

UTILIZAÇÃO DE MODELOS COMPUTACIONAIS NA ANÁLISE DE CENÁRIOS VISANDO O PLANEJAMENTO DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS

Estudo de caso: Reservatório de Fiú da UHE Apucarantina – PR

Regina Tiemy Kishi¹, Andréa Dalla Nora², Luiza Helena Lopes Ribeiro³, Henrique Luvison Gomes da Silva⁴ & Luiz Carlos Freitas⁵

RESUMO – A avaliação da qualidade da água por meio de modelos computacionais vem ultimamente sido realizada com bastante frequência, devido às possibilidades de análise de prováveis reações do corpo hídrico, frente a prognósticos que podem ser simulados. Neste trabalho foram utilizados os programas RMA 10 (Resource Modelling Associates), para modelagem hidrodinâmica, e RMA 11, para modelagem de variáveis de qualidade de água, com objetivo de auxiliar na definição de um plano de monitoramento para otimizar a obtenção de dados em termos espaciais e temporais. Para a aplicação dos modelos computacionais foram realizados levantamentos topobatimétricos para definição da morfometria do reservatório, bem como campanhas de monitoramento das variáveis de qualidade de água, no período de 2003 a 2006. Foram realizadas análise de sensibilidade, calibração e verificação do modelo para a variável de estado fósforo sozinha, bem como conjuntamente com as variáveis de estado nitrogênio e alga. Resultados da calibração final e das simulações de cenários são apresentados para a metodologia proposta de planejamento do monitoramento para a área piloto: reservatório de Fiú.

ABSTRACT – Nowadays, computational models are frequently being used to evaluate water quality, because they enable to analyze probable reactions of the water body, in relation to scenarios that are expected and can be simulated. In this project the RMA 10 (Resource Modeling Associates), for modeling hydrodynamics, and RMA 11 software, for modeling water quality variable, were used as tools to help the definition of a monitoring plan to optimize data capture in terms of spatial and temporal distribution of data capture points. For the application of the computational models, bathymetric surveys for definition of the form of the reservoir, as well as campaigns to measure water quality variables were done in the period of 2003 to 2006. Sensitivity Analysis, calibration and verification of the model considering the variable Phosphorous, were performed. In a first step, phosphorous was simulated alone and in a second step, it was simulated together with nitrogen and algae concentrations. Results of the final calibration and the simulations of scenarios are presented for the case study of the Fiú reservoir.

Keywords: mathematical modeling, water quality, water quality monitoring.

¹ Engenheira Civil, professora da Universidade Federal do Paraná. Centro Politécnico, Curitiba, PR. e-mail: rtkishi.dhs@ufpr.br.

² Engenheira Civil, pesquisadora do Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento – LACTEC. Curitiba, PR. e-mail: andreadn@lactec.org.br.

³ Bioquímica, pesquisadora do Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento – LACTEC. Curitiba, PR. e-mail: luiza@lactec.org.br.

⁴ Engenheiro Ambiental, gerente de qualidade de meio ambiente da empresa KLABIN S.A. Telêmaco Borba. e-mail: HLSilva@klabin.com.br

⁵ Médico Veterinário, analista ambiental da Companhia Paranaense de Energia – COPEL, Curitiba, PR. e-mail: luiz.freitas@copel.com

1 – INTRODUÇÃO

Mudanças no corpo de água por obras hidráulicas, bem como no uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica, provocam alterações nos recursos hídricos que devem ser monitoradas e minimizadas, quando estas forem negativas.

Monitoramento compreende aquisição de informações espaciais e temporais das características do corpo de água. Somente amostras representativas podem conduzir a informações acuradas sobre o comportamento do corpo hídrico e conseqüentemente à adequada tomada de decisão. Restrições financeiras, logísticas e tecnológicas não permitem uma distribuição espacial e temporal muito densa da rede de monitoramento. Uma metodologia para o monitoramento se faz necessária para reduzir custos e aumentar a eficiência de acompanhamento das mudanças na qualidade da água do corpo hídrico, adicionalmente disponibilizando dados para outras pesquisas. A falta de informações tem limitado não somente as decisões como também avanços em muitas pesquisas relacionadas ao meio ambiente.

No caso de reservatórios, especificamente do estudo de caso, a eutrofização é situação bastante ocorrente, resultando em problemas ecológicos e econômicos significativos. Tendo em vista esta situação e a necessidade de monitoramento no local do reservatório de Fiú, foi estabelecida uma metodologia que envolve a utilização de modelos matemáticos para avaliar a variabilidade têmpero-espacial da qualidade da água do reservatório e estabelecer estratégias de monitoramento. O planejamento com utilização de modelos matemáticos pode otimizar a rede amostral e, conseqüentemente, melhorar o conhecimento do comportamento do ecossistema.

Para o estudo de caso foi escolhido o reservatório da UHE Apucarantina, localizado no rio Apucarantina, na região do norte pioneiro do estado do Paraná, pertencente à COPEL.

O presente estudo faz parte do projeto P&D ANEEL/COPEL intitulado *Desenvolvimento de Modelo de Avaliação da Qualidade de Água e Transporte de Sedimentos para Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas*, em desenvolvimento pelo Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento – LACTEC.

2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 – Eutrofização

A eutrofização é um processo natural, lento e contínuo que resulta do aporte de nutrientes trazidos pelas águas superficiais que erodem e lavam a superfície terrestre. A eutrofização é o termo que expressa a idade do lago, a este fenômeno pode ser dado o nome de processo de envelhecimento natural (HENDERSON-SELLERS e MARKLAND, 1987; ESTEVES, 1988).

Um lago jovem é tipicamente oligotrófico, contendo poucos nutrientes, sustentando uma pequena quantidade de biomassa. Com a atuação dos processos naturais como vento, erosão e chuvas, o lago atinge um estado intermediário, mesotrófico, intensificando a vida das plantas e animais. Finalmente, torna-se um lago antigo (velho), denominado de eutrófico, com presença de grandes concentrações de nutrientes (HENDERSON-SELLERS e MARKLAND, 1987).

O processo de eutrofização pode ser acelerado, artificialmente, em função das atividades antrópicas, devido ao lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados e atividades agrícolas mal planejadas

De acordo com a U.S.EPA – “The United States Environmental Protection Agency” – o processo de eutrofização é caracterizado pelos seguintes critérios (BOWIE et al., 1985):

- decréscimo nas concentrações de oxigênio dissolvido (OD) presentes no hipolímnio;
- aumento nas concentrações de nutrientes;
- aumento dos sólidos suspensos, especialmente material orgânico;
- aumento na população de algas;
- aumento na turbidez, diminuindo a capacidade de penetração da luz;
- aumento das concentrações de fósforo nos sedimentos.

O processo de eutrofização traz grandes problemas para a qualidade de água. Inicialmente, ocorre um aumento na densidade do fitoplâncton, tanto no número de espécies como no número de indivíduos, aumentando o consumo de oxigênio dissolvido. No decorrer do processo, ainda ocorrem alterações na cor da água, havendo forte redução na transparência da água, limitação da produção primária nas camadas inferiores, redução da capacidade de penetração da luz e drástica redução dos níveis de OD ao longo da coluna de água. O déficit de OD acarreta uma semi-anaerobiose no hipolímnio, proporcionando a produção de gases malcheirosos e tóxicos (H_2S e CH_4), aumentando, também, a mortalidade de peixes. Com isso, as qualidades das águas ficam comprometidas com limitações para seus usos, acarretando prejuízos, não só ao ecossistema aquático em si, mas também as atividade de geração de energia, lazer e abastecimento de água.

Para evitar ou minimizar o processo da eutrofização artificial deve-se: desviar os efluentes dos lagos, lançando-os em corpos com maior fluxo; empregar tratamento terciário, capaz de remover os nutrientes dos efluentes; e controlar e conter o uso de excessivo de fertilizantes nas áreas agrícolas.

