

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**PROPOSTA DE ENQUADRAMENTO PARA A BACIA
HIDROGRÁFICA DO ARROIO JACUTINGA,
MUNICÍPIO DE IVORÁ-RS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Diego Binotto

Santa Maria, RS, Brasil

2012

**PROPOSTA DE ENQUADRAMENTO PARA A BACIA
HIDROGRÁFICA DO ARROIO JACUTINGA,
MUNICÍPIO DE IVORÁ-RS**

Diego Binotto

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Maria do Carmo Cauduro Gastaldini

Santa Maria, RS, Brasil

2012

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Binotto, Diego

PROPOSTA DE ENQUADRAMENTO PARA A BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO JACUTINGA, MUNICÍPIO DE IVORÁ-RS / Diego Binotto.-2012.

133 p.; 30cm

Orientadora: Maria do Carmo Cauduro Gastaldini

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, RS, 2012

1. Enquadramento 2. Usos da Água 3. Qualidade da Água
I. Cauduro Gastaldini, Maria do Carmo II. Título.

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**PROPOSTA DE ENQUADRAMENTO PARA A BACIA
HIDROGRÁFICA DO ARROIO JACUTINGA,
MUNICÍPIO DE IVORÁ-RS**

elaborada por
Diego Binotto

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Engenharia Civil e Ambiental

COMISSÃO EXAMINADORA:

Maria do Carmo Cauduro Gastaldini, Dr^a. (UFSM)
(Presidente/Orientadora)

Delmira Beatriz Wolff, Dr^a. (UFSM)

Alexandre Swarowsky, Dr. (UNIFRA)

Santa Maria, 24 de fevereiro de 2012.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por me dar saúde e força para superar todas as barreiras impostas sobre o meu objetivo final, a conclusão desta pesquisa.

Aos meus pais, Ademar e Maria Binotto, pela educação, amor e incentivo que contribuíram para a minha formação profissional.

A minha irmã Daniela Binotto Donato pelo companheirismo e amizade.

A minha avó Lourdes pelo apoio e carinho.

A minha namorada Luciane Moraes, pelo amor, carinho e incentivo para continuar trilhando meu caminho.

A orientadora desta pesquisa, Prof^ª. Dr^ª. Maria do Carmo Cauduro Gastaldini, pela amizade e conselhos, que contribuíram para a minha evolução profissional e pessoal.

Aos servidores técnicos Alcides Sartori e Thiago Augusto Formentini, pelos serviços de campo e laboratório.

A Companhia Riograndense de Saneamento - CORSAN pelo fornecimento dos dados de qualidade da água e de vazões da estação de tratamento de esgoto - ETE do município de Ivorá-RS.

E também agradeço a todas as pessoas que de maneira direta ou indireta auxiliaram na realização desta pesquisa.

“Sejamos o exemplo da mudança
que queremos ver no mundo.”

(Dalai Lama)

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental
Universidade Federal de Santa Maria

PROPOSTA DE ENQUADRAMENTO PARA A BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO JACUTINGA, MUNICÍPIO DE IVORÁ-RS

Autor: Diego Binotto
Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Maria do Carmo Cauduro Gastaldini
Data e Local da Defesa: Santa Maria, 24 de fevereiro de 2012.

O objetivo desta pesquisa foi sugerir a proposta de enquadramento dos corpos de água para a bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, município de Ivorá-RS, baseada nos usos da água e na situação atual da qualidade da água. O arroio Jacutinga e seus tributários têm sido largamente utilizados para a irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, dessedentação de animais, receptoras e diluidoras dos efluentes domésticos lançados parcialmente sem tratamento e pelo lançamento de efluentes da estação de tratamento de esgoto - ETE. Para avaliar a qualidade da água na bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, foram utilizados 8 pontos de amostragens de qualidade da água e medição de vazões, no período de janeiro de 2009 a fevereiro de 2011, configurando-se 6 campanhas. Foram realizadas análises dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água frente aos padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05. Logo, a análise da situação atual do corpo de água tem o objetivo de avaliar o potencial dos corpos de água a serem enquadrados de atender aos usos da água e conseqüentemente a classe de enquadramento. Trata-se de avaliar o quanto as águas estão impactadas pela poluição e quais são as variáveis críticas. Com relação à situação atual da qualidade da água para as variáveis turbidez, pH, SDT e DBO ficaram dentro dos limites da classe 1 em todos os pontos de amostragens. Para a variável OD ficou dentro dos limites da classe 1, exceto no ponto de amostragem QA4, onde ficou dentro dos limites da classe 2. Para a variável *Escherichia coli* ficou dentro dos limites da classe 2, exceto no ponto de amostragem QA5, onde ficou dentro dos limites da classe 3 e o ponto de amostragem QA7, onde ficou dentro dos limites da classe 1. A sugestão de proposta de enquadramento dos corpos de água para a bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, baseada nos usos da água e na situação atual da qualidade da água, seria realizar medidas mitigadoras na área do ponto de amostragem QA5, a fim de que suas águas fiquem dentro dos limites da classe 2, através da implantação de rede coletora de efluentes domésticos, no trecho que compreende os pontos de amostragens QA3-QA4 ligando a ETE.

Palavras-chave: Enquadramento. Usos da Água. Qualidade da Água.

ABSTRACT

Master's Thesis
Post Graduation Program in Civil and Environmental Engineering
Federal University of Santa Maria

PROPOSED CLASSIFICATION FOR WATERSHED OF STREAM JACUTINGA, CITY OF IVORÁ-RS

Author: Diego Binotto
Advisor: Prof^ª. Dr^ª. Maria do Carmo Cauduro Gastaldini
Date and Site of Defense: Santa Maria, February 24th, 2012.

The objective of this research was to suggest the proposed classification of bodies of water to the basin of the stream Jacutinga, city of Ivorá-RS, based in its water usage and current status of water quality. The stream Jacutinga and its tributaries have been widely used for the irrigation of vegetables and fruit trees, watering animals, receiving and dilutive of effluents released partially untreated sewage discharge and the station sewage treatment. To evaluate the water quality to the basin of the stream Jacutinga, we used 8 points for water quality sampling and flow measurement in the period January 2009 to February 2011, totaling 6 campaigns. Analyses of physical, chemical and biological water were carried out, comparing the quality to the standards established by CONAMA Resolution 357/05. Therefore, analyzing the current situation of the body of water has the objective to evaluate the potential of water bodies to be classified to meet the water use and consequently class of classification. This classification allows to determine how much the waters are impacted by pollution and what are the critical variables. With regard to the current situation of water quality, the variables turbidity, pH, TDS and BOD were within the limits from class 1 in all sampling points. DO was within limits of class 1, except at the sampling point QA4, which was within the limits of class 2. *Escherichia coli* variable was within the limits of class 2, except at the sampling point QA7, where you stayed within the limits of class 1 and sampling point QA5, where it stayed within the limits of class 3. The suggestion of proposed classification of bodies of water to the basin of the stream Jacutinga based on water uses and current status of quality water, would be to conduct mitigating measures in point area sampling QA5, so that its waters remain within the limits of class 2, through the deployment of domestic sewage network in the stretch that includes the sampling points QA3-QA4 linking of station sewage treatment.

Keywords: Classification. Water Use. Water Quality.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
1.1 Objetivos	18
1.1.1 Objetivo geral.....	18
1.1.2 Objetivos específicos	18
1.2 Justificativa.....	19
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
2.1 A Água e sua Importância.....	21
2.2 Aspectos Qualitativos dos Recursos Hídricos	22
2.2.1 Descrição das variáveis de qualidade da água	23
2.2.1.1 Temperatura da água	24
2.2.1.2 Turbidez.....	24
2.2.1.3 pH.....	24
2.2.1.4 Condutividade elétrica.....	24
2.2.1.5 Oxigênio dissolvido - OD.....	25
2.2.1.6 Sólidos	25
2.2.1.7 Demanda bioquímica de oxigênio - DBO	26
2.2.1.8 Demanda química de oxigênio - DQO	26
2.2.1.9 Coliformes	26
2.2.2 Padrões de qualidade das águas	27
2.2.3 Curvas de probabilidade das variáveis de qualidade da água	29
2.3 Aspectos Quantitativos dos Recursos Hídricos	31
2.4 O Instrumento Enquadramento dos Corpos de Água.....	32
2.4.1 Proposta de enquadramento dos corpos de água.....	34
2.4.2 Considerações sobre o enquadramento dos corpos de água.....	37
2.4.3 Situação dos enquadramentos dos corpos de água no Brasil	38
2.4.4 Situação dos enquadramentos dos corpos de água no estado do RS	41
2.5 Poluição das Águas	42
2.5.1 Processo de autodepuração em corpos de água.....	46
2.6 Monitoramento dos Recursos Hídricos.....	47
2.7 Modelos de Qualidade das Águas.....	50
2.7.1 Modelo de Streeter-Phelps	51
3 MATERIAIS E MÉTODOS	55
3.1 Área de Estudo	55
3.1.1 Localização da bacia hidrográfica do arroio Jacutinga.....	55
3.1.2 Caracterização física da bacia	56
3.1.3 Uso e ocupação do solo.....	57
3.1.4 Usos da água	58
3.1.5 Estação de tratamento de esgoto - ETE.....	59
3.2 Localização e Descrição dos Pontos de Amostragens	60
3.3 Avaliação Quantitativa.....	61

3.4 Avaliação Qualitativa.....	63
3.5 Obtenção das Curvas de Probabilidade das Variáveis de Qualidade da Água.....	65
3.6 Aplicação do Modelo de Streeter-Phelps	65
3.6.1 Dados de entrada do modelo de Streeter-Phelps	66
3.6.2 Dados de saída do modelo de Streeter-Phelps.....	72
3.7 Proposta de Enquadramento dos Corpos de Água	73
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	75
4.1 Avaliação Quantitativa	75
4.2 Avaliação Qualitativa.....	76
4.3 Curvas de Probabilidade das Variáveis de Qualidade da Água	88
4.4 Modelo de Streeter-Phelps.....	91
4.4.1 Perfil de OD ao longo do tempo e da distância	91
4.5 Proposta de Enquadramento dos Corpos de Água	92
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	95
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	97
APÊNDICES.....	107
ANEXOS	123

1 INTRODUÇÃO

A água é um dos recursos naturais mais importantes para o homem. Faz parte não só da sua sobrevivência e atividades básicas de manutenção da vida, mas também tem importância fundamental para os processos produtivos e o desenvolvimento econômico (PORTO & TUCCI, 2009).

Componente integrado ao sistema global, a água vem sendo fortemente alterada com as mudanças demográficas, velocidade e extensão da globalização e com o desenvolvimento socioeconômico impulsionado pelo avanço tecnológico. Esses fatores têm sido observados como preponderantes para o aumento da demanda sobre os recursos hídricos, refletindo na sua escassez e degradação. Assim, a água passou a ser uma preocupação crescente não apenas no que se refere à quantidade disponível, mas principalmente, em relação à sua qualidade acarretando prejuízos e restrições nos seus usos múltiplos (MAIA *et al.*, 2008).

Considerando a importância da água para a manutenção da vida no planeta, é preciso que haja uma avaliação da qualidade e acompanhamento sistemático realizado por meio de programas de monitoramento estruturados e capazes de representar a situação atual do corpo de água produzindo as informações necessárias para a gestão dos recursos hídricos.

A Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH, conforme a Lei nº 9.433 (BRASIL, 1997) estabelece os objetivos e instrumentos regulatórios e econômicos que norteiam a gestão dos recursos hídricos brasileiros, tendo como premissa a sustentabilidade dos recursos hídricos. Dentre os instrumentos, situa-se aqueles diretamente relacionados ao sistema de gestão da qualidade dos recursos hídricos, como o enquadramento dos corpos de água em classes. A Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos - CNRH nº 91 (BRASIL, 2008), estabelece os procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água, sendo que se dá por meio do estabelecimento de classes de qualidade conforme disposto na Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005).

O enquadramento é uma meta de qualidade da água que visa garantir condições adequadas do corpo de água para os usos e indica as necessidades de controle dos impactos do desenvolvimento previsto sobre o meio ambiente aquático. Portanto, combinam os usos da água que se desejam e o nível de qualidade adequado para sua sustentação. Este mecanismo forma a base da regulação do controle dos impactos e permite que medidas específicas para correção de problemas ou para a prevenção de danos sejam planejadas e implantadas (PORTO & TUCCI, 2009).

Os modelos de qualidade das águas são cada vez mais reconhecidos como instrumentos úteis para simular processos de gestão dos recursos hídricos e constantemente refinados e atualizados, para encontrar soluções de problemas novos e emergentes da poluição dos corpos de águas superficiais (BOCKELMANN *et al.*, 2004). Os modelos de qualidade das águas também permitem a simulação dos processos de autodepuração de corpos de água, auxiliando na tomada de decisões referentes ao gerenciamento dos recursos hídricos.

Com esta pesquisa, espera-se poder contribuir de forma objetiva para a gestão dos recursos hídricos e para o planejamento e gestão da bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, município de Ivorá-RS.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

A presente pesquisa tem como objetivo geral sugerir a proposta de enquadramento dos corpos de água para a bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, município de Ivorá-RS, baseada nos usos da água e na situação atual da qualidade da água.

1.1.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos desta pesquisa foram:

- Avaliar a qualidade da água em pontos selecionados na bacia hidrográfica do arroio Jacutinga através de análises dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água frente aos padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05;
- Utilizar curvas de probabilidade das variáveis de qualidade da água, considerando as probabilidades de atendimento em relação às classes de qualidade associadas aos riscos de não atendimento, conforme estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/05; e
- Utilizar o modelo de Streeter-Phelps para avaliar a capacidade de autodepuração do arroio.

1.2 Justificativa

A relevância na escolha da bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, município de Ivorá-RS, como objeto de pesquisa, é justificada pelo não enquadramento de seus corpos de água em classes até o momento, sendo suas águas utilizadas para a irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, dessedentação de animais, receptoras e diluidoras dos efluentes domésticos lançados parcialmente sem tratamento e o lançamento de efluentes da estação de tratamento de esgoto - ETE. Segundo Davi, Silva & Ribeiro (2003) a implementação do enquadramento dos corpos de água em classes ainda é pequena devido à falta de conhecimento sobre o instrumento, às dificuldades metodológicas para sua aplicação e à falta de ações de gestão e de recursos fundamentais para sua efetivação.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo é apresentada a revisão bibliográfica que contextualiza e fundamenta os objetivos desta pesquisa.

2.1 A Água e sua Importância

Enquanto recurso natural, a água realiza três funções ambientais básicas (PEARCE & WARFORD, 1993): a) fornece insumo ao sistema produtivo; b) assimila resíduos gerados por diferentes atividades de origem antrópica; e c) provê utilidades estéticas e de lazer. Ademais, segundo Nascimento & Heller (2005), a água é recurso essencial à vida humana, desempenha um papel fundamental de substrato à vida em diferentes ecossistemas e, por meio do ciclo hidrológico e da circulação atmosférica global, é elemento essencial para a regulação climática do planeta. Para Benetti, Lanna & Cobalchini (2003) a água suporta funções de grande valor para os seres humanos. Estas funções podem ser categorizadas como: a) manutenção da saúde pública; b) desenvolvimento econômico; c) recreação; e d) preservação do equilíbrio ecológico.

A água é um recurso que está disponível em qualidade e quantidade variadas no tempo e no espaço, independentes das necessidades humanas. No Brasil e no mundo, situações de insatisfação dos usuários com a qualidade das águas e/ou escassez hídrica são comuns, requerendo seu gerenciamento para equalização da demanda com a disponibilidade hídrica (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2008).

No Brasil, apesar da abundância relativa de água, sua distribuição geográfica e temporal acarreta conflitos entre os usuários em muitas regiões (NOVAES *et al.*, 2009). Segundo Pizella & Souza (2007), as desigualdades de desenvolvimento econômico regionais, com diferentes graus de ocupação e intensificação das atividades produtivas, resultam em situações de estresse hídrico e ambiental. Aliado a isto, as transformações globais que vêm ocorrendo, tais como, crescimento desordenado de cidades, degradação de áreas naturais, lançamento de poluentes, entre outros, estão trazendo sérios problemas aos recursos hídricos (RANZINI *et al.*, 2004).

Segundo Shiklomanov (1998) nos últimos 25 a 30 anos, no mundo inteiro, verificam-se, a nível local, enormes mudanças antropogênicas ao longo de rios e lagos, afetando a qualidade e a quantidade de água disponível. Logo, independente do segmento, todas as

atividades humanas necessitam de água para serem realizadas, sendo assim deve-se garantir que as fontes satisfaçam as demandas qualitativas e quantitativas para um determinado uso.

A água, apesar de ser tida como um recurso renovável e inesgotável, não é na realidade, pois somente uma parcela está prontamente disponível para consumo, uma vez que sua distribuição espacial e temporal ocasiona escassez ou excesso, conforme a situação.

2.2 Aspectos Qualitativos dos Recursos Hídricos

A qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e da atuação do homem, sendo função das condições naturais e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica. Segundo Branco (1991), a qualidade da água não se refere a um grau de pureza absoluto ou mesmo próximo disso, mas sim a um padrão tão próximo quanto possível do “natural” da água, tal como se encontram nas nascentes, arroios e rios, antes do contato com o homem. Para Cunha & Ferreira (2006) o conceito de qualidade da água passa, obrigatoriamente, pelo nível de exigência correspondente ao seu uso e não reflete um grau de pureza, mas, sim, um padrão que possa satisfazer o uso para o qual foi designada.

Segundo Porto & Tucci (2009), a qualidade da água numa seção de um corpo de água é resultado da precipitação sobre a bacia que escoam sobre as superfícies urbanas e rurais transportando matéria orgânica, metais pesados, pesticidas, entre outros. Esse escoamento se integra aos efluentes das cidades (efluentes tratados e não tratados) lançados nos corpos de água superficiais e subterrâneos, e está sujeito à alteração também devido à construção de barragens, ao desmatamento, a retirada da mata ciliar, entre outros. A variação no tempo é o resultado combinado de todos estes elementos. A retirada de água e lançamentos de poluentes em toda a bacia hidrográfica pode produzir cenários críticos em qualquer seção ao longo do trajeto do escoamento (espaço) em períodos diferentes (tempo).

A precipitação exerce uma influência importante na qualidade da água dos corpos de água, devido ao efeito da diluição. Segundo Fritzsons *et al.* (2003) a precipitação e consequente alteração na vazão desencadeiam processos erosivos que aumentam a turbidez, a cor e o teor de matéria orgânica nas águas, uma vez que durante as precipitações predominam as entradas de água do escoamento superficial.

A qualidade da água pode ser utilizada como diagnóstico do estado de preservação do ambiente, sendo possível, a partir de sua análise, determinar o grau de erosão do solo, os lançamentos orgânicos, a poluição atmosférica, entre outros. A importância da qualidade da

água faz das bacias hidrográficas unidades de planejamento de gestão ambiental (MOISEENKO, 2005). Além disso, a importância da qualidade da água contempla interesses econômicos e sociais, que vão desde a avaliação para uso em uma determinada atividade, até o controle para a conservação de um ecossistema.

Nas bacias hidrográficas, devido à diversidade de usos dos recursos hídricos, a qualidade da água tende a diminuir e, por vezes, atingir estados abaixo dos padrões estipulados pela legislação, podendo ameaçar seu ecossistema e comprometer a saúde de seus usuários (CARVALHO & KAVISKI, 2009).

Uma avaliação criteriosa da qualidade da água requer, portanto, uma estrutura metodológica que seja capaz de integrar variáveis representativas dos processos alteradores das suas condições estruturais, bem como das respostas à ação dos estímulos externos, que podem variar (em escala) do nível individual ao ecossistêmico (BOLLMANN & EDWIGES, 2008).

A avaliação da qualidade da água é um processo global de verificação da natureza física, química e biológica da água, em relação à sua qualidade natural, efeitos das ações antrópicas e dos usos esperados (MARQUES *et al.*, 2002). Essa avaliação da qualidade da água é de grande importância em qualquer localidade. Nas regiões urbanizadas é uma condição indispensável para a evolução e desenvolvimento das populações, seja sob o aspecto socioeconômico ou para a obtenção e manutenção da qualidade de vida. Para Fritzsons *et al.* (2009) a qualidade física, química e biológica das águas dos rios apresenta grande variabilidade e, em ambientes completamente naturais, é influenciada por fatores climáticos (temperatura, umidade, ventos e precipitação), pelos tipos de rochas do substrato, pela vegetação e pela contribuição da água subterrânea e das águas meteóricas. Além dos fatores naturais, as diversas atividades humanas (agrícolas, urbanas, industriais e energético-mineradoras) influenciam o meio aquático e altera a composição das águas, o que é comum, principalmente em bacias antropizadas.

2.2.1 Descrição das variáveis de qualidade da água

Neste item será realizada a descrição das variáveis de qualidade da água analisadas nesta pesquisa, suas definições, características e consequências.

2.2.1.1 Temperatura da água

O conhecimento da variação da temperatura da água no corpo de água é particularmente importante por três razões segundo Cunha, Rosman & Monteiro (2003): a) as vazões de efluentes de diferentes temperaturas podem causar efeitos negativos no ecossistema aquático; b) a temperatura influencia as reações físicas, químicas e biológicas; e c) a variação da temperatura afeta a densidade da água e, como consequência, altera os processos de transporte. A temperatura de águas correntes apresenta variações temporais e espaciais devido ao clima, altitude, faixa de mata ciliar e importância relativa da contribuição de águas subterrâneas (ALLAN, 1995). Segundo Arcova & Cicco (1999) a ausência de mata ciliar às margens dos corpos de água acarreta em maior exposição à radiação solar dos mesmos, aumentando a temperatura das águas.

2.2.1.2 Turbidez

A turbidez representa o grau de interferência da passagem da luz através da água. Quando de origem natural, pode estar associado a partículas de rocha, argila e silte, algas e outros micro-organismos, no entanto, quando de origem antropogênica pode estar relacionado a compostos tóxicos e organismos patogênicos.

2.2.1.3 pH

O pH constitui uma das variáveis de qualidade da água mais difíceis de serem interpretados, por sofrer influência de inúmeros fatores, tais como: sólidos e gases dissolvidos, dureza e alcalinidade, temperatura e os fatores bióticos (FRITZSONS *et al.*, 2003). O pH das águas naturais situa-se entre 6,0 a 8,5, sendo que valores mais baixos ocorrem em águas com alto conteúdo orgânico e os mais altos em águas eutróficas, águas subterrâneas salgadas e lagos salgados (CHAPMAN & KIMSTACK, 1992).

2.2.1.4 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica, por sua vez, fornece uma indicação da salinidade de uma solução ou, de forma aproximada, do grau de mineralização das águas e de sua capacidade em

conduzir corrente elétrica. Em águas naturais, pode-se esperar uma relação direta entre a condutividade elétrica e a concentração de sólidos dissolvidos totais (HINDI, 1999).

2.2.1.5 Oxigênio dissolvido - OD

Um dos principais indicadores da qualidade da água é o OD, indispensável para a manutenção dos organismos aeróbios e para o equilíbrio ambiental como um todo. Segundo Wetzel (1975) o OD nos sistemas aquáticos é fundamental para as atividades e manutenção do metabolismo de organismos aeróbios. Ele representa 35% do total de gases presente na água e provém predominantemente da atmosfera e dos processos fotossintéticos de plantas aquáticas, principalmente das algas. A concentração de OD é influenciada pela atividade da biota presente nos corpos de água, pela temperatura e pressão atmosférica entre outros fatores. Enquanto organismos fotossintetizantes produzem oxigênio, os demais organismos o utilizam na respiração, sendo que esse balanço entre respiração e fotossíntese pode ser facilmente quebrado por pequenas alterações do ambiente.

Segundo Devol *et al.* (1995), a concentração do OD apresenta um ciclo sazonal que resulta principalmente das variações devido à diferença de profundidade do corpo de água.

Casagrande *et al.* (2006) concluíram que em regiões onde há grande quantidade de efluentes domésticos e industriais lançados diretamente nos rios, como por exemplo, na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, pode-se encontrar uma relação direta entre baixos teores de OD e qualidade da água ruim. No entanto, valores baixos de OD também podem resultar de processos naturais, como ocorre na bacia Amazônica. Desta forma, a avaliação da qualidade da água deve considerar outros fatores que causam diminuição na concentração de OD, já que a concentração deste elemento varia em função de características físicas e climáticas regionais e não somente devido à interferência antrópica.

2.2.1.6 Sólidos

Todas as impurezas da água, com exceção de gases dissolvidos, contribuem para a concentração de sólidos nos corpos de água. As partículas de menores dimensões, capazes de passar por um papel de filtro especificado correspondem aos sólidos dissolvidos totais, enquanto que as de maiores dimensões, retidas pelo filtro são consideradas sólidos suspensos

totais. Os sólidos totais representam os sólidos dissolvidos totais mais os sólidos suspensos totais.

2.2.1.7 Demanda bioquímica de oxigênio - DBO

Define-se DBO como sendo a quantidade necessária de oxigênio para a metabolização da matéria orgânica biodegradável existente no meio aquático (CHAPRA, 1997). A DBO mede a quantidade de oxigênio usado no metabolismo da matéria orgânica biodegradável (TCHOBANOGLIOUS & SCHROEDER, 1987). Embora os corpos de água possam autodepurar-se pela recuperação do oxigênio, através do ar atmosférico e da atuação de vegetais clorofilados presentes na massa de água, o aumento do volume de efluentes domésticos produzido pela concentração populacional prejudica esta capacidade de autodepuração natural, assim, o tratamento de esgoto é fundamental para a manutenção da qualidade da água, e pode reduzir a DBO entre 75% e 95% dependendo do processo utilizado (METCALF & EDDY, 1981).

Embora a definição da DBO não sirva como única medida para avaliar o impacto em um corpo de água através do lançamento de poluentes, possibilita uma avaliação bastante importante do estado da qualidade da água de um determinado meio por ser uma medida direta do potencial consumo de OD no meio líquido.

2.2.1.8 Demanda química de oxigênio - DQO

A DQO mede o consumo de oxigênio ocorrido durante a oxidação química da matéria orgânica, logo, é uma indicação indireta de matéria orgânica presente.

2.2.1.9 Coliformes

As principais bactérias do grupo coliformes mais utilizadas para a indicação de material fecal são: os coliformes totais e termotolerantes. Os coliformes totais constituem-se em um grande grupo de bactérias que tem sido isolada de amostras de águas e solos poluídos e não poluídos, bem como de fezes de seres humanos e animais de sangue quente. Os coliformes termotolerantes são um grupo de bactérias indicadoras de material fecal de origem do trato intestinal humano e outros animais. A *Escherichia coli* é uma bactéria que pertence a

este grupo. Segundo a Resolução CONAMA nº 357/05 a *Escherichia coli* é a única espécie do grupo dos coliformes termotolerantes cujo habitat exclusivo é o intestino humano e de animais homeotérmicos, onde ocorre em densidades elevadas. Para a Resolução CONAMA nº 274 (BRASIL, 2000) a *Escherichia coli* é abundante em fezes humanas e de animais, tendo, somente, sido encontrada em efluentes domésticos, águas naturais e solos que tenham recebido lançamento de material fecal recente.

2.2.2 Padrões de qualidade das águas

Em estudos voltados ao planejamento dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica, a relevância de cada variável de qualidade da água, normalmente, é determinada por padrões de qualidade, de acordo com as necessidades e anseios da sociedade.

Segundo Porto (1991), os padrões de qualidade das águas são utilizados para que possam regulamentar e controlar os níveis de qualidade a serem mantidos em um corpo de água, dependendo do uso a que ele está destinado.

Os padrões de qualidade das águas a serem mantidos no Brasil são estabelecidos, atualmente, pela Resolução CONAMA nº 357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Sendo assim, as águas são classificadas, de acordo com a referida Resolução em águas doces (salinidade $\leq 0,5\text{‰}$), águas salobras (salinidade $> 0,5\text{‰}$ e $< 30\text{‰}$) e águas salinas (salinidade $\geq 30\text{‰}$) segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em 13 classes de qualidade (águas doces: classe especial e 1 a 4; águas salobras: classe especial e 1 a 3; e águas salinas: classe especial e 1 a 3). Para as classes 1 e 2 de águas doces, estipulou-se que os padrões não podem conferir efeitos crônicos à biota aquática, enquanto que à classe 3 não se permite ocasionar efeitos agudos. O efeito crônico é o efeito deletério aos organismos vivos causado por agentes físicos ou químicos que afetam uma ou várias funções biológicas dos organismos, tais como a reprodução, o crescimento e o comportamento, em um período de exposição que pode abranger a totalidade de seu ciclo de vida ou parte dele. O efeito agudo é o efeito deletério aos organismos vivos causado por agentes físicos ou químicos, usualmente letalidade ou alguma outra manifestação que a antecede, em um curto período de exposição. Destaca-se ainda que as águas de melhor qualidade possam ser aproveitadas em uso menos exigente, desde que este não prejudique a qualidade da água, atendidos outros requisitos pertinentes. As classes de usos estipuladas na Resolução CONAMA nº 357/05 refletem objetivos de qualidade distintos,

que se situam desde o mais nobre (classe especial) ao menos nobre (classe 4), conforme a Figura 1.

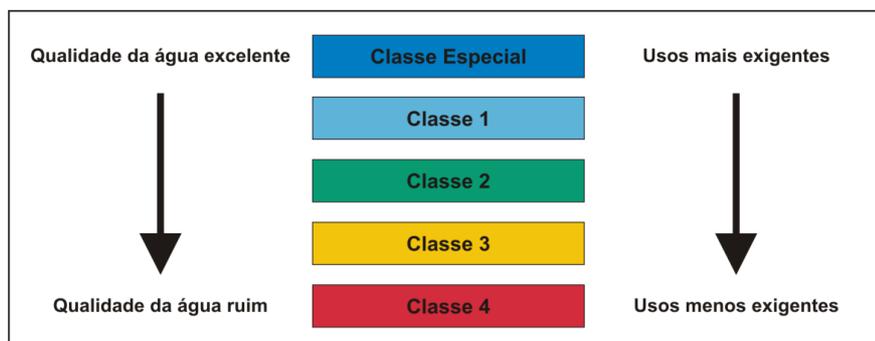


Figura 1 – Desenho esquemático das classes de usos estipuladas na Resolução CONAMA nº 357/05

A Tabela 1 mostra os padrões de qualidade para águas doces de algumas variáveis de qualidade da água.

Tabela 1 – Padrões de qualidade para águas doces, conforme Resolução CONAMA nº 357/05

Variáveis de Qualidade da Água	Unidade	Padrões de Qualidade das Águas				
		Classe Especial*	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Turbidez	UNT	-	≤ 40	≤ 100	≤ 100	-
pH	-	-	6 - 9	6 - 9	6 - 9	6 - 9
OD	mg/L	-	≥ 6	≥ 5	≥ 4	≥ 2
SDT	mg/L	-	≤ 500	≤ 500	≤ 500	-
DBO	mg/L	-	≤ 3	≤ 5	≤ 10	-
Nitrato	mg/L - N	-	≤ 10	≤ 10	≤ 10	-
Nitrito	mg/L - N	-	≤ 1	≤ 1	≤ 1	-
Cloreto total	mg/L - Cl	-	≤ 250	≤ 250	≤ 250	-
Sulfato total	mg/L - SO ₄	-	≤ 250	≤ 250	≤ 250	-
Fósforo total (Ambiente lêntico ¹)	mg/L - P	-	≤ 0,02	≤ 0,03	≤ 0,05	-
Fósforo total (Ambiente lótico ²)	mg/L - P	-	≤ 0,10	≤ 0,10	≤ 0,15	-
C. totais	NMP/100 mL	-	-	-	-	-
C. termotolerantes (<i>Escherichia coli</i>)	NMP/100 mL	-	≤ 200 ^a	≤ 1000 ^a	≤ 4000 ^b	-

Fonte: Brasil (2005).

Notas: (-) limite não citado pela Resolução.

* nas águas de classe especial deverão ser mantidas as condições naturais do corpo de água.

¹ ambiente que se refere à água parada, com movimento lento ou estagnado.

² ambiente relativo a águas continentais moventes.

^a recreação de contato primário deverão ser obedecidos os padrões de qualidade de balneabilidade, previstos na Resolução CONAMA nº 274/00.

^b recreação de contato secundário (≤ 2.500 NMP/100 mL), dessedentação de animais criados confinados (≤ 1000 NMP/100 mL).

A Resolução CONAMA nº 357/05 não estabelece parâmetros para análise de condutividade elétrica, porém, segundo Espíndola & Brigante (2003), em águas naturais os valores de condutividade elétrica apresentam-se na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e em ambientes poluídos por efluente doméstico e/ou industrial, estes podem chegar a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Bittencourt & Hindi (2000 apud FRITZSONS, 2009) afirmam que a condutividade elétrica pode variar entre 50 e 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em águas superficiais, verificando-se valores mais elevados relacionados às águas subterrâneas.

Os valores máximos estabelecidos para cada uma das classes de qualidade deverão ser obedecidos nas condições de vazão de referência. Essa vazão é definida como sendo, a vazão do corpo de água utilizada como base para o processo de gestão, tendo em vista o uso múltiplo das águas, conforme a Resolução CONAMA nº 357/05.

Segundo Oliveira & Marques (2008), a Resolução CONAMA nº 357/05, teve como motivação a preocupação com o desenvolvimento sustentável; o controle do lançamento no meio ambiente de poluentes, proibindo o lançamento em níveis nocivos ou perigosos para os seres humanos e outras formas de vida; a classificação das águas doces, salobras e salinas como essencial à defesa de seus níveis de qualidade avaliados por condições e padrões específicos, de modo a assegurar seus usos preponderantes; a saúde e o bem estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático não devem ser afetados pela degradação da qualidade das águas; e a necessidade de se criar instrumentos para avaliar a evolução da qualidade das águas.

A legislação brasileira sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, embora possua referência ao equilíbrio ecológico aquático, o qual não deve ser afetado pela degradação da qualidade das águas, não considera a dimensão ecológica dos corpos hídricos, aproveitando somente os parâmetros físicos, químicos e biológicos (OLIVEIRA & MARQUES, 2008).

2.2.3 Curvas de probabilidade das variáveis de qualidade da água

A curva de probabilidade das variáveis de qualidade da água vem a ser o estabelecimento da distribuição de frequência da concentração da variável de qualidade analisada, com o objetivo de caracterizar a probabilidade de um determinado valor ser igualado ou superado ao menos uma vez dentro de uma série amostral (BRITES, PORTO & FERNANDES, 2007).

O estabelecimento de uma relação entre os níveis de concentração das variáveis em função da probabilidade possibilitará avaliar o grau de atendimento em relação às classes de qualidade, conforme a Resolução CONAMA nº 357/05.

