

HELDER RAFAEL NOCKO

**MODELAGEM MATEMÁTICA DE
RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS COMO
FERRAMENTA PARA O LICENCIAMENTO
AMBIENTAL**

Curitiba

2011

HELDER RAFAEL NOCKO

**MODELAGEM MATEMÁTICA DE
RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS COMO
FERRAMENTA PARA O LICENCIAMENTO
AMBIENTAL**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ciências, Programa de Pós-Graduação em Métodos Numéricos em Engenharia do Setor de Tecnologia e Ciências Exatas da Universidade Federal do Paraná

Orientador: Maurício Felga Gobbi.

Co-orientador: Cynara da Nobrega Cunha.

Curitiba

2011

Nocko, Helder Rafael

Modelagem matemática de reservatórios artificiais como ferramenta para o licenciamento ambiental / Helder Rafael Nocko. – Curitiba, 2011.

163 f. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia e Ciências Exatas, Programa de Pós-Graduação em Métodos Numéricos em Engenharia

Orientador: Maurício Felga Gobbi

Coorientadora: Cynara da Nobrega Cunha

1. Reservatórios – Gestão ambiental – Modelos matemáticos. I. Gobbi, Maurício Felga. II. Cunha, Cynara da Nobrega. III. Título.

CDD 510.286

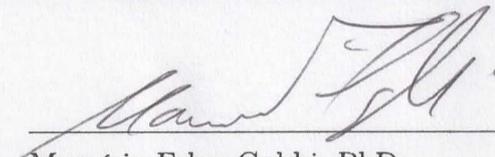
TERMO DE APROVAÇÃO

HELDER RAFAEL NOCKO

MODELAGEM MATEMÁTICA DE RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS COMO FERRAMENTA PARA O LICENCIAMENTO AMBIENTAL

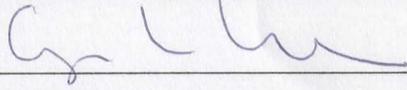
Dissertação aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ciências no Programa de Pós-Graduação em Métodos Numéricos em Engenharia dos Setores de Tecnologia e Ciências Exatas da Universidade Federal do Paraná pela seguinte banca examinadora:

Orientador:

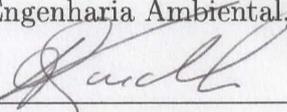

Maurício Felga Gobbi, PhD.

Departamento de Engenharia Ambiental, UFPR

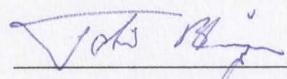
Co-orientador:


Cynara da Nobrega Cunha, Dr.

Departamento de Engenharia Ambiental, UFPR


Ada Cristina Scudelari, Dr.

Universidade Federal do Rio Grande do Norte, UFRN


Tobias Bleninger, Dr.-Ing.

Professor Visitante, Departamento de Hidráulica e Saneamento - DHS, UFPR

Curitiba, 22 de agosto de 2011

Agradecimentos

Antes de todos, tenho que agradecer meus pais, Hélio e Célia, que deram todas as condições para minha educação, sem medir esforços. Com certeza são os grandes responsáveis por quem sou hoje e a eles dedico esse trabalho.

Agradeço à Dayanna, minha esposa, por enfrentar comigo toda a etapa final da dissertação, me encorajando, me dando todo o suporte necessário e entendendo todos os finais de semana que não pude dar atenção a ela e a nossa casa. A ela dedico meu amor.

Agradeço ao professor Maurício Felga Gobbi e à professora Cynara da Nobrega Cunha por me darem apoio e encorajarem-me para o término deste trabalho. Suas sugestões foram de grande valia. Agradeço pela paciência e incentivo.

Não posso deixar de agradecer a três professores aos quais responsabilizo por estar trabalhando com modelagem: Eduardo Felga Gobbi, por ser um sonhador admirável e inspirador e por ter me encorajado a fazer um projeto final de curso de Engenharia Ambiental em uma área complexa, coisa que, segundo ele, eu nunca mais faria depois de formado; Nelson Luís da Costa Dias, meu orientador de projeto final e ex-orientador de mestrado, quem me mostrou o valor da seriedade no trabalho, da ética. Ele foi o professor que nunca descansou quando sabia que eu ainda podia render mais; e ao grande amigo José Eduardo Gonçalves, o Zé, que foi meu orientador de estágio, me ajudou no projeto final, me ensinou a trabalhar com modelos e que é uma pessoa totalmente desprovida de possessividade de conhecimento.

Tenho que agradecer muito também a dois amigos e companheiros de muitos trabalhos que me ajudaram muito como pessoa e profissional: André Luciano Malheiros, meu sócio

na EnvEx e amigo; Rafael Cabral Gonçalves, amigo desde o primeiro ano da faculdade. Com os dois vi o quão importante é produzir um bom relatório e imprimir todo o esforço possível para produzir um trabalho de extrema qualidade. Obrigado pela amizade e companheirismo.

Agradeço a todos os amigos do **Lemma** – Laboratório de Estudos em Monitoramento e Modelagem Ambiental e do SIMEPAR com os quais convivi. Alguns foram muito inspiradores, como o Mateus Bernardes, figuraça! Henrique, Diana, Reks, Marcelo Andrioni, Alex, Akemi, Angelone, Wolf, Selma, Dornelles, Maneco, Ernani, Afonso...Valeu!

Agradeço ao PPGMNE e UFPR pela estrutura e oportunidades de estudo. Agradeço a todos os coordenadores do PPGMNE com os quais convivi e em especial à Maristela e ao amigo Antonio Carrer pela compreensão com relação aos prazos da minha dissertação.

Agradeço ao Tarcísio Castro por acreditar desde o começo em nossa capacidade de resolver problemas ambientais com a utilização de ferramentas de modelagem matemática.

Agradeço a ELETROBRAS - FURNAS pelo financiamento destes trabalhos e por autorizar a utilização dos dados produzidos, especialmente na pessoa do Dr. Cassio Botelho Pereira Soares.

Agradeço a todos os amigos, amigas, colegas e pessoas com as quais convivi nesses anos. Todos tiveram sua importância.

E obrigado a todos que sabem que minha memória não é das melhores e compreendem a falta de seus nomes aqui.

