

PBA

Projeto Básico Ambiental

Versão Final
Setembro de 2011

VOLUME VII TOMO 2

- Anexo - Qualidade da Água



Nota do IBAMA

Esta fase do licenciamento ambiental – Licença de Instalação – se caracteriza pela análise, monitoramento e acompanhamento das ações propostas no Projeto Básico Ambiental (PBA). Neste documento são apresentados diversos planos, programas e projetos cujos principais objetivos são a mitigação e a compensação dos impactos negativos e a potencialização dos impactos positivos gerados pela Usina de Belo Monte.

O PBA aqui apresentado foi aprovado pelo IBAMA após uma série de discussões com o empreendedor e tem como objetivo específico orientar a implementação das ações previstas.

É preciso ressaltar o dinamismo do licenciamento ambiental assim como do próprio PBA. Neste sentido, a qualquer tempo o Ibama poderá, de acordo com os monitoramentos e acompanhamentos propostos, alterar, propor ou acordar ações que minimizem dificuldades ou potencializem soluções, antes não previstas neste documento.

Por sua vez, o PBA define critérios para atendimento da população atingida e prevê mecanismos de participação da sociedade. Dentre estes, destaca-se o Fórum de Acompanhamento Social, com diversas comissões para tratar assuntos específicos afetos à evolução dos planos, programas e projetos desenvolvidos no âmbito do PBA. Este mecanismo de validação social é importante aliado para que o empreendimento sirva como um catalizador no processo de desenvolvimento da região, ao mesmo tempo em que garante a presença e dá voz às entidades sociais das populações diretamente afetadas, e portanto interessadas, pelo empreendimento.

A disponibilização de cópias do PBA para consulta da população interessada atende a uma exigência estabelecida pelo IBAMA na Licença de Instalação da UHE Belo Monte.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	6
2. SOBRE OS MODELOS UTILIZADOS.....	7
2.1. SisBaHiA®.....	7
2.2. SWAT	25
2.3. Modelo unidimensional para os Igarapés de Altamira	26
3. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E DO DOMÍNIO DE MODELAGEM	32
3.1. Bacia Hidrográfica de Contribuição do Reservatório do Xingu	32
3.2. Igarapés de Altamira	32
3.3. Reservatórios do Xingu e Intermediário	33
4. SOBRE OS DADOS USADOS PELOS MODELOS	35
4.1. Bacia Hidrográfica de contribuição do reservatório do Xingu - SWAT	35
4.2. Igarapés de Altamira	41
4.3. Reservatório do Xingu	43
4.4. Reservatório Intermediário	45
5. SOBRE CALIBRAÇÃO DE MODELOS E NECESSIDADE DE DADOS	49
6. CENÁRIOS DESENVOLVIDOS NA MODELAGEM DA CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA E NO TRANSPORTE DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA	52
7. CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA NOS RESERVATÓRIOS	53
8. IGARAPÉS DE ALTAMIRA - RESULTADOS.....	73
9. DADOS USADOS PELO MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	83
9.1. Reservatório do Xingu	83
9.2. Reservatório Intermediário	91
10. MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA - RESULTADOS NOS RESERVATÓRIOS	93
10.1. Reservatório do Xingu	93
10.2. Reservatório intermediário	105
10.3. Modelo de Qualidade de Água em Camadas Aplicado no Reservatório Intermediário	123
11. CONCLUSÕES	130
12. EQUIPE TÉCNICA DE DESENVOLVIMENTO	132
13. BIBLIOGRAFIA	133

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1 - 1- Processos simulados na dinâmica do fitoplâncton.....	9
FIGURA 2.1 - 2 - Processos simulados no ciclo do nitrogênio	9
FIGURA 2.1 - 3 - Processos simulados no ciclo do fósforo	9
FIGURA 2.1 - 4 - Processos simulados na dinâmica OD-DBO.	10
FIGURA 3.1 - 1 - Bacia de contribuição considerada pelo SWAT para o reservatório do Xingu.....	32
FIGURA 3.1 - 2 - Igarapé de Altamira, Q = 8,48 m ³ /s, Rio Xingu baixo	33
FIGURA 3.3 - 1 - Domínio de modelagem para o sistema do reservatório do Xingu, com as indicações de nomes e posições de estações usadas nos gráficos de resultados.....	34
FIGURA 3.3 - 2 - Domínio de modelagem para o sistema do reservatório intermediário, com as indicações de nomes e posições de estações usadas nos gráficos de resultados.....	35
FIGURA 4.1 - 1- Domínio de modelagem, declividade e rede de drenagem obtida pelo modelo SWAT.	40
FIGURA 4.1 - 2 – Tipo de solo definido para a bacia de contribuição dos reservatórios do Xingu e reservatório intermediário.	40
FIGURA 4.1 - 3 – Uso do solo definido para a bacia de contribuição dos reservatórios do Xingu e reservatório intermediário.	41
FIGURA 4.3 - 1 - Malha do reservatório do Xingu. O quadro inserido na figura resume os dados da malha de discretização em elementos finitos bi-quadráticos.	44
FIGURA 4.3 - 2- Visualização das cotas do fundo para o sistema do reservatório do Xingu.	45
FIGURA 4.4 - 1 - Malha do reservatório intermediário.	46
FIGURA 4.4 - 2 - Visualização das cotas do fundo para o sistema do reservatório intermediário.....	47
FIGURA 4.4 - 3 – Variação temporal das vazões médias mensais consideradas para o sistema do reservatório intermediário (Cenário 1).	48
FIGURA 4.4 - 4 - Variação temporal das vazões para ano seco, com vazão mínima de 300 m ³ /s, consideradas para o sistema do reservatório intermediário (Cenário 2).....	48
FIGURA 4.4 - 5 - Variação temporal das vazões para ano seco, consideradas para o sistema do reservatório intermediário (Cenário 3).....	49
FIGURA 7 - 1 – Isolinhas de cotas de nível de água para o reservatório do Xingu obtidas numericamente pelo SisBAHIA [®] para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, nos pontos extremos de cheia (esquerda) e de estiagem.....	55
FIGURA 7 - 2 – Campo de correntes para o reservatório do Xingu obtido numericamente pelo SisBAHIA [®] para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, nos pontos extremos de cheia (esquerda) e de estiagem.	56
FIGURA 7 - 3 – Cotas de nível de água obtidas numericamente pelo SisBAHIA [®] para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia no Reservatório do Xingu, em algumas estações ao longo de um ano. A posição das estações está no mapa da FIGURA 3.3-1	57
FIGURA 7 - 4 – Isolinhas de ocorrência de velocidades de corrente acima de 0,40 m/s, para situações em diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia no Reservatório do Xingu.	58
FIGURA 7 - 5 – Isolinhas de ocorrência de velocidades de corrente acima de 0,10 m/s, para situações em diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia no Reservatório do Xingu.	59

- FIGURA 7 - 6 – Posição das partículas obtida numericamente pelo SisBAHIA[®] após 02 horas, 02 dias e no instante correspondente ao extremo de estiagem no reservatório do Xingu para situações em diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia. 61
- FIGURA 7 - 7 – Isolinhas de cotas de nível de água para o reservatório intermediário obtidas numericamente pelo SisBAHIA[®] para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, nos pontos extremos de cheia (esquerda) e de estiagem (Cenário 1). 63
- FIGURA 7 - 8 – Campo de correntes para o reservatório intermediário obtido numericamente pelo SisBAHIA[®] para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, nos pontos extremos de cheia (esquerda) e de estiagem (Cenário 1). 63
- FIGURA 7 - 9 – Campo de correntes para o reservatório intermediário obtido numericamente pelo SisBAHIA[®] para vazão de ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s (Cenário 2), no mês de setembro (instante correspondente ao extremo de estiagem para o cenário 1). 64
- FIGURA 7 - 10 – Campo de correntes para o reservatório intermediário obtido numericamente pelo SisBAHIA[®] para vazão de ano seco (Cenário 3), no mês de setembro (instante correspondente ao extremo de estiagem para o cenário 1). 65
- FIGURA 7 - 11 – Cotas de nível de água obtidas numericamente pelo SisBAHIA[®] na modelagem hidrodinâmica do reservatório intermediário para diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia (Cenário 1), em algumas estações ao longo de um ano. 66
- FIGURA 7 - 12 – Isolinhas de ocorrência de velocidades de corrente acima de 0,40 m/s, para diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia (esquerda) e para vazão de ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s (Cenário 2) no reservatório intermediário. 66
- FIGURA 7 - 13 - Isolinhas de ocorrência de velocidades de corrente acima de 0,10 m/s, para diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia (esquerda) e vazão de ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s (Cenário 2) no reservatório intermediário. 67
- FIGURA 7 - 14 – Isolinhas da função Tempo de Residência durante 01 ano de simulação em situação de vazões médias, correspondendo ao hidrograma de vazões mostrado na FIGURA 4.4-3 (esquerda) e em situação de vazões para um ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s, correspondendo ao hidrograma de vazões mostrado na FIGURA 4.4-4. 69
- FIGURA 7 - 15 – Posição das partículas obtida numericamente pelo SisBAHIA[®] após 05 dias do lançamento para situações em diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia (esquerda) e para vazão correspondente a um ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s. 69
- FIGURA 7 - 16 – Isolinhas da função Tempo de Residência durante 120 dias em situação de vazões de estiagem, correspondente aos meses de setembro a dezembro do hidrograma de vazões médias (cenário 1) mostrado na FIGURA 4.4-3 (esquerda) e em situação de vazões correspondente a um ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s (cenário 2) correspondendo ao hidrograma de vazões mostrado na FIGURA 4.4-4. 70
- FIGURA 7 - 17 – Isolinhas da função Tempo de Residência durante 01 ano de simulação para situação de vazões para um ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s, correspondendo ao hidrograma de vazões mostrado na FIGURA 4.4-4 (cenário 2) e em situação de vazões para um ano seco, correspondendo ao hidrograma de vazões mostrado na FIGURA 4.4-5 (cenário 3). 70
- FIGURA 7 - 18 – Isolinhas da função Tempo de Residência durante 120 dias de simulação em situação de vazões para um ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s, correspondente aos meses de setembro a dezembro do hidrograma de

	vazões mostrado na FIGURA 4.4-4 (cenário 2) e em situação de vazões para um ano seco, correspondendo ao hidrograma de vazões mostrado na FIGURA 4.4-5 (cenário 3).....	71
FIGURA 7 - 19	– Perfis verticais das componentes das velocidades na direção x (U) e na direção y (V) obtidos numericamente pelo SisBAHIA [®] no instante correspondente ao pico de cheia na estação B no reservatório intermediário. A posição das estações está no mapa da FIGURA 3.3-2...	72
FIGURA 7 - 20	– Perfis verticais das componentes das velocidades na direção x (U) e na direção y (V) obtidos numericamente pelo SisBAHIA [®] no instante correspondente ao pico de cheia na estação E no reservatório intermediário. A posição das estações está no mapa da FIGURA 3.3-2...	72
FIGURA 7 - 21	– Perfis verticais das componentes das velocidades na direção x (U) e na direção y (V) obtidos numericamente pelo SisBAHIA [®] no instante correspondente ao pico de cheia na estação F no reservatório intermediário. A posição das estações está no mapa da FIGURA 3.3-2...	73
FIGURA 8 - 1	- Igarapé de Altamira, Rio Xingu em 94 m. Concentrações ao longo do ano para cargas sem tratamento.....	76
FIGURA 8 - 2	- Igarapé de Altamira, Rio Xingu em 97 m. Concentrações ao longo do ano para cargas sem tratamento.....	77
FIGURA 8 - 3	- Igarapé de Altamira, Rio Xingu em 97 m. Concentrações ao longo do ano para cargas com tratamento em 50%.....	78
FIGURA 8 - 4	- Igarapé de Ambé, Rio Xingu em 97 m. Concentrações ao longo do ano para cargas sem tratamento.....	79
FIGURA 8 - 5	- Igarapé de Ambé, Rio Xingu em 97 m. Concentrações ao longo do ano para cargas com tratamento em 50%.....	80
FIGURA 8 - 6	- Igarapé de Pannels, Rio Xingu em 97 m. Concentrações ao longo do ano para cargas sem tratamento.....	81
FIGURA 8 - 7	- Igarapé de Pannels, Rio Xingu em 97 m. Concentrações ao longo do ano para cargas com tratamento em 50%.....	82
FIGURA 10.3 - 1	- Reservatório intermediário, com as indicações de nomes e posições de estações usadas nos gráficos de resultados do modelo de qualidade de água em camadas.....	125
FIGURA 10.3 - 2	– Perfis verticais das componentes das velocidades na direção x (U) e na direção y (V) obtidos numericamente pelo SisBAHIA [®] no instante correspondente à maior diferença na estação 1 (nó 1383) no reservatório intermediário, mostrando a posição, em relação à profundidade, da superfície e do fundo usadas para o cálculo das diferenças. A posição da estação é mostrada na FIGURA 10.3-1.....	126
FIGURA 10.3 - 3	– Perfis verticais das componentes das velocidades na direção x (U) e na direção y (V) obtidos numericamente pelo SisBAHIA [®] no instante correspondente à maior diferença na estação 5 (nó 6095) no reservatório intermediário. A posição da estação é mostrada na FIGURA 10.3-1.....	126
FIGURA 10.3 - 4	– Concentrações de OD (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA [®] na estação 1 do reservatório intermediário, na superfície e próximo ao fundo. A posição da estação é mostrada na FIGURA 10.3-1.....	127
FIGURA 10.3 - 5	– Concentrações de OD (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA [®] na estação 2 do reservatório intermediário, na superfície e próximo ao fundo. A posição da estação é mostrada na FIGURA 10.3-1.....	127
FIGURA 10.3 - 6	– Concentrações de OD (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA [®] na estação 3 do reservatório intermediário, na superfície e próximo ao fundo. A posição da estação é mostrada na FIGURA 10.3-1.....	128
FIGURA 10.3 - 7	– Concentrações de OD (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA [®] na estação 4 do reservatório intermediário, na superfície e próximo ao fundo. A posição da estação é mostrada na FIGURA 10.3-1.....	128

FIGURA 10.3 - 8 – Concentrações de OD (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA® na estação 5 do reservatório intermediário, na superfície e próximo ao fundo. A posição da estação é mostrada na FIGURA 10.3-1.....	129
FIGURA 10.3 - 9 – Concentrações de OD (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA® na estação 6 do reservatório intermediário, na superfície e próximo ao fundo. A posição da estação é mostrada na FIGURA 10.3-1.....	129
FIGURA 10.3 - 10 – Diferença entre as concentrações do OD na superfície e próxima ao fundo (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA® no Reservatório intermediário, no instante mostrado em detalhe na FIGURA 10.3-6.	130

LISTA DE TABELAS

TABELA 2.1-1 - Variáveis simuladas no modelo.....	8
TABELA 2.1-2 - Lista de parâmetros e coeficientes usados no MQA, com valores usuais...	21
TABELA 4.1 - 1 - Uso do solo e sua relação com o banco de dados.	36
TABELA 4.1 - 2 - Tipos de solos da bacia e sua generalização para a simulação.	36
TABELA 4.1 - 3 - Descrição dos Parâmetros Climáticos.....	37
TABELA 4.1 - 4 - Relações entre durações.	38
TABELA 4.1 - 5 - Parâmetros Climáticos calculados para a estação Altamira (00352001). .	39
TABELA 4.2 - 1 - Vazões dos Igarapés modelados.	42
TABELA 4.2 - 2 - Parâmetros de qualidade usados no modelo (ug/L).	42
TABELA 9.1 - 1 - Valores medidos no ponto RX03 em Janeiro de 2007.....	83
TABELA 9.1 - 2 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para a seção do rio Xingu.	84
TABELA 9.1 - 3 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para o igarapé Panelas.....	85
TABELA 9.1 - 4 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para o igarapé Altamira.....	85
TABELA 9.1 - 5 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para o igarapé Ambé.	86
TABELA 9.1 - 6 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para os demais rios contribuintes do reservatório do Xingu.	86
TABELA 9.1 - 7 - Parâmetros utilizados na simulação numérica do modelo de transporte advectivo-difusivo.	87
TABELA 9.1 - 8 - Parâmetros utilizados na simulação numérica do modelo de qualidade da água.	88
TABELA 9.1 - 9 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para o igarapé Panelas com redução de 50%.....	90
TABELA 9.1 - 10 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para o igarapé Altamira com redução de 50%.	90
TABELA 9.1 - 11 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para o igarapé Ambé com redução de 50%.	91
TABELA 9.2 - 1 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para a seção do canal no reservatório intermediário considerando a situação atual.	92
TABELA 9.2 - 2 - Parâmetros utilizados na simulação numérica do modelo de transporte advectivo-difusivo considerando os dois cenários.	92

1. INTRODUÇÃO

O objetivo geral do trabalho é o atendimento a condicionante 2.5 da Licença Prévia N. 342/2010, que solicita o desenvolvimento da modelagem de circulação hidrodinâmica e do transporte de substâncias que qualificam a água na UHE Belo Monte, de modo a complementar os prognósticos obtidos em relatórios anteriores.

Dessa forma, esse relatório apresenta aspectos de circulação hidrodinâmica e de qualidade de água para vários cenários de vazões, obtidas a partir de resultados obtidos com modelagem computacional. O relatório contém mapas e figuras mostrando os principais resultados obtidos, que são apresentados no texto.

De acordo com o plano de trabalho, quatro objetivos específicos são determinados:

- Modelagem hidrodinâmica e de qualidade de água ao longo do reservatório do Xingu;
- Modelagem hidrodinâmica e de qualidade de água ao longo do reservatório intermediário;
- Modelagem hidrodinâmica e de qualidade de água dos igarapés de Altamira;
- Modelagem das vazões e concentrações de nutrientes na água na bacia de contribuição do reservatório do Xingu.

Os modelos utilizados no desenvolvimento dos trabalhos fazem parte do SisBaHiA[®] - Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental, desenvolvido pela COPPE/UFRJ. Desde 1987, o SisBaHiA[®] encontra-se continuamente sendo ampliado e aperfeiçoado através de várias teses de mestrado e doutorado, além de projetos de pesquisa. O sistema já foi adotado em mais de cem estudos e projetos envolvendo modelagem de corpos de água naturais. Amplos detalhes técnicos sobre o funcionamento do SisBaHiA[®] podem ser vistos no site www.sisbahia.coppe.ufrj.br.

Nas modelagens da circulação hidrodinâmica e da qualidade de água nos dois reservatórios, Xingu e intermediário, é usado o SisBaHiA[®], com o desacoplamento entre os modelos hidrodinâmicos e os modelos de qualidade da água. Na modelagem das vazões e concentrações de nutrientes na bacia de contribuição do reservatório do Xingu é usado o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), que é capaz de calcular as vazões e as concentrações nos rios afluentes no reservatório do Xingu. Nos igarapés de Altamira são usados modelos unidimensionais para se avaliar possíveis cenários de qualidade da água nos casos em que o rio Xingu esteja em regime de cheia de estiagem.

As informações sobre qualidade da água em reservatórios amazônicos estão praticamente restritas aos grandes empreendimentos gerenciados pela ELETRONORTE: Tucuruí (PA), Coaracy Nunes (AP), Samuel (RO) e Curuá-Uma (PA), com potência instalada total em torno de 10.000 MW. Estima-se que a região amazônica abrigue metade do potencial energético brasileiro. Por outro lado, a dinâmica dos processos hidrológicos e ecológicos em corpos de água da região tem sido objeto de aprofundados estudos que já se estendem por várias décadas. O interesse pelo ecossistema amazônico é plenamente justificado por sua ampla dimensão e pela presença de uma destacada biodiversidade. Algumas características dos ambientes hídricos desta região são marcantes para a compreensão do funcionamento deste complexo ecossistema. Dentre elas podem ser citadas a forte presença de áreas de várzea, regiões alagadas, planícies de inundação e a ocorrência de pulsos nos grandes deltas internos. Ademais a conectividade entre áreas alagadas, canais naturais, lagos, rios e

pântanos apresenta um gradiente de interações diretas e indiretas de grande importância ecológica. Diversas publicações, notadamente oriundas de pesquisas conduzidas no INPA (Instituto de Pesquisas da Amazônia), têm destacado estas características e buscado a compreensão do funcionamento deste grande ecossistema permeado por complexas conexões. Alguns autores brasileiros e estrangeiros (p. ex. Esteves, Fearnside, Junk, Sioli, Tundisi) apresentam um valioso conjunto de publicações que ajudam a elucidar os aspectos aqui mencionados. Naturalmente, este arranjo físico peculiar dos ecossistemas aquáticos amazônicos, aliado às características do microclima e à alta diversidade biótica, implicam em consideráveis dificuldades para a modelagem hidrodinâmica e de qualidade da água nestes compartimentos hídricos.

A questão dos impactos ambientais decorrentes da implantação de reservatórios na região amazônica está centrada na inundação de uma biomassa luxuriante e de alta diversidade. A primeira experiência negativa relacionada ao tema foi a construção da represa de Brokopondo, no Suriname, na década de 60, onde ocorreu uma forte estratificação térmica durante 4 anos, acoplada a uma intensa geração de gás sulfídrico liberado quando a água passava pela turbina (obrigando os trabalhadores a usarem máscaras de gás) e a uma extensa floração de aguapés. Já na represa de Guri (Venezuela), também situada em plena selva amazônica, tais efeitos não foram observados devido às características distintas de qualidade da água, notadamente seu baixo pH. Mais recentemente tem-se observado uma preocupação com relação à emissão de gases de efeito estufa por ocasião do enchimento e operação de grandes reservatórios. Diversos estudos desta natureza têm sido conduzidos na região amazônica.

As experiências obtidas nos estudos de Limnologia Tropical com relação às represas africanas (principalmente Kariba, no rio Zambezi, fronteira entre Zimbábue e Zâmbia e Akosombo no rio Volta, em Gana, maior represa do mundo em área) não podem ser trasladadas ao ambiente amazônico. No continente africano a maior parte das grandes represas foi construída em regiões de deserto ou de savana, com condições hidroquímicas bastante distintas (p. ex. pH mais elevado, mais sais dissolvidos), implicando em composições de biota aquática pouco similares às encontradas na planície amazônica.

2. SOBRE OS MODELOS UTILIZADOS

Nesta seção é mostrada uma descrição detalhada dos modelos hidrodinâmico e de qualidade da água, com destaque para a formulação das equações das reações cinéticas e para os parâmetros utilizados nas modelagens da circulação hidrodinâmica e da qualidade de água nos dois reservatórios, Xingu e intermediário, e uma breve descrição do modelo SWAT e dos modelos unidimensionais usados nos igarapés de Altamira.

2.1. SisBaHiA[®]

O Modelo de Qualidade de Água e Eutrofização desenvolvido tem a mesma base numérica do Modelo Euleriano de Transporte Advectivo-Difusivo integrado na vertical, para escalares passivos e não-conservativos, que pode ser visto em detalhes na Referência Técnica do SisBaHiA[®] em www.sisbahia.coppe.ufrj.br.

Escalares não-conservativos, que representam a maioria das substâncias existentes na água, sofrem modificação de concentração através de processos físicos, biológicos e químicos. Os processos biológicos e químicos, chamados de reações cinéticas, são definidos para cada substância, sendo, portanto o diferencial deste modelo. O entendimento e a formulação destes processos são fundamentais para a construção do modelo de qualidade de água.

Neste modelo, o campo de velocidades é conhecido, ou seja, o escalar transportado não altera a hidrodinâmica do corpo de água receptor. Como consequência, a modelagem do padrão hidrodinâmico do corpo d'água e a modelagem do transporte do escalar são problemas desacoplados. Assim, para que ocorra uma boa simulação do transporte do escalar, uma adequada simulação do campo hidrodinâmico torna-se necessária.

Os modelos Eulerianos resolvem a equação de transporte sobre uma malha fixa. A integração na direção vertical sugere que este modelo deva ser aplicado em corpos d'água rasos, que possuem dimensões horizontais preponderantes sobre a dimensão vertical, com a coluna d'água bem misturada, onde a estratificação vertical é pouco relevante. Neste tipo de corpo receptor, o campo de velocidades usado é médio na vertical, não permitindo a descrição do perfil de velocidades.

Em relação aos mecanismos de transporte de uma dada substância em um corpo d'água, o processo advectivo é dominante, sugerindo assim uma enorme dependência entre a simulação hidrodinâmica e o processo de transporte. No entanto, os processos difusivos também são muito importantes para a definição do transporte.

O modelo de qualidade da água e eutrofização do SisBaHIA[®] considera o ciclo do oxigênio, do nitrogênio e do fósforo, além de biomassa de fitoplâncton e zooplâncton. Como as reações cinéticas modeladas variam fortemente com a temperatura e salinidade, o modelo foi construído considerando os seguintes 11 escalares, mostradas na **TABELA 2.1-1**.

TABELA 2.1-1 - Variáveis simuladas no modelo.

Símbolo	Parâmetro	Unidade
S	Salinidade	ups
T	Temperatura	°C
C1	Amônia	mgNA/l
C2	Nitrato	mgNI/l
C3	Fósforo Inorgânico	mgP/l
C4	Zooplâncton Herbívoro	mgC/l
C5	Demanda Bioquímica de Oxigênio	mgO/l
C6	Oxigênio Dissolvido	mgO/l
C7	Nitrogênio Orgânico	mgNO/l
C8	Fósforo Orgânico	mgPO/l
C9	Clorofila <i>a</i>	µgChla/l

A **FIGURA 2.1-1** representa os processos relacionados à dinâmica do fitoplâncton. A **FIGURA 2.1-2** representa os processos relacionados ao ciclo do nitrogênio. A **FIGURA 2.1-3** representa os processos relacionados ao ciclo do fósforo. A **FIGURA 2.1-4** representa os processos relacionados à dinâmica do OD e da DBO.

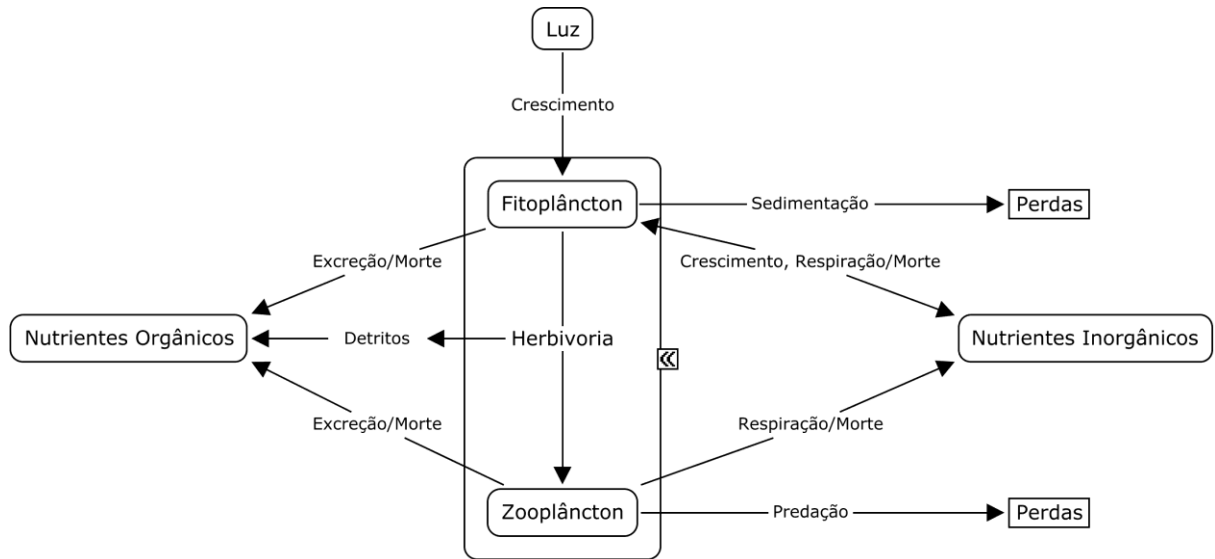


FIGURA 2.1 - 1- Processos simulados na dinâmica do fitoplâncton

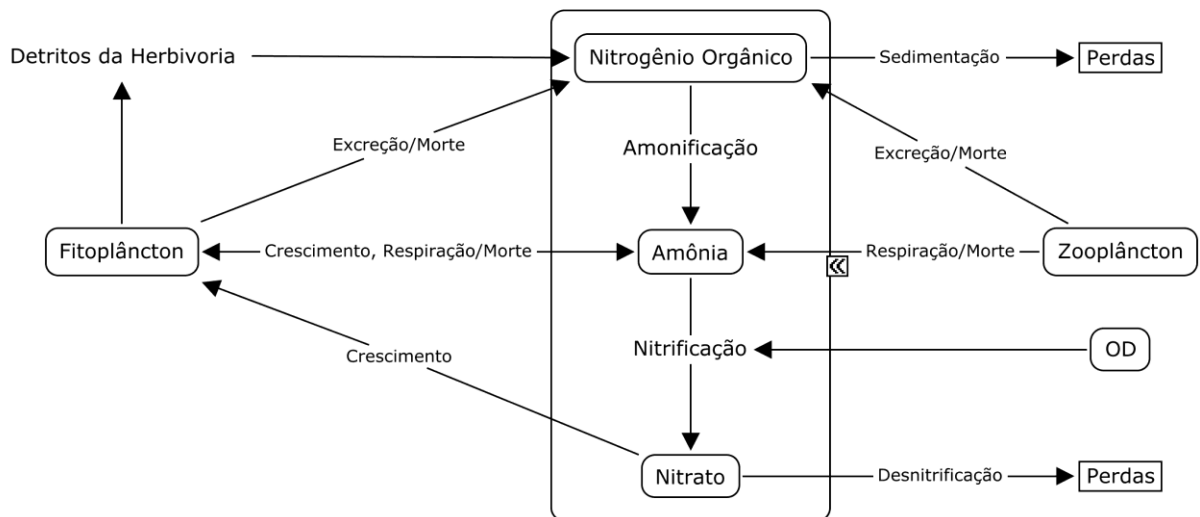


FIGURA 2.1 - 2 - Processos simulados no ciclo do nitrogênio

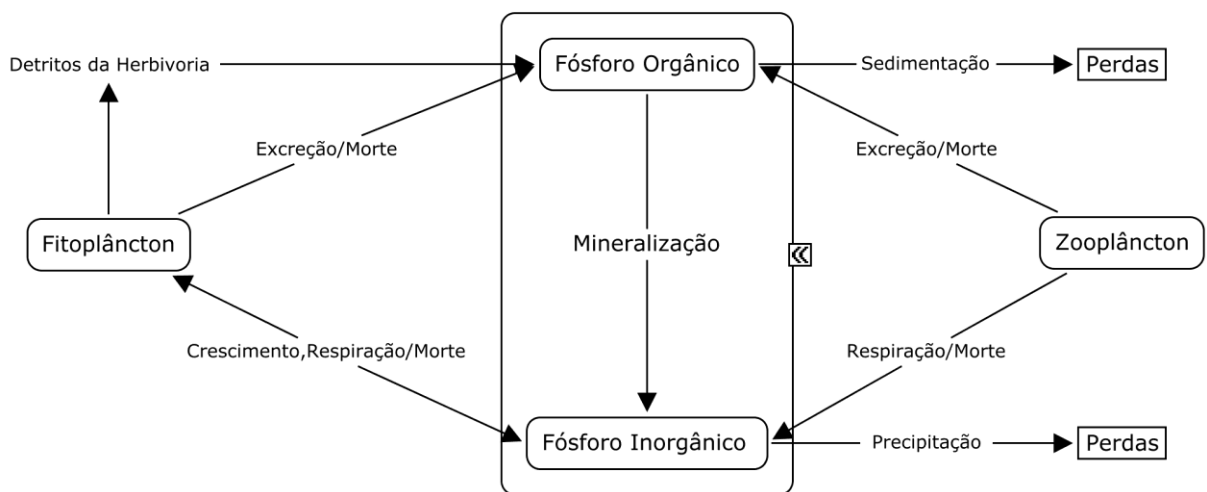


FIGURA 2.1 - 3 - Processos simulados no ciclo do fósforo

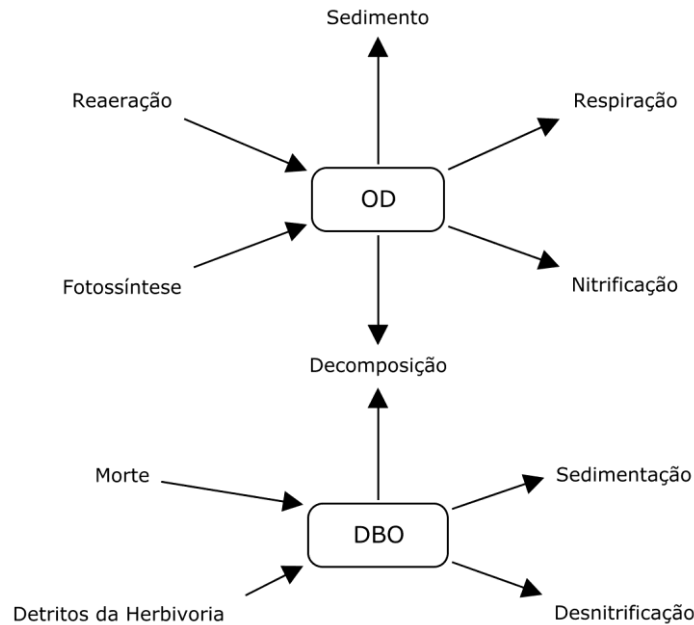


FIGURA 2.1 - 4 - Processos simulados na dinâmica OD-DBO.

Nas figuras anteriores, os esquemas indicam as interações entre as substâncias envolvidas na modelagem e os processos cinéticos. Pode-se observar que as substâncias são interligadas, criando assim um sistema que precisa ser resolvido de forma acoplada.

Em sua maior parte, estes processos são modelados usando reações com coeficientes calculados de forma experimental em laboratórios ou através de experimentos de campo, adquirindo valores dentro de uma faixa específica. Com isso, são grandes as incertezas sobre estes processos de transformações. A calibração do modelo de qualidade de água passa obrigatoriamente pela correta definição destes coeficientes.

O padrão hidrodinâmico usado pelo modelo de qualidade de água é obtido através do modelo hidrodinâmico. Não é possível simular padrões de qualidade de água para um determinado domínio se não for definido, para o cenário estudado, o padrão hidrodinâmico.

A seguir, apresenta-se primeiramente a equação com os termos do transporte advectivo e difusivo, a qual é igual para todas as substâncias, e depois as reações cinéticas para cada escalar.

A equação integrada em uma camada de espessura H , que geralmente vai do fundo à superfície, descrevendo o transporte de um escalar para variáveis de grande escala (Bedford, 1994), usando a técnica de filtragem para a modelagem das tensões turbulentas (mais detalhes em Rosman, 1987 e Aldama, 1985), é dada por:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U_i \frac{\partial C}{\partial x_i} = \frac{1}{H} \frac{\partial}{\partial x_i} \left(H \left[D_{ij} \delta_{jk} + \frac{\Lambda_k^2}{12} \left| \frac{\partial U_j}{\partial x_k} \right| \right] \frac{\partial C}{\partial x_k} \right) - \frac{C}{H} \underbrace{q_P - q_E \pm q_I}_{\Sigma q} + \Sigma R_c + I \quad (1)$$

Onde C é a concentração do escalar de interesse, U_i são as componentes da velocidade na direção x_i promediadas na direção vertical, H é a altura da coluna de água, D_{ij} é o tensor que representa o coeficiente de difusão turbulenta de massa, δ_{jk} representa o delta de Kronecker e $\Lambda_k = \alpha_k \Delta x_k$ é a largura do filtro na dimensão x_k , sendo α_k um parâmetro de escala, q_P , q_E e q_I são valores dados de vazões por unidade de área, e.g. [$m^3/s/m^2$], respectivamente, de precipitação, evaporação e infiltração, ΣR_c representa reações cinéticas de produção ou

consumo e / fontes ou sumidouros. As reações cinéticas de produção e consumo ΣR_c pertinentes aos diversos parâmetros de qualidade de água são detalhadas a seguir.

Como no modelo hidrodinâmico, existem também condições de contorno de terra e de contorno aberto para o modelo de transporte 2DH. Na verdade, todas as condições de contorno relativas à equação de transporte são condições de fluxo, cujo modelo conceptual pode ser expresso nos seguintes termos: “O fluxo advectivo-difusivo na direção normal ao contorno, imediatamente antes do contorno dentro do domínio, é igual ao fluxo normal total imediatamente depois do contorno fora do domínio.” Essa condição de contorno geral pode ser escrita matematicamente como:

$$U_N C - \left(D_N + \frac{\Lambda_N^2}{12} \left| \frac{\partial U_N}{\partial x_N} \right| \right) \frac{\partial C}{\partial x_N} = \frac{F_N^*}{H} \quad (2)$$

onde o índice n representa a direção normal e F_N^* é a carga afluenta por metro linear. Geralmente a carga afluenta é definida em kg/dia, mg/hora ou similar. No SisBaHiA[®] é preciso ter cuidado com a consistência de unidades. Se no modelo hidrodinâmico foi prescrita uma vazão nodal q_N^* (m³/s/m), então $F_N^* = q_N^* C^*$. Repare que em situação de afluxo tanto q_N^* como F_N^* serão < 0.

No SisBaHiA[®] presume-se que, se houver efluxo advectivo no contorno, i.e., no ponto em questão $U_N > 0$, a concentração da água que sai é definida pelo escoamento interno. Assim, não é necessário impor uma condição de efluxo, já que esta será naturalmente satisfeita pela formulação fraca em elementos finitos. Portanto, efetivamente, as condições só são impostas em situações de afluxo com velocidade normal não nula, i.e. $U_N < 0$ no ponto do contorno em questão.

A representação dos fenômenos simulados através de equações matemáticas é mostrada a seguir, sendo descritos os termos de cada equação, assim como os parâmetros utilizados.

Clorofila *a* (fitoplâncton)

$$\Sigma R_9 = \underbrace{k_g C_9}_{\text{crescimento}} - \underbrace{k_{ra} C_9}_{\text{respiração e excreção}} - \underbrace{k_{ea} C_9}_{\text{mortalidade}} - \underbrace{k_{gz} C_9}_{\text{herbivoria}} - \underbrace{\frac{v_s}{H} C_9}_{\text{sedimentação}} \quad (3)$$

No modelo, o fitoplâncton é simulado como um único grupo, utilizando a clorofila *a* como indicador da sua concentração.

O crescimento de algas é uma função da intensidade de luz, disponibilidade de nutrientes e da temperatura. Utilizando a abordagem da multiplicação dos fatores limitantes, a taxa de crescimento é representada por:

$$k_g = k_g(T) \phi(I) \phi(n) \quad (4)$$

Onde $k_g(T)$ representa a influência da temperatura na taxa de crescimento, $\phi(I)$ representa o fator limitante relacionado à intensidade de luz e $\phi(n)$ representa o fator limitante relacionado à concentração de nutrientes. Os fatores limitantes possuem valores entre 0,0 e 1,0, sendo 0,0 para limitação total e 1,0 para nenhuma limitação.

Quando apenas um grupo de algas é simulado, a influência da temperatura na taxa de crescimento pode ser representada adequadamente através de uma formulação

exponencial. A formulação utilizada neste modelo é baseada na equação de Arrhenius, com uma temperatura de referência de 20°C:

$$k_g(T) = k_{g20} \theta^{T-20} \quad (5)$$

Na expressão, k_{g20} é a taxa máxima de crescimento a 20°C sob condições ótimas de luz e com excesso de nutrientes e θ é o fator de correção da temperatura. Eppley (1972) propôs o valor de θ igual a 1,066 baseado em um grande número de experimentos com várias espécies de fitoplâncton.

Para determinar a limitação do crescimento por nutrientes foi utilizada a cinética de Michaelis-Menten, sendo que os efeitos de cada nutriente foram combinados através do mínimo fator limitante. Neste modelo, apenas o fósforo e o nitrogênio foram considerados como nutrientes limitantes. Assim, o fator de limitação ao crescimento é representado por:

$$\phi_n = \min \left(\frac{(C_1 + C_2)}{k_{sN} + (C_1 + C_2)}; \frac{C_3}{k_{sP} + C_3} \right) \quad (6)$$

Onde k_{sN} e k_{sP} são constantes de meia saturação para as concentrações de fósforo e nitrogênio inorgânico, respectivamente.

As formulações de limitação do crescimento de algas relacionado à intensidade de luz consistem de dois componentes: um descrevendo a atenuação da luz com a profundidade e outro que define o efeito da intensidade de luz resultante no crescimento das algas. A atenuação da luz através da coluna de água é definida, neste modelo, pela lei de Beer-Lambert:

$$I(z) = I_0 e^{-k_e z} \quad (7)$$

Acima, $I(z)$ é a intensidade de luz na profundidade z , I_0 é a intensidade de luz na superfície e k_e é o coeficiente de extinção da luz.

A intensidade de luz na superfície é uma função do local, época do ano, hora do dia, condições meteorológicas e sombreamento por características topográficas e pela vegetação da região. A intensidade de luz na superfície, usada em formulações de crescimento de algas, corresponde apenas à faixa visível, que tipicamente está em torno de 50% da radiação solar total na superfície utilizada na simulação da temperatura. O coeficiente de extinção da luz k_e utilizado foi descrito por Riley (1956):

$$k_e = k'_e + 0.0088C_9 + 0.054C_9^{2/3} \quad (8)$$

Onde k'_e é a parte do coeficiente de extinção da luz devido à absorção por partículas suspensas, com exceção das algas. No modelo, um valor constante para k'_e é adotado, sendo $0,3 \text{ m}^{-1}$ um valor típico para reservatórios.

O efeito da intensidade de luz resultante no crescimento das algas é representado através da equação de Steele (1965), que considera os efeitos da fotoinibição:

$$\phi(I) = \frac{I}{I_s} \exp \left(1 - \frac{I}{I_s} \right) \quad (9)$$

Sendo I_s é a intensidade ótima de luz. Como a intensidade de luz é atenuada com a profundidade, a equação (9) deve ser integrada ao longo da profundidade, com a substituição de I pela equação (7). Quando a radiação solar na superfície é utilizada como uma média diária, o fator $\phi(I)$ é multiplicado pelo fotoperíodo - expresso como a fração do dia com luz solar - para representar as horas ensolaradas do dia. Assim, a formulação de Steele (1965) para limitação do crescimento pela luz, integrada na profundidade e no tempo, é expressa por:

$$\phi(I) = \frac{2.718 f_p}{k_e H} \left[\exp\left(-\frac{I_o}{I_s} e^{-k_e H}\right) - \exp\left(-\frac{I_o}{I_s}\right) \right] \quad (10)$$

Onde f_p é o fotoperíodo e H é a espessura da camada de água. Quando valores instantâneos são utilizados para a radiação na superfície, o valor do fotoperíodo não é considerado.

O modelo completo utilizado para a taxa de crescimento do fitoplâncton, com as considerações citadas acima, pode ser descrito como:

$$k_g = k_{g20} \theta^{T-20} \frac{2.718 f_p}{k_e H} \left[\exp\left(-\frac{I_o}{I_s} e^{-k_e H}\right) - \exp\left(-\frac{I_o}{I_s}\right) \right] \times \min\left(\frac{(C_1 + C_2)}{k_{sN} + (C_1 + C_2)}; \frac{C_3}{k_{sP} + C_3}\right) \quad (1)$$

A respiração e a excreção de algas foram combinadas como um único termo k_{ra} que inclui todas as perdas por processos metabólicos e de excreção. Estas perdas representam a diferença entre o crescimento bruto e o crescimento líquido. Além de representarem perdas da concentração de algas, a respiração e excreção são componentes importantes da reciclagem de nutrientes. Neste modelo, o termo k_{ra} foi descrito como uma função da temperatura através da equação de Arrhenius, com uma temperatura de referência de 20°C:

$$k_{ra} = k_{ra20} \theta_{ra}^{T-20} \quad (11)$$

Sendo k_{ra20} a taxa de perdas de fitoplâncton por respiração e excreção a 20°C e θ_{ra} o fator de correção da temperatura.

A mortalidade não predatória se refere às “perdas” de algas que não são causadas pela herbivoria ou por outros processos de perda, como sedimentação, respiração e excreção. Na mortalidade não predatória estão incluídos os processos de senescência, parasitismo, e mortalidade induzida pelo estresse devido a deficiências severas nos nutrientes, condições ambientais extremas e substâncias tóxicas. Neste modelo, a taxa de mortalidade não predatória é especificada pelo usuário como um coeficiente constante.

Neste modelo, o zooplâncton herbívoro pode ser simulado para representar de maneira mais realista o processo de herbivoria, com o objetivo de obter uma melhor simulação da dinâmica do fitoplâncton. As equações acopladas do fitoplâncton e zooplâncton fornecem as principais características para simular as interações predador-presa, já que a taxa de herbivoria é definida como função da densidade de zooplâncton que, por sua vez, varia dinamicamente com a concentração de fitoplâncton. A taxa de herbivoria foi representada por:

$$k_{gz} = \left(\frac{C_9}{k_{sa} + C_9} \right) k_{gz20} C_4 \theta_{gz}^{(T-20)} \quad (12)$$

Onde k_{gz20} é a taxa de predação na temperatura de 20°C, θ_{gz} é o fator de correção da temperatura e k_{sa} é a constante de meia saturação para herbivoria.

A taxa de sedimentação do fitoplâncton depende da sua densidade, tamanho, forma e estado fisiológico das suas células, da viscosidade e densidade da água, e da turbulência e padrão de circulação hidrodinâmico. Além disso, outros fatores dificultam a representação da sedimentação do fitoplâncton, como a formação de vacúolos de gás e de bainhas gelatinosas, que tornam algumas espécies flutuantes. Devido a estas dificuldades, o valor da velocidade de sedimentação v_s utilizado neste modelo é constante, sendo considerado como um parâmetro de calibração.

Zooplâncton Herbívoro

$$\Sigma R_4 = \underbrace{r_{ca} E_z k_{gz} C_9 C_4}_{\text{crescimento}} - \underbrace{k_{rz} C_4}_{\text{respiração e excreção}} - \underbrace{k_{ez} C_4}_{\text{mortalidade}} - \underbrace{k_{gzc} C_4}_{\text{predação}} \quad (13)$$

A dinâmica do zooplâncton é governada pelos mesmos processos gerais que regem a dinâmica do fitoplâncton: crescimento, respiração e excreção, predação e mortalidade não predatória. A maior diferença é que o zooplâncton não está sujeito aos processos de sedimentação, uma vez que estes organismos possuem movimentação própria e migram verticalmente na coluna de água.

Na formulação do crescimento do zooplâncton, a taxa de herbivoria k_{gz} , mostrada anteriormente, foi multiplicada por outros dois coeficientes. O coeficiente r_{ca} representa a razão carbono/clorofila nas células das algas, podendo variar entre 10 e 100 mgC(mgChl⁻¹) (BOWIE et al., 1985). Esta razão é uma constante especificada pelo usuário. O segundo coeficiente acrescentado à formulação do crescimento (E_z) é o fator de eficiência de herbivoria. O valor da eficiência varia entre 0,0 e 1,0. O valor 0,0 indica nenhuma assimilação e 1,0 assimilação total. Assim, o fator de eficiência define o quanto da biomassa de alga se torna biomassa de zooplâncton e o quanto é liberado como detrito.

A respiração e a excreção de zooplâncton são representadas de maneira similar à do fitoplâncton através da equação de Arrhenius, com uma temperatura de referência de 20°C:

$$k_{rz} = k_{rz20} \theta_{rz}^{T-20} \quad (14)$$

Sendo k_{rz20} a taxa de perdas de zooplâncton por respiração e excreção a 20°C e θ_{rz} o fator de correção da temperatura.

A mortalidade do zooplâncton também é definida da mesma maneira que a do fitoplâncton, sendo especificada como um coeficiente constante.

Como neste modelo o zooplâncton herbívoro foi o último nível trófico considerado, a dinâmica entre o zooplâncton e níveis tróficos superiores não pode ser simulada. Portanto, a predação por peixes e zooplâncton carnívoro pode ser representada através de uma taxa de predação k_{gzc} constante, ajustada em função da temperatura:

$$k_{gzc} = k_{gzc20} \theta_{gzc}^{T-20^\circ} \quad (15)$$

Na qual k_{gzc20} é a taxa de predação do zooplâncton a 20°C e θ_{gzc} é o fator de correção da temperatura.

Nitrogênio Orgânico

$$\begin{aligned} \Sigma R_7 = & - \underbrace{k_{71} C_7}_{\text{amonificação}} - \underbrace{\frac{v_{s3}}{H} (1-f_7) C_7}_{\text{sedimentação}} + \underbrace{r_{na} (1-E_z) k_{gz} C_9 C_4}_{\text{detritos da herbivoria}} + \underbrace{r_{na} k_{ra} f_{on} C_9}_{\text{excr. de fitoplâncton}} \\ & + \underbrace{r_{na}/r_{ca} k_{rz} f_{on} C_4}_{\text{excr. de zooplâncton}} + \underbrace{r_{na} k_{ea} f_{on} C_9}_{\text{morte de fitoplâncton}} + \underbrace{(r_{na}/r_{ca}) k_{ez} f_{on} C_4}_{\text{morte de zooplâncton}} \end{aligned} \quad (16)$$

Amônia ou Nitrogênio Amoniacal

$$\begin{aligned} \Sigma R_1 = & \underbrace{r_{na} k_{ra} (1-f_{on}) C_9}_{\text{resp. de fitoplâncton}} + \underbrace{\frac{r_{na}}{r_{ca}} k_{rz} (1-f_{on}) C_4}_{\text{resp. de zooplâncton}} + \underbrace{r_{na} k_{ea} (1-f_{on}) C_9}_{\text{morte de fitoplâncton}} \\ & + \underbrace{\frac{r_{na}}{r_{ca}} k_{ez} (1-f_{on}) C_4}_{\text{morte de zooplâncton}} - \underbrace{\frac{C_1}{k_{am} + C_1} r_{na} f_{uN} k_g C_9}_{\text{crescimento de fitoplâncton}} + \underbrace{k_{71} C_7}_{\text{amonificação}} - \underbrace{k_{12} C_1}_{\text{nitrificação}} \end{aligned} \quad (17)$$

Nitrato

$$\Sigma R_2 = \underbrace{k_{12} C_1}_{\text{nitrificação}} - \underbrace{k_{2D} C_2}_{\text{desnitrificação}} - \underbrace{\left(1 - \frac{C_1}{k_{am} + C_1}\right) r_{na} f_{uN} k_g C_9}_{\text{crescimento de fitoplâncton}} \quad (18)$$

Neste modelo, o nitrogênio orgânico particulado e o dissolvido foram combinados em um único compartimento indisponível para o crescimento de algas (nitrogênio orgânico total). Outra consideração é que, no processo de nitrificação, a oxidação da amônia para nitrato ocorre diretamente, considerando que a transformação de nitrito para nitrato é mais rápida que a transformação de amônia para nitrito. Assim, a concentração de nitrito não é considerada.

Amonificação é a formação de amônia durante o processo de decomposição, tanto anaeróbia como aeróbia, da parte nitrogenada da matéria orgânica dissolvida ou particulada. A taxa de amonificação varia no modelo de acordo com a temperatura, sendo representada através da equação de Arrhenius com uma temperatura de referência de 20°C:

$$k_{71} = k_{71(20)} \theta_{71}^{T-20^\circ} \quad (19)$$

Onde $k_{71(20)}$ é a taxa de amonificação a 20°C e θ_{71} é o fator de correção da temperatura.

A parte particulada do nitrogênio orgânico, dada pelo resultado da subtração $(1-f_7)$, sedimenta através da velocidade de sedimentação de substâncias orgânicas (v_{s3}) dividida pela profundidade. Os valores de f_7 e v_{s3} são constantes, sendo especificados pelo usuário.

A biomassa do fitoplâncton que não é consumida pelo zooplâncton se torna detrito, liberando nitrogênio orgânico particulado. A quantidade de nitrogênio liberado depende da

razão nitrogênio/clorofila no fitoplâncton (r_{na}). Neste modelo, a razão nitrogênio/clorofila (r_{na}) foi considerada como sendo variável, sendo representada pela seguinte equação:

$$r_{na} = r_{namin} + r_{namax} - r_{namin} \left(\frac{(C_1 + C_2)}{k_{sn} + (C_1 + C_2)} \right) \quad (20)$$

onde r_{namin} e r_{namax} são as razões nitrogênio/clorofila mínima e máxima no fitoplâncton, respectivamente, e k_{sN} é a constante de meia saturação para a concentração de nitrogênio inorgânico. Assim, quando não há limitação do crescimento de fitoplâncton por nitrogênio, a razão nitrogênio/clorofila assume o valor máximo, e quando a limitação é completa a razão nitrogênio/clorofila assume o valor mínimo.

A liberação de nutrientes pelo fitoplâncton e pelo zooplâncton através da respiração e excreção é um dos principais componentes da reciclagem de nutrientes, sendo representada como o produto da taxa de respiração e excreção pela estequiometria relacionada ao nutriente no organismo. A porcentagem de nutrientes no zooplâncton foi assumida como sendo igual à do fitoplâncton.

Apesar da respiração e excreção serem simuladas como um único processo na dinâmica do fitoplâncton e do zooplâncton, na dinâmica de nutrientes estes processos são divididos. Assim, a parte de nutrientes liberados pela respiração é transformada em nutrientes inorgânicos, enquanto que a parte liberada pela excreção é transformada em nutrientes orgânicos. No caso do ciclo do nitrogênio, esta divisão é realizada através da utilização do parâmetro f_{on} , especificado pelo usuário, sendo que amônia é liberada pela respiração e nitrogênio orgânico é liberado pela excreção.

A liberação de nutrientes na coluna de água através da morte não predatória de fitoplâncton e de zooplâncton foi representada da mesma forma que a respiração e excreção, sendo que uma parte do nitrogênio nas células é transformada em amônia e a outra parte em nitrogênio orgânico.

O crescimento de algas é resultado da utilização e conversão de nutrientes inorgânicos em material orgânico através do mecanismo da fotossíntese. O nitrato e a amônia são as formas assimiláveis de nitrogênio consideradas no modelo. Para simular a preferência das algas por amônia, foi utilizada a cinética de Michaelis-Menten, com uma constante de meia saturação k_{am} especificada pelo usuário.

Neste trabalho foi considerado que a taxa de consumo de nutrientes para o crescimento de algas aumenta com a concentração externa, mas ao mesmo tempo diminui com a concentração interna de nutrientes nas algas, se aproximando do seu valor de saturação. Este efeito foi representado pela seguinte formulação:

$$f_{uN} = \left(\frac{r_{namax} - r_{na}}{r_{namax} - r_{namin}} \right) \left(\frac{(C_1 + C_2)}{k_{uN} + (C_1 + C_2)} \right) \quad (21)$$

onde k_{uN} é a constante de meia saturação para o consumo de nitrogênio, r_{namin} e r_{namax} são as razões nitrogênio/clorofila mínima e máxima no fitoplâncton, respectivamente. Assim, o consumo de nitrogênio se aproxima de zero quando a concentração externa de nitrogênio está esgotada ou quando a concentração interna atinge o valor de saturação máximo.

A oxidação de amônia para nitrato é denominada de nitrificação, ocorrendo predominantemente em ambiente aeróbio. Para considerar os efeitos da temperatura e da

concentração de oxigênio na taxa de nitrificação, foram utilizadas as formulações de Arrhenius e de Michaelis-Menten:

$$k_{12} = k_{12(20)} \theta_{12}^{T-20^{\circ}} \left(\frac{C_6}{k_{nit} + C_6} \right) \quad (22)$$

Sendo $k_{12(20)}$ a taxa de nitrificação a 20°C, θ_{12} o fator de correção da temperatura e k_{nit} a constante de meia saturação.

A desnitrificação é a redução do nitrato a nitrogênio molecular, sendo realizada por bactérias anaeróbias facultativas, predominantemente em meio anaeróbio. Esta reação resulta na perda de nitrogênio para a atmosfera, uma vez que o nitrogênio molecular está na forma gasosa. A formulação de Arrhenius foi utilizada para considerar os efeitos da temperatura na taxa de desnitrificação:

$$k_{2D} = k_{2D20} \theta_{2D}^{T-20^{\circ}} \quad (23)$$

Onde k_{2D20} é a taxa de nitrificação a 20°C e θ_{2D} é o fator de correção da temperatura.

Fósforo Orgânico

$$\begin{aligned} \Sigma R_8 = & \underbrace{r_{pa} k_{ra} f_{op} C_9}_{\text{excr. de algas}} + \underbrace{r_{pa}/r_{ca} k_{rz} f_{op} C_4}_{\text{excr. de zooplâncton}} + \underbrace{r_{pa} k_{ea} f_{op} C_9}_{\text{morte de algas}} + \underbrace{r_{pa}/r_{ca} k_{ez} f_{op} C_4}_{\text{morte de zooplâncton}} \\ & + \underbrace{r_{pa} (1 - E_z) k_{gz} C_9 C_4}_{\text{detritos da herbivoria}} - \underbrace{k_{83} C_8}_{\text{mineralização}} - \underbrace{\frac{v_{s3}(1 - f_{D8})}{H} C_8}_{\text{sedimentação}} \end{aligned} \quad (24)$$

Fósforo Inorgânico

$$\begin{aligned} \Sigma R_3 = & \underbrace{r_{pa} k_{ra} (1 - f_{op}) C_9}_{\text{resp. de fitoplâncton}} + \underbrace{r_{pa}/r_{ca} k_{rz} (1 - f_{op}) C_4}_{\text{resp. de zooplâncton}} + \underbrace{r_{pa} k_{ea} (1 - f_{op}) C_9}_{\text{morte de fitoplâncton}} \\ & + \underbrace{r_{pa}/r_{ca} k_{ez} (1 - f_{op}) C_4}_{\text{morte de zooplâncton}} - \underbrace{r_{pa} f_{up} k_g C_9}_{\text{crescim. de fitoplâncton}} + \underbrace{k_{83} C_8}_{\text{mineralização}} - \underbrace{\frac{v_{fr}}{H} C_3}_{\text{precipitação}} \end{aligned} \quad (25)$$

A variável fósforo inorgânico utilizada no modelo de qualidade da água e eutrofização do SisBaHIA[®] se refere ao fosfato inorgânico dissolvido ou fosfato reativo, que está disponível para o crescimento de algas, enquanto a variável fósforo orgânico é composta por fosfato particulado e fosfato orgânico dissolvido, representando um compartimento que não está disponível para o crescimento de algas.

A biomassa do fitoplâncton que não é consumida pelo zooplâncton se torna detrito, liberando fósforo inorgânico. A quantidade de fósforo liberado depende da razão fósforo/clorofila no fitoplâncton (r_{pa}). Neste modelo, a razão fósforo/clorofila é variável, sendo representada pela seguinte equação:

$$r_{pa} = r_{pamin} + r_{pamax} - r_{pamin} \left(\frac{C_3}{k_{sp} + C_3} \right) \quad (26)$$

onde r_{pamin} e r_{pamax} são as razões fósforo/clorofila mínima e máxima no fitoplâncton, respectivamente, e k_{sP} é a constante de meia saturação para a concentração de fósforo inorgânico. Assim, quando não há limitação do crescimento de fitoplâncton por fósforo, a razão fósforo/clorofila assume o valor máximo, e quando a limitação é completa, a razão fósforo/clorofila assume o valor mínimo.