2.2 – Fósforo

O fósforo é um nutriente essencial para os organismos, pois participa dos processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como: armazenamento de energia (ATP) e estruturação da membrana celular (fosfolípidios). Dentro do sistema aquático, comporta-se como um macronutriente e, sendo um nutriente primário, é essencial para o crescimento do fitoplâncton

Em muitas águas continentais, o fósforo pode ser considerado o fator limitante da produção máxima da biomassa fitoplanctônica, sendo responsável pela eutrofização dos corpos hídricos.

Em águas naturais, o fósforo aparece predominantemente na forma de fosfatos. Estes são classificados em ortofosfatos, fosfatos condensados e fosfatos aderidos a sólidos. Podem estar em solução, particulados ou aderidos em organismos aquáticos.

O ciclo do fósforo se resume nos seguintes processos:

- Absorção: Nutrientes inorgânicos dissolvidos são utilizados pelos produtores primários para formação de sua biomassa;
- Adsorção: Fósforo dissolvido adsorvido pelos sólidos suspensos;
- Excreção: Processo de excreção pelo fitoplâncton;
- Morte: Nutrientes tornam-se disponíveis após morte dos produtores primários (autólise e decomposição da matéria orgânica morta);
- Decomposição: A decomposição da matéria orgânica morta (particulada e dissolvida) libera nutriente inorgânico dissolvido;
- Sedimentação: Matéria orgânica particulada e sólidos suspensos podem sedimentar;
- Ressuspensão: Retorno do fósforo do sedimento para a coluna de água.

Outro importante fato é que o ciclo do fósforo no sedimento está diretamente influenciado pela concentração de oxigênio dissolvido presente na camada logo acima do sedimento (água de contato sedimento-coluna de água). Em um hipolímnio aeróbio, há presença de fosfato precipitado. Num hipolímnio anaeróbio, há liberação do fosfato para a coluna de água (ESTEVES, 1988).

2.3 – Nitrogênio

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistema aquáticos, devido, principalmente, a sua participação na formação de proteínas e nos componentes básicos da biomassa e quando em baixas concentrações pode atuar como fator limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos. Está presente nos ambientes aquáticos sob várias formas, dentre as principais: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico dissolvido e nitrogênio orgânico particulado. Dentre as diversas formas, o nitrato, juntamente com o íon amônio, assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que representam as principais fontes de nitrogênio para produtores primários.

Além das formas inorgânicas de nitrogênio, os produtores primários podem assimilar formas orgânicas como: uréia, aminoácidos, peptídeos, etc. Estes compostos formam um grupo denominado, genericamente, de nitrogênio orgânico dissolvido. Somente quando as formas

inorgânicas de nitrogênio atingem valores baixos ou se esgotam, as formas orgânicas são aproveitadas (ESTEVEES, 1988).

O ciclo do nitrogênio pode ser dividido em quatro grandes processos:

- Fixação – A fixação do nitrogênio molecular, tanto por bactérias como por algas, é um processo tipicamente redutor, no qual a amônia é o primeiro produto formado. O nitrogênio molecular (N_2) é transformado em nitrogênio protéico através dos organismos procariontes (bactérias e algas cianofíceas).
- Amonificação – Decomposição de detritos orgânicos (biomassa morta) na coluna de água e no sedimento, através de algumas bactérias que mineralizam o nitrogênio, produzindo gás amônia (NH_3) e sais de amônio (NH_4^+).
- Nitrificação – O processo de nitrificação em corpos de água que é a conversão do nitrogênio amoniacal em nitrato, devido a presença de bactérias nitrificadoras e de oxigênio, é realizado por seres autótrofos aeróbios, dos quais as bactérias nitrosomonas e nitrobacter predominam nas águas doces. A nitrificação possui duas etapas, sendo as nitrosomonas responsáveis pela conversão de amônia em nitrito (NO_2^-) e as nitrobacter pela conversão do nitrito em nitrato (NO_3^-). O processo de nitrificação também depende do pH e das condições de vazão do corpo de água, fatores que podem resultar em taxas de nitrificação distintas, variáveis no espaço e no tempo
- Denitrificação – O processo de denitrificação refere-se à redução do nitrato (ou nitrito) em formas de nitrogênio gasoso (N_2 , N_2O , NO). Ocorre principalmente em condições anaeróbias, tendo no sedimento sua principal ocorrência, devido às baixas condições de oxigenação e disponibilidade de grande quantidade de substrato orgânico.

3.4 – Procedimentos Modelagem da Qualidade da Água

Em relação ao processo de modelagem da qualidade de água, algumas etapas são indispensáveis para uma adequada simulação da qualidade de água, sendo elas (ORLOB, 1983):

- representação física do corpo hídrico;
- equações necessárias para descrever os processos físicos, químicos e biológicos;
- solução das equações numericamente;
- ajuste das equações através do uso de dados reais;
- possibilidade de variar as condições de contorno e parâmetros do modelo.

Dentre as etapas necessárias para utilização de um modelo matemático de qualidade de água, devem ser atendidas as seguintes etapas: análise de sensibilidade; calibração e verificação do modelo, tornando-se necessária a obtenção de no mínimo duas séries de dados. De preferência,

essas séries devem ser obtidas de forma a representar diferentes condições hidrológicas e/ou meteorológicas (CHAPRA, 2003), conformes descritas a seguir.

3.4.1 *Análise de Sensibilidade*

Tem por objetivo determinar a sensibilidade das previsões do modelo, relativas às mudanças nos valores dos parâmetros (β) usados. Através desta análise, é possível determinar os vários comportamentos do modelo associados aos parâmetros e as regiões afetadas pelas modificações. Isto pode ser feito através da análise de um coeficiente de sensibilidade (S_{ij}).

$$S_{ij} = \frac{\Delta C_i / \bar{C}_i}{\Delta B_j / \bar{B}_j} \quad (1)$$

Nesta equação, ΔC_i e ΔB_j representam as variações nas concentrações e nos parâmetros. O i refere-se a uma variável de estado e o j é um número identificador do parâmetro. \bar{C}_i e \bar{B}_j são os valores médios das concentrações e dos parâmetros, respectivamente. Os valores dos ΔC_i e ΔB_j significam pequenas variações ao redor dos valores \bar{C}_i e \bar{B}_j (ORLOB, 1983). Se S_{ij} calculado for aproximadamente igual à zero ($S_{ij} \approx 0$), significa que o parâmetro não tem uma importância significativa para o modelo. Segundo LENHART et al. (2002), os parâmetros que apresentarem um coeficiente de sensibilidade maior ou igual a 20% indicam uma alta sensibilidade por parte do modelo e podem causar grandes influências sobre o processo de calibração.

3.4.2 *Calibração*

Segundo CHAPRA (2003) existem 3 técnicas que podem ser utilizadas para o processo de calibração de um modelo, ou seja, para o ajuste dos parâmetros de forma que os dados simulados se aproximem dos observados dentro de uma precisão aceitável:

- Calibração manual: Análise de sensibilidade a priori, seguida por um ajuste manual dos parâmetros mais relevantes, determinados na análise de sensibilidade.
- Medição direta das taxas: consiste em medir diretamente no campo ou em laboratório os parâmetros do modelo, obtendo uma melhor precisão e acurácia nos valores utilizados.
- Autocalibração: serve para ajudar o modelador, guiando-o e otimizando tempo no processo de calibração manual, que podem ser através da utilização de algoritmos genéticos.

3.4.3 *Verificação*

O propósito da verificação é buscar a redução de risco das previsões serem falsas. Para a obtenção da verificação, devem ser aplicados 3 testes, sugeridos por CHAPRA (2003), que podem vir a garantir que o modelo esteja funcionando adequadamente:

- Nível (0): Aplicar um caso similar ao utilizado na calibração. Se o modelo falhar, é possível que o modelo seja fortemente influenciado pelas condições iniciais.
- Nível (1): Aplicar um caso com diferentes dados meteorológicos. Se houver falha, é possível que o modelo hidrodinâmico não esteja calibrado.
- Nível (2): Aplicar um caso em que as cargas de entrada sejam significativamente diferentes das usadas na calibração. Esta etapa irá verificar os mecanismos de adaptação do modelo como resultados das mudanças dos valores de entrada.

