

EUTROFIZAÇÃO EM UM RESERVATÓRIO DESTINADO AO ABASTECIMENTO PÚBLICO: o caso do reservatório do Iraí-PR

Guilherme Augusto Stefanelo Franz¹; Cynara de Lourdes da Nóbrega Cunha²; & Mauricio Felga Gobbi³

RESUMO - Este trabalho mostra o desenvolvimento de um modelo empírico e de um modelo de qualidade de água para estimar o grau de trofia do reservatório de abastecimento público do Iraí, localizado na Região Metropolitana de Curitiba, capital do estado do Paraná. Este reservatório vem sofrendo florações de fitoplâncton bastante significativas, comprometendo seriamente a qualidade da água e aumentando os custos para o seu tratamento. Os resultados obtidos pelos modelos foram comparados com dados medidos, com o objetivo de avaliar seus desempenhos. O modelo empírico provou ser capaz de estimar o grau de trofia do reservatório, sendo de fácil aplicabilidade. O modelo de qualidade de água demonstrou ser uma ferramenta poderosa para o monitoramento da qualidade da água de reservatórios.

ABSTRACT – This paper presents an empirical model and a water quality model to estimate the trophic degree of the Iraí public water-supply reservoir, located in the Metropolitan Region of Curitiba, capital of the Paraná State. This reservoir suffers significant phytoplankton growing, seriously compromising its water quality and treatment costs. The model results were compared with measured data, and we analyzed its performance. The empirical model proved to be capable of estimating the trophic degree of the reservoir, being of easy applicability. The water quality model demonstrated to be a powerful tool for the water quality management of reservoirs.

Palavras-chave: eutrofização, Reservatório do Iraí, modelo de qualidade de água.

¹ Graduando em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Paraná, LEMMA/UFPR - Centro Politécnico da Universidade Federal do Paraná, Caixa Postal 19100, CEP: 81531-990, Curitiba, Brasil. Email: guifranz@gmail.com

² Professor da Universidade Federal do Paraná, LEMMA/UFPR - Centro Politécnico da Universidade Federal do Paraná, Caixa Postal 19100, CEP: 81531-990, Curitiba, Brasil. Email: cynara@ufpr.br

³ Professor da Universidade Federal do Paraná, LEMMA/UFPR - Centro Politécnico da Universidade Federal do Paraná, Caixa Postal 19100, CEP: 81531-990, Curitiba, Brasil. Email: gobbi@ufpr.br

1 – INTRODUÇÃO

A disponibilidade de água, tanto em quantidade como em qualidade, representa um dos principais fatores limitantes ao desenvolvimento da sociedade moderna. Diversos setores das atividades humanas utilizam os recursos hídricos como insumo básico para o desenvolvimento de suas atividades, destacando-se a irrigação, o uso industrial, a geração de energia e o abastecimento público. Com o crescimento populacional e a expansão das atividades humanas, estes recursos vêm sendo cada vez mais pressionados, sendo necessária a construção de reservatórios visando a garantir a disponibilidade de água.

A ausência de planejamento do uso do solo e de infra-estrutura básica afeta a disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos, e, conseqüentemente, a qualidade de vida da população. A degradação dos mananciais provocada pelo aporte de cargas elevadas de poluentes e nutrientes causa graves problemas de qualidade da água e eutrofização. Este é um problema cada vez mais comum nos reservatórios brasileiros destinados ao abastecimento público.

O estudo do grau de eutrofização do reservatório do Iraí, na RMC (região metropolitana de Curitiba), mostrado neste trabalho, é realizado a partir de simulações computacionais feitas por um modelo de qualidade de água, e pelo uso de um modelo empírico. A modelagem computacional é uma ferramenta que permite monitorar parâmetros de qualidade de água nos rios e reservatórios, buscando soluções para resolver problemas graves relacionados à qualidade de vida e à saúde ambiental. Modelos ambientais que estudam a dispersão de poluentes em corpos d'água têm sido usados como suporte para tomada de decisões estratégicas no que se refere ao lançamento de efluentes sanitários em rios e reservatórios.

A primeira seção deste trabalho apresenta uma descrição do processo de eutrofização, bem como dos modelos usados. A descrição da área de estudo e a aplicação da modelagem ambiental são apresentados nas seções seguintes. Na última seção são apresentados os resultados e as análises da modelagem de qualidade de água e do modelo empírico. Não será descrito neste trabalho o modelo matemático usado para simular a circulação hidrodinâmica bidimensional e os parâmetros de qualidade de água, bem como o modelo numérico e as condições de contorno envolvidas. Maiores informações sobre os modelos podem ser obtidas em Rosman, 2000.

2 – EUTROFIZAÇÃO

A eutrofização é a superfertilização de corpos d'água, com o conseqüente crescimento excessivo das plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, a níveis tais que sejam considerados como causadores de interferências nos usos desejáveis do corpo d'água. O principal

fator de estímulo para o crescimento é a concentração excessiva de nutrientes no corpo d'água, principalmente nitrogênio e fósforo. As principais conseqüências da eutrofização são: perda de biodiversidade; alteração no padrão de oxigenação da água; floração de algas, de cianobactérias e de macrófitas aquáticas; restrição aos usos da água; efeitos sobre a saúde humana e aumento dos custos para o tratamento de água.

Segundo Wetzel (1981), os ambientes aquáticos continentais são mais sensíveis às entradas de fósforo, enquanto que o nitrogênio freqüentemente limita a produção primária em sistemas estuarinos e marinhos. De acordo com Salas e Martino (1991), a maioria dos lagos tropicais da América Latina tem o fósforo como limitante de crescimento de algas. Um outro aspecto importante é o de que, mesmo que se controle o aporte externo de nitrogênio, existem algas capazes de fixar o nitrogênio atmosférico, que não teriam sua concentração reduzida com a diminuição da carga afluyente de nitrogênio. Por estas razões, prefere-se dar uma maior prioridade ao controle das fontes de fósforo quando se pretende controlar o problema da eutrofização em corpos d'água continentais (von Sperling, 1995).

2.1 – Fontes de fósforo

O fósforo apresenta-se na água principalmente como ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões para formas mais simples. As principais fontes de ortofosfatos na água são o solo, detergentes, fertilizantes, despejos industriais e esgotos domésticos. A forma que os ortofosfatos se apresentam na água são H_3PO_4 , $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} e PO_4^{3-} , dependendo do pH. Em esgotos domésticos típicos a forma predominante é o HPO_4^{2-} .

Os polifosfatos são moléculas mais complexas, com um ou mais átomos de fósforo, que são transformados lentamente em ortofosfatos pelo mecanismo da hidrólise. O fósforo orgânico é normalmente de menor importância nos efluentes de esgotos domésticos típicos, mas pode ser importante em águas residuárias industriais. Durante o tratamento de esgotos e nos corpos d'água receptores, o fósforo orgânico é convertido a ortofosfatos. As duas formas de fósforo medidas normalmente para controle da qualidade da água em reservatórios são o fósforo reativo solúvel (ortofosfatos) e o fósforo total. O fósforo orgânico pode ser estimado pela diferença entre as duas formas.

Segundo von Sperling (1995), as principais fontes de fósforo de uma represa em ordem crescente de importância são a drenagem pluvial de áreas com matas e florestas, de áreas agrícolas e de áreas urbanas, e os esgotos. A Tabela 1 apresenta valores típicos da contribuição unitária de fósforo, compilados por von Sperling (1995) de diversas referências nacionais e internacionais. Podem ser adotadas medidas preventivas para o controle da eutrofização, as quais compreendem a

redução do aporte de fósforo através de atuação nas fontes externas relacionadas aos esgotos e à drenagem pluvial.

