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO DE 2025 COM VAZÃO $Q_{95\%}$ (CENÁRIO 3)



(a) Concentrações de DBO_5 (b) Concentrações de OD

Consoante a Figura acima, tanto os critérios de outorga, como os padrões de enquadramento não foram atingidos em nenhum ponto do rio, tanto para DBO_5, como para o oxigênio dissolvido.

Com relação à introdução de remoção de 90% das fontes pontuais com concentrações significativas, a TABELA 25 mostra os locais onde foram consideradas tais medidas de tratamento, sendo que na ETE – Belém não houve modificação, devido esta já apresentar um bom tratamento, com eficiência maior do que se sugere.

TABELA 25 – EFICIÊNCIAS DAS FONTES PONTUAIS E SUAS CARGAS DE DBO_5 PARA O CENÁRIO DE 2025 E EFICIÊNCIAS CONSIDERADAS NA REMOÇÃO DE CARGA PARA ESTE CENÁRIO E SUAS RESPECTIVAS CARGAS (CENÁRIO 3)

Pontos (km)	Lançamento de efluentes e rios afluentes	Concentrações de DBO_5 (mg/l)	Eficiência do tratamento (%)	Carga de DBO_5 (kg/dia)	Eficiências de tratamento para atingir os critérios de outorga	Carga de DBO_5 (kg/dia)
0	Bloco I	71,49	-	11.265	90	1.127
2	População	337,50	-	4.212	90	421
3	Atuba	140,01	-	7.441	90	744
5	População	337,50	-	786	90	79
6	População	337,50	-	6.370	90	637
7	ETE -Atuba Sul	227,38	77	19.783	90	1.978
11	Belém	717,47	-	29.247	90	2.925
14	ETE-Belém	221,56	97	22.033	97	661
25	Padilha	1001,31	-	23.784	90	2.378
27	Bloco III	98,09	-	6.801	90	680
28	Bloco IV	6,97	-	796	-	796
30	População	337,50	-	98	90	10
33	Bloco V	5,09	-	362	-	362
37	População	337,50	-	1.398	90	140
38	População	337,50	-	194	90	19
41	Divisa	494,24	-	4.891	90	489
43	Mascate	250,09	-	2.601	90	260
46	Mauricio	3,19	-	179	-	179
47	Barigüi	63,32	-	6.884	90	688
48	Faxinal	3,53	-	106	-	106
50	Ralfs Costeira I e II	122,50	-	74	90	7
51	ETE-Cachoeira	83,77	-	1.619	90	162
53	Witmarsum	89,00	-	15	90	2
54	População	337,50	-	295	90	29
57	Passaúna	20,03	-	1.962	90	196
65	Rio das Onças	5,95	-	178	-	178
67	Piunduva	12,20	-	139	-	139

A FIGURA 35 mostra a vazão apropriada para diluição e. Nota-se que mesmo com as retiradas de 90% das concentrações significativas, isto não é suficiente para que os critérios de outorga e os padrões de enquadramento sejam atendidos em todos os quilômetros simulados. Observam-se ainda que os padrões de enquadramento começam a ser atendidos a partir do km 44, enquanto os critérios de outorga somente são atingidos 2 quilômetros depois, estando a favor da segurança do corpo receptor (ver FIGURA 36)

FIGURA 35 – VAZÃO APROPRIADA PARA DILUIÇÃO AO LONGO DO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO DE CARGAS NO ANO DE 2025 COM VAZÃO $Q_{95\%}$ (CENÁRIO 3 COM TRATAMENTO)

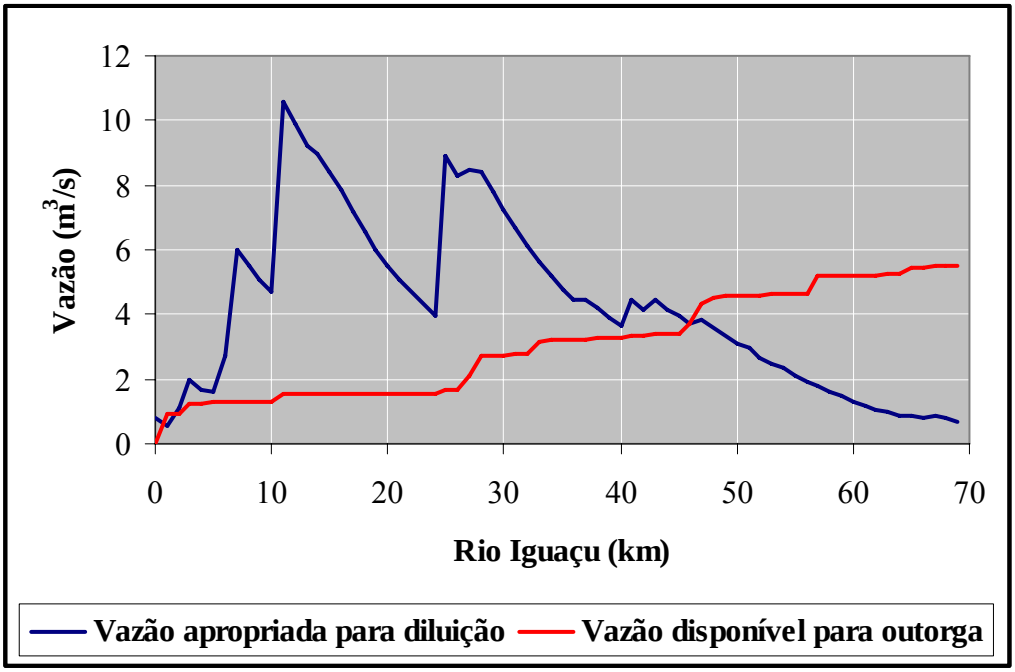
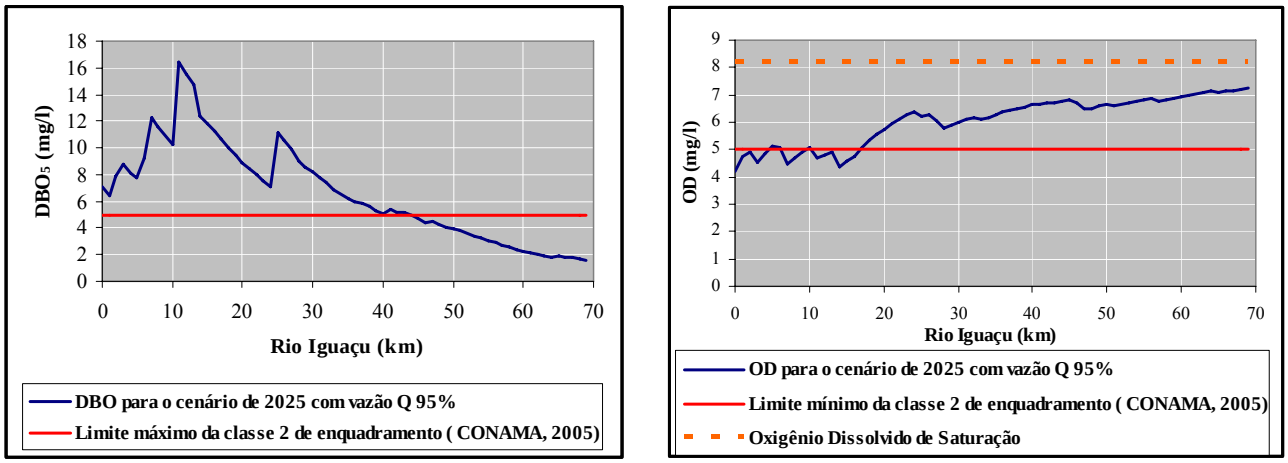