Sumário

Lista de Figuras	x
Lista de Tabelas	xvii
Abstract	xviii
Resumo	xix
1 Introdução	1
1.1 Objetivos	2
2 Revisão Bibliográfica	4
2.1 Modelos - Conceituação e Classificação	4
2.2 Modelagem Matemática de Corpos D'Água - História e Avanços	6
2.3 Utilização dos Modelos Numéricos	10
2.4 Reservatórios e Usinas Hidrelétricas - Caracterização, Conceitos e Classificação	20
2.4.1 Gradientes Verticais em Reservatórios	20
2.4.2 Eutrofização	22
2.4.3 Tempo de Residência	22
2.4.4 Índices de Estado Trófico	23

2.4.5	Usinas Hidrelétricas: Conceitos e Classificação	25
2.5	Licenciamento Ambiental de Reservatórios Artificiais	27
3	Metodologia	29
3.1	SisBAHIA®	30
3.1.1	Modelo Hidrodinâmico	31
3.1.2	Modelo de Qualidade da Água	34
3.1.3	Modelo de Transporte Lagrangeano	44
4	Estudo de Caso - AHE Simplício	46
4.1	AHE Simplício	47
4.2	Histórico	48
4.3	Dados Utilizados	51
4.3.1	Dados Morfológicos	51
4.3.2	Dados Hidrológicos	59
4.3.3	Dados de Qualidade da Água	59
4.3.4	Cenários para Simulação	60
4.3.4.1	Cenário de Cheia - VMT	60
4.3.4.2	Cenário 70	60
4.3.4.3	Cenário 50	61
4.3.4.4	Cenário de Estiagem	61
4.3.5	Parâmetros utilizados, Condições Iniciais e de Contorno	62
4.3.6	Malhas Numéricas Utilizadas	63

5	Resultados - Modelagem Hidrodinâmica	67
5.1	Fase 2.....	67
5.1.1	Cenário de Cheia.....	68
5.1.2	Cenário de Estiagem.....	71
5.2	Fase 3.....	74
5.2.1	Cenário VMT.....	74
5.2.2	Cenário 50	78
5.2.3	Cenário de Estiagem.....	80
5.3	Fase 4.....	83
5.3.1	Cenário VMT.....	83
5.3.2	Cenário 50	88
5.3.3	Cenário de Estiagem.....	90
6	Resultados - Modelagem do Transporte Lagrangeano de Partículas	94
6.1	Fase 2.....	94
6.1.1	Cenário de Cheia.....	95
6.1.2	Cenário de Estiagem.....	97
6.2	Fase 3.....	97
6.2.0.1	Cenário VMT	97
6.2.0.2	Cenário 50	100
6.2.0.3	Cenário de Estiagem.....	102
6.3	Fase 4.....	104

6.3.1	VMT	105
6.3.1.1	Reservatório Louriçal	105
6.3.1.2	Reservatório Córrego Areia	107
6.3.1.3	Reservatório Córrego Louriçal.....	110
6.3.1.4	Área a Jusante do Dique do Córrego Areia	113
6.3.2	Cenário 50	116
6.3.2.1	Reservatório Louriçal	116
6.3.2.2	Reservatório Córrego Areia	117
6.3.2.3	Reservatório Córrego Areia	117
6.3.2.4	Área a Jusante do Dique do Córrego Areia	118
6.3.3	Cenário de Estiagem.....	118
6.3.3.1	Reservatório Louriçal	118
6.3.3.2	Reservatório Córrego Areia	121
6.3.3.3	Reservatório Córrego Louriçal.....	124
6.3.3.4	Área a Jusante do Dique do Córrego Areia	125
7	Resultados - Modelagem da Qualidade da Água	127
7.1	Fase 2.....	128
7.1.1	Cenário de Cheia.....	128
7.1.2	Cenário de Estiagem.....	131
7.2	Fase 3.....	133
7.2.1	Cenário VMT.....	133

7.2.2	Cenário 70	137
7.2.3	Cenário 50	137
7.2.4	Cenário de Estiagem.....	138
7.3	Fase 4.....	141
7.3.1	Cenário VMT.....	142
7.3.1.1	Reservatório Louriçal	142
7.3.1.2	Reservatório Córrego Areia	144
7.3.1.3	Reservatório Córrego Louriçal.....	146
7.3.2	Cenário de Estiagem.....	147
7.3.2.1	Reservatório Louriçal	147
7.3.2.2	Reservatórios dos Córregos Areia e Louriçal.....	148
8	Análise Integrada de Resultados, Conclusões e Recomendações	151
	Referências	159

Lista de Figuras

1	Localização do AHE Simplício e seus reservatórios	48
2	Contorno de Louriçal utilizado na primeira fase de estudos	52
3	Contornos de Louriçal utilizados na segunda fase de estudos. A esquerda é mostrado o contorno com modificações.	53
4	Batimetria de Louriçal utilizada na segunda fase de estudos.....	54
5	Contornos de Louriçal utilizados na terceira fase de estudos	55
6	Batimetria de Louriçal utilizada na terceira fase de estudos.....	56
7	Contornos de Louriçal e seus afluentes para a quarta fase de estudos.....	57
8	Batimetria do reservatório principal de Louriçal.....	58
9	Batimetria dos reservatórios dos afluentes de Louriçal	58
10	Malha utilizada na fase 2	64
11	Malha utilizada na fase 3	65
12	Malha utilizada na fase 4 para os braços do reservatório Louriçal.....	66
13	Malha utilizada na fase 4 para os corpo principal do reservatório Louriçal .	66
14	Campo hidrodinâmico de Louriçal, resultados com a inclusão de diques. Fase 2, cheia.	69
15	Campo hidrodinâmico de Louriçal, resultados com a inclusão de diques. Fase 2, cheia. Detalhe no dique do braço Areia.....	70

16	Campo hidrodinâmico de Louriçal, resultados com a inclusão de diques. Fase 2, cheia. Detalhe maior no dique do braço Areia.	70
17	Campo hidrodinâmico de Louriçal, resultados com a inclusão de diques. Fase 2, estiagem.	72
18	Campo hidrodinâmico de Louriçal, resultados com a inclusão de diques. Fase 2, estiagem. Detalhe no dique e no bota-fora do braço Areia.	73
19	Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 3, VMT.	75
20	Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 3, VMT. Detalhe na entrada do túnel central.	76
21	Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 3, VMT. Detalhe na saída do reservatório.	77
22	Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 3, cenário 50.	78
23	Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 3, cenário 50. Detalhe na entrada do túnel central.	79
24	Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 3, cenário 50. Detalhe na saída do reservatório.	80
25	Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 3, cenário de estiagem.	81
26	Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 3, cenário de estiagem. Detalhe na entrada do túnel central.	82
27	Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 3, cenário de estiagem. Detalhe na saída do reservatório.	83
28	Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 4, VMT.	85
29	Campo hidrodinâmico dos braços Areia e Louriçal. Fase 4, VMT.	86