Tabela 1 – Contribuições unitárias de fósforo típicas em kgP km⁻² ano⁻¹

Fonte	Tipo	Valores típicos
Drenagem	Áreas de matas e florestas	10
	Áreas agrícolas	50
	Áreas urbanas	100
Esgotos	Domésticos	1,0

2.3 – Modelo Empírico

Podem ser utilizados modelos empíricos simplificados para estimar a concentração de fósforo no corpo d'água. A abordagem empírica é de mais fácil utilização do que a modelagem computacional, devido à dificuldade em se elaborar modelos de base física, bem como de se obter os valores dos coeficientes e dados de entrada necessários. O modelo empírico mais conhecido é o de Vollenweider (1976), sendo modificado por Salas e Martino (1991) para lagos tropicais. Neste modelo, a concentração de fósforo pode ser calculada como:

$$P = \frac{L \cdot 10^3}{V \cdot \left(\frac{1}{t} + \frac{2}{\sqrt{t}} \right)} \quad (1)$$

onde:

P = concentração de fósforo total no corpo d'água (gP/m³)

L = carga afluyente de fósforo (kgP/ano)

V = volume da represa (m³)

t = tempo de detenção hidráulica (ano)

A concentração de fósforo pode ser relacionada com o grau de trofia do corpo d'água de acordo com a Tabela 2. Pode-se, a partir da equação (1), determinar a carga máxima admissível de fósforo a um reservatório, utilizando para isso um valor desejável para a concentração de fósforo, que dependerá do tipo de uso da água do reservatório. Segundo von Sperling (1995), é desejável que o grau de trofia de reservatórios destinados ao abastecimento público seja oligotrófico, sendo tolerável o grau mesotrófico.

Tabela 2 - Faixas aproximadas de valores de fósforo total para os principais graus de trofia.

Classe de trofia	Concentração de fósforo total na represa (mg/m³)
Ultraoligotrófico	< 5
Oligotrófico	< 10 – 20
Mesotrófico	10 – 50
Eutrófico	25 – 100
Hipereutrófico	> 100

2.4 – Modelo de qualidade da água

A adoção de um determinado modelo matemático para simular as condições de qualidade da água de um sistema hídrico depende do grau de complexidade do modelo, dos dados disponíveis sobre o sistema, das características hidráulicas e do conhecimento das condições químicas e biológicas do sistema e das cargas poluidoras. Basicamente o modelo de qualidade da água resolve a equação do balanço de massa para várias substâncias relacionadas, considerando as reações químicas da substância com o meio ou com outra substância.

Os modelos de qualidade da água são instrumentos tecnológicos capazes de avaliar os impactos gerados pelo lançamento de carga poluidora em um determinado corpo de água, podendo ser mais ou menos precisos, dependendo das hipóteses adotadas na formulação do modelo matemático. A condição necessária, mas não suficiente, para que os modelos de qualidade de água tenham capacidade preditiva é que possam ser capazes de simular condições observadas a priori. Um dos maiores problemas para o desenvolvimento da capacidade preditiva do modelo de qualidade de água é a determinação do grau de complexidade do modelo, que representa o compromisso entre realidade da natureza e abstração do modelo matemático.

O modelo de qualidade de água simula as mudanças (trocas) de concentração considerando os processos químicos, físicos e biológicos. O entendimento e o modelamento destes processos (ou reações) são importantes na construção do modelo; em sua maior parte, esses processos são modelados usando reações de primeira ordem ou de saturação. Para a modelagem, um grande número de constantes, associadas às substâncias modeladas é requerido, o que gera grandes incertezas sobre estes processos de transformações. A capacidade preditiva do modelo de qualidade da água passa obrigatoriamente pela correta definição destes processos e dos parâmetros envolvidos. Como existem poucos dados para a determinação das constantes para os corpos de água brasileiros, os resultados obtidos podem possuir um grau de incerteza bastante grande.

O modelo de qualidade da água usado neste trabalho faz parte do Sistema de Base Hidrodinâmica Ambiental (SisBAHIA[®]), desenvolvido pela Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica do Programa de Engenharia Oceânica da COPPE/UFRJ. Para maiores informações sobre o SisBAHIA[®] o leitor deve reportar-se ao manual do SisBAHIA[®] (Rosman, 2000). O modelo de qualidade de água do SisBAHIA[®] considera o contaminante passivo e não-conservativo, ou seja, as substâncias presentes na água não afetam a circulação hidrodinâmica do corpo de água e sofrem modificação de concentração através de processos físicos, químicos e biológicos. Sendo assim, a simulação do padrão de circulação hidrodinâmico é essencial na estrutura computacional quando da modelagem de parâmetros de qualidade da água.

3 – ÁREA DE ESTUDO

A região Metropolitana de Curitiba (RMC) é formada por 25 municípios, abrigando uma população da ordem de 2,75 milhões de habitantes, aproximadamente 25% da população do Estado do Paraná (IBGE, 2000). O grande desafio para o desenvolvimento urbano da RMC está diretamente associado aos problemas enfrentados pelos recursos hídricos: perda de qualidade, disponibilidade restrita e aumento da demanda. A RMC é abastecida em sua maior parte pela bacia do Alto Iguaçu, constituída por dois grandes mananciais de superfície: o sistema Altíssimo Iguaçu e a barragem do Passaúna. Como a região está próxima às cabeceiras, a vazão dos rios é pequena, demandando a construção de reservatórios de grande volume para garantir o abastecimento público. Como consequência, estes reservatórios apresentam grande extensão e tempo de detenção hidráulica longo, favorecendo o acúmulo de cargas expressivas de poluentes e nutrientes. Este problema é agravado pelas condições geomorfológicas da região, que conferem aos reservatórios características morfométricas bastante favoráveis a eutrofização e ao desenvolvimento de algas potencialmente tóxicas.

O crescimento demográfico acelerado observado na RMC ao longo das últimas décadas resultou no desenvolvimento intenso da região periférica das principais cidades da Grande Curitiba. De acordo com o Plano Diretor do Sistema de Abastecimento de Água de Curitiba e Região Metropolitana, estima-se um crescimento populacional na RMC de 3,0% ao ano até 2020, decrescendo até atingir 1,8% em 2040. Como consequência desta expansão, observa-se a degradação crescente dos corpos d'água pela ocupação de áreas de recarga de aquíferos, descargas de efluentes e cargas difusas.

De acordo com informações da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), praticamente 100% dos domicílios da Região Metropolitana de Curitiba são atendidos com água potável. Quanto aos esgotos domésticos, o município de Curitiba atende a apenas 51% da população

com rede coletora de esgoto em seus domicílios. Para os demais municípios da RMC, esta taxa cai para 41%. Contudo, quando se consideram domicílios atendidos por rede coletora e tratamento de esgotos o percentual está em torno de 16%.