FIGURA 36 - CONCENTRAÇÕES DE DBO5 E OD AO LONGO DO RIO IGUAÇU NO CENÁRIO DE 2025 APÓS TRATAMENTO (CENÁRIO 3 COM TRATAMENTO)



(a) Vazões apropriadas para diluição (b) Concentrações de DBO_5

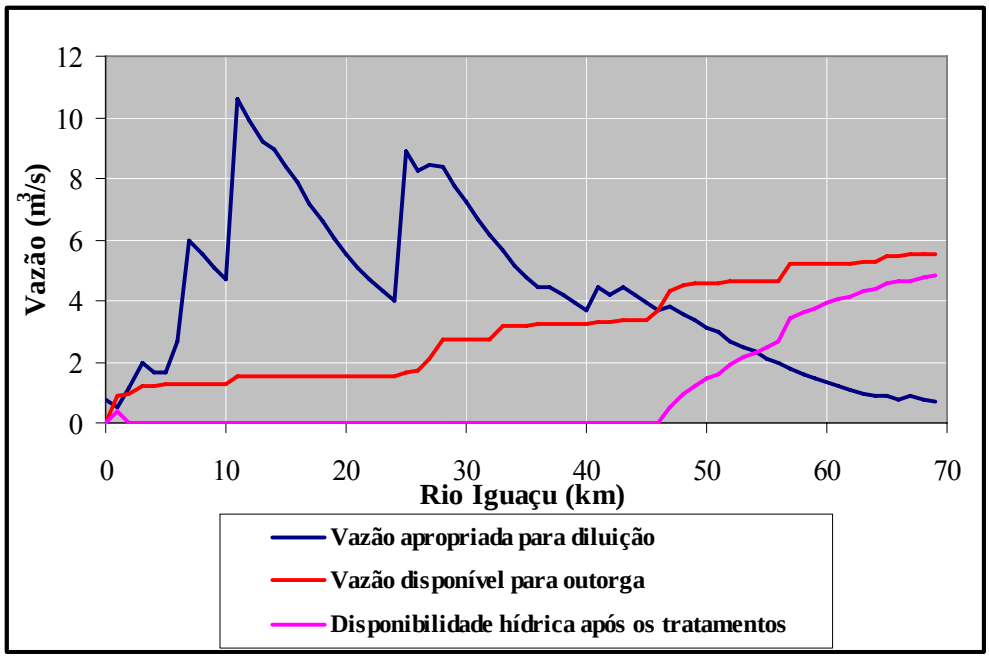
No que diz respeito às concentrações de OD, no início do rio estas se encontram próximas e até em conformidade com os padrões da classe 2 de águas doces, sendo que a partir do km 17 as concentrações atendem a estes padrões pelo resto do trecho estudado.

5.2.3.4 Cenário 4

No Cenário 4, fez-se a suposição de que uma indústria de papel e celulose queria se instalar no trecho estudado após as retiradas de carga para o cenário de 2025. O empreendimento deve gerar uma carga de 2000 kg/dia de DBO_5, com concentração bruta de 500 mg/l. Deste modo, o usuário iria solicitar outorga ao órgão outorgante (SUDERHSA) para lançamento de seu efluente, considerando que iria utilizar como processo de tratamento um reator anaeróbico de manta de lodo, que possui eficiência em torno de 70% na remoção de DBO.

Primeiramente, seria verificada a disponibilidade hídrica no local, conforme FIGURA 37.

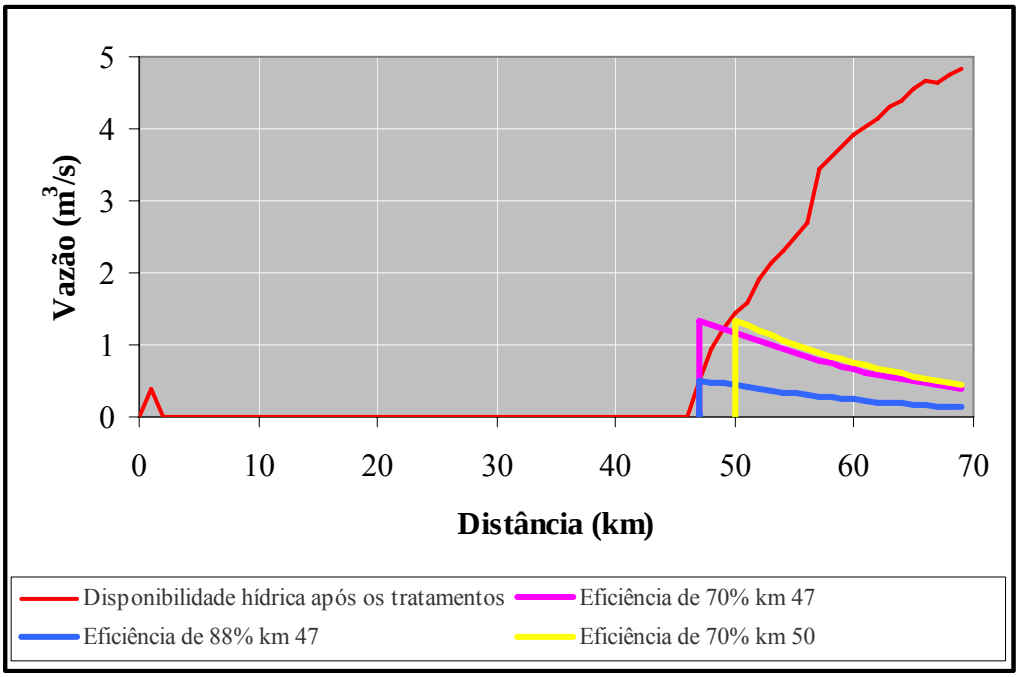
FIGURA 37 – DISPONIBILIDADE HÍDRICA NO RIO IGUAÇU PARA O CENÁRIO DE 2025 COM VAZÃO $Q_{95\%}$ APÓS RETIRADAS DE CARGAS (CENÁRIO 3 COM TRATAMENTO)



Como pode ser visto na FIGURA 37, no trecho inicial do rio, ainda há déficit de vazão outorgável e a disponibilidade hídrica começa a ser positiva somente a partir do km 47. Logo, constatou-se a partir de qual local se poderia iniciar o estudo do lançamento do efluente em questão.

Analisando a situação para o lançamento a partir do km 47, chegou-se nos resultados exibidos na FIGURA 38.