Na pesquisa desenvolvida por Cunha *et al.* (2004), foi realizado um estudo para determinar a intensidade e as faixas de variação de coliformes termotolerantes e de algumas variáveis de qualidade da água em rios estuarinos próximos de áreas urbanas e periurbanas em Macapá e Santana. Os coliformes termotolerantes foram utilizados como indicadores de poluição e respectivo grau de interferência antrópica, que provavelmente tem resultado no desequilíbrio dos ecossistemas aquáticos estudados, principalmente causados pelos efeitos de lançamento de efluentes domésticos em corpos de água superficiais. As amostragens foram realizadas no período de setembro de 1999 a setembro de 2002, configurando-se 34 campanhas. Como resultado observaram que há uma probabilidade de pelo menos 55% do valor médio global de coliformes termotolerantes, dos 15 pontos de amostragens conjuntamente, ser igual ou superior a 1000 NMP/100 mL (classe 2), verificando que, globalmente, já há um grau de comprometimento da qualidade da água, tanto espacial quanto temporal.

Brites, Porto & Fernandes (2007), utilizaram a curva de probabilidade das variáveis de qualidade da água como uma das ferramentas de análise utilizadas no modelo de integração de qualidade e quantitativo da água, possibilitando a definição de critérios de enquadramento. Como resultado observaram que o risco de atendimento para o limite de 5 mg/L (classe 2) variou entre 63% e 66% para a variável DBO. Essa variação foi em função das medidas de despoluição hídrica adotadas na pesquisa. Observaram que conforme maior a restrição do limite da variável (classe de qualidade mais restritiva) a probabilidade da classe diminui.

Na pesquisa desenvolvida por D'Avila (2009), foram utilizadas as curvas de probabilidade das variáveis de qualidade da água com a finalidade de realizar uma avaliação da qualidade da água nas calhas da Gráfica e Pains, localizadas na bacia hidrográfica do Campus da Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, para as variáveis OD e DBO. Foram utilizados os resultados das concentrações das variáveis analisadas compreendendo o período de 2001 a 2007. Concluiu que as concentrações de OD e DBO nas águas da calha Pains, permanecem com melhor qualidade da água, na maior parte do tempo, em relação às águas da calha da Gráfica, e também concluiu que as curvas de probabilidade das variáveis de qualidade da água mostraram-se uma boa ferramenta para subsidiar a interpretação dos resultados obtidos por meio do monitoramento dos corpos de água superficiais.

Cunha & Calijuri (2010) discutiram o uso da análise probabilística de ocorrência de incompatibilidades entre a qualidade da água e o enquadramento legal dos sistemas aquáticos brasileiros como ferramenta complementar ao monitoramento, utilizando curvas de probabilidade das variáveis de qualidade da água, conjuntamente para todos os pontos de amostragens, para o rio Pariquera-Açu (SP). Foram utilizados 9 pontos de amostragens de qualidade da água ao longo do eixo longitudinal do rio, no total de 4 campanhas ao longo do ano de 2007. Segundo Cunha & Calijuri (2010) o número de dados utilizados na análise foi significativo e é indicado para cada variável. O rio Pariquera-Açu apresenta usos múltiplos, com destaque para o abastecimento público, irrigação, recreação e diluição de efluentes. Concluíram que as curvas de probabilidade de incompatibilidade da qualidade da água de determinado ambiente aquático com seu respectivo enquadramento legal constituem uma ferramenta útil para o tratamento dos dados brutos gerados em programas de monitoramento. Por representarem um nível interessante de condensação de informações, as curvas probabilísticas podem orientar o poder público no processo decisório, facilitar o gerenciamento integrado da água em uma bacia hidrográfica e, ainda, favorecer a divulgação dos resultados para a sociedade. A utilização das curvas de probabilidade, portanto, pode ter impacto positivo significativo no gerenciamento dos recursos hídricos. Também concluíram que as curvas de probabilidade construídas permitiram observar que as variáveis da água mais críticas, em conflito com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 para classe 2, foram OD e fósforo total. Sugeriram que futuros planos de monitoramento incluam a construção de curvas de probabilidade de conflito com o enquadramento legal dos sistemas aquáticos. Isso pode servir para indicar a necessidade de ações prioritárias para melhorar a qualidade da água em relação a alguma variável (caso a probabilidade de inconformidade resulte elevada) ou, por outro lado, eliminar algumas variáveis do programa de monitoramento (ou diminuir sua frequência de medição ou quantificação), se for o caso, quando sua respectiva probabilidade de inconformidade resultar nula ou relativamente baixa ao longo do tempo.

2.3 Aspectos Quantitativos dos Recursos Hídricos

A vazão ou descarga de um rio é definida como sendo o volume de água que atravessa uma determinada seção num certo intervalo de tempo. Segundo Santos *et al.* (2001), medição

de vazão em hidrometria é todo processo empírico utilizado para determinar a vazão de um curso de água.

Para Santos *et al.* (2001), a medição de vazão envolve uma série de grandezas características do escoamento na seção e que podem ser agrupadas em duas categorias: a) grandezas geométricas da seção (área, perímetro molhado, raio hidráulico, largura, profundidade, entre outros); e b) grandezas referentes ao escoamento (velocidade e vazão), juntamente com as coordenadas de posicionamento de cada ponto de medição de velocidade. As coordenadas de posicionamento são, via de regra, referidas a uma linha reta que une dois pontos fixos nas margens (ponto inicial e ponto final da seção transversal) e a distância vertical contada a partir da superfície livre.

Os métodos de medição de vazões podem ser classificados em três categorias conforme a natureza da medida, de acordo com Martins & Paiva (2001):

a) de nível: são obtidos por meio do uso de réguas linimétricas ou por instrumentos de registro contínuo, como os linígrafos, onde estes aparelhos registram continuamente as variações de nível da água ao longo do tempo na seção de medição, permitindo registrar eventos significativos de curta duração. Uma régua linimétrica é uma escala graduada que pode ser de madeira, metal ou mesmo pintada sobre uma superfície vertical de concreto.

b) não estrutural: são métodos baseados no uso de molinetes, flutuadores, compostos químicos, acústica, entre outros.

c) estrutural: são métodos que fazem uso de estruturas de medição pré-calibradas, bastando-se determinar em geral uma medida de nível para obter-se a medida da vazão. Entre estas estruturas destacam-se os vertedores e calhas medidoras. Estas estruturas são, de modo geral, adequadas para pequenas e médias bacias hidrográficas, podendo ser também utilizadas para medição de vazões mínimas em grandes bacias. Os vertedores podem ser retangular, trapezoidal, triangular ou de forma especial (circulares, entre outros).

2.4 O Instrumento Enquadramento dos Corpos de Água

A Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH, instituída pela Lei nº 9.433 (BRASIL, 1997) estabelece os objetivos e as normas gerais para a gestão das águas brasileiras, tendo como premissas seu caráter público, a gestão participativa e integrada, a prioridade de uso para consumo humano e dessedentação de animais com garantia aos usos múltiplos e a definição da bacia hidrográfica como unidade de gestão. Dentre os objetivos da

PNRH cabem-se destacar: a) assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos; b) a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável; e c) a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais.

A PNRH está fundamentada numa gestão descentralizada dos recursos hídricos, por bacia hidrográfica, na qual haja um envolvimento não só do poder público, mas de todos os usuários e das comunidades. Reconhece a água como um bem de domínio público de disponibilidade limitada e dotado de valor econômico. A bacia hidrográfica é definida como a unidade territorial a ser considerada para implementação da PNRH e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos - SINGREH.

Para a efetivação de suas premissas, a PNRH dispõe dos seguintes instrumentos, conforme mostrado na Figura 2.

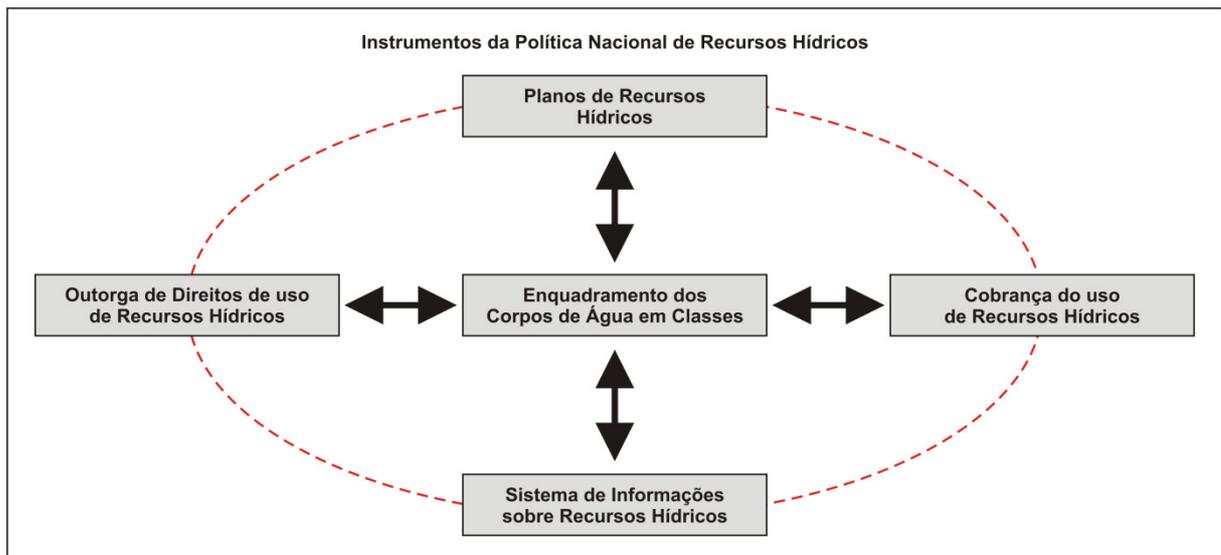


Figura 2 – Instrumentos da PNRH
Fonte: ANA (2009c).

Dentre os instrumentos da PNRH está o enquadramento dos corpos de água em classes, que conforme a Resolução CONAMA nº 357/05, é o estabelecimento da meta ou objetivo de qualidade da água (classe) a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo. O enquadramento dos corpos de água corresponde ao estabelecimento de objetivos de qualidade a serem alcançados através de metas progressivas intermediárias e finais de qualidade da água. Segundo a Lei nº 9.433/97, o enquadramento dos corpos de água em

classes visa assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes.

Uma das maiores vantagens em se utilizar metas de qualidade da água como instrumento de gestão está em se colocar o foco da gestão de qualidade da água sobre os problemas específicos a serem resolvidos na bacia, tanto no que se refere aos impactos causados pela poluição, como nos usos futuros que possam vir a serem planejados. Este enfoque é correto inclusive por estabelecer uma visão de conjunto dos problemas da bacia e não uma visão individualizada que leve a soluções apenas locais, poluidor a poluidor, com pouca significância sobre o todo (PORTO & TUCCI, 2009).

O enquadramento também é importante para os demais instrumentos da PNRH (outorga, cobrança e planos de recursos hídricos) assim como para os instrumentos de gestão ambiental (licenciamento e monitoramento). Logo, representa elemento de articulação e integração da gestão dos recursos hídricos com a gestão ambiental (ANA, 2009b).

Segundo Granziera (2001), o enquadramento dos corpos de água possui um sentido de proteção, não da água propriamente, mas da saúde pública, pois é evidente a preocupação em segregar a água que pode ser utilizada para, por exemplo, irrigar hortaliças que são consumidas cruas ou aquelas que servem para abastecimento público. Além disso, nota-se uma preocupação com o fator econômico, em relação aos custos de tratamento da água para abastecimento público, que são maiores nas águas de qualidade ruim.

A Resolução do CNRH nº 91 (BRASIL, 2008), estabelece os procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água, sendo que se dá por meio do estabelecimento de classes de qualidade conforme disposto na Resolução CONAMA nº 357/05.

2.4.1 Proposta de enquadramento dos corpos de água

Conforme a Resolução do CNRH nº 91/08, a proposta de enquadramento deverá ser desenvolvida em conformidade com o plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica, preferencialmente durante a sua elaboração, devendo conter o seguinte: a) diagnóstico; b) prognóstico; c) propostas de metas relativas às alternativas de enquadramento; e d) programa para efetivação do enquadramento.

Na etapa de diagnóstico deverão abordar entre outros, a caracterização geral da bacia hidrográfica e do uso e ocupação do solo incluindo a identificação dos corpos de água;

identificação e localização dos usos e interferências que alterem o regime, a qualidade e a quantidade da água existente em um corpo de água, destacando os usos preponderantes; a identificação, localização e quantificação das cargas das fontes de poluição pontuais e difusas atuais, oriundas de efluentes domésticos, industriais, atividades agropecuárias e de outras fontes causadoras de degradação dos recursos hídricos; a identificação das áreas reguladas por legislação específica; e as políticas, planos e programas locais e regionais existentes, especialmente os planos setoriais, de desenvolvimento socioeconômico, plurianuais governamentais, diretores dos municípios e ambientais e os zoneamentos ecológico-econômico, industrial e agrícola.

Na etapa do prognóstico deverão ser avaliados os impactos sobre os recursos hídricos advindos da implementação dos planos e programas de desenvolvimento previstos, considerando a realidade regional com horizontes de curto, médio e longos prazos, e formuladas projeções consubstanciadas em estudos de simulações considerando os seguintes itens: a) potencialidade, disponibilidade e demanda de água; b) cargas poluidoras de origem urbana, industrial, agropecuária e de outras fontes causadoras de degradação; c) condições de qualidade e quantidade dos corpos de água; e d) usos pretensos dos recursos hídricos. Os horizontes e prazos das projeções serão estabelecidos pela entidade responsável pela elaboração da proposta de enquadramento, considerando as diretrizes e as recomendações existentes para a bacia hidrográfica, formuladas pelo comitê de bacia hidrográfica, pelo órgão gestor de recursos hídricos ou pelo conselho de recursos hídricos competente.

A próxima etapa é a elaboração das propostas de metas relativas às alternativas de enquadramento, que deverão ser elaboradas com vistas ao alcance ou manutenção das classes de qualidade pretendidas em conformidade com os cenários de curto, médio e longos prazos. As propostas de metas deverão ser elaboradas em função de um conjunto de variáveis de qualidade da água e das vazões de referência definidas para o processo de gestão de recursos hídricos. Esse conjunto de variáveis de qualidade da água será definido em função dos usos pretensos dos recursos hídricos, considerando os diagnósticos e prognósticos elaborados e deverá ser utilizado como base para as ações prioritárias de prevenção, controle e recuperação da qualidade das águas da bacia hidrográfica.

A última etapa compreende o programa para efetivação do enquadramento que deve conter propostas de ações de gestão e seus prazos de execução, os planos de investimentos e os instrumentos de compromisso que compreendam, entre outros, recomendações para os órgãos gestores de recursos hídricos e de meio ambiente que possam subsidiar a implementação, integração ou adequação de seus respectivos instrumentos de gestão, de

acordo com as metas estabelecidas, especialmente a outorga de direito de uso de recursos hídricos e o licenciamento ambiental; recomendações aos agentes públicos e privados envolvidos, para viabilizar o alcance das metas e os mecanismos de formalização, indicando as atribuições e compromissos a serem assumidos; e subsídios técnicos e recomendações para a atuação dos comitês de bacia hidrográfica. Segundo a Resolução CONAMA nº 357/05, a efetivação do enquadramento é o alcance da meta final do enquadramento.

A Figura 3 mostra as etapas para a elaboração da proposta de enquadramento, segundo a ANA (2009b).

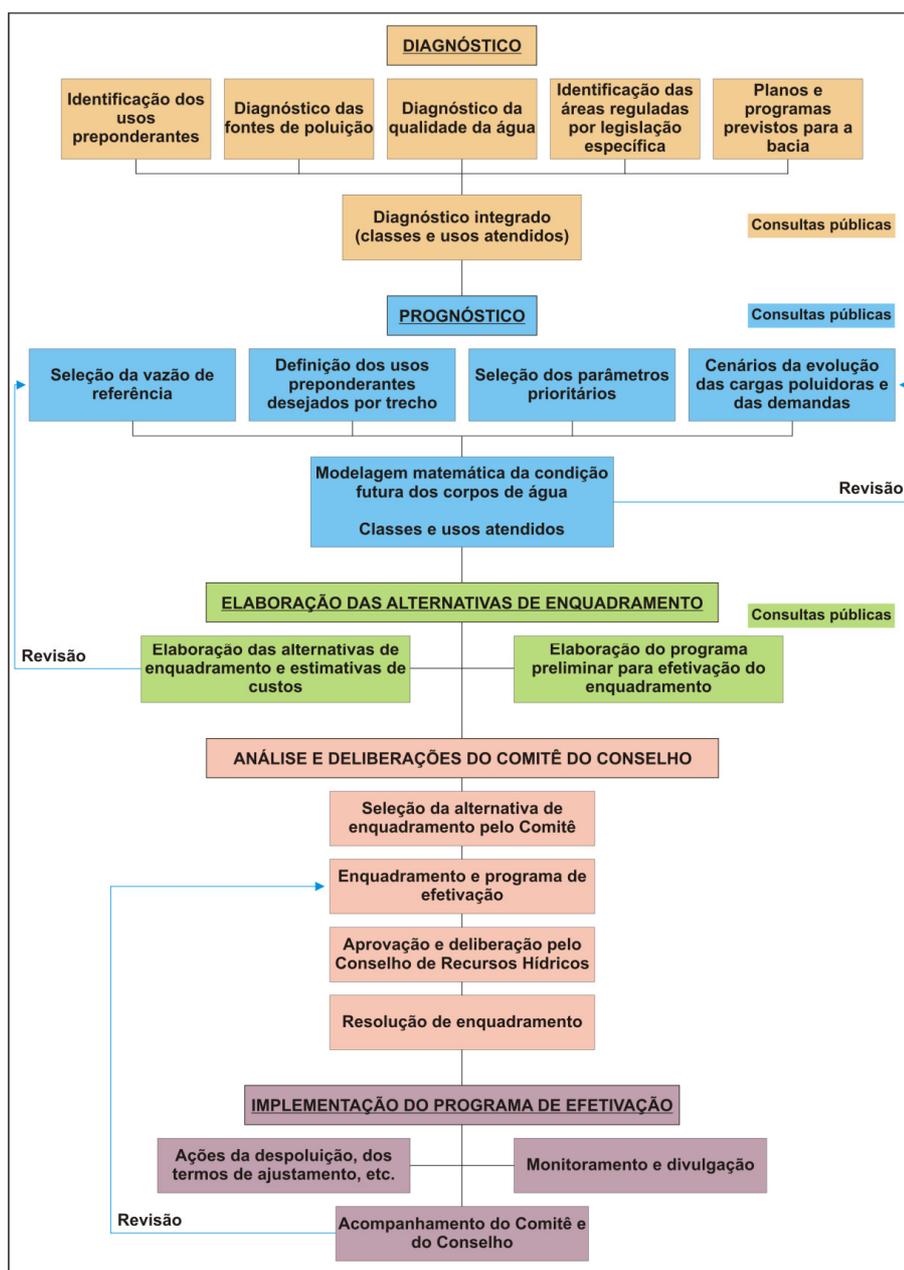


Figura 3 – Etapas para a elaboração da proposta de enquadramento
 Fonte: ANA (2009b).

Segundo a Resolução do CNRH nº 91/08, o processo de elaboração da proposta de enquadramento dar-se-á com ampla participação da comunidade da bacia hidrográfica, por meio da realização de consultas públicas, encontros técnicos, oficinas de trabalho, entre outros. Segundo a ANA (2009b), ao longo do processo de elaboração da proposta de enquadramento, devem ocorrer consultas públicas nas fases de diagnóstico; prognóstico e durante a etapa de elaboração das propostas de metas relativas às alternativas de enquadramento.

As agências de água ou de bacias ou entidades delegatárias das suas funções, em articulação com os órgãos gestores de recursos hídricos e os órgãos de meio ambiente, elaborarão e encaminharão as propostas de alternativas de enquadramento aos respectivos comitês de bacia hidrográfica para discussão, aprovação e posterior encaminhamento, para deliberação, ao Conselho de Recursos Hídricos competente. Na ausência de agência ou entidade delegatária, o órgão gestor de recursos hídricos, em articulação com o órgão de meio ambiente, elaborará e encaminhará as propostas de alternativas de enquadramento ao respectivo comitê, para as demais providências. Até a instalação do comitê de bacia hidrográfica competente, os órgãos gestores de recursos hídricos, em articulação com os órgãos de meio ambiente, poderão elaborar e encaminhar as propostas de alternativas de enquadramento ao respectivo Conselho de Recursos Hídricos, para análise e deliberação, segundo a Resolução do CNRH nº 91/08.

2.4.2 Considerações sobre o enquadramento dos corpos de água

O enquadramento dos corpos de água deve ser visto como um instrumento de planejamento, pois deve estar baseado não necessariamente no estado atual do corpo de água, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir ou ser mantidos nos corpos de água para atender às necessidades estabelecidas pela comunidade (ANA, 2009b).

Sendo um instrumento de planejamento, o enquadramento deve conter os critérios necessários para atender aos objetivos prioritários locais, determinando medidas eficazes para sua execução. Na medida em que as necessidades fundamentais e imediatas fossem atingidas, em prazos especificados pelo enquadramento, novas metas seriam especificadas para o atendimento dos parâmetros secundários. O processo, deste modo, seria mais eficiente por ser factível e realista, respeitando-se as características sociais, econômicas e ambientais locais, por permitir um sistema de monitoramento mais simples e menos dispendioso, baseado

apenas na avaliação dos parâmetros essenciais e adequado à capacidade financeira do Brasil, possibilitando também um controle mais direto pela comunidade (PIZELLA & SOUZA, 2007).

Segundo a Resolução do CNRH nº 91/08, o processo de enquadramento pode determinar classes de qualidade diferenciadas por trecho ou porção de um mesmo corpo de água, que correspondem a exigências a serem alcançadas ou mantidas de acordo com as condições e os padrões de qualidade a elas associadas. Aos órgãos gestores de recursos hídricos, em articulação com os órgãos de meio ambiente, cabe monitorar os corpos de água e controlar, fiscalizar e avaliar o cumprimento das metas do enquadramento e também deverão elaborar e encaminhar, a cada dois anos, relatório técnico ao respectivo comitê de bacia hidrográfica e ao respectivo Conselho de Recursos Hídricos, identificando os corpos de água que não atingiram as metas estabelecidas e as respectivas causas pelas quais não foram alcançadas, ao qual se dará publicidade.

Ainda segundo a Resolução do CNRH nº 91/08, nos casos em que as condições de qualidade estiverem em desconformidade com as metas estabelecidas no enquadramento, deverá ser empreendida ações para a adequação da qualidade da água à sua respectiva meta, exceto para as variáveis que excedam aos limites legalmente estabelecidos devido à condição natural do corpo de água. Na aplicação dos demais instrumentos da gestão de recursos hídricos e de meio ambiente que tenham o enquadramento como referência para sua aplicação deverá ser considerado, nos corpos de água superficiais ainda não enquadrados, os padrões de qualidade da classe correspondente aos usos preponderantes mais restritivos existentes no respectivo corpo de água. Até que a autoridade outorgante tenha informações necessárias à definição e estabeleça a classe correspondente, poderá ser adotada, para as águas doces superficiais, a classe 2. Também a Resolução CONAMA nº 357/05, diz que enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2.

2.4.3 Situação dos enquadramentos dos corpos de água no Brasil

A Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: informe 2009 (ANA, 2009a) apresentou a situação atual dos enquadramentos dos corpos de água no Brasil. Com relação aos corpos de água estaduais, atualmente apenas 10 das 27 unidades da federação possuem instrumentos legais que enquadram total ou parcialmente seus corpos de água. Entre essas 10

unidades da federação estão: Alagoas, Bahia, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraíba, Paraná, Rio Grande do Norte, Rio Grande do Sul, Santa Catarina e São Paulo (Figura 4).

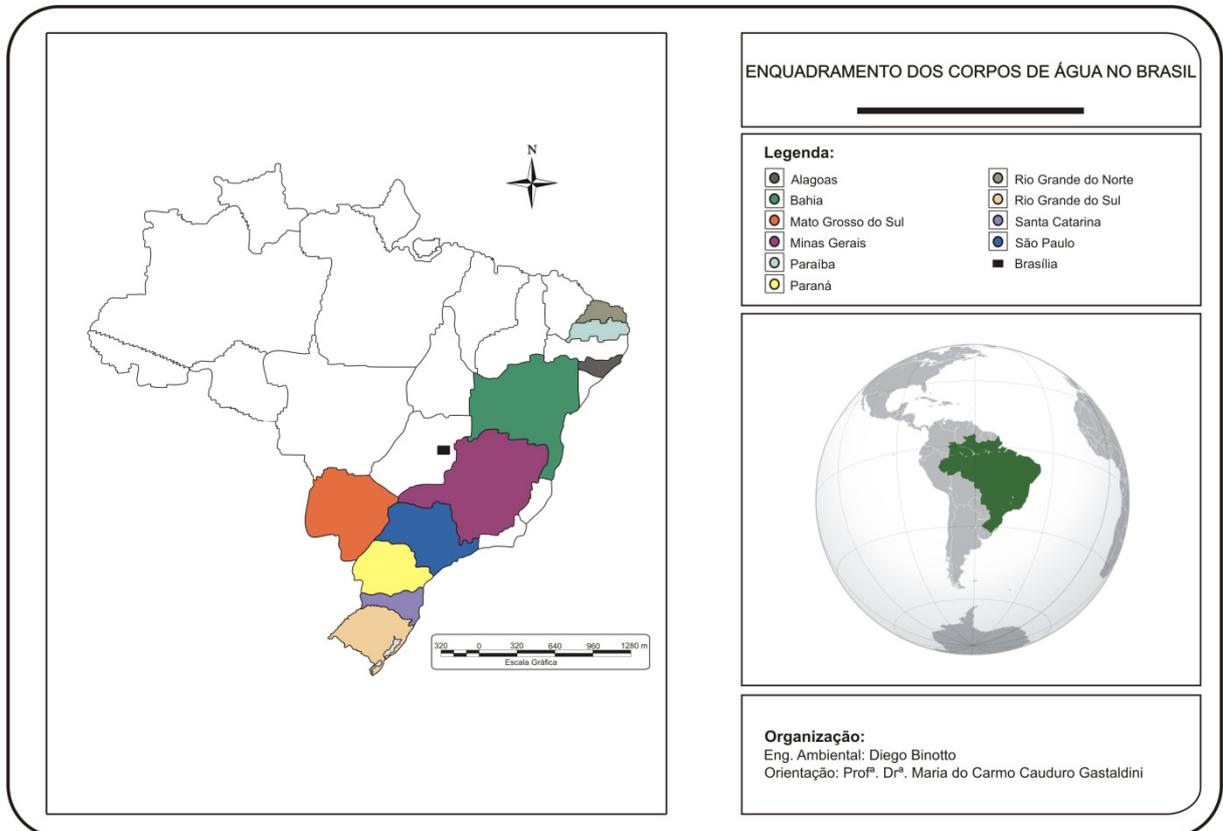


Figura 4 – Unidades da federação que possuem instrumentos legais que enquadram total ou parcialmente seus corpos de água

Além das 10 unidades da federação citadas, o estado de Pernambuco, em 1986, enquadrou seus principais corpos de água com base na Portaria do Ministério do Interior nº 13 (BRASIL, 1976), por meio de decretos. Entretanto, com a mudança da legislação ambiental, esses decretos perderam sua validade. No estado do Rio de Janeiro, seus principais corpos de água foram enquadrados pela Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente - FEEMA na década de 70, com uma sistemática de classificação dos corpos de água diferente da norma federal. Com relação aos corpos de água federais, foram enquadrados os rios das bacias do Paranapanema e Paraíba do Sul, segundo a Portaria do Ministério do Interior nº 13/76, e os rios da bacia do São Francisco, segundo a Resolução CONAMA nº 20 (BRASIL, 1986) (Figura 5).

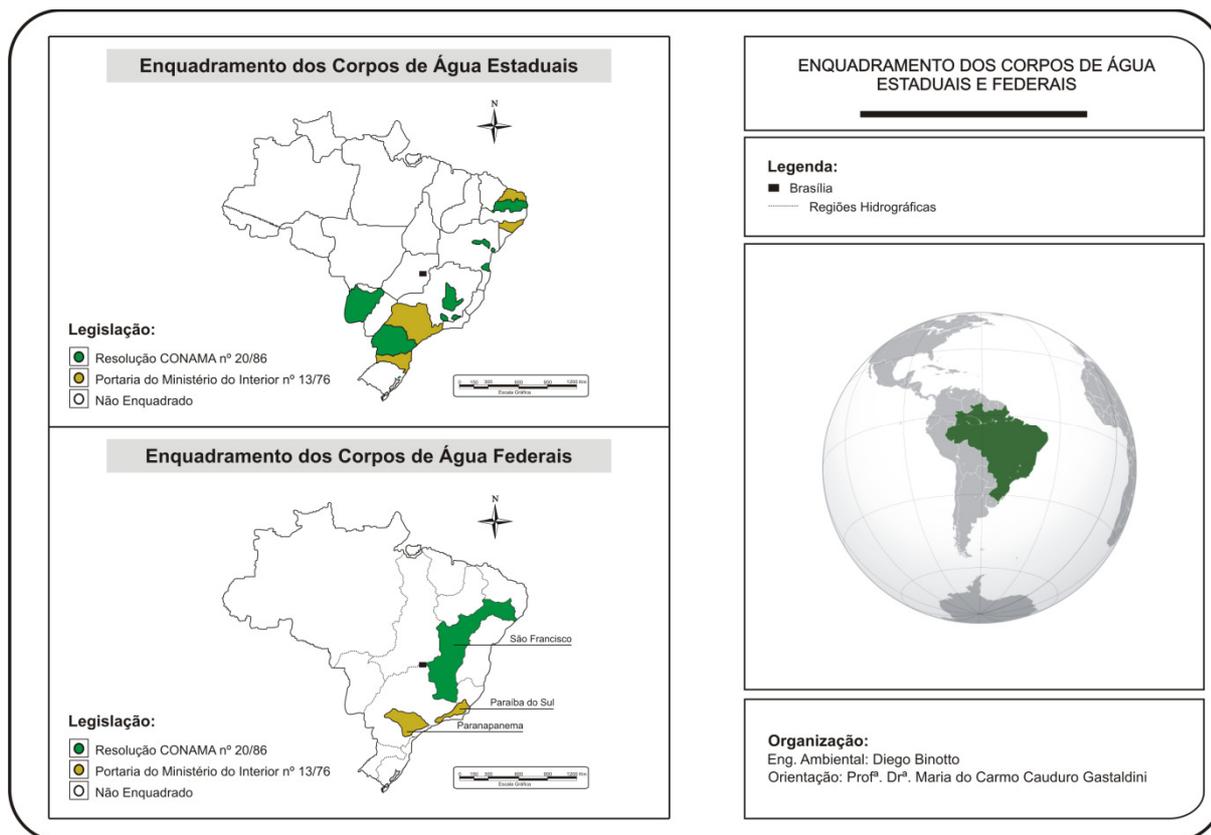


Figura 5 – Enquadramentos dos corpos de água estaduais e federais e sua legislação utilizada
 Fonte: ANA (2009a).

Observa-se na Figura 5 que a maioria dos corpos de água no Brasil necessita ser enquadrado ou reenquadrado em função da legislação atual, pois os levantamentos realizados indicam que os mesmos encontram-se em função da Resolução CONAMA nº 20/86 e da Portaria do Ministério do Interior nº 13/76. Logo, tais enquadramentos e reenquadramentos devem ser atualizados segundo a Resolução CONAMA nº 357/05 e a Resolução do CNRH nº 91/08.

A Agência Nacional de Águas - ANA, nos últimos anos, tem feito propostas de enquadramento no âmbito da elaboração dos planos de recursos hídricos. Alguns enquadramentos foram elaborados e aprovados pelos respectivos comitês de bacia, como o caso da bacia do rio São Francisco em 2004, das bacias dos rios Guandu, da Guarda e Guandu-Mirim, estado do Rio de Janeiro em 2006. No estado de Alagoas, em 2007, foi elaborada uma proposta de enquadramento dos trechos dos rios Mundaú, Canhoto e Inhumas e da Lagoa Mundaú, assim como em 2008 foi apresentada uma proposta para os rios Tocantins e Araguaia.

Os estados também vêm realizando seus enquadramentos. O estado de Minas Gerais realizou o enquadramento da bacia do rio Paracatu. O estado de São Paulo criou um grupo

para discutir o reenquadramento de seus corpos de água. O Comitê das bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (estados de São Paulo e Minas Gerais) e o Comitê da bacia do rio Pará (estados de Minas Gerais) elaboraram propostas de reenquadramento de suas bacias.

Leeuwestein (2000) identificou como maiores dificuldades para os estados implementarem e aplicarem o instrumento enquadramentos dos corpos de água os seguintes fatores: a) dúvidas sobre a legislação pertinente; b) limitações técnicas e instrumentais ligadas à falta de recursos financeiros; c) pouca experiência na gestão de recursos hídricos; e d) incertezas sobre como aplicar o instrumento por falta de diretrizes e metodologia. Segundo a ANA (2009b) os motivos dessa situação são, principalmente, o desconhecimento sobre o instrumento, as dificuldades metodológicas para sua aplicação e a prioridade de aplicação de outros instrumentos de gestão, em detrimento dos instrumentos de planejamento.

2.4.4 Situação dos enquadramentos dos corpos de água no estado do RS

Algumas bacias hidrográficas no estado do Rio Grande do Sul já estão enquadradas, segundo suas Resoluções do CRH/RS, as quais serão citadas abaixo.

A Resolução do CRH/RS nº 15 (BRASIL, 2005), aprova o enquadramento das águas da bacia hidrográfica do rio Santa Maria, em classe especial: a) nascentes do arroio Taquarembó até o exutório do arroio Taquarembozinho; b) nascentes do arroio Jaguari, até o início do alague da barragem prevista neste arroio; c) nascentes do rio Santa Maria até 2 Km acima da ponte da BR-293; d) nascentes do arroio Santa Maria Chico até a fazenda São José da sucessão do Er. Jacinto Antunes; e) arroio Taquarembó Chico, das nascentes até o leito da RS-30; e f) nascentes do arroio Taquarembozinho até seu exutório no arroio Taquarembó; classe 1: a) nascentes do rio Cacequi e arroio Jacaré até sua confluência; b) nascentes do arroio Saicã até a montante do exutório do arroio da Corte; c) nascentes do arroio Carrapicho e arroio Vacaquá até sua confluência; d) nascentes do arroio do Salso até o passo do Salso; e e) arroio Taquarembó Chico, do leito da RS-30 a ponte do Espinilho; e classe 2: demais tributários da bacia hidrográfica do rio Santa Maria (Obs.: os tributários adequar-se-ão à classificação do rio/arroio enquadrado).