3.1 – O reservatório do Iraí

O reservatório do Iraí é atualmente responsável pelo abastecimento de 20% da população da Região Metropolitana de Curitiba. O reservatório situa-se ao leste da RMC abrangendo os municípios de Piraquara, Pinhais, Quatro Barras, Campina Grande do Sul e Colombo. O reservatório encontra-se inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Iraí e seus principais tributários (rios Canguiri, Timbu, Cercado e Curralinho) drenam áreas densamente ocupadas, onde existem atividades industriais e agrícolas, além de áreas de invasão (Figura 1). O reservatório teve sua construção finalizada em 1999 e seu primeiro extravasamento em janeiro de 2001, atingindo um volume de 58.000.000 m³ com profundidade média de 4,73 m, área superficial de 14 km², e tempo de detenção hidráulica médio de 527 dias (Andreoli e Carneiro, 2005). O reservatório apresentou a primeira elevação significativa da concentração de algas em maio de 2001, evidenciando a forte influência antrópica no processo de eutrofização, além da susceptibilidade imposta pelas próprias condições morfométricas do reservatório. Desde então tem havido eventos de florações de fitoplâncton bastante significativas, comprometendo seriamente a qualidade da água e implicando em elevados custos para o tratamento da água por parte da SANEPAR. Embora tenham sido observadas alterações na composição das espécies fitoplanctônicas ao longo do tempo, a predominância é basicamente de cianobactérias, algumas delas potencialmente tóxicas.

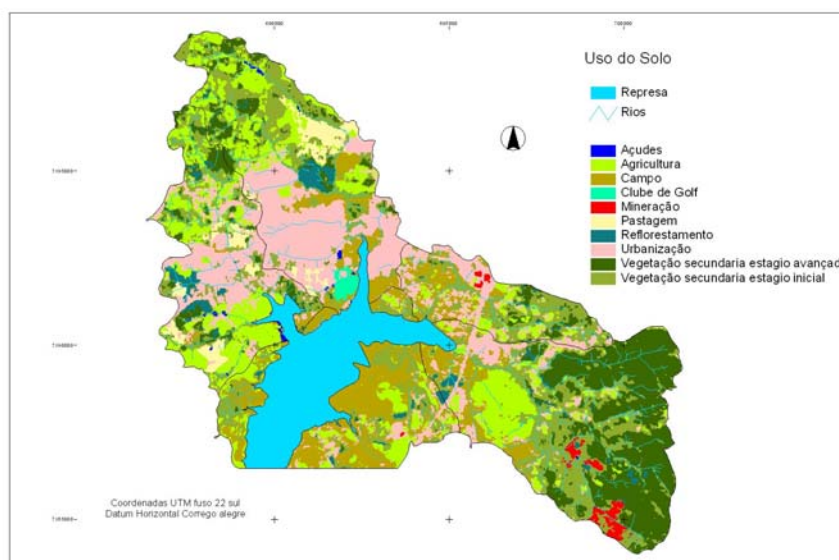


Figura 1 – Uso do solo na sub-bacia do rio Iraí

A discretização do uso do solo na sub-bacia do rio Iraí no ano de 2005 é mostrada na Tabela 3. Pode-se verificar que as áreas de vegetação secundária correspondem a mais de 40% da área total. As áreas destinadas à agricultura e à urbanização, que são as principais responsáveis pelo carregamento de nutrientes, ocupam 17,8% e 20,6% respectivamente.

Tabela 3 - Uso atual do solo na sub-bacia do rio Iraí

Uso Atual	Área (ha)	Área (%)
Veg. Sec. Avançada	1622,54	16,8
Veg. Sec. Inicial	2375,38	24,6
Campo	1308,51	13,5
Reflorestamento	218,97	2,3
Pastagem	268,76	2,8
Agricultura	1721,17	17,8
Clube de Golfe	46,3	0,5
Urbanização	1993,92	20,6
Mineração	85,59	0,9
Água	23,32	0,2

Na sub-bacia do rio Iraí, a atividade industrial pode ser considerada pequena, destacando-se os pólos industriais de Campina Grande do Sul, com indústrias de beneficiamento de madeira, construção civil, metalurgia, produtos químicos, produtos alimentícios e material plástico. Também merece destaque o pólo industrial de Quatro Barras, com indústrias ligadas ao parque automotivo, indústria química e têxtil. De acordo com informações do Instituto Ambiental do Paraná (IAP), os efluentes finais gerados encontram-se dentro dos limites legais estabelecidos. Porém, como estes sistemas de tratamento de efluentes não possuem capacidade de remoção de nitrogênio e fósforo, é possível supor que podem contribuir com carga de nutrientes para os corpos receptores, especialmente no caso de indústrias alimentícias.

No entorno do reservatório existem outras instalações potencialmente impactantes para a qualidade da água, como a Fazenda Experimental da Universidade Federal do Paraná, o complexo penitenciário que abriga a Colônia Penal Agrícola, o Hospital Adauto Botelho e o Instituto Agrônomo do Paraná – IAPAR. Nestes estabelecimentos, a maior fonte de contribuição são os esgotos sanitários, que são em parte tratados na própria bacia. Os efluentes dos tratamentos primário e secundário de esgoto doméstico podem conter níveis inaceitáveis de nitrogênio e fósforo. Como atualmente no Brasil são poucas as estações de tratamento que possuem capacidade de remoção

desses nutrientes, é possível inferir que o efluente final dessas estações tenha grande impacto sobre a qualidade da água de rios, lagos e reservatórios, acelerando o processo de eutrofização.

4 – METODOLOGIA

Utilizando os dados de uso do solo e de população no entorno do reservatório do Iraí, e os valores de contribuições unitárias de fósforo típicas, calculou-se, a partir do modelo empírico de Salas e Martino (1991), a concentração de fósforo no reservatório. Com este resultado, classificou-se o reservatório quanto ao grau de trofia. Também foi calculada, utilizando esse modelo, a máxima carga de fósforo admissível para o reservatório.

Para modelagem hidrodinâmica e da concentração de fósforo no reservatório do Iraí, foi utilizado o SisBAHIA[®]. O modelo de qualidade da água do SisBAHIA[®] considera os ciclos do nitrogênio e do fósforo e o balanço de oxigênio, além da temperatura e da salinidade. As simulações para avaliar o grau de eutrofização no Reservatório do Iraí foram realizadas considerando como indicadores as concentrações de fósforo orgânico e inorgânico; no entanto, todas as substâncias (OD, DBO, fósforo orgânico, fósforo inorgânico, nitrato, amônia, nitrogênio orgânico, biomassa, temperatura, salinidade) foram modeladas. Sendo assim, as condições de contorno foram impostas para estas 10 substâncias. Os valores considerados representam as concentrações medidas nos rios, entre os anos de 2002 e 2003, obtidos do Instituto Ambiental do Paraná (IAP). Os valores dos parâmetros do modelo foram ajustados de acordo com valores encontrados na literatura, podendo ser vistos na Tabela 4.

O domínio definido na modelagem é mostrado na Figura 2, onde também pode ser observada a batimetria do reservatório e a localização dos rios. As medições dos dados de qualidade da água foram feitas em pontos amostrais próximos à foz dos rios Canguiri (CA2), Timbu (TI2), Cerrado (CE2) e Currealinho (CU2), principais rios tributários do reservatório, e pontos amostrais espacialmente distribuídos no interior do reservatório (RE1, RE2 e RE3). Nestes últimos pontos obtiveram-se dados em duas profundidades, na superfície e no fundo da coluna d'água, sendo estes dados utilizados para comparação com os resultados obtidos através do SisBAHIA[®] e do modelo empírico de Salas e Martino (1991).