FIGURA 38 – ANÁLISE DA VAZÃO APROPRIADA PARA DILUIÇÃO PARA AUTORIZAÇÃO DA OUTORGA (CENÁRIO 4)



A FIGURA 38 mostra 3 situações analisadas para a instalação da indústria, conforme os seguintes itens:

1. Caso o usuário quisesse lançar seu efluente com as condições supostas no km 47, os critérios de outorga não seriam cumpridos;

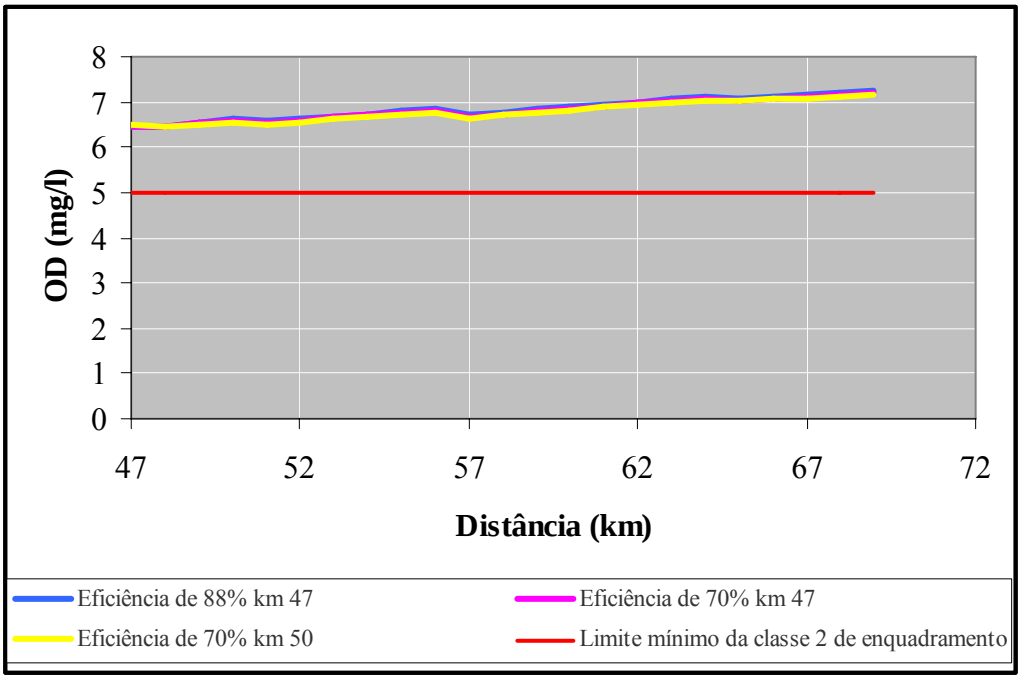
2. Para que a descarga do usuário pudesse ser feita no km 47, este teria que adotar outro sistema de tratamento, que houvesse eficiência de 88% na remoção de DBO;

3. A outra possibilidade para que a outorga pudesse ser concedida com o mesmo tratamento sugerido pelo usuário, seria deslocando o lançamento para o km 50.

Quanto à análise do OD (conforme FIGURA 39), verificou-se que os padrões de

enquadramento seriam cumpridos para os três casos, sendo que as curvas se sobrepuseram. Por conseguinte, a outorga poderia ser autorizada para os casos em que as $Q_{a,l}$ foram menores que as vazões disponíveis para outorga.

FIGURA 39 – ANÁLISE DO OD PARA AUTORIZAÇÃO DA OUTORGA (CENÁRIO 4)



6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O principal objetivo deste trabalho foi desenvolver, verificar e aplicar um sistema de apoio à análise de outorga de lançamentos de efluentes com matéria orgânica. O sistema desenvolvido obteve bons resultados quanto ao seu funcionamento, no sentido que sua forma de trabalhar é simples, objetiva e consistente. Porém, deve-se atentar aos parâmetros a serem utilizados, pois dependendo dos coeficientes e dos dados hidráulicos empregados, pode haver superestimativas demasiadas da capacidade de recuperação do corpo aquático ou subestimativas, que possibilitam o comprometimento de sua qualidade. Vale ressaltar que este sistema pode ajudar a quantificar as vazões apropriadas para diluição dos efluentes existentes atualmente nas bacias e estabelecer metas progressivas para os usuários que estiverem fora dos critérios de outorga, pois ele verifica quais eficiências são necessárias para que os critérios de outorga sejam obedecidos.

Na primeira etapa do estudo, que diz respeito à verificação do sistema, foi constatado que em sua análise preliminar o Modelo do Sistema (MS) com nós eqüidistantes de 1 km produziu resultados equivalentes com o modelo QUAL2E, apresentando diferenças insignificantes.

Posteriormente a esta análise preliminar, foram realizadas análises com mudanças no coeficiente de sedimentação. A **análise 1** mostrou que utilizando o parâmetro mais conservador (velocidade de sedimentação de 0,04 m/dia para partículas de 1 μm) nesta área de estudo de caso, houve uma superestimativa das concentrações de DBO em relação aos coeficientes calibrados, gerando um RMS de aproximadamente 42 mg/l. Também ocorreu na **análise 4** (velocidade de sedimentação de 3,8 m/dia) uma subestimativa das concentrações de DBO ao longo de todo o percurso, com erro quadrático médio de 29,7 mg/l.

Porém, além desses resultados que apresentaram erros consideráveis, houve na **análise 3** (velocidade de sedimentação de 0,94 m/dia) uma resposta satisfatória para

esta área de estudo, resultando em um erro quadrático médio em torno de 2 mg/l. Portanto, para aplicação do sistema neste trecho, foi utilizada esta situação.

Em relação às análises dos erros na velocidade média, verificou-se que pequenos erros nestas, não ocasionam grandes diferenças nas concentrações de DBO, porém quando se tem erros maiores, essas quantidades passam a ser um pouco mais significativas. Levando em consideração que esses erros podem se unir com os erros dos coeficientes, as influências nos valores das concentrações passam a ter relevância.

Como a outorga de direitos de uso de recursos hídricos para assimilação de efluentes baseia-se tanto em aspectos qualitativos, como quantitativos, sendo que esta questão quantitativa na maioria dos casos está vinculada a uma vazão de referência, foi realizada uma comparação entre métodos de cálculo desta. A experiência nesta situação mostrou que as vazões calculadas com métodos de regionalização superestimam as mesmas quando comparadas com vazões calculadas com dados observados, gerando uma diferença média de 2 m^3/s. Esse problema deve ser levado em consideração caso haja conflitos em relação ao uso da água em períodos de estiagem.

Quanto à aplicação do sistema na criação dos cenários, observou-se:

No Cenário 1, que se trata da situação atual do rio Iguaçu com vazão de referência $Q_{95\%}$, observou-se que as fontes pontuais que lançadas neste corpo hídrico possuem cargas de DBO bastante elevadas e, conseqüentemente, as vazões apropriadas para diluição dessas descargas são muito altas, deixando o corpo de água fora dos critérios de outorga e dos padrões de enquadramento em todo o trecho estudado. Para alcançar esses limites, seria necessário aumentar em grande quantidade as eficiências de cada fonte pontual, principalmente nos trechos a montante da bacia, devido nessas regiões estarem concentradas a maior parte da população e das indústrias.

O Cenário 2 teve como princípio verificar a mesma condição do primeiro cenário, apenas com mudança na vazão de referência que passou a ser a $Q_{80\%}$,

verificou-se que houve um aumento nas vazões apropriadas para diluição, devido ao fato da velocidade média ser mais alta, fazendo o tempo de percurso diminuir, e conseqüentemente reduzir o efeito da recuperação do corpo aquático. Assim, embora haja um aumento nas vazões apropriadas para diluição comparando com o primeiro cenário, as vazões disponíveis para outorga também foram mais altas, fazendo com que as eficiências de tratamento (em relação ao primeiro cenário) pudessesm ser um pouco mais baixas para obedecer aos critérios de outorga e padrões de enquadramento.

No Cenário 3, foi estudada a situação para o ano 2025 com a vazão de referência $Q_{95\%}$, caso nenhuma medida preventiva ou corretiva fosse tomada até o referente ano, levando em consideração um crescimento populacional e industrial. Como esperado, a situação piorou bastante, ocorrendo um acréscimo bastante significativo na vazão apropriada para diluição, que no seu pico mais elevado passou de 84 m^3/s (Cenário 1) para 110 m^3/s. Quanto às eficiências de 90% de tratamento alocadas para as fontes pontuais com concentrações relevantes de DBO_5, pôde-se observar que os limites de outorga e enquadramento ficaram fora dos padrões na maior parte do trecho, que só começou a atingir esses limites no km 44 para enquadramento e no km 47 para outorga. O cumprimento desses padrões mostrou que os critérios de outorga algumas das vezes chegam a ser mais restritivos, favorecendo o corpo receptor.

