



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAPÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE TROPICAL

**Dáimio Chaves Brito**

APLICAÇÃO DO SISTEMA DE MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA  
QUAL2K<sub>w</sub> EM GRANDES RIOS: O CASO DO ALTO E MÉDIO RIO ARAGUARI - AP

**Macapá-AP**  
**2008**

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**Daímio Chaves Brito**

**APLICAÇÃO DO SISTEMA DE MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA  
QUAL2Kw EM GRANDES RIOS: O CASO DO ALTO E MÉDIO RIO ARAGUARI - AP**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós  
Graduação em Biodiversidade Tropical da  
Universidade Federal do Amapá - UNIFAP,  
como parte dos requisitos necessários para a  
obtenção do título de Mestre em Ecologia;

Linha de Pesquisa: Gestão e Conservação da  
Biodiversidade.

Orientador Prof. Dr. Alan Cavalcanti da Cunha.

**Macapá-AP  
2008**

## FICHA CATALOGRÁFICA

BRITO, Daímio Chaves

Aplicação do Sistema de Modelagem da Qualidade da Água QUAL2KW em Grandes Rios: O Caso do Alto e Médio Rio Araguari – AP/ Daímio Chaves Brito; orientador Alan Cavalcanti da Cunha – Macapá, 2008. 144 p.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical) – da Universidade Federal do Amapá.

1. Rio Araguari 2. Monitoramento 3. Modelagem 4. QUAL2Kw 4. Gerenciamento

**Daímio Chaves Brito**

APLICAÇÃO DO SISTEMA DE MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA  
QUAL2K<sub>w</sub> EM GRANDES RIOS: O CASO DO ALTO E MÉDIO RIO ARAGUARI - AP

Dissertação apresentada ao Programa de Pós  
Graduação em Biodiversidade Tropical da  
Universidade Federal do Amapá - UNIFAP,  
como parte dos requisitos necessários para a  
obtenção do título de Mestre em Ecologia;  
Linha de Pesquisa: Gestão e Conservação da  
Biodiversidade.

**Data 31/10/2008**

---

Anamaria de Sousa Duarte  
UEFS-BA

---

Everaldo Barreiros de Souza  
UFPA-PA

---

Helenilza Ferreira Albuquerque Cunha  
UNIFAP-AP

**Macapá-AP  
2008**

*Para meus pais, Armindo e Maria, gente simples,  
mas que entenderam como poucos que a  
educação é transformadora.*

*E meus irmãos, esposa e filhos pelo incentivo,  
carinho e paciência.*

*Ao orientador, Alan Cavalcanti da Cunha por acreditar, motivar e pensar a frente, sempre.*

*As professoras, Mariléa, Vivian e Sônia, que perceberam, melhor que os governantes, a importância do desenvolvimento científico para o Estado do Amapá.*

*Aos meus cunhados, onde sempre encontrei força e ajuda.*

*Aos meus amigos, que me trazem alegria e nem percebem o quanto colaboram para o trabalho.*

*Aos químicos, Martins, César, Ana Paula e Ana Lúcia, pelas análises e discussões técnicas que acrescentaram conhecimento.*

*Aos companheiros de campanha de campo, Alan, Welson, Leidiane Oliveira, Ricardo, Roberta, Edmir, Leidiane Brito, Djalma, Edward, Alan, Martins, Joel e Waldemar.*

*Aos projetos, Universal do CNPq, Remetap e em especial ao AERBOM na pessoa do Dr. Alaan Ubaiara Brito por mostrar que a pesquisa não tem fronteiras.*

*A Eletronorte, UnB, IBAMA, NHMET, UNIFAP e PPGGIO em especial a coordenação e ao professor Ricardo Machado.*

## **Resumo**

No gerenciamento da qualidade da água, modelos de previsão quantitativos são fundamentais porque as atividades humanas e naturais mudam o ambiente e perturbam continuamente as correntes naturais de água. Os efeitos dessas perturbações devem ser analisados para proporcionar medidas mitigadoras ou avaliar se uma atividade é adequada para uma determinada localidade. O objetivo da presente pesquisa foi descrever e prever as condições da qualidade da água no rio Araguari-AP/Brasil e fornecer uma estrutura racional e inteligente de análise de problemas ambientais existentes. Essa estrutura disponibiliza certa capacidade preditiva que não pode ser obtida pelo simples monitoramento ou medida de parâmetros da qualidade da água. A metodologia empregada consistiu de duas etapas principais: monitoramento da qualidade da água em um trecho de 160 km de extensão no Alto e Médio rio Araguari, considerando aspectos de uso e ocupação da terra, como barragem, urbanização e mineração. Sendo analisadas amostras de água no campo e no laboratório em 23 seções de investigação no referido trecho; modelagem e simulação computacional com o uso do sistema de modelagem QUAL2Kw para análise e elaboração de cenários ambientais. Os resultados mais expressivos indicam uma boa aderência entre os dados experimentais e simulados, principalmente OD, CDBO, e pH, considerando as características hidráulicas de grandes rios como o rio Araguari. Como conclusão, foi possível obter um modelo calibrado para a qualidade da água no trecho estudado do rio Araguari, cujos resultados foram validados experimentalmente. Isso permitiu uma melhor descrição do funcionamento do sistema hídrico para prever impactos associados às mudanças antrópicas e climáticas na Bacia Hidrográfica.

Palavras-Chave: Rio Araguari, monitoramento, modelagem, QUAL2Kw, gerenciamento.

## **Abstract**

In managing water quality, quantitative predictive models are necessary because human activities and natural environmental changes are continually perturbing the natural streams. Effects of these perturbations must be analyzed to provide mitigating measures or determine if such an activity is suitable for a given site. The objective of this research is to describe and forecast the conditions of water quality in the Araguari river - Amapá/Brazil - and provide a rational and intelligent analysis of existing environmental problems. This structure provides some predictive capacity that cannot be obtained simply by tracking or measurement of parameters of water quality. The methodology used consisted of two main steps: monitoring of water quality in a stretch of 160 km in length in the Upper and Middle Araguari River, considering aspects of use and occupancy of the land, such as dam, urbanization and mining. Samples of water were analyzed in the field and the laboratory in 23 sections of research in those stretches. Modeling and computer simulation were performed with QUAL2Kw modeling system and elaborated nine environmental scenarios. The most results indicate a good adhesion between the experimental and simulated data, especially OD, CDBO, and pH, considering the hydraulic characteristics of large rivers like the Araguari and Amapari rivers. In conclusion, it was possible to obtain a calibrated model for water quality in the Araguari River, whose results were validated experimentally. That enabled a better description of the water system to predict impacts associated with human watershed and changes in climate.

**Keywords:** Araguari River, monitoring, modeling, QUAL2Kw, management.

## Lista de Ilustrações

Figura 1: Processo de autodepuração de um rio que recebe descarga de efluentes. Ciclos Biogeoquímicos simulados pelo QUAL2Kw representado pela Curva Sag de Oxigênio (Adaptado de BRAGA, et al, 2002). .....	29
Figura 2: Perfil esquemático da concentração de (a) matéria orgânica, (b) bactérias decompositoras, (c) oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso d'água. ....	30
Figura 3: Representação esquemática de um canal trapezoidal .....	35
Figura 4: Coeficiente de Reaeração ( $d^{-1}$ ) versus profundidade e velocidade (Covar 1976).....	37
Figura 5: Evolução dos modelos da qualidade da água .....	41
Figura 6: Diagrama esquemático das interações entre as variáveis de estado da qualidade da água, dos coeficientes cinéticos e processos de transferência de massa. ....	46
Figura 7: Representação esquemática da subdivisão de um trecho de rio .....	47
Figura 8: Balanço de massa no trecho i. ....	48
Figura 9: Bacia do rio Araguari, localização do trecho em estudo, pontos de coletas, PCD's, rodovias, municípios, ferrovias. ....	52
Figura 10: Campanha de campo, a: frascos e caixa térmica para a coleta, b: preparação do material para a amostragem. ....	57
Figura 11: Equipamentos de medidas em campo utilizados nas coletas, a e d: pHmetros, b: GPS, c: oxímetro.....	58
Figura 12: Laboratório de análises químicas, a: digestão da amostra para determinação da concentração de fósforo total, b: frascos com amostras em imersão em água para atingir a temperatura ambiente, c: vidraria para análise de amônia, d: capela de exaustão para manipulação de substâncias ácidas. ....	59

Figura 13: Curva de calibração para o oxímetro. ....	73
Figura 14: Diagrama unifilar do trecho do rio Araguari com seus influentes.....	78
Figura 15: Exemplo do ajuste não-linear para determinação dos coeficientes de descarga “a”, “b”, “c” e “d” nas seções em estudo. Para este exemplo foi utilizado os dados da PCD Capivara. ....	79
Figura 16: Exemplo do ajuste não-linear para determinar o coeficiente de desoxigenação e a DBO última. Neste exemplo são apresentados os dados da coleta de junho de 2008 no ponto 14.....	80
Figura 17: Representação esquemática de um controlador de vazão no QUAL2Kw. ....	83
Figura 18: Localização das potenciais barragens no rio Araguari no trecho em estudo.....	88
Figura 19: Variações da condutividade da água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.....	91
Figura 20: Variações da cor da água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari. ....	92
Figura 21: Variações dos sólidos suspensos na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari. ....	93
Figura 22: Trechos do rio Araguari, a e b: trechos característicos de corredeiras a montante do reservatório, c: imagem do reservatório, d: trecho característico de águas calmas a jusante da barragem até Cutias.....	93
Figura 23: Variações dos sólidos totais dissolvidos na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari. ....	94
Figura 24: Variações da temperatura da água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari. ....	95
Figura 25: Variações da turbidez na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari. ....	96

Figura 26: Índícios de impactos ambientais, a, b e c: dragas de extração de seixo do fundo do rio, d: cor do rio próximo à extração de seixo.....	97
Figura 27: Variações da concentração de alumínio dissolvido na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.....	98
Figura 28: Variações da concentração de cloreto na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari. ....	99
Figura 29: Variações da concentração de DBO na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari. ....	100
Figura 30: Variações da concentração de Ferro dissolvido na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.....	101
Figura 31: Variações da concentração de Fósforo Total na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari. ....	102
Figura 32: Variações da concentração de nitrogênio amoniacal na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.....	103
Figura 33: Variações da concentração de nitrato na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari. ....	104
Figura 34: Variações da concentração de oxigênio dissolvido na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.....	105
Figura 35: Imagens da água saindo dos vertedouros da UHECN no período chuvoso. a: vista de cima, b: vista lateral. ....	106
Figura 36: Variações do potencial hidrogeniônico na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari. ....	107
Figura 37: Variações dos coliformes termotolerantes na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari. ....	108
Figura 38: Gráficos de calibração do sistema de modelagem QUAL2Kw. A linha pontilhada no gráfico de OD indica o ponto de saturação do oxigênio dissolvido na água.....	114

Figura 39: Gráficos de validação do sistema de modelagem QUAL2Kw com os dados da qualidade da água de Bárbara (2006). .....	115
Figura 40: Simulação no sistema de modelagem QUAL2Kw do cenário 1 proposto por Bárbara (2006).....	117
Figura 41: Simulação no sistema de modelagem QUAL2Kw do cenário 2 proposto por Bárbara (2006).....	119
Figura 42: Simulação no sistema de modelagem QUAL2Kw do cenário 3 proposto por Bárbara (2006).....	121
Figura 43: Simulação do trecho em estudo com três novas barragens, com as vazões médias. ....	124
Figura 44: Simulação do trecho em estudo com três novas barragens, no período de estiagem. ....	125
Figura 45: Simulação das condições limites para rios de classe 3 do rio Amapari , na média das vazões. A linha tracejada nos gráficos 6 e 8 indica o padrão máximo estipulado pela resolução 357/05 do CONAMA.....	128
Figura 46: Simulação das condições limites para rios de classe 3 do rio Amapari, no período de estiagem. A linha tracejada nos gráficos 6 e 8 indica o padrão máximo estipulado pela resolução 357/05 do CONAMA.....	130
Figura 47: Simulação da degradação do rio Amapari com aumento na temperatura para a vazão média. A linha tracejada no gráfico 2 indica o padrão máximo estipulado pela resolução 357/05 do CONAMA. ....	132
Figura 48: simulação da degradação do rio Amapari com aumento na temperatura para o período de estiagem. A linha tracejada no gráfico 2 indica o padrão máximo estipulado pela resolução 357/05 do CONAMA.....	133

## Lista de Tabelas

Tabela 1: Climatologia das chuvas do Estado do Amapá .....	26
Tabela 2: Opções de cálculo do $K_2$ utilizadas pelo sistema de modelagem QUAL2Kw. ....	36
Tabela 3: Equações modificadas no QUAL2Kw comparadas com as do QUAL2E.....	44
Tabela 4: Variáveis simuladas no Qual2K. ....	45
Tabela 5: Períodos de coleta conforme regime hidrológico e estações climáticas.....	55
Tabela 6: Coordenadas geográficas dos locais de amostragem.....	55
Tabela 7: PCD's ao longo do rio Araguari e seu afluente.....	56
Tabela 8: prazo de validade das amostras de água. ....	59
Tabela 9: Condutividades a 25 °C de soluções padrões de cloreto de potássio (KCl).....	62
Tabela 10: Coeficientes de descarga, vazão média anual e vazão no período de estiagem nos trechos e tributários do rio Araguari .....	79
Tabela 11: Média dos coeficientes de desoxigenação da CDBO e da CDBO última .....	81
Tabela 12: Parâmetros de entrada do modelo obtido dos seus manuais teóricos e do usuário.....	82
Tabela 13: Fontes difusas utilizadas na calibração do sistema de modelagem QUAL2Kw .....	85
Tabela 14: Resumo dos dados do Cenário 2. ....	86
Tabela 15: Dados de qualidade do efluente utilizados na simulação do Cenário 2.....	86
Tabela 16: Limites máximos para rios de classe 3 (CONAMA, 2005).....	87

## Sumário

1	Apresentação.....	14
2	Introdução.....	17
3	Justificativa.....	20
4	Objetivos do trabalho .....	22
5	Revisão bibliográfica e fundamentação teórica.....	23
5.1	Recursos hídricos.....	23
5.2	O monitoramento como subsídio ao gerenciamento dos recursos hídricos.....	27
5.3	O papel da modelagem na gestão da conservação dos recursos hídricos .....	31
5.4	Parâmetros Cinéticos .....	33
5.5	O modelo QUAL2K – avanços na sistemática da modelagem em rios.....	39
6	Material e Métodos .....	49
6.1	Área de Estudo – Bacia do rio Araguari e áreas de proteção.....	49
6.2	Locais de Amostragem. ....	55
6.3	Plataformas de Coletas de Dados (PCD) .....	56
6.4	Monitoramento da Qualidade da Água.....	56
6.4.1	Parâmetros Físicos .....	60
6.4.2	Parâmetros Químicos .....	65
6.4.3	Parâmetros Biológicos.....	74
6.5	Modelagem da Qualidade da Água. ....	76
6.5.1	Discretização do Rio .....	76
6.5.2	Dados de Entrada do Sistema de Modelagem .....	77
6.5.3	Calibração do Sistema de Modelagem.....	84
6.5.4	Simulação da qualidade da água do presente estudo .....	85
7	Apresentação e Discussão dos Resultados .....	90
7.1	Monitoramento da Qualidade da Água.....	90
7.2	Modelagem da qualidade da água .....	111
7.2.1	Calibração e Validação do Sistema de Modelagem QUAL2Kw.....	113
7.2.2	Aplicações do Sistema de Modelagem na Qualidade da Água .....	113
8	Conclusões.....	135
9	Sugestões .....	141
	Referências Bibliográficas .....	143

## 1 Apresentação

Este trabalho se enquadra na linha de pesquisa da gestão e conservação da biodiversidade, desenvolvido no programa de pós-graduação em Biodiversidade Tropical, sob orientação do Prof<sup>o</sup> Dr. Alan Cavalcanti da Cunha. Este programa foi criado e é mantido por uma parceria entre a Universidade Federal do Amapá (UNIFAP) e a Empresa Brasileira de Agropecuária (EMBRAPA-AP), ambas instituições do governo federal; o Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá (IEPA) o qual é uma instituição do governo do estado do Amapá e a Conservação Internacional (CI) que é uma organização não-governamental.

O tema deste trabalho trata dos recursos hídricos na Amazônia, mais especificamente no Amapá, tendo como foco o rio Araguari, pertencente à maior bacia deste estado, a bacia do Araguari. Esta bacia está completamente dentro dos limites do Amapá, sendo o rio Araguari seu principal corpo hídrico, nascendo no Parque Nacional Montanhas do Tumucumaque e desaguando no oceano Atlântico.

A presente pesquisa tem a intenção de analisar as condições atuais da qualidade da água em um trecho representativo desse rio, o qual abrange quase a metade do seu curso. Além disso, pretende indicar possíveis formas de gerenciamento dos recursos hídricos a partir da modelagem matemática do trecho. O ponto de partida foi a identificação dos possíveis impactos ambientais na bacia gerados por projetos minerais e energéticos, crescimento urbano, mudanças climáticas e ausência de gestão ambiental.

Os primeiros trabalhos de reconhecimento da bacia do rio Araguari tiveram finalidade energética e foram iniciados pelas Centrais Elétricas do Norte do Brasil S/A (ELETRONORTE S/A), em maio de 1982. Isso ocorreu a partir da necessidade de se ter um reservatório de regularização à montante da UHE Coaracy Nunes, desde então, vem se desenvolvendo ações e avaliações nesse sentido (PROVAM, 1990).

A continuidade deste trabalho deu origem a outro mais completo e de grande relevância na bacia do rio Araguari: este estudo foi o inventário hidrelétrico da bacia, sendo efetivamente iniciado em 1995 pela ELETRONORTE S/A, com a realização dos serviços de campo para as atividades de cartografia, hidrometeorologia, geologia e geotecnia, bem como, os estudos preliminares de caracterização ambiental. Os trabalhos de organização, análise e consolidação dos levantamentos de campo, bem como, os trabalhos de escritório, relativos aos

estudos de inventário hidrelétrico da bacia em questão, foram realizados pela HYDROS Engenharia Ltda., contratada através do contrato N° SUP1.8.S.0064, em 22/05/98.

Portanto os estudos do inventário hidrelétrico em questão indicaram, sob os enfoques energético-econômico-ambientais, o aproveitamento mais racional do potencial hidroenergético da bacia hidrográfica do rio Araguari, permitindo a programação de ações subseqüentes com vista ao atendimento do mercado de energia elétrica do estado do Amapá.

Na seqüência de trabalhos de relevância na bacia do Araguari, podemos citar o Programa Primeiros Projetos (PPP/SETEC/CNPq), projeto de Cunha (2004), intitulado “Determinação do coeficiente de reaeração no Modelo QUAL2E utilizando as características hidráulicas de canais abertos para Estudos de Impactos Ambientais no Rio Araguari-AP” que estudou a caracterização hidráulica do médio curso do rio Araguari. Podemos citar também a dissertação de mestrado com o título “Uso do Modelo QUAL2E no Estudo da Qualidade da Água e da Capacidade de Autodepuração do Rio Araguari – AP (Amazônia)” de Bárbara (2006). Este estudo foi apresentado em 2006 no Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Meio Ambiente da Universidade Federal de Goiás.

O referido trabalho apresenta uma caracterização da qualidade da água do médio curso do rio Araguari e o desenvolvimento de um modelo de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) com o auxílio do sistema de modelagem QUAL2E, desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA).

A presente pesquisa teve como passo inicial o projeto PPP/SETEC/CNPq e o estudo de Bárbara (2006), dando continuidade e incrementando as séries históricas monitoradas da qualidade da água. Como contribuição, foi possível analisar e monitorar mais parâmetros da qualidade da água, aumentar a extensão do trecho em estudo e utilizar o sistema de modelagem QUAL2Kw, desenvolvido e mantido pelo Departamento de Ecologia do Estado de Washington. Este sistema de modelagem é mais elaborado que o QUAL2E sendo a sua versão mais atual.

Este estudo inicia-se pela introdução de alguns conceitos necessários ao entendimento do trabalho, indicando a problemática proposta e as hipóteses formuladas para o problema. Inclui, também, a justificativa que sustenta o estudo, baseada nas legislações e planejamentos dos recursos hídricos e aspectos ecológicos da bacia hidrográfica. Além disso, apresentam-se os objetivos do trabalho pautados na necessidade de diminuir a carência de informações sobre as bacias hidrográficas para gestão e conservação da biodiversidade, a partir da ótica dos principais fatores abióticos.

Na seqüência do trabalho, foi feita uma breve discussão sobre a importância dos recursos hídricos no mundo, no Brasil, na Amazônia e no Amapá e o papel da modelagem para os ecossistemas aquáticos. Portanto foi feita uma descrição detalhada do sistema de modelagem aplicado nas simulações e ao gerenciamento dos recursos hídricos e aos ecossistemas aquáticos. Foi dada ênfase sobre os coeficientes cinéticos necessários para a estruturação e uso do sistema de modelagem.

Além disso, foi feita uma descrição detalhada da estrutura numérica do modelo utilizado para as simulações dos impactos. Neste subitem foram abordados os parâmetros cinéticos e hidráulicos do rio Araguari, como dados de entrada e execução do modelo.

A etapa que descreve os materiais e métodos utilizados na pesquisa iniciou-se com a descrição da área de estudo e sua abrangência, seguido pela descrição do monitoramento da qualidade da água realizado no rio Araguari no período de um ano. Nesta etapa, ressaltou-se a importância do monitoramento para a gestão dos corpos d'água, bem como os métodos de coleta; o significado físico dos parâmetros analisados durante as cinco campanhas de campo; as metodologias utilizadas nas análises laboratoriais e coletas de campo. Após estas etapas, foi discutida a modelagem matemática do trecho, com a elaboração de quatro aplicações de impactos ambientais para prever suas conseqüências no corpo hídrico. A idéia foi gerar sugestões de gerenciamento para os múltiplos usos dos recursos hídricos, conforme preconizam as leis federais e estaduais de recursos hídricos.

As discussões e conclusões para o monitoramento e a modelagem fecharam o trabalho, as quais foram realizadas a partir de comparações entre os dados obtidos nas análises e as simulações computacionais. Definiram-se os aspectos acerca da bacia hidrográfica onde se indicou o seu estado atual a partir das variações dos parâmetros da qualidade da água com as possíveis fontes de poluição no rio. Para a modelagem, tomou-se como base os resultados alcançados a partir das simulações, em que se verificaram as variações dos parâmetros da qualidade da água mais importantes, tais como oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio e potencial hidrogeniônico.

Os itens finais descrevem as principais respostas dadas pelas simulações que, por sua vez, foram capazes de gerar uma série de nove cenários atuais e futuros da qualidade da água no Araguari. De posse das informações geradas pelo modelo, foi possível sugerir opções técnicas de gestão ambiental na bacia hidrográfica, cuja principal finalidade visa aos múltiplos usos dos recursos hídricos e suas mais prováveis conseqüências sobre os ecossistemas aquáticos.

## 2 Introdução

A necessidade da aplicação de modelos para estudos, projetos e auxílio à gestão e planejamento de recursos hídricos é inquestionável, em razão da complexidade do ambiente em correntes naturais, especialmente em rios e reservatórios nas bacias hidrográficas (ROSMAN, 2005).

Os modelos são ferramentas integradoras, sem as quais dificilmente é possível uma visão mais holística dos processos nos complexos sistemas ambientais. Na presente pesquisa a prova desta afirmação é o uso de grande quantidade de informações, as quais abrangem desde a sazonalidade climática, o comportamento hidráulico fluvial do canal principal, a determinação de grandezas empíricas, como a obtenção e uso de curvas-chaves para estimativa de coeficientes numéricos úteis às análises da capacidade de reaeração dos trechos representativos do canal, análise da cinética química das reações (taxa de decomposição), balanço de energia térmica, balanço de massa, cálculo e estimativas de cargas de poluentes, entre outras.

Por isso, modelos validados, isto é, aferidos com dados de campo e analisados por especialistas, são indispensáveis à gestão, ao planejamento e ao gerenciamento de sistemas ambientais, tais como análise de diagnóstico, análise de prognóstico, interpolação e extrapolação de dados e dinâmica de processos.

Os modelos são ferramentas indispensáveis para previsão, pois integram informações dispersas e interpolam informações para regiões nas quais não há medições. Com isso é possível ajudar nas interpretações feitas em estações pontuais, propiciar o entendimento de processos e prever situações e cenários.

Contudo, para se ter previsões confiáveis é necessário sistemas de modelagens ajustáveis às características do corpo hídrico em estudo. Então, para saber se um sistema de modelagem apresenta condições de representar a dinâmica dos constituintes que caracterizam um rio, é necessário que ele descreva satisfatoriamente o seu estado atual, principalmente fundamentado em dados experimentais. Para isso, um cuidadoso sistema de monitoramento da qualidade da água deve ser implementado para obter dados realísticos que satisfaçam as necessidades do sistema de modelagem.

Esse monitoramento deve satisfazer exigências, normas e programas que viabilizem dados seguros que representem as características do rio. O cuidado no monitoramento exige

atenção em todas as etapas do processo de obtenção dos dados, desde o momento da coleta, passando pela estocagem, transporte e análise de amostras para quantificação dos parâmetros da qualidade da água. Tudo isso para que, no final, as dúvidas nas interpretações em relação ao comportamento das variáveis do rio sejam minimizadas.

A partir da observação do comportamento das variáveis que formam a base do complexo ecossistema aquático é que podemos escolher qual o melhor sistema de modelagem a ser utilizado para prever impactos e gerenciar a bacia hidrográfica. Então, o monitoramento da qualidade da água se faz necessário e serve fundamentalmente de suporte para o uso de sistemas de modelagem. Por sua vez, estes últimos poderão ser usados nos programas e planos básicos de gestão, normalmente oriundos dos Estudos de Impactos Ambientais (EIAs) e subsidiar ações com maior nível de responsabilidade ambiental no corpo hídrico.

Por outro lado, a necessidade de suprir a carência de informações sobre os corpos hídricos no Amapá gerou a possibilidade de investigação do comportamento dos rios, principalmente aqueles de importância do ponto de vista estratégico, econômico-ambiental, local e regional.

A partir desse contexto inicial esta pesquisa teve como intenção a geração de conhecimento básico sobre o corpo d'água em questão e, conseqüentemente, dar contribuição para diminuir a enorme carência de informações, em especial, no trecho do rio Araguari escolhido, e estudar o seu comportamento diante de impactos ambientais significativos.

Considerando as premissas supracitadas, surge o problema principal deste trabalho: “Como as variações físicas, químicas e biológicas da qualidade da água respondem às perturbações naturais (sazonais) e antropogênicas (empreendimentos humanos) na bacia do Alto e Médio Rio Araguari?”.

As hipóteses propostas foram as seguintes:

H<sub>1</sub>: as variações da qualidade da água podem ser representadas por sistemas de modelagem numéricos que, por sua vez, são ferramentas confiáveis e passíveis de serem utilizadas como instrumento de suporte à decisão em corpos de água de grande porte, como é o caso do Rio Araguari;

H<sub>2</sub>: o comportamento sazonal das vazões influencia significativamente a variabilidade das cargas de poluentes ou constituintes passivos da água, que por sua vez são

bem representados pelas respostas do sistema de modelagem QUAL2Kw, e suficientemente sensíveis à maioria das perturbações estudadas nos trechos estudados;

H<sub>3</sub>: impactos ambientais simulados, ao longo do rio Araguari, representados como perturbações ambientais causadas pela presença de barragens, urbanização, agropecuária, industrialização e mineração, são relativamente bem absorvidos pela capacidade de autodepuração do corpo d'água;

H<sub>4</sub>: o sistema de modelagem QUAL2Kw é capaz de simular as interferências de impactos futuros no curso do rio, sendo suficientemente robusto para representar fisicamente o comportamento das variações médias da qualidade da água, mediante ajustes de calibração e validação. Neste aspecto, é capaz de gerar cenários compatíveis com a realidade e simular potenciais mudanças da qualidade da água a partir de informações de monitoramento prévio nos trechos estudados na bacia.

### 3 Justificativa

Com a crescente demanda pelos recursos hídricos, um corpo d'água não pode mais ter uma única e exclusiva utilização. O uso da água deve ser maximizado e os impactos de determinada atividade não podem ocasionar impossibilidade a outros usos, não só pela escassez quantitativa, mas também pela escassez qualitativa da água (MOTA, 1995). Por isso, a importância de se caracterizar a qualidade da água, para saber se esta pode cumprir suas finalidades múltiplas sem causar prejuízos ambientais, econômicos e problemas de saúde pública. Entre essas finalidades podemos citar a conservação da biodiversidade, o abastecimento público, a geração de energia, a dessedentação de animais, a recreação de contato primário, a pesca e a agricultura.

Então, surge a necessidade de prever os impactos causados por esse aumento na demanda de água, justificando o uso de modelos matemáticos da qualidade da água como ferramenta de gestão dos recursos hídricos. Com esse recurso, podem-se simular várias estratégias futuras de gestão e fundamentar decisões para o uso da bacia, principalmente traçar um comparativo entre estratégias com e sem gerenciamento ambiental.

O monitoramento realizado neste estudo além de indicar o estado de conservação do rio também se justifica pela necessidade de verificar se os valores obtidos estão em conformidade com as legislações específicas da qualidade da água em âmbito nacional, como a Lei 9.433, de 8 de janeiro de 1997, a Resolução 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) e, no Amapá, subsidiar as discussões da regulamentação da Lei 0686/2002 pelo Governo Estadual (Secretaria de Meio Ambiente - SEMA) e suas implicações ambientais.

Outro fator que tem gerado um acirramento no debate público quanto aos usos sustentáveis e múltiplos das águas naturais, inclusive a de preservação e gestão dos ambientes aquáticos, são as ameaças ecológicas que surgem com a necessidade de desenvolver a região, tais como, os grandes projetos minerais, as hidroelétricas, a bubalinocultura e a urbanização. Além disso, há o crescente aumento das pressões sociais, econômicas, ambientais, principalmente das populações ribeirinhas e sociedade civil, quanto à gestão mais sustentável dos recursos hídricos.

Por isso é imprescindível, na atual conjuntura, conhecer os padrões das oscilações espaço-temporais e os efeitos das ações antrópicas sobre os parâmetros de qualidade e

quantidade da água nas diversas bacias hidrográficas do Amapá com o objetivo de propor condições de gerenciamento adequadas. Mas, ao mesmo passo, observa-se uma carência enorme de informações que possam consubstanciar decisões sobre a melhor forma de utilizar os recursos naturais e fundamentar decisões concernentes.

As cidades ribeirinhas às margens do rio Araguari (objeto deste estudo) assim como todo o estado do Amapá, estão em processo de expansão e aumento populacional. Isso significa um aumento na demanda de água para os mais variados usos. Então, um estudo sistemático da qualidade da água nesta bacia e a possibilidade de definir estratégias de gestão para os usos da água são fundamentais para a manutenção da qualidade da água nos níveis e padrões aceitáveis para atender a essa crescente demanda.

Os estudos científicos geram informações substanciais para o gerenciamento dos usos da água. Porém, o que se percebe é que no processo decisório tais estudos são relegados a um segundo plano. Além disso, as políticas públicas tendem a endereçar atenção prioritária para a proteção das florestas, olvidando-se de que estas dependem diretamente dos cursos d'água e vice-versa.

## 4 Objetivos do trabalho

### Geral:

Estudar as variáveis e os parâmetros da qualidade da água e suas interações complexas em relação aos processos ecológicos dos ecossistemas aquáticos e aplicá-la ao sistema de modelagem.

### Específicos:

Avaliar a dinâmica das variações espaços-temporais da qualidade da água e a influência da sazonalidade climática no alto e médio rio Araguari, verificando seus efeitos nos parâmetros hidrológicos, cinéticos, físicos, químicos e biológicos da água nos períodos de cheia, estiagem e seus períodos intermediários;

Calibrar o sistema de modelagem QUAL2Kw a partir das principais características da qualidade da água obtidas no monitoramento das variáveis pertinentes;

A partir do sistema de modelagem calibrado utilizá-lo como ferramenta de suporte às tomadas de decisões aplicadas ao gerenciamento dos diversos usos da água, com foco nos processos biogeoquímicos e na conservação da biodiversidade aquática;

Elaborar aplicações do sistema de modelagem para os possíveis impactos ambientais na bacia do rio Araguari, baseados na necessidade de crescimento urbano e desenvolvimento de empreendimentos hidrelétricos, minerais e industriais na região do alto e médio rio Araguari;

Verificar o atendimento dos padrões de qualidade da água específico à Resolução 357/2005 do CONAMA, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, além de estabelecer as condições e padrões de lançamento de efluentes, entre outros padrões pertinentes;

Traçar um paralelo entre este estudo e o trabalho de Bárbara (2006), realizado na mesma região do rio e validar o uso do modelo para esta bacia em previsões atuais e futuras.

## 5 Revisão bibliográfica e fundamentação teórica

### 5.1 Recursos hídricos

Embora a presença da água já tenha sido identificada em todo o universo (BRANCO, 2003), somente na Terra foi comprovada, até o momento, sua existência na fase líquida. Estimativas mais recentes avaliam em 1.385 quatrilhões de toneladas a quantidade de água que preenche os espaços vazios da crosta terrestre. Três quartos da superfície terrestre são coberta por água, sendo a maior parte (97,45%) imprópria para o consumo humano, por apresentar íons dissolvidos nocivos à saúde, formando os oceanos, lagos e as águas subterrâneas mais profundas. Somente 2,53% da água existente na terra é considerada potável, ainda que 2,5% desse total encontra-se retida nas massas de gelo das calotas polares, no solo e subsolo. Restam, no total, apenas 0,03% de toda água do planeta para consumo dos seres vivos, constituindo os rios, lagos e pântanos que representam 102 trilhões de toneladas de água disponível em mananciais superficiais (REBOUÇAS, 2004).

Toda essa quantidade de água existente no planeta se renova continuamente pela evaporação e precipitação das águas dos oceanos, rios e lagos. Estima-se que 37 trilhões de metros cúbicos correm, por ano, pelos rios e são despejados no mar.

Essa pequena quantidade de água doce, quando comparada com a quantidade total de água no mundo, não está distribuída uniformemente por todo o planeta. Como exemplo dessa desigualdade hídrica, a Austrália se apresenta com uma parcela muito pequena de água para consumo. Na Europa e na África, a água também não é muito abundante. As regiões do planeta mais favorecidas são a Ásia e a América do Sul. Nesta última, encontra-se o Brasil que é o país com a maior disponibilidade hídrica do planeta, detendo cerca de 11% do total mundial de água doce (BRANCO, 2003).

Mesmo no Brasil há desigualdade hídrica, acentuada ainda mais pela má distribuição populacional. Nos centros mais populosos, como as regiões sudeste e sul, existe baixa disponibilidade hídrica que se reduz ainda mais com a estiagem. Na região nordeste, algumas localidades sofrem há décadas com a escassez de água causada, principalmente, pela falta de chuva devido ao clima semi-árido (TUCCI, 2001).

Já a região Amazônica possui a maior disponibilidade de recursos hídricos do Brasil, portanto detém a maior oferta de água doce do mundo com 8% do total.

Formada pela maior floresta tropical do mundo prova, claramente, que a água é fonte de vida no planeta, pois possui a maior densidade de biodiversidade do globo (HANAN e BATALHA, 1995) e abrange 60% do território brasileiro ocupando uma área de cerca de 6,5 milhões de km<sup>2</sup>.

A malha hidrográfica amazônica drena uma área que extrapola os limites do Brasil, abrangendo os países como Equador, Colômbia, Bolívia, Peru, Venezuela e as Guianas. Só o rio Amazonas, o maior rio do mundo em extensão e volume (INPE, 2008), despeja no Oceano Atlântico mais de 6 trilhões de metros cúbicos de água por ano. Todo esse volume se deve, em grande parte, às fortes precipitações que ocorrem na Amazônia oriental, as quais variam entre 2000 e 3000 mm de chuva/ano (BÁRBARA, 2006; SOUZA et al, 2008).

Apesar de números grandiosos para caracterizá-la, o ecossistema amazônico é extremamente frágil e depende de vários ciclos que, harmoniosamente, mantêm viva a floresta, considerando que o solo amazônico é reconhecidamente pobre em nutrientes.

A floresta, por sua vez, pelo fenômeno da evapotranspiração mantém elevado volume de água precipitada, que é fonte de umidade. Esse fator é fundamental no processo de ciclagem de carbono e nutrientes realizados de forma intensa pelas bactérias, fungos e invertebrados que mineralizam a matéria orgânica, produzida pela própria floresta, facilitando a absorção dos nutrientes pelas raízes das árvores que são adaptadas para esse tipo de nutrição.

A derrubada de florestas tende a desequilibrar os processos biogeoquímicos, pois eles são interdependentes. Sem as florestas, a temperatura do ar aumenta, as chuvas diminuem e os solos sofrem erosão. Grandes quantidades de nutrientes (tais como fosfato, nitrogênio e carbono orgânico) são carregadas para os rios alterando a qualidade das águas. Estes, conjuntamente, podem causar entre outros impactos, eutrofização e assoreamento.

Por conta desse delicado equilíbrio, apesar da imensa oferta de água na Amazônia, estudos já apresentam resultados que indicam certo grau de degradação ambiental, principalmente nos rios próximos a grandes centros urbanos (MOTA, 2003; CUNHA et al, 2004). Acrescente-se ainda que na região existem poucas estações de tratamento de esgotos, dos quais somente 10,4% é coletado e 2,3% é tratado. Então, os despejos de efluentes doméstico, industrial e da mineração ou extração de minérios são conduzidos diretamente nos rios quase que sem nenhum tipo de tratamento.

A partir destas análises, percebe-se que o problema da água na Amazônia não é a quantidade e sim a qualidade (CUNHA et al, 2004, 2005; CUNHA, 2003, 2004, 2006; BÁRBARA, 2006). A qualidade das águas de um rio é caracterizada pelos parâmetros físicos, químicos e biológicos. Tais parâmetros indicam o estado do corpo hídrico presente e qual o uso a que ele se destina. O conceito de qualidade da água depende do seu uso ou fim, possuindo valor relativo. Por isso há necessidade de se classificar os corpos d'águas naturais (CUNHA, 2000).

A água de um rio é um recurso natural que reflete as alterações do meio, sejam elas de origem natural ou antrópica. A grande diferença entre essas duas causas, porém, está não somente nas suas origens, mas também na possibilidade do rio se autodepurar. As interferências advindas das atividades antrópicas – o que se convencionou chamar de “poluição” – são detentoras de um caráter singular e delicado, uma vez que introduzem no meio hídrico, na maioria das vezes de forma contínua, algumas substâncias que nunca estiveram ali presentes ou que existiam em baixas concentrações. Além disso, esses elementos, uma vez introduzidos no ambiente, necessitam da interferência humana para serem removidos do mesmo (BÁRBARA, 2006).

No Brasil, a lei que regulamenta os padrões da qualidade da água dos rios é a resolução 357 de 17 de março de 2005 do CONAMA a qual dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, além de estabelecer as condições e padrões de lançamento de efluentes.

No Amapá, a lei 0686 de 7 de junho 2002 trata da Política Estadual de Gerenciamento dos Recursos Hídricos. Esta lei carece ainda de regulamentação, devido à falta de estudos para subsidiar o gerenciamento dos recursos hídricos do estado. Então, este estudo servirá como contribuição e preencherá algumas lacunas de conhecimento propondo estratégias para as políticas de gerenciamento e conservação dos recursos hídricos no estado.

O Estado do Amapá, com aproximadamente 143.000 Km<sup>2</sup> de superfície, possui o terceiro maior volume de descarga de rios do Brasil (REBOUÇAS, 2004). Possui trinta e três bacias hidrográficas (Lei 0686, 2002) e está inserido totalmente na bacia amazônica, onde encontramos o maior volume de água doce do mundo.

O Estado do Amapá é formado por dezesseis municípios. Sua capital é a única banhada pelo rio Amazonas e é também cortada pela linha do equador, onde os sistemas de grande escala, como a Zona de Instabilidade (ZI) e a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) são bastante atuantes.

As chuvas, que ocorrem em grande quantidade na região Amazônica e conseqüentemente no Amapá, ocorrem graças aos processos convectivos originados por eventos em grande escala, tais como, (ZI) e (ZCIT) condicionados por forçantes climáticas como o El Niño e La Niña. As chuvas caracterizam-se como a principal responsável por essa abundância de água, formando tantas bacias hidrográficas em nossa região (ECOTUMUCUMAQUE, 2008).

O Amapá possui a maior pluviosidade da região norte, sendo que no litoral, precisamente na foz do rio Amazonas e no setor ocidental, ocorrem os maiores volumes de chuva, excedendo 3.000 mm (NIMER, 1989).

A climatologia da precipitação para o estado do Amapá (Tabela 1) deixa claro que a sazonalidade local se divide apenas em duas estações: a chuvosa e a menos chuvosa (estiagem). Sendo que na região onde se encontra a bacia hidrográfica do rio Araguari (centro-leste do estado) as precipitações, em média, são maiores que no restante do estado.

Tabela 1: Climatologia das chuvas do Estado do Amapá

<b>Trimestre</b>	<b>Precipitação</b>	<b>Região</b>
Janeiro	800 mm	Oeste e sul
Fevereiro		
Março	1.000 mm	Norte e leste
Abril		
Maio	800 mm	Em todo estado
Junho		
Julho	200 mm	Oeste
Agosto		
Setembro	300 mm	Central e leste
Outubro	200 mm	Sul
Novembro		
Dezembro	100 mm	Demais regiões

Fonte: OLIVEIRA, 2007 In ECOTUMUCUMAQUE, 2008

O Araguari é um rio de água doce de grande porte, com vazões médias no trecho em estudo em torno de  $995 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , e pode ser enquadrado na classe 2 da resolução 357/05 do CONAMA. Conforme o enquadramento, suas águas podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação, aquíicultura e atividade de pesca.

## 5.2 O monitoramento como subsídio ao gerenciamento dos recursos hídricos

As águas de um rio são caracterizadas pelos parâmetros físicos, químicos e biológicos. Tais parâmetros servem como indicadores do estado do corpo hídrico e podem ser relacionados às características do mesmo e com os diversos tipos de fontes de poluição. A água de um rio, ao longo do seu ciclo hidrológico, entra em contato e incorpora em sua composição elementos existentes na atmosfera, rochas, solos e vegetação (LARENTIS, 2004).

Esses elementos presentes na água caracterizam-na qualitativamente. Nas águas naturais, esses elementos são incorporados durante um período de tempo suficiente para equilibrar seus ecossistemas. Porém, a interferência antrópica causa modificações aceleradas, principalmente pelo carreamento de cargas poluidoras das suas diversas atividades para dentro dos rios (CLAPHAN et al, 1999). Então, nos estudos ambientais é indispensável a consideração de ambos fatores: antrópicos e naturais, como entes influenciadores da qualidade das águas.

Somente com o monitoramento em campo e posterior avaliação de um grupo de parâmetros ou a combinação de parâmetros é que se permitirá tirar algumas conclusões relacionadas à qualidade da água e ao estado do corpo hídrico (COSTA e SOUZA, 2007). Então, justifica-se a necessidade do trabalho de campo para tomada de dados “in loco”, em especial nos rios amazônicos que, com algumas exceções, apresentam poucos dados de monitoramento da qualidade da água (ANA, 2007).

No monitoramento é possível identificar pontos críticos da qualidade da água no rio, especialmente as fontes pontuais e difusas de contaminação. Pontos estes onde os constituintes da qualidade da água estão fora dos padrões estabelecidos para os seus diversos usos. A partir daí geram-se subsídios para propor formas de gerenciamento, com a finalidade de conservar e/ou recuperar as características naturais do corpo hídrico.

A atividade humana nas margens dos rios gera contaminações diversas, pois na Amazônia, culturalmente, o rio é considerado o local de despejo e diluição dos mais variados efluentes. Além disso, o desmatamento, o uso e a ocupação desordenados do solo, como são comuns na região, são algumas das ações antrópicas que comprometem a quantidade e a qualidade dos corpos d'água, tendo como algumas das conseqüências a contaminação fecal, o assoreamento e a eutrofização (HENDERSON-SELLERS e MARKLAND, 1987).

Desta forma, ocorrem diversos impactos ambientais, como por exemplo, a diminuição da concentração de oxigênio na água, principal parâmetro para existência de vida

superior, como por exemplo os peixes. Dentre os fatores que causam essa diminuição, pode-se citar, como um dos mais importantes, os que ocorrem durante a estabilização da matéria orgânica biodegradável dos poluentes, feitas pelos microorganismos que fazem uso do oxigênio do meio para completar seus processos respiratórios, a isto chamou Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (BRAGA, et al, 2002). Além disso, as oxidações químicas e a respiração de algas e fitoplânctons contribuem ainda mais para essa diminuição (CHAPRA e PELLETIER, 2003), principalmente em condições críticas de vazão nos períodos de estiagem na região amazônica.

### **5.2.1 A autodepuração**

Apesar da intervenção do ser humano no ambiente, o rio é capaz, até determinado limite de despejos, de restabelecer suas características anteriores ao impacto, por um importante fenômeno natural denominado autodepuração. A autodepuração elimina dinamicamente as transformações químicas e biológicas ocasionadas pelo homem. O ecossistema de um corpo hídrico, antes do lançamento de efluentes, encontra-se usualmente em estado natural de equilíbrio. Após a entrada da carga poluidora, o equilíbrio entre as comunidades do meio biótico é afetado, resultando em uma desorganização inicial, seguida por uma tendência posterior à reorganização. Neste sentido, a autodepuração pode ser entendida como um fenômeno de sucessão ecológica, com uma seqüência sistemática de substituições de uma comunidade por outra, até que uma comunidade estável se estabeleça em equilíbrio com as condições locais (VON SPERLING, 1995; BRAGA, et al, 2002).

Por ser um fenômeno que ocorre ao longo do tempo e na direção longitudinal do curso do rio, segundo Von Sperling (1995), pode-se identificar fisicamente (em ordem de ocorrência a partir do momento do lançamento de poluentes) quatro zonas distintas no rio durante esse processo (Figura 1).

A zona de degradação é marcada pela alta concentração de matéria orgânica na água. A zona de decomposição ativa tem esse nome em função da grande atividade microbiana de decomposição de matéria orgânica, fazendo com que as águas atinjam os níveis mais críticos de concentração de oxigênio dissolvido. Na zona de recuperação inicia-se a etapa de restabelecimento do equilíbrio anterior à poluição. E na zona de águas limpas, o rio apresenta novamente as características físicas e biológicas como as anteriores ao início do processo.