O transporte de uma dada substância em um corpo d'água é dominado pela advecção, sugerindo assim uma enorme dependência entre a hidrodinâmica e o processo de transporte. A modelagem hidrodinâmica tem como objetivo estimar a distribuição espacial e temporal do campo de velocidades do reservatório em função dos forçantes presentes. Como a profundidade média é pequena, o reservatório foi considerado como não estratificado. Nestes casos as equações governantes são promediadas na dimensão vertical, reduzindo a dimensão do problema. Na

simulação do padrão de circulação hidrodinâmica foi considerado como principal forçante as vazões afluentes. O vento também foi usado como forçante do escoamento, com velocidade uniforme e permanente igual a 2,0 m/s na direção leste. O coeficiente de atrito do fundo pode ser calculado via coeficiente de Chèzy. Este coeficiente depende da amplitude da rugosidade equivalente de fundo, definida a partir da composição e da distribuição de sedimentos no fundo. No domínio modelado, foi usado um valor uniforme igual a 0,03 m de amplitude da rugosidade equivalente de fundo.

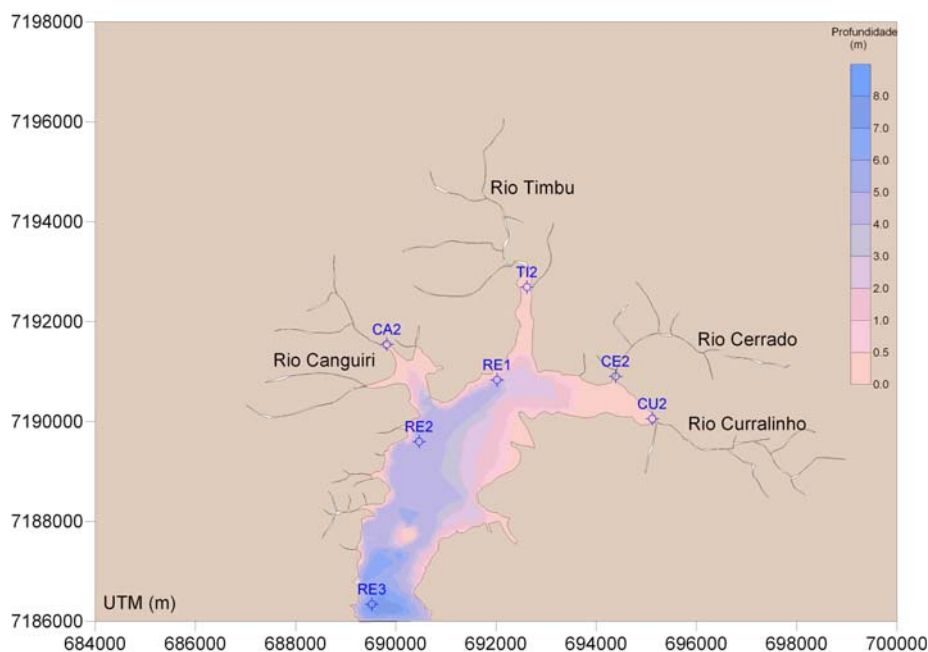


Figura 2 – Domínio de modelagem do reservatório do Iraí, com a visualização da topografia de fundo do domínio de modelagem e posição das estações de monitoramento.

Em termos de vazão, o rio Timbú representa a maior contribuição ao reservatório do Iraí, seguido do Curralinho, Cerrado e Canguiri. O padrão de circulação médio no reservatório obtido pelo SisBAHIA[®] é mostrado na Figura 3.

5 – RESULTADOS

5.1 – Modelo empírico

Segundo Xavier (2005), a população da sub-bacia do Iraí pode ser estimada em 37.208 habitantes. Considerando que apenas 41% dos domicílios da RMC possuem coleta de esgoto, 21.953 habitantes não são atendidos por este serviço. A rede coletora de esgoto está interligada à estação de Tratamento de Esgotos Menino Deus, localizada próxima às margens do Rio Timbu. O efluente tratado é enviado para lançamento na Bacia do Rio Capivari, através de um emissário. Também existe na bacia a Estação Elevatória do Canguiri, localizada às margens do Rio Canguiri,

onde o esgoto coletado é armazenado e conduzido para tratamento na ETE Menino Deus (Xavier, 2005).

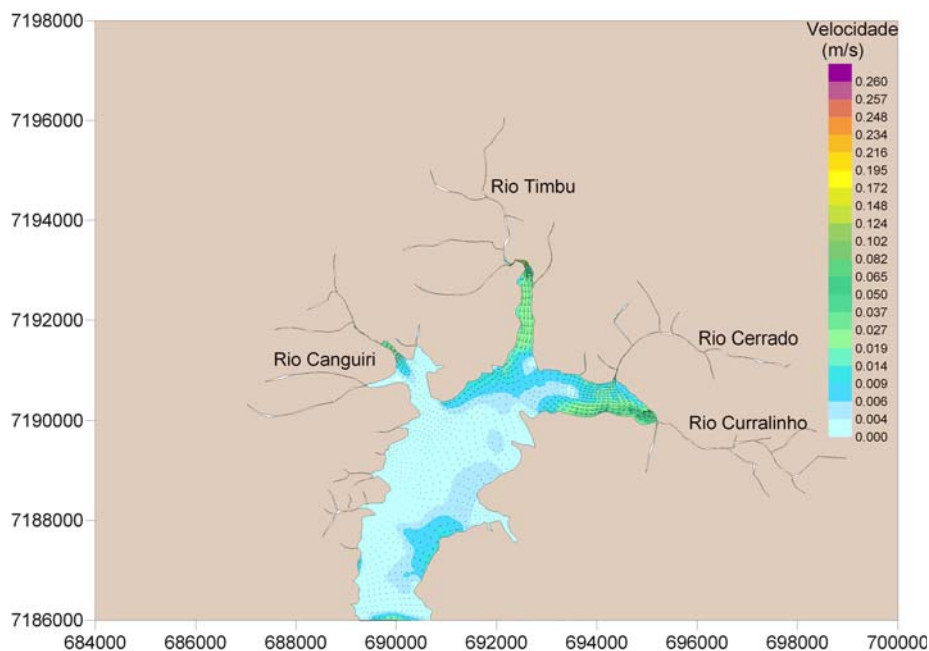


Figura 3 – Padrão de circulação no reservatório do Irai.

Para o cálculo da carga de fósforo foram utilizados os valores de carga unitária mostrados na Tabela 2 multiplicados pelas áreas de vegetação, urbanas e de agricultura, e pela população que não possui rede coletora de esgotos:

- esgotos domésticos brutos: $21.953 \text{ hab} \times 1,0 \text{ kgP/hab.ano} = 21.953 \text{ kgP/ano}$
- escoamento das áreas de matas: $55 \text{ km}^2 \times 10 \text{ kgP/ km}^2.\text{ano} = 550 \text{ kgP/ano}$
- escoamento das áreas urbanas: $20 \text{ km}^2 \times 100 \text{ kgP/ km}^2.\text{ano} = 2.000 \text{ kgP/ano}$
- escoamento das áreas agrícolas: $20 \text{ km}^2 \times 50 \text{ kgP/ km}^2.\text{ano} = 1.000 \text{ kgP/ano}$

Carga total afluyente ao reservatório: 25.503 kgP/ano

Adotando-se o modelo de Salas e Martino (1991), foi estimada a concentração de fósforo no reservatório em 187 mgP/m^3 (0,187 mgP/l). Este resultado classifica o reservatório como hipereutrófico.