30	Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 4, VMT. Detalhe no trecho de jusante do dique do compartimento córrego Areia.	87
31	Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 4, cenário 50.	88
32	Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 4, cenário 50. Detalhe no trecho de jusante do dique do compartimento córrego Areia.	89
33	Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 4, cenário de estiagem.	91
34	Campo hidrodinâmico dos braços Areia e Louriçal. Fase 4, cenário de estiagem.	92
35	Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 4, cenário de estiagem. Detalhe no trecho de jusante do dique do compartimento córrego Areia.	93
36	Simulação lagrangeana em Louriçal. Fase 2, cenário de cheia, instantes após e 24 horas (direito) após o lançamento.	96
37	Simulação lagrangeana em Louriçal. Fase 2, cenário de cheia, 72 e 120 (direito) horas após o lançamento.	96
38	Simulação lagrangeana de partículas lançadas nos córregos. Fase 3, VMT, 24 (esquerda) e 72 horas após o lançamento.	98
39	Simulação lagrangeana de partículas lançadas nos córregos. Fase 3, VMT, 10 e 20 dias após o lançamento.	99
40	Simulação lagrangeana de partículas em Louriçal. Fase 3, VMT, 1 hora após o lançamento.	100
41	Simulação lagrangeana de partículas em Louriçal. Fase 3, VMT, 2 e 10 horas após o lançamento.	100
42	Simulação lagrangeana de partículas lançadas nos córregos. Fase 3, 50. 10 (esquerda) e 30 dias após o lançamento.	101

43	Simulação lagrangeana de partículas em Louriçal. Fase 3, 50. 5 horas (esquerda) e 30 dias após o lançamento.	102
44	Simulação lagrangeana de partículas lançadas nos córregos. Fase 3, cenário de estiagem, 30 (esquerda) e 40 dias após o lançamento.	103
45	Simulação lagrangeana de partículas em Louriçal. Fase 3, cenário de estiagem, 12 horas (esquerda) e 30 dias após o lançamento.	104
46	Simulação lagrangeana de partículas em Louriçal. Fase 4, VMT, 15 minutos após o lançamento.	105
47	Simulação lagrangeana de partículas em Louriçal. Fase 4, VMT, 2 horas após o lançamento.	106
48	Simulação lagrangeana de partículas em Louriçal. Fase 4, VMT, 24 horas após o lançamento.	107
49	Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Areia. Fase 4, VMT, 2 horas após o lançamento.	108
50	Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Areia. Fase 4, VMT, 5 dias após o lançamento.	109
51	Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Areia. Fase 4, VMT, 15 dias após o lançamento.	110
52	Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Louriçal. Fase 4, VMT, 2 horas após o lançamento.	111
53	Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Louriçal. Fase 4, VMT, 5 dias após o lançamento.	112
54	Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Louriçal. Fase 4, VMT, 15 dias após o lançamento.	113

55	Simulação lagrangeana de partículas na área a jusante do dique do córrego Areia. Fase 4, VMT, instantes após lançamento.	114
56	Simulação lagrangeana de partículas na área a jusante do dique do córrego Areia. Fase 4, VMT, 24 horas após lançamento.	115
57	Simulação lagrangeana de partículas na área a jusante do dique do córrego Areia. Fase 4, VMT, 48 horas após lançamento.	116
58	Simulação lagrangeana de partículas em Louriçal. Fase 4, cenário estiagem, 2 horas após o lançamento.	119
59	Simulação lagrangeana de partículas em Louriçal. Fase 4, cenário estiagem, 3 dias após o lançamento.	120
60	Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Areia. Fase 4, cenário de estiagem, 10 dias após o lançamento.	122
61	Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Areia. Fase 4, cenário de estiagem, 50 dias após o lançamento.	123
62	Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Louriçal. Fase 4, cenário de estiagem, 5 dias após o lançamento.	124
63	Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Louriçal. Fase 4, cenário de estiagem, 10 e 50 dias após o lançamento.	125
64	Simulação lagrangeana de partículas na área a jusante do dique do córrego Areia. Fase 4, cenário de estiagem, 48 horas após lançamento.	126
65	Concentração de OD e DBO em Louriçal, Fase 2, cheia.	129
66	Concentração de Amônia e Nitrato em Louriçal, Fase 2, cheia.	130
67	Concentração de fósforo total em Louriçal, Fase 2, cheia.	130
68	Concentração de OD e DBO em Louriçal, Fase 2, estiagem.	131

69	Concentração de Amônia e Nitrato em Louriçal, Fase 2, estiagem.	132
70	Concentração de fósforo total em Louriçal, Fase 2, estiagem.	133
71	Concentração de OD e DBO em Louriçal, Fase 3, VMT.	135
72	Concentração de fósforo orgânico e inorgânico em Louriçal, Fase 3, VMT. .	136
73	Concentração de fósforo total em Louriçal, Fase 3, VMT.	136
74	Concentração de OD e fósforo total em Louriçal, Fase 3, cenário 50.	138
75	OD e DBO em Louriçal, Fase 3, estiagem.	139
76	Fósforo orgânico e inorgânico em Louriçal, Fase 3, estiagem.	140
77	Fósforo total em Louriçal, Fase 3, estiagem.	141
78	Concentração de OD e DBO em Louriçal, Fase 4, VMT.	143
79	Concentração de fósforo total e clorofila em Louriçal, Fase 4, VMT.	144
80	Concentração de OD e DBO para o reservatório Córrego Areia, Fase 4, VMT.	145
81	Concentração de fósforo total para o reservatório Córrego Areia, Fase 4, VMT.	145
82	Concentração de OD e DBO para o reservatório Córrego Louriçal, Fase 4, VMT.	146
83	Concentração de fósforo total para o reservatório Córrego Louriçal, Fase 4, VMT.	147
84	Concentração de OD e DBO em Louriçal, Fase 4, cenário de estiagem.	148
85	Concentrações de fósforo total e clorofila em Louriçal, Fase 4, cenário de estiagem.	148
86	Concentração de OD para os reservatórios dos Córregos Areia e Louriçal, Fase 4, cenário de estiagem.	149

87	Concentração de DBO para os reservatórios dos Córregos Areia e Lourical, Fase 4, cenário de estiagem.	150
88	Porcentagem de partículas restantes para a área a jusante do reservatório córrego Areaia. Fase 4.	154

Lista de Tabelas

1	Equivalência entre IET e estado trófico, segundo critérios de Toledo Jr et al. (apud LAMPARELLI, 2004)	24
2	Equivalência entre IET e estado trófico, segundo critérios novos propostos por Lamparelli (2004)	25
3	Escalares modelados pelo SisBAHIA [®]	37
4	Vazões (m^3/s) mensais das bacias de drenagem do reservatório de Lourical	59
5	Dados de qualidade da água utilizados para os afluentes de Lourical	60
6	Condições iniciais e de contorno de qualidade da água utilizadas nas fases 2, 3 e 4.....	63