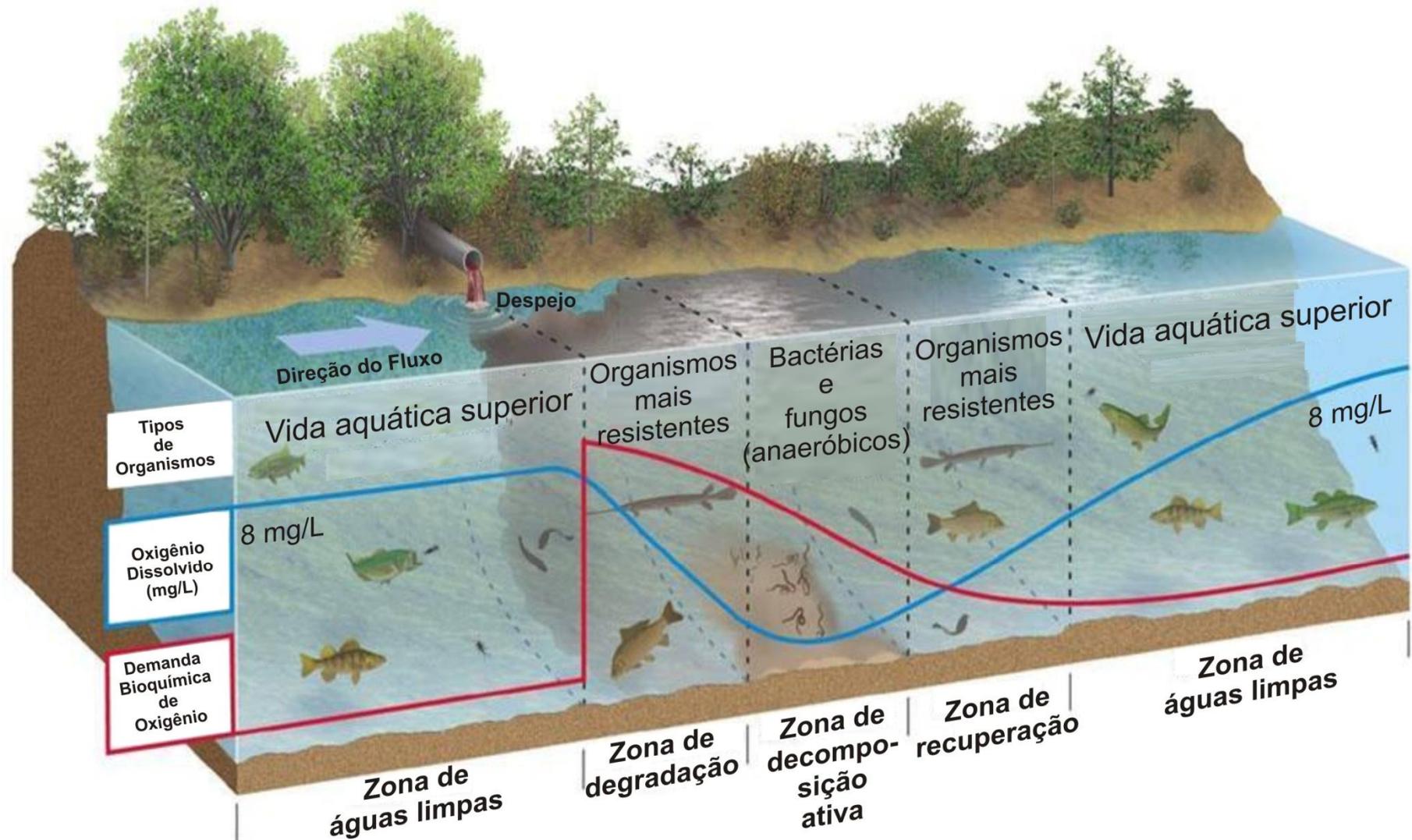


Figura 1: Processo de autodepuração de um rio que recebe descarga de efluentes. Ciclos Biogeoquímicos simulados pelo QUAL2Kw representado pela Curva Sag de Oxigênio (Adaptado de BRAGA, et al, 2002).

Graficamente, pode-se representar o comportamento da matéria orgânica, das bactérias e do oxigênio dissolvido envolvidos nesse processo. Percebemos fortes aumentos e quedas nas concentrações no exato local dos despejos, seguidos por tendências à estabilização no decorrer do tempo e espaço (Figura 2).

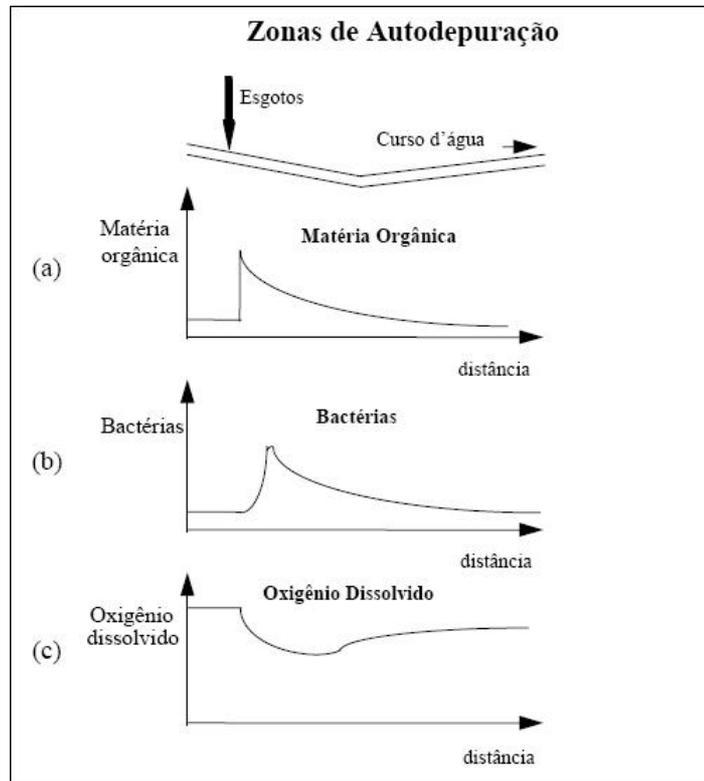


Figura 2: Perfil esquemático da concentração de (a) matéria orgânica, (b) bactérias decompositoras, (c) oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso d'água.

Fonte: Von Sperling, 1995.

A matéria orgânica é introduzida nos corpos d'água principalmente por meio do lançamento de esgoto doméstico, podendo estar presente em alguns efluentes industriais ou até mesmo naturalmente, como parte dos ciclos biogeoquímicos. Geralmente são usados métodos indiretos para a quantificação da matéria orgânica na água, que além da DBO utiliza também a Demanda Química de Oxigênio (DQO) (CUNHA e FERREIRA, 2006).

A solução adotada para o despejo de esgoto doméstico é o lançamento, na maioria das vezes sem tratamento prévio, dos efluentes em corpos d'água; a poluição de um rio devido ao lançamento de efluentes não ficará restrita ao trecho do rio onde ocorre o lançamento, mas comprometerá toda a sua bacia hidrográfica, bem como a sua região estuarina onde lança suas águas.

### **5.2.2 A eutrofização**

Outro fenômeno que pode ocorrer no trecho em estudo, em especial no reservatório de barragens de hidrelétricas, é a eutrofização. É um fenômeno natural que ocorre de forma lenta e gradual, mas que pode ser acelerado artificialmente pela ação antrópica na área do reservatório (BRITO, CUNHA e BRITO, 2008). A aceleração pode ocorrer devido ao lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados e atividades agrícolas mal planejadas (SILVA, 2006). Depende da quantidade de nutrientes e do tempo de residência da água. Este último é o tempo que a massa de água leva para entrar e sair do reservatório (NOGUEIRA, 1991).

A eutrofização é causada por processos de erosão, decomposição e lançamentos de efluentes não tratados no corpo d'água que fazem aumentar o conteúdo de nutrientes (fósforo e nitrogênio), aumentando a produtividade biológica, comprometendo os múltiplos usos da água, que se torna imprópria para o consumo humano, de animais e do ecossistema aquático (ESTEVES, 1988), em especial nos períodos de enchimento do reservatório (ECOTUMUCUMAQUE, 2008), gerando prejuízos econômicos e de saúde pública. Além disso, permite a proliferação de algas, inclusive as cianofíceas que liberam substâncias tóxicas na água e que podem intoxicar e matar pessoas e animais. A eutrofização tornam a água turva, diminuindo a penetração da luz na coluna d'água, podendo causar deficiência de oxigênio pelo apodrecimento das algas, aumentando a toxidez para os organismos que nela vivem, como os peixes que aparecem mortos junto a espumas tóxicas (HENDERSON-SELLERS e MARKLAND, 1987; ESTEVES, 1988; DEBERDT, 2003).

### **5.3 O papel da modelagem na gestão da conservação dos recursos hídricos**

O planejamento e a gestão dos recursos hídricos são atividades complexas, uma vez que não se limitam aos problemas específicos da água, abrangendo também questões ligadas a outros recursos naturais e sua relação com a dinâmica socioeconômica da região. Conhecer o quadro sócioambiental e vislumbrar as situações desejáveis são passos necessários ao estabelecimento de prioridades para a utilização da água e para a definição de metas que dêem

suporte aos usos pretendidos. A definição de prioridades visa estabelecer uma hierarquia para o uso da água nos diversos trechos da bacia, seja esse uso urbano, industrial, agrícola, recreativo ou energético. Embora se deva priorizar o uso da água para abastecimento público, não se pode desconsiderar sua importância para os demais usos, garantindo-se assim a múltipla utilização dos recursos hídricos.

Além do monitoramento da qualidade da água, que tem fundamental importância para o entendimento dos ciclos ecológicos dentro de uma bacia, torna-se fundamental a utilização conjunta da modelagem matemática como auxílio no planejamento dos recursos hídricos (LARENTIS, 2004). Pois um modelo ajustado à bacia pode ser utilizado para indicar as possíveis consequências que uma atividade antrópica ou natural pode causar no corpo hídrico.

O uso de modelos como ferramenta de diagnósticos do estado do corpo hídrico possivelmente ofereceria uma melhor relação entre flexibilidade e custos do que se alcançaria apenas com o monitoramento, em relação à distribuição espacial e temporal da informação gerada. Para tal, é necessário que o modelo seja capaz de simular diferentes cenários de desenvolvimento da bacia, levando em conta tanto fontes pontuais quanto difusas de poluição (LARENTIS, 2004).

Os modelos são partes essenciais de um sistema de suporte à decisão, sendo sua utilização o que diferencia um simples banco de dados de um trabalho que relaciona as variáveis da qualidade da água que caracterizam os corpos d'água. E dentre as razões pelas quais se justifica o seu uso, destaca-se aqui a sua utilidade como ferramenta de aprendizado, uma vez que os processos de tentativa e erro podem ser explorados inúmeras vezes sem causar prejuízos ao meio ambiente e contribui para a melhor compreensão do sistema, assim como para o estímulo da percepção de novas idéias e linhas de ação (BAGANHA JUNIOR, 2005).

Os órgãos governamentais, principalmente os ambientais, poderiam utilizar no apoio a tomadas de suas decisões trabalhos que apresentem suas argumentações fundamentadas em modelos matemáticos. Seria fundamental o uso desta ferramenta na avaliação de impactos ambientais para a implantação de um novo empreendimento, tais como, hidroelétricas, indústrias, ocupação do solo, etc. Além disso, os estudos necessários para o licenciamento ambiental, em todas as etapas, deveriam ser baseados em cenários futuros gerados pela implantação do empreendimento e avaliados por modelos matemáticos para obter respostas sobre os impactos futuros na área de abrangência do projeto.

## 5.4 Parâmetros Cinéticos

A quantidade de oxigênio dissolvido nas águas de um rio é o resultado de uma série de interações cinéticas que ocorrem simultaneamente. No rio, o oxigênio dissolvido está sempre sendo consumido e produzido. Esta relação depende do uso e das características do corpo hídrico. Os mecanismos que influenciam a variação da concentração do oxigênio dissolvido nas águas de um rio são (BRAGA, et al, 2002):

**Reaeração atmosférica:** é a dissolução física do oxigênio do ar na água que ocorre na interface ar-água. Depende das características do corpo hídrico, tais como a intensidade da difusão turbulenta, a velocidade do fluido, a declividade do canal, a geometria do escoamento, etc;

**Fotossíntese:** é o oxigênio produzido pelos organismos autótrofos presentes no corpo hídrico. Depende da intensidade luminosa e da transparência do rio, tipos de algas, etc;

**Afluentes e tributários:** contribuem com aumento ou diminuição do oxigênio dissolvido no canal principal quando entram no corpo hídrico. Depende da qualidade da água do afluente;

**Respiração de plantas e animais aquáticos:** é o consumo de oxigênio dissolvido pela respiração dos seres vivos que habitam o corpo hídrico. Depende da quantidade de animais e plantas aquáticas que utilizam o rio como habitat;

**Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO):** é a quantidade de oxigênio que será utilizada na respiração dos microorganismos no processo de decomposição da matéria orgânica, presente ou lançada na água e na oxidação do nitrogênio para sua mineralização. Depende das características naturais do efluente despejado no rio;

**Demanda Sedimentar de Oxigênio:** é o oxigênio consumido pelos microorganismos nos depósitos de material orgânico do fundo do rio. Depende da vazão, velocidade e turbulência do corpo d'água.

Cada rio é único em suas características hidráulicas, portanto um estudo aprofundado nestes mecanismos ajudaria bastante o entendimento do ciclo do oxigênio no curso d'água. Entretanto esses estudos são normalmente complexos e requerem grande demanda de técnicos, equipamentos e reagentes (CUNHA, 2000; SIQUEIRA, CUNHA e CUNHA, 2001). Apesar disso, neste estudo, foram analisados dois desses parâmetros cinéticos: o coeficiente de reaeração atmosférica e o coeficiente de desoxigenação.

O parâmetro cinético que representa a reaeração atmosférica é o coeficiente de reaeração ( $K_2$ ), ele indica a taxa com que o oxigênio da atmosfera se dissolve na água do rio através da interface ar-água.

Existem várias técnicas de medição e previsão deste coeficiente. Segundo RATHBUN (1977), das técnicas de medição em campo, as três seguintes são as mais importantes: a técnica do balanço de oxigênio, a técnica da perturbação do equilíbrio e a técnica dos traçadores. Sendo que a técnica dos traçadores é a que melhor caracteriza o coeficiente de reaeração em canais abertos, pois ela mede a reaeração independentemente de outras fontes e sumidouros de oxigênio dissolvido no rio (BENNETT e RATHBUN, 1972; CUNHA, 1993).

Além das técnicas de medição em campo, o  $K_2$  pode ser encontrado através de fórmulas empíricas e semi-empíricas vinculadas a dados hidráulicos dos corpos hídricos (BÁRBARA, 2006). Para a determinação das características hidráulicas dos trechos são utilizadas medidas do escoamento do corpo d'água (largura, profundidade, declividade, velocidade e vazão médias). Existem dois métodos para determinar as características hidráulicas: coeficiente de descarga e a Equação de Manning para a seção trapezoidal (SIQUEIRA, CUNHA et al, 2000).

Os coeficientes de descarga utilizados no modelo QUAL2Kw estimam a média da velocidade da água ( $U$  em  $\text{ms}^{-1}$ ) e da profundidade ( $H$  em m) em função da vazão ( $Q$  em  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ) dos trechos a partir das equações 1 e 2 (PELLETIER e CHAPRA, 2006).

$$U = a.Q^b \quad \text{Equação 1}$$

$$H = c.Q^d \quad \text{Equação 2}$$

Onde  $a$ ,  $b$ ,  $c$  e  $d$  são coeficientes empíricos determinados a partir da velocidade de descarga e da profundidade, respectivamente. São encontrados a partir das medidas do escoamento do rio através de “softwares” estatísticos. Os valores de velocidade e profundidade podem ser usados para determinar a área da seção transversal e a largura do rio pelas equações 3 e 4.

$$A_c = \frac{Q}{U} \quad \text{Equação 3}$$

$$B = \frac{A_c}{H} \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

$A_c$  é a área da seção transversal ( $\text{m}^2$ ) e

$B$  é a largura do rio (m).

A Equação de Manning idealiza cada trecho como um canal trapezoidal (Figura 3). Sob condições de fluxo constante, a Equação 5 pode ser usada para expressar a relação entre a vazão e a profundidade (PELLETIER e CHAPRA, 2006).

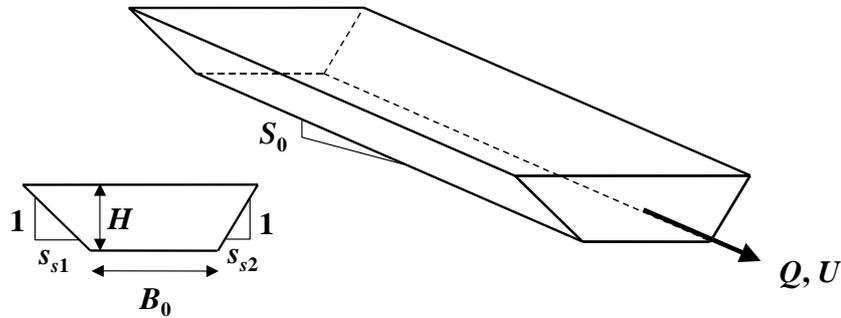


Figura 3: Representação esquemática de um canal trapezoidal

$$Q = \frac{S_0^{1/2} A_c^{5/3}}{n P^{2/3}}$$

Equação 5

Onde:

$S_0$  é a declividade do canal ( $\text{mm}^{-1}$ );

$n$  é o coeficiente de rugosidade de Manning e

$P$  é o perímetro molhado (m).

A profundidade do rio é relacionada com a sua área da seção transversal pela Equação 6.

$$A_c = [B_0 + 0.5(s_{s1} + s_{s2})H]H$$

Equação 6

Onde:

$B_0$  é a largura do fundo (m);

$s_{s1}$  e  $s_{s2}$  são os dois lados das encostas ( $\text{mm}^{-1}$ ) e

$H$  a altura (m).

A velocidade da água e a largura do rio também podem ser encontradas pelas equações 3 e 4.

Com os coeficientes de descarga  $a$ ,  $b$ ,  $c$  e  $d$  ou com a Equação de Manning, o modelo calcula indiretamente o coeficiente de reaeração. Esta taxa indica a razão de dissolução do oxigênio da atmosfera na água do rio. O sistema de modelagem possui oito opções de cálculo para a taxa de reaeração, apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Opções de cálculo do  $K_2$  utilizadas pelo sistema de modelagem QUAL2Kw.

Autor	Condição	Equação
O'Connor e Dobbins, 1958		$k_{ah}(20) = 3.93 \frac{U^{0.5}}{H^{1.5}}$
Churchill et al, 1962		$k_{ah}(20) = 5.026 \frac{U}{H^{1.67}}$
Owens et al, 1964		$k_{ah}(20) = 5.32 \frac{U^{0.67}}{H^{1.85}}$
Tsivoglou e Neal, 1976	Baixas vazões, $Q = 0.0283$ a $0.4247$ cms	$k_{ah}(20) = 31,183 US$
	Altas vazões, $Q = 0.4247$ a $84.938$ cms	$k_{ah}(20) = 15,308 US$
Thackston e Dawson, 2001		$k_{ah}(20) = 2.16(1 + 9F^{0.25}) \frac{U^*}{H}$
Melching e Flores, 1999 (USGS - Pool-riffle)	Baixas vazões, $Q < 0.556$ cms	$k_{ah}(20) = 517(US)^{0.524} Q^{-0.242}$
	Altas vazões, $Q > 0.556$ cms	$k_{ah}(20) = 596(US)^{0.528} Q^{-0.136}$
Melching e Flores, 1999 (USGS - Channel-control)	Baixas vazões, $Q < 0.556$ cms	$k_{ah}(20) = 88(US)^{0.313} H^{-0.353}$
	Altas vazões, $Q > 0.556$ cms	$k_{ah}(20) = 142(US)^{0.333} H^{-0.66} B_t^{-0.243}$

Onde:

$k_{ah}$  = Coeficiente de reaeração a 20 °C;

$U$  = Velocidade média da água ( $\text{ms}^{-1}$ );

$H$  = profundidade média da água (m);

$S$  = declividade do canal ( $\text{mm}^{-1}$ );

$Q$  = vazão (cms);

$U^*$  = velocidade de cisalhamento ( $\text{ms}^{-1}$ );

$F$  = número de Froude (adimensional) e

$B_t$  = largura da superfície do canal (m).

A velocidade de cisalhamento e o número de froude são definidos como:

$$U_* = \sqrt{gR_h S} \quad \text{Equação 7}$$

$$F = \frac{U}{\sqrt{gH_d}} \quad \text{Equação 8}$$

Onde:

$g$  = aceleração da gravidade ( $= 9,81 \text{ ms}^{-2}$ );

$R_h$  = raio hidráulico (m) e

$H_d$  = profundidade hidráulica (m) que é definida como:

$$H_d = \frac{A_c}{B_t}$$

Equação 9

O sistema de modelagem QUAL2Kw pode escolher o cálculo para a reaeração entre as equações apresentadas na Tabela 2 internamente, baseado no seguinte esquema desenvolvido por Covar (1976) (Figura 4):

Se  $H < 0,61$  m, usa a fórmula de Owens-Gibbs.

Se  $H > 0,61$  m e  $H > 3,45U^{2,5}$ , usa a fórmula de O'Connor-Dobbins.

Se nenhuma das afirmações acima for verdadeira, usa a fórmula de Churchill.

Nesse caso, o sistema de modelagem relaciona a profundidade e a velocidade para escolher a melhor fórmula para o cálculo do coeficiente de reaeração.

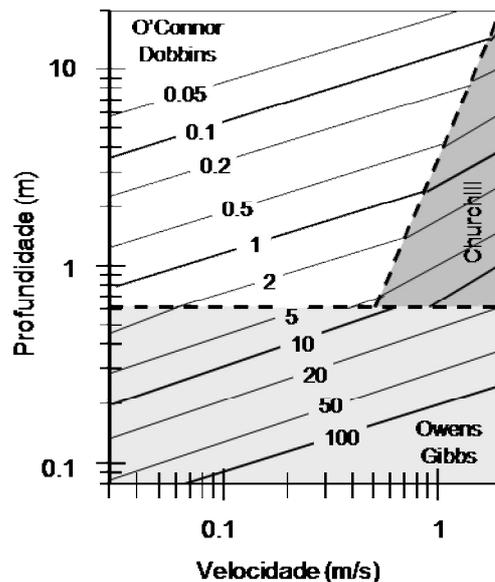


Figura 4: Coeficiente de Reaeração ( $d^{-1}$ ) versus profundidade e velocidade (Covar 1976).

Além do coeficiente de reaeração, outro parâmetro importante no cálculo da concentração do OD pelo sistema de modelagem QUAL2Kw é a concentração de saturação do oxigênio na água do rio. Este parâmetro é influenciado inversamente pela temperatura da água da seguinte forma:

$$\ln o_s(T, 0) = -139.34411 + \frac{1.575701 \times 10^5}{T_a} - \frac{6.642308 \times 10^7}{T_a^2} + \frac{1.243800 \times 10^{10}}{T_a^3} - \frac{8.621949 \times 10^{11}}{T_a^4}$$

Equação 10

Onde:

$o_s(T, 0)$  = concentração de saturação de oxigênio dissolvido em água doce a 1 atm ( $\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$ )

e

$T_a$  = temperatura absoluta (K), onde  $T_a = T + 273,15$ .

O segundo parâmetro cinético estudado neste trabalho está associado ao conceito de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e é também relacionado com o oxigênio dissolvido em um corpo hídrico, chamado de coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) que é a taxa com que o oxigênio dissolvido é consumido no meio aquático pela decomposição aeróbica do substrato orgânico biodegradável por microorganismos.

O termo DBO é normalmente utilizado para caracterizar o grau de poluição orgânica em rios lagos e efluentes. Neste estudo, para medir a DBO, utilizou-se o método da incubação por cinco dias a uma temperatura constante de 20 °C ( $\text{DBO}_5/20$ ), cujos detalhes serão mostrados com mais rigor no tópico material e métodos, descrito mais adiante nesse trabalho.

A maioria dos modelos matemáticos desenvolvidos para representar a cinética da demanda bioquímica de oxigênio é baseada nas equações propostas por Streeter e Phelps, em 1925. O modelo de Streeter e Phelps (Equação 11) nos mostra que o processo de decomposição da matéria orgânica no meio aquático segue uma reação de primeira ordem, semelhante àquela dos processos radioativos. Nesse tipo de reação, a taxa de decomposição da matéria orgânica em um corpo hídrico é diretamente proporcional à concentração de matéria orgânica ainda presente em um dado instante de tempo (BRAGA et al, 2002).

O modelo de Streeter e Phelps foi desenvolvido para rios de regime de escoamento permanente e uniforme, considerando a mistura imediata do poluente apenas pelo efeito advectivo do transporte de massa e a fase carbonácea no consumo da matéria orgânica. As principais limitações do modelo são que ele não leva em consideração a demanda bentônica; só funciona em decomposição aeróbia; não considera a sedimentação da matéria orgânica e não inclui a reoxigenação advinda da fotossíntese realizada pela respiração algal (Tucci, 1998).

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 \cdot L \quad \text{Equação 11}$$

Onde:

L: é a demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mgL}^{-1}$ );

$K_1$ : é a constante de desoxigenação que depende do tipo de efluente e da temperatura ( $\text{dia}^{-1}$ ) e

t: é o tempo (dias).

O sinal negativo antes do  $K_1$  indica que haverá uma redução da concentração de DBO com o passar do tempo.

Integrando a Equação 11 diferencial de primeira ordem, tem-se:

$$L_t = L_0 \cdot e^{-K_1 \cdot t} \quad \text{Equação 12}$$

Onde:

$L_t$  é a carga total de matéria orgânica oxidável ( $\text{mgL}^{-1}$ );

$L_0$  é a DBO inicial ( $\text{mgL}^{-1}$ ), imediatamente após o ponto de lançamento, ou seja, a quantidade total de oxigênio necessária para a completa estabilização da matéria orgânica em termos de sua componente de carbono;

Um conceito importante relacionado é o de DBO satisfeita em  $t$  dias.

$$DBO_t = L_0(1 - e^{-K_1 \cdot t}) \quad \text{Equação 13}$$

Onde:

$DBO_t$  é a quantidade de oxigênio dissolvido consumido desde o instante inicial até o instante  $t$  ( $\text{mgL}^{-1}$ ).

O método para obtenção dos valores de DBO é realizado através de medições consecutivas de oxigênio dissolvido durante os dias em que a amostra fica em incubação. Então podemos desenvolver algebricamente a Equação 12 ou 13 para obtermos os parâmetros cinéticos em termos de oxigênio dissolvido, assim, temos:

$$OD_t = OD_f + L_0 \cdot e^{-K_1 \cdot t} \quad \text{Equação 14}$$

Onde:

$OD_t$  é a quantidade de oxigênio dissolvido no instante  $t$  ( $\text{mgL}^{-1}$ );

$OD_f$  é a quantidade de oxigênio dissolvida final, ou seja, a quantidade de oxigênio dissolvida que restará após todo o consumo da matéria orgânica carbonácea ( $\text{mgL}^{-1}$ ).

## 5.5 O modelo QUAL2K – avanços na sistemática da modelagem em rios

Após o surgimento do modelo clássico de Streeter e Phelps, estudos mais avançados foram desenvolvidos no ano de 1970 por F. D. Masch e Associados e o Texas Water Development Board. Assim, os processos de nitrificação foram incorporados a esse modelo que, por sua vez, passou a ser chamado de QUALI. Mais tarde, em 1973, a empresa Water

Resources Engineering, contratada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, fez algumas modificações e ampliações no QUALI, adicionando os ciclos do fósforo, das algas e do nitrogênio em sua formulação, sendo esse novo programa denominado QUALII. O modelo foi aperfeiçoado numericamente e introduzido uma estrutura computacional para a maior parte dos poluentes convencionais, sendo denominado de Sistema de Modelagem da Qualidade da Água QUAL2E. Em seguida, os códigos computacionais foram modificados para superar algumas limitações do modelo e adicionadas novas interações entre os constituintes. Essa nova versão foi denominada QUAL2K (PARK e LEE, 2002). O que se percebe, portanto, é que esse modelo, distribuído gratuitamente pela internet, vem sendo desenvolvido e melhorado por inúmeros pesquisadores há mais de 35 anos (CUNHA, 2004; BRANDÃO, 2003) (Figura 5). Atualmente, a versão mais moderna deste sistema de modelagem, o QUAL2Kw, é mantido e atualizado pelo Department of Ecology state of Washington, nos Estados Unidos.

O QUAL2Kw é um sistema de modelagem para TMDL's (Total Maximum Daily Load) que pode ser traduzido como Carga Máxima Total Diária. O sistema calcula a quantidade máxima de um poluente que um corpo d'água pode receber e ainda cumprir os padrões de qualidade da água. Modelos computacionais desse tipo são extensivamente usados para a gestão da qualidade da água e TMDL's, com a intenção de prever em uma massa de água as variações na sua qualidade em resposta a alterações na carga poluente. Dessa forma, pode atribuir diferentes estratégias de gerenciamento ao corpo hídrico (DESW, 2008).

Pelletier e Chapra (2006) publicaram a teoria e a documentação do modelo QUAL2Kw, no qual são abordados todos os parâmetros, balanços, características, coeficientes e equações do modelo. Então, uma breve descrição do modelo, adaptada dos autores acima, se faz necessária para o melhor entendimento do presente trabalho.

O modelo Qual2Kw é aplicado na simulação da qualidade de água em córregos e rios. Ele se baseia em equações diferenciais ordinárias para sistemas unidimensionais e de fluxo constante, podendo ser utilizado para simular o comportamento de diversos indicadores e parâmetros de qualidade da água.

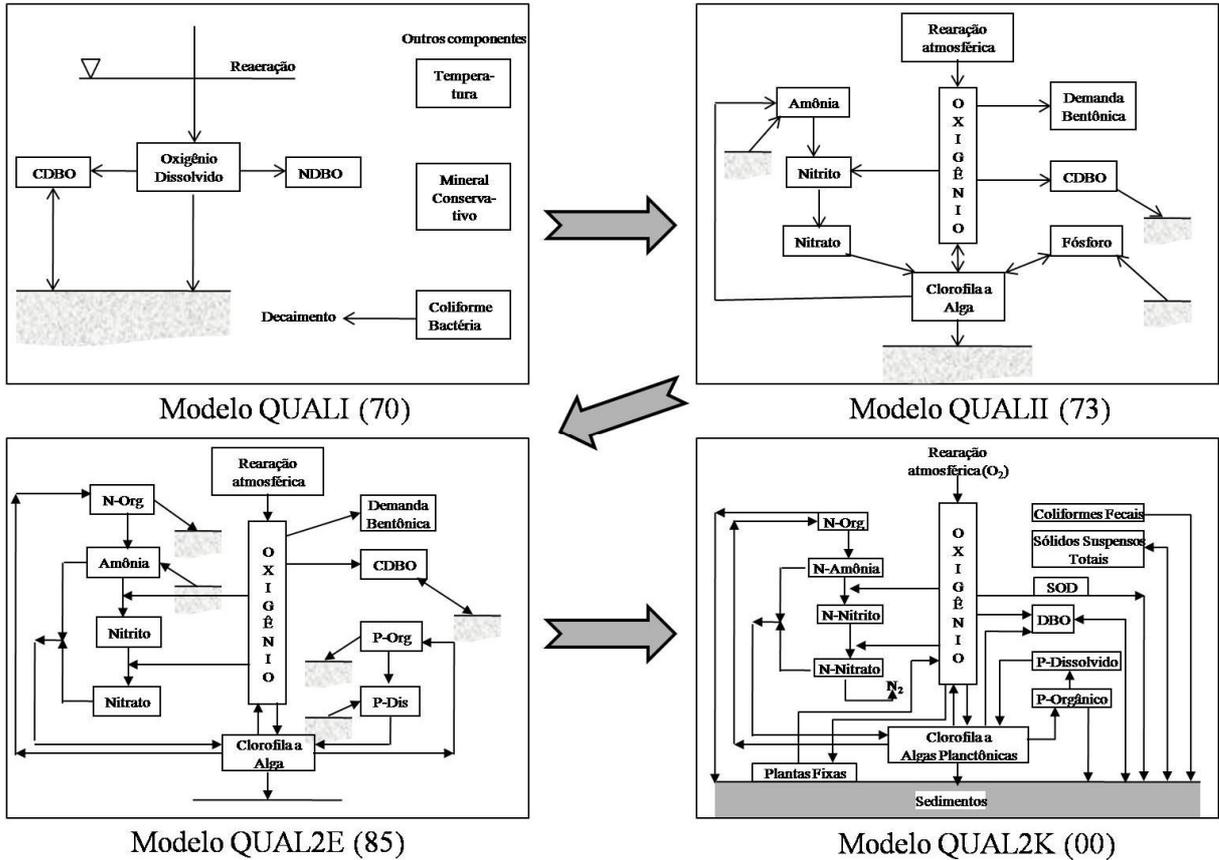


Figura 5: Evolução dos modelos da qualidade da água  
 Fonte: PARK e LEE, 2002

O software inclui um algoritmo genético para executar a calibração das taxas cinéticas dos parâmetros, otimizando seus valores pela comparação com os dados previstos ( $P_{ij}$ ) e observados ( $O_{ij}$ ) (Equação 15). Esta otimização é determinada automaticamente pela raiz quadrada da média dos erros quadrados (RMSE) da diferença entre os dados esperados e observados dos parâmetros da qualidade da água, a qual resulta em um melhor ajuste para uma aplicação do modelo comparado com os dados observados (CHARBONNEAU e KNAPP, 1995; PELLETIER, CHAPRA e TAO, 2006).

$$f(x) = \left[ \sum_{i=1}^n w_i \right] \left[ \sum_{i=1}^n \frac{1}{w_i} \left[ \frac{(\sum_{j=1}^m O_{ij} / m)}{[\sum (P_{ij} - O_{ij})^2 / m]^{1/2}} \right] \right]$$

Equação 15

Onde:

$O_{ij}$  = valor observado;

$P_{ij}$  = valor previsto;

$m$  = número de pares de valores previstos e observados;

$W_i$  = fatores de ponderação e

$n$  = número de diferentes variáveis de estado incluídas na reciprocidade ponderada normalizada RMSE.

Qual2Kw (ou Q2Kw) é um modelo de qualidade da água para rios. Representa uma versão modernizada do QUAL2E (ou Q2E) modelo de Brown e Barnwell (1987). O Qual2Kw foi adaptado do QUAL2K, cujo modelo foi originalmente desenvolvido pelo Dr. Steven C. Chapra da Tufts University (CHAPRA e PELLETIER, 2003).

A estrutura de funcionamento do modelo Qual2Kw, mostrando suas semelhanças e diferenças com o QUAL2E, pode ser observada sob os seguintes tópicos.

O Q2K é semelhante ao Q2E, nos seguintes aspectos:

O modelo é unidimensional e de regime permanente, uma vez que considera os mecanismos de difusão e advecção como significantes apenas no sentido do fluxo principal do canal do rio, ou seja, no eixo longitudinal. Também considera o canal bem misturado, tanto vertical como lateralmente;

Simula apenas as características hidráulicas no estado estacionário, ou seja, simula somente em fluxo constante;

Simula o balanço diurno do calor, a temperatura e o calor são simulados em função da meteorologia em condições diurnas;

Simula a cinética das reações da qualidade da água no período diurno, todas as variáveis da qualidade da água também são simuladas em uma escala de tempo diurna e;

Simula as entradas dos dados de calor e massa no curso do rio, as cargas pontuais e não pontuais e os pontos de retirada de massa são simulados.

O Qual2Kw apresenta os seguintes elementos novos para a simulação:

O ambiente e a interface do software Q2K são executados no sistema da Microsoft Windows em qualquer versão. Está programado em macro do Windows na linguagem do Visual Basic for Applications (VBA). O Microsoft Office Excel é usado como a interface gráfica de entrada dos dados pelo usuário;

O sistema de segmentação do modelo Q2E no rio apresenta elementos igualmente espaçados. Em contraste, o Q2K utiliza um sistema de segmentação no qual o espaçamento pode ser desigual. Além disso, várias entradas e retiradas de cargas podem ser introduzidas em qualquer extensão do rio;

O Qual2Kw distingue a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), usando duas formas de DBO para representar o carbono orgânico, uma de oxidação lenta (DBO low) e uma oxidação rápida (DBO fast);

O Qual2Kw simula ambientes anóxicos, reduzindo as reações de oxidação a zero em níveis baixos do oxigênio. Além disso, a desnitrificação é modelada como uma reação de primeira ordem que ocorre em concentrações de oxigênio baixas;

O Qual2Kw simula as interações dos sedimentos na água, os fluxos de oxigênio dissolvido e nutrientes são simulados internamente em vez de serem prescritos, isto é, o fluxo do oxigênio (SOD) e dos nutrientes é simulado em função do consumo das partículas de matéria orgânica, das reações dentro dos sedimentos e das concentrações das formas solúveis nas águas sobrejacentes;

O modelo simula diretamente o agrupamento de algas inferiores. Estas algas têm estequiometria variável de nitrogênio e fósforo;

O Qual2Kw calcula a redução da luz em função do fitoplâncton, dos detritos e dos sólidos inorgânicos;

A alcalinidade e o carbono inorgânico total são simulados no Qual2Kw, e o pH do rio é simulado com base nestas duas quantidades e;

O modelo simula um agente patogênico genérico e a degradação do patógeno é determinada em função da temperatura, da luz e da sedimentação.

O Qual2K não utiliza alguns elementos que eram usados no Qual2E:

O Q2Kw simula somente o canal principal de um rio, ou seja, não modela os tributários que são considerados no modelo como fontes pontuais de carga.

A Q2Kw não inclui o componente da incerteza, ou seja, não realiza a análise de incerteza.

A maior parte das equações incluídas no modelo Qual2Kw são as mesmas do Qual2E, exceto para a OD, DBO e nitrato. As equações modificadas no Qual2Kw foram comparadas com as do Qual2E na Tabela 3. Como mostrado nesta Tabela, o sumidouro de OD pelas algas no Qual2E foi separado em duas componentes no Qual2Kw: a) respiração; e b) morte de algas.

A morte das algas foi convertida para DBO no QUAL2Kw pela expressão  $\alpha_4 \rho_2 A$ , análogo à respiração de algas. O QUAL2Kw também calcula a ressuspensão da DBO da área do fundo pela inclusão do termo  $K_4/D$ . A alteração do OD causado pelas plantas fixas foi adicionado pela expressão  $(\lambda_2 - \lambda_1)/D$ . O processo de desnitrificação, no modelo, ocorre na camada anaeróbica dos sedimentos ou apenas na coluna d'água sob condições extremamente baixas de OD. Este processo inclui a redução da DBO e do nitrato. Os níveis de OD são um importante parâmetro de controle deste processo (PARK e LEE, 2002).

Tabela 3: Equações modificadas no QUAL2Kw comparadas com as do QUAL2E

Parâmetro	Modelo	Equação
OD	QUAL2E	$\frac{dO}{dt} = K_2(O_s - O) + \alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A - K_1L - \frac{K_5}{D} - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2$
	QUAL2Kw	$\frac{dO}{dt} = K_2(O_s - O) + \alpha_3\mu - \alpha_4\rho_1)A - K_1L - \frac{K_5}{D} - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2 + \frac{\lambda_2 - \lambda_1}{D}$
DBO	QUAL2E	$\frac{dL}{dt} = -K_1L - K_3L$
	QUAL2Kw	$\frac{dL}{dt} = -K_1L - K_3L + \frac{K_4}{D} + \alpha_4\rho_2A$
Nitrato	QUAL2E	$\frac{dN_3}{dt} = \beta_2N_2 - (1 - F)\alpha_1\mu A$
	QUAL2Kw	$\frac{dN_3}{dt} = \beta_2N_2 - (1 - F)\alpha_1\mu A - \beta_3N_3$

Fonte: PARK e LEE (2002)

Onde: O = oxigênio dissolvido ( $\text{mgL}^{-1}$ ),  $O_s$  = oxigênio dissolvido saturado ( $\text{mgL}^{-1}$ ), L= demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mgL}^{-1}$ ),  $N_2$  = nitrogênio como nitrito ( $\text{mgL}^{-1}$ ),  $N_3$  = nitrogênio como nitrato ( $\text{mgL}^{-1}$ ), A = biomassa algal ( $\text{mgL}^{-1}$ ), D = profundidade média (m),  $K_1$  = coeficiente de desoxigenação ( $\text{d}^{-1}$ ),  $K_2$  = coeficiente de reaeração ( $\text{d}^{-1}$ ),  $K_3$  = coeficiente de sedimentação ( $\text{d}^{-1}$ ),  $K_4$  = coeficiente da DBO bentônica ( $\text{gO}_2\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ),  $K_5$  = demanda sedimentar de oxigênio ( $\text{gO}_2\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ),  $\mu$  = coeficiente específico do crescimento das algas ( $\text{d}^{-1}$ ),  $\rho$  = taxa de respiração acrescida de morte de algas ( $\text{d}^{-1}$ ),  $\rho_1$  = taxa de respiração de algas ( $\text{d}^{-1}$ ),  $\rho_2$  = taxa de morte de algas ( $\text{d}^{-1}$ ),  $\beta_1$  = constante de oxidação do nitrogênio como amônia ( $\text{d}^{-1}$ ),  $\beta_2$  = constante de oxidação do nitrogênio como nitrito ( $\text{d}^{-1}$ ),  $\beta_3$  = coeficiente de desnitrificação ( $\text{d}^{-1}$ ), F = fração de nitrogênio nas algas como amônia (0-1),  $\alpha_1$  = fração nitrogenada da biomassa algal ( $\text{mg-Nmg-A}^{-1}$ ),  $\alpha_3$  = produção de oxigênio por crescimento algal ( $\text{mg-0}_2\text{mg-A}^{-1}$ ),  $\alpha_4$  = absorção de oxigênio pela respiração algal ( $\text{mg-0}_2\text{mg-A}^{-1}$ ),  $\alpha_5$  = absorção de oxigênio pela oxidação de  $\text{NH}_3$  ( $\text{mg-0}_2\text{mg-N}^{-1}$ ),  $\alpha_6$  = absorção de oxigênio pela oxidação de  $\text{NO}_2$  ( $\text{mg-0}_2\text{mg-N}^{-1}$ ),  $\lambda_1$  = consumo de  $\text{O}_2$  pela respiração de plantas fixas ( $\text{gO}_2\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) e  $\lambda_2$  = produção de  $\text{O}_2$  pela fotossíntese de plantas fixas ( $\text{gO}_2\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ).

Os constituintes da qualidade da água que podem ser determinados através do sistema de modelagem Qual2K estão representados na Tabela 4. No monitoramento realizado neste estudo algumas destas variáveis foram medidas e serviram como parâmetros de entrada do sistema de modelagem.

Tabela 4: Variáveis simuladas no Qual2K.

<b>Variável</b>	<b>Unidade</b>
Alcalinidade	mgCaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>
Algas inferiores – N	mgNm <sup>-2</sup>
Algas inferiores – P	mgPm <sup>-2</sup>
Algas inferiores (na superfície da água), biofilme de bactérias heterotróficas (na zona de sedimentação)	gDm <sup>-2</sup>
Carbono Inorgânico Total	moleL <sup>-1</sup>
Condutividade*	Mmhos
DBOc lento*	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>
DBOc rápido*	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>
Detritos*	mgDL <sup>-1</sup>
Elemento "X" (constituente definido pelo usuário)	Variável
Fósforo Inorgânico*	µgPL <sup>-1</sup>
Fósforo Orgânico*	µgPL <sup>-1</sup>
Nitrato*	µgNL <sup>-1</sup>
Nitrogênio Amoniacal*	µgNL <sup>-1</sup>
Nitrogênio Orgânico	µgNL <sup>-1</sup>
Oxigênio Dissolvido*	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>
Patógenos*	cfu100 mL <sup>-1</sup>
Fitoplâncton	µgAL <sup>-1</sup>
Sólidos Inorgânicos Suspensos*	mgDL <sup>-1</sup>

\*Parâmetros analisados no rio Araguari.

É representado na Figura 6 o diagrama esquemático das interações destas variáveis de estado, indicando o ganho e a perda de cada variável pelos processos químicos, físicos e biológicos. onde: ds = dissolução (d<sup>-1</sup>), h = hidrólise (d<sup>-1</sup>), x = oxidação (d<sup>-1</sup>), n = nitrificação (d<sup>-1</sup>), dn = denitrificação (d<sup>-1</sup>), p = fotossíntese (d<sup>-1</sup>), d = morte (d<sup>-1</sup>), r = respiração/excreção (d<sup>-1</sup>), re = reaeração (d<sup>-1</sup>), s = sedimentação (md<sup>-1</sup>), SOD = demanda sedimentar de oxigênio (md<sup>-1</sup>), a<sub>b</sub> = algas inferiores (gDm<sup>-2</sup>), a<sub>p</sub> = fitoplâncton (µgAL<sup>-1</sup>), m<sub>o</sub> = detrito (mgDL<sup>-1</sup>), c<sub>s</sub> = CDBO lenta (mgL<sup>-1</sup>), c<sub>f</sub> = CDBO rápida (mgL<sup>-1</sup>), c<sub>T</sub> = carbono inorgânico total (moleL<sup>-1</sup>), o = oxigênio (mgL<sup>-1</sup>), n<sub>o</sub> = nitrogênio orgânico (µgNL<sup>-1</sup>), n<sub>a</sub> = nitrogênio amônia (µgNL<sup>-1</sup>), n<sub>n</sub> = nitrogênio nitrato (µgNL<sup>-1</sup>), p<sub>o</sub> = fósforo orgânico (µgPL<sup>-1</sup>) e p<sub>i</sub> = fósforo inorgânico (µgPL<sup>-1</sup>).

Ressalta-se que não é necessário utilizar todos os parâmetros para a simulação. Todavia, dependendo do que se deseja simular, alguns parâmetros são fundamentais.

Pelo fato do software Qual2K considerar o rio como uma junção de diversos segmentos, com dimensão determinada no momento de criação de cada modelo, limita-se a precisão dos dados de saída a essas divisões. Ou seja, os dados são fornecidos pontualmente apenas nas intersecções dos segmentos e não em qualquer local do rio (Figura 7).

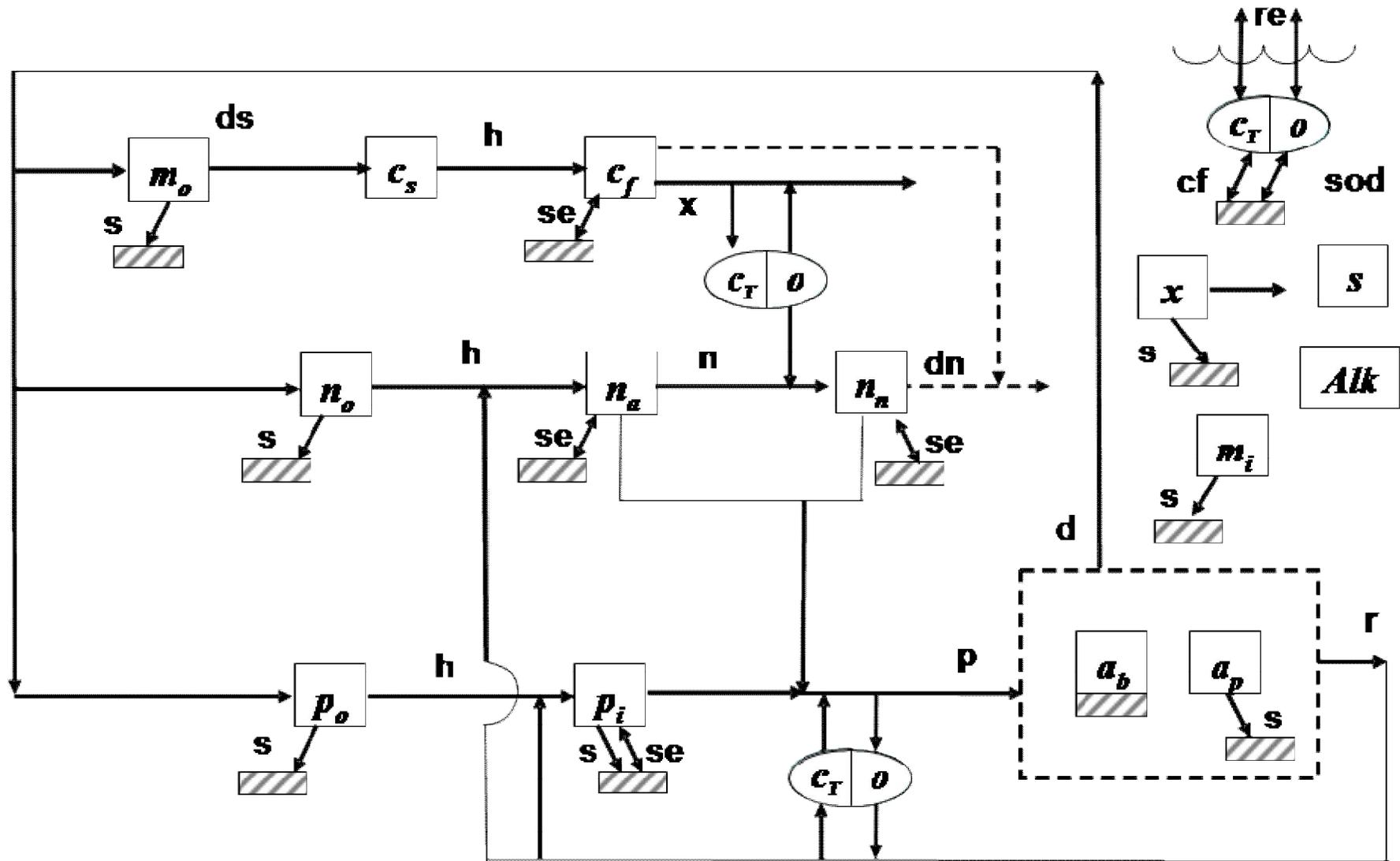


Figura 6: Diagrama esquemático das interações entre as variáveis de estado da qualidade da água, dos coeficientes cinéticos e processos de transferência de massa.