Utilizando dados dos pontos amostrais no interior do reservatório, medidos mensalmente entre abril de 2002 e junho de 2003, foram determinadas as concentrações médias de fósforo total, bem como os valores máximos e mínimos, na superfície (Figura 4) e no fundo (Figura 5). O valor maior da concentração no fundo pode ser explicado pela precipitação de fósforo total junto a compostos férricos, além de íons de alumínio e manganês (em pH mais ácido) e cálcio e magnésio (em pH mais básico). Comparando estes valores com a concentração calculada pelo modelo de

Salas e Martino (1991), pode-se observar que o valor estimado é razoável para se determinar o nível trófico do reservatório.

Segundo von Sperling (1995), o máximo grau de trofia admissível para um reservatório destinado ao abastecimento público é o mesotrófico. A carga de fósforo total máxima admissível, para um valor de concentração de fósforo máxima do grau de trofia mesotrófico ($P = 50 \text{ mg.m}^{-3}$), é igual a 6.835 kgP/ano. Isto equivaleria a uma redução de 73% no aporte atual de fósforo ao reservatório.

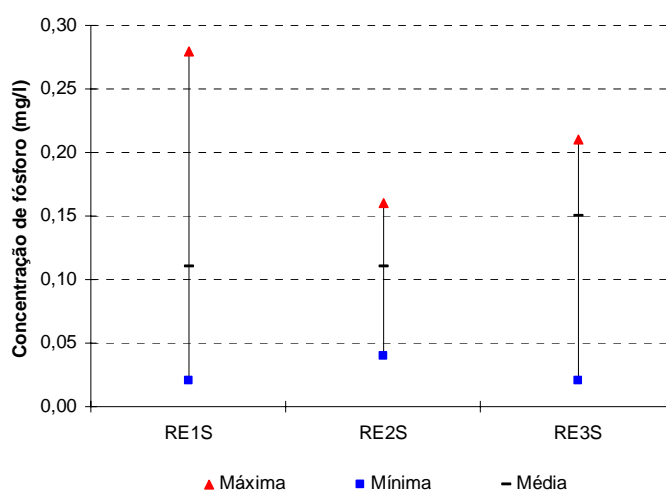


Figura 4 – Concentração de fósforo total (mg/l) medida na superfície

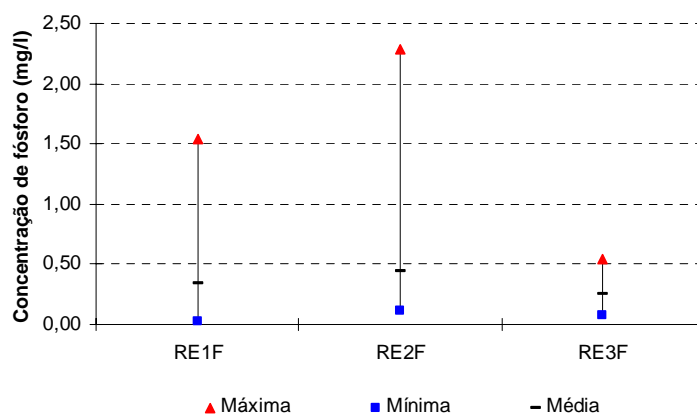


Figura 5 - Concentração de fósforo total (mg/l) medida no fundo

5.2 – Modelo de qualidade da água

A região de estudo onde foi implementado o modelo de qualidade da água do SisBAHIA[®] pode ser observada em detalhe na Figura 2, com a localização das estações de medição. As Figuras

6, 7 e 8 mostram a evolução temporal da concentração de fósforo total nas estações RE1, RE2 e RE3, obtidas pelo SisBAHIA®, comparando com os valores medidos ao longo dos 14 meses simulação.

Observando os valores das concentrações de fósforo total (obtidos a partir da soma das concentrações de fósforo orgânico e fósforo inorgânico), verifica-se que são inferiores a 0,5 mg/L, para as estações localizadas no reservatório, fora da influência dos rios. No entanto, quando são observadas as distribuições espaciais de fósforo orgânico e fósforo inorgânico (Figuras 9 e 10), as regiões localizadas próximas aos rios apresentam concentrações superiores a 0,5 mg/L, sendo o rio Timbú o principal responsável pela contribuição da carga pontual de fosfato solúvel. Pode-se observar ainda que as concentrações de fósforo orgânico apresentam uma distribuição espacial semelhante ao das concentrações de fósforo inorgânico.

Os resultados da modelagem, apresentados nesta seção, devem ser considerados qualitativamente, visto que não foi possível fazer a calibração e validação do modelo dentro do intervalo de tempo simulado. Seria necessário alimentar o modelo com parâmetros de qualidade de água relativos ao Reservatório do Iraí, não sendo necessário estimar tais valores a partir de dados da literatura, como foi feito. A calibração do modelo de qualidade de água passa obrigatoriamente pela correta definição destes coeficientes. Tais fatos podem explicar a diferença encontrada entre os valores medidos e os calculados pelo modelo. Com um trabalho de ajustamentos pode-se obter uma melhor concordância entre os resultados, aumentando assim o caráter qualitativo da modelagem. No entanto, as variações entre o dados e os resultados são muito pequenas, indicando que o modelo de qualidade de água, bem calibrado, pode “reproduzir” a distribuição dos parâmetros de qualidade de água de um determinado corpo d’água.

Em janeiro de 2003, houve um aumento nos valores da concentração de fósforo total calculada pelo SisBAHIA® que não foi verificado nos dados medidos; possivelmente esta diferença foi causada por erros nas condições de contorno impostas. A frequência de medição mensal dos dados utilizados como condição de contorno neste trabalho, apresenta um significativo grau de incerteza para a análise das cargas poluentes. Nos demais pontos de medição verificou-se uma boa aproximação entre os resultados obtidos pelo SisBAHIA® e os dados medidos, com boa estabilidade, considerando que o tempo total de simulação foi de 14 meses.

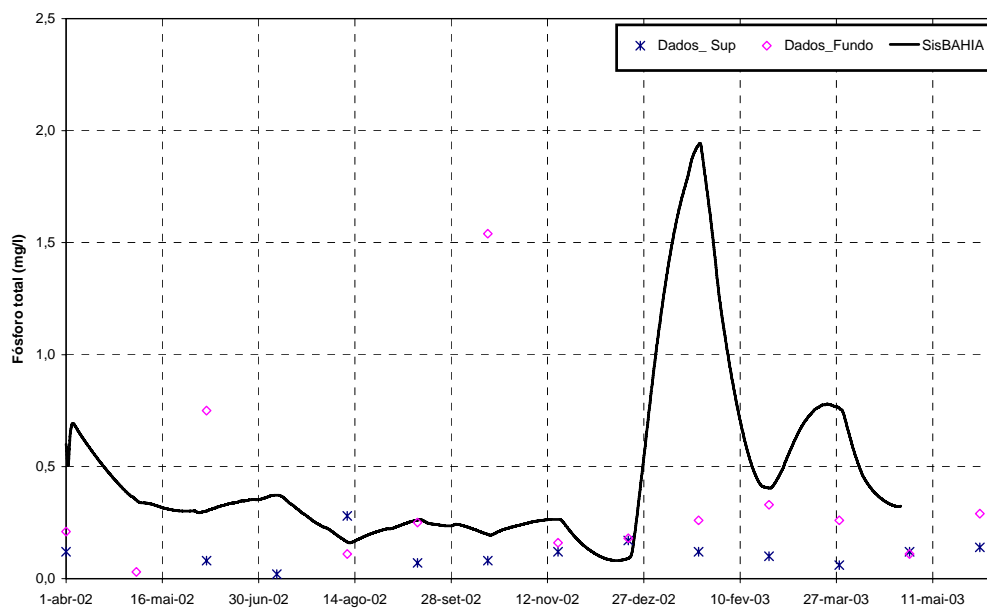


Figura 6 – Comparação entre a concentração de fósforo total medida e obtida numericamente pelo SisBAHIA[®] no ponto RE1.

