



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
CIVIL**

KAUÊ DE MENDONÇA CERQUEIRA MORAIS

**AUTODEPURAÇÃO DO IGARAPÉ SANTA
ISABEL NO MUNICÍPIO HOMÔNIMO –
APLICAÇÃO DO MODELO DE
STREETER-PHELPS**

Belém
2012



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
CIVIL**

KAUÊ DE MENDONÇA CERQUEIRA MORAIS

**AUTODEPURAÇÃO DO IGARAPÉ SANTA
ISABEL NO MUNICÍPIO HOMÔNIMO –
APLICAÇÃO DO MODELO DE
STREETER-PHELPS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientadora: Prof. Dra. Ana Rosa Baganha Barp

Belém
2012

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA DO CT – UFPA

Autor: Kauê de Mendonça Cerqueira Morais

Autodepuração do Igarapé Santa Isabel no município homônimo – Aplicação do modelo de Streeter-Phelps.

XXX páginas
Belém, 2012

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, na linha de pesquisa Recursos Hídricos.

Orientadora: Prof^a Dr^a Ana Rosa Baganha Barp.



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
CIVIL**

KAUÊ DE MENDONÇA CERQUEIRA MORAIS

**AUTODEPURAÇÃO DO IGARAPÉ SANTA
ISABEL NO MUNICÍPIO HOMÔNIMO –
APLICAÇÃO DO MODELO DE
STREETER-PHELPS**

Aprovado emdede
BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Ana Rosa Baganha Barp
Orientador/UFPA

Profa. Dra. Lucy Anne Cardoso Lobão Gutierrez
UFPA

Prof. Dr. Lindemberg Lima Fernandes
ITEC/UFPA

Belém
2012

Para Lázaro Cerqueira (*in
memorian*)

Agradecimentos

À professora Dr^a Ana Rosa Baganha Barp, por ter acreditado e se dedicado neste estudo importante de aplicação da modelagem hidrológica.

Aos professores e funcionários da Faculdade de Engenharia Civil, pelo apoio durante a pós-graduação.

À Fapespa pelo apoio financeiro.

Aos colegas de curso pelo companheirismo.

Às famílias Mendonça, Cerqueira e Moraes.

À companheira Thaís que sempre esteve incentivando, auxiliando e sendo forte nos períodos de ausência.

Ao amigo Marco Silva, por acompanhar e auxiliar em inúmeras coletas de amostras.

À todos amigos.

“Inteligência é a capacidade de se adaptar à mudança”. Stephen Hawking

RESUMO

MORAIS, Kauê de Mendonça Cerqueira. Autodepuração do Igarapé Santa Isabel no município homônimo – Aplicação do modelo de Streeter-Phelps. Belém(PA). Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Pará, 2011. XXX p. Monografia (Mestrado).

A presente pesquisa realiza-se em Santa Isabel do Pará. Foi avaliada a autodepuração do igarapé homônimo através da modelagem matemática proposta por Streeter-Phelps (1925). Para isso, durante o período de outubro de 2009 e setembro de 2010, foram analisados os parâmetros físico-químicos OD e DBO e determinadas as variáveis hidráulicas em 11 pontos amostrais, subdividindo em 4 seções o curso d'água. O resultado da modelagem indicou que os trechos 1 e 2 possuem deficiência na autodepuração, pois não obedecem os padrões da legislação CONAMA 357/05. Por fim, ressalta-se ainda que, além de desfavorável capacidade de resiliência que o Igarapé Santa Isabel possui, não há uma atuação efetiva dos órgãos ambientais responsáveis pela fiscalização da qualidade deste recurso hídrico para que haja o controle das quantidades de poluentes lançadas no igarapé. Desta forma, pode-se evitar que, em um cenário futuro, graves problemas, devido aos usos múltiplos das águas deste manancial, venham prejudicar a saúde e o bem estar das populações dependentes do Igarapé Santa Isabel.

Palavras-Chave: Santa Isabel do Pará, Streeter-Phelps, CONAMA 357/05, Usos Múltiplos.

ABSTRACT

MORAIS, Kauê de Mendonça Cerqueira. Igarapé Santa Isabel Self-Depuration in the municipality of the same name - Application of the Streeter-Phelps model. Belém(PA). Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Pará, 2011. XXX p. Monografia (Mestrado).

This research takes place in Santa Isabel of the Pará was assessed self-purification of the namesake creek through mathematical modeling proposed by Streeter-Phelps (1925). For this, during the period October 2009 to September 2010, we analyzed the physical and chemical parameters DO and BOD and certain hydraulic variables at 11 sampling points, divided into four sections of the watercourse. The result of the modeling indicated that the parts 1 and 2 have low self-purification in, they do not obey the standards of the legislation CONAMA 357/05. Finally, it is noteworthy that, in addition to unfavorable resilience that has Igarapé Santa Isabel, there is an effective action of the bodies responsible for monitoring the environmental quality of water resources so that there is control of the quantity of pollutants discharged into the creek . This way you can avoid that in a future scenario, serious problems due to multiple use of water from this source, compromising the health and well being of people dependent Igarapé Santa Isabel.

Keys-words: Santa Isabel of the Pará, Streeter-Phelps, CONAMA 357/05, Multiple Uses.

Lista de Ilustrações

Figura 1 - Desenho esquemático do procedimento de modelagem.....	33
Figura 2 - Exemplificação de aplicação de modelo de Streeter-Phelps.....	38
Figura 3 - Interpretação de CD em distintas simulações.....	39
Figura 4 - Ajuste dos dados estimados com os observados.....	40
Figura 5 - Exemplificação do comportamento de OD e DBO ao longo de um rio.....	41
Figura 6 - Regiões Hidrográficas Brasileiras.....	45
Figura 7 - Precipitação anual no país – média de 1961 a 2007.....	45
Figura 8 - Perfil das zonas de autodepuração ao longo do curso d'água.....	54
Figura 9 - Delimitação do município de Santa Isabel.....	56
Figura 10 - Bacia Hidrográfica do rio Caraparu.....	58
Figura 11 - Micro-bacia do Igarapé Santa Isabel.....	58
Figura 12 - Pontos de amostragem.....	60
Figura 13 - Ponto de coleta P01.....	60
Figura 14 - Montante ponto de coleta P01.....	60
Figura 15 - Imagem via satélite do ponto P01.....	61
Figura 16 - Montante ponto de coleta P02.....	61
Figura 17 - Ponto de coleta P02.....	61
Figura 18 - Imagem via satélite do ponto P02.....	62
Figura 19 - Ponto de coleta P03.....	62
Figura 20 - Jusante do ponto de coleta P03.....	62
Figura 21 - Imagem via satélite do ponto P03.....	63
Figura 22 - Jusante ponto de coleta P04.....	63
Figura 23 - Árvores delimitam propriedade.....	63
Figura 24 - Imagem via satélite do ponto P04.....	64
Figura 25 - Ponto de coleta P05.....	64
Figura 26 - Coleta no período chuvoso.....	64
Figura 27 - Imagem via satélite do ponto P05.....	65

Figura 28 - Ponto de coleta P06.....	65
Figura 29 - Efluente lançado <i>in natura</i>	65
Figura 30 - Imagem via satélite do ponto P06.....	66
Figura 31 - Montante ponto de coleta P07.....	66
Figura 32 - Ponto de coleta P07.....	66
Figura 33 - Imagem via satélite do ponto P07.....	67
Figura 34 - Ponto de coleta P08.....	67
Figura 35 - Sinuosidade do igarapé.....	67
Figura 36 - Imagem via satélite do ponto P08.....	68
Figura 37 - Ponto de coleta P09.....	68
Figura 38 - Montante ponto de coleta P08.....	68
Figura 39 - Imagem via satélite do ponto P09.....	69
Figura 40 - Ponto de coleta P10.....	69
Figura 41 - Montante ponto de coleta P10.....	69
Figura 42 - Imagem via satélite do ponto P10.....	70
Figura 43 - Ponto de coleta P11.....	70
Figura 44 - Jusante ponto de coleta P11.....	70
Figura 45 - Imagem via satélite do ponto P11.....	71
Figura 46 - Divisão do Igarapé Santa Isabel em 4 seções.....	72
Figura 47 - Diagrama unifilar para simulação.....	72
Figura 48 - Ponto de monitoramento inacessível.....	73
Figura 49 - Área de expansão do município de Santa Isabel.....	78
Figura 50 - Área de expansão do município de Santa Isabel.....	79
Figura 51 - Ponto P02 em Outubro/2009.....	86
Figura 52 - Ponto P02 em Dezembro/2009.....	86

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Concentração de saturação de oxigênio em água limpa (mg/L)..	28
Tabela 2 - Valores médios de K_1 e K_d	29
Tabela 3 - Valores típicos de K_2	31
Tabela 4 - Valores obtidos para o coeficiente de reaeração.....	32
Tabela 5 - Valores obtidos para K_2 após aplicação da Equação 12.....	32
Tabela 6 - Exemplo de ajuste do modelo.....	37
Tabela 7 - Disponibilidade hídrica e vazões médias e de estiagem.....	46
Tabela 8 - Faixas típicas de consumo per capita de água.....	74
Tabela 9 - Parâmetros e metodologia de análise.....	75
Tabela 10 - Características de qualidade do Igarapé Santa Isabel (OD (mg/L)).....	77
Tabela 11 - Características de qualidade do Igarapé Santa Isabel (DBO (mg/L)).....	78
Tabela 12 - Dados hidráulicos do Igarapé Santa Isabel.....	79
Tabela 13 - Características do esgoto doméstico.....	79

Lista de Gráficos

Gráfico 1 - Situação dos principais rios brasileiros quanto à relação demanda/ disponibilidade por região hidrográfica.....	47
Gráfico 2 - Percentual dos trechos de rio com relação à condição de qualidade para a vazão disponível.....	48
Gráfico 3 - Distribuição das demandas consuntivas por finalidade de uso..	49
Gráfico 4 - Gráfico com a distribuição percentual do atendimento urbano de água.....	50
Gráfico 5 - Gráfico com a distribuição percentual do atendimento urbano de coleta de esgoto.....	50
Gráfico 6 - Crescimento populacional de Santa Isabel (1980-2011).....	55
Gráfico 7 - Perfil de OD no trecho 1 do Igarapé Santa Isabel.....	80
Gráfico 8 - Perfil de OD no trecho 2 do Igarapé Santa Isabel.....	80
Gráfico 9 - Perfil de DBO no trecho 1 do Igarapé Santa Isabel.....	81
Gráfico 10 - Perfil de DBO no trecho 2 do Igarapé Santa Isabel.....	81
Gráfico 11 - Valores de OD para o trecho 1 com participação da ETE.....	83
Gráfico 12 - Valores de OD para o trecho 2 com participação da ETE.....	83
Gráfico 13 - Valores de OD para o trecho 1 com participação da ETE.....	84
Gráfico 14 - Valores de OD para o trecho 2 com participação da ETE.....	84

Lista de abreviaturas, siglas e símbolos

ANA	Agência Nacional de Águas
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
OD	Oxigênio Dissolvido
PDP	Plano Diretor Participativo
PNMA	Política Nacional de Meio Ambiente
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
QPC	Quota Per Capita
RH	Região Hidrográfica
SAAE	Serviço Autônomo de Águas e Esgotos
SEPOF	Secretaria de Planejamento, Orçamento e Finanças
SIP	Santa Isabel do Pará

Sumário

CAPÍTULO I.....	17
INTRODUÇÃO.....	17
1.1 Objetivo do Trabalho.....	18
1.2 Justificativa.....	19
1.3 Organização do Trabalho.....	20
CAPÍTULO II.....	22
MODELAGEM MATEMÁTICA.....	22
2.1 Modelo de Streeter-Phelps.....	22
2.2 Concentração de Saturação de Oxigênio Dissolvido (C_s).....	27
2.3 Coeficiente de Desoxigenação (K_1).....	29
2.4 Coeficiente de Decomposição (K_d).....	30
2.5 Coeficiente de Reaeração (K_2).....	31
2.6 Procedimentos para Modelagem.....	33
a) Calibração do Modelo de Streeter-Phelps.....	34
b) Modelos Ecológicos.....	35
c) Calibração.....	36
d) Avaliação do ajuste do modelo.....	38
CAPÍTULO III.....	42
ASPECTOS GERAIS.....	42
3.1 Poluição das Águas.....	42
3.2 Qualidade da Água.....	43
3.3 Situação da Água na Amazônia.....	44
3.4 Autodepuração.....	51
a) Zona de Degradação.....	52
b) Zona de Decomposição Ativa.....	53
c) Zona de Recuperação.....	53
d) Zona de Água Limpa.....	53
CAPÍTULO IV.....	55
METODOLOGIA.....	55
4.1 Área de Estudo.....	55
4.2 Trabalhos em Campo.....	59
Pontos de Monitoramento.....	60
- Ponto P01.....	60
- Ponto P02.....	61
- Ponto P03.....	62

- Ponto P04	63
- Ponto P05	64
- Ponto P06	65
- Ponto P07	66
- Ponto P08	67
- Ponto P09	68
- Ponto P10	69
- Ponto P11	70
4.3 Informações Hidráulicas	71
4.4 Vazão do Esgoto Doméstico	73
4.5 Trabalhos em laboratório	75
CAPÍTULO V	76
RESULTADOS	76
5.1 Resultados e Discussões	76
5.2 Cenarização	82
5.3 Conclusões e Recomendações	85
REFERÊNCIAS	88

CAPÍTULO I

INTRODUÇÃO

O processo de desenvolvimento da sociedade moderna se faz hoje em dia por meio da aglomeração da população em centros urbanos. Dados da Secretaria de Estado de Planejamento, Orçamento e Finanças (SEPOF/PA) revelam que entre 1998 e 2006 houve um aumento de 12,88% da população urbana paraense.

As políticas urbanas não atendem à demanda do acelerado crescimento populacional, o que vai de encontro à Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH. Assim sendo, sem obras de infraestrutura básica como o saneamento (água, esgoto sanitário, drenagem e resíduos sólidos), este fenômeno evidencia que a sustentabilidade do meio ambiente é relegada a segundo plano.

A compreensão do comportamento humano ao utilizar os bens ambientais, a análise do processo de degradação dos recursos naturais decorrente da utilização excessiva e o papel dos arranjos institucionais, provendo a exclusão e regulação dos usos, é de suma importância e será abordada nesta pesquisa. Em face dessa realidade, analisam-se as interfaces existentes entre a PNRH e a política urbana, com o exame dos instrumentos deste último que contribuem para minimizar os dilemas ambientais, especialmente os oferecidos pelo PDP.

Assim, Santa Isabel do Pará, município pertencente à mesorregião metropolitana de Belém e a microrregião de Castanhal, localiza-se a 36 km de Belém nas coordenadas geográficas 01° 18' 00" de latitude sul e 48° 09' 44" de longitude a oeste de Greenwich. Em 2011, possui uma população estimada em 60.713 habitantes e área territorial de 717,6 km², conforme dados do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística).

A principal via de acesso ao município é através da BR-316, o que possibilita grande abertura com regiões e estados vizinhos, além de facilitar o escoamento da avicultura e da agricultura.

De acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA), o município está incluso na Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia e na unidade de planejamento hídrico do Acará / Guamá.

O município atrai volumosos contingentes populacionais em função de seus balneários naturais, como o Caraparu. No entanto, a deterioração do corpo hídrico que cerca a cidade é um dos exemplos que mostram o quanto a biota é pressionada devido a ineficiência das ações municipais e estaduais no intuito de estabelecer condições satisfatórias de saúde, lazer, trabalho e meio ambiente para os habitantes locais.

Pode-se destacar também que o município apresenta situações de precariedade no sistema de saneamento, tais como de coleta e tratamento de resíduos e esgoto, precariedade no sistema abastecimento de água, degradação de matas ciliares, poluição e/ou contaminação dos corpos hídricos, poluição sonora e visual, dentre outros.

Portanto, a presente pesquisa avalia, com base no modelo apresentado por Streeter-Phelps (1925) e a análise de sensibilidade fornecida por este estudo, os trechos onde o Igarapé é fortemente impactado devido a atuação dos habitantes em seu entorno. Evidencia-se, após este estudo, a situação em que se encontra o corpo hídrico e as principais medidas de minimização dos possíveis impactos negativos. Dessa forma, será possível também auxiliar o poder público na tomada de decisões viáveis ao desenvolvimento sustentável da área urbana do município.

1.1 Objetivo do Trabalho

Este trabalho tem como objetivo investigar a utilização do modelo de Streeter-Phelps na gestão da bacia hidrográfica do Igarapé Santa Isabel. Além do desenvolvimento do modelo, medidas preventivas e/ou corretivas serão apresentadas a partir dos resultados simulados.

a) Objetivo Geral

Aplicação do modelo de Streeter-Phelps e definição de medidas mitigadoras para os impactos ambientais negativos.

b) Objetivos Específicos

- Identificar os principais pontos de lançamento de efluentes ao longo do Igarapé Santa Isabel;
- Mostrar as áreas de desoxigenação e reaeração do mesmo utilizando-se o modelo de Streeter-Phelps;
- Realizar medidas de OD e de DBO para auxílio na determinação dos parâmetros necessários;
- Modelagem e simulação de cenários possíveis para a melhoria da qualidade de água do Igarapé Santa Isabel;
- Elaboração de medidas mitigadoras a partir dos resultados da modelagem.

1.2 Justificativa

O crescimento populacional e a conseqüente urbanização do município de Santa Isabel do Pará geram significativas alterações no meio natural através do uso e ocupação do solo, pois além da impermeabilização do solo urbano e a redução da infiltração das águas da chuva, nesse espaço as águas encontram-se mais vulneráveis à degradação de sua qualidade ambiental.

A urbanização concentrou a população no espaço sem um adequado planejamento e ocupação sustentável e com limitada infraestrutura de saneamento ambiental (água, esgoto sanitário, drenagem e resíduos sólidos). Os impactos resultantes são principalmente a contaminação das fontes de abastecimento (mananciais), contaminação dos sistemas hídricos urbanos por efluentes domésticos e pluviais e a produção de resíduos sólidos, erosão e sedimentação com áreas degradadas, áreas de risco de inundação, proliferação de doenças. O resultado final é a degradação da qualidade de vida urbana e de uma tendência de maior agravamento do problema dentro do cenário atual de desenvolvimento urbano.

Até hoje existem poucos dados sobre os rios de Santa Isabel. Além disso, nunca houve a preocupação com a sistematização de informações que pudessem servir como ferramentas úteis na gestão dos rios que atravessam o município e, com o crescente aumento das pressões, principalmente das populações ribeirinhas e do crescimento da cidade de Santa Isabel, é importante conhecer os padrões das oscilações espaço-sazonais e os efeitos das ações antrópicas sob a qualidade da água do Igarapé Santa Isabel, foco desta pesquisa. Tais variações devem ser levadas em consideração, pois, com o crescimento da população

existente nas margens desse manancial demandará de água de boa qualidade para seus mais variados usos, principalmente para fins de abastecimento público, o que pode gerar conflitos futuros ou agravar os existentes.

Devido à falta de estudos específicos na região Amazônica, há carência de informações que possam consubstanciar decisões sobre a melhor forma de utilizar seus recursos hídricos. Geralmente, esses estudos são relegados a um segundo plano. As políticas públicas costumam endereçar atenção prioritária para a proteção das florestas, ignorando-se que estas dependem diretamente dos cursos d'água. Além disso, a biodiversidade aquática regional, a maior do planeta, de acordo com Barbara (2006), é diretamente afetada pelos impactos das atividades antrópicas: alguns peixes endêmicos são extremamente sensíveis às mudanças que ocorrem na qualidade da água (como, por exemplo, a diminuição das concentrações de oxigênio dissolvido - OD), e nas condições físicas do rio.

Um dos principais motivos dos conflitos de interesse pelo uso da água na Amazônia é o constante desencontro entre as políticas de saneamento e de recursos hídricos (ANA, 2005).

Diante deste cenário, e à necessidade de garantir o cumprimento das legislações vigentes em território brasileiro, principalmente a Lei municipal nº 071/06 que rege o Plano Diretor Participativo de Santa Isabel, é que este trabalho será realizado para os fins de ser fonte de informação para políticas públicas que venham a ser realizadas.

1.3 Organização do Trabalho

A dissertação está estruturada em 5 capítulos, constituindo o conteúdo deste trabalho.

O capítulo II discorre sobre o uso do modelo de Streeter-Phelps e suas variáveis e da modelagem hidrológica na prevenção, controle, preservação e recuperação da qualidade e quantidade da água dos corpos hídricos, pois trata-se de uma ferramenta importante na análise e no prognóstico dos corpos d'água, o que possibilita a gestão deste bem.

No capítulo III, aspectos gerais são levantados e questões como a poluição, qualidade e situação da água em cada região hidrográfica do Brasil, destacando-se as presentes na Amazônia, onde localiza-se a região hidrográfica Tocantins-Araguaia ao qual pertence a micro-bacia do Igarapé Santa Isabel.

A área de estudo e a metodologia aplicada nas coletas das amostras de água e análise físico-química destas amostras são apresentados no capítulo IV, bem como o cálculo da vazão

média do esgoto doméstico por meio do coeficiente de retorno e as variáveis hidráulicas do Igarapé Santa Isabel.

Os gráficos gerados a partir do uso do modelo de Streeter-Phelps, a calibração do modelo matemático através da ferramenta Solver do Excel e a criação de cenários contemplam o capítulo V, onde os resultados apresentados pela simulação são comentados, discutidos e condizentes com a realidade, confirmando a viabilidade da modelagem.

CAPÍTULO II

MODELAGEM MATEMÁTICA

2.1 Modelo de Streeter-Phelps

A água vem sendo tratada já há algum tempo como recurso finito, que deve ser preservado, tornando fundamental o estudo da sua qualidade para uma eficiente gestão dos recursos hídricos.

A poluição de corpos hídricos superficiais é um dos maiores problemas ambientais em todo o mundo, causando efeitos negativos para a saúde ambiental e prejudicando a manutenção das condições básicas de qualidade d'água para seus diversos usos (LEITE, 2004).