No Cenário 4, foi feita a suposição de que uma indústria queria se instalar na área de estudo após aplicadas as eficiências de tratamento no cenário 3 (2025). Como descrito no Cenário 3, os critérios de outorga ao longo de todo trecho só foram atendidos a partir do km 47, ou seja, a disponibilidade hídrica só ocorreu a partir deste ponto. Verificou-se quais condições esta poderia se instalar, de acordo com este sistema. Concluiu-se que com o tratamento sugerido pela indústria (70% na remoção de DBO), seu efluente só poderia ser lançado a partir do km 50 e para que este pudesse ser lançado desde o km 47, deveria haver mudança no sistema de tratamento, aumentando a eficiência para 88%.

Conforme visto no trabalho, a situação do rio Iguaçu no trecho estudado já se encontra bastante crítica em relação aos critérios de outorga. Vale ressaltar que não está se considerando as vazões outorgadas para captações, fato este que comprometeriam ainda mais esta condição.

Portanto, o sistema de apoio à análise de outorga de lançamento de efluentes com matéria orgânica mostrou-se bastante eficiente nas suas aplicações. Como supracitado, deve-se dar ênfase para as questões dos parâmetros a serem utilizados, pois conforme visto, esses podem gerar grandes erros, que tanto têm a possibilidade de favorecer a segurança dos corpos hídricos, como de prejudicá-los. A inserção deste sistema em corpos de água localizados em áreas com um intenso uso e ocupação do solo pode ajudar a quantificar as vazões apropriadas para diluição dos efluentes existentes na bacia e auxiliar no estabelecimento de metas progressivas, conforme descrito na Resolução do CONAMA N° 357/05, para os usuários que estiverem fora dos critérios de outorga e dos limites de enquadramento.

Como recomendações para trabalhos futuros, sugere-se os seguintes itens:

- Integração da equação de Streeter-Phelps, considerando variação dos coeficientes de desoxigenação e sedimentação para adoção das suas mudanças a cada nó do sistema.

- Em casos onde haja mais estações de monitoramento, pode-se encontrar diversos coeficientes de descarga, pois assim estes estarão melhor distribuídos para sua aplicação.

- Estudo das vazões naturais para que se possa analisar com melhor qualidade os critérios de outorga.

- Estudo das zonas de mistura com comprimento significativos em corpos hídricos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA – Agência Nacional de Águas. Resolução Nº 219, de 6 de Junho de 2005. Diretrizes para análise e emissão de outorga de direito de uso de recursos hídricos para fins de lançamento de efluentes. **Diário Oficial da União**, Brasília, 16 jun. 2005.

_____. Lei Nº 9.984, de 17 de Julho de 2000. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 jul. 2000.

AZEVEDO, L. G. T.; BALTAR, A. M.; RÊGO, M.; PORTO, R. L. L. **Sistemas de Suporte à Decisão para Outorga de Direitos de Uso da Água no Brasil**. Série Água Brasil 2. Banco Mundial, Brasília, 2003.

BAHIA. Decreto N° 6296, de 21 de março de 1997. Dispõe sobre a outorga de direito de uso de recursos hídricos, infração e penalidades e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado**, Bahia, 22 mar. 1997.

_____. Lei Nº 6.855, de 12 de maio de 1995. Dispõe sobre a Política, o Gerenciamento e o Plano Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado**, Bahia, 13 mai. 1995.

_____. Superintendência de Recursos Hídricos. **Outorga de Recursos Hídricos**. Disponível em: <http://www.srh.ba.gov.br/appsrh/outorga/default.jsp>. Acesso em: 16 set. 2005.

BARBOSA, S. A.; TOSTES, F.; NASCIMENTO, L. V. **Sistema de informações geográficas para gestão de recursos hídricos no Alto Iguaçu**. Curitiba: GEOAMBIENTE Sensoriamento Remoto Ltda, 2004. Relatório técnico.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L. De; VERAS Jr., M. S.; PORTO, M. F. do A.; NUCCI, N. L. R.; JULIANO, N. M. de A.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental.** Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo: Prentice Hall, 2002.

BRASIL. Lei N° 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, Brasília, 09 jan. 1997.

BROWN, L. C. ; BARNWELL Jr., T. O. **Computer program documentation for the enhanced stream water quality model QUAL2E. and QUAL2E-UNCAS**. Report EPA/600/3-87/007, US Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, USA, 1987.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. Colorado, USA: MacGraw-Hill, 1997. 843 p.

CHEN, K. F. **Modeling the Effect of Sedimentation on Cesium Transport in Fourmile Branch.** This document was prepared in conjunction with work accomplished under Contract No. DE-AC09-96SR18500 with the U.S. Department of Energy. Aiken, South Carolina, 2001.

CEC - COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES. **Aplicação da Diretiva 91/271/CEE do Conselho, de 21 de Maio de 1991, relativa ao tratamento de águas residuárias urbanas, alterada pela Diretiva 98/15/CEE da Comissão, de 27 de Fevereiro de 1998.** Luxemburgo: Serviço das Publicações Oficiais da Comunidade Européia, 2002a - 50 p.

_____. Diretiva do Conselho de 7 de maio de 1976 da poluição causada por certas descargas de substâncias perigosas em ambiente aquático da Comunidade (76/464/CEE). **Diário Oficial da Comunidade Européia**, 18 de maio de 1976. N° L 129/23.

_____. Diretiva do Conselho de 8 de dezembro de 1975 referente à qualidade de água para banho (76/160/CEE – Comunidade Econômica Européia). **Diário Oficial da Comunidade Européia**, 5 de fevereiro de 1976. N° L 31. Disponível em: http://www.europa.eu.int/water/water-bathing/directiv.html. Acesso em: 13/03/2006.

_____. Diretiva do Conselho de 24 de setembro de 1996, referente ao controle e prevenção da poluição integrada (IPPC) (1996/61/EC). **Diário Oficial da Comunidade Européia**, 10 de outubro de 1996. L 257, p. 0026.

_____. Directiva 1991/271/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 21 de maio de 1991, que estabelece tratamento de efluentes urbanos. **Diário Oficial da Comunidade Européia**, 21 de maio de 1991. Brussels, 1991.

_____. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água**. Jornal Oficial** nº L 327 de 22/12/2000 p. 0001 – 0073, Brussels, 2000.

_____. **Guide to the Approximation of European Union Environmental Legislation**. This document is a revised and updated version of SEC (97) 1608 of 25.08.1997.

_____. **Implementation of Council Directive 91/271/ECC of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment, as amended by Commission Directive 98/15/EC of 27 February 1998.** Brussels, 2004.

_____. **Introduction to the new EU Water Framework Directive**. Última atualização: 28 out. 2005. Disponível em: http://www.europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/overview.html. Acesso em: 10 mar. 2006.

_____. **The Water Framework Directive: Tap into it**. Luxemburgo: Serviço das publicações oficiais da Comunidade Européia, 2002b - 12p.

CCME – CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. **Development of a Canada-wide Strategy for the Management of Municipal Wastewater Effluent.** Discussion Document, May 5, 2004. Canadá, 2004.