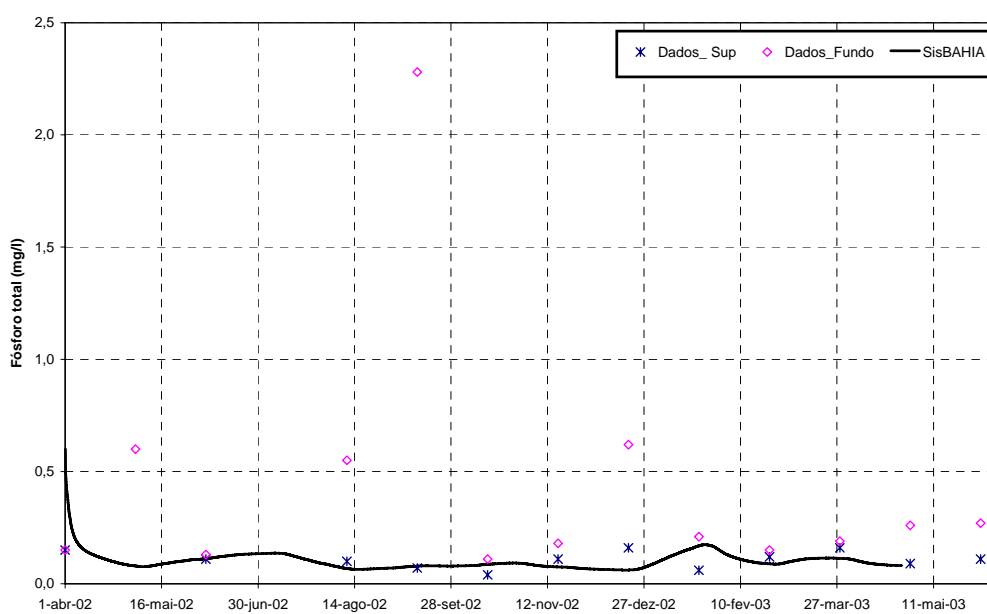


Figura 7 – Comparação entre a concentração de fósforo total medida e obtida numericamente pelo SisBAHIA[®] no ponto RE2.

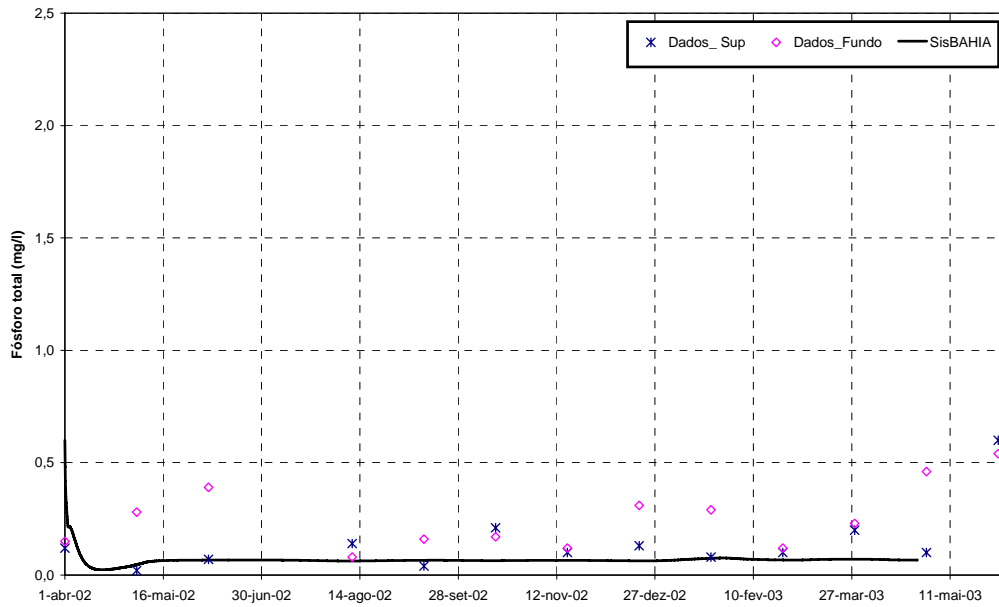


Figura 8 – Comparação entre a concentração de fósforo total medida e obtida numericamente pelo SisBAHIA[®] no ponto RE3.

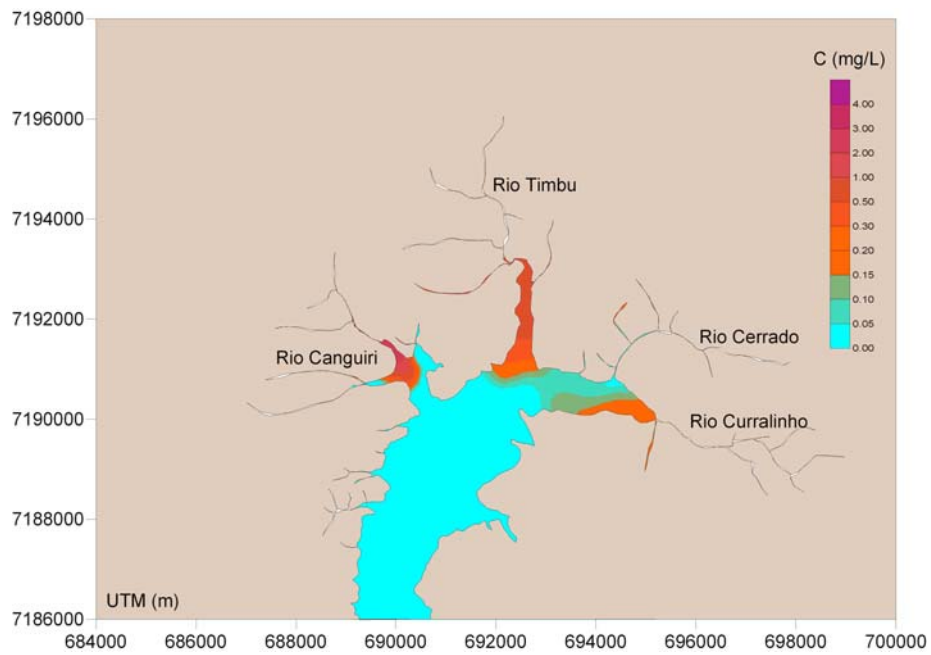


Figura 9 – Distribuição de fósforo inorgânico simulado pelo SisBAHIA[®].