3.5 – Modelo Hidrodinâmico RMA 10 e de Qualidade da Água RMA 11

O RMA 10 foi desenvolvido para simulações multidimensionais dinâmicas ou em estado permanente. Juntamente com a hidrodinâmica, é permitido simular salinidade, temperatura e transporte de sedimentos. O modelo leva em consideração ação do vento, tensão de cisalhamento no fundo, força de Coriolis, turbulência e força gravitacional. As equações diferenciais parciais são resolvidas numericamente usando o método dos elementos finitos e com a possibilidade de utilização de geometrias complexas (KING, 2003a; BOSS INTERNATIONAL, 2004; TERABE, OTA e FRIEDRICH, 2004a, 2004b).

Para a determinação das variáveis de estado, utiliza-se o sistema de equações formado pelas equações de Navier-Stokes na forma de Reynolds, a equação da continuidade, a equação da advecção-difusão para o transporte de temperatura, salinidade ou concentração de sedimentos, e a equação de estado, que relaciona a densidade da água com a salinidade ou temperatura (KING, 2003a).

O RMA 11 é um modelo de qualidade de água que utiliza formulação em elementos finitos, capaz de realizar simulações tridimensionais da dispersão e do transporte de substâncias dissolvidas e em suspensão. Ele também foi designado para a simulação dos ciclos dos nutrientes incluindo nitrogênio e fósforo, oxigênio dissolvido e clorofila a para simulação das algas (KING, 2003b).

Para a solução da equação de transporte dos constituintes (equação da advecção-difusão), o RMA 11 utiliza dados de entrada, incluindo o campo de velocidades e profundidades do escoamento, gerados pelo modelo hidrodinâmico tridimensional RMA 10.

Para todos os casos supracitados, o modelo é capaz de resolver as equações tanto na forma conservativa como não conservativa. Maiores detalhes podem ser encontrados em KING (2003b).

A Equação (2) representa a equação de transporte de advecção-difusão tridimensional na sua forma geral, incluindo o termo de fonte ou sumidouro θ e reações (KC).

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \underbrace{u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z}}_{\text{Advecção}} - \underbrace{\frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right)}_{\text{Difusão}} - \underbrace{\theta}_{\text{Fonte}} - \underbrace{KC}_{\text{Reação}} = 0 \quad (2)$$

Sendo, x,y,z – sistema de coordenadas cartesianas; u,v,w – velocidades do escoamento nas direções cartesianas; t – tempo; C – concentração do constituinte; D_x, D_y, D_z – coeficientes de difusão; θ – termo representativo de fonte ou sumidouro; K – taxas ou coeficientes das reações.

Além dos diversos parâmetros de qualidade da água, o RMA 11 simula o transporte de sedimentos coesivos (finos transportados em suspensão) e de sedimentos não coesivos (areia).

O modelo RMA 11 opera independentemente do intervalo de tempo utilizado no modelo hidrodinâmico. Os dados de entrada de velocidades e profundidades são automaticamente interpolados pelo modelo.

Dentro dos constituintes possíveis de serem modelados pelo RMA 11, podem ser citados: temperatura, DBO, OD, ciclo do nitrogênio, ciclo do fósforo, algas, sedimentos coesivos em suspensão, sedimentos não coesivos em suspensão, constituintes arbitrários conservativos e não conservativos, coliformes e salinidade. Cada um dos constituintes está devidamente ligado a uma taxa de aumento e de decaimento, baseado na concentração do mesmo. Termos adicionais são representados por fontes bentônicas e dos sedimentos e taxas de sedimentação.

A Figura 1 apresenta as principais interações e processos considerados pelo modelo RMA 11.

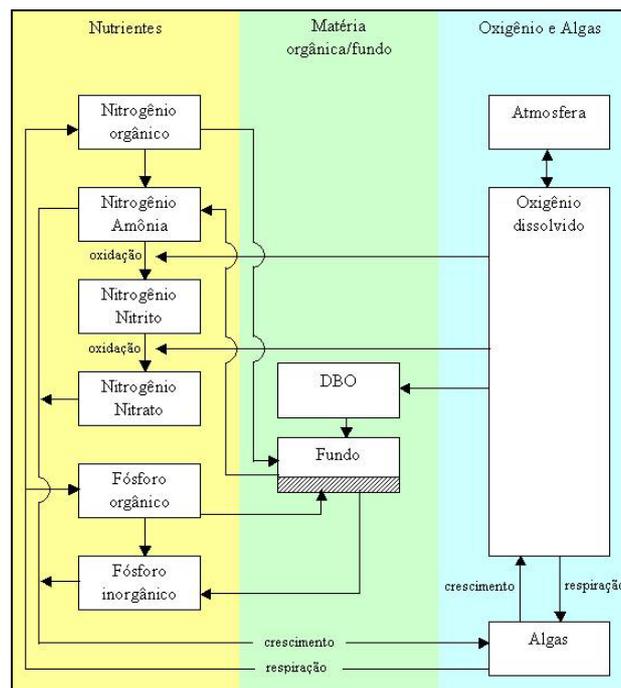


Figura 1 – Variáveis e Processos Considerados pelo Modelo RMA 11

As equações matemáticas representativas para as variáveis Fósforo, Nitrogênio e Algas, no Modelo RMA 11, estão apresentadas em KING (2003b).

4– ÁREA DE ESTUDO

O reservatório de Fiú faz parte do sistema de aproveitamento hidrelétrico de Apucarantina, cuja operação iniciou-se em abril de 1949. O sistema é composto por dois reservatórios, sendo o de

Fiú um reservatório de acumulação (a montante) que supre o reservatório de Apucarantina, (a jusante). O reservatório está localizado no rio Apucarantina, afluente da margem esquerda do rio Tibagi, entre os municípios de Tamarana e Londrina, no estado do Paraná.

O reservatório de Fiú tem área de 2 km², volume total de 15 x 10⁶ m³ e vazão afluente média de longo período de 12,5 m³/s. Cerca de 94% da vazão afluente ao reservatório é devido à drenagem do rio Apucarantina. As profundidades máximas são da ordem de 15 m e o tempo de residência médio é de 13 dias.

A bacia de drenagem do reservatório de Fiú compreende uma área de aproximadamente 544 km², estando ocupada com 60,6% de agricultura, 25,9% de floresta, 12,9% de campo, 0,4% de água e 0,2% área urbanizada (KISHI *et al.*, 2004). O uso predominante dos solos é agricultura, que substituiu a vegetação nativa, indicando possíveis fontes de sedimentos e nutrientes, estes oriundos da utilização de fertilizantes e de agrotóxicos nas culturas existentes.

Além do aproveitamento hidrelétrico, a água do rio Apucarantina é utilizada para o abastecimento das fazendas, piscicultura, abastecimento da população da reserva indígena, dessedentação de animais e para a diluição de despejos urbanos e rurais, proveniente, principalmente, do município de Tamarana.

De acordo com a Portaria Estadual 019/1992, o rio Apucarantina está enquadrado na classe 2, a qual tem limites de variáveis de qualidade da água determinados pela Resolução nº 357/05 do CONAMA.