Assim como no ciclo do nitrogênio, a liberação de fósforo por respiração e excreção de fitoplâncton e de zooplâncton foi representada como o produto da sua taxa pela estequiometria relacionada ao fósforo no organismo. No ciclo do fósforo, a parte de nutrientes liberados pela respiração é transformada em fósforo inorgânico, enquanto que a parte liberada pela excreção é transformada em fósforo orgânico. Esta divisão é realizada através da utilização do parâmetro f_{op} , especificado pelo usuário.

A liberação de fósforo na coluna de água através da morte não predatória de fitoplâncton e de zooplâncton foi representada da mesma forma que a respiração e excreção, sendo que uma parte do fósforo no interior das células é liberada sob a forma de fósforo inorgânico e a outra parte sob a forma de fósforo orgânico.

O fósforo inorgânico é a única forma de fósforo assimilável pelo fitoplâncton considerada no modelo. Como citado anteriormente para o ciclo do nitrogênio, neste modelo a taxa de consumo de nutrientes para o crescimento de algas aumenta com a concentração externa, mas ao mesmo tempo diminui com a concentração interna de nutrientes nas algas se aproximando do seu valor de saturação. Este efeito foi representado no consumo de fósforo inorgânico através da seguinte formulação:

$$f_{uP} = \left(\frac{r_{pamax} - r_{pa}}{r_{pamax} - r_{pamin}} \right) \left(\frac{C_3}{k_{uP} + C_3} \right) \quad (27)$$

onde k_{uP} é a constante de meia saturação para o consumo de fósforo inorgânico, r_{pamin} e r_{pamax} são as razões fósforo/clorofila mínima e máxima no fitoplâncton, respectivamente. Assim, o consumo de fósforo se aproxima de zero quando a concentração externa de fósforo está esgotada ou quando a concentração interna atinge o valor de saturação máximo.

O fósforo orgânico é decomposto em fósforo inorgânico através da ação de microrganismos. Este processo foi representado considerando os efeitos da temperatura, através da equação de Arrhenius:

$$k_{83} = k_{83(20)} \theta_{83}^{T-20} \quad (28)$$

Sendo $k_{83(20)}$ a taxa de mineralização a 20°C e θ_{83} o fator de correção da temperatura.

A parte particulada do fósforo orgânico, dada pelo resultado da subtração $(1 - f_{D8})$, sedimenta através da velocidade de sedimentação de substâncias orgânicas (v_{s3}) dividida pela espessura da camada de água. Os valores de f_{D8} e v_{s3} são constantes, sendo especificados pelo usuário.

Vários fatores físicos, químicos e físico-químicos interferem na precipitação (imobilização) dos íons fosfato, reduzindo sua concentração na água. Para representar este processo, um termo similar ao da sedimentação foi acrescentado à equação do fósforo inorgânico, representando uma perda para o sedimento.

OD: Oxigênio Dissolvido

$$\begin{aligned} \Sigma R_6 = & \underbrace{k_a (O_s - C_6)}_{\text{reaeração}} - \underbrace{k_D C_5}_{\text{decomp.}} - \underbrace{r_{on} k_{12} C_1}_{\text{nitrificação}} + \underbrace{r_{oc} r_{ca} k_g C_9}_{\text{fotossíntese}} - \underbrace{r_{oc} r_{ca} k_{ra} C_9}_{\text{respiração de fitoplâncton}} \\ & - \underbrace{r_{oc} k_{rz} C_4}_{\text{respiração de zooplâncton}} - \frac{SOD}{H} \\ & \quad \quad \quad \text{sedimento} \end{aligned} \quad (29)$$

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio

$$\begin{aligned} \Sigma R_5 = & - \underbrace{k_D C_5}_{\text{decomp.}} - \underbrace{\frac{v_{s3}(1-f_{D5})}{H} C_5}_{\text{sedimentação}} + \underbrace{r_{oc} r_{ca} 1 - E_z}_{\text{detritos da herbivoria}} k_{gz} C_9 \\ & + \underbrace{r_{oc} r_{ca} k_{ea} C_9}_{\text{morte de fitoplâncton}} + \underbrace{r_{oc} k_{ez} C_4}_{\text{morte de zooplâncton}} \end{aligned} \quad (30)$$

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) pode ser dividida em duas partes:

- DBO carbonácea: demanda de oxigênio dissolvido para decompor a matéria orgânica.
- DBO nitrogenada: demanda de oxigênio dissolvido devido à nitrificação.

Neste modelo, a DBO é representada apenas pela parte carbonácea, sendo que os efeitos da nitrificação são representados diretamente na equação do oxigênio dissolvido.

Diversos fatores influem na taxa de decomposição da matéria orgânica. Neste modelo, é considerada a influência da temperatura e da concentração de oxigênio dissolvido. Este efeito é representado através das equações de Arrhenius e de Michaelis-Menten:

$$k_d = k_{d20} \theta_d^{T-20} \left(\frac{C_6}{k_{DBO} + C_6} \right) \quad (31)$$

Na expressão acima, k_{d20} é a taxa de decomposição a 20°C, θ_d é o fator de correção da temperatura e k_{DBO} é a constante de meia saturação para o consumo de oxigênio.

A taxa de dissolução do oxigênio na água é proporcional à diferença entre a concentração de saturação e a atual concentração de oxigênio dissolvido. Existem diversas formulações para a taxa de reaeração em rios, estuários e lagos. A formulação de Wanninkhof para lagos é descrita por:

$$k_a = \frac{k_l}{H} \quad ; \quad k_l = 0.0986 W_{10}^{1.64} \quad (32)$$

Sendo k_l o coeficiente de transferência de oxigênio na superfície e W_{10} a velocidade do vento medida 10 m acima da superfície. O usuário também pode escolher um valor constante para a taxa de reaeração. Neste caso, k_a será ajustado pela temperatura:

$$k_a = k_{a20} \theta_a^{T-20} \quad (30)$$

onde $k_{a(20)}$ é taxa de reaeração na temperatura de 20°C e θ_a é o fator de correção da temperatura para a reaeração.

A concentração de saturação de oxigênio no modelo depende da temperatura, salinidade e pressão parcial devida à altitude. As formulações utilizadas para representar a concentração de saturação são:

Concentração de saturação do oxigênio dissolvido em (mg/L):

$$OD_{\text{sat}} = \exp \left\{ -139.34411 + \frac{157570.1}{T_a} - \frac{66423080}{T_a^2} + \frac{1.2438 \times 10^{10}}{T_a^3} - \frac{8.621949 \times 10^{11}}{T_a^4} - S \left(0.017674 - \frac{10.7454}{T_a} + \frac{2140.7}{T_a^2} \right) \right\} - 0.1148Z_{\text{mar}} \quad (33)$$

Onde T_a é a temperatura absoluta da água em graus Kelvin, S é a salinidade e Z_{mar} é a cota acima do nível do mar em km.

O oxigênio consumido nas duas etapas da nitrificação pode ser calculado da seguinte forma:

$$r_{oa} = 3.428571 \text{ g(OD)/g(NH}_3 \Rightarrow \text{NO}_2) \quad (34)$$

$$r_{oi} = 1.142857 \text{ g(OD)/g(NO}_2 \Rightarrow \text{NO}_3) \quad (35)$$

Onde r_{oa} e r_{oi} representam a quantidade de oxigênio dissolvido consumida para a oxidação de amônia a nitrito e para a oxidação de nitrito a nitrato, respectivamente. O consumo de oxigênio durante todo o processo pode ser representado como:

$$r_{on} = r_{oa} + r_{oi} = 4.571428 \text{ g(OD)/g(NH}_3 \Rightarrow \text{NO}_3) \quad (36)$$

Sendo então r_{on} a quantidade de oxigênio dissolvido consumida por unidade de massa de nitrogênio oxidado no processo total de nitrificação ou de oxidação de amônia para nitrato.

A quantidade de oxigênio produzida por quantidade de carbono orgânico criado através da fotossíntese é dada por:

$$r_{oc} = 2,6667 \text{ g(OD)/g(C)} \quad (37)$$

Como o fitoplâncton está representado no modelo através de clorofila *a* e não de carbono, este valor é multiplicado pela razão carbono/clorofila *a* nas células das algas. A produção de oxigênio através da fotossíntese varia de acordo com a taxa de crescimento e a concentração de fitoplâncton.

Na respiração, que é o processo oposto ao da fotossíntese, o oxigênio é consumido e o dióxido de carbono é liberado. A razão r_{oc} agora significa a quantidade de oxigênio consumido na decomposição de um grama de carbono orgânico. Neste modelo, é

considerada a respiração de fitoplâncton e zooplâncton, que depende da taxa de respiração e da concentração de cada organismo.

A parte do fitoplâncton que não foi consumida pelo zooplâncton durante o processo de herbivoria é transformada em DBO. Os detritos são transformados em DBO através da multiplicação das razões r_{oc} e r_{ca} pela concentração de fitoplâncton dada em clorofila.

As perdas de fitoplâncton e zooplâncton através da mortalidade não predatória são transformadas em DBO seguindo a mesma abordagem utilizada para os detritos da herbivoria.

Assim como os nutrientes orgânicos, a parte particulada da matéria orgânica ($1 - f_{D5}$), sedimenta com a velocidade de sedimentação de substâncias orgânicas (v_{s3}) dividida pela profundidade. Os valores de f_{D5} e v_{s3} são constantes, sendo especificados pelo usuário.

A decomposição da matéria orgânica presente nos sedimentos pode representar uma parte significativa do consumo de oxigênio no corpo de água. A demanda de oxigênio no sedimento representada no modelo depende da temperatura, sendo expressa por:

$$SOD = SOD_{20} \theta_s^{T-20} \quad (38)$$

Sendo SOD_{20} a demanda de oxigênio no sedimento na temperatura de 20°C e θ_s o fator de correção da temperatura.

A **TABELA 2.1-2** lista os parâmetros, taxas e coeficientes adotados nas reações cinéticas e apresenta os valores usuais.

TABELA 2.1-2 - Lista de parâmetros e coeficientes usados no MQA, com valores usuais.

Símbolo	Parâmetro	Faixa de Valores	Valores usuais	Unidades	Referência
E_z	Eficiência de predação do zooplâncton sobre algas	0.4 a 0.8	0.6	...	Chapra (1997)
f_{D5}	Fração de DBO dissolvido na coluna de água	0.1 a 0.9	0.5	...	Wool et al. (2002)
f_{D7}	Fração de nitrogênio orgânico dissolvido na coluna de água	0.1 a 1.0	1.0	...	Wool et al. (2002)
f_{D8}	Fração de fósforo orgânico dissolvido na coluna de água.	0.1 a 1.0	0.85	-	Wool et al. (2002)
f_{on}	Fração de morte e respiração do fitoplâncton reciclada para nitrogênio orgânico	...	0.5	...	Wool et al. (2002)
f_{op}	Fração de morte e respiração da	0.1 a 0.9	0.5	-	Wool et al. (2002)

Símbolo	Parâmetro	Faixa de Valores	Valores usuais	Unidades	Referência
	fitoplâncton reciclada para fósforo orgânico				
I_s	Nível ótimo de luz	200 a 350	250 a 300	$ly\ d^{-1}$	Bowie et al. (1985)
$k_{12(20)}$	Coeficiente de nitrificação em 20°C	0.03 a 0.9	0.1 a 0.5	d^{-1}	Bowie et al. (1985)
$k_{71(20)}$	Coeficiente de amonificação em 20°C	0.001 a 0.2	0.03	d^{-1}	Bowie et al. (1985)
$k_{83(20)}$	Coeficiente de mineralização do fósforo orgânico em 20°C	0.001 a 0.8	0.03	d^{-1}	Bowie et al. (1985)
k_{a20}	Coeficiente de reaeração em 20°C	0.1 a 5.0	1.38	d^{-1}	Wool et al. (2002)
k_{am}	Constante de meia saturação para preferência de amônia	...	50	$\mu gN/l$	Chapra (1997)
K_{2D20}	Coeficiente de desnitrificação em 20°C	0 a 1.0	0.1	d^{-1}	Bowie et al. (1985)
k_{D20}	Coeficiente de desoxigenação em 20°C	0.01 a 1.5	0.2	d^{-1}	Bowie et al. (1985)
k_{DBO}	Constante de meia saturação para oxidação da DBO		0.5	mgO_2/l	Bowie et al. (1985)
k_{ea}	Taxa de mortalidade do fitoplâncton	0.003 a 0.17	0.01 a 0.1	d^{-1}	Bowie et al. (1985)
k_{ez}	Taxa de mortalidade do zooplâncton	0.001 a 0.125	0.005 a 0.02	d^{-1}	Bowie et al. (1985)
k_{g20}	Taxa de crescimento do fitoplâncton a 20°C	0.2 a 8.0	2.0	d^{-1}	Bowie et al. (1985)
k_{gz20}	Taxa de predação do fitoplâncton pelo zooplâncton a 20°C	0.5 a 5.0	1.0 a 2.0	$m^3\ gC^{-1}\ d^{-1}$	Chapra (1997)
k_{gzc20}	Perdas do zooplâncton por predação	0.001 a 0.1	0.01 a 0.05	d^{-1}	Bowie et al. (1985)
k_{NIT}	Constante de meia saturação da nitrificação por limitação de oxigênio	0.5 a 2.0	0.5	mgO_2/l	Bowie et al. (1985)

Símbolo	Parâmetro	Faixa de Valores	Valores usuais	Unidades	Referência
k_{NO_3}	Constante de meia saturação da desnitrificação por limitação de oxigênio		0.1	mgO ₂ /ℓ	Bowie et al. (1985)
k_{ra20}	Perdas de fitoplâncton por respiração e excreção a 20°C	0.005 a 0.8	0.05 a 0.2	d ⁻¹	Bowie et al. (1985)
k_{rz20}	Perdas do zooplâncton por respiração e excreção a 20°C	0.001 – 0.36	0.01 a 0.05	d ⁻¹	Bowie et al. (1985)
k_{sa}	Constante de meia saturação para predação de zooplâncton sobre alga	2 a 25	5 a 15	(μgChla/ℓ)	Chapra (1997)
k_{sN}	Constante de meia saturação de N	1.4 a 400	25 a 200	μgN/ℓ	Bowie et al. (1985)
k_{sP}	Constante de meia saturação de P	0.5 a 80.0	20 a 50	μgP/ℓ	Bowie et al. (1985)
k_{uN}	Constante de meia saturação para o consumo de N	0.0014 a 0.2000		mgN/ℓ	Bowie et al. (1985)
k_{uP}	Constante de meia saturação para o consumo de P	0.0028 a 0.0700		mgP/ℓ	Bowie et al. (1985)
r_{ca}	Razão carbono/clorofila nas células das algas	10 a 100	50	g(C)/g(Chla)	Bowie et al. (1985)
r_{namax}	Razão nitrogênio/clorofila máxima nas células das algas	8.0 a 15.0		mg(N)/mg(Chla)	Schladow & Hamilton (1997)
r_{namin}	Razão nitrogênio/clorofila mínima nas células das algas	1.5 a 4.0		mg(N)/mg(Chla)	Schladow & Hamilton (1997)
r_{pamax}	Razão fósforo/clorofila máxima nas células das algas	1.0 a 10.9		mg(P)/mg(Chla)	Schladow & Hamilton (1997)
r_{pamin}	Razão fósforo/clorofila mínima nas células das algas	0.1 a 1.0		mg(P)/mg(Chla)	Schladow & Hamilton (1997)
SOD_{20}	Demanda de oxigênio no sedimento em 20°C	0.2 a 4.0	1.0	gO ₂ m ⁻² d ⁻¹	Wool et al. (2002)

Símbolo	Parâmetro	Faixa de Valores	Valores usuais	Unidades	Referência
V_{fr}	Velocidade de precipitação do fósforo inorgânico	$m\ d^{-1}$	
V_{s3}	Velocidade de deposição de substância orgânica	0.2 a 2.3	1.0	$m\ d^{-1}$	Chapra (1997)
V_{s4}	Velocidade de sedimentação da biomassa	0 a 30.0	0.05 a 2.0	$m\ d^{-1}$	Bowie et al. (1985)
θ_{12}	Coeficiente de temperatura para a nitrificação	1.02 a 1.08	1.08	...	Bowie et al. (1985)
θ_{2D}	Coeficiente de temperatura para desnitrificação	1.02 a 1.09	1.045	...	Bowie et al. (1985)
θ_{71}	Coeficiente de temperatura para a amonificação	1.02 a 1.09	1.08	...	Bowie et al. (1985)
θ_{83}	Coeficiente de temperatura para a mineralização do fósforo orgânico	1.02 a 1.09	1.08	...	Bowie et al. (1985)
θ_a	Coeficiente de temperatura para a reaeração	1.008 a 1.047	1.024	...	Bowie et al. (1985)
θ_D	Coeficiente de temperatura para a desoxigenação	1.02 a 1.15	1.047	...	Bowie et al. (1985)
θ_g	Fator de correção da temperatura para o crescimento de fitoplâncton	1.01 a 1.2	1.066	...	Bowie et al. (1985)
θ_{gz}	Fator de correção da temperatura para predação de fitoplâncton por zooplâncton	...	1.08	...	Chapra (1997)
θ_{gzc}	Fator de correção da temperatura para perdas do zooplâncton por predação	...	1.08	...	Chapra (1997)
θ_{ra}	Fator de correção da temperatura para perdas de fitoplâncton	...	1.08	...	Chapra (1997)

Símbolo	Parâmetro	Faixa de Valores	Valores usuais	Unidades	Referência
	por respiração e excreção				
θ_{rz}	Fator de correção da temperatura para perdas do zooplâncton por respiração e excreção	...	1.08	...	Chapra (1997)
θ_s	Coeficiente de temperatura para a demanda de oxigênio no sedimento	...	1.08	...	Wool et al. (2002)

2.2. SWAT

O modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) foi desenvolvido com a finalidade de analisar os impactos das práticas de manejo do solo na água, sedimento, e rendimento químico agrícola em grandes bacias hidrográficas com variados tipos de solo, uso do solo e condições de manejo por longos períodos de tempo. São utilizadas informações de terreno, uso e tipo de solo, e dados de estações meteorológicas para sua simulação. O SWAT está integrado à interface ArcGis®, portanto os arquivos de uso do solo, tipo de solo e MDT devem estar em formato *shape* ou *raster*. Também são necessárias séries históricas de precipitação, umidade, radiação e velocidade do vento de estações meteorológicas localizadas na região da bacia, que podem ser diretamente inseridas no modelo. Na falta destes dados, estes podem ser estimados através de um gerador climático presente no SWAT. Este gerador climático utiliza dados estatísticos de, no mínimo, dez anos de medições (NEITSCH et al., 2005).

No modelo SWAT a bacia hidrográfica é subdividida, a partir do MDT (mapa da digital do terreno), em sub-bacias cujos exutórios são determinados pelo usuário. A utilização de sub-bacias na simulação é particularmente benéfica quando a área da bacia hidrográfica é dominada por uso de solo ou solos suficientemente diferentes em relação às propriedades hidrológicas (NEITSCH ET al., 2005). As informações inseridas são organizadas para cada sub-bacia nas seguintes categorias: clima; unidades de resposta hidrológica (*hydrologic response units* - HRU's); áreas alagadas/ reservatórios; águas subterrâneas; e canal principal e tributários que formam a rede de drenagem da bacia. As HRU's são áreas localizadas nas sub-bacias que possuem uma única combinação de solo, uso do solo e declividade. O modelo utiliza passos de tempo diário, mensal ou anual. Dentre as variáveis calculadas para cada exutório podem ser citadas a vazão líquida e a carga de fósforo orgânico e mineral.

O modelo SWAT foi utilizado com o objetivo de estimar as vazões nos rios tributários aos dois futuros reservatórios da UHE Belo Monte, para serem utilizadas como condição de contorno para o modelo hidrodinâmico a ser implementado nos reservatórios.

O SWAT trabalha, normalmente, em intervalo de tempo diário, porém período sub-diário também é possível. É possível fazer simulações para curtas ou longas séries temporais, sendo essa uma das vantagens do modelo. O modelo apresenta os seguintes componentes: clima, ciclo hidrológico, nutrientes e pesticidas, erosão, cobertura do solo e crescimento de plantas, práticas de manejo, processos no canal principal e corpos d'água.

O balanço hídrico é a força que conduz todos os processos simulados pelo SWAT. A simulação hidrológica da bacia hidrográfica é separada em duas grandes divisões: a fase terrestre do ciclo hidrológico e a fase aquática. A fase terrestre controla a quantidade de água e as cargas de sedimento, nutrientes e pesticidas que atingem o canal principal de cada sub-bacia. A fase aquática está relacionada ao movimento de água, sedimentos, entre outros, pela rede de intermediário em direção à saída da bacia hidrográfica.

O modelo requer informações sobre topografia, vegetação, clima, propriedades do solo e práticas de manejo do solo. Os dados de entrada são: MDT, mapa de tipos de solos, mapa de uso e ocupação do solo, dados de precipitação, temperatura máxima e mínima, radiação solar, vento e umidade relativa do ar.

O SWAT simula o sistema hidrológico a partir de quatro componentes: (i) reservatório superficial; (ii) reservatório subsuperficial; (iii) reservatório subterrâneo - aquífero raso; e (iv) reservatório subterrâneo - aquífero profundo. A entrada destes reservatórios, que origina o escoamento superficial, provém do escoamento lateral a partir do perfil do solo e do escoamento de retorno do aquífero raso. O volume que percola do reservatório subsuperficial, através do perfil de solo, representa a recarga do aquífero raso. A água que percola para o aquífero profundo não retorna para o sistema.

As informações de entrada de cada sub-bacia são agrupadas nas seguintes categorias: clima; HRUs; lagoas/reservatórios; aquíferos e canal de drenagem principal. A determinação do balanço hídrico é fundamental para a estimativa da infiltração, do escoamento superficial e da força de desprendimento pelo fluxo da água. Esse componente utiliza-se das informações dos componentes: clima, crescimento vegetal e infiltração para a estimativa da evapotranspiração potencial e evaporação do solo e transpiração das plantas. A partir dessas informações o componente balanço hídrico determina a quantidade e o estado da água do solo diariamente para cada camada e calcula a percolação no perfil do solo. No modelo SWAT a determinação da produção de água da bacia hidrográfica tem como base a equação do balanço hídrico:

$$SW_t = SW + \sum_{i=1}^t (R_i - Q_i - ET_i - P_i - QR_i) \quad (39)$$

Sendo SW_t o conteúdo final de água no solo (mm), SW o conteúdo de água no solo disponível para as plantas, definido como o conteúdo de água inicial menos o conteúdo de água no ponto de murcha permanente (mm), t o tempo (dias); R_i a precipitação, Q_i o escoamento superficial (mm), ET_i a evapotranspiração (mm), P_i a percolação (mm) e QR_i o fluxo de retorno (ascensão capilar) (mm).

A propagação da água através da rede de intermediário é realizada em passo de tempo diário e não requer cálculos iterativos, fazendo com que o modelo seja eficiente para simular tempos longos (50-100 anos) sobre medidas a grandes bacias (1.000 a 10.000 km²). Os dados requeridos pelo método incluem o comprimento, declividade, profundidade, declividade lateral e n (coeficiente de Manning) do canal, e declividade e n da margem de inundação. A taxa de escoamento e a velocidade média são calculadas usando a equação de Manning e o tempo de propagação é computado pela divisão do comprimento do canal pela velocidade. O fluxo a partir do canal é também ajustado para a perda por transmissão, evaporação e fluxo de retorno.

2.3. Modelo unidimensional para os Igarapés de Altamira

O excessivo crescimento de plantas (eutrofização) que ocorre em rios, lagos, estuários e represas é decorrente da super-fertilização e pode levar a sérios problemas de qualidade d'água. Esse fenômeno pode ocorrer naturalmente em escalas de meses a até milhares de

anos, mas pode ser rapidamente acelerado pelo excesso de nutrientes lançados nos cursos d'água decorrentes das atividades humanas como lançamento de esgotos, atividades agrícolas, mudança no uso do solo, criação de reservatórios, entre outros. Geralmente, a eutrofização pode acarretar sérios problemas para um curso de água, podendo-se citar: (i) a grande quantidade de plantas suspensas diminui a transparência da água e algumas espécies geram espumas, dando um aspecto ruim à água. Além do aspecto visual, as plantas podem entupir filtros nas estações de tratamento de água; (ii) o crescimento de plantas e a respiração alteram todo o sistema químico d'água. Os níveis de oxigênio e dióxido de carbono são diretamente afetados pela atividade das plantas. O oxigênio por sua vez, tem implicações na sobrevivência de outros organismos, como os peixes. O dióxido de carbono tem impacto direto no pH; (iii) a eutrofização pode alterar todo o ecossistema aquático. Algumas espécies de algas provocam sabor e odor nas águas. As algas conhecidas por cianobactérias são tóxicas para o consumo humano.

O problema da eutrofização está diretamente relacionado com os nutrientes inorgânicos, os quais servem de matéria prima para a biomassa. Entre os principais macro-nutrientes necessários para o desenvolvimento celular estão o carbono, o nitrogênio e o fósforo.

O carbono desempenha três importantes funções na análise de qualidade d'água: nutriente, biomassa e poluente. Assim como o fósforo e o nitrogênio, o carbono serve como nutriente para o crescimento de plantas, apesar de não se apresentar como nutriente limitante para o desenvolvimento das plantas e por isso não precisar ser modelado. Pelo fato do carbono constituir muitos componentes de compostos orgânicos, ele é utilizado para quantificar a biomassa. Finalmente, a decomposição do carbono orgânico pode ter grandes efeitos sobre a concentração de oxigênio e muitas toxinas preferencialmente são associadas à matéria orgânica.

Em conjunto com os nutrientes, a outra chave no processo de eutrofização é o ciclo de alimentação. A produção (conversão de nutrientes inorgânicos em matéria orgânica) e a decomposição (processo reverso) representam este ciclo.

Para o processo de eutrofização, faz-se necessário identificar o nutriente que está controlando o crescimento das plantas. A análise deste nutriente limitante é geralmente feita para o nitrogênio e para o fósforo.

Geralmente o fitoplâncton é mensurado através da clorofila *a*. O modelo aqui apresentado não faz qualquer consideração com respeito à distribuição de clorofila entre diferentes espécies do fitoplâncton. Sendo assim a concentração de clorofila *a* deve ser vista como um indicativo de presença das algas (cianobactérias).

O modelo proposto resolve a variação temporal das concentrações de seis constituintes, a saber (o símbolo usado está mostrado): clorofila "a" (algas) *a*; demanda bio-química de oxigênio (DBO) *L*; oxigênio dissolvido (OD) *o*; nitrogênio na forma de nitrato *ni*; nitrogênio na forma de amônia *na*; fósforo *p*. As equações resultantes para tal modelo são similares às equações de modelos de qualidade d'água em rios, ou seja, equações de advecção-difusão em uma dimensão espacial, com termos adicionais que levam em conta as fontes de esgotos/nutrientes e os termos de decaimentos, decantação/sedimentação, reações bioquímicas, reaeração, etc. A equação de evolução para qualquer das variáveis acima (variável *c* no geral) é:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{1}{A} \frac{\partial (Uc)}{\partial x} - \frac{1}{A} \frac{\partial (E \partial c / \partial x)}{\partial x} = f(c_j; x, t) \quad (40)$$

onde c é a concentração modelada (em unidades de massa de soluto por volume de água), c_j são concentrações das variáveis eventualmente presentes em reações, A é a área da seção transversal, U é a velocidade média na seção transversal, E é o coeficiente de dispersão turbulenta longitudinal, f é o somatório dos termos de fonte, sumidouro, reações bioquímicas, decaimentos etc. A equação (40) é tão somente a representação da lei de conservação da massa do componente cuja concentração na água é dada por c . O primeiro termo é a taxa de variação local de c , o segundo é a advecção de c , e o terceiro é a dispersão turbulenta de c . Para maiores detalhes da equação (40), o leitor pode procurar uma referência básica de modelagem de qualidade da água, por exemplo Brawn e Barnwell Jr (1985).

As interações físico-bio-químicas entre as várias componentes presentes no modelo e suas taxas de decaimento/produção são contabilizadas pelo termo f na equação (40). O lado esquerdo da equação diferencial parcial (40) pode ser representado por um operador $L\{\bullet\}$ operando em c , de forma que a equação para a variável c pode ser escrita como $L\{c\}=f$.

Neste modelo irá se considerar apenas cargas distribuídas (difusas) que podem ser representadas por:

$$\text{fluxo} = \frac{q_d}{A} \quad (41)$$

onde q_d é a carga por unidade de comprimento do igarapé em unidades M/(LT). Note –se que q_d , assim como A , são funções de x .

O consumo de oxigênio pela DBO presente no corpo d'água pode ser implementado por um termo de reação de primeira ordem nas equações para OD e DBO. Assim, para a equação da concentração L de DBO, tem-se a contribuição negativa ($-k_d L$) no lado direito da equação para DBO. Um termo idêntico aparece no lado direito da equação do OD, já que o processo de decomposição envolve um consumo de oxigênio proporcional. O valor do coeficiente de degradação k_d utilizado neste trabalho foi de $0,3 \text{ dia}^{-1}$ (Chapra, 1997). Como a taxa de sedimentação de matéria orgânica é proporcional à concentração e à velocidade de sedimentação e inversamente proporcional à profundidade na seção, o termo fica $-(v_s/H)L$ (neste trabalho usou-se o valor típico de $v_s=0,2 \text{ m/dia}$). A equação do oxigênio dissolvido possui ainda um termo positivo devido à reaeração $+k_a(o_s-o)$, onde (o_s-o) é o déficit de oxigênio em relação à concentração de saturação o_s e k_a é um coeficiente de reaeração dependente de características hidrodinâmicas e pode ser modelado conforme Broecker et al. (1978): $k_a=0,864 U_{10} H^1$, onde U_{10} é a velocidade do vento a 10 metros de altura, e H é a profundidade local. Há ainda um termo de consumo de oxigênio devido ao processo de nitrificação e uma fonte de oxigênio devido à respiração das algas no processo de eutrofização. Estes termos serão discutidos oportunamente.

O processo de nitrificação pode ser representado por uma série de reações (Gaudy e Gaudy, 1980). As bactérias *Nitrosomonas* convertem amônia (NH_4^+) em nitrito:



As bactérias *Nitrobacter* convertem nitrito em nitrato:



A quantidade de oxigênio consumida nestas duas etapas é dada por:

$$r_{oam} = \frac{1,5(32)}{14} = 3,43 \text{ gO.gN}^{-1} \quad \text{e} \quad (44)$$

$$r_{oi} = \frac{0,5(32)}{14} = 1,14 \text{ gO.gN}^{-1}$$

onde r_{oam} e r_{oi} representam a quantidade de oxigênio consumida devido ao processo de nitrificação da amônia e nitrito, respectivamente. O consumo total de oxigênio no processo de nitrificação – r_{oam} – é dado por:

$$r_{on} = r_{oam} + r_{oi} = 4,57 \text{ gO.gN}^{-1} \quad (45)$$

O termo de consumo de oxigênio na equação para o OD (variável o) devido ao processo de nitrificação é - $r_{on}k_{nna}$ onde na é a concentração de amônia. O decaimento na equação da amônia por sua vez é dado por - k_{nna} , enquanto que o aumento de nitrato (ni) se dá à taxa recíproca + k_{nna} .

A equação para a concentração de clorofila a das algas recebe um termo proporcional à própria concentração e à diferença entre um coeficiente de crescimento k_g e um coeficiente de perdas por respiração e excreção k_{ra} . Neste trabalho usou-se o valor típico de k_{ra} de $0,1 \text{ d}^{-1}$, de acordo com Chapra (1997). O termo na equação fica: $+(k_g - k_{ra})a$. Termos análogos aparecem com o sinal trocado nas equações para os nutrientes necessários para o crescimento das algas. Na equação para a concentração na de amônia o termo aparece multiplicado pela razão a_{na} entre a massa de amônia necessária e a de clorofila obtida; no caso da concentração p de fósforo, pela razão a_{pa} entre massa de fósforo e clorofila; e no caso da concentração o do oxigênio dissolvido, pela razão r_{oa} entre massa de OD e clorofila. A taxa de sedimentação das algas pode ser modelada por um termo proporcional à concentração de algas e à velocidade de decantação e inversamente proporcional à profundidade na seção. Desta forma o termo fica $-(v_a/H)a$ (neste trabalho usou-se o valor típico de $v_a = 0,2 \text{ m/dia}$).

Os fatores que contribuem para o crescimento do fitoplâncton são: temperatura, nutrientes e luz. Cada um destes fatores será analisado separadamente e seus efeitos modelados matematicamente. Removida a palavra temperatura

Com relação à temperatura uma grande variedade de formulações tem sido desenvolvida para representar os efeitos da temperatura no crescimento de plantas. A forma mais utilizada é a do theta (Chapra, 1997), dada por:

$$k_{g,T} = k_{g,20} \theta^{T-20} \quad (46)$$

onde: $k_{g,T}$ é a taxa de crescimento devido à temperatura (d^{-1}); $k_{g,20}$ é a taxa de crescimento a 20°C (tipicamente 2 d^{-1}); T é a temperatura ($^\circ\text{C}$). Eppley (1972) propôs o valor de $\theta = 1,066$ baseado em um grande número de estudos envolvendo várias espécies de fitoplâncton.

A equação geralmente utilizada para se determinar a limitação de um nutriente é a de Michaelis-Menten dada por:

$$\phi_N = \frac{N}{k_{sN} + N} \quad (47)$$

Onde N é a concentração do nutriente limitante; k_{sN} é a constante de meia saturação. Geralmente o fósforo e o nitrogênio são os nutrientes limitantes; as equações para estes nutrientes são:

$$\phi_p = \frac{P}{k_{sp} + P} \quad \text{e} \quad \phi_n = \frac{n}{k_{sn} + n} \quad (48)$$

onde p e n são as concentrações de fósforo e nitrogênio, respectivamente. As constantes de meia saturação variam de 0,001 a 0,05 mgP/L para o fósforo, e de 0,01 a 0,3 mgN/L para o nitrogênio. Neste trabalho utilizou-se valores típicos de 0,1 mg/L para k_{sn} e 0,01 mg/L para k_{sp} .

A determinação dos efeitos da luz no crescimento de fitoplâncton é muito complexa, pois diversos fatores precisam ser integrados para se obter o efeito total. Estes fatores são: variação da incidência de luz durante o dia, a atenuação da luz com a profundidade e a dependência da taxa de crescimento com a luz. Steele (1965) propôs a seguinte equação para modelar a inibição do crescimento de acordo com a incidência de luz:

$$F \propto \frac{I}{I_s} e^{-\frac{I}{I_s}} \quad (49)$$

Onde I é a intensidade da luz (ly.d^{-1}), I_s é a intensidade ótima de luz (100 a 400 ly.d^{-1} – usou-se 300 ly.d^{-1} neste trabalho); A média de luz diária (I_a) pode ser computada como:

$$I_a = I_m \left(\frac{2}{\pi} \right) \quad (50)$$

onde I_m é máxima intensidade de luz. O valor de I_a é tipicamente em torno de 500 ly.d^{-1} (valor usado neste trabalho). A variação espacial de luz através da coluna de água pode ser modelada pela Lei de Beer-Lambert:

$$I \propto I_0 e^{-k_e z} \quad (51)$$

Onde I_0 é a radiação solar na superfície, k_e é o coeficiente de extinção. O coeficiente de extinção é quantificado por Riley (1956):

$$k_e = k_e' + 0,0088a + 0,054a^{2/3} \quad (52)$$

onde k_e' é o coeficiente de extinção da luz devido a fatores outros fatores que não o fitoplâncton, a é a concentração de algas (mg Chla.m^{-3}). O coeficiente k_e' pode ser medido diretamente ou calculado via Di Toro (1978):

$$k_e' = k_{ew} + 0,052N + 0,174D \quad (53)$$

onde k_{ew} é o coeficiente de extinção da luz devido a partículas livres na água e à cor (m^{-1}), N é a concentração de sólidos suspensos não voláteis (mg.L^{-1}), D é a concentração de detritos (mg.L^{-1}).

Neste trabalho foi usado um valor típico para k_e' em rios de 0,3 m^{-1} . Substituindo a equação 49 na equação 51 e tomando a média na profundidade e no tempo, obtém-se como resultado o valor médio de $F(I)$:

$$\phi_L = \frac{2,718 f_p}{k_e H} \left(e^{-\alpha_1} - e^{-\alpha_0} \right) \quad (54)$$

Onde f_p é fotoperíodo (neste trabalho usou-se 0,5) e

$$\alpha_1 = \frac{I_a}{I_s} e^{-k_e H_2} \quad \text{e} \quad \alpha_0 = \frac{I_a}{I_s} e^{-k_e H_1} \quad (55)$$

O modelo completo para a taxa de crescimento de fitoplâncton pode ser agora descrito como:

$$k_g = k_{g,20} \cdot 1,066^{T-20} \left[\frac{2,718 \cdot f_p}{k_e \cdot H} \left(e^{-\alpha_1} - e^{-\alpha_0} \right) \right] \times \min \left(\frac{n}{k_{sn} + n}, \frac{p}{k_{sp} + p} \right) \quad (56)$$

A inclusão dos termos de crescimento de fitoplâncton, que está diretamente relacionado ao problema da eutrofização, é feita a seguir, onde o modelo completo é apresentado. O sistema de equações diferenciais parciais a ser resolvido é:

$$\frac{\partial a}{\partial t} + \frac{1}{A} g \frac{\partial (Ua)}{\partial x} - \frac{1}{A} \frac{\partial (E \partial a / \partial x)}{\partial x} = (k_g - k_{ra}) a - \frac{v_a}{H} a \quad (57)$$

$$\frac{\partial L}{\partial t} + \frac{1}{A} \frac{\partial (AUL)}{\partial x} - \frac{1}{A} \frac{\partial (AE \partial L / \partial x)}{\partial x} = -k_d L - \frac{v_s}{H} L + \frac{q_L}{A} \delta(x - x_i) \quad (58)$$

$$\frac{\partial p}{\partial t} + \frac{1}{A} \frac{\partial (AUp)}{\partial x} - \frac{1}{A} \frac{\partial (AE \partial p / \partial x)}{\partial x} = a_{pa} (k_g - k_{ra}) a + \frac{q_p}{A} \delta(x - x_i) \quad (59)$$

$$\frac{\partial n_a}{\partial t} + \frac{1}{A} \frac{\partial (AUn_a)}{\partial x} - \frac{1}{A} \frac{\partial (AE \partial n_a / \partial x)}{\partial x} = a_{na} (k_g - k_{ra}) a - k_n n_a + \frac{q_{na}}{A} \delta(x - x_i) \quad (60)$$

$$\frac{\partial n_i}{\partial t} + \frac{1}{A} \frac{\partial (AUn_i)}{\partial x} - \frac{1}{A} \frac{\partial (AE \partial n_i / \partial x)}{\partial x} = +k_n n_a \quad (61)$$

$$\frac{\partial o}{\partial t} + \frac{1}{A} \frac{\partial (Auo)}{\partial x} - \frac{1}{A} \frac{\partial (AE \partial o / \partial x)}{\partial x} = -k_d L - r_{on} k_n n_a - (k_{oa} k_g - r_{oa2} k_{ra}) a + k_a (k_s - o) + \frac{q_o}{A} \delta(x - x_i) \quad (62)$$

Infelizmente há uma grande carência de dados medidos para a calibração deste tipo de modelo. Os valores de todos os parâmetros utilizados estão listados na Tabela 1 e foram todos obtidos através de consultas a valores médios usados na literatura. Utilizou-se um valor de coeficiente de dispersão longitudinal arbitrário E igual a $0,5 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. Valores entre $0,05$ e $5,0 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ foram testados, mas as diferenças encontradas foram apenas no detalhe da distribuição espacial das concentrações. Os valores de temperatura da água e vento a $10,0$ m utilizados foram baseados em valores típicos médios anuais para a região. Foram feitos testes de sensibilidade com relação à maioria dos parâmetros para faixas encontradas na literatura. O resultado, entretanto, variou pouco, exceto para alguns valores extremos de alguns parâmetros. A implantação numérica do modelo foi feita utilizando-se diferenças finitas explícitas no tempo e centradas no espaço. As condições de contorno utilizadas a

montante, assim como os forçantes difusos foram concentrações medidas, enquanto que a jusante optou-se por usar uma condição de contorno do tipo radiativa (método das características).

3. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E DO DOMÍNIO DE MODELAGEM

Os domínios de interesse cobrem as áreas dos reservatórios do Xingu e intermediário, a bacia de contribuição do Xingu e os igarapés de Altamira. No desenvolvimento dos trabalhos de modelagem fez-se uso de Modelo Digital do Terreno (MDT), em formato *raster* com resolução de 90m para a bacia de contribuição do reservatório do Xingu e para o próprio reservatório. A seguir são mostrados os domínios considerados.

3.1. Bacia Hidrográfica de Contribuição do Reservatório do Xingu

A bacia foi dividida em 251 sub-bacias. Dentre os pontos simulados, 41 deságuam diretamente no reservatório do Xingu. A **FIGURA 3.1-1** mostra as sub-bacias consideradas pelo modelo SWAT para a definição das vazões e das concentrações dos nutrientes.

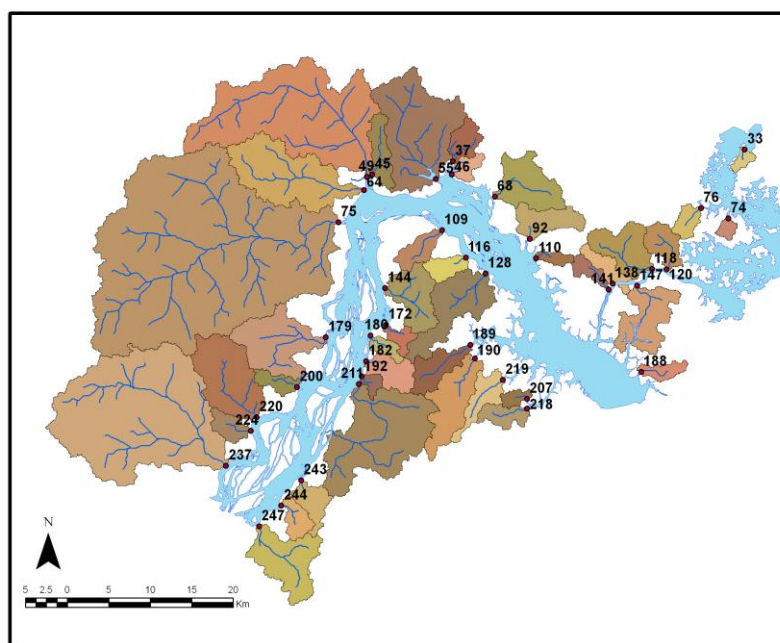


FIGURA 3.1 - 1 - Bacia de contribuição considerada pelo SWAT para o reservatório do Xingu.

3.2. Igarapés de Altamira

Cada um dos Igarapés objeto desta modelagem - Ambé, Altamira e Panelas - foi suposto como corpo unidimensional (direção *x*) ao longo do leito. O comprimento modelado de cada Igarapé foi apenas na região próxima à foz no Xingu, pois é onde há maior influência de Altamira e também é onde foram feitas as coletas de dados. Os comprimentos modelados foram de:

- Ambé: 1,8 km.
- Altamira: 4,1 km.
- Panelas 1,6 km.

As seções transversais utilizadas ao longo dos igarapés foram interpoladas a partir das seções transversais levantadas e das seções das pontes, sempre que possível.

Foi feito um programa de computador que, para cada vazão, calcula área, velocidade, e profundidade de cada seção e interpola linearmente estes valores para toda a extensão modelada dos igarapés.

Um exemplo ilustrativo destas características ao longo do Igarapé de Altamira, para o mês de março (cheia), porém com efeitos pequenos de remanso (rio Xingu baixo) está mostrado na **FIGURA 3.1-2**. Características similares podem ser obtidas para os outros igarapés, e para cada vazão.

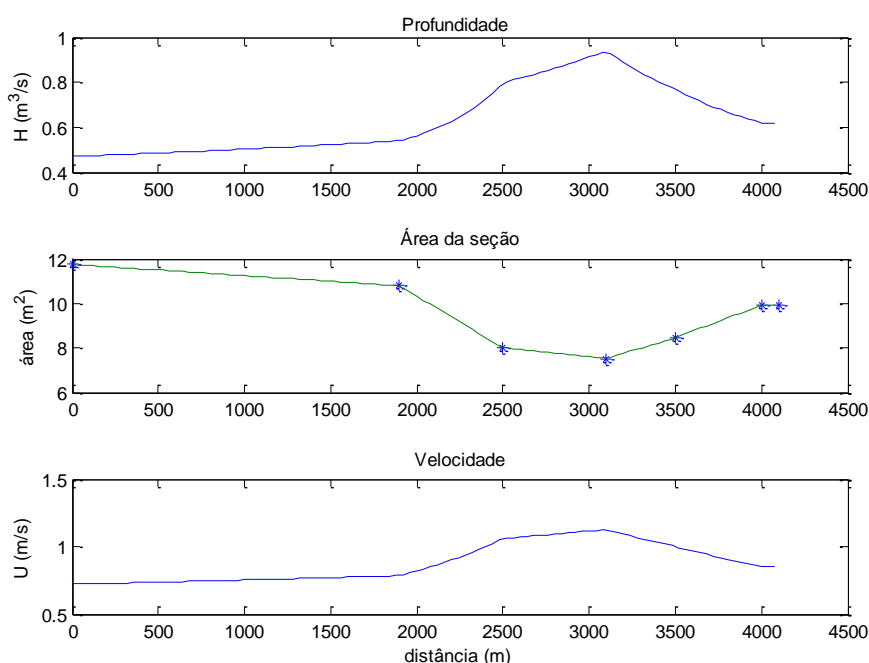


FIGURA 3.1 - 2 - Igarapé de Altamira, $Q = 8,48 \text{ m}^3/\text{s}$, rio Xingu baixo

3.3. Reservatórios do Xingu e Intermediário

Os domínios de interesse cobrem a área dos reservatórios do Xingu e o intermediário. No desenvolvimento dos trabalhos de modelagem foram utilizados mapas fornecidos pela LEME para a definição dos limites de modelagem. As **FIGURAS 3.3-1 e 3.3-2** mostram os domínios de modelagem definidos para cada reservatório.

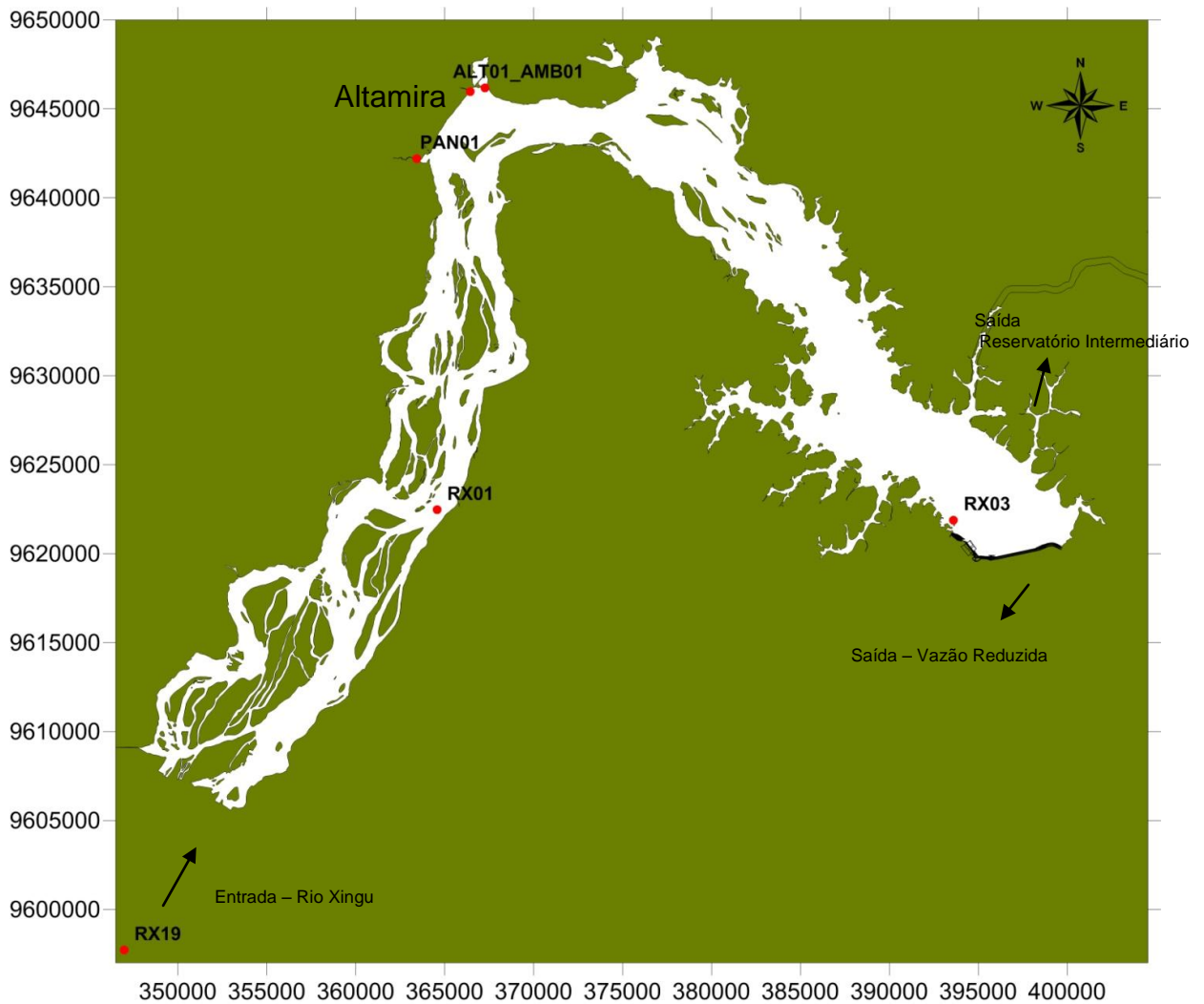


FIGURA 3.3 - 1 - Domínio de modelagem para o sistema do reservatório do Xingu, com as indicações de nomes e posições de estações usadas nos gráficos de resultados.

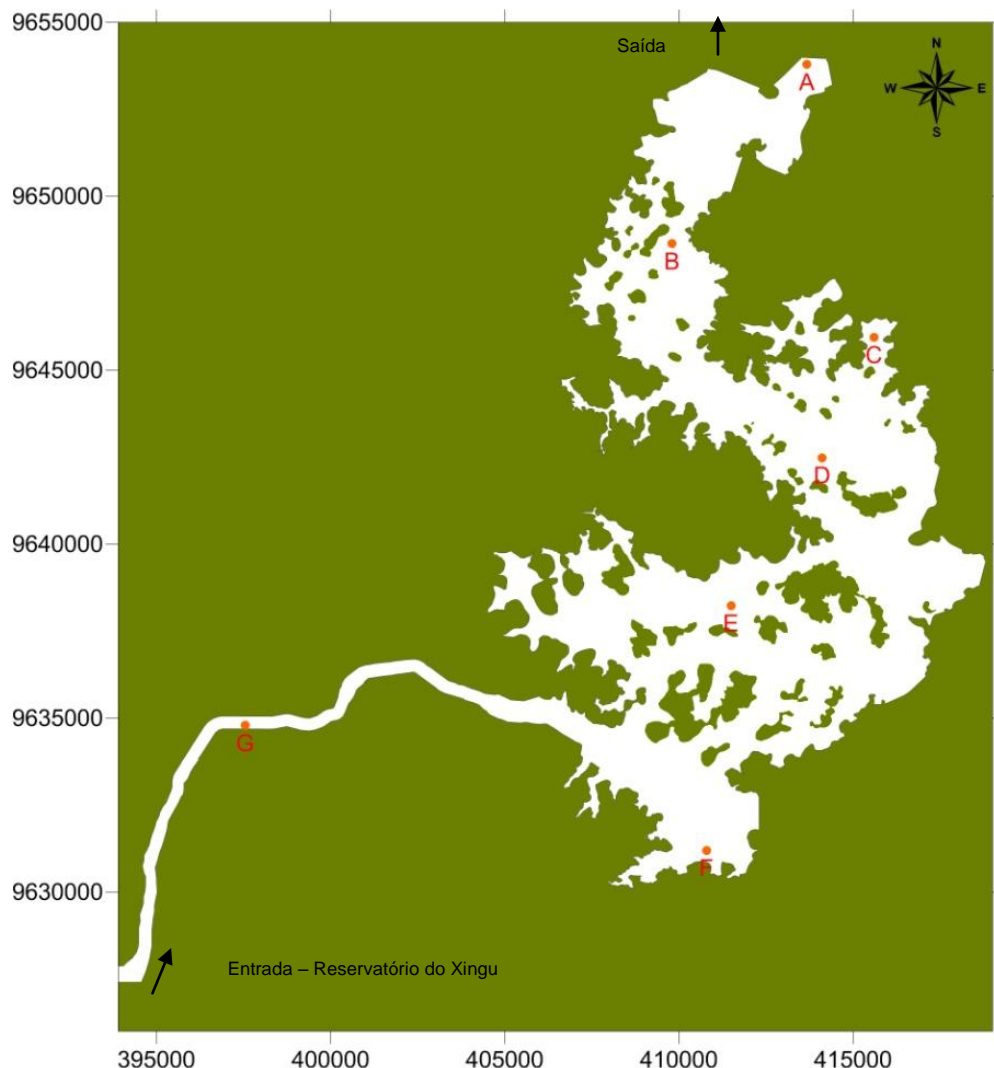


FIGURA 3.3 - 2 - Domínio de modelagem para o sistema do reservatório intermediário, com as indicações de nomes e posições de estações usadas nos gráficos de resultados.

4. SOBRE OS DADOS USADOS PELOS MODELOS

Esta seção apresenta os dados utilizados nos cenários de modelagem analisados neste relatório para cada domínio considerado.

4.1. Bacia Hidrográfica de contribuição do reservatório do Xingu - SWAT

Para implementação do modelo SWAT foram utilizados os seguintes dados espacializados:

- Modelo Digital do Terreno (MDT), em formato *raster* com resolução de 90m (**FIGURA 4.1-1**). Os dados de elevação do terreno usados foram produzidos pela NASA (*National Aeronautics and Space Administration*), denominado SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*);
- Mapa de Tipo de Solo, em formato *shape* (Fonte: IBGE, 2004a) (**FIGURA 4.1-2**) e **TABELA 4.1-1**
- Mapa de Uso e Ocupação do Solo, em formato *shape* (Fonte: IBGE, 2004b) (**FIGURA 4.1-3**).

O MDT é utilizado na obtenção dos canais, bem como na delimitação da bacia hidrográfica e de suas sub-bacias, e também na obtenção da declividade do canal para cada sub-bacia. A ocupação do solo e o tipo de solo são determinados pelos respectivos mapas. Cada tipo de solo, bem como cada tipo de uso do solo, está vinculado a um item do banco de dados do SWAT, que contém os diversos parâmetros relacionados ao tipo ou uso do solo. Devido à possibilidade de integração do modelo com um SIG, é possível espacializar estes parâmetros e assim contemplar a distribuição espacial das características da bacia.

No banco de dados do SWAT já estão inseridos os parâmetros para diversos usos do solo. Porém, o parâmetro de tipo de solo presente no banco de dados difere da classificação brasileira. Desta forma é necessário inseri-los no banco de dados. Os parâmetros utilizados nessa simulação foram obtidos por Baldissera (2005). O mapa de solos foi simplificado para os solos mais próximos, em que os parâmetros já estivessem definidos no referido trabalho. Para Latossolo Amarelo foram utilizados os parâmetros do solo Latossolo Vermelho Amarelo (LV), por pertencerem à mesma ordem (**TABELA 4.1-2**). As regiões com Terra Rocha Estruturada foram classificadas também como Latossolo Vermelho Amarelo devido à proximidade com a área de Latossolo Amarelo. As regiões com afloramento de rocha foram classificadas como Solos Aluvionares (AE) por compreender uma região muito pequena da bacia e também pela proximidade com a área deste tipo de solo.

As HRU's foram definidas como sendo a combinação de uso do solo, tipo de solo e declividade. Foram negligenciados os usos e tipos de solo e declividade que cobriam menos que 10% das sub-bacias. A declividade na bacia foi definida com as seguintes classes: 0-5, 5-10, >10

TABELA 4.1 - 1 - Uso do solo e sua relação com o banco de dados.

Uso do solo	Legenda SWAT	Descrição
Extrativismo Vegetal	FRSE	<i>Forest - evergreen</i>
Pecuária	PAST	<i>Pasture</i>
Uso Agrícola	AGRL	<i>Agricultural Land - Generic</i>

TABELA 4.1 - 2 - Tipos de solos da bacia e sua generalização para a simulação.

Tipo de Solo	Legenda(1)	Descrição
Podzólico Vermelho	PV	Podzólico Vermelho
Latossolo Amarelo	LV	Latossolo Vermelho Amarelo
Solos Aluvionais	AE	Solos Aluvionares
Terra Rocha Estruturada	LV	Latossolo Vermelho Amarelo
Afloramento de Rocha	AE	Solos Aluvionares

(1) FONTE: BALDISSERA, 2005.

Os parâmetros climáticos são calculados a partir de séries históricas de estações meteorológicas definidos para cada mês. Os parâmetros climáticos necessários para cada mês são descritos na **TABELA 4.1-3**.

TABELA 4.1 - 3 - Descrição dos Parâmetros Climáticos.

TITLE	Nome da estação
WLATITUDE	Latitude da estação (graus)
WLONGITUDE	Longitude da estação (graus)
WELEV	Elevação da estação (m)
RAIN_YRS	Numero de anos de dados mensais de máxima precipitação de 0.5h, usado para definir o valor de RAIN_HHMX
TMPMX	Média das máximas temperaturas diárias no mês (°C)
TMPMN	Média das mínimas temperaturas diárias no mês (°C)
TMPSTDMX	Desvio padrão das máximas temperaturas diárias no mês (°C)
TMPSTDMN	Desvio padrão das mínimas temperaturas diárias no mês (°C)
PCPMM	Média da precipitação acumulada no mês (mm H ₂ O)
PCPSTD	Desvio padrão da precipitação diária no mês (mm H ₂ O)
PCPSKW	Coefficiente de assimetria para precipitação diária no mês
PR_W1	Probabilidade de ocorrer um dia sem chuva seguido por um dia com chuva no mês
PR_W2	Probabilidade de ocorrer um dia com chuva seguido por um dia com chuva no mês
PCPD	Numero de dias médio de precipitação no mês
RAINHHMX	Máxima chuva com duração de 0.5h no mês (mm H ₂ O)
SOLARAV	Média da radiação solar diária no mês (MJ/m ² /dia)
DEWPT	Média da temperatura no ponto de orvalho diária no mês (°C)
WNAV	Média da velocidade do vento diária no mês (m/s)

Os parâmetros climáticos foram calculados com os dados da estação Altamira (código 00352001). Os dados de precipitação, umidade relativa, temperatura máxima e mínima, e velocidade do vento foram obtidos do Hidroweb (<http://hidroweb.ana.gov.br>) e estão em resolução diária. Devido à indisponibilidade de dados de radiação, esta foi calculada considerando situação de céu parcialmente nublado.

Os parâmetros relacionados à chuva (PCPMM, PCPSTD, PCPSKW, PR_W1, PR_W2, PCPD) foram calculados utilizando o programa “pcpSTAT”, disponibilizado no site do SWAT (<http://www.brc.tamus.edu/swat/>). A série histórica de dados de precipitação dessa estação possui 38 anos.