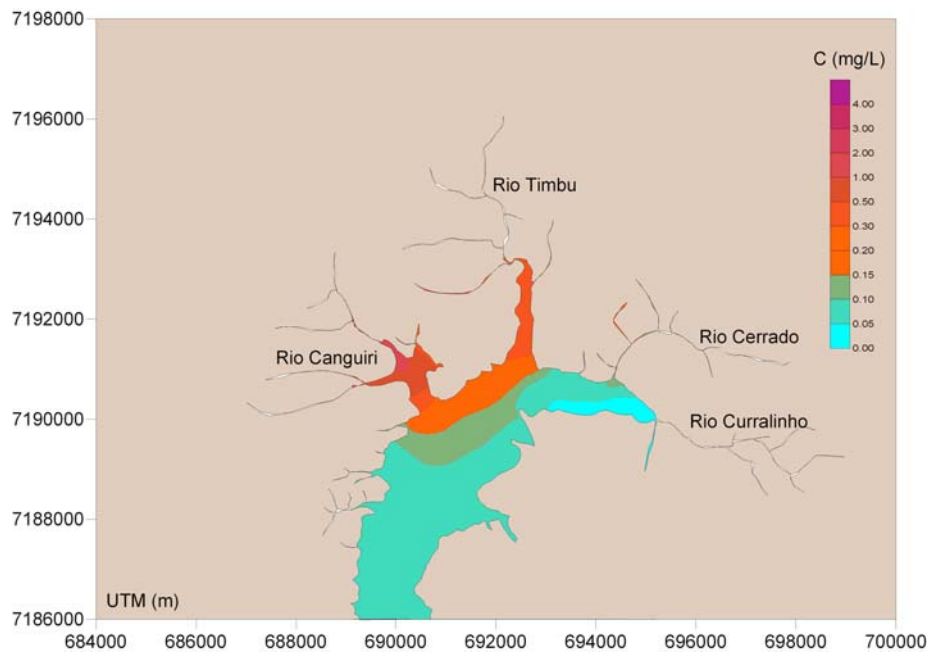


Figura 10 – Distribuição de fósforo orgânico simulado pelo SisBAHIA[®].

Em um segundo cenário considerou-se que ações preventivas foram implementadas, como coleta e tratamento de esgoto a nível terciário com remoção de nutrientes ou tratamento convencional e lançamento à jusante da represa, reduzindo em 70% o aporte atual de fósforo ao reservatório. Esta redução corresponde aos valores encontrados no modelo empírico. Sendo assim, as concentrações das condições de contorno, que representam as cargas provenientes da bacia hidrográfica, foram reduzidas nesta proporção, com exceção da concentração de oxigênio dissolvido. As condições iniciais foram mantidas iguais ao primeiro cenário, bem como os parâmetros de simulação (Tabela 4). As comparações entre as concentrações de fósforo total obtidas pelo SisBAHIA[®], considerando os dois cenários, nos pontos RE1, RE2 e RE3, podem ser observadas nas Figuras 11 e 12 e 13.

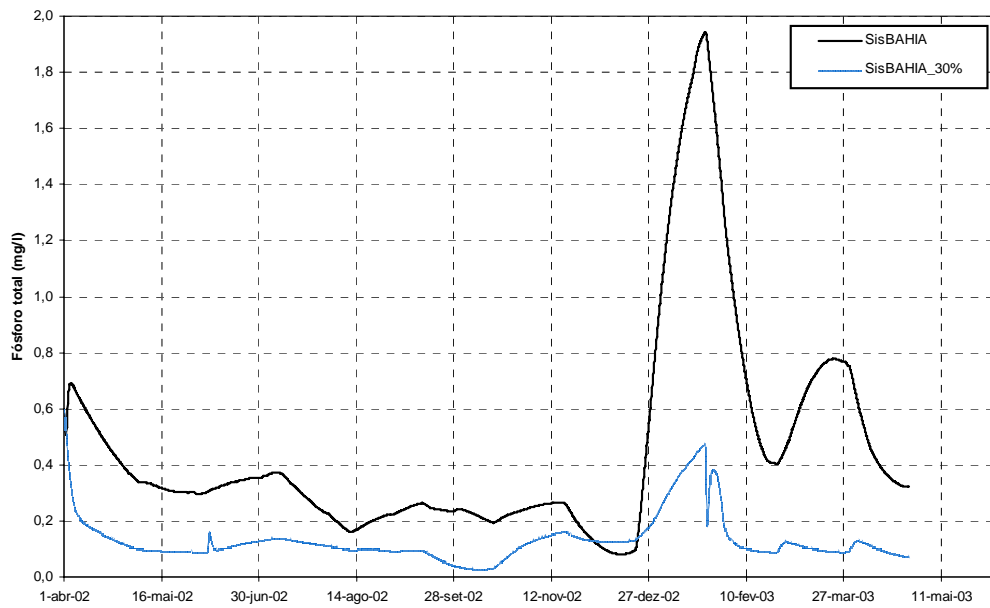


Figura 11 – Comparação entre as concentrações de fósforo total (mg/l) no ponto RE1

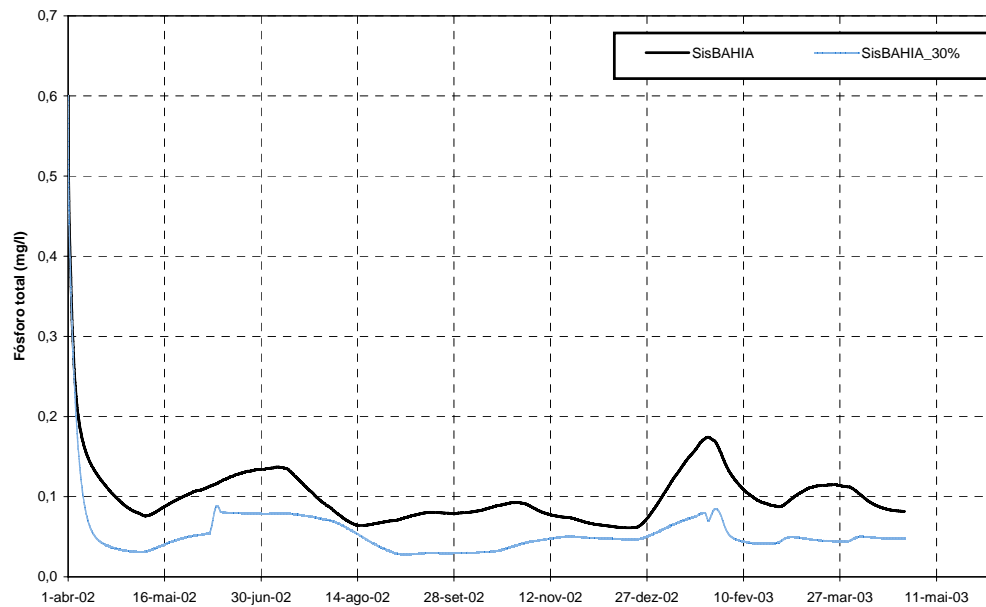


Figura 12 – Comparação entre as concentrações de fósforo total (mg/l) no ponto RE2

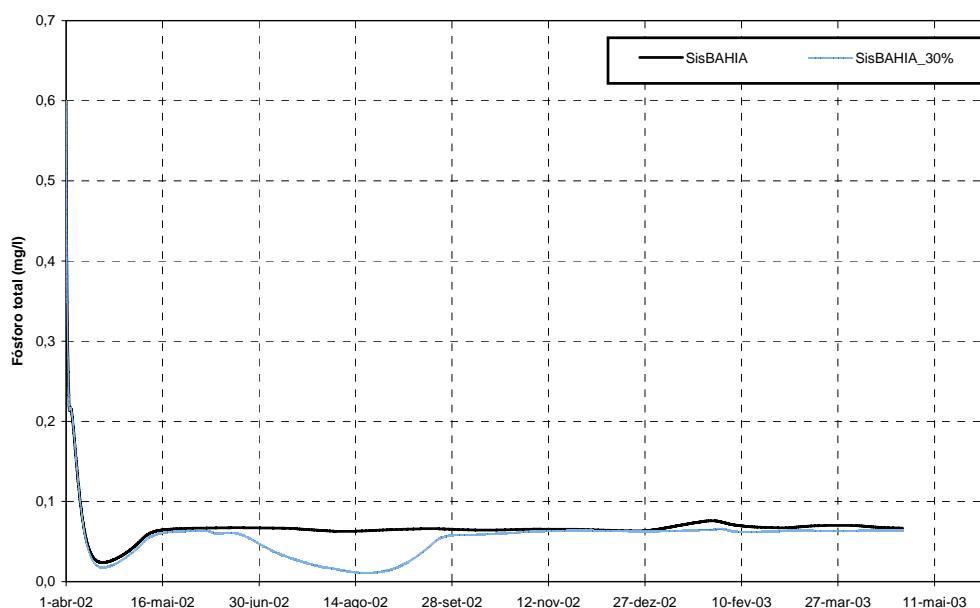


Figura 13 – Comparação entre as concentrações de fósforo total (mg/l) no ponto RE 3.