Onde:  $X_i$  é o volume do elemento,  $QSX_i$  é a vazão de retirada do elemento  $X_i$ ,  $QEX_i$  é a vazão de descarga no elemento  $X_i$ ,  $E$  é a evaporação,  $P$  é a precipitação,  $Q_{i-1}$  é a vazão de entrada no elemento  $X_i$ ,  $Q_{i+1}$  é a vazão de saída do elemento  $X_i$  e  $\Delta X$  é a dispersão longitudinal do elemento  $X_i$

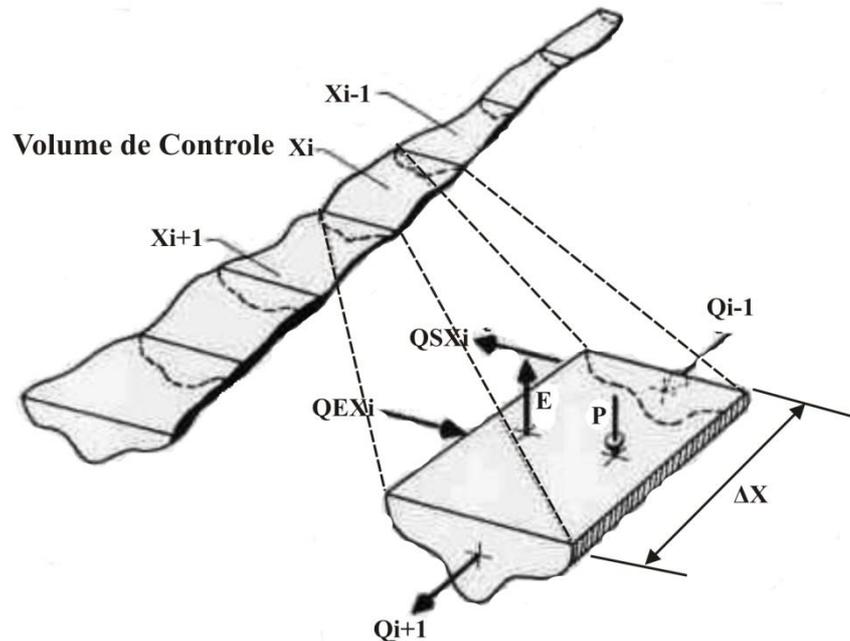


Figura 7: Representação esquemática da subdivisão de um trecho de rio  
Fonte: BROWN e BARNWELL (1987).

Deve-se salientar, também, que certos eventos meteorológicos como precipitações e evaporações intensas não são considerados nas simulações. Portanto no caso de chuvas fortes e prolongadas o software não irá considerar o aumento de vazão, nem a diluição dos compostos dissolvidos, o que pode acarretar em erros na simulação.

O modelo QUAL2K utiliza a Equação 16 para calcular o balanço de massa geral para a concentração de um constituinte  $c_i$  ( $\text{mgL}^{-1}$ ) em cada trecho do rio. O diagrama da Figura 8 representa esquematicamente o balanço de massa no modelo.

$$\frac{dc_i}{dt} = \frac{Q_{i-1}}{V_i} c_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} c_i - \frac{Q_{out,i}}{V_i} c_i + \frac{E'_{i-1}}{V_i} (c_{i-1} - c_i) + \frac{E'_i}{V_i} (c_{i+1} - c_i) + \frac{W_i}{V_i} + S_i \quad \text{Equação 16}$$

Onde:  $Q_i$  = vazão no trecho  $i$  ( $\text{m}^3\text{d}^{-1}$ ),  $Q_{out,i}$  = vazão da retirada por fontes pontuais ou difusas no trecho ( $\text{m}^3\text{d}^{-1}$ ),  $V_i$  = volume do trecho  $i$  ( $\text{m}^3$ ),  $E_i$  = coeficiente de dispersão volumétrica entre dois trechos ( $\text{m}^2\text{s}^{-1}$ ),  $W_i$  = carga externa do constituinte no elemento  $i$  ( $\text{gd}^{-1}$  ou  $\text{mgd}^{-1}$ ),  $S_i$

= fontes e sumidouros do constituinte devido às reações e os mecanismos de transferência de massa ( $\text{gm}^{-3}\text{d}^{-1}$  ou  $\text{mgL}^{-1}\text{d}^{-1}$ ).

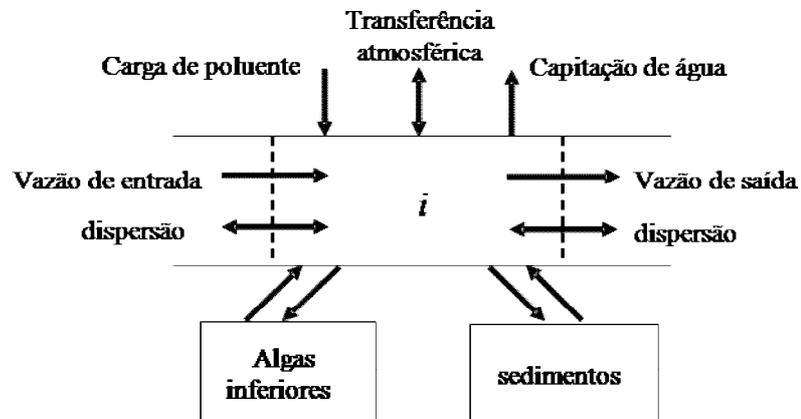


Figura 8: Balanço de massa no trecho *i*.

## **6 Material e Métodos**

A logística e o gerenciamento da execução da pesquisa necessitaram da colaboração de parceiros que contribuíram com a infra-estrutura utilizada nas coletas. A ELETRONORTE disponibilizou uma voadeira e motor, além do transporte, das refeições e do alojamento para os três dias em que ocorriam as coletas, já que era necessário um dia para subir o rio e dois dias para descer, realizando as amostragens, até o município de Cutias. A SEMA e a Companhia de Água e Esgoto do Amapá (CAESA) disponibilizavam os laboratórios para a realização das análises e através do Projeto Universal do CNPq era pago as diárias da equipe e comprados os materiais de consumo para as coletas e também os equipamentos e reagentes utilizados nas análises.

O monitoramento e a modelagem precisam indicar as características da qualidade da água do rio. Estas características devem se apresentar o mais próximo possível do real, para isso é necessário rigor na metodologia aplicada nas análises de campo e laboratoriais, assim como nas simulações. Somente com dados confiáveis e que poderemos realizar análises precisas e traçar um diagnóstico coerente das condições do corpo hídrico.

### **6.1 Área de Estudo – Bacia do rio Araguari e áreas de proteção**

O Estado do Amapá, localizado no extremo norte do Brasil, tem uma rede hídrica bastante significativa dentro dos domínios da Amazônia. Completamente dentro dos seus limites está a bacia hidrográfica do Rio Araguari (Figura 9). Suas cabeceiras encontram-se na Serra Lombada e Serra do Tumucumaque (CUNHA, 2004), recebendo como afluentes os rios Mutum, Tajaúí, Falsino e Tracajatuba. Próximo de Porto Grande ocorre a confluência com o rio Amapari. No trecho de jusante deste ponto, alguns quilômetros abaixo, inicia-se seu trajeto pela Planície Costeira do Amapá até o Oceano Atlântico. O rio é uma fonte importante de água para os mais variados usos por uma população estimada de 32 mil habitantes e toda a biodiversidade aquática e terrestre. Tem sido umas das mais investigadas no estado. Porém, as investigações têm sido superficiais e básicas e com fins de geração de energia.

A bacia hidrográfica do rio Araguari está localizada na região centro-leste do Estado do Amapá que, por sua vez, está localizado no extremo norte do Brasil, especificamente dentro dos domínios da Amazônia Setentrional do estuário amazônico.

Segundo o PROVAM (1990), o trecho da bacia hidrográfica do rio Araguari estudada está delimitado pelas latitudes  $0^{\circ} 30'N$  e  $1^{\circ} 30'N$  e longitudes  $51^{\circ} 00'W$  e  $52^{\circ} 30'W$ . A área total da bacia representa aproximadamente  $\frac{1}{3}$  da área total do Estado do Amapá, com aproximadamente  $42.711,18 \text{ km}^2$  e o perímetro externo da bacia hidrográfica é de, aproximadamente, 1.269 km de extensão.

Esta bacia possui forma geométrica muito irregular, principalmente nas proximidades de sua foz, no Oceano Atlântico. O relevo local é plano, exceto pela presença de algumas regiões colinosas revestidas por florestas pluviais que aparecem junto à borda ocidental da planície de escoamento. No inverno surgem áreas inundáveis que formam lagos intercomunicáveis, o que proporciona uma paisagem de pântano em alguns locais no baixo Araguari. Sua porção ocidental é formada por florestas pluviais e relevos irregulares. Na região denominada de Baixo Araguari, a predominância é de uma planície flúvio-marinha. A declividade média do canal é de  $0,50 \text{ m/km}$  e as temperaturas do ar variam entre  $20,0^{\circ}C$  e  $40,1^{\circ}C$  (PROVAM, 1990; CUNHA, 2003).

A geologia da região do Médio Araguari é formada, principalmente, por rochas metamórficas, metassedimentos, gnaisse, granitóide, granulito, migmatito e ortoanfibolito (dentre outras).

O rio Araguari, que na língua indígena significa rio das onças, apresenta uma extensa rede hídrica configurando-se no principal e maior rio do Estado do Amapá, com aproximadamente 300 km de comprimento e com índice de drenagem da ordem de  $0,955/\text{km}$ . O trecho escolhido para estudo estende-se por aproximadamente 160 km do canal principal do Araguari. Os municípios contidos na área territorial da bacia hidrográfica são Amapá, Tartarugalzinho, Serra do Navio, Ferreira Gomes, Porto Grande, Amaparí e Cutias e parte norte do Município de Macapá, como pode ser observado na Figura 9.

O rio Araguari nasce na região noroeste da bacia hidrográfica, ao longo das regiões de topografias mais elevadas, 450 m acima do nível do mar, notadamente em áreas de conservação ambiental: Montanhas do Tumucumaque, onde se encontra o segundo maior parque ambiental do mundo e o maior do Brasil, o Parque Nacional das Montanhas de Tumucumaque, com 3.867.000 ha de área. Além do parque, o rio Araguari banha outras áreas de proteção, tais como a Floresta Nacional do Amapá (FLONA) com 412.000 ha e a Floresta Estadual do Amapá com  $23.694 \text{ km}^2$ . Com isso, a importância ecológica do rio aumenta ainda

mais, pois engloba ecossistemas de áreas de proteção ambiental que precisam ser preservados. Assim, conhecer o rio Araguari torna-se fundamental para a geração de informações que vão subsidiar estudos e projetos (entre outras ações) além dos planos de manejo destas áreas de proteção.

O rio Araguari apresenta dois tributários principais: o Rio Amapari, o primeiro em volume de água que entra no seu curso; e o Rio Falsino, o segundo maior volume de água. Os rios Araguari e Falsino apresentam trechos que são limites da Floresta Nacional do Amapá (FLONA-AP), unidade de conservação de uso direto.

O trecho do presente estudo abrange várias áreas de influências no rio. As principais influências antrópicas são causadas pelos processos de urbanização desorganizados das cidades de pequeno e médio porte. A usina hidrelétrica de Coaracy Nunes (UHECN), cuja barragem (denominada de Paredão) gera aproximadamente 76 MW de potência; a extração de seixo e areia do fundo do rio de forma desordenada; os projetos de mineração, tais como o projeto de extração de ferro da empresa de Mineração e Metálicos – MMX (Anglo Ferrous); o projeto de mineração de ouro da empresa de Mineração Pedra Branca do Amapari – MPBA e o projeto de mineração de manganês da Indústria e Comércio de Minérios S/A – ICOMI o qual ocorreu na região desde a década de 50 do século passado, entre outros.

Em seqüência espacial, as principais seções de coleta e de análise hidráulica do presente estudo foram: as cidades de Porto Grande, de Ferreira Gomes e Cutias; além da localidade denominada de Paredão – onde se encontra a barragem da Usina Hidroelétrica Coaracy Nunes (UHECN).

No alto curso do rio, está situada a Floresta Nacional do Amapá (FLONA), unidade de conservação federal, localizada no centro do território amapaense distante 47 Km do município de Porto Grande por via fluvial. Este trecho foi escolhido pela necessidade de caracterizar a qualidade da água em rios pertencentes às áreas de proteção ambiental

A presença do garimpo do Capivara na área da FLONA se caracteriza como a principal responsável pela ação antrópica sobre o rio Araguari neste trecho. Trata-se de um garimpo antigo, anterior à criação da FLONA. Segundo relatos de técnicos ambientais que trabalham na área, a principal dificuldade que os órgãos ambientais têm para desativar o garimpo é a ausência de projetos que proporcionem formas alternativas de subsistência para a população que o utiliza.

O principal tributário do rio Araguari é o rio Amapari, que na língua indígena significa rio dos amapás, árvore regional cujo leite é extraído do seu caule, segundo o conhecimento tradicional, ela tem propriedades medicinais para vários males.

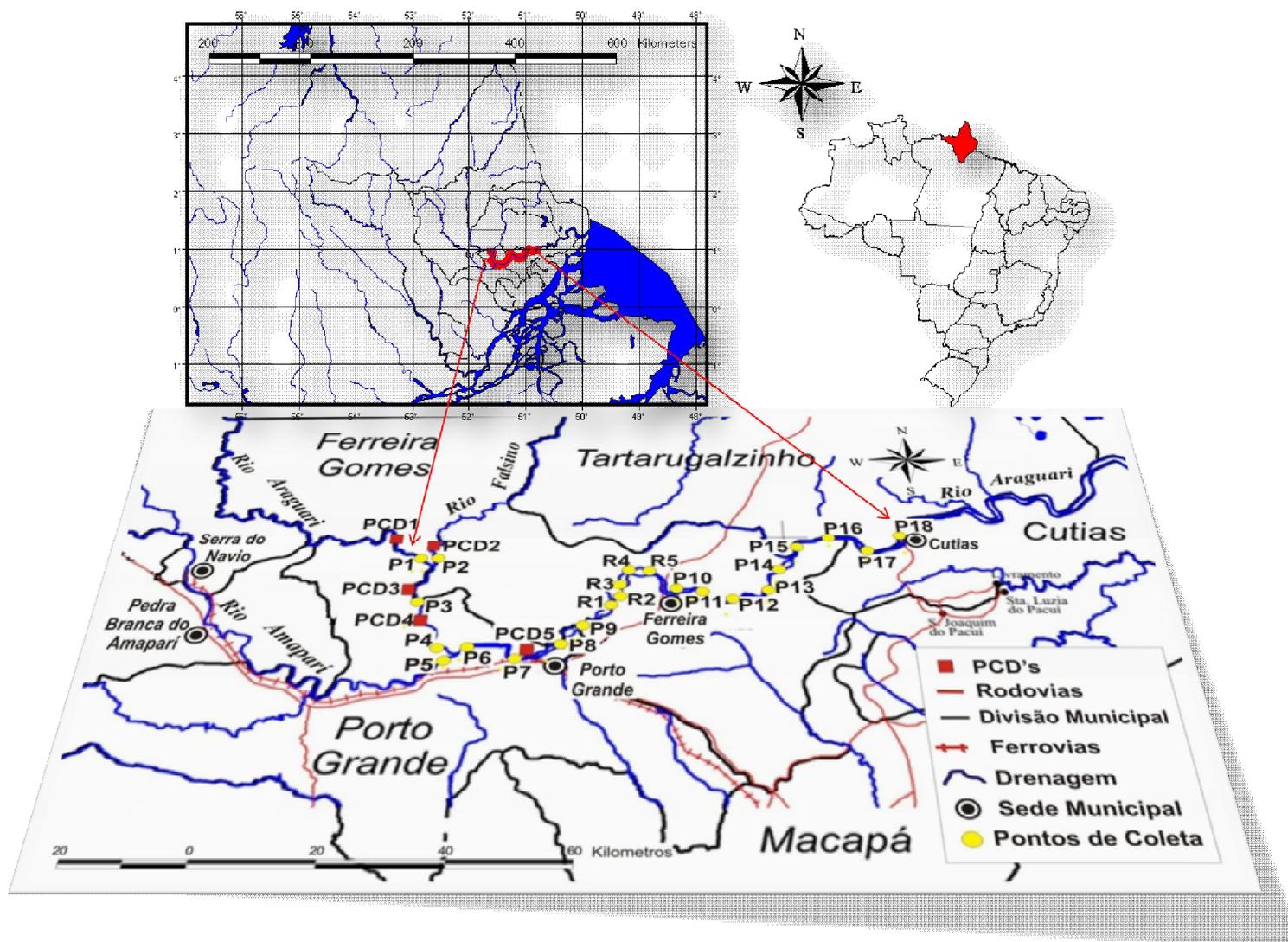


Figura 9: Bacia do rio Araguari, localização do trecho em estudo, pontos de coletas, PCD's, rodovias, municípios, ferrovias.

Afluente do lado direito do rio Araguari, sua confluência ocorre a aproximadamente 20 Km a montante do município de Porto Grande. Antes de desaguar no rio Araguari, o rio Amapari banha as sedes dos municípios de Serra do Navio e Pedra Branca do Amaparí, nos quais estão implantados grandes projetos de mineração de ouro, ferro, manganês e etc.

Nesses últimos anos, foram implantados os projetos de mineração de ouro e ferro nesta região, isso ocasionou uma explosão populacional nestes dois municípios. E, desde então, o rio vem sofrendo com a extração de minérios, cuja atividade produz grandes quantidades de resíduos, especialmente devido ao aumento populacional ocasionado pela demanda de mão de obra gerada pela indústria mineral (ECOTUMUCUMAQUE, 2008).

O Amaparí descarrega no rio Araguari toda a carga de resíduos recebida como consequência do aumento populacional da área que gera elevação das descargas de efluentes no rio, bem como o próprio despejo de resíduos de mineração em sub-bacias que deságuam no rio Amapari.

Ainda, à montante da UHECN, encontra-se o Município de Porto Grande. Sua área mede aproximadamente 4.401,76 Km<sup>2</sup>. Apresenta uma população – pela contagem do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2007 – estimada em 13.962 pessoas. Não existe no município estações de tratamento de esgoto, todo o efluente gerado pela população é descartado em fossas rudimentares ou diretamente no rio.

Na localidade do Paredão, distrito do município de Ferreira Gomes, fica localizado a Usina Hidrelétrica de Coaracy Nunes (UHECN), primeira edificada na Amazônia brasileira, sendo gerida pelas Centrais Elétricas do Norte do Brasil S/A (ELETRONORTE). Situada no médio curso do Rio Araguari, dispendeu-se 20 anos para ser construída e funciona há 32 anos gerando, aproximadamente, 78 MW (mega Watts) de energia. Sua estrutura apresenta dez vertedouros e três turbinas (BRITO, CUNHA E BRITO, 2008). Sabe-se que as hidrelétricas causam vários impactos ambientais. Nas águas, o conhecimento das modificações da qualidade causadas por barragens serve para fundamentar as discussões sobre o gerenciamento dos recursos hídricos na bacia afetada. Infelizmente, não se tem conhecimentos de estudos prévios da qualidade da água para a construção da UHECN, fundamental para comparações com os dados atuais e melhor avaliação dos impactos gerados.

Na seqüência, logo após a UHECN, encontramos o Município de Ferreira Gomes. Sua área mede aproximadamente 5.046,70 km<sup>2</sup> e apresenta uma população – pela contagem do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2007 – estimada em 5.040 pessoas. Não existem no município estações de tratamento de esgoto. Assim como em Porto Grande, todo o efluente gerado pela população é descartado em fossas rudimentares ou

diretamente no rio. Além disso, no município, existem diversas fazendas de criação de búfalos nas margens do rio, aumentando ainda mais o despejo de poluentes no rio por fontes difusas, uma vez que a criação de bubalinos, espécie exótica na Amazônia, é uma das mais impactantes para o meio ambiente.

No final do trecho de estudo, temos o Município de Cutias do Araguari com, aproximadamente, 2.114,73 km<sup>2</sup> de extensão. Esse município apresenta uma população – pela contagem do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2007 – estimada em 4.320 pessoas. Como nas duas cidades citadas anteriormente, não existem no município estações de tratamento de esgoto e todo o efluente gerado pela população é, também descartado em fossas rudimentares ou diretamente no rio.

Todos os trechos acima citados foram escolhidos por serem, provavelmente, os que vêm sofrendo as maiores pressões antrópicas ao longo do curso do rio. O monitoramento da qualidade da água executado desde os primeiros estudos de Cunha (2004) e BÁRBARA (2006) indicaram esta preocupação neste trecho.

As principais causas são diversas: os usos inadequados da água; exploração de recursos naturais, como exploração de madeira, de minérios, de hidroenergia; os processos de urbanização, que normalmente acompanham a implementação dos empreendimentos econômicos da Amazônia.

Outro problema ambiental comum no curso do rio, principalmente à jusante da barragem, são os impactos e conflitos ambientais causados pela presença de grandes fazendas de criação extensiva de búfalos, espécie altamente impactante, pois compacta significativamente o solo, destrói as margens dos rios, acentua as modificações geomorfológicas dos ambientes próximos e desencadeia uma série de problemas de proliferação de espécies vegetais nocivas ao próprio pasto.

Portanto, o trecho estudado, ao longo dos quase 160 km de monitoramento trimestral, é também o trecho mais habitado do curso do rio porque inclui os centros urbanos, os empreendimentos hidrelétricos (atuais e futuros) e as zonas de desflorestamentos causados pelas pastagens, onde ocorrem, freqüentemente, o lançamento das maiores cargas de despejos de poluentes que o rio recebe em toda sua extensão.

Na tendência desse cenário, é que são elaboradas, nesta pesquisa, uma série de análises quanto aos problemas atuais e futuros da gestão dos recursos aquáticos e das previsões dos impactos decorrentes sob tais condicionantes físicas, biológicas e antrópicas na bacia hidrográfica.

## 6.2 Locais de Amostragem.

O monitoramento da qualidade da água foi realizado com frequência trimestral, conforme regime hidrológico e estações climáticas (Tabela 5) nos anos de 2007 e 2008. Foi realizado nessa frequência com o intuito de melhorar o monitoramento e otimizar a série histórica semestral anterior desenvolvido por Cunha (2004) e Bárbara (2006).

Tabela 5: Períodos de coleta conforme regime hidrológico e estações climáticas.

Coleta/análise	Data	Regime/Estação Climática
1	Junho/2007	Cheia (Verão)
2	Agosto/2007	Intermediária cheia-seca (Inverno)
3	Novembro/2007	Seca (Inverno)
4	Fevereiro/2008	Intermediária seca-cheia (Verão)
5	Maio/2008	Cheia (Verão)

Foram escolhidos 23 pontos de amostragem (Figura 9), distantes, em média, 8,84 km. Os pontos foram distribuídos em quatorze locais à montante da UHECN, sendo sete no rio Araguari, um no rio Falsino, um no rio Amaparí e cinco dentro do reservatório. Os outros nove pontos foram distribuídos à jusante da barragem da UHECN no curso do rio Araguari, sendo que a última seção é localizada em frente a cidade de Cutias (Tabela 6).

Tabela 6: Coordenadas geográficas dos locais de amostragem.

Ponto de Amostragem	Distância (km)	Coordenadas geográficas	
P1	159,16	0°55'47.70"N	51°36'33.48"W
P2	157,16	0°55'54.48"N	51°35'37.20"W
P3	140,22	0°48'24.00"N	51°36'37.80"W
P4	125,86	0°43'51.96"N	51°33'21.54"W
P5	124,08	0°43'17.30"N	51°32'37.30"W
P6	120,70	0°44'12.18"N	51°31'12.48"W
P7	110,37	0°43'3.70"N	51°27'15.40"W
P8	101,73	0°44'2.88"N	51°23'7.50"W
P9	93,27	0°46'47.40"N	51°20'30.96"W
R1	82,23	0°51'11.88"N	51°17'22.92"W
R2	79,74	0°52'17.46"N	51°16'35.34"W
R3	77,97	0°53'13.20"N	51°16'21.78"W
R4	76,57	0°53'36.72"N	51°17'0.60"W
R5	75,66	0°53'53.16"N	51°16'35.94"W
P10	60,56	0°51'44.52"N	51°10'52.80"W
P11	57,94	0°51'58.92"N	51°9'29.40"W
P12	49,10	0°50'0.06"N	51°6'19.26"W
P13	39,23	0°51'45.42"N	51°2'18.60"W
P14	33,24	0°54'22.74"N	51°1'23.52"W
P15	26,54	0°57'9.42"N	50°59'18.12"W
P16	16,78	0°59'23.64"N	50°55'54.66"W
P17	7,68	0°57'32.04"N	50°52'18.66"W
P18	0,00	0°58'24.90"N	50°48'35.94"W

A quantidade de pontos de amostragem dentro do reservatório se justifica pela necessidade de um monitoramento mais significativo, para uma melhor compreensão dos ciclos físicos, químicos e biológicos que ocorrem neste ambiente mais lântico e com maior tendência a alterações ecológicas.

### 6.3 Plataformas de Coletas de Dados (PCD)

Os parâmetros hidráulicos, tais como, vazão, velocidade, profundidade, largura e área da seção transversal do rio principal e seus afluentes foram obtidos através de Plataformas de Coleta de Dados Fluviométricas (PCD's), a partir das séries históricas hidrometeorológicas de cada estação. Estes dados são encontrados no Sistema de Informações Hidrológicas (HIDROWEB) da Agência Nacional de Águas (ANA) (Tabela 7). Destas, apenas quatro PCD's hidrológicas estão localizadas no canal principal, a outra se localiza no rio Falsino (Figura 9).

Tabela 7: PCD's ao longo do rio Araguari e seu afluente.

PCD's	Nome	Distância (km)	Coordenadas		Localização
PCD1	Capivara	172,01	1°0'12"N	51°40'25"W	No início do trecho, no limite da FLONA
PCD2	Ramos	157,16	0°57'37"N	51°36'22"W	No rio Falsino
PCD3	Espírito Santo	150,64	0°52'0"N	51°37'60"W	No rio Araguari
PCD4	Leônidas	138,58	0°47'33"N	51°36'23"W	No rio Araguari
PCD5	Porto Platon	108,26	0°42'27"N	51°26'20"W	No rio Araguari, na sede do município de Porto Grande

### 6.4 Monitoramento da Qualidade da Água

Nas análises da qualidade da água de um rio, certas medidas precisam ser tomadas para minimizar os erros, como por exemplo, a calibração dos equipamentos, a padronização e a validade das soluções, a lavagem especial das vidrarias. Uma boa técnica de coleta de amostras também contribui para definir a confiabilidade e a representatividade dos dados

decorrentes dessas análises, indicando a melhor caracterização possível do rio (Figura 10). A análise da amostra coletada deve testemunhar o que se passa no rio, portanto a utilização criteriosa de técnicas de amostragem deve ser levada em consideração para a obtenção de uma amostragem representativa (COSTA e SOUZA, 2007).



Figura 10: Campanha de campo, a: frascos e caixa térmica para a coleta, b: preparação do material para a amostragem.

A coleta de amostras de água deve ser planejada antes de ser executada e, neste estudo, obedeceu as seguintes etapas (LAPA et al., 2007):

Para definir os parâmetros a serem analisados, foi verificada a resolução 357/05 do CONAMA para classificação dos corpos d'água. Para a escolha dos parâmetros é importante considerar a caracterização física, química e biológica, o volume de amostras, a logística e a disponibilidade de recursos financeiros para o monitoramento (CUNHA, 2006).

Os locais e a frequência de amostragem foram definidos a partir da revisão de alguns trabalhos anteriores na bacia, tais como, Cunha (2004) e Bárbara (2006).

A escolha dos métodos, materiais e reagentes necessários para a coleta, transporte, conservação e análises das amostras, bem como para selecionar os equipamentos que foram transportados para os locais de amostragem, foram consultados manuais e materiais bibliográficos adaptados do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (DR/2800, 2005).

O recrutamento da equipe executora e os custos para a realização da campanha de amostragem (equipamentos, logística, vidrarias e reagentes) foram financiados a partir do projeto MCT/CNPq 02/2006 – Universal nº 479405/2006-9 (CUNHA, 2006). Projeto coordenado pelo Profº Dr. Alan Cavalcanti da Cunha, do IEPA, instituição parceira do PPGGIO. Alguns equipamentos foram financiados pelo Projeto AERBOM coordenado pelo Dr. Alaán Ubaiara Brito.

A execução das campanhas de amostragem seguiu a sazonalidade da região (Tabela 5).

As coletas no rio Araguari obedeceram a um cronograma baseado na sazonalidade local, onde existem dois períodos bem distintos, o chuvoso e a estiagem (Tabela 5).

Com base na sazonalidade, a amostragem variou espacial e temporalmente ao longo do rio. Este tipo de amostragem é chamada de intermitente, onde se deve escolher a distância e o tempo de coleta de acordo com a necessidade (CLESCERI, GREENBERG e EATON, 1998). Portanto, foram escolhidos seções de amostragem onde a probabilidade de mudanças substanciais nas características da água seja mais provável, como por exemplo, antes e depois de afluentes, das cidades ribeirinhas e da barragem, etc.

Os parâmetros pH, oxigênio dissolvido e temperatura da água foram obtidos no local da coleta com equipamentos de medida em campo (Figura 11). Para os demais parâmetros a amostragem foi manual, no centro do canal, em aproximadamente 50 cm de profundidade. Estes parâmetros foram coletados em frascos apropriados, enxaguados três vezes com a própria amostra, rotulados e acondicionados em cuba térmica com gelo para o transporte, sendo refrigerados à temperatura inferior a 4 °C para posterior análises em laboratório (Figura 12).

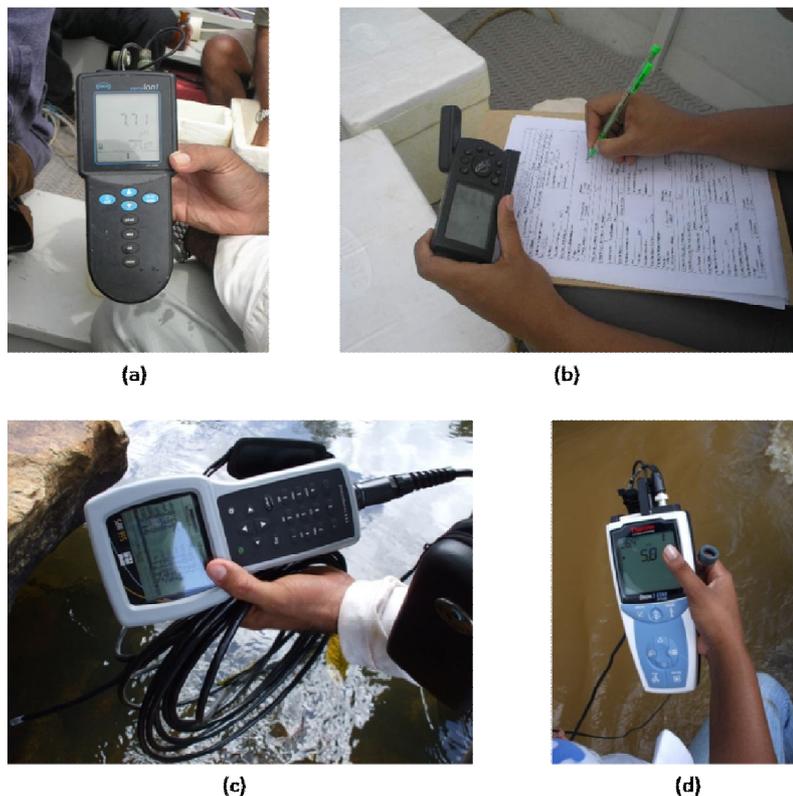


Figura 11: Equipamentos de medidas em campo utilizados nas coletas, a e d: pHmetros, b: GPS, c: oxímetro.

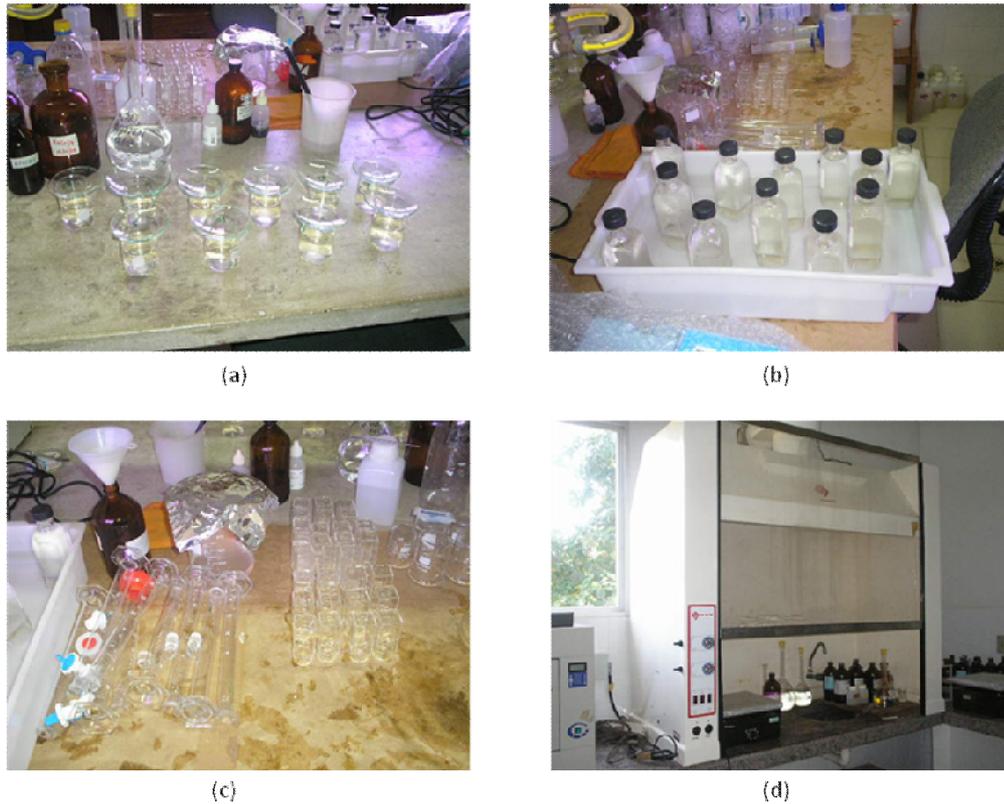


Figura 12: Laboratório de análises químicas, a: digestão da amostra para determinação da concentração de fósforo total, b: frascos com amostras em imersão em água para atingir a temperatura ambiente, c: vidraria para análise de amônia, d: capela de exaustão para manipulação de substâncias ácidas.

A preservação da amostra é necessária durante o intervalo que geralmente existe entre a coleta e a realização da análise (Tabela 8). Assim, adotam-se alguns métodos para retardar a ação biológica, a hidrólise, a complexação e a volatilização de certos componentes, bem como, os efeitos de absorção e preservação de organismos. Evitando-se ou minimizando-se as alterações morfológicas e fisiológicas (MACEDO, 2003).

Tabela 8: prazo de validade das amostras de água.

<b>Parâmetro</b>	<b>Validade</b>
Cloretos <sup>1</sup>	28 dias
Condutividade <sup>2</sup>	28 dias
Cor <sup>1</sup>	24 horas
Demanda Bioquímica de Oxigênio <sup>2</sup>	24 horas
Nitrato <sup>1</sup>	24 horas
Nitrito <sup>1</sup>	48 horas
Sólidos Suspensos <sup>1</sup>	7 dias
Sólidos Totais Dissolvidos <sup>2</sup>	2 dias
Turbidez <sup>2</sup>	24 horas

<sup>1</sup> (DR/2800, 2005).

<sup>2</sup> (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

As amostras para análise de Nitrogênio Amoniacal foram preservados com solução de ácido sulfúrico concentrado, com volume de 0,5 mL para cada 300 mL de amostra, atingindo pH abaixo de 2. Armazenadas a 4 °C, as amostras têm validade de até 28 dias (DR/2800, 2005).

Nas amostras de fósforo total, os frascos de coleta receberam lavagem ácida com solução de ácido clorídrico 1:1 e água destilada. Após coletada as amostras foram preservadas com solução de ácido sulfúrico concentrado, com volume de 0,5 mL para cada 300 mL de amostra, atingindo pH abaixo de 2. Armazenadas a 4 °C, as amostras têm validade de até 28 dias (DR/2800, 2005).

Para as amostragens de alumínio e de ferro os frascos de coleta receberam lavagem ácida com solução de ácido nítrico concentrado. Após coletadas as amostras foram preservadas com solução de ácido nítrico concentrado, com aproximadamente 0,5 mL por 300 mL de amostra, para ajustar o pH abaixo de 2. As amostras preservadas podem ser armazenadas, por no máximo, seis meses sob temperatura ambiente (DR/2800, 2005).

Nas amostras de oxigênio dissolvido, utilizadas para montar a curva de calibração do oxímetro usado nas medidas, foi usado o frasco de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) para a coleta. O OD, das amostras, foi fixado adicionando-se 2 mL de solução de sulfato manganoso e 2 mL de solução de iodeto de azida sódica ao frasco de DBO. As amostras foram analisadas o mais rápido possível em um prazo máximo de 24 horas (COSTA e SOUSA, 2007).

Para a determinação dos coliformes termotolerantes, foram utilizados frascos de boca larga, cujo volume era de 200 mL para coleta de água. Todos os frascos foram esterelizados em autoclaves, envoltos em papel alumínio e colocados dentro de sacolas plásticas para evitar contaminação. Não se adiciona conservantes à amostra, que deve ser refrigerada e analisada em um prazo máximo de 24 horas (COSTA e SOUSA, 2007).

#### **6.4.1 Parâmetros Físicos**

A água é uma substância notável por apresentar-se na fase líquida nas condições normais de temperatura e pressão, sendo uma das poucas substâncias inorgânicas a possuir tal característica. Sua densidade atinge valores relativamente elevados, existindo uma interface

bem definida entre o meio aquático superficial e a atmosfera, pois a densidade da água é de cerca de oitocentas vezes superior à densidade do ar (BRANCO, 2003).

Em função do alto calor específico da água, as variações naturais da temperatura nos meios aquáticos costumam ser brandas. Conseqüentemente, toda a biota aquática não está adaptada para sobreviver a grandes variações de temperatura. Por isso o despejo de efluentes aquecidos nos meios aquáticos têm potencial de produzir grandes danos ambientais (BRAGA et al, 2002).

As características físicas das águas estão relacionadas aos aspectos de ordem estética, cujo acentuado teor pode causar repugnância, sendo geralmente perceptíveis aos sentidos humanos, independente de um exame mais elaborado (RICHTER & AZEVEDO NETTO, 1991).

Neste estudo foram determinados seis parâmetros físicos: a condutividade, a cor, os sólidos suspensos, os sólidos totais dissolvidos, a temperatura da água e a turbidez. Esses parâmetros são bons indicadores das características das águas superficiais. O significado físico de cada um deles é descrito a seguir.

#### **6.4.1.1 Condutividade Elétrica ou Condutância Específica (CE)**

É a medida da capacidade do líquido em conduzir corrente elétrica sendo dependente do número e do tipo de espécies iônicas nele dispersas, da concentração total, da mobilidade, das valências das espécies e da temperatura da solução. A medida de condutividade tem relação com outros parâmetros analíticos, tais como a salinidade e os sólidos totais dissolvidos. A condutividade de uma solução é diretamente proporcional à área superficial do eletrodo em  $\text{cm}^2$ , e inversamente proporcional a distância em cm entre os eletrodos (SILVA e OLIVEIRA, 2001). A medida da condutividade pode indicar indiretamente a presença de poluição ou desequilíbrio no corpo hídrico, pois na composição dos efluentes podemos encontrar íons em solução.

Para medir a condutividade elétrica, utilizou-se o condutivímetro sension5 da HACH. A técnica para medida consiste em lavar o eletrodo do condutivímetro com água destilada, enxugar com papel macio e efetuar a leitura direta com equipamento calibrado.

No processo de calibração introduz-se o eletrodo do condutivímetro em uma solução padrão de cloreto de potássio (KCl) a uma temperatura de 25 °C. As relações entre a temperatura e a condutividade são dadas abaixo (Tabela 9).

Tabela 9: Condutividades a 25 °C de soluções padrões de cloreto de potássio (KCl)

Concentração mol/L	Condutividade $\mu\text{S/cm}$
0,0001	14,9
0,0005	73,9
0,001	146,9
0,005	717,5
0,01	1.412,0
0,02	2.765,0
0,05	6.667,0

Fonte: SILVA e OLIVEIRA (2001).

#### 6.4.1.2 Cor (C)

Nas águas naturais, encontram-se substâncias dissolvidas que, por suas características, podem produzir cor. A água pura se caracteriza pela ausência de cor. Tais substâncias podem ser de origem orgânica, tais como: plâncton, algas, húmus, ligninas, sendo os dois últimos produtos de decomposição de vegetais; e inorgânica, como por exemplo, íons metálicos como o ferro e o manganês. A cor se torna ainda mais intensa com a combinação de ferro e matéria orgânica dissolvidos na água (RICHTER e AZEVEDO NETTO, 1991).

A cor da água tem um significado mais estético que sanitário, pois uma água isenta de cor pode ser menos potável do que uma água colorida. O aspecto econômico também se destaca, porque a água contendo ferro e manganês pode manchar roupas, peças sanitárias, etc., causando prejuízos.

A cor elevada não representa risco à saúde. Entretanto, por questões estéticas, a água para abastecimento público deve ser límpida, transparente e incolor, o que não garante sua qualidade (COSTA e SOUSA, 2007).

De uma maneira geral, as águas naturais apresentam cores do amarelo ao marrom. Existe um produto químico que, em solução, apresenta colorações equivalentes, surgindo desta forma um padrão para comparação colorimétrica. Este produto é o cloroplatinado de potássio. A coloração obtida pela dissolução de 1 mg de sal por litro de solvente é definida como unidade de cor ( $\text{mg Pt-CoL}^{-1}$ ).

Para determinar a cor das amostras, foi utilizado o método padrão de platina-cobalto, adaptado do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Este método é usado para determinar a cor em água natural de rios, águas residuais e água do mar.

A cor pode ser expressa como cor "aparente" ou "real". A cor aparente inclui aquela dos materiais dissolvidos mais aquela da matéria suspensa. Por meio da filtração ou centrifugação dos materiais suspensos, a cor real pode ser determinada. O presente procedimento descreve a análise de cor real. Se a cor aparente for desejável, ela pode ser determinada pela mensuração de uma amostra de água não-filtrada. O programa armazenado no espectrofotômetro DR/2800 é usado para ambas as formas de cores. O programa armazenado é calibrado em unidades de cor com base no padrão recomendado pela APHA (1998) de 1 unidade de cor, que consistem em  $1 \text{ mgL}^{-1}$  de platina na forma de íon cloroplatinado. Os resultados do teste foram medidos em 455 ou 465 nm (DR/2800, 2005).

#### **6.4.1.3 Sólidos Suspensos Totais (SST)**

Sua medida tem relação direta com a turbidez e a transparência da água, isto é, quanto maior sua quantidade na água maior é a turbidez e menor a transparência (MACEDO, 2003). O aumento da turbidez reduz as taxas de fotossíntese e prejudica a procura de alimento para algumas espécies, levando a um desequilíbrio na cadeia alimentar. Sedimentos podem carregar pesticidas, metais pesados e outros componentes tóxicos e sua deposição no fundo de rios e lagos prejudica as espécies bentônicas e a reprodução de peixes e causa assoreamento (SILVA, 2006).

As quantidades de material coloidal não dissolvido e de material em suspensão aumentam com o grau de poluição. Por este motivo é também indicador da presença de poluição em corpos d'água.

Para determinar a quantidade de sólidos suspensos no rio, foi utilizado o método fotométrico, adaptado das análises de efluentes de esgotos e águas residuárias industriais. Este método para determinação de sólidos suspensos é feito por medidas diretas e não requer filtração, aquecimento ou pesagem, como ocorre no método gravimétrico. O resultado do teste é dado como  $\text{mgL}^{-1}$  de sólidos suspensos totais e as medidas foram feitas a 810 nm (DR/2800, 2005).

#### **6.4.1.4 Sólidos Totais Dissolvidos (STD)**

A quantidade e a natureza dos sólidos nas águas variam muito. Em águas os sólidos que ocorrem na forma dissolvida são constituídos principalmente de sais inorgânicos, além de pequenas quantidades de matéria orgânica e gases dissolvidos (SILVA e OLIVEIRA, 2001). Os sólidos dissolvidos têm relação direta com os parâmetros de salinidade e condutividade.

O método, a calibração e o equipamento foram os mesmos utilizados para medir a condutividade. Substituindo-se apenas a opção de medida no próprio aparelho para sólidos totais dissolvidos. Nos equipamentos de medida de condutividade, a quantidade de sólidos totais dissolvidos é geralmente a metade do valor da condutividade, com exceção de alguns, nos quais essa relação pode ser definida pelo usuário.

#### **6.4.1.5 Temperatura da Água (T)**

A temperatura é a medida do estado térmico da amostra. A temperatura da água é um parâmetro muito importante, pois seus efeitos interferem nas reações químicas, taxas de reação e vida aquática. O aumento de temperatura da água acelera as reações químicas, reduz a solubilidade dos gases, aumenta a solubilidade dos sais, acentua o odor, etc (BRAGA et al, 2002). Principalmente diminui a solubilidade de OD na água afetando as reações bioquímicas que se desenvolvem em função desse parâmetro, podendo causar altos índices de mortalidade da vida aquática de animais superiores como os peixes. Já a redução da temperatura na água proporciona potencial crescimento de plantas e fungos, causando problemas como eutrofização e nitrificação do meio aquático (BRANCO, 2003; TUCCI, 1998).

Para medir a temperatura do ar e da água no rio, foi utilizado um termômetro no momento da coleta. As medidas da temperatura do ar foram realizadas à sombra e as da água o termômetro foi introduzido na coluna d'água do rio a uma profundidade de aproximadamente 50 cm.

#### **6.4.1.6 Turbidez (Tur)**

Na água é causada pela presença de materiais em suspensão, tais como: argila, sílica, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida e organismos microscópicos. Esses materiais ocorrem em tamanhos diversos, variando desde as partículas maiores que se depositam no fundo do rio até as que permanecem em suspensão por muito tempo, como é o caso das partículas coloidais.

A turbidez em águas superficiais aumenta devido aos efeitos da erosão, das cheias, das enxurradas (que carrega material das margens) e da poluição, relacionada aos despejos domésticos e industriais, os quais agregam à água materiais que servem de alimento para bactérias e outros organismos vivos que também vão contribuir para aumentar a turbidez (SILVA e OLIVEIRA, 2001).

A turbidez tem a propriedade de desviar os raios luminosos que atravessam um meio aquoso, diminuindo a transparência e prejudicando todo o ecossistema que precisa de luz para sobreviver e se reproduzir no meio aquático.

Para determinar a turbidez nas amostras foi utilizado o método Nefelométrico. O princípio do método consiste em fazer incidir um feixe luminoso sobre a amostra, as partículas em suspensão refletirão a luz. Parte desta luz refletida, mais precisamente no ângulo de 90º em relação ao feixe luminoso, irá impressionar uma célula fotoelétrica que transformará em energia elétrica a quantidade de luz incidente de forma proporcional. A energia gerada será indicada em um galvanômetro com escala para leitura direta do valor de turbidez. Esse método se aplica em até 40 unidade de turbidez. Portanto, para valores superiores deverá ser feita diluição da amostra. Materiais flutuantes, óleos e graxas, bolhas de ar e cor interferem na determinação e devem ser eliminados.