A área do reservatório de Fiú, originado do barramento do rio Apucarantina, é apresentado na Figura 2

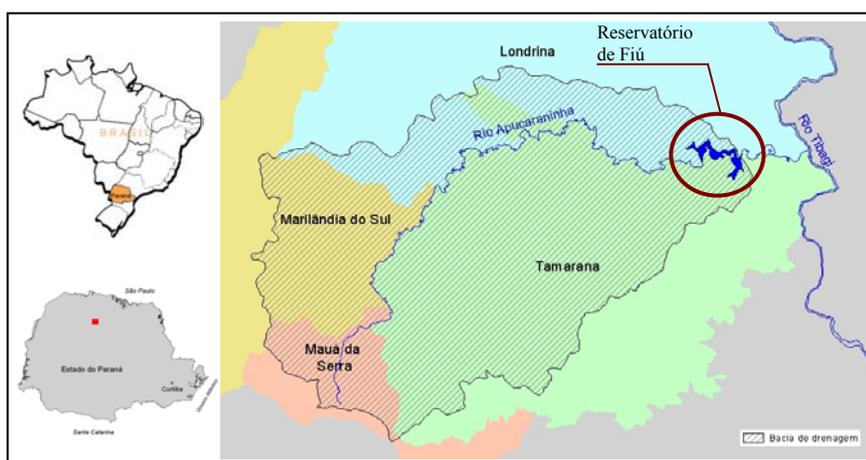


Figura 2 – Mapa de Localização da Área de Estudos

5 – METODOLOGIA

A proposta de metodologia para planejamento de monitoramento de reservatórios segue, basicamente, o esquema apresentado na Figura 3, ou seja, uma fase de pré-planejamento, onde

dados secundários e possível complementação com dados primários devem mostrar potenciais características comportamentais do reservatório. Este conhecimento da área em estudo é importante para nortear as campanhas de monitoramento na fase inicial e escolha do modelo matemático adequado para os objetivos propostos. O modelo deve ser implementado na área de estudo, envolvendo as etapas de análise de sensibilidade, calibração e verificação. As diretrizes de planejamento propriamente dito devem ser baseadas em análises de cenários de situações críticas e com maior ocorrência para que cumpra os objetivos de monitoramento.

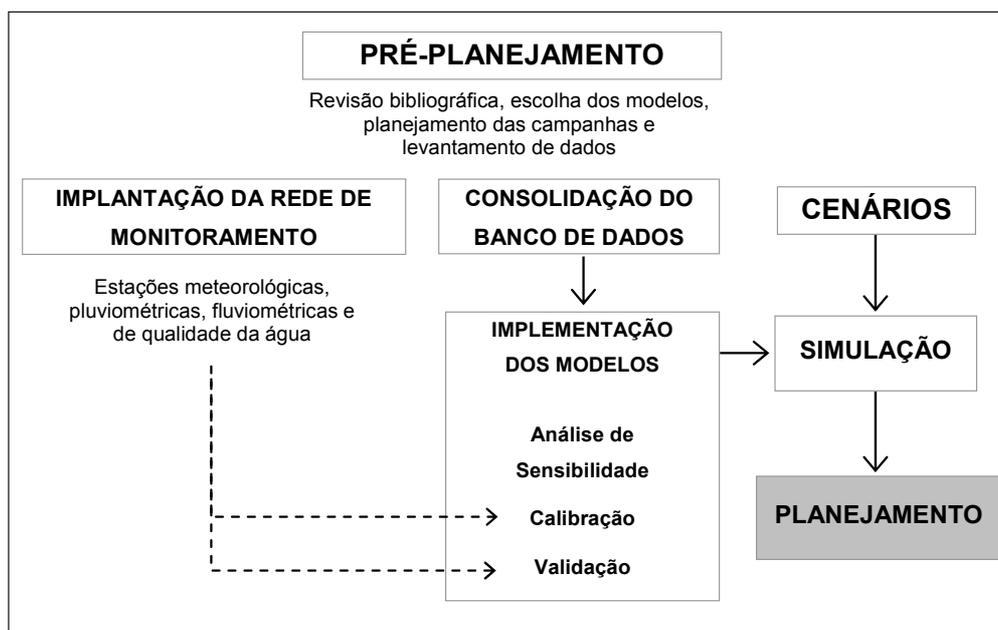


Figura 3 – Esquema Metodológico Proposto

5.1 – Pré-planejamento

Para aplicação da metodologia proposta no caso piloto, reservatório de Fiú, a revisão bibliográfica compreendeu questões de eutrofização em reservatórios e modelagem de qualidade de água, levantamento de dados secundários de qualidade da água na área de estudo e um levantamento dos softwares de modelagem hidrodinâmica e de qualidade de água existentes e disponíveis, com suas principais características de modelagem e seus custos. Com isso, pode-se determinar a melhor relação benefício/custo dos modelos, que foi determinante na escolha do modelo a ser utilizado na pesquisa. Foram escolhidos os modelos RMA 10 e RMA 11, da *Resource Modelling Associates*, a qual vem desenvolvendo estes softwares desde 1979.

O software RMA10 é um modelo tridimensional para simulação de escoamentos estratificados em rios, estuários e reservatórios, sendo os seus arquivos de resultados (campo de velocidades e níveis de água) diretamente usados como arquivos de entrada de dados para o RMA11. O custo destes, comparado a outros modelos com estas características, apresentou-se mais acessível.

Paralelamente, foi realizado um reconhecimento de campo, incluído uma campanha piloto com medições e análises de qualidade da água em vários perfis do reservatório. A avaliação dos

resultados físico-químicos e microbiológicos, juntamente com informações relacionadas às condições hidrológicas e ao uso e ocupação dos solos na região do reservatório de Fiú, resultou num diagnóstico preliminar do comportamento da qualidade da água neste corpo hídrico. Com base nas conclusões deste estudo, esta etapa da pesquisa concentrou-se nos nutrientes, cujo excesso pode mudar negativamente o estado trófico dos reservatórios, através da análise da variável de estado fósforo, a qual se apresentou como nutriente limitante.

Foi constatada também pouca variação no comportamento das variáveis monitoradas ao longo do perfil do reservatório, podendo ser tratado na modelagem como homogêneo na vertical.

5.2 – Implantação da rede monitoramento e consolidação da base de dados

Na seqüência dos trabalhos, foram realizadas campanhas de amostragem para análise da qualidade da água no reservatório de Fiú e validação da metodologia proposta. Estas campanhas foram realizadas no período de 2003 a 2006, compreendendo amostras na entrada principal (E1) e saída do reservatório (E3), bem como no corpo do reservatório, sendo inicialmente em 3 pontos (etapa 1) e posteriormente em 5 pontos (etapa 2), num total de 13 campanhas. Foram analisadas em todas as campanhas as seguintes variáveis de qualidade da água: Temperatura, Fósforo Total, Fósforo Inorgânico. Para as campanhas 1, 2, 3, 4, 5, 12 e 13 foram também analisadas as variáveis Nitrogênio Total, N-Nitrato, N-Nitrito e somente para as campanhas 12 e 13 foram analisadas biomassa de alga, em termos de clorofila.

No ponto a montante do reservatório (rio Apucarantina) foram analisadas as variáveis de Fósforo Total para o estudo da relação vazão e concentração. Amostras adicionais foram realizadas neste ponto, totalizando 18 amostras. A razão do interesse na entrada principal foi buscar correlações entre vazão e as variáveis de qualidade da água amostradas para tentar reduzir análises posteriores de qualidade da água, medindo somente vazão, podendo também suprir lacunas destes através de dados de vazão, medidos com maior freqüência.

A localização dos pontos de amostragem é apresentada na Figura 4.