CHELLA, M. R.; SÁ, J. F.; MINE, M. R. M.; FILL, H. D.; FERREIRA, T. N. **Rede de monitoramento do Alto Iguaçu: instrumento para definição de metas progressivas para enquadramento.** In: Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. João Pessoa, 2005.

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. **Diário Oficial da União** n. 53, Brasília, 18 mar. 2005.

CRUZ, J. C. – **Disponibilidade hídrica para outorga: avaliação de aspectos técnicos e conceituais**. Porto Alegre, 2001. 189 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Departamento de Hidráulica e Saneamento. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

EC - ENVIRONMENT CANADA. The Management of Water. **Controlling water pollution.** Última revisão: 15 jun 2004 Disponível em: <http://www.ec.gc.ca/water/en/manage/poll/e_contrl.htm> Acesso em: 15 mar. 2006.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY OF UNITED STATES. **Federal Water Pollution Control Act or Clean Water Act (CWA)** [As Amended Through P.L. 107–303, November 27, 2002]. United States, 2002a.

_____. **Water Permitting 101.** Office of Wastewater Management. Disponível em: < http://www.epa.gov/npdes/pubs/101pape.pdf>. Acesso em: 17 mar. 2006a.

_____. Water Quality-Based Effluent Limits. In:_____. **NPDES Permit Writers' Manual**. United States, 1996. p. 87 – 114.

_____. Water Quality-Based Effluent Limits. In:_____. **National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES)**. Última atualização: 10 mar. 2006b. Disponível em: < http://cfpub.epa.gov/npdes/generalissues/watertechnology.cfm>. Acesso em: 20 mar. 2006.

_____. Secondary Treatment Standards. In:_____. **National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES)**. Última atualização: 25 jun. 2002b. Disponível em: < http://cfpub.epa.gov/npdes/techbasedpermitting/sectreat.cfm>. Acesso em: 20 mar 2006

_____. **National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES)**. Última atualização: 24 jan. 2006c. Disponível em: < http://cfpub.epa.gov/npdes/>. Acesso em: 17 mar. 2006.

FERNANDES, C. V. S. (Coordenador). **Análise da Sustentabilidade Ecônomica e Ambiental de Metas de Despoluição Hídrica – Estudo de caso: Alto Iguaçu**. Curitiba: UFPR – Biblioteca do DHS, fevereiro/2005. Relatório Final. V. 1 e 4. (Financiadora de Estudos e Projetos). Projeto concluído.

GALLEGO, C. E. C.; MACHADO, E.; RAMON, N.; NOGUEIRA, W. J. e PEREIRA, C. A. A. O. **O Manual de outorgas de direito de recursos hídricos do estado do Paraná.** In anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. ABRH. Curitiba, PR (2003).

HANSEN, W.; INTERWIES, E.; BAR, S.; KRAEMER, R. A.; MICHALKE, P. **Effluent Charging Systems in the EU Member States.** Working Paper, European Parliament L – 2929, Luxemburg, 2001.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM). Portaria Administrativa N° 010, de 30 de dezembro de 1998. Altera a redação da Portaria N° 030, de 07 de junho de 1993. **Diário Oficial do Estado**, Minas Gerais, 23 jan. 1999.

_____. Portaria Administrativa N° 07, de 19 de outubro de 1999. Altera a redação do § 3º do Art. 8º da Portaria nº 030, de 07 de junho de 1993, com nova redação dada pela Portaria nº 010, de 30 de dezembro de 1998, que regulamenta o processo de outorga de direito de uso de águas de domínio do Estado. **Diário Oficial do Estado**, Minas Gerais, 22 out. 1999.

_____. **Instruções para elaboração de processo de outorga – Código 18**. Disponível em: <http://www.igam.mg.gov.br/out_form.php> Acesso em: 19 set. 2005.

JAMES, A. **An introduction to water quality modelling**. A Wiley-Interscience Publication. University of Newcastle upon Tyne, United Kingdom, 1984.

JIRKA, G. H.; BLENINGNER, T. B.; BURROWS, R. e LARSEN, T. **Environmental Quality Standards in the EC-Water Framework Directive Consequences for Water Pollution Control for Point Sources**. Disponível em: http://www.ewaonline.de/journal/online.htm. Acesso em: 22 de out. de 2004.

KELMAN, J. (1997). **Gerenciamento de recursos hídricos: parte I: outorga**. In: Anais do XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. ABRH. Vitória, 1997.

KNAPIK, H. G.; FRANÇA, M. S.; FERNANDES, C. V. S. e PORTO, M. F. A**. Metodologia de calibração do modelo QUAL2E para a Bacia do Alto Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba.** Curitiba: UFPR, 2006. Relatório técnico N° 8 do projeto Bacias críticas: bases técnicas para a definição de metas progressivas para seu enquadramento e a integração com os demais instrumentos de gestão.

KISHI, R. T. (Coordenadora) **Metodologia para outorga de lançamento de efluentes na bacia do Alto Iguaçu**. Curitiba: LACTEC – CEHPAR, 2005. Financiadora de Estudos e Projetos). Projeto em andamento.

MACHADO, E. S.; PORTO, M.; RAMON, N. e FEIL, A. V. **Um avanço na gestão da qualidade da água: a outorga de lançamento de efluentes.** In anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. ABRH. Curitiba, 2003.

MAGALHÃES, P. C. (Coordenador). **Sistemas de informações e de apoio à decisão de outorga para bacia do Paraíba do Sul**. Rio de Janeiro: UFRJ – Laboratório de Hidrologia e Estudos de Meio Ambiente da COPPE, outubro/2001. Relatório Final. (Fundação COPPETEC). Projeto concluído.

MINAS GERAIS. Decreto Nº 41.578, de 8 de Março de 2001. Regulamenta a Lei Nº 13.199, de 29 de janeiro de 1999, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos. **Diário Oficial do Estado**, Minas Gerais, 09 mar. 2001.

_____. Lei N° 13.199, de 29 de Janeiro de 1999. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado**, Minas Gerais, 30 jan. 1999.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos. **SISAGUA – Sistema de Apoio ao Gerenciamento de Usuários da Água**. Brasília-DF, 2000.

_____. Secretaria de Recursos Hídricos. **Plano Nacional de Recursos Hídricos. Síntese Executiva - português**. Brasília: MMA, 2006. 135 p.

NUVOLARI, A.. O lançamento in natura e seus impactos. In: _____. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. São Paulo: Edgar Blücher, 2003. p. P. 171-207.

PARANÁ. Lei N° 12.726, de 26 de novembro de 1999. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e adota outras providências. **Diário Oficial do Estado**, Paraná, 29 nov. 1999.

_____. Decreto N° 4.646, de 31 de agosto de 2001. Dispõe sobre o regime de outorga de direitos de uso de recursos hídricos e adota outras providências. **Diário Oficial do Estado**, Paraná, 31 ago. 2001.

PEREIRA, T. V.; MENDONÇA, A. S. F. **Outorga de lançamento de efluentes: comparação de alternativas**. In: Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. João Pessoa, 2005.

RODRIGUES, R. B. **Metodologia de apoio à concessão de outorga para lançamento de efluentes e cobrança pelo uso da água – o modelo RM1.** São Paulo, 2000. 140 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

_____. **SSD RB - Sistema de Suporte a Decisão Proposto para a Gestão Quali-Quantitativa dos Processos de Outorga e Cobrança pelo Uso da Água**. São Paulo, 2005. 155 p. Edição Revisada. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

RODRIGUES, R. B.; PORTO, M. F. A. Modelagem dos poluentes orgânicos em corpos d'água superficiais. In: NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. São Paulo: Edgar Blücher, 2003. p. P. 209-226.