O turbidímetro utilizado foi o AP2000 da Casa Americana. A calibração foi feita com uma suspensão padrão de formazina que tem turbidez de 40 UNT.

#### **6.4.2 Parâmetros Químicos**

Entre as características químicas mais importantes, destacamos o fato de a água ser um ótimo solvente, sendo chamado de solvente universal. Isso significa que a água é capaz de dissolver um grande número de substâncias orgânicas ou inorgânicas nas fases sólida, líquida

e gasosa. Por isso, um dos usos das águas dos rios é o de diluir os efluentes gerados pelo homem (BRANCO, 2003).

Algumas das substâncias dissolvidas nas águas naturais são essenciais para a sobrevivência dos organismos aquáticos e a manutenção de ecossistemas. Contudo, esse equilíbrio muitas vezes é perturbado pelo despejo de altas cargas de substâncias no rio alterando sua qualidade.

Os parâmetros químicos são os índices mais importantes para se caracterizar a qualidade da água (BRANCO, 2003). De posse desses parâmetros, pode-se caracterizar a água por seu conteúdo mineral, através dos íons presentes. Pode-se, também determinar o grau de contaminação, permitindo a determinação da origem dos principais poluentes. Os parâmetros químicos possibilitam caracterizar picos de concentração de poluentes tóxicos e as possíveis fontes de poluição, bem como avaliar o equilíbrio bioquímico que é necessário para a manutenção da vida aquática, permitindo verificar as necessidades de nutrientes, um dos fatores importantes para a fauna aquática.

A escolha dos dez parâmetros químicos medidos nesse estudo foi influenciada pelas condições técnicas, materiais e financeiras disponíveis para a pesquisa. Também foi levada em consideração a necessidade de caracterizar os mais variados tipos de fontes de poluição no rio, tendo os seguintes parâmetros como indicadores da qualidade da água: o pH como indicador de poluição de qualquer espécie; A DBO, o OD, o Cl<sup>-</sup>, a NH<sub>3</sub>, o NO<sub>3</sub>, o NO<sub>2</sub> como indicadores de poluição orgânica. Os metais são também considerados indicadores de poluição inorgânica. A contaminação bacteriana foi indicada pelos coliformes termotolerantes.

O significado químico dos parâmetros analisados neste estudo é apresentado a seguir.

#### **6.4.2.1 Alumínio dissolvido (Al)**

É o principal constituinte de um grande número de componentes atmosféricos, particularmente de poeira derivada de solos e partículas originadas da combustão de carvão. Na água, o alumínio é complexado e influenciado pelo pH, pela temperatura e pela presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica e outros ligantes.

O alumínio é pouco solúvel em pH entre 5,5 e 6,0 devendo apresentar maiores concentrações em profundidade, em que o pH é menor e pode ocorrer anaerobiose. O

aumento da concentração de alumínio está associado com o período de chuvas e, portanto, com a alta turbidez (CAMILLERI et al, 2003).

Outro aspecto chave da química do alumínio é sua dissolução no solo para neutralizar a entrada de ácidos com as chuvas ácidas. Nesta forma, ele é extremamente tóxico à vegetação e pode ser escoado para os corpos d'água.

A principal via de exposição humana não ocupacional é pela ingestão de alimentos e água. O acúmulo de alumínio no homem tem sido associado ao aumento de casos de demência senil do tipo Alzheimer. Não há indicação de carcinogenicidade para o alumínio (CAMILLERI et al, 2003).

Para determinar a concentração de alumínio dissolvido nas amostras coletadas no rio Araguari, foi utilizado o método do aluminon, adaptado do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Esse método é utilizado para água de rios e águas residuárias .

O resumo do método consiste no indicador Aluminon combinar-se com o alumínio na amostra para formar uma cor vermelho alaranjado. A intensidade da cor é proporcional à concentração de alumínio. O ácido ascórbico é adicionado para remover a interferência do ferro. O reagente de alumínio, o AluVer 3, é embalado na forma de pó e exibe excepcional estabilidade. Os resultados do teste foram medidos a 522 nm (DR/2800. 2005).

#### **6.4.2.2 Cloreto (Cl<sup>-</sup>)**

São encontrados praticamente em todas as águas naturais. A sua presença pode ser de origem mineral ou derivada de contaminação marinha de suprimentos subterrâneos, despejos domésticos, efluentes industriais e contaminação devido aos sais utilizados na agricultura. Mesmo em concentrações mais elevadas, os cloretos não são prejudiciais à saúde do homem, porém, conferem sabor a água.

A concentração de íons cloretos (Cl<sup>-</sup>) nas águas naturais pode ser resultante da lixiviação de rochas e solos que contenham em sua composição sais cloretos, da adição de águas residuárias industriais e das atividades agrícolas. Na ausência desses fatores, o teor de cloretos é um indicador de poluição por esgotos domésticos nas águas naturais, uma vez que as excretas humanas contêm cerca de 6 g de cloretos por pessoa ao dia (RICHTER e AZEVEDO NETTO, 1991). Portanto, o aumento da concentração íons cloretos pode ser

indicativo que o corpo d'água está sendo utilizado para disposição de dejetos (COSTA e SOUSA, 2007).

Os cloretos estão presentes na forma de cloretos de sódio, cálcio e magnésio. Concentrações altas de cloretos podem restringir o uso da água em razão do sabor que eles conferem e pelo efeito laxativo que eles podem provocar. As concentrações de cloretos, mesmo superiores a  $1.000 \text{ mgL}^{-1}$ , não são prejudiciais ao homem, a não ser que ele sofra de moléstia cardíaca ou renal (SILVA e OLIVEIRA, 2001).

Para encontrar a concentração de cloreto, foi utilizado o método de MOHR (titulometria). A descrição do método é a seguinte: o íon cloreto é precipitado quantitativamente pelo nitrato de prata  $0,0141 \text{ N}$  na presença de cromato de potássio. A formação de uma coloração amarelo-avermelhada de cromato de potássio, indica o ponto final da titulação. O pH da amostra deve estar compreendido entre 7 e 10, uma vez que os íons  $\text{Ag}^+$  podem precipitar como  $\text{Ag}(\text{OH})$  se o pH for muito alto. Se o pH for baixo o íon  $\text{CrO}_4^{2-}$  (Cromato) é convertido a  $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$  (Dicromato) impossibilitando o ponto de viragem.

#### **6.4.2.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $\text{DBO}_5/20$ )**

É o parâmetro mais comumente usado na determinação do oxigênio dissolvido consumido pelos microorganismos aeróbios e facultativos no processo de oxidação da matéria orgânica biodegradável. Quando os microorganismos se nutrem de matéria orgânica, promovendo a oxidação da matéria orgânica, convertendo-a em gás carbônico e água, eles gastam energia neste metabolismo bioquímico e roubam do meio certa quantidade de oxigênio pela respiração, criando uma demanda de oxigênio. Assim a  $\text{DBO}$  mede indiretamente a quantidade de matéria orgânica existente na água (BRAGA et al, 2002).

Para determinar a demanda de oxigênio nas amostras, foi utilizado o método da incubação por cinco dias. Esse teste é baseado na determinação de oxigênio dissolvido. Conseqüentemente, a exatidão do resultado é influenciada grandemente pelo cuidado na medida do OD.

Não é necessário diluir as amostras em que a  $\text{DBO}_5$  não exceder  $7 \text{ mgL}^{-1}$ , mas deve-se aerar estas amostras para tornar a concentração de oxigênio próxima à saturação, no início do teste. Muita água de rio e efluentes tratados encontram-se nessa categoria.

O procedimento usual é ajustar a amostra para cerca de 20 °C e aerar com difusor de ar em laboratório para aumentar ou diminuir o conteúdo gasoso da amostra para próximo à saturação. Dois ou mais frascos de DBO são cheios com a amostra aerada. No mínimo em um é analisado o OD imediato e os outros frascos são incubados por 5 dias, à 20 °C. Após os 5 dias a quantidade de OD restante na amostra incubada é determinada, e a  $DBO_5$  é calculada por subtração do resultado de 5 dias do valor obtido no OD imediato:  $DBO_5 = OD_I - OD_P$ . O método direto da medida da DBO não envolve nenhuma modificação nas características da amostra e, portanto, produz resultados sob condições tão próximas quanto possível às do meio natural dos quais foram obtidos (SILVA e OLIVEIRA, 2001; MACEDO, 2003; COSTA e SOUSA, 2007).

#### **6.4.2.4 Ferro dissolvido (Fe)**

Com certa frequência é associado ao manganês, conferindo a água sabor adstringente e coloração avermelhada, decorrente de sua precipitação. As águas que contêm ferro caracterizam-se por apresentar cor elevada e turbidez baixa. Apesar de não ser tóxico, o ferro traz diversos problemas para o abastecimento público de água, pois as águas ferruginosas mancham as roupas durante a lavagem, mancham os aparelhos sanitários e podem ficar depositados nas tubulações (COSTA e SOUSA, 2007). O manganês apresenta inconvenientes semelhantes aos do ferro, porém é menos comum e sua coloração característica é o marrom. Os sais férricos e ferrosos como os cloretos são bastante solúveis na água. Os sais ferrosos são facilmente oxidados nas águas naturais de superfície, formando hidróxidos férricos insolúveis, que tendem a flocular e decantar ou serem adsorvidos superficialmente, razão pela qual a ocorrência de sais de ferro em águas superficiais bem aeradas dificilmente se dá em concentrações de elevado teor. Nas águas superficiais, o nível de ferro aumenta nas estações chuvosas devido ao carreamento dos solos e a ocorrência de processos de erosão das margens (MACEDO, 2003).

Para determinar a concentração de ferro nas amostras coletadas no rio foi utilizado o método ferrouver, adaptado do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Esse método é utilizado para água de rio, água residual e água do mar, ele requer digestão para determinação do ferro total. É aprovado pelo USEPA para análise de água residual.

O reagente do ferro, FerroVer, converte todas as formas solúveis e as formas mais insolúveis de ferro na amostra em ferro ferroso solúvel. O ferro ferroso reage com o indicador 1,10 fenantrolina para formar uma cor laranja, proporcional à concentração de ferro. Os resultados do teste foram medidos a 510 nm (DR/2800, 2005).

#### **6.4.2.5 Fósforo Total (P)**

Em águas naturais, o fósforo aparece predominantemente na forma de fosfatos. Estes são classificados em ortofosfatos, fosfatos condensados (piro, meta e outros polifosfatos) e fosfatos aderidos a sólidos. Podem estar em solução, particulados ou aderidos em organismos aquáticos (APHA, 1995; CHAPRA, 1997).

É um nutriente essencial para o desenvolvimento de algas e outros organismos biológicos, pois participa dos processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos. Dentro do sistema aquático, comporta-se como um macronutriente e, sendo um nutriente primário, é essencial para o crescimento do fitoplâncton (FUENTES, 2000). Em muitas águas continentais, o fósforo pode ser considerado o fator limitante da produção máxima da biomassa fitoplanctônica (FUENTES, 2000).

Por isso interessa o controle dos compostos de fósforo que entram nas águas superficiais devido aos descartes de esgotos domésticos e industriais e escoamento natural. As formas de fósforos estão sempre presentes nas águas de esgotos, pois fazem parte da composição de muitos detergentes. Como os fosfatos são nutrientes para microorganismos, principalmente algas, poderão ser causadores de eutrofização no caso de lagos e águas paradas.

Para determinar a concentração de fósforo na água do rio, foi utilizado o método do Ácido Ascórbico (PhosVer 3), adaptado do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Este método é usado para determinar a concentração de fósforo em água de rio, água residual e água do mar. É aprovado pela USEPA para análise de água residual.

Após a conversão do fosfato orgânico e fosfato condensado inorgânico em ortofosfato pela digestão ácida com persulfato de potássio, o ortofosfato reage com o molibdato em um meio ácido para produzir um complexo misto de fosfato/molibdato. O ácido ascórbico reduz o complexo, resultando em uma coloração azul intensa do molibdênio. Os resultados do teste foram medidos num comprimento de onda de 880 nm (DR/2800, 2005).

#### 6.4.2.6 Nitrogênio Amoniacal (NH<sub>3</sub>-N)

No ciclo do nitrogênio ocorre a conversão do nitrogênio gasoso em nitrogênio orgânico (proteínas, aminoácidos e uréia). Por meio da amonificação, o nitrogênio orgânico é transformado em amônia que, por sua vez, através do processo conhecido como nitrificação, é convertida a nitrito e, posteriormente, a nitrato pela denitrificação, a forma mais encontrada no ambiente. O nitrogênio, por seguir um ciclo que o conduz à mineralização total, permite avaliar o grau e a distância de uma fonte de poluição pela quantidade e forma de apresentação dos derivados nitrogenados (BÁRBARA, 2006).

O nitrogênio amoniacal está associado a águas recém poluídas, uma vez que ainda não ocorreu a oxidação para formação de nitrito e, posteriormente, nitrato. O método aqui empregado mede o nitrogênio sob a forma de hidróxido de amônio (NH<sub>4</sub>OH) e sais amoniacaais (NH<sub>4</sub>X), indicando dejetos recentes de origem animal e vegetal (MACEDO, 2003).

Para determinar a concentração do nitrogênio amoniacal, foi utilizado o método de Nessler, adaptado do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Este método é usado para análises em água de rio, água residual, água do mar. A destilação é necessária para águas residuais e água do mar.

O resumo do método é descrito da seguinte forma: o estabilizador Mineral complexa a dureza na amostra; o agente dispersante de álcool polivinil auxilia na formação de cor na reação do reagente de Nessler com íons de amônia; uma cor amarela é formada proporcionalmente à concentração de amônia. Os resultados do teste foram medidos a 425 nm (DR/2800, 2005).

#### 6.4.2.7 Nitrato (NO<sub>3</sub>-N)

É uma das formas do nitrogênio presente nas águas naturais de superfície e residuárias. O íon nitrato representa o produto final da mineralização da matéria orgânica nitrogenada, por via aeróbia. Toda água apresenta traços de nitrato, que pode ser acrescida devido a poluição de matéria orgânica, ou devido à aplicação excessiva de fertilizantes (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

Os nitratos presentes na água em quantidades maiores provocam em crianças o estado mórbido denominado cianose ou metemoglobina. Nas águas superficiais, raramente a concentração de nitratos está acima de  $5 \text{ mgL}^{-1}$ . O valor usual encontra-se abaixo de  $1 \text{ mgL}^{-1}$ , mas em águas subterrâneas a concentração chega até a  $1.000 \text{ mgL}^{-1}$ . Nas águas de poço, a concentração de nitrato pode atingir cerca de  $20 \text{ mgL}^{-1}$  (RICHTER e AZEVEDO NETTO, 1991; BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

Para determinar a concentração do nitrogênio na forma de nitrato, foi utilizado o método de redução de cádmio. Este método é usado para água de rio, água residual e água do mar.

O metal cádmio reduz os nitratos na amostra para nitrito. O íon de nitrito reage em meio ácido com ácido sulfanílico para formar um sal de diazônio intermediário. O sal acopla com o ácidogentísico para formar uma solução de coloração âmbar. Os resultados do teste foram medidos a  $500 \text{ nm}$  (DR/2800, 2005).

#### **6.4.2.8 Oxigênio dissolvido (OD)**

É um dos indicadores mais importantes no controle da qualidade da água, pois é fundamental para os organismos aeróbios que vivem nos rios, principalmente os de vida superior como os peixes. Sua concentração na água nos dá a idéia da capacidade que um corpo hídrico tem de promover a autodepuração da matéria orgânica descartada em seu curso. Os fatores que influenciam a concentração desse gás no meio hídrico são a temperatura da água, a pressão atmosférica, a respiração e a fotossíntese das plantas aquáticas, além das demandas por oxigênio na água (BRAGA et al, 2002).

A concentração de OD é inversamente proporcional à temperatura, isto é, quanto maior a temperatura, menor será a concentração de saturação do oxigênio. Como as taxas de reações bioquímicas que utilizam oxigênio aumentam com a elevação da temperatura, os níveis de oxigênio dissolvido tendem a ser mais críticos nos meses de verão (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

Para determinar a concentração de OD no rio, foram utilizados os dois métodos mais usados hoje em dia, o iodométrico ou de Winkler e o eletroquímico. Nas coletas de junho, agosto e novembro de 2007, foi utilizado o método de Winkler modificado pela Azida Sódica

e nas coletas de fevereiro e junho de 2008, foi utilizado o oxímetro modelo 55 da marca YSI, cuja curva de calibração é mostrada na Figura 13. Abaixo é descrito cada método.

O método de Winkler modificado pela Azida Sódica, consiste em fixar o oxigênio dissolvido com sulfato manganoso e azida sódica no momento da coleta com 2 mL cada. No laboratório adiciona-se ao frasco de DBO 2 mL de ácido sulfúrico concentrado e titula-se 100 mL da solução resultante com tiosulfato de sódio 0,0125 N, utilizando amido como indicador do ponto de viragem da titulação. O amido na presença de tiosulfato de sódio se torna incolor.

No oxímetro 55/YSI o oxigênio difunde-se através de uma membrana fina e permeável que permite o isolamento do sensor polarográfico, mas permite a passagem de oxigênio e outros gases a uma velocidade proporcional ao gradiente de pressão entre a membrana e o meio, sendo rapidamente consumido no cátodo. Se a pressão de oxigênio aumenta, maior quantidade de oxigênio difunde-se pela membrana e maior será a intensidade da corrente que flui pelo sensor, a qual pode ser detectada e relacionada com a quantidade de oxigênio dissolvido na água (Oxímetro 55/YSI, 2008).

Na calibração do equipamento é usada a câmara de calibração e armazenagem que vem no próprio equipamento. No método de calibração uma esponja localizada no fundo do equipamento é umedecida com água para criar uma atmosfera saturada de oxigênio. Posteriormente a sonda é inserida na câmara. O equipamento é calibrado inserindo-se dados de altitude e salinidade do local da amostragem (Oxímetro 55/YSI, 2008).

Para confirmar as medidas feitas pelo oxímetro é necessário montar uma curva de calibração para o equipamento. Em alguns pontos foram realizadas, simultaneamente, medidas de OD com o oxímetro e pelo método tradicional ou de Winkler. A partir dessas medidas, plotou-se um gráfico relacionando esses dados (Figura 13).

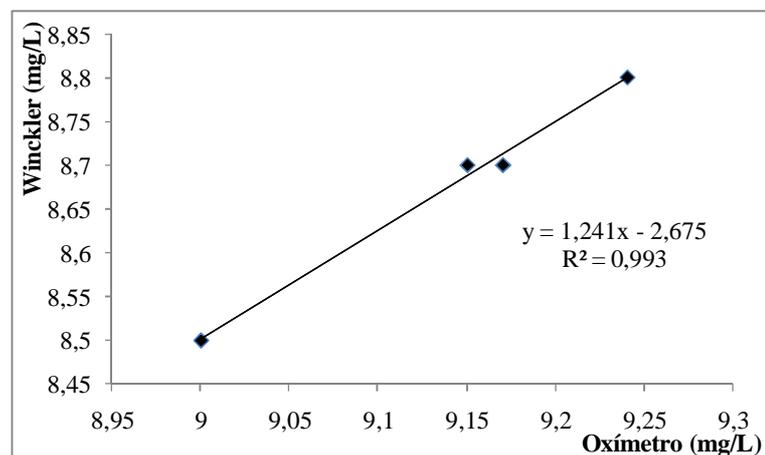


Figura 13: Curva de calibração para o oxímetro.

#### **6.4.2.9 Potencial Hidrogeniônico (pH)**

É formado pela presença de sólidos e gases dissolvidos no meio hídrico que, por sua vez, são oriundos da dissolução de rochas, absorção e emissão de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica, fotossíntese e, em especial, dos efluentes de origem antrópica. Conceitualmente é a medida da atividade dos íons hidrogênio, isto é, a medida da concentração de hidrogênios livres nas águas dos rios. Pode variar seu valor de zero a quatorze. Se abaixo de sete, a água é considerada como ácida. Se acima de sete, alcalina. Na faixa de sete, é considerada como neutra (LIMA, 2001).

Para determinar o pH foi utilizado o Método Potenciométrico. O método é assim descrito: a membrana do eletrodo de vidro separa dois líquidos de diferentes concentrações de íons  $H^+$ ; desenvolve-se entre os dois lados da membrana um potencial proporcional à diferença de pH entre os dois líquidos, que é medido em relação a um potencial de referência (dado por um eletrodo de calomelano saturado). O eletrodo de vidro e o eletrodo de referência podem ser combinados num só eletrodo. O método é praticamente isento de interferências. A influência da temperatura da amostra no potencial do eletrodo é compensado pelo próprio aparelho. A determinação do pH deve ser, sempre que possível, realizada no momento da coleta. Em caso contrário, as amostras podem ser preservadas por até 5 horas, refrigeradas a 4 °C. Uma vez aberto o frasco de coleta em laboratório, o pH deve ser determinado imediatamente (pHmetro Orion/3 Star, 2008).

#### **6.4.3 Parâmetros Biológicos**

A água contém uma série de microorganismos, alguns naturais do ecossistema aquático e outros, microorganismos transitórios, provenientes do solo e de dejetos industriais e domésticos (MENEZES e SILVA, 1999). Quando um rio recebe esgoto, passa a ter outros tipos de bactérias que não são naturais da água e podem causar doenças às pessoas e aos animais que a consumirem.

No desenvolvimento do conceito de organismos indicadores de contaminação, por muito tempo prevaleceu o emprego da *E. coli*, isolada e inicialmente denominada de *acterium*

coli por Theodor Escherichi em 1955. Entretanto, a busca por agilidade e simplicidade deu lugar à utilização disseminada dos “coliformes” e, mais tarde, dos “coliformes fecais ou termotolerantes”, determinados pelo teste da termotolerância, introduzidos por Eijkman em 1904 (MÜLLER e MOSSEL, 1982; HOFSTRA e HUISINT’T VELD, 1988).

Reconhecidamente, o grupo dos coliformes totais inclui espécies de origem não exclusivamente fecal, podendo ocorrer naturalmente no solo, na água e em plantas (OMS, 1995). Apesar da denominação, o grupo dos coliformes fecais também inclui bactérias de origem não exclusivamente fecal (BAGLEY e SEIDLER, 1977; DUNCAN e RAZELL, 1972) e, principalmente, em países de clima tropical, mesmo que originalmente introduzidas na água por poluição fecal, tais bactérias podem adaptar-se ao meio aquático (LOPEZ-TORREZ, HAZEN e TORANZOS, 1977).

Estes são apenas dois exemplos de que, apesar de ainda não existirem substitutos à altura, o emprego indiscriminado dos coliformes como indicadores de contaminação pode levar a super ou subavaliações da segurança ou dos riscos à saúde, associados a uma determinada situação (CUNHA, et al 2004, 2005). Apesar do conhecimento acumulado em Microbiologia e Engenharia Sanitária, como por exemplo: composição do grupo coliforme, técnicas de detecção, características dos microrganismos indicadores e patogênicos, remoção através de processos de tratamento de águas, etc, ainda surge a incerteza no alcance e limitações do emprego dos coliformes como indicadores da qualidade da água, em face das respectivas normas e padrões vigentes (BORDNER e WINTER, 1978)

#### **6.4.3.1 Coliformes Termotolerantes (CF)**

As bactérias do grupo coliformes são utilizadas como indicadores de contaminação bacteriológica da água. Além de serem encontradas nas fezes, elas podem ocorrer no meio ambiente, em águas com alto teor de material orgânico, solo ou vegetação em decomposição. Por isso, a interpretação desta análise deve ser feita com cautela, para que não sejam tiradas conclusões precipitadas a respeito da poluição hídrica.

Os coliformes termotolerantes vivem normalmente no organismo humano, existindo em grande quantidade nas fezes animais de sangue quente. A presença de coliformes na água ainda não indica necessariamente risco à saúde. Mas a probabilidade é muito grande de contaminação por bactérias patogênicas ou vírus. Em média, uma pessoa lança, por dia, em

suas fezes, cerca de um trilhão desses microorganismos no esgoto (METCALF e EDDY, 1991).

Para determinar a concentração de coliformes termotolerantes nas amostras foi utilizado o método dos tubos múltiplos. O resumo do método é o seguinte: o exame se processa em uma única etapa e consiste na semeadura de volumes determinados da amostra em séries de cinco tubos de meio A<sub>1</sub>, que são incubados a  $35 \pm 0,5$  °C durante 3 horas seguido de um período de  $21 \pm 2$  horas a  $44,5 \pm 0,2$  °C, ocorrendo um enriquecimento dos organismos fermentadores da lactose. A produção de gás, a partir da fermentação da lactose neste meio, é prova confirmativa positiva para a presença de bactérias do grupo dos coliformes termotolerantes (fecais) (APHA, 1992).

## **6.5 Modelagem da Qualidade da Água.**

A utilização neste estudo do sistema de modelagem QUAL2Kw, distribuído pelo Departamento de Ecologia do Estado de Washington, possui diversas justificativas. Sendo as principais: a gratuidade e a disponibilidade do sistema; as características de regime permanente e de fluxo constante do rio Araguari no trecho estudado; além de ser a versão mais recente do sistema de modelagem QUAL2E, muito difundido no mundo e no Brasil em estudos da qualidade da água (BÁRBARA, 2006).

### **6.5.1 Discretização do Rio**

O sistema de modelagem QUAL2Kw apresenta um sistema de segmentação que divide o canal principal do rio em trechos para implementar os balanços de massa em cada um deles. Os 160 Km do rio Araguari estudados foram divididos em 18 trechos com características hidráulicas semelhantes (Tabela 9). Os trechos de 1 a 8 são bastantes encachoeirados, com grande quantidades de rochas, tornando-se um trecho bastante turbulento. O trecho 9 abrange o reservatório da UHECN, sendo o mais largo e com tempo de

residência da água maior que os demais. Os trechos de 10 a 18 são de águas calmas com vários meandros, sendo que os últimos trechos apresentam pequena influência fluviomarina (CUNHA, 2004; BÁRBARA, 2006).

O diagrama unifilar do rio com a segmentação proposta, seus tributários e as perturbações antropogênicas, no seu curso são mostrados na Figura 14.

### 6.5.2 Dados de Entrada do Sistema de Modelagem

Os parâmetros hidráulicos do rio principal e dos seus afluentes foram obtidos das séries históricas de dados hidrometeorológicos de Plataformas Automáticas de Coletas de Dados Fluviométricos (PCD's) (ANA, 2008). Com esses valores de vazão, velocidade e profundidade médias das seções estudadas, foram gerados os coeficientes de descarga líquida  $a$ ,  $b$ ,  $c$  e  $d$  (Tabela 10), a partir da análise de regressão não-linear no software estatístico Origin 5.0 para os referidos ajustes e obtenção dos mesmos (Figura 15).

Na Tabela 10, também estão representados os valores da vazão na estiagem. Estes valores foram usados em algumas simulações neste estudo, para as mais baixas vazões do rio. A vazão na estiagem foi obtida da média das vazões dos meses de outubro, novembro e dezembro dos anos de 1981 até 2007 da PCD Capivara (ANA, 2008). Estes meses representam o período de diminuição das chuvas no Amapá (Tabela 1).

Além dos dados hidráulicos obtidos das PCD's, foram utilizados e acrescentados os dados de medições de descarga líquida onde não existiam estações automáticas de coleta de dados. Nesses casos, os dados hidráulicos foram obtidos em estudos experimentais de campo, no período de novembro de 2004 a novembro de 2006 por Cunha (2004) e Bárbara (2006) com o Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP), um equipamento reconhecido no meio hidrológico como o mais adequado para medições de descarga líquida em grandes rios, sendo capaz de medir vazões em tempo real (BÁRBARA, 2006). Os referidos autores realizaram medições semestrais nos períodos chuvosos (consideradas regionalmente como período de inverno) e período menos chuvoso (considerado regionalmente como período de verão) em oito pontos de amostragem, P4, P5, P6, P7, R5, P10, P14 e P18 (Figura 9 referente à área de estudo).

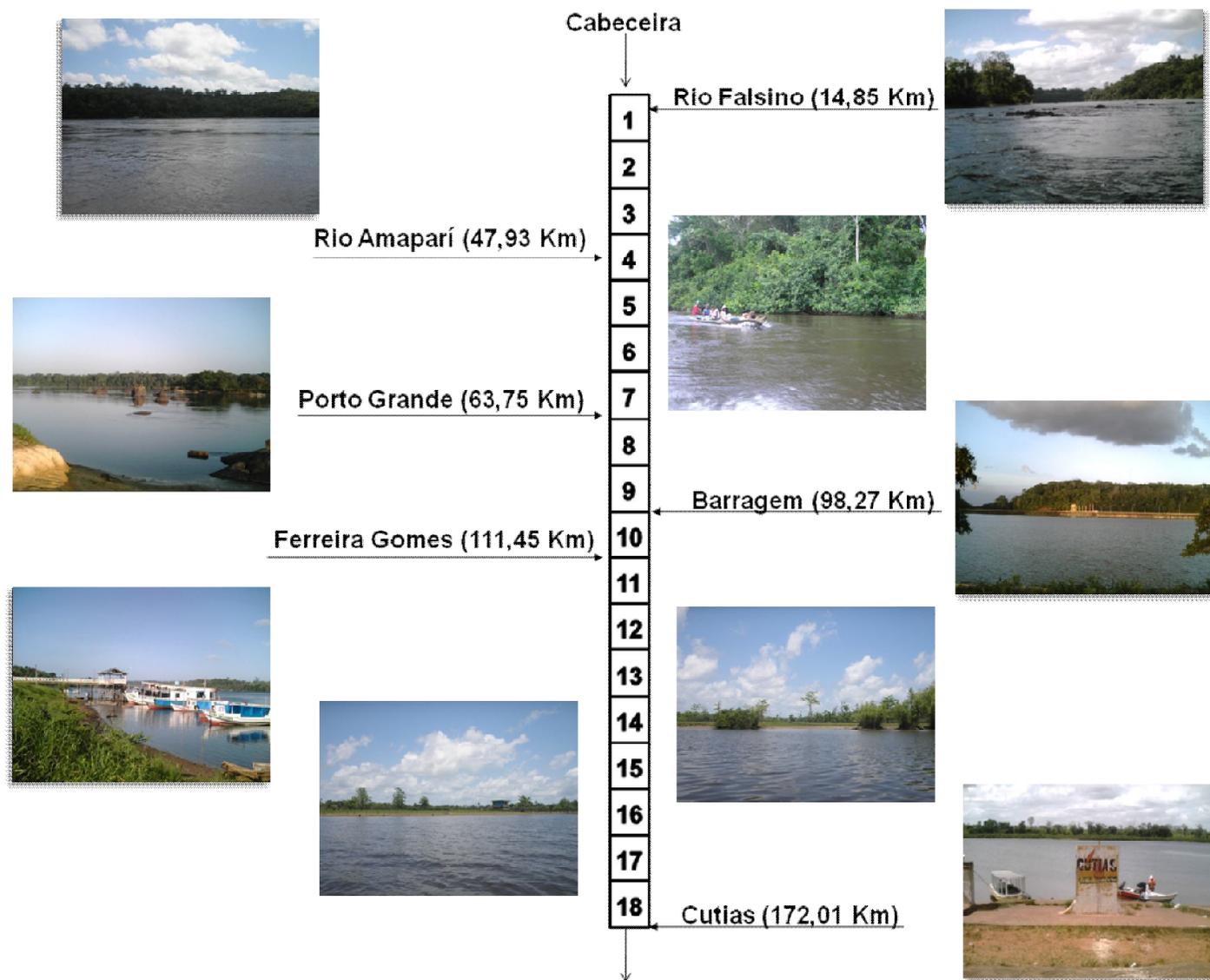


Figura 14: Diagrama unifilar do trecho do rio Araguari com seus influentes.

Tabela 10: Coeficientes de descarga, vazão média anual e vazão no período de estiagem nos trechos e tributários do rio Araguari

Trecho/ tributário	Distância (km)	Vazão média (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	Vazão estiagem (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	Velocidade		Profundidade	
				Coefficiente (a)	Expoente (b)	Coefficiente (c)	Expoente (d)
1	159,16	290,892	30,90	0,01967	0,59248	0,68884	0,28296
Falsino	157,16	123,351	13,10	0,03676	0,52809	0,36961	0,40147
2	150,04	667,333	70,88	0,02619	0,5044	0,28135	0,44634
3	140,22	500,934	53,20	0,02263	0,52332	0,38834	0,36708
4	125,86	692,393	73,54	0,11429	0,2919	0,12919	0,54486
Amapari	124,08	579,041	61,538	0,05971	0,40577	0,49154	0,34625
5	120,70	1271,434	135,04	0,03713	0,44119	0,1593	0,45795
6	110,37	1269,386	134,82	0,00589	0,66494	0,97158	0,25956
7	101,73	974,878	103,54	0,00499	0,69164	1,25179	0,24134
8	93,27	974,878	103,54	0,00499	0,69164	1,25179	0,24134
9	82,23	1329,251	141,18	0,00041	0,91342	6,01295	0,01424
10	73,74	1329,251	141,18	0,00073	0,88434	8,37905	0,02735
11	60,56	1320,897	140,29	0,00073	0,88434	8,37905	0,02735
12	57,94	1320,897	140,29	0,00073	0,88434	8,37905	0,02735
13	49,10	1320,897	140,29	0,00073	0,88434	8,37905	0,02735
14	39,23	1320,897	140,29	0,00029	0,98203	6,29442	0,04155
15	33,24	1467,475	155,86	0,00029	0,98203	6,29442	0,04155
16	26,54	1467,475	155,86	0,00029	0,98203	6,29442	0,04155
17	16,78	1467,475	155,86	0,00038	0,90615	10,60633	0,04436
18	7,68	1692,879	179,80	0,00038	0,90615	10,60633	0,04436

Fonte: HIDROWEB-ANA, 2008; Cunha, 2004

Neste estudo, para determinar o  $K_2$ , foi utilizado o método dos coeficientes de descarga. A opção do modelo escolhida para seu cálculo foi a interna. Internamente o modelo optou pela Equação de O'Connor-Dobbins, porque a profundidade do rio em todos os trechos foi maior que 0,61 m. O efeito do vento na reaeração não foi levado em consideração.

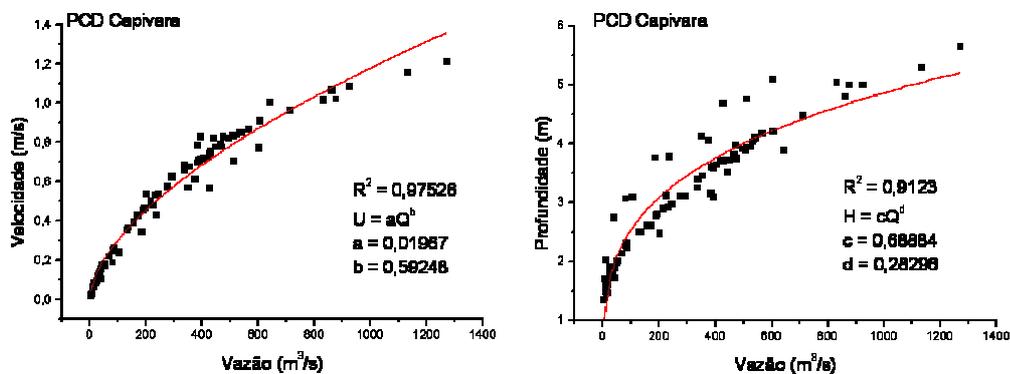


Figura 15: Exemplo do ajuste não-linear para determinação dos coeficientes de descarga “a”, “b”, “c” e “d” nas seções em estudo. Para este exemplo foi utilizado os dados da PCD Capivara.

A partir das análises laboratoriais da CDBO foram encontrados os coeficientes de oxidação da  $CDBO_5/20$  e a  $CDBO_u$  última (Tabela 11). Estes foram encontrados também por regressões não-lineares com o software estatístico Origin5.0 (Figura 16). A Equação utilizada para o ajuste não-linear (Equação 17) foi baseada nos modelos propostos por Streeter e Phelps, em 1925, mostrando que o processo de decomposição da matéria orgânica no meio aquático segue uma reação de primeira ordem, semelhante àquela dos processos radioativos (BRAGA et al, 2002).

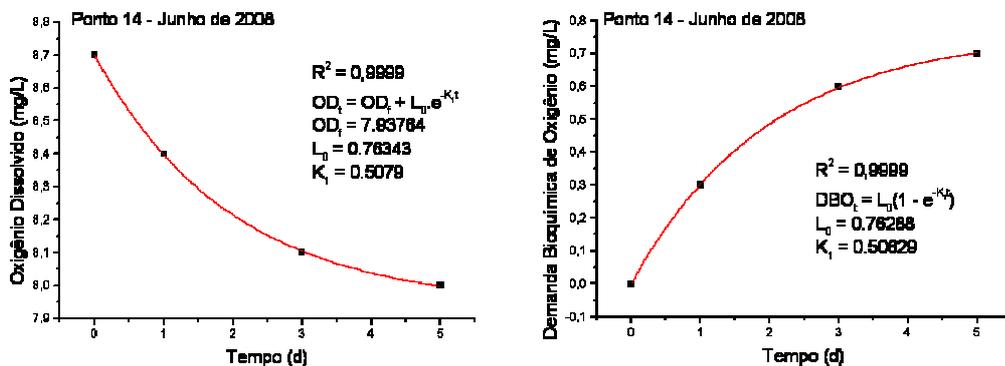


Figura 16: Exemplo do ajuste não-linear para determinar o coeficiente de desoxigenação e a DBO última. Neste exemplo são apresentados os dados da coleta de junho de 2008 no ponto 14.

$$CDBO_t = CDBO_u (1 - e^{-K_1 t}) \quad \text{Equação 17}$$

Onde:

$CDBO_t$  é a quantidade de oxigênio dissolvido consumido desde o instante inicial até o instante  $t$  ( $\text{mgL}^{-1}$ );

$CDBO_u$  é a quantidade total de oxigênio necessária para a completa estabilização da matéria orgânica em termos de sua componente de carbono ( $\text{mgL}^{-1}$ );

$K$  é o coeficiente de oxidação, que pode ser descrito como a taxa de decomposição da matéria orgânica ( $\text{d}^{-1}$ ). O sinal negativo indica que haverá uma redução da concentração de CDBO com o passar do tempo e

$t$  é o tempo (d).

Para as condições de contorno, o sistema de modelagem permite a entrada das concentrações com variações horárias, porém este estudo usou a média das concentrações ao longo das 24 horas. Os dados de entrada da qualidade da água no modelo também incluíram os parâmetros vazão, temperatura, condutividade, pH, DO,  $CDBO_5/20$ , nitrogênio como amônia, nitrogênio como nitrato, fósforo total, fósforo orgânico e inorgânico na proporção de

1:1 e Coliformes termotolerantes. Este último é normalmente utilizado como indicador de potencial presença de patógenos.

Tabela 11: Média dos coeficientes de desoxigenação da CDBO e da CDBO última

Local	Pontos	Distância (km)	$K_1$ ( $d^{-1}$ )	CDBO última ( $mgL^{-1}$ )
Falsino	P1	159,16	0,557	1,067
	P2	157,16	0,823	1,533
	P4	125,86	0,561	1,976
Amapari	P5	124,08	1,007	2,161
	P6	120,7	0,768	1,672
Porto Grande	P7	110,37	0,870	1,604
	P9	93,27	0,677	1,292
Barragem	R5	75,66	0,504	1,425
Ferreira Gomes	P10	60,56	0,520	1,508
	P11	57,94	0,502	1,668
	P14	33,24	0,518	1,743
Cutias	P18	0	0,475	1,719

Além dos parâmetros discutidos anteriormente, existem outros que são necessários à execução do modelo. Devido a impossibilidade de obtenção desses parâmetros neste estudo de monitoramento da qualidade da água, foram utilizados os manuais teórico e do usuário do QUAL2Kw (versão 5.1), para aquisição desses parâmetros aproximados (Tabela 12). Estes manuais são distribuídos junto com o modelo pelo Department of Ecology State of Washington no site <http://www.ecy.wa.gov/programs/eap/models.html>. Esses manuais são uma publicação de Pelletier e Chapra (2006) que apresenta, passo a passo, os métodos de utilização do modelo, desde a instalação até a obtenção dos dados de saída, além de apresentar exemplos de simulações executadas e indicar os parâmetros padrões do modelo para cada uso. Então, se pressupõe que estes parâmetros são os mais utilizados na modelagem da qualidade da água encontrados na literatura.

A dispersão longitudinal é mais um parâmetro de entrada do modelo e é definida como o mecanismo responsável pelo espalhamento de partículas de um traçador ou poluente, nos escoamentos turbulentos em condutos livres ou forçados, pela ação de um campo não uniforme de velocidade em toda seção transversal, combinada com a ação das flutuações turbulentas de velocidade (FISCHER et al., 1979 apud BARBOSA Jr., 1997).

O modelo utiliza duas opções para determinar o coeficiente de dispersão longitudinal. Ele pode ser introduzido pelo usuário ou ser calculado internamente pelo

modelo, utilizando os parâmetros hidráulicos do rio (FISCHER et al., 1979 apud PELLETIER e CHAPRA, 2006).

$$E_p = 0.011 \frac{U^2 B^2}{H U^*}$$

Equação 18

Onde:

$E_p$  = dispersão longitudinal ( $m^2s^{-1}$ );

$U$  = velocidade ( $ms^{-1}$ );

$B$  = largura (m);

$H$  = profundidade média (m) e

$U^*$  = velocidade de cisalhamento ( $ms^{-1}$ ).

Neste estudo como foi inviável a obtenção do coeficiente de dispersão longitudinal, devido aos custos de análises e volume do rio, foi utilizado a opção do cálculo interno do modelo para a dispersão longitudinal.

Tabela 12: Parâmetros de entrada do modelo obtido dos seus manuais teóricos e do usuário.

Parâmetro	Padrão	Faixa	Unidade
Cobertura de algas de fundo	50	0 – 100	%
Cobertura de SOD do fundo	50	0 – 100	%
Condutividade térmica dos sedimentos	1,6	0,36 – 2,5	$Wm^{-1}C^{-1}$
Difusividade térmica dos sedimentos	0,0064	0,0012 – 0,0126	$cm^2s^{-1}$
Espessura do sedimento	10	0 – 100	Cm
Radiação disponível fotossinteticamente	0,47		
Coefficiente de extinção da luz	0,2		$m^{-1}$
Extinção linear da luz devido a clorofila	0,0088*		$1/m-(\mu gAL^{-1})$
Extinção não-linear da luz devido a clorofila	0,054*		$1/m-(\mu gAL^{-1})^{2/3}$
Extinção da luz devido ao inorgânico sólidos suspensos	0,052**		$1/m-(mgDL^{-1})$
Extinção da luz devido aos detritos (matéria orgânica particulada)	0,174**		$1/m-(mgDL^{-1})$
Extinção da luz devido as macrófitas	0,015	0,006 – 0,024	$1/m-(gDm^{-3})$
Fator de turbidez atmosférica	3	2 – 5	
Coefficiente de transmissão atmosférica	0,8	0,7 – 0,91	

\*Riley (1956)

\*\*Di Toro (1978)

No trecho 10 deste estudo, está localizada a barragem da UHECN. O QUAL2Kw permite a inserção de barragens na simulação, para isso é necessário inserir suas dimensões na planilha “Reach”. As barragens introduzidas no sistema de modelagem se localizam no final do trecho a que elas pertencem. Segundo Pelletier e Chapra (2006) as barragens, os açudes ou qualquer outro controlador de vazão é representado no QUAL2Kw da seguinte maneira:

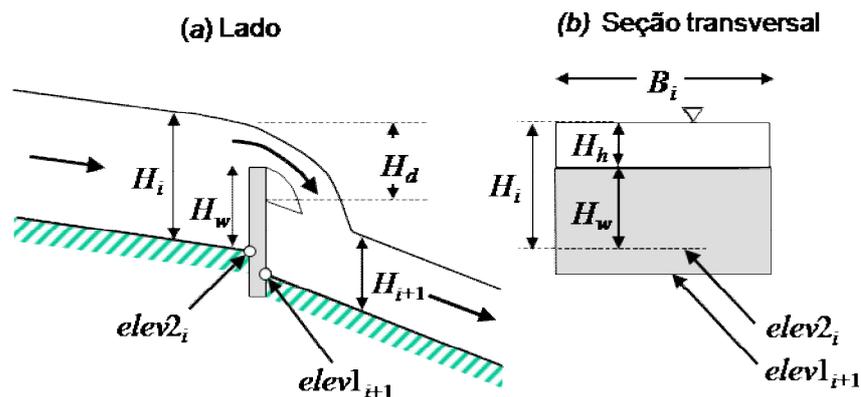


Figura 17: Representação esquemática de um controlador de vazão no QUAL2Kw.

Onde:

$H_i$  = a profundidade do trecho anterior a barragem [m];

$H_{i+1}$  = a profundidade do trecho após a barragem [m];

$elev2_i$  = a elevação acima do nível do mar no final do trecho  $i$  [m];

$elev1_{i+1}$  = a elevação acima do nível do mar no início do trecho  $i+1$  [m];

$H_w$  = a altura da barragem acima da  $elev2_i$  [m];

$H_d$  = a queda da água sobre a barragem entre os trechos  $i$  e  $i+1$  [m];

$H_h$  = a altura da água sobre a barragem [m] e

$B_i$  = a largura do trecho  $i$  [m].

No sistema de modelagem as dimensões inseridas para caracterizar as barragens são a altura e a largura do lago formado pelo empreendimento implantado no trecho. Para a UHECN a altura introduzida da barragem foi de 10 metros, porém o desnível da água antes e depois da barragem atinge 22 metros. A explicação está nos vertedouros que possuem um sistema hidráulico de comportas que aciona um braço mecânico para levantar a barreira que impede a saída da água, fazendo com que a água passe por baixo deste sistema atingindo assim uma queda efetiva de, aproximadamente, 10 metros. Para a largura da barragem, foram introduzidos 1.500 metros e a largura do lago introduzida no sistema de modelagem foi de 2.000 metros (todos valores aproximados). É importante considerar que o uso de 10 m para a altura da “queda livre” da água através dos vertedouros foi exatamente o melhor valor ajustado à calibração do modelo.

### 6.5.3 Calibração do Sistema de Modelagem

Este passo é realizado em qualquer modelagem com a finalidade de ajustar os resultados calculados pelos sistemas de modelagens com os dados obtidos em campo. Estes ajustes variam as taxas cinéticas para obter respostas cada vez mais próximas dos dados reais.

Existem 3 técnicas que podem ser utilizadas para o processo de calibração de um sistema de modelagem (CHAPRA, 2003):

Calibração manual: análise de sensibilidade a priori, seguida por um ajuste manual dos parâmetros mais relevantes, determinados na análise de sensibilidade. Chapra (1997, 2003) ainda cita que existem inúmeras outras técnicas disponíveis, entre elas estão a análise do erro de primeira ordem, simulação de Monte Carlo e análise de sensibilidade generalizada. Para a realização destes ajustes manuais, é necessária uma grande disponibilidade de tempo por parte do modelador.

Medição direta das taxas: consiste em medir diretamente no campo ou em laboratório os parâmetros do modelo, obtendo assim uma melhor precisão e acurácia nos valores utilizados. Em parte isso foi feito pelos estudos cinéticos, reaeração e hidráulicos do presente trabalho.

Autocalibração: serve para ajudar o modelador, guiando-o e economizando tempo no processo de calibração manual. Essa autocalibração pode ser realizada através da utilização de algoritmos genéticos (CHAPRA, 1997; CHARBONNEAU e KNAPP, 1995; PELLETIER, CHAPRA e TAO, 2006).

Neste estudo foi utilizado o processo de autocalibração para o ajuste das taxas cinéticas do modelo com o uso do algoritmo genético PIKAIA internamente utilizado pelo sistema de modelagem Qual2Kw.