A Resolução do CRH/RS nº 50 (BRASIL, 2008), aprova o enquadramento das águas das bacias hidrográficas dos rios Caí, Pardo, Tramandaí e do lago Guaíba, conforme deliberado pelos comitês de bacias hidrográficas, os enquadramentos encontram-se no Anexo A. A Resolução do CRH/RS nº 53 (BRASIL, 2009), aprova os prazos máximos para atingir a

meta final e a meta intermediária do enquadramento das águas da bacia hidrográfica do rio Caí. Aprovar o prazo de 15 anos, a ser considerado como prazo máximo para alcançar a meta final do enquadramento das águas da bacia hidrográfica do rio Caí. A meta final do enquadramento das águas corresponde às classes de água aprovadas no enquadramento das águas da bacia hidrográfica do rio Caí, para os 29 trechos, conforme disposto no Anexo A (Tabela A.1), segundo a Resolução do CRH/RS nº 50 (BRASIL, 2008). Aprovar o prazo de 9 anos, a ser considerado como prazo máximo para alcançar a meta intermediária do enquadramento das águas da bacia hidrográfica do rio Caí. A meta intermediária do enquadramento das águas corresponde à classe 3, para os 4 trechos seguintes da bacia: a) alto Caí - macaco forqueta (margem esquerda); b) arroio Belo; c) arroio Forromeco; arroio Feitoria - trecho médio.

A Resolução do CRH/RS nº 54 (BRASIL, 2009), aprova o enquadramento das águas das lagoas da bacia hidrográfica do rio Tramandaí, entre elas estão: Rincão das Águas; Cipó; Porteira, Potreirinho/Capão Alto/Pinheiro, Quintão e Bacopari (dos Barros) ao sul da bacia hidrográfica do rio Tramandaí em classe 1 de qualidade de águas doce.

A Resolução do CRH/RS nº 58 (BRASIL, 2009), aprova o enquadramento das águas da bacia hidrográfica do rio Gravataí, em classe especial: área núcleo da Área de Proteção Ambiental - APA do banhado Grande; classe 1: das nascentes do rio Gravataí até o exutório do arroio Demétrio, à exceção da área núcleo do banhado Grande; e classe 2: do exutório do arroio Demétrio até o exutório do rio Gravataí.

A Figura 6 mostra a localização das bacias hidrográficas já enquadradas no estado do Rio Grande do Sul, e a Tabela 2 suas descrições.

2.5 Poluição das Águas

Segundo a Lei nº 6.938 (BRASIL, 1981) entende-se por poluição a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e e) lancem matéria ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

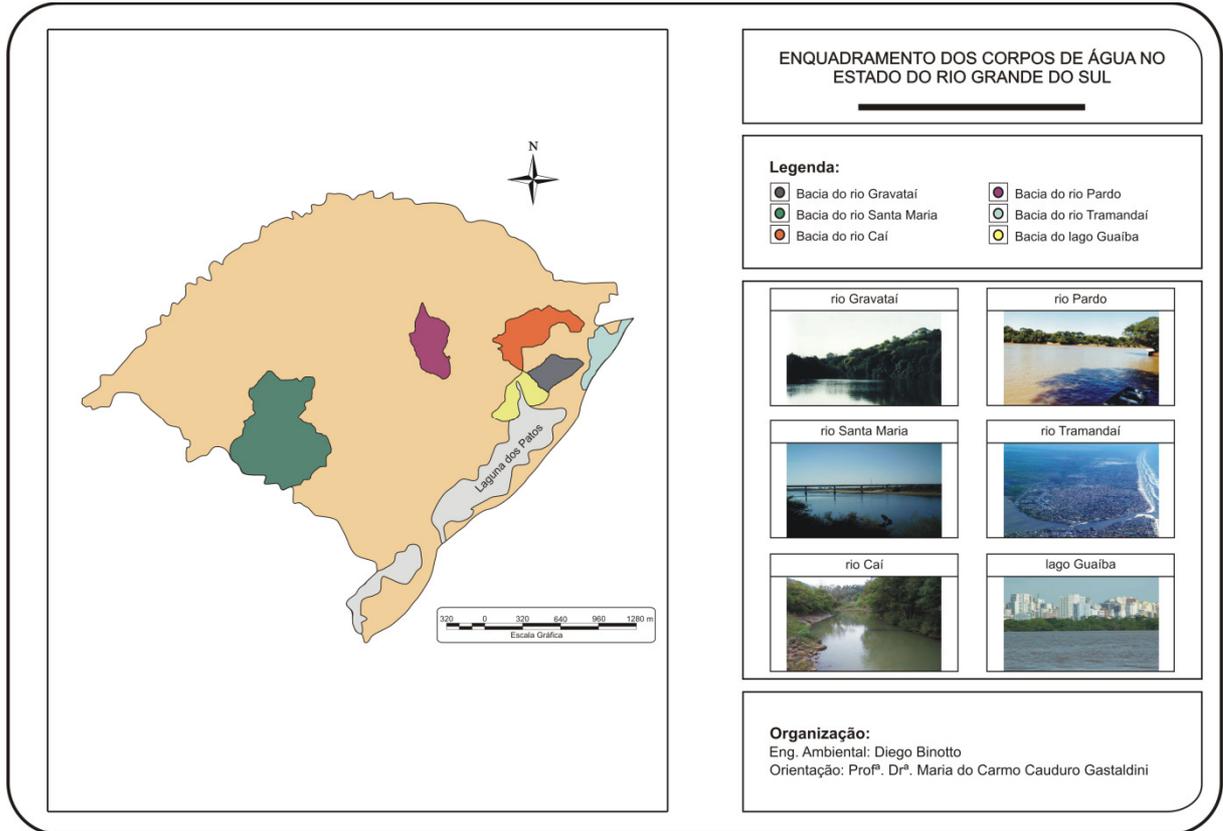


Figura 6 – Enquadramentos dos corpos de água no estado do RS

Tabela 2 – Descrição das bacias hidrográficas enquadradas no estado do RS

Bacias Hidrográficas	Coordenadas Geográficas	Área (Km ²)	População (Hab.)	Principais Usos da Água
rio Santa Maria	29°47' a 31°36' S 54°00' a 55°32' W	15.609,11	220.296	- Irrigação; - Dessedentação Animal; e - Abastecimento Humano. - Abastecimento Industrial;
rio Caí	29°06' a 30°00' S 50°24' a 51°40' W	4.945,70	489.746	- Irrigação; - Abastecimento Humano; e - Dessedentação Animal.
rio Pardo	28°50' a 30°00' S 52°15' a 53°00' W	3.658,34	209.060	- Irrigação; - Abastecimento Humano; e - Dessedentação Animal.
rio Tramandaí	29°17' a 30°18' S 49°44' a 50°24' W	3.144,84	220.296	- Irrigação; - Abastecimento Industrial; - Abastecimento Humano; e - Dessedentação Animal.
lago Guaíba	29°55' a 30°37' S 50°56' a 51°46' W	2.523,62	1.293.880	- Irrigação; - Abastecimento Industrial; - Abastecimento Humano; e - Dessedentação Animal.
rio Gravataí	29°45' a 30°12' S 50°27' a 51°12' W	1.977,39	1.298.046	- Irrigação; - Abastecimento Humano; - Abastecimento Industrial; e - Dessedentação Animal.

Fonte: SEMA (2008).

Notas: S: latitude sul; W: longitude oeste; Hab.: habitantes.

Entende-se por poluição das águas, a adição de substâncias ou de formas de energia que, direta ou indiretamente, alteram a natureza do corpo de água de uma maneira que prejudique os legítimos usos que dele são feitos.

Existem basicamente duas formas em que a fonte de poluentes pode atingir um corpo de água: a poluição pontual ou concentrada e a poluição difusa ou não pontual.

A fonte de poluição pontual é originária principalmente de efluentes domésticos e industriais, e é facilmente detectada e relacionada à sua fonte original de degradação. Conforme Nascimento & Heller (2005), do ponto de vista dos sistemas hídricos, as carências em infraestrutura de esgotamento sanitário representam fontes de poluição pontual, que podem resultar em redução da disponibilidade hídrica pela degradação da qualidade da água dos meios receptores. Segundo Lima (2001), em geral, a fonte de poluição pontual pode ser reduzida ou eliminada através de tratamento apropriado para posterior lançamento no corpo de água.

Uma característica marcante da fonte de poluição difusa é a variabilidade na concentração de poluentes lançados nos corpos de água, pois estas variam em magnitude entre bacias hidrográficas, com diferentes eventos de precipitação, ao longo de um mesmo evento e ainda quanto ao tipo de uso e ocupação do solo (BRITES & GASTALDINI, 2007).

Segundo Silva (2003) a fonte de poluição difusa é mais frequentemente associada às atividades de uso e ocupação do solo. Entre as que mais contribuem para esse tipo de poluição é a drenagem pluvial das atividades agrícolas e pecuária. Para Martini & Lanna (2003) o processo fundamental que ocasiona a poluição de corpos hídricos originada em fontes de poluição difusa é a movimentação da água da chuva sobre a superfície e na subsuperfície do solo, que captura e conduz os poluentes dessas fontes para os lagos, rios, represas e outros mananciais de água, inclusive aos aquíferos subterrâneos. Estes poluentes podem ser de inúmeros tipos, mas em termos de bacia agrícola predominam sedimentos, fertilizantes, agrotóxicos e dejetos provenientes da criação de animais.

Novotny & Chesters (1981) ressaltam que a extensão da fonte de poluição difusa é associada, ao menos em parte, a certos eventos climáticos imprevisíveis, assim como as condições geológicas e geográficas, podendo diferir muito de região para região e de ano para ano. Para Martini & Lanna (2003) esta forma de poluição tem ocasionado paulatino decréscimo na qualidade da água de mananciais que atendem os mais diversos propósitos, tornando-se mais evidente naqueles que se destinam ao abastecimento urbano, que em geral exigem níveis altos de qualidade da água e possuem uso preferencial.

Segundo Lima (2001), a redução da fonte de poluição difusa geralmente requer mudanças nas práticas de uso e ocupação do solo e na melhoria de programas de educação ambiental.

No entanto, há evidentes distinções entre as duas fases geradoras de poluição: enquanto no setor agroindustrial as empresas estão concentradas em certas regiões e o caráter da poluição gerada é pontual, havendo então a possibilidade de se associar o poluente ao poluidor, o setor agrícola na sua fase de campo é amplamente distribuído e sua consequente fonte de poluição difusa, com evidentes dificuldades de se ligarem os danos ambientais ao seu causador individual (MARTINI & LANNA, 2003).

No Brasil, pouco se reconhece a importância do aporte de poluição difusa como grande contribuinte da degradação da qualidade das águas, além dos problemas de fontes de poluição pontuais ainda não solucionados (GONÇALVES, FERNANDES & HARDT, 2007).

A solução adotada para o despejo de efluente doméstico é o lançamento, na maioria das vezes sem tratamento prévio, em corpos de água. Se o lançamento se faz em corpos de água com bom poder de autodepuração, como por exemplo, baías e áreas costeiras, os riscos à saúde da população que utiliza estes recursos são pequenos; caso contrário, a possibilidade de exposição das populações à água poluída é muito grande. Hoje, as ações sobre o meio ambiente devem ser observadas em uma escala global, e não mais numa ótica local. A poluição de um rio devido ao lançamento de efluentes não ficará restrita ao trecho do rio onde ocorre o lançamento, mas comprometerá toda a bacia hidrográfica deste rio, bem como a região estuarina onde este rio lança suas águas (CUNHA, ROSMAN & MONTEIRO, 2003).

A utilização da bacia hidrográfica como unidade de estudo mostra-se uma metodologia eficaz de controle da poluição das águas superficiais, pois a propagação e o transporte de poluentes se dão por elas (BANDEIRA & MENDES, 2009).

Segundo Soares (2003), no Brasil, a poluição ocorre pelo não cumprimento da legislação, pela ineficiência de políticas públicas e, principalmente, pela falta de conscientização da população no sentido de prevenir a degradação. Para Machado *et al.* (2008), a situação da poluição de corpos de água tem-se agravado no Brasil, devido ao aumento de poluentes urbanos e industriais, uso inadequado do solo e de insumos agrícolas, erosão, desmatamento e mineração. Estes fatores levam a danos aos recursos hídricos, dentre os quais se destacam a poluição orgânica e química das águas e o aumento do transporte de sedimentos.

No mundo, menos de 4% dos efluentes domésticos têm tratamento adequado, antes de serem lançados nos corpos de água (BAKKES *et al.*, 1997 apud SALATI *et al.*, 2002). No

Brasil, 33% dos domicílios fazem coleta de efluentes domésticos e apenas 35% do volume coletado é tratado, o restante é lançado *in natura* nos rios, lagoas e mares (IBGE, 2002).

O desenvolvimento das atividades antrópicas sem um planejamento adequado tem proporcionado, à escala global, a degradação da qualidade das águas, através do lançamento de efluentes sem tratamento prévio e planejamento inadequado do uso do solo, comprometendo a utilização das águas.

Neste contexto, o controle da poluição dos corpos de água é um importante aliado para a implementação de ações de prevenção da saúde da população e do meio ambiente, tendo em vista a importância desses sistemas para a vida humana (CUNHA & FERREIRA, 2006).

2.5.1 Processo de autodepuração em corpos de água

Um corpo de água 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 micro-organismos heterotróficos). Deve-se ressaltar que os compostos orgânicos biorresistentes e os compostos inorgânicos (inclusive os metais pesados) não são afetados por esse processo (BRAGA *et al.*, 2002).

O processo de autodepuração leva ao restabelecimento das águas do rio às suas condições iniciais para as concentrações de matéria orgânica (representada pela DBO) e OD. A introdução de matéria orgânica em um corpo de água resulta, indiretamente, no consumo de oxigênio dissolvido. Tal se deve aos processos de estabilização da matéria orgânica realizados pelas bactérias decompositoras, as quais utilizam o oxigênio disponível no meio líquido para sua respiração. A jusante do lançamento de matéria orgânica tem-se as características de cada zona de autodepuração, sendo a montante do lançamento, a zona de águas limpas. A Figura 7 mostra a concentração de matéria orgânica e OD ao longo do corpo de água delimitada pelas zonas de autodepuração.

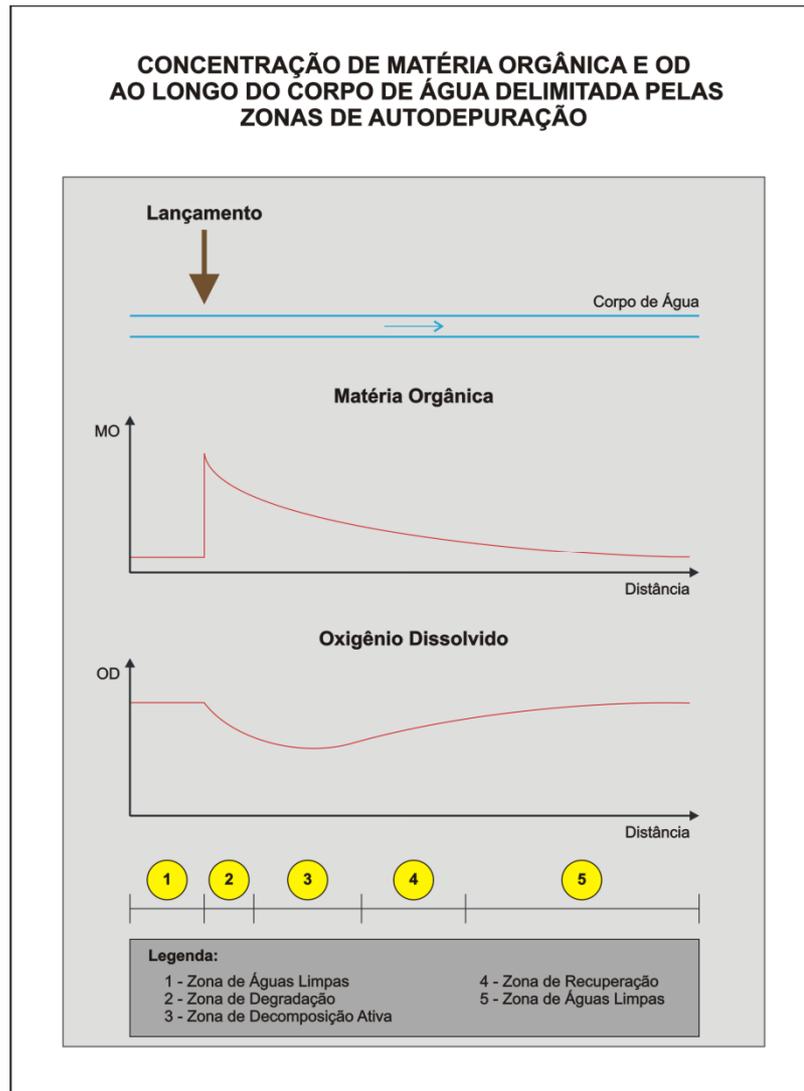


Figura 7 – Perfil esquemático da concentração de matéria orgânica e OD ao longo do corpo de água delimitada pelas zonas de autodepuração
Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

2.6 Monitoramento dos Recursos Hídricos

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/05, entende-se por monitoramento a medição ou verificação de variáveis de qualidade e quantidade de água, que pode ser contínua ou periódica, utilizada para acompanhamento da condição e controle da qualidade do corpo de água.

Para Gastaldini & Mendonça (2001) o monitoramento da qualidade da água é a coleta de informações em locais fixos e em intervalos regulares para obtenção de dados que permitam o conhecimento das condições atuais e da evolução.

O monitoramento da qualidade da água, assim como da quantidade, é essencial ao planejamento da oferta hídrica, de forma a atender as necessidades dos diferentes usuários de

uma bacia hidrográfica. Entretanto, historicamente no Brasil, o monitoramento da água tem sido focado na quantidade disponível e no movimento das massas hídricas para o estudo do clima e planejamento energético e de irrigação (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2008).

Apesar da oportunidade do uso de variáveis qualitativas, no Brasil são praticamente inexistentes os programas de monitoramento que procuram sistematicamente observar tais critérios e associá-los com variáveis quantitativas. Essa lacuna deve-se, em grande parte, à falta de informação sobre os procedimentos de construção de escalas qualitativas que permitam sua referenciação, e o desconhecimento da utilidade prática dos seus resultados (BOLLMANN & EDWIGES, 2008).

O monitoramento, frequentemente por razões técnicas ou de custo, é realizado com a amostragem no tempo e no espaço de variáveis que se deseja conhecer. Essa amostragem para ser eficiente deverá levar em consideração os processos físicos, químicos e biológicos relevantes que influenciam a variável a ser analisada (FILHO, MARTINS & PORTO, 2006).

Segundo Karr & Chu (1999) esses métodos de avaliação são importantes para o estabelecimento de indicadores de qualidade ou potabilidade da água para o uso humano. Contudo, estas variáveis quando analisadas isoladamente, podem subestimar a real magnitude dos danos que estão sendo causados aos ambientes aquáticos.

Deve-se considerar que o monitoramento da qualidade da água exige cuidados especiais, uma vez que as variáveis envolvidas são muitas e a resposta da bacia hidrográfica sobre os processos que ocorrem na sua superfície possuem um grau de aleatoriedade muito expressivo (BRAGA *et al.*, 2006).

Com o monitoramento, é possível conhecer como atuam os agentes causadores da degradação ambiental e minimizar seus efeitos, criando instrumentos de gestão integrada (DEMUYNCK *et al.*, 1997).

Associado ao intenso uso dos recursos hídricos e conseqüentemente à sua poluição cresce a necessidade do monitoramento das alterações da qualidade ambiental dos corpos de água. No Brasil, o que se observa é um número restrito de informações a respeito da qualidade da água e o número de estações em operação é pouco expressivo na maioria dos estados. Há por exemplo, uma diferença significativa entre o número de estações operadas nas regiões sul e sudeste em comparação àquelas disponíveis nas demais regiões do Brasil. O que agrava a situação é o fato de, na maioria das vezes, as variáveis analisadas serem poucas e ineficientes em termos de avaliação do real estado dos recursos hídricos (BRAGA *et al.*, 2006).

Segundo a ANA (2010), houve um aumento no número de pontos de amostragens, como mostrado na Figura 8. Esse aumento é reflexo principalmente da inclusão das redes dos estados da Bahia e do Rio de Janeiro, além da ampliação das redes dos demais estados.

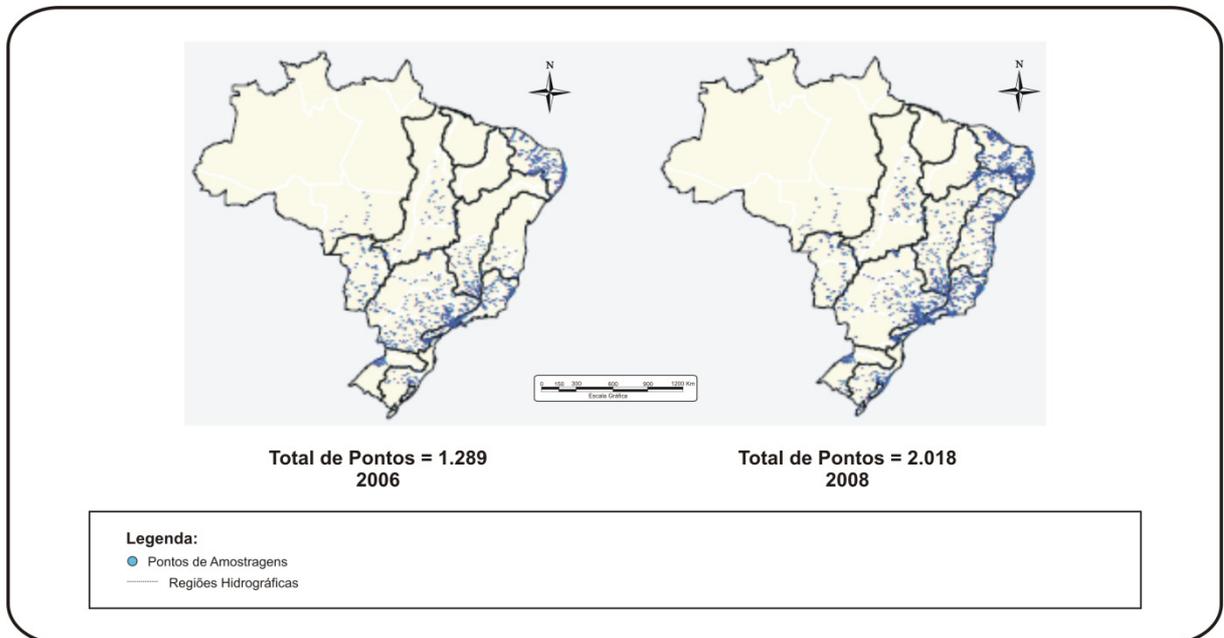


Figura 8 – Evolução no número de pontos de amostragens de qualidade da água realizados pela ANA
Fonte: ANA (2010).

Segundo Cunha & Calijuri (2010) o monitoramento dos ecossistemas aquáticos brasileiros deve, preferencialmente, promover uma comparação entre a condição ambiental observada, por meio das variáveis da água, e a situação desejável, norteadas pela Resolução CONAMA nº 357/05, de acordo com a classe em que o ambiente aquático foi enquadrado.

Segundo Cunha & Calijuri (2010) o monitoramento, portanto, possui relevante importância por permitir, em longo prazo, o conhecimento das tendências de evolução da qualidade das águas, por meio da quantificação dos parâmetros físicos, químicos e biológicos, e viabilizar, desse modo, o amplo diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica estudada. Esse diagnóstico, seja de sistemas de água doce ou de água salobra/salgada, pode permitir a avaliação das respostas dos ambientes aquáticos (em termos espaciais e temporais) aos impactos antrópicos na sua área de drenagem ou de influência.

Júnior (2000) fez uma vasta revisão do estado da arte do monitoramento das águas no Brasil, enfocando não apenas o processo evolutivo da gestão dos recursos hídricos como também o papel que as instituições vêm desenvolvendo e as atividades e elas atreladas. Enfatiza a necessidade de se ter uma base sólida de dados para a gestão das águas, sob pena

de se gerenciar algo que não se conhece. Dentro desse cenário, o autor destaca a participação das universidades que, através de seus projetos de pesquisa, reativam e integram a rede de monitoramento da água existente nas diversas regiões do Brasil.

2.7 Modelos de Qualidade das Águas

O desenvolvimento de modelos tem auxiliado o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos nos últimos anos. Esses modelos visam representar de forma simplificada um sistema real, possibilitando aos gestores a tomada de decisões (BRITES, PORTO & FERNANDES, 2007).

Os modelos são instrumentos originalmente desenvolvidos para auxiliar na solução de problemas. Não obstante, além de serem utilizados para ajudar na minimização de problemas de poluição, eles possibilitam compreender o meio ambiente e visualizá-lo integrado, pois os modelos associam as informações físicas, químicas e biológicas (CHAPRA, 1997).

Segundo Tucci (1998), os modelos são técnicas que permitem representar alternativas propostas e simular condições reais que poderiam ocorrer dentro de uma faixa de incertezas, inerentes ao conhecimento técnico-científico, sendo o modelo de qualidade da água visto como um auxiliar valioso para simular alternativas, onde seu conhecimento se torna essencial para que as alternativas e os resultados sejam representativos e possam ser corretamente avaliados.

O modelo de qualidade da água é uma ferramenta que permite analisar os efeitos das ações naturais e antrópicas integradas sobre diferentes seções do sistema fluvial da bacia, em diferentes cenários de intervenção (LARENTIS, COLLISCHONN & TUCCI, 2008). Segundo Gonçalves, Fernandes & Hardt (2007) o modelo da qualidade da água é uma das ferramentas que permite identificar a contribuição relativa das fontes de poluição difusas referentes a várias combinações de usos e manejos, e da sua distribuição na paisagem, bem como avaliar os efeitos de cenários futuros. Sua utilização em programas de gestão ambiental é cada vez mais disseminada, devido ao fato de seus resultados poderem embasar análises de problemas ambientais e proposições de ações preventivas.

Segundo Gastaldini, Seffrin & Paz (2002) a escolha de um modelo depende de muitos fatores, tais como: a) os objetivos da análise; b) a disponibilidade de dados; e c) o tempo de resposta. Dentre os objetivos, duas categorias gerais são distinguidas: entendimento/pesquisa e gerenciamento/prática. Para Tucci (1998) a escolha de um modelo depende: a) das

características do sistema a ser simulado; b) do nível de precisão desejado em função dos objetivos da pesquisa; c) dos dados disponíveis; e d) da disponibilidade de metodologia para representar os processos identificados.

A adoção de um determinado modelo para simular as condições de qualidade da água de um sistema hídrico depende do grau de complexidade do modelo, dos dados disponíveis sobre o sistema, das características hidráulicas e do conhecimento das condições químicas e biológicas do sistema e das cargas poluidoras (CUNHA & FERREIRA, 2006).

Teixeira (2004) apresentou uma relação dos modelos de qualidade da água mais utilizados mundialmente. A Tabela 3 mostra alguns destes modelos.

Tabela 3 – Modelos de qualidade da água

Tipo		Modelo	Sigla
Modelos Químicos	Integração Analítica	Streeter-Phelps	
		Modelo de escoamento para estado constante	SNSIM
		Modelo de escoamento simplificado	SSM
	Integração Numérica	Modelo de qualidade automático	AUTO-QUAL
		Modelo de qualidade da água de reservatórios	EPARES
		Modelo de qualidade da água (HARO3 modificado)	FEDBAKO3
Modelos Ecológicos	Integração Numérica	Modelo de qualidade da água (QUAL-I modificado)	QUAL-II
		Modelo de fitoplânctons em lagos	LAKE-I
		Qualidade da água em sistemas de rios-reservatórios	WQRR HEC5

Fonte: Adaptado de Teixeira (2004).

2.7.1 Modelo de Streeter-Phelps

Precursor de modelos de qualidade das águas, o modelo de Streeter-Phelps foi, primeiramente, aplicado em 1925, em um estudo no rio Ohio, nos Estados Unidos, com o objetivo de aumentar a eficiência das ações a serem tomadas no controle da poluição. Segundo Bezerra, Mendonça & Frischkorn (2008), o modelo de Streeter-Phelps contribuiu para o surgimento de inúmeros modelos, servindo de suporte, como por exemplo, nos modelos: QUAL I e II, QUAL2E e QUAL2K.

Para a situação relativamente simples em que se considera apenas a desoxigenação e a reaeração atmosférica no balanço do oxigênio dissolvido, a taxa de variação do déficit de oxigênio dissolvido com o tempo pode ser expressa pela seguinte equação diferencial, advinda da interação das equações de desoxigenação e reaeração:

$$\frac{dD}{dt} = K_1 \cdot L - K_2 \cdot D \quad (\text{Eq. 1})$$

Sendo:

K_1 : coeficiente de desoxigenação (dia^{-1})
 L : concentração de DBO remanescente (mg/L)
 K_2 : coeficiente de reaeração (dia^{-1})
 D : déficit de OD (mg/L)
 t : tempo (dia)

A integração da equação 1 conduz a:

$$D_t = \left[\frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} \cdot (e^{-K_1 \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \right] \quad (\text{Eq. 2})$$

Sendo:

D_t : déficit de OD em um tempo t (mg/L)
 K_1 : coeficiente de desoxigenação (dia^{-1})
 L_0 : demanda última de oxigênio, logo após a mistura (mg/L)
 K_2 : coeficiente de reaeração (dia^{-1})
 t : tempo (dia)
 D_0 : déficit inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L), sendo $D_0 = C_s - C_0$ (sendo: C_s : concentração de saturação de OD (mg/L) e C_0 : concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L))

Essa é a equação geral que expressa a variação do déficit de OD em função do tempo. A curva da concentração de OD ou C_t pode ser obtida diretamente desta equação, sabendo-se que:

$$C_t = C_s - D_t \quad (\text{Eq. 3})$$

Sendo:

C_t : concentração de OD em um instante de tempo t
 C_s : concentração de saturação de OD (mg/L)
 D_t : déficit de OD em um tempo t (mg/L)

Assim, tem-se a concentração de OD em um instante de tempo t :

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} \cdot (e^{-K_1 \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + (C_s - C_0) \cdot e^{-K_2 \cdot t} \right] \quad (\text{Eq. 4})$$

Sendo:

C_t : concentração de OD em um instante de tempo t

C_s : concentração de saturação de OD (mg/L)

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

L_0 : demanda última de oxigênio, logo após a mistura (mg/L)

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

t : tempo (dia)

D_0 : déficit inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L), sendo $D_0 = C_s - C_0$ (sendo: C_s : concentração de saturação de OD (mg/L) e C_0 : concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L))

Segundo Von Sperling (2007), no Brasil, a maioria das simulações de OD é feita utilizando o modelo de Streeter-Phelps, devido à sua simplicidade conceitual e menor necessidade de variáveis de qualidade da água e dados de entrada.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo é apresentado os materiais e métodos utilizados nesta pesquisa, a fim de sugerir a proposta de enquadramento dos corpos de água para a bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, município de Ivorá-RS, sendo este capítulo dividido em 7 itens:

- 3.1 área de estudo;
- 3.2 localização e descrição dos pontos de amostragens;
- 3.3 avaliação quantitativa;
- 3.4 avaliação qualitativa;
- 3.5 obtenção das curvas de probabilidade das variáveis de qualidade da água;
- 3.6 aplicação do modelo de Streeter-Phelps; e
- 3.7 proposta de enquadramento dos corpos de água.

3.1 Área de Estudo

Definiu-se como área de estudo a bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, município de Ivorá-RS. Neste item será mostrado a localização da bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, a caracterização física da bacia, o uso e ocupação do solo, os usos da água e a estação de tratamento de esgoto - ETE.

3.1.1 Localização da bacia hidrográfica do arroio Jacutinga

A pesquisa foi realizada na bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, localizada entre as coordenadas geográficas 29° 30' 04" a 29° 33' 43" de latitude sul e 53° 36' 16" a 53° 33' 06" de longitude oeste, no município de Ivorá-RS (Figura 9). Esse município possui uma área de aproximadamente 122,93 km² com uma população estimada em 2010 de 2.156 habitantes segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, dos quais 32,7% correspondem à população urbana e 67,3% à população rural.

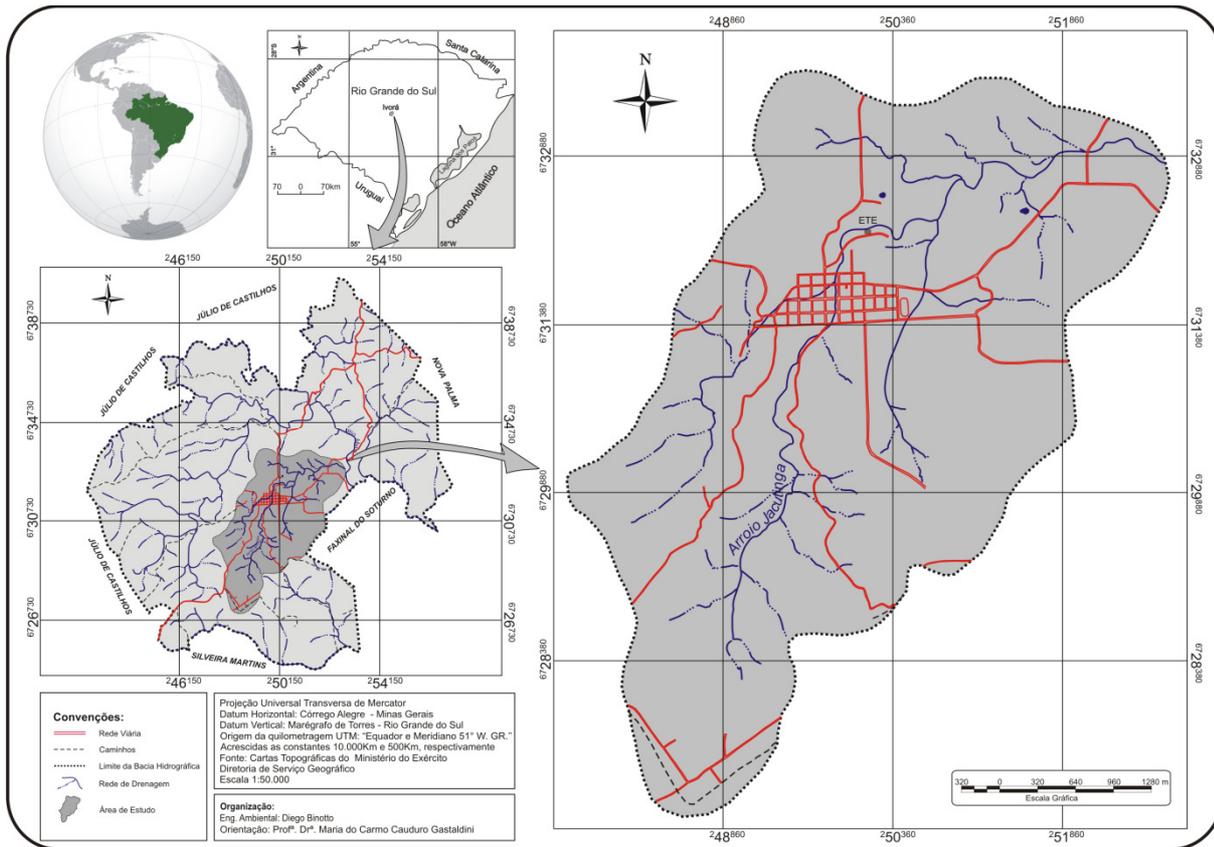


Figura 9 – Localização da bacia hidrográfica do arroio Jacutinga

3.1.2 Caracterização física da bacia

A caracterização física identifica os principais elementos da bacia hidrográfica. Sua caracterização foi determinada a partir da digitalização da carta topográfica do Ministério do Exército da Diretoria de Serviço Geográfico, na escala 1:50.000 de Camobi, Folha SH.22-V-C-IV-2, MI-2965/2. A Tabela 4 mostra sua caracterização física.