Para calcular a máxima chuva de 0,5h (RAINHHMX) foi utilizado o Método das Relações de Duração. A relação entre durações é obtida pela seguinte expressão (Bertoni & Tucci, 2009):

$$r = \frac{t_1}{t_2} \quad (63)$$

Onde t_1 é a intensidade de duração t_1 e t_2 é a intensidade de duração t_2 . O valor de RAINHHMX foi calculado através da precipitação máxima registrada durante todo o período registrado e das relações mostradas na **TABELA 4.1-4**.

TABELA 4.1 - 4 - Relações entre durações.

Relações	Valores médios para o Brasil
r24h/1dia	1,14
r1h/24h	0,42
r30min/1h	0,74

Os parâmetros climáticos obtidos para a estação Altamira para cada mês são mostrados na **TABELA 4.1-5**.

TABELA 4.1 - 5 - Parâmetros Climáticos calculados para a estação Altamira (00352001).

	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Mai	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
TMPMX	30,09	29,67906	29,81662	29,8968	30,20804	30,72072	30,95454	31,68772	31,76167	32,29682	31,65759	30,75147
TMPMN	21,88951	21,74808	22,00811	21,88477	21,84015	21,03696	20,44612	20,61345	21,14933	21,78498	21,96907	21,96833
TMPSTDMX	0,477645	0,398942	0,778033	0,359025	0,26399	0,266931	0,522594	0,93872	0,322312	0,282356	0,339401	0,614276
TMPSTDM N	0,255758	0,143361	0,296726	0,272595	0,340187	0,365535	0,512105	0,534311	0,626664	0,347849	0,431659	0,460396
PCPMM	266,7	286,53	366,1	296,92	207,18	100,45	91,96	30,39	40,67	52,2	79,26	148,25
PCPSTD	20,4612	21,1127	30,2759	27,8601	17,6365	9,1567	10,0029	3,9739	5,0079	5,4752	8,8261	12,6982
PCPSKW	9,2431	7,9478	9,9541	14,2113	9,3167	6,5774	20,3483	7,6956	6,5639	7,8589	6,6933	6,6362
PR_W1	0,4293	0,4334	0,3722	0,4505	0,32	0,2433	0,1445	0,1258	0,131	0,1525	0,1648	0,2955
PR_W2	0,7359	0,7962	0,8044	0,7513	0,6783	0,5548	0,7479	0,37	0,3971	0,5229	0,5429	0,6341
PCPD	20,03	20,53	21,53	20,42	16,53	11,29	12,42	5,26	5,5	8,05	8,29	14,53
RAINHHMX	141,7957	109,695	175,9159	231,7909	104,8055	50,34774	101,6167	19,9832	22,21536	30,57713	47,37151	67,42557
SOLARAV	33,5134	34,24003	34,10913	32,44589	30,04613	28,65013	29,15827	31,17912	33,12598	33,86986	33,45117	33,04876
DEWPT	22,70604	22,88193	23,04425	23,0558	22,90641	22,12302	21,07881	20,79167	20,8402	21,36561	21,43938	22,15182
WNDVAV	2,29	1,37	1,34	1,16	1,15	1,19	1,2375	1,52	1,8	1,881818	1,76	1,64

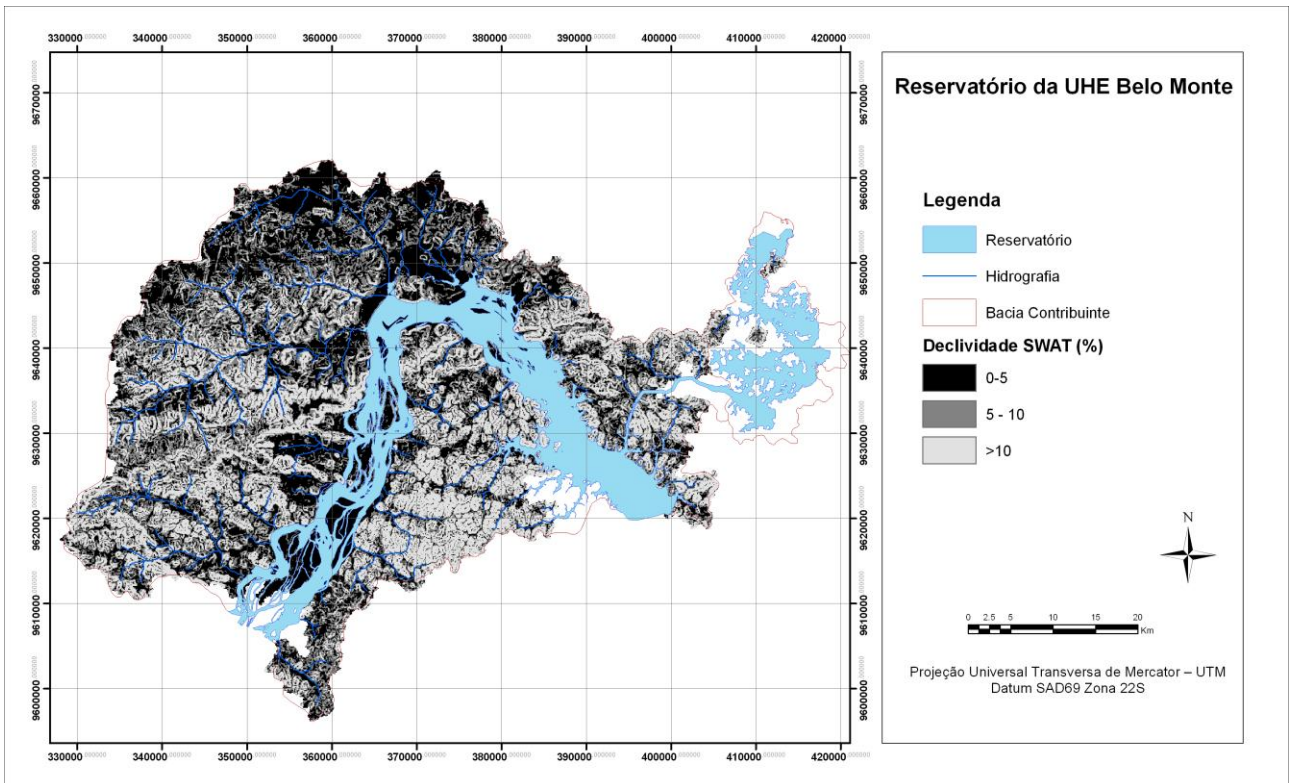


FIGURA 4.1 - 1- Domínio de modelagem, declividade e rede de drenagem obtida pelo modelo SWAT.

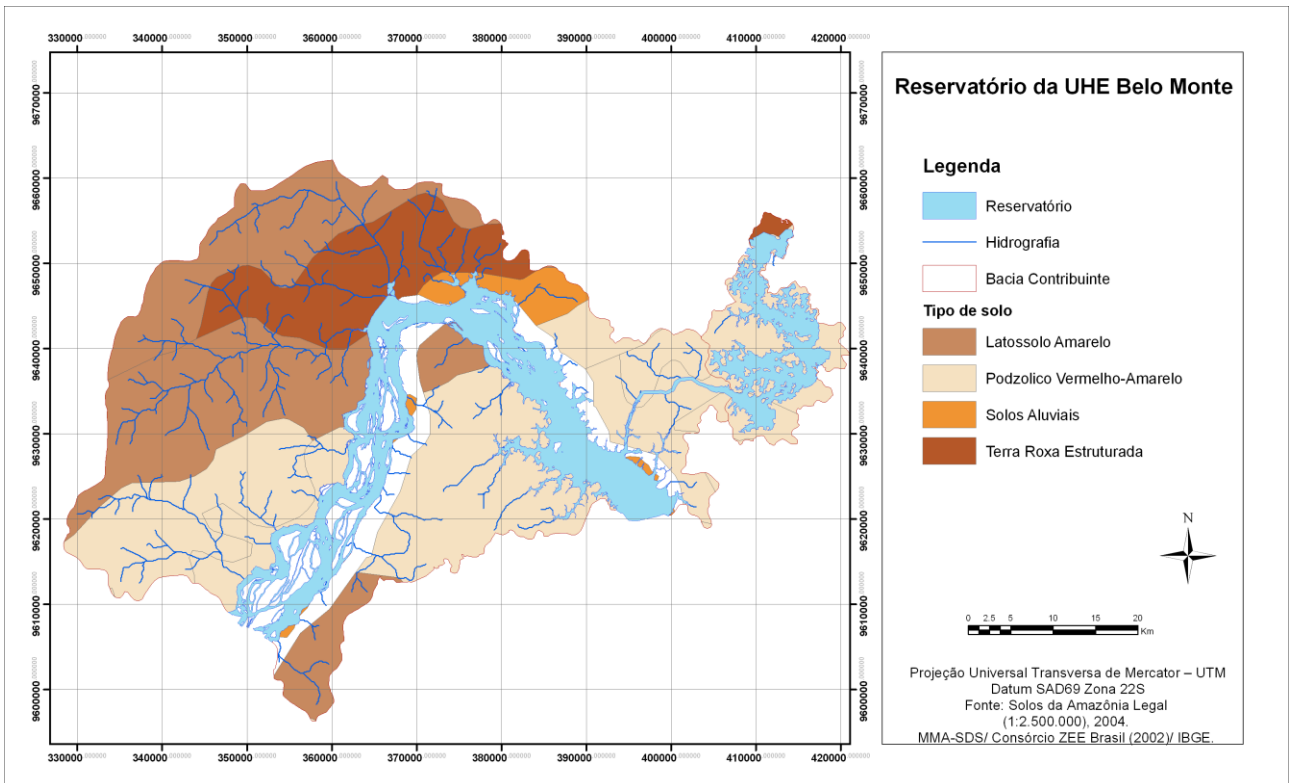


FIGURA 4.1 - 2 – Tipo de solo definido para a bacia de contribuição dos reservatórios do Xingu e reservatório intermediário.

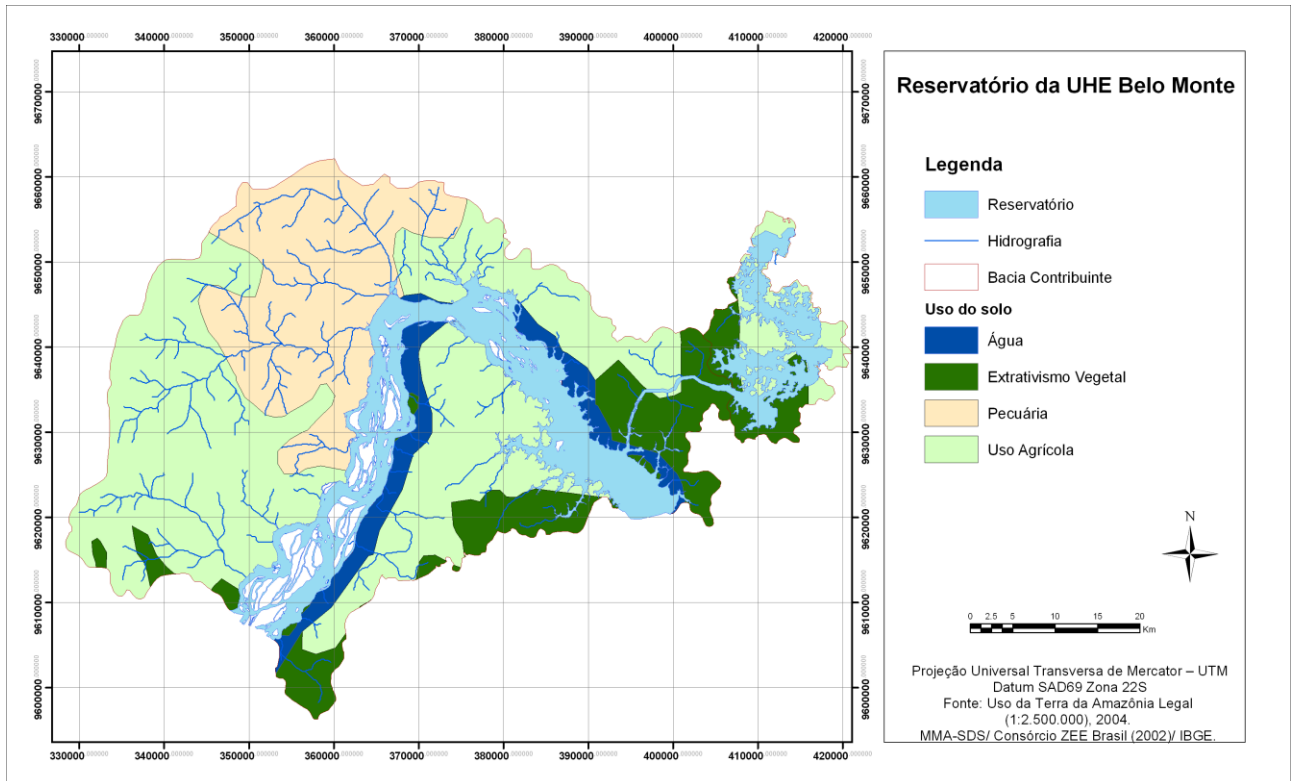


FIGURA 4.1 - 3 – Uso do solo definido para a bacia de contribuição dos reservatórios do Xingu e reservatório intermediário.

4.2. Igarapés de Altamira

Como não há histórico de medições de seções, níveis ou vazões nestes igarapés, os dados usados para se determinar a geometria foram os coletados durante os levantamentos topobatimétricos e nas modelagens chuva-vazão (modelo SWAT) feitas para o presente projeto. O modelo necessita de dados de velocidades, áreas de seção transversal no canal principal e profundidade hidráulica. Para fins práticos, no trecho modelado foi usada uma vazão constante para cada caso modelado, e foi suposta válida localmente a hipótese de escoamento permanente baseada na declividade do fundo e na geometria das seções, sujeitas a efeitos de remanso, para determinar as velocidades e profundidades ao longo de cada canal. Foram usados resultados de vazão da modelagem do modelo SWAT, típicos para cada mês, e um escoamento permanente foi então calculado para cada mês em cada igarapé. As vazões de cada igarapé estão mostradas na **TABELA 4.2-1**. Para casos em que há forte efeito de remanso foram feitas simulações hipotéticas nas quais há velocidades muito reduzidas pelo remanso, porém com seções transversais bastante grandes.

TABELA 4.2 - 1 - Vazões dos Igarapés modelados.

Mês	Q (m ³ /s) Painelas	Q (m ³ /s) Altamira	Q (m ³ /s) Ambé
Janeiro	12.38	1.32	2.94
Fevereiro	23.61	3.13	7.01
Março	55.58	8.48	19.27
Abril	44.90	7.21	16.40
Mai	10.00	2.01	4.72
Junho	4.51	1.04	2.40
Julho	1.28	0.35	0.80
Agosto	0.36	0.09	0.20
Setembro	0.12	0.03	0.06
Outubro	0.08	0.01	0.01
Novembro	0.57	0.03	0.02
Dezembro	3.69	0.30	0.60

Para se utilizar o modelo proposto, é preciso que as condições iniciais, de fronteira, e as fontes de nutrientes reflitam o que ocorre no corpo d'água de forma minimamente realista. Os dados de entrada utilizados em todas as simulações foram os dados presentes no relatório de qualidade da água deste projeto mais estimativas de carga difusa baseadas na população e em valores típicos de concentrações em esgoto doméstico para cidade de Altamira. Como o número de coletas foi muito reduzido, optou-se por utilizar-se a pior medida, ou seja, o valor de concentração mais alto medido quando se tratava de um "poluente", e o valor mais baixo quando se tratava de oxigênio dissolvido (OD). No caso das cargas difusas procurou-se usar valores altos, porém dentro da faixa tipicamente encontrada em esgotos. Como não houve medida de clorofila-a, utilizou-se o valor de 10 ug/L como condição inicial e de contorno a montante e o valor nulo nas cargas difusas.

A **TABELA 4.2-2** mostra os valores medidos usados nas simulações. Tais dados foram obtidos do anexo 7.8.3-1, vol 15, ADA e AID biótico – qualidade da água.

TABELA 4.2 - 2 - Parâmetros de qualidade usados no modelo (ug/L).

Parâmetros	Painelas	Altamira	Ambé
OD	6200	5980	4670
DBO	15750	1794	1854
Fósforo	39.29	53.13	19.48
Amônio	442.85	166.94	243.31
Nitrato	7278	1779	2379

Para o cálculo das cargas difusas foram feitas as seguintes considerações:

- A população total de Altamira é de 85.000 habitantes.
- 80% da população lançam esgoto diretamente nos igarapés.
- O volume de esgoto lançado é de 150 litros/hab/dia.
- A concentração de oxigênio dissolvido do esgoto lançado é nula.
- A concentração de amônia é de 35 mg/L.
- A concentração de nitrogênio total é de 50 mg/L.
- A concentração de fósforo dissolvido total é de 15 mg/L.

- A carga de DBO do esgoto é de 54 g/hab/dia.
- A carga em cada igarapé é uniformemente distribuída ao longo do comprimento habitado e é diretamente proporcional a este comprimento.

A amônia representa a forma quimicamente reduzida dos sais de nitrogênio, predominando, portanto em ambientes aquáticos de características redutoras (baixos teores de oxigênio dissolvido e de potencial redox). O nitrato equivale à fração oxidada dos sais nitrogenados, ocorrendo sua prevalência em ecossistemas hídricos com boa capacidade de oxigenação. O fósforo é, usualmente, o principal nutriente para o crescimento dos organismos vegetais e, conseqüentemente, para o estabelecimento da teia trófica. A clorofila-a expressa indiretamente a biomassa algal, já que este pigmento é parte integrante das células de organismos fitoplanctônicos. A Demanda Bioquímica de Oxigênio é a medida mais adequada para se estimar a contaminação orgânica em um corpo d'água. O oxigênio dissolvido é o parâmetro que melhor reflete as condições ambientais de um ecossistema aquático, já que sua presença é fundamental para os ciclos de vida das comunidades aeróbias e a sua ausência reflete a ocorrência de graves impactos sobre o corpo d'água.

Foram realizadas várias simulações, todas utilizando vazões médias nos igarapés calculadas pelo modelo SWAT para cada mês, englobando meses secos e chuvosos, e utilizando o rio Xingu em nível baixo (94 m), e no seu nível após início de operação de belo monte (97 m). Também foram feitas simulações considerando 50% de tratamento do esgoto de Altamira, ou seja, reduzindo-se as cargas difusas pela metade.

4.3. Reservatório do Xingu

Na simulação dos padrões hidrodinâmicos e dos parâmetros de qualidade de água nos reservatórios, é necessário definir um conjunto de dados que são apresentados nesta seção, para cada reservatório.

Os dados necessários são:

- Discretização do domínio: malha de elementos finitos quadráticos usada na discretização do domínio, a partir de elementos quadrangulares subparamétricos Lagrangeanos (**FIGURA 4.3 - 1**);
- Dados topobatimétricos: consiste na definição da batimetria de todo o reservatório (**FIGURA 4.3-2**);
- Dados hidrológicos: as informações obtidas consistiram em dados hidrológicos disponíveis como medições de descarga líquida e os valores correspondem aos resultados obtidos pelo modelo SWAT a as épocas de cheia e estiagem, das vazões observadas para o rio Xingu;
- Dados de qualidade da água: informações sobre parâmetros de qualidade de água no domínio considerado.

As condições usadas são as seguintes:

- Condição inicial: o modelo para o reservatório do Xingu teve um aquecimento de 2,0 dias para cada cenário específico;
- Fronteira aberta: foram estabelecidos 3 nós de fronteiras abertas no domínio de modelagem, com nível fixo de 97,0 m;

- Fronteira de Terra: exceto nos nós correspondentes aos rios, todos os nós de fronteira de terra foram considerados impermeáveis, com velocidade normal igual a zero. Os nós de descargas não nulas correspondem ao rio Xingu e aos rios mostrados na **FIGURA 3.1-1**. Os valores destas vazões podem ser observados nas **FIGURAS 4.3-3 e 4.3-4**. Em relação às vazões efluentes, foi definido um ponto de saída, próximo à barragem, com valor permanente, de tal maneira que a soma das vazões afluentes fosse igual à soma das vazões efluentes;
- Vento: os dados de vento foram considerados permanentes e espacialmente homogêneos; os dados usados no modelo referem-se às médias medidas na estação meteorológica de Altamira, com média de 1,55 m/s e 36° de direção;
- Amplitude da rugosidade equivalente de fundo (ϵ): a amplitude da rugosidade equivalente de fundo é definida com base na caracterização e distribuição espacial do sedimento de fundo. Foi estabelecido um valor espacialmente homogêneo de 0,05 m, que corresponde ao fundo de areia.

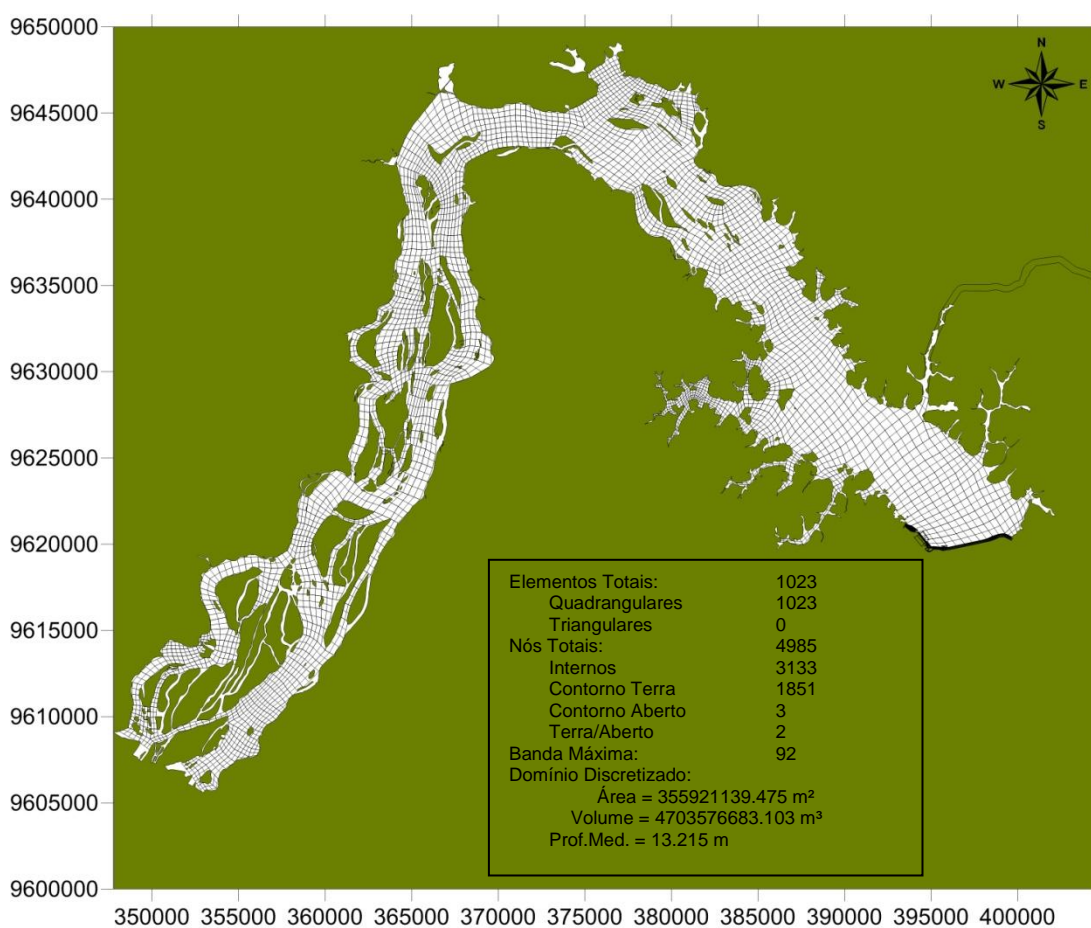


FIGURA 4.3 - 1 - Malha do reservatório do Xingu. O quadro inserido na figura resume os dados da malha de discretização em elementos finitos bi-quadráticos.

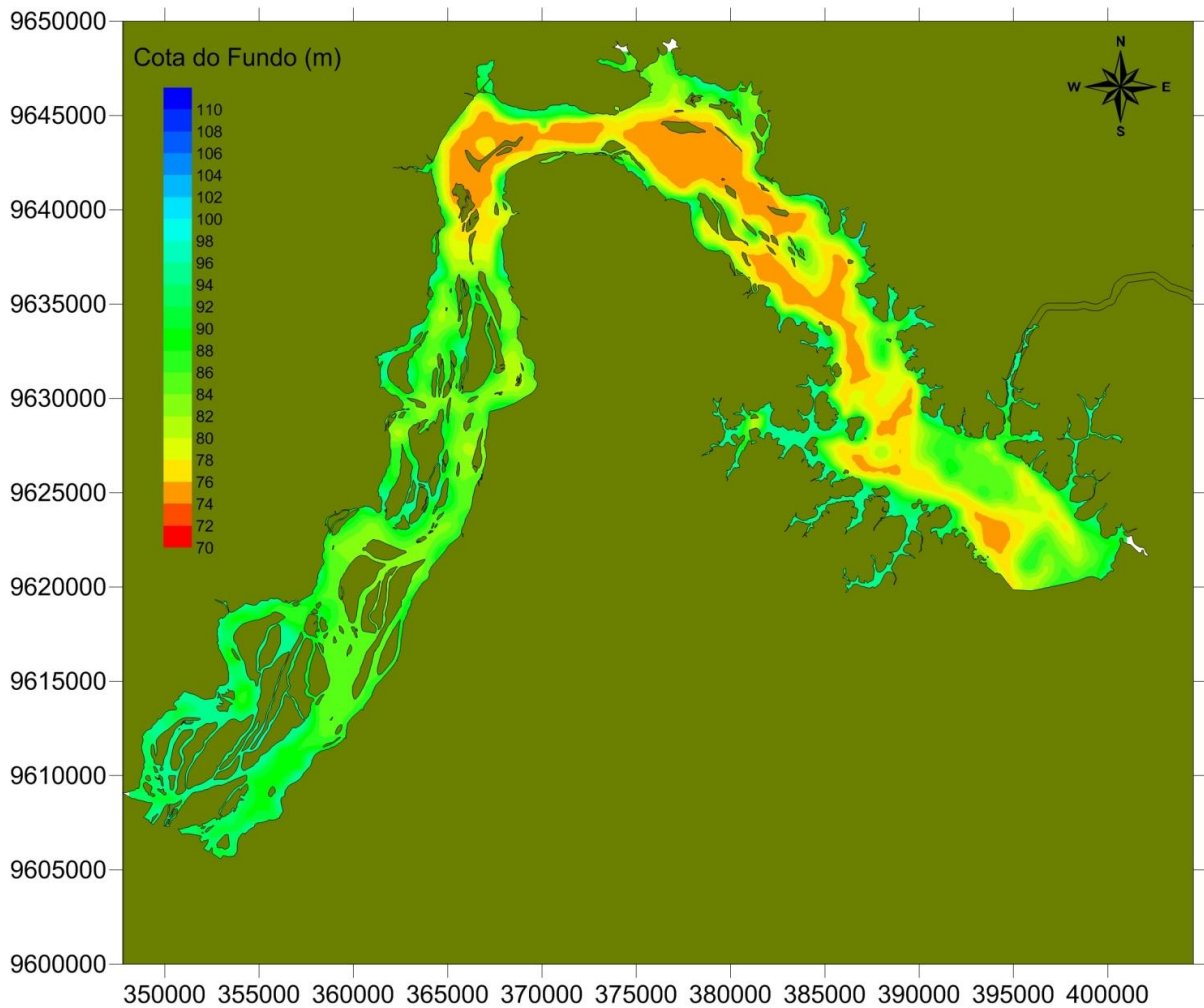


FIGURA 4.3 - 2- Visualização das cotas do fundo para o sistema do reservatório do Xingu.

4.4. Reservatório Intermediário

- Discretização do domínio: malha de elementos finitos quadráticos usada na discretização do domínio, a partir de elementos quadrangulares subparamétricos Lagrangeanos (**FIGURA 4.4 - 1**);
- Dados topobatimétricas: consiste na definição da batimetria de todo o reservatório (**FIGURA 4.4-2**) (NESA, 2010);
- Dados de qualidade da água: informações sobre parâmetros de qualidade de água no domínio considerado.

As condições usadas nos dois cenários, que são especificados no item

CENÁRIOS DESENVOLVIDOS NA MODELAGEM DA CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA E NO TRANSPORTE DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA, são as seguintes:

- Condição inicial: o modelo para o reservatório intermediário teve um aquecimento de 2,0 dias para cada cenário específico;
- Fronteira aberta: foram estabelecidos 3 nós de fronteiras abertas no domínio de modelagem, com nível na barragem de 94,75 m;
- Fronteira de Terra: exceto nos nós correspondentes aos rios, todos os nós de fronteira de terra foram considerados impermeáveis, com velocidade normal igual a zero. Os nós de descargas não nulas correspondem à entrada do canal. Em relação às vazões efluentes, foi definido um ponto de saída, próximo à barragem com valor permanente, de tal maneira que a soma das vazões afluentes fosse igual à soma das vazões efluentes (**FIGURAS 4.4-3 a 4.4-5**).
- Vento: os dados de vento foram considerados permanentes e espacialmente homogêneos; os dados usados no modelo referem-se às médias medidas na estação meteorológica de Altamira, com média de 1,55 m/s e 36^o de direção;
- Amplitude da rugosidade equivalente de fundo (ϵ): a amplitude da rugosidade equivalente de fundo é definida com base na caracterização e distribuição espacial do sedimento de fundo. Foi estabelecido um valor espacialmente homogêneo de 0,25 m (NESA, 2010).

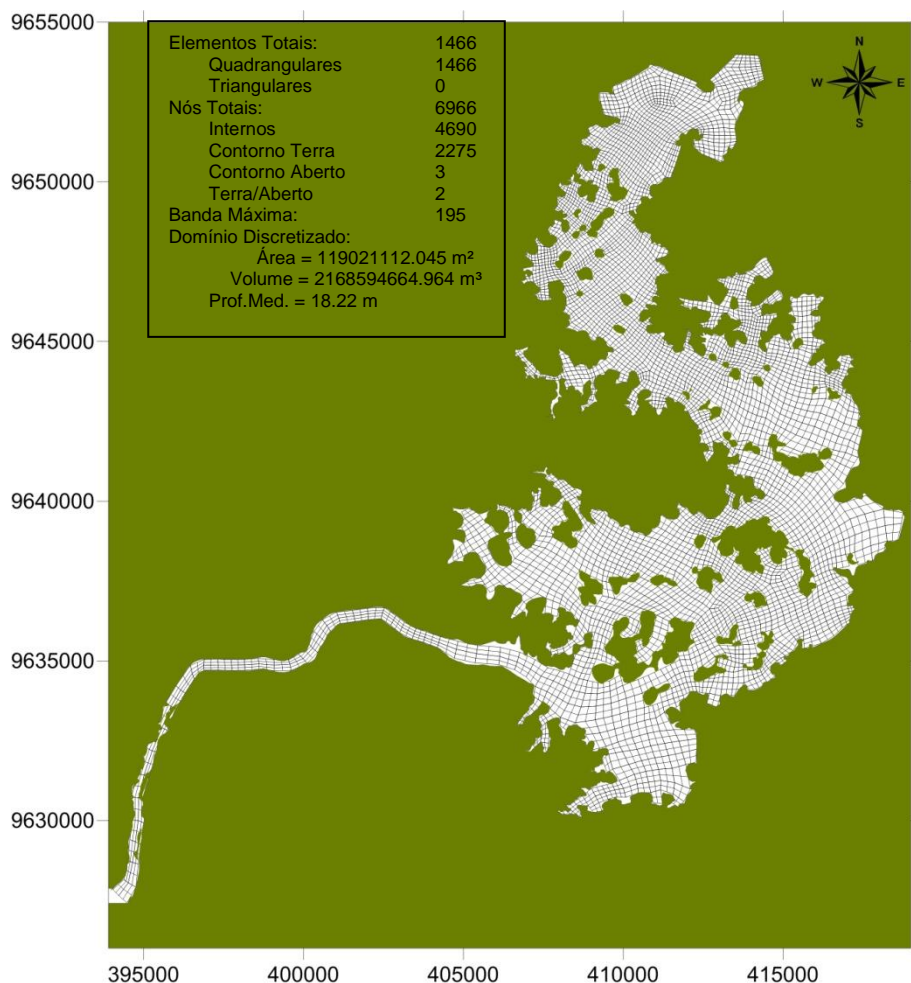


FIGURA 4.4 - 1 - Malha do reservatório intermediário.

O quadro inserido na figura resume os dados da malha de discretização em elementos finitos bi-quadráticos.

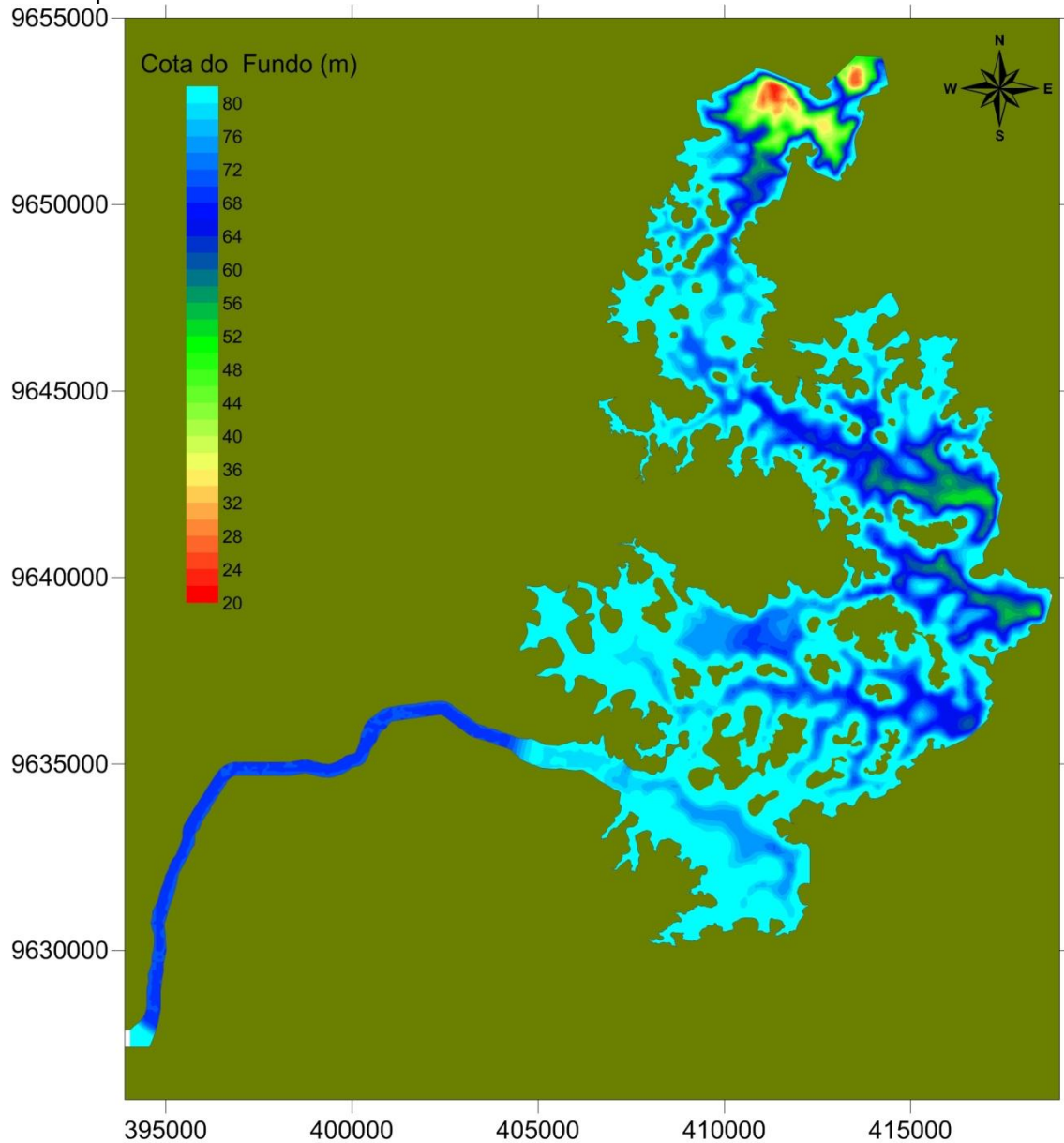


FIGURA 4.4 - 2 - Visualização das cotas do fundo para o sistema do reservatório intermediário.

O MDT foi obtido junto a Interterchne através do relatório Técnico Levantamentos Complementares e Estudos Básicos.

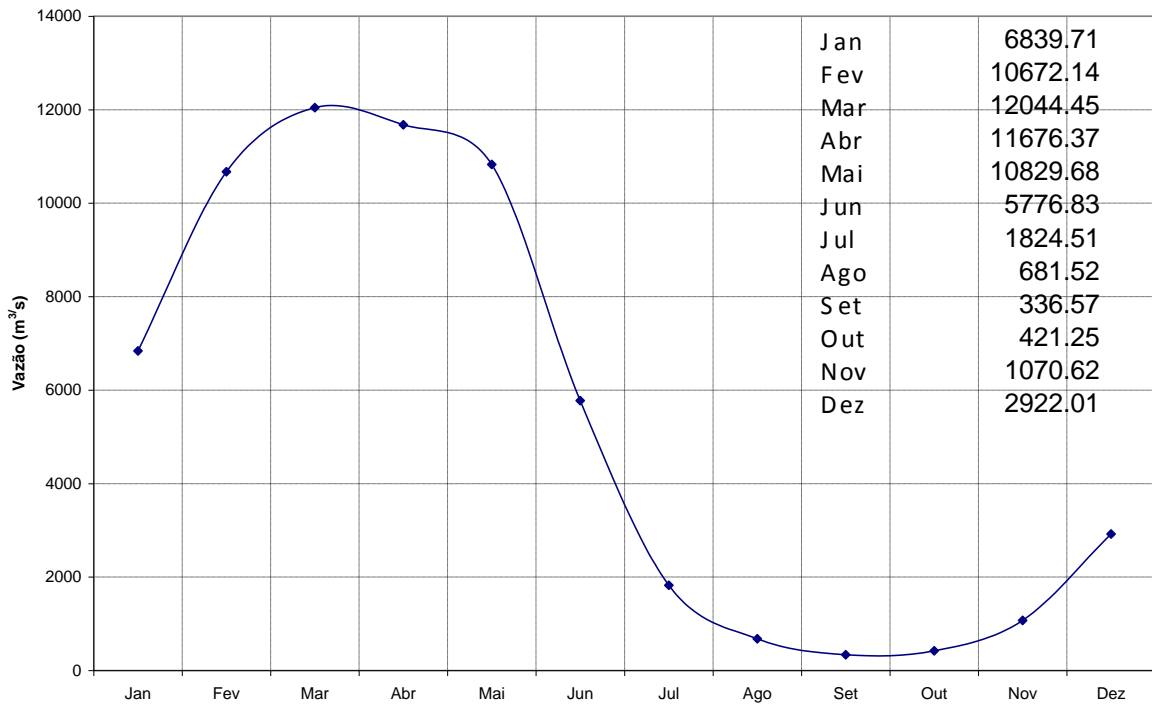


FIGURA 4.4 - 3 – Variação temporal das vazões médias mensais consideradas para o sistema do reservatório intermediário (Cenário 1).

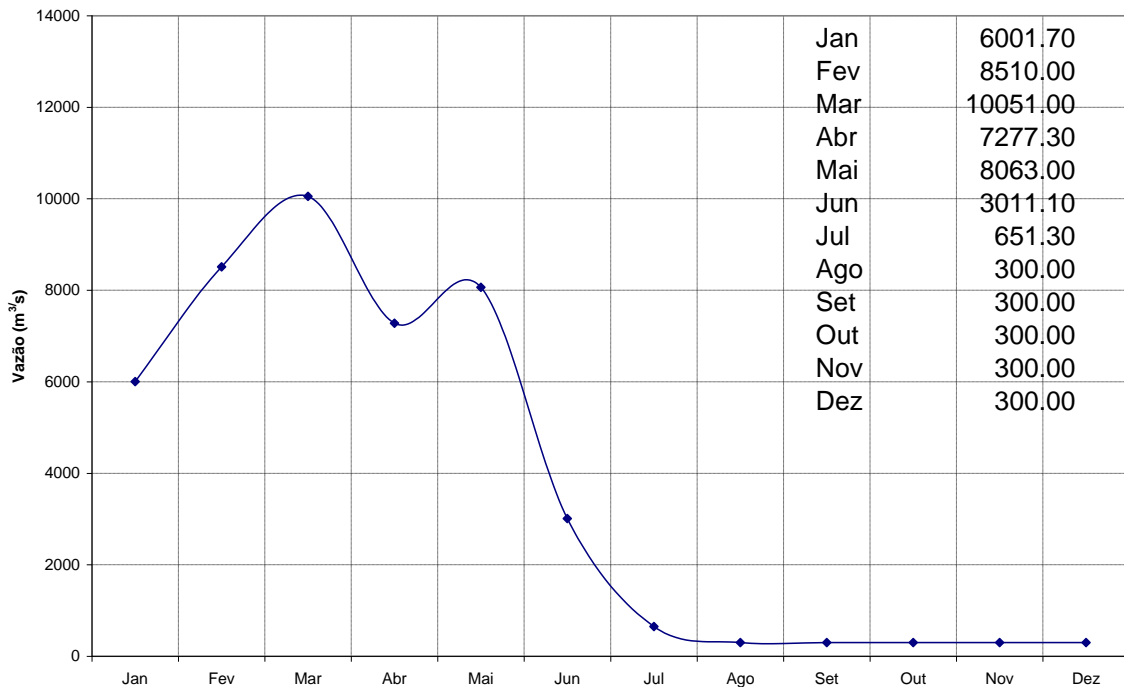


FIGURA 4.4 - 4 - Variação temporal das vazões para ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s, consideradas para o sistema do reservatório intermediário (Cenário 2).

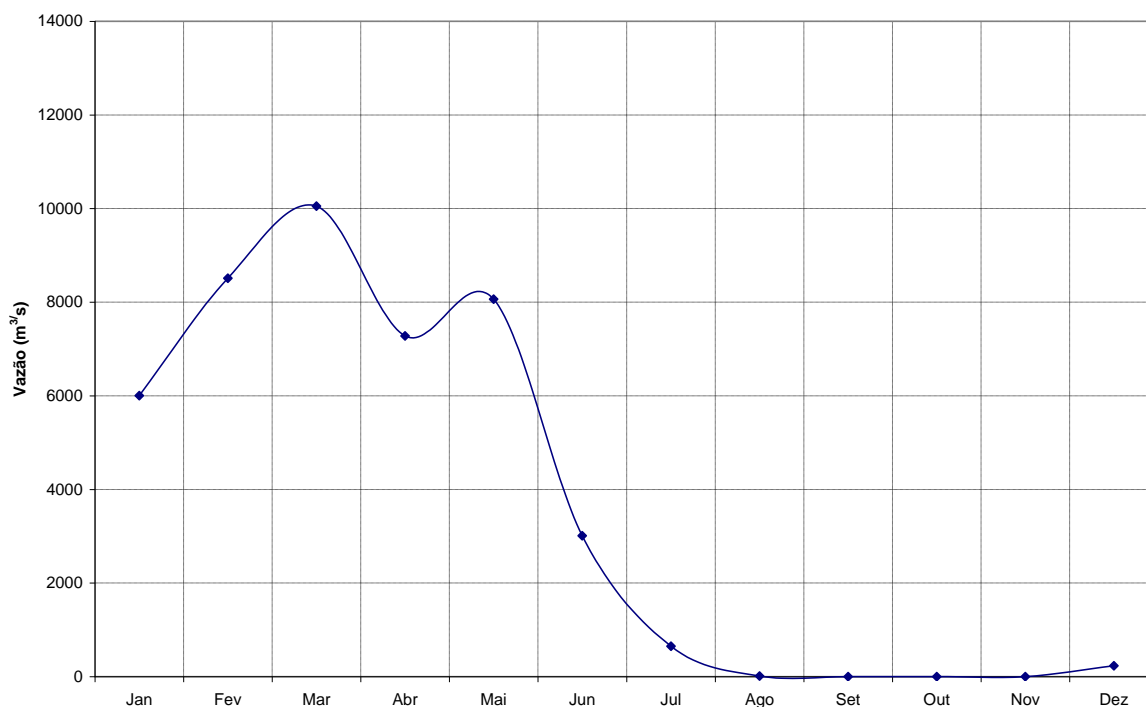


FIGURA 4.4 - 5 - Variação temporal das vazões para ano seco, consideradas para o sistema do reservatório intermediário (Cenário 3).

5. SOBRE CALIBRAÇÃO DE MODELOS E NECESSIDADE DE DADOS¹

De modo a justificar a necessidade de coleta de dados primários, através de futuras campanhas de medição, apresentam-se aqui os principais pontos conceituais que definem uma metodologia adequada para o processo de calibração de um sistema de modelos de hidrodinâmica ambiental, como o SisBaHiA. A lista segue uma ordem seqüencial de importância e pré-requisitos:

O primeiro e mais fundamental passo de “calibração” é verificar se as escalas características dos fenômenos de interesse e as escalas de discretização do modelo são compatíveis. Aliás, isso deve ser feito por ocasião da discretização da malha ou grade do modelo, mas freqüentemente tal passo não merece a devida atenção do modelador menos experiente.

Um modelo tem escalas de discretização compatíveis com um fenômeno de interesse quando pode efetivamente resolver o fenômeno. Nesse sentido, deve-se lembrar que, se um determinado fenômeno de interesse tem escalas espaciais e temporais características dadas por Δs e Δt , para se resolver tal fenômeno, as escalas de discretização do modelo devem ser pelo menos 4 vezes menores, i.e. $\Delta s/4$ e $\Delta t/4$. Na verdade, para resolver bem tal fenômeno, e de fato ser passível de confrontação com dados medidos, o modelo deve ter uma malha ou grade com espaçamento entre os nós menor que $\Delta s/8$, e deve usar passos de tempo inferiores a $\Delta t/8$.

Freqüentemente, quando os resultados do modelo não representam bem os dados medidos, parte das causas está na discretização espacial e/ou temporal “inadequada”, ou seja, são muito grosseiras para resolver o fenômeno. Note que “inadequada” aqui se aplica aos dois

¹ Esta seção adapta e reproduz textos contidos no capítulo 8 da Referência Técnica do SisBaHiA®, que pode ser baixada de www.sisbahia.coppe.ufrj.br.

lados. Isto porque, é comum que os dados usados para comparação com os resultados do modelo contenham fenômenos de escalas pequenas ou “inadequadas”, junto com as escalas maiores ou “adequadas” do fenômeno de interesse. As escalas inadequadas são as que o modelo não pode resolver com a discretização adotada, e as adequadas são as que o modelo efetivamente resolve. Por outro lado, o modelador pode ter interesse em um determinado fenômeno, mas usa um modelo com escalas de discretização inadequadas para modelá-lo. No primeiro caso, os dados disponíveis deveriam ser filtrados para as escalas apropriadas do modelo, antes de qualquer comparação com os resultados do modelo. No segundo caso, a discretização do modelo deveria ser refinada e novos resultados obtidos.

Este é também o principal motivo pelo qual algumas vezes os resultados do modelo parecem suavizados ou bem comportados quando comparados aos dados medidos. Como dito, se não for feita uma filtragem, e se a medição de campo não for corretamente planejada, é usual que pontos representando dados medidos contenham fenômenos cujas escalas não são de interesse e por isso não são bem resolvidas pelo modelo.

O segundo passo fundamental é verificar exaustivamente se a geometria do domínio de interesse está adequadamente representada. Neste sentido, as principais ocorrências são: discretização inadequada, em geral grosseira para capturar feições geométricas que possam afetar os dados medidos e os resultados do modelo. E, valores impróprios de profundidade, especialmente ao longo dos contornos, ao longo dos nós de ilhas e de intermediário estreitos. Por estranho que possa parecer, não é raro se ter modelos baseados em levantamentos batimétricos antigos, tendo resultados comparados com dados recentes sem que uma atualização da batimetria tenha sido realizada. Claro que isso dificulta qualquer calibração efetiva.

O terceiro e igualmente fundamental passo no processo de calibração refere-se às condições de contorno e forçantes dos modelos. Uma verificação abrangente deve ser feita, porque modelos hidrodinâmicos e de transporte são muito sensíveis a mudanças nas condições de contorno. Nesse sentido, como mostrado no primeiro passo, deve-se dar atenção especial às escalas características dos dados de entrada.

O quarto passo fundamental de calibração foca nas variações dos níveis de água. Se um modelo está simulando corretamente as variações do nível de água, em amplitudes e fases, então volumes de água estão sendo corretamente trocados dentro do domínio do modelo, ou seja, as vazões estão corretas de maneira global. No caso de ondas de cheia, e outros casos de propagação de ondas longas, deve-se ter em mente que o quadrado da altura da onda em um determinado local é proporcional à diferença de energia em instantes de nível de água alto e baixo. Conseqüentemente, se a amplitude de onda calculada for menor (ou maior) do que os valores medidos, isto é um indicativo de muita (ou pouca) perda de energia ao longo da rota de propagação. Geralmente, isto pode ser corrigido através do incremento ou redução da amplitude da rugosidade equivalente do fundo. Somente depois que os níveis de água estiverem sendo corretamente reproduzidos em amplitude, com erros menores que uma tolerância definida, é que se pode esperar obter valores corretos de velocidade.

O quinto passo da calibração refere-se aos valores de velocidade das correntes. Uma vez que os quatro passos anteriores foram verificados positivamente, as correções necessárias para calibrar o campo de velocidades devem ser obtidas através de ajustes nos parâmetros de turbulência do modelo hidrodinâmico. Caso não se obtenha o ajuste desejado, é provável que algum dos passos anteriores precise de análises adicionais, especialmente os passos 2 e 3.

Com relação ao passo 2, vale enfatizar que diferenças em batimetria podem interferir muito significativamente em valores locais de velocidades. De fato, mesmo que as vazões estejam

corretas, as velocidades locais dependem fortemente da batimetria. Deve-se especialmente verificar se as profundidades usadas no modelo condizem com as medidas por ocasião das medições de velocidade. Repetindo: é comum modelos terem malhas com levantamentos batimétricos antigos, e se quiser comparar resultados com medições de velocidade feitas anos depois do levantamento batimétrico usado na malha do modelo. Em corpos de água naturais os processos sedimentológicos podem mudar significativamente a batimetria em relativamente pouco tempo e isso pode afetar muito as velocidades medidas em um dado local.

Somente depois que o modelo hidrodinâmico estiver adequadamente calibrado, pode-se pensar em calibrar modelos de transporte, como os de qualidade de água. Se o campo de velocidades estiver bem representado, com erros dentro de uma tolerância admissível, e.g. < 20%, e os três primeiros passos, principalmente o primeiro, tiverem sido positivamente verificados para o modelo de transporte, então a parte advectiva do transporte poderá ser bem reproduzida pelo modelo de transporte. Somente após este passo, os parâmetros relativos ao transporte difusivo deverão ser ajustados.

Para efetiva calibração de modelos de qualidade de água, é fundamental haver bom conhecimento das cargas poluentes e dos parâmetros que definem as reações de produção e consumo dos diversos constituintes considerados. Em regiões urbanas e em zonas com manguezais, é em geral um desafio prescrever corretamente as cargas difusas.

Em resumo, a calibração de modelos de hidrodinâmica ambiental é um processo que deve obedecer à seguinte ordem:

- **Calibração geométrica:** aferir se a modelagem digital do terreno do domínio de modelagem, feita através da malha de discretização, representa adequadamente os contornos e a batimetria da região de interesse. Para isso, é necessário que haja dados de levantamentos topohidrográficos recentes.
- **Calibração hidrodinâmica:** aferir se os modelos hidrodinâmicos representam adequadamente a variação de níveis de água e correntes na região de interesse, sob diferentes condições, e.g., marés de sizígia e de quadratura, ventos e vazões. Para isso é necessário que, além da boa modelagem digital do terreno, haja informações corretas sobre os forçantes da circulação hidrodinâmica, tais como ventos, marés e vazões afluentes.
- **Calibração de modelos de transporte de escalares, tais como parâmetros de qualidade de água e sedimentos:** aferir se os modelos de transporte de escalares, usando as correntes e níveis dos modelos hidrodinâmicos, são capazes de representar adequadamente as concentrações de parâmetros de qualidade de água ou vazões sólidas ao longo do tempo. Para isso, é necessário que, além das correntes e níveis, haja informações corretas sobre fontes poluentes e sobre taxas de reação de parâmetros não conservativos, e.g. OD, DBO e coliformes termotolerantes.

Não é razoável querer obter uma boa calibração Nível 3 sem previamente obter uma boa calibração Nível 2, que por sua vez depende da calibração Nível 1.

6. CENÁRIOS DESENVOLVIDOS NA MODELAGEM DA CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA E NO TRANSPORTE DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA

De acordo com levantamentos disponíveis, foram desenvolvidos 04 (quatro) cenários para a circulação hidrodinâmica e 06 (seis) para o transporte dos parâmetros de qualidade de água. Em todos os cenários, as mudanças estão relacionadas às condições de contorno: na modelagem da circulação hidrodinâmica, as variações são devidas às vazões afluentes, sendo mantidos inalterados os demais parâmetros; na modelagem do transporte de parâmetros de qualidade da água, as variações acontecem nas cargas afluentes, mantendo inalterados os demais parâmetros usados pelo modelo. Na modelagem dos parâmetros de qualidade de água é analisada a variação dos seguintes parâmetros: OD, DBO, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e clorofila *a*. Considera-se que estes parâmetros sejam os mais significativos para avaliar a manutenção da qualidade da água nos níveis preconizados na Resolução CONAMA no. 357/2005.

Para o reservatório do Xingu foi desenvolvido um cenário para a circulação hidrodinâmica bidimensional, que leva em conta diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia.

Para o transporte dos parâmetros de qualidade da água foi desenvolvida a modelagem de qualidade de água bidimensional usando dois cenários: *i*) situação atual, com a carga do rio Xingu e das bacias contribuintes obtidas através das medições realizadas, inclusive os igarapés de Altamira (Painelas, Altamira e Ambé) (LEME, 2010); *ii*) considerando uma melhora nas condições dos igarapés de Altamira, com uma redução de 50% dos valores medidos de concentração de DBO e dos nutrientes, correspondendo a um possível tratamento de esgoto desta região.

No reservatório intermediário foram desenvolvidos 03 (três) cenários para a circulação hidrodinâmica, considerando diferentes vazões afluentes:

- Modelagem da circulação hidrodinâmica bidimensional, com variações de vazões que cobrem um período típico com diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia (cenário 1);
- Modelagem da circulação hidrodinâmica bidimensional com vazão permanente estabelecida na DRDH de 300 m³/s (cenário 2);
- Modelagem da circulação tridimensional com as variações de vazões que cobrem um período típico com diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia (cenário 3).

Os cenários da modelagem dos parâmetros de qualidade de água retratam as seguintes situações:

- Modelagem de qualidade de água bidimensional usando os resultados dos modelos hidrodinâmicos do cenário 1, com as cargas atuais presentes no rio Xingu;
- Modelagem de qualidade de água bidimensional usando os resultados dos modelos hidrodinâmicos do cenário 1, com as cargas aumentadas em 5 vezes em relação ao cenário anterior. Considera-se que este aumento deve representar uma situação bastante desfavorável que este reservatório pode experimentar em relação às cargas afluentes;
- Modelagem de qualidade de água bidimensional usando os resultados dos modelos hidrodinâmicos do cenário 2, com as cargas atuais presentes no rio Xingu.

Considera-se que a situação de vazão reduzida corresponde à situação limite em relação ao transporte e dispersão de poluentes no reservatório;

- Modelagem de qualidade de água bidimensional usando os resultados dos modelos hidrodinâmicos do cenário 2, com as cargas aumentadas em 5 vezes em relação ao cenário anterior. Certamente este cenário representa a pior situação que o reservatório intermediário terá, com vazão reduzida e carga excessiva.

Qualquer cenário pode ser ajustado para responder a novas questões que venham a ser colocadas e outros cenários podem ser incluídos na base de dados, no contexto de um processo de modelagem.

7. CIRCULAÇÃO HIDRODINÂMICA NOS RESERVATÓRIOS

Os resultados da modelagem da circulação hidrodinâmica bidimensional, ou seja, considerando o campo de correntes promediadas na vertical, do reservatório intermediário e do reservatório do Xingu, 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. Nesta seção também são mostrados os resultados dos perfis de velocidades, obtidos na modelagem tridimensional, para o reservatório intermediário. Detalhes sobre o modelo de circulação hidrodinâmica podem ser encontrados em Rosman (2000).

Pela regra operacional, o nível de água na barragem do reservatório de Xingu é mantido na cota 97,0 m, como mostra a **FIGURA 7-3**, onde também pode-se observar a variação, ao longo do tempo, das cotas do nível d'água calculadas pelo modelo em diferentes estações posicionadas no reservatório. Observa-se o amortecimento da onda cheia que chega ao reservatório. A **FIGURA 7-1** mostra a distribuição espacial das cotas do nível d'água para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia, nos instantes extremos de cheia e de estiagem; observa-se o amortecimento da onda ao longo do reservatório na época cheia; na estiagem as variações de níveis são menores, com todo o reservatório permanecendo praticamente na cota 97,0 m.

De modo a ilustrar o padrão espacial de correntes em diferentes instantes em todo o reservatório, foram escolhidos os instantes correspondentes aos extremos de cheia e de estiagem. A **FIGURA 7-2** mostra a magnitude e a direção das correntes no mês de abril (pico de cheia) para uma vazão afluente de 21.775,38 m³/s e para uma vazão afluente de 1.086,34 m³/s, correspondente ao extremo de estiagem. A escala de cor indica a magnitude das correntes. Pode-se observar que os canais formados pela ilha tendem a guiar o campo de correntes na direção paralela aos contornos, intensificando seus valores. Na cheia as correntes são mais fortes que na estiagem, principalmente nas regiões estranguladas. Na região próxima à barragem as correntes são fracas, apresentando um comportamento bastante semelhante tanto na cheia quanto na estiagem. Pode-se ainda observar que os campos de velocidade mostram uma forte relação com a batimetria local. Próximo a Altamira também ocorre uma intensificação das correntes, bem como na região próxima à entrada do reservatório intermediário. Praticamente não há zonas de recirculação com vórtices e correntes de baixa intensidade. Estas regiões de recirculação e de baixa intensidade de correntes têm menor renovação de água e tempos de residência mais longos. Como as vazões dos diversos afluentes foram caracterizadas pelo modelo SWAT, a circulação residual nos diversos dendritos com recirculação encontra-se representada de forma adequada. Comparando-se instantes de extremo de cheia e de estiagem, verifica-se que não ocorre alteração no padrão de circulação hidrodinâmica, apenas intensificação dos valores de velocidades.

A **FIGURA 7-4** e a **FIGURA 7-5** apresentam as isolinhas de ocorrência de velocidades de corrente acima de 0,40 m/s e de 0,10 m/s, respectivamente, para situação com diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia. O reservatório do Xingu apresenta praticamente todo o domínio com velocidades maiores que 0,1 m/s, demonstrando a não formação de regiões propensas ao acúmulo de poluentes. Neste sentido, a região próxima à barragem e dendritos próximos a Altamira e na região da barragem constituem regiões que possivelmente apresentarão problemas de acúmulo de poluentes, principalmente na época de estiagem.