SCHVARTZMAN, A. S.; NASCIMENTO, N. de O. e SPERLING, M. v. **Outorga e cobrança pelo uso de recursos hídricos: aplicação à Bacia do Rio Paraopeba, MG.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, vol. 7, n°1, p.103-122, jan/mar (2002).

SILVA, L. M. C. **Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos.** Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2002. Apresentação em Power Point.

SILVA, L. M. C.; MONTEIRO, R. A. **Outorga de direito de uso de recursos hídricos: uma das possíveis abordagens**. IN: MACHADO, C. J. S. (Org.). Gestão de águas doces. Rio de Janeiro: Interciência. 2004. cap. 5, p. 135-178.

SUDERHSA – Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. O Manual de Outorgas de Uso de Recursos Hídricos do Estado do Paraná. Curitiba, 2002

_____. **Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu**. Curitiba, 2000a. Relatório técnico vol. 2.

SURHEMA - Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente (atual SUDERHSA). Portaria SUREHMA Nº020/92 de 12 de maio de 1992. Dispõe sobre o enquadramento dos cursos d'água da Bacia do Rio Iguaçu, de domínio do estado do Paraná. **Diário Oficial do Estado**, Paraná, 13 mai. 1992.

TCHOBANOGLOUS, G. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse.** Metcalf & Eddy, Inc. revisado por George Tchobanoglous, Frank Burton. 3ª Edição. Mc-Graw-Hill, 1991

UNEP -United Nations Environment Programme. **Industry and environment**. Volume 27 Nº. 1 January – March 2004

VALENTE, J. P. S., PADILHA, P. M. and SILVA, A. M. M. **Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu - SP**. Eclet. Quím., São Paulo, 1997, vol.22, p.49-66.

VON SPERLING, M. Impacto do lançamento de efluentes nos corpos receptores. In:_____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. p.93-140.

ANEXOS

ANEXO 1 – PROCESSO DE MISTURA COMPLETA PARA FONTES PONTUAIS EM RIOS

ANEXO 2 – EQUAÇÕES DO MODELO RM1

ANEXO 3 – DIAGRAMA UNIFILAR DA BACIA DO ALTO IGUAÇU

ANEXO 1 - PROCESSO DE MISTURA COMPLETA PARA FONTES PONTUAIS EM RIOS

Conforme JIRKA et. al (2004), ao executar um projeto e estudos prognósticos em problemas de descarga de efluente, é importante que se faça a distinção entre os aspectos físicos de processos de mistura hidrodinâmica que determinam o destino e a distribuição do efluente no local da descarga, e a formulação administrativa dos regulamentos da zona de mistura que pretende prevenir quaisquer impactos prejudiciais do efluente no meio aquático e usos associados.

A hidrodinâmica de um efluente que se descarrega continuamente em um corpo receptor pode ser conceituada como um processo de mistura que ocorre em duas regiões separadas. Na primeira região, as características iniciais do fluxo (velocidade adquirida), do fluxo exuberante (devido às diferenças de densidade), e da influência da geometria da tubulação de onde está sendo lançado o efluente, da trajetória do efluente e do grau de mistura. Esta região, o “campo-próximo”, abrange o fluxo variável do lançamento e toda a interação da camada da superficial e do fundo do corpo de água. Nesta região do campo-próximo, os formatos dos tubos de esgoto podem geralmente afetar as características iniciais de mistura com a manipulação apropriada de variáveis do projeto. Como a pluma turbulenta viaja para longe da fonte, as características da fonte tornam-se menos importantes e o “campo afastado” é alcançado. Nesta região, as condições ambientais controlarão a trajetória e a diluição da pluma turbulenta com os movimentos de propagação variável, difusão passiva devido à turbulência do ambiente, e advecção do ambiente, freqüente variação do tempo, campo de velocidade.

Para descargas em rios, o problema pode ser reduzido na primeira ordem chamado fontes "passivas" para que no momento da entrada os efeitos do fluxo são de pouca importância e a mistura é controlada pelas propriedades advectivas e difusivas do regime ambiental do fluxo com uma pluma resultante da descarga que siga a corrente dominante. Assim, o problema é considerado como um efeito do "campo-afastado" com características passivas da fonte.

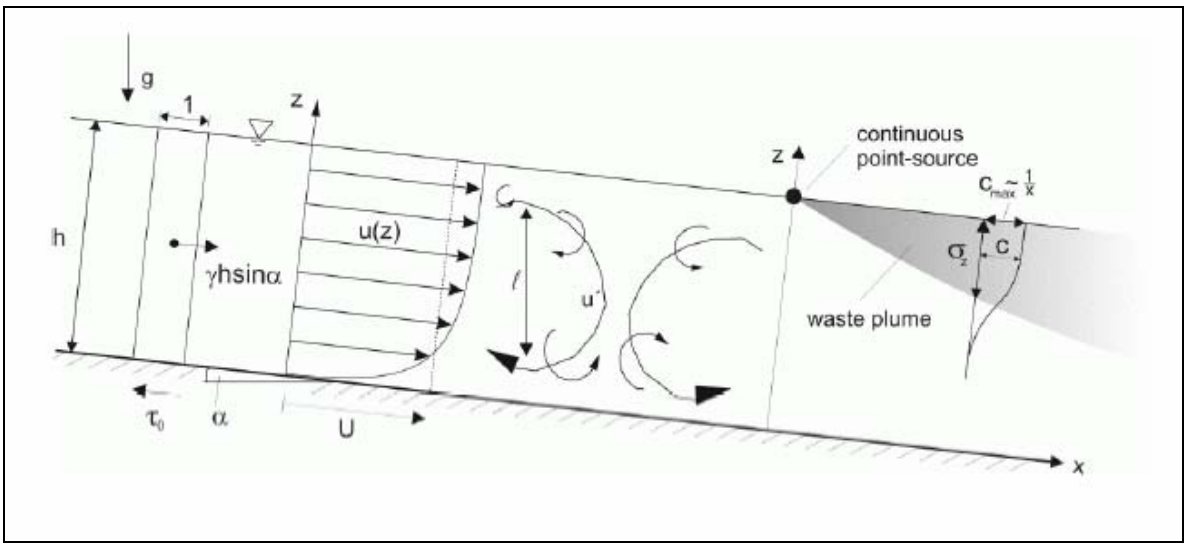
O fluxo em rios é caracterizado pela turbulência, isto é, movimentos turbulentos mais ou menos em larga escala que são superpostos no fluxo médio. O espalhamento e a mistura das fontes maciças são então controlados pelas atividades turbulentas e podem ser descritas em

analogia a mistura molecular por uma difusividade turbulenta efetiva E como o produto da velocidade u' e tamanho *l* dos vórtices dominantes, E ~ u'l.

Um rio com uma proporção de aspecto largo, B >> h, onde B é a largura e h a profundidade média, está num fluxo de equilíbrio simples em que a tensão tangencial do leito τ_o está neutralizando a componente peso que age no sentido do fluxo, $\tau_o = \gamma hS$ onde $\gamma = \rho g$ = peso específico da água, ρ = densidade da água, g = aceleração da gravidade, e S = declividade do fundo = seno α.

A velocidade de corte $u_* = \sqrt{\tau / \rho}$, é obtida em eixos dimensionais, de modo que $u_* = \sqrt{ghS}$. u_* é portanto a maior quantidade, caracterizando as flutuações das velocidades turbulentas u' nos fluxos de canais. É relacionado à velocidade média U pelas propriedades de atrito (rugosidade) do fundo e tipicamente é aproximadamente 5 a 10% de U, u_* = (0.05 até 0.10)U, com valores mais elevados para leitos rugosos.