Foram também verificados os graus de trofia no reservatório, a partir dos valores obtidos pelo SisBAHIA[®] nos pontos de monitoramento RE1, RE2 e RE3. A Tabela 5 mostra as porcentagens em que o reservatório apresenta-se como hipereutrófico, eutrófico e mesotrófico para os dois cenários, durante os 14 meses simulados. Apesar da significativa melhora no estado trófico do reservatório, observada com a redução de 70 % no aporte de fósforo total feita no cenário 2, o reservatório continua, em grande parte do tempo de simulação (principalmente nos pontos RE1 e RE3), em um grau de trofia indesejável para abastecimento público. Este resultado é divergente do observado pelo modelo empírico, que mostra que uma redução de 73% é suficiente para garantir o grau de trofia mesotrófico. Como os modelos empíricos não consideram a distribuição espacial no reservatório, a comparação entre os dois modelos (SisBAHIA[®] e modelo empírico) não é adequada. Apesar do caráter qualitativo dos resultados, os valores sugerem a necessidade de uma redução ainda maior no aporte de fósforo total ao reservatório do Iraí.

Tabela 5 – Graus de trofia observados nos pontos RE1, RE2 e RE3 durante a modelagem.

	RE1		RE2		RE3	
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 1	Cenário 2
Hipereutrófico	96,3 %	58,9 %	40,5 %	1,8 %	1,70 %	1,70 %
Eutrófico	3,7 %	34,8 %	59,5 %	33,9 %	92,0 %	69,9 %
Mesotrófico	–	6,3 %	–	64,3 %	6,3 %	28,4 %

6 – CONCLUSÃO

Neste trabalho mostram-se o desenvolvimento e a aplicação de um modelo empírico e de modelo de qualidade de água para estimar o grau de trofia do reservatório de abastecimento público do Iraí. O modelo empírico de Salas e Martino (1991) demonstrou ter boa capacidade para estimar o grau trófico do Reservatório do Iraí. Esse modelo é de simples aplicação, sendo necessários apenas dados de volume e tempo de detenção hidráulica do reservatório, e dados de uso do solo e população da sub-bacia. Deve-se ter cuidado ao utilizar esse modelo em reservatórios que possuam reentrâncias, onde o tempo de detenção hidráulica não é uniforme para todo o reservatório.

O modelo de qualidade de água foi implementado para 10 substâncias. Considerando os resultados obtidos, pode-se concluir que o modelo mostrou-se capaz de simular o transporte de contaminantes em reservatórios, gerando resultados consistentes e mostrando, assim, toda a sua potencialidade no monitoramento ambiental. Vale lembrar que esta aplicação representa um primeiro estágio no processo de monitoramento usando modelos de qualidade de água. Os resultados mostram ainda que mesmo diminuindo o aporte de fósforo total lançado no reservatório, o grau de trofia do reservatório ainda não atende aos valores definidos na literatura para reservatórios de abastecimento público.

BIBLIOGRAFIA

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. (2005). *Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados*. Curitiba: SANEPAR/FINEP, 500 p.

CHAPRA, S. C. (1997). *Surface Water-Quality Modeling*. United States of America. McGraw-Hill Companies, 844 p.

ROSMAN, P. C. C. (2000). *Referência Técnica do SISBAHIA® – Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental*. Programa COPPE: Engenharia Oceânica, Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica, Rio de Janeiro, Brasil.

SALAS, H. J. & MARTINO, P. (1991). *A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes*. *Water Research*, 25 (3).p. 341-350.

THOMANN, R. V. & MUELLER, J.A. (1987). *Principles of surface water quality modeling and control*. Harper International Edition. 644 p.

VON SPERLING, M. (1995). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Editora do Depto de Eng. Sanitária UFMG, 243 p.

WETZEL, R. G. (1981). *Limologia*. Barcelona: Eiciones Omega. 679 p.

XAVIER, C. F. (2005). *Avaliação da Influência do Uso e Ocupação do Solo e de Características Geomorfológicas sobre a Qualidade das Águas de Dois Reservatórios da Região Metropolitana de Curitiba – Paraná*. Curitiba, 154p.

Tabela 4 - Valores para os parâmetros considerados no SisBAHIA® nas duas simulações

Símbolo	Nome	Unidades	
K_{1D}	Coeficiente de decaimento da biomassa	/dia	0,01
K_D	Coeficiente de desoxigenação em 20°C	/dia	0,08
K_{DBO}	Constante de meia saturação para oxidação da DBO	mg O ₂ /l	0,5
V_{S3}	Velocidade de deposição de substância orgânica	m/dia	0,02
F_{D5}	Fração de DBO dissolvido na coluna de água,		0,5
K_{2D}	Coeficiente de desnitrificação em 20°C	/dia	0,09
K_{NO3}	Constante de meia saturação limitado pelo OD	mg N/l	0,1
K_a	Coeficiente de reaeração em 20°C	/dia	1,38
K_{12}	Coeficiente de nitrificação em 20°C	/dia	0,02
K_{NIT}	Constante de meia saturação para OD limitado pelo processo de nitrificação	mg O ₂ /l	0,30
G_{PI}	Taxa de crescimento	/dia	1,0
K_{1R}	Coeficiente de respiração da biomassa em 20°C	/dia	0,12
D_{PI}	Coeficiente de decaimento da biomassa em 20°C	/dia	0,01
f_{on}	Fração de morte e respiração da biomassa		0,5
V_{S4}	Velocidade de sedimentação da biomassa	m/dia	0,00
a_{pc}	Relação carbono-fósforo	mg P/ mg C	0,1
a_{nc}	Relação carbono-nitrogênio	mg N/ mg C	0,25
K_{71}	Coeficiente de mineralização do nitrogênio orgânico	/dia	0,08
K_{mPc}	Constante de meia mineralização do fitoplâncton	mg C/l	1,0
f_{D7}	Fração de nitrogênio orgânico dissolvido na coluna de água		1,0
K_{83}	Coeficiente de mineralização do fósforo orgânico	/dia	0,80
f_{op}	Fração de morte e respiração da fitoplâncton		0,1
f_{D8}	Fração de fósforo orgânico dissolvido na coluna de água.		0,10
\square	Fator de conversão da clorofila em biomassa de fitoplâncton	ug Chla/mg C4	30
SOD	Demanda de oxigênio no sedimento	g/mg dia	1,0
K_{mN}	Coeficiente usado para calcular o P_{NH3}	µg N/l	25