Abstract

This dissertation shows the case study of the environmental mathematical modeling utilization as a useful tool for the environmental evaluation licensing process of a reservoir - Reservoir Lourical, part of the Hydroelectric power plant Simplício-Queda Única, located on the river Paraíba do Sul, in the southeast of Brazil. The model (or the set of models) used was the SisBAHIA[®]. It was modeled the hydrodynamical process, the particle Lagrangian transport and the water quality, integrated in the water column. This study was conducted in four phases, following the hydroelectric power plant environmental licensing, starting in 2004, advancing in 2006 and 2009 and ending in 2010. The water of Paraíba do Sul river has relatively high concentrations of total phosphorus. Such concentration in lentic environment, can lead to eutrophication of reservoir. The models were used to base decisions about the best ways to relieve and prevent this type of processes that affect water quality. Morphological changes were being made over time in an attempt to reduce residence time and improve circulation in areas where stagnation were identified. Although it has not been possible to calibrate the models, because of the water body modeling does not exist, the results were analyzed with comparisons between morphological and hydrological scenarios. The simulations were sensitive to the simulated scenarios, and thus it was possible to choose the alternative that produced the best results in terms of water quality and eutrophication risk. It was concluded that the best scenario is what provides for the construction of two dams separating the waters of two areas of the reservoir, formed in the Areia and Lourical streams.

Resumo

Essa dissertação mostra o estudo de caso da utilização da modelagem matemática ambiental como ferramenta útil ao licenciamento ambiental de um reservatório artificial de água - Reservatório Lourical, da Usina Hidrelétrica Simplício-Queda Única, situada no rio Paraíba do Sul, região sudeste do Brasil. O modelo (ou conjunto de modelos) utilizado foi o SisBAHIA[®]. Foram utilizadas modelagens da hidrodinâmica, do transporte lagrangeano de partículas e da qualidade da água integradas na coluna da água. O trabalho ocorreu em quatro fases, acompanhando o licenciamento ambiental da usina, iniciando-se em 2004, avançando em 2006 e 2009 e finalizando em 2010. A água do rio Paraíba do Sul tem concentrações relativamente altas de fósforo total. Tais concentrações, em ambiente lântico, podem levar à eutrofização do reservatório. Os modelos foram utilizados para basear tomadas de decisão sobre as melhores maneiras de atenuar e prevenir esse tipo de processo que prejudicada a qualidade da água. Mudanças morfológicas foram acontecendo com o tempo na tentativa de diminuir tempos de residência e melhorar a circulação em locais onde estagnações foram identificadas. Ainda que não tenha sido possível calibrar os modelos, pelo fato do corpo d'água modelado ainda não existir, os resultados foram analisados com comparações entre cenários, tanto de condições hidrológicas quanto morfológicas. As simulações se mostraram sensíveis aos cenários simulados e, dessa forma, foi possível escolher a alternativa que mostrou os melhores resultados em termos de qualidade da água e de mesmo de viabilidade econômica. Concluiu-se pelo cenário que prevê a construção de dois diques que separam as águas de dois braços do reservatório, formados nos córregos Areia e Lourical.

1 Introdução

As modelagens matemáticas, sejam elas de que tipo forem, têm se popularizado muito, tanto devido à atual grande capacidade computacional dos computadores pessoais, quanto à popularização do ensino nos cursos de graduação e à crescente utilização dessas ferramentas, gerando um ciclo virtuoso.

A presente dissertação apresenta um estudo de caso da utilidade da modelagem matemática de corpos d'água, para fins de prognóstico ambiental, como uma ferramenta a ser utilizada no licenciamento ambiental de reservatórios de água artificiais para geração de energia. Não há aqui pretensão de se discutir as minúcias dos modelos, características específicas e a formulação matemática dos mesmos, ainda que elas sejam apresentadas. Pretende-se, sim, entender a capacidade dessas ferramentas em responder perguntas de forma antecipada, por exemplo antes da implantação de um reservatório, prevendo possíveis impactos ambientais e possibilitando estudar maneiras de prevení-los, eliminá-los ou simplesmente diminuí-los.

O estudo de caso a ser mostrado neste trabalho é a modelagem do reservatório Lourical do Complexo Energético de Simplício (AHE Simplício - Queda Única, composta por cinco reservatórios). Os estudos de modelagem foram solicitados pelo órgão licenciador - IBAMA, para o licenciamento ambiental da usina.

É apresentado aqui um estudo da utilidade da modelagem matemática ambiental no licenciamento ambiental do reservatório Lourical. Foram utilizadas as modelagens da hidrodinâmica, da qualidade da água e do transporte lagrangeano de partículas, todas

utilizando o (SisBAHIA[®]). Esse trabalho teve quatro fases. Como a primeira fase não tratava do problema com a mesma metodologia, nesse estudo são apresentadas três fases, sendo a primeira em 2006 e a última em 2010, sempre seguindo as recomendações do IBAMA e utilizando a modelagem na prevenção e quantificação de impactos ambientais, bem como ferramenta importante para mostrar alternativas para a atenuação desses impactos.

A presente dissertação é composta por 8 capítulos. No segundo capítulo é feita uma revisão bibliográfica de estudos de modelagem matemática de ambientes aquáticos, englobando reservatórios, rios, estuários e mar aberto. São estudadas modelagens hidrodinâmicas, de qualidade da água e transporte lagrangeano (transporte de traçadores). Os reservatórios artificiais, como corpos d'água, são discutidos, mostrando principalmente a forma de classificação e descrição dos mesmos. Além disso são comentados os passos e formas do licenciamento ambiental de reservatórios artificiais, principalmente de geração hidrelétrica. O terceiro capítulo discute a metodologia utilizada, descrevendo sucintamente o modelo utilizado (SisBAHIA[®]).

A aplicação da metodologia para um caso real é apresentada no capítulo 4, que é seguido de três capítulos de resultados. Ao final do documento, no último capítulo, é feita uma análise integrada de todos os resultados e são apresentadas as conclusões e recomendações.

1.1 Objetivos

O objetivo principal desse trabalho é: mostrar a importância de relevância da modelagem matemática ambiental como ótima ferramenta para tomada de decisões em processos de licenciamento ambiental de reservatório artificiais.

Os objetivos específicos são:

- Implementar um modelo hidrodinâmico e de qualidade da água para fazer prog-

nósticos do comportamento da água em reservatórios artificiais, apresentando um estudo de caso;

- Estudar as modelagens matemáticas para estudar alternativas e otimização de projetos de reservatórios artificiais;
- Mostrar a utilidade de cenários para avaliação de resultados de prognósticos de um empreendimento ainda em fase de projeto;
- Fazer revisão bibliográfica sobre modelos matemáticos para corpos hídricos e, especificamente, para reservatórios;
- Fazer revisão bibliográfica sobre conceitos para reservatório de usinas hidrelétricas e seus reservatórios.