Para a calibração dos parâmetros hidráulicos foi usado a vazão média anual (Tabela 10), sendo que para cada aumento de vazão durante o curso do rio o acréscimo foi considerado como fonte difusa (Tabela 13). A velocidade, a profundidade, a largura e a seção transversal do rio foram calculados a partir da relação entre a vazão média e os coeficientes de descarga no sistema de modelagem.

A média dos valores dos parâmetros da qualidade da água obtida nas cinco coletas de campo no período de um ano foi usada para a calibração do sistema de modelagem. A solução da integração para o sistema de modelagem foi o método Euler e para a interpolação do pH foi utilizado o método Newton-Raphson.

Tabela 13: Fontes difusas utilizadas na calibração do sistema de modelagem QUAL2Kw

Início (km)	Término (km)	Vazão de entrada ( $m^3s^{-1}$ )	Temp ( $^{\circ}C$ )	Cond ( $\mu Scm^{-1}$ )	OD ( $mgL^{-1}$ )	CDBO ( $mgL^{-1}$ )	Amônia ( $ugL^{-1}$ )	Nitrato ( $ugL^{-1}$ )	Fósforo Total ( $ugL^{-1}$ )	SST ( $mgL^{-1}$ )	pH
150,04	140,22	86,691	27,0	27,33	7,07	1,53	320,0	380,0	46,0	6,8	6,3
140,22	125,86	191,459	26,5	26,43	7,03	1,53	322,0	240,0	38,6	6,6	6,2
120,70	82,23	57,820	27,0	27,08	6,90	1,40	319,8	305,0	57,4	5,6	6,4
82,23	33,24	138,230	26,9	26,67	7,40	1,20	273,0	276,7	48,8	4,8	6,7
33,24	0,00	225,400	27,6	26,48	7,18	1,40	285,6	308,0	53,8	5,6	6,8

Para a autocalibração, o sistema de modelagem atribui pesos para vários parâmetros. Nesse caso, foram utilizados os pesos padrões do próprio sistema de modelagem, como exemplo, para OD o peso foi de 50 e para pH o peso foi de 100, resultantes de processos de análise de sensibilidade utilizadas na literatura (PELLETIER e CHAPRA, 2006). Também, para a auto-calibração, o sistema de modelagem precisa que seja definido alguns controles no algoritmo genético, tais como, o número da população (NP) e o número de gerações (NGEN). Foram escolhidos os valores padrões para estes controles, uma população de 100 NP com 50 gerações na evolução (PELLETIER e CHAPRA, 2006).

Na validação do modelo, utilizaram-se os dados da qualidade da água coletados por Bárbara (2006). Foram utilizadas as médias dos parâmetros da qualidade da água das cinco coletas efetuadas no período de um ano.

Para a execução da calibração automática, foram introduzidos nas planilhas do Excel, utilizado como interface do sistema de modelagem, os dados de discretização do rio, os parâmetros de entrada do sistema de modelagem e os dados ajustados para a calibração. Sendo a principal entrada a média dos dados da qualidade da água obtidos no monitoramento. Na sequência, foi pressionado o botão “Run Auto-cal” na planilha “Rates”. Os ajustes das taxas pela autocalibração foram executados em aproximadamente quatro horas de tempo.

#### 6.5.4 Simulação da qualidade da água do presente estudo

As simulações realizadas com o sistema de modelagem QUAL2Kw foram propostas tendo como base possíveis interferências antrópicas na bacia do rio Araguari.

A primeira aplicação do sistema de modelagem foi realizada aproveitando os cenários utilizados no trabalho de Bárbara (2006). Sendo que o referido autor utilizou a versão anterior do sistema de modelagem aplicado neste estudo, chamado QUAL2E. Bárbara (2006) propôs três cenários com impactos ambientais sobre o rio Araguari.

**Cenário 1:** O acréscimo de mais uma barragem, para fins de geração de energia elétrica à montante da Usina Hidrelétrica de Coaracy Nunes, localizada no trecho 5 deste estudo. Bárbara (2006) justificou este cenário a previsões de edificação de novas UHEs nos domínios da Floresta Amazônica.

**Cenário 2:** O crescimento populacional dos municípios de Porto Grande e Ferreira Gomes. Nesse cenário Bárbara (2006) adotou a vazão média entre as estações de cheia e seca. Além disso, considerou que os efluentes domésticos seriam descartados no rio Araguari sem nenhum tipo de tratamento. A vazão total de esgoto gerado pelos municípios foi calculada com base na taxa de crescimento populacional de 1,7% ao ano (NETO, 1997 apud BÁRBARA, 2006), visando um horizonte de vinte anos. Na Tabela 14, é exposto o crescimento populacional e na Tabela 15 estão dispostos os dados dos efluentes lançados no rio. Os valores das concentrações dos constituintes dos efluentes foram baseados em Fernandes (1997) e Jordão e Pessôa (1995) apud Bárbara (2006).

Tabela 14: Resumo dos dados do Cenário 2.

Município	Tipo do Efluente	População Atual*	População Futura	Vazão Total (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )
Porto Grande	Urbano	14.675,00	20.559,00	0,054
Ferreira Gomes	Urbano	4.321,00	6.100,00	0,016
TOTAL:				0,07 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>

\* No ano de 2005 (IBGE, 2006).

Tabela 15: Dados de qualidade do efluente utilizados na simulação do Cenário 2.

Fonte Geradora de Efluentes	OD (mgL <sup>-1</sup> )	DBO (mgL <sup>-1</sup> )	Temperatura (°C)	Nitrogênio Orgânico (mgL <sup>-1</sup> )	Amônia (mgL <sup>-1</sup> )	Nitrito (mgL <sup>-1</sup> )	Nitrato (mgL <sup>-1</sup> )
Porto Grande	0,00	434,00	25,00	50,00	65,00	0,25	0,55
Ferreira Gomes	0,00	434,00	25,00	50,00	65,00	0,25	0,55

**Cenário 3:** Nesse cenário foram utilizados os mesmos dados empregados no cenário 2, alterando apenas a vazão do rio, ou seja, adotou-se o valor medido na estação seca ou período de estiagem.

A segunda aplicação do sistema de modelagem teve como base um inventário que indica os locais com potencial hidroelétrico na bacia do rio Araguari no Amapá, realizado pela empresa Hydros Engenharia contratada pela ELETRONORTE S/A. Esse inventário pode ser encontrado no relatório do PROVAM (1990).

Somente no trecho em estudo o inventário relatou quatro pontos com potencial energético (Figura 18), sendo que um deles chamado de Coaracy Nunes II é o atual vertedouro da UHECN, localizado no trecho 9. Os demais se localizam nos trechos 2, 7 e 10, chamados de Bambu, Cachoeira Caldeirão e Ferreira Gomes I, respectivamente. Na simulação, por simplificação, a todas as futuras barragens foram dadas as mesmas dimensões da UHECN utilizadas na calibração do sistema de modelagem.

A terceira aplicação do sistema de modelagem utiliza o rio Amapari como fonte pontual de descarga no rio Araguari. Observou-se, durante o monitoramento da qualidade da água no rio Amapari que a maioria dos seus parâmetros estão alterados em relação ao rio Araguari. Provavelmente, em consequência da implantação de projetos minerais em municípios às suas margens. Então, se permanecerem aumentando os níveis de crescimento populacional e ocupação territorial de forma desordenada, poderá ocorrer como consequência o aumento dos impactos ambientais, como o desmatamento, o despejo de efluentes e as mais variadas formas de poluição física, química e biológica. Tudo isso nos leva a crer que a degradação futura pode ser ainda maior no principal tributário do Araguari.

A partir dessa constatação presumimos que o rio Amapari, continuando sem nenhum tipo de gerenciamento, atinja nos próximos anos os limites máximos ou mínimos de concentração da qualidade da água para rios de classe 3 estabelecidos pela resolução 357/05 do CONAMA (Tabela 16).

Então, esta aplicação simula o rio Araguari recebendo a descarga hídrica do rio Amapari com as concentrações máximas para rios de classe 3 nos seus constituintes principais.

Tabela 16: Limites máximos para rios de classe 3 (CONAMA, 2005)

<b>Parâmetros</b>	<b>Valor máximo</b>
Oxigênio Dissolvido	4 mgL <sup>-1</sup>
DBO	10 mgL <sup>-1</sup>
pH	6 a 9
Fósforo Total	0,15 mgL <sup>-1</sup>
Nitrato	10 mgL <sup>-1</sup>
Nitrito	1 mgL <sup>-1</sup>
Amônia	13,3 mgL <sup>-1</sup>

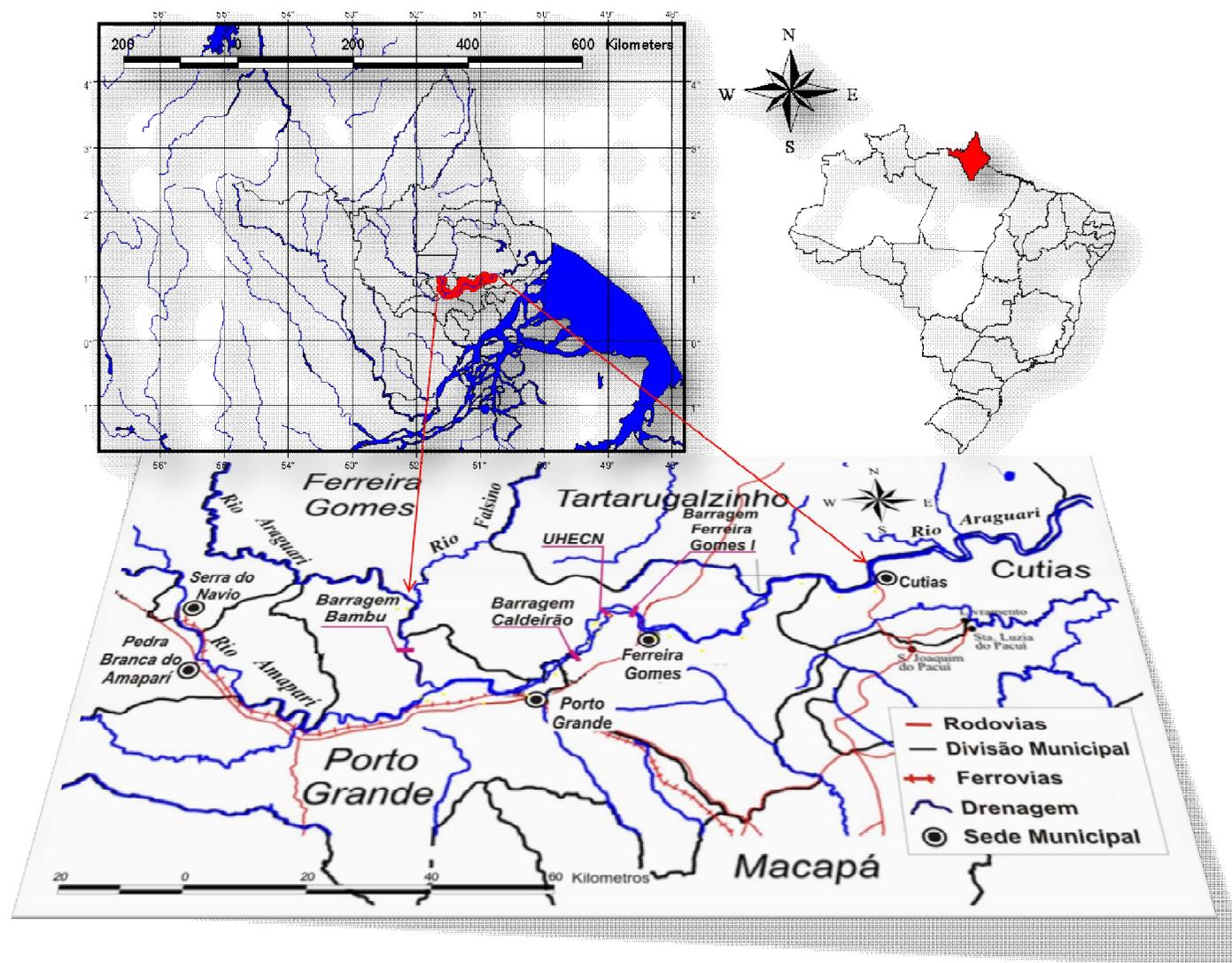


Figura 18: Localização das potenciais barragens no rio Araguari no trecho em estudo.

Na quarta aplicação, utilizaram-se os mesmos cenários da terceira aplicação do sistema de modelagem. Porém, foi adicionado um acréscimo na temperatura da água do rio Amapari. Esse fenômeno de aquecimento pode ocorrer com as chuvas de verão sobre áreas desmatadas. As chuvas ao entrarem em contato com o solo não se aquecem e escoam para dentro dos rios. Contudo, tais águas aquecidas tendem a permanecer na superfície. Mas se houver turbulência suficiente para causar mistura, é verossímil que as águas aquecidas possam vir dessas áreas descobertas.

Além disso, nesta simulação presumiu-se o despejo de água de resfriamento diretamente no rio. A água é muito utilizada no resfriamento em processos industriais e de geração de energia. Portanto postula-se aumento dessa atividade às margens deste rio.

Dessa forma, elevou-se a temperatura média do Amapari de 26,8 °C para 30,8 °C, ou seja, um acréscimo de 4 °C, ou um grau acima do limite estabelecido pela resolução 357/05 do CONAMA, a qual prevê a variação máxima na temperatura de um rio que recebe despejo térmico em 3 °C.

Nessa simulação também foram incluídos os prognósticos de mudanças globais na temperatura média da superfície da terra causadas pelo aquecimento gerado pelo efeito estufa. Estes cenários prevêem um aumento na temperatura global de 2 °C nos próximos 20 anos. Então, aumentaram-se em 2 °C as temperaturas das fontes difusas que são carregadas para dentro do rio Araguari.

Com exceção da simulação baseada no trabalho de Bárbara, todas as aplicações foram realizadas com dois períodos de descarga líquida. Uma simulação foi feita com as vazões médias entre os períodos chuvoso e de estiagem e a outra simulação foi feita com as vazões do período de estiagem na região.

## **7 Apresentação e Discussão dos Resultados**

Os dados obtidos nas análises realizadas nas cinco coletas de campo e as respostas do sistema de modelagem para o rio Araguari são apresentados, neste tópico, na forma de gráficos que relacionam as variações sazonais com a distância do trecho. No monitoramento estão indicados nos gráficos os pontos de possíveis influências no rio, tais como: o rio Falsino, o rio Amapari, a barragem da UHECN e as cidades de Porto Grande, Ferreira Gomes e Cutias.

### **7.1 Monitoramento da Qualidade da Água**

Para a caracterização desse trecho do corpo hídrico foram analisados, tanto em campo quanto em laboratório, 16 parâmetros da qualidade da água em cada uma das 23 seções de coleta nos 160 km do rio em cinco campanhas de campo no período de um ano.

#### **7.1.1 Condutividade Elétrica ou Condutância Específica (CE)**

As principais variações desse parâmetro foram encontradas nos afluentes do canal principal (Figura 19). As influências ocorreram de forma inversa. Enquanto que no rio Falsino a condutividade caiu nas cinco coletas de campo, no rio Amapari ela aumentou. Isso mostrou a influência poluidora deste afluente e também o poder de diluição no rio Araguari, que voltou aos níveis normais de condutividade após a diluição realizada.

Aparentemente, nas cidades ao longo do rio, a variação foi pequena, sem grandes influências na qualidade da água para este parâmetro. Após a barragem ocorreu uma pequena diminuição na condutividade, com exceção da coleta do mês de agosto de 2007.

O menor valor obtido foi de  $13,70 \mu\text{Scm}^{-1}$  no início do período de seca, dentro do rio Falsino e o maior valor obtido foi de  $18,88 \mu\text{Scm}^{-1}$  no início do período de cheia no começo

do trecho. Isso indicou que o período chuvoso aumentou a concentração de íons em solução no rio pelo carreamento de sais do solo pelas águas da chuva. Isso pôde ser percebido na diferença dos valores de condutividade entre o período chuvoso, fevereiro e junho, com média de  $17,53 \mu\text{Scm}^{-1}$  e o período seco, agosto e novembro, com média de  $16,0 \mu\text{Scm}^{-1}$ . Apesar de ser uma diferença pequena, indicou maior concentração do constituinte no período chuvoso.

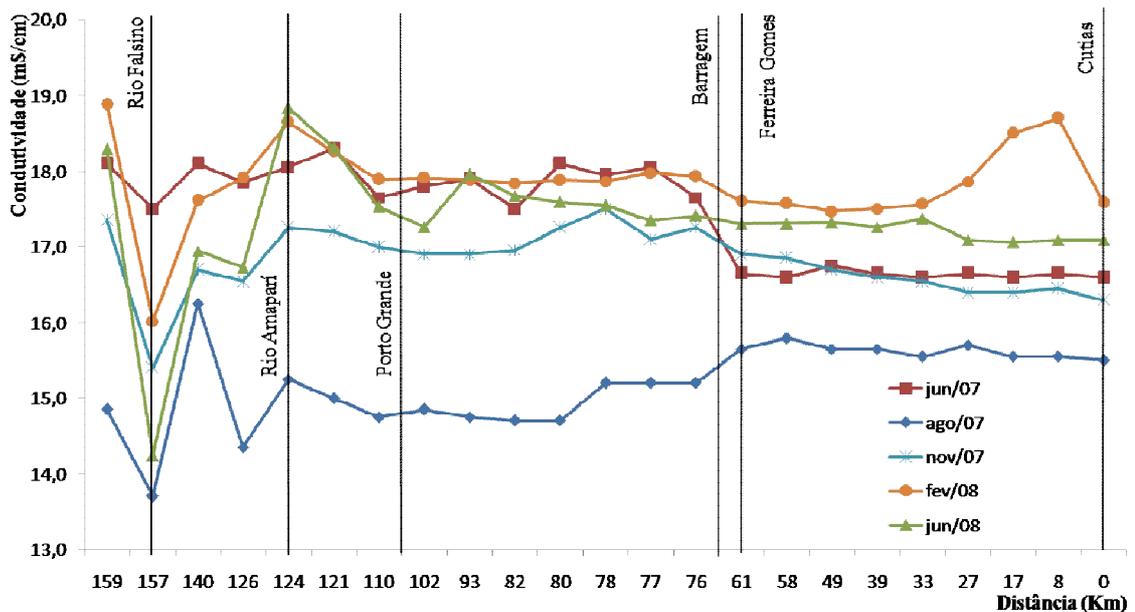


Figura 19: Variações da condutividade da água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.

A resolução 357/05 do CONAMA não estabelece padrões para a condutividade. Porém somente valores acima de  $1000 \mu\text{Scm}^{-1}$  são considerados indesejáveis para águas superficiais. Então, o rio Araguari está bem em relação a esse parâmetro, pois sua condutividade está muito abaixo deste valor.

### 7.1.2 Cor (C)

O CONAMA, em sua resolução 357/05, estabelece como padrão limite para cor em rios de classe 2, o valor de  $75 \text{ mg Pt-CoL}^{-1}$ . A maioria das medidas feitas nas cinco coletas está acima deste valor (Figura 20). Isso indicou que os elevados valores de cor encontrados no rio Araguari são devido a região ter em seu solo grande concentração de minérios de ferro e manganês (ECOTUMUCUMAQUE, 2008). Além disso, o rio Araguari atravessa grandes

extensões de florestas nativas, onde ocorre a decomposição dos restos de vegetais que formam os ácidos húmicos ou taninos. Essas duas condições são os principais agentes que dão cor a água e seu elevado valor pode ser de origem natural.

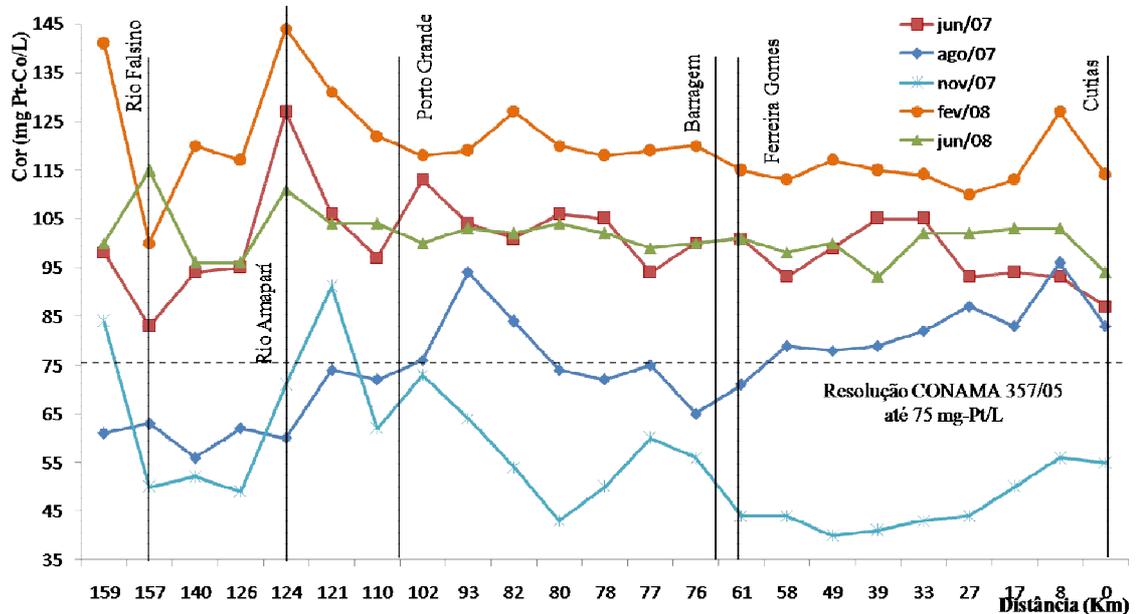


Figura 20: Variações da cor da água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.

Percebeu-se nas variações desse parâmetro a influência expressiva da sazonalidade no trecho, no qual a média observada no período chuvoso foi de  $106,94 \text{ mg Pt-CoL}^{-1}$  e no período seco foi de  $65,26 \text{ mg Pt-CoL}^{-1}$ . Podemos considerar que, no período chuvoso, as águas que são drenadas para os rios arrastem grandes quantidades das substâncias que dão cor à água, as quais são muito encontradas nesta região. Infere-se porque os maiores valores ocorreram no mês de fevereiro, período do início das altas precipitações na região, tendo em média  $119,74 \text{ mg Pt-CoL}^{-1}$ .

### 7.1.3 Sólidos Suspensos Totais (SST)

A sazonalidade da região influenciou diretamente nesse parâmetro, como indica a Figura 21. No período chuvoso, a média observada ficou em  $6,57 \text{ mgL}^{-1}$  e no período de estiagem ficou em  $2,48 \text{ mgL}^{-1}$ . Novamente, temos as chuvas como responsáveis pelo carreamento dos sólidos para dentro do rio.

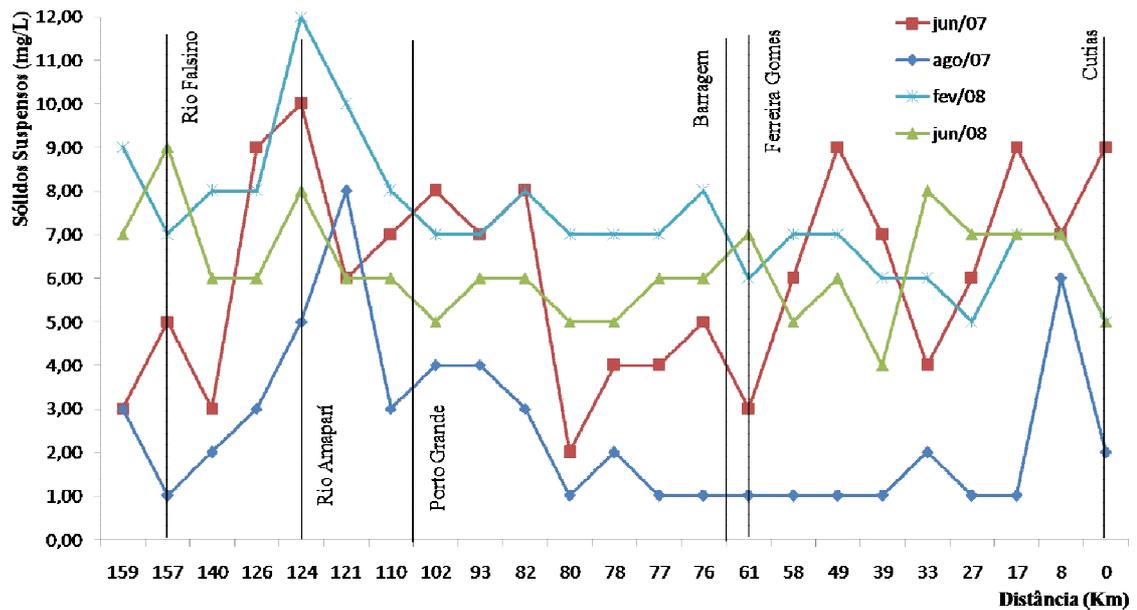


Figura 21: Variações dos sólidos suspensos na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.

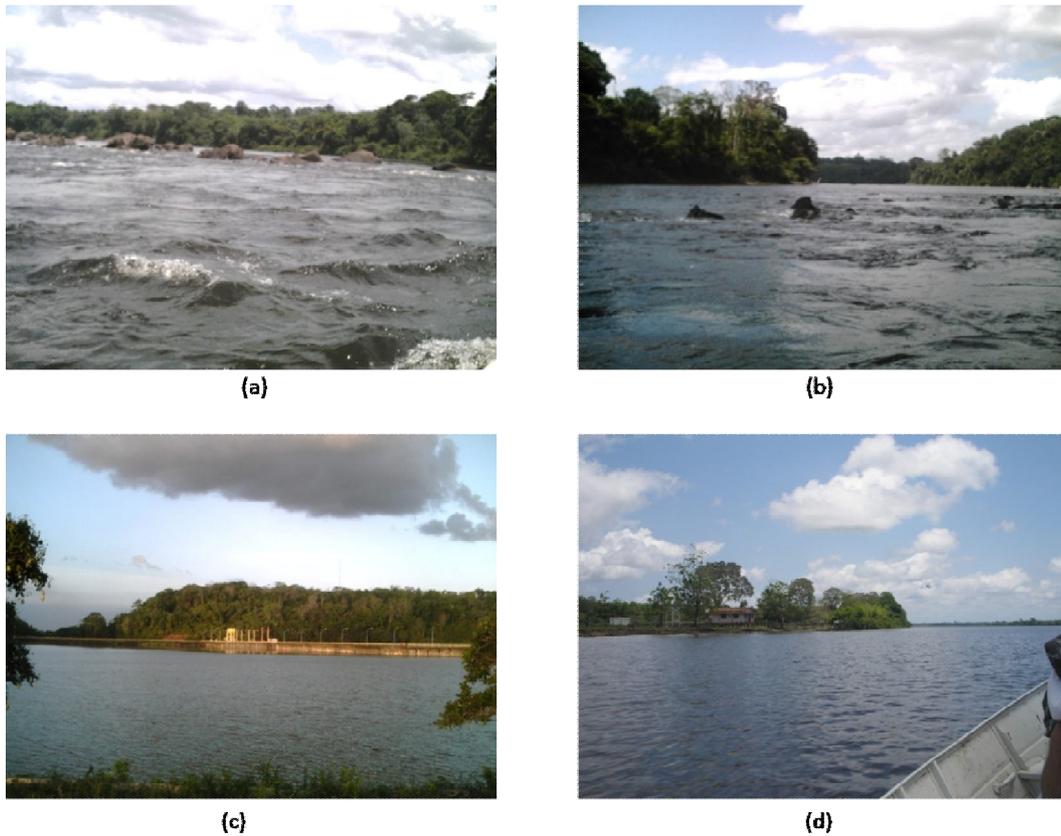


Figura 22: Trechos do rio Araguari, a e b: trechos característicos de corredeiras a montante do reservatório, c: imagem do reservatório, d: trecho característico de águas calmas a jusante da barragem até Cutias.

Dois características das medidas realizadas ficam claras na análise do gráfico da Figura 21. A primeira foi que o rio Amapari despeja quantidades consideráveis de sólidos

suspensos no canal principal, confirmando sua condição de maior fonte poluidora do rio Araguari. A segunda foi que ocorreu diminuição da concentração dos sólidos suspensos dentro do reservatório e no restante do trecho após a barragem. Isso pôde ter ocorrido devido ao trecho anterior ao reservatório ser bastante turbulento, apresentando várias corredeiras, fazendo com que os sólidos permanecessem em suspensão e o trecho a partir do reservatório seja mais lântico (Figura 22).

#### 7.1.4 Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

Para este parâmetro foi usado o mesmo equipamento de medida da condutividade. Neste foram configurados os valores dos sólidos totais dissolvidos como a metade do valor da condutividade. Então, as considerações feitas no item sobre condutividade, podem ser estendidas para este parâmetro.

A resolução 357/05 do CONAMA estabelece o padrão máximo para STD em  $500 \text{ mgL}^{-1}$  para rios de classe 2. Portanto, as condições do rio Araguari para esse parâmetro estão muito boas, pois suas medidas foram muito abaixo deste valor, no qual o valor máximo encontrado foi de  $9,40 \text{ mgL}^{-1}$  (Figura 23).

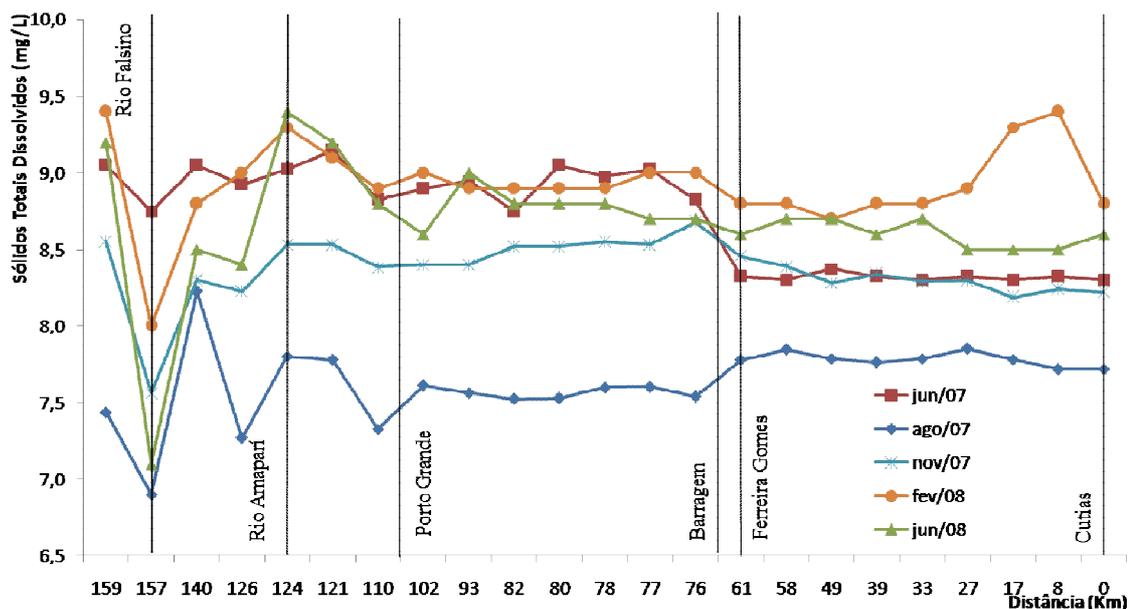


Figura 23: Variações dos sólidos totais dissolvidos na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.

A excelente condição dos STD indica que no trecho em estudo os problemas ambientais causados pelo desmatamento e mineração, como a erosão e o assoreamento ainda não estão refletidos neste trecho do rio. Porém, na sua foz estes problemas ambientais se apresentam de forma clara, pois já se encontra bastante assoreada.

### 7.1.5 Temperatura da Água (T)

Este parâmetro é um tanto quanto difícil de analisar, pois as medidas não ocorreram simultaneamente, e sim no decorrer de dois dias consecutivos e em horários não coincidentes em cada campanha de campo. E a água, devido ao seu alto calor específico, varia sua temperatura lentamente em relação à temperatura do ar. Portanto, a sua temperatura tende a aumentar durante o dia, ainda que essas variações sejam pequenas, como ocorreu neste estudo (Figura 24).

Mesmo assim, pudemos perceber algumas características da temperatura ao longo do rio. Sazonalmente, pudemos distinguir que no período chuvoso a temperatura foi menor que no período de estiagem, tendo como média 26,2 °C e 28,6 °C, respectivamente. Isso se deve ao fato de que na fase chuvosa a temperatura do ar é menor que na fase seca (ECOTUMUCUMAQUE, 2008).

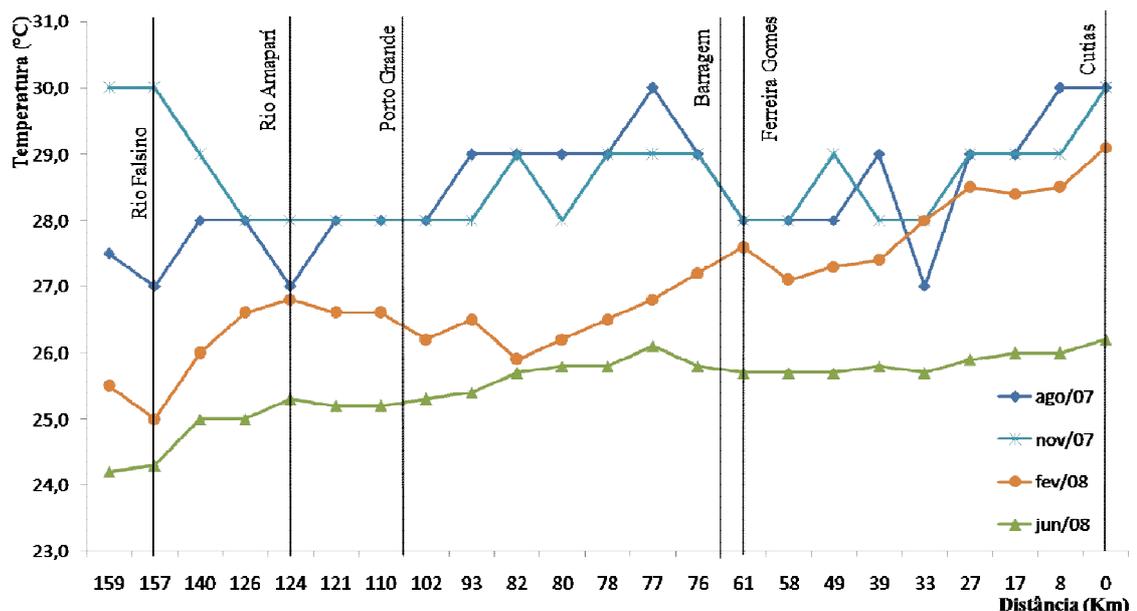


Figura 24: Variações da temperatura da água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.

Como foi dito anteriormente, a elevação da temperatura, na direção da nascente para a foz (esquerda para direita) reflete mais os momentos da variação horária das medidas do que realmente o que ocorre no rio. Na verdade, pelo fato do volume de água crescer na direção de montante para jusante, a tendência normal dos gráficos deveria ser de diminuição da temperatura, caso as amostras fossem todas coletadas nos mesmos horários. Um exemplo disso seria raciocinar sobre o fato de que a energia solar que aquece a superfície d'água penetra apenas poucos metros na lâmina d'água. Nos trechos de jusante, com águas mais profundas, esse aquecimento não ocorreria. Portanto, a tendência deveria ser a inversa.

### 7.1.6 Turbidez (Tur)

A resolução 357/05 do CONAMA estabelece como padrão para turbidez o valor máximo de 100 UNT para rios de classe 2. As medidas realizadas no trecho em estudo variaram de 1 UNT a 30 UNT, bem abaixo do valor máximo estipulado pela resolução. Mais um importante parâmetro que indicou o bom estado de conservação do rio Araguari.

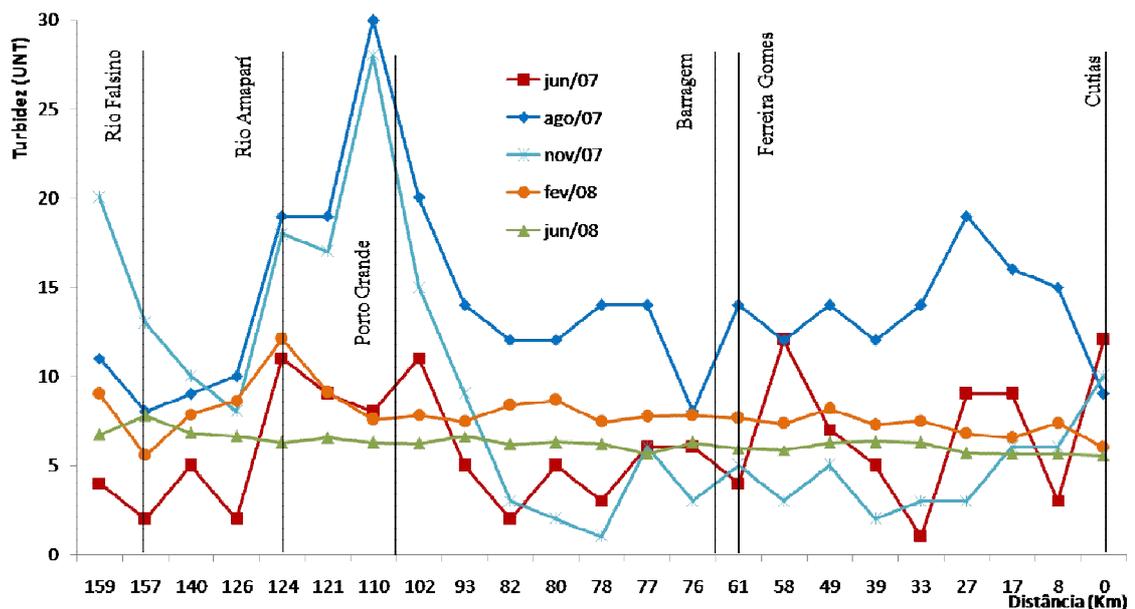


Figura 25: Variações da turbidez na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.

Os picos de turbidez no ponto 7 (Figura 25), nos meses de agosto e novembro de 2007, atingiram 30 e 28 UNT, respectivamente. Podem ter sido ocasionados pela extração de

seixo do fundo do rio (Figura 26) que ocorre logo à montante deste ponto. Além disso, os valores tornaram-se ainda mais acentuados por se tratar do período de estiagem, em que o volume de água do rio diminui e os processos de difusão e advecção levam um pouco mais de tempo para dispersar essa carga ao longo do rio. Tanto que os valores só voltam ao patamar normal quase dentro do reservatório, a aproximadamente 30 km de distância.

Os parâmetros relacionados com a turbidez, tais como os sólidos e a condutividade, também sofreram aumento dos seus valores nos pontos próximos a esta região no período seco (Figura 19, Figura 21 e Figura 23).

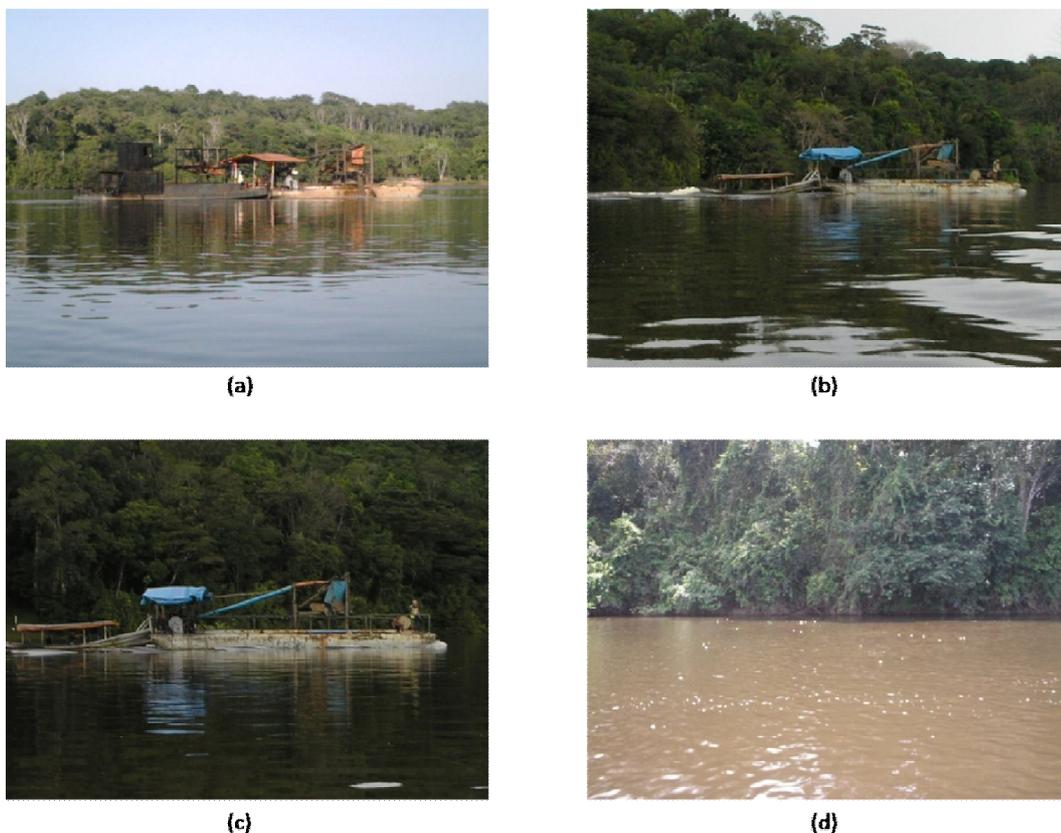


Figura 26: Índícios de impactos ambientais, a, b e c: dragas de extração de seixo do fundo do rio, d: cor do rio próximo à extração de seixo

Também, para este parâmetro, foi percebida a influência do rio Amapari contribuindo com o aumento da carga de turbidez no canal principal. No rio Falsino, a redução da turbidez foi claramente percebida. Então, novamente, vemos as interferências antagônicas dos principais afluentes do médio rio Araguari.

### 7.1.7 Alumínio Dissolvido (Al)

A resolução 357/05 do CONAMA estabelece como valor máximo permitido  $0,1 \text{ mgL}^{-1}$  de alumínio dissolvido nas águas de um rio de classe 2. Esse valor máximo só está enquadrado no período de estiagem, cuja média ficou em torno de  $0,063 \text{ mgL}^{-1}$ . Nos demais períodos sua concentração infringe a resolução, principalmente no mês de fevereiro de 2008 (Figura 27), em que se verificou a maior média de concentração em  $0,249 \text{ mgL}^{-1}$ .

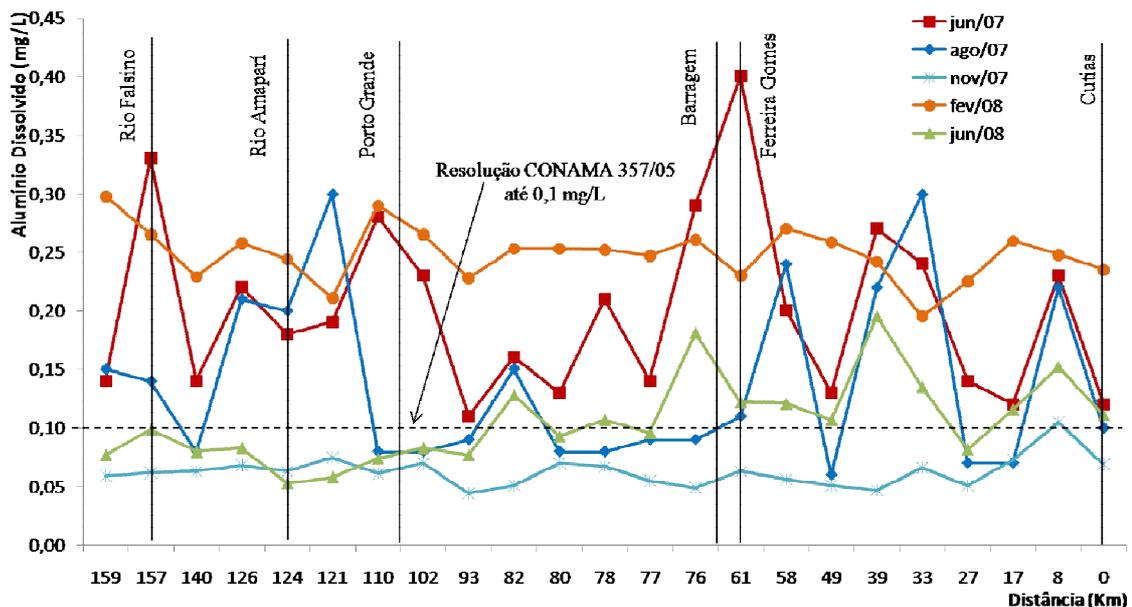


Figura 27: Variações da concentração de alumínio dissolvido na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.

Esse aumento de concentração no período chuvoso é justificável porque a chuva arrasta para o leito do rio os mais variados minerais, principalmente o alumínio (ECOTUMUCUMAQUE, 2008). Esse arraste ocorre com maior intensidade nos primeiros meses de chuva entre dezembro e fevereiro.

### 7.1.8 Cloreto (Cl-)

O cloreto é mais um parâmetro no qual a sazonalidade da região influenciou diretamente sua concentração (Figura 28). A média das medidas no período de estiagem ficou

em  $14,64 \text{ mgL}^{-1}$ , tendo o rio Amapari como principal colaborador desse aumento no início do trecho. Já no período chuvoso a média reduziu quase pela metade. Ficou em  $7,98 \text{ mgL}^{-1}$ .

Esse aumento no período seco deve ter ocorrido devido às excretas humanas apresentarem sempre cloretos em sua composição. Nessa região todos os dejetos são lançados diretamente no rio ao longo do ano. Como no período seco diminui o volume de água, então, aumentou a concentração desse parâmetro.

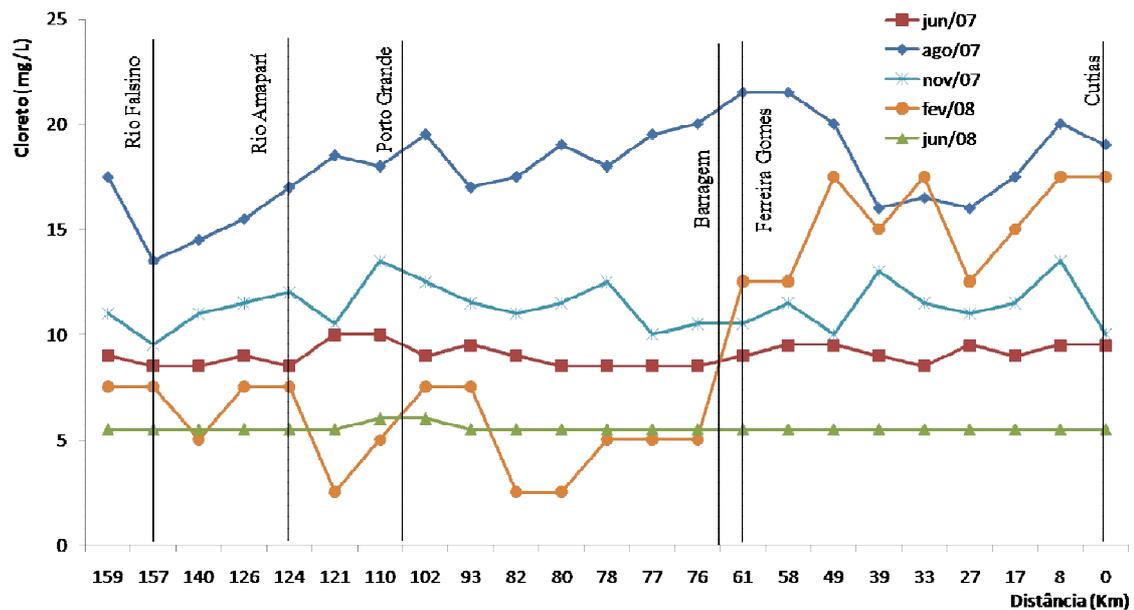


Figura 28: Variações da concentração de cloreto na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.