Tabela 4 – Caracterização física da bacia

Caracterização	Bacia Hidrográfica do arroio Jacutinga
Área de drenagem	18,695 km ²
Perímetro da bacia	19,93 km
Comprimento do curso de água principal	8,41 km
Comprimento total dos cursos de água	30,73 Km
Coefficiente de compacidade	1,29
Fator de forma	0,26
Densidade de drenagem	1,64 Km/Km ²
Declividade do curso de água principal	0,044 m/m

A bacia hidrográfica do arroio Jacutinga tem uma área de drenagem de 18,695 Km² representando cerca de 15% da área do município de Ivorá-RS, com perímetro de 19,93 Km. O comprimento do curso de água principal, ou seja, desde sua nascente até seu exutório é de 8,41 Km, com declividade de 0,044 m/m. Sua nascente está localizada ao sul da bacia a uma altitude de aproximadamente 390 m, e seu exutório localizado ao leste a uma altitude de 76 m.

3.1.3 Uso e ocupação do solo

Para a caracterização do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, foram utilizadas imagens do satélite CBERS 2B-HRC, órbita/ponto 160-E/133-3-L2, na banda 1, datada em 19 de setembro de 2009. Utilizou-se o método de classificação supervisionada, a partir de pontos coletados em campo. Esses pontos utilizados na classificação foram coletados a partir de visitas a campo, com a utilização de GPS (Sistema de Posicionamento Global, em inglês, Global Positioning System). Foram avaliadas 5 classes de uso e ocupação do solo da bacia: a) área urbana; b) floresta; c) água; d) agricultura; e e) campo.

A Figura 10 mostra a caracterização do uso e ocupação do solo da bacia, e a Tabela 5 sua distribuição em classes.

Tabela 5 – Distribuição em classes de uso e ocupação do solo

Classes de Uso e Ocupação do Solo	(%)	Km²
Área urbana	2,56	0,478
Floresta	27,14	5,074
Água	0,01	0,002
Agricultura	33,26	6,218
Campo	37,03	6,923
Total	100	18,695

Em termos de uso e ocupação do solo, atualmente na bacia hidrográfica do arroio Jacutinga predominam áreas de campo (37,03%) e agricultura (33,26%), seguidas por áreas de floresta (27,14%), área urbana (2,56%) e água com uma pequena porção na bacia (0,01%).

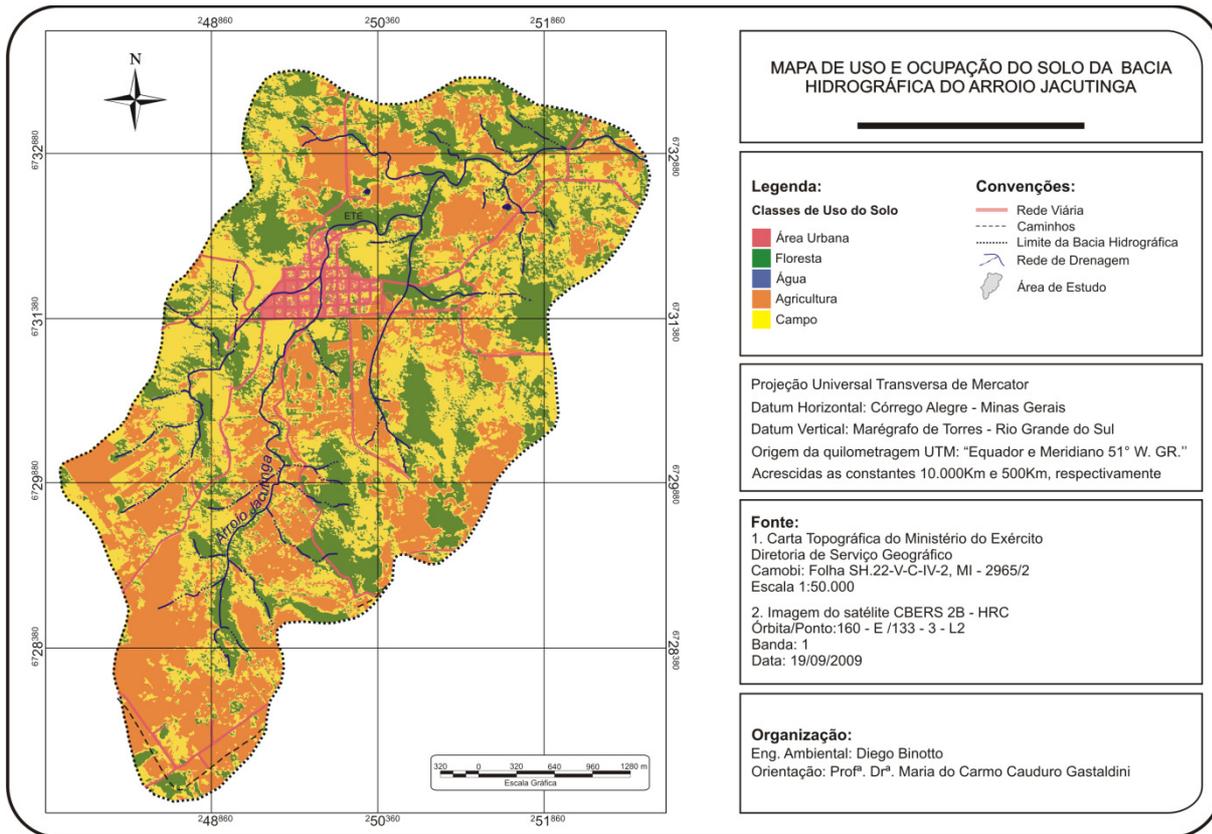


Figura 10 – Caracterização do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do arroio Jacutinga

3.1.4 Usos da água

O arroio Jacutinga e seus tributários têm sido largamente utilizados para a irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, dessedentação de animais, receptoras e diluidoras dos efluentes domésticos lançados parcialmente sem tratamento e o lançamento de efluentes da estação de tratamento de esgoto - ETE. A Figura 11 mostra o mapa de localização dos usos da água na bacia hidrográfica do arroio Jacutinga.

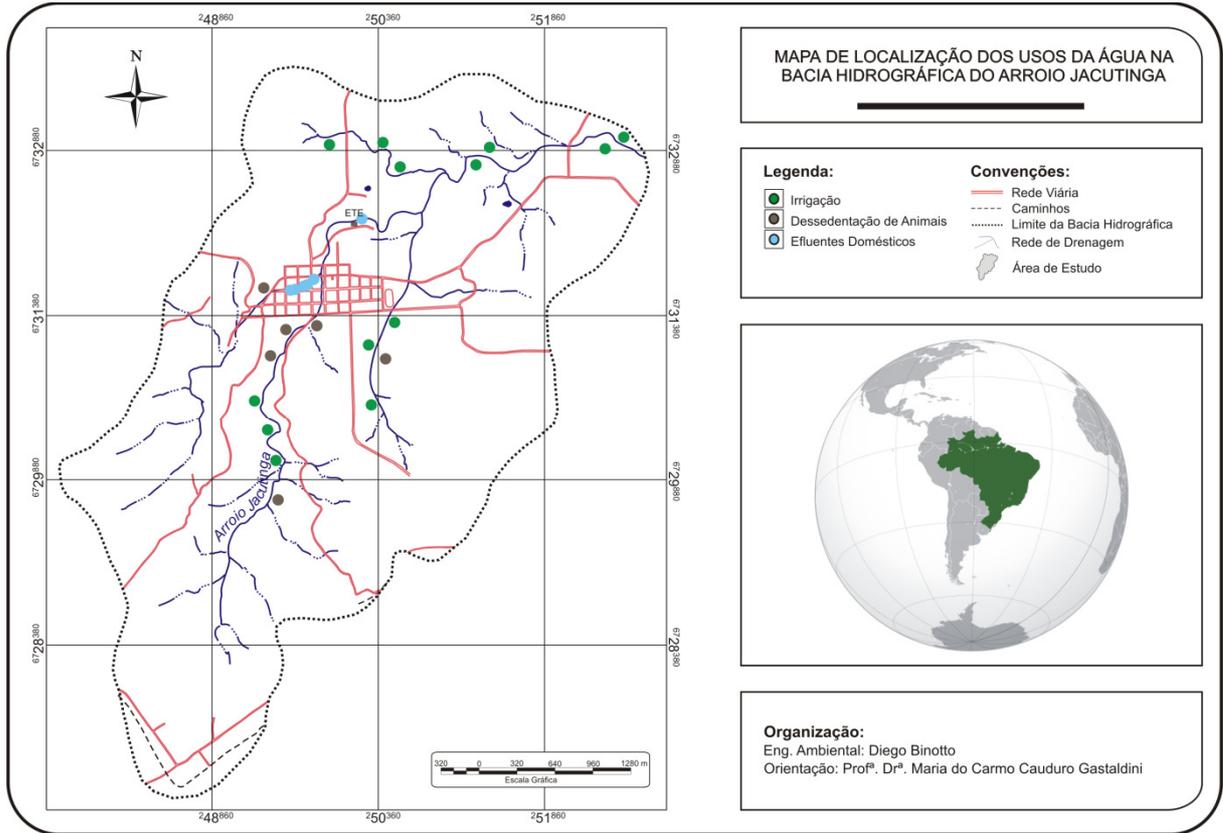


Figura 11 – Mapa de localização dos usos da água na bacia hidrográfica do arroio Jacutinga

3.1.5 Estação de tratamento de esgoto - ETE

A ETE é composta por tanque séptico seguido de filtro anaeróbio (Figura 12). A Tabela 6 mostra os valores médios do afluente e do efluente da ETE entre setembro de 2008 a dezembro de 2010 fornecidos pela CORSAN.

Tabela 6 – Valores médios do afluente e do efluente da ETE

Variáveis de Qualidade	Unidades	Afluente	Efluente
SST	mg/L	27,2	11,7
DBO	mg/L	17,1	9,6
DQO	mg/L	43,3	28,9
<i>E. coli</i>	NMP/100 mL	1761**	181**

Fonte: CORSAN.

Notas: SST: sólidos suspensos totais; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; *E. coli*: *Escherichia coli*; **: média geométrica.

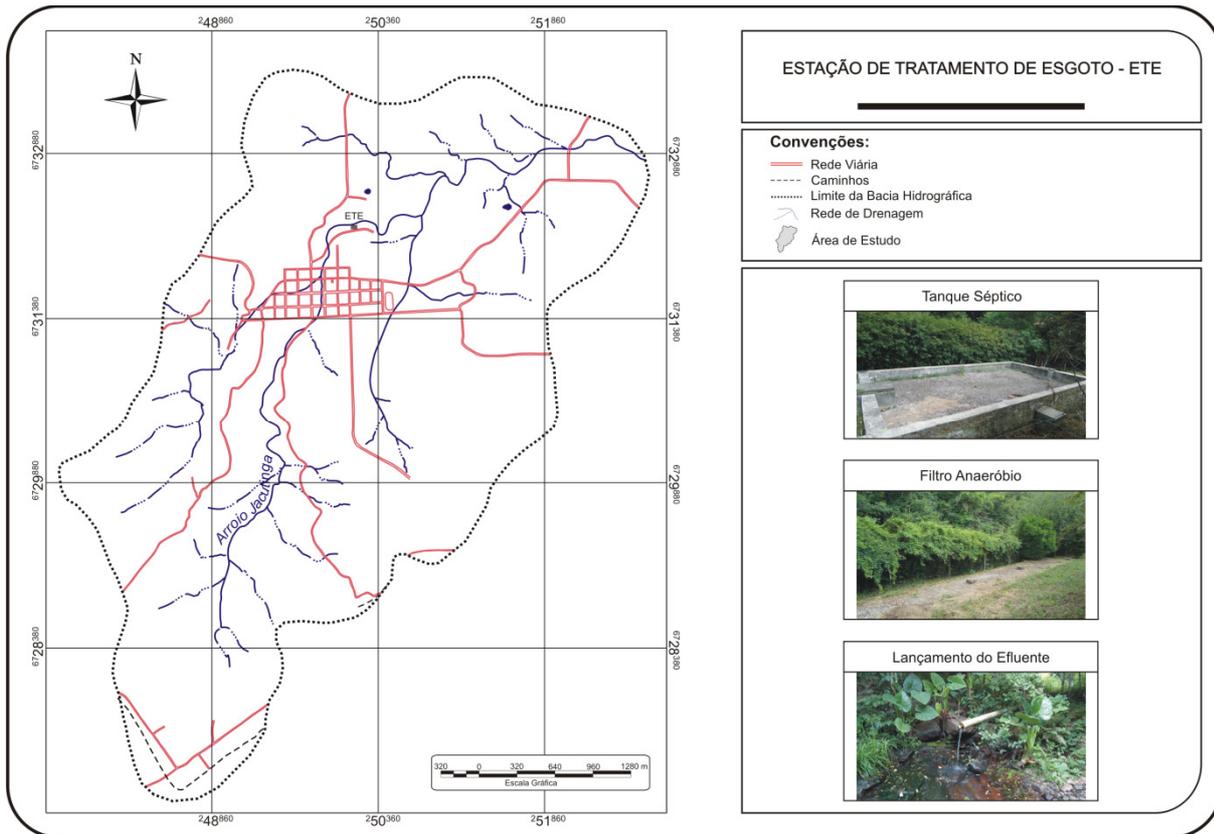


Figura 12 – Estação de tratamento de esgoto - ETE

3.2 Localização e Descrição dos Pontos de Amostragens

Para avaliar a qualidade da água na bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, foram utilizados 8 pontos de amostragens de qualidade da água e medição de vazões, sendo 5 pontos localizados no curso principal do arroio Jacutinga, denominados (QA1, QA2, QA5, QA6 e QA8) e 3 pontos em seus principais tributários (QA3, QA4 e QA7), com o objetivo de estimar as diferentes contribuições associadas ao uso e ocupação do solo e a influência de seus principais tributários. Os pontos de amostragens QA1 e QA3 foram localizados a montante da área urbana, sem interferência da urbanização. O ponto QA2 foi localizado em área urbana. Já o ponto QA4 foi localizado em área urbana sendo afetado por lançamentos de efluentes domésticos, sendo este ponto o mais afetado por este tipo de lançamento. O ponto QA5 está localizado após a área urbana e a montante do ponto de lançamento do efluente da ETE. O ponto QA6 está localizado a jusante do lançamento do efluente da ETE. O ponto QA7 tributário do arroio Jacutinga está localizado em área rural e o ponto QA8 também localizado em área rural e próximo ao seu exutório. A Figura 13 mostra a localização dos pontos de amostragens relacionados na Tabela 7.

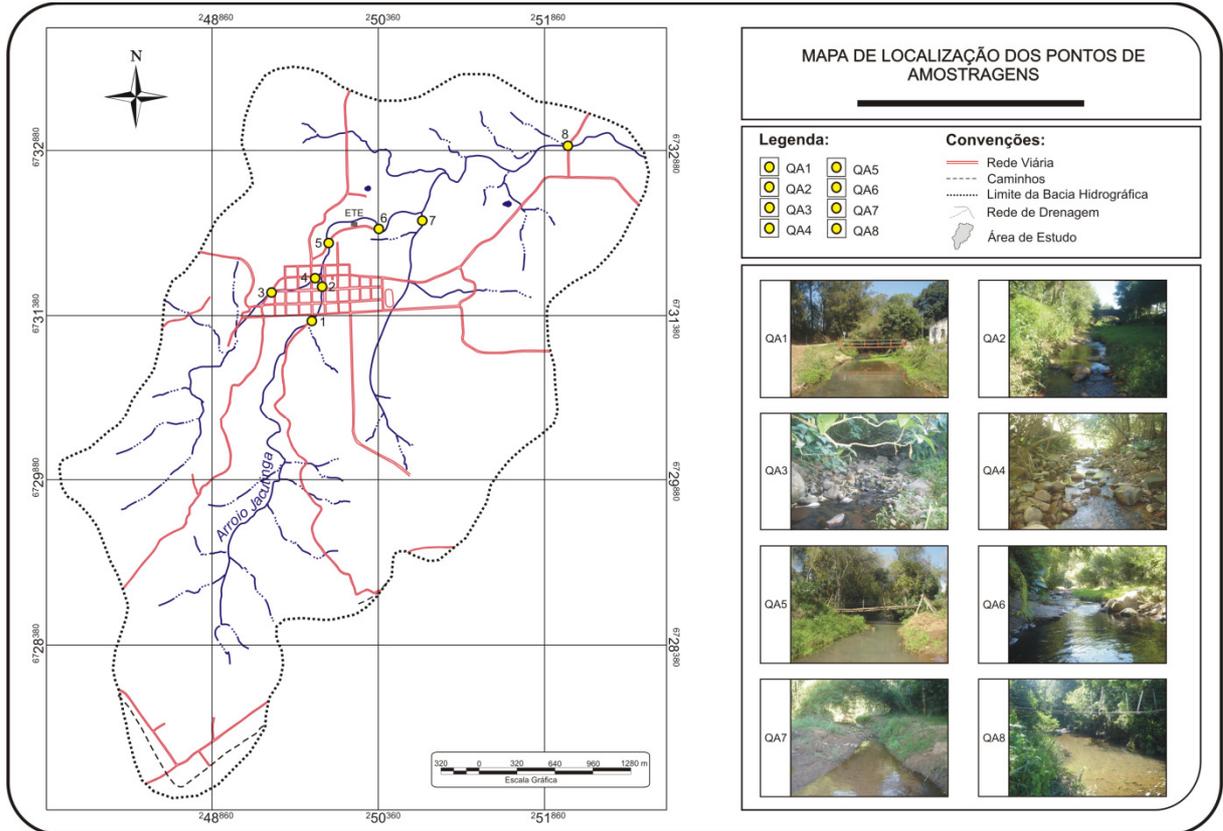


Figura 13 – Localização dos pontos de amostragens

Tabela 7 – Descrição dos pontos de amostragens

Pontos de Amostragens	Localização	Altitude (m)	Coordenadas UTM	
			Latitude	Longitude
QA1	arroio Jacutinga	175	6731385	0249778
QA2	arroio Jacutinga	170	6731608	0249837
QA3	tributário	188	6731659	0249426
QA4	tributário	168	6731676	0249803
QA5	arroio Jacutinga	164	6732028	0249912
QA6	arroio Jacutinga	155	6732175	0250352
QA7	tributário	161	6732290	0250732
QA8	arroio Jacutinga	111	6732915	0252063

As amostragens de qualidade da água e medição de vazões foram realizadas no período de janeiro de 2009 a fevereiro de 2011, configurando-se 6 campanhas.

3.3 Avaliação Quantitativa

Na avaliação quantitativa, utilizou-se o método de medição de vazões não estrutural, segundo Martins & Paiva (2001), através do uso do molinete hidrométrico de eixo horizontal

marca OTT, modelo C2, aparelho utilizado para medições de velocidades através da contagem do número de rotações de sua hélice em um dado período de tempo (Figura 14).

A medição com molinete hidrométrico consistiu em determinar a área da seção de medição e a velocidade média que passa por esta seção. A área da seção foi determinada por meio da medição da largura e da profundidade em um número significativo de pontos ao longo da seção, chamados de verticais, nas quais também foi realizada a medição da velocidade com o molinete, em um número significativo de pontos a diferentes profundidades, que irão originar a velocidade média na vertical.

Determinou-se a velocidade média na vertical por meio de métodos analíticos, ou seja, por equações recomendadas em função do número de medições de velocidade e da posição de medição. A Tabela 8 mostra o cálculo da velocidade média em cada vertical e a posição de medição de velocidade, o que constitui o chamado método detalhado. A distância entre verticais depende da largura da seção segundo a Tabela 9.

O processo numérico de cálculo das vazões com o uso do molinete realizou-se pelo método da meia seção por ser mais preciso, pois leva em conta mais adequadamente a variação espacial da velocidade nas duas dimensões da seção. Segundo Santos *et al.* (2001), nesse método as vazões parciais são calculadas multiplicando-se a velocidade média na vertical pelo produto da profundidade média na vertical pela soma das semi-distâncias às verticais adjacentes. As parcelas de área da seção transversal junto às margens são desprezadas, fato que deve ser considerado no momento da medição, diminuindo ao máximo a distância entre verticais no início e final da seção transversal. O processo de cálculo pelo método da meia seção é descrito passo a passo por Santos *et al.* (2001).

Tabela 8 – Cálculo da velocidade média e a posição de medição de velocidade

Nv	P (m)	Velocidade Média (m/s)	Posição de Medição de Velocidade
1	0,15 – 0,6	$v = v_{0,6}$	0,6 P
2	0,6 – 1,2	$v = (v_{0,2} + v_{0,8}) / 2$	0,2 P e 0,8 P
3	1,2 – 2,0	$v = (v_{0,2} + 2v_{0,6} + v_{0,8}) / 4$	0,2 P; 0,6 P e 0,8 P
4	2,0 – 4,0	$v = (v_{0,2} + 2v_{0,4} + 2v_{0,6} + v_{0,8}) / 6$	0,2 P; 0,4 P; 0,6 P e 0,8 P
6	> 4,0	$v = [v_S + 2(v_{0,2} + v_{0,4} + v_{0,6} + v_{0,8}) + v_F] / 10$	S; 0,2 P; 0,4 P; 0,6 P; 0,8 P e F

Fonte: DNAEE (1977 apud SANTOS *et al.*, 2001).

Notas: Nv: número de pontos na vertical; P: profundidade do arroio; v: velocidade média; v: velocidade; S: superfície (10 cm da superfície); F: fundo (15 a 25 cm do fundo).

Tabela 9 – Distâncias entre verticais

Largura da Seção (m)	Distâncias entre Verticais (m)
≤ 3	0,3
3 – 6	0,5
6 – 15	1,0
15 – 30	2,0
30 - 50	3,0
50 – 80	4,0
80 – 150	6,0
150 – 250	8,0
≥ 250	12,0

Fonte: DNAEE (1967 apud SANTOS *et al.*, 2001).

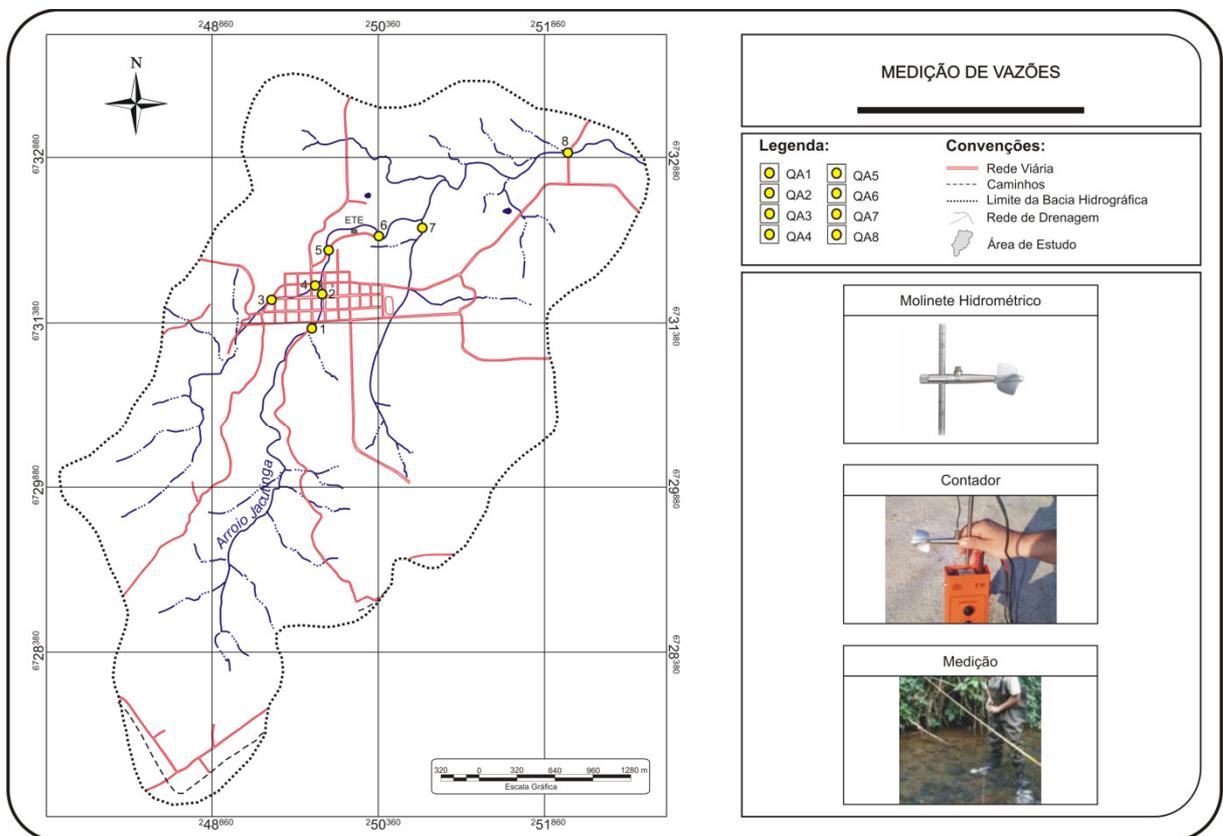


Figura 14 – Medição de vazões

3.4 Avaliação Qualitativa

Os procedimentos de coleta, preservação e acondicionamento das amostras, bem como as metodologias analíticas utilizadas, foram efetuados conforme estabelecidos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 1998). Adotou-se amostragem simples, no ponto central da seção, conforme a NBR 9897 (ABNT,

1987) mostrada na Figura 15, sendo realizadas em tempo seco no horário entre 8:00 – 12:00 h.

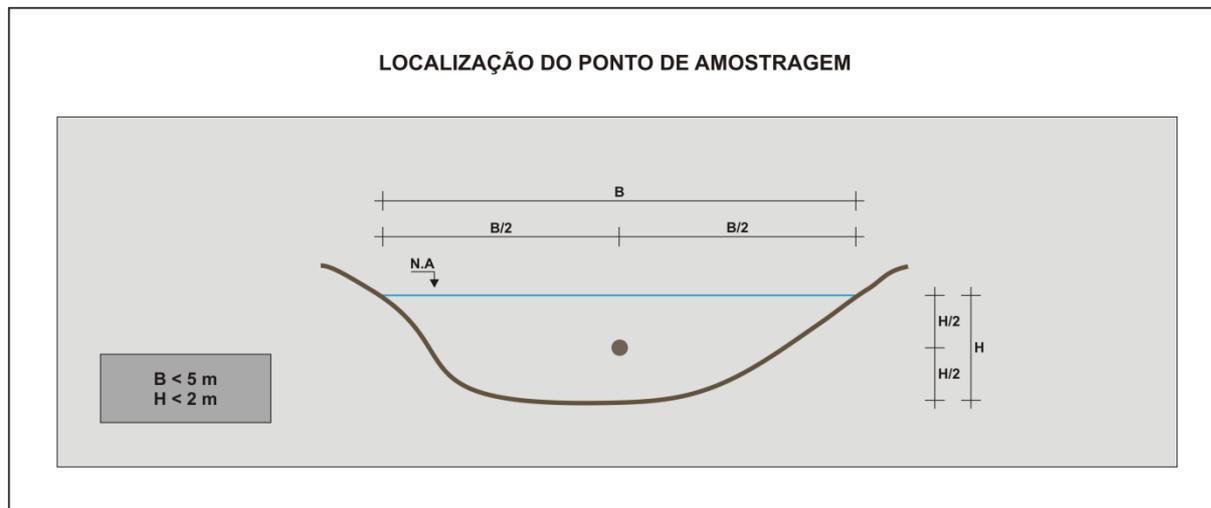


Figura 15 – Localização do ponto de amostragem
Fonte: NBR 9897 (ABNT, 1987).

As variáveis de qualidade da água, a metodologia analítica, o limite de detecção e o local de análise são mostrados na Tabela 10.

Tabela 10 – Variáveis de qualidade da água, metodologia analítica, limite de detecção e local de análise

Variáveis de Qualidade da Água	Metodologia Analítica	Limite de Detecção	Local de Análise
Temperatura do ar	Termometria	0,1 °C	<i>in situ</i>
Temperatura da água	Potenciométrico	0,1 °C	<i>in situ</i>
Turbidez	Nefelométrico	0,1 UNT	LASAM
pH	Potenciométrico	0,1	LASAM
Condutividade elétrica	Potenciométrico	0,1 µS/cm	LASAM
OD	Potenciométrico	0,1 mg/L	<i>in situ</i>
Sólidos suspensos totais	Gravimétrico	0,1 mg/L	LASAM
Sólidos dissolvidos totais	Gravimétrico	0,1 mg/L	LASAM
Sólidos totais	Gravimétrico	0,1 mg/L	LASAM
DBO	Winckler	0,1 mg/L	LASAM
DQO	Titulométrico (Refluxo com dicromato)	0,1 mg/L	LASAM
Coliformes totais	Index-colilert	1 NMP/100 mL	LASAM
<i>Escherichia coli</i>	Index-colilert	1 NMP/100 mL	LASAM

Notas: *in situ*: determinação em campo, no momento da amostragem; LASAM: Laboratório de saneamento ambiental - departamento de engenharia sanitária e ambiental da UFSM.

Para avaliar a qualidade da água na bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, foram realizadas análises dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água frente aos padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05.

Para melhor avaliar a qualidade da água na bacia, foram efetuadas algumas análises estatísticas descritivas sobre os resultados obtidos durante o período realizado, obtendo-se os valores mínimos, máximos e a média para cada variável de qualidade da água por pontos de amostragens.

O principal objetivo dessa análise é de verificar a que classe de qualidade e respectivos usos os corpos de água que serão enquadrados atendem na sua situação atual.

A análise da situação atual do corpo de água tem o objetivo de avaliar o potencial dos corpos de água a serem enquadrados de atender aos usos da água e conseqüentemente a classe de enquadramento. Trata-se de avaliar o quanto as águas estão impactadas pela poluição e quais são as variáveis críticas.

3.5 Obtenção das Curvas de Probabilidade das Variáveis de Qualidade da Água

As curvas de probabilidade das variáveis de qualidade da água foram construídas a partir da avaliação qualitativa para cada variável avaliada, conjuntamente com todos os pontos de amostragens, considerando as probabilidades de atendimento em relação às classes de qualidade associadas aos riscos de não atendimento, conforme estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/05. As curvas de probabilidade foram construídas para as seguintes variáveis de qualidade da água: turbidez, pH, OD, sólidos dissolvidos totais, DBO e *Escherichia coli*.

3.6 Aplicação do Modelo de Streeter-Phelps

Para avaliar a capacidade de autodepuração do arroio Jacutinga foi utilizado o modelo de Streeter-Phelps. Segundo Von Sperling (2007) o modelo de Streeter-Phelps pode ser utilizado para o caso de contribuições múltiplas ao longo do curso de água. O lançamento de fontes de poluição pontual no curso de água pode ser por tributário/efluente da ETE, logo, os principais tributários do arroio Jacutinga foram considerados como fontes pontuais, sendo utilizados seus respectivos resultados de qualidade da água e de vazões.

Para avaliar a capacidade de autodepuração do arroio, foi utilizado o trecho com extensão de 3,74 Km, no arroio principal, desde o ponto de amostragem QA1 até o QA8, passando pelos pontos de amostragens QA2, QA5 e QA6. Esse trecho recebe lançamentos dos tributários, representados pelos pontos de amostragens QA4 e QA7 e pelo lançamento do efluente da ETE (Figura 16).

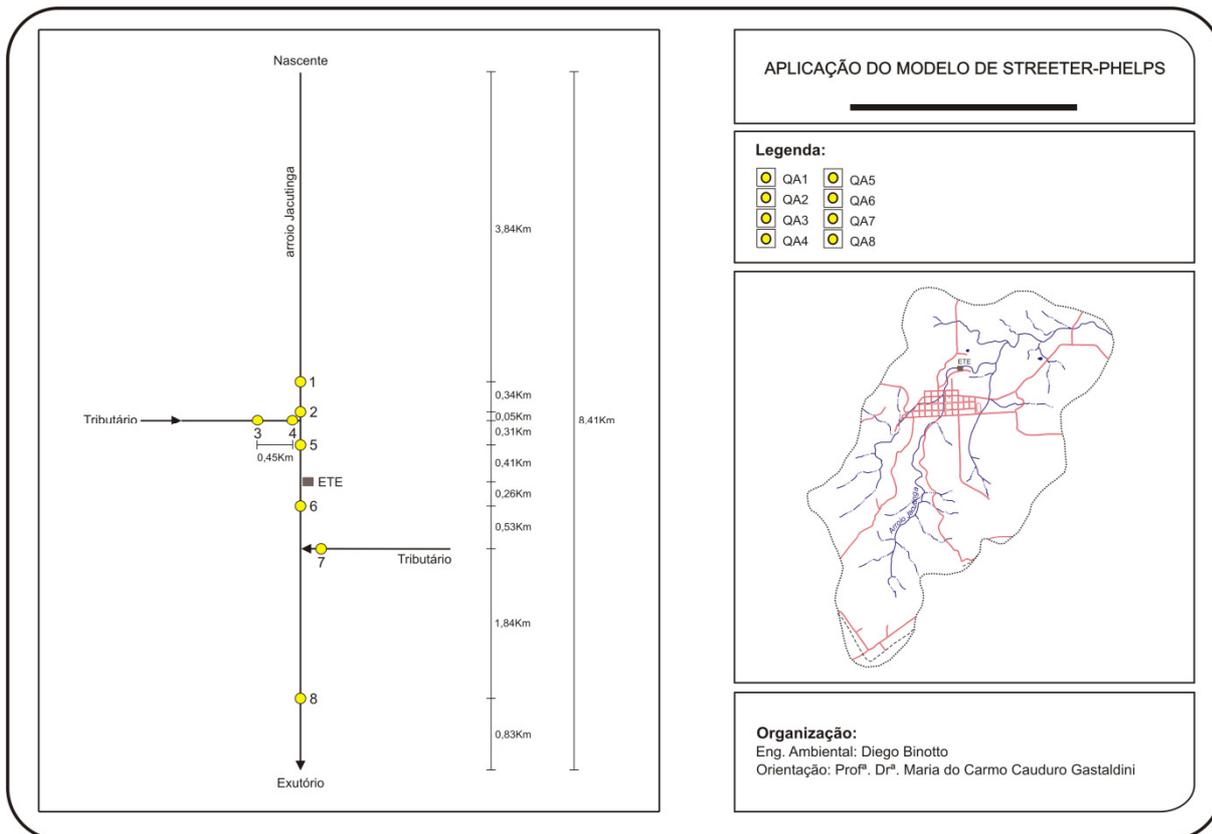


Figura 16 – Aplicação do modelo de Streeter-Phelps

Para essa avaliação foram consideradas as amostragens em vazões baixas, compreendendo as amostragens em abril de 2009, novembro de 2010 e fevereiro de 2011, obtendo-se assim seus valores médios.