FIGURA 1 - SEÇÃO LONGITUDINAL AO LONGO DO FLUXO DE UM RIO INCLINADO COM ESTRUTURA DE FLUXO TURBULENTO E SUPOSTAS FONTES PONTUAIS CONTÍNUAS NA SUPERFÍCIE DA ÁGUA.



Os vórtices grandes que correspondem à profundidade de fluxo baixo, $l \sim h$, são os mais eficazes para as misturas. Além disso, a estrutura do vórtice é caracterizada por certo espaço anisotrópico, sua extensão no sentido vertical z é mais fortemente limitado do que na direção horizontal y que se encontra transversalmente ao sentido de fluxo x. Em resumo, as seguintes expressões para as difusividades turbulentas resultam das acima: A difusividade turbulenta vertical $E_z = \alpha_z u_* h$, onde $\alpha_z = 0.07 \pm 50\%$ e a difusividade horizontal $E_y = \alpha_y u_* h$, onde $\alpha_y = 0.5 \pm 50\%$ para rios com variabilidade moderada, assim sem curvas bruscas e sem zonas mortas nas laterais.

Se uma fonte pontual contínua é considerada na superfície da água uma pluma de massa evoluirá como é mostrada na secção vertical na Figura 1. A pluma do poluente espalha-se tanto vertical como transversalmente. A característica para tais processos da difusão é a distribuição aproximadamente da concentração Gaussiana na pluma de massa com um valor máximo de c_{max} na superfície da água e no banco do rio. O desvio padrão σ descreve aqui um valor local $c = e^{-1/2} c_{max} = 0{,}61\ c_{max}$ e é um indicador prático para a largura da pluma.

A distância L_{mv} para o local da mistura vertical completa da pluma é muitas vezes definida como sendo o ponto quando a concentração no leito torna-se 90% da concentração da superfície e este pode ser determinado pelo método das imagens.

$$L_{mv} = 0{,}4 \frac{Uh^2}{E_z} \qquad (1)$$

Usando a Equação $E_z = \alpha_z u_* h$ ($\alpha = 0.07$) e alta rugosidade, $u_* = 0{,}10U$, a distância para o local da mistura vertical completa é dada por

$$L_{mv} \approx 50h \qquad (2)$$

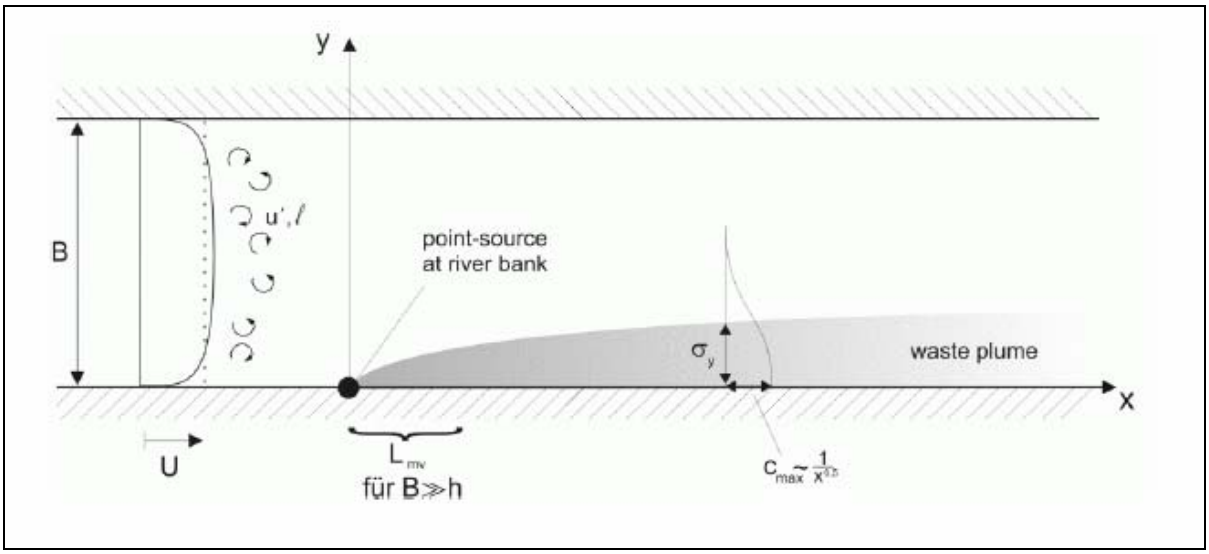
O espalhamento transversal da fonte pontual contínua em um fluxo largo do rio (B >> h) é esboçado na Figura 2. A coordenada longitudinal segue neste caso toda a curvatura do rio e uma secção transversal retangular constante é assumida. A distância L_{mh} para o local onde a mistura horizontal completa sobre a secção transversal do rio ocorre é

$$L_{mh} \approx 0{,}4\frac{UB^2}{E_y} \qquad (3)$$

Com $\alpha_y = 0.5$ e para uma alta rugosidade obtém-se

$$L_{mh} \approx 8\left(\frac{B^2}{h}\right).B \qquad (4)$$

FIGURA 2 - ESPALHAMENTO TRANSVERSAL PARA FONTES PONTUAIS CONTÍNUAS LOCALIZADAS NA MARGEM DO FLUXO DE UM RIO LARGO (B>>H), VISTA PLANTA



ANEXO 2 – EQUAÇÕES DO MODELO RM1

As equações e o texto a seguir foram retirados da tese de doutorado desenvolvida por RODRIGUES (2005).

Variação longitudinal da vazão de diluição QD(x)

O cálculo da variação longitudinal da vazão de diluição, para lançamento de poluentes em rios, é fornecido através da seguinte equação:

$$QD(x) = \frac{1}{C_{p*}(x)} \left\{ \left[C_{pd}(x) - C_{pa}(x) \right] \left[Q_r(x) + Q_e \right] \right\}$$

Onde,

QD(x): vazão de diluição do poluente, referente apenas ao lançamento do usuário-poluidor considerado, (m^3/s);

$C_{p*}(x)$: concentração máxima permissível do poluente no corpo receptor, que poderá resultar do enquadramento do corpo hídrico em classe de uso ou de um plano de recuperação da bacia, (mg/l);

$C_{pd}(x)$: concentração do poluente no corpo receptor após o lançamento do efluente, (mg/l);

$C_{pa}(x)$: concentração do poluente no corpo receptor antes do lançamento do efluente, diluída na vazão do efluente, (mg/l);

Qr(x): vazão do corpo receptor, (m^3/s);

Qe: vazão de lançamento do efluente no corpo receptor, (m^3/s).

Vazão liberada para novas outorgas QL(x)

Para que a classe de uso do corpo receptor seja mantida, a seguinte relação deve ser respeitada:

$$Q_L(x) = \left[Q_r(x) + Q_e \right] \left[1 - \frac{C_{pd}(x)}{C_{p*}(x)} \right]$$

Onde,

$Q_L(x)$: vazão de diluição liberada para novas outorgas, (m^3/s).

Vazão liberada por lançamento $Q_{LL}(x)$

Representa o quanto de vazão de diluição o usuário-poluidor está deixando de pagar, considerando o processo de autodepuração. Este cálculo é expresso através da seguinte equação:

$$Q_{LL}(x) = [Q_r(x) + Q_e].\left[1 - \frac{C_{pd}(x) - C_{pa}(x)}{C_{p*}(x)}\right]$$

Onde,

$Q_{LL}(x)$: vazão de diluição liberada por lançamento, (m^3/s).