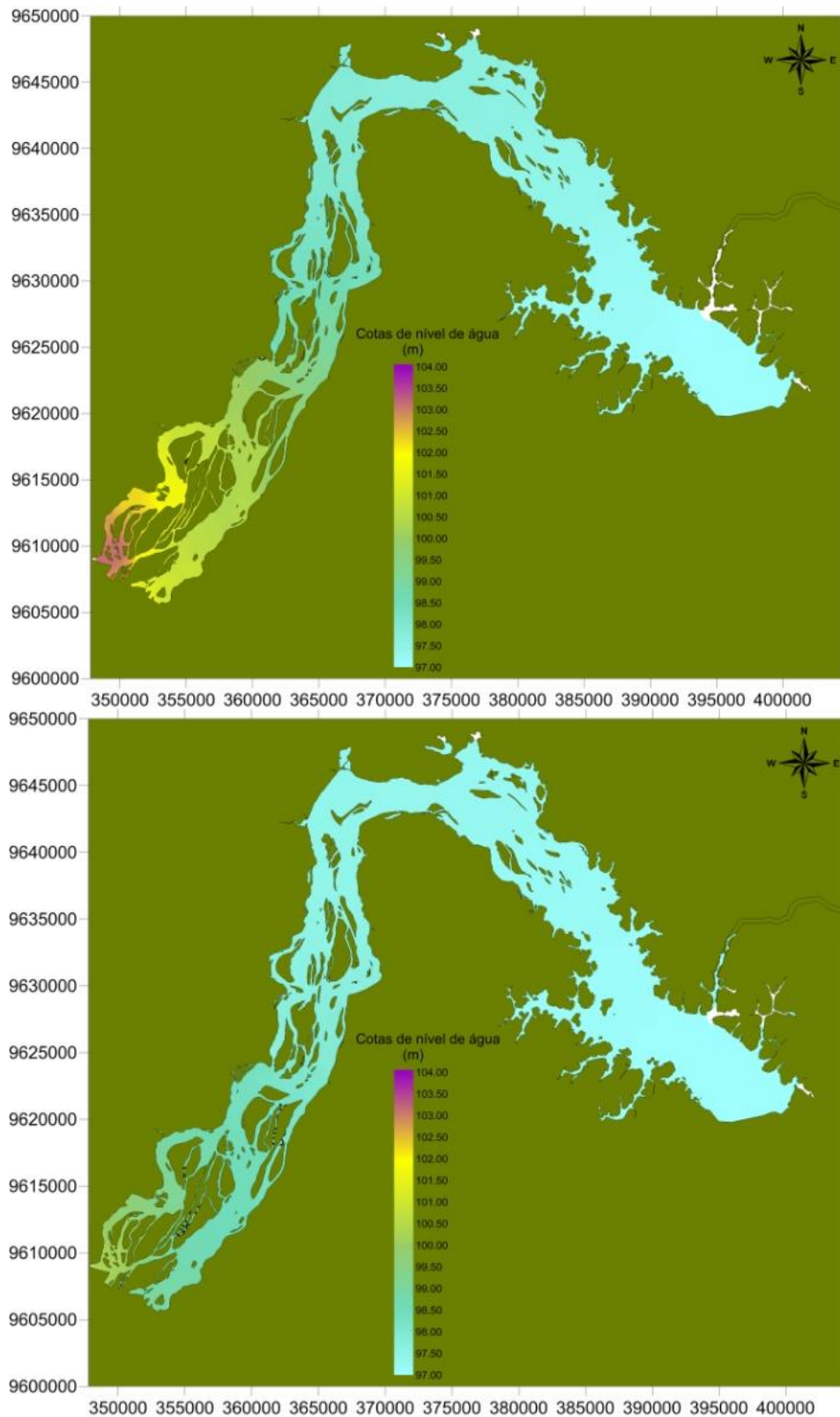


FIGURA 7 - 1 – Isolinhas de cotas de nível de água para o reservatório do Xingu obtidas numericamente pelo SisBAHIA® para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, nos pontos extremos de cheia (esquerda) e de estiagem.

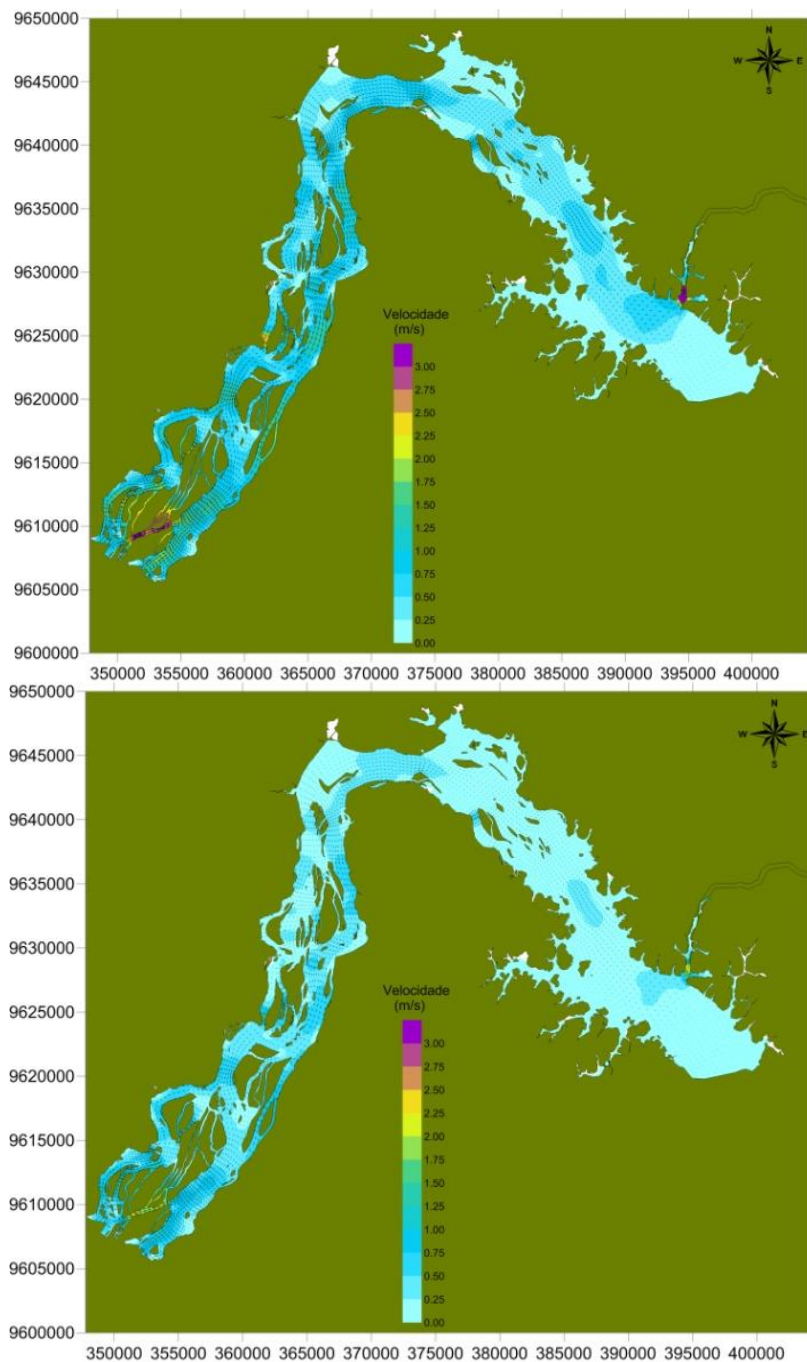


FIGURA 7 - 2 – Campo de correntes para o reservatório do Xingu obtido numericamente pelo SisBAHIA® para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, nos pontos extremos de cheia (esquerda) e de estiagem.

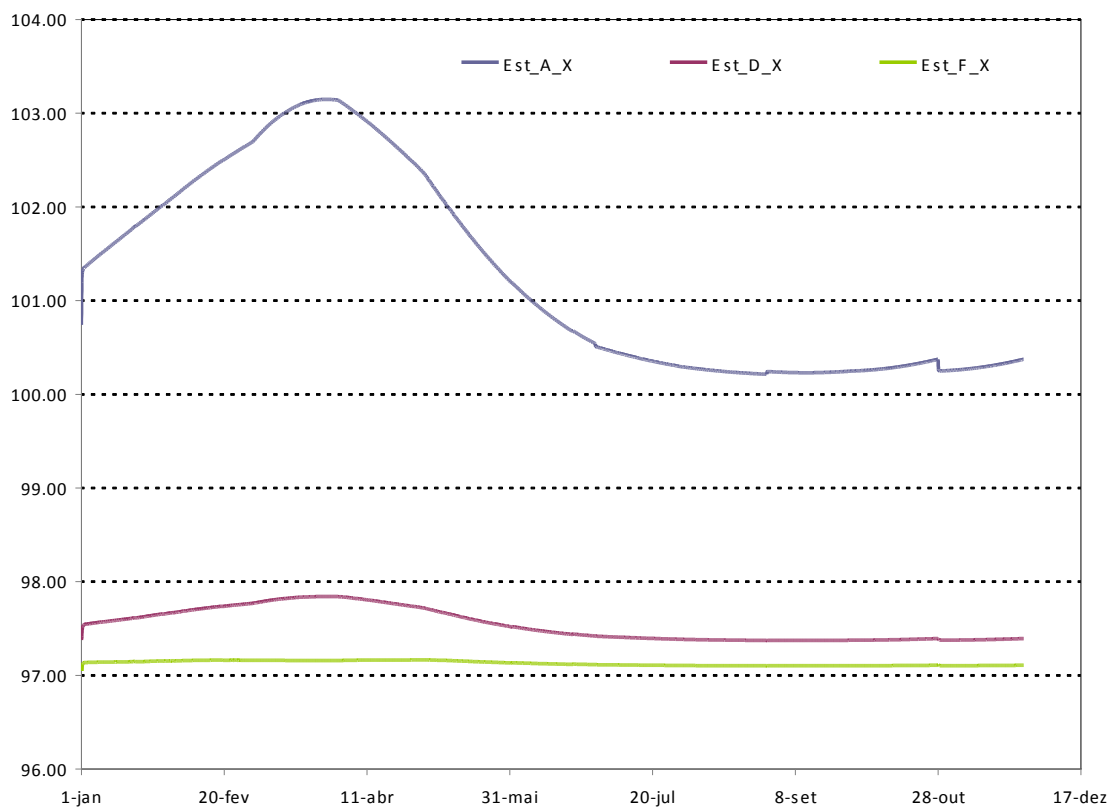


FIGURA 7 - 3 – Cotas de nível de água obtidas numericamente pelo SisBAHIA® para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia no Reservatório do Xingu, em algumas estações ao longo de um ano. A posição das estações está no mapa da FIGURA 3.3-1.

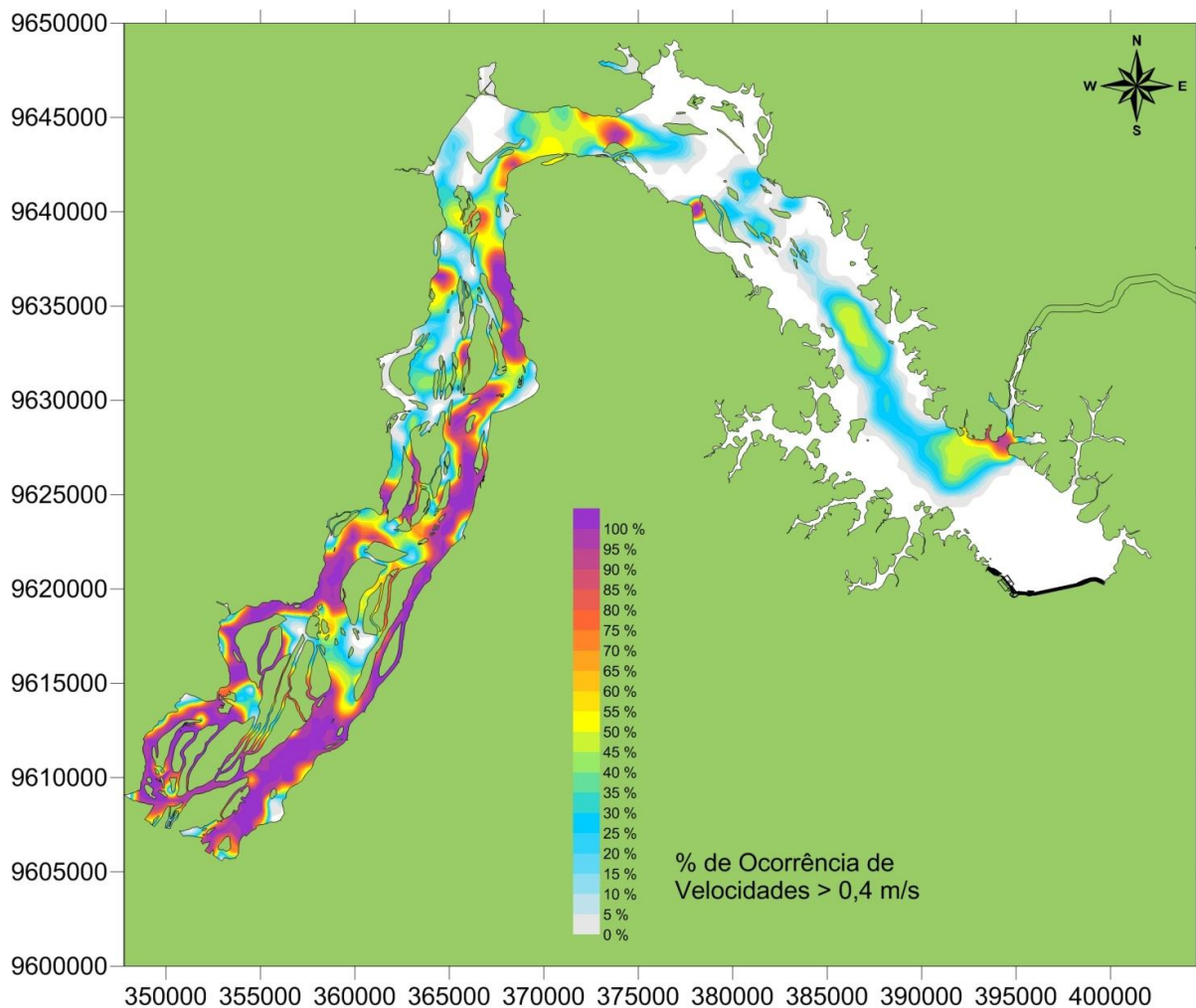


FIGURA 7 - 4 – Isolinhas de ocorrência de velocidades de corrente acima de 0,40 m/s, para situações em diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia no Reservatório do Xingu.

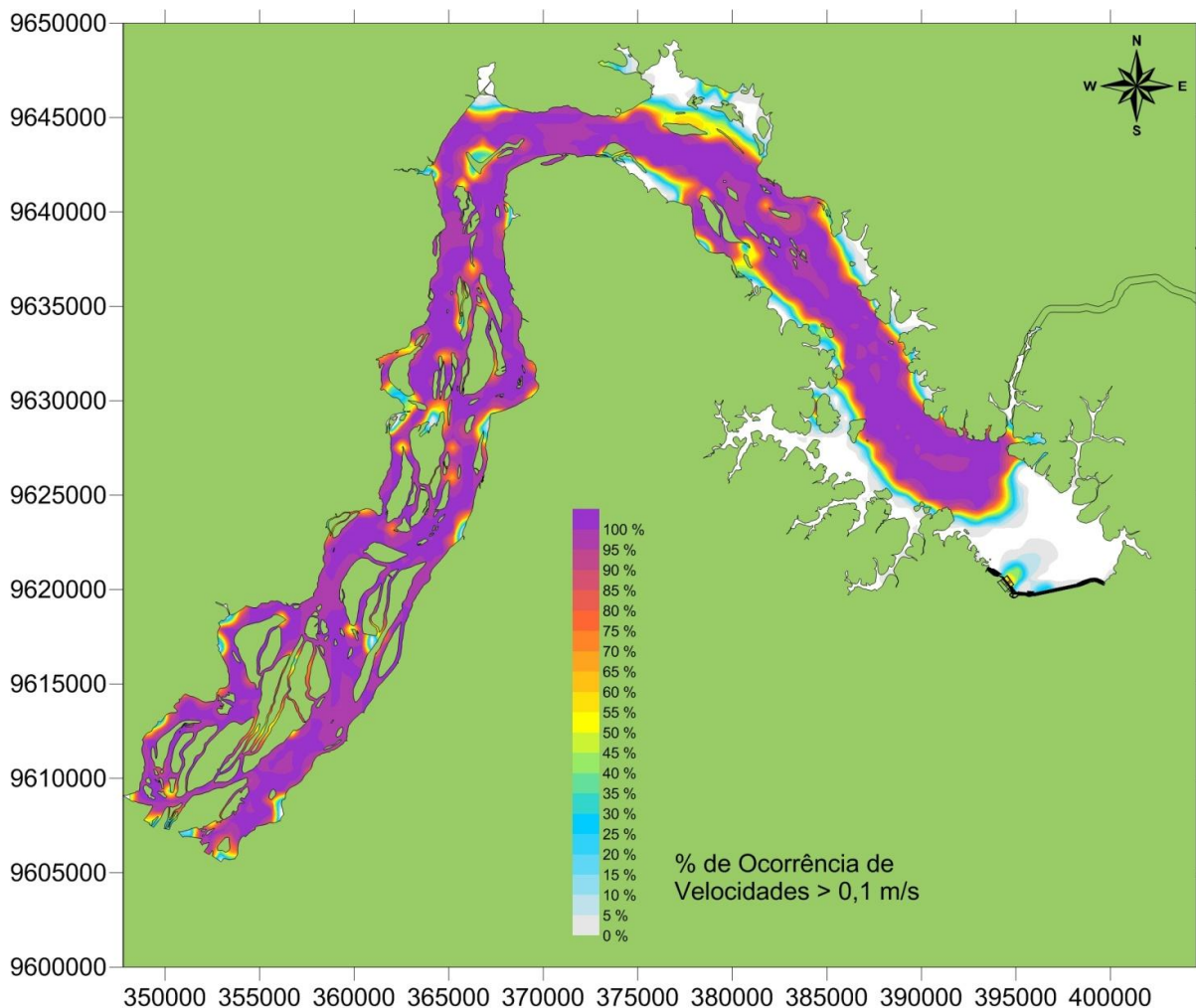


FIGURA 7 - 5 – Isolinhas de ocorrência de velocidades de corrente acima de 0,10 m/s, para situações em diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia no Reservatório do Xingu.

É possível estimar o tempo de permanência de uma massa fluida em diversos compartimentos do reservatório. Este conceito é definido como tempo de residência e é usualmente calculado como a razão entre o volume do reservatório e a soma das vazões afluentes. Em corpos d'água naturais, os fluxos e os volumes são variados no espaço e no tempo; sendo assim a definição de um único valor para o reservatório tem pouca representatividade. Por conta desta grande variação espacial e temporal, em corpos de água naturais faz mais sentido definir a distribuição dos "traçadores" variáveis espacialmente, para condições de fluxos em situações de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia.

Para estimar o tempo de permanência de porções de massa fluida do reservatório, adotou-se a seguinte metodologia, desenvolvida através do SisBaHiA[®]:

- No instante inicial do período em consideração, o reservatório é preenchido por partículas neutras. É importante ressaltar que a posição de cada partícula e o instante de seu lançamento no reservatório ficam registrados. As partículas não ocupam espaço, representam centros de pequenas massas de água e são passivamente transportadas pelas correntes a partir de onde se encontram.
- Após o lançamento inicial para preenchimento do reservatório, inicia-se o transporte Lagrangeano das partículas, i.e, a trajetória de cada partícula é acompanhada passo

a passo ao longo do tempo. A cada passo de tempo a posição da partícula muda, seu tempo de vida aumenta e é contabilizado.

- Quando uma partícula sai do reservatório, passando pela região do vertedouro ou pelo canal do reservatório intermediário, a partícula é retirada do domínio. Assim, o poluente que estiver associado a esta massa fluida terá o tempo de permanência definido pelo tempo de vida da partícula.

No reservatório do Xingu, definiu-se um tempo total com condições hidrológicas de estiagem e de cheia. Ao longo deste tempo, todas as partículas vão sendo transportadas, seguindo as correntes do ambiente no local em que se encontram. Se, ao final do tempo de simulação, uma dada partícula não tiver saído do domínio, tal situação indica que aquela região onde a partícula está localizada é sujeita a acúmulo de poluentes.

Os resultados são apresentados para diversos instantes (**FIGURA 7-6**): o instante próximo à condição inicial, onde todas as partículas são lançadas, após 2 dias do lançamento e no instante correspondente ao extremo de estiagem. Os resultados mostram que após 2 dias as partículas se encontram apenas nos dendritos e reentrâncias do reservatório e próximos à barragem e que, na parte central da calha principal do reservatório, todas as partículas já foram removidas. Após instante correspondente ao extremo de estiagem restam poucas partículas no domínio, somente em alguns dendritos do reservatório. Os tons em azul nos mapas mostram as regiões de saída das partículas do domínio. Pode-se concluir que a parte central do reservatório apresenta um comportamento semelhante ao de um rio. É possível ainda definir locais propensos à acumulação de detritos e a apresentarem maiores concentrações de substâncias dissolvidas na massa de água.

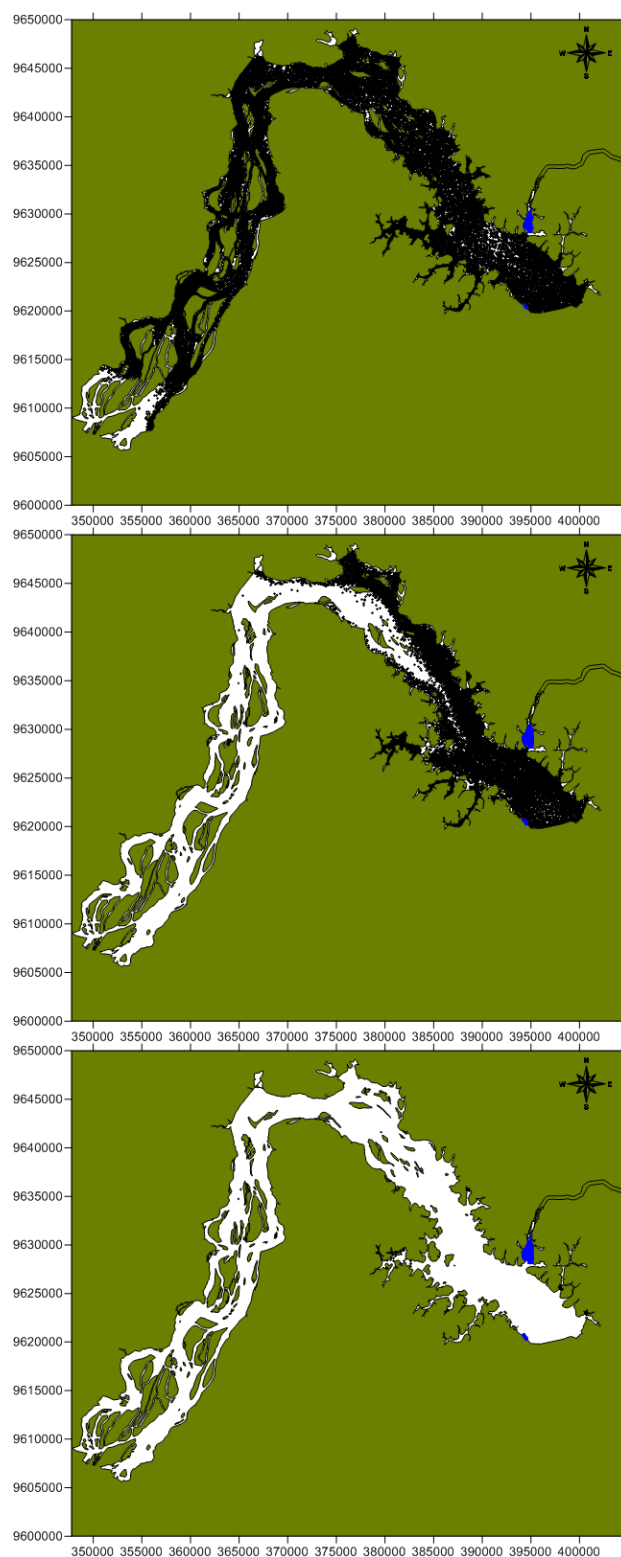


FIGURA 7 - 6 – Posição das partículas obtida numericamente pelo SisBAHIA[®] após 02 horas, 02 dias e no instante correspondente ao extremo de estiagem no reservatório do Xingu para situações em diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia.

No reservatório intermediário, a regra operacional mantém o nível de água na barragem na cota 94,75 metros. A **FIGURA 7-11** mostra as cotas de nível de água obtidas numericamente pelo SisBAHIA[®] em situações diferentes de condições hidrológicas de estiagem e cheia (Cenário 1), em algumas estações ao longo de um ano. A posição das

estações está mostrada no mapa da **FIGURA 3.3-2**. Observa-se, na **FIGURA 7-7**, a distribuição espacial das cotas de nível (elevações) no reservatório intermediário em dois instantes distintos, no extremo de cheia e de estiagem. Assim como no reservatório do Xingu, observa-se o amortecimento da onda de cheia que chega ao reservatório (Est_G); na estiagem os gradientes da superfície livre são muito pequenos, como pode ser observado na **FIGURA 7-11**.

O cenário 1 considera condições hidrológicas de estiagem e de cheia. Sendo assim, a **FIGURA 7-8** mostra a magnitude e a direção das correntes no pico de cheia, no mês de abril, para uma vazão afluente de 12044,45 m³/s e para uma vazão afluente de 366,57 m³/s, correspondente ao extremo de estiagem. Observando os resultados, destacam-se os seguintes aspectos: as correntes são mais intensas nos trechos onde as ilhas formam canais preferenciais de escoamento, seguindo a batimetria. Ocorre uma intensificação das correntes nas regiões estranguladas, bem como na região próxima à barragem. Praticamente não há zonas de recirculação com vórtices, mas este reservatório apresenta várias regiões de correntes de baixa intensidade e estas regiões têm menor renovação de água e tempos de residência mais longos. Os diversos dendritos do reservatório não apresentam vazões dos diversos afluentes, que poderiam contribuir para a circulação residual destas regiões. Nos dois extremos, de cheia e de estiagem, não ocorre alteração no padrão de circulação hidrodinâmico, mas uma grande intensificação dos valores de velocidades. As estações posicionadas para observações dos parâmetros de qualidade de água refletem o padrão de circulação observado: as estações A, B, D e G estão posicionadas no canal principal do reservatório, onde as velocidades são maiores; a estação E numa região intermediária e as estações F e C, em regiões de baixa intensidade de correntes.



FIGURA 3.3 - 2 - Domínio de modelagem para o sistema do reservatório intermediário, com as indicações de nomes e posições de estações usadas nos gráficos de resultados.

Observando os resultados para vazão de ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s (Cenário 2), os padrões de circulação são semelhantes aos obtidos para o extremo de estiagem, mas com magnitude pouco menor, como pode ser observado na **FIGURA 7-9**. O mesmo comportamento pode ser verificado no cenário 3, para um ano seco (**FIGURA 7-10**). As **FIGURAS 7-12 e 7-13** apresentam uma comparação entre as isolinhas de ocorrência de velocidades de corrente acima de 0,40 m/s e de 0,10 m/s, respectivamente, considerando diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia e vazão de ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s. Percebe-se claramente a formação do canal principal de escoamento e das regiões de estagnação, que possivelmente apresentarão problemas de acúmulo de poluentes.

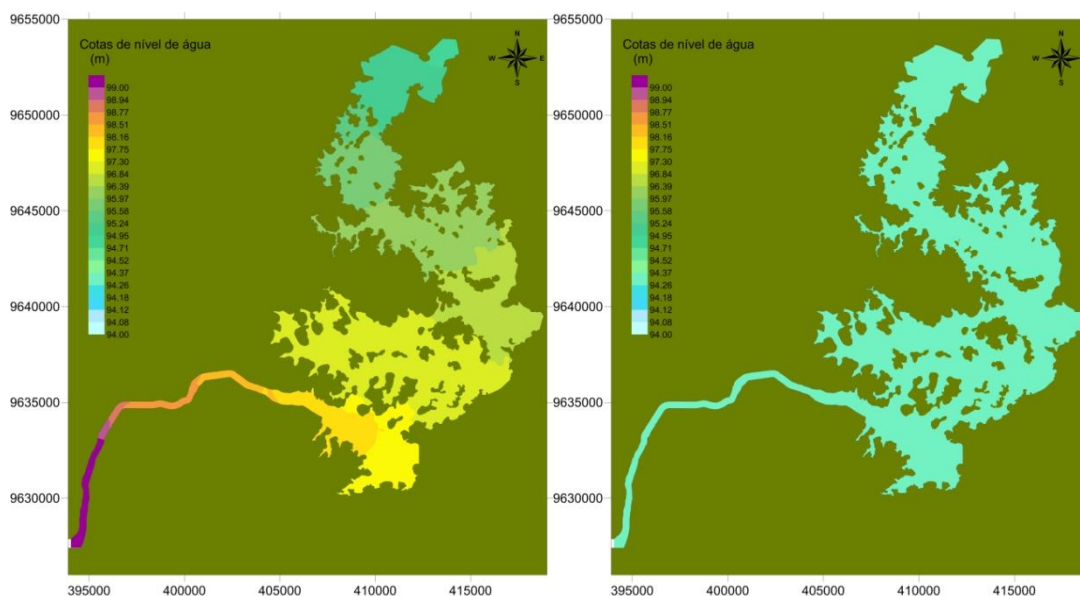


FIGURA 7 - 7 – Isolinhas de cotas de nível de água para o reservatório intermediário obtidas numericamente pelo SisBAHIA® para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, nos pontos extremos de cheia (esquerda) e de estiagem (Cenário 1).

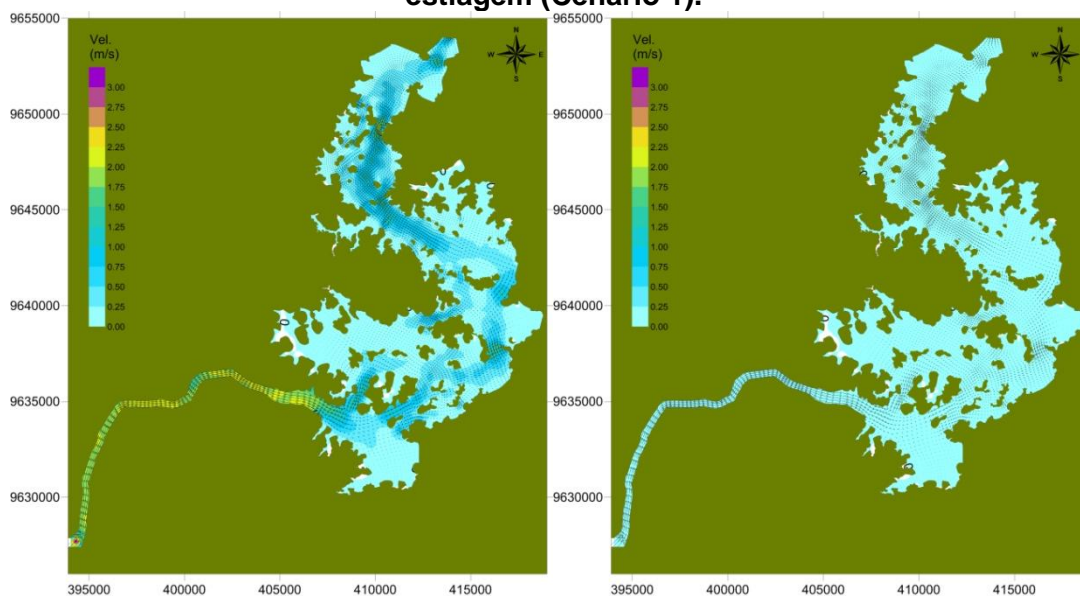


FIGURA 7 - 8 – Campo de correntes para o reservatório intermediário obtido numericamente pelo SisBAHIA® para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, nos pontos extremos de cheia (esquerda) e de estiagem (Cenário 1).

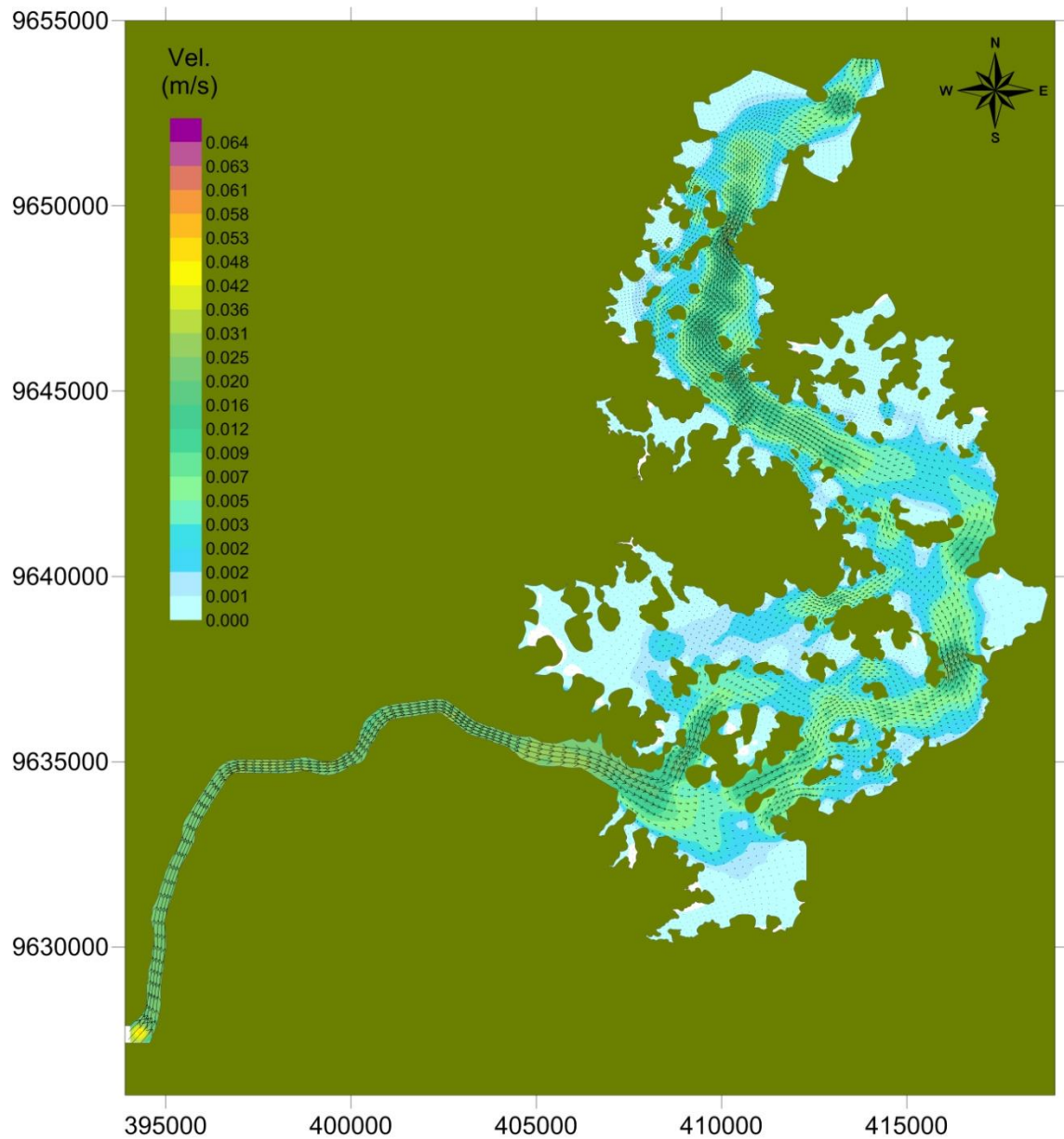


FIGURA 7 - 9 – Campo de correntes para o reservatório intermediário obtido numericamente pelo SisBAHIA® para vazão de ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s (Cenário 2), no mês de setembro (instante correspondente ao extremo de estiagem para o cenário 1).

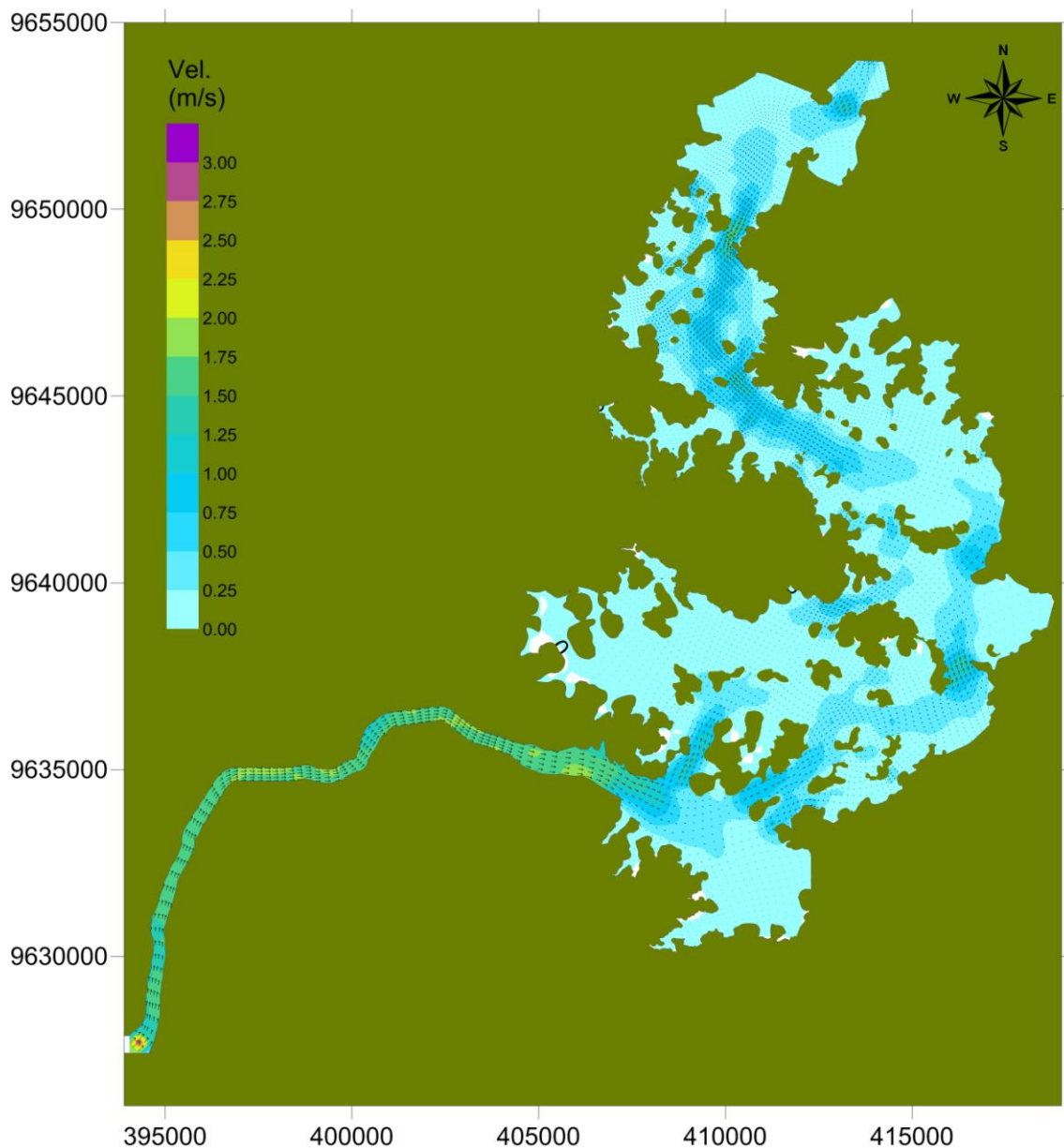


FIGURA 7 - 10 – Campo de correntes para o reservatório intermediário obtido numericamente pelo SisBAHIA® para vazão de ano seco (Cenário 3), no mês de setembro (instante correspondente ao extremo de estiagem para o cenário 1).

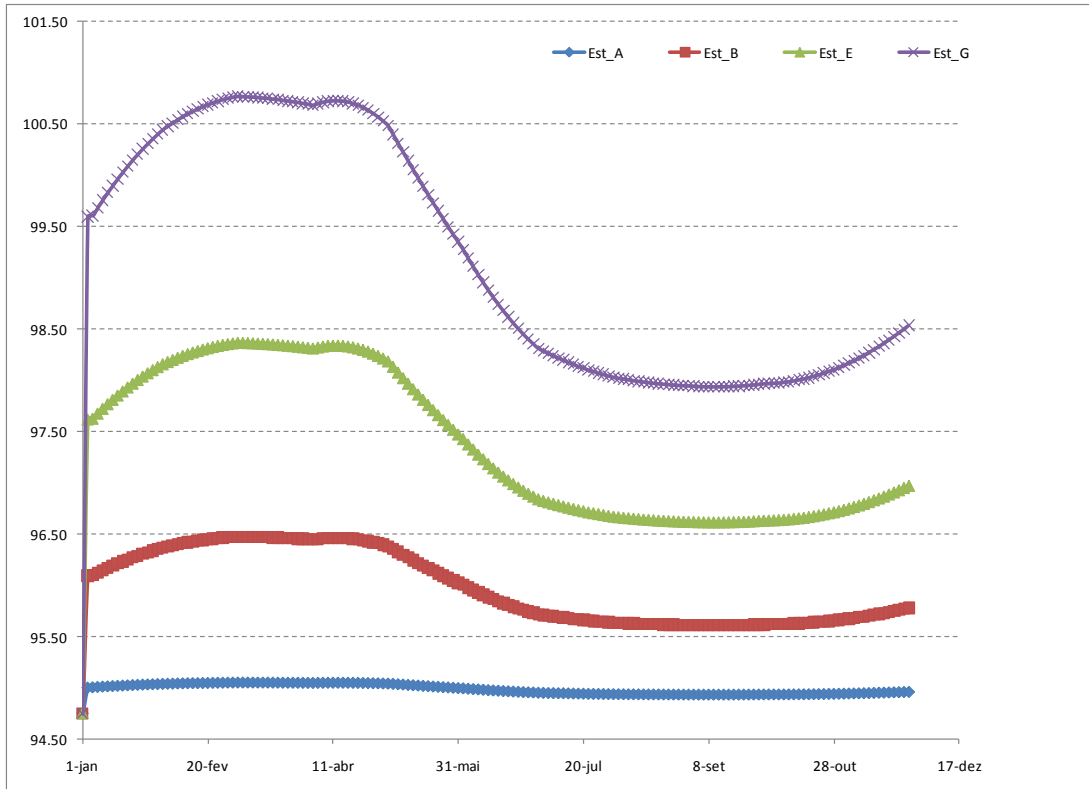


FIGURA 7 - 11 – Cotas de nível de água obtidas numericamente pelo SisBAHIA® na modelagem hidrodinâmica do reservatório intermediário para diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia (Cenário 1), em algumas estações ao longo de um ano.

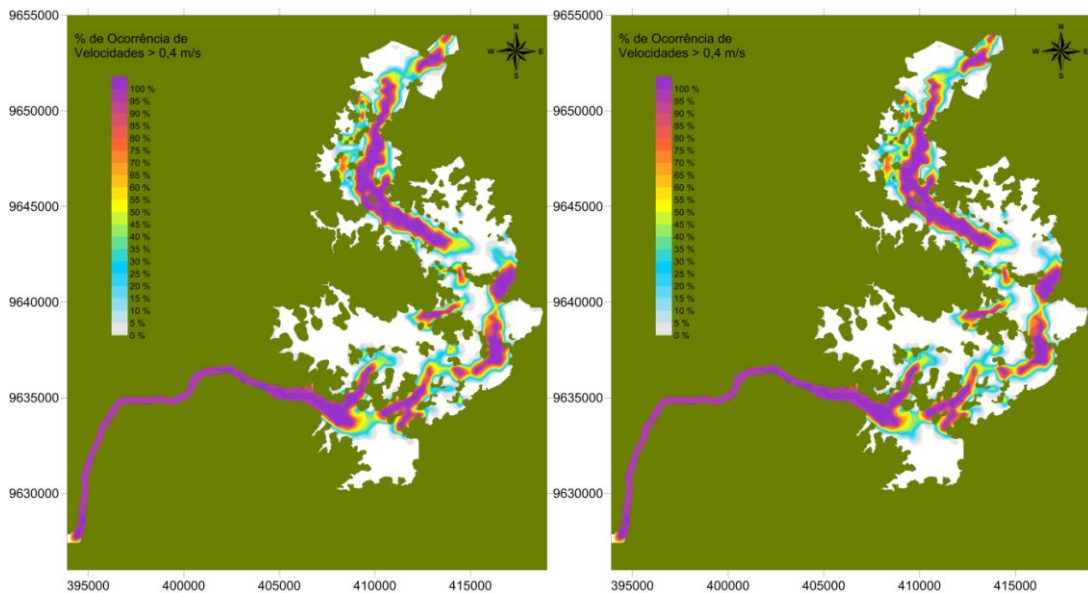


FIGURA 7 - 12 – Isolinhas de ocorrência de velocidades de corrente acima de 0,40 m/s, para diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia (esquerda) e para vazão de ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s (Cenário 2) no reservatório intermediário.

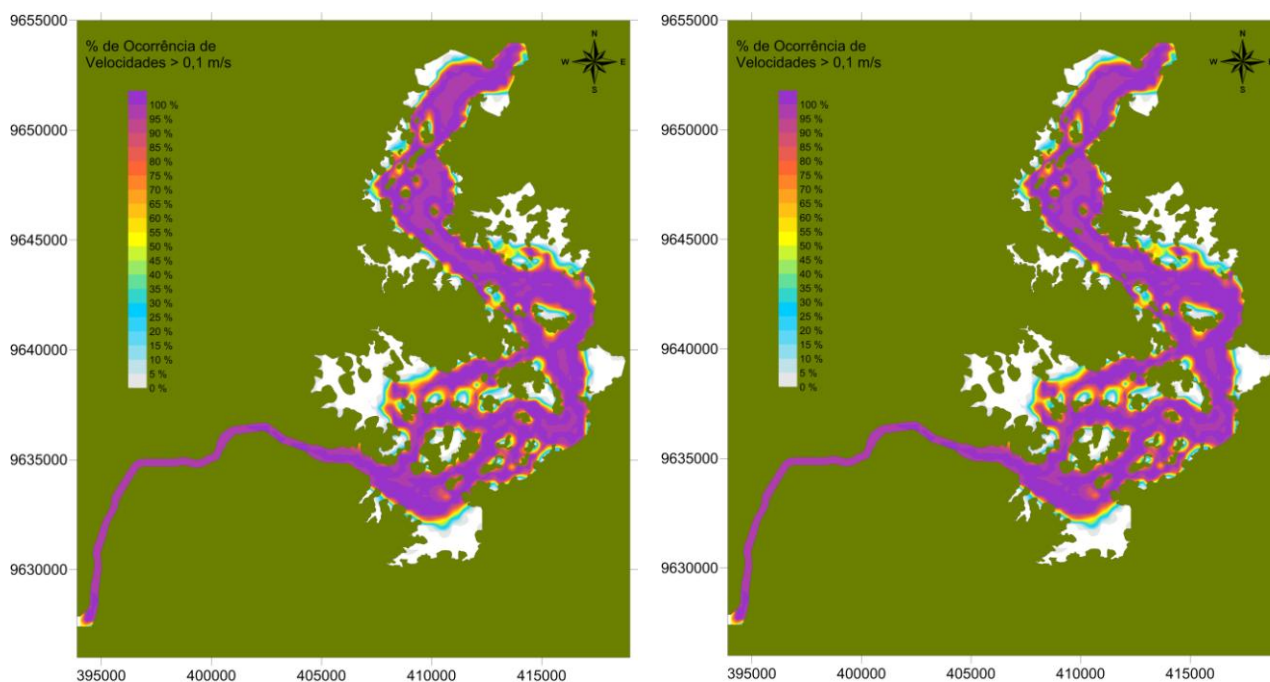


FIGURA 7 - 13 - Isolinhas de ocorrência de velocidades de corrente acima de 0,10 m/s, para diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia (esquerda) e vazão de ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s (Cenário 2) no reservatório intermediário.

O Tempo de Residência (TR)² de um compartimento fluido é tradicionalmente definido como sendo o tempo médio de permanência de uma partícula fluida no compartimento. Usualmente, o TR é calculado pela razão entre o volume (m³) do compartimento e o fluxo residual (m³/s) através do compartimento. Tal conceito é muito útil e adequado quando a massa fluida no compartimento é bem misturada. Entretanto, em compartimentos de corpos de água naturais há grande heterogeneidade espacial, com variadas condições de fluxos no espaço em um dado instante bem como ao longo do ano. Portanto, faz pouco ou nenhum sentido prático determinar um valor agregado definido como o “tempo de residência do compartimento”, no caso do reservatório. Por conta da grande variação espacial e temporal, em corpos de água naturais faz mais sentido definir uma função Tempo de Residência (TR) variável espacialmente, para condições de fluxos característicos de diferentes forçantes hidro-meteorológicas ao longo do ano.

Em corpos de água naturais, o cálculo da função TR variável no espaço, em diferentes estações do ano, efetivamente, só é viável através de modelagem computacional. Para calcular a distribuição espacial de Tempos de Residência no reservatório intermediário, adotou-se a seguinte metodologia, desenvolvida através do SisBaHiA[®]:

- No instante inicial do período em consideração, o reservatório é preenchido com milhares de partículas neutras. É importante ressaltar que a posição de cada partícula e o instante de seu lançamento no reservatório ficam registrados. As partículas não ocupam espaço, representam centros de pequenas massas de água e são passivamente transportadas pelas correntes onde se encontram.
- Após o lançamento inicial para preenchimento do reservatório, inicia-se o transporte Lagrangeano das partículas, i.e, a trajetória de cada partícula é acompanhada passo

² Esta seção foi adapta de um texto do prof. Paulo César Colonna Rosman.

a passo ao longo do tempo. A cada passo de tempo a posição da partícula muda, seu tempo de vida aumenta e é contabilizado.

- Quando uma partícula sai do reservatório passando pela região da UHE, o seu tempo de vida ao sair será o seu TR. Assim, o tempo de vida que a partícula tiver ao sair do compartimento passa a ser o valor da função TR na posição inicial de lançamento da partícula dentro do reservatório.
- Através da modelagem computacional, definiu-se um tempo total de simulação de 01 ano para avaliação da função TR em condições de estiagem e de cheia e de 120 dias para as condições de estiagem (setembro a dezembro). Ao longo deste tempo, todas as partículas vão sendo transportadas, seguindo as correntes do ambiente no local em que se encontram. Sempre que uma partícula passa para jusante da UHE, seu TR é registrado na sua posição de lançamento.

Como o instante inicial de todas as partículas lançadas é o mesmo, é evidente que quanto mais para montante da UHE estiver a partícula, maior será seu TR no reservatório. Entretanto, os resultados de isolinhas de TR apresentados na **FIGURA 7-14** para os diferentes cenários (cenário 1 e cenário 2), considerando 01 ano de simulação, mostram que nos dendritos e reentrâncias do reservatório o TR é bem maior que na parte central da calha do reservatório. O mesmo comportamento pode ser observado para os cenários 2 e 3 (**FIGURA 7-17**). De forma geral, é possível concluir que a distribuição espacial de TR durante 01 ano de simulação para os três cenários é muito semelhante.

Comparando os TR de estiagem, mostrados na **FIGURA 7-16**, observa-se que o cenário 1 é muito mais favorável, apresentando TR menores em relação ao cenário 2, onde são consideradas vazões menores, principalmente na estiagem. A **FIGURA 7-18** mostra uma comparação entre o TR de estiagem para o cenário 2 e cenário 3: observa-se que o reservatório apresenta TR maiores, considerando que a vazão de entrada é menor; no entanto este decréscimo não é muito significativo.

Os resultados de TR devem ser analisados conjuntamente com a posição das partículas mostrada na **FIGURA 7-15**, para uma melhor apreciação. As duas abordagens dão indicativos de locais propensos à acumulação de detritos e a apresentarem maiores concentrações de substâncias dissolvidas na massa de água. Note que enquanto TR cresce para montante, e que após algum tempo, as partículas passam a ocupar apenas os dendritos e reentrâncias do reservatório.

Comparando os dois cenários, os resultados mostram que, após 05 dias de simulação (**FIGURA 7-15**), as partículas se encontram principalmente em alguns dendritos e reentrâncias do reservatório e próximo à barragem. A distribuição é muito semelhante nos dois cenários, mostrando poucas partículas no corpo do reservatório e nos seus canais preferenciais de fluxo; no entanto, os dendritos e reentrâncias do reservatório apresentam áreas propícias à estagnação.

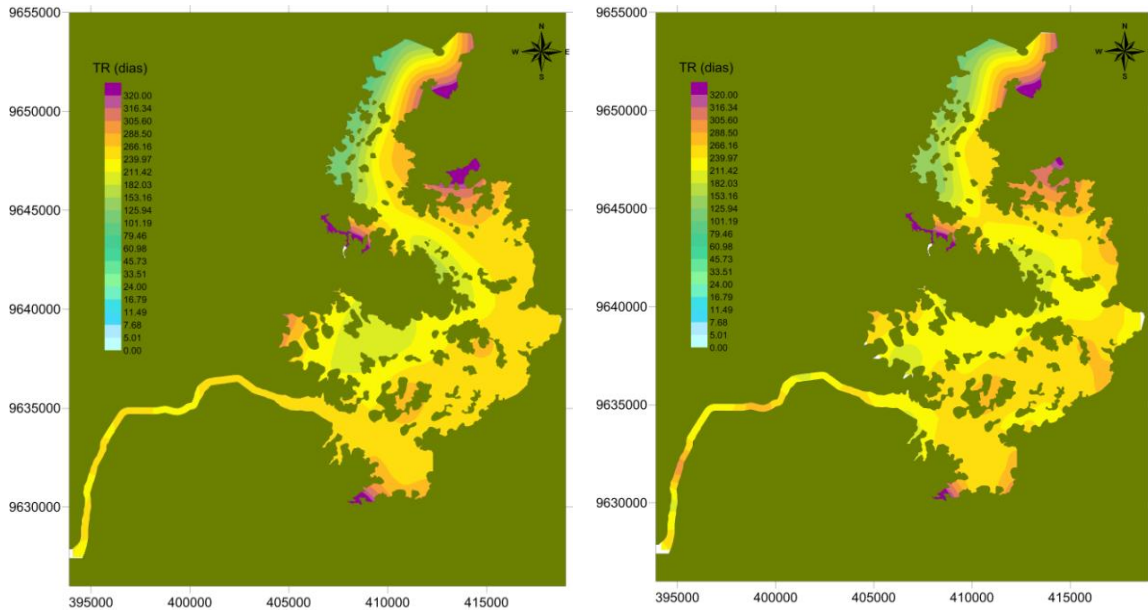


FIGURA 7 - 14 – Isolinhas da função Tempo de Residência durante 01 ano de simulação em situação de vazões médias, correspondendo ao hidrograma de vazões mostrado na FIGURA 4.4-3 (esquerda) e em situação de vazões para um ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s, correspondendo ao hidrograma de vazões mostrado na FIGURA 4.4-4.

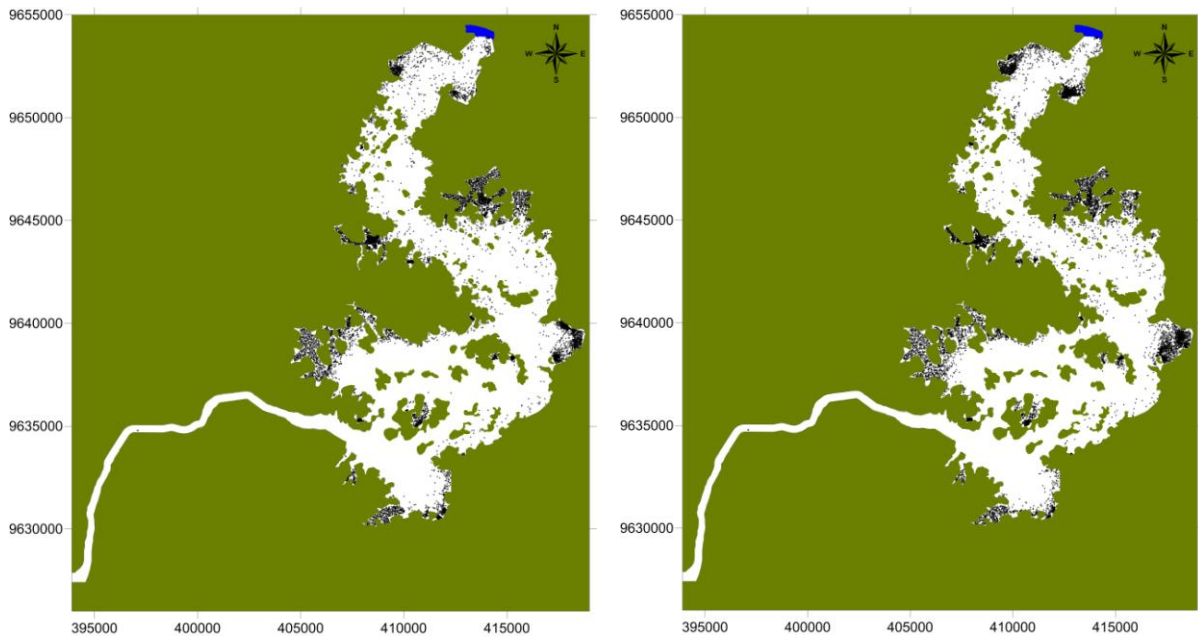


FIGURA 7 - 15 – Posição das partículas obtida numericamente pelo SisBAHIA® após 05 dias do lançamento para situações em diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia (esquerda) e para vazão correspondente a um ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s.

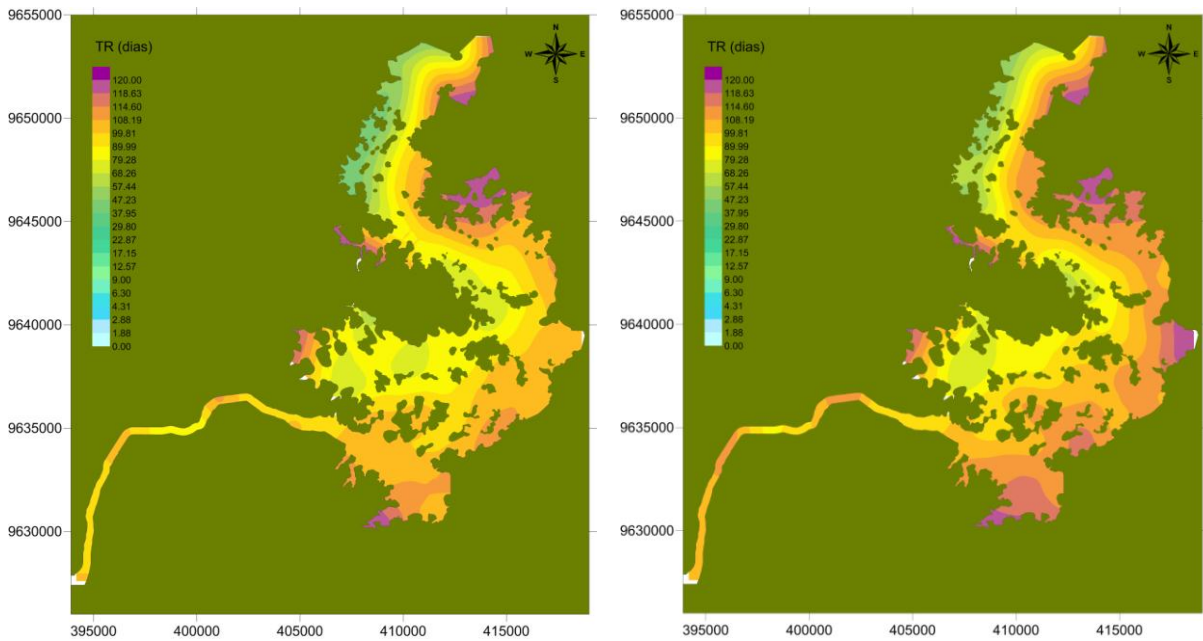


FIGURA 7 - 16 – Isolinhas da função Tempo de Residência durante 120 dias em situação de vazões de estiagem, correspondente aos meses de setembro a dezembro do hidrograma de vazões médias (cenário 1) mostrado na FIGURA 4.4-3 (esquerda) e em situação de vazões correspondente a um ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s (cenário 2) correspondendo ao hidrograma de vazões mostrado na FIGURA 4.4-4.