O acelerado crescimento populacional no mundo tem conduzido ao aumento da demanda de água o que vem causando, em algumas regiões, problemas com a escassez desse recurso. Não se pode esquecer também o exacerbado crescimento industrial, acompanhado da exploração da terra por atividades agropecuárias e de mineração.

Tais explorações associadas ao crescimento populacional fazem com que a degradação dos recursos hídricos atinja um estágio crítico em todo o mundo, gerando impactos ambientais que demandam ações concretas de prevenção, controle, preservação e recuperação da qualidade e quantidade da água dos corpos hídricos.

O lançamento de efluentes, a poluição difusa e a supressão da vegetação, que vem ocorrendo por todo o globo, têm causado um problema que está cada vez mais grave: a deterioração da qualidade das águas e o assoreamento de corpos d'água.

A capacidade de autodepuração varia de um corpo hídrico para outro, tornando-se necessário que estudos específicos sejam desenvolvidos, no intuito de conhecer a quantidade

de efluentes que o rio é capaz de receber e diluir, sem que suas características naturais sejam prejudicadas (VON SPERLING, 2007).

Para auxiliar na gestão, controle e proteção dos recursos hídricos é importante a utilização de ferramentas que possibilitem a análise e o prognóstico dos corpos d'água. Os modelos matemáticos de qualidade da água são utilizados para esses fins, permitindo a simulação dos processos de autodepuração do rio e, conseqüentemente, auxiliando na tomada de decisões referentes ao gerenciamento desses recursos.

A identificação dos fatores que influenciam na qualidade da água, assim como a previsão de impactos decorrentes de determinados eventos, tem se tornado necessário para auxiliar a administração mais eficiente dos recursos hídricos.

Os modelos de simulação de qualidade de água, segundo Gastaldini et al (2002), são técnicas matemáticas que permitem a descrição de alterações espaciais e temporais, de determinados constituintes num corpo d'água, decorrentes de processos biológicos, químicos, bioquímicos e físicos.

Neste cenário, os modelos matemáticos têm-se apresentado como uma alternativa bastante viável no diagnóstico de alterações na qualidade e quantidade da água – modelos de simulação hidrológicos – pois permitem uma considerável redução dos custos durante os estudos, maior agilidade na obtenção dos resultados, além de uma larga aplicação em todos os problemas relacionados com a exploração dos recursos hídricos.

Modelo: é a representação de algum objeto ou sistema, numa linguagem ou forma de fácil acesso e uso, com o objetivo de entendê-lo e buscar suas respostas para diferentes entradas.

Esta ferramenta é capaz de subsidiar as decisões dos gestores ambientais através da coleta de informações, elaboração de banco de dados e o monitoramento de eventos que, seja ele a curto, médio ou longo prazo, possa vir a impactar o bem natural.

A escolha dos modelos depende de vários fatores, como os objetivos das análises e a disponibilidade de tempo e dados. O primeiro passo para a escolha do tipo de modelo matemático a ser adotado é o conhecimento do próprio problema e definição do objetivo do estudo.

Segundo Souza (2000), o primeiro critério básico é a definição do nível do detalhamento do modelo, que é função das aplicações dos resultados do modelo e da decisão dos gestores ambientais.

Ainda, de acordo com o mesmo autor:

Em um extremo os tomadores de decisão podem estar interessados no conhecimento do impacto a curto prazo, que o efluente de uma pequena indústria, causa na concentração do oxigênio dissolvido de um corpo receptor. Por outro lado podem estar interessados em conhecer a taxa de concentração de metais pesados despejados no mar por uma indústria de grande porte. Cada situação exige nível de detalhamento e complexidade específicos.

Não é prudente definir antecipadamente se um modelo é melhor que o outro, pois a decisão final da escolha do modelo ideal depende de vários fatores. Um deles pode ser o conhecimento da limitação do modelo, que pode tanto ser temporal quanto espacial; outra variável importante para a escolha do modelo é a disponibilidade de dados acerca do sistema, já que devido a quantidade de informação sobre determinado evento, pode-se escolher um modelo mais complexo ou não.

Uma das primeiras formulações matemáticas utilizadas para o cálculo do perfil de oxigênio dissolvido, após o lançamento de matéria orgânica no corpo hídrico, foi proposto por Streeter e Phelps (1925), originando a formulação conhecida como modelo de Streeter-Phelps. As bases matemáticas para os modelos de simulação de qualidade de água foram estabelecidas a partir deste modelo, clássico dentro da Engenharia Ambiental, e que serviu de suporte para todos os modelos mais sofisticados que o sucederam (VON SPERLING, 2005).

Segundo Eiger (1991), tais modelos podem propiciar uma avaliação abrangente dos impactos ambientais gerados por diversas atividades, tais como: implantação de estações de tratamento de esgotos, determinação da influência de obras hidráulicas na qualidade do meio aquático, vazamentos acidentais de resíduos tóxicos e uso do solo na bacia hidrográfica contribuinte.

O modelo de qualidade de água considerado neste trabalho foi o modelo de Streeter-Phelps, que é aplicável para estudos de qualidade de água em rios supondo que o escoamento se estabeleça em regime permanente e uniforme, que os efeitos produzidos pela dispersão longitudinal sejam desprezíveis e que ocorra um lançamento contínuo e constante de um constituinte biodegradável, não existindo qualquer variação temporal do fenômeno.

A hipótese básica do modelo Streeter-Phelps é que a taxa de decomposição da matéria orgânica no meio aquático (ou taxa de desoxigenação, dL/dt), é proporcional à concentração de matéria orgânica presente em um dado instante de tempo, que é dada por:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L$$

Equação 1

Onde:

L: DBO remanescente ao fim do tempo t, em mg/L;

K_1 : coeficiente de decaimento ou constante de desoxigenação, em dia⁻¹;

t: é o tempo, em dias.

Integrando a equação 1, entre L_0 e L, tem-se:

$$L = L_0 e^{-K_1 t}$$

Equação 2

Onde:

L_0 : DBO inicial de mistura (efluente + corpo receptor), no ponto de lançamento, em mg/L;

Em termos de consumo de oxigênio, é importante a quantificação da DBO exercida (oxigênio consumido para estabilizar a matéria orgânica até determinado instante), obtida na equação 3:

$$y = L_0 (1 - e^{-K_1 t})$$

Equação 3

Onde:

y = é a DBO exercida em um tempo t (mg/L).

Por outro lado, o consumo de OD no meio líquido ocorre simultaneamente à reação de reoxigenação desse meio, na qual, por meio de reações exógenas, o oxigênio passa da atmosfera para a água. Esse processo é modelado pela seguinte equação 4:

$$\frac{dL}{dt} = -K_2 D$$

Equação 4

Dessa forma, como o déficit de saturação do oxigênio dissolvido corresponde a resultante da soma dos efeitos de desoxigenação e reaeração, obtém-se a seguinte equação 5:

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

Equação 5

Onde:

D = é o déficit de oxigênio, ou seja, a diferença entre a concentração de saturação do oxigênio no meio líquido e a concentração de oxigênio dissolvido na água em um dado instante;

K_2 = é a constante de reoxigenação do corpo d'água.

Com a integração da equação 5, tem-se:

$$D_t = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 e^{-K_2 t}$$

Equação 6

Onde:

D_t = déficit de saturação de oxigênio no tempo t , em mg/L;

D_0 = déficit inicial de oxigênio dissolvido no curso d'água, em mg/L;

L_0 = DBO no ponto de lançamento.

A concentração de oxigênio no tempo $C(t)$ é dada pela diferença entre a concentração de saturação nas condições do experimento $C(s)$ e o déficit de oxigênio dissolvido num tempo $D(t)$.

$$C(t) = C_s - D(t)$$

Equação 7

A solução analítica da equação diferencial originalmente proposta pelo modelo de Streeter-Phelps permite que as concentrações de oxigênio dissolvido ao longo do tempo (ou ao longo do espaço) sejam avaliadas a partir da expressão 8:

$$C_{(t)} = C_s - \left[\frac{K_1 \times L_0}{K_2 - K_1} \times (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 \times e^{-K_2 t} \right]$$

Equação 8

Desta forma, o modelo de Streeter-Phelps permite realizar um balanço de massa para o oxigênio dissolvido e para a demanda bioquímica de oxigênio, supondo-os uniformemente distribuídos ao longo das seções transversais do rio.

Nas expressões anteriores:

D_o : Déficit de oxigênio dissolvido da massa líquida no ponto de mistura ($D_o = C_s - C_c$), obtido a partir da equação de simples mistura (mg/l);

L_o : Demanda bioquímica última de oxigênio dissolvido, também obtida a partir da equação de simples mistura (mg/l);

C : Concentração de oxigênio dissolvido (mg/l);

C_c : Concentração crítica (mg/l);

C_s : Concentração de saturação de oxigênio dissolvido (mg/l);

t : Tempo (dias);

t_c : Tempo crítico (dias);

K_1 : Coeficiente de desoxigenação (1/dia);

K_2 : Coeficiente de reaeração atmosférica (1/dia);

K_d : Coeficiente de decomposição (1/dia).

2.2 Concentração de Saturação de Oxigênio Dissolvido (C_s)

O valor de C_s é função da temperatura da água e da altitude, podendo ser calculada com base em fundamentos teóricos ou através da utilização de fórmulas empíricas, que fornecem diretamente o valor de C_s (mg/L).

A partir da definição de C_s e dos conhecimentos de temperatura e pressão, conclui-se que a elevação da temperatura, bem como o aumento da altitude, reduzem a concentração de saturação. Primeiro porque os gases dissolvidos tendem a passar para a fase gasosa e, segundo, porque a pressão atmosférica é menor para que o gás se dissolva na água.

Pöpel (1979) é o autor de uma fórmula muito utilizada para o cálculo de C_s .

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

A temperatura média da água (T) observada em campo foi de 27°C. Aplicando-se a equação 9, tem-se que $C_s = 7,8$ mg/L.

O valor encontrado a partir desta formulação diverge da apresentada por Von Sperling (2007) na Tabela 1 a seguir. A tabela apresentada pelo autor anteriormente citado mostra a concentração de saturação de oxigênio na água limpa para diferentes temperaturas e altitudes.

Tabela 1: Concentração de saturação de oxigênio em água limpa (mg/L)

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

Fonte: Von Sperling (2007) adaptado.

De acordo com a Tabela 1, em uma temperatura de 27°C e altitude de 0 m, condições que se enquadram o Igarapé Santa Isabel, tem-se que a concentração de saturação do oxigênio é de 8,1 mg/L.

Com diferentes resultados para a concentração de saturação, adota-se nesta pesquisa o valor de C_s obtido a partir da formulação de Pöpel (1979), pois não se conhece as reais condições e o contexto as quais se inserem os parâmetros físico-químicos e biológicos

utilizados por Von Sperling (2007), o que não deixa de ser, é claro, uma ferramenta de grande valia para as mais variadas pesquisas.

2.3 Coeficiente de Desoxigenação (K_1)

O coeficiente K_1 depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substância inibidoras. Von Sperling (2007) cita que:

Efluentes tratados, por exemplo, possuem uma taxa de degradação mais lenta, pelo fato da maior parte da matéria orgânica mais facilmente assimilável já ter sido removida, restando apenas a parcela de estabilização mais vagarosa.

O coeficiente K_1 representa a taxa de reação para estabilização da DBO. De acordo com Von Sperling (2005), uma amostra do curso d'água com maior valor de K_1 apresenta uma taxa de consumo de oxigênio maior quando comparada à outra amostra com menor valor de K_1 .

Neste trabalho, para determinação de K_1 para o corpo d'água em estudo, utilizou-se valores médios disponíveis em literatura, presentes a seguir na Tabela 2:

Tabela 2: Valores médios de K_1 e K_d .

Origem	K_1 (laboratório)	K_d (rio)	
		Rios Rasos	Rios profundos
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35-0,45	0,50-1,00	0,35-0,50
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30-0,40	0,40-0,80	0,30-0,45
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30-0,40	0,40-0,80	0,30-0,45
Curso d'água recebendo efluente secundário	0,12-0,24	0,12-0,24	0,12-0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08-0,20	0,08-0,20	0,08-0,20

Nota: rios rasos: profundidade inferior a cerca de 1,0 ou 1,5 m; rios profundos: profundidade superior a cerca de 1,0 ou 1,5 m. Fonte: Von Sperling, 2007.

Cabe salientar, ainda sobre os valores apresentados na Tabela 2, que a temperatura tem uma grande influência no metabolismo microbiano, afetando, conseqüentemente, as taxas de conversão da matéria orgânica. Von Sperling (2007) mostra que a relação empírica entre a temperatura e a taxa de desoxigenação pode ser expressa na seguinte equação 10:

$$K_{1T} = K_{1,20} \cdot \phi^{(T-20)}$$

Equação 10

Onde:

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

$K_{1,20}$ = K_1 a uma temperatura T = 20°C (d^{-1});

T = temperatura do líquido (°C);

ϕ = coeficiente de temperatura (adimensional).

De acordo com EPA (1987), um valor usualmente empregado de ϕ para K_1 e K_d é 1,047. Frequente nas literaturas observadas, o valor comumente usado para K_1 é 0,45, e, aplicando-se a equação 10, tem-se que $K_1 = 0,62$. A equação 10 também é válida para o coeficiente de decomposição (K_d).

2.4 Coeficiente de Decomposição (K_d)

Determinando-se o coeficiente de desoxigenação através do teste da DBO em laboratório e comparando-se com o valor observado no curso d'água, tem-se que os valores podem ser diferentes, pois as condições ambientais tendem a fazer com que a taxa de remoção seja maior que os resultados apresentados no laboratório.

Uma importante razão de se ter maiores coeficientes de decomposição nos rios, comparados com os obtidos em laboratórios, é de que a biomassa (bactérias) que cresce aderida a uma suporte é mais efetiva na decomposição da matéria orgânica do que a biomassa dispersa na massa líquida (CHAPRA, 1997). O lodo de fundo pode conter uma apreciável quantidade de bactérias aderidas, que contribuem na decomposição da DBO (VON SPERLING, 2007).

Na Tabela 2, o K_d do Igarapé Santa Isabel encontra-se na linha do “Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado” e na coluna de “Rios rasos”. Assim, estabelece-se a média entre 0,5 e 1,0 e tem-se que $K_d = 0,75$.

2.5 Coeficiente de Reaeração (K_2)

Corpos d'água mais rasos e mais velozes tendem a possuir um maior coeficiente de reaeração, devido à maior facilidade de mistura ao longo da profundidade e à criação de maiores turbulências na superfície.

O coeficiente K_2 está relacionado com a velocidade com que se processa a reaeração do meio. Caso a concentração de OD no meio seja menor que a C_s , este processo de transferência de moléculas de oxigênio (da atmosfera para o meio) se dá até que seja atingida a C_s , estabelecendo, idealmente, um equilíbrio dinâmico do meio. Assim como K_1 , K_2 também pode ser extraído da literatura, conforme a Tabela 3.

Tabela 3: Valores típicos de K_2

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

Fonte: Von Sperling (2007).

Na literatura encontram-se também várias fórmulas que determinam o valor de K_2 a partir das condições de escoamento de um rio. Aqui foram adotadas aquelas que mais se adaptam as condições de escoamento vigentes no Igarapé Santa Isabel. Como referência, foi utilizado o trabalho da Environmental Protection Agency, EPA, "Rates, Constants, and Kinetics in Surface Water Quality Modeling (Second Editions)", 1985.

Segundo Owens et al (EPA, 1985), coeficiente de reaeração é dado pela seguinte fórmula (equação 11), para rios com velocidade média (v) variando entre 0,05 e 1,5 m/s e a profundidade média (h) entre 0,1 e 0,6 m:

$$K_2 = 5,3 \times (v^{0,67} / h^{1,85})$$

Equação 11

Obtiveram-se os seguintes resultados para K_2 em cada seção do Igarapé Santa Isabel:

Tabela 4: Valores obtidos para o coeficiente de reaeração.

	Owens et al	
	Inverno	Verão
Trecho 1	4,17	9,14
Tributário 1	6,75	11,40
Tributário 2	11,19	10,34
Trecho 2	12,80	15,63

Analogamente ao coeficiente de desoxigenação, K_2 também é influenciado pela temperatura do líquido, pois o aumento de temperatura reduz a solubilidade (concentração de saturação) do oxigênio no meio líquido e acelera os processos de absorção do oxigênio (aumento de K_2), sendo necessário a correção dos valores obtidos de através da equação 12.

$$K_{2T} = K_{2,20} \cdot \phi^{(T-20)}$$

Equação 12

Onde:

K_{2T} = K_2 a uma temperatura T qualquer (dia^{-1});

$K_{2,20}$ = K_2 a uma temperatura T = 20°C (dia^{-1});

T = temperatura do líquido (°C);

ϕ = coeficiente de temperatura (adimensional);

$\phi = 1,024$ (EPA, 1987).

Tabela 5: Valores obtidos para K_2 após aplicação da Equação 12.

	Owens et al	
	Inverno	Verão
Trecho 1	4,93	10,79
Tributário 1	7,97	13,46
Tributário 2	13,21	12,21
Trecho 2	15,11	18,45

Para a aplicação da Equação 12 utilizou-se temperatura T da água igual a 27°C, conforme observado durante as coletas.

2.6 Procedimentos para Modelagem

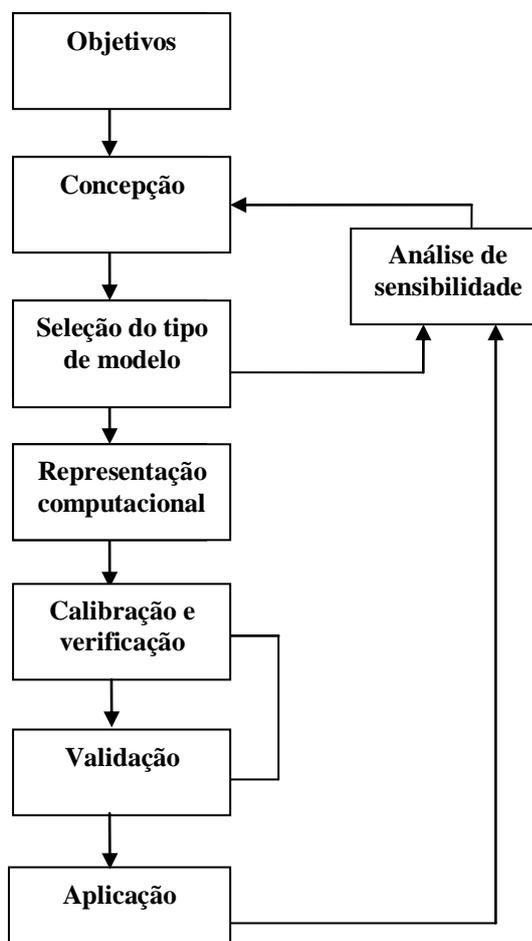


Figura 1: Desenho esquemático do procedimento de modelagem.

Definições básicas presentes na Figura 1:

- **Objetivos:** estes objetivos definem a estrutura do modelo a ser utilizado.
- **Concepção:** representação física do corpo d'água e seleção das variáveis a serem medidas e modeladas.
- **Seleção do tipo de modelo:** vinculados a objetivos distintos e envolvendo variados graus de complexidade.
- **Representação computacional:** deve-se estruturá-lo em termos de suas equações matemáticas, definindo sobre a adoção de soluções analíticas ou numéricas.
- **Calibração e verificação:** ajuste entre os dados observados (medidos) e estimados (calculados pelo modelo) por meio de variação dos parâmetros (coeficientes) do modelo.

- **Validação:** corresponde à avaliação do ajuste do modelo submetido a condições diferentes daquelas usadas na calibração, utilizando-se um ou mais conjuntos de dados experimentais independentes, e distintos dos dados usados na calibração.
- **Análise de sensibilidade:** o analista poderá avaliar a estrutura e o conjunto de parâmetros do modelo, inferindo se a resposta do modelo é muito ou pouco influenciada pelo valor de um determinado dado de entrada.

a) Calibração do Modelo de Streeter-Phelps

Uma das maiores dificuldades encontradas na aplicação de modelos matemáticos para simulação da qualidade da água é a estimativa dos valores de seus parâmetros. Aspira-se que os resultados obtidos pela modelagem sejam os mais próximos possíveis daqueles observados no corpo d'água, o que torna a calibração do modelo um fator de fundamental importância tanto na identificação da validade do modelo para o curso d'água em estudo, como na aquisição de informações que permitam tomadas de decisão coerentes com a situação analisada.

Assim sendo, a calibração de um modelo matemático é o processo pelo qual ajustamos os valores dos parâmetros de forma que o comportamento do modelo seja o mais fiel possível ao comportamento do sistema modelado (VAN DER MOLEN e PINTÉR, 1993). Para realizar tais ajustes, é preciso poder comparar o comportamento exibido pelo modelo com o comportamento esperado para o sistema modelado, o que, obviamente, exige informações que permitam caracterizar adequadamente o comportamento do sistema (SÁ, 2003).

Devido à complexidade dos sistemas ecológicos, geralmente utiliza-se na calibração os dados considerados componentes-chaves do sistema, pois caracterizar completamente o comportamento do sistema é quase sempre impossível. Dependendo das informações disponíveis sobre o sistema, a calibração pode ser usada para ajustar também os valores iniciais do modelo (Nielsen, 1992b), caso não se tenha valores iniciais precisos para algumas das variáveis que compõe o modelo.

b) Modelos Ecológicos

A calibração pode ser encarada como um processo acessório para a estimativa dos valores dos parâmetros, mas que no caso dos modelos ecológicos é quase sempre indispensável (JORGENSEN, 1994a). Em seu trabalho, Sá (2003), elenca diversos motivos pelo quais a calibração é crucial para a obtenção de modelos ecológicos eficazes.

Em primeiro lugar, tem-se a dificuldade na estimativa de parâmetros, visto que os valores disponíveis na literatura especializada compreendem apenas uma pequena percentagem dos parâmetros de potencial interesse. Além disso, os parâmetros necessários aos modelos ecológicos são, normalmente, encontrados sob a forma de uma faixa de valores plausíveis, refletindo as incertezas presentes na coleta de dados. Escolher, dentro deste intervalo, o valor que mais se adequa ao modelo não é uma tarefa trivial, e a média não é, necessariamente, uma boa escolha (JORGENSEN, 1994a).