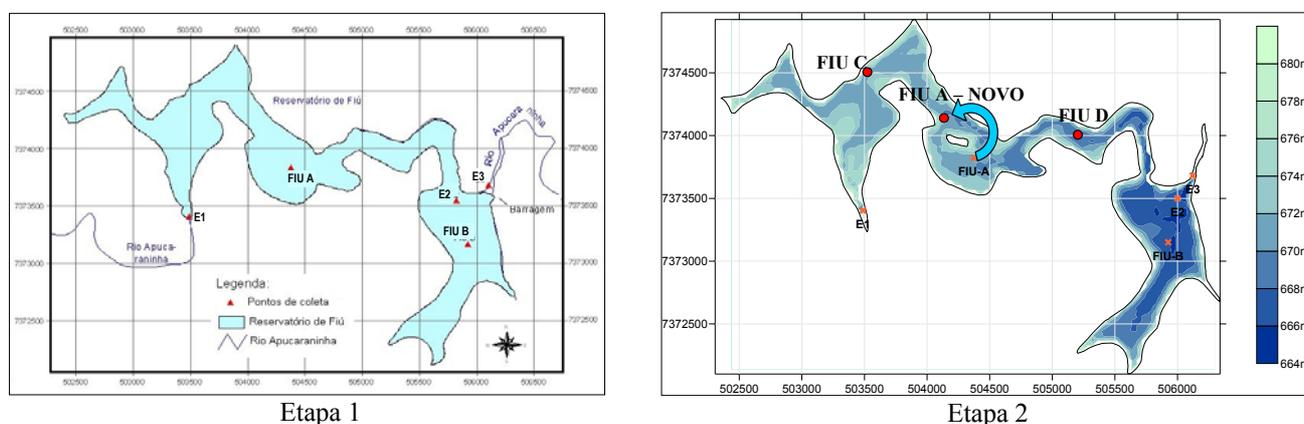


Figura 4 – Rede de Amostragem

5.3 – Implantação do modelo

A malha computacional utilizada para representação morfométrica do corpo hídrico nas simulações foi desenvolvida seguindo os níveis batimétricos do reservatório. Os dados batimétricos foram obtidos através da utilização de um ADCP (TERABE, OTA e FRIEDRICH, 2004b, 2004c). Isso resultou numa malha computacional composta por um total de 10.237 elementos, 31.027 nós e duas linhas de condição de contorno: CC1 – seção de entrada do reservatório e CC2 – seção de saída do reservatório. A Figura 5 representa a malha computacional utilizada.

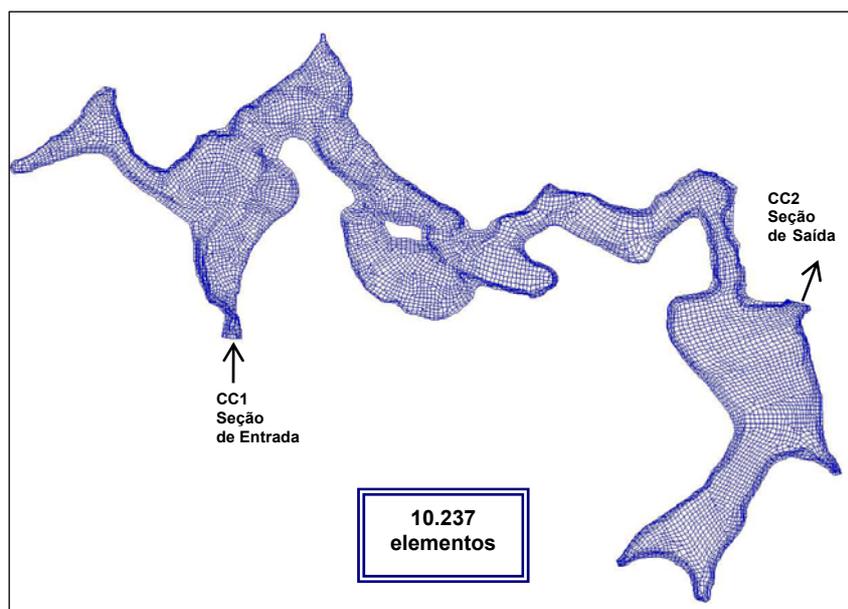


Figura 5 – Malha Computacional

A hidrodinâmica do reservatório, campo de velocidade e profundidades, dado de entrada do modelo RMA 11, foi obtida pelo modelo RMA 10. O modelo hidrodinâmico RMA 10 foi calibrado para os parâmetros do coeficiente de rugosidade do leito e do coeficiente de turbulência e verificado em TERABE *et al.* (2004).

A atividade sequencial foi a da modelagem matemática da qualidade da água no reservatório de Fiú, utilizando o modelo RMA 11, seguindo as etapas de análise de sensibilidade, calibração e verificação do modelo.

A calibração do modelo RMA 11 para as variáveis de estado Nitrogênio, Fósforo e Alga foi realizada introduzindo-se mudanças nos valores dos parâmetros do modelo, de forma que, a cada simulação, foi implantada uma alteração acumulativa de $\pm 10\%$ a partir do valor médio da faixa permitida pelo modelo. O modelo com os parâmetros que apresentaram menor erro nos pontos de monitoramento dentro do reservatório, foi considerado calibrado.

A calibração se deu em duas etapas, uma primeira para a variável de estado fósforo, considerando duas situações hidrodinâmicas, de vazões baixas e medianas (campanhas 2 e 4, respectivamente), em três pontos de monitoramento. A verificação nesta etapa foi realizada com a

campanha 1, para baixas vazões, e campanhas 3 e 5, para vazões medianas. A verificação do modelo calibrado para esta situação de vazões medianas foi realizada para duas situações de diferentes condições hidráulicas, considerando uma campanha de vazões próximas à vazão mediana (Campanha 5 – $Q=9,21 \text{ m}^3/\text{s}$) e uma condição de altas vazões (Campanha 3 – $Q=31,90 \text{ m}^3/\text{s}$). Como não houve outras campanhas de monitoramento com situação de vazões altas, procurou-se verificar o modelo na condição de vazão mediana para a sua utilização em situações de vazões altas. Com a finalidade de melhorar resultados obtidos da calibração e verificação do modelo nesta etapa, partiu-se para uma segunda etapa de calibração. Os resultados desta etapa foram publicados em KISHI *et al.* (2007).

Na segunda etapa de calibração do modelo foram utilizados dados da campanha 12 ($Q=4,73 \text{ m}^3/\text{s}$) numa malha amostral maior, considerando 5 pontos no reservatório (Figura 4 – Etapa 2). Primeiramente a calibração foi realizada considerando somente a variável de estado fósforo e ajuste dos parâmetros BET4, SIG5, SIG2 e BET5. Os valores utilizados para os outros parâmetros são os valores médios para as faixas de referência de variação do mesmo. Posteriormente as variáveis de estado nitrogênio e a alga foram também consideradas. A verificação para esta etapa foi realizada com os dados da campanha 13.

5.4 – Criação dos cenários

Com o modelo calibrado e verificado, foram realizados estudos de cenários para três condições de vazões afluentes. Na Tabela 1 são apresentados os três cenários avaliados: situação em vazões mínimas ($Q_{95\%}$), mediana ($Q_{50\%}$) e máxima ($Q_{5\%}$) obtidas da curva de permanência da série de vazões monitoradas pela COPEL, no local da usina, no período de junho de 1987 a setembro de 2006. As concentrações para essas situações de vazão foram obtidas do estudo realizado da relação vazão e concentração do Fósforo Total e desta com as variáveis ORGP e PO4.