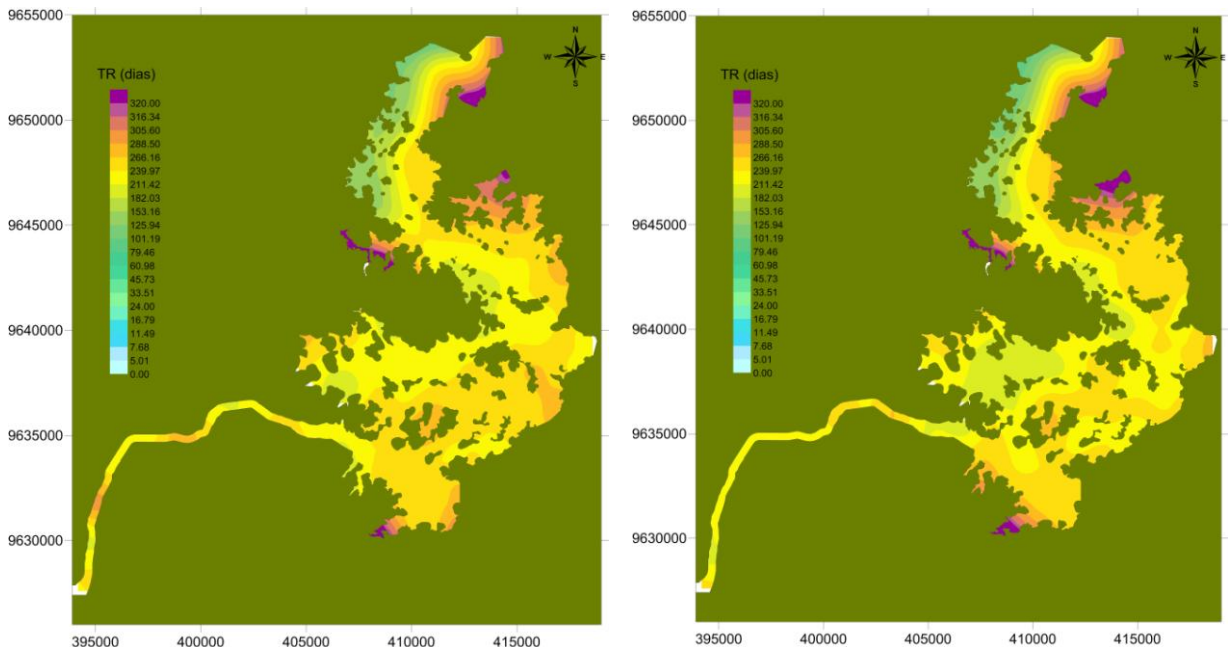


FIGURA 7 - 17 – Isolinhas da função Tempo de Residência durante 01 ano de simulação para situação de vazões para um ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s, correspondendo ao hidrograma de vazões mostrado na FIGURA 4.4-4 (cenário 2) e em situação de vazões para um ano seco, correspondendo ao hidrograma de vazões mostrado na FIGURA 4.4-5 (cenário 3).

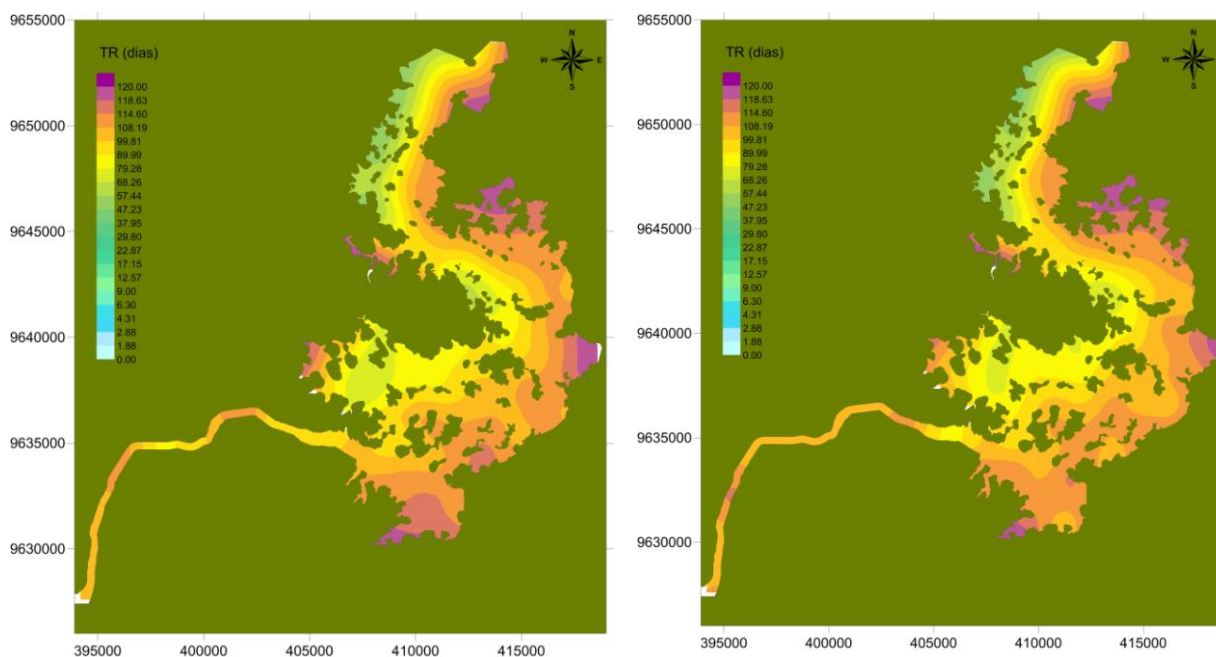


FIGURA 7 - 18 – Isolinhas da função Tempo de Residência durante 120 dias de simulação em situação de vazões para um ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s, correspondente aos meses de setembro a dezembro do hidrograma de vazões mostrado na FIGURA 4.4-4 (cenário 2) e em situação de vazões para um ano seco, correspondendo ao hidrograma de vazões mostrado na FIGURA 4.4-5 (cenário 3).

Com objetivo de verificar os perfis de velocidades e assim definir a capacidade de mistura na direção vertical de algumas regiões do reservatório intermediário, foi desenvolvida a simulação da circulação hidrodinâmica tridimensional, com as variações de vazões que cobrem um período típico com diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia (cenário 3). Os resultados são mostrados em algumas estações, onde as localizações foram definidas previamente e estão mostradas no mapa da **FIGURA 3.3-2**. O vento usado na simulação possui direção de 36° na direção do azimute; nesta situação o vento possui direção contrária às correntes longitudinais, em todas as estações monitoradas.

Observando os resultados na estação B (**FIGURA 7-19**), localizada num canal, as velocidades são altas no pico de cheia, mostrando que a influência do vento é muito pequena, possivelmente devido à presença de correntes muito fortes e da elevada profundidade. A estação E (**FIGURA 7-20**) está localizada numa região intermediária. Observando os perfis de velocidade observa-se a influência do vento modificando a direção das velocidades na região próxima à superfície. No entanto, devido a sua profundidade, o efeito do vento fica retido à camada superior. Na estação F, localizada numa região dendrítica, onde as velocidades são muito baixas, o vento passa ter grande influência sobre a circulação em praticamente toda a seção transversal, como pode ser observado na **FIGURA 7-21**, invertendo as direções das velocidades. A partir dos resultados obtidos pelo modelo tridimensional, é possível concluir que, nas regiões do canal principal e na porção intermediária do reservatório intermediário, o vento tem pouca influência, fazendo com que os perfis bidimensionais sejam uma boa aproximação para o transporte advectivo longitudinal destas regiões; nas regiões dendríticas o vento possui uma influência considerável, ou seja, as misturas verticais podem ser significativas quando comparadas às misturas longitudinais.

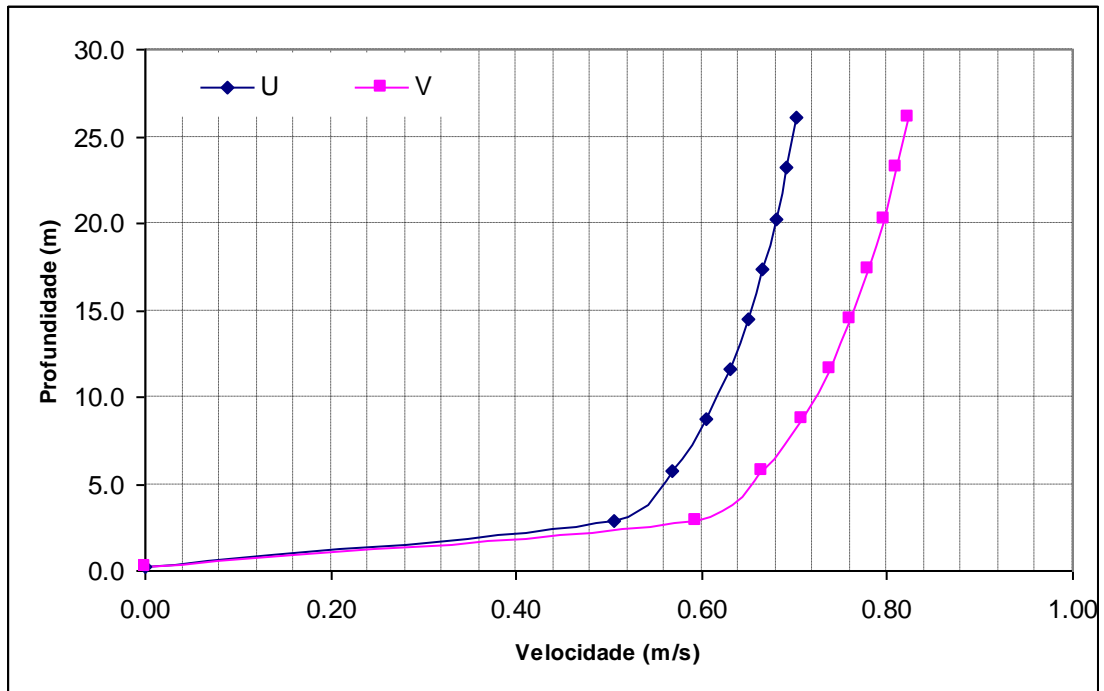


FIGURA 7 - 19 – Perfis verticais das componentes das velocidades na direção x (U) e na direção y (V) obtidos numericamente pelo SisBAHIA® no instante correspondente ao pico de cheia na estação B no reservatório intermediário. A posição das estações está no mapa da FIGURA 3.3-2

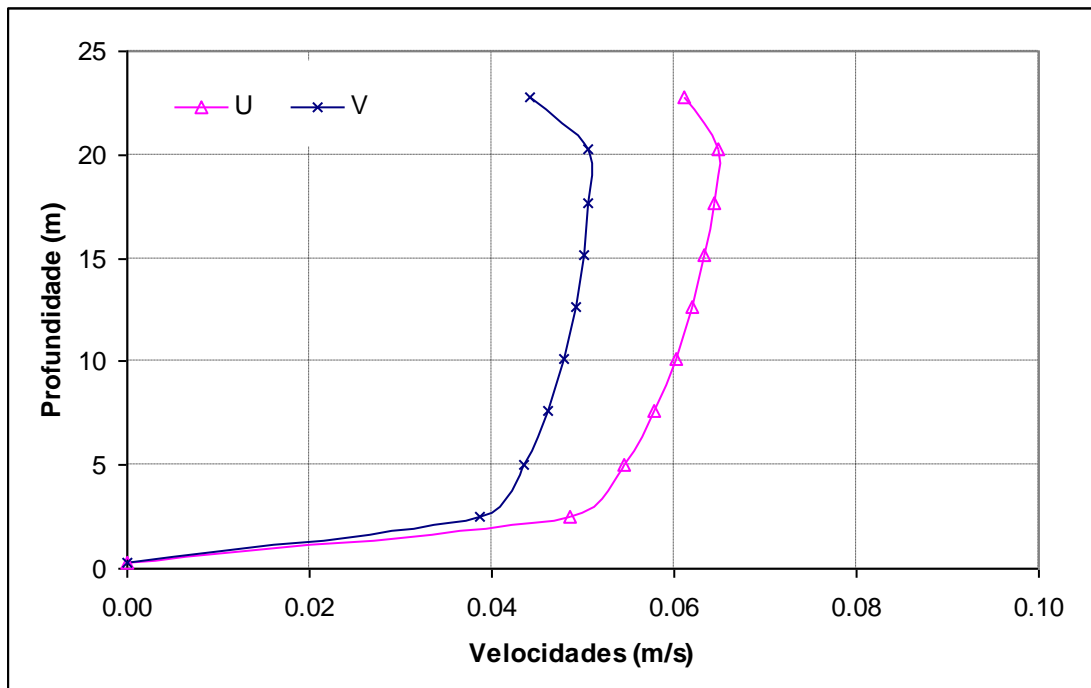


FIGURA 7 - 20 – Perfis verticais das componentes das velocidades na direção x (U) e na direção y (V) obtidos numericamente pelo SisBAHIA® no instante correspondente ao pico de cheia na estação e no reservatório intermediário. A posição das estações está no mapa da FIGURA 3.3-2.

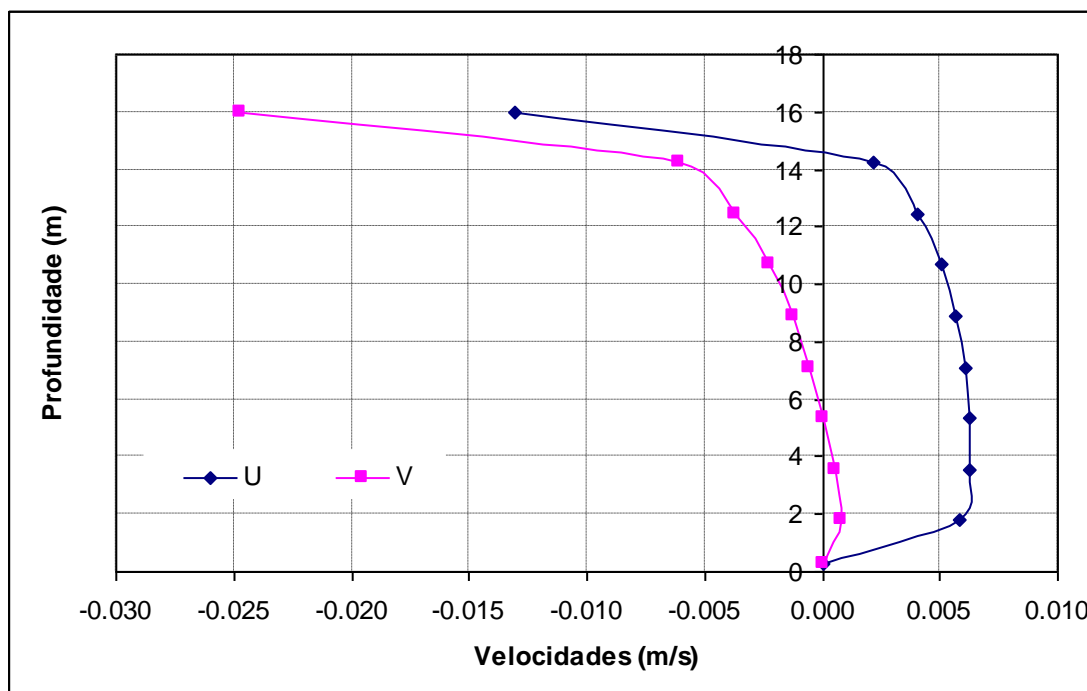


FIGURA 7 - 21 – Perfis verticais das componentes das velocidades na direção x (U) e na direção y (V) obtidos numericamente pelo SisBAHIA® no instante correspondente ao pico de cheia na estação F no reservatório intermediário. A posição das estações está no mapa da FIGURA 3.3-2.

8. IGARAPÉS DE ALTAMIRA - RESULTADOS

A simulação com o rio Xingu em um nível baixo, de 94,0 m, para o Igarapé de Altamira, está mostrada na **FIGURA 8-1**.

As simulações com o rio Xingu no nível 97 m, compatível com a operação de Belo Monte com e sem o tratamento de 50% do esgoto, estão mostradas nos gráficos das **FIGURAS 8-2 a 8-7**.

Todos os gráficos se referem às concentrações médias ao longo da extensão do Igarapé situada na cidade de Altamira.

Conforme já mencionado, a maior utilidade da aplicação do modelo está na abordagem comparativa dos valores. Cabe destacar que a qualidade da água está estreitamente vinculada aos processos que se desenvolvem na bacia de drenagem. Neste aspecto a contribuição mais marcante é aquela advinda do carreamento superficial do solo (*run-off*), o qual é responsável pelo aporte de substâncias diversas, dentre elas matéria orgânica, nutrientes e eventuais contaminantes. Por outro lado, deve ser considerado o relevante papel exercido pelo componente hidrológico (escoamento da água), o qual, além de transportar substâncias, promove sua diluição no corpo d'água. Constata-se assim que a obtenção da qualidade final da água é, portanto, fruto da conjunção dos fatores carreamento x diluição, além naturalmente das transformações que ocorrem na massa líquida mediante a influência de características físicas, químicas e biológicas.

Para o caso dos Igarapés de Altamira observa-se que quase todos os parâmetros modelados assumem valores mais elevados em torno do mês de abril, quando são registradas as maiores vazões no rio Xingu. Conclui-se, portanto, que a ação de

carreamento superficial é o fator de força que predomina na configuração dos resultados finais. No entanto, são observadas algumas exceções a este padrão: no mês de abril, considerando-se o cenário de altas vazões, as concentrações de oxigênio dissolvido, clorofila-a e nitrato sofrem uma pequena redução. Estas modificações devem ser atribuídas à maior influência do fenômeno de diluição, característico para a hipótese adotada (alto nível do rio e mês de maior vazão). Com relação aos outros parâmetros que não sofrem redução sob estas condições (amônia, DBO, fósforo), entende-se que a influência do carreamento superficial seja mais marcante que aquela da diluição, ou seja, tanto a matéria orgânica quanto alguns nutrientes são lavados da superfície dos solos da bacia de drenagem.

Claramente, nas situações em que o rio Xingu está baixo, há uma mudança de comportamento das concentrações para os meses de seca (agosto a novembro), nos quais a vazão vai para praticamente zero. Nestas situações de vazão nula e pouco remanso, claramente o modelo praticamente colapsa e fornece valores extremamente elevados de concentrações, já que praticamente não há nem água suficiente para diluir as cargas, nem vazão suficiente para advectar as cargas para o rio Xingu. Nos meses de maior vazão as concentrações apresentam valores razoáveis. Os outros Igarapés apresentam situação similar, porém como as vazões dos igarapés Ambé e Panelas são bem maiores que o do igarapé Altamira, o problema dos meses secos não é tão grave. Esta situação com o Xingu baixo jamais ocorrerá quando Belo Monte estiver em operação, portanto, não será mais explorada aqui.

Em contraste com a situação na qual o rio Xingu está baixo, na situação em que com nível mais alto (no caso, 97 m) o rio Xingu penetra bastante nos igarapés, aumentando enormemente as áreas da seção transversal de cada um deles e, como as vazões nos igarapés foram mantidas na média, e são bastante reduzidas, o que ocorre é o outro extremo, ou seja, as velocidades nos igarapés são muitíssimo reduzidas, as águas ficam praticamente paradas e há tempo para a ocorrência de diversas reações nos igarapés, reações estas que o modelo procura reproduzir. A mais notável é a situação da clorofila, que representa uma situação de grande potencial de crescimento de plâncton e de eutrofização. Percebe-se, primeiramente, que as concentrações resultantes neste caso são diferentes das concentrações iniciais e de contorno (Tabela 9). Pode-se notar que há uma alteração nas concentrações ao longo do ano. Isto prova a fortíssima influência da vazão no igarapé na qualidade da água, sendo que, nos meses de menor vazão, há uma maior tendência a problemas de eutrofização e de oxigenação.

Com relação à diferença da situação *com versus sem* tratamento, percebe-se que a redução de lançamento de nutrientes e de DBO tem um impacto direto nas concentrações nos igarapés. Os resultados da modelagem dos Igarapés de Altamira indicam, como esperado, uma melhor qualidade da água no cenário com tratamento parcial (50 %) dos esgotos sanitários.

Nos gráficos relativos à modelagem dos Igarapés de Altamira pode-se observar que alguns parâmetros apresentam comportamento inverso ao de outros, quando são retratadas as concentrações ao longo do tempo. Às vezes os pares OD x DBO, Fósforo x Clorofila-a evidenciam curvas claramente antagônicas, o que pode ser justificado em virtude das próprias características destes parâmetros (para o caso do fósforo espera-se uma correlação negativa entre a fração dissolvida, prontamente assimilada pelas algas, e as concentrações de clorofila). Todavia, ressalta-se que estas variáveis não interagem apenas aos pares e, por isso, algumas exceções a esse padrão são observadas. Para o caso da dupla OD x DBO constata-se que a configuração inversa de um em relação ao outro não é verificada em algumas simulações nos igarapés de Ambé e Panelas. A interpretação dos resultados do modelo para este caso aponta para uma forte influência dos valores muito altos de área de seção transversal e conseqüente alta diluição e baixa velocidade, nas simulações com rio Xingu alto, que trazem novamente à tona o fato de que há mais tempo

para que o crescimento das algas ocorra e para que tal crescimento influencie as concentrações de OD, e conseqüentemente, de DBO (note-se a presença das concentrações de clorofila-a no lado direito da equação para o oxigênio dissolvido). Quando a influência do Xingu é baixa (**FIGURA 8-1**), considerando-se as mesmas vazões, a velocidade aumenta muito e as seções transversais diminuem, aumentando a reaeração e não havendo tempo hábil para crescimento de algas nos igarapés.

Estas interpretações relativas ao comportamento dos parâmetros modelados para os Igarapés de Altamira estão naturalmente sujeitas ao mesmo grau de incerteza do que aquele admitido para o modelo utilizado. Ressalta-se que as configurações gráficas apresentadas cumprem o papel de exprimir a evolução dos resultados conforme as premissas do modelo. Apesar da existência de uma inegável parcela de fragilidade na adoção dos coeficientes e dos dados de entrada para o modelo, entende-se que a possibilidade de se acompanhar o comportamento temporal dos parâmetros e, principalmente, de se comparar a evolução dos mesmos frente a distintos cenários de vazão e de tratamento de esgotos, consiste em ferramenta de prognóstico de inegável utilidade. Como esperado, constata-se a melhoria da qualidade da água advinda da implantação de um tratamento parcial dos esgotos domésticos gerados na área de contribuição aos igarapés modelados (Ambé, Altamira, Panelas).

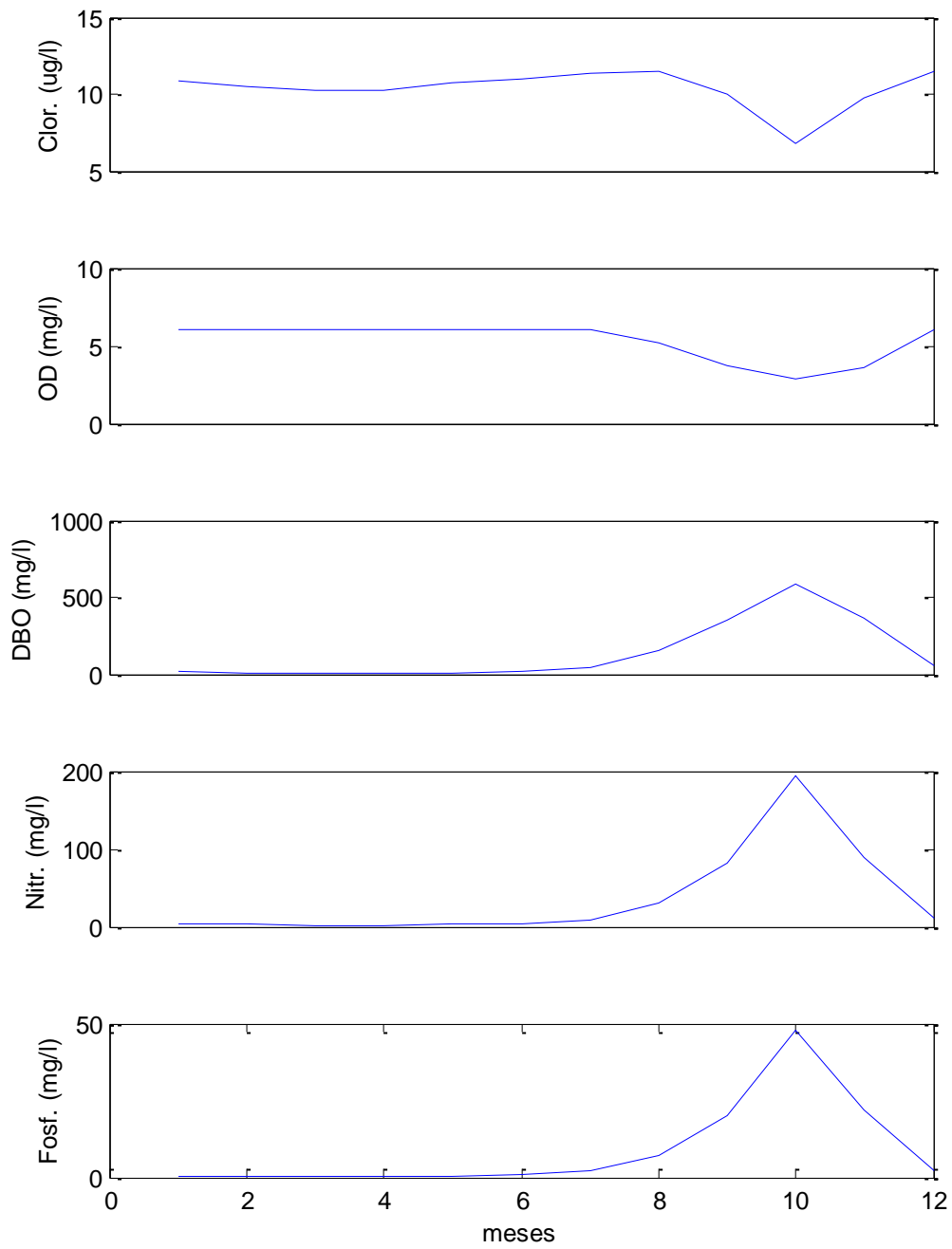


FIGURA 8 - 1 - Igarapé de Altamira, rio Xingu em 94 m. Concentrações ao longo do ano para cargas sem tratamento.

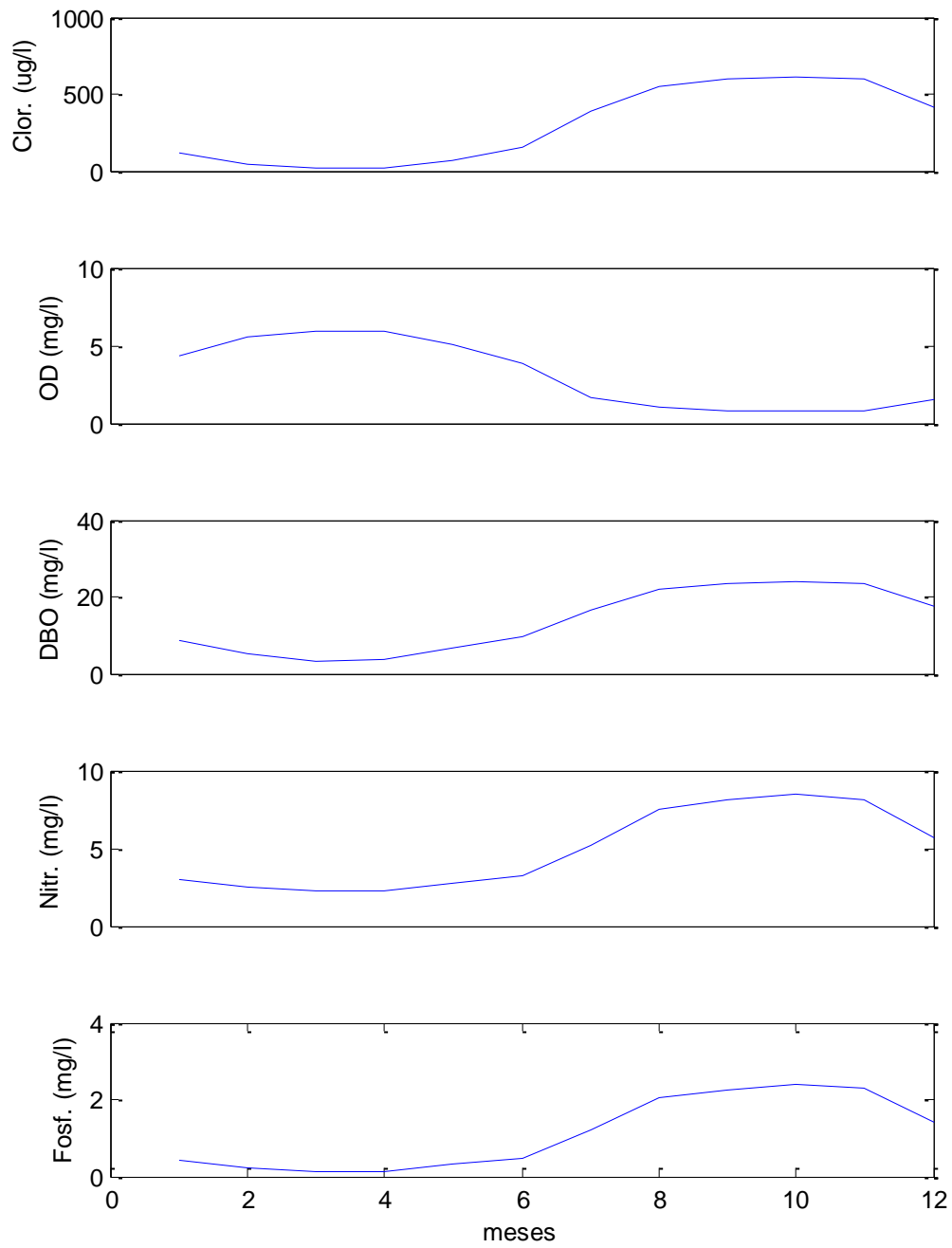


FIGURA 8 - 2 - Igarapé de Altamira, rio Xingu em 97 m. Concentrações ao longo do ano para cargas sem tratamento.

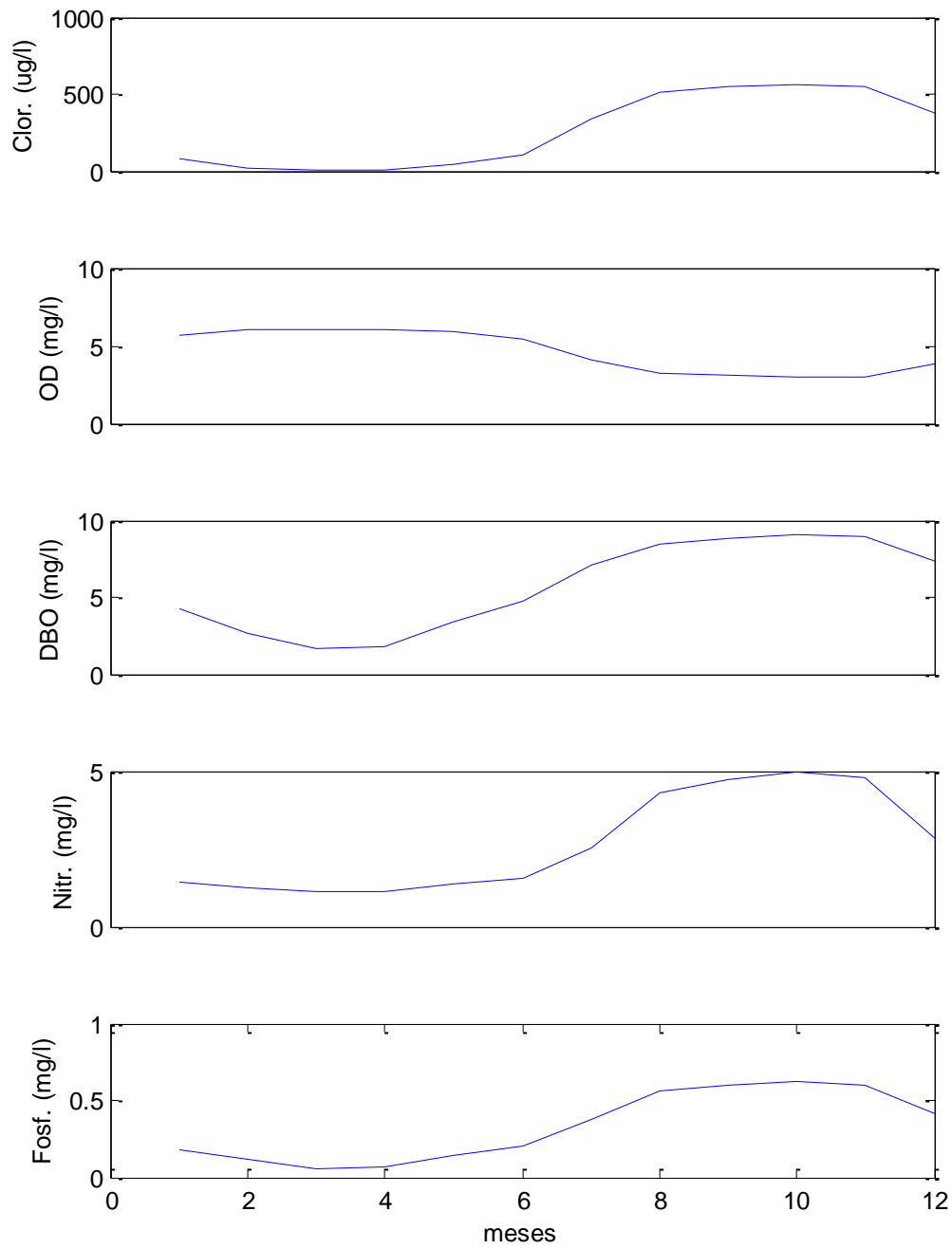


FIGURA 8 - 3 - Igarapé de Altamira, rio Xingu em 97 m. Concentrações ao longo do ano para cargas com tratamento em 50%.

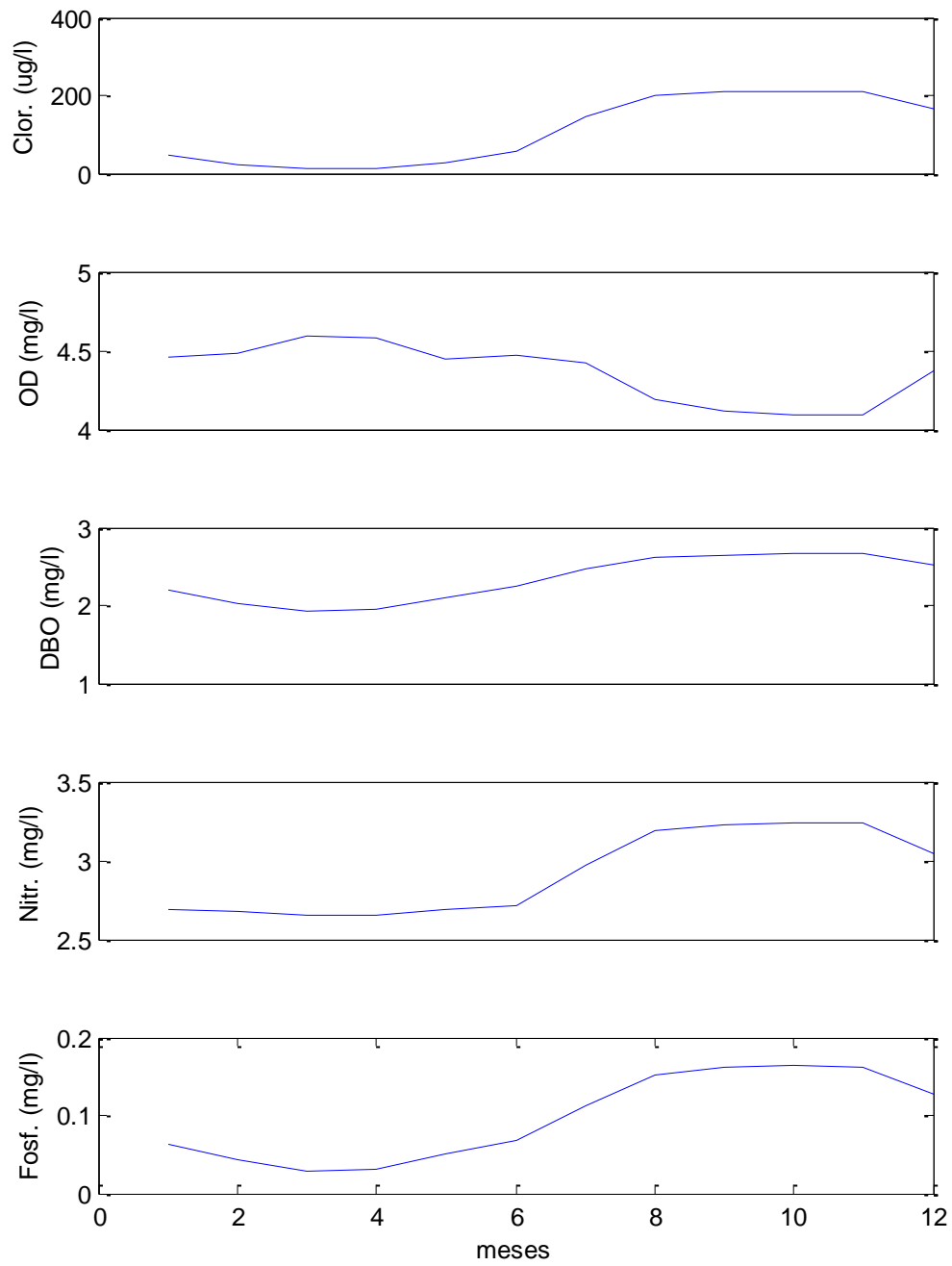


FIGURA 8 - 4 - Igarapé de Ambé, rio Xingu em 97 m. Concentrações ao longo do ano para cargas sem tratamento.

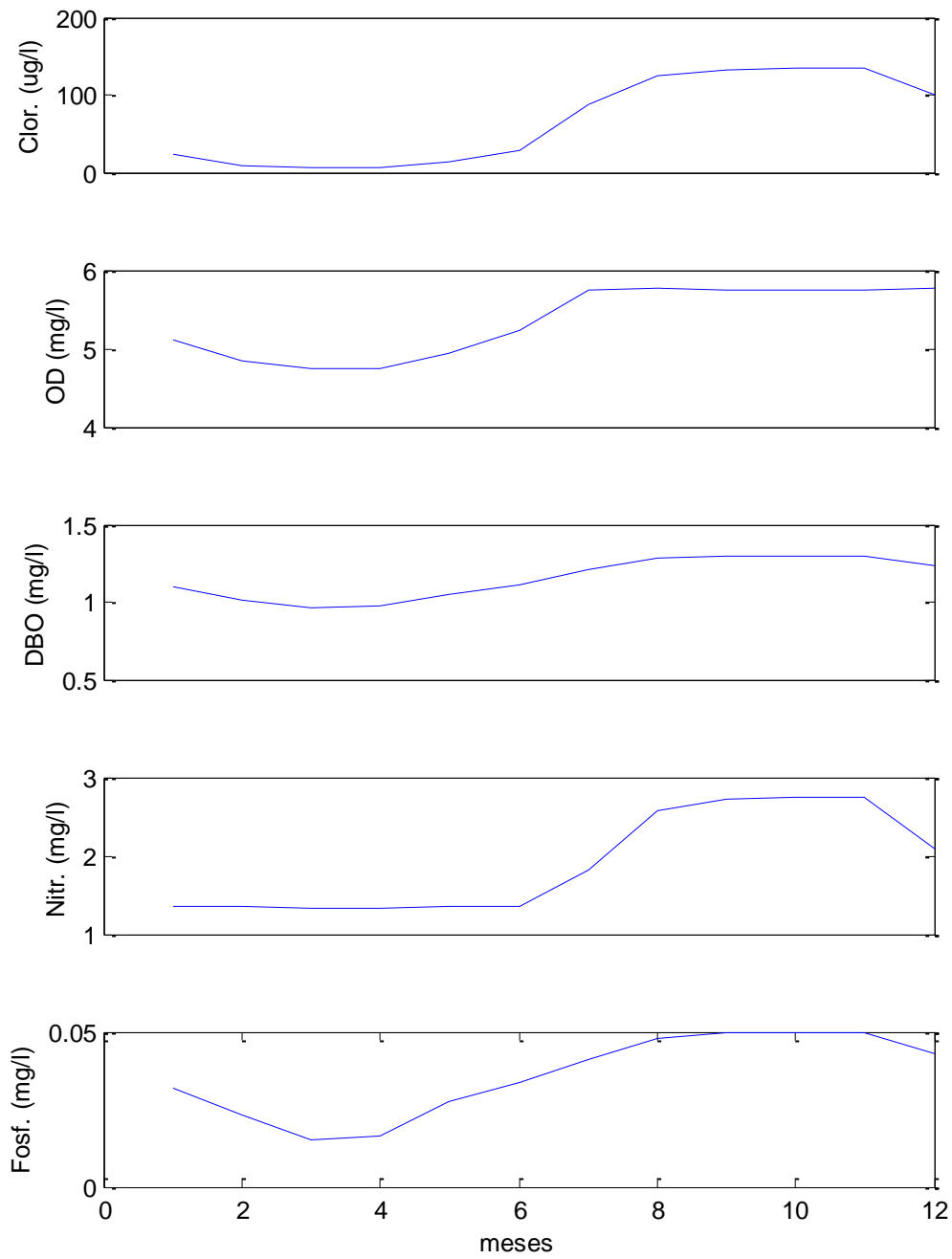


FIGURA 8 - 5 - Igarapé de Ambé, rio Xingu em 97 m. Concentrações ao longo do ano para cargas com tratamento em 50%.

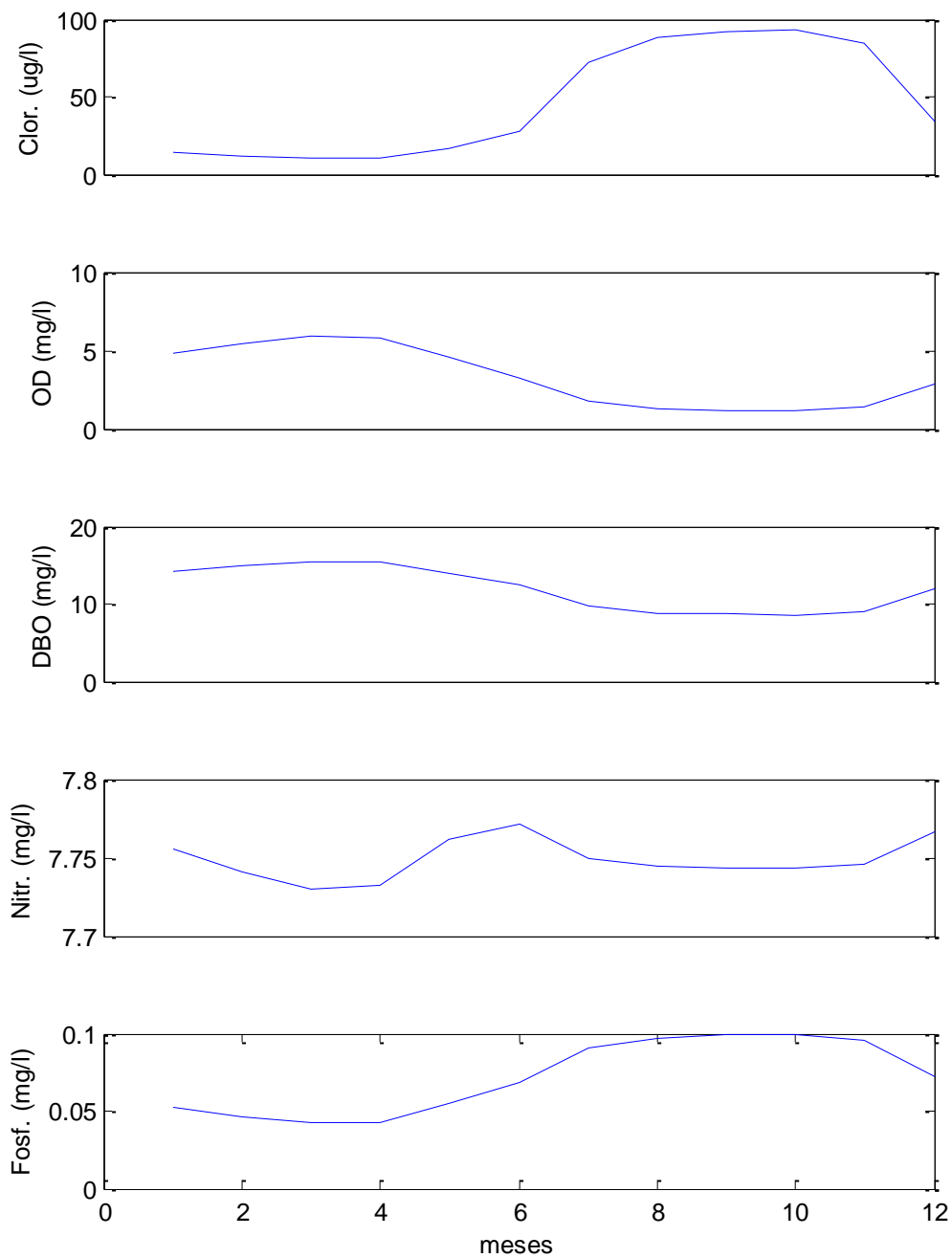


FIGURA 8 - 6 - Igarapé de Pannels, rio Xingu em 97 m. Concentrações ao longo do ano para cargas sem tratamento.

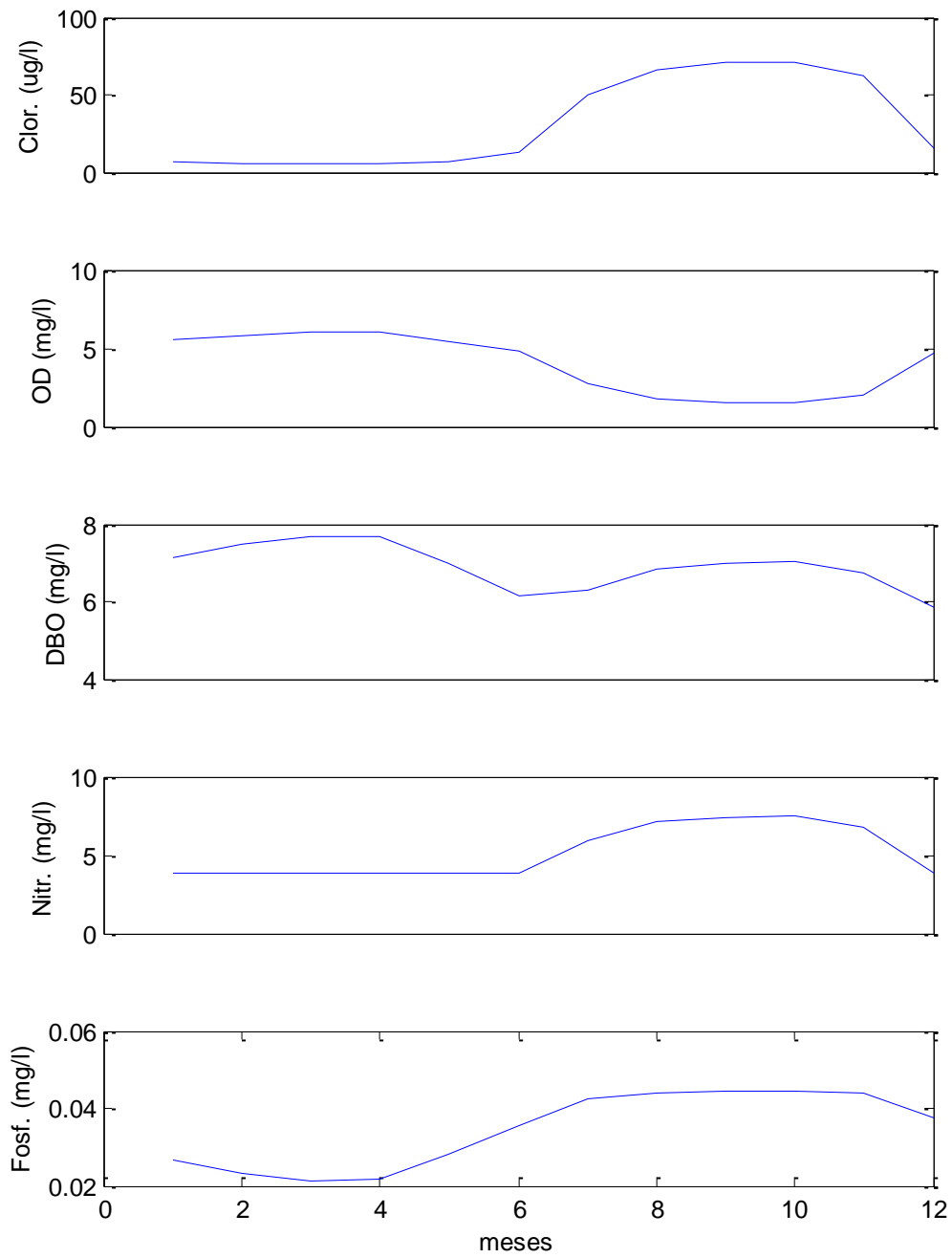


FIGURA 8 - 7 - Igarapé de Panelas, rio Xingu em 97 m. Concentrações ao longo do ano para cargas com tratamento em 50%.

9. DADOS USADOS PELO MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA

9.1. Reservatório do Xingu

O problema consiste na modelagem bidimensional dos parâmetros de qualidade de água usando os resultados do modelo hidrodinâmico, que considera variações de vazões, cobrindo um período típico, com condições hidrológicas de cheia e estiagem. Conhecendo o padrão de circulação hidrodinâmico do reservatório para este cenário de variações, é possível definir as cargas para a modelagem dos parâmetros de qualidade. Neste sentido foram definidos dois cenários: *i*) situação atual, com a carga do rio Xingu e das bacias contribuintes obtidas através das medições realizadas, inclusive os igarapés de Altamira (Painelas, Altamira e Ambé) (LEME, 2010); *ii*) considerando uma melhora nas condições dos igarapés de Altamira, com uma redução de 50% dos valores medidos de concentração de DBO e dos nutrientes, correspondendo a um possível tratamento dos esgotos desta região.

Para o cenário que considera a situação atual, as condições usadas nas simulações são:

- Variáveis meteorológicas: os dados de radiação solar usados no modelo referem-se a séries geradas pelo SisBAHIA[®] e são considerados variáveis no tempo e espacialmente homogêneos; umidade permanente e igual a 86% e temperatura do ar máxima de 29,0 °C e mínima de 26°C, com variação diária.
- Condição inicial: os valores referentes às condições iniciais foram obtidos a partir de medições realizadas no ponto RX03, localizado na calha do rio Xingu, em janeiro de 2007 (**TABELA 9.1-1** Erro! Fonte de referência não encontrada.). Estes valores foram usados como base para definir a condição inicial do reservatório do Xingu em janeiro de um ano típico qualquer. Para os demais parâmetros que não foram medidos, utilizou-se valores típicos para rios. Considerando que, rapidamente, o modelo perde a memória da condição inicial, as concentrações e os valores de temperatura foram considerados uniformes no domínio, com os seguintes valores:

Temperatura – $C_T(x, y, 0) = 30,10^\circ\text{C}$;
 Nitrogênio Orgânico – $C_7(x, y, 0) = 0,0012 \text{ mg N/L}$;
 Nitrogênio Amônio – $C_1(x, y, 0) = 0,012 \text{ mg N/L}$;
 Nitrogênio Nitrato – $C_2(x, y, 0) = 0,0088 \text{ mg N/L}$;
 Demanda Bioquímica de Oxigênio – $C_5(x, y, 0) = 3,89 \text{ mg O}_2\text{/L}$;
 Oxigênio Dissolvido – $C_6(x, y, 0) = 7,78 \text{ mg O}_2\text{/L}$;
 Clorofila *a* – $C_4(x, y, 0) = 0,00 \text{ } \mu\text{g /L}$;
 Biomassa de Zooplâncton – $C_9(x, y, 0) = 0,00 \text{ mg /L}$;
 Fósforo Orgânico – $C_8(x, y, 0) = 0,013 \text{ mg P/L}$;
 Fósforo Inorgânico Reativo – $C_3(x, y, 0) = 0,0058 \text{ mg P/L}$,

TABELA 9.1 - 1 - Valores medidos no ponto RX03 em Janeiro de 2007.

Temperatura da Água (°C)	30,1
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	7,78
DBO ₅ (mg/L)	3,89
Fósforo Total (ug/L)	19,39
Nitrato (ug/L)	8,83
Amônia (ug/L)	12,17

Fronteira de Terra: no SisBaHiA[®] presume-se que, se houver fluxo advectivo no contorno, i.e. no ponto onde a velocidade normal é positiva, a concentração da água que sai é definida pelo escoamento interno. Assim, não é necessário impor uma condição de efluxo, já que esta será naturalmente satisfeita pela formulação fraca em elementos finitos. Portanto, efetivamente, as condições só são impostas em situações de afluxo com velocidade normal

não nula, i.e., no ponto onde a velocidade normal é negativa. Estes pontos correspondem aos rios da bacia contribuinte do reservatório e a seção mais a montante no rio Xingu, sendo necessário especificar os valores de todos os parâmetros de qualidade de água durante o período de simulação. Os valores foram definidos a partir de medições realizadas entre janeiro de 2007 e março de 2008, em algumas seções localizadas na calha do rio Xingu e nos igarapés de Altamira. A **FIGURA 3.3-1** mostra a localização destas estações. Na seção a montante no rio Xingu, os valores foram estabelecidos a partir das medições realizadas no ponto RX19 (**TABELA 9.1-2**). Os valores em destaque (vermelho), mostrados na **TABELA 9.1-2**, correspondem aos dados medidos durante quatro campanhas de qualidade da água desenvolvidas respectivamente em janeiro, maio e setembro de 2007 e março de 2008 (LEME, 2010). Os demais valores da **TABELA 9.1-2** foram interpolados de tal forma a gerar um ano de dados. Este procedimento também foi usado nos igarapés de Altamira e nos demais rios contribuintes. Em relação às medições de fósforo, os dados medidos durante as campanhas referem-se às concentrações de fósforo total. Considerando que o SisBAHIA[®] simula fósforo orgânico e fósforo inorgânico; foi realizado uma partição do fósforo total, entre as duas formas de fósforo. Nos igarapés de Altamira foram usados os valores medidos na estação PAN01, para o igarapé Pannels (**TABELA 9.1-3**), os valores medidos na estação ALT01, para o igarapé Altamira (**TABELA 9.1-4**) e a estação AMB01, para o igarapé Ambé. Nos demais rios contribuintes foram usados os dados obtidos na estação RX01 (**TABELA 9.1-5**). As concentrações de Clorofila *a* e Biomassa de Zooplâncton foram arbitradas como permanentes, com valores tipicamente encontrados em rios de 4,0 µg/L para a Clorofila *a* e 0,0 mg/L (desprezível) para a Biomassa de Zooplâncton, devido ao fato de não haver dados para estas variáveis. Como o fitoplâncton e o zooplâncton estão no topo da cadeia ecológica desta modelagem, incertezas nestes valores terão impacto relativamente pequeno nos resultados da modelagem de concentrações de espécimes químicas como fósforo, OD, etc.

TABELA 9.1 - 2 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para a seção do rio Xingu.

	Nitrogênio orgânico (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo orgânico (mg/L)	Fósforo inorgânico (mg/L)	DBO (mg/L)	OD (mg/L)	Temperatura (°C).
jan	0.0131	0.0131	1.8118	0.0089	0.0089	0.70	6.50	27.00
fev	0.0147	0.0147	2.0383	0.0100	0.0100	0.85	6.65	27.25
mar	0.0163	0.0163	2.2648	0.0111	0.0111	1.00	6.89	27.50
abr	0.0150	0.0150	1.3616	0.0126	0.0126	1.86	7.30	28.50
mai	0.0137	0.0137	0.4584	0.0142	0.0142	1.88	7.82	30.10
jun	0.0130	0.0130	0.4355	0.0135	0.0135	1.85	7.50	30.50
jul	0.0123	0.0123	0.4126	0.0127	0.0127	1.70	7.00	30.90
ago	0.0109	0.0109	0.3668	0.0113	0.0113	1.75	6.80	31.50
set	0.0090	0.0110	0.0090	0.0109	0.0109	1.85	6.75	32.30
out	0.0094	0.0116	0.0094	0.0115	0.0115	1.90	6.50	31.00
nov	0.0099	0.0121	0.0099	0.0120	0.0120	1.80	6.70	30.00
dez	0.0103	0.0127	0.0103	0.0126	0.0126	1.70	6.80	29.50

TABELA 9.1 - 3 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para o igarapé Panelas.

	Nitrogênio orgânico (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo orgânico (mg/L)	Fósforo inorgânico (mg/L)	DBO (mg/L)	OD (mg/L)	Temperatura (°C).
jan	0.2325	0.2325	3.0173	0.0040	0.0017	4.35	7.92	27.50
fev	0.1333	0.1333	1.5482	0.0101	0.0043	2.74	7.24	26.70
mar	0.0341	0.0341	0.0791	0.0161	0.0069	1.13	6.56	25.90
abr	0.0190	0.0190	0.0770	0.0113	0.0048	1.57	6.80	26.40
mai	0.0039	0.0039	0.0749	0.0065	0.0028	2.00	7.04	26.90
jun	0.0037	0.0037	0.0712	0.0061	0.0026	1.90	6.69	25.56
jul	0.0035	0.0035	0.0674	0.0058	0.0025	1.80	6.34	29.00
ago	0.0033	0.0033	0.0637	0.0055	0.0024	1.70	5.98	30.00
set	0.0005	0.0005	0.1327	0.0159	0.0068	0.39	7.57	27.00
out	0.0005	0.0005	0.1260	0.0151	0.0065	0.37	7.19	26.46
nov	0.0005	0.0005	0.1194	0.0143	0.0061	0.35	6.81	25.92
dez	0.1165	0.1165	1.5684	0.0092	0.0039	2.35	7.37	26.71

TABELA 9.1 - 4 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para o igarapé Altamira.