Portanto, recorre-se, quase sempre, para a abordagem de usar estimativas feitas para sistemas semelhantes, por meio de princípios gerais ou baseada na opinião de especialistas, o que evidencia a importância da calibração, pois valores obtidos desta maneira dificilmente serão adequados para o modelo, necessitando de ajustes para exibir o comportamento coerente com o que realmente se quer modelar.

Outra importante justificativa para o uso da calibração é que na grande maioria dos modelos ecológicos, as variáveis representam agregações de componentes que nem sempre são muito homogêneos (HORNUNG, 1996), ou seja, um parâmetro num modelo ecológico é, frequentemente, uma espécie de média e o valor mais adequado para o parâmetro pode diferir dos valores encontrados experimentalmente.

Finalmente, Sá (2003) afirma que mesmo que os parâmetros tenham sido calculados de forma perfeita do ponto de vista experimental, podem precisar ser ajustados por meio da calibração. Como os modelos são simplificações da natureza, muitas das características do sistema são deixadas de fora e, ajustando convenientemente os parâmetros, pode-se compensar alguns detalhes que não tenham sido incluídos, tornando o modelo mais eficaz (NIELSEN, 1992b).

c) Calibração

A calibração de um modelo matemático apresenta-se de duas maneiras: manual ou automática. Na calibração manual, a primeira providência necessária, é estabelecer objetivos para a calibração, que idealmente devem se basear nos próprios objetivos do modelo (JORGENSEN, 1994a). Definidos os objetivos, deve-se fazer uma análise de sensibilidade, onde se avalia a intensidade da variação dos diversos parâmetros que afetam o comportamento do modelo (KLEPPER, 1997). A partir da análise de sensibilidade sabem-se quais os parâmetros mais importantes no contexto do modelo, sendo necessário, desta forma, o contínuo ajuste destes parâmetros até que um comportamento satisfatório seja obtido ou que se chegue a conclusão de que o modelo proposto não representa o comportamento do sistema.

Existem muitos tipos de métodos de busca e otimização e uma grande quantidade de variações acerca de cada um, todas elas com suas aplicações, limitações e outras especificidades (WISMER e CHATTERGY, 1978). Os procedimentos de calibração automática são basicamente derivados de métodos de busca e otimização. Tradicionalmente, empregam-se métodos analíticos ou numéricos, que são estudados a muito mais tempo e por isso desfrutam de um sólido embasamento teórico e uma infinidade de aplicações já descritas (SÁ, 2003). Procedimentos alternativos, baseados em métodos mais novos, como Algoritmos Genéticos, Particle Swarm Optimization e Simulated Annealing também podem ser utilizados, e há forte demanda reprimida e um grande campo de pesquisa aberto para o desenvolvimento de novos métodos de calibração automáticos (JORGENSEN, 1998).

Na presente pesquisa, em parte dos parâmetros, os valores dos coeficientes do modelo são baseados em valores reportados na literatura. Contudo, é possível calibrar um modelo com dados medidos em campo, isto é, obter valores dos coeficientes que conduzem a valores estimados das variáveis próximos aos valores medidos em campo.

Os métodos de calibração assumem que haja dados observados (medidos) das variáveis de estado (ex: OD, DBO, N, P, coliformes, etc), os quais permitam a comparação com os dados estimados pelo modelo (VON SPERLING, 2007). Neste contexto, para calibrar o modelo de Streeter-Phelps com base em dados medidos no igarapé em estudo, serão necessários, por exemplo, valores de OD e DBO medidos em diferentes posições ao longo do percurso do igarapé, os quais serão confrontados com os dados estimados.

Para utilizar um procedimento de calibração automática, baseado em qualquer tipo de método, é imprescindível que se possa formular os objetivos da calibração de forma

quantitativa, definindo a função objetivo ou função custo (WISMER e CHATTERGY, 1978). Desta maneira, o método mais comum para a estimativa de parâmetros é o da minimização de uma função objetivo, representando a soma dos quadrados dos erros (o erro é igual à diferença entre o valor observado e o valor estimado).

Na maioria dos problemas práticos, porém, não se consegue saber se uma solução fornecida pelo método de busca é realmente ótima, isto é, se ela fornece o menor erro possível, e o pesquisador deve se contentar em obter uma solução que resulte num bom acordo entre o modelo e os dados de calibração, segundo algum critério (VAN DER MOLEN e PINTÉR, 1993).

Segundo Von Sperling (2007), um modelo apresentará um ajuste perfeitamente se todos os valores estimados forem exatamente iguais aos valores medidos, sendo os erros iguais a zero. Na prática, contudo, é usual que haja erros tanto positivos, quanto negativos.

Tabela 6: Exemplo de ajuste do modelo.

	DBO obs	DBO est	Erro	Soma Erro
Medição 1	8,0	6,0	2,0	0,0
Medição 2	5,0	7,0	-2,0	

A soma dos erros dá a falsa impressão de que, como a soma dos erros é zero, o ajuste do modelo é perfeito (Tabela 6). Por este motivo, usa-se o quadrado dos erros para fazer com que os valores sejam sempre positivos, e a soma total dos erros seja sempre maior que zero. Neste exemplo tem-se: $(2,0)^2 + (-2,0)^2 = 8,0$, ou seja, a soma dos quadrados dos erros é 8,0.

A calibração pode ser feita manualmente, de maneira informal, variando-se os valores dos parâmetros de forma que a soma dos quadrados dos resíduos diminua, até que se obtenha um ajuste considerado pelo analista como satisfatório. Por outro lado, a calibração pode ser feita também de forma automatizada, por meio de algum método de otimização que faça a busca entre possíveis valores dos coeficientes, e que, por meio de um algoritmo, convirja no conjunto de valores que conduza à menor soma dos quadrados dos resíduos. Neste trabalho, utilizou-se da ferramenta SOLVER, da planilha Excel da Microsoft, que utiliza para programação não linear um algoritmo de otimização denominado Gradiente Reduzido Generalizado (GRG2). No caso de um modelo de otimização não linear, o Solver apresentará uma solução para um ponto ao longo da curvatura da função objetivo onde a célula ótima atinge um máximo ou mínimo sujeito a satisfazer as restrições. Se a função objetivo tem

múltiplas regiões máximas ou mínimas para satisfazer as restrições, o Solver encontrará uma delas (uma região ótima local), que pode não ser a região ótima global.

Os métodos de otimização não dão a garantia de que se obteve um mínimo global, i.e., o menor valor para a soma dos quadrados dos resíduos. É possível que o algoritmo obtenha uma convergência satisfatória, mas apenas um mínimo local foi encontrado, e não global. Uma alternativa para se inferir sobre esta possibilidade é se realizar a otimização novamente, com diferentes valores iniciais dos coeficientes (VON SPERLING, 2007).

	A	B	C	D
1	MODELO DE OXIGENIO DISSOLVIDO			
2	STREETER-PHELPS			
3				
4				
5	DADOS DE ENTRADA	Símbolo		Valor
6				
7	Variáveis			
8	Vazão do rio (m ³ /s)	Qr		0,760
9	Vazão do afluente (m ³ /s)	Qe		0,114
10	DBO5 do rio (mg/l)	DBOr		2,0
11	DBO5 do afluente (mg/l)	DBOe		341,0
12	OD do rio (mg/l)	ODr		7,10
13	OD do afluente (mg/l)	ODe		0,00
14				
15	Coefficientes (na temperatura do líquido)			
16	Coef. desoxigenação (1/d)	K1		0,44
17	Coef. decomposição (1/d)	Kd		0,77
18	Coef. reaeração (1/d)	K2		5,23
19				
20	Dados adicionais			
21	OD saturação (mg/l)	ODsat		7,90
22	Distância do trecho (km)	d		50
23	Velocidade (m/s)	v		0,26
24				
25	Efic. remoção DBO na ETE (%)	Edbo		0
26				
27	DADOS DE SAIDA	Símbolo		Valor
28				
29	Dados do esgoto tratado			
30	DBO5 do esgoto tratado (mg/l)	DBOet		341
31				
32	Dados da mistura			
33	Vazão total (Qr+Qe) (m ³ /s)	Qt		0,874
34	OD da mistura (mg/l)	ODo		6,17
35	DBO5 da mistura (mg/l)	DBOo		46,2
36	Coef. DBO ultima	KT		1,12
37	DBO última da mistura (mg/l)	Lo		52,0

Figura 2: Exemplificação de aplicação de modelo de Streeter-Phelps.
Fonte: Von Sperling (2007), adaptado.

d) Avaliação do ajuste do modelo

A inferência sobre a qualidade global do ajuste entre os dados estimados e os dados observados é sempre difícil, e não há um critério único que evidencie o bom ajuste do modelo. Diante deste empecilho, alternativas para se avaliar estes ajustes foram pesquisadas e utilizadas neste trabalho.

Um dos indicadores estatísticos mais utilizados para ajustes dos dados estimados aos dados observados é dado pelo Coeficiente de Determinação (CD), o qual relaciona a soma dos resíduos ao quadrado e a variância total dos dados observados, conforme a equação 13.

$$CD = 1 - \frac{\sum (Y_{i_{obs}} - Y_{i_{est}})^2}{\sum (Y_{i_{obs}} - Y_{i_{méd}})^2} \quad \text{Equação 13}$$

Onde:

$Y_{i_{obs}}$ = valor observado;

$Y_{i_{est}}$ = valor estimado;

$Y_{i_{obsméd}}$ = média dos valores observados.

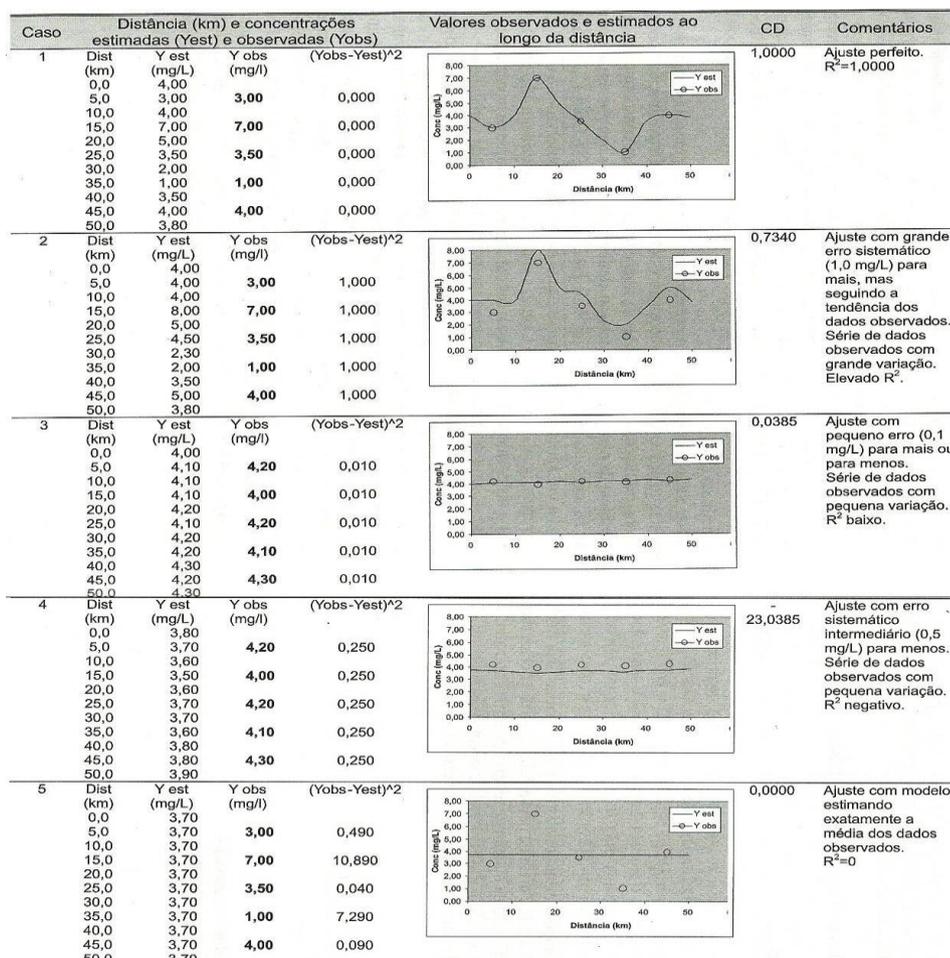


Figura 3: Interpretação de CD em distintas simulações.

Fonte: Von Sperling (2007)

Os dados de entrada são inseridos nas colunas E e H da Figura 3 a seguir. Foram calculados o coeficiente de determinação do oxigênio dissolvido CD (OD), o coeficiente de

determinação da demanda bioquímica de oxigênio CD (DBO) e também a média dos dois coeficientes de determinação.

Posteriormente, a ferramenta SOLVER foi utilizada para maximizar o valor médio dos dois CD's, no pressuposto de que ambas as variáveis (OD e DBO) são igualmente importantes. Desta forma, tem-se uma otimização global.

O coeficiente de decomposição (K_d) e o coeficiente de reaeração (K_2) foram estimados simultaneamente após a otimização.

E	F	G	H	I
Entrar com os dados medidos em campo de OD e DBO				
OD obs (medido) (mg/l)	$(OD_{obs}-OD_{est})^2$		DBO5 obs (medido) (mg/l)	$(DBO_{obs}-DBO_{est})^2$
3,0	0,001		34	40,134
4,2	0,116		20	3,457
5,0	0,288		12	0,464
soma de $(Y_{obs}-Y_{est})^2$:		0,404020037	soma de $(Y_{obs}-Y_{est})^2$:	
CD (OD) =		0,8006	CD (DBO) =	
Média [CD (OD) e CD (DBO)] =		0,8115		

Figura 4: Ajuste dos dados estimados com os observados.

Fonte: Von Sperling (2007), adaptado.

Uma segunda alternativa para a confirmação de um bom ajuste do modelo é a visualização e interpretação de gráficos em que os valores observados e os valores estimados ao longo da distância ou do tempo se apresentam. O gráfico pode revelar trechos do rio em que a simulação foi mal sucedida e eventuais anomalias na simulação.

Os perfis de OD e DBO resultantes são representados pela Figura 5.

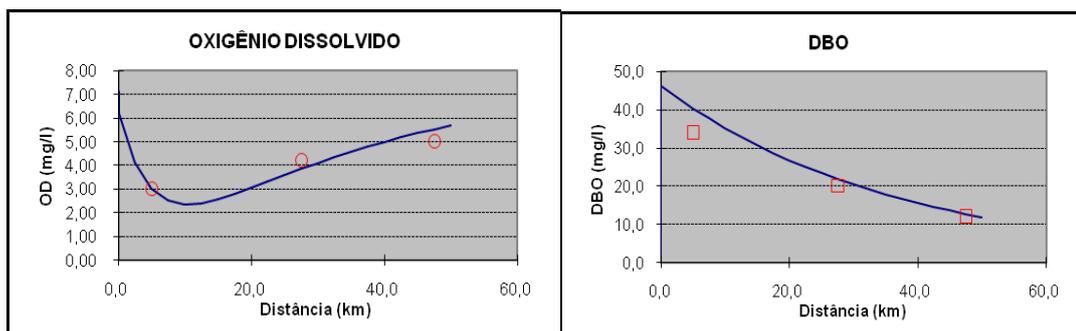


Figura 5: Exemplificação do comportamento de OD e DBO ao longo de um rio.

Fonte: Von Sperling (2007), adaptado.

CAPÍTULO III

ASPECTOS GERAIS

3.1 Poluição das Águas

De acordo com a lei nº 6.938/1981, que dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente, em seu artigo 3º, 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) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

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 (SOARES, 2003).

A conscientização da população brasileira, em se tratando de água, é alicerçada pela sensação de abundância que o país possui. O Brasil é o país mais rico em água potável, com 8% das reservas mundiais, concentrando 18% do potencial de água de superfície do planeta (MAIA NETO, 1997). Essa visão de soberba dificulta em muito a manutenção da qualidade dos cursos d'água, pois o consumo excessivo e a ausência ou inadequado tratamento dos efluentes domésticos e industriais altera consideravelmente a qualidade da água do curso d'água, resultando em problemas de degradação envolvendo compostos orgânicos e inorgânicos, materiais tóxicos e agentes biológicos.

Contudo, sabe-se que a distribuição da água no Brasil e no mundo não é uniforme e, no cenário brasileiro, as regiões mais populosas e industrializadas apresentam menor disponibilidade de recursos hídricos. Na região Nordeste, caracterizada por reduzidas precipitações, elevada evaporação e pouca disponibilidade de águas superficiais, a idéia de abundância não se aplica.

As fontes de poluição, segundo Von Sperling (2005) podem dividir-se em: difusa, que são aquelas em que os poluentes adentram o corpo d'água distribuídos ao longo de parte de sua extensão e; pontuais, onde os poluentes atingem o corpo d'água de maneira concentrada em um único ponto.

A proteção do meio ambiente e o combate à poluição em qualquer de suas formas é competência comum da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos municípios. Constitui também competência a essas partes a melhoria das condições ambientais, legislar sobre a defesa do solo e dos recursos naturais e responsabilizar os envolvidos por dano ao meio ambiente. (SOARES, 2003).

3.2 Qualidade da Água

A qualidade das águas está sujeita às condições geológicas, geomorfológicas e da presença da cobertura vegetal na bacia de drenagem. Porém, a ação antrópica também influencia na qualidade da água, seja pelo lançamento de cargas de esgoto doméstico e industrial ou pela alteração do uso e ocupação do solo urbano e rural.

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 por esgotos e, também, a poluição atmosférica (OPPA, 2007). Graf (2000) afirma que a importância da qualidade das águas faz das bacias hidrográficas unidades de planejamento de gestão ambiental.

A gestão dos recursos hídricos visa à redistribuição da água para atender as necessidades qualitativas e quantitativas da sociedade numa certa região. Esse antigo conceito torna-se melhor elaborado à medida que preocupações com qualidade da água e preservação do ambiente tendem a adquirir uma relevância crescente (CUNHA, 2002).

3.3 Situação da Água na Amazônia

Mundialmente, a Amazônia é conhecida pela sua disponibilidade hídrica e pela quantidade de ecossistemas, como matas de terra firme, florestas inundadas, várzeas, igapós, campos abertos e cerrados (ANA, 2007), além de abrigar uma infinidade de espécies vegetais e animais.

A bacia hidrográfica do rio Amazonas é constituída pela mais extensa rede hidrográfica do globo terrestre, ocupando uma área total da ordem de 6.110.000 km², desde suas nascentes nos Andes peruanos até sua foz no oceano Atlântico. Esta bacia continental se estende sobre vários países da América do Sul: Brasil (63%), Peru (17%), Bolívia (11%), Colômbia (5,8%), Equador (2,2%), Venezuela (0,7%) e Guiana (0,2%).

Em termos de recursos hídricos, a contribuição média da bacia hidrográfica do rio Amazonas, em território brasileiro, é da ordem de 133.000 m³/s (73% do total do País). Adicionalmente, a contribuição de territórios estrangeiros para as vazões da região hidrográfica é da ordem de 76.000 m³/s.

A Região Hidrográfica Amazônica é constituída pela bacia hidrográfica do rio Amazonas situada no território nacional, perfazendo um total de 3.870.000 km² (Figura 6). As maiores demandas pelo uso da água na região, segundo ANA (2007), ocorrem nas sub-bacias dos rios Madeira, Tapajós e Negro, e correspondem ao uso para irrigação (39% da demanda total). A demanda urbana representa 17% da demanda da região (11 m³/s). De um modo geral, os consumos estimados são pouco significativos quando comparados com a disponibilidade hídrica por sub-bacia.

Em termos sócio-econômicos, a população total do Brasil, segundo dados do IBGE (2006), é de aproximadamente 186,7 milhões de habitantes. Sua população urbana é correspondente a 82% desse total e a densidade populacional média brasileira é de 21,6 hab/km².

De acordo com o IBGE (2006), a R.H. Amazônica, que com 9,1 milhões de habitantes, possui a menor densidade demográfica entre as regiões hidrográficas brasileiras, com apenas 2,3 hab/km².



Figura 6: Regiões Hidrográficas Brasileiras (SCIELO, 2010)

Sobre a oferta de recursos hídricos, a R.H. Amazônica e a R.H. Tocantins-Araguaia possuem os maiores índices, pois as precipitações médias anuais nessas regiões são as mais elevadas do país (Figura 7). A média anual brasileira é de 1761 mm e a das R.H. Amazônica e Tocantins-Araguaia, 2205 mm e 1774 mm, respectivamente (ANA, 2006).

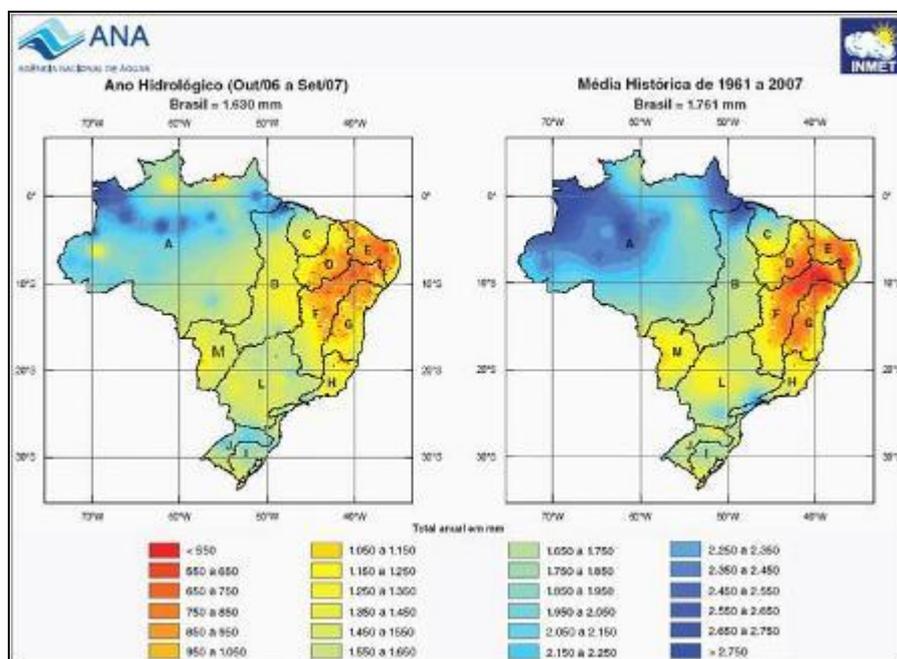


Figura 7: Precipitação anual no país – média de 1961 a 2007 (base de dados das estações do INMET).