Os dados de entrada e de saída utilizados no modelo de Streeter-Phelps para o cálculo da autodepuração, adaptado de Von Sperling (2007), são mostrados a seguir.

3.6.1 Dados de entrada do modelo de Streeter-Phelps

A Figura 17 mostra os dados de entrada para a utilização do modelo de Streeter-Phelps, sendo descritos abaixo.

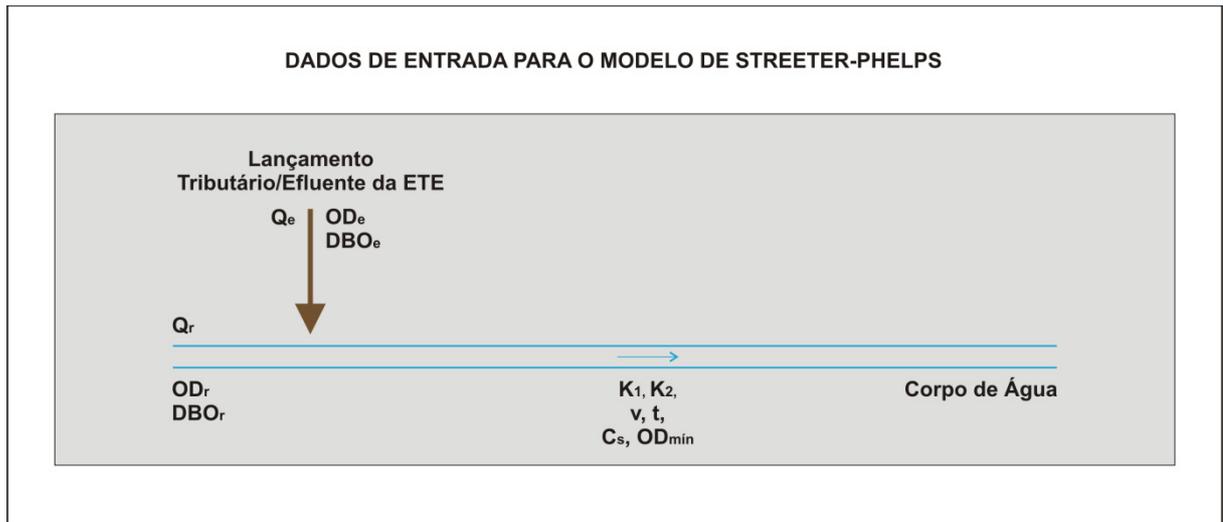


Figura 17 – Dados de entrada para o modelo de Streeter-Phelps

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

Notas: Q_r : vazão do arroio, a montante do lançamento; Q_e : vazão do tributário/efluente da ETE; OD_r : oxigênio dissolvido do arroio, a montante do lançamento; OD_e : oxigênio dissolvido do tributário/efluente da ETE; DBO_r : DBO do arroio, a montante do lançamento; DBO_e : DBO do tributário/efluente da ETE; K_1 : coeficiente de desoxigenação; K_2 : coeficiente de reaeração; v : velocidade do curso de água; t : tempo de percurso; C_s : concentração de saturação de oxigênio dissolvido; OD_{min} : oxigênio dissolvido mínimo permissível.

a) Vazão do arroio, a montante do lançamento (Q_r)

Foram utilizadas as vazões do arroio através do método de medição de vazões não estrutural, segundo Martins & Paiva (2001), através do uso do molinete hidrométrico de eixo horizontal, conforme descrito no item 3.3 do capítulo 3.

b) Vazão do tributário/efluente da ETE (Q_e)

Também foram utilizadas as vazões do tributário da mesma forma que a vazão do arroio (item a). A vazão do efluente da ETE considerada em estudos de autodepuração é usualmente a vazão média, conforme Von Sperling (2007). Por isso foram utilizadas as vazões médias do efluente da ETE fornecidas pela CORSAN, sendo mostradas no Anexo B.

c) Oxigênio dissolvido do arroio, a montante do lançamento (OD_r)

Foram utilizadas as concentrações de OD do arroio através do oxímetro YSI, modelo 58, conforme descrito no item 3.4 do capítulo 3.

d) Oxigênio dissolvido do tributário/efluente da ETE (OD_e)

Também foram utilizadas as concentrações de OD do tributário da mesma forma que o OD do arroio (item c). Foram utilizadas as concentrações de OD do efluente da ETE fornecidas pela CORSAN, sendo mostradas no Anexo B.

e) DBO do arroio, a montante do lançamento (DBO_r)

Foram utilizadas as concentrações de DBO do arroio, conforme descrito no item 3.4 do capítulo 3.

f) DBO do tributário/efluente da ETE (DBO_e)

Também foram utilizadas as concentrações de DBO do tributário da mesma forma que a DBO do arroio (item e). Foram utilizadas as concentrações de DBO do efluente da ETE fornecidas pela CORSAN, sendo mostradas no Anexo B.

g) Coeficiente de desoxigenação (K_1)

O coeficiente K_1 representa a taxa de degradação da matéria orgânica no meio líquido. Segundo Gastaldini & Teixeira (2001), o coeficiente K_1 depende das características da matéria orgânica, da presença de substâncias inibidoras e da temperatura da água.

Os valores típicos do coeficiente K_1 encontram-se na Tabela 11.

Tabela 11 – Valores típicos do coeficiente K_1 (base e, 20 °C)

Origem	K_1 (dia⁻¹)
Água residuária não tratada	0,35 – 0,70
Água residuária tratada	0,10 – 0,35
Corpo de água poluído	0,10 – 0,25
Corpo de água não poluído	< 0,05

Fonte: (THOMMAN & MUELLER, 1987; KIELLY, 1997; DAVIES & MASTEN, 2004 apud CHIN, 2006).

Na impossibilidade de se efetuarem testes específicos para a obtenção do coeficiente K_1 , foram adotados valores típicos de literatura, segundo a Tabela 11, sendo $K_1 = 0,10 \text{ dia}^{-1}$ para todos os trechos.

A temperatura da água tem uma grande influência no metabolismo microbiano, afetando, por conseguinte, as taxas de conversão da matéria orgânica. A relação empírica entre a temperatura da água e a taxa de desoxigenação pode ser expressa segundo a equação 5. O aumento da temperatura da água aumenta o coeficiente K_1 .

$$K_{1(T)} = K_{1(20)} \cdot 1,047^{(T-20)} \quad (\text{Eq. 5})$$

Sendo:

$K_{1(T)}$: coeficiente de desoxigenação a uma temperatura T qualquer (dia^{-1})

$K_{1(20)}$: coeficiente de desoxigenação a uma temperatura T = 20 °C (dia^{-1})

T: temperatura da água (°C)

h) Coeficiente de reaeração (K_2)

O coeficiente K_2 representa a taxa de absorção de oxigênio dissolvido dentro do processo de reaeração atmosférica que se dá através das trocas gasosas na interface gás-líquido. O valor deste coeficiente é dependente da profundidade (altura da lâmina de água) e da velocidade do curso de água e, portanto da vazão (MORAES *et al.*, 2008).

Segundo Kilpatrick *et al.* (1989), o principal uso do coeficiente K_2 é na quantificação do processo de reaeração atmosférica para utilização em modelos de qualidade das águas baseados no oxigênio dissolvido.

A Tabela 12 mostra três das principais equações dos valores do coeficiente K_2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos.

Tabela 12 – Principais equações dos valores do coeficiente K_2 (base e, 20 °C)

Pesquisador	Equação	Faixa de Aplicação
O' Connor & Dobbins (1958)	$3,73 \cdot v^{0,5} \cdot H^{-1,5}$	$0,6 \text{ m} \leq H < 4,0 \text{ m}$ $0,05 \text{ m/s} \leq v < 0,8 \text{ m/s}$
Churchill <i>et al.</i> (1962)	$5,0 \cdot v^{0,97} \cdot H^{-1,67}$	$0,6 \text{ m} \leq H < 4,0 \text{ m}$ $0,8 \text{ m/s} \leq v < 1,5 \text{ m/s}$
Owens <i>et al.</i> (1964 apud Branco, 1976)	$5,3 \cdot v^{0,67} \cdot H^{-1,85}$	$0,1 \text{ m} \leq H < 0,6 \text{ m}$ $0,05 \text{ m/s} \leq v < 1,5 \text{ m/s}$

Fonte: Von Sperling (2005).

Notas: v: velocidade do curso de água (m/s); H: altura da lâmina de água (m).

Formentini (2010) determinou uma equação do coeficiente K_2 e sua faixa de aplicação em trechos do rio Vacacaí Mirim, em área urbanizada, utilizando a metodologia dos traçadores modificada, conforme a equação 6.

$$836 \cdot (v \cdot i)^{0,524} \cdot Q^{-0,015} \quad (\text{Eq. 6})$$

Sendo:

v: velocidade do curso de água (m/s)

i: declividade do curso de água (m/m)

Q: vazão (m^3/s)

Faixa de aplicação: ($0,08 \text{ m/s} < v < 0,3 \text{ m/s}$) e ($0,1 \text{ m}^3/\text{s} < Q < 1,5 \text{ m}^3/\text{s}$)

O valor do coeficiente K_2 foi adotado conforme a equação 6 para todos os trechos.

O efeito da temperatura da água no coeficiente K_2 pode ser expresso pela equação 7. O aumento da temperatura diminui a concentração de saturação de oxigênio dissolvido no meio líquido e aumenta o coeficiente K_2 .

$$K_{2(T)} = K_{2(20)} \cdot 1,024^{(T-20)} \quad (\text{Eq. 7})$$

Sendo:

$K_{2(T)}$: coeficiente de reaeração a uma temperatura T qualquer (dia^{-1})

$K_{2(20)}$: coeficiente de reaeração a uma temperatura T = 20 °C (dia^{-1})

T: temperatura da água (°C)

i) Velocidade do curso de água (v)

Foram realizadas as medições de velocidade através do uso do molinete hidrométrico de eixo horizontal, aparelho utilizado para medições de velocidades através da contagem do número de rotações de sua hélice em um dado período de tempo, conforme descrito no item 3.3 do capítulo 3.

j) Tempo de percurso (t)

O tempo de percurso é função unicamente da velocidade do curso de água e da distância percorrida, conforme equação 8.

$$t = \frac{d}{v \cdot 86400} \quad (\text{Eq. 8})$$

Sendo:

t: tempo de percurso (dia)
d: distância percorrida (m)
v: velocidade do curso de água (m/s)

k) Concentração de saturação de oxigênio dissolvido (C_s)

A concentração de saturação de OD é função da temperatura da água e da altitude. A elevação da temperatura da água e o aumento da altitude reduzem a concentração de saturação.

Uma equação frequentemente utilizada que fornece diretamente a concentração de saturação (mg/L) em função da temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) é descrita abaixo.

$$C_s = 14,652 - 4,1022 \times 10^{-1} \times T + 7,9910 \times 10^{-3} \times T^2 - 7,7774 \times 10^{-5} \times T^3 \quad (\text{Eq. 9})$$

Sendo:

C_s : concentração de saturação de OD (mg/L)
T: temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)

A influência da altitude é utilizada pela seguinte relação:

$$f_h = \frac{C'_s}{C_s} = \frac{1 - \text{altitude}}{9450} \quad (\text{Eq. 10})$$

Sendo:

f_h : fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude
 C'_s : concentração de saturação na altitude H (mg/L)
altitude: altitude (m)

l) Oxigênio dissolvido mínimo permissível ($\text{OD}_{\text{mín}}$)

As concentrações de OD a serem mantidos no território nacional são estabelecidas, atualmente, pela Resolução CONAMA nº 357/05. Essas concentrações variam em função da

classe de qualidade em que o corpo de água está classificado. A Tabela 13 mostra as concentrações mínimas permissíveis de OD para águas doces, conforme a Resolução CONAMA nº 357/05.

Tabela 13 – Concentrações mínimas permissíveis de OD para águas doces, conforme a Resolução CONAMA nº 357/05

Classes de Qualidade	OD _{mín} (mg/L)
Especial	Deverão ser mantidas as condições naturais do corpo de água *
1	6,0
2	5,0
3	4,0
4	2,0

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

Nota: * é vedado o lançamento de efluentes, mesmo que tratados.

3.6.2 Dados de saída do modelo de Streeter-Phelps

- a) Concentração e déficit de oxigênio no arroio, após a mistura com o lançamento

$$C_0 = \frac{(Q_r \cdot OD_r + Q_e \cdot OD_e)}{(Q_r + Q_e)} \quad (\text{Eq. 11})$$

$$D_0 = C_s - C_0 \quad (\text{Eq. 12})$$

Sendo:

C_0 : concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L)

Q_r : vazão do arroio, a montante do lançamento (m³/s)

OD_r : concentração de OD do arroio, a montante do lançamento (mg/L)

Q_e : vazão do tributário/efluente da ETE (m³/s)

OD_e : concentração de OD do tributário/efluente da ETE (mg/L)

D_0 : déficit inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L)

C_s : concentração de saturação de OD (mg/L)

- b) Concentração de DBO e da demanda última no arroio, após a mistura com o lançamento

$$DBO_0 = \frac{(Q_r \cdot DBO_r + Q_e \cdot DBO_e)}{(Q_r + Q_e)} \quad (\text{Eq. 13})$$

$$K_T = \frac{1}{1 - e^{-5.K_1}} \quad (\text{Eq. 14})$$

$$L_0 = \text{DBO}_0 \cdot K_T \quad (\text{Eq. 15})$$

Sendo:

DBO_0 : concentração de DBO, logo após a mistura (mg/L)

Q_r : vazão do arroio, a montante do lançamento (m^3/s)

DBO_r : concentração de DBO do arroio, a montante do lançamento (mg/L)

Q_e : vazão do tributário/efluente da ETE (m^3/s)

DBO_e : concentração de DBO do tributário/efluente da ETE (mg/L)

K_T : constante para transformação da DBO a DBO última

L_0 : demanda última de oxigênio, logo após a mistura (mg/L)

c) Cálculo do perfil de OD ao longo do tempo e da distância

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} \cdot (e^{-K_1 \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + (C_s - C_0) \cdot e^{-K_2 \cdot t} \right] \quad (\text{Eq. 16})$$

Sendo:

C_t : concentração de OD em um instante de tempo t

C_s : concentração de saturação de OD (mg/L)

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

L_0 : demanda última de oxigênio, logo após a mistura (mg/L)

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

t: tempo (dia)

D_0 : déficit inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L), sendo $D_0 = C_s - C_0$ (Sendo: C_s : concentração de saturação de OD (mg/L) e C_0 : concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L))

3.7 Proposta de Enquadramento dos Corpos de Água

A sugestão da proposta de enquadramento dos corpos de água para a bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, município de Ivorá-RS, foi baseada nos usos da água e na situação atual da qualidade da água.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este capítulo apresenta os resultados obtidos através dos procedimentos estabelecidos e descritos no capítulo 3. Os resultados obtidos permitiram sugerir a proposta de enquadramento dos corpos de água para a bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, município de Ivorá-RS.

Os resultados foram apresentados em 5 itens:

- 4.1 avaliação quantitativa;
- 4.2 avaliação qualitativa;
- 4.3 curvas de probabilidade das variáveis de qualidade da água;
- 4.4 aplicação do modelo de Streeter-Phelps; e
- 4.5 proposta de enquadramento dos corpos de água.

4.1 Avaliação Quantitativa

A Figura 18 mostra a medição de vazões nos pontos de amostragem de qualidade da água relacionadas no Apêndice A. A Tabela 14 apresenta a estatística básica referente à medição de vazões.

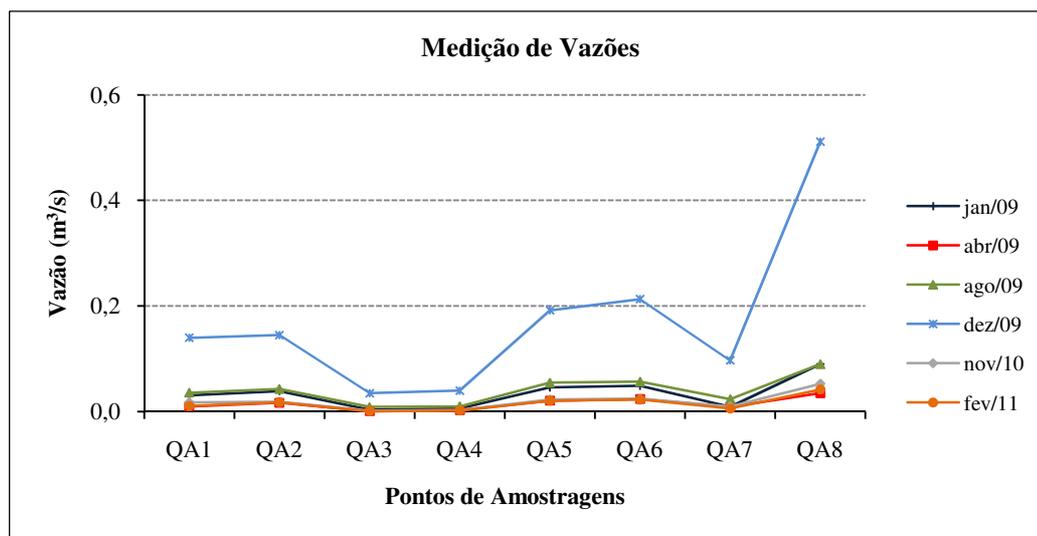


Figura 18 – Medição de vazões nos pontos de amostragem e período realizado

Tabela 14 – Estatística básica da medição de vazões (m³/s)

Estatística Básica	Pontos de Amostragens							
	QA1	QA 2	QA 3	QA 4	QA 5	QA 6	QA 7	QA 8
Mín	0,010	0,017	0,001	0,002	0,021	0,023	0,006	0,035
Máx	0,140	0,145	0,035	0,040	0,192	0,213	0,097	0,511
Méd*	0,041	0,047	0,009	0,011	0,060	0,065	0,026	0,137

Notas: Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; Méd*: média aritmética.

Os maiores valores de vazões, em todos os pontos de amostragens, ocorreram em dezembro de 2009, devido ao maior índice pluviométrico na época. Os menores valores de vazões ocorreram em abril de 2009, novembro de 2010 e fevereiro de 2011.

4.2 Avaliação Qualitativa

Os resultados de qualidade da água nos 8 pontos de amostragens no período de janeiro de 2009 a fevereiro de 2011 são mostrados no Apêndice B.

A Figura 19 mostra os valores de temperatura do ar. O valor mínimo foi de 15,0 °C em agosto de 2009 nos pontos de amostragens QA1, QA4 e QA6 e o valor máximo foi de 25,1 °C em fevereiro de 2011 no ponto de amostragem QA5. Observou-se uma variação de temperatura do ar de 10,1 °C entre o inverno e o verão. Em agosto de 2009 apresentou a temperatura do ar mais baixa, variando entre 15 e 16 °C (média de 15,6 °C).

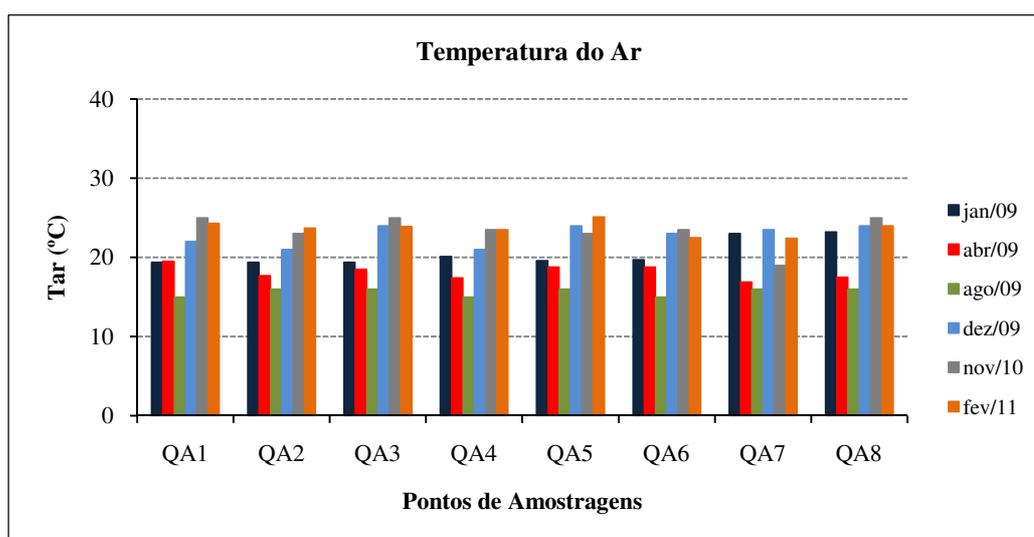


Figura 19 – Temperatura do ar nos pontos de amostragens e período realizado

A Figura 20 mostra os valores de temperatura da água. O valor mínimo foi de 13,6 °C em agosto de 2009 no ponto de amostragem QA8 e o valor máximo foi de 23,5 °C em fevereiro de 2011 também no mesmo ponto de amostragem (QA8). Observou-se uma variação de temperatura da água de 9,9 °C entre o inverno e o verão. Agosto de 2009 apresentou a temperatura da água mais baixa, variando entre 13,6 a 14,8 °C (média de 14,0 °C) e fevereiro de 2011 a temperatura da água mais alta, variando entre 21,7 a 23,5 °C (média de 22,8 °C).

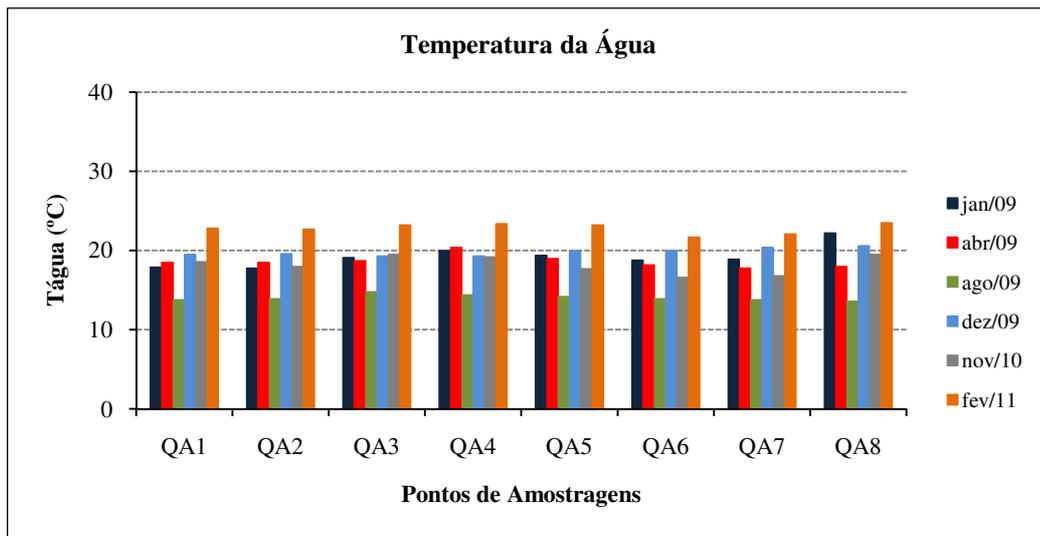


Figura 20 – Temperatura da água nos pontos de amostragens e período realizado

A Figura 21 mostra os valores de turbidez. O valor mínimo foi de 2,4 UNT em novembro de 2010 no ponto de amostragem QA8 com média de 5,7 UNT. Esse ponto está localizado em área rural e próximo ao seu exutório. O valor máximo foi de 14,3 UNT em agosto de 2009 no ponto de amostragem QA5. Esse ponto está localizado após a área urbana e a montante do ponto de lançamento do efluente da ETE. Em seu tributário ocorreu um aumento de turbidez do ponto de amostragem QA3 (média de 6,0 UNT) para o ponto QA4 (média de 8,9 UNT) em todas as amostragens. O ponto QA4 está localizado em área urbana sendo afetado por lançamentos de efluentes domésticos. Os limites de turbidez estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 para rios de classe 1 (≤ 40 UNT) e rios de classes 2 e 3 (≤ 100 UNT) não foram excedidos em nenhum ponto de amostragem.

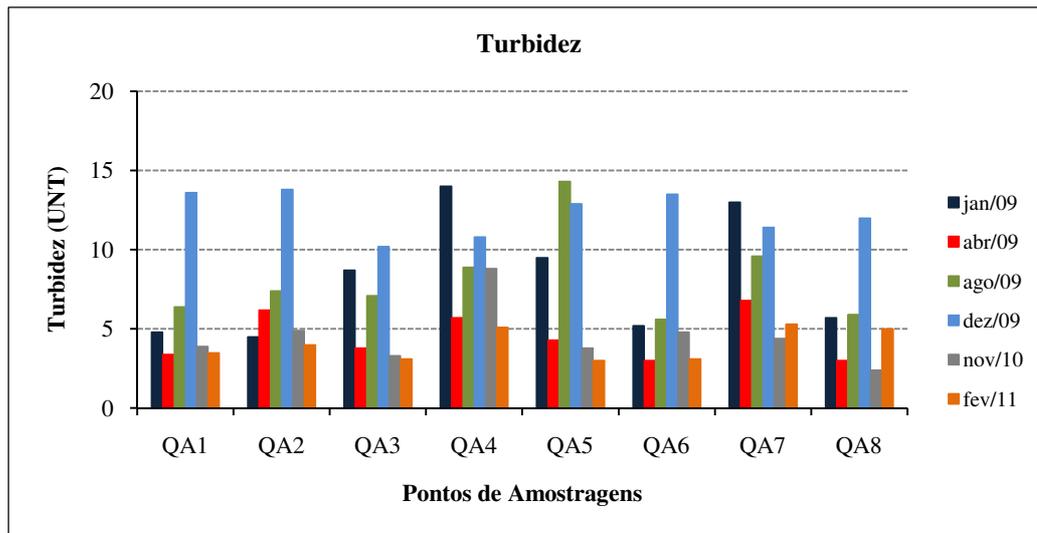


Figura 21 – Turbidez nos pontos de amostragens e período realizado

A Figura 22 mostra os valores de pH. Essa variável de qualidade da água apresentou pequena variação entre os pontos de amostragens e o período realizado. O ponto QA4 foi o que apresentou menores valores. Esse ponto está localizado em área urbana sendo afetado por lançamentos de efluentes domésticos. Os limites de pH estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 para rios de classes 1, 2, 3 e 4 (entre 6 - 9) não foram excedidos em nenhum ponto de amostragem.

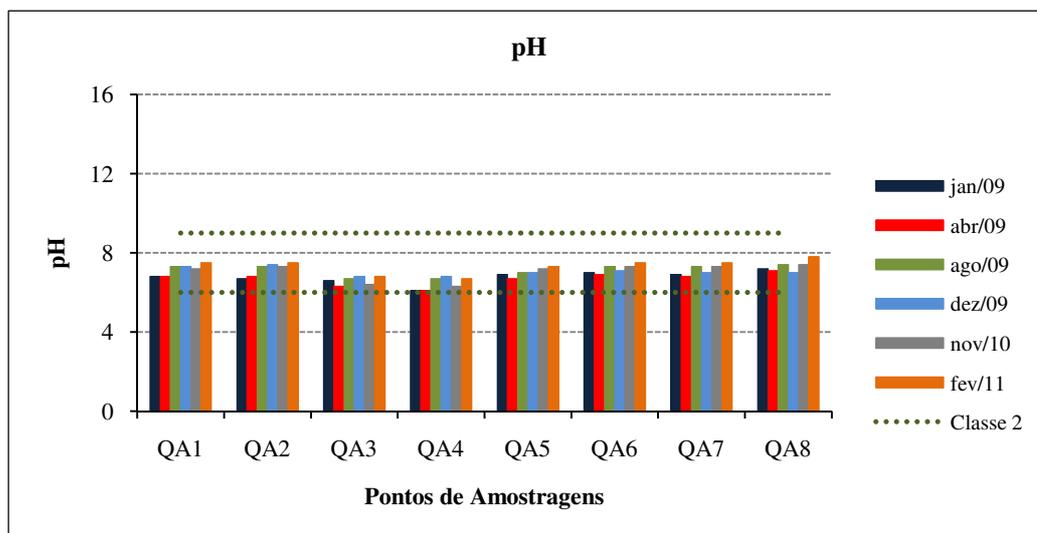


Figura 22 – pH nos pontos de amostragens e período realizado

A Figura 23 mostra os valores de condutividade elétrica. O valor mínimo foi de 31,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em dezembro de 2009 no ponto de amostragem QA7. Esse ponto está localizado no tributário do arroio Jacutinga, em área rural. O valor máximo foi de 173,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em abril de

2009 no ponto de amostragem QA4 com média de 110,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Esse ponto está localizado em área urbana sendo afetado por lançamentos de efluentes domésticos. Os valores de condutividade elétrica nos pontos localizados a montante da área urbana, sem interferência da urbanização (QA1 e QA3) e o ponto QA7 (tributário) localizado em área rural, apresentaram valores médios sempre menores que os demais pontos de amostragens. Também a condutividade elétrica foi menor em todos os pontos de amostragens em maior vazão (dezembro de 2009). Em seu tributário ocorreu um aumento de condutividade elétrica do ponto de amostragem QA3 (média de 52,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$) para o ponto QA4 (média de 110,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$) em todas as amostragens.

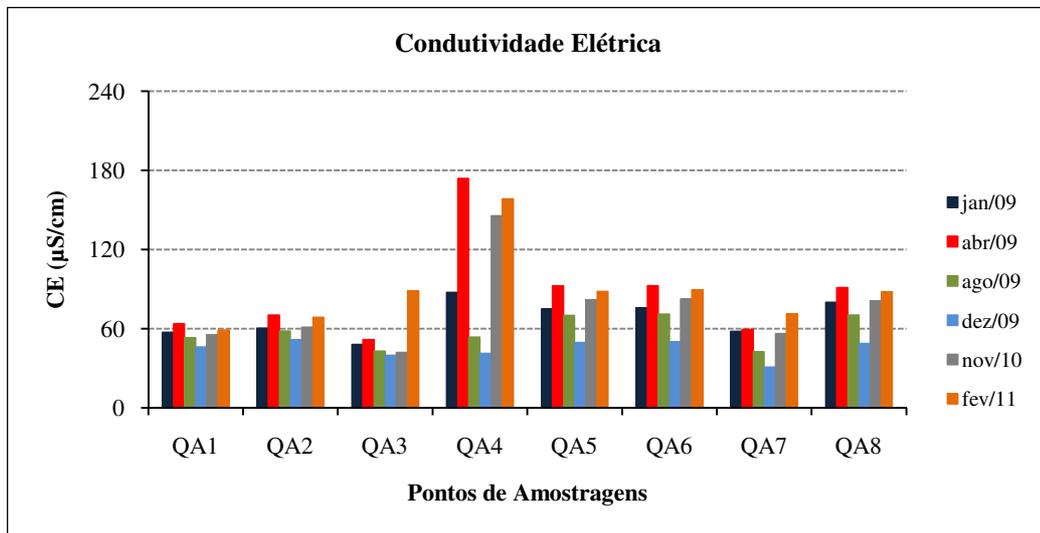


Figura 23 – Condutividade elétrica nos pontos de amostragens e período realizado

A Figura 24 mostra os valores de OD. O valor mínimo foi de 3,4 mg/L em abril de 2009 no ponto de amostragem QA4 com média de 5,8 mg/L. Esse ponto está localizado em área urbana sendo afetado por lançamentos de efluentes domésticos. O valor máximo foi de 9,7 mg/L em agosto de 2009 no ponto de amostragem QA8 com média de 8,8 mg/L. Esse ponto está localizado em área rural e próximo ao seu exutório. Em seu tributário ocorreu uma redução de OD do ponto de amostragem QA3 (média de 7,0 mg/L) para o ponto QA4 (média de 5,8 mg/L) em todas as amostragens. Os limites de OD estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 para rios de classe 1 (≥ 6 mg/L) foram excedidos no ponto de amostragem QA4 (abr/09, nov/10 e fev/11) e QA3 (fev/11). Para rios de classe 2 (≥ 5 mg/L) foram excedidos no ponto de amostragem QA4 (abr/09 e fev/11) e QA3 (fev/11). Para rios de classe 3 (≥ 4 mg/L) foram excedidos no ponto de amostragem QA4 (abr/09 e fev/11). Para rios de classe 4 (≥ 2 mg/L) foram excedidos em todos os pontos de amostragens. Em agosto

de 2009 apresentou o OD mais alto (exceto no ponto de amostragem QA4), devido à temperatura da água mais baixa variando entre 13,6 a 14,8 °C (média de 14,0 °C).