Ainda assim as medidas indicaram que a qualidade das águas do rio está boa, em relação a este parâmetro, pois a resolução 357/05 do CONAMA estabelece como limite máximo para a concentração de cloretos nas águas o valor de  $250 \text{ mgL}^{-1}$ , muito acima dos valores encontrados neste estudo no rio Araguari.

### 7.1.9 Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $\text{DBO}_5/20$ )

Infelizmente este parâmetro não foi medido em todos os pontos de amostragem, devido a análise necessitar de grande quantidade de tempo, vidrarias e reagentes. Sua medida em todos os pontos geraria um custo acima do orçamento disponível para este estudo (CUNHA, 2006). Mesmo assim foram escolhidos para as medidas os pontos mais

significativos ou aqueles em que já tinham ocorrido medições em estudos anteriores. A intenção foi incrementar a série histórica de medidas deste parâmetro.

A resolução 357/05 do CONAMA estabelece como limite máximo de concentração para este parâmetro até  $5 \text{ mgL}^{-1}$  para rios de classe 2. A DBO é um dos principais indicadores de poluição nas águas de um rio, então as medidas no rio Araguari feitas neste estudo mostraram novamente sua boa condição em relação a mais um parâmetro, visto que suas medidas variaram desde 0,4 até  $3,6 \text{ mgL}^{-1}$ , bem abaixo do valor estipulado pela resolução acima citada (Figura 29).

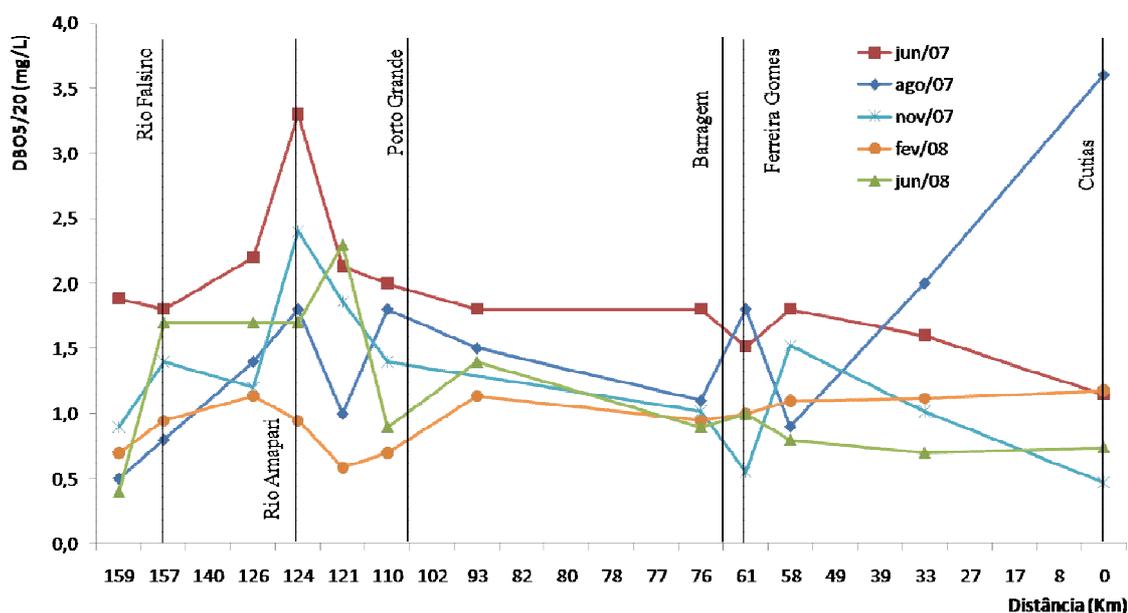


Figura 29: Variações da concentração de DBO na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.

O rio Amapari novamente apareceu como principal colaborador da carga de DBO no rio principal. Porém, dessa vez, o rio Falsino, em menor proporção, também contribuiu para o aumento da concentração da DBO no rio Araguari.

#### 7.1.10 Ferro Dissolvido (Fe)

A região do estado que foi estudada, tem como principal empreendimento a mineração de ouro, ferro e manganês. E sabendo-se que os rios refletem as características dos

solos regionais, era de se esperar uma elevada concentração de ferro nas águas do rio Araguari.

A resolução 357/05 do CONAMA estipula como padrão máximo a concentração de  $0,3 \text{ mgL}^{-1}$  de ferro dissolvido nas águas de rio. O rio Amapari contribui com significativa elevação nos níveis de ferro (Figura 30), pois nele se encontram os grandes projetos de mineração de ferro, tendo sido encontrada neste ponto a maior concentração de ferro de todas as campanhas, o valor foi de  $0,85 \text{ mgL}^{-1}$  de ferro dissolvido. A média de junho de 2008 (período chuvoso) ficou em  $0,608 \text{ mgL}^{-1}$  e a media de agosto (início do período seco) ficou em  $0,097 \text{ mgL}^{-1}$ . Indicando mais uma vez a influência das chuvas nas elevações das concentrações dos constituintes da qualidade das águas.

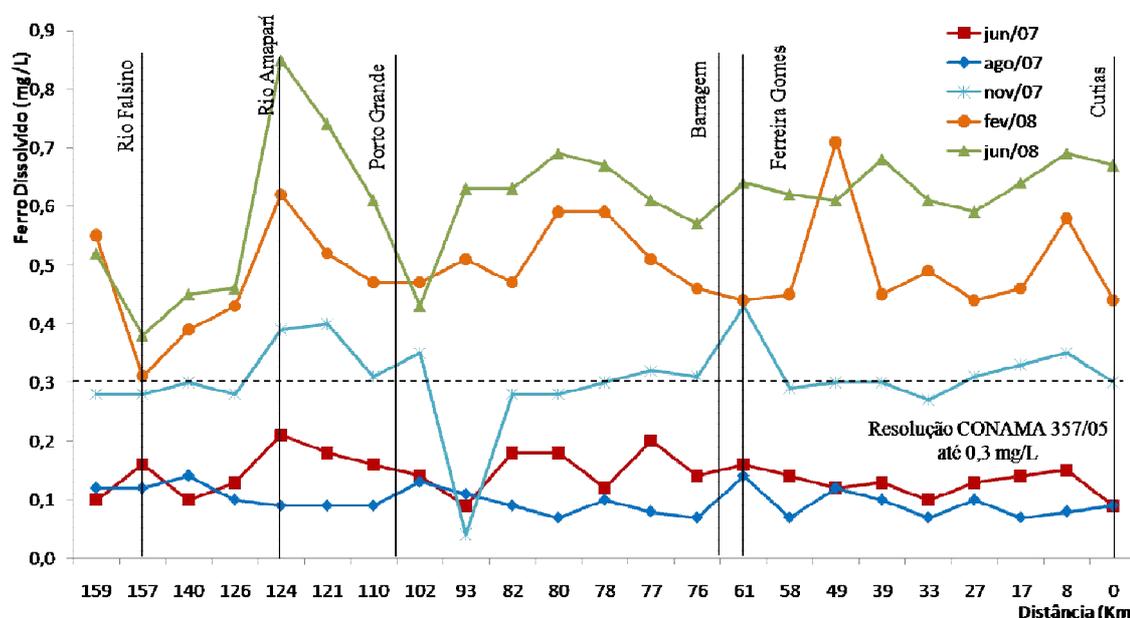


Figura 30: Variações da concentração de Ferro dissolvido na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.

Como era esperado, a maioria das amostras para os pontos de coleta mostrou uma concentrações acima do estipulado pela resolução, com média igual a  $0,33 \text{ mgL}^{-1}$ . Essa elevada concentração de ferro influenciou diretamente os valores da cor do rio, como visto na Figura 20.

### 7.1.11 Fósforo Total (P)

A medida deste parâmetro é fundamental para subsidiar estudos em ecologia, principalmente sua influência sobre as algas na região. As concentrações de fósforo (Figura 31) não indicaram grande aporte desse nutriente no rio ou características de eutrofização no reservatório. Oliveira (2006) considerou que o trecho estudado por Bárbara (2006) é classificado como oligotrófico. Isto significa que o trecho contém poucos nutrientes e sustenta uma pequena quantidade de biomassa (HENDERSON-SELLERS e MARKLAND, 1987).

Apesar de alguns picos de concentração, a maioria das medidas ficou abaixo dos padrões. Aqui novamente o rio Amapari apresentou-se como o maior contribuinte no aporte deste parâmetro, neste rio, foi encontrado o maior valor da concentração:  $0,16 \text{ mgL}^{-1}$  de fósforo. E o valor mínimo encontrado foi de  $0,01 \text{ mgL}^{-1}$ , no início do reservatório.

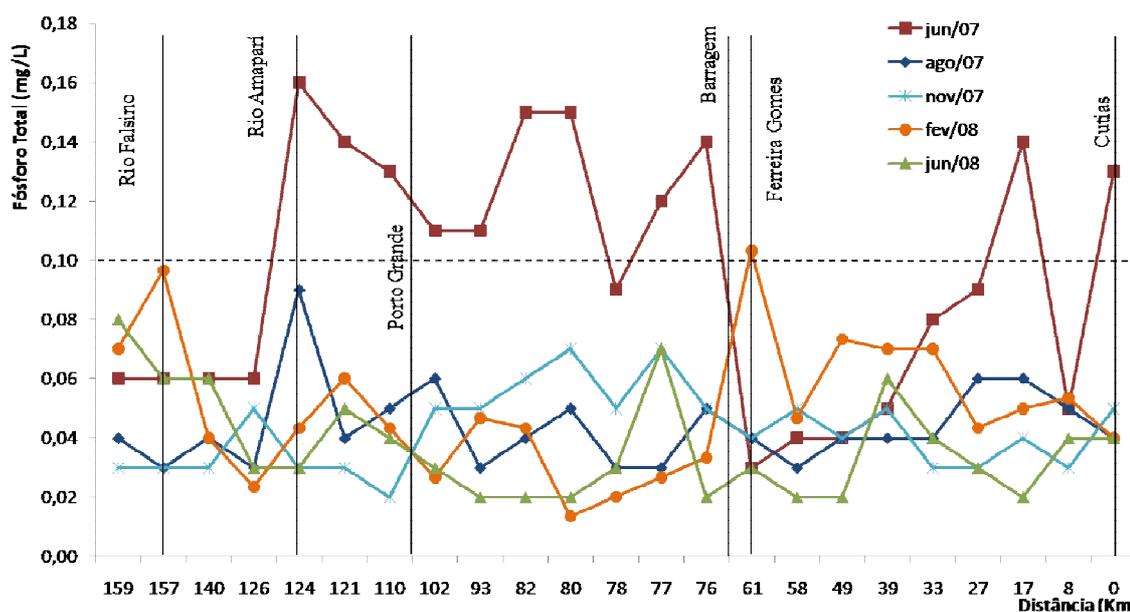


Figura 31: Variações da concentração de Fósforo Total na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.

Os valores de fósforo total, encontrados no trecho em estudo, estão na maioria abaixo do padrão estabelecido pela resolução 357/05 do CONAMA, a qual estipula para ambientes lóticos, como é o caso do rio Araguari, o valor de  $0,1 \text{ mgL}^{-1}$ .

Observou-se, também, que alguns valores medidos em junho de 2007 estão acima dos padrões. Eles necessitam de atenção e a explicação requer estudos especializados para

encontrar a causa de tais ocorrências. Principalmente porque as medidas realizadas em junho de 2008 não repetiram valores acima dos padrões.

Por outro lado uma análise mais aprofundada deverá ser empreendida nos trechos de construção de futuras barragens. Por exemplo, o termo utilizado para comparar padrões é denominado de lótico, com as novas e futuras barragens é provável que esta classificação passe para lântico e vai depender das características do lago e seu tamanho.

### 7.1.12 Nitrogênio Amoniacal (NH<sub>3</sub>-N)

Os níveis de concentração deste parâmetro no rio ficaram satisfatoriamente abaixo dos padrões estabelecidos pela resolução 357/05 do CONAMA, a qual estipula 3,7 mgL<sup>-1</sup> como limite máximo. Sua maior concentração foi de apenas 0,52 mgL<sup>-1</sup> e a mínima de 0,17 mgL<sup>-1</sup>. Observou-se também neste parâmetro, o bom estado de conservação do rio Araguari (Figura 32).

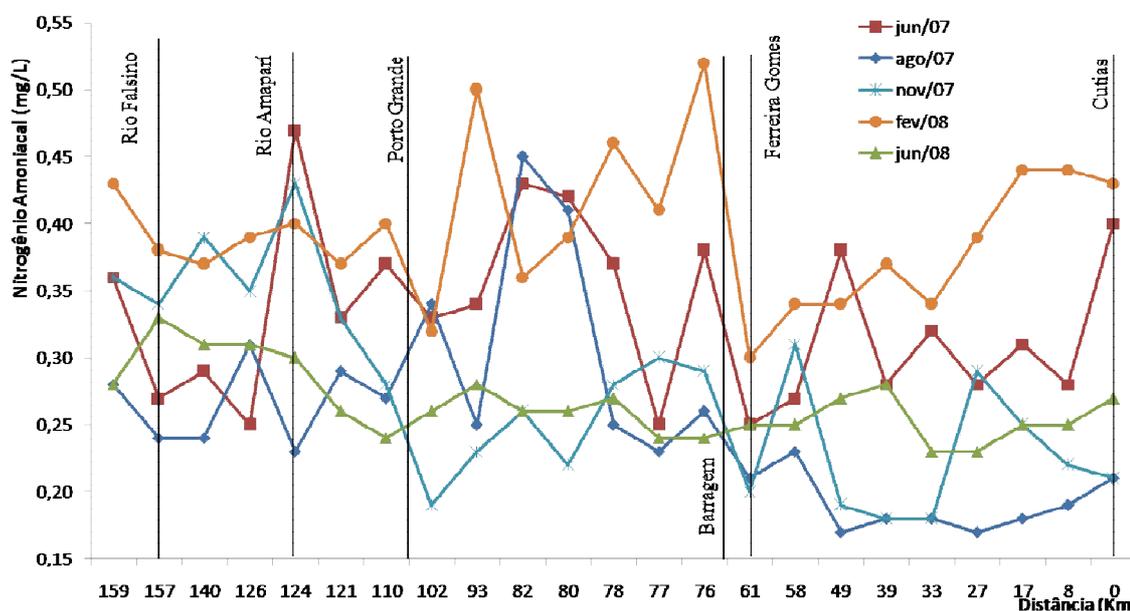


Figura 32: Variações da concentração de nitrogênio amoniacal na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.

O rio Amapari, novamente, colaborou com algumas das maiores cargas encontradas no trecho, sendo a maior influência nos meses de junho e agosto de 2007. O reservatório

influenciou bastante este parâmetro nos meses de junho e agosto de 2007 e fevereiro de 2008, elevou suas concentrações em relação ao restante do trecho. A jusante da represa observou-se tendência de diminuição da concentração deste parâmetro.

### 7.1.13 Nitrato ( $\text{NO}_3\text{-N}$ )

A concentração de nitrato, neste trecho do rio Araguari, segue a tendência do que ocorre naturalmente em águas superficiais quando há bom nível de conservação (Figura 33). Sua concentração máxima ficou em  $1,4 \text{ mgL}^{-1}$  e sua mínima ficou em  $0 \text{ mgL}^{-1}$ . O valor médio das medições ficou mais próximo do valor mínimo, próximo de  $0,3 \text{ mgL}^{-1}$ . Devido o valor máximo medido ter sido um pico de concentração em frente a cidade de Cutias no mês de junho de 2008, provavelmente, ocasionada por algum tipo de poluição ou erro na análise.

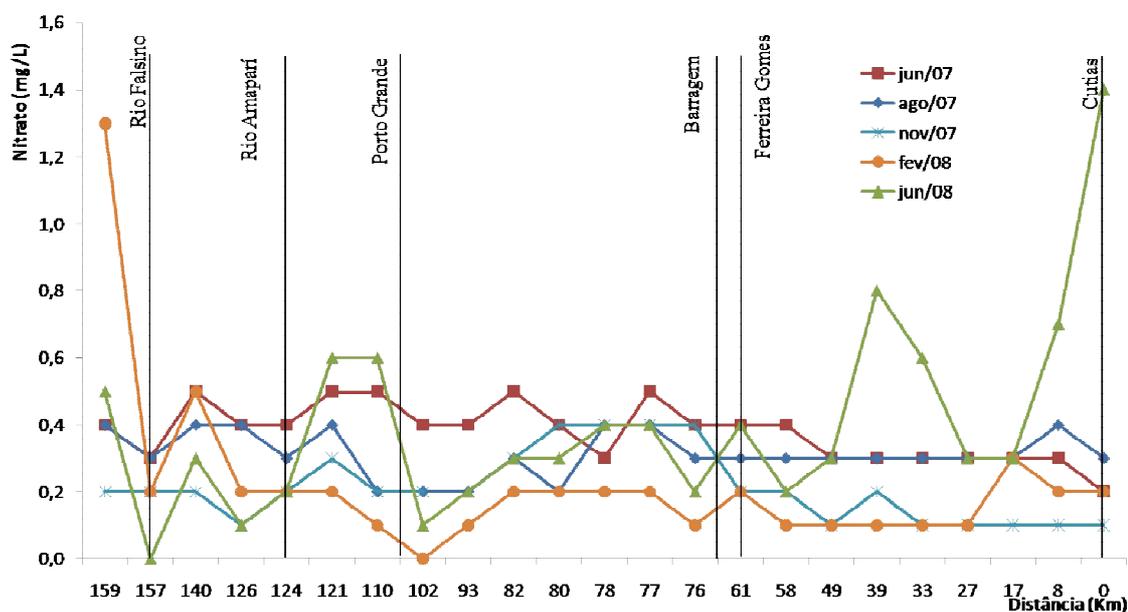


Figura 33: Variações da concentração de nitrato na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.

### 7.1.14 Oxigênio Dissolvido (OD)

É o indicador mais importante da qualidade da água. As medidas de campo realizadas neste estudo mostraram o bom nível do oxigênio dissolvido no rio Araguari,

sempre acima do padrão mínimo estabelecido pela resolução 357/05 do CONAMA, que é de  $5 \text{ mgL}^{-1}$  (Figura 34).

A média das observações ficou em torno de  $7,07 \text{ mgL}^{-1}$ . Observou-se uma acentuada queda da concentração de OD em três pontos ao longo do trecho: no rio Amapari, com exceção de novembro de 2007; a jusante da cidade de Porto Grande, bem pronunciada no mês de novembro de 2007, período mais seco do ano e logo a montante da cidade de Cutias. Neste local, no mês de novembro de 2007, foi encontrado o valor mínimo medido nas coletas, de  $5,2 \text{ mgL}^{-1}$ .

Essas influências indicaram potenciais fontes de poluição sendo lançadas no rio, consumindo oxigênio independentemente da sazonalidade, pois ocorre ao longo do ano todo. Pode-se inferir, que estas quedas na concentração de OD estejam relacionadas à bubalinocultura, muito comum as margens deste rio a partir da barragem.

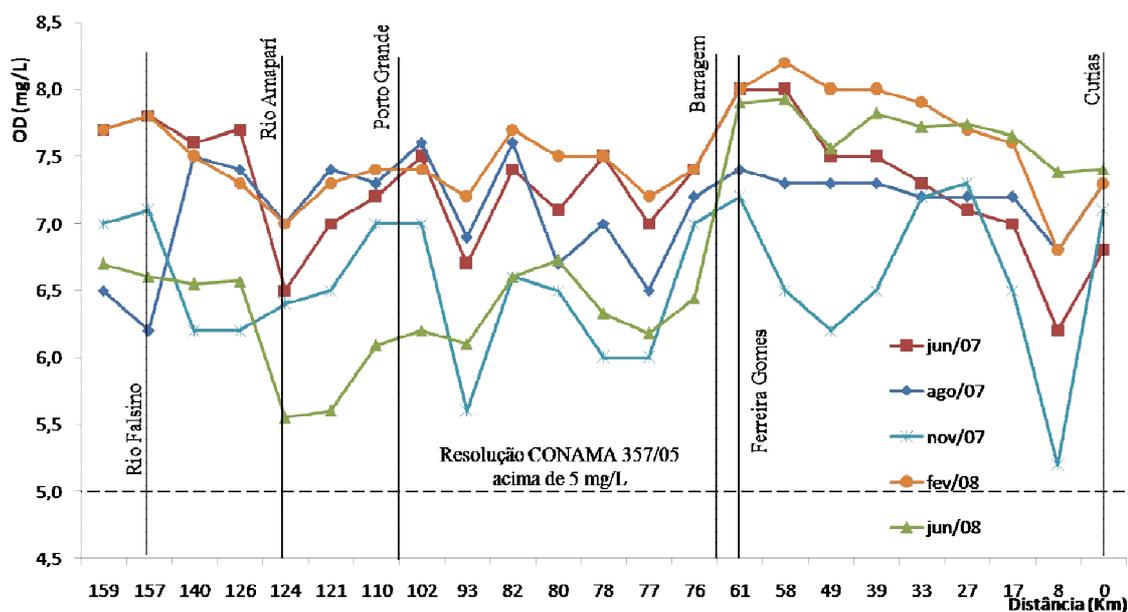


Figura 34: Variações da concentração de oxigênio dissolvido na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.

No reservatório notou-se uma pequena queda na concentração de OD, mas a influência da barragem para este parâmetro é positiva, pois os valores medidos logo a jusante da barragem sofreram forte aumento, principalmente no período chuvoso, indicando a influência dos vertedouros. Nesse período, estes são abertos para controlar o nível de água no reservatório e a água precipita de uma altura aproximada de 10 metros (Figura 35), sendo bem misturada, inclusive com o ar atmosférico, promovendo uma super reaeração.

Observou-se, também, que no período seco este aumento é menos pronunciado, principalmente porque, pelos vertedouros, diminui o fluxo de água. A água passa apenas pelas turbinas da barragem, ocasionando uma menor reaeração.



Figura 35: Imagens da água saindo dos vertedouros da UHECN no período chuvoso. a: vista de cima, b: vista lateral.

A jusante da barragem da UHECN foi encontrado o valor máximo medido de  $8,2 \text{ mgL}^{-1}$ . Percebe-se que a partir desse forte aumento, o rio começa a diminuir os níveis de OD, adquirindo tendência de queda até o final do trecho, sem atingir concentrações abaixo de  $5 \text{ mgL}^{-1}$ , alcançando o equilíbrio anterior.

#### 7.1.15 Potencial Hidrogeniônico (pH)

As medições realizadas neste estudo, para tal parâmetro, confirmaram a tendência de que os rios amazônicos são naturalmente ácidos (Figura 36). Por exemplo, o rio Falsino, um rio que só atravessa extensões de floresta, influenciou o pH do trecho para baixo. No mês de fevereiro, no início das chuvas na região, chegou ao valor de 5,88 ficando abaixo do limite mínimo estabelecido pela resolução 357/05 do CONAMA que é de 6,0. O valor máximo medido no trecho foi de 8,3 logo a jusante da barragem. O valor máximo da legislação é 9,0.

Logo a jusante da barragem, percebeu-se aumento do pH. Quando a água flui pelos vertedouros sofre uma mistura intensa, modificando algumas de suas características, como foi explicado anteriormente. Fato que não ocorreu no mês de novembro de 2007 no período seco na região. Neste caso muitas vezes, devido ao menor volume de água no reservatório, os vertedouros são totalmente fechados para controle de volume e somente escoam água pelas

turbinas da barragem, tal como ocorreu também em fevereiro de 2008, no início das chuvas, em que muitas vezes ainda está sendo reabastecido o volume do reservatório.

Mesmo com a influência da barragem sobre o pH, o valor médio medido nas campanhas de campo ficou em 6,49 mostrando novamente características de boa conservação do rio. No rio Amapari, percebeu-se um leve aumento no pH.

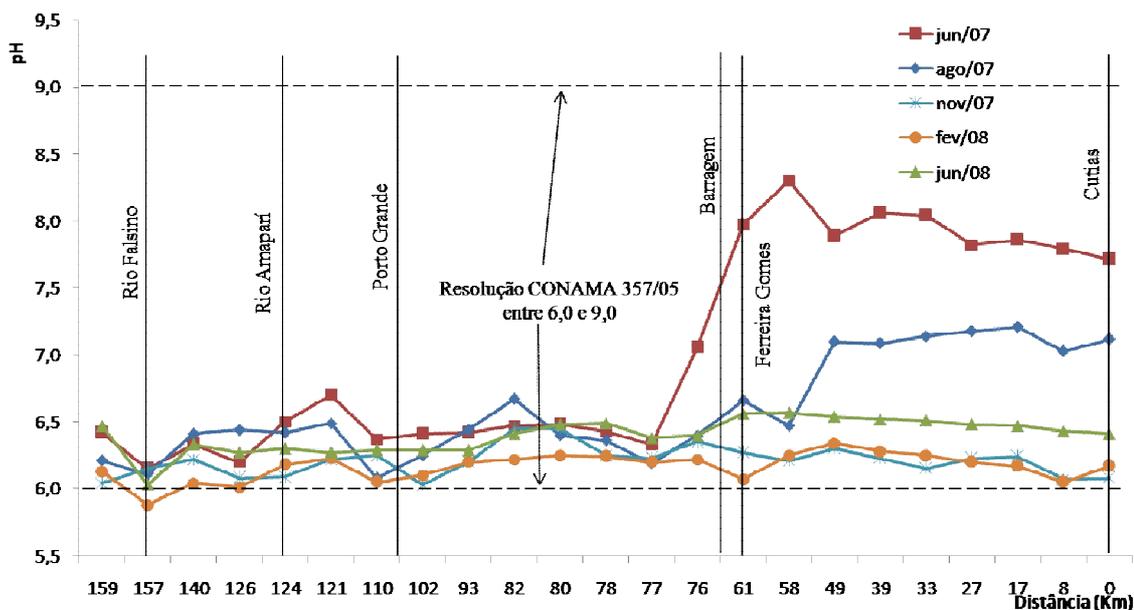


Figura 36: Variações do potencial hidrogeniônico na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.

Observou-se, na Figura 36, a perturbação nos valores do pH, desde o final do reservatório (próximo à barragem) até a última seção de coleta. Desta forma, podemos inferir com certa confiabilidade a importância dos impactos do reservatório e da barragem sobre este parâmetro.

### 7.1.16 Coliformes Termotolerantes (CT)

Para melhorar a visualização gráfica deste parâmetro, já que os valores mínimos e máximos medidos nas coletas variaram de 20 até 3.000 NMP100 mL<sup>-1</sup> respectivamente, foi relacionado o logaritmo das concentrações de coliformes termotolerantes com a distância percorrida no trecho em estudo (Figura 37).

Percebeu-se que a maioria das medidas obedeceu aos padrões estabelecidos pela resolução 357/05 do CONAMA, que estipula até 1.000 NMP100 mL<sup>-1</sup> ou na base logarítmica 3,0, ficando na média em 480 NMP100 mL<sup>-1</sup> as medidas.

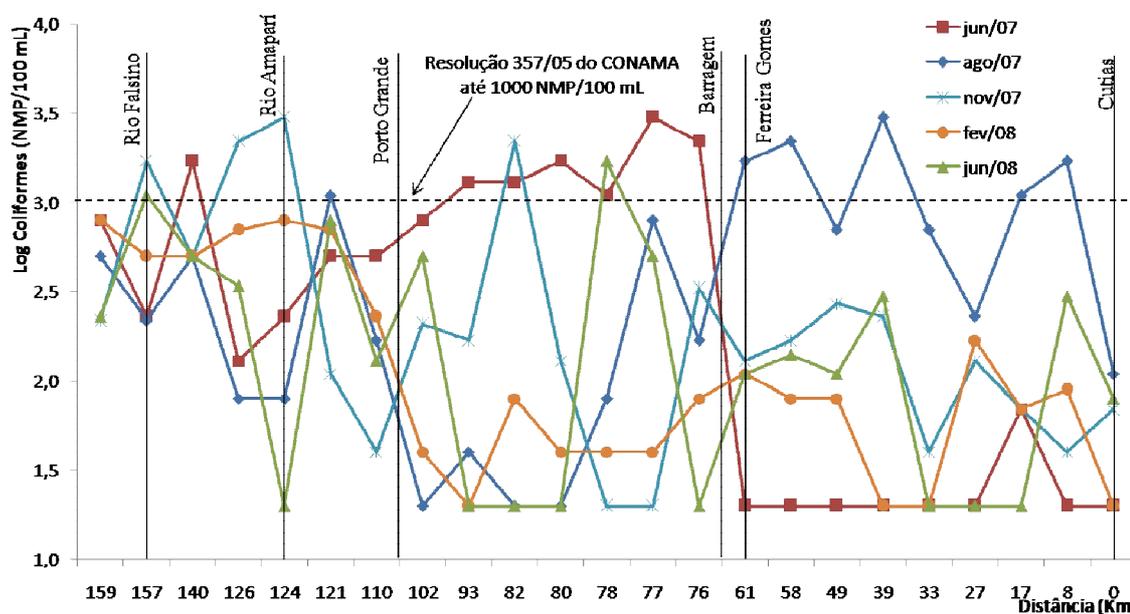


Figura 37: Variações dos coliformes termotolerantes na água ao longo do trecho em estudo do rio Araguari.

A análise deste parâmetro pode ser influenciada pela presença de coliformes na água de origem natural. Porém, nestes picos de concentração não se pode descartar a influência de esgotos domésticos, principalmente no rio Amapari e a jusante das cidades de Porto Grande e Ferreira Gomes.

### 7.1.17 Considerações Sobre o Monitoramento

O rio Araguari é um corpo hídrico com grandes dimensões e volume de água, sendo usado para os mais variados fins, por exemplo: o abastecimento de água para as cidades, fazendas, vilas e casas ribeirinhas; geração hidráulica de energia elétrica; extração de minérios e seixo do fundo do rio; balneários; pesca e despejo dos mais variados tipos de efluentes (BÁRBARA, 2006). Apesar desses múltiplos usos, o monitoramento realizado neste estudo indica um bom estado de conservação do rio para a maioria dos parâmetros monitorados.

Percebeu-se que o rio ainda tem uma capacidade de diluição das cargas poluidoras em seu curso bastante considerável, pois a maioria das características químicas, físicas e biológicas se enquadram em rios de classe 2 da resolução 357/05 do CONAMA.

As cidades em seu curso têm baixo índice populacional e não apresentam rede de esgotos, são utilizadas fossas rudimentares para o descarte dos efluentes. As ocupações são esparsas ao longo desse rio sendo que, quando estão presentes, ocupam pequenas áreas, geralmente não excedendo alguns poucos hectares (IBGE, 2008). Muitas dessas áreas encontram-se abandonadas, apresentando cobertura vegetal em estágio de regeneração natural, formando capoeiras ou mesmo áreas com domínio de determinadas espécies pioneiras como a imbaúba.

Não existem indústrias, mas há fazendas de criação de búfalos, principalmente à jusante da UHECN. Porém, nas análises realizadas, não foram encontradas significativas variações nos parâmetros da qualidade da água neste trecho.

Mas, durante as campanhas de campo, foi notado crescimento no desmatamento da mata ciliar. A floresta ciliar é uma formação vegetacional ribeirinha que ocorre ao longo dos cursos de água ocupando os terraços antigos das planícies quaternárias (VELOSO, 1992). O desmatamento da mata ciliar é fundamental para intensificar o assoreamento e outros males no rio.

Tomando como base o monitoramento realizado, verificou-se que o rio Amapari é a principal influência degradativa na qualidade da água do rio Araguari. Ao longo do rio Amapari, devido à presença da BR-210 e dos projetos minerais, os índices de antropização são mais elevados. Neste rio foram encontradas as maiores variações negativas dos parâmetros analisados. Dentre elas pode-se citar a condutividade, os sólidos suspensos, a turbidez, o fósforo, a amônia, o ferro e principalmente, o oxigênio dissolvido, a CDBO e os coliformes termotolerantes.

Estes últimos são os mais importantes indicadores da qualidade da água de um corpo hídrico (CHANG, 2005). Porém, pela observação dos resultados do monitoramento, notou-se a enorme capacidade autodepurativa que o rio Araguari possui, mesmo com as cargas atuais despejadas em seu curso pelo Amapari. Verificou-se que logo após a confluência com o rio Amapari suas características tendem a retornar aos níveis anteriores à entrada da carga, num intenso trabalho de autodepuração.

Novamente, utilizando-se os dados do monitoramento, pode-se afirmar que o reservatório não causa interferências significativas na qualidade da água. Isto não era esperado, devido ao tempo de residência da água ser maior neste trecho (NOGUEIRA, 1991).

Contudo, é preciso considerar que a barragem funciona a fio d'água e foi observado que para a maioria dos parâmetros estudados o reservatório demonstrou características similares ao restante do corpo hídrico.

No trecho do reservatório, observaram-se ligeiras diminuições nas quantidades de sólidos suspensos, turbidez e nas concentrações de oxigênio dissolvido. Também, notou-se leve aumento na concentração de amônia. Mas considerado normal.

Para as análises dos nutrientes realizadas no monitoramento, as concentrações de fósforo total ultrapassaram os padrões estipulados pela resolução 357/05 do CONAMA na primeira análise laboratorial. Neste caso, o resultado pode estar relacionado com um evento atípico ou mesmo erro no processo das análises, talvez por contaminação na lavagem da vidraria com detergentes que contenham fósforo. Uma vez que, no restante do monitoramento os valores encontrados para este parâmetro se mantiveram abaixo do padrão estipulado. De qualquer forma, há ausência de características eutróficas no curso do rio.

Por sua vez, a partir do monitoramento, verificou-se que a barragem influenciou de forma considerável em dois dos parâmetros mais importantes para a caracterização do rio: o OD e o pH. O primeiro deles refletiu a influência da sazonalidade na sua concentração e o segundo parâmetro em questão não foi influenciado pela sazonalidade.

A influência da barragem da UHECN na concentração de OD e no pH era previsível, devido à elevada turbulência que ocorre quando a água é vertida a partir do reservatório. Neste processo ocorrem várias misturas, a principal delas é entre a água e o ar atmosférico, num fenômeno chamado de reaeração atmosférica (CUNHA, 2003). Neste processo, a água absorve ou libera com mais eficiência os gases atmosféricos, dependendo do ponto de saturação dos gases dissolvidos na água, entre eles o gás oxigênio ( $O_2$ ) e o gás carbônico ( $CO_2$ ). O primeiro influencia a concentração de oxigênio dissolvido na água e o segundo influencia o pH. Todo esse processo descrito acima ocorre de forma mais acentuada no período chuvoso, quando o volume e as cargas de constituintes da água vertidos são maiores.

A barragem também influenciou perceptivelmente na concentração de amônia. Por meio do monitoramento verificou-se uma tendência de queda após a água ser vertida. A influência do reservatório causou elevação na concentração de amônia antes da barragem.

No monitoramento realizado, quatro parâmetros analisados merecem atenção e aprofundamento. São eles: o pH, a cor, o ferro dissolvido e o alumínio dissolvido. Os três últimos apresentam suas concentrações, na maioria das vezes, acima do valor estipulado pela resolução 357/05 do CONAMA. Essa alteração pode ser consequência da geologia da região, pois nela existem jazidas dos mais variados minérios, como ouro, ferro, manganês, etc.

(ECOTUMUCUMAQUE, 2008). Portanto, os valores elevados de ferro dissolvido e alumínio dissolvido podem ser resultados do processo de lixiviação geológica e conseqüente drenagem e dissolução do solo na região.

Os elevados níveis de cor podem ser resultado de dois fatores. O primeiro está relacionado à interferência mineral, os minérios de ferro e manganês são os principais constituintes que dão cor a água (RICHTER e AZEVEDO NETTO, 1991). Na bacia do rio Araguari, eles são os principais minerais explorados pelos grandes projetos de mineração. E isso indica presença destes minerais na região.

O segundo fator que torna a cor intensa são as substâncias orgânicas. Essas substâncias entram na composição da água quando os rios atravessam grandes extensões de florestas. As nascentes e grande parte do curso do rio Araguari encontram-se em uma das regiões mais preservadas do planeta.

Dessa forma, podemos considerar que os parâmetros alumínio, ferro e cor, estão naturalmente fora dos padrões estabelecidos pela legislação federal. Pois, no monitoramento realizado, não foram percebidos indícios de que estas alterações pudessem ser de interferência antrópica, haja vista que os quatro primeiros pontos de coleta estão dispostos antes dos projetos de mineração.

O ultimo parâmetro que merece um estudo mais aprofundado nos rios amazônicos é o pH. Nos rios Amapari e Araguari, tendo como base os estudos da Ecotumucumaque (2008), de Bárbara (2006) e no presente estudo, foi observado um caráter ácido dos rios. Os valores de pH encontrados estavam muito próximos e algumas vezes abaixo do mínimo estipulado pela legislação federal cujo o valor é de 6,0.

## **7.2 Modelagem da qualidade da água**

Alguns erros são inevitáveis na modelação, pois os sistemas de modelagem englobam processos complexos que ocorrem nos corpos d'água de maneira simplificada e prática (GASTALDINI, 1982). Dessa forma, os sistemas de modelagem podem ser considerados simplificações da natureza. Contudo, é uma alternativa para estimar os impactos ambientais na qualidade da água causados por despejos em corpos hídricos. Nesse sentido o uso de sistemas de modelagem tem crescido bastante nos últimos anos e vem se consolidando

como uma nova ferramenta no gerenciamento dos recursos hídricos (DROLC e KONKAN, 1996).

O sistema de modelagem amplamente utilizado para avaliar impactos de poluentes convencionais é o QUAL2E (BROWN e BARNWELL, 1987; DROLC e KONKAN, 1996), contudo várias interações foram introduzidas e novas versões foram implementadas até chegar à versão utilizada neste trabalho, chamada QUAL2Kw.

O rio Araguari é um rio com grande volume de água, apresentando altas vazões. Portanto, sua real situação poderia ser melhor representada utilizando sistemas de modelagens mais complexos e sofisticados (KANNEL et al, 2007). Porém, estes sistemas requerem grandes quantidades de dados (COX, 2003), o que inviabiliza pesquisas com pequeno orçamento. Os resultados aqui apresentados são ajustados à situação próxima do real. Neste caso, o QUAL2Kw mostrou-se suficientemente capaz de representar o sistema físico do rio Araguari.

Corroborando com este fato, Park e Lee (2002) simularam um trecho de 350 km de um rio de grande porte na Korea. O rio Nakdong é o quarto mais importante rio deste país. O rio Nakdong foi modelado comparando os dois sistemas de modelagem, o QUAL2E e o QUAL2K. Em ambos os casos obtiveram bons resultados.

Então, a meta desta modelagem foi apresentar uma alternativa de gestão para os recursos hídricos no Amapá. Esta modelagem pode ser usada para vários fins, dentre os quais podem-se citar: o planejamento e gestão da bacia hidrográfica do Amapari e Araguari; integrar o plano de manejo de áreas protegidas no curso do rio; verificar se após um determinado impacto os parâmetros simulados da qualidade da água iriam infringir as legislações que regulamentam os padrões limites; especular a situação da ictiofauna local após variações dos constituintes da água que causam desequilíbrios nos ecossistemas, etc.

Esta ultima situação reflete a preocupação ecológica da modelagem, pois a sobrevivência de peixes nos rios depende de critérios abióticos, tais como, a concentração mínima de oxigênio dissolvido na água, a concentração máxima de CDBO, de nitrogênio total, de fósforo total, de temperatura e da faixa de pH (KANNEL et al, 2007). A relação entre as concentrações destes parâmetros indica qual espécie de peixe é propícia para habitar nesse ecossistema. A total degradação destes parâmetros causa a morte e o desaparecimento de todas as espécies de vida aquática superior.

### **7.2.1 Calibração e Validação do Sistema de Modelagem QUAL2Kw**

Os gráficos de calibração para vazão, velocidade, profundidade, OD, pH, CDBO, temperatura, condutividade, fósforo total, sólidos suspensos totais, amônia e nitrato estão indicados na Figura 38.

Na Figura 39 estão representados gráficos que ilustram a validação do sistema de modelagem. Nessa validação são utilizados os parâmetros cinéticos calibrados com dados de qualidade da água de outros períodos. Neste caso, como exposto anteriormente, os dados da qualidade da água foram obtidos do trabalho de Bárbara (2006). Não foi realizada a confirmação para o parâmetro fósforo total, pois este não foi medido por Bárbara (2006) em seu estudo.

A partir dos gráficos mostrados nas Figura 38 e Figura 39, tanto na calibração quanto na validação, os resultados do sistema de modelagem estão de acordo com os dados obtidos em campo. Principalmente para parâmetros considerados mais importantes, tais como o oxigênio dissolvido, a CDBO, a temperatura e o pH que estão bem ajustados.

### **7.2.2 Aplicações do Sistema de Modelagem na Qualidade da Água**

As simulações realizadas a seguir consistiram em introduzir no sistema de modelagem, após a calibração, condições de despejo de poluentes ou regulação de fluxo da água que ainda não existem no curso do rio. Com a intenção de obter respostas sobre o comportamento do corpo hídrico após essas perturbações e compará-las com o seu estado atual, para verificar o grau de degradação que o rio iria apresentar caso houvesse tal interferência. Em muitos dos cenários estudados no presente trabalho o objetivo é dispor de ferramentas de suporte à decisão, ao planejamento, ao diagnóstico e à gestão dos ecossistemas aquáticos.

Todas as aplicações foram comparadas com os resultados obtidos na calibração do modelo. Então, quando se refere sobre a análise dos resultados simulados, que determinada variável diminuiu ou aumentou foi em relação ao seu valor encontrado na calibração.

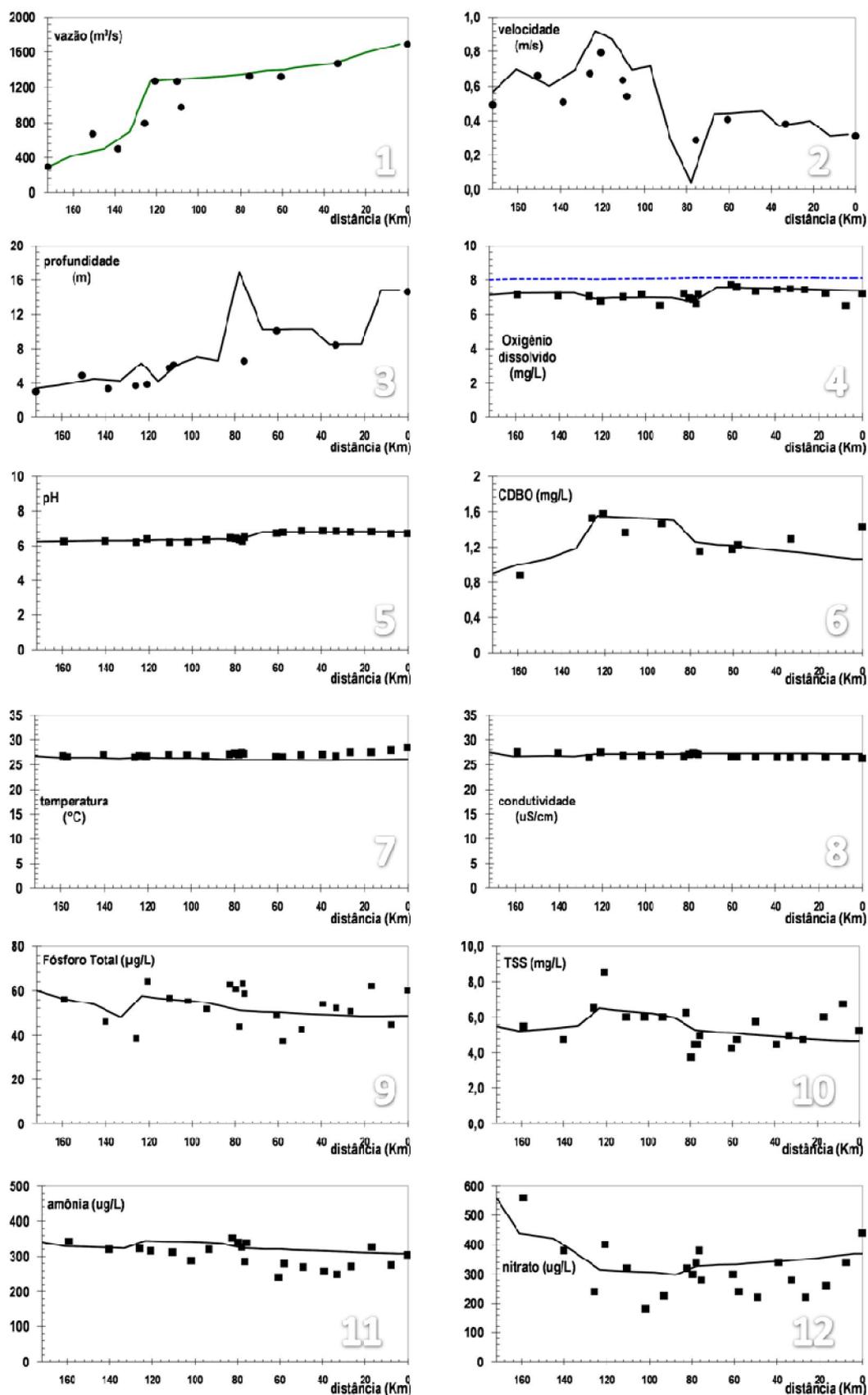


Figura 38: Gráficos de calibração do sistema de modelagem QUAL2Kw. A linha pontilhada no gráfico de OD indica o ponto de saturação do oxigênio dissolvido na água.

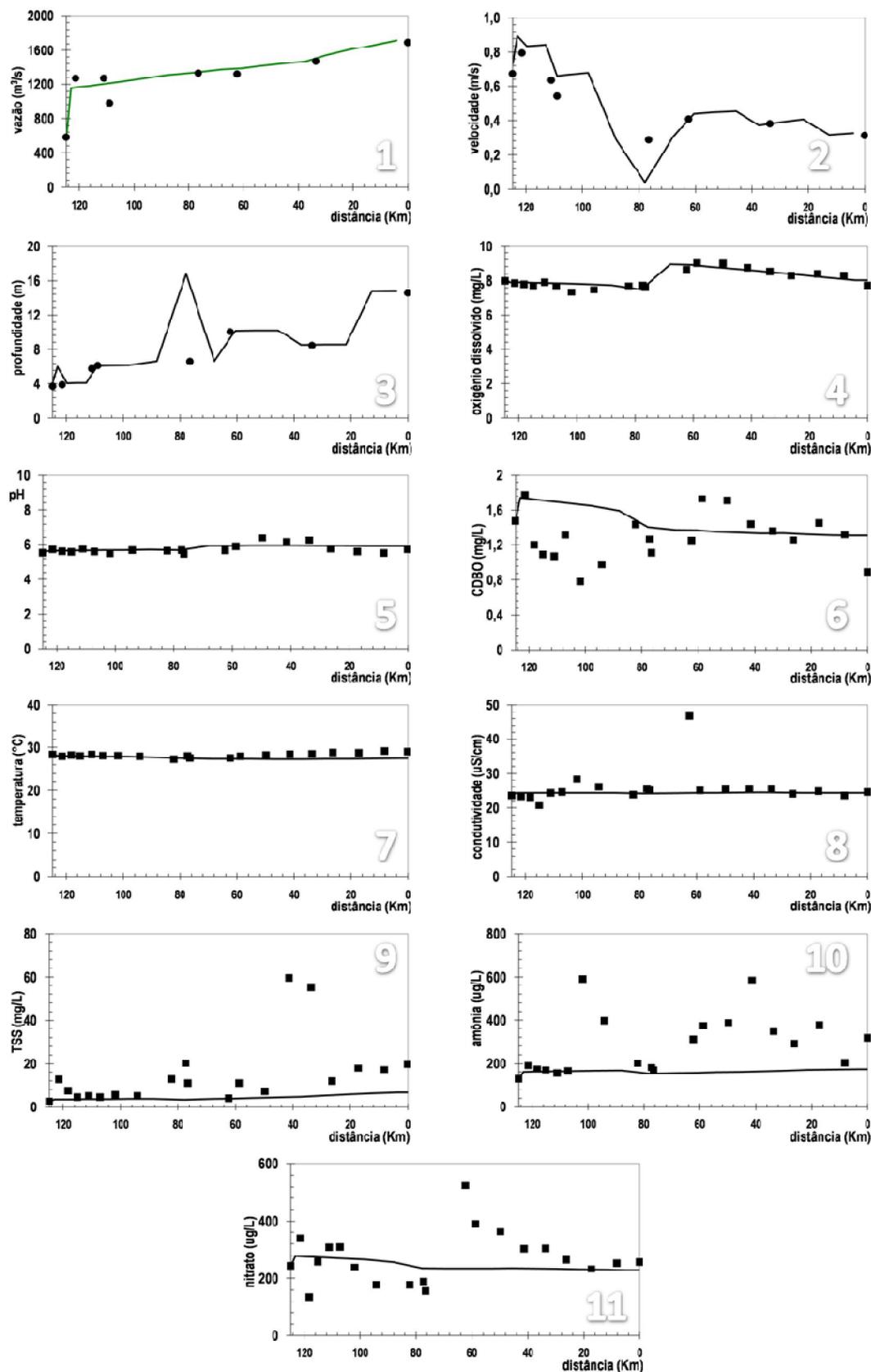


Figura 39: Gráficos de validação do sistema de modelagem QUAL2Kw com os dados da qualidade da água de Bárbara (2006).