Segundo levantamento de dezembro de 2007 da ANA sobre a disponibilidade hídrica, a vazão média anual dos rios em território brasileiro é de 179 mil m³/s, correspondendo a aproximadamente 12% da disponibilidade mundial de recursos hídricos (1,5 milhão de m³/s).

A região hidrográfica Amazônica detém 73,6% dos recursos hídricos superficiais do Brasil, ou seja, a vazão média desta região é quase três vezes maior que a soma das vazões das demais regiões hidrográficas. Apesar de possuir, em valores globais, uma grande oferta de recursos hídricos superficiais, o Brasil apresenta acentuada diferença entre suas regiões hidrográficas (Tabela 7).

Região Hidrográfica	Vazão média ¹ (m ³ /s)	Disponibilidade hídrica (m ³ /s)	Estiagem - Q95 (m ³ /s)
Amazônica	132.145	73.748	73.748
Tocantins-Araguaia	13.799	5.447	2.696
Atlântico Nordeste Ocidental	2.608	320	320
Parnaíba	767	379	294
Atlântico Nordeste Oriental	774	91	32
São Francisco	2.846	1886	852
Atlântico Leste	1.484	305	252
Atlântico Sudeste	3.162	1109	986
Atlântico Sul	4.055	647	647
Paraná	11.414	5792	3.901
Uruguai	4.103	565	394
Paraguai	2.359	782	782
Brasil	179.516	91.071	84.904

¹ A Bacia Amazônica ainda compreende uma área de 2,2 milhões de km² em território estrangeiro a qual contribui com adicionais 86.321m³/s em termos de vazão média.
A Bacia do rio Uruguai ainda compreende adicionais 37mil km² em território estrangeiro, a qual contribui com 878m³/s em termos de vazão média.
A Bacia do rio Paraguai compreende adicionais 118mil km² em território estrangeiro e 595m³/s em termos de vazão média.

Tabela 7: Disponibilidade hídrica e vazões médias e de estiagem. Fonte: ANA (2007).

Dados gerais apresentados pela ANA (2007), afirmam que a relação entre demanda e disponibilidade hídrica demonstra que a situação do balanço hídrico ao longo dos principais cursos d'água do Brasil é bastante confortável, com 73% da extensão dos rios analisados classificados como "Excelente".

Os altos índices da relação demanda total / disponibilidade hídrica encontrados para o país, devem-se principalmente à Região Hidrográfica Amazônica, que detém 73,6% dos recursos hídricos superficiais e contribui com apenas 4% demanda de retirada do Brasil (Gráfico 1). Esta região possui todos os trechos de rios analisados com uma relação entre demanda e disponibilidade excelente.

As regiões hidrográficas do Paraguai, Tocantins-Araguaia e Atlântico Nordeste Ocidental também possuem situações bastante confortáveis quanto ao balanço hídrico, apresentando acima de 88% de seus rios principais como: “Excelente” e “Confortável”.

Por outro lado, nota-se também que esses dados gerais são uma média de toda a disponibilidade hídrica do país, ocultando as especificidades das regiões hidrográficas e a real relação entre demanda / disponibilidade.

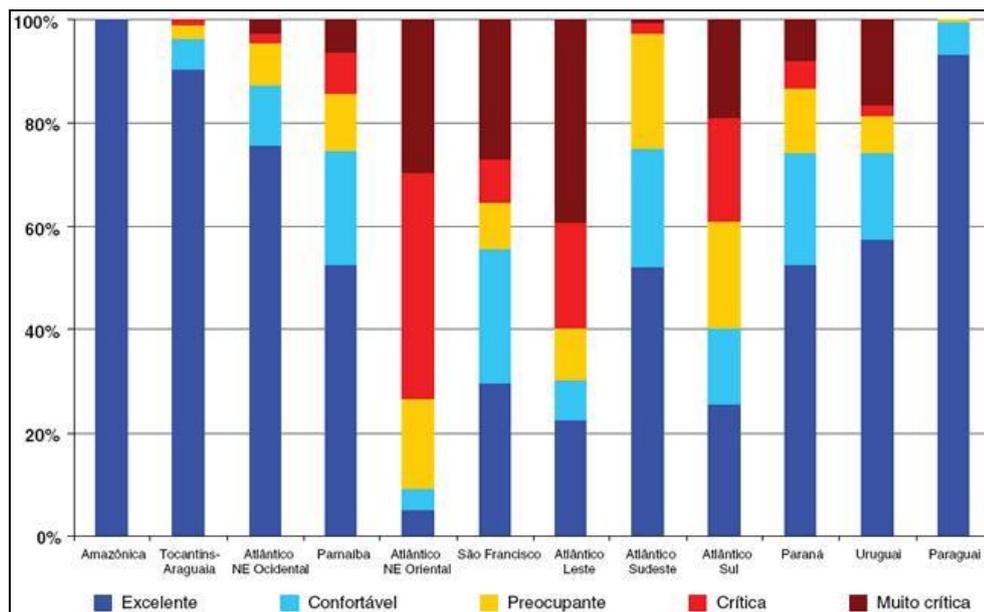


Gráfico 1: Situação dos principais rios brasileiros quanto à relação demanda/ disponibilidade por região hidrográfica. Fonte: ANA (2007).

Conforme dados da ANA (2007), o Brasil apresenta, em geral, boa qualidade em seus principais rios em relação à carga orgânica lançada, possuindo 78% de seus trechos analisados com qualidade “Ótima” e 7% como “Boa”.

Analisando a situação dos rios quanto ao balanço qualitativo por região hidrográfica, nota-se que apesar dos dados apresentados nacionalmente, há regiões hidrográficas com situações críticas em relação à carga orgânica lançada (Gráfico 2).

A combinação de pouca disponibilidade hídrica e baixos índices de coleta e tratamento de efluentes contribui para a baixa qualidade dos rios da região.

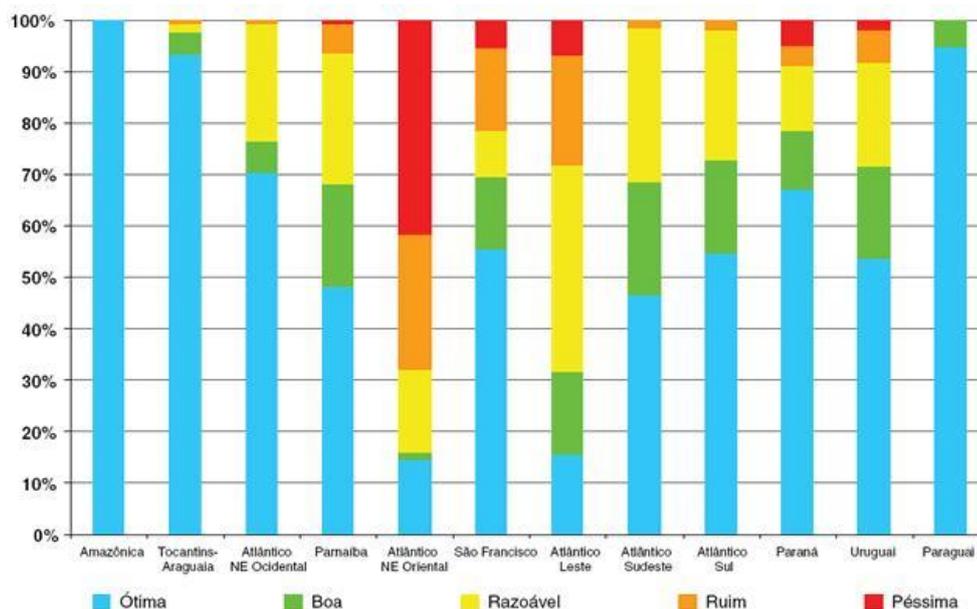


Gráfico 2: Percentual dos trechos de rio com relação à condição de qualidade para a vazão disponível. Fonte: ANA (2007).

Analisando-se a demanda consuntiva, vazão de retirada para usos consuntivos no país, para o ano de referência de 2006, é de 1.841 m³/s. No Brasil, o setor de irrigação é o que possui a maior parcela de vazão de retirada (cerca de 47% do total). Verifica-se que para o abastecimento urbano são reservados 26% do total, 17% para indústria, 8% para dessedentação animais e apenas 2% para abastecimento rural (Gráfico 3).

Nota-se, após observar os dados por região hidrográfica, que a região do Paraná é responsável por 27% das retiradas no país, sendo quase duas vezes maior que a segunda colocada, que é a região Atlântico Sul (15%). As menores retiradas estão nas bacias do Atlântico Nordeste Ocidental, Parnaíba, Paraguai, Amazônica e Tocantins-Araguaia.

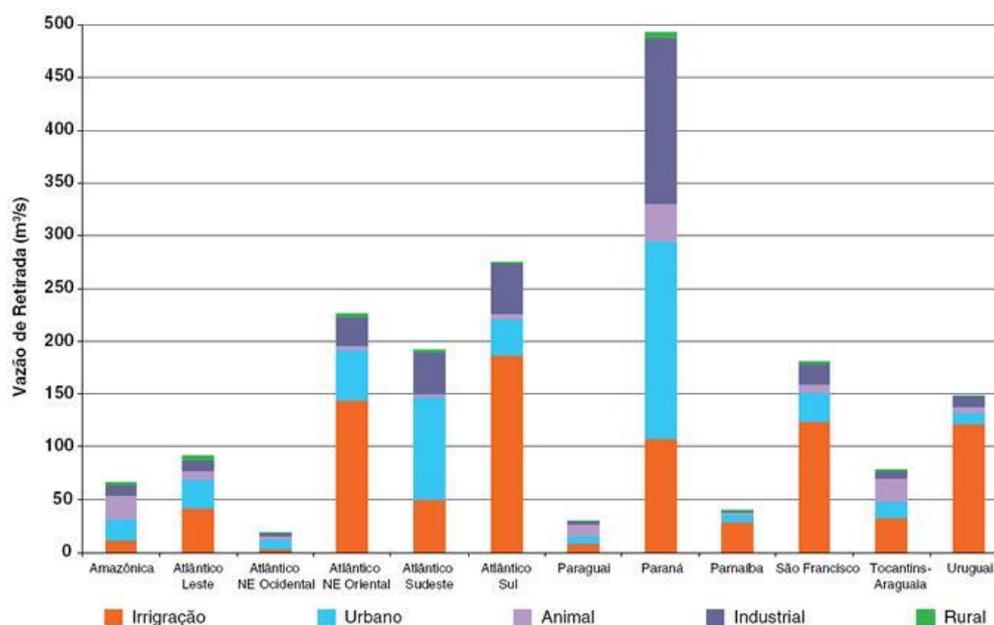


Gráfico 3: Distribuição das demandas consuntivas por finalidade de uso. Fonte: ANA (2007).

Tratando-se de setores usuários, como o saneamento, segundo dados da ANA (2006), a cobertura dos serviços de atendimento urbano de água no Brasil obteve índice igual a 89%. As regiões hidrográficas Tocantins-Araguaia (72,7%) e Amazônica (75,0%) apresentam os piores índices do país nesse aspecto (Gráfico 4).

Outro setor usuário importante é a coleta de esgoto urbano (Gráfico 5), onde o índice brasileiro é de 47%. Os dados de atendimento urbano de coleta de esgotos mostram-se baixos em quase todas as regiões hidrográficas e, analogamente ao saneamento, as regiões hidrográficas Amazônica e Tocantins-Araguaia se apresentam com os piores índices.

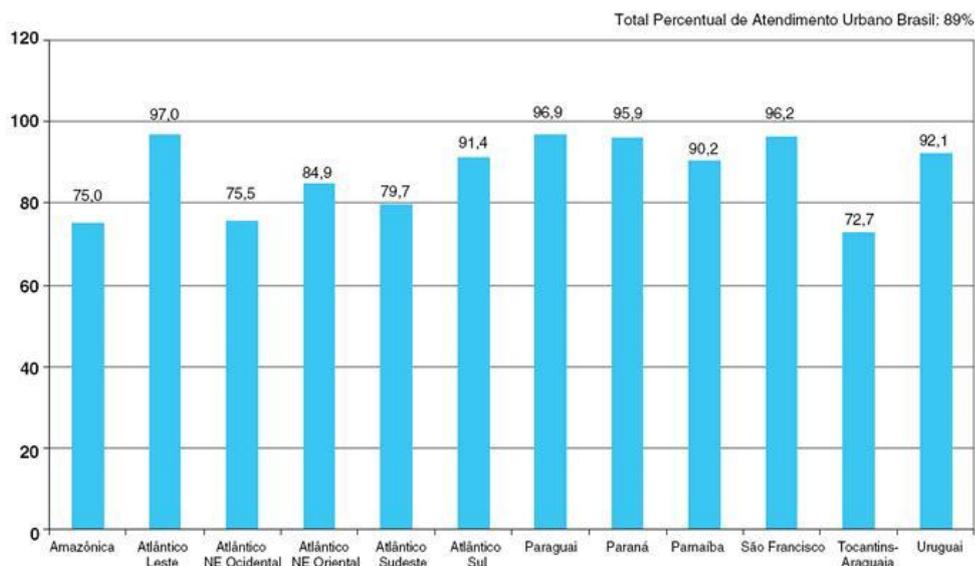


Gráfico 4: Gráfico com a distribuição percentual do atendimento urbano de água. Fonte: ANA (2006).

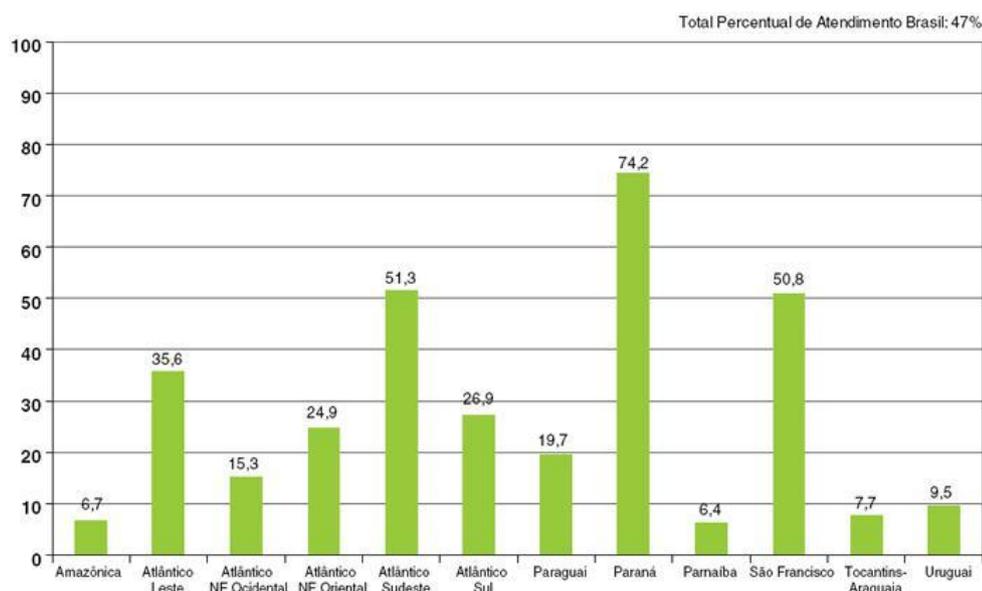


Gráfico 5: Gráfico com a distribuição percentual do atendimento urbano de coleta de esgoto. Fonte: ANA (2006).

Apesar da importância para saúde e meio ambiente, o saneamento básico no Brasil está longe de ser adequado. Mais da metade da população não conta, sequer, com redes para coleta de esgotos e 80% dos resíduos gerados são lançados diretamente nos rios, sem nenhum tipo de tratamento.

Em 2000, o IBGE realizou a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), que avalia primeiramente se há ou não serviços de abastecimento de água, drenagem urbana, esgotamento sanitário, dentre outros serviços nos municípios brasileiros. Os resultados indicam que 97,9% dos municípios brasileiros têm serviço de abastecimento de água e 78,6%

têm serviço de drenagem urbana. Contudo, esgotamento sanitário ainda é o serviço que apresenta a menor taxa, mas já é oferecido em mais da metade (52,2%) dos municípios brasileiros.

No que se refere aos domicílios brasileiros, no entanto, a cobertura é de 63,9%, e se caracteriza por um desequilíbrio regional. Na região Sudeste, a proporção de domicílios atendidos é de 70,5%. Já nas regiões Norte e Nordeste, o serviço alcança, respectivamente, 44,3% e 52,9% dos domicílios.

A abrangência do abastecimento de água também varia de acordo com o tamanho populacional dos municípios: quanto mais populosos forem, maiores as proporções de domicílios abastecidos. Os menores municípios apresentam maior deficiência nos serviços e apenas 46% dos domicílios situados em municípios com até 20.000 habitantes contam com abastecimento de água por rede geral.

Segundo o Serviço Autônomo de Águas e Esgotos de Santa Isabel do Pará (SAAE / SIP), a cidade de Santa Isabel do Pará dispõe de rede de abastecimento de água tratada em 95 % da zona urbana. Contudo, estima-se que 70% dos moradores utilizam poços particulares para suprimento de suas necessidades, principalmente, por razões econômicas e devido à qualidade duvidosa da água servida por poços públicos.

3.4 Autodepuração

As águas residuárias, como, o esgoto doméstico e alguns efluentes industriais, têm quantidade elevada de carga orgânica que serve de alimento para os seres aeróbios, por exemplo, protozoários e bactérias (PENTEADO, 2009). Os seres aeróbios iniciam a estabilização dos compostos orgânicos complexos, transformando-os em substâncias simples, e são responsáveis pela redução da concentração de oxigênio dissolvido no meio. Com o déficit de OD, os seres anaeróbios finalizam o processo de degradação da matéria orgânica.

O processo de autodepuração compreende ainda a proliferação de algas e outros seres fotossintetizantes, pois a oxidação da matéria orgânica libera sais minerais importantes para o crescimento da planta e, conseqüentemente, contribui para a elevação dos níveis de oxigênio dissolvido no meio aquático.

De acordo com Stehfest (1973), a decomposição da matéria orgânica por micro-organismos aeróbios corresponde a um dos mais importantes processos integrantes do fenômeno da autodepuração. Esse processo é responsável pelo decréscimo nas concentrações de oxigênio dissolvido na água devido à respiração dos micro-organismos, que por sua vez decompõem a matéria orgânica.

Seguindo este raciocínio, Braga et al (2002) diz que a matéria orgânica em si não é um poluente, porém, seu despejo no meio aquático pode ocasionar um desequilíbrio entre a produção e consumo de oxigênio.

Segundo Von Sperling (2005), a autodepuração de um rio pode ser entendida como um processo de sucessão ecológica, pois há uma sequência de substituições de uma comunidade por outra até que se estabeleça uma comunidade estável e em equilíbrio com as condições do meio.

Penteado (2009) afirma que o processo de autodepuração varia ao longo do tempo e como o curso d'água é um ambiente lótico, há uma variação ao longo do curso d'água, assim, cada trecho do rio se encontrará associado a um dos estágios de sucesso ecológica.

Braga et al (2002) e Von Sperling (2005) definem quatro zonas de autodepuração (zona de degradação, zona de decomposição ativa, zona de recuperação e zona de água limpa) que serão descritas a seguir (Figura 8).

a) Zona de Degradação

Nascentes (2004) afirma que a zona de degradação tem seu início logo após o lançamento do esgoto no curso d'água e sua principal característica química é a alta concentração de matéria orgânica, ainda em seu estágio mais complexo. Penteado (2009) complementa ao citar que a água do curso d'água se apresenta turva, devido às altas concentrações de sólidos presentes na água residuária, dificultando, assim, a presença de organismos fotossintetizantes.

Após o período de adaptação dos organismos degradadores, inicia-se a proliferação de bactérias aeróbias, decrescendo o teor de matéria orgânica. Nesta etapa predominam-se as bactérias, os protozoários e alguns tipos de fungos que se alimentam da matéria orgânica (Von Sperling, 2005).

b) Zona de Decomposição Ativa

Na zona de decomposição ativa os índices de oxigênio dissolvido atingem suas menores concentrações em razão da elevada atividade decompositora dos micro-organismos (NASCENTES, 2004). Dependendo da carga poluidora presente na água residuária lançada no curso d'água, a concentração de oxigênio dissolvido pode atingir níveis tão baixos que proporciona condições de anaerobiose em toda a massa líquida, conseqüentemente, toda vida aeróbia desaparece (PENTEADO, 2009).

c) Zona de Recuperação

De acordo com Nascentes (2004), na zona de recuperação grande parte do esgoto foi mineralizado e o curso d'água inicia sua recuperação até condições próximas às originais.

A matéria orgânica se encontra estabilizada em compostos inertes implicando em um menor consumo de oxigênio dissolvido, não havendo mais as condições de anaerobiose que foram observadas na zona anterior (PENTEADO, 2009).

Nesta zona, há alteração significativa da estética do curso d'água quando comparado às zonas anteriores, pois a água já permite a entrada de luz e os depósitos de lodo não liberam gases fétidos.

d) Zona de Água Limpa

Na zona de água limpa, segundo Penteado (2009) e Nascentes (2004), as concentrações de OD, de matéria orgânica e de bactérias voltam aos níveis que eram a montante do lançamento do efluente, no entanto, ela se encontra mais rica em quantidade de nutrientes graças a mineralização ocorrida na zona de recuperação, provocando um proliferação de algas que podem atingir superpopulações e ocasionar a saturação do oxigênio dissolvido.

A cadeia alimentar se restabelece e a comunidade aquática apresenta uma grande diversidade de espécie, desta forma, o ecossistema encontra-se estável e o conjunto de populações atinge seu clímax (Von Sperling, 2005).