2 Revisão Bibliográfica

Este capítulo apresenta o embasamento bibliográfico dessa dissertação. Os temas pesquisados, e aqui abordados, são, de forma geral: modelagem matemática de ambientes aquáticos, licenciamento ambiental de reservatórios artificiais e caracterização e classificação dos mesmos.

2.1 Modelos - Conceituação e Classificação

Rinaldi et al. (1979) afirmou que há muitas maneiras de se introduzir a noção de modelos (ou objetos abstratos chamados de sistemas) e que a mais simples é pensando no sistema como um objeto com dois grupos de variáveis, chamadas causas e efeitos, ou entradas e saídas, com alguma particular relação entre eles.

Segundo Beven (1993), todos os modelos e teorias são apenas aproximações da realidade e possuem parâmetros que devem ser calibrados para situações particulares às quais o modelo é aplicado. No entanto, no caso tratado na presente dissertação não há maneiras de se calibrar os modelos, pois o corpo d'água sendo modelado ainda não existe, é apenas um projeto. E é exatamente aí que surge uma grande oportunidade de utilização de modelos - previsão de situações futuras, antes de sua ocorrência. Mas é aí também que surge um grande desafio - a impossibilidade de calibração do modelo. Esses assuntos serão tratados no decorrer da dissertação.

Yue et al. (2010) afirma que um modelo é uma abstração da realidade, uma forma de descrição dos elementos essenciais do problema. Nesse sentido, Jørgensen (1999) observa

que os modelos não são capazes de reproduzir completamente a realidade pois um ecossistema consiste de muitos componentes interagindo e é impossível ser capaz de separar uma relação e examiná-la cuidadosamente para revelar seus detalhes, porque a relação é diferente quando acontece na natureza com interações com muitos outros processos, comparando quando se examina ela em laboratório. Isso implica que pode ser possível analisar algumas relações de maneira separada e simples, mas quando essas partes são juntadas, elas formam um todo que se comporta de maneira diferente da soma das partes.

Segundo Yue et al. (apud GRANT et al., 1997), os modelos podem ser classificados em físicos ou abstratos, dinâmicos ou estáticos, empíricos ou com base física, determinísticos ou estocásticos e em analíticos ou simulações. De forma mais simplificada e geral, os modelos podem ser classificados em experimentais (modelos reduzidos) e matemáticos. Os primeiros são bastante custosos e exigem grandes áreas para sua construção (INOUE, 2005). Além disso, tais modelos também são pensados de forma matemática, já que há a hipótese de semelhança entre fenômenos em diferentes escalas (ROSMAN, 2001). Os modelos matemáticos podem ser analíticos, os quais costumam funcionar apenas para situações específicas e ideais. Sendo assim, surge a necessidade da utilização de métodos numéricos para a resolução dos problemas mais complexos. Segundo Rosman (2001), os modelos numéricos são traduções dos modelos matemáticos adaptados para diferentes métodos de cálculo, por exemplo diferenças finitas, elementos finitos, além de modelos estocásticos. Tais modelos, em sua forma mais complexa, costumam ser bastante custosos computacionalmente, exigindo grande capacidade de processamento e armazenamento em disco. Com a capacidade computacional se tornando cada vez mais barata e popular, os modelos matemáticos que se utilizam de métodos numéricos para serem resolvidos estão cada vez mais sendo desenvolvidos e utilizados na resolução de problemas do dia-a-dia na área ambiental e de recursos hídricos em geral.

2.2 Modelagem Matemática de Corpos D'Água - História e Avanços

A modelagem de corpos hídricos é uma atividade já relativamente antiga. Em termos de qualidade da água, segundo Cox (2003), a *Royal Commission* usou pela primeira vez o conceito de balanço de massa da qualidade da água em 1912 para determinar um limite seguro para descarte de efluentes em rios com uma taxa fixa de diluição. A aplicação foi feita com o intuito de assegurar uma diluição suficiente do efluente para minimizar o impacto às concentrações de oxigênio dissolvido (OD) do corpo receptor, mas não levou em conta a dinâmica e reações cinéticas e acabou sendo bastante restrita. Em 1925, Streeter e Phelps deduziram as equações clássicas para simular OD e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em rios. Essas equações tem sido base para muitos modelos de qualidade da água que tem sido desenvolvidos no mundo desde aquela época.

Para Mooij et al. (2010), o interesse científico no entendimento dos processos fundamentais em ecossistemas lacustres pode ser remetida a um artigo de 1887, em que Stephen Alfred Forbes descreveu o lago como um microcosmo, fato que o levou a ser chamado de fundador da ciência dos ecossistemas aquáticos.

Em 1977, Cembrowicz et al. (1978) foram contratados na Alemanha para avaliar o estado da arte internacional de modelagem hidrológica e de qualidade da água. Estudaram impressionantes 41 modelos de 11 países diferentes, sendo que, desses, 18 focavam na qualidade da água e 3 trabalhavam com a hidrologia e a qualidade da água em conjunto. Perceberam que a maioria dos modelos tinha sido criado para resolver problemas específicos e, como aquele modelo da *Royal Commission* de 1912, eram pouco aplicáveis para outras situações. Alguns dos modelos eram também bastante simplificados levando em conta poucos processos físicos, químicos e biológicos. Outros já apresentavam problemas para aplicação devido à necessidade de grande número de parâmetros para sistemas maiores, funcionando apenas para pequenos domínios. Ao final concluem que os modelos de qualidade da água haviam se desenvolvido substancialmente e tinham se tornado, na

avaliação dos autores, já em 1977, ferramentas indispensáveis para a melhoria do controle ambiental.

Ainda que a atividade já seja antiga, seu maior desenvolvimento ganhou grande qualidade apenas nas últimas décadas, com evolução da capacidade de processamento matemático pelos computadores, que possibilitaram a resolução mais precisa de sistemas mais complexos.