### 7.2.2.1 Aplicação do sistema de modelagem utilizando os cenários propostos por Bárbara (2006)

Esta aplicação da modelagem foi realizada utilizando os cenários propostos por Bárbara (2006). Os gráficos com as simulações dos cenários 1, 2 e 3 propostos por Bárbara (2006) estão dispostos nas Figura 40, Figura 41 e Figura 42, respectivamente.

#### Cenário 1:

A vazão utilizada foi a vazão média (Tabela 10/3ª coluna). A velocidade da água (Gráfico 2 da Figura 40) variou apenas entre 120 e 110 km (trecho 5). No trecho 5, foi simulada a implantação da barragem proposta por Bárbara (2006). Nesse trecho, a velocidade simulada ficou em  $0,06 \text{ ms}^{-1}$ . A profundidade do rio (Gráfico 3 da Figura 40) também variou somente nesse trecho, chegando a 14,62 m. Essas variações na velocidade e na profundidade da água obtidas na simulação são satisfatórias quando se trata da implantação de barragens no curso do rio.

O parâmetro OD simulado (Gráfico 4 da Figura 40) apresentou uma pequena diminuição na sua concentração pela interferência da barragem implantada no trecho 5. A concentração de OD simulada neste trecho ficou em  $6,66 \text{ mgL}^{-1}$ . No trecho seguinte, a partir do km 110, a concentração simulada voltou a aumentar, permanecendo assim até o km 0. A média dos valores simulados, neste mesmo perímetro, ficou em  $7,40 \text{ mgL}^{-1}$ .

O sistema de modelagem respondeu de forma coerente a variação do OD antes e após a barragem simulada. Antes de barragens, normalmente, a concentração de OD diminui, pois o reservatório é um ambiente mais lântico que o resto do rio. Então, o baixo movimento das águas causa pouca reaeração e a sedimentação, a nitrificação, a fotossíntese e a oxidação pelos microorganismos são mais intensos e consomem o OD da água. Após a barragem o OD aumenta devido à reaeração causada pela queda da água de forma turbulenta. Dessa forma, a água dissolve o oxigênio do ar atmosférico com mais facilidade.

Comparando a simulação de Bárbara (2006) com a simulação atual, no trecho seguinte à implantação da barragem, entre 110 e 101 km (trecho 6), em Bárbara (2006) observou-se aumento na concentração de OD, que variou de  $6,80 \text{ mgL}^{-1}$  antes da implantação da barragem para  $7,40 \text{ mgL}^{-1}$  após a barragem ter sido simulada. Na atual simulação também ocorreu aumento da concentração de OD neste mesmo trecho, porém em menor proporção,

passando de  $6,96 \text{ mgL}^{-1}$  antes da implantação da barragem para  $7,15 \text{ mgL}^{-1}$  com a barragem simulada.

Para o pH simulado (Gráfico 5 da Figura 40) ocorreu apenas uma pequena variação no trecho 5, onde a implantação da futura barragem foi simulada, havendo uma pequena diminuição, cujo valor foi 6,31. Logo em seguida, a partir do trecho 6 o valor simulado aumentou. A média simulada a partir do trecho 6 até o trecho 18 foi de 6,75.

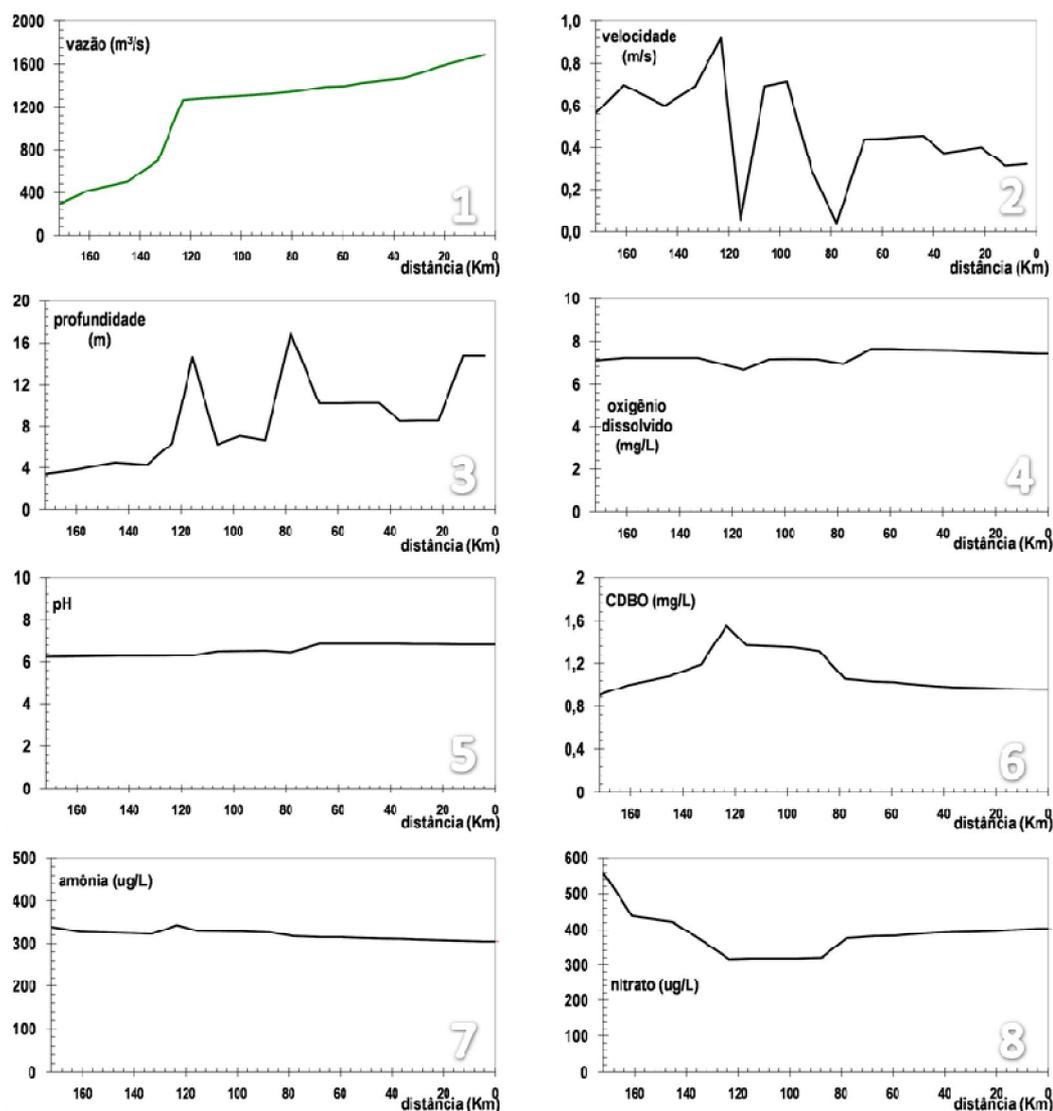


Figura 40: Simulação no sistema de modelagem QUAL2Kw do cenário 1 proposto por Bárbara (2006).

Para a CDBO simulada, a influência da barragem gerou uma pequena queda na concentração deste parâmetro no trecho 5. No reservatório da barragem implantada (Gráfico 6 da Figura 40), a concentração de CDBO caiu para  $1,37 \text{ mgL}^{-1}$ . A implantação da barragem no km 110, fez a concentração de CDBO diminuir em todo trecho do estudo, caindo para um

valor médio igual a  $1,09 \text{ mgL}^{-1}$ . O sistema de modelagem relaciona a queda da CDBO, principalmente, com a oxidação e a sedimentação (PELLETIER e CHAPRA, 2006). Esses processos tendem a ser mais acentuados no reservatório. Portanto, é provável que tais fatores tenham causado a diminuição da CDBO neste ambiente.

A concentração de amônia simulada (Gráfico 7 da Figura 40) a partir do km 110 apresenta tendência de queda. A média das concentrações de amônia simulada a partir deste trecho foi de  $0,315 \text{ mgL}^{-1}$ . Com a concentração de nitrato ocorre o contrário, a partir do km 110 a concentração média simulada (Gráfico 8 da Figura 40) aumentou para  $0,372 \text{ mgL}^{-1}$ . Isso indica que após o trecho da barragem se intensificou o processo de nitrificação, que é a conversão da amônia em nitrato com consumo do OD disponível.

### **Cenário 2:**

A vazão, velocidade e profundidade simuladas neste cenário (Gráficos 1, 2 e 3 da Figura 41) não sofreram variações consideráveis com a entrada das fontes pontuais de descarga em frente às cidades de Porto Grande e Ferreira Gomes, pois a vazão de entrada é muito pequena em relação à vazão do rio.

Nesse cenário, apesar da entrada das cargas poluidoras pontuais (Tabela 15) nos km 105 e 60, na frente das cidades de Porto Grande e Ferreira Gomes, respectivamente, a concentração de OD simulada (Gráfico 4 da Figura 41) não apresentou variação. Neste contexto, a concentração média se manteve em torno de  $7,23 \text{ mgL}^{-1}$ .

Para a concentração de OD, a simulação realizada por Bárbara (2006) apresentou uma pequena diminuição em frente à cidade de Porto Grande. Sem as fontes pontuais de poluição, a concentração de OD, verificada por Bárbara (2006), nesse local foi de  $6,80 \text{ mgL}^{-1}$ . Após a simulação realizada por Bárbara (2006), a concentração de OD diminuiu para  $6,40 \text{ mgL}^{-1}$ .

O pH simulado (Gráfico 5 da Figura 41) também não variou, permanecendo com os mesmos valores antes e depois da simulação das fontes pontuais.

A concentração da CDBO simulada (Gráfico 6 da Figura 41) teve uma ligeira variação. No trecho em frente à cidade de Porto Grande, a concentração da CDBO aumentou ligeiramente para  $1,55 \text{ mgL}^{-1}$ . A partir da cidade de Porto Grande até o km 0, a concentração da CDBO simulada manteve esse pequeno aumento, ficando em média com  $1,25 \text{ mgL}^{-1}$ . Esse ligeiro aumento na concentração de CDBO ocorre por conta da simulação dos despejos dos efluentes em frente a essa cidade.

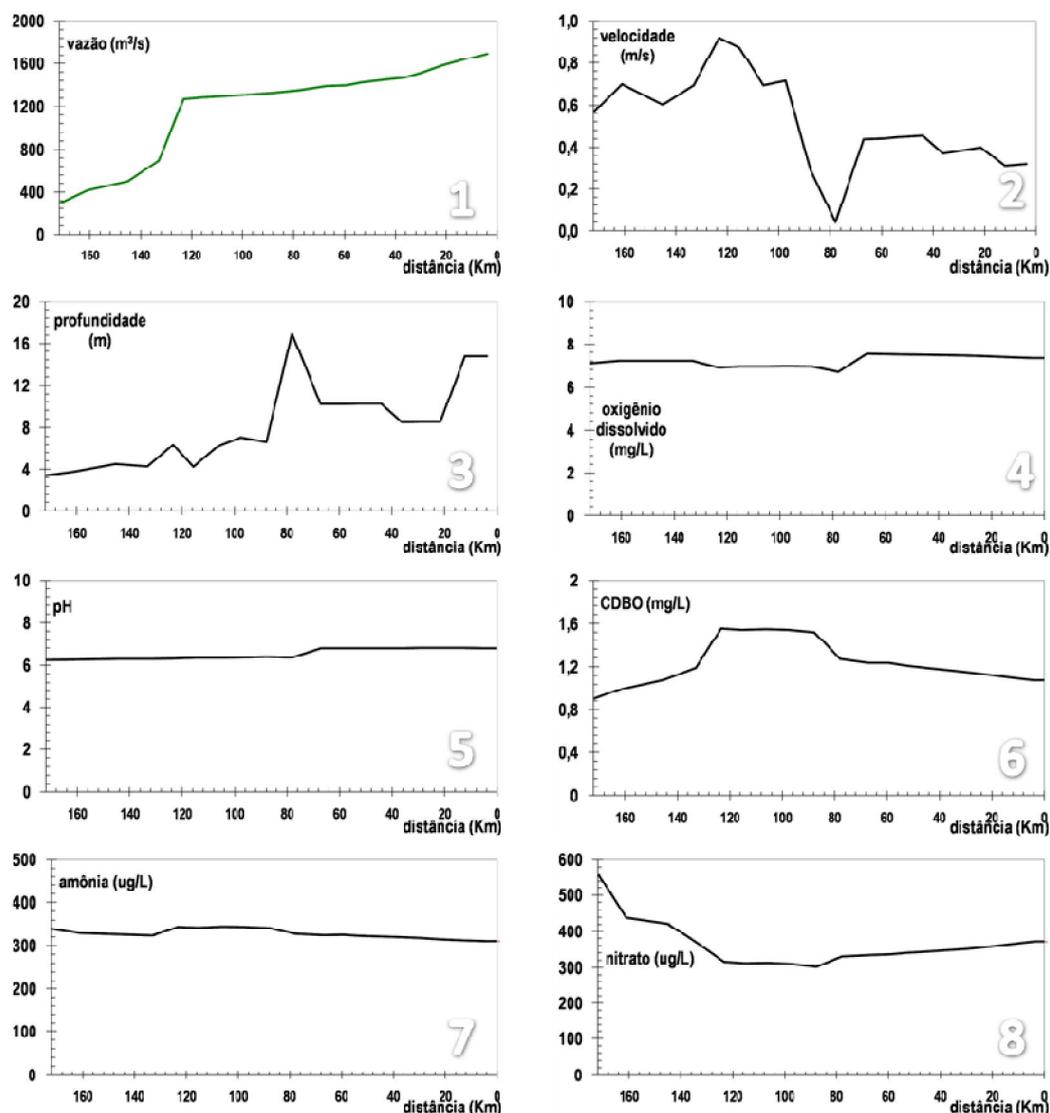


Figura 41: Simulação no sistema de modelagem QUAL2Kw do cenário 2 proposto por Bárbara (2006).

As concentrações de amônia e nitrato simuladas (Gráficos 7 e 8 da Figura 41) tiveram aumento a partir da cidade de Porto Grande. As concentrações médias desses parâmetros simulados subiram 1,12% e 0,74%, respectivamente. Essa elevação da concentração desses dois parâmetros – principalmente em frente das cidades que neste cenário despejam efluentes – ocorre porque o efluente simulado possui grandes quantidades de nitrogênio em todas as suas formas (Tabela 15).

### Cenário 3:

Neste cenário a vazão (Gráfico 1 da Figura 42) utilizada foi a vazão na estigagem (Tabela 10). A velocidade e a profundidade (Gráfico 2 e 3 da Figura 42) foram intensamente influenciadas por esta vazão, reduzindo bastante seus valores. A velocidade simulada da água

apresenta seu pico na junção dos rios Amapari e Araguari, entre 125 e 120 km (trecho 4), onde alcançou  $0,48 \text{ ms}^{-1}$ . A partir deste local a velocidade decresce, chegando ao km 0 em  $0,04 \text{ ms}^{-1}$ . Essa diminuição é mais acentuada nos trechos a montante da barragem (km 73) onde a média da velocidade chega a  $0,05 \text{ ms}^{-1}$ .

Com relação a profundidade do rio, ocorreu o inverso do exposto para velocidade. A profundidade apresentou tendência de aumento a partir do trecho 1 até atingir o seu maior valor no trecho 18, onde mede 13,35 m.

As concentrações simuladas de OD (Gráfico 4 da Figura 42) – neste cenário de descarte de efluentes com as vazões dos rios na estiação – foram influenciadas pela barragem da UHECN (km 73). A partir do km 160 até a barragem a média da concentração de OD simulada foi de  $7,46 \text{ mgL}^{-1}$ . Após a barragem até o km 0 a concentração média de OD simulada diminuiu para  $6,86 \text{ mgL}^{-1}$ .

A simulação de Bárbara (2006) para este cenário mostrou significativa queda na concentração de OD. Principalmente entre a cidade de Porto Grande e a barragem da UHECN, onde a concentração de OD atingiu níveis abaixo de  $4 \text{ mgL}^{-1}$ . Na simulação atual (Gráfico 4 da Figura 42) a concentração de OD, neste mesmo perímetro, não ficou abaixo de  $6,67 \text{ mgL}^{-1}$ .

O pH simulado (Gráfico 5 da Figura 42) também teve o mesmo comportamento que as concentrações de OD. Apresentando do início até a barragem o valor de 6,55 em média. Porém, depois da barragem até o final a média simulada ficou em 6,39.

A concentração da CDBO simulada (Gráfico 6 da Figura 42) em frente a cidade de Porto Grande, km 105, foi  $1,63 \text{ mgL}^{-1}$ . A concentração da CDBO aumentou mais que no cenário anterior, devido a vazão do rio ter diminuído e a vazão das fontes de descarga em frente as cidades terem permanecido as mesmas, contribuindo com as mesmas cargas durante todo o ano.

As concentrações simuladas de amônia e nitrato (Gráficos 7 e 8 da Figura 42) apresentaram ligeira elevação. Para amônia a maior concentração simulada foi  $0,375 \text{ mgL}^{-1}$ , entre 110 e 101 km, em frente a cidade de Porto Grande. Já a concentração simulada de nitrato apresentou seu maior valor no km 60 (trecho 11), em frente a cidade de Ferreira Gomes, com  $0,447 \text{ mgL}^{-1}$ , pelo mesmo motivo exposto acima para a concentração da CDBO.

Esta primeira aplicação do sistema de modelagem reanalisou os cenários propostos por Bárbara (2006). Em nenhum dos três cenários propostos as concentrações dos constituintes simulados sofreram alterações que chegassem a infringir a legislação 357/05 do

CONAMA. Apenas observaram-se pequenas variações em relação aos valores calibrados no sistema de modelagem.

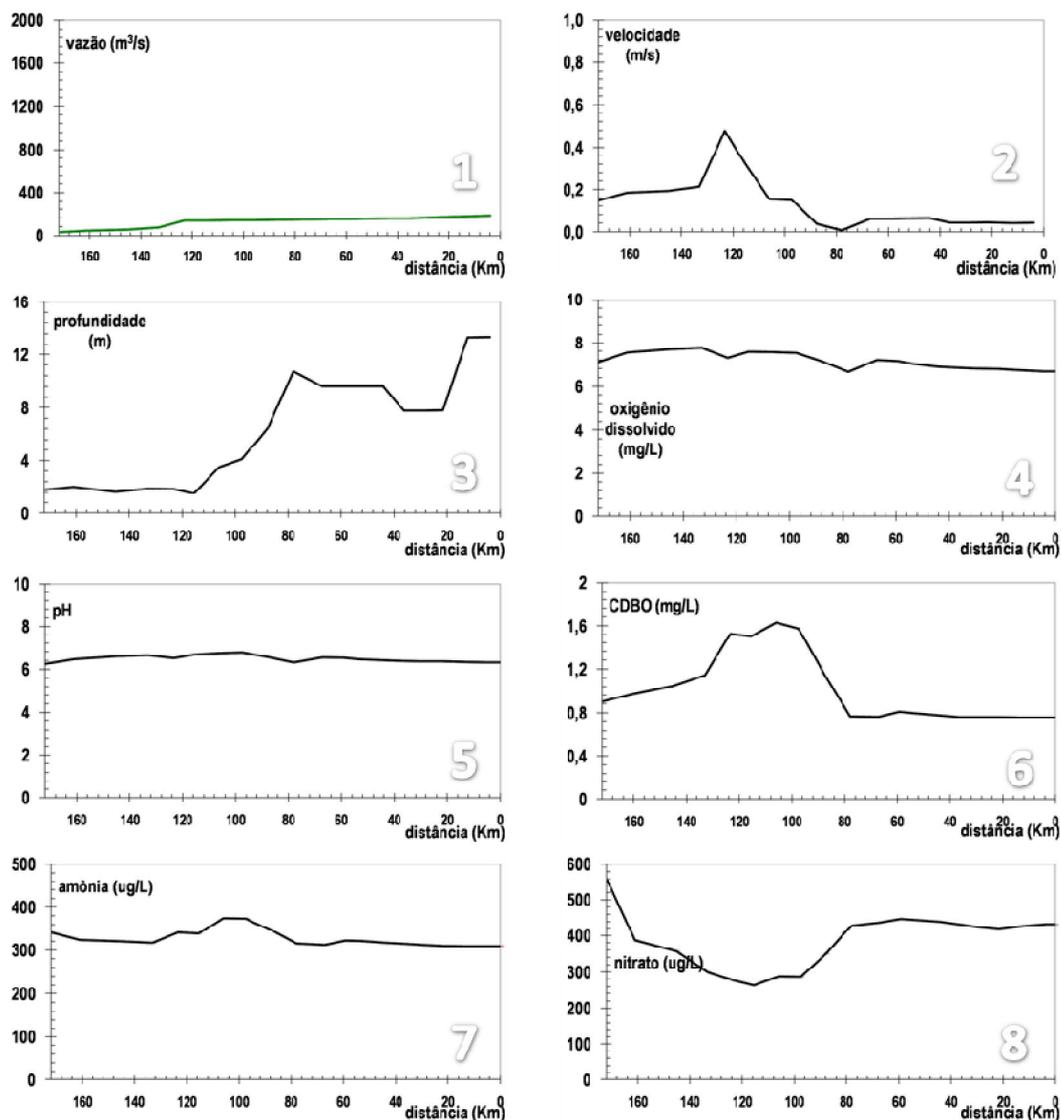


Figura 42: Simulação no sistema de modelagem QUAL2Kw do cenário 3 proposto por Bárbara (2006).

Fazendo uma comparação entre as duas simulações, a realizada por Bárbara (2006) e a atual, observou-se, no primeiro cenário, que na implantação da barragem, ambas tiveram a mesma tendência para as concentrações de OD, apenas com pequenas diferenças nas concentrações deste parâmetro. Tanto o QUAL2E quanto o QUAL2Kw representaram muito bem o que ocorre quando uma barragem é erguida no curso do rio: a velocidade diminuiu, a profundidade aumentou, o pH e a concentração de OD diminuíram no reservatório da barragem. Porém, após a queda d'água, devido a reaeração provocada pela barragem, tanto o pH quanto a concentração de OD aumentaram. Esse comportamento das variáveis é similar ao

que ocorreu no monitoramento da qualidade da água (Figura 34 e Figura 36) no trecho da barragem da UHECN. Portanto, as respostas do sistema de modelagem se aproximaram bastante do observado.

Para a CDBO não se estabeleceram relações entre as simulações atuais e as anteriores, pois os valores de CDBO inseridos no sistema de modelagem por Bárbara (2006) eram superiores a  $8 \text{ mgL}^{-1}$ . Na simulação atual, as concentrações de CDBO inseridas no sistema de modelagem não ultrapassaram  $1,6 \text{ mgL}^{-1}$ . Essa diferença entre as concentrações pode ter ocorrido pela utilização de diferentes métodos de análise da concentração de CDBO.

Ainda comparando as simulações, nos cenários 2 e 3, estas se mostraram bastantes distintas para as concentrações de OD. No QUAL2E, houve grandes variações nas concentrações de OD, tanto que no cenário 3 os valores atingiram limites inferiores a  $4 \text{ mgL}^{-1}$ . Na simulação atual, no QUAL2Kw, o cenário 2 não promoveu qualquer variação na concentrações de OD e, no cenário 3, a simulação apresentou apenas ligeiras variações nas concentrações deste parâmetro.

A diferença no comportamento das simulações pode estar relacionada com as novas interações entre as variáveis que foram incluídas no sistema de modelagem QUAL2Kw (Figura 5 e Figura 6). Por exemplo, uma das maiores inadequações do QUAL2E é a ausência da interação que converte à morte de algas para a concentração da CDBO (AMBROSE et al., 1987; PARK e UCHRIN, 1996, 1997). Além disso, o QUAL2Kw também inclui, como interação na qualidade da água, a redução da DBO pela denitrificação, a interação entre OD e as plantas fixas e os impactos dos sedimentos na conversão biológica dos coliformes fecais (KANDEL et al, 2007).

Outra explicação mais simples para os comportamentos distintos da concentração de OD nas simulações realizadas pode estar nos elevados valores de CDBO utilizados por Bárbara (2006), vez que em ambos os modelos a concentração de CDBO tem relação direta com o consumo de OD através da oxidação.

#### **7.2.2.2 Aplicação do sistema de modelagem utilizando o inventário do PROVAM (1999)**

Esta aplicação do sistema de modelagem (Figura 43 e Figura 44) simulou os potenciais impactos causados pelas barragens que estão previstas em um inventário

hidroenergético do PROVAM (1999) com o objetivo de geração de energia elétrica. Segundo o PROVAM (1990), além da barragem da UHECN já existente, três novas apresentam viabilidade técnica para serem edificadas no trecho em estudo. Foram realizadas duas simulações para esta aplicação do sistema de modelagem, o cenário 4 utilizou a vazão média (Tabela 10/2<sup>a</sup> coluna) e o cenário 5 utilizou a vazão na estiagem (Tabela 10/3<sup>a</sup> coluna).

#### **Cenário 4:**

A vazão (Gráfico 1 da Figura 43) não variou. Porém, como era de se esperar a velocidade e a profundidade (Gráficos 2 e 3 da Figura 43) sofreram diversas modificações. A velocidade diminuiu bastante nos trechos com barragem, chegando a  $0,02 \text{ ms}^{-1}$  no km 140 (trecho 2),  $0,04 \text{ ms}^{-1}$  no km 93 (trecho 7) e  $0,04 \text{ ms}^{-1}$  no km 60 (trecho 10). A profundidade aumentou nos reservatórios formados pelas barragens, chegando a 12,56 m no km 140 (Bambu), 15,70 m no km 93 (Cachoeira Caldeirão) e 17,09 m no km 60 (Ferreira Gomes I).

A concentração de OD simulado (Gráfico 4 da Figura 43) não apresentou consideráveis variações, oscilou apenas no km 140, reservatório da barragem Bambu, e no km 60, reservatório da barragem Ferreira Gomes I. A simulação apresentou diminuição na concentração de OD no km 140 para  $6,79 \text{ mgL}^{-1}$  e no km 60 para  $6,42 \text{ mgL}^{-1}$ . Esta última a menor concentração de OD encontrada nesta aplicação do sistema de modelagem.

O pH simulado neste cenário (Gráfico 5 da Figura 43) não apresentou variações consideráveis. As barragens não influenciaram de forma relevante este parâmetro no sistema de modelagem.

A concentração da CDBO simulada (Gráfico 6 da Figura 43) diminuiu em todos os trechos, tendo em média  $1 \text{ mgL}^{-1}$ .

Para a concentração de nitrato simulada (Gráfico 7 da Figura 43), há uma ligeira alteração deste constituinte com a implantação das barragens. A concentração média simulada aumentou para  $400,71 \text{ } \mu\text{gL}^{-1}$ .

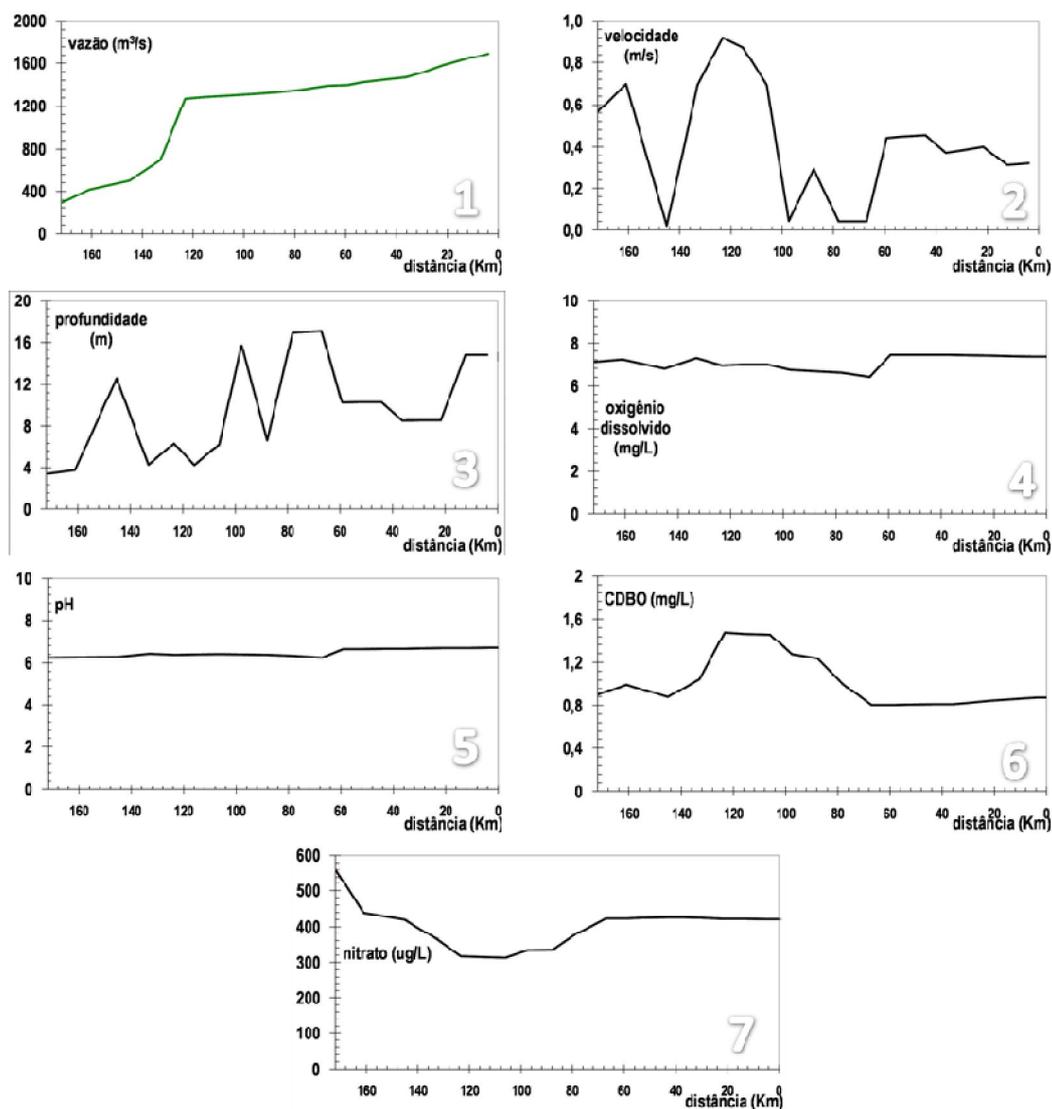


Figura 43: Simulação do trecho em estudo com três novas barragens, com as vazões médias.

### Cenário 5

A vazão (Gráfico 1 da Figura 44) utilizada foi a vazão na estiagem (Tabela 10). A velocidade e a profundidade (Gráfico 2 e 3 da Figura 44) foram bastante influenciadas pela vazão e pelas barragens implantadas no trecho em estudo. A velocidade diminuiu ainda mais que no cenário 4, chegando a  $0,003 \text{ ms}^{-1}$  no km 140,  $0,01 \text{ ms}^{-1}$  no km 93 e  $0,01 \text{ ms}^{-1}$  no km 60. A profundidade também diminuiu com a redução da vazão, alcançando 10,27 m no Bambu, 9,71 m na Cachoeira Caldeirão e 10,76 m na Ferreira Gomes I. Esse quadro apresentado acima mostra novamente a excelente adequação do sistema de modelagem para os parâmetros hidráulicos do rio Araguari, pois este comportamento dos parâmetros era esperado para o período de estiagem.

A concentração de OD simulada (Gráfico 4 da Figura 44) neste cenário, oscilou mais pronunciadamente que no cenário anterior, com mais variabilidade entre as concentrações. Os valores mínimos simulados nas barragens foram  $6,64 \text{ mgL}^{-1}$  no Bambu,  $6,76 \text{ mgL}^{-1}$  na Cachoeira Caldeirão e  $6,61 \text{ mgL}^{-1}$  na Ferreira Gomes I.

Com a implantação das barragens, a concentração da CDBO (Gráfico 6 da Figura 44) neste cenário diminuiu ainda mais que no cenário 4. Em média apresentou o valor de  $0,88 \text{ mgL}^{-1}$ . Essa variação na concentração da CDBO pode ter sido influenciada pela diminuição da velocidade neste cenário, causando um processo mais intenso de sedimentação que fez com que diminuísse ainda mais a concentração da CDBO.

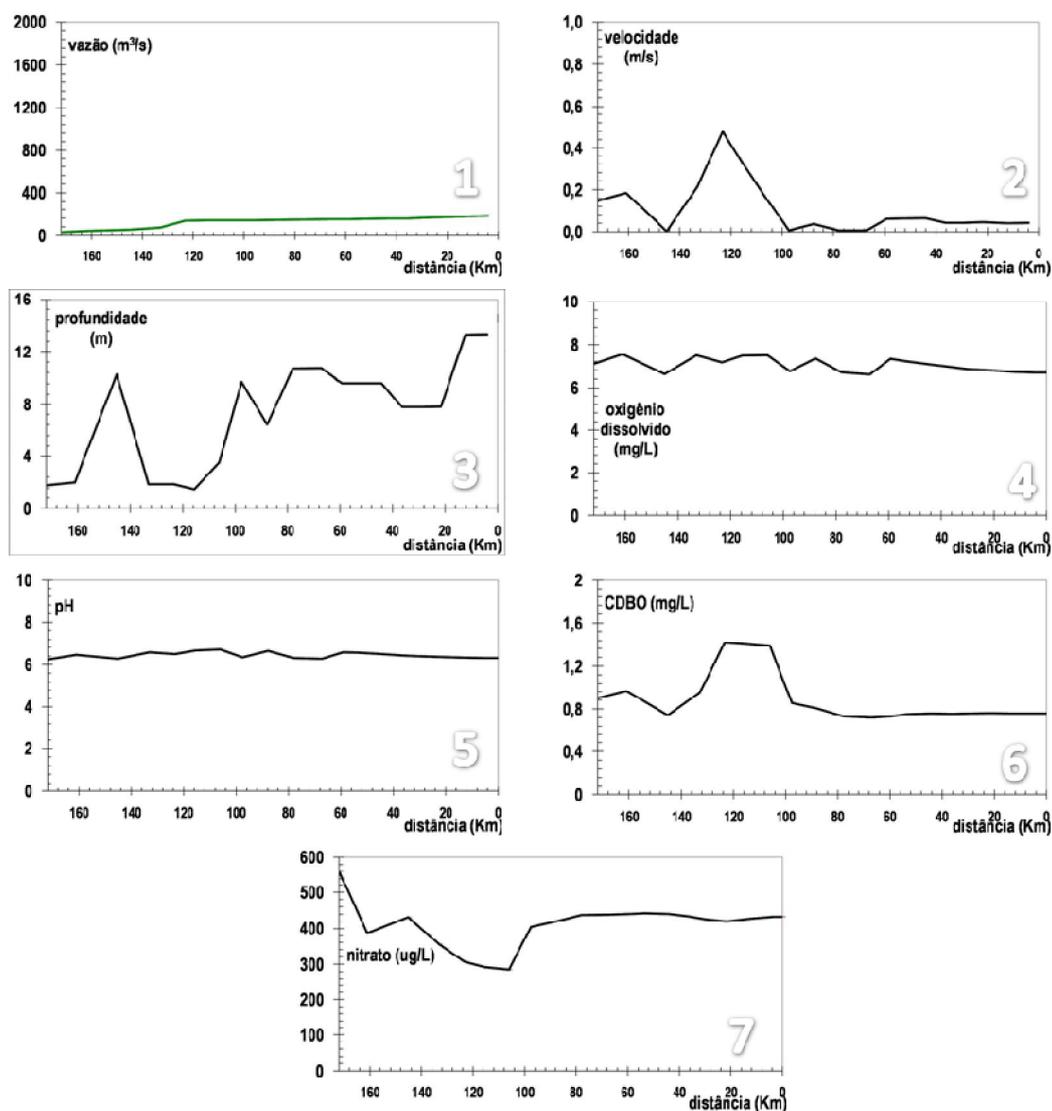


Figura 44: Simulação do trecho em estudo com três novas barragens, no período de estiagem.

A concentração de nitrato simulada (Gráfico 7 da Figura 44) neste cenário aumentou ainda mais que no cenário anterior e atingiu em média  $410,83 \mu\text{gL}^{-1}$ . Muito provavelmente esse ligeiro aumento na concentração de nitrato se deu pela nitrificação da amônia, que neste cenário apresentou ligeira diminuição da sua concentração.

Nos cenários 4 e 5, apesar de todos os impactos ambientais causados pela implantação de potenciais projetos de geração de energia elétrica, as simulações realizadas pelo sistema de modelagem foram bastante otimistas em relação a qualidade da água. Nesta simulação, em nenhum momento, as variações nas concentrações dos constituintes simulados ultrapassaram os limites máximos e mínimos estipulados pela resolução 357/05 do CONAMA.

As variações de OD, CDBO, pH e nitrato nos cenários 4 e 5 ocorreram de forma muito similar ao exposto no cenário 1, já que os cenários tem como interferência controladores de fluxo da água.

### **7.2.2.3 Aplicação do sistema de modelagem tendo como fonte de poluição o rio Amapari**

Esta aplicação do sistema de modelagem (Figura 45 e Figura 46) verificou o comportamento do rio Araguari a partir da simulação que apresentou o rio Amapari, seu principal afluente em volume de água, como fonte de carga poluidora. Nesta aplicação do sistema de modelagem o rio Amapari foi considerado como um rio de classe 3, despejando no canal principal a carga limite preconizada pela resolução 357/05 do CONAMA (Tabela 16). Foram realizadas duas simulações para esta aplicação do sistema de modelagem, gerando dois novos cenários. O cenário 6 foi simulado com a vazão média e o cenário 7 com a vazão na estiagem (Tabela 10).

#### **Cenário 6:**

Pelo gráfico de vazão (Gráfico 1 da Figura 45), percebeu-se a enorme contribuição em volume de água que entra no rio Araguari devido a confluência com o rio Amapari. Esta confluência ocorre no km 124 (trecho 4). A contribuição anual média de água que o rio Amapari despeja no Araguari é de, aproximadamente,  $579,41 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ .

A velocidade simulada da água (Gráfico 2 da Figura 45) na foz do Amapari (trecho 4) foi de  $0,92 \text{ ms}^{-1}$ , a maior em todos os 160 km do trecho em estudo. A partir deste ponto há decréscimo na velocidade até o km 73, quando a velocidade da água simulada sobe novamente até alcançar  $0,44 \text{ ms}^{-1}$ . A profundidade simulada do rio (Gráfico 3 da Figura 45) foi crescente e a máxima ocorreu no reservatório da UHECN entre o km 82 e 73, onde mediu 16,9 m.

A concentração de OD simulada (Gráfico 4 da Figura 45), na foz do Amapari no km 124, diminuiu para  $5,73 \text{ mgL}^{-1}$ . A concentração de OD simulada só se recuperou após a barragem da UHECN, no km 73. Contudo, a concentração de OD atinge o menor valor no reservatório entre o km 82 e 73, chegando a  $5,11 \text{ mgL}^{-1}$ . Isso ocorreu pela descarga que o rio Amapari despeja no canal principal, este rio neste cenário apresenta OD de  $4 \text{ mgL}^{-1}$  e CDBO de  $10 \text{ mgL}^{-1}$ . Essa carga aliada à oxidação mais intensa no reservatório causou a queda de OD.

Portanto, a concentração de OD no rio Araguari foi diminuída logo após o processo de mistura, pois o OD do Amapari era menor e causou o processo de diluição ao se misturar com as águas do Araguari. Ao mesmo passo, a CDBO do rio Araguari foi concentrada pela contribuição de carga poluidora oriunda do rio Amapari, a qual se intensificou no reservatório. Em seguida ocorreu a recuperação em função da reaeração causada na barragem.

Mesmo com todo esse aporte de poluentes entrando no canal principal (Tabela 16), os valores de OD no rio Araguari não ultrapassaram o limite mínimo de concentração estipulado pela resolução 357/05 do CONAMA, que é de  $5 \text{ mgL}^{-1}$  para rios de classe 2.

O pH simulado (Gráfico 5 da Figura 45) do rio Araguari não variou pela entrada da carga do rio Amapari. Isso porque o pH do rio Amapari utilizado na calibração do sistema de modelagem foi de 6,3 e o pH utilizado na simulação da carga deste cenário foi de 6,0. Portanto, houve um aumento na carga de apenas 0,3 para o pH. Uma carga muito pequena de pH, incapaz de perturbar o regime do rio Araguari.

A concentração simulada de CDBO (Gráfico 6 da Figura 45) sofreu, a partir da foz do Amapari, forte elevação nos seus valores. A simulação neste ponto apresentou considerável aumento, a concentração de CDBO subiu para  $5,09 \text{ mgL}^{-1}$ . Este valor foi o maior alcançado em todas as simulações realizadas. Aqui pela primeira vez a CDBO infringiu a legislação, devido o aporte de carga do rio Amapari entrar no rio Araguari com uma CDBO de  $10 \text{ mgL}^{-1}$ . Causando intensas interações de diluição e oxidação nesse trecho.

Para a simulação de fósforo total, amônia e nitrato (Gráficos 7, 8 e 9 da Figura 45) as maiores concentrações observadas ocorreram exatamente na foz do Amapari. Na simulação

deste cenário suas concentrações subiram para  $0,094 \text{ mgL}^{-1}$ ,  $6,227 \text{ mgL}^{-1}$  e  $5,173 \text{ mgL}^{-1}$ , respectivamente. Para estas variáveis, o responsável por esses aumentos nas concentrações foi o aporte de cargas que entra por causa do rio Amapari o qual para o fósforo foi de  $0,15 \text{ mgL}^{-1}$ , para a amônia foi de  $13,3 \text{ mgL}^{-1}$  e para o nitrato foi de  $10 \text{ mgL}^{-1}$ , embora as concentrações sejam elevadas, houve perfeita assimilação pelo canal principal.

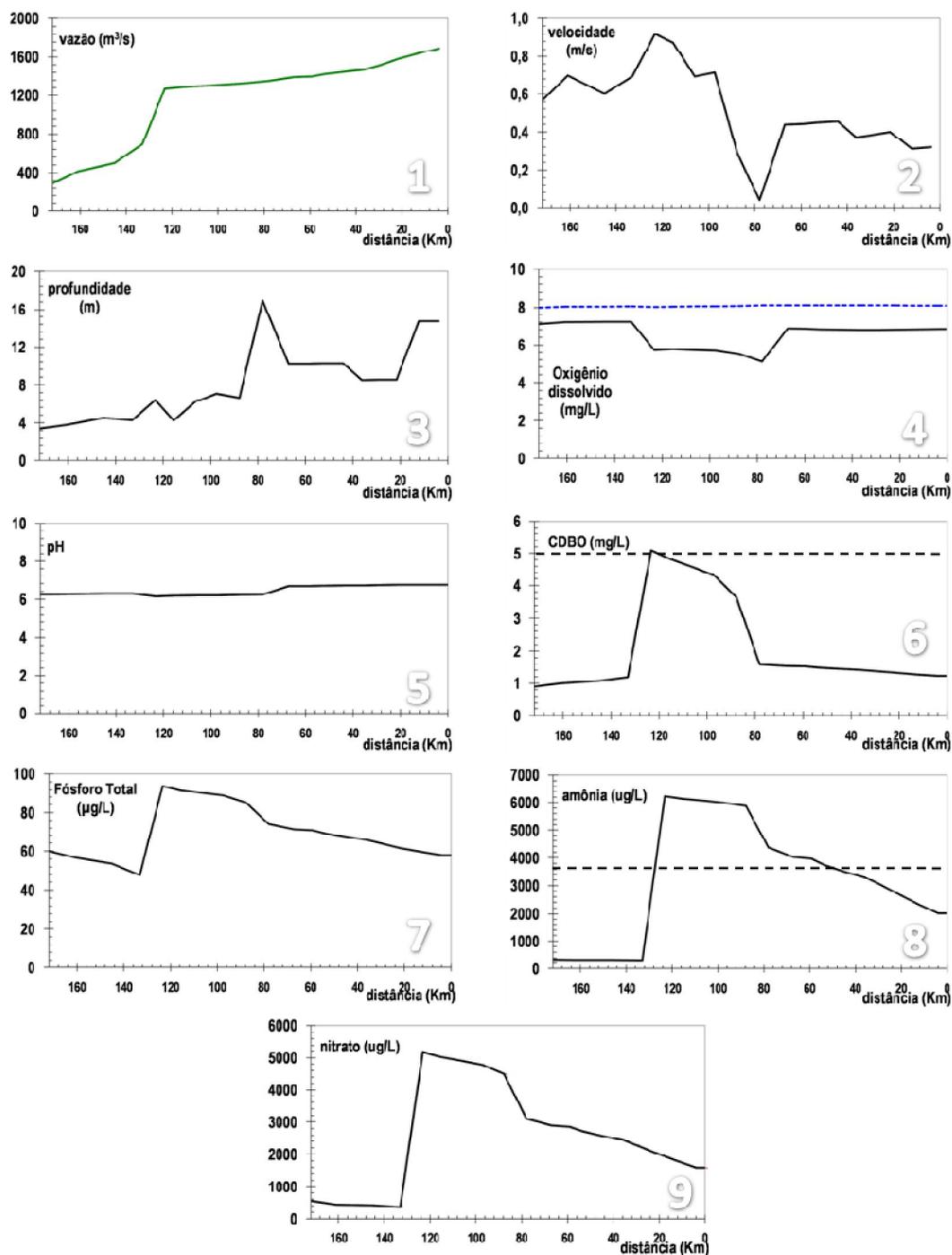


Figura 45: Simulação das condições limites para rios de classe 3 do rio Amapari, na média das vazões. A linha tracejada nos gráficos 6 e 8 indica o padrão máximo estipulado pela resolução 357/05 do CONAMA.

Dos parâmetros acima, somente a concentração de amônia ultrapassou o limite estabelecido pela resolução 357/05 do CONAMA, que tem como padrão  $3,7 \text{ mgL}^{-1}$  para rios de classe 2. Como visto, essa irregularidade foi devido a elevada concentração deste constituinte que entrou no curso do rio.

### **Cenário 7:**

Neste cenário, como no cenário 3 e 5, a vazão do rio Araguari (Gráfico 1 da Figura 46) foi do período de estiagem e como tal teve suas contribuições diminuídas. O rio Amapari, principal afluente, diminuiu sua vazão para apenas  $61,54 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Isso representou, em relação à média anual, uma redução na vazão de 89,38%, indicando a importância hidroclimática do rio Amapari para esta bacia e para a geração de energia.

A velocidade simulada (Gráfico 2 da Figura 46) neste cenário teve seu maior valor na foz do Amapari (124 km) com  $0,48 \text{ ms}^{-1}$ . Após esse local, a velocidade simulada apresentou tendência de queda até o km 0. A profundidade simulada (Gráfico 3 da Figura 46), ao contrário da velocidade, apresentou tendência de aumento principalmente a partir do km 110. A profundidade máxima foi atingida entre o km 7 e o km 0, alcançando 13,36 m.