Tabela 1 – Cenários avaliados (cargas de entrada)

Cenários	Vazão m^3/s	PT mg/L	ORGP mg/L	PO4 mg/L
1 Vazão Máxima ($Q_{5\%}$)	30,80	0,60	0,18	0,42
2 Vazão Mediana ($Q_{50\%}$)	9,20	0,07	0,02	0,05
3 Vazão Mínima ($Q_{95\%}$)	4,00	0,02	0,01	0,01

6 – RESULTADOS

6.1 – Relação vazão e concentração no rio Apucarantina, montante do reservatório de Fiú

A relação entre fósforo total e vazão segue uma relação potencial, com um tamanho amostral de 33 e com coeficiente de correlação de 0,88. Para o nitrogênio total, foi encontrada uma correlação de 0,91, porém, embora o valor seja próximo a 1, é um ajustamento que deve ser utilizado com restrições em virtude do tamanho amostral ser pequeno (11) e da falta de dados com

vazões acima da vazão média de longo período. Estas correlações são apresentadas na Figura 6, juntamente com suas respectivas equações.

$$PT = 0,0014.Q^{1,7608}$$

$$NT = 0,0525.Q + 0,2999$$

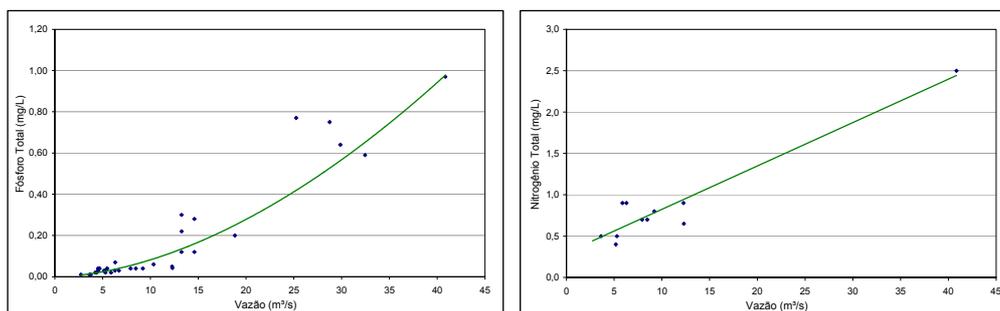


Figura 6 – Relação vazão e concentração de Fósforo Total e Nitrogênio Total no rio Apucarantina

6.2 – Calibração e verificação do modelo RMA11 para fósforo

Na segunda etapa de calibração do modelo, utilizando dados da campanha 12 ($Q=4,73 \text{ m}^3/\text{s}$), primeiramente a calibração foi realizada considerando somente a variável de estado fósforo. Para tanto, foram realizadas simulações, num total de 160, considerando a nova rede amostral e ajuste dos parâmetros BET4, SIG5, SIG2 e BET5. Os valores destes parâmetros calibrados para a etapa 2, que obtiveram o menor MSSR, são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Valores dos Parâmetros Calibrados da Etapa 2

Parâmetro	Valor Ajustado
BET4	0,3800
SIG5	0,0020
SIG2	0,7200
BET5	0,0200

Os valores encontrados para a maioria das diferenças percentuais, considerando as variáveis fósforo orgânico (ORG-P) e fósforo inorgânico (PO4) apresentaram-se acima do erro aceitável ($\pm 20\%$) na maioria dos pontos, porém nenhuma diferença ficou acima de 100%. Para a variável fósforo total, a maioria dos pontos apresentou erros aceitáveis dentro da faixa dos 20%. Nos pontos FIU A e E2 que ficaram acima do erro, não ultrapassaram 50%.

Comparativamente à calibração da primeira etapa, esta se ajustou melhor em função, primeiramente, da quantidade de pontos que apresentaram erros abaixo dos erros considerados aceitáveis. Na primeira etapa, dois pontos de quatro analisados apresentaram erros abaixo do aceitável, ou seja, 50%. Nesta etapa quatro pontos dos seis analisados apresentaram erros aceitáveis, abaixo da faixa dos 20%, ou seja, aproximadamente 70%.

Outro fator favorável a esta segunda etapa de calibração para o fósforo são os erros que ficaram acima do aceitável, os dois pontos que não calibraram, apresentaram erros inferiores a 50%, já os da primeira etapa apresentaram erros acima de 100%.

Quanto à calibração do fósforo, ainda com a campanha 12, mas considerando também parâmetros das cinéticas do nitrogênio e algas, os parâmetros encontrados que obtiveram MSSR encontram-se na Tabela 3. Todos estes parâmetros avaliados tiveram suas faixas limites de referência ajustadas devido a não convergência do modelo para determinados limites de parâmetros, sendo então, nesses casos, redistribuída para variações de 10% acima e abaixo do valor médio da faixa, considerando, também, os seus limites mínimo e máximo.

Neste processo foram realizadas 276 simulações para verificação de todos os parâmetros e 90 simulações para ajustes das faixas dos parâmetros. Após os ajustes das faixas, todas as 276 simulações foram refeitas totalizando em todo esse processo, 642 simulações do modelo.

Tabela 3 – Valores dos Parâmetros Calibrados Considerando a Cinética do Fósforo Nitrogênio e Algas da Etapa 2 – Campanha 12

Parâmetro	Valor Ajustado	Faixa de Referência	Faixa de Convergência do Modelo
ALP0	10	10-100	10-100
ALP1	0,0760	0,07-0,09	0,07-0,09
ALP2	0,0190	0,01-0,02	0,010-0,019
ALP3	1,6000	1,40-1,80	1,40-1,80
ALP4	1,9500	1,60-2,30	1,60-2,30
KLIGHT	0,0111	0,0037-0,0185	0,0037-0,0185
KNITR	0,1900	0,01-0,30	0,010-0,210
KPHOS	0,0356	0,001-0,05	0,0356-0,0452
LAMB1	0,0088	0,006-0,060	0,006-0,060
ALP5	3,5000	3,00-4,00	3,00-4,00
ALP6	1,0700	1,00-1,14	1,00-1,14
KNINH	0,6500	0,60-0,70	0,60-0,70
NUMAX	2,1500	1,00-3,00	1,970-2,150
RESP	0,2610	0,05-0,50	0,251-0,353
SIG1	0,3060	0,15-1,82	0,292-0,432
BET3	0,2220	0,02-0,40	0,150-0,222
SIG4	0,1330	0,002-0,200	0,022-0,160
BET1	0,1000	0,10-1,00	0,10-1,00
BET2	0,4000	0,20-1,00	0,20-1,00
BET4	0,3240	0,01-0,70	0,324-0,500
SIG5	0,0420	0,002-0,200	0,042-0,200
SIG2	0,0480	0,48	0,240-0,720
BET5	0,2400	0,00-0,10	0,0480-0,0615

Para esta situação os valores resultantes para a maioria das diferenças percentuais nos pontos avaliados, apresentaram-se acima do erro aceitável ($\pm 20\%$), apresentando para a variável NO₃ diferenças superiores a 100% e para ALGA diferenças acima de 85% e próximas de 100%. As variáveis que apresentaram melhores ajustes nesta análise foram PO₄ e P_{total}, nos pontos FIU C, FIU D e E3. Nesta etapa os parâmetros não apresentaram ajustes aceitáveis e para esta situação não foi realizada a etapa de verificação.

Com esta última análise justifica-se o ajuste da calibração realizada na campanha 12, para a variável de estado fósforo, sem considerar a cinética do nitrogênio e algas.

O modelo calibrado com a campanha 12 foi verificado com dados da campanha 13 (Q=2,15 m³/s) apenas para as variáveis de estado fósforo, que apresentou características hidrodinâmicas muito parecidas à campanha 12, com vazões baixas e níveis do reservatório abaixo do nível normal. As distribuições das concentrações para os pontos observados, acrescidos de um

erro de $\pm 20\%$, e simulados, obtidos para a verificação da calibração para a campanha 12, condições de baixas vazões são apresentados nos gráficos da Figura 7.