Ao estudar o desenvolvimento dos modelos ecológicos e ambientais em seu artigo sobre o estado da arte da modelagem ecológica aplicada à limnologia, Jørgensen (1995), apresentou uma classificação dos modelos ecológicos, baseado na época em que foi desenvolvido. Isso resultou em cinco categorias:

- 1ª geração - os primeiros modelos desenvolvidos, como por exemplo, segundo o autor, os modelos Streeter-Phelps e Lotka-Volterra, desenvolvidos nos anos 20;
- 2ª geração - modelos desenvolvidos entre as décadas de 1950 e 1960, com a criação de modelos de dinâmica populacional e modelos de rio com alguma complexidade;
- 3ª geração - desenvolvidos a partir do ganho de importância dos modelos para a gestão ambiental - modelos de eutrofização e modelos mais complexos para rios. Os modelos do começo de 1970 passaram a seguir muito bem os passos do procedimento de modelagem (conceituação, seleção dos parâmetros, verificação, calibração, teste de sensibilidade, validação, etc), além de passarem a perceber a complexidade do balanço entre dados, o problema em si, o ecossistema e conhecimento científico;
- 4ª geração - os modelos desenvolvidos no fim da década de 70 e nos anos 80 apresentam uma base ecológica relativamente profunda com ênfase no realismo e na simplicidade. Tais modelos já mostram-se capazes de realmente fazer prognósticos em limnologia. Há também o entendimento de que modelos simples têm valor para situação particulares e que modelos com boa base ecológica são ferramentas poderosas na compreensão do comportamento do ecossistema e na geração de prioridades

de pesquisa;

- 5^a geração - para essa nova geração de modelos o autor dedicou uma seção do artigo, que começaram a ser pensados no fim da década de 80. São chamados de modelos de estrutura dinâmica, os quais são capazes, por exemplo, de atualizar parâmetros e reconhecer mudanças estruturais no ecossistema, incluindo para isso o uso da exergia.

O mesmo autor, Jørgensen (1999), depois de ter estudado mais de 400 modelos modelos ecológicos publicados em um livro (*Environmental and Ecological Modelling*, por Jørgensen et al. (1995b), Lewis Publisher), afirmou que, ainda que os modelos tenham evoluído muito, restam alguns sérios problemas comuns. Entre eles, cita, resumidamente:

- comumente não se consegue ter dados suficientes para o desenvolvimento do modelo de uma maneira que ele possa fazer bons prognósticos;
- a estimativa dos parâmetros é, geralmente, o ponto mais fraco de modelagem;
- os modelos não são capazes de refletir as propriedades reais do ecossistema, particularmente a capacidade de adaptação - exatamente esse foi o foco do artigo, que propõe novos modelos com estrutura dinâmica.

Como exemplo de como um modelo de estrutura dinâmica poderia tentar ser mais realista, Jørgensen (1999), fala que nos demais modelos muitas espécies acabam se extinguindo dentro dos modelo, o que na verdade costuma não acontecer no mundo real, pois as espécies seguem a teoria de Darwin e acabam se adaptando e sobrevivendo. Isso os modelos não conseguiriam captar.

Ao analisar, em 2010, o avanço de modelos para reservatório dos últimos cinco anos na *Ecological Modeling*, Jørgensen (2010) observou que se tornou mais comum a integração de modelos hidrodinâmicos e de processos ecológicos e que além disso passou a existir uma tendência em integrar modelos de bacia (hidrográfica) aos modelos de reservatório,

tornando possível coordenar estratégias ambientais na bacia inteira para o manejo de lagos e reservatórios.

Em um artigo escrito a trinta e uma mãos, Mooij et al. (2010) apresentam uma descrição de um grupo grande de modelos para reservatórios, objetivando mostrar as várias formas de abordagem. São apresentados modelos estáticos (*steady-state* e de regressão), modelos dinâmicos (CAEDYM, CE-QUAL-W2, Delft 3D-ECO, LakeMab, LakeWeb, MyLake, PCLake, PROTECH e SALMO), modelos de estrutura dinâmica e também alguns modelos mais específicos, baseados apenas em alguns indivíduos dos reservatórios. Falam ainda sucintamente de algoritmos genéticos, redes neurais, lógica fuzzy e filtros de Kalman. Depois de descritos os modelos, é aprofundada a discussão sobre o modelo PCLake, simplesmente por ser aquele com o qual os autores tinham maior familiaridade e também por ser um modelo que já vem sendo desenvolvido há muito tempo. Ao final comentam um grande número de temas gerais dos modelos tais como gratuidade de código fonte, calibrações, utilização de múltiplos modelos, entre outros, além de falarem sobre aplicações comuns dos modelos de reservatórios.

Pistocchi et al. (2010), citando Beven (2001) e Beven (2006), dizem que o desenvolvimento de modelos ainda mais complexos tem sido criticado já que grande esforço tem sido feito e tem mostrado que pouco avanço pode ser feito em termos de modelagens, e todos eles ligados ao desenvolvimento de técnicas de monitoramento. Complementam que o incentivo em se utilizar modelos como ferramentas de teste de hipóteses e não como simuladores acurados da realidade tem crescido. E isso pode ser especialmente utilizado para interpretar problemas complexos com a presença de informação experimental limitada. Exatamente nesse sentido, de se utilizar a modelagem como ferramenta para análise de cenários é que a presente dissertação trata, principalmente considerando que geralmente os dados são escassos e ainda existe a impossibilidade de se calibrar o modelo, já que o sistema sendo modelado ainda não existe.

2.3 Utilização dos Modelos Numéricos

O objetivo dessa seção é ter uma percepção da utilidade atual dos modelos hidrodinâmicos e de qualidade da água para reservatórios, das formas de aplicação e uso dos mesmos e das possíveis dificuldades e/ou restrições apontadas pelos autores.

Segundo Neves (2007), os modelos computacionais são a pedra fundamental nos estudos de impacto ambiental, sendo a mais importante ferramenta de suporte à decisão. Segundo o autor, para um modelo ser considerado uma ferramenta desse tipo, ele deve ser capaz de produzir resultados que descrevam uma situação de referência e cenários hipotéticos. Na maioria das vezes é a comparação entre um grupo de resultados que permite aos tomadores de decisão exercerem sua função da melhor maneira.

Jacobs (apud LIU et al., 2008) apontaram que para uma informação científica ser útil em um processo de tomada de decisão ela tem que ser:

1. Relevante para responder a questão política específica;
2. "Legível" e compreensível para os tomadores de decisão;
3. Aceitável em termos de acurácia e confiabilidade;
4. Compatível e utilizável no contexto da tomada da decisão; e
5. Fornecida em tempo hábil.

Jacobs (apud LIU et al., 2008), sobre esse mesmo assunto, fala ainda que outros autores sugerem que a informação boa para tomada de decisão deve ter três atributos essenciais: credibilidade (informação mostrando ser de alta qualidade para outros usuários), legitimidade (informação transparente e compreensível para seus utilizadores) e saliência (informação ser relevante no contexto da tomada de decisão).

Gal et al. (2011) introduzem seu trabalho falando que a necessidade de gerenciamento dos recursos hídricos reflete o entendimento de que esses recursos não são infinitos e têm

uma estabilidade limitada sob forçantes antropogênicos. Uma das formas mais eficientes, atualmente, de trabalhar no gerenciamento sustentável dos recursos hídricos é por meio da utilização de modelos numéricos, seja para atividades de previsão ou diagnóstico. Segundo Rosman (1997), a necessidade da aplicação de modelos para estudos, projetos e auxílio à gestão de recursos hídricos é inquestionável, face à complexidade do ambiente de corpos de água naturais, especialmente em lagos, reservatórios, estuários e zona costeira adjacente das bacias hidrográficas. Modelos são ferramentas integradoras, sem as quais dificilmente se consegue uma visão dinâmica de processos nestes complexos sistemas ambientais.