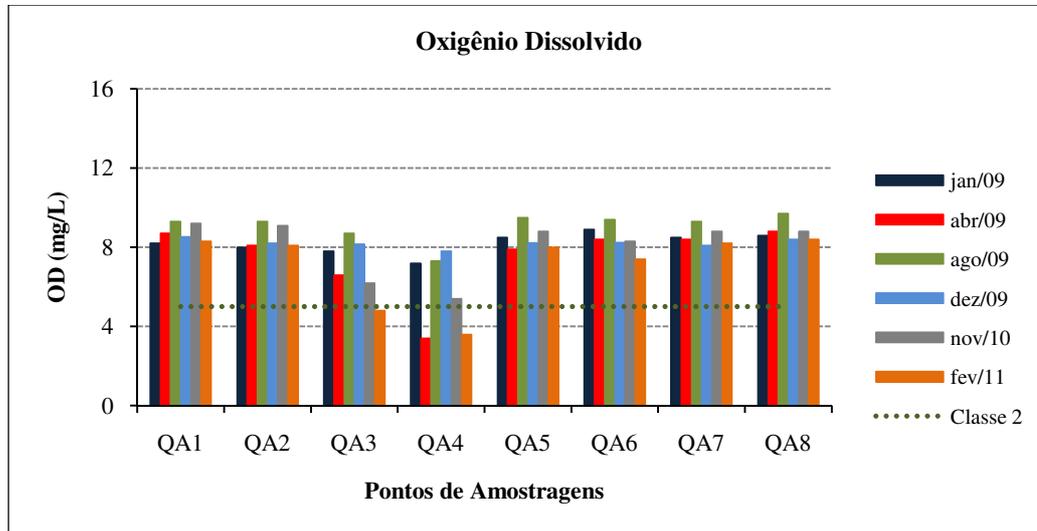


Figura 24 – Oxigênio dissolvido nos pontos de amostragens e período realizado

A Figura 25 mostra os valores de SST. O valor mínimo foi de 0,5 mg/L em novembro de 2010 no ponto de amostragem QA7. Esse ponto está localizado no tributário do arroio Jacutinga, em área rural. O valor máximo foi de 20,1 mg/L em janeiro de 2009 no ponto de amostragem QA4 com média de 8,0 mg/L. Esse ponto está localizado em área urbana sendo afetado por lançamentos de efluentes domésticos. Em seu tributário ocorreu uma redução de SST do ponto de amostragem QA3 para o ponto QA4 em praticamente todas as amostragens, exceto nas amostragens de janeiro e abril de 2009.

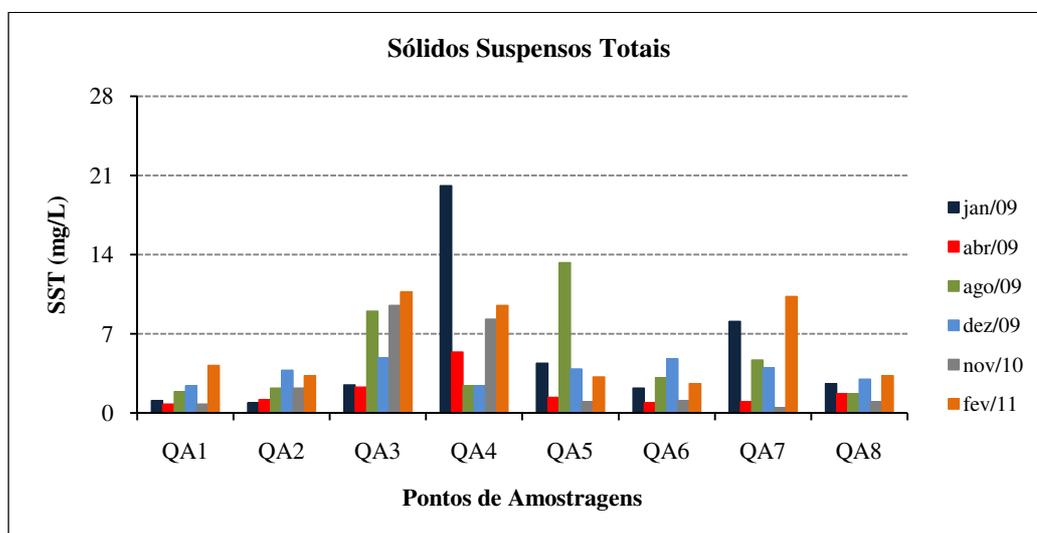


Figura 25 – Sólidos suspensos totais nos pontos de amostragens e período realizado

A Figura 26 mostra os valores de SDT. O valor mínimo foi de 22,0 mg/L em dezembro de 2009 no ponto de amostragem QA7 com média de 56,2 mg/L. Esse ponto está localizado no tributário do arroio Jacutinga, em área rural. O valor máximo foi de 138,1 mg/L em abril de 2009 no ponto de amostragem QA4 com média de 91,7 mg/L. Esse ponto está localizado em área urbana sendo afetado por lançamentos de efluentes domésticos. Em seu tributário ocorreu um aumento de SDT do ponto de amostragem QA3 (média de 59,1 mg/L) para o ponto QA4 (média de 91,7 mg/L) em todas as amostragens. Os limites de SDT estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 para rios de classes 1, 2 e 3 (≤ 500 mg/L) não foram excedidos em nenhum ponto de amostragem.

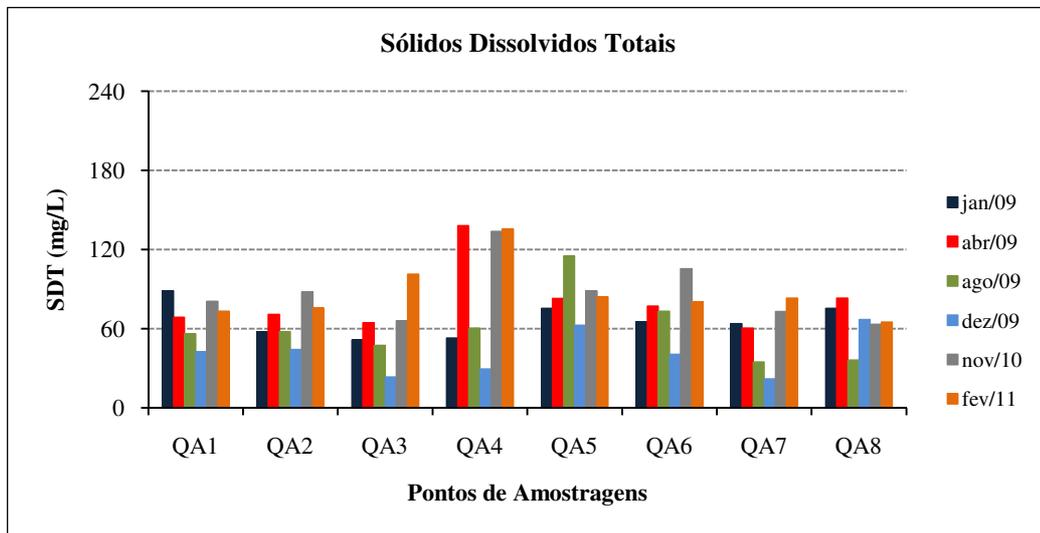


Figura 26 – Sólidos dissolvidos totais nos pontos de amostragens e período realizado

A Figura 27 mostra os valores de ST. O valor mínimo foi de 26,0 mg/L em dezembro de 2009 no ponto de amostragem QA7 com média de 61,0 mg/L. Esse ponto está localizado no tributário do arroio Jacutinga, em área rural. O valor máximo foi de 145,0 mg/L em fevereiro de 2011 no ponto de amostragem QA4 com média de 99,8 mg/L. Esse ponto está localizado em área urbana sendo afetado por lançamentos de efluentes domésticos. Em seu tributário ocorreu um aumento de ST do ponto de amostragem QA3 (média de 65,6 mg/L) para o ponto QA4 (média de 99,8 mg/L) em todas as amostragens.

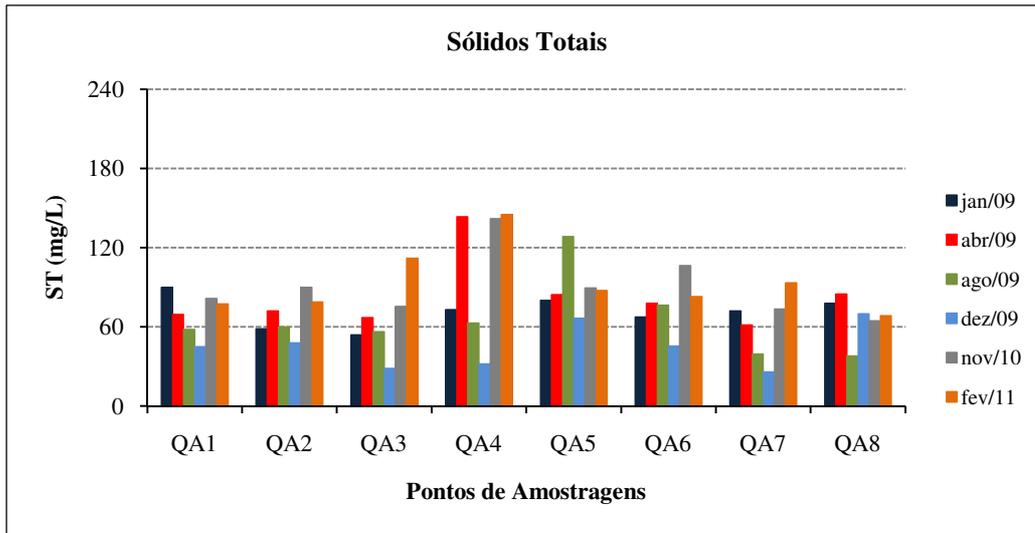


Figura 27 – Sólidos totais nos pontos de amostragens e período realizado

A Figura 28 mostra os valores de DBO. O valor mínimo foi de 0,1 mg/L em novembro de 2010 no ponto de amostragem QA7 com média de 0,8 mg/L. Esse ponto está localizado no tributário do arroio Jacutinga, em área rural. O valor máximo foi de 2,0 mg/L em dezembro de 2009 no ponto de amostragem QA2. Esse ponto está localizado em área urbana. Em seu tributário ocorreu um aumento de DBO do ponto de amostragem QA3 (média de 0,9 mg/L) para o ponto QA4 (média de 1,3 mg/L) em todas as amostragens. Os limites de DBO estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/05 para rios de classe 1 (≤ 3 mg/L), classe 2 (≤ 5 mg/L) e classe 3 (≤ 10 mg/L) não foram excedidos em nenhum ponto de amostragem.

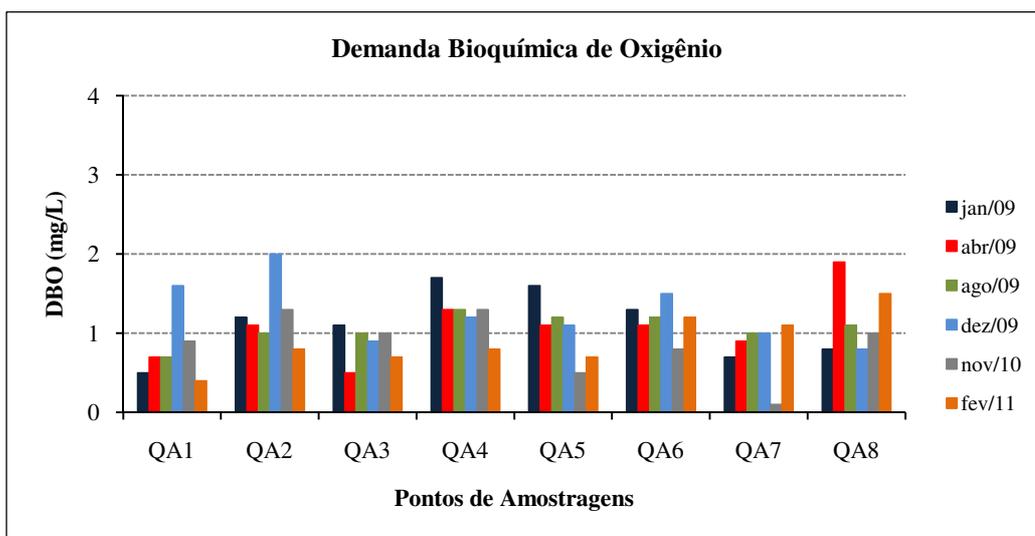


Figura 28 – Demanda bioquímica de oxigênio nos pontos de amostragens e período realizado

A Figura 29 mostra os valores de DQO. O valor mínimo foi de 1,5 mg/L em dezembro de 2009 no ponto de amostragem QA3. Esse ponto está localizado a montante da área urbana, sem interferência da urbanização. O valor máximo foi de 26,6 mg/L em fevereiro de 2011 no ponto de amostragem QA6 com média de 11,8 mg/L. Esse ponto está localizado a jusante do lançamento do efluente da ETE. Em seu tributário ocorreu um aumento de DQO do ponto de amostragem QA3 (média de 5,6 mg/L) para o ponto QA4 (média de 7,8 mg/L) em todas as amostragens.

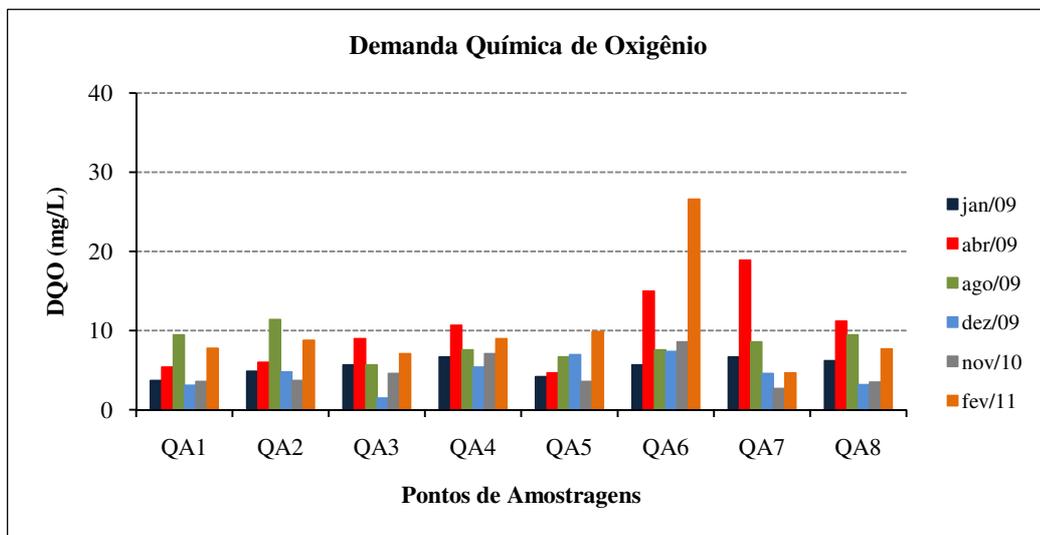


Figura 29 – Demanda química de oxigênio nos pontos de amostragens e período realizado

A Figura 30 mostra os valores de coliformes totais. O valor mínimo foi de 189 NMP/100 mL em novembro de 2010 no ponto de amostragem QA3. Esse ponto está localizado a montante da área urbana, sem interferência da urbanização. O valor máximo foi de 161600 NMP/100 mL em abril de 2009 no ponto de amostragem QA4 com média de 36412 NMP/100 mL. Esse ponto está localizado em área urbana sendo afetado por lançamentos de efluentes domésticos. Em seu tributário ocorreu um aumento de coliformes totais do ponto de amostragem QA3 (média de 6856 NMP/100 mL) para o ponto QA4 (média de 36412 NMP/100 mL) em todas as amostragens. Em agosto de 2009 apresentou os valores de coliformes totais mais baixos.

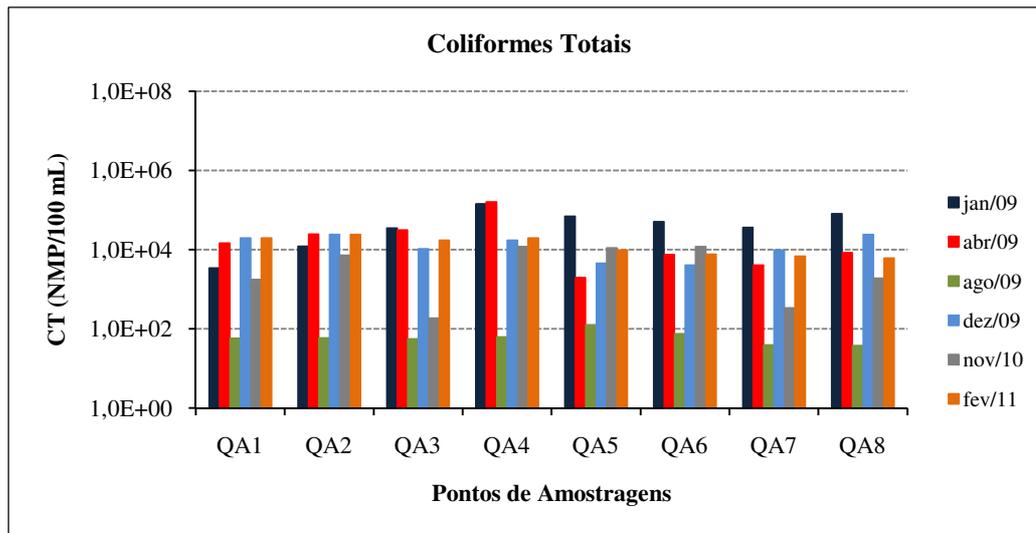


Figura 30 – Coliformes totais nos pontos de amostragens e período realizado

A Figura 31 mostra os valores de *Escherichia coli*. O valor mínimo foi de 31 NMP/100 mL em novembro de 2010 no ponto de amostragem QA3. Esse ponto está localizado a montante da área urbana, sem interferência da urbanização. O valor máximo foi de 6488 NMP/100 mL em janeiro de 2009 no ponto de amostragem QA4. Esse ponto está localizado em área urbana sendo afetado por lançamentos de efluentes domésticos. Em seu tributário ocorreu um aumento de *Escherichia coli* do ponto de amostragem QA3 (média de 250 NMP/100 mL) para o ponto QA4 (média de 995 NMP/100 mL) em todas as amostragens. Os limites de *Escherichia coli* estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 para rios de classe 1 (≤ 200 NMP/100 mL) para valores médios por pontos de amostragens, foram excedidos em todos os pontos de amostragens, exceto no ponto QA7. Para rios de classe 2 (≤ 1000 mg/L) foi excedido apenas no ponto de amostragem QA5. Para rios de classe 3 (≤ 4000 mg/L) não foram excedidos em nenhum ponto de amostragem.

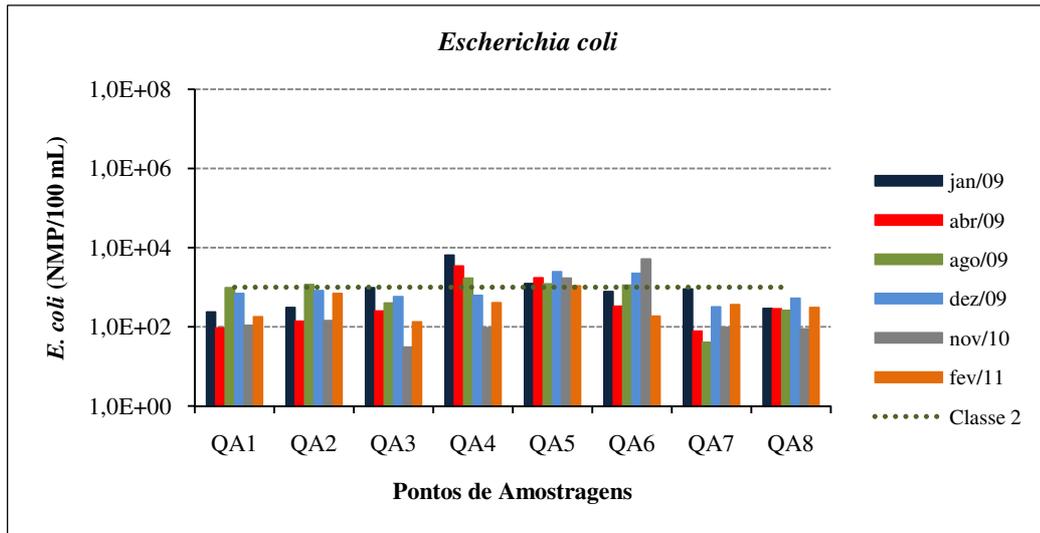


Figura 31 – *Escherichia coli* nos pontos de amostragens e período realizado

O Apêndice C mostra a estatística básica referente às variáveis de qualidade da água por pontos de amostragens.

A Tabela 15 mostra a situação atual em que os de corpos de água encontram-se enquadrados, com relação à média por pontos de amostragens, referentes às classes de qualidade, conforme a Resolução CONAMA nº 357/05.

Tabela 15 – Situação atual em que os de corpos de água encontram-se enquadrados, com relação à média

Variáveis	Unidades	Pontos de Amostragens							
		QA1	QA2	QA3	QA4	QA5	QA6	QA7	QA8
Turbidez	UNT	1	1	1	1	1	1	1	1
pH	-	1	1	1	1	1	1	1	1
OD	mg/L	1	1	1	2	1	1	1	1
SDT	mg/L	1	1	1	1	1	1	1	1
DBO	mg/L	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>E. coli</i> **	NMP/100 mL	2	2	2	2	3	2	1	2

Notas: pH: potencial hidrogeniônico; OD: oxigênio dissolvido; SDT: sólidos dissolvidos totais; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; *E. coli*: *Escherichia coli*; **: média geométrica.

A Figura 32 mostra a situação atual para as variáveis turbidez, pH, sólidos dissolvidos totais e DBO. Para essas variáveis em todos os pontos de amostragens ficaram dentro dos limites da classe 1, conforme a Resolução CONAMA nº 357/05.

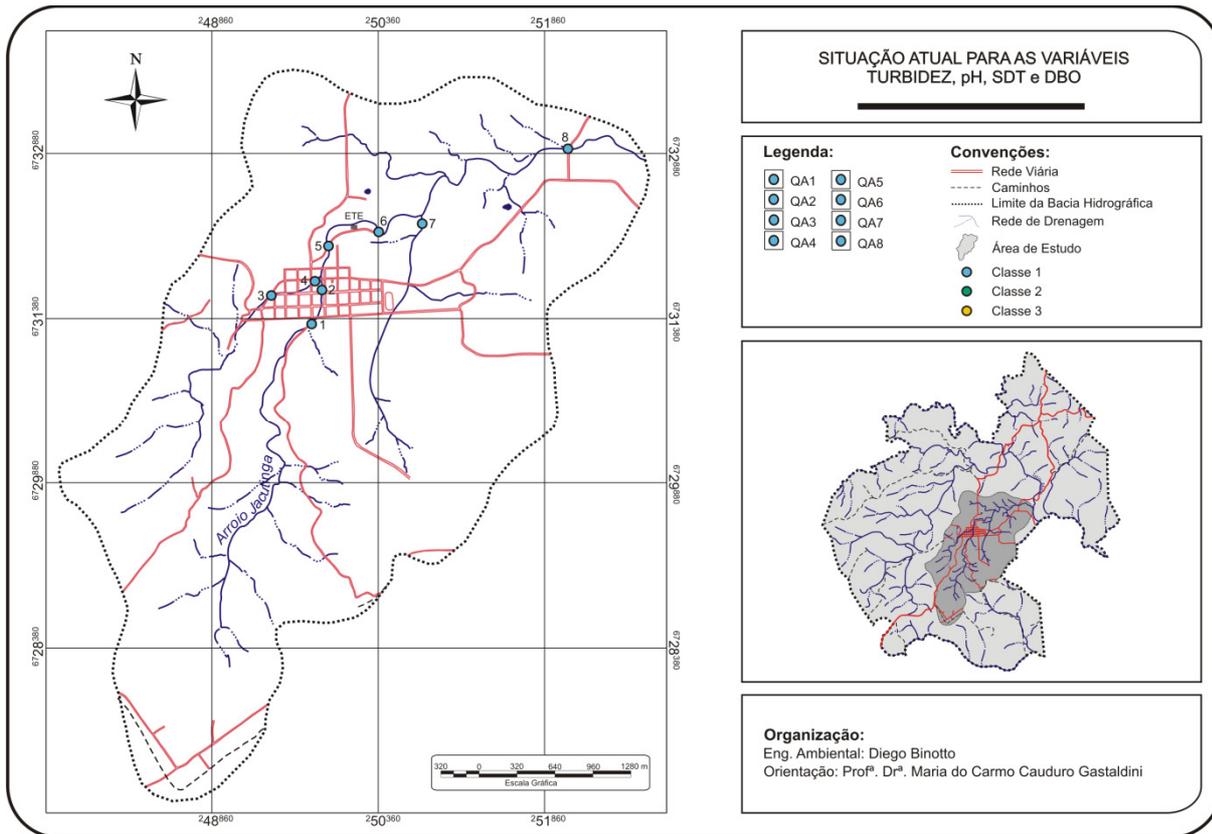


Figura 32 – Situação atual para as variáveis turbidez, pH, SDT e DBO

A Figura 33 mostra a situação atual para a variável OD. Para essa variável em todos os pontos de amostragens ficou dentro dos limites da classe 1, exceto no ponto de amostragem QA4, onde ficou dentro dos limites da classe 2, conforme a Resolução CONAMA nº 357/05.

A Figura 34 mostra a situação atual para a variável *Escherichia coli*. Para essa variável em todos os pontos de amostragens ficou dentro dos limites da classe 2, exceto no ponto de amostragem QA5 onde ficou dentro dos limites da classe 3, e o ponto de amostragem QA7 onde ficou dentro dos limites da classe 1, conforme a Resolução CONAMA nº 357/05.

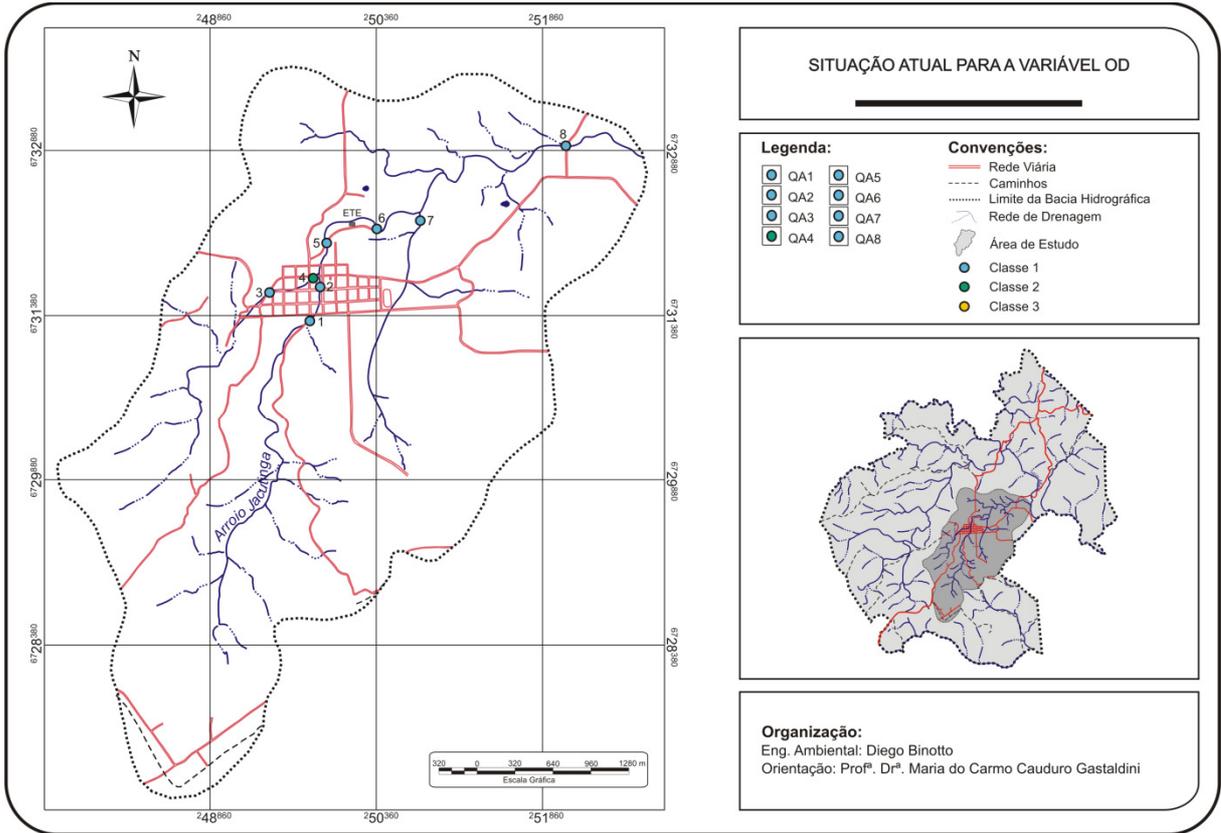


Figura 33 – Situação atual para a variável OD

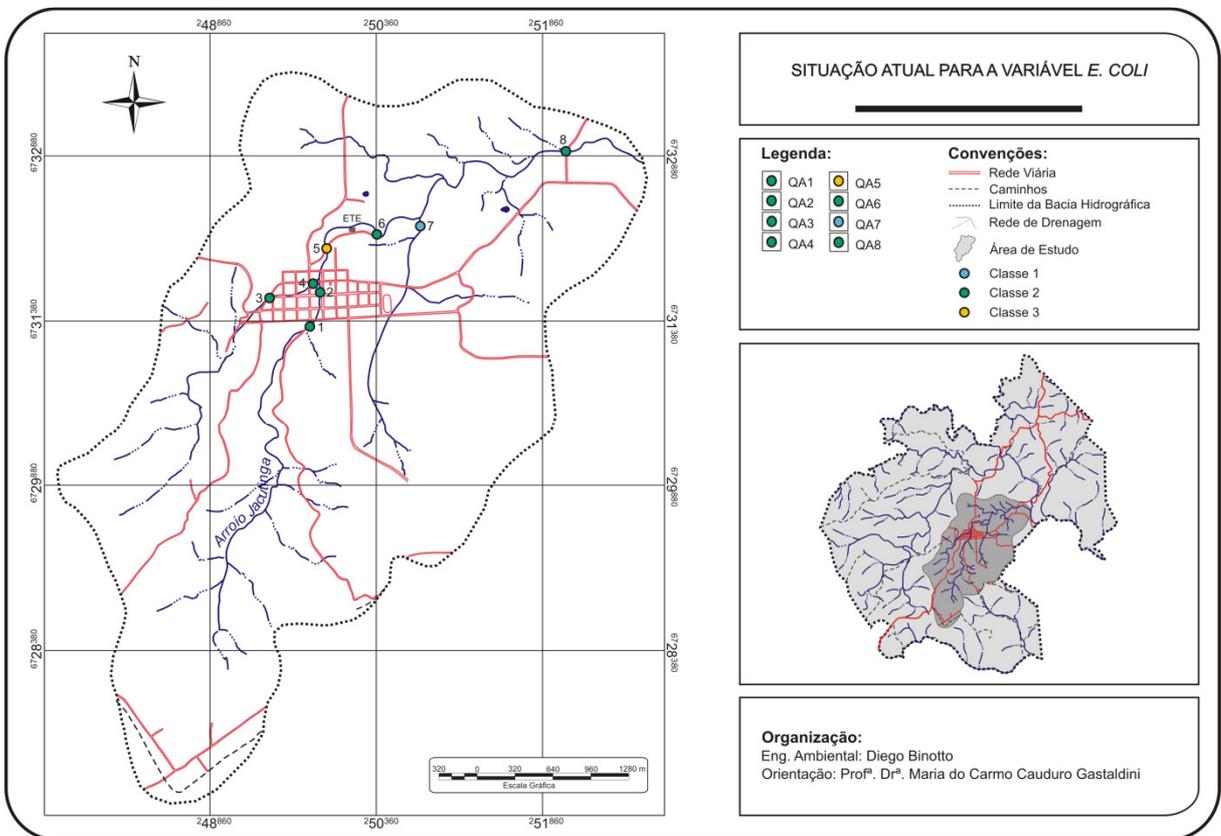


Figura 34 – Situação atual para a variável *Escherichia coli*

4.3 Curvas de Probabilidade das Variáveis de Qualidade da Água

A partir da avaliação qualitativa, foram construídas as curvas de probabilidade das variáveis de qualidade da água para as seguintes variáveis: turbidez, pH, OD, sólidos dissolvidos totais, DBO e *Escherichia coli*, conjuntamente com todos os pontos de amostragens, considerando as probabilidades de atendimento em relação às classes de qualidade associadas aos riscos de não atendimento, conforme estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/05. Para as variáveis turbidez, pH, sólidos dissolvidos totais e DBO há uma probabilidade de 100% de atendimento para a classe 1, conforme a Resolução CONAMA nº 357/05 (Figuras 35, 36, 37 e 38).