A concentração simulada de OD (Gráfico 4 da Figura 46) na foz do Amapari é de  $6,25 \text{ mgL}^{-1}$ . Porém, é entre o km 93 e o km 82 que é observado a mínima concentração simulada neste cenário, cujo valor é de  $6,18 \text{ mgL}^{-1}$ . Observou-se pequena melhora da concentração de OD em relação ao cenário anterior, a diminuição do volume de água e conseqüentemente diminuição na carga foram os responsáveis por essa melhora.

A concentração simulada da CDBO (Gráfico 6 da Figura 46) na foz do Amapari atinge  $5,01 \text{ mgL}^{-1}$ . A concentração da CDBO foi menor que no cenário anterior influenciada, principalmente, pela diminuição na carga. A diferença entre os cenários 6 e 7 para a CDBO está na recuperação do rio. Após o impacto a tendência do rio é voltar ao estado de equilíbrio pela autodepuração. Esse equilíbrio foi conseguido no reservatório quando a concentração da CDBO retorna próximo ao normal.

Além da diminuição na carga, a CDBO é consumida pela oxidação e desnitrificação e, dependendo do equilíbrio do rio, aumentou ou diminuiu com a troca sedimentar. Então, o reservatório ajuda na sedimentação da CDBO, por ser um ambiente lântico, isto é, apresenta baixa velocidade. No cenário 7, a concentração de CDBO atingiu valores menores que no cenário 6, isso porque a carga é menor e a sedimentação ocorreu com mais intensidade no cenário 7 por ter apresentado velocidade da água bem mais baixa que o cenário 6.

As concentrações simuladas de fósforo, amônia e nitrato (Gráficos 7, 8 e 9 da Figura 46) apresentaram suas concentrações máximas, neste cenário, na foz do Amapari com  $0,082 \text{ mgL}^{-1}$ ,  $6,193 \text{ mgL}^{-1}$  e  $5,05 \text{ mgL}^{-1}$ , respectivamente. A sedimentação e a redução no volume de água e, conseqüentemente na carga de nutrientes do rio Amapari, novamente aqui foi responsável pelas reduções observadas na concentração destes parâmetros.

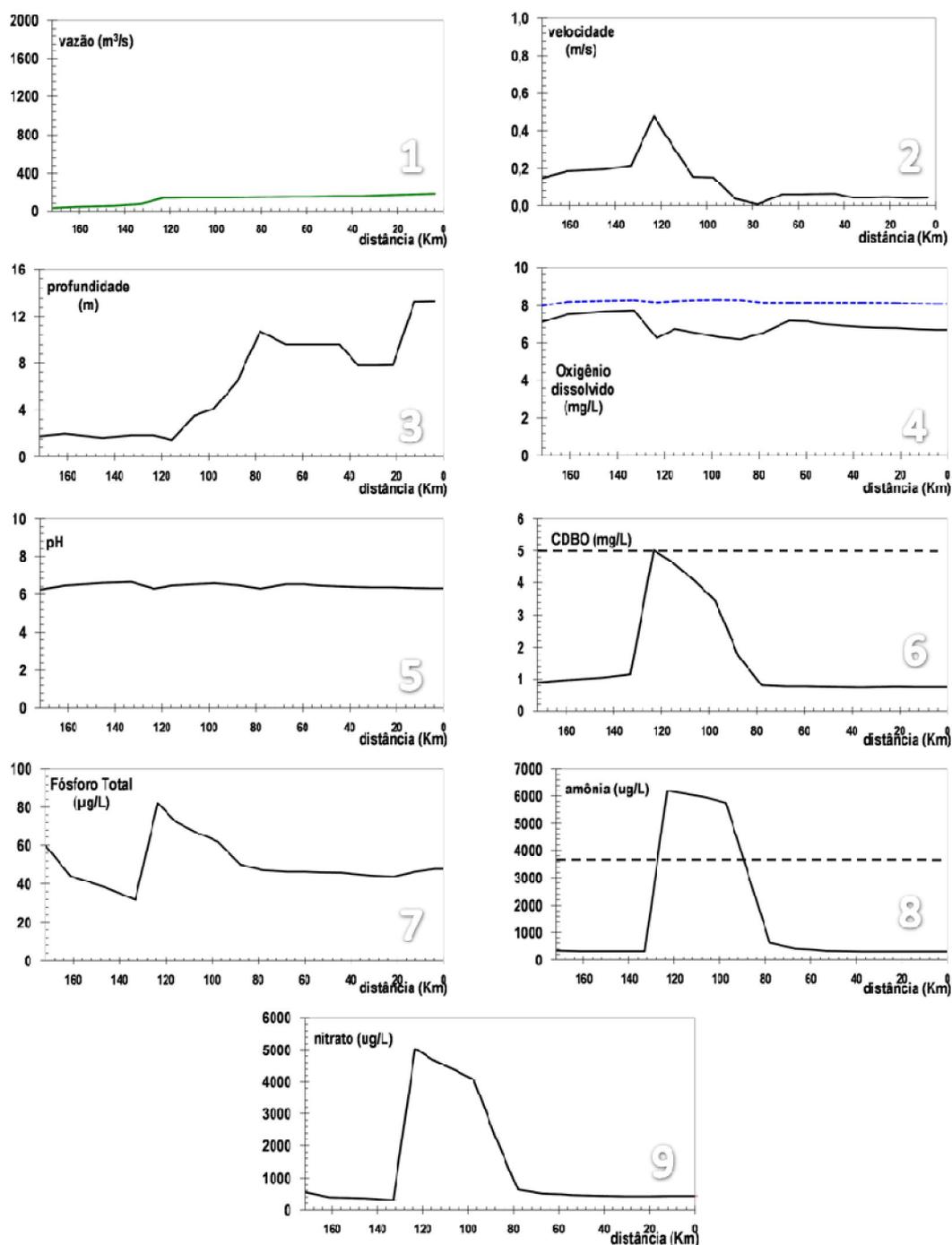


Figura 46: Simulação das condições limites para rios de classe 3 do rio Amapari, no período de estiagem. A linha tracejada nos gráficos 6 e 8 indica o padrão máximo estipulado pela resolução 357/05 do CONAMA.

O fósforo em um corpo hídrico natural aumenta sua concentração devido à morte de plantas aquáticas. Porém, é consumido na fotossíntese das plantas aquáticas e pela sedimentação. A concentração de amônia aumenta devido à hidrólise do nitrogênio orgânico e à respiração das plantas. Contudo, diminui pela nitrificação, pela fotossíntese e, como a CDBO, pode aumentar e diminuir com a sedimentação. O nitrato aumenta no rio devido à nitrificação da amônia e diminui devido à denitrificação e à fotossíntese, além de apresentar troca sedimentar.

Então, pelo exposto, supõe-se que a sedimentação foi a principal causa da redução da concentração destes parâmetros na região do reservatório, ainda mais no período seco onde a velocidade da água é menor.

O sistema de modelagem QUAL2Kw mais uma vez apresentou resultados bastante otimistas para o rio Araguari nas simulações 6 e 7. A interação entre os constituintes indicou que o rio Araguari apresenta grande capacidade autodepurativa mesmo com a carga poluidora lançada pelo rio Amapari (Tabela 16).

#### **7.2.2.4 Aplicação do sistema de modelagem tendo como fonte de poluição o rio Amapari com aumento na temperatura da água**

Esta aplicação do sistema de modelagem (Figura 47 e Figura 48) manteve o rio Amapari como um rio de classe 3 (Tabela 16). A diferença é que simulou o aumento da temperatura no mesmo e nas fontes difusas ao longo do rio Araguari (Tabela 13). A idéia era elaborar um cenário de impacto na qualidade da água em função do parâmetro temperatura para dois casos específicos: a) desmatamento florestal ciliar e exposição do solo à radiação e conseqüente elevação da temperatura da água de runoff da bacia para o canal; b) aquecimento global de mais de 2 °C previsto para os próximos 20 anos. Nesta aplicação apenas três parâmetros sofreram variações consideráveis: o OD, a CDBO e a temperatura da água.

#### **Cenário 8:**

Com o acréscimo da temperatura nas fontes pontuais (Tabela 10) e difusas (Tabela 13), as concentrações de OD simuladas (Gráfico 1 da Figura 47) diminuiriam ainda mais. Na foz do Amapari, a concentração de OD foi de 5,71 mgL<sup>-1</sup>. No reservatório da UHECN, foi de

4,99  $\text{mgL}^{-1}$ . O sistema de modelagem demonstrou novamente representar bem as características do rio, pois é sabido que a temperatura da água é inversamente proporcional a concentração de OD. No sistema de modelagem para o cálculo do OD, um dos termos da Equação depende da reaeração e da concentração de saturação que é influenciada diretamente pela temperatura, conforme a Equação 10.

O ponto de saturação do OD simulado (linha pontilhada do Gráfico 1 da Figura 47) depende diretamente da temperatura da água. Com a elevação da temperatura da água, percebeu-se uma pequena diminuição do ponto de saturação no km 124, na entrada do rio Amapari no canal principal. Na simulação, o ponto de saturação diminuiu para 7,78  $\text{mgL}^{-1}$ . Após a foz do Amapari, os valores do ponto de saturação na simulação voltam ao normal.

A concentração da CDBO simulada (Gráfico 2 da Figura 47) com o aumento de temperatura ficou ligeiramente abaixo dos valores encontrados no cenário 6. Na simulação realizada, o maior valor de concentração se deu no km 124 e ficou em 5,08  $\text{mgL}^{-1}$ .

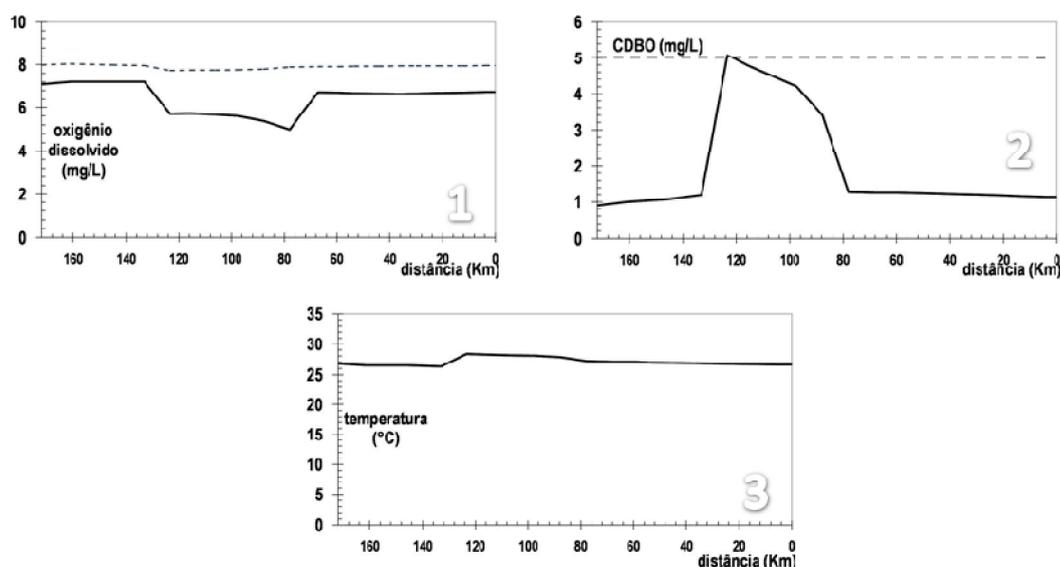


Figura 47: Simulação da degradação do rio Amapari com aumento na temperatura para a vazão média. A linha tracejada no gráfico 2 indica o padrão máximo estipulado pela resolução 357/05 do CONAMA.

Com o aumento da temperatura do tributário principal e das fontes difusas (Tabela 13), esperava-se uma elevação na temperatura ao longo do rio. No km 124, na foz do Amapari foi onde a temperatura simulada (gráfico 3 da Figura 47) da água teve sua maior elevação. A simulação apresentou na foz do Amapari uma temperatura igual a 28,33 °C. A média dos 18 trechos ficou em 27,10 °C.

### Cenário 9:

A concentração de OD simulada (Gráfico 1 da Figura 48) com o aumento de temperatura na vazão de estiagem apresentou menor concentração entre o km 93 e 83, onde ficou em  $6,08 \text{ mgL}^{-1}$ . Na foz do Amapari, sua concentração ficou em  $6,18 \text{ mgL}^{-1}$ . Em comparação com o cenário 7, o aumento de temperatura fez cair ainda mais as concentrações de OD na estiagem. Mas, em comparação com o cenário 8, melhorou os níveis de OD. Porque, novamente, diminuiu a entrada do fluxo de temperatura pela diminuição no volume de água.

O ponto de saturação simulado (linha pontilhada do Gráfico 1 da Figura 48) na foz do Amapari ficou em  $7,88 \text{ mgL}^{-1}$ . Ficando acima do valor encontrado no cenário 8, mostrando mais uma vez a influência do volume de água na variação dos parâmetros.

A concentração da CDBO simulada (Gráfico 2 da Figura 48) novamente ficou ligeiramente abaixo dos valores encontrados no cenário 7. Na simulação realizada, o maior valor de concentração se deu na foz do Amapari e ficou em  $4,99 \text{ mgL}^{-1}$ .

A temperatura simulada (Gráfico 3 da Figura 48) no km 124 apresentou valor igual a  $27,64 \text{ }^\circ\text{C}$ . A média dos 18 trechos ficou em  $26,03 \text{ }^\circ\text{C}$ , indicando que o menor volume de entrada das fontes pontuais e difusas provoca menores perturbações nas variáveis do rio.

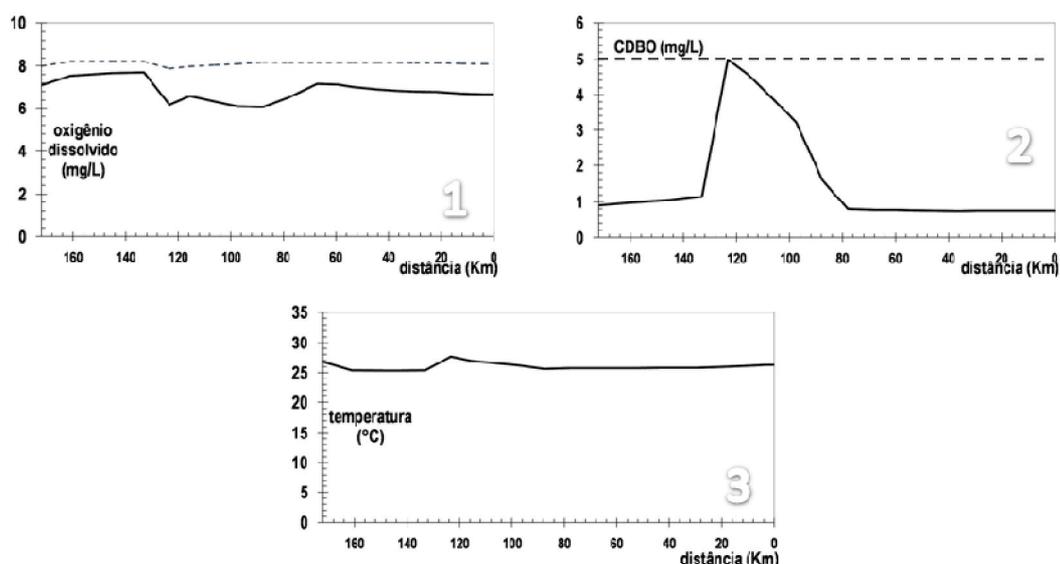


Figura 48: simulação da degradação do rio Amapari com aumento na temperatura para o período de estiagem. A linha tracejada no gráfico 2 indica o padrão máximo estipulado pela resolução 357/05 do CONAMA.

Esta aplicação do sistema de modelagem foi a mais catastrófica de todas. Além de possuir elevados valores de concentração no despejo do rio Amapari, também foi acrescido um aumento de temperatura na água deste tributário e das fontes difusas (Tabela 13), gerado pelo desmatamento e aquecimento global.

Esse aumento de temperatura na água fez diminuir ainda mais a concentração de OD no rio. No cenário 8, pela primeira vez em todas as simulações realizadas, a concentração de OD ultrapassou o limite mínimo estipulado pela resolução 357/05 do CONAMA, indicado pelo padrão de  $5 \text{ mgL}^{-1}$ . Também, pela primeira vez nas simulações realizadas, houve variação no ponto de saturação do OD.

## 8 Conclusões

Nesta pesquisa foram investigadas os principais condicionantes naturais e antropogênicos que interferem na qualidade da água do rio Araguari. Para isso, foi realizado o monitoramento da qualidade da água em um trecho de aproximadamente 160 km de extensão no período de um ano, para uma análise sistemática do corpo hídrico. Para tanto, foi utilizado o sistema de modelagem QUAL2Kw como ferramenta de integração de informações sobre o rio e ao mesmo tempo ferramenta de estudos e previsão de impactos ambientais, principalmente os descartes de poluentes e demais influências físicas, químicas e biológicas que interferem nos processos biogeoquímicos do corpo d'água no Alto e Médio Rio Araguari-AP.

Na mesma seqüência, foram analisadas as complexas interações do ciclo hidrológico que contribuem para a manutenção da qualidade dos ecossistemas aquáticos em rios. As principais interações físicas, tais como reaeração atmosférica, temperatura da água e concentração de saturação do oxigênio. As interações bioquímicas, como as taxas de decaimento da demanda bioquímica de oxigênio. As interações hidroclimáticas, como a sazonalidade das vazões, que influencia nos coeficientes para determinação de descargas líquidas, entre outros, foram analisados em maior profundidade. A principal razão é porque são considerados como fatores chave nos processos autodepurativos e balanços de constituintes físicos, químicos e biológicos da água.

Na seqüência, foi demonstrado que com uma investigação minuciosa e com o uso de modernas ferramentas computacionais eficientes, é possível nos aproximarmos de um melhor entendimento sobre o sistema hídrico, mesmo considerando sua complexidade, como é caso do rio Araguari, haja vista que cada corpo d'água é único nas suas relações e interações nos ecossistemas.

Esta exclusividade da capacidade autodepurativa dos rios faz com que as dificuldades em estudá-los sejam maiores durante a busca do entendimento dos ciclos biogeoquímicos ao longo do seu curso. Pois as interações não são estáticas ao longo do espaço e do tempo.

Ao longo da pesquisa, foram observados dois tipos de interferência na qualidade da água no rio Araguari. A interferência natural, que ocorre de forma lenta e gradual, dando tempo aos ecossistemas se adequarem às suas novas leis, sem afetar bruscamente as

interpelações entre os condicionantes bióticos e abióticos. E a interferência antrópica, que é muito mais devastadora e ocorre bruscamente num determinado ponto. Esta última, normalmente é refletida imediatamente nos ecossistemas que dependem do corpo d'água e, causa degradação perceptível. A interferência antrópica abrange áreas consideráveis do sistema, tornando sua recuperação mais demorada e dependendo da sua magnitude pode provocar impactos negativos, muitas vezes irreversíveis.

Preocupado com tais interferências, este trabalho indicou, a partir do estado atual da qualidade da água do rio Araguari, respostas a potenciais impactos ambientais no seu curso, considerando uma série de fatores perturbadores da qualidade da água e para obter respostas que satisfaçam as necessidades do gerenciamento e aos usos múltiplos das águas, segundo as leis e políticas nacionais e estaduais de gerenciamento de recursos hídricos.

Para tanto, foi obtida uma boa precisão do sistema de modelagem por intermédio de comparações entre os dados obtidos em campo, através do monitoramento sistemático, e pelas análises das simulações computacionais executadas pelo QUAL2Kw.

O sistema de modelagem escolhido foi QUAL2Kw que demonstrou ser capaz de representar com habilidade e flexibilidade os aspectos físicos, químicos e hidráulicos experimentais observados neste estudo e na validação de estudos anteriores. Desta forma, apresentou-se como uma eficiente ferramenta de estudo, integração e análises de informações sobre a bacia. Esta afirmação pode ser percebida na calibração (Figura 38) e na validação (Figura 39), onde o sistema de modelagem representou satisfatoriamente os parâmetros considerados mais importantes, como OD, CDBO, pH e temperatura.

Neste contexto foram elaborados 9 cenários ou previsões para a qualidade da água, segundo diversas modalidades de perturbações no meio aquático: a) presença de barragens atuais e futuras, b) urbanização intensa das cidades de Porto Grande, Ferreira Gomes, Pedra Branca do Amapari e Serra do Navio, c) poluição intensa no principal afluente Amapari a partir de poluição causada por dejetos industriais.

Ao longo das simulações, o parâmetro mais sensível do modelo, quando se gera uma perturbação ou estímulo, foi a CDBO. Nesses casos, percebeu-se que em todas as simulações realizadas este parâmetro variou perceptivelmente e respondeu coerentemente às variações do monitoramento real realizado em campo, com poucas exceções.

O parâmetro menos sensível às simulações foi o pH. Ao longo da elaboração dos nove cenários o pH não foi influenciado pelos despejos no rio nem pelas interferências físicas, mantendo-se na faixa de levemente ácida, característica dos rios amazônicos.

As respostas do sistema de modelagem aos nove cenários simulados foram bastante otimistas em relação à qualidade da água. As simulações acusaram um elevado nível de recuperação do rio Araguari, mais provavelmente em decorrência de seu imenso volume e vazão, relativamente comparado às cargas atuais e simuladas que “pouco” exigiram de sua capacidade autodepurativa, mesmo quando as condições simuladas foram severas, rebaixando a classificação do Amapari para classe 3, inferior a sua atual classe 2. Portanto, uma das conclusões mais importantes é que em todos os cenários, inclusive os mais degradativos, foi notável sua recuperação após o impacto recebido.

Por um lado, isso demonstra que o corpo hídrico é capaz de degradar matéria orgânica em condições de abundância de poluentes ou em condições bastante adversas de degradação, tais como aquelas descritas para corpos d'água classe 3. Do ponto de vista dos serviços ambientais é bom que o rio se comporte desta forma. Mas do ponto de vista ético e gerencial, é ruim. Principalmente em razão de que os resultados obtidos pelas simulações, se confiáveis, podem ser interpretados equivocadamente como: *‘se o rio pode degradar qualquer quantidade de detritos sem sofrer grandes perturbações, então podemos continuar poluindo-o no mesmo ritmo sem que o corpo d'água se ressinta disso [...]’*.

Ademais, nos cenários 1, 4 e 5, onde são simuladas atuais e futuras barragens, é importante ressaltar que os cenários são otimistas devido a calibração do sistema de modelagem ter sido realizada para uma situação presente e estável da barragem da UHECN. No entanto, por razões óbvias, no caso de novos barramentos no rio Araguari ou Amapari, quando a maior parte da decomposição rápida da matéria orgânica iniciar seu processo de estabilização na coluna d'água, digamos logo após o enchimento do reservatório, verificaremos que as taxas de demanda da CDBO serão muito maiores, talvez se aproximando daquelas utilizadas por Bárbara (2006), no seu cenário mais pessimista. Na simulação de Bárbara (2006), se observou níveis de OD muito aquém do que permite a resolução 357/05 do CONAMA. Isto é, numa situação preocupante, pois a capacidade autodepurativa do Araguari e seus principais afluentes seria facilmente ultrapassada e poderia ocorrer um desastre ecológico de grandes proporções. Não seria uma situação como aquela simulada para a barragem de UHECN que tem trinta anos de instalação e operação. Alguns parâmetros ou taxas cinéticas mudariam e influenciariam sobremaneira os constituintes da qualidade da água.

É provável que, numa nova situação com uma ou três barragens ao longo de trechos contíguos, a biomassa das áreas alagadas provocassem muitos efeitos negativos, cujos impactos seriam severos à qualidade da água, em especial por causa da matéria orgânica

recém inundada que, em última análise, apresentaria taxas de degradação maiores do que aquelas observadas ao longo do monitoramento trimestral. Além disso, seria muito provável que no início dos barramentos as concentrações de CDBO, amônia, nitrato e fósforo também fossem muito superiores às do CONAMA para rios de classe 2.

Vários outros cenários podem ser analisados por intermédio do sistema de modelagem QUAL2Kw, conforme a necessidade de respostas para questões ambientais específicas. Estes cenários são gerados para facilitar e apoiar ações concretas de políticas públicas de gestão de bacias hidrográficas.

Foi esta, na realidade, a verdadeira motivação desta pesquisa. Ou seja, trazer à tona alguns dos problemas ambientais mais contundentes que podem estar ocorrendo no rio Araguari, e que podem se agravar no futuro. Tais problemas soam como verdadeiras ameaças aos ecossistemas aquáticos, prejudicando mananciais e as populações ribeirinhas, ou até mesmo, restringindo os usos múltiplos das águas, como proíbe a política nacional de recursos hídricos.

Por outro lado, as respostas do sistema de modelagem foram bastante animadoras. Em nenhuma das simulações propostas foi observado problemas eminentemente degradativos para os parâmetros simulados.

Isso é provavelmente uma característica dos grandes rios, pois as perturbações tendem a ser rapidamente assimiladas, tanto nos processos de diluição quanto de autodepuração específica. Em alguns casos foram encontrados valores fora dos padrões. Contudo, apenas ligeiramente abaixo ou acima. A exceção foi a concentração da amônia nos cenários 6, 7, 8 e 9, onde suas concentrações quase dobraram pela influência das grandes cargas deste constituinte despejadas no rio (Tabela 16).

A sazonalidade da região, em especial a relação chuva-vazão, influenciou a maioria dos parâmetros da qualidade da água. Isso foi observado no monitoramento e nas simulações computacionais com o QUAL2Kw.

No monitoramento, a partir do início das chuvas, a concentração de vários parâmetros tende a aumentar no rio, pois estes são carregados das florestas e dos solos diretamente para dentro do corpo d'água. Assim ocorre com a maioria dos constituintes da água na bacia hidrográfica. Neste aspecto, temos grande influência natural das florestas e áreas alagadas sobre as variações das concentrações de CDBO, por exemplo, no período chuvoso. Nestas condições, o rio apresenta reflexos da constituição do solo e das florestas, combinando alterações naturais com as antrópicas que ocorrem na bacia.

As simulações também confirmaram a tendência das variações do monitoramento trimestral, como demonstram os períodos secos, com vazões baixas. Nestes casos, a maioria dos parâmetros simulados melhorou sua condição. Tanto em relação à vazão média do ano, quanto à diminuição da carga orgânica deixada de ser carregada pelas chuvas diretamente lançada no canal do rio. Ao que tudo indica, principalmente, pela diminuição da entrada de cargas pontuais no rio no período seco. Percebeu-se, nitidamente, o papel da variação sazonal das vazões e suas contribuições no transporte de poluentes ou constituintes da água. Nestes casos, foi mais fácil observar as perturbações antropogênicas, pois se elimina parcialmente as influências naturais das cargas, muito diminuída nos períodos secos.

Para finalizar, ao longo das campanhas de campo para realização do monitoramento, foram percebidos indícios de alterações ambientais significativas ao longo do rio. Apesar de ainda não refletirem fortemente a desordem no estado do corpo hídrico, tal fato é preocupante. Isso porque a tendência atual da região é o crescimento populacional, a ocupação do solo de forma desordenada, o desmatamento e a implantação de novas barragens para geração de energia, aumentando a demanda pelo uso da água.

Esta inquietação se torna maior devido só existir um único programa de gerenciamento ambiental instalado em uma bacia tão imensa. E este programa está concentrado somente na região do reservatório da atual UHECN, da qual a ELETRONORTE S/A é responsável. Contudo, este programa se restringe a ocupação e conservação do reservatório, não se estendendo ao monitoramento da qualidade da água.

O restante do curso d'água está lançado à própria sorte, sem qualquer interferência positiva por parte do poder público voltado para a gestão efetiva do rio Araguari. Assim, num futuro próximo, a falta de controle e gerenciamento da bacia hidrográfica poderá afetar o equilíbrio ambiental do corpo hídrico, trazendo sérios danos econômicos, ambientais e à saúde dos usuários do rio.

A aplicação da modelagem e elaboração de um monitoramento no rio Araguari indicou sua alta capacidade de diluir consideráveis quantidades de cargas poluidoras. Mas fica o alerta à comunidade científica e aos gestores públicos que esta situação não pode perdurar, sob pena de não conseguirmos reverter uma situação crítica acima da capacidade do corpo hídrico se autodepurar. Os inúmeros empreendimentos que estão se instalando ou irão se instalar ao longo desse rio são bastante impactantes. Cabe a nós alertarmos a sociedade sobre os perigos e riscos relacionados a tais empreendimentos, mesmo que estes sejam perfeitamente justificáveis do ponto de vista econômico.

É preciso que, a cada passo, tenhamos que desenvolver conhecimentos para enfrentar os novos desafios, em especial aqueles que se interpõem aos nossos interesses mais elementares: o desenvolvimento econômico a qualquer custo. E isso deve ser evitado sempre.

## 9 Sugestões

Considerando os resultados obtidos na presente pesquisa e analisando as limitações impostas pelo escopo do trabalho, elaboramos as seguintes sugestões e considerações finais para trabalhos futuros:

1) Melhorar a eficiência e previsibilidade do sistema de modelagem a partir de estudos mais aprofundados de parâmetros cinéticos químicos e sedimentológicos nas seções de coletas do presente estudo. Ênfase deve ser dada aos parâmetros pouco estudados nos rios amazônicos e que se mostraram fundamentais no processo de execução das simulações computacionais, tais como os coeficientes empíricos de reaeração atmosféricos e de dispersão longitudinal, normalmente obtidos com precisão pelo uso de traçadores orgânicos ou radioativos. Neste último caso, para grandes rios, os custos são normalmente proibitivos. Contudo tais estudos são recomendáveis, pois são inexistentes na Amazônia;

2) Estreitar as informações meteorológicas com as informações da qualidade da água a partir do aprofundamento dos estudos hidráulicos e hidrológicos da bacia como um todo, associando as inter-relações entre parâmetros do escoamento com as condições climáticas locais;

3) Aprofundar os estudos referentes à influência da barragem da UHECN nos constituintes da qualidade da água, principalmente no curso de jusante até a foz do rio Araguari, analisando a dinâmica e a pequena influência de marés na zona fluvio-marinha do baixo-Araguari;

4) Sugerir estratégias de monitoramento para avaliar os processos e interações que ocorrem no rio, em especial analisar as condições otimizadas para a implantação de uma rede de monitoramento da qualidade da água e obtenção de séries históricas que permitam uma melhor avaliação da dinâmica da qualidade da água do rio e fundamentar o processo legal de enquadramento do corpo hídrico;

5) Realizar simulações da qualidade da água tendo outros focos de análise, como, por exemplo, a variação da temperatura do ar e fluxos de calor causados pelo aquecimento global;

6) Realizar estudos mais aprofundados sobre o lançamento de cargas de poluentes pelas cidades ribeirinhas ao longo do curso do rio e o balanço de carbono aquático, principalmente no reservatório;

7) Realizar um acoplamento do sistema de informações geográficas (SIG) com o sistema de modelagem QUAL2Kw para obter mapas temáticos das condições atuais e futuras do rio Araguari.

## Referências Bibliográficas

AMBROSE, R. B., WOOL, T. A., CONNOLLY, J. P., SHANZ, R. W. WASP5, A Hydrodynamic and Water Quality Model. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, EPA, v. 39, n. 600, p. 3-87, 1987.

ANA – Agência Nacional de Águas. Site Hidroweb. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em: 15 de jul de 2007.

APHA - American Public Health Association, AWWA - American Water Works Association, WEF - Water Environment Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed. Washington: APHA. 1998.

APHA - American Public Health Association, AWWA - American Water Works Association, WEF - Water Environment Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th ed.. Washington: APHA. 1995.

APHA – American Public Health Association. Microbiological Examination of Water. In: Standard Methods for the Examination of Water e Wastewater. 18th ed. Washington. APWA, AWWA, WPCF, 1992.

BAGANHA JÚNIOR, L. G. Modelo Cognitivo Informacional de Suporte a Decisão Aplicado à Gestão de Bacias Urbanas. 2005. 141 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Pará, Belém, 2005.

BAGLEY, S. T., SEIDLER, R. J. Significance of faecal coliform-positive Klebsiella. Applied Microbiology, v.33, n.5, p.1141-1148, 1977.

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

BARBOSA Jr., A. R. Uso de traçadores na determinação de parâmetros de qualidade em escoamentos naturais de água. 1997. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

BENNETT, J. P.; RATHBUN, R. E. Reaeration in Open Channel Flow. U. S. Geological Survey Professional Paper. 737 p. 1972.

BORDNER, R., WINTER, J. Microbiological methods for Monitoring the Environment: Water and Wastes. U. S. Environment Protection Agency, Athens, GA, 338 p. 1978.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. Introdução à Engenharia Ambiental. São Paulo, SP: Prentice Hall. 305 p. 2002.

BRAILE, P. M., CAVALCANTI, J. E. W. A. Manual de Águas Residuárias Industriais. São Paulo. CETESB. 764 p. 1993.

BRANCO, S. M. Água: Origem, Uso e Preservação. 2<sup>a</sup> ed. São Paulo. Moderna. 2003.

BRANDÃO, M. E. F. Modelo Dinâmico de Qualidade e Escoamento de Água como Mecanismo para Implementação de Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos. 2003. 216 p. Tese (Doutorado), Universidade Federal de Brasília, Brasília, 2003.

BRITO, A. C. U.; CUNHA, A. C.; BRITO, A. U. Certificação Ambiental de Hidrelétricas e a Legislação Aplicável ao Sistema de Gestão Ambiental: UHE Coaracy Nunes. In: Congresso Nacional de Excelência em Gestão, IV. 2008, Niterói. Responsabilidade Socioambiental das Organizações Brasileiras. Niterói, p. 1-28, 2008.

BROWN, L. C.; BARNWELL, T. O. The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E - UNCAS: documentation and user manual. Athens, Georgia. 1987.

CAMILLERI, C. et al. Silica Reduces the Toxicity of Aluminium to a Tropical Freshwater Fish (Mogurnda Mogurnda). Chemosphere magazine, n. 50, p. 355-364, 2003.

CHANG, H. Spatial and Temporal Variations of Water Quality in the Han River and its Tributaries, Seoul, Korea, 1993–2002. Water Air Soil Pollut. n. 161, p. 267–284. 2005.

CHAPRA, S. C. Engineering water quality models and TDMLs. Journal of Water Resources Planning and Management, p. 247-256, jul./aug. 2003.

CHAPRA, S. C. Surface water-quality modeling. New York: McGraw-Hill. 1997.

CHAPRA, S.C.; PELLETIER, G.J. QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality: Documentation and Users Manual. MA: Medford, Tufts University, Civil and Environmental Engineering Dept., nov 2003.

CHARBONNEAU, P.; KNAPP, B. A User's guide to PIKAIA 1.0, NCAR Technical Note 418+IA. Boulder: National Center for Atmospheric Research. 1995. Disponível em : <http://www.hao.ucar.edu/public/research/si/pikaia/pikaia.html>. Acesso em 16 de jan de 2007.

CLAPHAN, W. B. et al. Humam Activities in the Drainage Basin as Source of Nonpoint Pollutants. In: THORNTON, J. A. et al. Assessment and Controlo f Nonpoint Source Pollution of Aquatic Ecosystem. ed. UNESCO e Parthenon Publishing. Paris. França. 1999.

CLESCERI, L. S., GREENBERG, A. E., EATON, A.D. Standard Methods: for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed. Washington: APHA, AWWA, WEF, 1998.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Sec. 1, n. 53, p.58. Publicada no Diário Oficial da União Publicada (DOU), 18 de março de 2005.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n° 357, de 18 de junho de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 25 de jul de 2007.

COSTA, O. S., SOUSA, A. R. Análise da Água – Métodos Analíticos Físico-químicos e Biológicos. Goiania. GO. UFG. 2007.

COVAR, A. P. Selecting the Proper Reaeration Coefficient for Use in Water Quality Models. Apresentado a U.S. EPA Conference on Environmental Simulation and Modeling, Cincinnati, OH. 19-22 de abril de 1976.

COX, B.A. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. Sci. Total Environ. p. 314–316, p. 335–377. 2003.

CUNHA, A. C. Transferência de gases em Sistemas Líquidos Altamente Agitados Induzidos por Hélices do Tipo Turbina. 1993. 176 p. Dissertação de mestrado. São Carlos/SP. USP/EESC. 1993.

CUNHA, A.C. Monitoramento, Parâmetros e Controle da Qualidade da Água - Curso para Engenheiros e Técnicos das Unidades de Monitoramento (OEMAs). Macapá, AP: PPG7,. p. 88. 2000.

CUNHA, A. C. Análise Numérica dos Processos de Autodepuração e Reoxigenação do Rio Araguari para Avaliação de Impactos Ambientais. Macapá, AP. 2003.

CUNHA, A. C. Determinação do Coeficiente de Reaeração no Modelo QUAL2E Utilizando as Características Hidráulicas de Canais Abertos para Estudos de Impactos Ambientais no Rio Araguari – AP. Projeto de Pesquisa CPAQ/IEPA e SETEC/CNPq. Programa Primeiros Projetos. Macapá, AP, p. 20. 2004.

CUNHA, A. C. Dossiê sobre a Implementação do Centro de Monitoramento e Previsão de Tempo, Clima e Recursos Hídricos do Estado do Amapá. Macapá, AP: IEPA/LABHIDRO. 91 p. 2004.

CUNHA, A. C. et al. Qualidade Microbiológica da Água em Rios de Áreas Urbanas e Periurbanas no Baixo Amazonas: O Caso do Amapá. Engenharia Sanitária Ambiental, v. 9, n. 4, p. 322-328, out-dez 2004.

CUNHA, A. C. et al. Monitoramento de Águas Superficiais em Rios Estuarinos do Estado do Amapá sob Poluição Microbiológica. Ciências Naturais, Belém, v. 1, n. 1, p. 191-199, jan-abr 2005.

CUNHA, A.C. Uso de sistema de modelagem Qual2e-Uncas para estudo de impacto ambiental na qualidade da água causado por barragem e Cidades Ribeirinhas no Alto e Médio Rio Araguari – Amapá. Projeto de Pesquisa Edital Universal CNPq 02/2006. 17 p. 2006.

CUNHA, C. L. N.; FERREIRA, A. P. Modelagem matemática para avaliação dos efeitos de despejos orgânicos nas condições sanitárias de águas ambientais. Cadernos de Saúde Pública, Rio de Janeiro, v. 22, n. 8, p. 1715-1725, ago. 2006.

DEBERDT, G. L. B. Cianobactérias: Eutrofização, usos da água e saúde pública. SePRONEWS, Série Meio Ambiente, ano 1, n. 2, abril 2003.  
Desenvolvimento da Amazônia. Belém, PA: SUDAM/OEA. V. 1, p. 189, 1990.

DESW – Department of Ecology State of Washington. Environmental Assessment. Copyright © 1994-2007. Washington State Department of Ecology. 2007. Disponível em: <http://www.ecy.wa.gov/programs/eap/models.html>. acesso em: 28 de setembro de 2007.

DR/2800 ESPECTROFOTOMETER. Procedures Manual. Hach Company. 1ª ed. Germany. 2005.

DROLC, A., KONKAN, J.Z.Z. Water quality modeling of the river Sava, Slovenia. *Water Res.* n. 30, v. 11, p. 2587–2592, 1996.

DUNCAN, W.D., RAZELL, W.E. Klebsiella biotypes among coliforms isolated from Forest environments and farm produce. *Applied Microbiology*, v.24, n.6, p.933-938, 1972.

ECOTUMUCUMAQUE. Estudo de Impacto Ambiental: Pequena Central Hidrelétrica do Rio Amapari - Capivara. Macapá, AP. 2008.

ESTEVEZ, F. A. Fundamentos da limnologia. Rio de Janeiro: Editora Interciência: FINEP, 1988.

FUENTES, J. S. El Fósforo, Parâmetro Crítica de Calidad de Água Técnicas Analíticas y de Muestreo in: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Fortaleza, 2000.

GASTALDINI, M. C. C. Análise do Mecanismo de Autodepuração do Rio Jacaré-Guaçu Através de Modelo de Qualidade de Água. 1982. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 1982.

HANAN, S. A.; BATALHA, B. H. L. Amazônia: contradições no paraíso ecológico. São Paulo, SP: Cultura. p. 265. 1995.

HENDERSON-SELLERS, B.; MARKLAND, H. R. Decaying lakes: The origins and control of cultural eutrophication. New york: John Wiley & Sons, 1987.

HOFSTRA, H., HUISIN'T VELD, J. H. J. Methods for the detection and isolation of Escherichia coli including pathogenic strains. *Journal of Applied Bacteriology Symposium Supplement*, p.197S-212S, 1988.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE Cidades. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php>. Acessado em: 13 de mai de 2007.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Estudo do INPE indica que o rio Amazonas é 140 km mais extenso do que o Nilo. Disponível em: [http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod\\_Noticia=1501](http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=1501). Acesso em: 02 de jul de 2008.

KANNEL. P.R., LEE. S., LEE. Y.S., S.R. KANEL., PELLETIER. G.J. Application of Automated QUAL2Kw for Water Quality Modeling and Management in the Bagmati River – Nepal. *Ecological Modeling*, USA, v. 202, n. 3–4, p. 503–517, 2007.

LAPA, N., et al. Preparação e Execução de Planos de Amostragem de Água. Universidade Nova de Lisboa (UNL). Disponível em: <[HTTP://campus.fct.unl.pt/gdeh/eai\\_prat/amostragem/amostragem.PDF](http://campus.fct.unl.pt/gdeh/eai_prat/amostragem/amostragem.PDF)>. Acesso em: 01 de mar de 2007.

LARENTIS, D. G. Modelagem Matemática da Qualidade da Água em Grandes Bacias: Sistema Taquari-Antas – RS. 2004. 159 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

LEI 0686, de 07 de junho de 2002. In: Políticas de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado do Amapá. Macapá, AP, GEA/SEMA, p.59, 2002.

LEI 9.433, de 8 de janeiro de 1997. In: Recursos Hídricos - conjunto de normas legais. Brasília, DF, MMA. 3ª Ed, p. 243, 2004.

LIMA, E. B. N. Modelação Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá. 2001. 184 p. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

LOPEZ-TORREZ, A.J., HAZEN, T.C., TORANZOS, G.A. Distribution in Situ, Survival and Activity of *Klebsiella Pneumoniae* and *Escherichia coli* in a Tropical Rainforest Watershed. *Current Microbiology*, v.15, p.213-218, 1987.

MACÊDO, J. A. B. Métodos Laboratoriais de Análises Físico-Químicas e Microbiológicas. 2 ed. Belo Horizonte. 2003.

MENEZES e SILVA, C. H. P. Bacteriologia, um Texto Ilustrado. 1ª ed. Rio de Janeiro. Ed Eventos. p. 531. 1999.

METCALF; EDDY, C. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse. Singapura: McGraw - Hill. 1991.

MOTA, S. Introdução à Engenharia Ambiental. 3ª ed, Rio de Janeiro, ABES, 419 p. 2003.

MOTA, S. Preservação e Conservação de Recursos Hídricos. 2ª ed, Rio de Janeiro, ABES, 1995.

MÜLLER, H. E., MOSSEL, D. A. A. Observation on the Occurrence of Salmonella in 20.000 Samples of Drinking Water and a Note on the Choice of Marker Organisms for Monitoring Water Supplies. *Antonie Van Leeuwenhoek*, n.48, p.641-643, 1982.

NIMER, E. Climatologia do Brasil. Editora do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, p. 290, 1989.

NOGUEIRA, V. P. Q. Qualidade da água em Lagos e Reservatórios. In: PORTO, R. L. (Org.) *Hidrologia Ambiental*. São Paulo: Edusp, v.3, p.165-208, 1991.

Oxímetro 55/YSI. Manual do Usuário. Centro de Treinamento Hexis, São Paulo, 2008

PARK, S. S.; LEE, Y. S. A Water Quality Modeling Study of the Nakdong River, Korea. *Ecological Modelling*, v. 152, p. 65-75, 2002.

PARK, S.S., UCHRIN, C.G. A Stoichiometric Model for Water Quality Interactions in Macrophyte Dominated Water Bodies. *Ecol. Model*, v. 96, p. 165–174, 1997.

PARK, S.S., UCHRIN, C.G. Waste Load Allocation for Macrophyte Growing Impoundment: a Combined Modeling Approach. *J. Environ. Sci. Health A31*, n. 2, p. 411– 428, 1996.

PELLETIER, G. J. CHAPRA, C.S., TAO, H. QUAL2Kw, A Framework for Modeling Water Quality in Streams and Rivers Using a Genetic Algorithm for Calibration. *Environmental Modelling & Software* 21, p. 419–425, 2006.

PELLETIER, G.J., CHAPRA, S.C. QUAL2Kw Theory and Documentation (version 5.1), A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality. 2006. Disponível em: <http://www.ecy.wa.gov/programs/eap/models/>. Acesso em: 08 de junho de 2007.

PELLETIER, G.J., CHAPRA, S.C. QUAL2Kw User Manual (version 5.1), A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality. 2006. Disponível em: <http://www.ecy.wa.gov/programs/eap/models/>. Acesso em: 08 de jun de 2007

pHmetro Orion/3 Star. Manual do Usuário. Thermo Electron Corporation. 2008.

PROVAM - Programa de Estudos e Pesquisas nos Vales Amazônicos. Superintendência do

RATHBUN, R. E. Reaeration Coefficients of Streams – State-of-the-art. *Journal of the Hydraulics Division*, v. 103, n. HY4, 1977.

REBOUÇAS, A. C. *Uso Inteligente da Água*. São Paulo, SP: Escrituras. 207 p. 2004.

RICHTER, C. A., AZEVEDO NETTO, J. M. *Tratamento de Água – Tecnologia Atualizada*. São Paulo. Edgard Blucher, 1991.

ROSMAN, P. C. C. *Referência Técnica do SISBAHIA*. Rio de Janeiro, Pontifícia Universidade Católica -RJ. 2005.

SILVA H. L. G. *Modelagem Bidimensional do Fósforo com Vistas a Gestão de Bacias Hidrográficas – Estudo de Caso: Reservatório de Fiú, Paraná*. 2006. 113 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

SILVA, S. A., OLIVEIRA, R. *Manual de Análises Físico-Químicas de Águas de Abastecimento e Residuárias*. Campina Grande. PB. O Autor. 2001

SIQUEIRA, E. Q., CUNHA, A. C. et al. Re-Oxygenation Coefficiente in Qual2E: a Prediction Methodology. Models and application to Urban Water Systems. In: *Conference on Stormwater and Water Systems Modeling*. Toronto, Canada. Edited by William James (CHI – Computational Hydraulics International), Monograph 9, p 153-160. 2000.

SIQUEIRA, E. Q., CUNHA, A. C., CUNHA, H. F. A. *Avaliação das Equações de Previsão do Coeficiente de Reaeração no Modelo QUAL2E para Modelagem de Oxigênio Dissolvido: Estudo de Caso no Ribeirão do Feijão (São Carlos - SP)*. In: *Revista de Ciência e Tecnologia do Estado do Amapá*. Macapá, AP: UNIFAP. v. 2. n. 1. 90 - 111. 2001.

SOUZA, E. B., ROCHA, E. J. P., SOUSA, J. R. A., et al. *Análise e Previsão Climática Regional da Amazônia Oriental: Contribuições do Projeto RPCH*. ANAIS do XV Congresso Brasileiro de Meteorologia. SBMET CD-ROM. São Paulo – SP, 2008.

TUCCI, C. E. M. *Modelos hidrológicos*. Porto Alegre, RS: UFRGS [et al.]. 1. ed. 669 p. 1998.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETO, O. M. *Gestão da Água no Brasil*. Brasília, DF: UNESCO. 190 p. 2001.

VELOSO, H.P. Sistema Fitogeográfico. In Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, p. 9-38. 1992.

VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico das Águas Residuárias. Ed. SEGRAC, v. 1, Belo Horizonte, MG, 1995.

# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)