	Nitrogênio orgânico (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo orgânico (mg/L)	Fósforo inorgânico (mg/L)	DBO (mg/L)	OD (mg/L)	Temperatura (°C).
jan	0.0306	0.0306	0.0259	0.0167	0.0072	4.71	7.45	30.30
fev	0.0984	0.0984	0.0731	0.0270	0.0116	4.21	6.72	28.10
mar	0.1662	0.1662	0.1203	0.0372	0.0159	3.71	5.98	25.90
abr	0.1389	0.1389	0.9501	0.0339	0.0145	2.86	6.04	26.15
mai	0.1117	0.1117	1.7799	0.0306	0.0131	2.00	6.10	26.40
jun	0.1061	0.1061	1.6909	0.0291	0.0125	1.90	5.80	25.08
jul	0.1005	0.1005	1.6019	0.0276	0.0118	1.80	5.49	29.00
ago	0.0949	0.0949	1.5129	0.0260	0.0112	1.70	5.19	30.00
set	0.1669	0.1669	0.2774	0.0323	0.0138	0.66	7.01	26.70
out	0.1586	0.1586	0.2635	0.0307	0.0131	0.63	6.66	26.17
nov	0.1502	0.1502	0.2496	0.0291	0.0125	0.59	6.31	25.63
dez	0.0904	0.0904	0.1377	0.0229	0.0098	2.65	6.88	27.97

TABELA 9.1 - 5 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para o igarapé Ambé.

	Nitrogênio orgânico (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo orgânico (mg/L)	Fósforo inorgânico (mg/L)	DBO (mg/L)	OD (mg/L)	Temperatura (°C).
jan	0.0222	0.0222	0.0082	0.0064	0.0028	4.36	6.45	26.60
fev	0.1328	0.1328	0.1226	0.0092	0.0040	3.23	5.56	26.75
mar	0.2433	0.2433	0.2370	0.0121	0.0052	2.10	4.67	26.90
abr	0.1285	0.1285	0.1224	0.0105	0.0045	2.05	5.25	26.55
mai	0.0137	0.0137	0.0079	0.0089	0.0038	2.00	5.82	26.20
jun	0.0130	0.0130	0.0075	0.0085	0.0036	1.90	5.53	24.89
jul	0.0123	0.0123	0.0071	0.0080	0.0034	1.80	5.24	29.00
ago	0.0116	0.0116	0.0067	0.0076	0.0032	1.70	4.95	30.00
set	0.0005	0.0005	0.0115	0.0082	0.0035	2.10	7.14	26.50
out	0.0005	0.0005	0.0109	0.0077	0.0033	2.00	6.78	25.97
nov	0.0005	0.0005	0.0103	0.0073	0.0031	1.89	6.43	25.44
dez	0.0114	0.0114	0.0093	0.0069	0.0030	3.13	6.44	26.02

TABELA 9.1 - 6 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para os demais rios contribuintes do reservatório do Xingu.

	Nitrogênio orgânico (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo orgânico (mg/L)	Fósforo inorgânico (mg/L)	DBO (mg/L)	OD (mg/L)	Temperatura (°C).
jan	0.0323	0.0323	0.0034	0.0145	0.0062	4.35	7.86	30.80
fev	0.0321	0.0321	0.0235	0.0204	0.0088	3.11	7.54	29.10
mar	0.0319	0.0319	0.0436	0.0264	0.0113	1.87	7.22	27.40
abr	0.0208	0.0208	0.2300	0.0220	0.0094	1.94	7.51	28.70
mai	0.0098	0.0098	0.4165	0.0177	0.0076	2.00	7.80	30.00
jun	0.0093	0.0093	0.3957	0.0168	0.0072	1.90	7.41	28.50
jul	0.0088	0.0088	0.3749	0.0159	0.0068	1.80	7.02	29.00
ago	0.0083	0.0083	0.3540	0.0150	0.0064	1.70	6.63	30.00
set	0.0005	0.0005	0.2012	0.0110	0.0047	1.88	6.93	31.30
out	0.0005	0.0005	0.1911	0.0104	0.0045	1.79	6.58	30.67
nov	0.0005	0.0005	0.1810	0.0099	0.0042	1.69	6.24	30.05
dez	0.0164	0.0164	0.0922	0.0122	0.0052	3.02	7.05	30.42

Os parâmetros relacionados na simulação numérica do transporte advectivo e difusivo podem ser observados na **TABELA 9.1-7**. O coeficiente de difusão turbulenta representa a mistura devida à turbulência gerada principalmente pelo fundo, podendo ser decomposto segundo as direções longitudinais e transversais. Fischer (1979) parametrizou o coeficiente de difusão como função das escalas da dispersão longitudinal e transversal, usadas para facilitar a calibração, e da velocidade de atrito característica. Somada a este modelo é possível considerar valores constantes, fornecidos pelo modelador. Detalhes sobre o modelo de transporte e os parâmetros considerados podem ser encontrados em Cunha et al., 2002.

TABELA 9.1 - 7 - Parâmetros utilizados na simulação numérica do modelo de transporte advectivo-difusivo.

Parâmetros	Valores
D_{xx} (m ² /s)	2,0
D_{xy} (m ² /s)	0,0
D_{yy} (m ² /s)	2,0
Δt (s)	300,0
Número de Peclèt Maximo	10,0
α (escala da dispersão longitudinal)	4,0
β (escala da dispersão transversal)	1,0
α_x (parâmetro de escala na dimensão x)	1,0
α_y (parâmetro de escala na dimensão y)	1,0
α_t (parâmetro de escala na dimensão t)	1,0

Os parâmetros usados nas reações cinéticas do modelo de qualidade da água são mostrados na **TABELA 9.1-8**. A definição destes parâmetros representa um desafio na utilização de modelos de qualidade de água com caráter preditivo por três motivos principais: (i) os próprios modelos são simplificações exageradas da realidade e, portanto, seus parâmetros tentam condensar uma quantidade de fenômenos muitas vezes impossível de se expressar por apenas um número; (ii) As poucas campanhas de medição e a própria precariedade de muitas das próprias técnicas de medição, limitam tanto a quantidade quanto a qualidade dos dados para calibração destes parâmetros; (iii) não se tem informação futura (mudança de clima, possíveis novas espécies podem evoluir, reservatório ainda não existe, etc), portanto não há como escapar de supor que tais parâmetros irão assumir certos valores que podem mudar com o tempo e que podem precisar de nova calibração. No entanto, muitos destes valores são mais ou menos independentes de situações específicas (ou seja, são mais ou menos universais), além de muitos serem adimensionais (ou seja, de independermos de escala do problema). Assim, é possível supor que tais parâmetros terão um comportamento dentro de uma faixa de valores, ou ainda supor que eles podem ser considerados na média, de modo que os erros para mais e para menos se compensem. Portanto, é muito razoável a utilização de valores destas “constantes” obtidas em laboratórios ou em outros estudos de campo. Diante do fato de que se está mais preocupado em obter tendências, fazer comparações de cenários e avaliar qualitativamente possíveis efeitos no futuro reservatório, a utilização de “valores da literatura existente” é perfeitamente justificável e é justamente o que se faz em qualquer estudo deste porte.

TABELA 9.1 - 8 - Parâmetros utilizados na simulação numérica do modelo de qualidade da água.

Símbolo	Parâmetro	Valor	Unidades
$k_g(20)$	Taxa de crescimento do fitoplâncton a 20°C	2,0	d ⁻¹
k_{Sn}	Constante de meia saturação de N	25,0	µgN L ⁻¹
k_{SP}	Constante de meia saturação de P	20,0	µgN L ⁻¹
I_s	Nível ótimo de luz	145	ly d ⁻¹
k_{sa}	Constante de meia saturação para predação de zooplâncton sobre alga	10	(µgChla L ⁻¹)
$k_{gz}(20)$	Taxa de predação do fitoplâncton pelo zooplâncton a 20°C	0,5	m ³ gC ⁻¹ d ⁻¹
$k_{ra}(20)$	Perdas de fitoplâncton por respiração e excreção a 20 °C	0,2	d ⁻¹
$k_{rz}(20)$	Perdas do zooplâncton por respiração e excreção a 20°C	0,03	d ⁻¹
E_z	Eficiência de predação do zooplâncton sobre algas	0,5	-
$k_{gzc}(20)$	Perdas do zooplâncton por predação	0,05	d ⁻¹
f_{on}	Fração de morte e respiração do fitoplâncton reciclada para nitrogênio orgânico	0,5	-
k_{am}	Constante de meia saturação para preferência de amônia	50	µgN L ⁻¹
r_{oc}	Quantidade de oxigênio consumido na decomposição de um grama de carbono orgânico	2,67	gO, gC ⁻¹
r_{pa}	Razão fósforo/clorofila nas células das algas	2,0	gP gChla ⁻¹
r_{na}	Razão nitrogênio/clorofila nas células das algas	5,0	gN gChla ⁻¹
r_{ca}	Razão carbono/clorofila nas células das algas	10	gC gChla ⁻¹
f_{D5}	Fração de DBO dissolvido na coluna de água	0,5	-
f_{D7}	Fração de nitrogênio orgânico dissolvido na coluna de água	1,0	-

f_{DB}	Fração de fósforo orgânico dissolvido na coluna de água,	0,85	-
f_{op}	Fração de morte e respiração da fitoplâncton reciclada para fósforo orgânico	0,5	-
$k_{12}(20)$	Coeficiente de nitrificação em 20°C	0,1	d ⁻¹
$k_D(20)$	Coeficiente de desnitrificação em 20°C	0,09	d ⁻¹
$k_{71}(20)$	Coeficiente de amonificação em 20°C	0,08	d ⁻¹
$k_{83}(20)$	Coeficiente de mineralização do fósforo orgânico em 20°C	0,2	d ⁻¹
$k_a(20)$	Coeficiente de reaeração em 20°C	2,0	d ⁻¹
$k_D(20)$	Coeficiente de desoxigenação em 20°C	0,2	d ⁻¹
k_{DBO}	Constante de meia saturação para oxidação da DBO	0,5	mgO ₂ L ⁻¹
k_{NIT}	Constante de meia saturação da nitrificação por limitação de oxigênio	2,0	mgO ₂ L ⁻¹
k_{NO3}	Constante de meia saturação da desnitrificação por limitação de oxigênio	0,1	mgO ₂ L ⁻¹
k_{ea}	Taxa de mortalidade do fitoplâncton	0,1	d ⁻¹
k_{ez}	Taxa de mortalidade do zooplâncton	0,01	d ⁻¹
$SOD(20)$	Demanda de oxigênio no sedimento em 20°C	1,0	gO ₂ m ⁻² d ⁻¹
vs_3	Velocidade de deposição de substância orgânica	0,01	m d ⁻¹
vs_4	Velocidade de sedimentação da biomassa	0,15	m d ⁻¹
v_{fr}	Velocidade de precipitação do fósforo inorgânico	0,1	m d ⁻¹

Para o cenário que considera uma redução de 50% dos valores medidos de concentração de DBO e dos nutrientes nos igarapés de Altamira, que corresponde a um possível tratamento de esgoto desta região, as condições são semelhantes às do cenário anterior, ou seja, as variáveis meteorológicas, as condições iniciais e os parâmetros gerais do modelo foram mantidos inalterados. As modificações aconteceram nos valores de concentração para os três igarapés de Altamira. A **TABELA 9.1-9**, **TABELA 9.1-10** e **TABELA 9.1-11** mostram os novos valores considerados. As reduções aconteceram nas concentrações de Nitrogênio Orgânico, Amônia, Nitrato, Fósforo Orgânico, Fósforo Inorgânico e DBO. As

concentrações de Oxigênio Dissolvido e os valores de temperatura foram mantidos iguais aos do cenário anterior.

TABELA 9.1 - 9 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para o igarapé Pannels com redução de 50%.

	Nitrogênio orgânico (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo orgânico (mg/L)	Fósforo inorgânico (mg/L)	DBO (mg/L)	OD (mg/L)	Temperatura (°C).
jan	0.1163	0.1163	1.5087	0.0020	0.0009	2.1750	7.92	27.50
fev	0.0667	0.0667	0.7741	0.0050	0.0022	1.3700	7.24	26.70
mar	0.0171	0.0171	0.0395	0.0081	0.0035	0.5650	6.56	25.90
abr	0.0095	0.0095	0.0385	0.0056	0.0024	0.7825	6.80	26.40
mai	0.0020	0.0020	0.0375	0.0032	0.0014	1.0000	7.04	26.90
jun	0.0019	0.0019	0.0356	0.0031	0.0013	0.9500	6.69	25.56
jul	0.0018	0.0018	0.0337	0.0029	0.0012	0.9000	6.34	29.00
ago	0.0017	0.0017	0.0318	0.0027	0.0012	0.8500	5.98	30.00
set	0.0003	0.0003	0.0663	0.0080	0.0034	0.1950	7.57	27.00
out	0.0003	0.0003	0.0630	0.0076	0.0032	0.1853	7.19	26.46
nov	0.0002	0.0002	0.0597	0.0072	0.0031	0.1755	6.81	25.92
dez	0.0582	0.0582	0.7842	0.0046	0.0020	1.1753	7.37	26.71

TABELA 9.1 - 10 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para o igarapé Altamira com redução de 50%.

	Nitrogênio orgânico (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo orgânico (mg/L)	Fósforo inorgânico (mg/L)	DBO (mg/L)	OD (mg/L)	Temperatura (°C).
jan	0.0153	0.0153	0.0129	0.0084	0.0036	2.3550	7.45	30.30
fev	0.0492	0.0492	0.0365	0.0135	0.0058	2.1050	6.72	28.10
mar	0.0831	0.0831	0.0601	0.0186	0.0080	1.8550	5.98	25.90
abr	0.0695	0.0695	0.4750	0.0170	0.0073	1.4275	6.04	26.15
mai	0.0558	0.0558	0.8899	0.0153	0.0066	1.0000	6.10	26.40
jun	0.0531	0.0531	0.8454	0.0145	0.0062	0.9500	5.80	25.08
jul	0.0503	0.0503	0.8009	0.0138	0.0059	0.9000	5.49	29.00
ago	0.0475	0.0475	0.7564	0.0130	0.0056	0.8500	5.19	30.00
set	0.0835	0.0835	0.1387	0.0161	0.0069	0.3300	7.01	26.70
out	0.0793	0.0793	0.1317	0.0153	0.0066	0.3135	6.66	26.17
nov	0.0751	0.0751	0.1248	0.0145	0.0062	0.2970	6.31	25.63
dez	0.0452	0.0452	0.0689	0.0114	0.0049	1.3260	6.88	27.97

TABELA 9.1 - 11 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para o igarapé Ambé com redução de 50%.

	Nitrogênio orgânico (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo orgânico (mg/L)	Fósforo inorgânico (mg/L)	DBO (mg/L)	OD (mg/L)	Temperatura (°C).
jan	0.0111	0.0111	0.0041	0.0032	0.0014	2.1800	6.45	26.60
fev	0.0664	0.0664	0.0613	0.0046	0.0020	1.6150	5.56	26.75
mar	0.1217	0.1217	0.1185	0.0060	0.0026	1.0500	4.67	26.90
abr	0.0642	0.0642	0.0612	0.0052	0.0022	1.0250	5.25	26.55
mai	0.0068	0.0068	0.0039	0.0044	0.0019	1.0000	5.82	26.20
jun	0.0065	0.0065	0.0037	0.0042	0.0018	0.9500	5.53	24.89
jul	0.0061	0.0061	0.0035	0.0040	0.0017	0.9000	5.24	29.00
ago	0.0058	0.0058	0.0033	0.0038	0.0016	0.8500	4.95	30.00
set	0.0003	0.0003	0.0057	0.0041	0.0017	1.0500	7.14	26.50
out	0.0003	0.0003	0.0054	0.0039	0.0017	0.9975	6.78	25.97
nov	0.0002	0.0002	0.0052	0.0037	0.0016	0.9450	6.43	25.44
dez	0.0057	0.0057	0.0046	0.0034	0.0015	1.5625	6.44	26.02

9.2. Reservatório Intermediário

A modelagem bidimensional dos parâmetros de qualidade de água no reservatório intermediário considera dois padrões de circulação hidrodinâmica: com variações de vazões que cobrem um período típico com diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia e vazão permanente de 300 m³/s. Para cada cenário de circulação hidrodinâmica foram realizadas duas simulações dos parâmetros de qualidade de água: com as cargas atuais presentes no rio Xingu e com as cargas aumentadas em 5 vezes em relação ao cenário anterior. Sendo assim, são definidas duas condições de contorno distintas. As variáveis meteorológicas e os parâmetros gerais relacionados às reações cinéticas são iguais aos usados na simulação do reservatório do Xingu. As condições iniciais e os parâmetros usados na simulação numérica do transporte advectivo e difusivo foram mantidos iguais nos dois cenários de carga. As condições usadas nas simulações são:

- Condição inicial: os valores referentes às condições iniciais foram obtidos a partir da média das medições realizadas na estação IGLH, localizada no tributário onde será feito o canal de acesso ao reservatório intermediário. Considerando que, rapidamente o modelo perde a memória da condição inicial, as concentrações e os valores de temperatura foram considerados uniformes no domínio, com os seguintes valores:

Temperatura – $C_T(x, y, 0) = 28,10^{\circ}\text{C}$;
 Nitrogênio Orgânico – $C_7(x, y, 0) = 0,145 \text{ mg N/L}$;
 Nitrogênio Amoniacal – $C_1(x, y, 0) = 0,145 \text{ mg N/L}$,
 Nitrogênio Nitrato – $C_2(x, y, 0) = 1,145 \text{ mg N/L}$,
 Demanda Bioquímica de Oxigênio – $C_5(x, y, 0) = 3,07 \text{ mg O}_2\text{/L}$;
 Oxigênio Dissolvido – $C_6(x, y, 0) = 8,33 \text{ mg O}_2\text{/L}$;
 Clorofila_a – $C_4(x, y, 0) = 0,00 \mu\text{g /L}$;
 Biomassa de Zooplâncton – $C_9(x, y, 0) = 0,00 \text{ mg /L}$;
 Fósforo Orgânico – $C_8(x, y, 0) = 0,030 \text{ mg P/L}$;
 Fósforo Inorgânico Reativo – $C_3(x, y, 0) = 0,0127 \text{ mg P/L}$.

- Fronteira de Terra: no reservatório intermediário, apenas no canal de acesso a velocidade normal é negativa. Sendo assim, nesta seção transversal devem ser especificados os valores de todos os parâmetros de qualidade de água durante o período de simulação. Os valores foram definidos a partir de medições realizadas

entre janeiro de 2007 e março de 2008 na estação RX03. A **TABELA 9.2-1** mostra os valores considerados. As concentrações de Clorofila *a* e a Biomassa de Zooplâncton foram definidas como permanentes, com valores de 4,0 µg/L para a Clorofila *a* e 0,0 mg/L para a Biomassa de Zooplâncton. Para o cenário onde as cargas são aumentadas em 5 vezes em relação ao cenário anterior, os valores das concentrações de Nitrogênio Orgânico, Amônia, Nitrato, Fósforo Orgânico, Fósforo Inorgânico e DBO foram multiplicados por 5. As concentrações de Oxigênio Dissolvido e os valores de temperatura foram mantidos iguais nos dois cenários.

TABELA 9.2 - 1 - Valores dos parâmetros de qualidade de água usados como condição de contorno para a seção do canal no reservatório intermediário considerando a situação atual.

	Nitrogênio orgânico (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo orgânico (mg/L)	Fósforo inorgânico (mg/L)	DBO (mg/L)	OD (mg/L)	Temperatura (°C).
jan	0.0122	0.0122	0.0088	0.0136	0.0058	3.8900	7.78	30.10
fev	0.0187	0.0187	0.0086	0.0156	0.0067	2.7150	7.42	28.75
mar	0.0252	0.0252	0.0084	0.0177	0.0076	1.5400	7.05	27.40
abr	0.0168	0.0168	0.0225	0.0161	0.0069	1.6700	7.57	28.80
mai	0.0083	0.0083	0.0365	0.0145	0.0062	1.8000	8.08	30.20
jun	0.0079	0.0079	0.0347	0.0138	0.0059	1.7100	7.68	28.69
jul	0.0075	0.0075	0.0329	0.0131	0.0056	1.6200	7.27	29.00
ago	0.0070	0.0070	0.0311	0.0124	0.0053	1.5300	6.87	30.00
set	0.0731	0.0731	1.2948	0.0088	0.0038	1.7800	7.18	31.00
out	0.0695	0.0695	1.2301	0.0083	0.0036	1.6910	6.82	30.38
nov	0.0658	0.0658	1.1653	0.0079	0.0034	1.6020	6.46	29.76
dez	0.0390	0.0390	0.5871	0.0107	0.0046	2.7460	7.12	29.93

Os parâmetros usados na simulação numérica do transporte advectivo e difusivo para os dois cenários podem ser observados na **TABELA 9.2 - 2 -**.

TABELA 9.2 - 2 - Parâmetros utilizados na simulação numérica do modelo de transporte advectivo-difusivo considerando os dois cenários.

Parâmetros	Valores
D_{xx} (m ² /s)	4,0
D_{xy} (m ² /s)	0,0
D_{yy} (m ² /s)	1,0
Δt (s)	600,0
Número de Peclèt Maximo	10,0
α (escala da dispersão longitudinal)	2,0
β (escala da dispersão transversal)	1,0
α_x (parâmetro de escala na dimensão <i>x</i>)	1,0
α_y (parâmetro de escala na dimensão <i>y</i>)	1,0
α_t (parâmetro de escala na dimensão <i>t</i>)	1,0

10. MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA - RESULTADOS NOS RESERVATÓRIOS

10.1. Reservatório do Xingu

A **FIGURA 10.1-1 a 10.1-4** mostram resultados de concentração de OD das simulações para o cenário com as concentrações medidas (situação atual) e aquelas nas quais há 50% de redução das concentrações dos igarapés de Altamira no Rio Xingu.

A **FIGURA 10.1-1** mostra a distribuição de OD para estes dois cenários no pico de cheia do ano, enquanto que a **FIGURA 10.1-3** mostra a situação destes dois cenários para o ponto extremo de estiagem no ano. As **FIGURA 10.1-2 e FIGURA 10.1-4** mostram em detalhe a região de Altamira para o mesmo instante descrito nas **FIGURA 10.1-1 e FIGURA 10.1-3**, respectivamente.

A **FIGURA 10.1-5** mostra a permanência de concentração de OD acima de 6 mg/L (vale ressaltar que este e outros limiares escolhidos são simplesmente valores notáveis existentes nas resoluções CONAMA vigentes), ou seja, para cada ponto distribuído no reservatório, o percentual de tempo em que o OD fica acima deste limiar.

O primeiro ponto a se notar é que embora a redução das cargas dos igarapés possa ter um impacto importante na qualidade da água nos próprios igarapés, as concentrações de OD resultantes são insensíveis a esta mudança no reservatório. Isto é razoável, na medida em que as vazões dos igarapés considerados são absolutamente irrisórias em comparação com a vazão do Rio Xingu. Desta forma, a qualidade da água do reservatório do Xingu, na realidade, será função da qualidade da água da vazão total afluente ao reservatório e terá pouca influência da qualidade de água destes três igarapés desembocando diretamente no reservatório.

Obviamente, pode haver uma melhoria de qualidade da água nas imediações da foz de cada igarapé, porém tal melhoria será diluída e desprezível à medida que estas águas entram no reservatório.

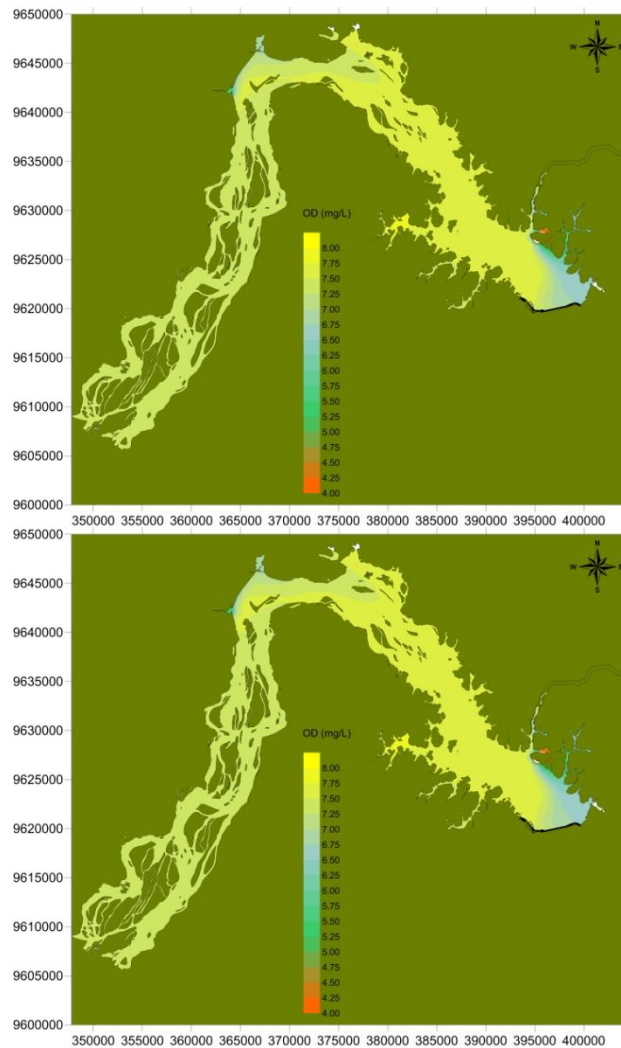


FIGURA 10.1 - 1 – Concentrações de OD (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA® no Reservatório do Xingu para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, no ponto extremo de cheia, com a carga atual (esquerda) e com a carga dos igarapés de Altamira reduzida em 50 %.

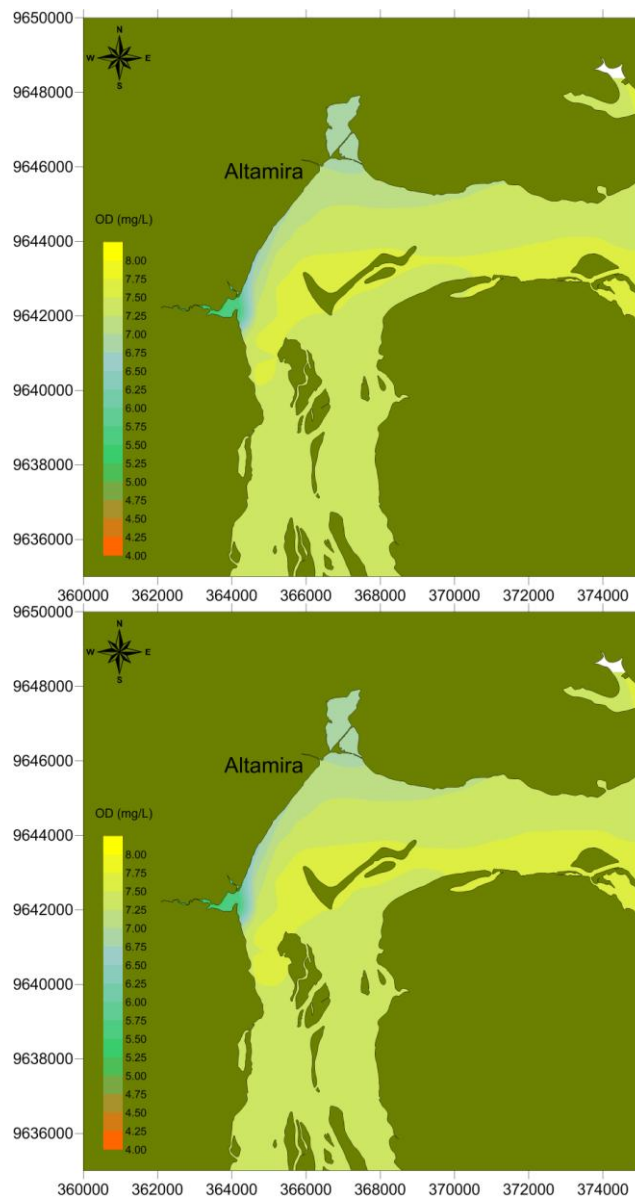


FIGURA 10.1 - 2 – Concentrações de OD (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA[®] no Reservatório do Xingu, região de Altamira, para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, no ponto extremo de cheia, com a carga atual (esquerda) e com a carga dos igarapés de Altamira reduzida em 50 %.

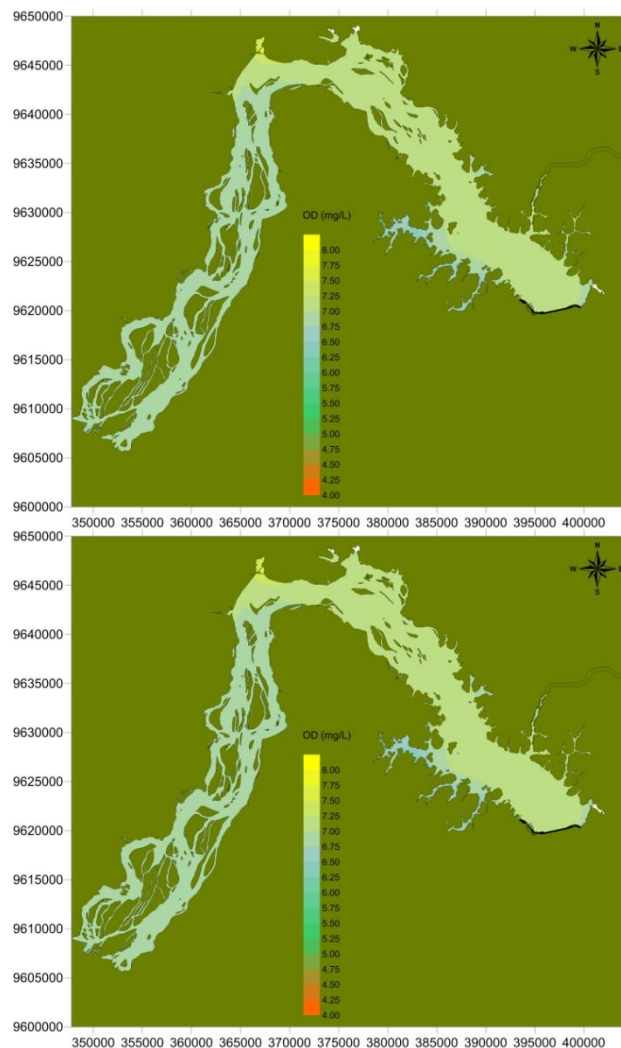


FIGURA 10.1 - 3 – Concentrações de OD (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA[®] no Reservatório do Xingu para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, no ponto extremo de estiagem, com a carga atual (esquerda) e com a carga dos igarapés de Altamira reduzida em 50 %.

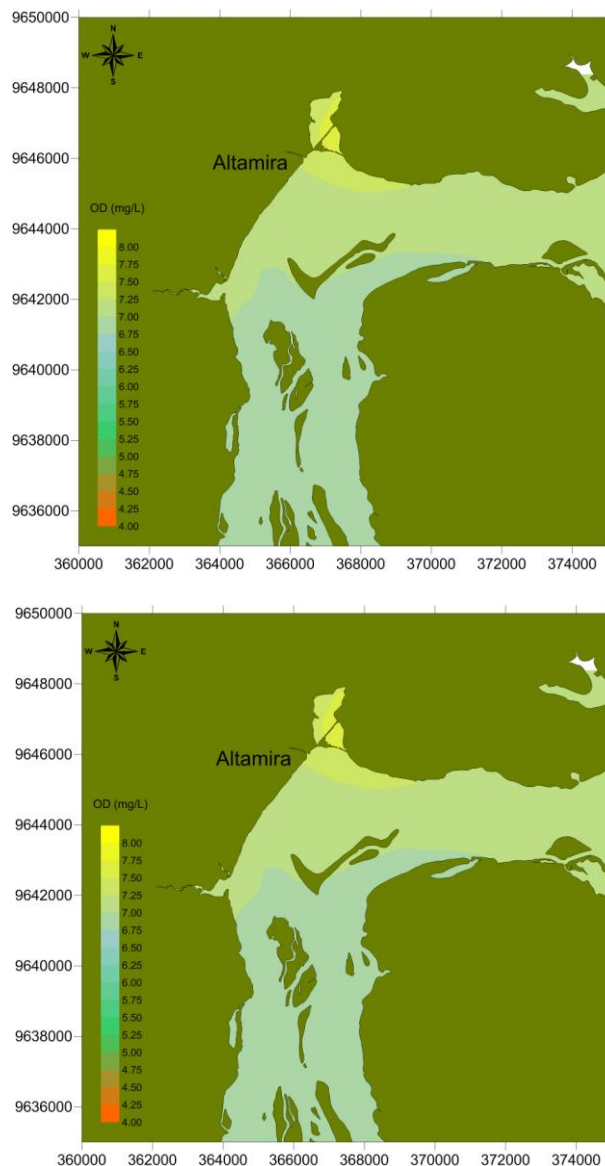


FIGURA 10.1 - 4 – Concentrações de OD (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA[®] no Reservatório do Xingu, região de Altamira, para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, no ponto extremo de estiagem, com a carga atual (esquerda) e com a carga dos igarapés de Altamira reduzida em 50 %.

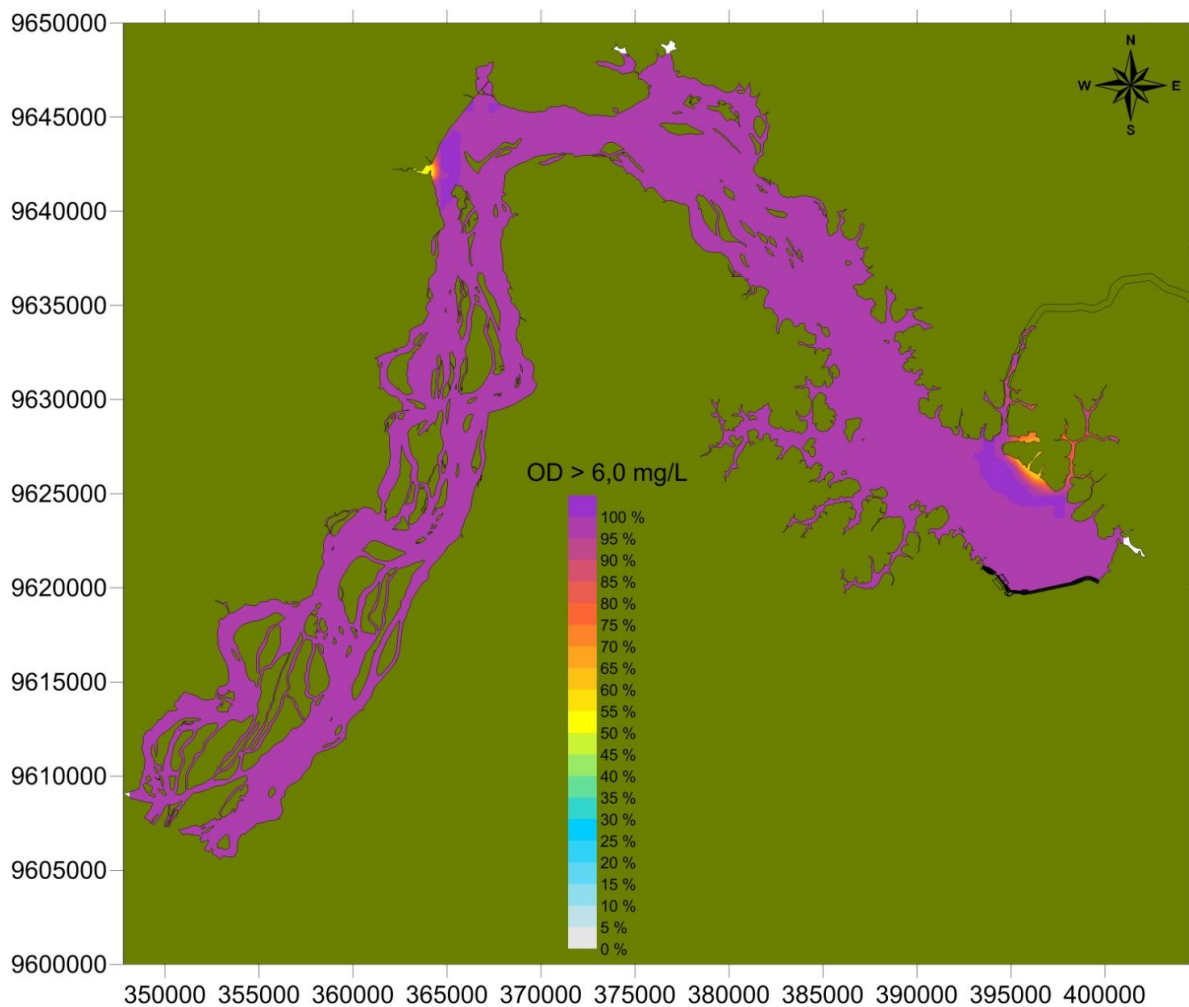


FIGURA 10.1 - 5 – Isolinhas de persistência de OD > 6,0 mg/L durante um ano hidrológico típico (cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia) com a carga atual.

Similarmente ao caso anterior do OD, as **FIGURA 10.1-6** a **FIGURA 10.1-8** mostram resultados de concentração de DBO das simulações para o cenário com as concentrações medidas (situação atual) e aquelas nas quais há 50% de redução das concentrações dos igarapés de Altamira no rio Xingu. A **FIGURA 10.1-7** mostra em detalhe a região de Altamira para o mesmo instante descrito na **FIGURA 10.1-6**.

Novamente, comparando os painéis da esquerda e da direita das **FIGURA 10.1-6** e **FIGURA 10.1-8** vê-se que, tanto para a estiagem quanto para a cheia, as concentrações de DBO no reservatório praticamente não são afetadas com a redução das cargas vindas dos igarapés de Altamira, exceto nas imediações desses igarapés (**FIGURA 10.1-7**).

A **FIGURA 10.1-9** mostra que a concentração de DBO se mantém em níveis relativamente baixos na simulação, já que a persistência em valores abaixo de 3,0 mg/L é praticamente 100%.

O gráfico de persistência para o nitrato abaixo de 2,0 mg/L está mostrado na **FIGURA 10.1-10**. Apenas na região de remanso do reservatório há locais nos quais, em 30% do tempo, os valores superam o limiar de 2,0 mg/L.

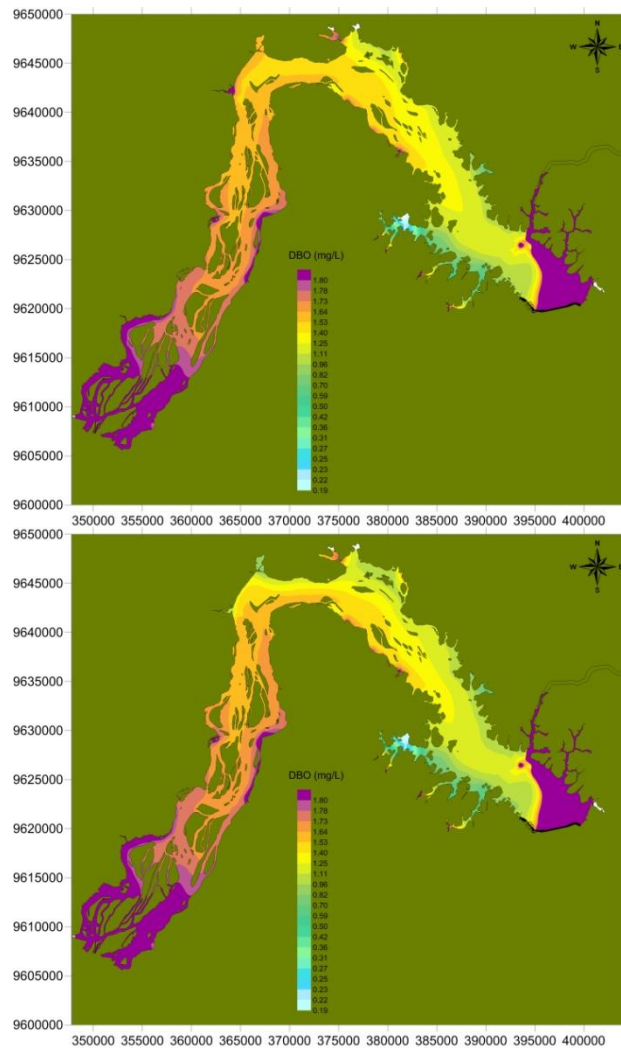


FIGURA 10.1 - 6 – Concentrações de DBO (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA[®] no Reservatório do Xingu para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, no ponto extremo de cheia, com a carga atual (esquerda) e com a carga dos igarapés de Altamira reduzida em 50 %.

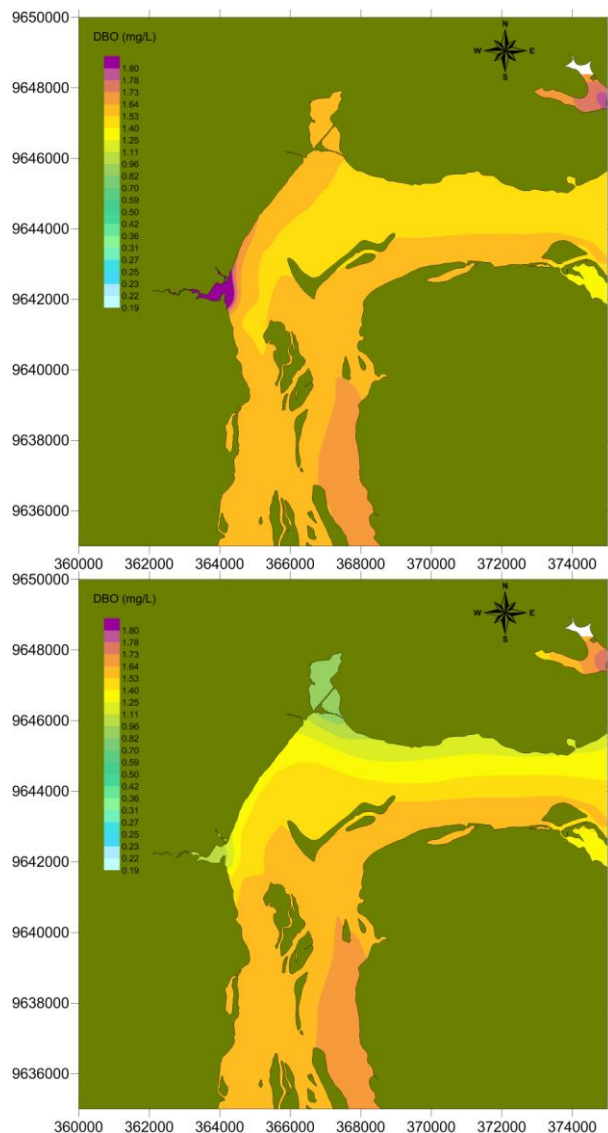


FIGURA 10.1 - 7 – Concentrações de DBO (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA[®] no Reservatório do Xingu, região de Altamira, para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, no ponto extremo de cheia, com a carga atual (esquerda) e com a carga dos igarapés de Altamira reduzida em 50 %.

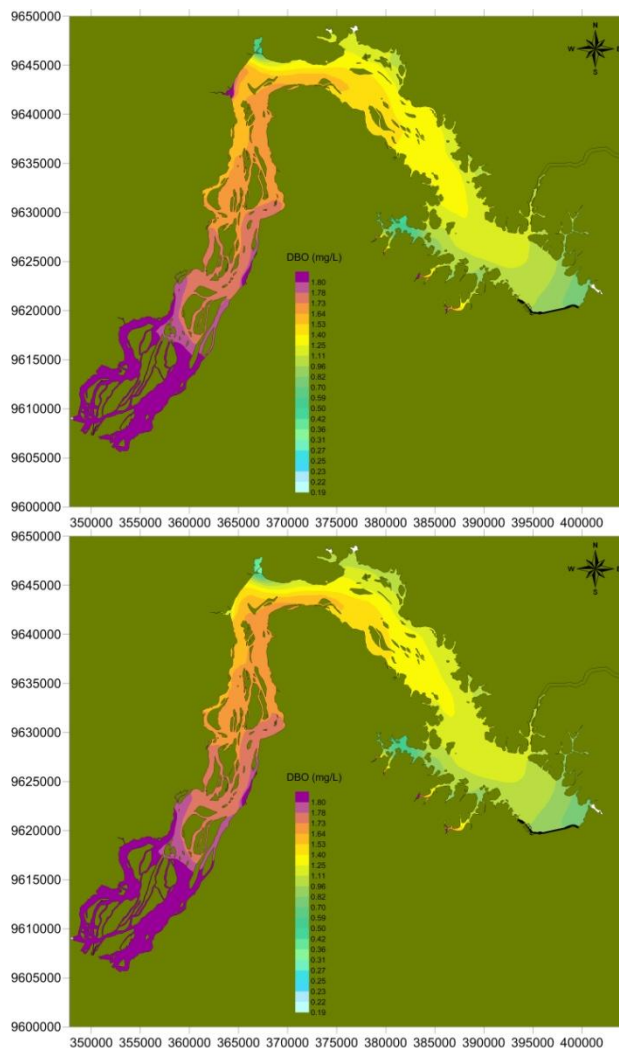


FIGURA 10.1 - 8 – Concentrações de DBO (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA[®] no Reservatório do Xingu para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, no ponto extremo de estiagem, com a carga atual (esquerda) e com a carga dos igarapés de Altamira reduzida em 50 %.

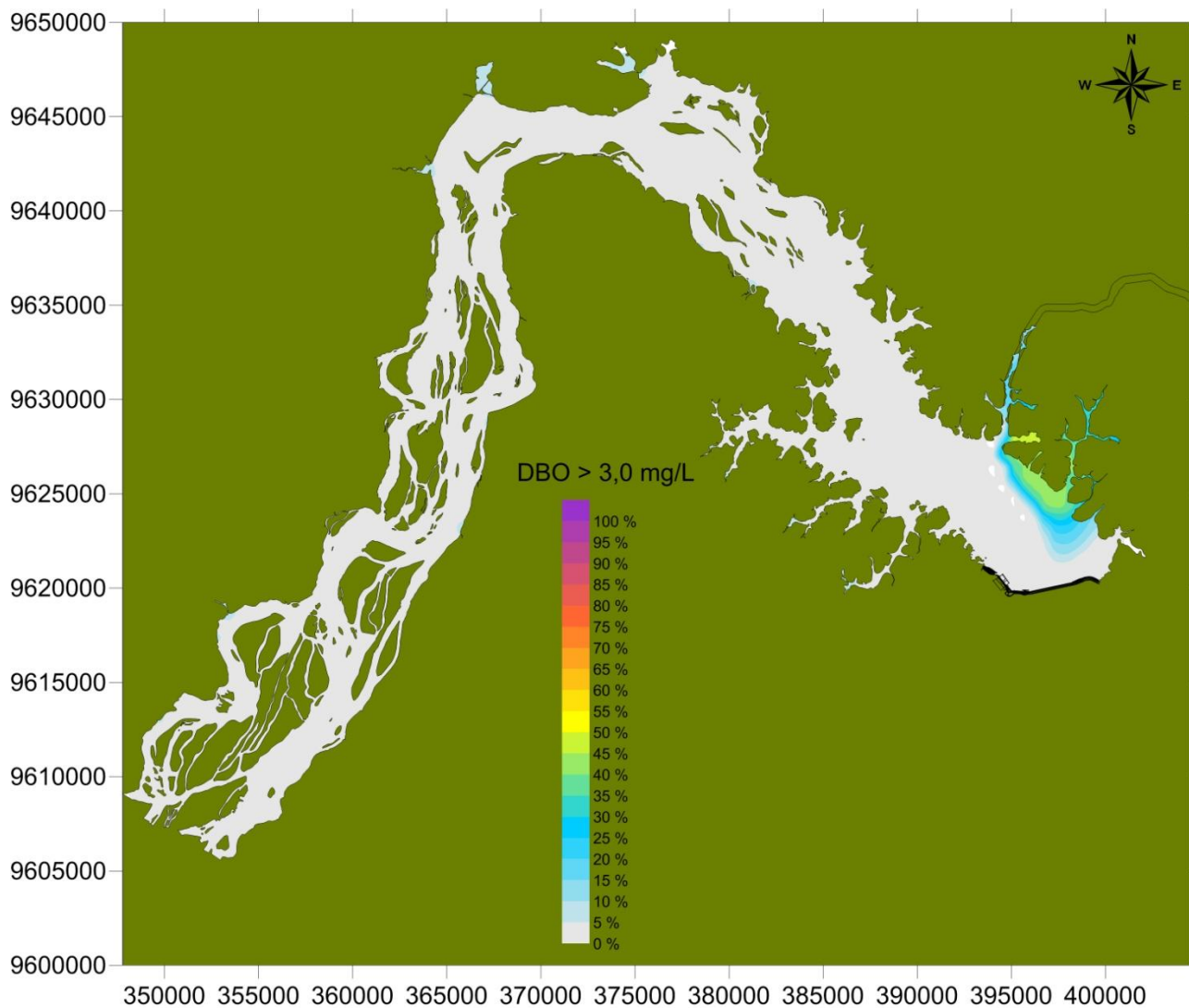


FIGURA 10.1 - 9 – Isolinhas de persistência de DBO > 3,0 mg/L durante um ano hidrológico típico (cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia) com a carga atual.

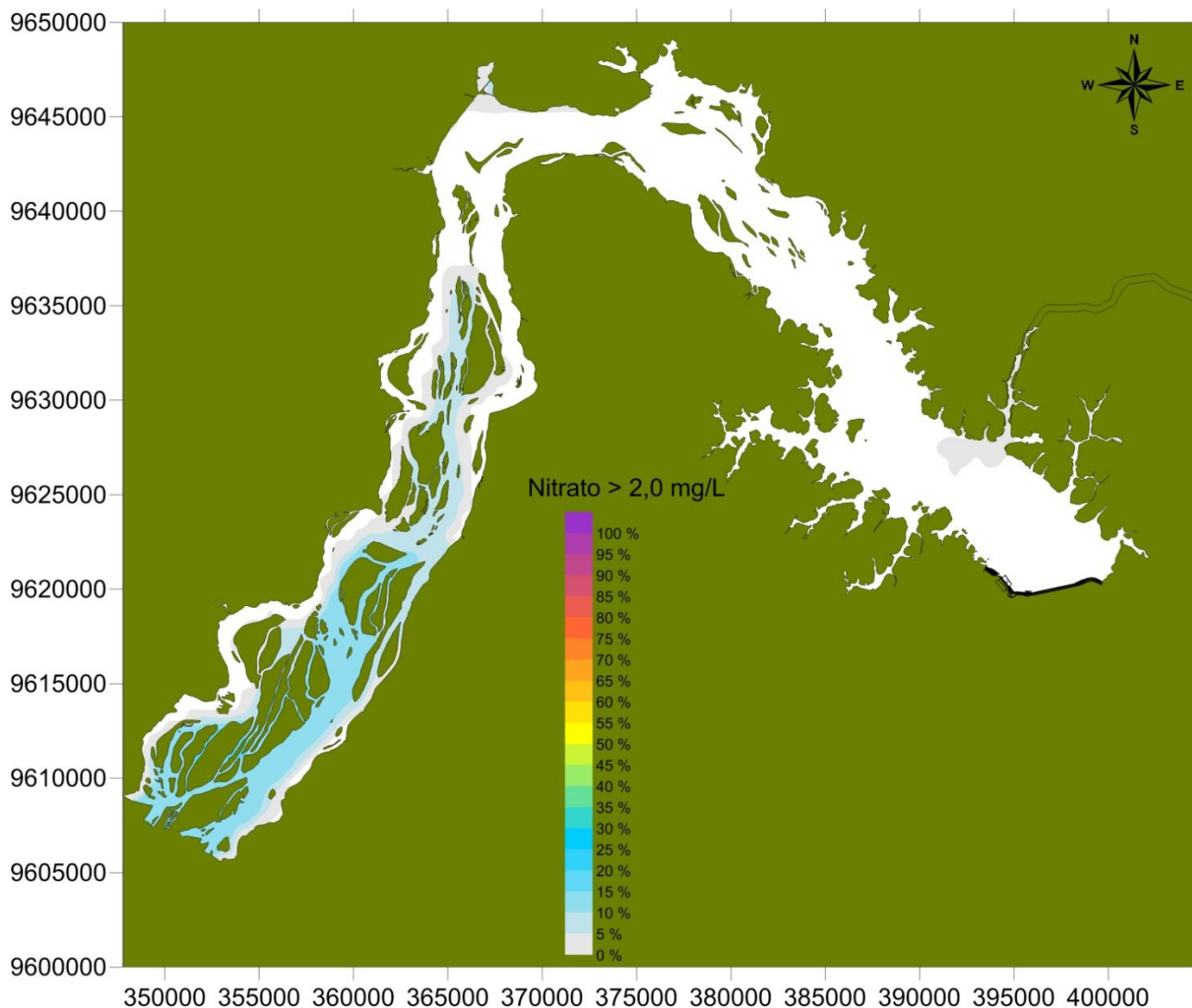


FIGURA 10.1 - 10 – Isolinhas de persistência de Nitrato > 2,0 mg/L durante um ano hidrológico típico (cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia) com a carga atual.

A **FIGURA 10.1-11** e **FIGURA 10.1-12** mostram gráficos com os resultados de concentração de amônia para o cenário com as concentrações atuais e aquelas nas quais há 50% de redução das concentrações das cargas efluentes dos igarapés de Altamira no Rio Xingu.

No caso do extremo de cheia, que ocorre em março, mostrado na **FIGURA 10.1-11**, vê-se claramente o já comentado efeito desprezível da redução das concentrações dos igarapés efluentes no interior do reservatório. Mais uma vez, este efeito só se dá nas imediações dos igarapés. No caso do extremo de estiagem, mostrado na **FIGURA 10.1-12**, as vazões dos igarapés são tão baixas que nem mesmo este efeito está perceptível nos gráficos.

Em termos de valores absolutos, pode-se observar que as concentrações se mantiveram abaixo de 0,03 mg/l (30 ug/l) e que são um pouco maiores para o caso da cheia que para o caso da estiagem.

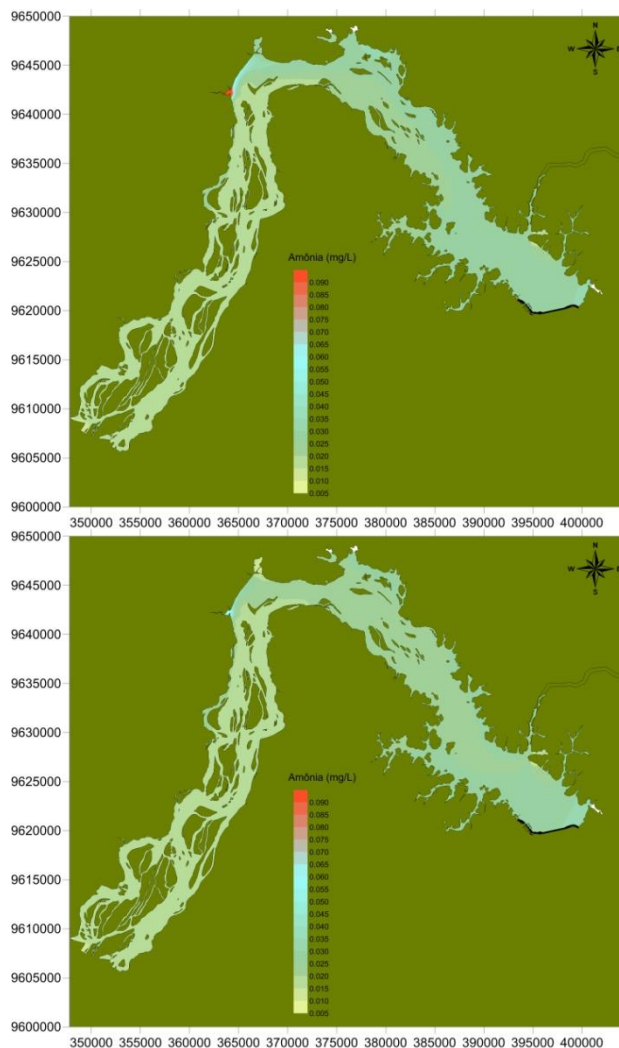


FIGURA 10.1 - 11 – Concentrações de Amônia (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA[®] no Reservatório do Xingu para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, no ponto extremo de cheia, com a carga atual (esquerda) e com a carga dos igarapés de Altamira reduzida em 50 %.

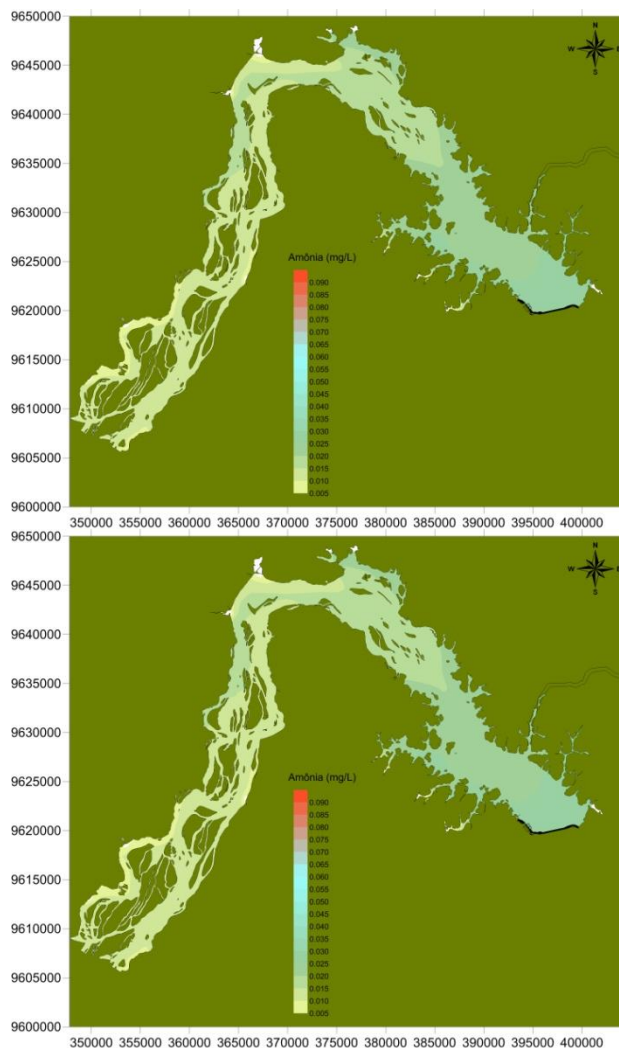


FIGURA 10.1 - 12 – Concentrações de Amônia (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA[®] no Reservatório do Xingu para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, no ponto extremo de estiagem, com a carga atual (esquerda) e com a carga dos igarapés de Altamira reduzida em 50 %.

10.2. Reservatório intermediário

Nesta seção são apresentados os resultados das simulações de qualidade da água para o Reservatório Intermediário. Procurou-se mostrar os resultados mais relevantes e evitar o excesso de gráficos e mapas, sem agregação de informações.