Vazão de diluição da carga de poluente retirada através de captações QDc(x)

A vazão de diluição da carga de poluente retirada através de captação, referente apenas ao lançamento do usuário-poluidor considerado, é dada por:

$$QDc(x) = \frac{\lfloor C_{pd}(x) - C_{pa}(x) \rfloor}{C_{p*}(x)}.Qc(x)$$

Onde:

QDc(x) = vazão de diluição da carga de poluente retirada através de captação, referente apenas ao lançamento do efluente do usuário-poluidor considerado, (m3/s);

Qc(x) = vazão de captação, (m^3/s).

Condições a serem respeitadas para aplicação do RM-1

a) A vazão do corpo receptor será considerada constante para o respectivo trecho de lançamento. Caso haja acréscimo na vazão do rio, devido ao incremento proporcionado pela área de drenagem, esta passará a ser considerada;

b) Para que o regime de vazão do corpo receptor antes do lançamento do efluente seja igual ao regime de vazão após o lançamento do mesmo, é necessário que, na simulação de decaimento da concentração do poluente já existente no sistema, seja inserida a vazão de lançamento do efluente no ponto de seu lançamento e mantido os pontos de captação de jusante;

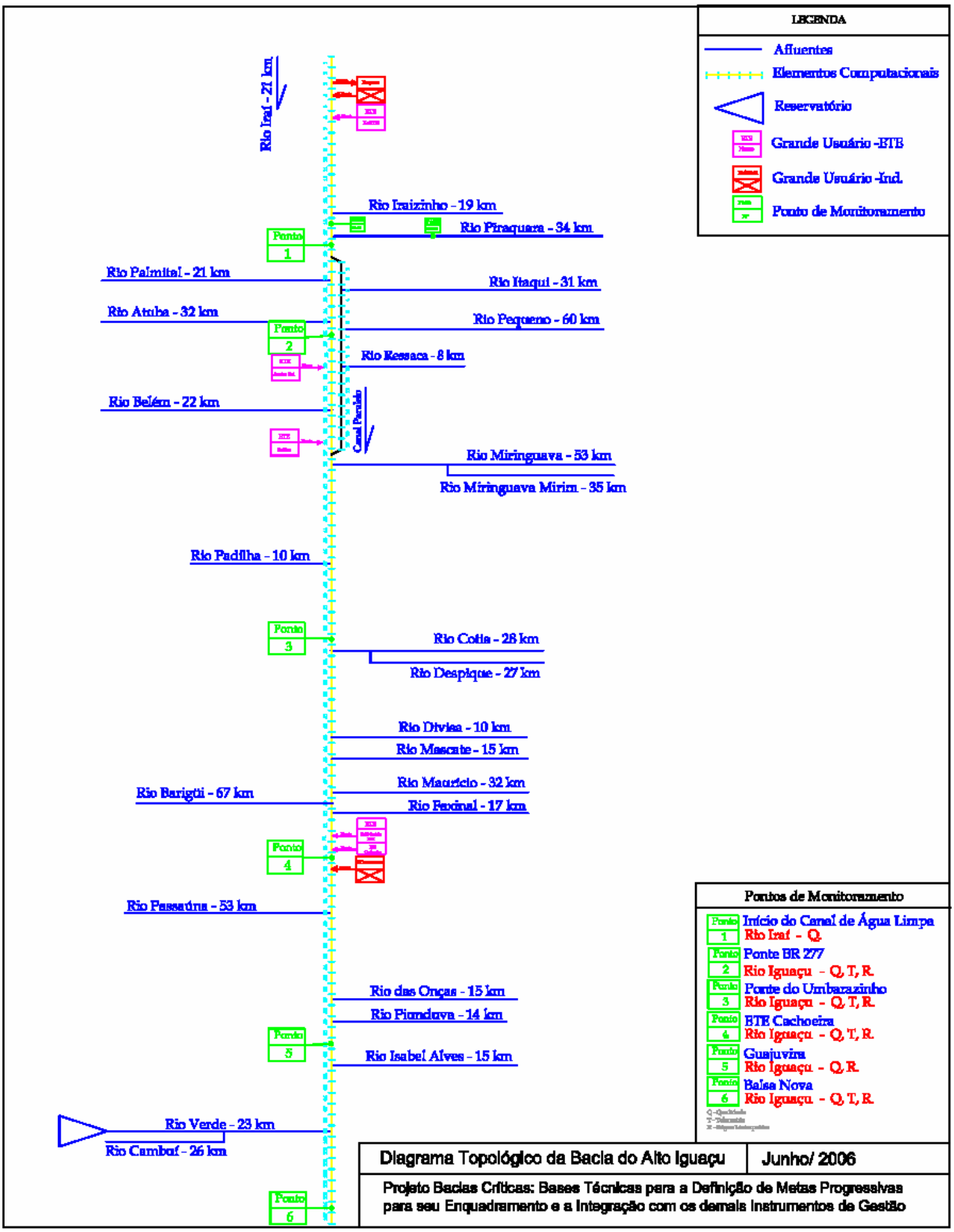
c) A análise de cada lançamento de efluente no corpo receptor será considerada separadamente aos demais lançamentos à jusante;

d) A vazão do efluente será considerada como constante;

e) As características hidráulicas de cada trecho do sistema devem ser respeitadas, assim como os coeficientes de reaeração (K2), desoxigenação (K1) e sedimentação (K3), de cada trecho.

O modelo RM1 deve ser aplicado com o auxílio de um modelo matemático de qualidade da água, devidamente calibrado para a bacia em estudo, para obtenção da curva de decaimento da concentração do poluente no rio, antes (Cpa(x)) diluída na vazão do efluente, e após (Cpd(x)) o lançamento do efluente no corpo receptor.

ANEXO 3 – DIAGRAMA UNIFILAR DA BACIA DO ALTO IGUAÇU



FONTE: KNAPIK et al. (2006)

Livros Grátis

(http://www.livrosgratis.com.br)

Milhares de Livros para Download:

Baixar livros de Administração
Baixar livros de Agronomia
Baixar livros de Arquitetura
Baixar livros de Artes
Baixar livros de Astronomia
Baixar livros de Biologia Geral
Baixar livros de Ciência da Computação
Baixar livros de Ciência da Informação
Baixar livros de Ciência Política
Baixar livros de Ciências da Saúde
Baixar livros de Comunicação
Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE
Baixar livros de Defesa civil
Baixar livros de Direito
Baixar livros de Direitos humanos
Baixar livros de Economia
Baixar livros de Economia Doméstica
Baixar livros de Educação
Baixar livros de Educação - Trânsito
Baixar livros de Educação Física
Baixar livros de Engenharia Aeroespacial
Baixar livros de Farmácia
Baixar livros de Filosofia
Baixar livros de Física
Baixar livros de Geociências
Baixar livros de Geografia
Baixar livros de História
Baixar livros de Línguas

Baixar livros de Literatura
Baixar livros de Literatura de Cordel
Baixar livros de Literatura Infantil
Baixar livros de Matemática
Baixar livros de Medicina
Baixar livros de Medicina Veterinária
Baixar livros de Meio Ambiente
Baixar livros de Meteorologia
Baixar Monografias e TCC
Baixar livros Multidisciplinar
Baixar livros de Música
Baixar livros de Psicologia
Baixar livros de Química
Baixar livros de Saúde Coletiva
Baixar livros de Serviço Social
Baixar livros de Sociologia
Baixar livros de Teologia
Baixar livros de Trabalho
Baixar livros de Turismo