Parparov e Hambright (apud GAL et al., 2011) complementam ainda que as bases de dados existentes e as relações observadas entre as diversas variáveis podem desempenhar papel importante na validação dos resultados dos modelos. Nesse contexto, modelos ecológicos e estudos limnológicos estão conectados e são a melhor ferramenta para investigação e gerenciamento dos recursos hídricos. Ainda que para a maioria dos casos haja a possibilidade de utilizar-se de monitoramentos ambientais para se estudar o comportamento dos ecossistemas aquáticos, o ideal seria a existência de uma grande malha de pontos de monitoramento, e por um longo período. Porém, séries de dados desse tipo praticamente inexistem, principalmente devido aos custos de se implantar um sistema desse tipo. Sendo assim, a modelagem se mostra como um elemento que pode gerar uma grande variedade de cenários, ainda que também exija boas campanhas de monitoramento. Para o caso de previsão da dinâmica de um sistema que ainda não existe, os modelos são uma ferramenta de avaliação prévia para a tomada de decisão e devem utilizados de forma cautelosa, pois não há meios de se calibrar nem validar os modelos nessa fase de estudos. Tal questão será melhor tratada no decorrer do presente trabalho.

Por todo o mundo os estudos com modelos de qualidade da água têm mostrado cada vez mais utilidade e versatilidade na aplicação de tais ferramentas. Trolle et al. (2011) mostram a utilidade da modelagem da qualidade da água nas atividades de previsão, simulando, com o modelo 1D DYRESM-CAEDYM, cenários de mudanças climáticas para

três reservatório na Nova Zelândia. Concluem que o aumento das temperaturas, juntamente com o aumento em 10% no aporte de nutrientes gera um resultado equivalente a um aumento entre 25 e 50% no aporte de nutrientes.

Uma versão adaptada do modelo 1D DYRESM, tornando-o *quasi*2D foi utilizada por Hocking e Patterson (1994). Tomando como base trabalhos já realizados por eles, em que o modelo foi calibrado para um pequeno reservatório australiano, os autores utilizaram o mesmo modelo para estudar o movimento de traçadores e os tempo de residência do mesmo reservatórios. Fizeram simulações considerando variações na altura de lançamento e retirada da água do reservatório e também variações na temperatura da água afluenta. Após a simulação de diversos cenários concluíram que os exemplos mostrados demonstraram a capacidade do uso da modelagem numérica na análise das condições gerais da qualidade da água, respondendo questões específicas sobre o movimento da água ou da dispersão de poluentes.

Wu e Xu (2011) estudaram a capacidade do modelo Environmental Fluid Dynamics Code (EFDC)¹, que foi desenvolvido pela agência de proteção ambiental dos EUA (USEPA), em prever booms de algas em um reservatório na China. A clorofila-a foi usada como indicador desse fenômeno. Foram obtidos resultados satisfatórios, mesmo com as vazões de entrada sendo mantidas constantes, o vento sendo desconsiderado. Concluiu-se que o modelo se mostrou capaz de prever booms de alga para o reservatório estudado, ainda que devam ser feitos mais testes para, por exemplo, estudar uma possível mudança no modelo para tornar a taxa de produção algal um coeficiente dinâmico.

Analisando-se a evolução dos modelos percebe-se que a maioria apresenta maiores variações na parte de qualidade da água, sendo que na parte hidrodinâmica já há um melhor entendimento dos processos dominantes. Segundo James (2002), a complexidade do sistema biológico mostra que há menos consenso nas equações básicas que no sistema

¹EFDC é um modelo 3D (podendo ser usado em 2D) que simula a hidrodinâmica e qualidade da água. Possui física e esquema computacional semelhantes ao conhecimento POM (Princeton Ocean Model) e resolve as equações com utilizando volumes finitos. Possui um modelo de qualidade da água - eutrofização equivalente ao CE-QUAL-IC integrado que resolve 21 variáveis de estado. Adaptado de (WU; XU, 2011)

físico e assim, os modelos vão sendo construídos com diferentes graus de detalhe.

Lindim et al. (2010), utilizando um conceito um pouco diferente dos demais: usaram dois modelos, um hidrodinâmico e um de eutrofização, acoplando-os, para o maior reservatório do oeste da Europa - Alqueva (com 250 km² de área superficial). O modelo hidrodinâmico utilizado foi o RMA10². Já o modelo de eutrofização, que resolve o ciclo do carbono, oxigênio e nutrientes (oito variáveis de estado), não tem um nome definido. Foram estimadas as cargas pontuais e difusas. Para tanto, obtiveram dados de população e localização das estações de tratamento de esgoto, além do uso do solo. Foram utilizadas as cargas de 3 g de fósforo total por habitante/dia e de 10 g de nitrogênio total por habitante por dia, baseando-se no trabalho de Diogo et al. (2008). A modelagem foi utilizada para entender as variações espaciais e temporais do reservatório em resposta à afluência dos nutrientes. O reservatório apresenta uma morfologia bastante complexa e dessa forma nem sempre o modelo foi capaz de capturar uma grande heterogeneidade nas concentrações de fitoplâncton e nutrientes. No entanto, esse resultado mostrou a existência de regiões bastante distintas dentro do reservatório e a grande importância da afluência de nutrientes pelo principal afluente do reservatório em seu trecho norte, levando à conclusão de que iniciativas para a diminuição do aporte de nutrientes devem ser concentrar prioritariamente nesse rio.

Fragoso Jr. et al. (2008) desenvolveram um modelo que acopla a hidrodinâmica e processos ecológicos para um reservatório grande e raso no Brasil - Lago Mangueira, com 817 km² e 2 metros de profundidade média. O modelo é 2D, resolvido com diferenças finitas e tinha o objetivo de descrever os principais processos biológicos do fitoplâncton e entender sua distribuição espacial e heterogeneidade no lago. O modelo apresentou bons resultados hidrodinâmicos, sendo calibrado com uma série de níveis medidos. Com relação à parte ecológica, o modelo foi calibrado com dados de clorofila-a obtidos por sensoriamento remoto, concluindo-se ao fim do artigo pela necessidade de novos dados

²RMA10 é um modelo que simula hidrodinâmica, com as propriedades físicas da água - densidade, temperatura e salinidade. O modelo resolve as equações de Navier-Stokes utilizando-se de uma malha de elementos finitos (LINDIM et al., 2010).

temporais e espaciais medidos diretamente em campo para obter uma verificação mais detalhada do modelo.