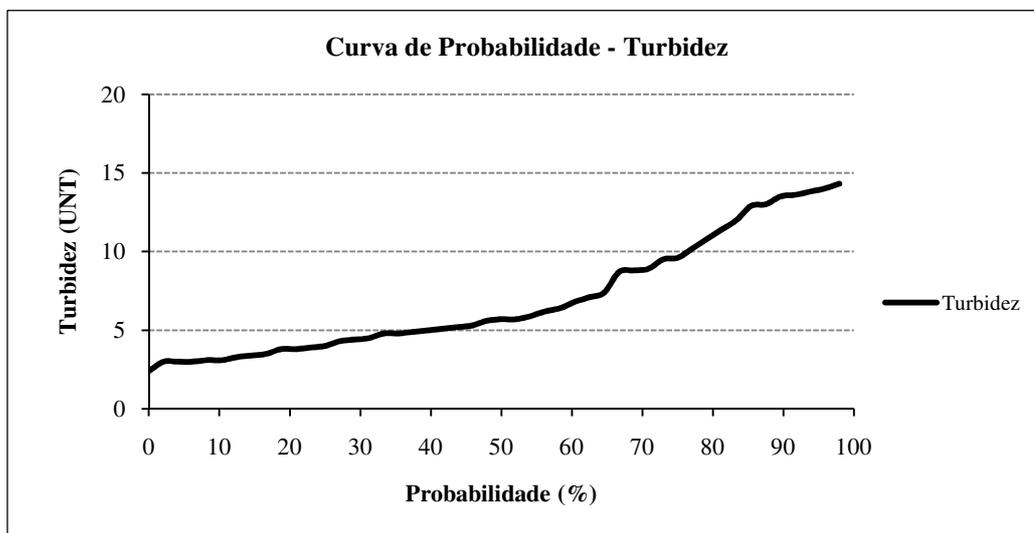


Figura 35 – Curva de probabilidade para a variável turbidez

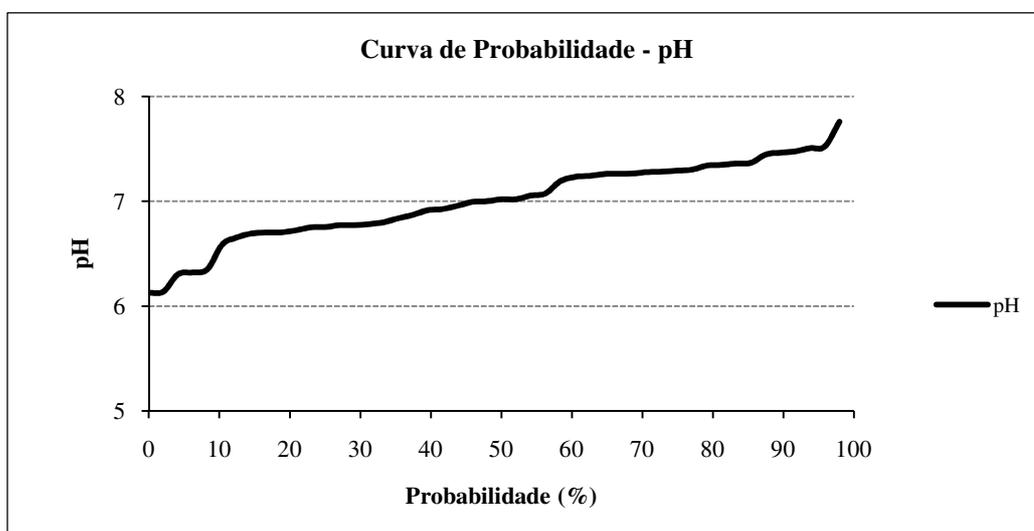


Figura 36 – Curva de probabilidade para a variável pH

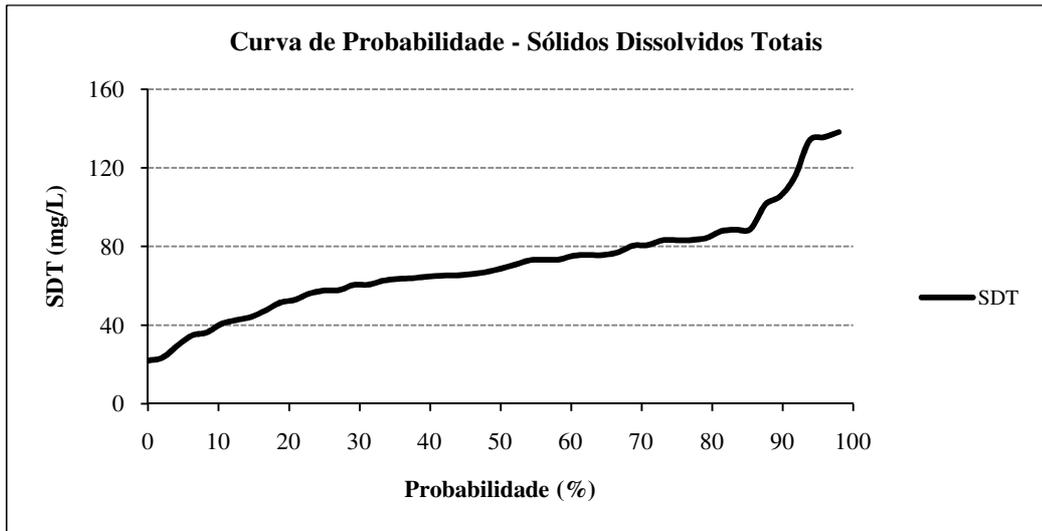


Figura 37 – Curva de probabilidade para a variável sólidos dissolvidos totais

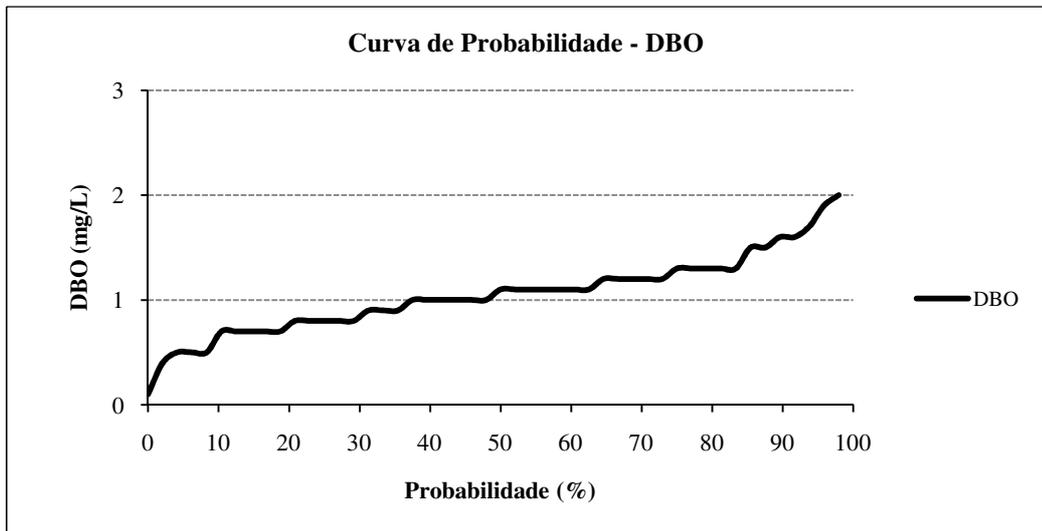


Figura 38 – Curva de probabilidade para a variável DBO

Para a variável OD há uma probabilidade de aproximadamente 8% de não atendimento para a classe 1 (≥ 6 mg/L), conforme a Resolução CONAMA nº 357/05. Logo, para a classe 1, há uma probabilidade de aproximadamente 92% de atendimento. Para a classe 2 (≥ 5 mg/L) há uma probabilidade de aproximadamente 4% de não atendimento, ou seja, aproximadamente 96% de atendimento. Para a classe 3 (≥ 4 mg/L) há uma probabilidade de aproximadamente 98% de atendimento e para a classe 4 (≥ 2 mg/L) há uma probabilidade de aproximadamente 100% de atendimento (Figura 39).

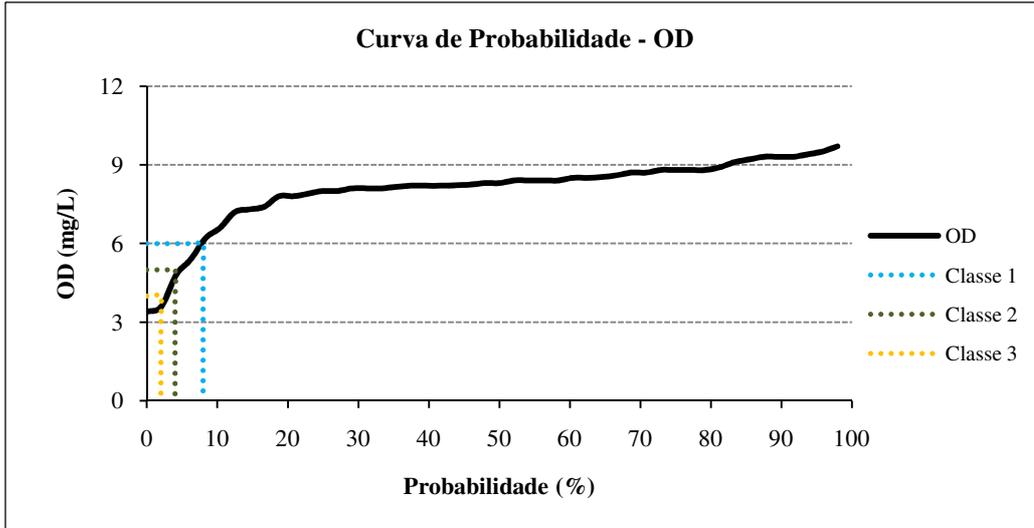


Figura 39 – Curva de probabilidade para a variável OD

Para a variável *Escherichia coli* há uma probabilidade de aproximadamente 25% de atendimento para a classe 1 (≤ 200 NMP/100 mL), conforme a Resolução CONAMA nº 357/05. Para a classe 2, há uma probabilidade de aproximadamente 70% de atendimento. Para a classe 3 (≤ 4000 NMP/100 mL) há uma probabilidade de aproximadamente 94% de atendimento (Figura 40).

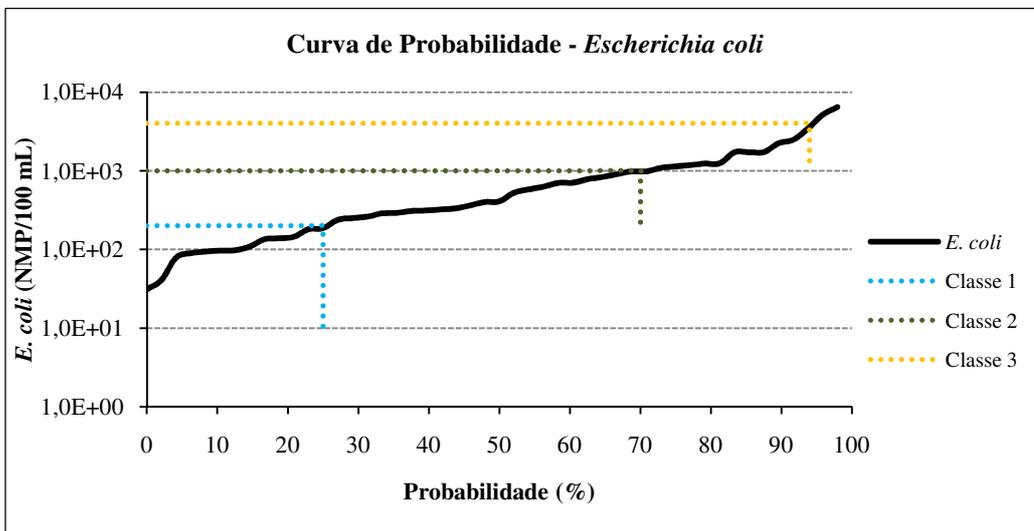


Figura 40 – Curva de probabilidade para a variável *Escherichia coli*

A Figura 41 mostra, de forma resumida, a probabilidade de não atendimento as classes de qualidade, conforme a Resolução CONAMA nº 357/05, segundo as curvas de probabilidade apresentadas anteriormente. Observou-se que a variável *Escherichia coli* apresentou menor atendimento seguido pela variável OD, mostrando que o principal problema

da bacia hidrográfica do arroio Jacutinga é o lançamento de efluentes domésticos lançados parcialmente sem tratamento.

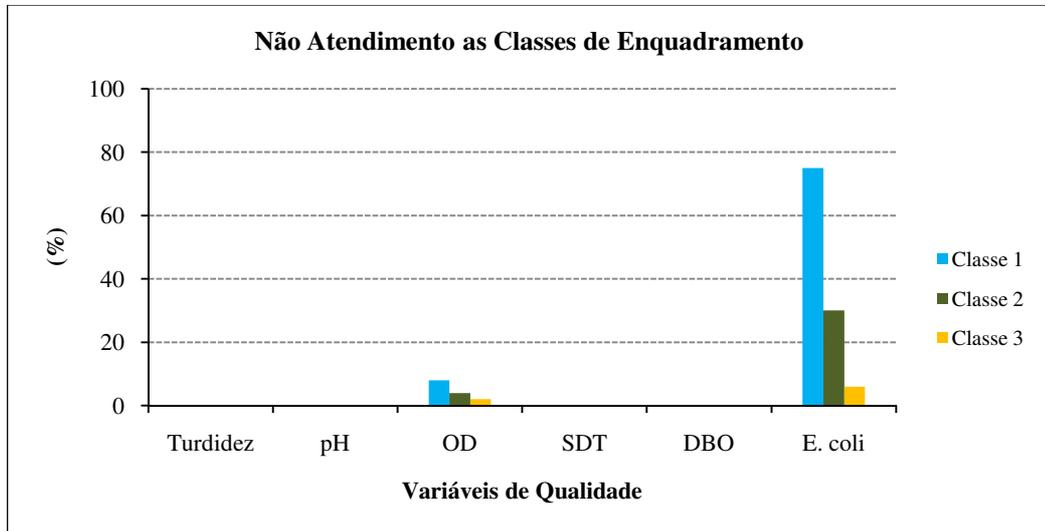


Figura 41 – Não atendimento as classes de enquadramento, conforme a Resolução CONAMA nº 357/05

4.4 Modelo de Streeter-Phelps

4.4.1 Perfil de OD ao longo do tempo e da distância

A Figura 42 mostra o perfil de OD ao longo do tempo e da distância. Para avaliar a capacidade de autodepuração do arroio Jacutinga, foi utilizado o trecho com extensão de 3,74 Km, no arroio principal, desde o ponto de amostragens QA1 até o QA8, passando pelos pontos de amostragens QA2, QA5 e QA6. Esse trecho recebe lançamentos dos tributários, representados pelos pontos de amostragens QA4 e QA7 e pelo lançamento de efluentes da ETE.

O perfil de OD ao longo do tempo e da distância foi satisfatório, pois os valores de OD calculados pelo modelo de Streeter-Phelps estão próximos dos observados. Os valores de OD ficaram dentro dos limites estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/05 para a classe 1 ($OD \geq 6 \text{ mg/L}$), indicando uma boa qualidade da água ao longo do arroio Jacutinga. Após os lançamentos dos tributários e do efluente da ETE, houve uma pequena queda no valor de OD.

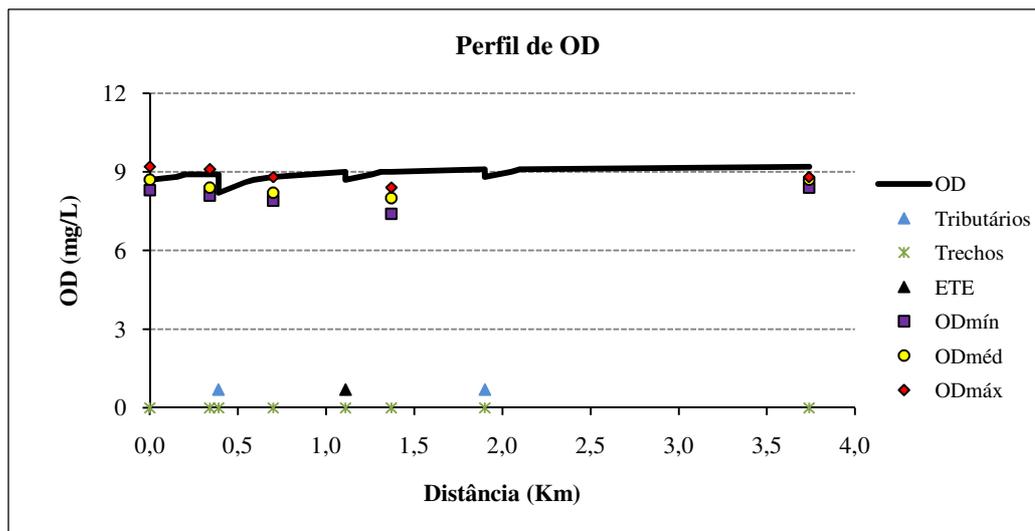


Figura 42 – Perfil de OD ao longo do tempo e da distância

4.5 Proposta de Enquadramento dos Corpos de Água

A proposta de enquadramento dos corpos de água para a bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, município de Ivorá-RS, foi baseada nos usos da água e na situação atual da qualidade da água.

Os usos da água na bacia são para a irrigação de hortaliças e plantas frutíferas (classe 2), dessedentação de animais (classe 3), receptoras e diluidoras dos efluentes domésticos lançados parcialmente sem tratamento e pelo lançamento de efluentes da ETE.

Com relação à situação atual da qualidade da água para as variáveis turbidez, pH, SDT e DBO ficaram dentro dos limites da classe 1 em todos os pontos de amostragens. Para a variável OD ficou dentro dos limites da classe 1, exceto no ponto de amostragem QA4, onde ficou dentro dos limites da classe 2. Para a variável *Escherichia coli* ficou dentro dos limites da classe 2, exceto no ponto de amostragem QA7, onde ficou dentro dos limites da classe 1 e o ponto de amostragem QA5, onde ficou dentro dos limites da classe 3.

O ponto de amostragem QA5 (média de 1525 NMP/100 mL) de acordo com a situação atual ficou dentro dos limites da classe 3, em função da variável *Escherichia coli*. Esse ponto está localizado após a área urbana e a montante do ponto de lançamento do efluente da ETE. Essa situação atual é devido ao ponto de amostragem QA4 (média de 995 NMP/100 mL). Esse ponto está localizado em área urbana sendo afetado por lançamentos de efluentes domésticos. O trecho que compreende este ponto de amostragem (trecho QA3-QA4) não possui rede coletora de efluentes domésticos.

A Figura 43 mostra os usos da água na bacia hidrográfica do arroio Jacutinga e a situação atual.

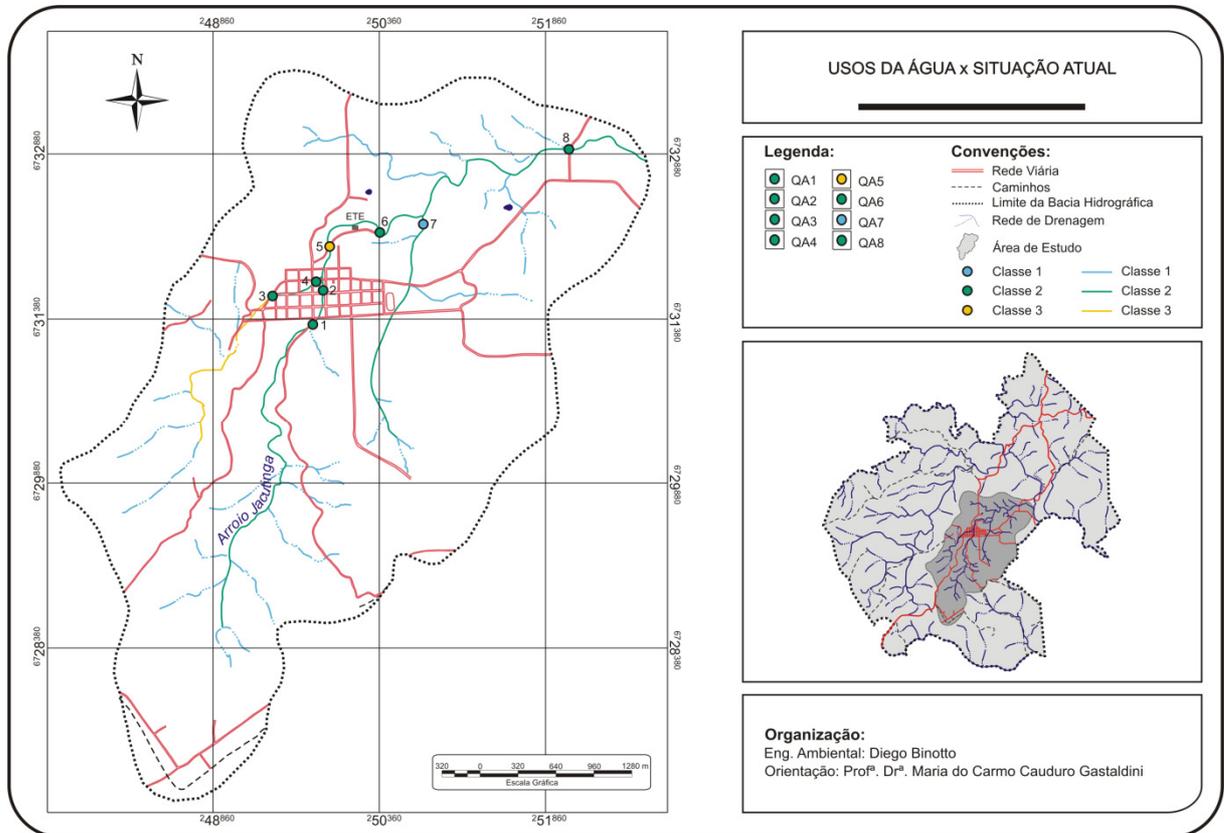


Figura 43 – Usos da água e a situação atual

A sugestão de proposta de enquadramento dos corpos de água para a bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, baseada nos usos da água e na situação atual da qualidade da água, seria realizar medidas mitigadoras na área do ponto de amostragem QA5, a fim de que suas águas fiquem dentro dos limites da classe 2, através da implantação de rede coletora de efluentes domésticos, no trecho que compreende os pontos de amostragens QA3-QA4 ligando a ETE. (Figura 44). Os corpos de água de classe 2, podem ser utilizados para o abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário (conforme a Resolução CONAMA nº 274/00) e para à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa a vir a ter contato direto.

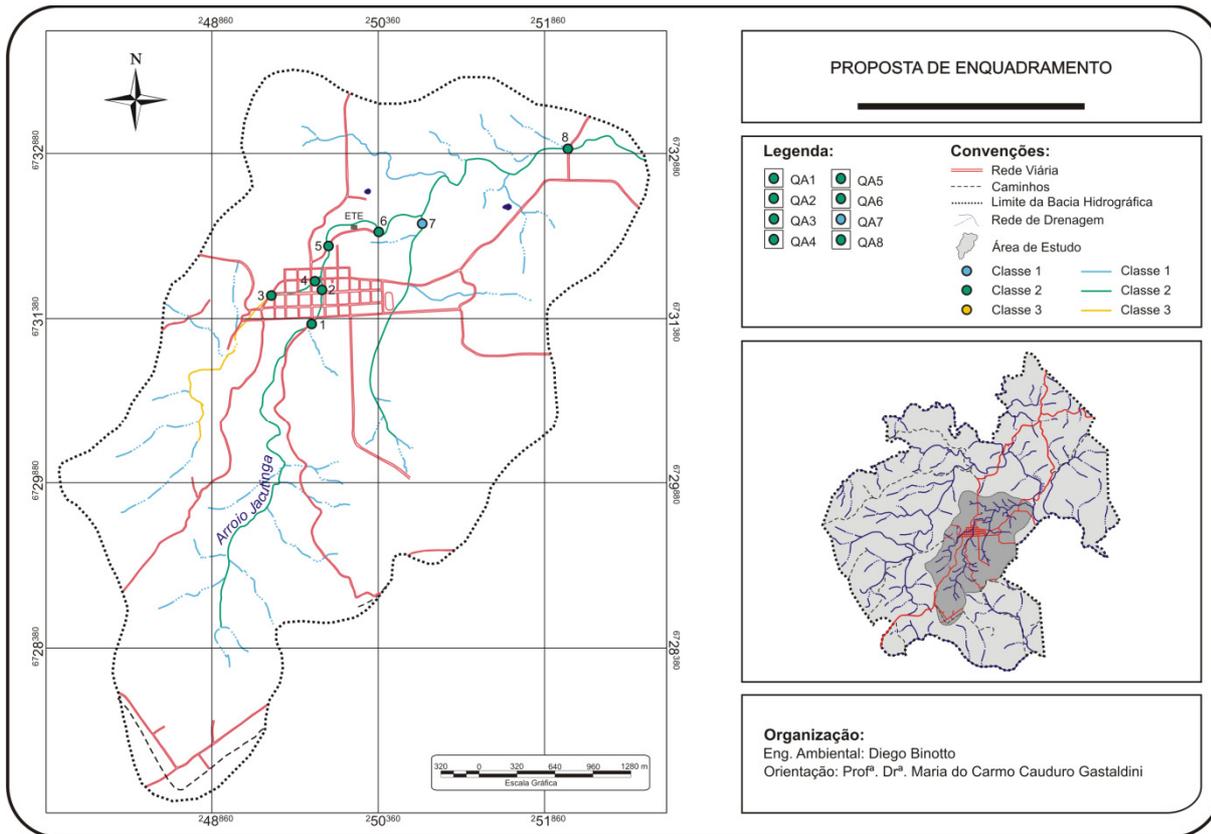


Figura 44 – Proposta de enquadramento dos corpos de água para a bacia hidrográfica do arroio Jacutinga

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A pesquisa teve como objetivo geral sugerir a proposta de enquadramento dos corpos de água para a bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, município de Ivorá-RS, baseada nos usos da água e na situação atual da qualidade da água. Para isso foi avaliado a qualidade da água em pontos selecionados na bacia hidrográfica do arroio Jacutinga através de análises dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água frente aos padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05, também foi utilizado curvas de probabilidade das variáveis de qualidade da água, considerando as probabilidades de atendimento em relação às classes de qualidade associadas aos riscos de não atendimento, conforme estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/05 e utilizado o modelo de Streeter-Phelps para avaliar a capacidade de autodepuração do arroio.

A qualidade da água através da situação atual em que os corpos de água encontram-se enquadrados, com relação à média por pontos de amostragens referentes às classes de qualidade, conforme a Resolução CONAMA nº 357/05, mostrou que as variáveis turbidez, pH, SDT e DBO ficaram dentro dos limites da classe 1 em todos os pontos de amostragens. Para a variável OD ficou dentro dos limites da classe 1, exceto no ponto de amostragem QA4, onde ficou dentro dos limites da classe 2. Para a variável *Escherichia coli* ficou dentro dos limites da classe 2, exceto no ponto de amostragem QA5, onde ficou dentro dos limites da classe 3, e o ponto de amostragem QA7, onde ficou dentro dos limites da classe 1.

As curvas de probabilidade das variáveis de qualidade da água, conjuntamente com todos os pontos de amostragens, permitiram avaliar as probabilidades de atendimento em relação às classes de qualidade associadas aos riscos de não atendimento, conforme estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/05. Para as variáveis turbidez, pH, sólidos dissolvidos totais e DBO os resultados indicam que para essas variáveis a qualidade da água se encontra excelente, podendo, entretanto, ser aproveitadas em usos menos exigentes. Para a variável OD há uma probabilidade de aproximadamente 92% de atendimento para a classe 1, e essa probabilidade tende a aumentar em função das classes de qualidade menos restritiva. Para a variável *Escherichia coli*, verificou-se que, globalmente, já há um grau de comprometimento da qualidade da água.

As curvas de probabilidade das variáveis de qualidade da água também permitiram observar uma visão geral da qualidade da água na bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, através da utilização conjunta com todos os pontos de amostragens e as variáveis de qualidade

da água mais críticas em função do atendimento em relação às classes de qualidade, conforme a Resolução CONAMA nº 357/05, que foram OD e *Escherichia coli*.

A utilização do modelo de Streeter-Phelps para avaliar a capacidade de autodepuração do arroio mostrou que os valores de OD ficaram dentro dos limites da classe 1, indicando uma boa qualidade da água ao longo do arroio Jacutinga. Após os lançamentos dos tributários e da ETE, houve uma pequena queda na concentração de OD.

A partir dos usos da água e da situação atual da qualidade da água, através da avaliação qualitativa, pode-se sugerir a proposta de enquadramento dos corpos de água para a bacia hidrográfica do arroio Jacutinga. Os usos da água na bacia são para a irrigação de hortaliças e plantas frutíferas (classe 2), dessedentação de animais (classe 3), receptoras e diluidoras dos efluentes domésticos lançados parcialmente sem tratamento e pelo lançamento de efluentes da ETE. A sugestão de proposta de enquadramento dos corpos de água para a bacia hidrográfica do arroio Jacutinga, baseada nos usos da água e na situação atual da qualidade da água, seria realizar medidas mitigadoras na área do ponto de amostragem QA5, a fim de que suas águas fiquem dentro dos limites da classe 2, através da implantação de rede coletora de efluentes domésticos, no trecho que compreende os pontos de amostragens QA3-QA4 ligando a ETE.

Com isso, a bacia hidrográfica do arroio Jacutinga ficaria enquadrada na classe 1, o tributário que compreende o ponto de amostragem QA7 e classe 2, os demais trechos.

Recomenda-se a identificação, localização e quantificação das cargas das fontes de poluição difusa e a implantação de rede coletora de efluentes domésticos, no trecho que compreende os pontos de amostragens QA3-QA4 ligando a ETE.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9897**: Planejamento de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores. Rio de Janeiro, 1987.

ALLAN, J. David. **Stream Ecology: structure and function of running waters**. Kluwer Academic Publishers, 1995.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil**: informe 2009. Brasília: ANA, 2009a.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Implementação do Enquadramento em Bacias Hidrográficas no Brasil; Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos - Snirh no Brasil**: arquitetura computacional e sistêmica. Cadernos de Recursos Hídricos nº 6. Brasília: ANA, 2009b.

ANA. Agência Nacional de Águas. **O Enquadramento em Nível Nacional**. I Seminário Estadual sobre Enquadramento dos Corpos de Água. Botucatu: ANA, 2009c.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil**: informe 2010. Brasília: ANA, 2010.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th. ed. American Public Health Association. Washington, 1998.

ARCOVA, Francisco Carlos Soriano; CICCIO, Valdir de. Qualidade da Água de Microbacias com Diferentes Usos do Solo na Região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**. v. 56, dez., p. 125-134, 1999.

BANDEIRA, Adriano de Paula Fontainhas; MENDES, Carlos André Bulhões. Simulação de um Modelo Econômico para Redução de Cargas de Poluentes, Decorrentes da Atividade de Mineração em Bacias Hidrográficas. **Revista de Gestion del Agua de America Latina - Rega**. Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH. v. 6, n. 2, jul./dez., p. 5-18, 2009.

BENETTI, Antonio Domingues; LANNA, Antonio Eduardo; COBALCHINI, Maria Salete. Metodologias para Determinação de Vazões Ecológicas em rios. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH**. v. 8, n. 2, abr./jun., p. 149-160, 2003.

BEZERRA, Iury Steiner de Oliveira; MENDONÇA, Luiz Alberto Ribeiro; FRISCHKORN, Horst. Autodepuração de Cursos de Água: um programa de modelagem Streeter-Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose. **Revista Escola de Minas**. v. 61, n. 2, abr./jun., p. 149-160, 2008.

BOCKELMANN, Bettina Nicole; FENRICH, Eva K.; LIN, BinLiang; FALCONER, Roger Alexander. Development of an Ecohydraulics Model for Stream and River Restoration. **Ecological Engineering**. v. 22, july. p. 227-235, 2004.

BOLLMANN, Harry Alberto; EDWIGES, Thiago. Avaliação da Qualidade das Águas do Rio Belém, Curitiba-PR, com o Emprego de Indicadores Quantitativos e Perceptivos. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 13, n. 4, out./dez., p. 443-452, 2008.

BRAGA, Benedito; HESPANHOL, Ivanildo; CONEJO, João G. Lotufo; BARROS, Mário Thadeu L. de; SPENCER, Milton; PORTO, Mônica; NUCCI, Nelson; JULIANO, Neusa; EIGER, Sérgio. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice, 2002.

BRAGA, Benedito; PORTO, Mônica; TUCCI, Carlos Eduardo Morelli. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In: REBOUÇAS, Aldo da Cunha; BRAGA, Benedito; TUNDISI, Jose Galizia (Org.). **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, 2006.

BRANCO, Samuel Murgel. A Água e o Homem. In: PORTO, Rubem La Laina. (Org.). **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH, v. 3, 1991.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2 set. 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>. Acesso em: 6 mai. 2010.

BRASIL. Lei nº 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, DF, 9 jan. 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm>. Acesso em: 6 mai. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos - CNRH. Resolução CNRH nº 91, de 5 de novembro de 2008. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 6 fev. 2009. Disponível em: <http://www.cnrh.gov.br/sitio/index.php?option=com_content&view=article&id=14>. Acesso em: 10 mai. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do território nacional. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 30 jul. 1986. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=43>>. Acesso em: 25 jun. 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 25 jan. 2001. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272>>. Acesso em: 29 mar. 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução CONAMA 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**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 2 mar. 2010.

BRASIL. Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul - CRH/RS. Resolução nº 15, de 5 de setembro de 2005. Aprova o enquadramento das águas da bacia hidrográfica do rio Santa Maria. Disponível em: < <http://www.sema.rs.gov.br/upload/Resolucao%20CRH%2015-2005.pdf> >. Acesso em: 20 jul. 2011.

BRASIL. Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul - CRH/RS. Resolução nº 50, de 6 de novembro de 2008. Aprova o enquadramento das águas das bacias hidrográficas dos rios Caí, Pardo, Tramandaí e do logo Guaíba. Disponível em: <<http://www.sema.rs.gov.br/upload/Resolucao%20CRH%2050-2008.pdf>>. Acesso em: 20 jul. 2011.

BRASIL. Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul - CRH/RS. Resolução nº 53, de 4 de março de 2009. Aprova os prazos máximos para atingir a meta final e a meta intermediária do enquadramento das águas da bacia hidrográfica do rio Caí. Disponível em: <<http://www.sema.rs.gov.br/upload/Resolucao%20CRH%2053-2009.pdf>>. Acesso em: 20 jul. 2011.

BRASIL. Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul - CRH/RS. Resolução nº 54, de 4 de março de 2009. Aprova o enquadramento das lagoas da bacia hidrográfica do rio Tramandaí. Disponível em: < <http://www.sema.rs.gov.br/upload/Resolucao%20CRH%2054-2009.pdf> >. Acesso em: 20 jul. 2011.

BRASIL. Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul - CRH/RS. Resolução nº 58, de 24 de junho de 2009. Aprova o enquadramento das águas da bacia hidrográfica do rio

Gravataí. Disponível em: < <http://www.sema.rs.gov.br/upload/Resolucao%20CRH%2058-2009.pdf> >. Acesso em: 20 jul. 2011.

BRITES, Ana Paula Zubiaurre; GASTALDINI, Maria do Carmo Cauduro. Avaliação da Carga Poluente no Sistema de Drenagem de Duas Bacias Hidrográficas Urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH**. v. 12, n. 4, out./dez., p. 211-221, 2007.

BRITES, Ana Paula Zubiaurre; PORTO, Mônica Ferreira do Amaral; FERNANDES, Cristovão Scapulatempo. Proposta de uma Ferramenta de Auxílio para Aplicação do Enquadramento dos Corpos de Água. In: **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, São Paulo: ABRH, 2007.

CARVALHO, Rinaldo César de; KAVISKI, Eloy. Modelo de Auxílio à Tomada de Decisões em Processos de Despoluição de Bacias Hidrográficas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH**. v. 14, n. 4, out./dez., p. 17-27, 2009.

CASAGRANDE, Catia Andersen; MOURA, José Mouro Sousa; TOLEDO, André Marcondes Andrade; ANTUNES, Paula Munhoz; LUCAS, Ariovaldo Antonio Tadeu; PINAZZA, Érica; COGO, Michelle; MARTINELLI, Luiz Antonio. Efeitos Naturais e Antrópicos nas Alterações dos Teores de Oxigênio Dissolvido: uma comparação entre as bacias do rio Amazonas e Piracicaba. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH**. v. 11, n. 4, out./dez., p. 221-231, 2006.

CHAPMAN, Deborah; KIMSTACK, V. The Selection of Water Quality Variables. In: CHAPMAN, Deborah (Ed.). **Water Quality Assessments**. UNESCO/WHO/UNEP, 1992.

CHAPRA, Steven C. **Surface Water-Quality Modeling**. USA: McGraw-Hill, 1997.

CHIN, David A. **Water-Quality Engineering in Natural Systems**. Wiley, 2006.

CUNHA, Alan Cavalacanti da; CUNHA, Helenilza Ferreira Albuquerque; JÚNIOR, Antonio César Pinho Brasil; DANIEL, Luis Antonio; SCHULZ, Harry Edmar. Qualidade Microbiológica da Água em rios de Áreas Urbanas e Periurbanas no Baixo Amazonas: o caso do Amapá. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 9, n. 4, out./dez., p. 322-328, 2004.