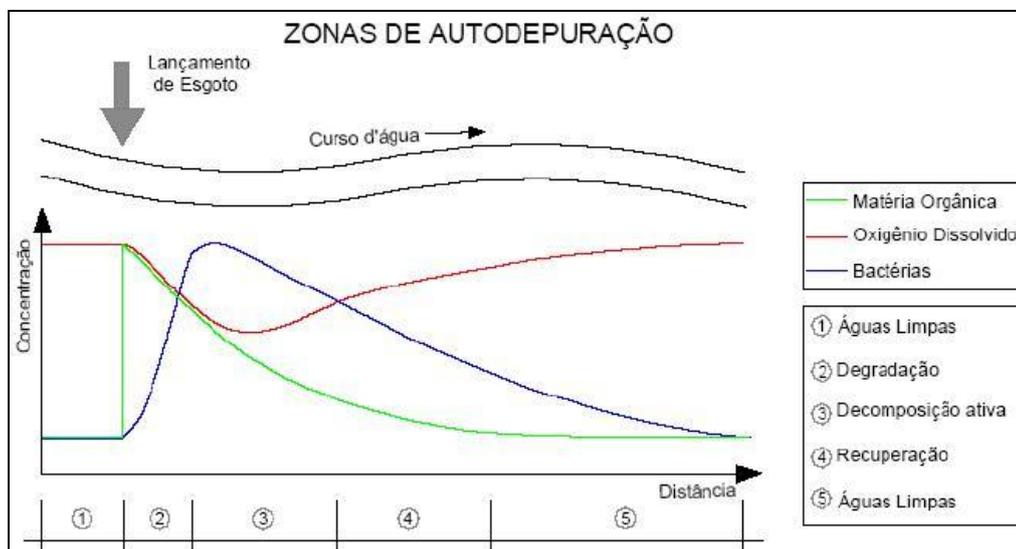


Figura 8: Perfil das zonas de autodepuração ao longo do curso d'água. Fonte: Von Sperling (1996), adaptado.

CAPÍTULO IV

METODOLOGIA

4.1 Área de Estudo

O município de Santa Isabel do Pará localiza-se nas coordenadas geográficas 01° 18' 00" de latitude sul e 48° 09' 44" de longitude a oeste de Greenwich e a 36 km da capital Belém. De acordo com o Plano Diretor (2006) do município e o IBGE (2011), a evolução da população urbana e rural na década de 80, acumulado, foi de 38,60%; na década de 1990 houve variação total de 29,70% e, entre 2000 e 2011, incremento total de 28,80%, conforme o Gráfico 6 abaixo.

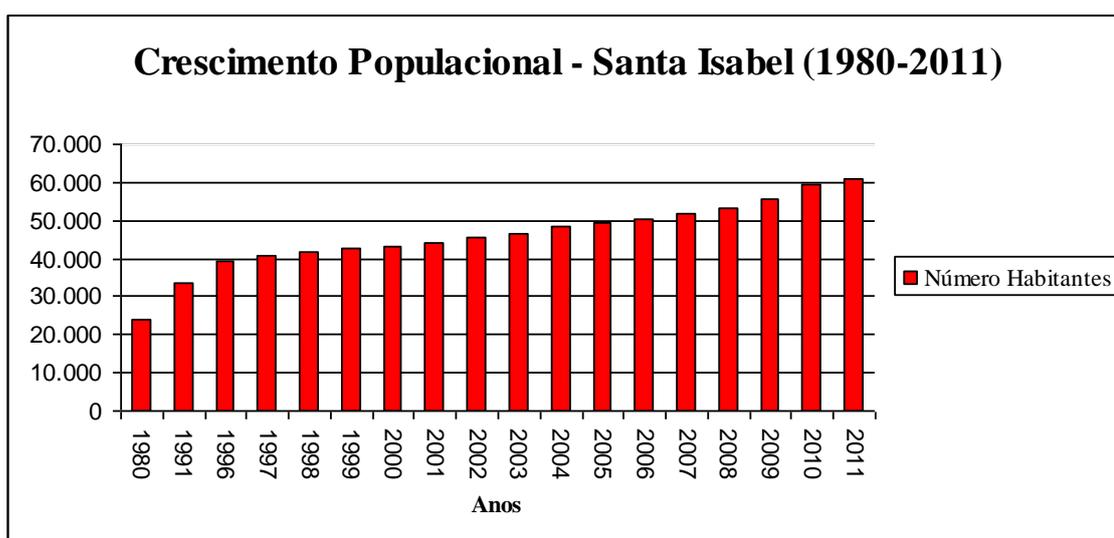
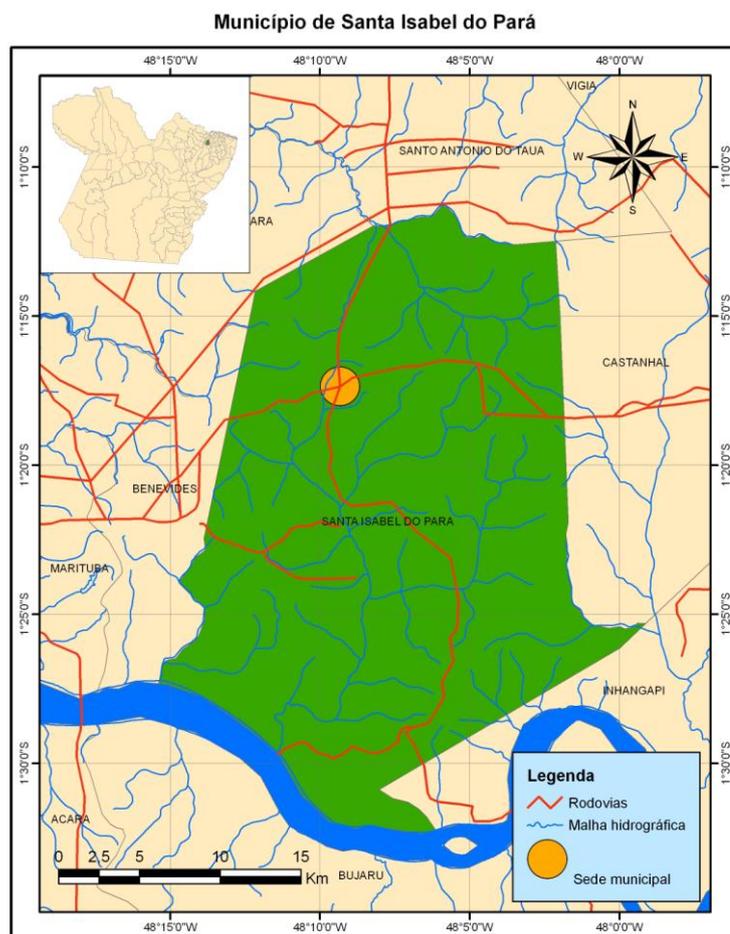


Gráfico 6: Crescimento populacional de Santa Isabel (1980-2011)
Fonte: www.ibge.gov.br, acessado em 10.11.2011.

O município de Santa Isabel do Pará é delimitado ao norte pelo município de Santo Antônio do Tauá e Santa Barbara do Pará; ao leste pelo município de Castanhal e Inhangapi; ao Sul pelo município de Bujaru e; ao oeste pelo município de Benevides (Figura 9).



O solo desta região é constituído pelos tipos concrecionários lateríticos indiscriminados distróficos, latossolo amarelo distrófico (textura média), concrecionários lateríticos e areias quartzosas (ARAÚJO, 1994).

Em relação à vegetação, a predominância é a de florestas secundárias, decorrente da recomposição natural da vegetação, os remanescentes de floresta primária são do tipo tropical úmida, também chamada de floresta pluvial.

Sobre a topografia, a região não apresenta nenhum acidente expressivo, constituindo uma extensa superfície pediplanada, cuja média altimétrica é de 35 metros, variando de 3 a 59 metros. A estrutura geológica não se distingue do conjunto apresentado para a microrregião bragantina, formada pelos sedimentos terciários da formação Barreiras, constituída de arenitos, siltos e argilitos crolinicos, e pelos componentes da sedimentação quaternária atual

e sub-atual. Suas formas de relevo, caracterizados por baixos platôs, tabuleiros e áreas de várzeas, fazem parte da unidade morfoestrutural Planalto Rebaixado da Amazônia (Zona Bragantina) (ARAÚJO, 1994).

O clima é megatérmico úmido, com temperatura elevada, sendo a média mensal em torno de 25°C. Os meses de outubro, novembro e dezembro são os mais quentes, com máximas entre 32°C e 34°C e mínima entre 20°C e 22°C, caracterizando um inverno quente, com precipitações em torno de 2.350 mm/ano, concentradas de janeiro a junho, com maior escassez em setembro. A umidade relativa do ar está em torno de 85%.

Dentro do aspecto hidrográfico destaca-se o rio Caraparu, que nasce no centro do município projetando-se no sentido norte-sul, recebendo o igarapé Apeú e o rio Itá pela margem esquerda, e o rio Maguari pela margem direita. De pequeno curso, o rio Caraparu deságua no Guamá, este servindo de limite natural com o Bujaru ao sul do município. Outros rios menores, de curso paralelo ao Caraparu são os rios Guajará e o Jandiaí, limitando Santa Isabel com os municípios de Benevides e Inhangapi, e por fim, há o rio Tauá, cujo afluente direto, o igarapé São Francisco, faz limite natural, ao norte com o município de Santo Antônio do Tauá (ARAÚJO, 1994), conforme a Figura 10.

É sabido que a micro-bacia do Igarapé Santa Isabel é pertencente à bacia hidrográfica do rio Caraparu, mas mesmo incluso neste cenário importante, o igarapé é o principal corpo receptor de efluentes domésticos e industriais do município assim como também é uma das principais fontes de abastecimento de água. Em seu trajeto, o igarapé atravessa pelo centro da cidade de Santa Isabel e desde suas nascentes até o ponto analisado mais ao sul, antes de desaguar no rio Maguari, é pressionado pela ação antrópica (Figura 11).

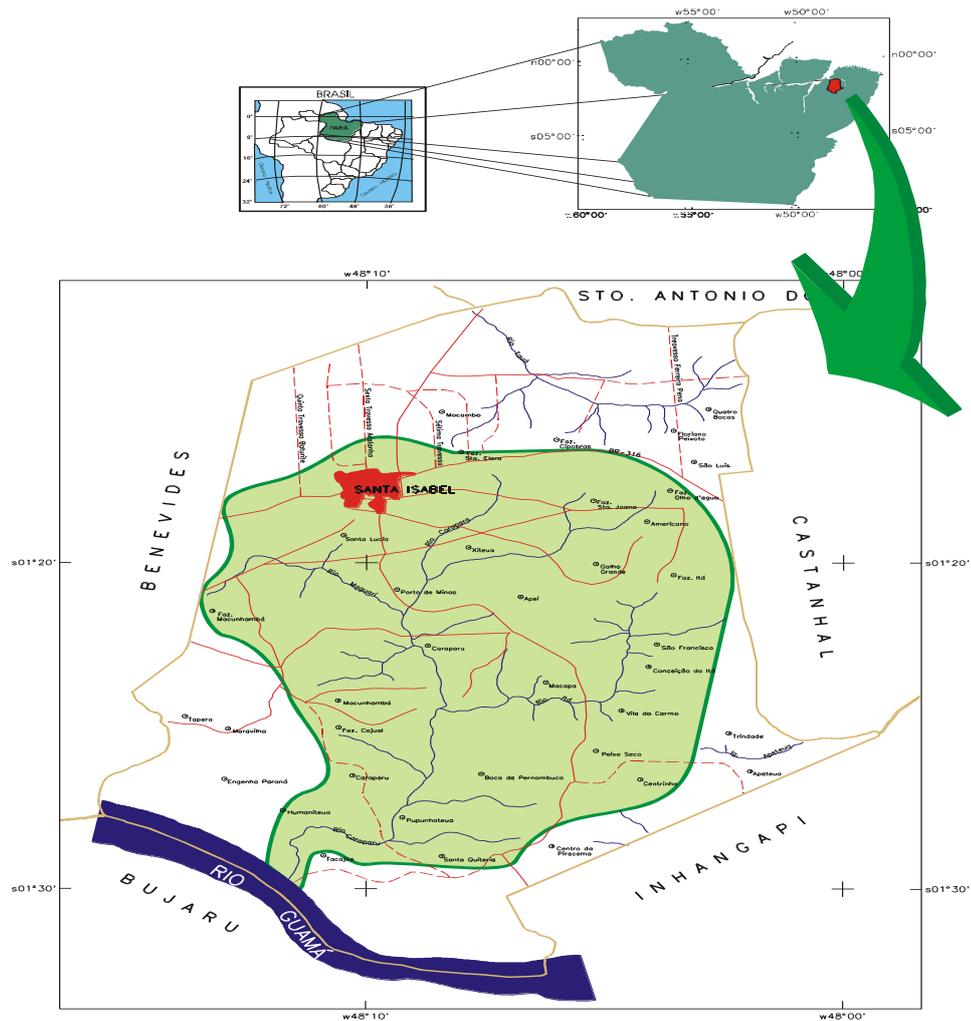


Figura 10: Bacia Hidrográfica do rio Caraparu. Fonte: Próprio autor.

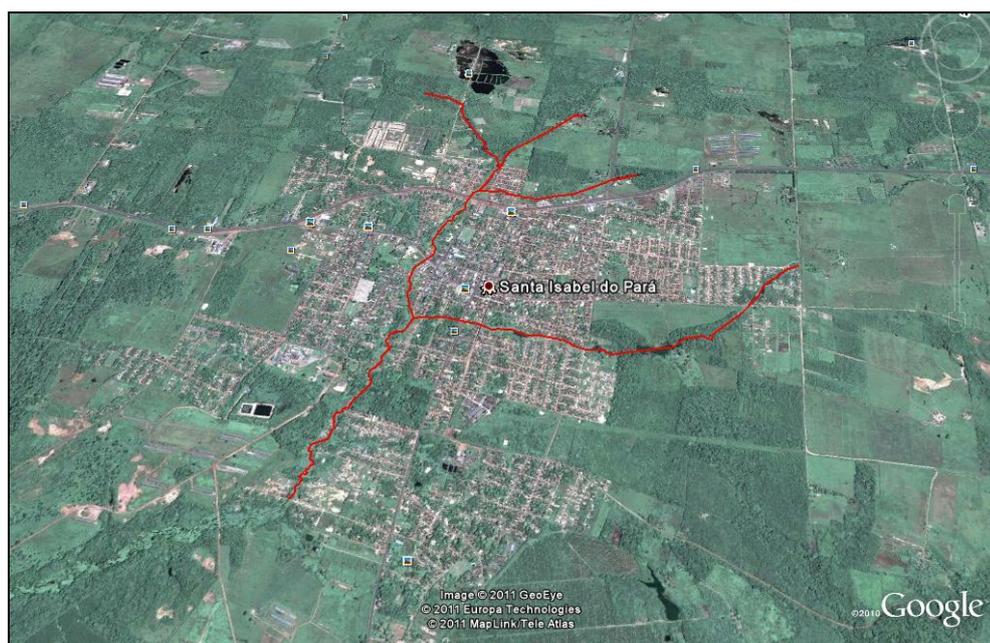


Figura 11: Micro-bacia do Igarapé Santa Isabel. Fonte: Próprio autor.

Soma-se ainda a esta problemática a carência de estudos na micro-bacia, o que inibe e/ou retrai qualquer ação de planejamento voltado ao igarapé.

Indo de encontro a esta afirmação, Porto & Morais (2008) em “Avaliação Ambiental da Qualidade da Água do Igarapé Santa Isabel – Santa Isabel/PA”, realizaram um dos raros estudos na área, concluindo que os rios de Santa Isabel não se encontram em estado irreversível de degradação, porém o descaso das autoridades e da população para com a água e o desprezo de sua utilidade para a qualidade de vida da comunidade contribuiu em muito para que se alcançasse o dano ambiental que hoje é visto em toda a extensão dos vários rios que ali existem, dentre os quais destacam-se: efluentes domésticos e industriais, acúmulo de resíduos sólidos as margens do igarapé (principalmente material plástico, restos de animais, rejeito da construção civil e outros), destruição da vegetação ciliar, ocupação urbana desordenada, dentre outros.

O estudo dos autores anteriormente citados, utiliza-se de parâmetros físico-químicos e biológicos para classificá-lo como um curso d'água classe 2. Nesta mesma pesquisa, Porto & Morais (2008) afirmam que no decorrer do espaço e do tempo, assim como o constante lançamento de esgoto doméstico no manancial, alteram gradativamente os padrões de qualidade da água, mostrando ainda que o ponto de amostragem mais a jusante acumula a carga orgânica dos demais pontos de monitoramento.

O fato de se ter próximo e, até dentro da cidade, nascentes de rios que abastecem a população da cidade, somente agrava a problemática. Todavia, Santa Isabel do Pará é uma cidade de médio porte e, portanto, ainda é capaz de reverter parte do dano que causa e impedir futuros impactos negativos à comunidade, fazendo uso de ações de prevenção de poluição e uso das ferramentas legais instituídas por lei, e desta forma, cumprindo os ditames das legislações ambientais.

4.2 Trabalhos em Campo

Para melhor representar as condições ambientais ao qual estava exposto o Igarapé Santa Isabel, plotou-se 11 pontos de amostragem obedecendo-se as junções entre os trechos analisados e a mancha urbana, de acordo com a Figura 12, e em seguida verificou-se a acessibilidade destes pontos de coletas *in loco*.

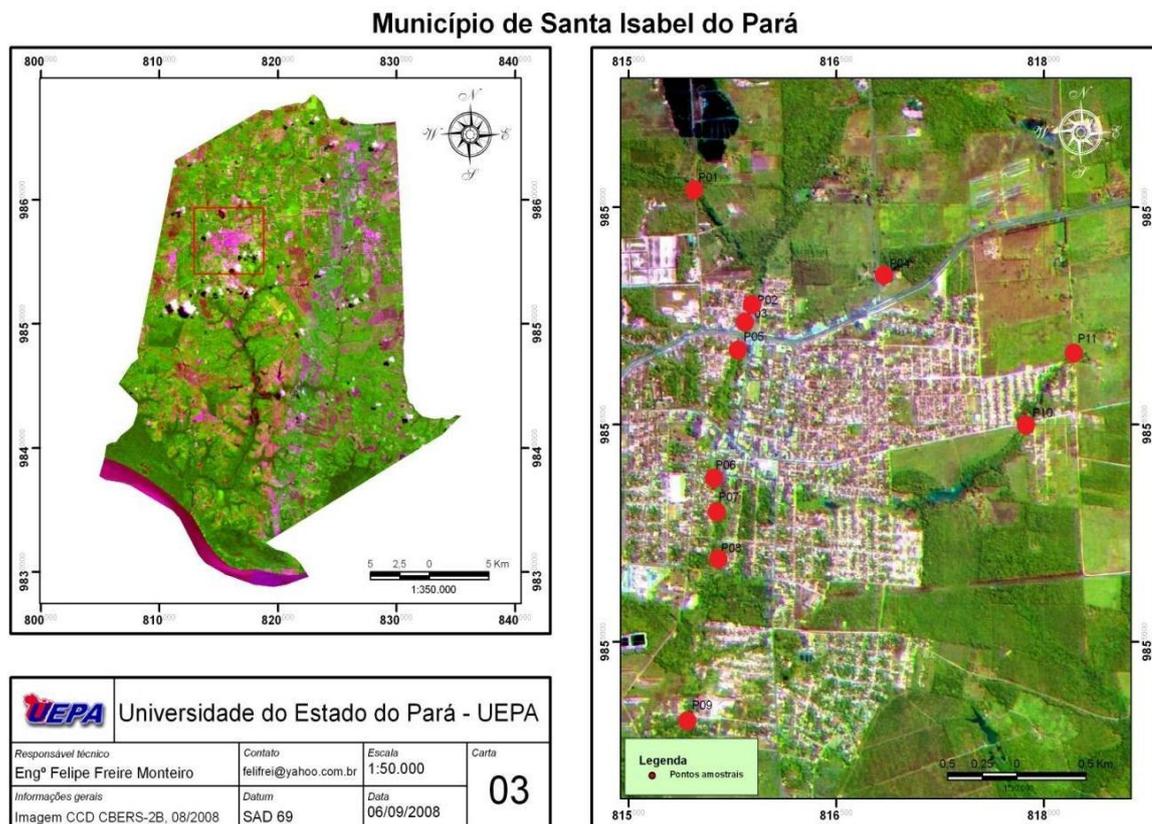


Figura 12: Pontos de amostragem.

Pontos de Monitoramento

- Ponto P01

Localizada ao norte da cidade, nas coordenadas geográficas $01^{\circ} 16' 56''$ S e $48^{\circ} 0' 00''$ W, a área apresenta boa preservação da vegetação ciliar (Figura 13 e 14) e ainda se mostra pouco habitada diante da expansão urbana (Figura 15).



Figura 13: Ponto de coleta P01.



Figura 14: Montante ponto de coleta P01.



Figura 15: Imagem via satélite do ponto P01.

- Ponto P02

Localiza-se ao centro norte da cidade, conforme a Figura 18, nas coordenadas $01^{\circ} 17' 22''$ S e $48^{\circ} 09' 47''$ W. Contudo, diferentemente do Ponto P01, o P02 insere-se em uma área recentemente urbanizada, não possuindo vegetação ciliar e infraestrutura básica (abastecimento de água, coleta de esgoto, iluminação pública), observado nas Figuras 16 e 17. Este ponto possui forte presença de macrófitas.



Figura 16: Montante ponto de coleta P02.



Figura 17: Ponto de coleta P02.

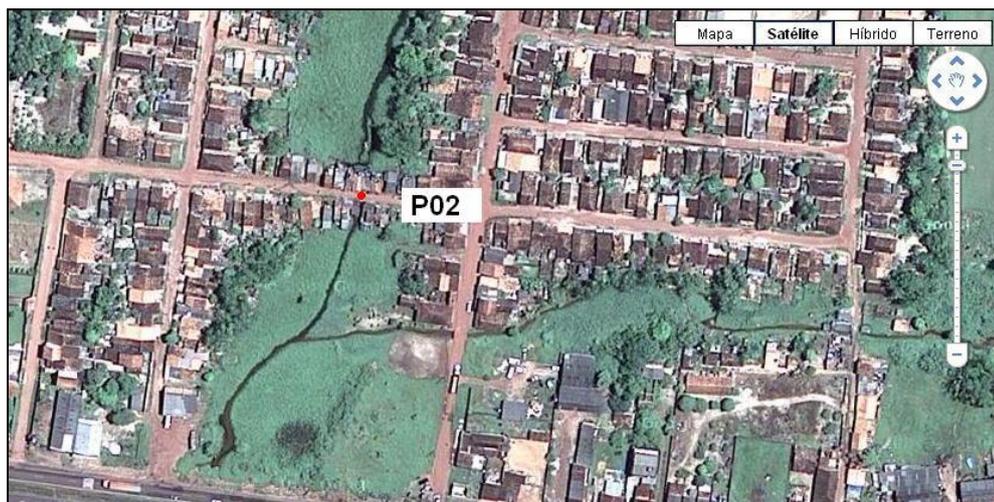


Figura 18: Imagem via satélite do ponto P02.