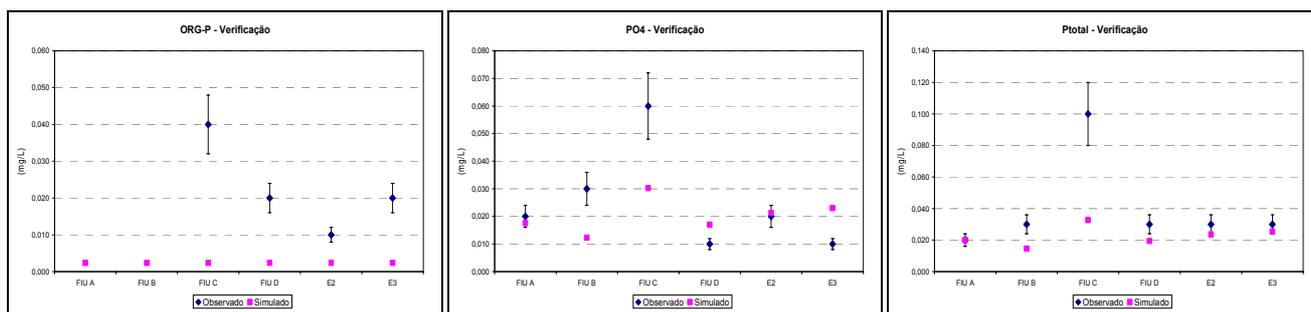


Figura 7 – Resultados da Verificação para o Fósforo (Campanha 13) – Etapa 2

A verificação da calibração da campanha 12 pode ser considerada aceitável, apresentando, para a variável Ptotal, três pontos com erro dentro do limite aceitável. No ponto FIU C houve um aumento bastante grande das concentrações observadas de fósforo total, fósforo inorgânico e inorgânico, o que pelo modelo, estes valores acabaram sendo subestimados. Nos outros pontos que apresentaram erros acima do valor aceitável estes não ultrapassaram uma diferença de 50%.

Foi realizada também, uma comparação dos resultados da simulação da campanha 13 com os valores máximos e mínimos das campanhas que apresentaram baixas vazões. A verificação, assim, pôde ser considerada aceitável, apresentando os valores simulados dentro das faixas de valores observados.

Uma segunda análise foi realizada para confirmar o modelo calibrado também para situações de vazões medianas. Para esta validação foi utilizada a campanha 5 ($Q=9,21 \text{ m}^3/\text{s}$), que no período da sua realização, foram coletadas amostras apenas em 5 pontos, sendo, portanto, a distribuição de concentrações resultante desta validação apresentada apenas para os pontos dentro do reservatório: FIU A, FIU B e E2, como apresentado nos gráficos da Figura 8.

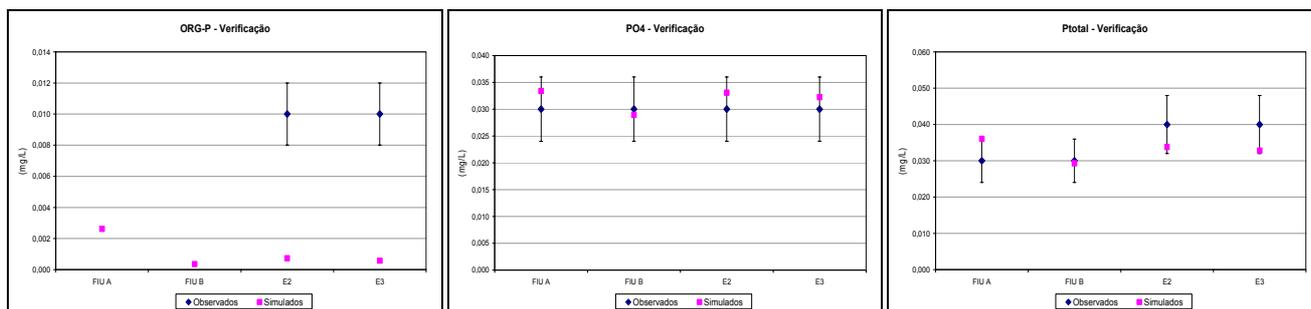


Figura 8 – Resultados da Verificação para o Fósforo (Campanha 5) – Etapa 2

A validação da calibração da campanha 12, neste caso, para uma situação de vazões medianas e nível de reservatório acima do nível normal, foi considerada aceitável para os parâmetros PO4 e Ptotal, apresentando em todos os pontos erros dentro do limite aceitável de $\pm 20\%$.

A verificação do modelo para vazões altas não foi possível de ser realizada em virtude dos dados disponíveis da Campanha 3 não serem adequados. Isso se deve ao fato das condições dessa

campanha não definirem um estado permanente de vazão, sendo que nos 14 dias (tempo de residência) anteriores à coleta, a média das vazões representou valores próximos da vazão mediana, indicando que as condições dentro do reservatório estariam refletindo mais essa condição do que de vazões altas.

6.3 – Simulação dos cenários

Os resultados das simulações da concentração de fósforo total para os três cenários em estudo são apresentados na Figura 9.

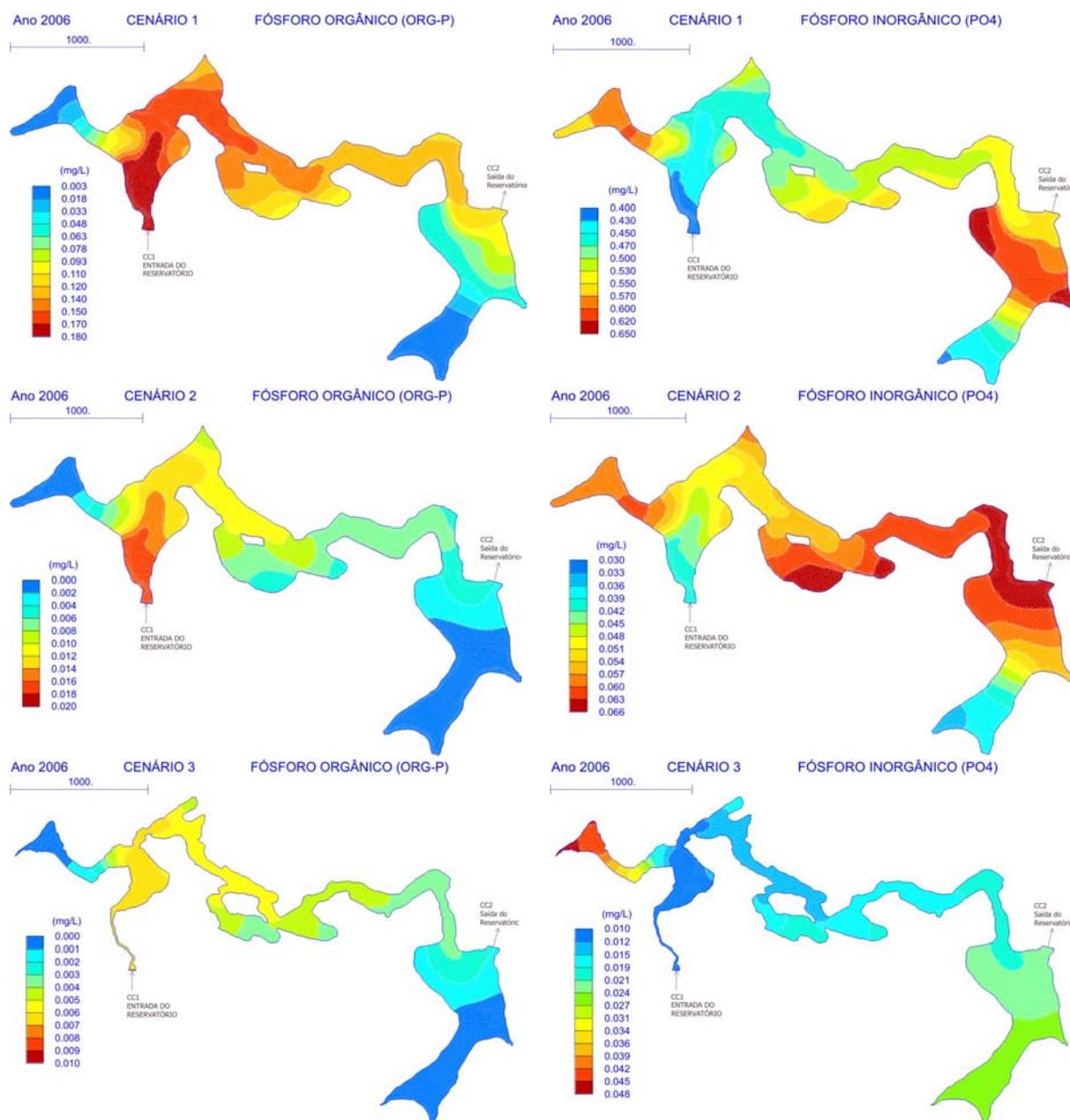


Figura 9 – Resultados da Simulação de Fósforo para os Três Cenários

Na análise realizada para o cenário 2, que representa situações medianas de vazões (maior frequência de ocorrência), quanto aos níveis de concentração de fósforo e sua distribuição espacial, podem-se verificar concentrações de fósforo inorgânico maiores (acima de 0,057 mg/L) próxima à

região da barragem e no pequeno braço à esquerda, próxima à entrada do reservatório. As concentrações menores (abaixo de 0,045 mg/L) encontram-se nas regiões próximas a entrada do reservatório e na região inferior à barragem (braço sul).