CUNHA, Cynara de Lourdes da Nóbrega; FERREIRA, Aldo Pacheco. Contribuições para o Desenvolvimento da Capacidade de Previsão de um Modelo de Qualidade de Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH**. v. 11, n. 2, abr./jun., p. 71-83, 2006.

CUNHA, Cynara de Lourdes da Nóbrega; ROSMAN, Paulo Cesar Colonna; MONTEIRO, Teófilo Carlos do Nascimento. Avaliação da Poluição em rios Usando Modelagem Computacional. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 8, n. 3, jul./set., p. 126-134, 2003.

CUNHA, Davi Gasparini Fernandes; CALIJURI, Maria do Carmo. Análise Probabilística de Ocorrência de Incompatibilidade da Qualidade da Água com o Enquadramento Legal de Sistemas Aquáticos: estudo de caso do rio Pariquera-Açu (SP). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 15, n. 4, out./dez., p. 337-346, 2010.

DAVI, Hérbete H. R. C.; SILVA, Selma Cristina da; RIBEIRO, Márcia M. R. Custos de Controle de Poluição para Enquadramento de Corpos de Água. In: **XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Curitiba: ABRH, 2003.

D'AVILA, Rafael Ferraz. **Ensaio Metodológico de Avaliação de Impacto Antrópico na Bacia Hidrográfica da Universidade Federal de Santa Maria-RS**. 2009. 174f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

DEMUYNCK, C.; BAUWENS, W.; DE PAUW, Niels; DOBBELAERE, Isabel; POELMAN, Eddy. Evaluation of Pollution Reduction Scenarios in a River Basin: application of long term water quality simulations. **Water Science and Technology**. v. 35, n. 9, p. 65-75, 1997.

DEVOL, Allan H.; FORSBERG, Bruce R.; RICHEY, Jeffrey E.; PIMENTEL, Tania P. Seasonal Variation in Chemical Distributions in the Amazon (Solimoes) River: a multiyear times series. **Global Biogeochemical Cycles**. v. 9, n. 3, p. 307-328, 1995.

ESPÍNDOLA, Evaldo Luiz Gaeta; BRIGANTE, Janete. Avaliação das Modificações na Qualidade da Água do Rio Mogi-Guaçu: uma análise temporal. In: BRIGANTE, Janete; ESPÍNDOLA, Evaldo Luiz Gaeta. **Limnologia Fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: Rima, 2003.

FIGUEIRÊDO, Maria Cléa Brito de; VIEIRA, Vicente de Paulo Pereira Barbosa; MOTA, Suetonio; ROSA, Morsyleide de Freitas; ARAÚJO, Lúcia de Fátima Pereira; GIRÃO, Ênio; DUCAN, Bryan L. Monitoramento Comunitário da Qualidade da Água: uma ferramenta para a gestão participativa dos recursos hídricos no semi-árido. **Revista de Gestion del Agua de America Latina - Rega**. Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH. v. 5, n. 1, jan./jun., p. 51-60, 2008.

FILHO, Francisco de Assis de Souza; MARTINS, Eduardo Sávio Passos Rodrigues; PORTO, Mônica. O Processo de Mistura em Reservatórios do Semi-Árido e sua Implicação na Qualidade da Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH**. v. 11, n. 4, out./dez., p. 109-119, 2006.

FORMENTINI, Thiago Augusto. **Coefficientes de Desoxigenação e de Reaeração Superficial em Trechos do rio Vacacaí Mirim**. 2010. 91f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

FRITZSONS, Elenice; HINDI, Eduardo Chemas; MANTOVANI, Luiz Eduardo; RIZZI, Nivaldo Eduardo. As Alterações da Qualidade da Água do Rio Capivari com o Deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 8, n. 4, out./dez., p. 239-248, 2003.

FRITZSONS, Elenice; MANTOVANI, Luiz Eduardo; NETO, Anselmo Chaves; HINDI, Eduardo Chemas. A Influência das Atividades Mineradoras na Alteração do pH e da Alcalinidade em Águas Fluviais: o exemplo do rio Capivari, região do carste paranaense. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 14, n. 3, jul./set., p. 381-390, 2009.

GASTALDINI, Maria do Carmo Cauduro; MENDONÇA, Antonio Sérgio Ferreira. Conceitos para a Avaliação da qualidade da Água. In: PAIVA, João Batista Dias de; PAIVA, Eloiza Maria Cauduro Dias de. (Orgs.) **Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH, 2001.

GASTALDINI, Maria do Carmo Cauduro; SEFFRIN, Gilson Fernando Ferreira; PAZ, Márcio Ferreira. Diagnóstico Atual e Previsão Futura da Qualidade das Águas do Rio Ibicuí Utilizando o Modelo QUAL2E. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 7, n. 3, jul./set., 2002 e n. 4, out./dez., p. 129-138, 2002.

GONÇALVES, Ana Carolina Pinto Coelho Maran; FERNANDES, Cristovão Vicente Scapulatempo; HARDT, Leticia Peret Antunes. Agregação de Novas Variáveis ao Processo de Planejamento Urbano e Regional sob a Perspectiva de Gestão dos Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH**. v. 12, n. 4, out./dez., p. 199-210, 2007.

GRANZIERA, Maria Luiza Machado. **Direito de Águas: disciplina jurídica das águas doces**. São Paulo: Atlas, 2001.

HINDI, Eduardo Chemas. **Caracterização Hidroquímica e Hidrogeológica das Fontes Cársticas das Bacias dos rios Tumiri, Água Comprida, Fervida e das Onças - Colombo, PR**. 1999. 127f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acesso em: 5 abr. 2011.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. 2002. Disponível em: <http://www.ibge.gov>. Acesso em: 5 abr. 2011.

JÚNIOR, Antonio Pereira Magalhães. A Situação do Monitoramento das Águas no Brasil – Instituições e Iniciativas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH**. v. 5, n. 3, jul./set., p. 113-135, 2000.

LARENTIS, Dante Gama; COLLISCHONN, Walter; TUCCI, Carlos Eduardo Morelli. Simulação da Qualidade de Água em Grandes Bacias: rio Taquari-Antas, RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH**. v. 13, n. 3, jul./set., p. 5-22, 2008.

LEEUWESTEIN, Jorgen Michel. **Proposição de Suporte Metodológico para Enquadramento de Cursos de Água**. 2000. 201f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília, 2000.

LIMA, Eliana Beatriz Nunes Rondon. **Modelação Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá**. 2001. 206f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

MACHADO, Márcio Bezerra; FURLAN, Luis Tadeu; FURLAN, Mateus Lazarini; TOMAZ, Edson; NUNHEZ, José Roberto. Software para Modelagem de Dispersão de Efluentes em rios. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 13, n. 3, jul./set., p. 291-297, 2008.

MAIA, James Lacerda; MAUAD, Frederico Fábio; ALBERTIN, Liliane Lazzari; BARBOSA, Alexandre Augusto. Uso de Geotecnologias para Análise Espacial da Qualidade da Água no Reservatório de Barra Bonita-SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH**. v. 13, n. 2, abr./jun., p. 141-149, 2008.

MARQUES, D. M. *et al.* Consolidação e Homogeneização de Procedimentos para Monitoramento e Avaliação da Qualidade da Água: procedimentos vigentes na FEMA/MT: procedimentos básicos para monitoramento e avaliação da qualidade da água. Cuiabá: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2002.

MARTINI, Luiz Carlos Pittol; LANNA, Antonio Eduardo. Medidas Compensatórias Aplicáveis à Questão da Poluição Hídrica de Origem Agrícola. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH**. v. 8, n. 1, jan./mar., p. 111-136, 2003.

MARTINS, Eduardo Sávio P. R.; PAIVA, João Batista Dias de. Quantidade de Recursos Hídricos. In: PAIVA, João Batista Dias de; PAIVA, Eloiza Maria Cauduro Dias de. (Orgs.) **Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH, 2001.

METCALF, Leonard; EDDY, Harrison P. **Tratamiento y Depuración de las Aguas Residuales**. Barcelona: Labor, 1981.

MOISEENKO, Tatyana Ivanovna. **Ecotoxicological Approach to Water Quality Assessment**. *Water Resources*. v. 32, n. 2, p. 163-174, 2005.

NASCIMENTO, Nilo de Oliveira; HELLER, Léo. Ciência, Tecnologia e Inovação na Interface entre as Áreas de Recursos Hídricos e Saneamento. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 10, n. 1, jan./mar., p. 36-48, 2005.

NOVAES, Luciano Farias de; PRUSKI, Fernando Falco; QUEIROZ, Douglas Oliveira de; RODRIGUEZ, Renata del Giudice; SILVA, Demetrius David da; RAMOS, Márcio Mota. Modelo para a Quantificação da Disponibilidade Hídrica: Parte 2 – Análise do Comportamento do Modelo para a Estimativa da $Q_{7,10}$ na Bacia do Paracatu. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH**. v. 14, n. 1, jan./mar., p. 27-39, 2009.

NOVOTNY, Vladimir; CHESTERS, Gordon. **Handbook of Nonpoint Pollution: sources and management**. Van Nostrand Reinhold, 1981.

OLIVEIRA, Celmar Corrêa de; MARQUES, David da Motta. Proteção e Qualidade dos Recursos Hídricos Brasileiros: contribuições da diretiva europeia para a água. **Revista de Gestion del Agua de America Latina - Rega**. Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH. v. 5, n. 1, jan./jun., p. 5-12, 2008.

PEARCE, David William; WARFORD, Jeremy J. **World Without End: economics, environment, and sustainable development**. Oxford University Press, 1993.

PIZELLA, Denise Gallo; SOUZA, Marcelo Pereira de. Análise da Sustentabilidade Ambiental do Sistema de Classificação das Águas Doces Superficiais Brasileiras. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 12, n. 2, abr./jun., p. 139-148, 2007.

PORTO, Mônica Ferreira do Amaral. Estabelecimento de Parâmetros de Controle da Poluição. In: PORTO, Rubem La Laina. (Org.). **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH, v. 3, 1991.

PORTO, Mônica; TUCCI, Carlos Eduardo Morelli. Planos de Recursos Hídricos e as Avaliações Ambientais. **Revista de Gestion del Agua de America Latina - Rega**. Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH. v. 6, n. 2, jul./dez., p. 19-32, 2009.

RANZINI, Maurício; RIGUETTO, Antonio Marozzi; ARCOVA, Francisco Carlos Soriano; MORAES, Jorge M.; GUANDIQUE, Manuel E. G.; CICCO, Valdir de. Modelagem Hidrológica de uma Microbacia Florestada da Serra do Mar, SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH**. v. 9, n. 4, out./dez., p. 33-44, 2004.

SALATI, Eneas; LEMOS, Haroldo Mattos de; SALATI, Eneida. Água e Desenvolvimento Sustentável. In: REBOUÇAS, Aldo da Cunha; BRAGA, Benedito; TUNDISI, Jose Galizia (Org.). **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2 ed. São Paulo, 2002.

SANTOS, Irani dos; FILL, Heinz Dieter; SUGAI, Martha Regina Von Borstel; BUBA, Homero; KISHI, Regina Tiemy; MARONE, Eduardo; LAUTERT, Luiz Fernando de Carli. **Hidrometria Aplicada**. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento - LACTEC, 2001.

SEMA. Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. **Relatório Anual sobre a Situação dos Recursos Hídricos no Estado do Rio Grande do Sul**. 2007/2008. ed. Porto Alegre: Departamento de Recursos Hídricos - DRH, 2008.

SHIKLOMANOV, Igor Alexander. **World Water Resources**. A New Appraisal and Assessment for the 21st Century. Paris: UNESCO, 1998.

SILVA, Ana Lúcia. **A Utilização do Modelo WinHSPF no Estudo das Cargas Difusas de Poluição da Bacia do Ribeirão da Estiva, SP**. 2003. 158f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

SOARES, Eliane Maria Foletto. **Proposta de um Modelo de Sistema de Gestão das Águas para Bacias Hidrográficas – SGABH: microbacia hidrográfica do rio Vacacaí-Mirim, a montante da RS 287/Santa Maria/RS**. 2003. 220f. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

TCHOBANOGLIOUS, George; SCHROEDER, Edward D. **Water Quality: characteristics, modeling, modification**. Addison-Wesley, 1987.

TEIXEIRA, Celimar Azambuja. **Gerenciamento Integrado de Quantidade e Qualidade de Água**. 2004. 252f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

TUCCI, Carlos Eduardo Morelli. **Modelos Hidrológicos**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH, 1998.

VON SPERLING, Marcos. **Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de rios.** Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, v. 7, 2007.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. 3. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, v. 1, 2005.

WETZEL, Robert G. **Limnology.** Philadelphia: W. B. Saunders Company, 1975.

KARR, James R.; CHU, Ellen W. **Restoring Life in Running Waters: better biological monitoring.** Washington: Island Press, 1999.

KILPATRICK, Frederick A.; RATHBUN, R. E.; YOTSUKURA, Nobuhiro; PARKER, G. W.; DELONG, L. L. Determination of Stream Reaeration Coefficients by use of Tracers. **Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey.** Chapter A18. Book 3 – Applications of Hydraulics, 1989.

APÊNDICES

Apêndice A – Medição de vazões

Tabela A.1 – Medição de vazões (m³/s)

Medição de Vazões	Pontos de Amostragens							
	QA1	QA 2	QA 3	QA 4	QA 5	QA 6	QA 7	QA 8
jan/09	0,031	0,039	0,004	0,006	0,046	0,049	0,009	0,090
abr/09	0,010	0,017	0,001	0,003	0,021	0,024	0,009	0,035
ago/09	0,036	0,043	0,009	0,010	0,055	0,057	0,024	0,090
dez/09	0,140	0,145	0,035	0,040	0,192	0,213	0,097	0,511
nov/10	0,018	0,019	0,002	0,003	0,023	0,025	0,010	0,053
fev/11	0,011	0,018	0,001	0,002	0,021	0,023	0,006	0,042

Apêndice B – Amostragens de qualidade da água

Tabela B. 1 – Amostragens de qualidade da água em 21/01/2009

Variáveis	Unidades	Pontos de Amostragens							
		QA1	QA2	QA3	QA4	QA5	QA6	QA7	QA8
Horário	Hora/Min.	08:00	08:40	09:22	09:47	10:15	10:55	11:30	11:55
Tar	°C	19,4	19,4	19,4	20,1	19,6	19,7	23,0	23,2
Tágua	°C	17,9	17,8	19,1	20,0	19,4	18,8	18,9	22,2
Turbidez	UNT	4,8	4,5	8,7	14,0	9,5	5,2	13,0	5,7
pH	-	6,8	6,7	6,6	6,1	6,9	7,0	6,9	7,2
CE	µS/cm	57,4	60,6	48,2	87,5	75,0	75,7	58,2	80,1
OD	mg/L	8,2	8,0	7,8	7,2	8,5	8,9	8,5	8,6
SST	mg/L	1,1	0,9	2,5	20,1	4,4	2,2	8,1	2,6
SDT	mg/L	88,9	57,6	51,5	52,9	75,6	65,3	63,9	75,4
ST	mg/L	90,0	58,5	54,0	73,0	80,0	67,5	72,0	78,0
DBO	mg/L	0,5	1,2	1,1	1,7	1,6	1,3	0,7	0,8
DQO	mg/L	3,7	4,9	5,7	6,7	4,2	5,7	6,7	6,2
C. totais	NMP/100 mL	3448	12200	35000	143900	69700	51200	36400	81600
<i>E. coli</i>	NMP/100 mL	238	309	985	6488	1250	784	909	292

Chuva antecedente a amostragem: 04 dias

Notas: Tar: temperatura do ar; Tágua: temperatura da água; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; SST: sólidos suspensos totais; SDT: sólidos dissolvidos totais; ST: sólidos totais; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; C. totais: coliformes totais; *E. coli*: *Escherichia coli*.

Tabela B. 2 – Amostragens de qualidade da água em 15/04/2009

Variáveis	Unidades	Pontos de Amostragens							
		QA1	QA2	QA3	QA4	QA5	QA6	QA7	QA8
Horário	Hora/Min.	08:20	08:32	08:52	08:40	09:05	09:20	09:35	10:25
Tar	°C	19,5	17,7	18,5	17,4	18,8	18,8	16,9	17,5
Tágua	°C	18,5	18,5	18,7	20,4	19,0	18,2	17,8	18,0
Turbidez	UNT	3,4	6,2	3,8	5,7	4,3	3,0	6,8	3,0
pH	-	6,8	6,8	6,3	6,1	6,7	6,9	6,8	7,1
CE	µS/cm	63,9	70,4	51,8	173,8	92,3	92,6	59,5	91,3
OD	mg/L	8,7	8,1	6,6	3,4	7,9	8,4	8,4	8,8
SST	mg/L	0,8	1,2	2,3	5,4	1,4	0,9	1,0	1,7
SDT	mg/L	68,7	70,8	64,7	138,1	83,1	77,1	60,5	83,3
ST	mg/L	69,5	72,0	67,0	143,5	84,5	78,0	61,5	85,0
DBO	mg/L	0,7	1,1	0,5	1,3	1,1	1,1	0,9	1,9
DQO	mg/L	5,4	6,0	9,0	10,7	4,7	15,0	18,9	11,2
C. totais	NMP/100 mL	14800	24900	31800	161600	2000	7500	4100	8500
<i>E. coli</i>	NMP/100 mL	94	139	252	3466	1733	333	79	288

Chuva antecedente a amostragem: 11 dias

Notas: Tar: temperatura do ar; Tágua: temperatura da água; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; SST: sólidos suspensos totais; SDT: sólidos dissolvidos totais; ST: sólidos totais; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; C. totais: coliformes totais; *E. coli*: *Escherichia coli*.

Tabela B. 3 – Amostragens de qualidade da água em 05/08/2009

Variáveis	Unidades	Pontos de Amostragens							
		QA1	QA2	QA3	QA4	QA5	QA6	QA7	QA8
Horário	Hora/Min.	08:40	08:55	09:12	09:04	09:25	09:35	10:00	10:53
Tar	°C	15,0	16,0	16,0	15,0	16,0	15,0	16,0	16,0
Tágua	°C	13,8	13,9	14,8	14,4	14,2	13,9	13,8	13,6
Turbidez	UNT	6,4	7,4	7,1	8,9	14,3	5,6	9,6	5,9
pH	-	7,3	7,3	6,7	6,7	7,0	7,3	7,3	7,4
CE	µS/cm	53,2	58,4	43,2	53,7	70,2	71,2	42,5	70,4
OD	mg/L	9,3	9,3	8,7	7,3	9,5	9,4	9,3	9,7
SST	mg/L	1,9	2,2	9,0	2,4	13,3	3,1	4,7	1,7
SDT	mg/L	56,1	57,8	47,5	60,6	115,2	73,4	34,8	36,3
ST	mg/L	58,0	60,0	56,5	63,0	128,5	76,5	39,5	38,0
DBO	mg/L	0,7	1,0	1,0	1,3	1,2	1,2	1,0	1,1
DQO	mg/L	9,5	11,4	5,7	7,6	6,7	7,6	8,6	9,5
C. totais	NMP/100 mL	2064	2187	2723	24196	9208	4884	520	1883
<i>E. coli</i>	NMP/100 mL	984	1187	402	1725	1236	1145	41	262

Chuva antecedente a amostragem: 04 dias

Notas: Tar: temperatura do ar; Tágua: temperatura da água; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; SST: sólidos suspensos totais; SDT: sólidos dissolvidos totais; ST: sólidos totais; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; C. totais: coliformes totais; *E. coli*: *Escherichia coli*.

Tabela B. 4 – Amostragens de qualidade da água em 16/12/2009

Variáveis	Unidades	Pontos de Amostragens							
		QA1	QA2	QA3	QA4	QA5	QA6	QA7	QA8
Horário	Hora/Min.	08:42	09:00	09:18	09:04	09:30	09:40	10:15	11:10
Tar	°C	22,0	21,0	24,0	21,0	24,0	23,0	23,5	24,0
Tágua	°C	19,5	19,6	19,3	19,3	20,0	20,0	20,4	20,6
Turbidez	UNT	13,6	13,8	10,2	10,8	12,9	13,5	11,4	12,0
pH	-	7,3	7,4	6,8	6,8	7,0	7,1	7,0	7,0
CE	µS/cm	46,3	51,7	39,9	41,4	49,6	50,0	31,1	48,9
OD	mg/L	8,5	8,2	8,2	7,8	8,2	8,2	8,1	8,4
SST	mg/L	2,4	3,8	4,9	2,4	3,9	4,8	4,0	3,0
SDT	mg/L	42,6	44,2	23,6	29,6	62,6	40,7	22,0	67,0
ST	mg/L	45,0	48,0	28,5	32,0	66,5	45,5	26,0	70,0
DBO	mg/L	1,6	2,0	0,9	1,2	1,1	1,5	1,0	0,8
DQO	mg/L	3,1	4,8	1,5	5,4	7,0	7,4	4,6	3,2
C. totais	NMP/100 mL	19863	24196	10462	17329	4611	4106	9804	24196
<i>E. coli</i>	NMP/100 mL	703	836	583	629	2489	2247	323	529

Chuva antecedente a amostragem: 04 dias

Notas: Tar: temperatura do ar; Tágua: temperatura da água; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; SST: sólidos suspensos totais; SDT: sólidos dissolvidos totais; ST: sólidos totais; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; C. totais: coliformes totais; *E. coli*: *Escherichia coli*.

Tabela B. 5 – Amostragens de qualidade da água em 18/11/2010

Variáveis	Unidades	Pontos de Amostragens							
		QA1	QA2	QA3	QA4	QA5	QA6	QA7	QA8
Horário	Hora/Min.	09:45	09:30	10:00	09:40	09:20	09:10	08:30	10:15
Tar	°C	25,0	23,0	25,0	23,5	23,0	23,5	19,0	25,0
Tágua	°C	18,6	18,0	19,5	19,2	17,7	16,6	16,8	19,5
Turbidez	UNT	3,9	4,9	3,3	8,8	3,8	4,8	4,4	2,4
pH	-	7,2	7,3	6,4	6,3	7,2	7,3	7,3	7,4
CE	µS/cm	55,4	61,3	42,1	145,7	81,9	82,4	56,5	81,1
OD	mg/L	9,2	9,1	6,2	5,4	8,8	8,3	8,8	8,8
SST	mg/L	0,8	2,2	9,5	8,3	1,0	1,1	0,5	1,0
SDT	mg/L	80,7	87,8	66,0	133,7	88,5	105,4	73,0	63,5
ST	mg/L	81,5	90,0	75,5	142,0	89,5	106,5	73,5	64,5
DBO	mg/L	0,9	1,3	1,0	1,3	0,5	0,8	0,1	1,0
DQO	mg/L	3,6	3,7	4,6	7,1	3,6	8,6	2,7	3,5
C. totais	NMP/100 mL	1785	7270	189	12033	11199	12033	341	1900
<i>E. coli</i>	NMP/100 mL	109	145	31	97	1723	5172	98	90

Chuva antecedente a amostragem: 10 dias

Notas: Tar: temperatura do ar; Tágua: temperatura da água; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; SST: sólidos suspensos totais; SDT: sólidos dissolvidos totais; ST: sólidos totais; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; C. totais: coliformes totais; *E. coli*: *Escherichia coli*.

Tabela B. 6 – Amostragens de qualidade da água em 03/02/2011

Variáveis	Unidades	Pontos de Amostragens							
		QA1	QA2	QA3	QA4	QA5	QA6	QA7	QA8
Horário	Hora/Min.	10:30	10:40	10:50	10:15	10:00	09:45	09:00	11:00
Tar	°C	24,3	23,7	23,9	23,5	25,1	22,5	22,4	24,0
Tágua	°C	22,8	22,7	23,2	23,4	23,2	21,7	22,1	23,5
Turbidez	UNT	3,5	4,0	3,1	5,1	3,0	3,1	5,3	5,0
pH	-	7,5	7,5	6,8	6,7	7,3	7,5	7,5	7,8
CE	µS/cm	59,0	68,7	88,9	158,5	88,4	89,4	71,5	88,1
OD	mg/L	8,3	8,1	4,8	3,6	8,0	7,4	8,2	8,4
SST	mg/L	4,2	3,3	10,7	9,5	3,2	2,6	10,3	3,3
SDT	mg/L	73,3	75,7	101,3	135,5	84,3	80,4	83,2	65,2
ST	mg/L	77,5	79,0	112,0	145,0	87,5	83,0	93,5	68,5
DBO	mg/L	0,4	0,8	0,7	0,8	0,7	1,2	1,1	1,5
DQO	mg/L	7,8	8,8	7,1	9,0	9,9	26,6	4,7	7,7
C. totais	NMP/100 mL	19863	24196	17329	19863	9804	7701	6867	6131
<i>E. coli</i>	NMP/100 mL	181	708	135	410	1095	187	364	313

Chuva antecedente a amostragem: 06 dias

Notas: Tar: temperatura do ar; Tágua: temperatura da água; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; SST: sólidos suspensos totais; SDT: sólidos dissolvidos totais; ST: sólidos totais; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; C. totais: coliformes totais; *E. coli*: *Escherichia coli*.

Apêndice C – Estatística básica das variáveis de qualidade da água
por pontos de amostragens

Tabela C.1 – Estatística básica das variáveis de qualidade da água

Variáveis	Est.	Pontos de Amostragens							
		QA1	QA2	QA3	QA4	QA5	QA6	QA7	QA8
Tar (°C)	Mín	15,0	16,0	16,0	15,0	16,0	15,0	16,0	16,0
	Máx	25,0	23,7	25,0	23,5	25,1	23,5	23,5	25,0
	Méd*	20,9	20,1	21,1	20,1	21,1	20,4	20,1	21,6
Tágua (°C)	Mín	13,8	13,9	14,8	14,4	14,2	13,9	13,8	13,6
	Máx	22,8	22,7	23,2	23,4	23,2	21,7	22,1	23,5
	Méd*	18,5	18,4	19,1	19,5	18,9	18,2	18,3	19,6
Turbidez (UNT)	Mín	3,4	4,0	3,1	5,1	3,0	3,0	4,4	2,4
	Máx	13,6	13,8	10,2	14,0	14,3	13,5	13,0	12,0
	Méd*	5,9	6,8	6,0	8,9	8,0	5,9	8,4	5,7
pH (-)	Mín	6,8	6,7	6,3	6,1	6,7	6,9	6,8	7,0
	Máx	7,5	7,5	6,8	6,8	7,3	7,5	7,5	7,8
	Méd*	7,2	7,2	6,6	6,5	7,0	7,2	7,1	7,3
CE (µS/cm)	Mín	46,3	51,7	39,9	41,4	49,6	50,0	31,1	48,9
	Máx	63,9	70,4	88,9	173,8	92,3	92,6	71,5	91,3
	Méd*	55,9	61,9	52,4	110,1	76,2	76,9	53,2	76,7
OD (mg/L)	Mín	8,2	8,0	4,8	3,4	7,9	7,4	8,1	8,4
	Máx	9,3	9,3	8,7	7,8	9,5	9,4	9,3	9,7
	Méd*	8,7	8,5	7,0	5,8	8,5	8,4	8,6	8,8
SST (mg/L)	Mín	0,8	0,9	2,3	2,4	1,0	0,9	0,5	1,0
	Máx	4,2	3,8	10,7	20,1	13,3	4,8	10,3	3,3
	Méd*	1,9	2,3	6,5	8,0	4,5	2,5	4,8	2,2
SDT (mg/L)	Mín	42,6	44,2	23,6	29,6	62,6	40,7	22,0	36,3
	Máx	88,9	87,8	101,3	138,1	115,2	105,4	83,2	83,3
	Méd*	68,4	65,7	59,1	91,7	84,9	73,7	56,2	65,1
ST (mg/L)	Mín	45,0	48,0	28,5	32,0	66,5	45,5	26,0	38,0
	Máx	90,0	90,0	112,0	145,0	128,5	106,5	93,5	85,0
	Méd*	70,3	67,9	65,6	99,8	89,4	76,2	61,0	67,3
DBO (mg/L)	Mín	0,4	0,8	0,5	0,8	0,5	0,8	0,1	0,8
	Máx	1,6	2,0	1,1	1,7	1,6	1,5	1,1	1,9
	Méd*	0,8	1,2	0,9	1,3	1,0	1,2	0,8	1,2
DQO (mg/L)	Mín	3,1	3,7	1,5	5,4	3,6	5,7	2,7	3,2
	Máx	9,5	11,4	9,0	10,7	9,9	26,6	18,9	11,2
	Méd*	5,5	6,6	5,6	7,8	6,0	11,8	7,7	6,9
C. totais (NMP/100 mL)	Mín	1785	2187	189	12033	2000	4106	341	1883
	Máx	19863	24900	35000	161600	69700	51200	36400	81600
	Méd**	6482	11892	6856	36412	9307	9453	3482	8466
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	Mín	94	139	31	97	1095	187	41	90
	Máx	984	1187	985	6488	2489	5172	909	529
	Méd**	259	404	250	995	1525	931	180	263

Notas: Tar: temperatura do ar; Tágua: temperatura da água; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; SST: sólidos suspensos totais; SDT: sólidos dissolvidos totais; ST: sólidos totais; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; C. totais: coliformes totais; *E. coli*: *Escherichia coli*; Est.: estatística básica; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; Méd*: média aritmética; Méd**: média geométrica.

ANEXOS

Anexo A – Enquadramento das águas das bacias dos rios Caí, Pardo,
Tramandaí e do lago Guaíba

Tabela A.1 – Bacia hidrográfica do rio Caí

Trechos	Enquadramento (Classe)
alto Caí - barragens	1
alto Caí - lava pés	1
alto Caí - caracol juá (margem direita)	1
alto Caí - caracol juá (margem esquerda)	2
alto Caí - macaco forqueta (margem direita)	1
alto Caí - macaco forqueta (margem esquerda)	2
arroio Piaí - leste	1
arroio Piaí - oeste	3
arroio Pinhal	3
arroio Belo	2
arroio do Ouro	1
arroio Forromeco	2
alto Caí - trecho baixo	2
médio Caí - trecho alto	2
médio Caí - tupandi	2
arroio Maratá - nascentes	1
arroio Maratá	2
alto Cadeia	2
alto Cadeia - tapera	1
arroio Feitoria - trecho alto	1
arroio Feitoria - trecho médio	2
arroio Feitoria - serraria	1
arroio Feitoria - trecho baixo	3
baixo Cadeia	3
médio Caí - trecho baixo	2
baixo Caí - trecho alto	2
baixo Caí - trecho médio	2
baixo Caí - trecho médio (bom jardim)	3
baixo Caí - trecho baixo	2

Tabela A.2 – Bacia hidrográfica do rio Pardo

Trechos	Enquadramento (Classe)
alto Pardo	1
médio Pardo	2
alto Plumbs	1
baixo Plumbs	2
sub-médio Pardo	2
baixo Pardo	2
alto Pardinho	1
alto-médio Pardinho	2
alto Pequeno	1
alto-médio Pequeno	2
médio Pardinho	2
Andréas	2
baixo Pardinho	2

Tabela A.3 – Bacia hidrográfica do rio Tramandaí

Trechos	Enquadramento (Classe)
lagoa da Cerquinha	1
lagoa da Rondinha / Cidreira	1
lagoa da Fortaleza	1
lagoa do Manoel Nunes	1
lagoa do Gentil	1 (água salobra)
lagoa das Custódias	1 (água salobra)
lagoa Armazém / Tramandaí	1 (água salobra)
alto - rio Tramandaí	1
baixo - rio Tramandaí	2
lagoa Emboaba	1
lagoa das Pombas	1
lagoa do Peixoto	1
lagoa do Marcelino	2
lagoa Lessa / Caieira / Outras	1
lagoas Pinguela / Palmital / Malvas	1
lagoa do Passo	1
canal João Pedro	1
lagoa dos Quadros	1
alto - rio Maquiné	1
baixo - rio Maquiné	1
rio Cornélios	1
alto - rio Três Forquilhas	1
baixo - rio Três Forquilhas	1
lagoa Itapeva	2

Tabela A.4 – Bacia hidrográfica do lago Guaíba

Trechos		Enquadramento (Classe)
	delta canal direita	2
delta Jacuí	delta canal do centro	2
	delta canal esquerda	3
Saco Santa Cruz		1
	margem direita do canal de navegação: Saco de Santa Cruz até a ponta da Cercula	3
	margem direita do canal de navegação: ponta da Cercula até o exutório do lago Guaíba	2
canal de navegação	margem esquerda do canal de navegação: ponta da Cadeia até a ponta do Arado	3
	margem esquerda do canal de navegação: ponta do Arado até o exutório do lago Guaíba	2
margem direita (Eldorado/Guaíba/Barra do Ribeiro)	Saco de Santa Cruz até ponta do Salgado	2
	ponta do Salgado até a ponta da Faxina	1
	ponta da Cadeia até a ponta dos Cachimbos	3
margem esquerda (Porto Alegre/Itapuã)	ponta dos Cachimbos até o morro do Coco	2
	morro do Coco até a ponta de Itapuã	1
arroio do Conde	alto	2
	baixo	2
arroio Passo Fundo	alto	2
	baixo	3
arroio Petim	alto	2
	baixo	2
arroio das Capivaras	alto	2
	baixo	2
	alto	2
arroio Ribeiro	médio	2
	baixo	2

Anexo B – Dados de qualidade da água e de vazões do
efluente da ETE fornecidos pela CORSAN

Tabela B.1 – Dados de qualidade da água e de vazões do efluente da ETE

Variáveis	Unidades	Efluente da ETE						Média
		Set/08	Jun/09	Set/09	Dez/09	Set/10	Dez/10	
Tar	°C	18,0	16,0	17,0	24,0	19,0	24,0	19,7
Tágua	°C	17,0	15,0	14,0	22,0	17,0	21,0	17,7
OD	mg/L	5,2	6,8	4,2	4,5	4,3	4,7	5,0
SST	mg/L	2,0	5,0	15,0	5,0	30,0	13,0	11,7
DBO	mg/L	0,9	9,2	2,7	1,0	29,0	15,0	9,6
DQO	mg/L	8,0	33,0	5,0	4,5	67,0	56,0	28,9
<i>E. coli</i>	NMP/100 mL	40	220	200	3500	22	260	181**
Vazão	m ³ /s	2,6 x 10 ⁻⁶	2,6 x 10 ⁻⁵	7,7 x 10 ⁻⁶	2,8 x 10 ⁻⁶	8,3 x 10 ⁻⁵	4,3 x 10 ⁻⁵	2,7 x 10 ⁻⁵

Notas: Tar: temperatura do ar; Tágua: temperatura da água; OD: oxigênio dissolvido; SST: sólidos suspensos totais; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; *E. coli*: *Escherichia coli*; **: média geométrica.