- Ponto P03

Nas coordenadas $01^{\circ} 17' 25''$ S e $48^{\circ} 09' 45''$ W (Figura 21), o ponto P03, analogamente ao ponto P02, insere-se em uma área com pouca infraestrutura básica e sem vegetação ciliar (Figura 19). Mas, o que difere o P03 é iniciativa do replantio de árvores nas margens no igarapé (Figura 20).



Figura 19: Ponto de coleta P03.



Figura 20: Jusante do ponto de coleta P03.



Figura 21: Imagem via satélite do ponto P03.

- Ponto P04

Este ponto situa-se em uma propriedade particular (coordenadas $01^{\circ} 17' 14''$ S e $48^{\circ} 09' 15''$ W), na qual inicialmente tinha-se acesso para a coleta das amostras físico-químicas e dos parâmetros hidráulicos (Figura 22 e 23). No decorrer da pesquisa, o acesso foi vetado, comprometendo parte dos dados de entrada do modelo matemático (Figura 24).



Figura 22: Jusante ponto de coleta P04.



Figura 23: Árvores delimitam propriedade.



Figura 24: Imagem via satélite do ponto P04.

- Ponto P05

Localizado nas coordenadas geográficas $01^{\circ} 17' 28''$ S e $48^{\circ} 09' 49''$ W, o Ponto P05 situa-se na margem da BR-316 (Figura 27). A proximidade com a rodovia influencia diretamente na inexistência da mata ciliar do igarapé, visto a faixa de domínio da via (Figura 25). Encontram-se também no P05 a forte presença macrófitas e um ponto de captação de água do município (Figura 26).



Figura 25: Ponto de coleta P05.



Figura 26: Coleta no período chuvoso.

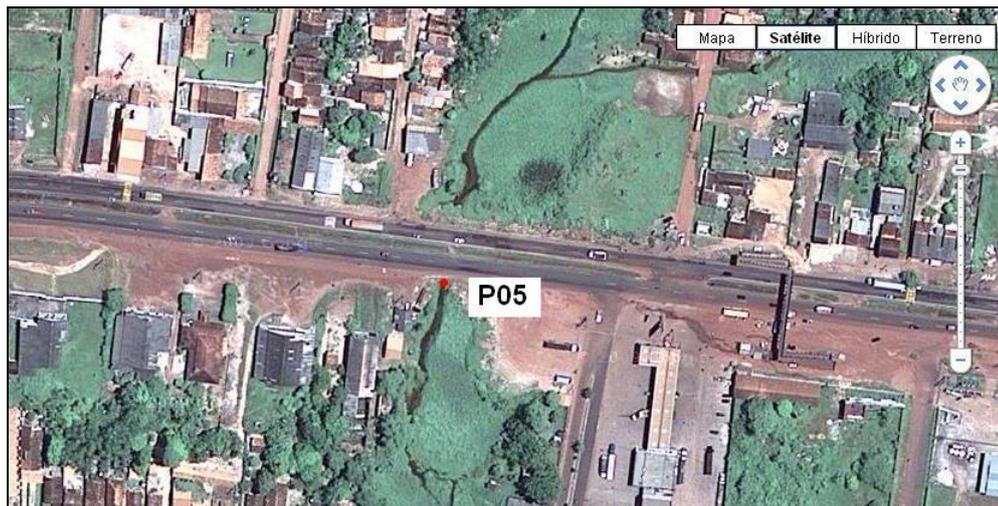


Figura 27: Imagem via satélite do ponto P05.

- Ponto P06

Este ponto localiza-se no centro da cidade de Santa Isabel do Pará, área densamente povoada e com infraestrutura básica presente, tais como sistema de drenagem, asfaltamento, iluminação pública e coleta de resíduos sólidos (Figura 30). Situado nas coordenadas geográficas $01^{\circ} 17' 59''$ S e $48^{\circ} 09' 55''$ W, o ponto P06 contrasta quando o assunto é mata ciliar, pois a montante do ponto de coleta tem-se a inexistência da vegetação nas margens do igarapé, enquanto que, na jusante a presença da vegetação nativa é marcante (Figura 28 e 29).



Figura 28: Ponto de coleta P06.



Figura 29: Efluente lançado *in natura*.



Figura 30: Imagem via satélite do ponto P06.

- Ponto P07

Nas coordenadas geográficas $01^{\circ} 18' 06''$ S e $48^{\circ} 09' 50''$ W, o ponto P07 apresenta cenário inverso ao ponto de coleta anterior (Figura 33), pois na montante a mata nativa ainda é preservada (Figura 31) e, na jusante (Figura 32), as habitações circundam este ponto do igarapé.



Figura 31: Montante ponto de coleta P07.



Figura 32: Ponto de coleta P07.



Figura 33: Imagem via satélite do ponto P07.

- Ponto P08

Nas coordenadas geográficas $01^{\circ} 18' 17''$ S e $48^{\circ} 09' 54''$ W, o ponto P08 situa-se próximo ao centro da cidade de Santa Isabel do Pará, em uma área considerada ainda de expansão da mesma (Figura 36). Este ponto não apresenta infraestrutura básica, bem como evidencia claramente a retirada da vegetação nativa das margens do igarapé Santa Isabel (Figura 34 e 35).



Figura 34: Ponto de coleta P08.



Figura 35: Sinuosidade do igarapé.



Figura 36: Imagem via satélite do ponto P08.

- Ponto P09

O ponto de amostragem P09 está localizado no extremo sul da cidade (Figura 37 e 38), nas coordenadas $01^{\circ} 18' 53''$ S e $48^{\circ} 10' 02''$ W. Com precárias condições urbanísticas, a população de Santa Isabel se expande rapidamente, principalmente ao longo do manancial, e habita áreas sem o planejamento poder público (Figura 39).



Figura 37: Ponto de coleta P09.



Figura 38: Montante ponto de coleta P08.

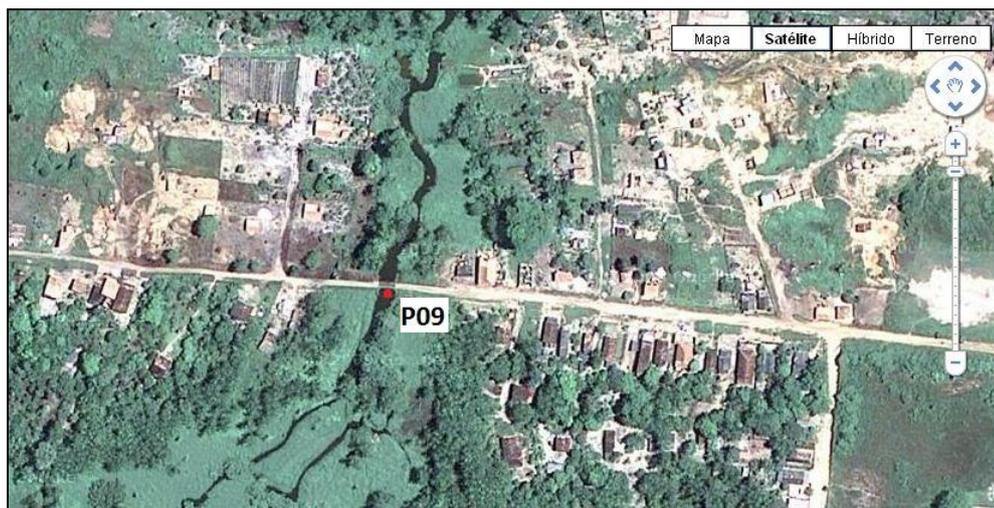


Figura 39: Imagem via satélite do ponto P09.

- Ponto P10

Ao leste da cidade, o ponto P10 é similar ao ponto anterior, pois a característica de área de expansão urbana sem infraestrutura básica se mantém e a gestão municipal não utiliza as ferramentas do Plano Diretor (Figura 40 e 41). As coordenadas deste ponto são $01^{\circ} 17' 47''$ S e $48^{\circ} 08' 42''$ W (Figura 42).



Figura 40: Ponto de coleta P10.



Figura 41: Montante ponto de coleta P10.



Figura 42: Imagem via satélite do ponto P10.

- Ponto P11

Nas coordenadas geográficas $01^{\circ} 17' 33''$ S e $48^{\circ} 08' 32''$ W, o ponto P11 situa-se no extremo leste da cidade. Este ponto localiza-se no limite de uma propriedade particular, que detém a nascente deste trecho do igarapé (Figura 43). Nota-se que a população que circunda o P11 é de baixa renda, não possuindo também sistema de drenagem, esgotamento sanitário, coleta diária de resíduos sólidos, asfaltamento, iluminação pública, dentre outros (Figura 44). Outro ponto importante neste ponto de monitoramento é que o muro que delimita a propriedade privada também é utilizado para o represamento das águas do igarapé Santa Isabel (Figura 45).



Figura 43: Ponto de coleta P11.



Figura 44: Jusante ponto de coleta P11.



Figura 45: Imagem via satélite do ponto P11.

4.3 Informações Hidráulicas

Após a consulta da acessibilidade dos pontos de coleta de amostras, iniciou-se, simultaneamente ao processo de análises físico-químicas, a obtenção dos dados hidráulicos do Igarapé Santa Isabel. Para esta etapa, usou-se ferramentas como o molinete (medidor de velocidade), trena (25 m) e réguas.

As informações sobre a quantidade e a qualidade das águas do Igarapé Santa Isabel, referentes a 12 campanhas de campo e em 11 diferentes postos de monitoramento, deram-se em Outubro de 2009 a Setembro de 2010 a fim de se conhecer a sazonalidade da região e os efeitos dessas variações sobre o corpo d'água em estudo.

Os pontos de monitoramento foram agrupados para análise de cada segmento do curso d'água, originando 4 trechos ou seções conforme a Figura 46.

É importante ressaltar que o curso d'água apresentado possui três nascentes, das quais duas puderam ser estudadas nesta pesquisa. A terceira nascente, o ponto P04, por estar presente em uma propriedade privada e o acesso durante as excursões em campo terem sido negados, inviabilizou as coletas das amostras de qualidade e hidráulicas deste ponto, bem como prejudicou a análise deste trecho do igarapé.

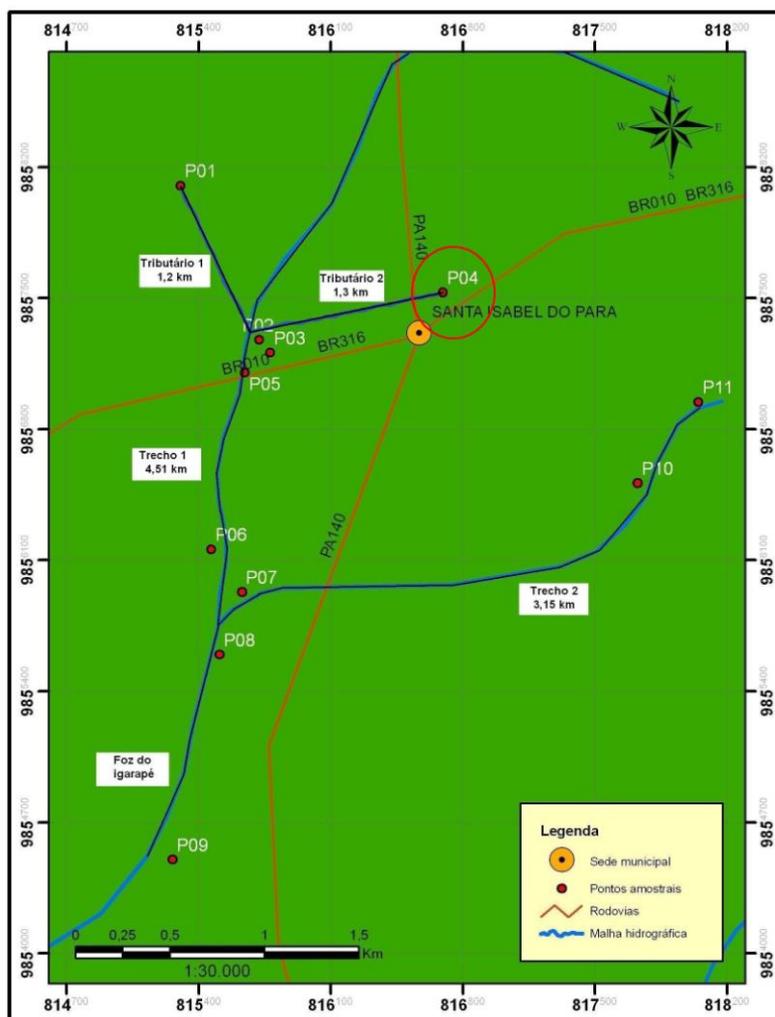


Figura 48: Ponto de monitoramento inacessível.

4.4 Vazão do Esgoto Doméstico

O cálculo da vazão doméstica é função do consumo de água. Para a determinação da quota per capita (QPC) de água consumida por populações com ligações domiciliares, adotou-se valores típicos apresentados em literaturas, conforme a Tabela 8 a seguir:

Tabela 8: Faixas típicas de consumo per capita de água.

Porte da Comunidade	Faixa da população (hab)	Consumo per capita (QPC) (L/hab.d)
Povoado rural	< 5.000	90 – 140
Vila	5.000 – 10.000	100 – 160
Pequena localidade	10.000 – 50.000	110 – 180
Cidade média	50.000 – 250.000	120 – 220
Cidade grande	> 250.000	150 - 300

Fonte: Von Sperling (2005).

De acordo com Von Sperling (2005), esses valores podem variar de localidade para localidade, pois diversos fatores influenciam no consumo de água, tais como: disponibilidade de água, clima, porte da comunidade, condições econômicas da comunidade, grau de industrialização, medição do consumo residencial, custo da água, pressão da água, dentre outros.

De posse dessas informações, é possível calcular a vazão média de esgoto produzida já que, de maneira geral, a produção de esgoto corresponde aproximadamente ao consumo de água.

A fração de água fornecida que adentra a rede de coleta na forma de esgoto é chamada coeficiente de retorno (R). Os valores de R variam de 40% a 100%, sendo que um valor usualmente adotado tem sido o de 80% (R = 0,8).

O cálculo da vazão doméstica, dado por Von Sperling (2005), é:

$$Q_{dméd} = (Pop \cdot QPC \cdot R) / 1000 \quad \text{Equação 14}$$

Ou também:

$$Q_{dméd} = (Pop \cdot QPC \cdot R) / 86400 \quad \text{Equação 15}$$

Onde:

$Q_{dméd}$ = vazão doméstica de esgotos (m^3/d ou L/s)

QPC = quota per capita de água (L/hab.d)

R = coeficiente de retorno esgoto / água.

Sendo assim, temos:

Pop. de Santa Isabel = 59.466 habitantes.

QPC = 170 L.hab/d

R = 80%

Então,

$$Q_{\text{dméd}} = (59.466 \times 170 \times 0,8) / 1000 = \mathbf{8.087 \text{ m}^3/\text{d}} = \mathbf{93,60 \text{ L/s}}$$

4.5 Trabalhos em laboratório

As informações referentes a OD e a DBO, bem como a profundidade média e a velocidade de escoamento do igarapé foram extraídas em campo e são utilizadas dentro do modelo de Streeter-Phelps como dados de entradas.

Tabela 9: Parâmetros e metodologia de análise.

Parâmetros	Método empregado
OD	Método Winkler
DBO	Método de Oxigênio Consumido

Fonte: APHA (1998)

CAPÍTULO V

RESULTADOS

5.1 Resultados e Discussões

De acordo com os resultados das análises de OD para os 11 pontos de coleta (Tabela 10), verificou-se que as águas do Igarapé Santa Isabel acusaram concentrações semelhantes nos períodos seco e chuvoso. Ainda na Tabela 10 o ponto amostral P04, a partir de dezembro de 2009, não apresenta resultados em virtude do acesso ao ponto, situado em propriedade privada e que impediu as coletas das amostras de água e das variáveis hidráulicas. A coluna mais a direita da mesma tabela apresenta os valores mínimos permitidos pela legislação do CONAMA nº 357/2005 para o parâmetro físico-químico OD.

Destacam-se as cores azul e vermelho na representação do período chuvoso e seco, respectivamente. A análise da Tabela 10 é específica para cada ponto amostral e mês do ano. Em Dezembro de 2009 observa-se a redução dos valores de OD quando comparados ao mês anterior, acreditando-se que devido às férias escolares e ao recesso de final de ano, o consumo de água e, conseqüentemente, a quantidade de efluente doméstico gerado é superior ao mês de Novembro de 2009.

O ponto de coleta P10 apresenta os piores resultados de OD, variando entre 0,3 e 1,5 mg/L. Por estar localizado em área de expansão do município de Santa Isabel do Pará, leste do município, as obras de infraestrutura (pavimentação e iluminação, p.e.) não foram implementadas, bem como as obras de saneamento.

Ao sul do município em estudo, o ponto P09 também insere-se numa frente de expansão municipal. Contudo, diante dos resultados de OD apresentados, percebe-se a atuação da autodepuração do Igarapé Santa Isabel e o início recuperação da qualidade da qualidade da água do manancial, visto que as variáveis hidráulicas (Tabela 12) do ponto

justificam tal manutenção deste bem natural, porém não atendendo ainda a legislação CONAMA nº357/2005 para um rio Classe 2.

As ações de planejamento urbanístico da gestão pública não acompanham a rápida expansão do município, o que torna comum nestas áreas de expansão as residências do tipo palafitas com banheiros do lado de fora e a população de baixa renda.

O realce de cor amarela nas células da Tabela 10 identificam os resultados em desacordo com a legislação CONAMA 357/05.

Tabela 10: Características de qualidade do Igarapé Santa Isabel (OD (mg/L))

OD	2009			2010									CONAMA 357/2005
	Outubro	Novembro	Dezembro	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maió	Junho	Julho	Agosto	Setembro	
P 01	1,8	2,91	1,49	1,87	1,95	2,00	2,0	1,64	2,11	2,33	2,21	2,4	5
P 02	3,06	2,45	1,72	3,73	2,7	2,73	2,7	2,28	2,45	2,25	2,38	2,65	5
P 03	3	2,6	2,1	2,9	2,3	2,7	2,5	2,8	2,95	3,2	2,75	3,1	5
P 04	1,9	2,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
P 05	2,7	3,1	2,4	2,3	2,9	3,5	2,6	2,8	2,5	2,35	2,7	2,4	5
P 06	3,15	3,27	1,15	2,67	2,87	2,62	2,6	2,41	2,69	2,13	2,63	2,71	5
P 07	2	2,4	0,8	2,1	1,8	2	1,4	1	1,3	1,4	1,1	0,9	5
P 08	3,6	3,73	2,3	3,82	3,4	3,37	3,4	3,72	3,46	3,58	3,34	3,83	5
P 09	3,69	5,73	1,38	3,56	4,1	3,69	3,7	3,87	4,2	3,74	3,89	4,1	5
P 10	0,8	0,9	0,3	1	1,1	1,5	0,7	0,4	0,5	0,8	0,4	0,3	5
P 11	3,4	4,1	3,9	4,6	4	3,7	3,95	3	3,2	2,8	2,97	3,3	5

A Tabela 11 refere-se aos resultados de DBO (mg/L) para os mesmos 11 pontos amostrais. O ponto P04 não apresenta valores a partir de Dezembro de 2009 devido ao acesso ao local para coleta ter sido negada pelo proprietário da área.

A coluna mais a direita apresenta os valores máximos permitidos pela legislação CONAMA 357/05 para o parâmetro físico-químico DBO. Nas células da Tabela 11, em realce de cor amarela, tem-se os resultados em desacordo com esta legislação.

Tabela 11: Características de qualidade do Igarapé Santa Isabel (DBO (mg/L))

DBO	2009			2010									CONAMA 357/2005
	Outubro	Novembro	Dezembro	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Mai	Junho	Julho	Agosto	Setembro	
P 01	2,96	3,58	1,37	6,17	4,32	3,68	3,7	3,47	3,68	3,81	3,59	3,2	5
P 02	2,47	3,52	1,83	8,13	2,42	3,67	3,7	2,85	3,24	3,16	3,35	3,56	5
P 03	2,8	2,45	2,33	2,5	2,24	2,42	2,51	2,62	2,55	2,96	2,8	3,1	5
P 04	3,7	3,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
P 05	3,4	4,2	3,7	3,3	2,8	3,9	3,5	3,85	4	3,7	4,3	3,4	5
P 06	1,45	4,58	0,4	9,33	0,04	3,16	3,2	3,36	3,17	3,49	3,23	3,49	5
P 07	7,1	3,9	5,94	3	3,4	2,5	4,1	5,2	5,1	4,4	4,8	5,5	5
P 08	1,17	4,11	2,26	11,99	2,54	4,41	4,4	3,93	4,29	4,53	4,36	4,87	5
P 09	7,04	5,43	1,13	4,89	2,92	4,28	4,3	4,1	3,98	4,37	4,68	4,93	5
P 10	29,6	25	17,9	16	17,1	15,8	18	23,9	25	25,8	28	25,1	5
P 11	3,2	2,6	2,38	2,9	2,84	3,5	2,96	3,7	2,78	3	3,4	3,62	5

Na Tabela 11, o mês de Janeiro de 2010 se destaca pela quantidade de amostras com resultados que divergem à legislação, pois este período, assim como na Tabela 10, compreende as férias escolares e os recessos trabalhistas.