Uma situação de baixa vazão, cenário 3, nota-se região mais crítica ainda na região do pequeno braço à esquerda, próxima à entrada do reservatório, indicando possibilidade de acúmulo de substâncias, uma vez que nessa região a velocidade é menor e não foi considerada a entrada dessa área de drenagem.

O cenário 1 representa uma situação de alta vazão, porém deve ser lembrado que para condições permanentes. Uma vez que o modelo calibrado não foi verificado para altas vazões por falta de dados adequados. Esta análise pode ser realizada em casos da existência de entradas constantes por pelo menos 14 dias (tempo de residência do reservatório) de vazões altas, bem como de concentrações, há uma grande probabilidade da resposta do comportamento do reservatório se aproximar destes resultados. Neste caso, nota-se tendência do reservatório apresentar maiores concentrações, todavia com distribuição semelhante às condições medianas de ocorrência (cenário 2), com pequena diferença no local próximo à barragem. Há uma tendência da região de maior concentração ficar deslocada mais ao sul.

Com base nestas informações da análise de cenários, é possível elaborar um plano de monitoramento para o reservatório objetivando a sua otimização com relação a definição e locação da malha amostral, bem como da frequência de monitoramento. Este plano será produto resultante do projeto *Modelagem Matemática de Qualidade da Água*, parte do projeto P&D ANEEL/COPEL, intitulado *Desenvolvimento de Modelo de Avaliação da Qualidade de Água e Transporte de Sedimentos para Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas*, em desenvolvimento.

7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

O modelo RMA-11 para fósforo no reservatório de Fiú foi implantado. A calibração do modelo gerou respostas satisfatórias para a estimativa das concentrações, principalmente de P_{total}, para simulações em estado permanente e baixa vazão de entrada no reservatório ($\approx 6 \text{ m}^3/\text{s}$). Para estas condições, as respostas do modelo apresentaram coerência com os dados observados, proporcionando erros menores que 20%, tanto na etapa de calibração quanto na de verificação. Entretanto, há necessidade de uma melhora na calibração do modelo para a variável ORGP. A verificação do modelo calibrado para situações de vazões medianas teve resultados satisfatórios para as variáveis PO₄ e P_{total}, apresentando erros dentro do limite aceitável. O modelo não apresentou ajuste na verificação para condições de altas vazões.

As situações de não ajuste do modelo à situação real podem ter origem nas simplificações realizadas nas simulações durante as etapas de calibração e verificação do modelo, sendo elas:

simulação em estado permanente; não consideração de fontes de poluição difusas e não consideração das variáveis meteorológicas como vento e precipitação.

Adicionalmente, as formulações matemáticas utilizadas no modelo são válidas até certa extensão, pois não existe nenhuma que conduza a um pleno conhecimento do ecossistema. No entanto, os modelos podem direcionar, nos limites da sua simplicidade matemática, a uma realidade do sistema com precisão necessária aos objetivos.

Além das simplificações matemáticas e de modelagem, é, também, difícil obter dados precisos com frequência temporal e espacial adequados para uma conclusão mais segura. A instalação de sensores no local, como o adquirido pelo projeto (Sonda Multiparâmetro YSI 6600A-03), foi impossibilitada devido ao alto risco de vandalismo e perda do equipamento, além da inexistência de tecnologia para determinadas variáveis para monitoramento contínuo.

Apesar das simplificações, a aplicação do modelo no estudo de caso auxiliou na definição da metodologia sugerida, a qual avalia cenários de comportamento de variáveis da qualidade da água no planejamento de monitoramento de reservatórios. Após etapas de calibração e verificação do modelo pôde-se avaliar cenários para três condições hidrodinâmicas, os quais irão subsidiar a elaboração do plano de monitoramento para o reservatório de Fíu.

AGRADECIMENTOS

Apoio financeiro da ANEEL e equipe de campo da COPEL.

BIBLIOGRAFIA

- BERES, D. L.; HAWKINS, D. M. *Plackett-Burman technique for sensitivity analysis of many-parametered models. Ecological Modelling*, n. 141, p. 171-183, 2001.
- BOWIE, G. L.; MILLS, W. B.; PORCELLA, D. B.; CAMPBELL, C. L.; PAGENKOPF, J. R.; RUPP, G. L.; JOHNSON, K. M.; CHAN, P. W. H.; GHERINI, S. A. *Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling*. Athens, Georgia: U.S. Environmental Protection Agency. 1985.
- CHAPRA, S. C. *Surface water-quality modeling*. New York: McGraw-Hill. 1997.
- CHAPRA, S. C. *Engineering water quality models and TDMLs*. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 247-256, jul./aug. 2003.
- ESTEVEZ, F. de A. *Fundamentos da limnologia*. Rio de Janeiro: Editora Interciência: FINEP, 1988.
- HENDERSON-SELLERS, B.; MARKLAND, H. R. *Decaying lakes: The origins and control of cultural eutrophication*. New York: John Wiley & Sons, 1987.
- KING, I. P. *A finite element model for stratified flow RMA-10 users guide version 7.2b*. Sydney, Australia: Resource Modelling Associates. Dec. 2003a.

- KING, I. P. *RMA-11 – A three dimensional finite element model for water quality in estuaries and streams version 4.2*. Sydney, Australia: Resource Modelling Associates. Nov. 2003b.
- KISHI, R. T.; RIBEIRO L. H. L.; ALBERTI S. M.; DA SILVA H. L. G.. “*Desenvolvimento de modelo de avaliação da qualidade de água e transporte de sedimentos para pequenas e médias centrais hidrelétricas. Modelagem matemática de qualidade da água. Relatório 2: Área de Estudo*”. Janeiro, 2004.
- KISHI, R. T.; DALLA NORA, A.; RIBEIRO L. H. L., BRASSAC, N. M.; ALBERTI S. M., DA SILVA H. L. G.. “*Desenvolvimento de modelo de avaliação da qualidade de água e transporte de sedimentos para pequenas e médias centrais hidrelétricas. Modelagem matemática de qualidade da água. Relatório Final*”. Abril, 2007.
- LENHART, T.; ECKHARDT, K.; FOHRER, N.; FREDE, H. G. *Comparison of two different approaches of sensitivity analysis*. Physics and Chemistry of the Earth, n. 27, p. 645-654, 2002.
- ORLOB, G. T. *Mathematical modeling of water quality: Streams, lakes and reservoirs*. New York: JHON WILEY & SONS. 1983.
- SILVA, H.L.G; KISHI, R.T. Calibração e confirmação do modelo de qualidade de água RMA-11: Estudo de caso – Reservatório de Fiú, Paraná
- TERABE, F. R.; OTA, J. J.; FRIEDRICH, M. F. *Desenvolvimento de modelo de avaliação da qualidade de água e de transporte de sedimentos para pequenas e médias centrais hidrelétricas: Modelagem hidrodinâmica e de sedimentos: Relatório 5 – Simulações no modelo hidrodinâmico*. Curitiba: LACTEC, 2004.