De forma geral, são previstas elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, com as isolinhas de persistência ocupando valores acima de 7,0 mg/L em quase todo o reservatório na maior parte do tempo. Observa-se que, na época de cheias, são obtidos teores mais elevados nos trechos iniciais do reservatório, possivelmente em decorrência da hidrodinâmica favorável. As concentrações de DBO são baixas, notadamente em períodos de estiagem, quando o aporte de matéria orgânica é mais reduzido. No cenário bastante desfavorável da carga aumentada em cinco vezes são atingidos valores na faixa de 6,0 a 8,0 mg/L. As isolinhas de persistência com valores acima de 3,0 mg/L mostram que este limite só é ultrapassado em 15 % do tempo e em pequena parte do reservatório para a situação de carga atual. A avaliação conjunta do comportamento do OD e da DBO aponta para um cenário futuro pouco problemático em termos de contaminação por matéria orgânica. Para o nitrato são registradas maiores concentrações na época de estiagem, principalmente na entrada do reservatório. Neste período a baixa capacidade diluidora das

águas favorece o aumento na concentração dos sais. A amônia, que retrata quimicamente as condições antagônicas ao nitrato, exibe valores baixos, quase sempre inferiores a 0,1 mg/L, como seria de se esperar em corpos de água com boa oxigenação. À semelhança da observação feita para o nitrato, também aqui são registradas maiores concentrações no período seco. Para o fósforo orgânico estão previstas concentrações sempre inferiores a 0,05 mg/L. Finalmente para o fósforo inorgânico, que é a parcela mais significativa para o crescimento do fitoplâncton, observa-se o predomínio de baixos valores, mesmo sob um cenário hipotético de cargas aumentadas em cinco vezes. Em grande parte do reservatório as concentrações não deverão teoricamente ultrapassar o valor de 0,05 mg/L na cheia, elevando-se até 0,04 mg/L na estiagem. De qualquer forma, os teores de fósforo inorgânico podem ser considerados como reduzidos e não apontam para riscos de eutrofização devida à presença deste nutriente. As isolinhas de persistência mostram uma situação ainda mais favorável no trecho inicial do reservatório, em função da influência positiva da hidrodinâmica. As concentrações de fósforo inorgânico tendem a sofrer um leve aumento na região posterior do reservatório e nos trechos junto às margens, onde pode ser maior o tempo médio de residência da água.

A **FIGURA 10.2-1** mostra a distribuição de OD para uma simulação ao longo do ano contendo período de cheia e estiagem. São mostradas apenas uma fotografia no pico de cheia e uma no pico de estiagem. As cargas de DBO e nutrientes utilizadas nesta simulação são de 5 vezes as cargas medidas atualmente no Rio Xingu. A **FIGURA 10.2-2** mostra a persistência percentual de concentração de OD acima de 7,0 mg/L. Pode-se perceber que o OD fica acima de 7,0 mg/L entre 30% e 70% do tempo, dependendo da região do reservatório. Um resultado que não está mostrado, mas foi constatado nesta simulação, é que o OD ficou acima de 6,0 mg/L em praticamente 100% do tempo em todo o Reservatório Intermediário. O resultado (não mostrado) para o cenário com cargas atualmente medidas (sem o aumento em 5 vezes) foi semelhante a este no caso do OD.

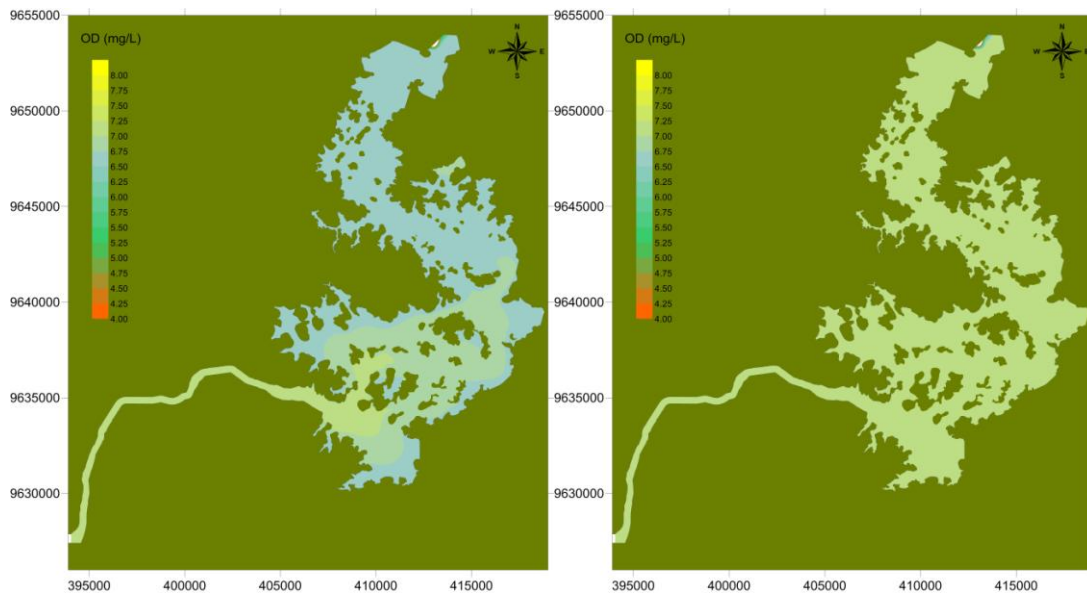


FIGURA 10.2 - 1 – Concentrações de OD (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA® no reservatório Intermediário para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia, com a carga aumentada em 5 vezes, nos pontos extremos de cheia(esquerda) e estiagem.

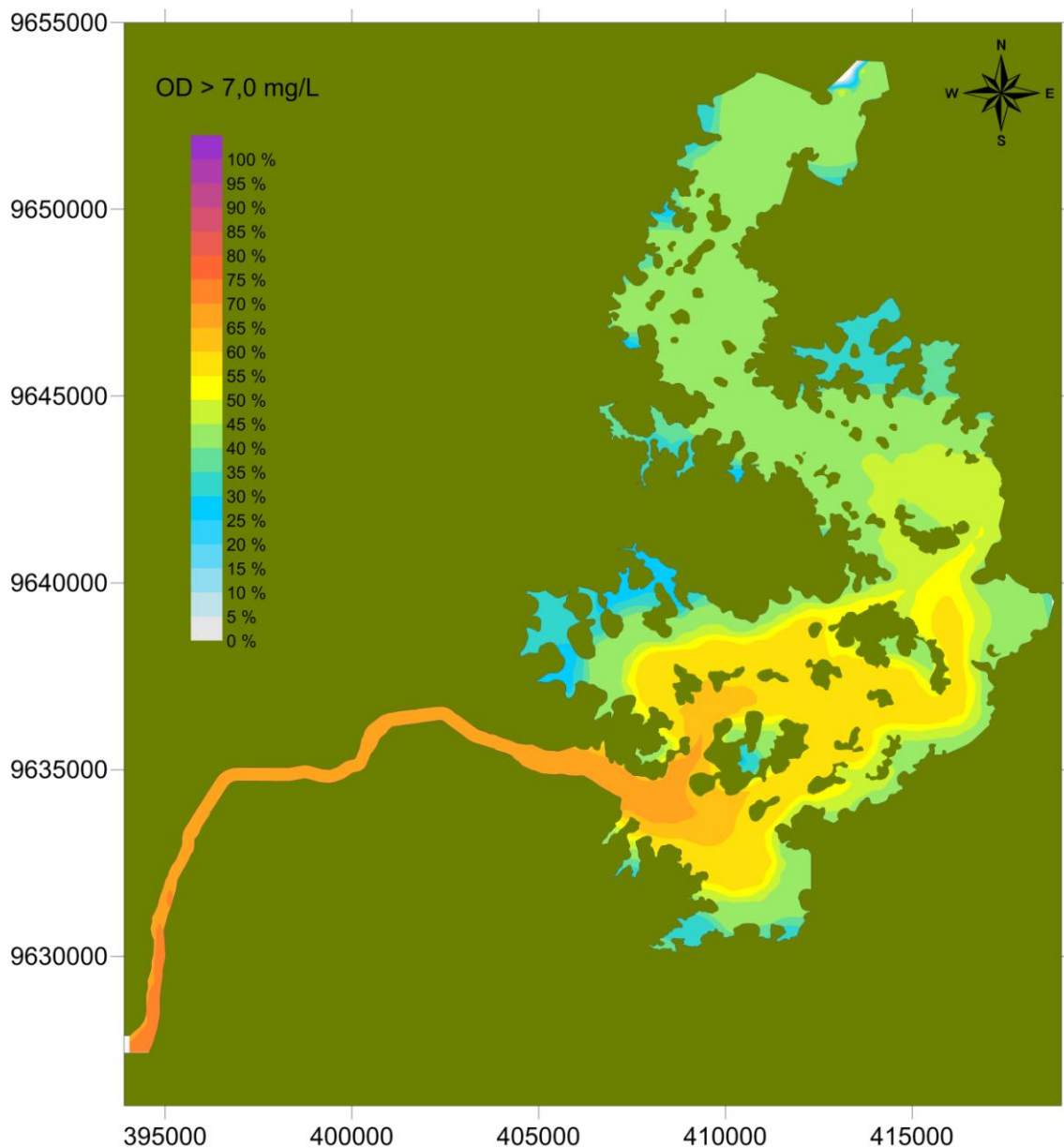


FIGURA 10.2 - 2 – Isolinhas de persistência de OD > 7,0 mg/L durante um ano hidrológico típico (cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia) com a carga aumentada em 5 vezes.

A **FIGURA 10.2-3** mostra que, com as cargas multiplicadas por 5, as concentrações de DBO tendem a mais que dobrar no extremo de cheia, em relação ao de estiagem. Os valores encontrados, para a maior parte do reservatório foram em torno de 6,7-8,0 mg/L para cheia e 6,7-8,8 mg/L na estiagem.

A **FIGURA 10.2-4** mostra que, para as cargas multiplicadas por 5, ao longo do ano, a concentração DBO em não mais que 70-95% do tempo ultrapassa o valor de 7,0 mg/L, dependendo da região do reservatório.

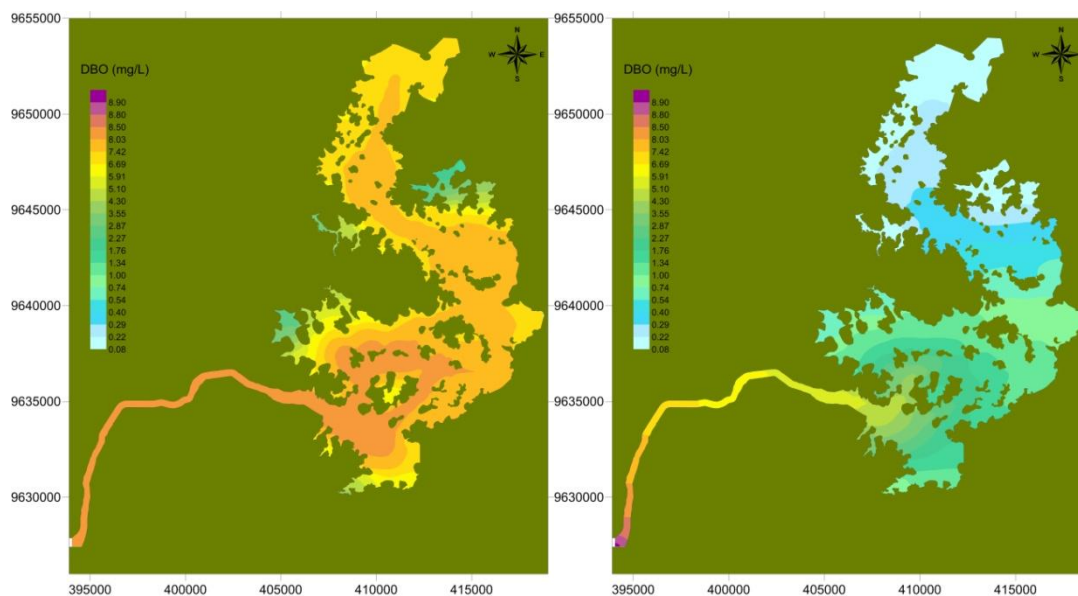


FIGURA 10.2 - 3 – Concentrações de DBO (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA[®] no reservatório Intermediário para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, com a carga aumentada em 5 vezes, nos pontos extremos de cheia(esquerda) e estiagem.

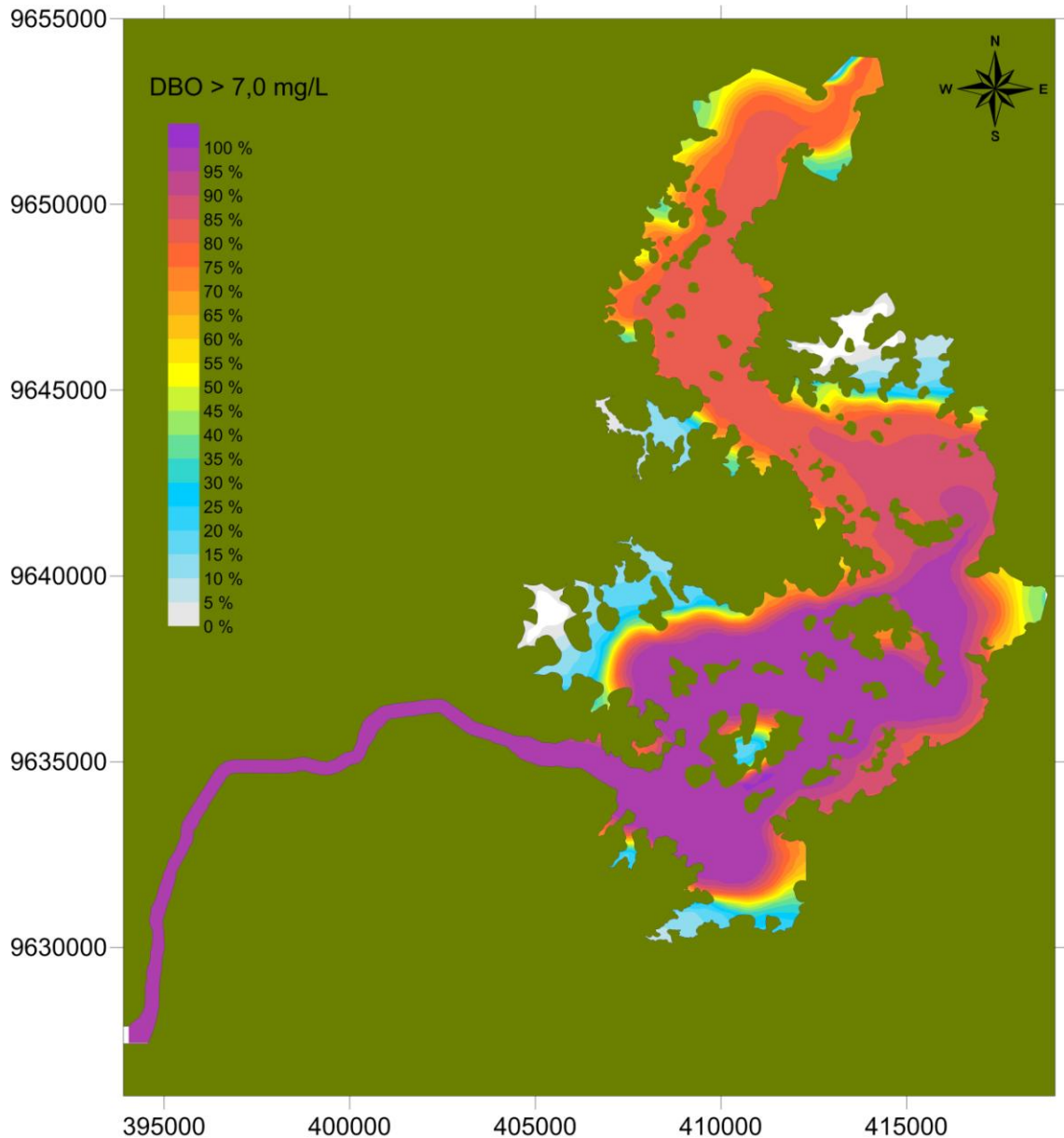


FIGURA 10.2 - 4 – Isolinhas de persistência de DBO > 7,0 mg/L durante um ano hidrológico típico (cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia) com a carga aumentada em 5 vezes.

As concentração de nitrato, amônia e fósforo, com as cargas multiplicadas por 5, ao longo do ano, estão mostradas nas **FIGURAS 10.2-5 a 10.2-12**, juntamente com a persistência de valores acima de certos limiares. As figuras mostram as concentrações para o pico de cheia e para a estiagem. Nestes mapas de distribuições de concentração é possível notar que, mesmo com as cargas multiplicadas por 5, não há tendência de explosão (aumento para valores além do aceitável) de nenhuma espécie modelada, exceto o nitrato, que apresenta concentrações elevadas no extremo de estiagem, e que há uma clara distribuição espacial das concentrações nos reservatórios, sempre em função do tempo de concentração, ou seja, das velocidades do escoamento em cada ponto, que podem caracterizar pontos de maior ou menor estagnação.

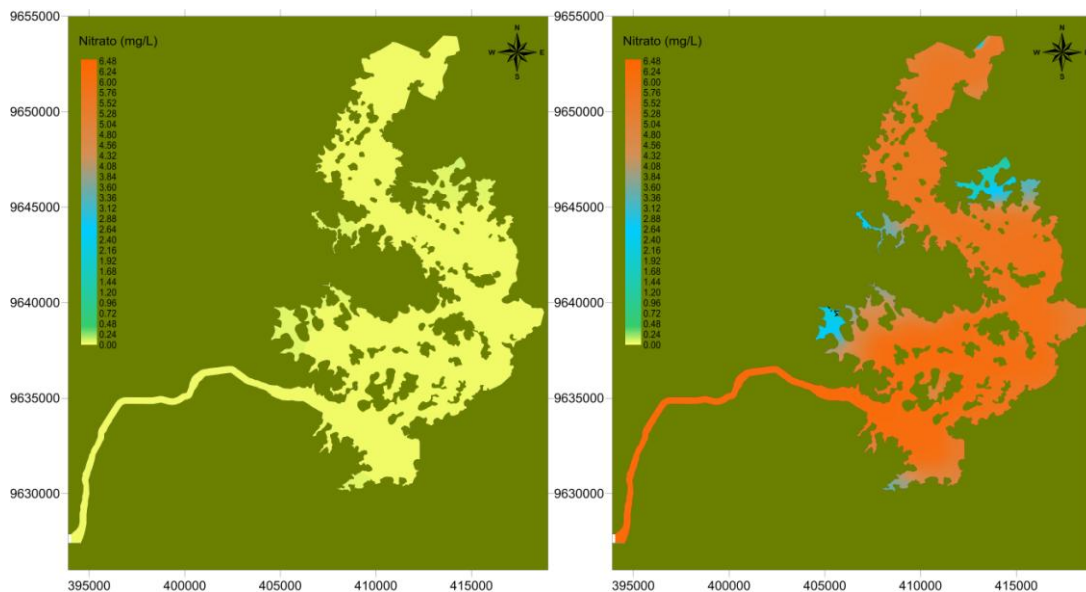


FIGURA 10.2 - 5 – Concentrações de Nitrato (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA[®] no reservatório Intermediário para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, com a carga aumentada em 5 vezes, nos pontos extremos de cheia(esquerda) e estiagem.

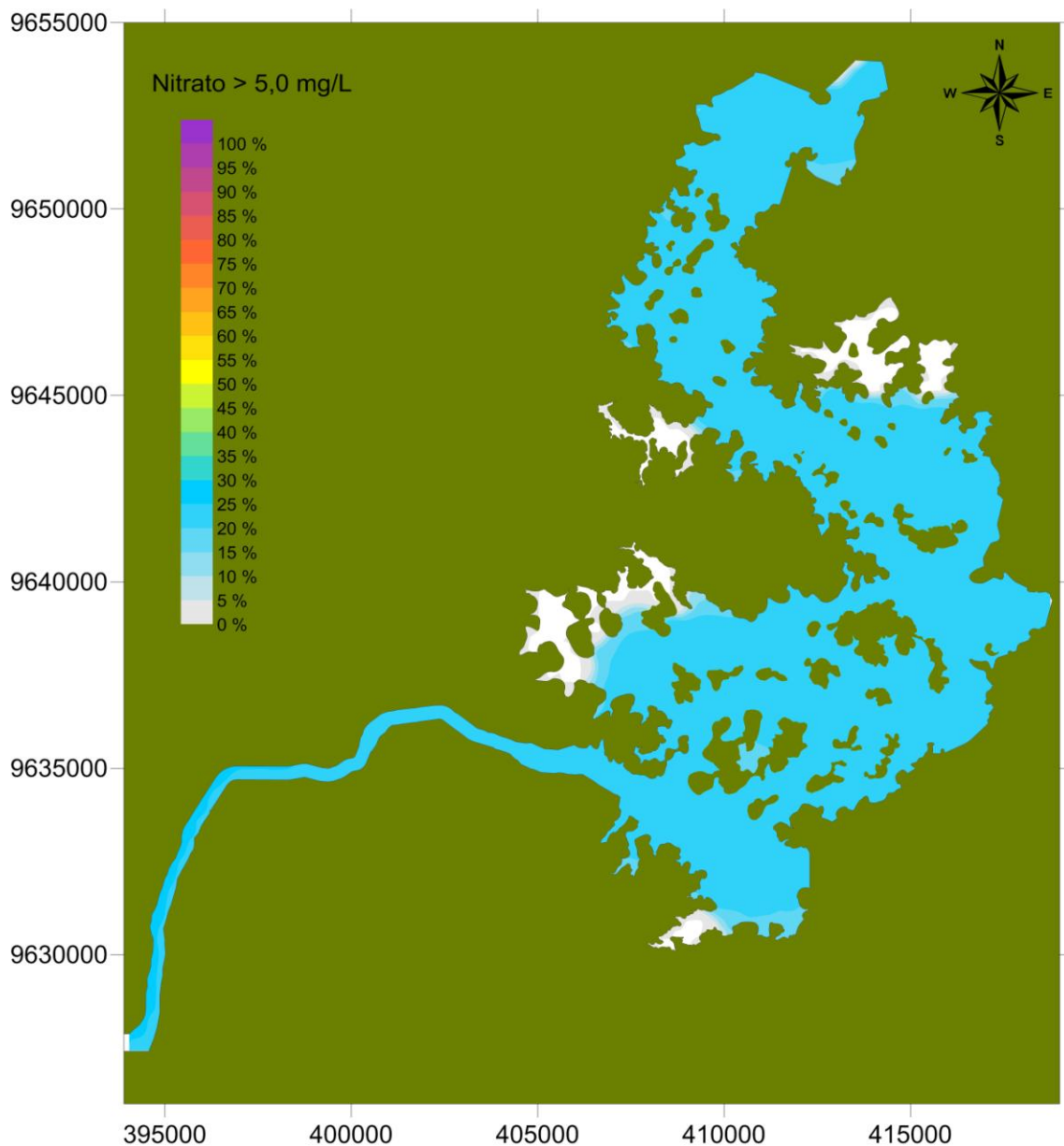


FIGURA 10.2 - 6 – Isolinhas de persistência de Nitrato > 5,0 mg/L durante um ano hidrológico típico (cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia) com a carga aumentada em 5 vezes.

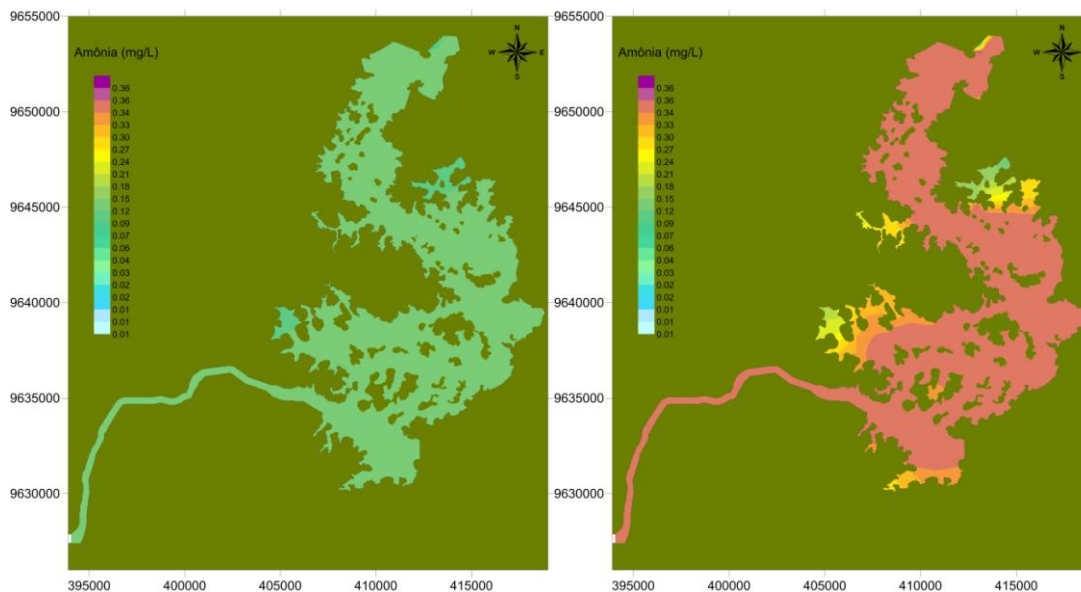


FIGURA 10.2 - 7 – Concentrações de Amônia (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA® no reservatório Intermediário para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, com a carga aumentada em 5 vezes, nos pontos extremos de cheia(esquerda) e estiagem.

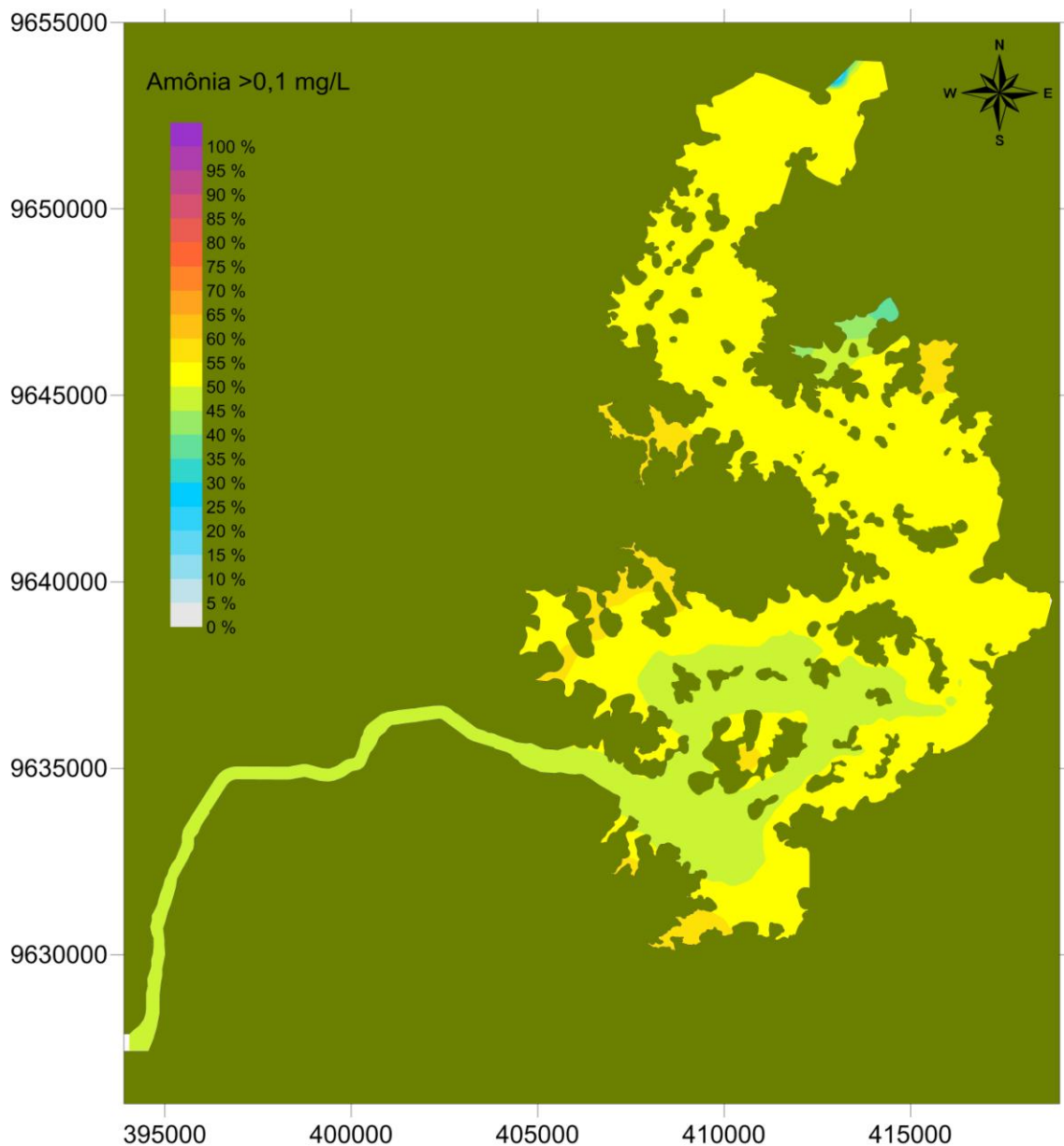


FIGURA 10.2 - 8 – Isolinhas de persistência de Amônia > 0,1 mg/L durante um ano hidrológico típico (cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia) com a carga aumentada em 5 vezes.

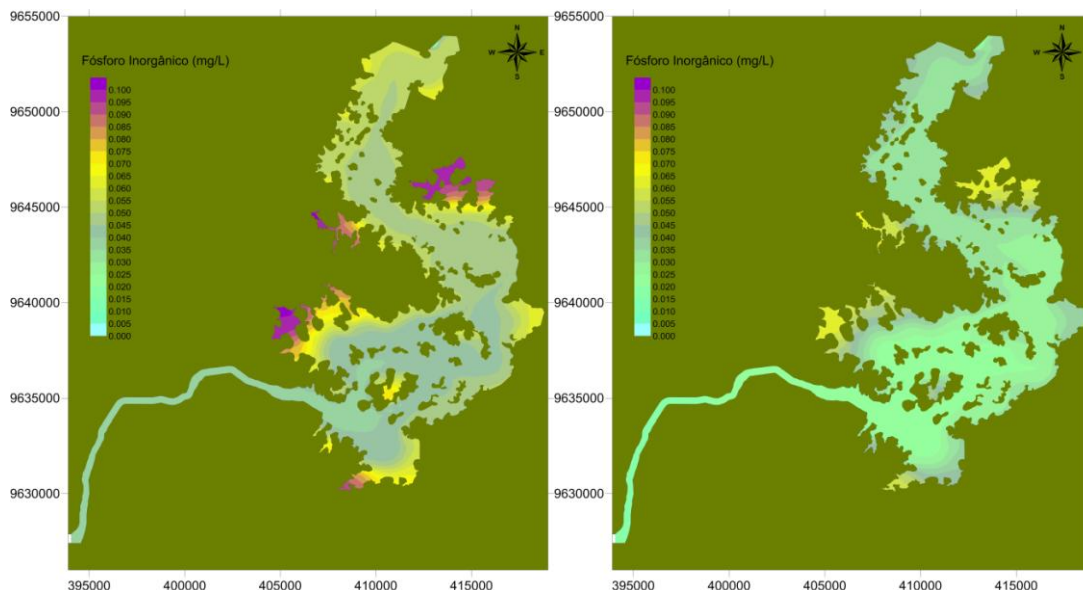


FIGURA 10.2 - 9 – Concentrações de Fósforo Inorgânico (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA® no reservatório Intermediário para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, com a carga aumentada em 5 vezes, nos pontos extremos de cheia(esquerda) e estiagem.

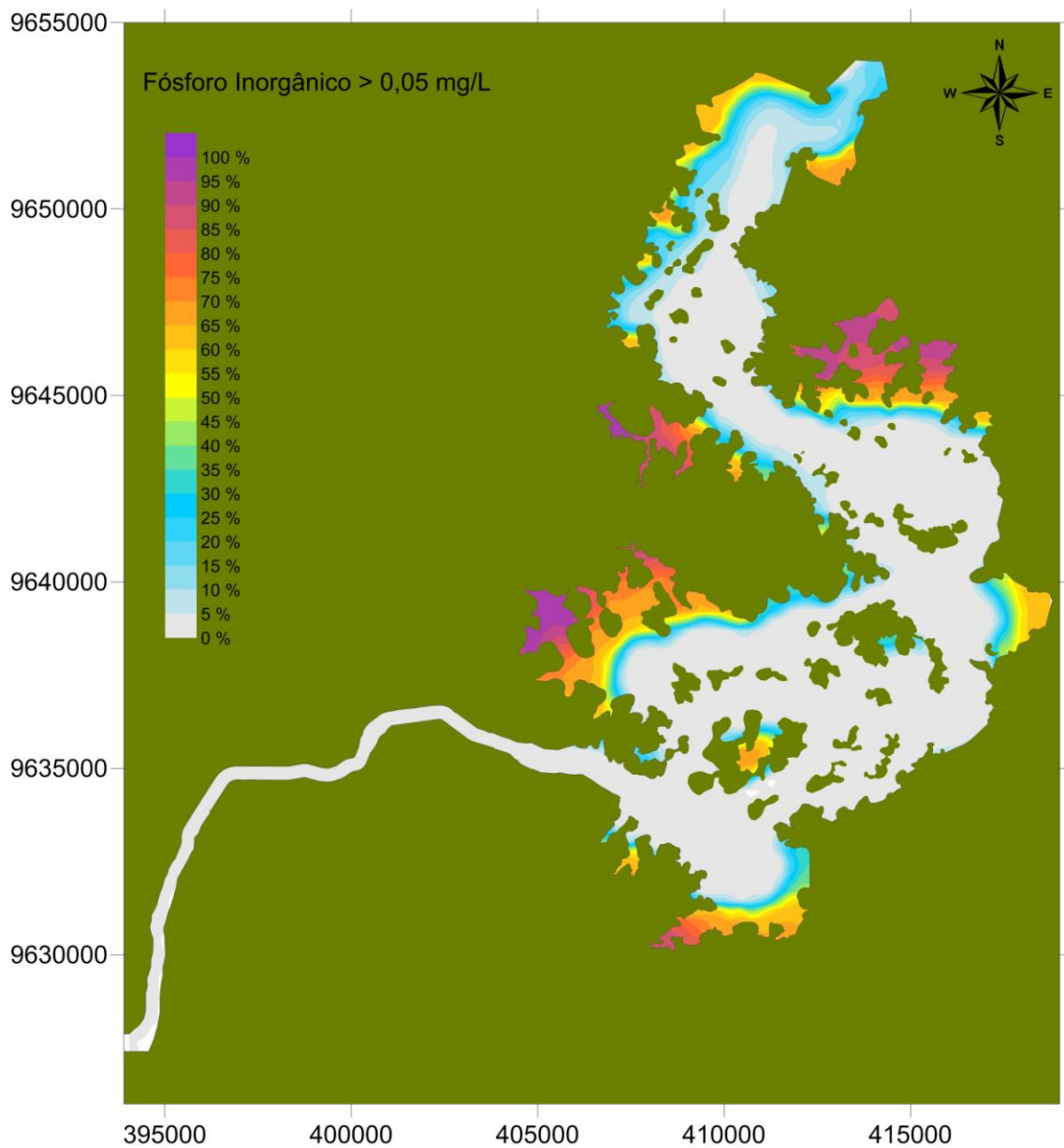


FIGURA 10.2 - 10 – Isolinhas de persistência de Fósforo Inorgânico > 0,05 mg/L durante um ano hidrológico típico (cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia) com a carga aumentada em 5 vezes.

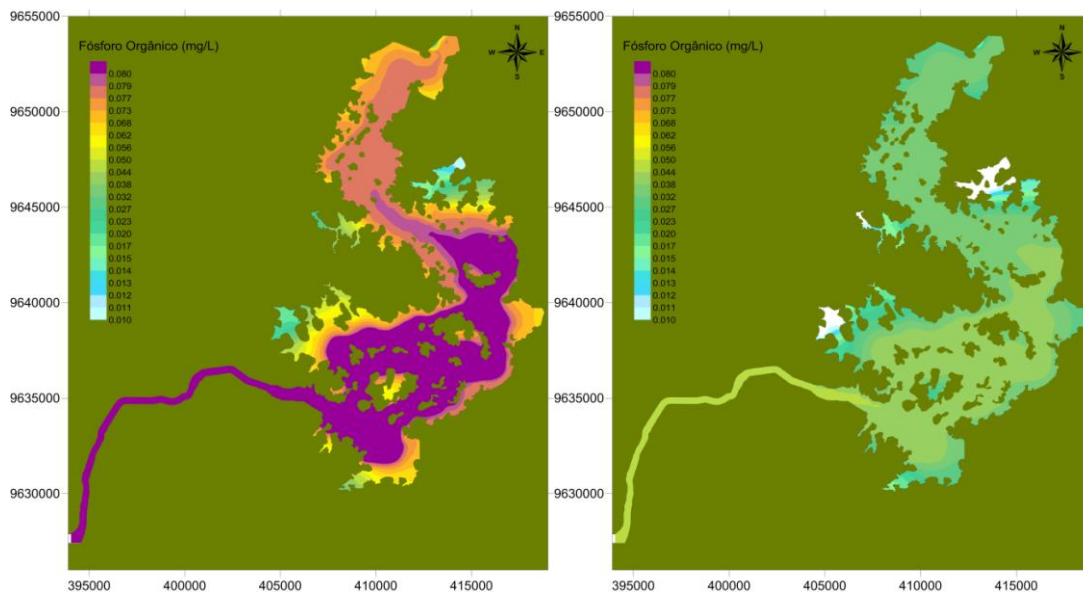


FIGURA 10.2 - 11 – Concentrações de Fósforo Orgânico (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA® no reservatório Intermediário para o cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e cheia, com a carga aumentada em 5 vezes, nos pontos extremos de cheia(esquerda) e estiagem.

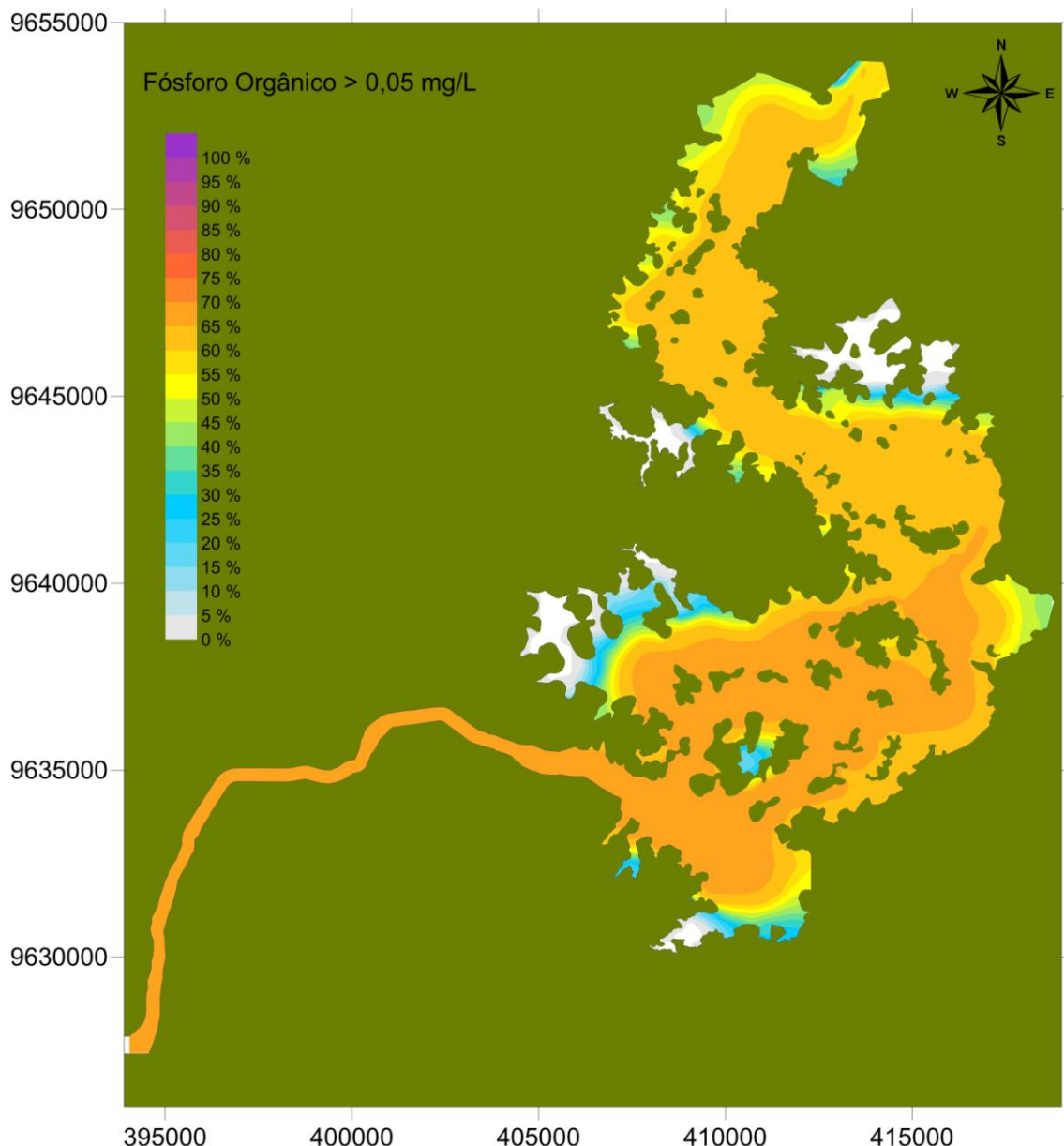


FIGURA 10.2 - 12 – Isolinhas de persistência de Fósforo Orgânico > 0,05 mg/L durante um ano hidrológico típico (cenário de diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia) com a carga aumentada em 5 vezes.

A **FIGURA 10.2-14** mostra gráficos pontuais ao longo do ano de OD e DBO na estação C (ver localização na **FIGURA 3.3-2**) do Reservatório Intermediário.

São mostradas curvas de concentração considerando a carga com concentrações medidas (situação atual normal) e a situação extrema, em que o Reservatório Intermediário é alimentado por cargas 5 vezes maiores a partir do canal efluente do Reservatório Xingu.

A situação do oxigênio dissolvido é confortável e a da DBO apresenta alguns valores mais significativos apenas nos meses de maior vazão.

Embora seja um indicador de certa forma precário, já que há inúmeras espécies de fitoplâncton, macrófitas, etc, a concentração de clorofila-a é muito usada como indicador de eutrofização. Concentrações de clorofila-a estão mostradas na **FIGURA 10.2-15** ao longo do ano para o cenário atual e o cenário com aumento em 5 vezes das cargas advindas do Xingu. Note-se a clara não-linearidade do processo, ou seja, embora o aumento de cargas

de entrada na simulação tenha sido de 5 vezes, a clorofila-a nesta simulação ficou em torno de 20% maior que na simulação com a carga atual.

Portanto, estes resultados para a Estação C indicam o predomínio de boas condições de oxigenação. Destaca-se o registro de baixos valores de clorofila (inferiores a 2,5 µg/L), mesmo em um cenário de cargas aumentadas. Esta previsão aponta para uma reduzida capacidade de crescimento fitoplanctônico no reservatório intermediário.

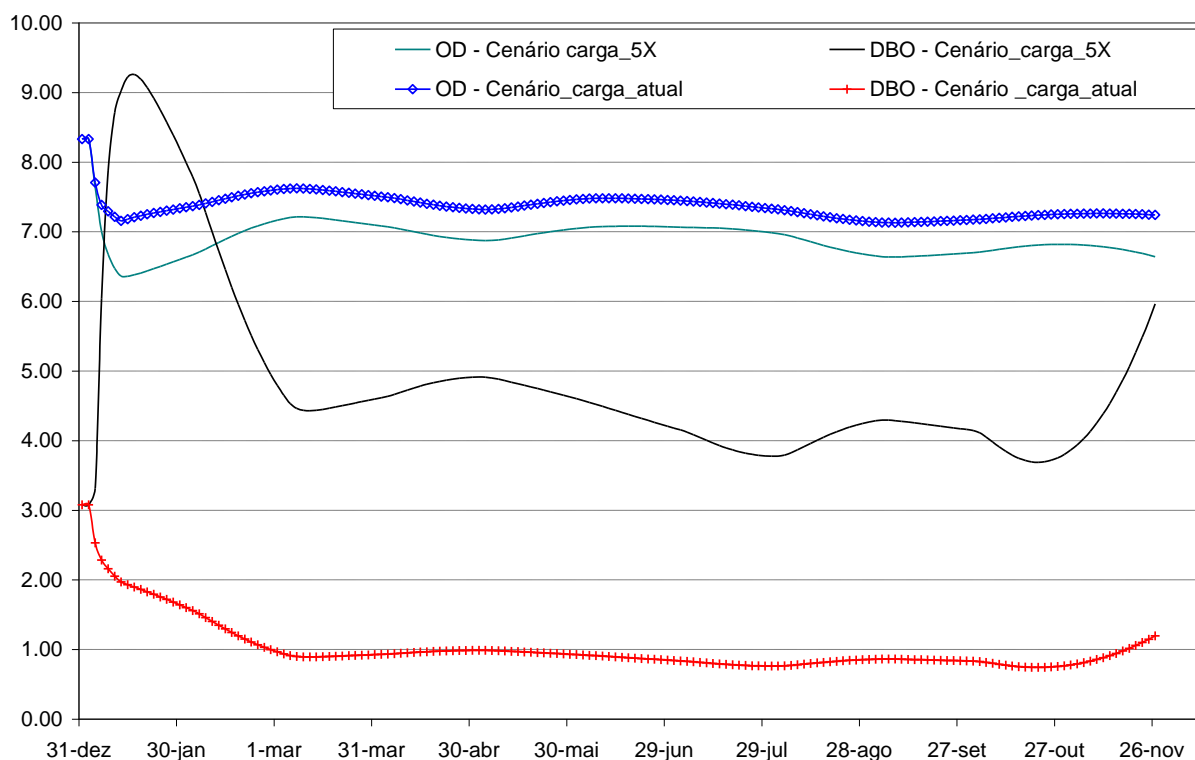


FIGURA 10.2 - 13 – Concentrações de OD e DBO, em mg/L, obtidas numericamente pelo SisBAHIA® na estação C do reservatório intermediário, para os cenários com a carga atual e com a carga aumentada em 5 vezes. A posição da estação está mostrada no mapa da FIGURA 3.3-2.

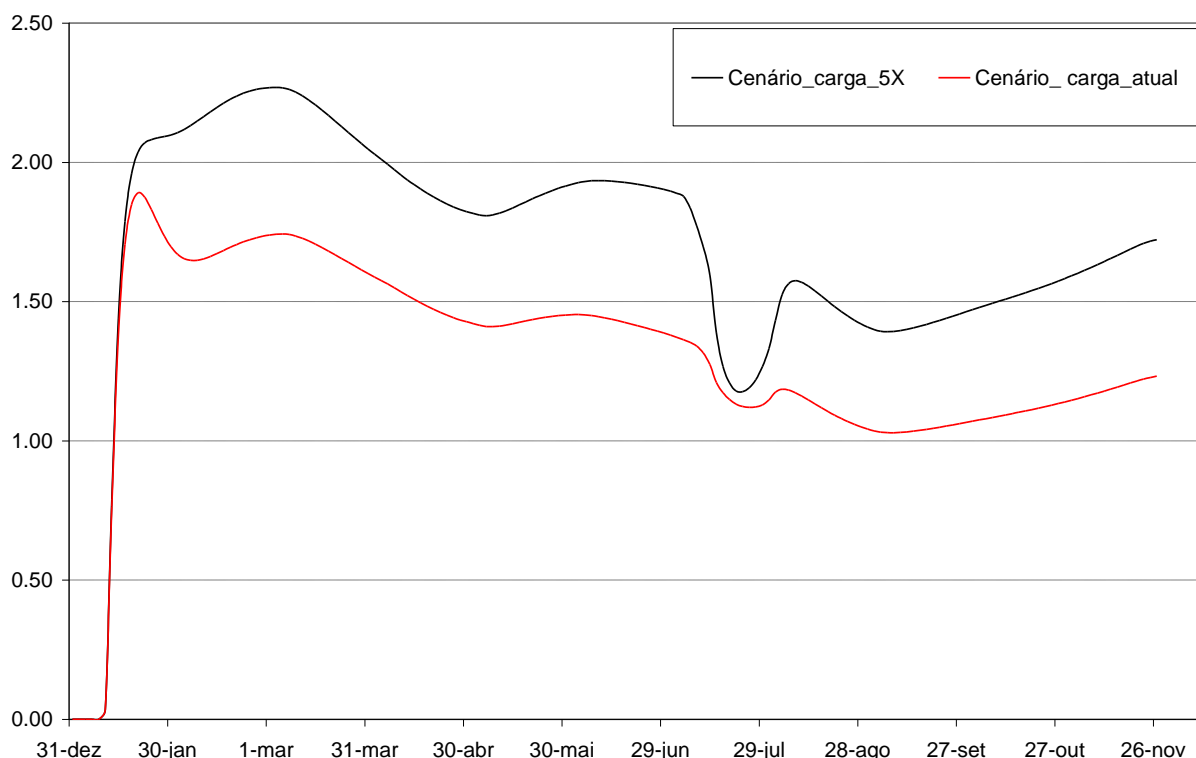


FIGURA 10.2 - 14 – Concentrações de Clorofila a, em $\mu\text{g/L}$, obtidas numericamente pelo SisBAHIA[®] na estação C do reservatório intermediário, para os cenários com a carga atual e com a carga aumentada em 5 vezes. A posição da estação está mostrada no mapa da FIGURA 3.3-2.

A situação de vazão para um ano seco e com vazão mínima de $300 \text{ m}^3/\text{s}$ (cenário 2) foi considerada por meio de uma simulação dos parâmetros de qualidade de água para as concentrações de lançamento com as cargas atuais; o objetivo desta simulação é comparar os resultados do SisBAHIA[®] para estes dois cenários de circulação hidrodinâmica (cenário 1 e cenário 2). As **FIGURAS 10.2-15 a 10.2-20** mostram uma comparação entre as isolinhas de persistência das concentrações de OD, DBO, nitrato, amônia, fósforo inorgânico e fósforo orgânico, respectivamente, para os dois cenários. Os valores não apresentam grandes problemas devido ao fato desta vazão prover uma carga de nutrientes (que é proporcional à vazão e à concentração) mais baixa que o normal.

As **FIGURAS 10.2-15 e 10.2-20** mostram que as isolinhas de persistências das concentrações de DBO e fósforo orgânico são praticamente iguais para os dois cenários: a concentração de DBO, em qualquer ponto do reservatório ultrapassa o valor de $3,0 \text{ mg/L}$ em não mais que 10-15% do tempo e a concentração de fósforo orgânico não ultrapassam o valor de $0,05 \text{ mg/L}$ em não mais que 5% do tempo.

Os resultados observados para as concentrações de OD mostram que as isolinhas de persistência das concentrações de $\text{OD} > 7,0 \text{ mg/L}$ é de 75-90%, para o cenário 1 e para o cenário 2, estes limites são alterados para 65-90%, com algumas regiões, principalmente as reentrâncias do reservatório com valores entre 45-60%.

As **FIGURAS 10.2-16 a 10.2-19** mostram as isolinhas de persistências das concentrações de nitrato, amônia e fósforo inorgânico, que apresentam comportamentos semelhantes: no cenário 2 ocorre uma ligeira piora na qualidade. As concentrações de nitrato em qualquer ponto do reservatório não ultrapassam o valor de $1,0 \text{ mg/L}$ em não mais que 25% do tempo, as concentrações de amônia não ultrapassa o valor de $0,1 \text{ mg/L}$ em não mais que 5% do

tempo, as concentrações de fósforo não ultrapassam o valor de 0,05 mg/L em não mais que 5% do tempo, para o cenário 1. No cenário 2 estes limites são: 45% do tempo para o nitrato, 25% do tempo para a amônia e 25% para o fósforo inorgânico. As isolinhas de persistências das concentrações de fósforo inorgânico apresentam regiões com valores entre 40-45%, principalmente nas reentrâncias do reservatório, no cenário 2.

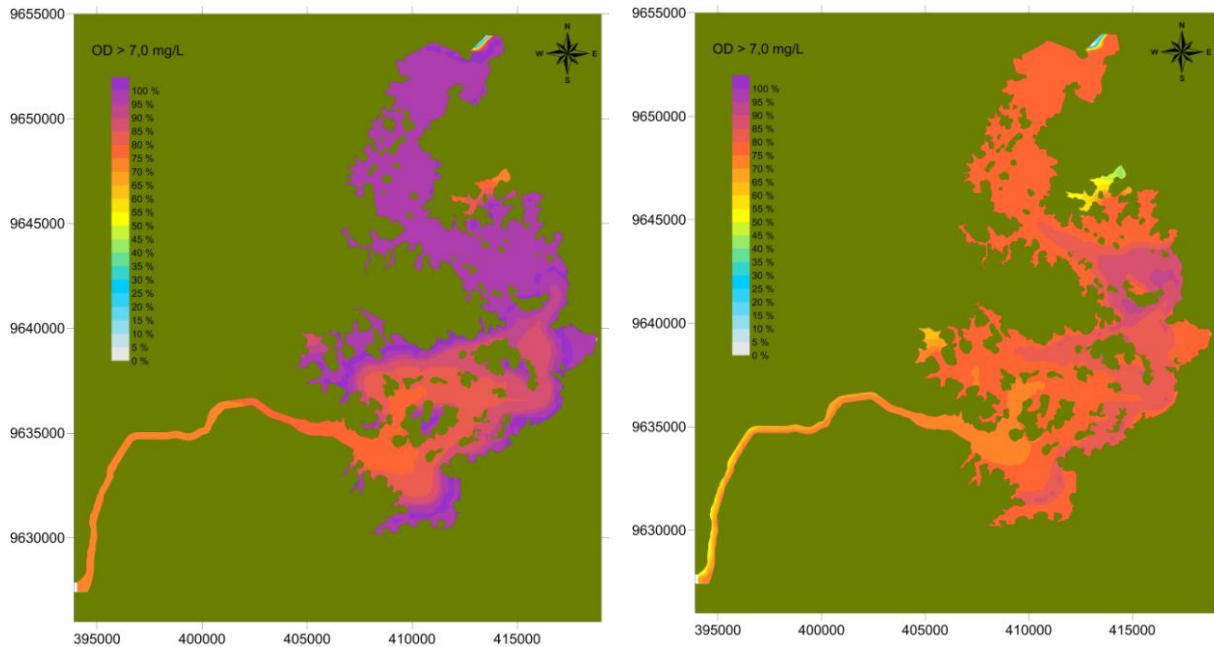


FIGURA 10.2 - 15 – Isolinhas de persistência de OD > 7,0 mg/L para diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia – cenário 1 (esquerda) e vazão de ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s (Cenário 2) com a carga atual.

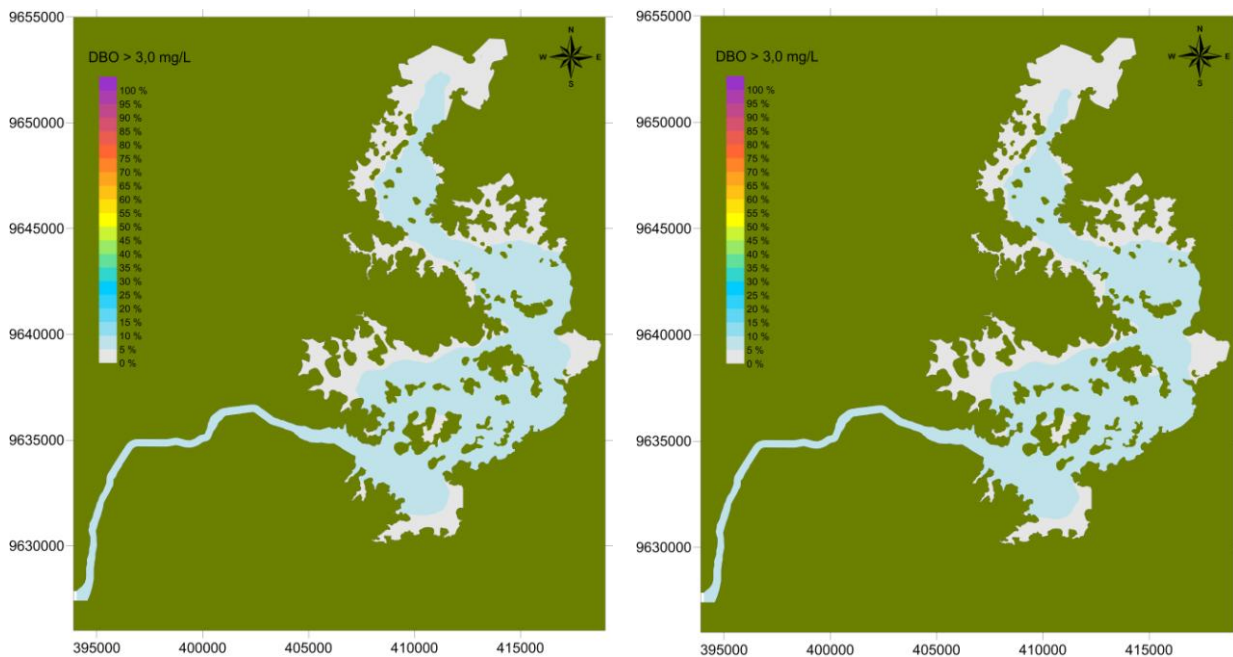


FIGURA 10.2 - 16 - Isolinhas de persistência de DBO > 3,0 mg/L para diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia – cenário 1 (esquerda) e vazão de ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s (Cenário 2) com a carga atual.

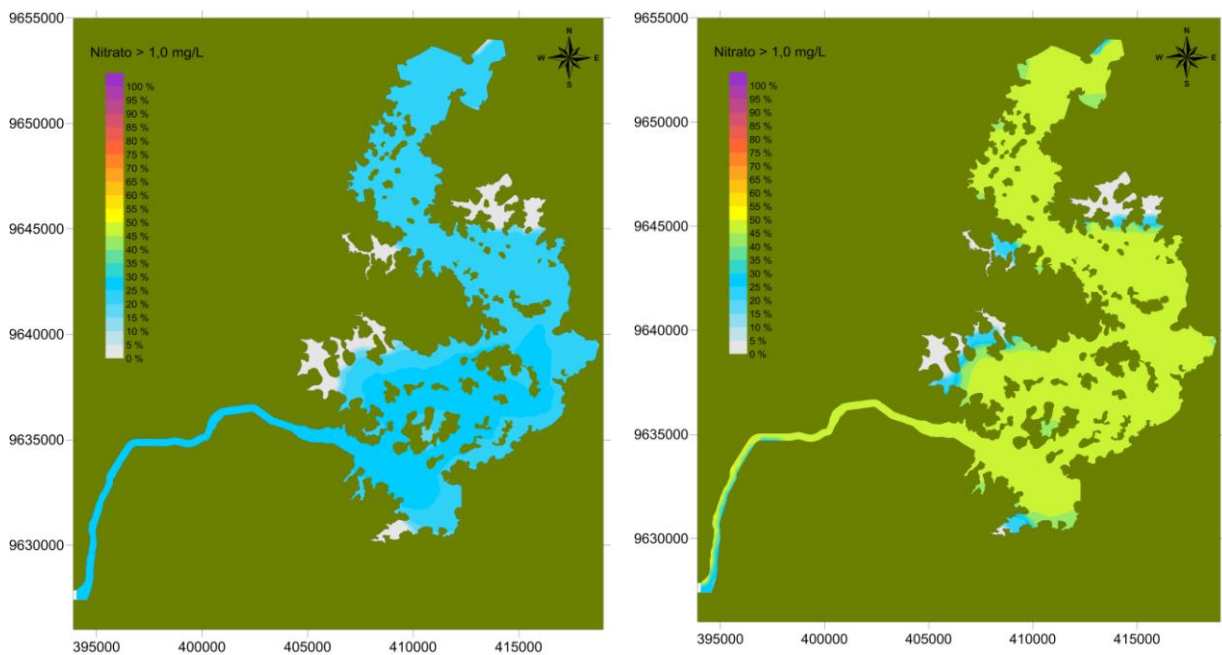


FIGURA 10.2 - 17 - Isolinhas de persistência de Nitrato > 1,0 mg/L para diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia – cenário 1 (esquerda) e vazão de ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s (Cenário 2) com a carga atual.