No ponto P07, cinco dos doze resultados para DBO confrontam a legislação ambiental. Com percentual ainda mais alarmante, o ponto P10, em todos os meses em que se realizou as coletas das amostras, esteve em desacordo com o CONAMA 357/05 devido localizar-se em uma área de expansão do município de Santa Isabel, local este sem infraestrutura básica devidamente instalada. O ponto P07 possui características semelhantes em seu entorno.



Figura 49: Área de expansão do município de Santa Isabel.

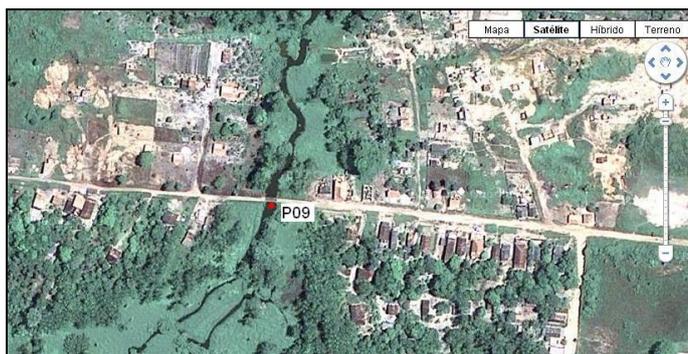


Figura 50: Área de expansão do município de Santa Isabel.

Simultaneamente às obtenções das amostras de água, recolheu-se as informações hidráulicas do manancial em estudo para a composição dos dados de entrada do modelo de Streeter-Phelps, organizados na Tabela 12 a seguir.

Tabela 12: Dados hidráulicos do Igarapé Santa Isabel.

	Trecho 1	Tributário 1	Tributário 2	Trecho 2
Pontos	P 05 - P 06 - P 08 - P 09	P 01 - P 02 - P 05	P 04 - P 03 - P 05	P 11 - P 10 - P 07 - P 08
Comprimento do trecho	4,51 km	1,2 km	1,3 km	3,15 km
Largura	4 m	2 m	2 m	3 m
Altura (Inverno/Verão)	1 m / 0,6 m	0,6 m / 0,4 m	0,5 m / 0,5 m	0,5 m / 0,4 m
Velocidade (Inverno/Verão)	0,7 m/s / 0,55 m/s	0,35 m/s / 0,25 m/s	0,45 m/s / 0,4 m/s	0,55 m/s / 0,4 m/s
Vazão Rio (Inverno/Verão)	2,8 m ³ /s / 1,32 m ³ /s	0,42 m ³ /s / 0,2 m ³ /s	0,45 m ³ /s / 0,4 m ³ /s	0,825 m ³ /s / 0,48 m ³ /s

De posse dessas informações, adotam-se, expostos na Tabela 13, os seguintes valores para a vazão do esgoto doméstico, bem como os valores comumente apresentados na literatura de DBO e de OD para esse mesmo esgoto.

Tabela 13: Características do esgoto doméstico.

	Trecho 1	Tributário 1	Tributário 2	Trecho 2
Q_{esgoto} (m³/s)	0,0234	0,0234	0,0234	0,0234
DBO_{esgoto} (mg/l)	100	100	100	100
OD_{esgoto} (mg/l)	0,0	0,0	0,0	0,0

O modelo de Streeter-Phelps foi utilizado para estudar a variação do conteúdo orgânico face às fontes de poluição difusa na micro-bacia do Igarapé Santa Isabel. As variáveis de qualidade da água simuladas foram o oxigênio dissolvido e a demanda

bioquímica de oxigênio, sendo o modelo calibrado para dois cenários de vazão (inverno e verão).

Os resultados apresentados pelo modelo geraram os gráficos anuais a seguir:

Gráfico 7: Perfil de OD no trecho 1 do Igarapé Santa Isabel.

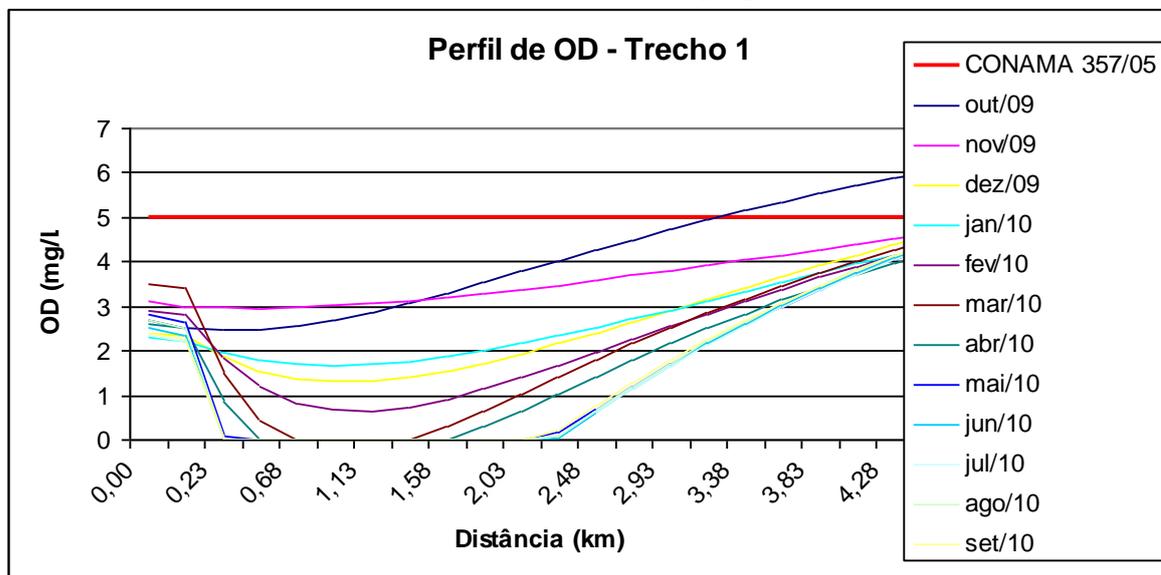


Gráfico 8: Perfil de OD no trecho 2 do Igarapé Santa Isabel.

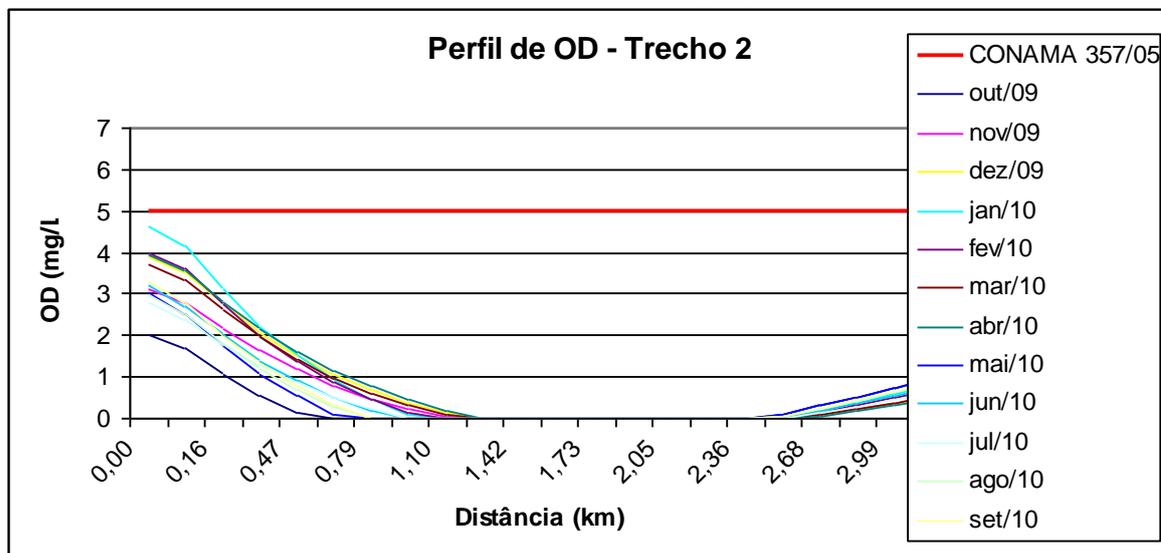


Gráfico 9: Perfil de DBO no trecho 1 do Igarapé Santa Isabel.

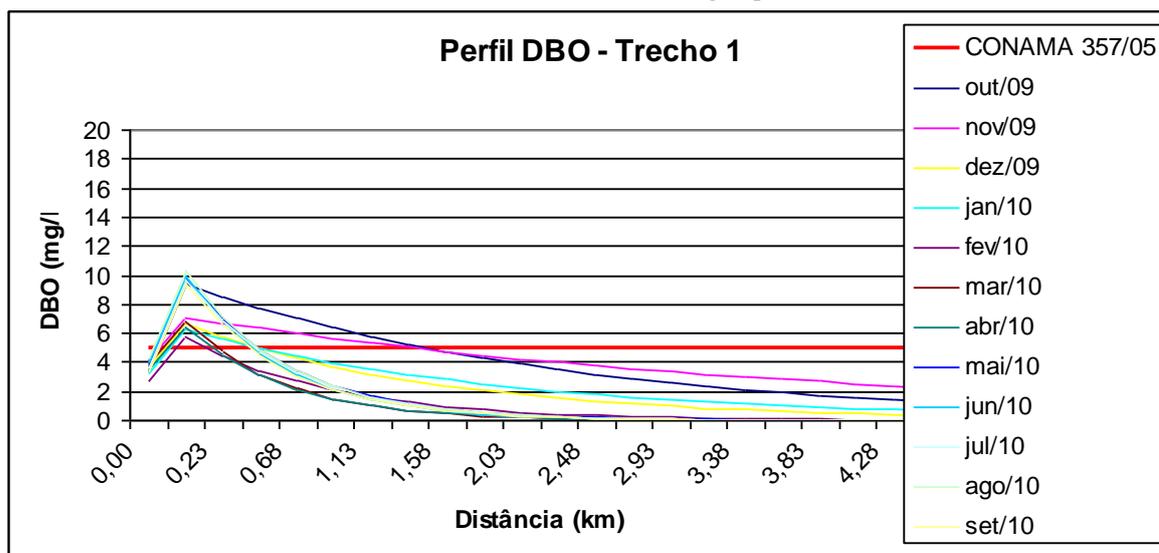
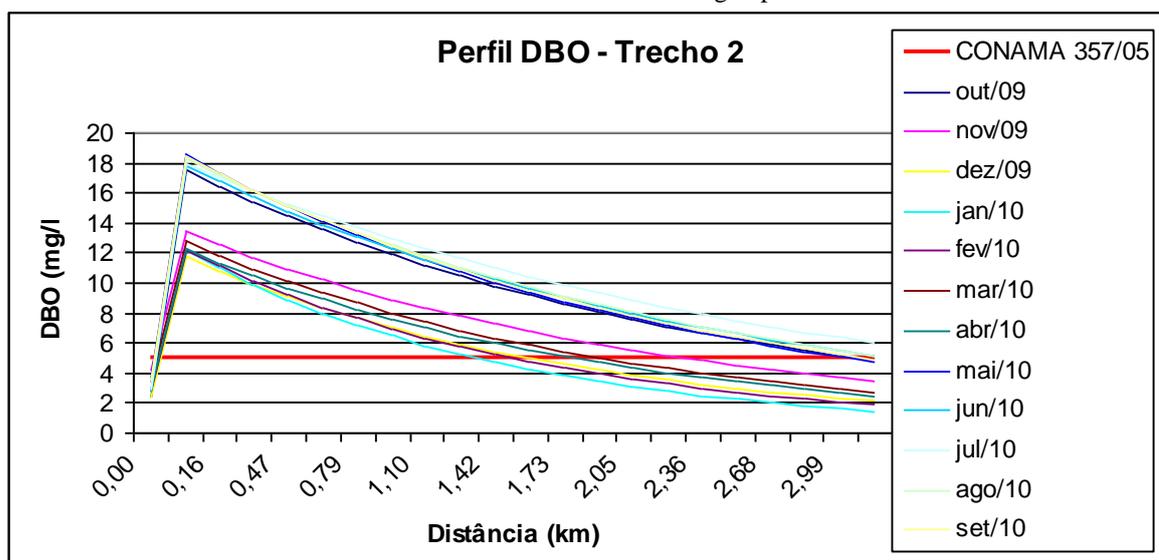


Gráfico 10: Perfil de DBO no trecho 2 do Igarapé Santa Isabel.



Analisando-se os gráficos, observa-se o quanto este bem natural é pressionado neste cenário ao qual está inserido. Os gráficos 7 e 8 mostram os perfis de OD dos trechos 1 e 2 do Igarapé e o valor mínimo permitido pela legislação 357/05 do CONAMA, estabelecido para a Classe 2. ($OD \geq 5,0$ mg/L).

A quase totalidade dos resultados das concentrações de oxigênio dissolvido apresenta-se abaixo do valor mínimo da legislação ambiental, o que é evidente devido às elevadas cargas orgânicas afluentes à bacia, confirmados pelos altos valores de DBO. O gráfico 7, por se tratar do trecho com a maior distância a ser percorrida e possuir maiores dimensões, indica que a vazão do Igarapé Santa Isabel contribui significativamente com a

capacidade de autodepuração do mesmo. Ainda assim, há períodos onde os valores de OD alcançam a concentração crítica de 0,0 mg/L.

O modelo mostrou boas previsões das concentrações de OD apresentando um coeficiente de determinação com variância média entre os resultados observados e calculados de 0,91.

Para os valores de DBO apresentados nos gráficos 9 e 10, obedecendo o CONAMA 357/05 que define como padrão para cursos d'água Classe 2 valores inferiores ou iguais a 5,0 mg/L, observa-se que um grande percentual dos resultados ultrapassa este limite. O gráfico 9, correspondente ao trecho 1 do Igarapé Santa Isabel, possui um processo de autodepuração mais eficiente do que o gráfico correspondente ao trecho 2, fato este explicado pela expansão da cidade, sendo local de recente ocupação e com pouca infraestrutura (sistema de abastecimento urbano, esgotamento sanitário, coleta de resíduos, iluminação pública).

Os gráficos 9 e 10 diferenciam claramente os resultados da modelagem para o período de inverno (novembro à abril) e verão (maio à outubro), apresentando picos mais elevados durante o lançamento do efluente na época seca.

Houve uma boa concordância entre os resultados observados e calculados de DBO que apresentaram coeficiente de determinação com variância média de 0,77.

Analisando-se os cenários de vazão simulados, observou-se um aumento do conteúdo orgânico com a diminuição da vazão. Conclui-se que, a contribuição das cargas difusas de esgoto doméstico é deletério sobre a qualidade da água dos recursos hídricos, sendo mais intensa junto às áreas urbanas, por estarem concentradas em pontos específicos da micro-bacia, e também devido ao município de Santa Isabel do Pará não dispor de tratamento de esgotos de forma adequada.

5.2 Cenarioização

Visto o atual cenário no município de Santa Isabel do Pará, aplicou-se novamente o modelo de Streeter-Phelps ao conjunto de informações presentes, mas com um diferencial, determinaram-se valores para a eficiência no sistema de tratamento de esgoto.

Nesta nova modelagem, supõe-se que há o tratamento do efluente lançado no Igarapé Santa Isabel e são propostos os percentuais de eficiência na remoção da matéria orgânica de 50% e 80%, respectivamente, para avaliar o comportamento de manancial em estudo.

Gráfico 11: Valores de OD para o trecho 1 com participação da ETE.

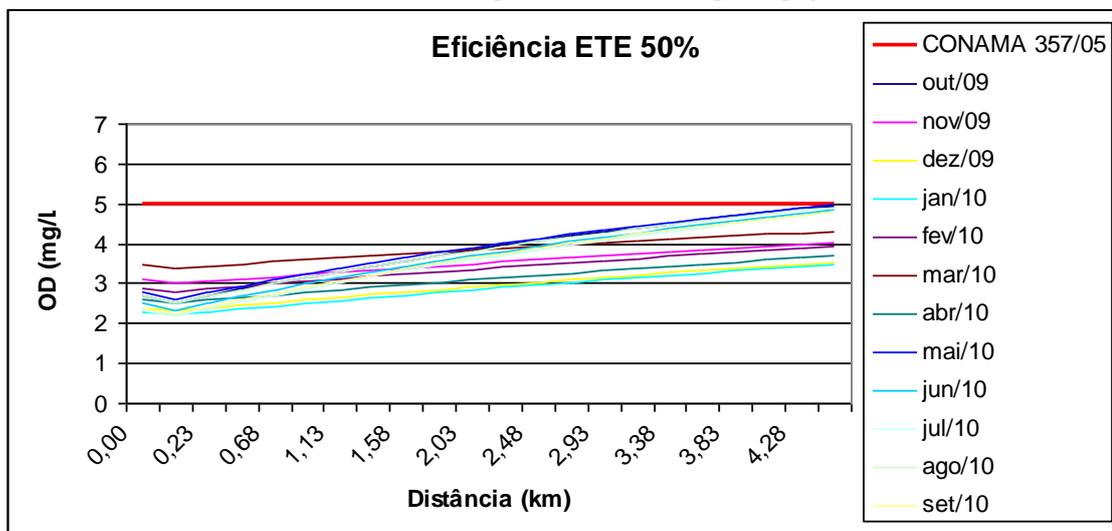
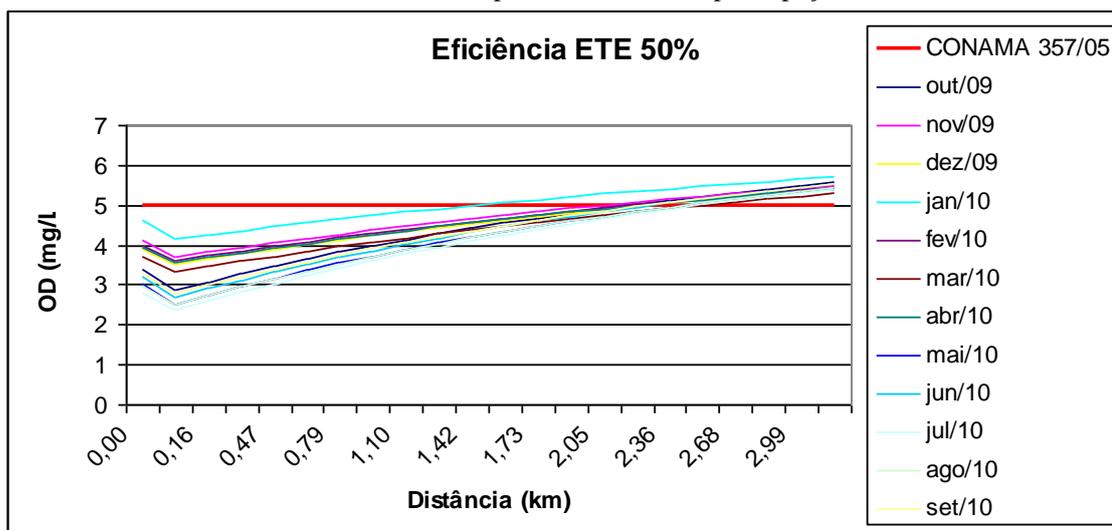


Gráfico 12: Valores de OD para o trecho 2 com participação da ETE.



Nota-se que a partir de um percentual baixo (50% de eficiência), em se tratando de sistemas de tratamento de efluentes, tem-se acentuada recuperação dos índices de OD para ambos os trechos analisados nos Gráficos 11 e 12, o que é uma resposta excelente para a preservação do bem natural.

Gráfico 13: Valores de OD para o trecho 1 com participação da ETE.

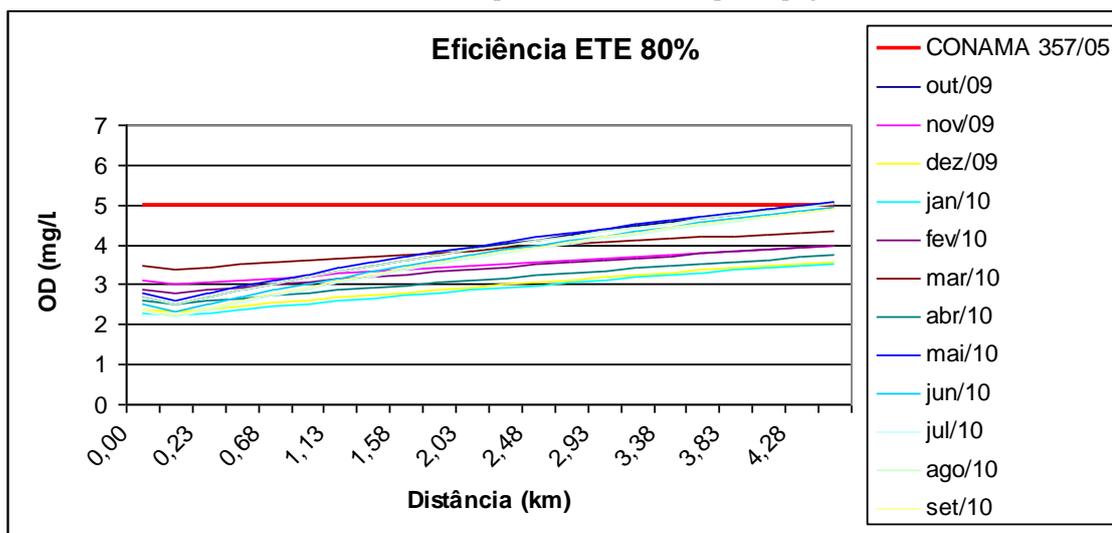
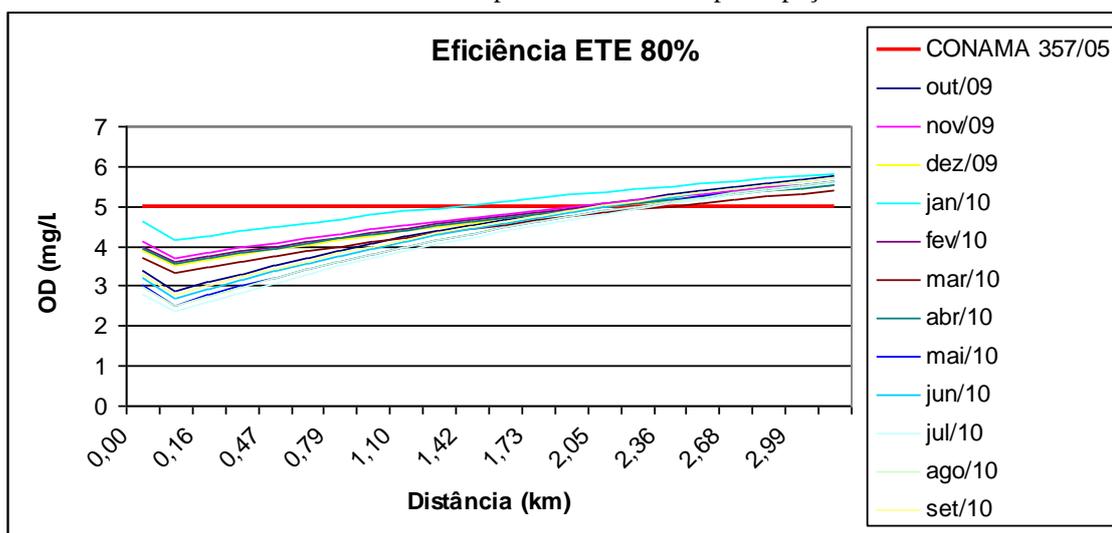


Gráfico 14: Valores de OD para o trecho 2 com participação da ETE.



Com a estação de tratamento de efluente removendo 80% da carga orgânica despejada no corpo receptor, os resultados do modelo de Streeter-Phelps presentes nos Gráficos 13 e 14 ratificam o elevado grau de autodepuração do Igarapé Santa Isabel, o que torna evidente a necessidade e a real importância de uma ETE na manutenção deste manancial.

Outras alternativas que podem complementar a preservação do meio ambiente são as campanhas educação ambiental realizadas tanto pelos órgãos públicos competentes quanto pelo setor privado; investimentos em recursos humanos; fiscalização ambiental atuante; aplicação do Plano Diretor na organização da expansão do município e; investimentos em infraestrutura (saneamento, abastecimento de água, coleta de esgoto e resíduos, iluminação pública).

5.3 Conclusões e Recomendações

O objetivo deste trabalho foi desenvolver, verificar e aplicar a modelagem matemática para análise de sensibilidade do Igarapé Santa Isabel no que se refere ao lançamento de efluentes das residências. O modelo de Streeter & Phelps obteve bons resultados quanto ao seu funcionamento, pois mostrou de forma simples e objetiva a pressão antrópica sobre o curso d'água. Porém, deve-se atentar aos parâmetros a serem utilizados, pois dependendo dos coeficientes e dos dados hidráulicos empregados, pode haver superestimativas demasiadas da capacidade de recuperação do corpo aquático ou subestimativas, que podem comprometer a sua qualidade.

A primeira etapa da pesquisa verificou a acessibilidade dos possíveis pontos de monitoramento, buscando-se sempre averiguar as condições de cada ponto para a extração dos parâmetros hidráulicos do curso d'água.

Posteriormente a esta verificação *in loco*, foram realizadas doze campanhas para coletas de amostras de água e análise dos parâmetros de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, parâmetros estes analisados em laboratórios e que são importantes dados de entrada no modelo aplicado. Juntamente as coletas, os dados hidráulicos como profundidade, largura ou diâmetro, vazão e velocidade também foram coletados.

De posse dessas informações, foi possível realizar a calibração do modelo de Streeter-Phelps e analisar cada trecho do Igarapé Santa Isabel, demonstrando em gráficos o comportamento do manancial diante da carga orgânica recebida ao longo do ano.

Os resultados apresentados permitem concluir que o curso d'água estudado não consegue depurar toda a matéria orgânica nele lançado e diante de um parecer negativo em relação da qualidade do manancial estudado, a contínua desorganização na gestão da cidade de Santa Isabel, assim como a falta de tratamento de esgoto e contaminação dos rios, ocupação de risco de inundação, impermeabilização e canalização dos rios urbanos com aumento da vazão de cheias, contaminação das águas pluviais, aumento dos resíduos sólidos sem controle, áreas degradadas pela erosão e sedimentação e a contaminação dos mananciais urbanos tendem a modificar o atual cenário e gerar impactos ambientais irreversíveis.

Não se observa em Santa Isabel do Pará a gestão integrada das águas urbanas, o que inibe o planejamento da gestão dos impactos existentes ou o planejamento do desmembramento e ocupação do espaço na fase inicial. Para desenvolver a gestão integrada é necessário conhecer a interface entre os sistemas (abastecimento urbano, drenagem urbana,

resíduo sólido, esgotamento sanitário), interações estas, no município em estudo, que demonstram uma gestão deficiente e desintegrada.

A construção integral desta estrutura de gestão esbarra em algumas dificuldades que vão além da esfera municipal, dentre as quais se destacam a gestão dos recursos hídricos a partir de bacias hidrográficas, limitada capacidade da maioria dos municípios para desenvolver a gestão, sistema de gestão de bacias ainda não é uma realidade consolidada em todo o país, reduzida capacidade de financiamento dos municípios, das ações e do alto nível de endividamento dos governos locais.

O desafio para a gestão dos recursos hídricos é o controle dos impactos das cidades sobre o sistema natural. O mecanismo previsto nas legislações de recursos hídricos para o gerenciamento das cidades é o plano da bacia hidrográfica. Contudo, como a bacia hidrográfica do Rio Carapuru não apresenta este plano, atenta-se para o PDP do município de Santa Isabel do Pará (Lei nº 071/06).

Na prática pode-se afirmar que o plano diretor pouco contribuiu para gestão dos cursos d'água em Santa Isabel, porém, observou-se durante esta pesquisa uma ação corretiva e bastante significativa para o Igarapé Santa Isabel.

Em um dos pontos de monitoramento, mas precisamente o ponto P02, realizou-se a realocação da população às margens do curso d'água, conforme mostram as Figuras 51 e 52.



Figura 51: Ponto P02 em Outubro/2009.



Figura 52: Ponto P02 em Dezembro/2009.

Casas de madeira do tipo palafitas, sem sistema de abastecimento de água ou esgotamento sanitário, foram retiradas das margens do Igarapé Santa Isabel neste ponto de monitoramento. Acredita-se, a partir desta ação, que este ponto apresente uma capacidade de autodepuração satisfatória, atenuando a carga orgânica para os pontos de coleta seguintes.

Surgem, dessa maneira, como recomendação para trabalhos futuros, os seguintes itens:

- a) Contínuo monitoramento da qualidade da água do Igarapé Santa Isabel;

- b) Desenvolvimento do modelo de Streeter-Phelps e aplicação de novos modelos matemáticos na micro-bacia estudada;
- c) Verificação e monitoramento da aplicação do PDP;
- d) Apoio técnico aos municípios através de programas estaduais e federais para minimizar os custos da implementação e gestão dentro das cidades;
- e) Utilização do modelo matemático adotado nesta pesquisa pelo órgão gestor de recursos hídricos no Estado do Pará como parte de atribuições institucionais para a implementação dos instrumentos de gestão.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, S. A. **Degradação sócio-ambiental: um estudo sobre a população residente na proximidade da foz do Igarapé Tucunduba (Belém-Pará)**. Belém: Núcleo de Meio Ambiente/UFPA, 2000.

ALVES, Magda. **Como escrever teses e monografias – um roteiro passo a passo**. Rio de Janeiro: Campus, 2003. 110 p.

ALVES, E. C. **Monitoramento da qualidade da água da bacia do rio Pirapó**. 2006. 105p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2006.

AMADEI, V.A. **Urbanismo realista**. Millennium Editora Campinas: SP, 2006, 112 p.

ANA – Agência Nacional de Água. **Panorama da Qualidade das Águas Superficiais no Brasil**. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. Brasília/DF, 2005.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Panorama do enquadramento dos corpos d'água**. Ministério do Meio Ambiente, Superintendência de Fiscalização, Superintendência de Outorga e Cobrança, Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2005a.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Cadernos de recursos hídricos: Disponibilidades e de Demandas de Recursos Hídricos no Brasil**. Ministério do Meio Ambiente, Superintendência de Fiscalização, Superintendência de Outorga e Cobrança, Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2005b.

ANA – Agência Nacional de Águas. Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos. www.ana.gov.br/snirh Acessado em 20/11/2009.

ANA. Agência Nacional de Águas. O Portal da Qualidade das Águas. 2009. Disponível em <http://pnqa.ana.gov.br/default.aspx>

APHA – American Public Health Association, 1998. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20. Ed. Washington. 1220p.

ARAÚJO, P.P. **Variações Sazonais dos Componentes Nitrogenados, em Aquífero Livre na Zona Urbana de Santa Isabel do Pará, Nordeste do Estado do Pará**. Mestrado Hidrogeologia. Universidade Federal do Pará – Centro de Geociências. 1994.

ARAÚJO, P.P. & AGRASSAR, A.A. **Banco de dados sobre análises físico-químicas das águas freáticas da cidade de Santa Isabel do Pará- Nordeste do Estado do Pará**. Convênio CPRM / COSANPA - Divisão de Controle Sanitário. 1994.

ARAÚJO, P.P. & SERFATY, A. **Projeto de Informações Hidrogeológicas**. Santa Isabel do Pará: Serviço Geológico do Brasil-CPRM / Divisão de Gestão Territorial da Amazônia - DIGEAM. 1994.

AZEVEDO NETO, J.M. & ALVAREZ, G.A. **Manual de Hidráulica**. 7ª ed., Ed. Edgard Blücher Ltda. São Paulo. 1982.

BALDOCHI, M.A. **Utilização do modelo QUAL2E como apoio ao gerenciamento da qualidade das águas da bacia do Córrego dos Bagres**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, 2002.

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

BARP, A.R.B. **Modelagem Chuva-Vazão em Bacias Hidrográficas com Suporte em Redes Neurais Artificiais**. Faculdade de Engenharia Civil – Universidade Estadual de Campinas. Campinas, São Paulo, 1999.

BEZERRA, I. S. O.; MENDONÇA, L. A. R.; FRICKORN, H. **Autodepuração de cursos d'água: um programa de modelagem Streeter-Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose**. REM: Revista Escola de Minas, Ouro Preto, v.61, n. 2, p. 249-255, 2008.

BRAGA, B., HESPANHOL, I., LOTUFO, J.G., Conejo. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall. 2002.

BRANDELERO, S.M., SIQUEIRA, E.Q., LIMA, A.C.B. **Desoxigenação em água superficial de ambiente lótico**. Ambi-Agua. Taubaté, v. 5, n.1, p. 163-171. 2010.

BRASIL, 1981. Lei 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a **Política Nacional do Meio Ambiente**, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF.

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, 09 jan. 1997.

BRAZ, V. N., MENEZES, L. B. **Avaliação da poluição hídrica do igarapé Tucunduba - Belém (PA)**. Belém: UFPA, 1989.

CEBALLOS, B.S.O.; NÓBREGA, C.C.; ARAÚJO, A.M. **Indicadores Biológicos na Caracterização da Autodepuração de Um Corpo Aquático Lótico no Nordeste do Brasil**. ABES, Natal – RN, Vol. 2, Tomo III. 1993b.

CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2001**. Série Relatórios, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo: CETESB, 2002a, v.1, 227 p.

CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2001: Resultados dos parâmetros e indicadores de qualidade das águas**. Série Relatórios, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo: CETESB, 2002b, v.2, 160 p.

CHAPRA, S.C. 1997. **Surface Water Quality Modeling**. McGraw-Hill, 844 p.

CONAMA, Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos d'águas superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Relator: Marina Silva. Diário Oficial da União, Brasília, 18 de março de 2005.

CHURCHILL, M.A. ELMORE, H.L., BUCKINGHAM, R.A. **The prediction of stream reaeration rates**. Journal Sanitary Engineering, ASCE, 88 (4). 1-46 p. 1962.

CUNHA, L. V. **Perspectivas da gestão da água para o século XXI: Desafios e oportunidades**. RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.7, n.4, p. 65-73, 2002.

CYMBALISTA, Renato. **Estudo de Impacto de Vizinhança**. Texto extraído do site: www.polis.org.br. Acesso em 01.02.2011.

DINIZ, L.T.; YAZAKI, L.F.O.; MORAES, J.M.; PORTO, M.F.A. **O enquadramento de cursos d'água na legislação brasileira**. In: I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste, Curitiba: ABRH, 2006.

EIGER, S. **Modelos de Simulação de qualidade da água: qualidade da água em rios e estuários**. In: PORTO, R.L.L. (Org.) *Hidrologia ambiental*. Coleção ABRH de Recursos Hídricos. Vol.3. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991.

EPA – Environmental Protection Agency. **Rates, Constants, and Kinetics in Surface Water Quality Modeling**. Second Editions, 1985.

EPA – Environmental Protection Agency, Athens. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS. Documentation and user model**. 189 p. 1987.

FREITAS, A J. **Gestão de recursos hídricos**. In: SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. Gestão de recursos hídricos – aspectos legais, econômicos, administrativos e sociais. Brasília: ABRH, 2000.

GASTALDINI, M.C.C. **Análise do mecanismo de autodepuração do rio Jacaré-Guaçu através do modelo de qualidade da água**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, 1982.

GASTALDINI, M.C.C. PAIVA, E.M.C.D. PAIVA, J.B.D. **Inter-relações entre dados de monitoramento de qualidade da água e hidrológico – Aplicação ao reservatório do Arroio Vacacaí-Mirim**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 6, n. 1, p. 24-30. Rio de Janeiro, 2001.

GIANSANTE, A.E. **Avaliação da Capacidade de Autodepuração do Ribeirão Jacaré, Itatiba, São Paulo**. 18º Congresso da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária ABES Foz de Iguaçu, Paraná, 1997.

GRAF, A. C. B. **Água bem mais precioso do milênio o papel dos Estados**. Revista Centro de Estudos Jurídicos. Brasília, nº 12, p. 30-39. 2000.

HORNUNG, U. **Mathematical aspects of inverse problems, model calibration and parameter identification**. The Science of the Total Environmental, v. 183, pp.17-23, 1996.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. www.ibge.gov.br Acessado em 03/12/2009.

IDESP – Instituto de Desenvolvimento Econômico, Social e Ambiental do Estado do Pará. Estatística municipal. www.sie.pa.gov.br Acessado em 11/04/2011.

JORGENSEN, S.E. **Fundamentals of Ecological Modelling**. 2nd Ed. Amsterdam. Elsevier Science B.V. 1994a.

JORGENSEN, S.E., **Recent Trends in Environmental and Ecological Modelling**. Simpósio “Modelagem: uma abordagem interdisciplinar”. Rio de Janeiro, 1998.

KEPPLER, O. **Multivariate aspects of model uncertainty analysis: tools for sensitivity analysis and calibration**. Ecological Modelling, v.101, pp.1-13, 1997.

Lei nº 10.257, **Estatuto da Cidade**, de 10 julho de 2001 que regulamenta os artigos 182 e 183 da Constituição Federal e estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências.

Lei Municipal nº 71/2006 de 05 de Outubro de 2006 que rege o **Plano Diretor Participativo do Município de Santa Isabel do Pará**.

LEITE, A.E.B. **Simulação de lançamentos de esgotos domésticos em rios usando o modelo de qualidade d'água, SisBAHIA**. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública). Escola Nacional de Saúde Pública. Fiocruz. Rio de Janeiro, 2004.

LIMA, C.A. de Andrade. **O uso do modelo QUAL2E na simulação da qualidade das águas do rio Jacaré-Guaçu**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, 1997.

LIMA, E.B.N. Rondon. **Modelagem integrada para gestão da qualidade da água na bacia do rio Cuiabá**. Tese (Doutorado). Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ). Rio de Janeiro, 2001.

MAIA NETO, R.F. **Água para o desenvolvimento sustentável**. A Água em Revista, Belo Horizonte, n.9, p.21-32, 1997.

MEDAUAR, O.; ALMEIDA, F.D.M. **Estatuto da Cidade: Lei 10.257, de 10.07.2001, comentários**. Editora dos Tribunais São Paulo: SP, 2004. 312 p.

MENDES, C.A.B.; GREHS, S.A. **Enfoques Econômicos para Dilemas Ambientais de Cidades: Análise em Bacias Hidrográficas**. Revista de Desenvolvimento Econômico, vol. 9, n. 15 (jan. 2007), p. 69-78. 200t.

MENDES, C.A.B.; OLIVEIRA, C.C. **A Efetividade dos Instrumentos de Política Urbana**

nos Dilemas Ambientais com Águas Urbanas. Revista de Gestão de Água da América Latina, vol. 5, n. 2 (jul./dez. 2008).

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

MMA, 2006. **Plano Nacional de Recursos Hídricos.** Secretaria de Recursos Hídricos. Ministério do Meio Ambiente.

MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental.** Rio de Janeiro: ABES, 416 p. 2000.

MOTA, S. **Urbanização e meio ambiente.** Rio de Janeiro: ABES, 35 p. 2003.

NASCENTES, A.L. **Avaliação da eficiência de sistemas de tratamento de esgotos do tipo manta de lodo – Filtro biológico aeróbio, aplicado em escala piloto.** Fiocruz – Escola Nacional de Saúde Pública. Rio de Janeiro, 2004.

NIELSEN, S.N. **Application of maximum exergy in structural dynamic models.** Ph.D. Thesis. National Environmental Research Institute. Copenhagen, Denmark, 1992a.

NIELSEN, S.N. **Strategies for structural-dynamic modelling.** Ecological Modelling, n. 63, pp.91-112. 1992b.

O'CONNOR, D.J., DOBBINS, W.E. **Mechanism of reaeration in natural streams.** Journal Sanitary Engineering Division, ASCE, 123. 641-666 p. 1958.

OPPA, L.F. 2007. Utilização de Modelo Matemático de Qualidade de Água para Análise de Alternativas de Enquadramento do rio Vacacaí Mirim. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 130 f.

PARÁ. **Lei Estadual nº 6.381, de 25 de Julho de 2001.** Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos.

PARRA FILHO, Domingos. **Apresentação de trabalhos científicos: monografia, TCC, teses e dissertações**. 3. ed. São Paulo: Futura, 2000. 141 p.

PENTEADO, E.D. **Modelagem da qualidade da água do rio Monjolinho utilizando o modelo QUAL2E: ênfase em matéria orgânica**. Monografia (graduação em Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2009.

PNUMA. Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. **Geo Brasil 2002, Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil**. Brasília: IBAMA, 2002.

PORTO, B.A.L., MORAIS, K.M.C. **Avaliação ambiental da qualidade da água do igarapé Santa Isabel no município de Santa Isabel do Pará**. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade do Estado do Pará. Centro de Ciências Naturais e Tecnologia (UEPA/CCNT). Belém, Pará, 2008.

POWER, M., **The predictive validation of ecological and environmental models**. Ecological Modelling, v. 68, pp. 33-50, 1993.

PÖPEL, H.J. **Aeration and gás transfer**. 2 ed. Delft, Delft University of Technology. 169 p. 1979.

RODIER, J. **L'analyse de l'eaux naturelles, eaux residuais, eaux de mer**. Ed. Dunod, Paris, 5a ed. Vol.1, 629p. 1975.

SÁ, C.B.P. **Calibração automática de modelos ecológicos baseados em equações diferenciais ordinárias utilizando algoritmos genéticos**. Tese (Doutorado). COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, 2003.

SALVADOR, N.M.B.; SOUSA FILHO, J.; KAMADA, M.K. **Modelo Computacional de Autodepuração de Rios**. ABES, Belém, Pará. 729p. 1989.

SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; JULIO, M.; GONÇALVES, J. C. S. I. **Avaliação da qualidade e autodepuração do ribeirão do Meio,**

Leme (SP). Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Rio de Janeiro, v. 30, n.3, p. 329-338, 2008.

SARMENTO, R.; SERAFIM, A.J.; DORIGUETO, J.M.; DONATELLI, M.R. **Determinação da Capacidade de Assimilação dos Corpos de Água para a Disposição Final dos Efluentes Domésticos e Industriais**. ABES. Salvador – Ba. 1995.

SCIELO – Scientific Electronic Library Online. www.scielo.org Acessado em 10/10/2010.

SEPOF – Secretaria de Planejamento, Orçamento e Finanças do Estado do Pará. Indicadores Socioeconômicos. www.sepof.pa.gov.br Acessado em 05/10/2010.

SILVA et al. **Avaliação dos efeitos da disposição final de efluentes em rios a partir da aplicação de modelos matemáticos de qualidade de água – a influência do processo de seleção dos parâmetros cinéticos do modelo**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000.

SIQUEIRA, E.Q. **Aplicação do modelo de qualidade de água (QUAL2E) na modelação de oxigênio dissolvido no rio Meia Ponte (GO)**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, 1996.

SNIS, 2004. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto – 2003**. PMSS Programa de Modernização do Setor de Saneamento. Ministério das Cidades.

SOARES, E. M. F. **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**. 220f. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

STEHFEST, N. **Modelltheoretische Untersuchungen zur Selbstreinigung von Fließgewässern**. KFK 1654 UF. 1973.

STREETER, H.W.; PHELPS, E.B.. **A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River**. Public Health Bulletin, 146. Washington D.C.: U.S. Public Health Service. 1925.

TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. Editora da Universidade - ABRH – EPUSP. Coleção ABRH de Recursos Hídricos, vol. 4. Porto Alegre, 1993.

TUCCI, C.E.M. **Modelos Hidrológicos**. 669p. Porto Alegre: UFRGS/ABRH. 1998.

TUCCI, C.E.M.; **Gestão Integrada das Águas Urbanas**. Revista de Gestão de Água da América Latina – REGA, vol. 5, n. 2 (jul./dez. 2008).

VAN DER MOLEN, D.T. PINTÉR, J. **Environmental model calibration under different specifications: an application to the model SED**. Ecological Modelling, v. 68, pp.1-19, 1993.

VON SPERLING, M. 1996. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**. vol. 2, 9 ed. Minas Gerais: DESA / UFMG. 211 p.

VON SPERLING, M. 2006. **Introdução à Qualidades da Águas e ao Tratamento de Esgotos**. vol. 1, 3 ed. Minas Gerais: DESA / UFMG. 452 p.

VON SPERLING, M. 2007. **Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios**. vol. 7. Minas Gerais: DESA / UFMG. 588 p.

WISMER, D.A., CHATTERGY, R., **Introduction to Nonlinear Optimization: A problem Solving Approach**. New York, Elsevier North Holland. 1978.