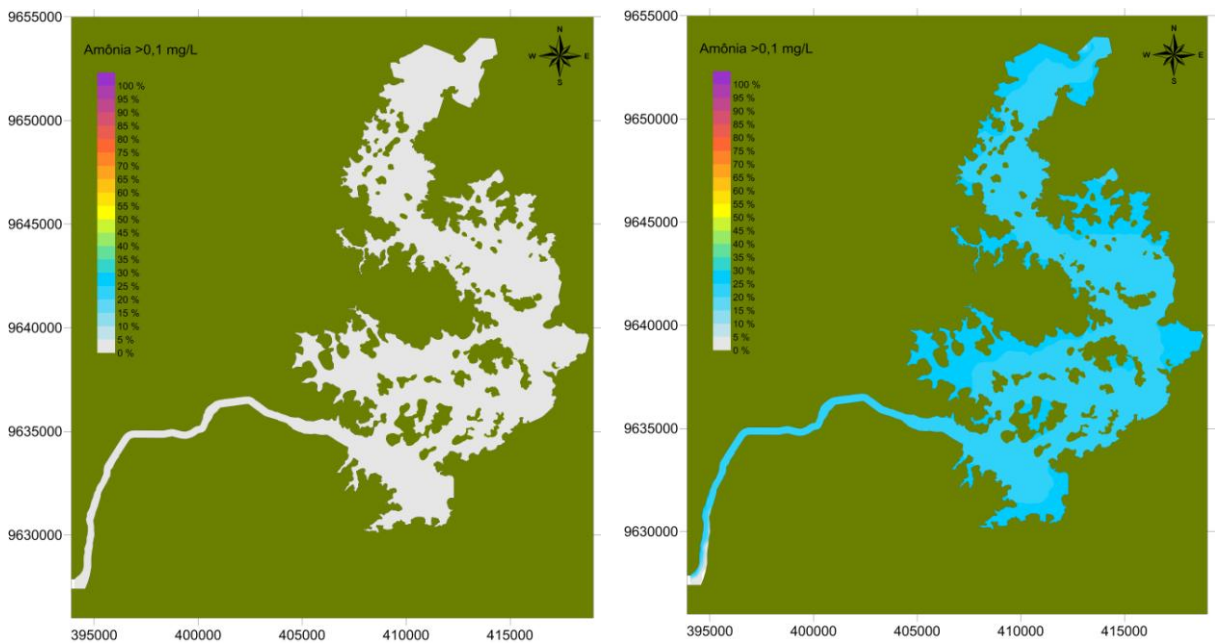


FIGURA 10.2 - 18 - Isolinhas de persistência de Amônia > 0,1 mg/L para diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia – cenário 1 (esquerda) e vazão de ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s (Cenário 2) com a carga atual.

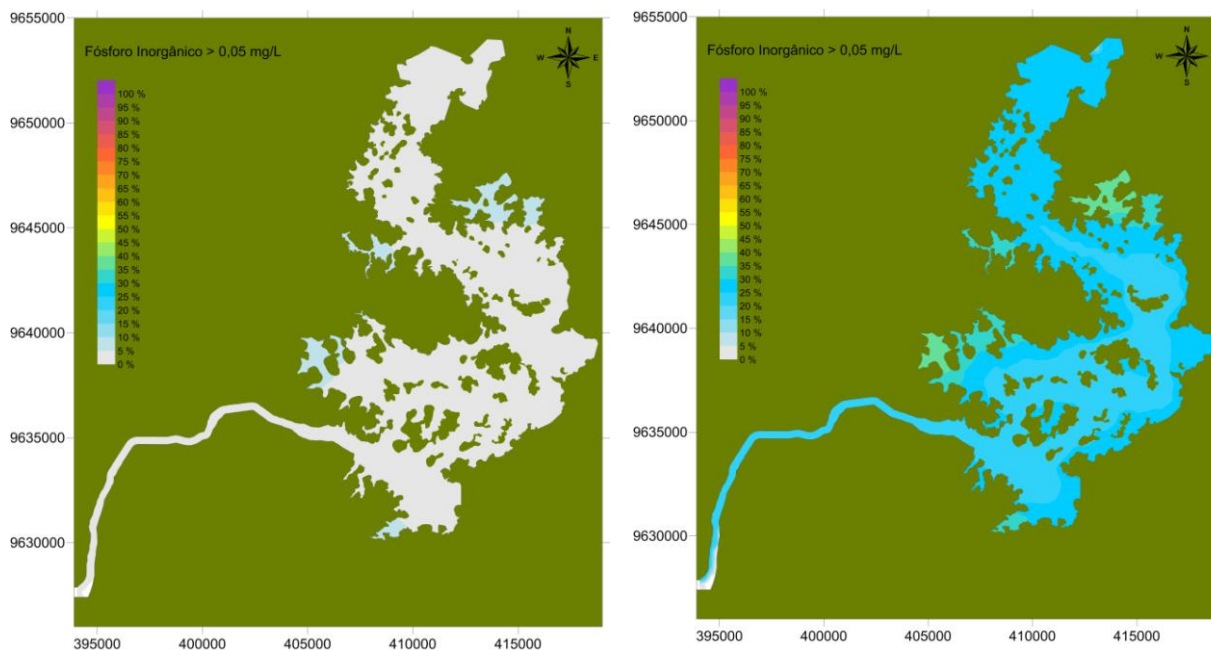


FIGURA 10.2 - 19 - Isolinhas de persistência de fósforo inorgânico > 0,05 mg/L para diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia – cenário 1 (esquerda) e vazão de ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s (Cenário 2) com a carga atual.

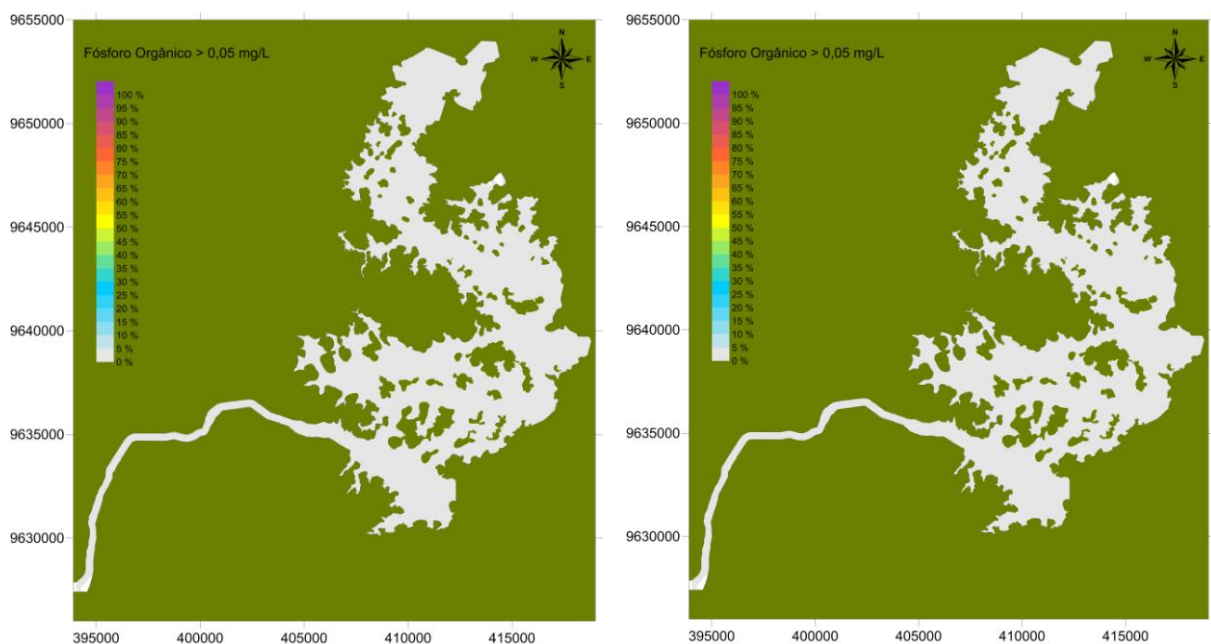


FIGURA 10.2 - 20 - Isolinhas de persistência de fósforo orgânico > 0,05 mg/L para diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia – cenário 1 (esquerda) e vazão de ano seco, com vazão mínima de 300 m³/s (Cenário 2) com a carga atual.

Potencial de Eutrofização

Os dados oriundos das simulações realizadas apontam para um baixo potencial de eutrofização nas águas do Reservatório Intermediário. As concentrações de fósforo, que é, via de regra, o principal nutriente responsável pelo crescimento explosivo de algas e macrófitas, são consistentemente baixas sob os diversos cenários avaliados. De forma coerente são previstos teores muito reduzidos de clorofila, o que aponta para o predomínio

de baixas densidades algais. Muito embora os episódios de eutrofização estejam associados a fatores hidrológicos (tempo de residência da água) e climatológicos (temperatura, radiação solar, ventos) de difícil previsibilidade, entende-se que os resultados da modelagem indicam a reduzida probabilidade da ocorrência de florações de alta magnitude. Esta é, todavia, uma conclusão baseada no emprego de ferramentas de modelagem e de avaliação estatística, as quais obviamente não cobrem com toda a segurança a possibilidade de eclosão de crescimento brusco do fitoplâncton em decorrência da conjunção de cenários desfavoráveis com relação aos fatores de força mencionados.

Neste aspecto, a modelagem é um instrumento de natureza preditiva, mas naturalmente sujeita a interferências de cunho estocástico. A experiência na avaliação limnológica de reservatórios tropicais tem mostrado uma tendência no registro de aumento de algas e macrófitas no final da estação seca. Nesta época diversas influências favorecem o crescimento do fitoplâncton: tempo de residência da água mais elevado, altas temperaturas, baixa diluição de nutrientes, maiores valores de transparência da água em virtude da ausência de chuvas e de uma menor erodibilidade do solo e valores mais altos de umidade do ar. Finalmente cabe destacar o fato de que, frequentemente, observa-se uma ausência de regularidade na dinâmica de crescimento do fitoplâncton, indicando que o desenvolvimento desta comunidade é regido por um conjunto de influências que não são apropriáveis mediante a mera realização de análises periódicas. O predomínio de taxas de reciclagem muito elevadas dificulta o estabelecimento de claras relações matemáticas entre grandezas de natureza biótica e físico-química. Muitos reservatórios tropicais caracterizam-se pela aparente ausência de relações ambientais que auxiliem na compreensão dos fatores que determinam a ocorrência de florações algais. Esta constatação, além de dificultar a adoção de estratégias de manejo que possam ser aplicadas de forma otimizada, conduz à tendência de combate aos problemas surgidos utilizando-se espectros de curto prazo e de forma localizada, como tem ocorrido usualmente em ambientes eutrofizados. A implementação dos programas de monitoramento previstos nos estudos ambientais do complexo de Belo Monte poderá sem dúvida reduzir a magnitude destas incertezas e contribuir para um entendimento mais claro das complexas interações que caracterizam os ecossistemas situados em clima tropical.

10.3. Modelo de Qualidade de Água em Camadas Aplicado no Reservatório Intermediário

O modelo de qualidade da água pode ser usado para simulação de transporte advectivo-difusivo com reações cinéticas em camadas selecionadas, definidas a partir do escoamento tridimensional. Dependendo de como o contaminante de interesse se mistura ao longo da coluna d'água, a simulação em camadas com campos de velocidade distintos é relevante, considerando que as reações cinéticas envolvidas nos processos de transformação e o transporte advectivo e difusivo são diferentes. Neste sentido, foram desenvolvidas duas simulações usando o modelo de qualidade da água em camadas: *i*) para a superfície, onde as velocidades na superfície livre, obtidas com o módulo tridimensional da circulação hidrodinâmica, são usadas na determinação dos transportes advectivo e difusivo; *ii*) para a região próxima ao fundo, onde as velocidades obtidas nesta camada, pelo módulo tridimensional da circulação hidrodinâmica, são utilizadas.

Os resultados das duas simulações são apresentados em relação à evolução temporal das concentrações de oxigênio dissolvido na superfície e no fundo e a distribuição espacial da diferença entre estas duas concentrações. O oxigênio dissolvido é usado por ser um bom indicador da qualidade da água e a sua distribuição na coluna d'água ser bastante variável. A presença de certos poluentes, principalmente de origem orgânica, provoca a diminuição da concentração de OD, favorecendo não só o desaparecimento e, conseqüentemente, a extinção dos organismos aquáticos aeróbios, por afetar a sustentabilidade do habitat, fonte de alimento e a estruturação trófica, considerando que a maior parte dos organismos é

substituída por alguns organismos especializados, tolerantes a baixas condições de oxigênio. No domínio de modelagem do reservatório intermediário foram escolhidas 6 estações; sendo assim, a evolução temporal das concentrações de oxigênio dissolvido nestas estações deve descrever o comportamento do reservatório e suas distintas regiões. A **FIGURA 10.3-1** mostra a localização destas estações.

As **FIGURAS 10.3-2** e **10.3-2** mostram os perfis de velocidade nas estações 1 e 5, sendo também indicada a posição, na coluna d'água, da camada superficial e do fundo, usadas nas simulações. Observa-se, na estação 1, que a influência do vento praticamente não existe, considerando que as velocidades são elevadas quando comparadas com o possível arrasto do vento. Na estação 5, localizada numa região dendrítica, onde as velocidades são muito baixas, a influência do vento modifica a direção das velocidades na região próxima à superfície. No entanto, devido à sua profundidade, o efeito do vento fica retido à camada superior. Estas diferenças nos perfis de velocidades podem explicar porque nas regiões onde as velocidades são elevadas, o vento tem pouca influência, fazendo com que os perfis bidimensionais sejam uma boa aproximação para o transporte advectivo longitudinal destas regiões; nas regiões dendríticas o vento possui uma influência considerável, ou seja, as misturas verticais podem ser significativas quando comparadas às misturas longitudinais.

A modelagem dos parâmetros de qualidade de água em camadas no reservatório intermediário considera o padrão de circulação hidrodinâmica com variações de vazões que cobrem um período típico com diferentes condições hidrológicas de estiagem e de cheia. Para este cenário de circulação hidrodinâmica tridimensional, foi realizada a simulação dos parâmetros de qualidade de água considerando as cargas atuais presentes no rio Xingu. As variáveis meteorológicas e os parâmetros gerais relacionados às reações cinéticas são iguais aos usados na simulação do reservatório do Xingu, com exceção para o coeficiente de reaeração. As condições iniciais e os parâmetros usados na simulação numérica do transporte advectivo e difusivo foram mantidos iguais.

Nos experimentos em questão, na camada superficial, o valor do coeficiente de reaeração (K_a) foi modificado para 3,0/dia. No fundo o valor do coeficiente de reaeração (K_a) foi modificado para 0,1/dia. O objetivo é simular as diferenças que ocorrem em relação os processos de transferência, nas diferentes camadas do reservatório. Observando os valores obtidos na superfície e próximo ao fundo, para as diferentes estações, é possível verificar que a concentração de oxigênio dissolvido é sempre maior que 5,0 mg/L e que as maiores diferenças ocorrem no mês de janeiro, quando as temperaturas são elevadas. É possível observar ainda:

- As estações 1 (**FIGURA 10.3-3**) e 3 (**FIGURA 10.3-5**) apresentam comportamento semelhante, com as maiores diferenças entre as concentrações de OD na superfície e no fundo na ordem de 1,0 mg/L;
- As estações 2 (**FIGURA 10.3-4**) e 4 (**FIGURA 10.3-6**) possuem as maiores diferenças entre as concentrações de OD na superfície e no fundo: 2,0 mg/L. Estas estações estão localizadas em regiões com velocidades longitudinais muito baixas, onde os transportes advectivo e difusivo podem ser desprezados quando comparados aos processos cinéticos de transformação. Neste sentido, as mudanças dos coeficientes de reaeração são as responsáveis por tal diferença;
- A estação 5 está localizada numa região intermediária, com características semelhantes às estações 4 e 2, no entanto, com velocidades longitudinais maiores, apresentando assim menores diferenças;

- A estação 6 está localizada no canal principal, não apresentando diferenças significativas entre as concentrações de OD na superfície e no fundo (**FIGURA 10.3-7**), ou seja, neste ponto o reservatório pode ser considerado com bem misturado.

Observando a distribuição espacial (**FIGURA 10.3-8**) das diferenças encontradas entre as concentrações de OD na superfície e no fundo no dia de maior gradiente (23 de janeiro) da estação 4, é possível perceber que as regiões dendríticas apresentam as maiores diferenças e que, na região do canal principal, não há diferenças significativas.

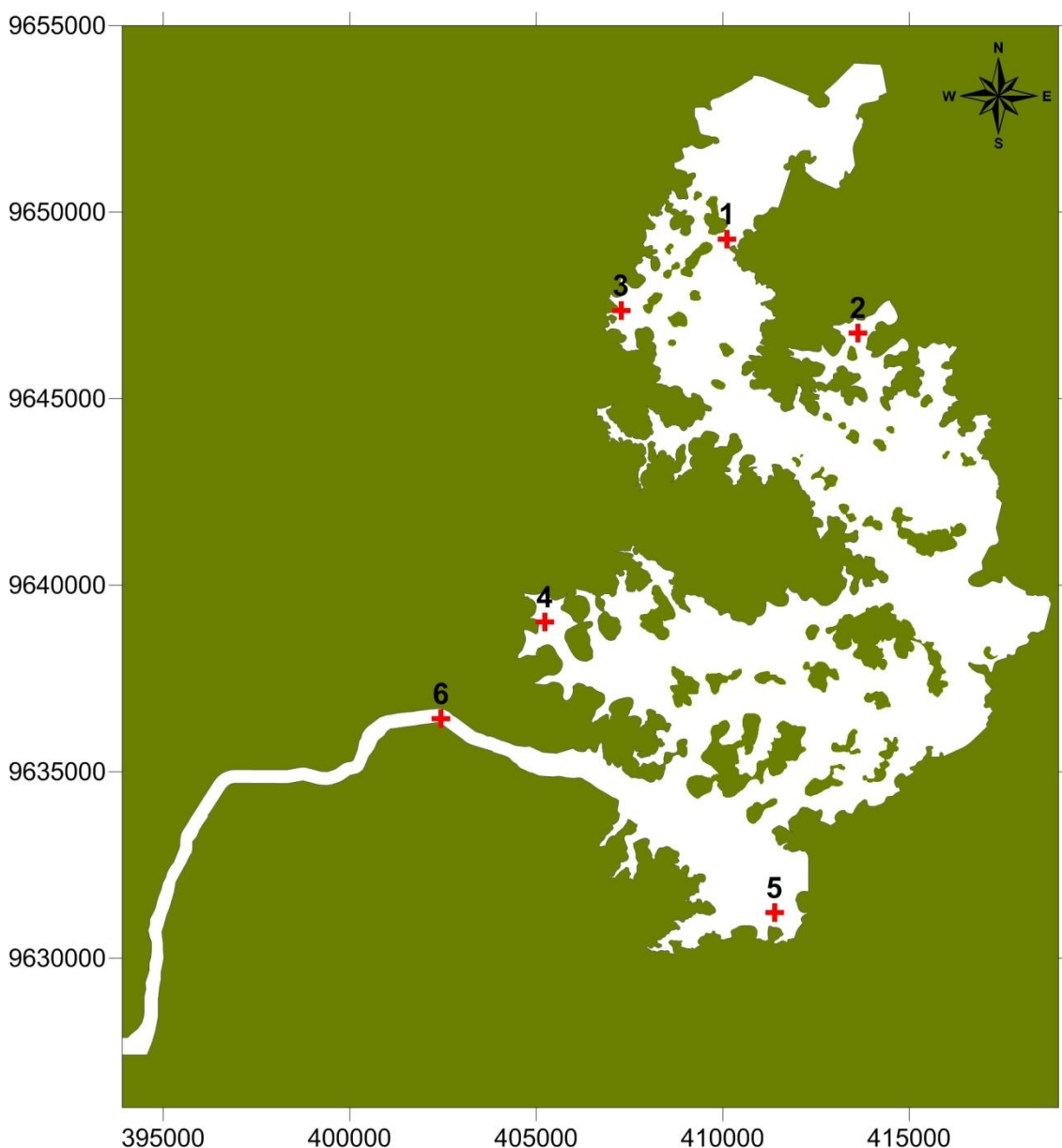


FIGURA 10.3 - 1 - Reservatório intermediário, com as indicações de nomes e posições de estações usadas nos gráficos de resultados do modelo de qualidade de água em camadas.

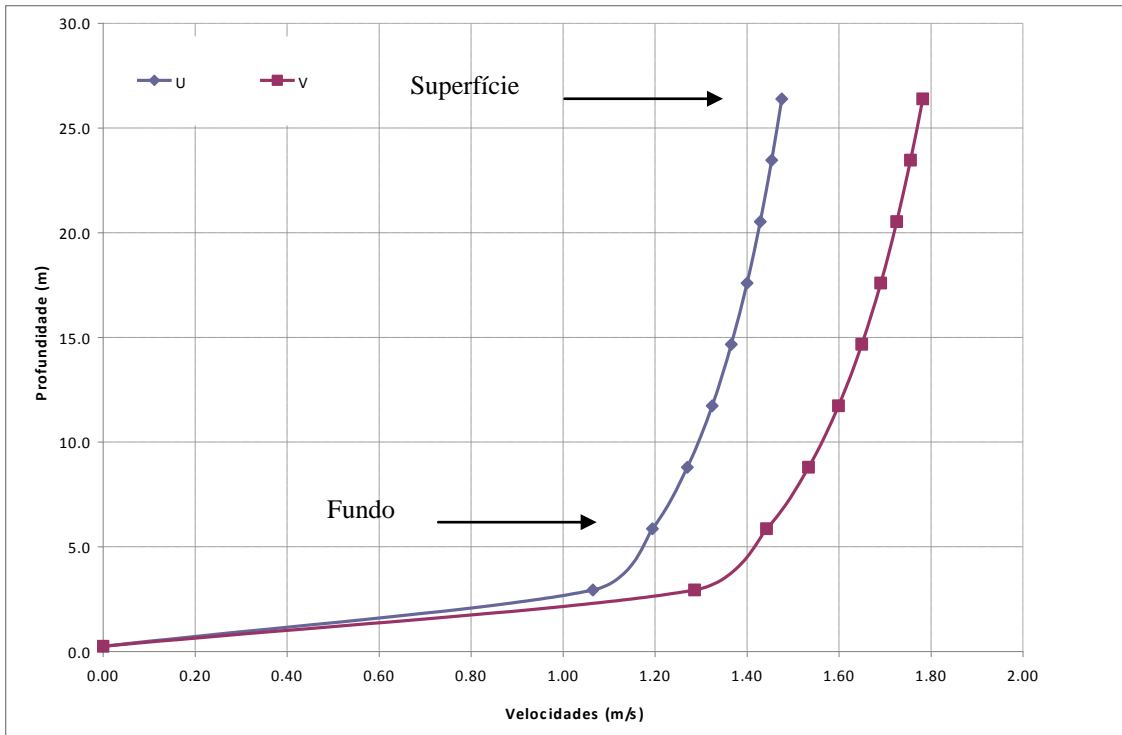


FIGURA 10.3 - 2 – Perfis verticais das componentes das velocidades na direção x (U) e na direção y (V) obtidos numericamente pelo SisBAHIA® no instante correspondente à maior diferença na estação 1 (nó 1383) no reservatório intermediário, mostrando a posição, em relação à profundidade, da superfície e do fundo usadas para o cálculo das diferenças. A posição da estação é mostrada na FIGURA 10.3-1.

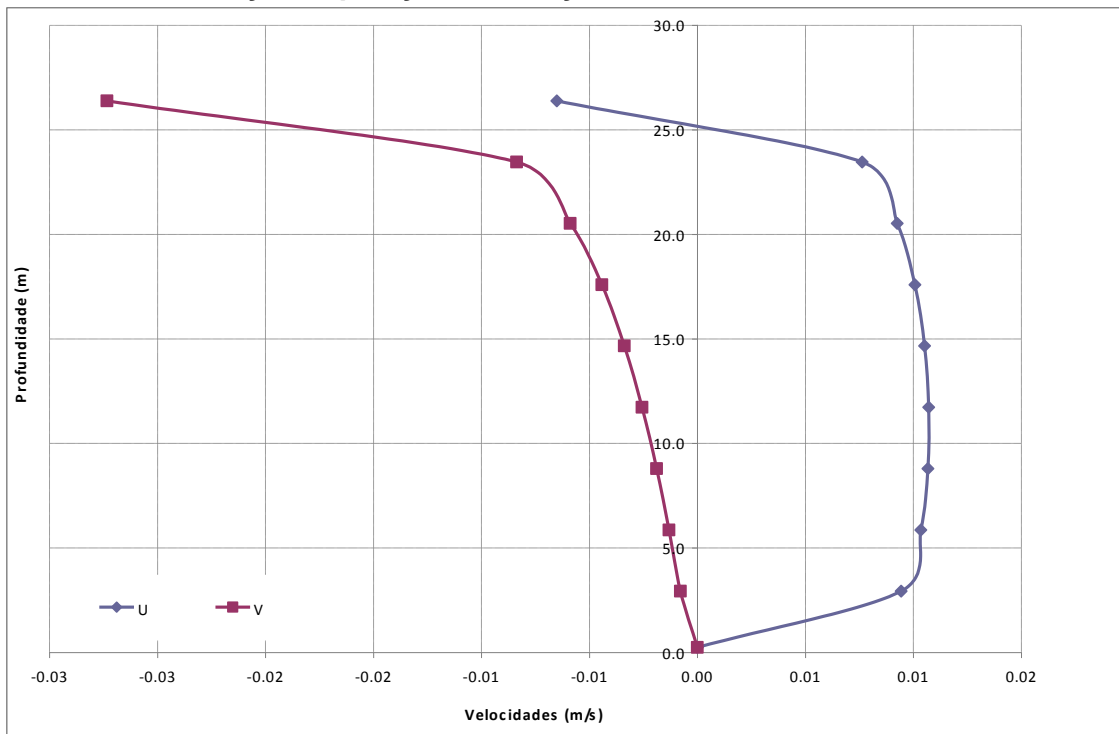


FIGURA 10.3 - 3 – Perfis verticais das componentes das velocidades na direção x (U) e na direção y (V) obtidos numericamente pelo SisBAHIA® no instante correspondente à maior diferença na estação 5 (nó 6095) no reservatório intermediário. A posição da estação é mostrada na FIGURA 10.3-1.

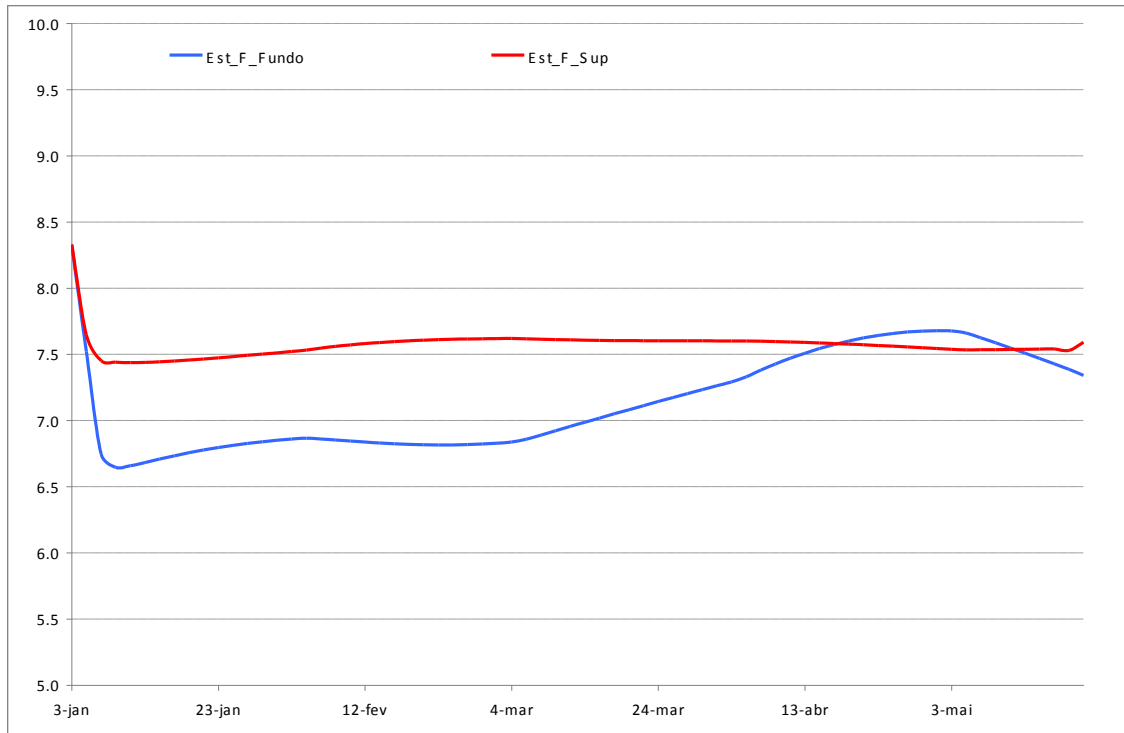


FIGURA 10.3 - 4 – Concentrações de OD (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA® na estação 1 do reservatório intermediário, na superfície e próximo ao fundo. A posição da estação é mostrada na FIGURA 10.3-1.

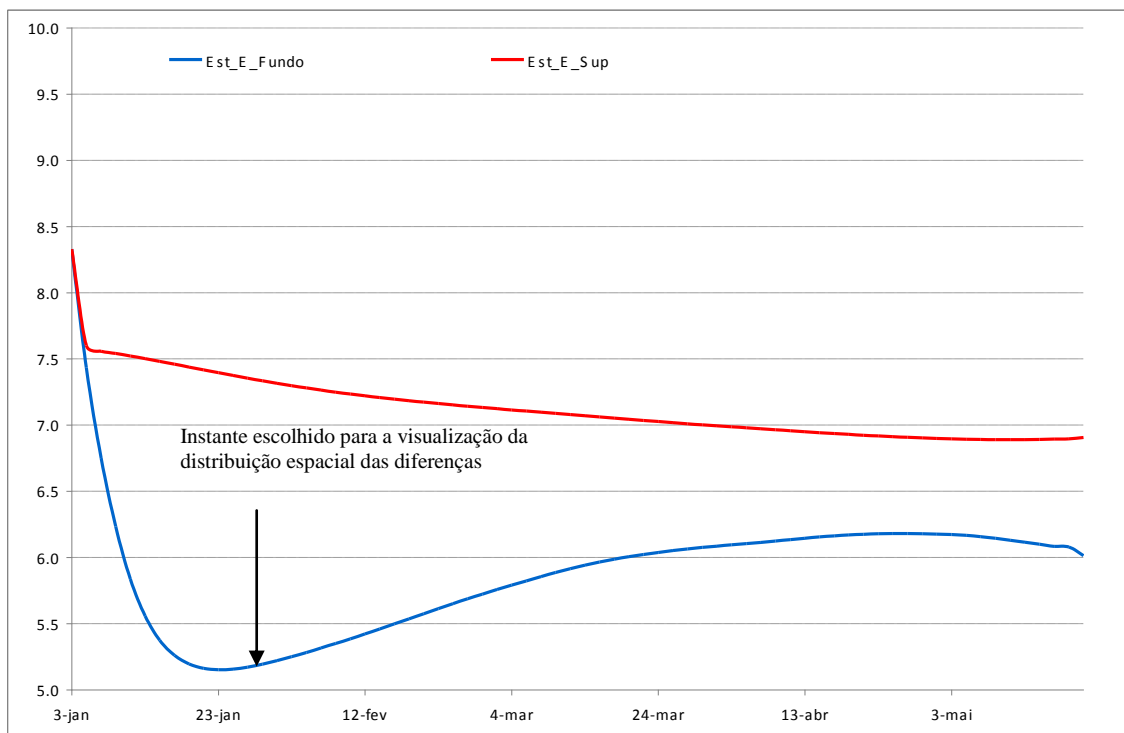


FIGURA 10.3 - 5 – Concentrações de OD (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA® na estação 2 do reservatório intermediário, na superfície e próximo ao fundo. A posição da estação é mostrada na FIGURA 10.3-1.

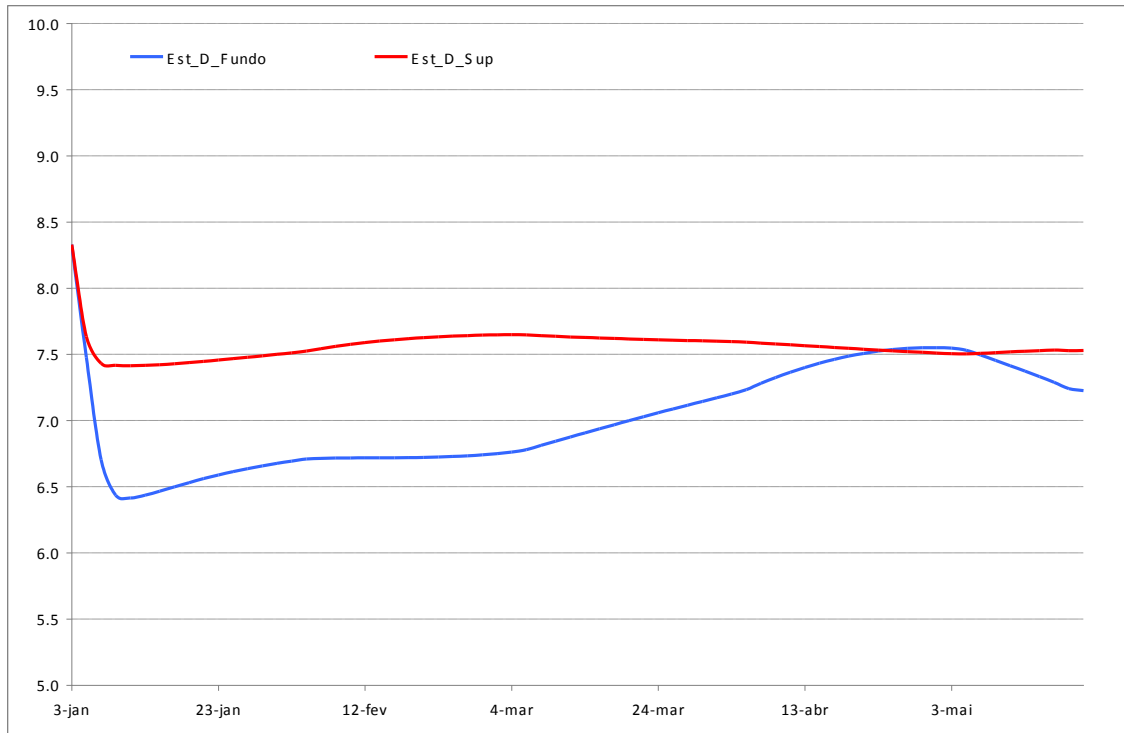


FIGURA 10.3 - 6 – Concentrações de OD (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA® na estação 3 do reservatório intermediário, na superfície e próximo ao fundo. A posição da estação é mostrada na FIGURA 10.3-1.

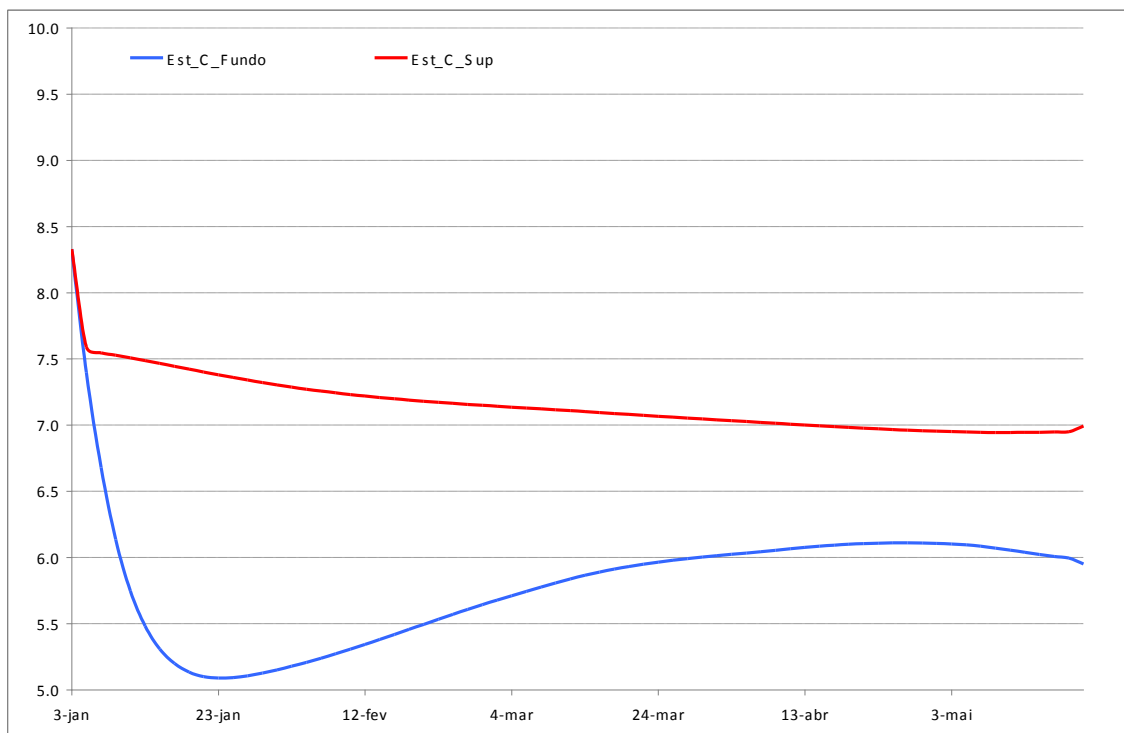


FIGURA 10.3 - 7 – Concentrações de OD (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA® na estação 4 do reservatório intermediário, na superfície e próximo ao fundo. A posição da estação é mostrada na FIGURA 10.3-1.

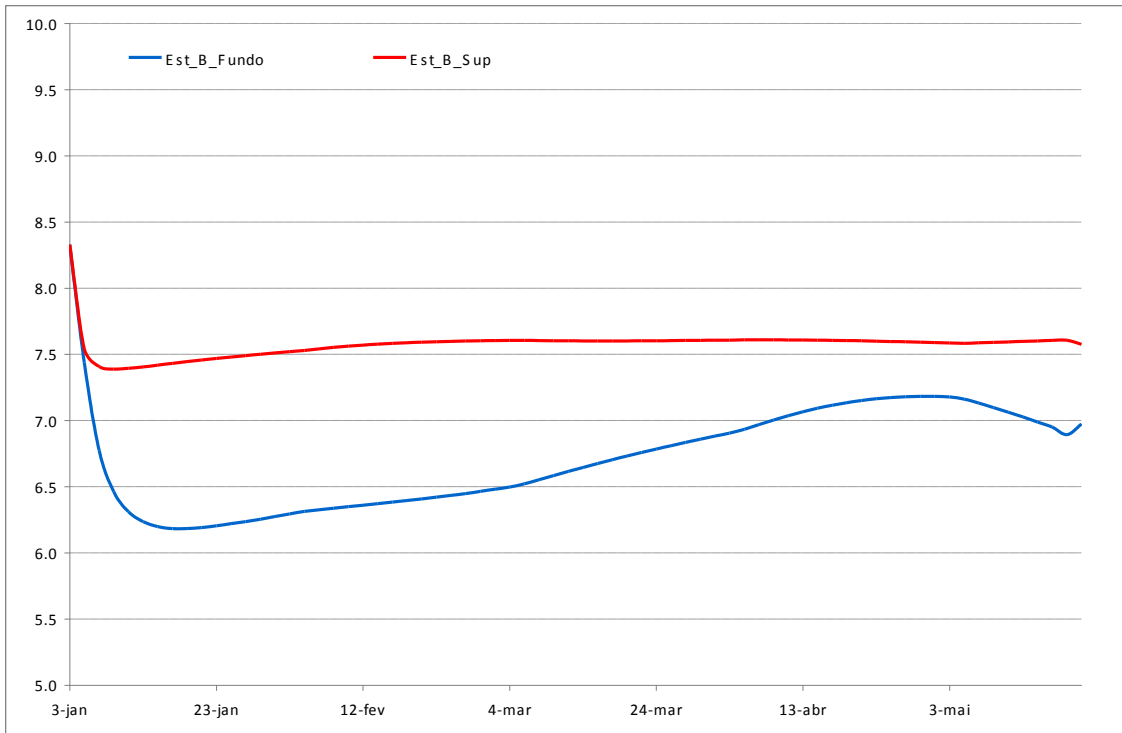


FIGURA 10.3 - 8 – Concentrações de OD (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA® na estação 5 do reservatório intermediário, na superfície e próximo ao fundo. A posição da estação é mostrada na FIGURA 10.3-1.

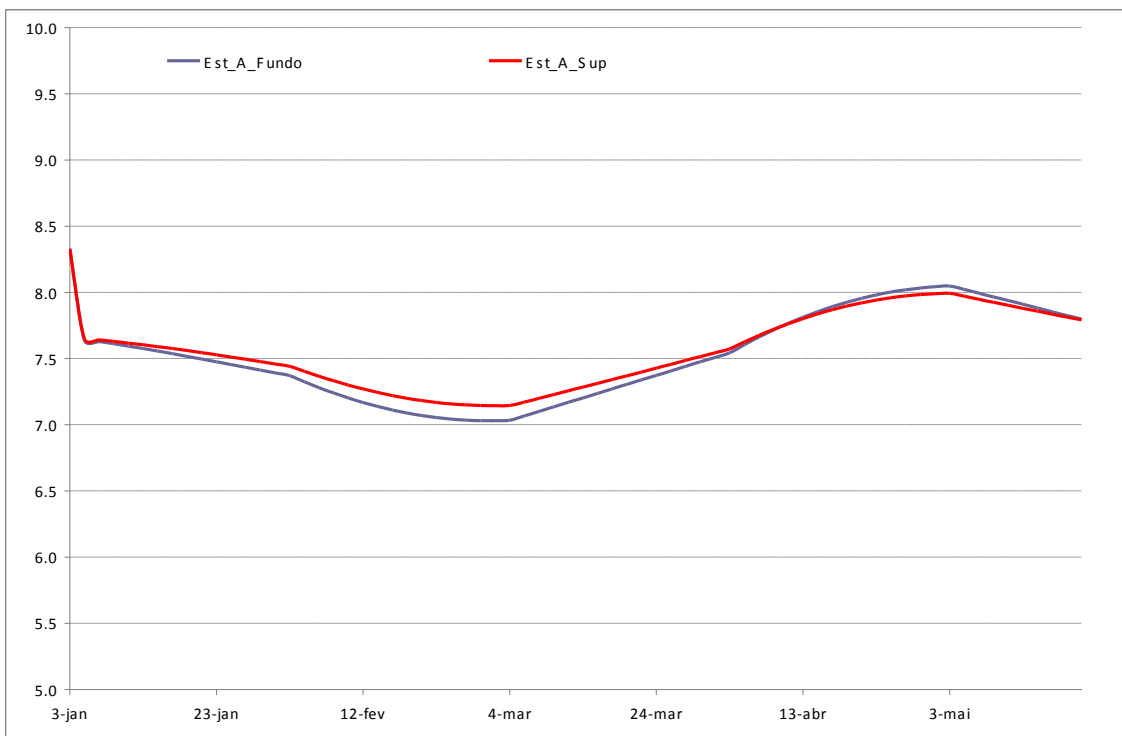


FIGURA 10.3 - 9 – Concentrações de OD (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA® na estação 6 do reservatório intermediário, na superfície e próximo ao fundo. A posição da estação é mostrada na FIGURA 10.3-1.

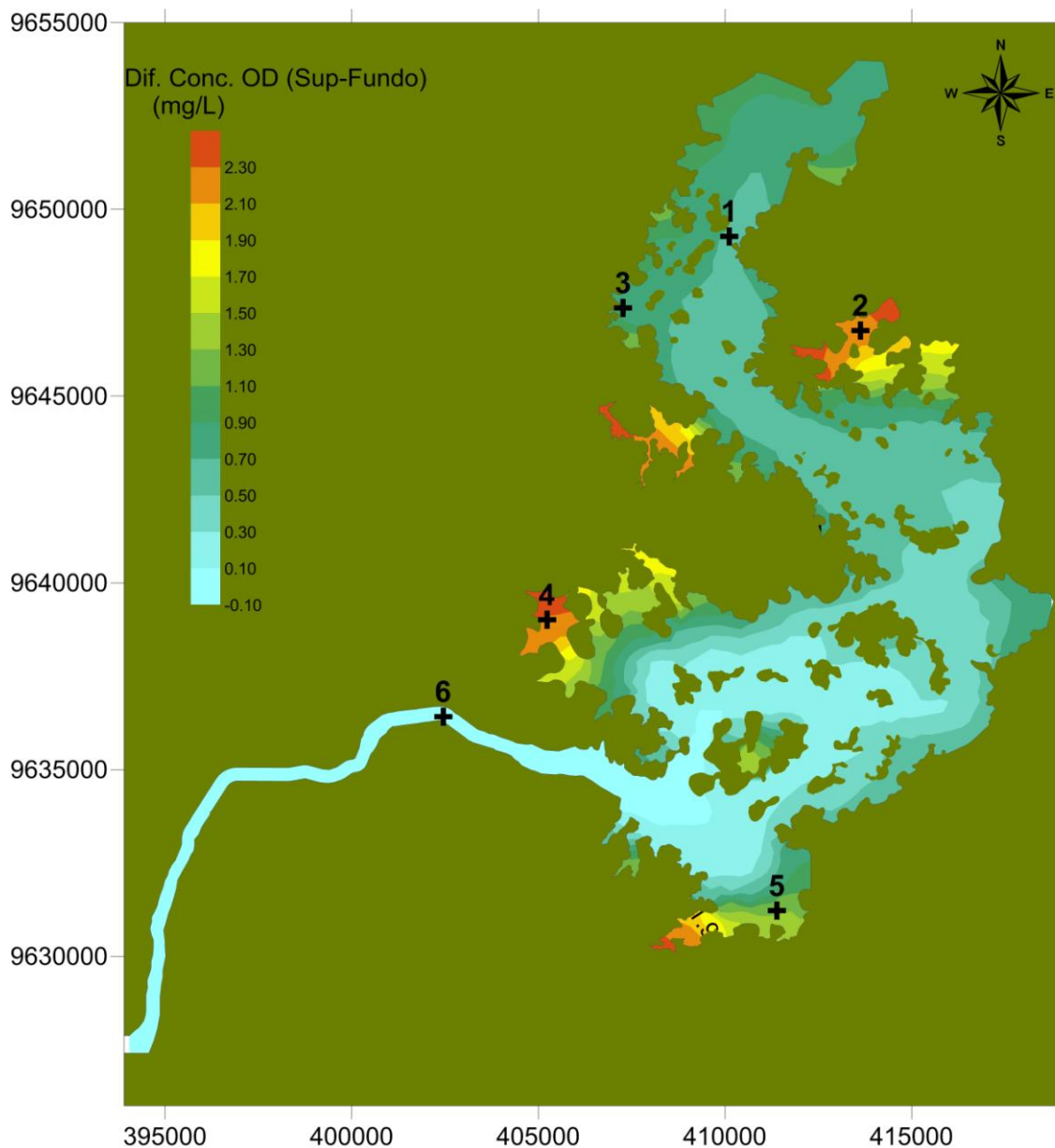


FIGURA 10.3 - 10 – Diferença entre as concentrações do OD na superfície e próxima ao fundo (mg/L) obtidas numericamente pelo SisBAHIA® no Reservatório intermediário, no instante mostrado em detalhe na FIGURA 10.3-6.

11. CONCLUSÕES

Este relatório apresenta os resultados das simulações matemáticas da hidrodinâmica e da qualidade da água para os reservatórios da UHE Belo Monte e também algumas considerações com relação a diferentes cenários possíveis de cargas de nutrientes.

Com relação à hidrodinâmica do reservatório do Xingu, conclui-se que este irá operar hidráulicamente de forma similar a um rio em regime subcrítico, com velocidades tipicamente bem acima de 0,1 m/s, e terá características um pouco mais próximas a um reservatório apenas no seu extremo oeste, ou seja, próximo à saída para o Reservatório Intermediário e a saída para a Volta Grande. Mesmo assim, os tempos de residência neste reservatório serão bastante baixos, característicos de regimes fluviais.

Para o Reservatório Intermediário, verificou-se a clara existência de canais preferenciais de escoamento, nos quais não haverá problema de estagnação do escoamento. Em alguns dos

dendritos, foram detectados possíveis pontos de estagnação para os quais pode haver tempos de residência mais longos. Porém, vale lembrar que este tipo de problema tende a ser minimizado no caso do reservatório real, já que a simulação não leva em conta pequenos córregos intermitentes que aparecem em eventos de chuva e ajudam a movimentar a água nos pontos menos favoráveis ao escoamento no reservatório. Além disso, as variações e as rajadas de vento, por exemplo, tendem a misturar a água de uma forma que o modelo não consegue representar, por não haver resolução espacial, nem dados para verificação. De qualquer forma, devem ser consideradas algumas possibilidades de obras para minimização dos problemas de estagnação nos dendritos mais estagnados do reservatório, principalmente em situações de vazão baixa (ver **FIGURAS 7-14 a 7-18**).

Simulações tridimensionais mostraram que, quando há um vento predominante, o escoamento pode inverter de direção ao longo de toda a vertical no caso de não haver estratificação térmica significativa. Esta inversão da velocidade acaba por ajudar na mistura do fluido na direção vertical. No caso de haver estratificação, esta inversão de velocidades pode não ocorrer, ou pode ocorrer ao longo de camadas mais rasas. A questão da estratificação já foi tratada de forma apropriada em relatório anterior. A implementação de um modelo para prever estratificação é uma tarefa extremamente complexa e de pouco resultado com valor preditivo. Além de depender de teorias sofisticadas e ainda não bem resolvidas de transferência turbulenta de propriedades térmicas, químicas e mecânicas entre o corpo d'água e a atmosfera, tais modelos necessitam de um conhecimento muito detalhado em todos os pontos da superfície do reservatório de inúmeras variáveis como: vento, radiação solar, nebulosidade, umidade do ar, temperatura da água, rugosidade, albedo, evaporação, entre outras.

As simulações de qualidade da água dos igarapés de Ambé, Altamira e Panelas mostraram que o igarapé de Altamira é o mais crítico em termos de estagnação e qualidade da água, durante períodos de cheia do rio Xingu associada a baixas vazões (ou vazões normais). Lembrando que as cargas usadas foram as medidas e estimadas a partir da faixa tipicamente encontrada em esgotos e citadas neste trabalho. Foram feitas simulações para um tratamento e redução de 50% das cargas nos igarapés. Na maioria dos casos houve uma redução direta e proporcional das concentrações modeladas.

As simulações de qualidade da água no Reservatório do Xingu mostraram que a redução em 50% das cargas advindas dos três igarapés de Altamira não modificou a qualidade da água no reservatório, exceto nas imediações da foz destes igarapés.

A qualidade da água do Reservatório Xingu não será muito alterada em relação à qualidade do próprio rio Xingu antes do reservatório. Isto corrobora o fato do reservatório ter um regime hidráulico próximo a um regime fluvial na maioria do seu curso.

Como a redução das cargas advindas dos igarapés de Altamira não alterou a qualidade da água do Reservatório do Xingu na sua saída para o Reservatório Intermediário, não houve necessidade de simulações para estes dois cenários neste último reservatório. Em vez disso, optou-se por fazer simulações com as cargas medidas no rio Xingu, e compará-las com uma situação crítica hipotética, de cargas 5 vezes maiores.

Os resultados mostraram que, com as cargas atuais, a situação do Reservatório Intermediário será de concentrações compatíveis com aquelas medidas no rio Xingu.

Com as cargas multiplicadas por 5, houve variações sensíveis nas concentrações do Reservatório Intermediário, porém, mesmo em pontos de maior estagnação (estação C), os valores não ultrapassaram as concentrações das cargas (5 vezes maiores que as medições), não parecendo haver, portanto, locais propensos a se tornarem focos de poluentes e/ou nutrientes.

O relatório atende às observações feitas na Nota Técnica: Análise da Modelagem Matemática da Qualidade da Água apresentado em atendimento ao ofício n. 1251/2009 – DILIC/IBAMA: os procedimentos adotados foram suficientemente justificados, os modelos não são tão simplificados nem limitados espacialmente, os dados de entrada refletem o que se espera em situações futuras e existe um acoplamento entre hidrodinâmica e qualidade da água.

O modelo adotado permite uma abordagem ampla nos aspectos espacial e temporal, sendo ao mesmo tempo suficientemente detalhado no seu tratamento, ou seja, desenvolveu-se uma abordagem holística com enfoque reducionista, que é a situação ideal em estudos de qualidade da água. Desta forma, apesar das conhecidas limitações de qualquer modelo matemático, entende-se que o instrumental aqui adotado atinge satisfatoriamente o objetivo de auxiliar no gerenciamento dos recursos hídricos em questão e no estabelecimento de prognósticos.

Sabe-se que os modelos, por constituírem-se em representações simplificadas da realidade, necessitam do correto emprego de coeficientes diversos para o desenvolvimento de prognósticos de qualidade da água. A listagem dos coeficientes aqui empregados é baseada em indicações da literatura técnica e na experiência prévia da equipe na elaboração de estudos semelhantes. A determinação numérica dos coeficientes a serem adotados reveste-se evidentemente de um grau de incerteza, notadamente para o caso de parâmetros de qualidade da água, os quais estão sujeitos a influências de natureza estocástica (chuvas, ventos, radiação solar). Como no presente caso não há a possibilidade de validação dos resultados, conforme já mencionado, assume-se a existência de um componente de fragilidade na expressão final dos mesmos. Todavia, deve-se destacar que o maior mérito da modelagem adotada não está centrado na obtenção de resultados precisos, mas sim no estabelecimento de cenários comparativos, os quais servem de base para o delineamento de ações futuras de manejo. Neste caso, a modelagem cumpre seu papel em toda a plenitude, já que este objetivo final é atingido sem ressalvas.

A aplicação dos modelos de circulação hidrodinâmica e de qualidade das águas evidenciou a necessidade da obtenção, de forma sistemática, de dados meteorológicos que possam subsidiar a futura calibração da modelagem utilizada. Neste aspecto recomenda-se a instalação de equipamentos meteorológicos que possibilitem o registro, em forma telemétrica, de algumas grandezas relevantes, tais como radiação solar, vento, umidade e temperatura do ar. Com relação ao monitoramento da qualidade da água, também para a mesma finalidade de calibração de dados, sugere-se a adoção de frequência mensal para as frações inorgânica e orgânica de fósforo na estação de monitoramento mais próxima à entrada do Reservatório Intermediário (ponto RX-19).

12. EQUIPE TÉCNICA DE DESENVOLVIMENTO

Cynara de Lourdes da Nóbrega Cunha

Eduardo Felga Gobbi .

Maurício Felga Gobbi

Eduardo Von Sperling

Ana Paula Soares

Coordenação e revisões: Leme Engenharia

13. BIBLIOGRAFIA

ALDAMA, A. (1985) Theory and applications of two- and three-scale filtering approaches for turbulent flow simulation. Ph.D. Thesis, Dept. Civil Engineering, Massachusetts Institute of Technology.

BALDISSERA, G.C. Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá/MT. Cuiabá, 2005. 144p. Dissertação de Mestrado – Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Mato Grosso.

BEDFORD, K. (1994) Diffusion, dispersion and sub-grid parameterization. Chapter 4 in “Coastal, Estuarial and Harbour Engineers’ Reference Book”, Ed. by M. B. Abbot and W. A. Price, E&FN Spon.

BERTONI, J. C. & TUCCI, C. E. M., 2009. Precipitação. In__ Tucci, C. E. M. (Editor), Hidrologia: Ciência e Aplicação. Porto Alegre. 4ª edição Editora da UFRGS/ABRH. 943p.

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.; CHAMBERLIN, C.E. Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling. 2nd ed. Report n° EPA-600/3-85-040. USEPA, 1985.

BRAWN, L. C., BARNWELL JR, T. O., (1985) Computer Program Documentation for the enhanced Stream Water Quality Model QUAL2E. US – EPA – Env. Res. Lab., Athens, Relatório GA.EPA/600-3-85/065.

BROECKER, H. C., PETERMANN, J., e SIEMS, W. (1978) The Influence of Wind on CO₂ Exchange in a Wind-Wave Tunnel. J. Marine Res. 36(4) 511-577.

CHAPRA, S. C. (1997) Surface Water-Quality Modeling. McGraw-Hill.

Cunha, C. L. N., Monteiro, T., Rosman, P. C. C. (2002). Modelagem Bidimensional de Transporte de Escalares Não-conservativos em Corpos D'água Rasos. Revista *Brasileira de Recursos Hídricos*, Brasil, vol. 7, nº2.

DI TORO, D. M. (1978). Optics of Turbid Estuarine Waters: Approximations and Applications. Water Res. 12 1059-1068.

EPPLEY, R. W. (1972). Temperature and Phytoplankton Grown in the Sea. Fishery Bulletin 70(4):1063-1085, 1972.

Fischer, H. B. (Ed.) (1979), *Mixing in Inland and Coastal Waters*. Academic Press Inc., New York.

GAUDY, A. F., GAUDY, E. T. (1980) Microbiology for Environmental Scientists and Engineers. McGraw-Hill.

LEME. (2010) Modelagem Matemática da Qualidade da Água – Relatório Técnico.
NEITSCH, S. et al. Soil and water assessment tool theoretical documentation, version 2005. January 2005.

NESA (2010). Levantamentos Complementares e Estudos Básicos Efetuados. Relatório técnico – Intertechne e Norte Energia.

RILEY, G. A. (1956). Oceanography of Long Island Sound 1952-1954. II. Physical Oceanography, Bull. Bingham. Oceanog. Collection 15, 15-16.

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.

ROSMAN, P.C.C. (1987) Modeling Shallow Water Bodies via Filtering Techniques, Ph.D. Thesis, Dept. of Civil Engineering, Massachusetts Institute of Technology.

SCHLADOW, G., HAMILTON, D. Prediction of water quality in lakes and reservoirs; Part 1 – Model description. Ecol. Model. 96, p91–110, 1997.

SOLOS DA AMAZÔNIA LEGAL (1:2.500.000), 2004a. MMA-SDS/ Consórcio ZEE Brasil (2002)/ IBGE. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>>

STEELE, J. H. (1965). Notes on Some Theoretical Problems in Production Ecology. University of California Press. Berkeley, CA.

Uso da Terra da Amazônia Legal (1:2.500.000), 2004b. MMA-SDS/ Consórcio ZEE Brasil (2002)/ IBGE. Disponível em: <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>

WOOL, T.A., Ambrose, R.B., Nartin, J.L., Comer, E.A. Water Quality Analysis Simulation Program (WASP): Version 6.0 User's Manual. USEPA, 2002.