Kuo et al. (2006) aplicaram o modelo CE-QUAL-W2³ aos dois maiores reservatórios de uso múltiplo de Taiwan para quantificar a relação causa-efeito entre nutriente e qualidade da água, fazendo previsões de efeito de reduções de fósforo (identificado como fator limitante) à melhoria da qualidade da água. Os autores conseguiram, a partir de dados monitorados por dois anos, calibrar o modelo adequadamente e, a partir disso, fazer obter o resultado que revelou que para uma redução de aporte de fósforo entre 35% e 50% um dos reservatórios teria seu estado trófico revertido de eutrófico/mesotrófico para oligotrófico.

Soyupak et al. (1997) desenvolveram um modelo bidimensional integrada na vertical e um modelo de qualidade da água tridimensional de compartimentos, que, acoplados, foram utilizados para estudar estratégias de controle contra eutrofização no *Keban Dam Reservoir*, um reservatório de 675 km² na Turquia. Os modelos foram testados e calibrados e a partir disso foram testadas quatro estratégias de controle de nutrientes, para a prevenção contra a eutrofização do reservatório. As estratégias foram:

1. controle do fósforo total dentro da bacia do principal rio afluente ao reservatório;
2. implantação de tratamento terciário nas estações de tratamento da província próxima ao reservatório;
3. construção de defletores nos segmentos eutróficos do reservatório;
4. construção de pequenas barragens a montante do reservatório no principal rio afluente ao reservatório.

³Modelo 2D (longitudinal-vertical) hidrodinâmico e de qualidade da água (acoplados diretamente) desenvolvido pelo *U.S. Army Corps of Engineers*. O modelo assume homogeneidade lateral e dessa forma é recomendado para corpos d'água longos e estreitos. Aplica discretização com diferenças finitas e seu modelo de qualidade da água resolve 21 variáveis de estado, sendo recomendado para estudos de estratificação térmica de trechos com pouco inclinação. Adaptado de (KUO et al., 2006).

A estratégia 1 mostrou-se, como esperado, a mais eficiente, quando simulando-se uma diminuição entre 25% e 50% na afluência de fósforo total. Porém, considerando-se que a bacia afluenta é muito grande (25000 km²), tal estratégia torna-se bastante difícil e custosa, principalmente considerando grandes modificações nas técnicas agrícolas. A estratégia 2, ainda que necessária, trouxe resultados positivos, mas marginais. No caso da estratégia 3, de especial interesse (pois é utilizada no estudo apresentado nesta dissertação), os resultados para uma região específica mostraram uma melhora significativa nas concentrações de OD no fundo do reservatório. Já a estratégia 4 apresenta resultados que diminuiriam as cargas de fósforo em até 7,5%, o que, no caso do reservatório em estudo, não colaborou com a diminuição do nível trófico.

Cunha e Ferreira (2006) utilizaram o SisBAHIA[®] 4 em seu estudo sobre a dispersão da matéria orgânica no esgoto no ambiente urbano, utilizando como parâmetros principais o OD e a DBO. Concluíram que os períodos de pico no sistema de tratamento e lançamento de esgotos nos recursos hídricos prejudica a qualidade da água, sendo que um sistema com vazão permanente são melhores para capacidade de autodepuração do corpo d'água, apresentando menores valores de concentração de DBO e distribuições homogêneas, causando menor impacto sobre as concentrações de OD.

Brismar (1997), em seu estudo sobre os impactos ambientais de grandes projetos de barragens, comentou que avaliar os impactos ecológicos sobre os rios é geralmente difícil, particularmente em termos quantitativos, principalmente por causa da heterogeneidade espacial, dinâmica temporal e o comportamento ecológico complexo dos ecossistemas de grandes rios. Assim, a necessidade de avaliação de impacto ambiental de reservatórios tem gerado muitos estudos de rios antes da formação desses corpos hídricos. Mudanças ambientais têm sido antecipadamente conhecidas por meio desse tipo de estudos. Prognósticos do envelhecimento de reservatórios e dos impactos dos usos da água na bacia tornaram-se importantes ferramentas para operação e gestão de reservatórios (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2003).

⁴O modelo utilizado na presente dissertação e que será melhor descrito no capítulo 3

Marcé et al. (2010) trabalharam no mesmo sentido que a presente dissertação: utilizaram o modelo DYRESM-ÚCAEDYM para prever a qualidade da água de um futuro reservatório de abastecimento na Espanha. O modelo foi utilizado para ajustar, de acordo com a qualidade da água, o local preciso de barragem no rio e também o local, posição e quantidade de saídas para captação da água. Além disso, construíram um modelo simplificado para estudar o período de enchimento do reservatório, quando há uma grande quantidade de matéria orgânica a ser degradada. Foram simulados vários cenários com o objetivo de manipular a floresta a ser alagada. Ao final do trabalho concluíram pela viabilidade do empreendimento com uma combinação da adução de água na parte mais profundo do reservatório com a retirada intensa de biomassa do vale a ser alagado.

Com o objetivo de se prever a qualidade da água de dois futuros reservatórios para uma cidade de Springfield, Illinois, nos Estados Unidos, precavendo-se de um problema que já existe em um reservatório que já abastece a cidade, a prefeitura da cidade contratou o órgão estadual de recursos hídricos para estudos de modelagem. Sendo assim, Borah et al. (1997) utilizaram o modelo HEC-5Q ⁵, o qual foi calibrado para um reservatório já existente na cidade. Dessa forma, os parâmetros de calibração foram utilizados para os 2 novos reservatórios projetados. Ao final dos estudos mostram que a qualidade da água dos reservatórios estará dentro dos limites previstos para potabilidade de água e concluem pela viabilidade de construção dos mesmos.

Bach e Jensen (1994) utilizaram a modelagem da qualidade da água como ferramenta para decisão sobre a efetividade da construção de uma barragem em um rio do Reino Unido sob influência de variações de nível causadas pela maré. O solo que ficava exposto durante períodos de maré baixa causava impactos visuais e também emissão de maus odores. O objetivo da barragem proposta seria eliminar a influência da maré, manter boa qualidade da água e incrementar o turismo local. O modelo de hidráulica para a parte

⁵HEC-5Q é um modelo unidimensional desenvolvido pelo *US Army Corps of Engineers - Hydrologic Engineering Center*. Calcula os fluxos de água, operação de reservatório e qualidade da água em dois módulos: *Flow Simulation Module* e *Water Quality Simulation Module*. O módulo de qualidade da água é capaz de simular temperatura, três constituintes conservativos e três não conservativos (WILLEY, 1986)

do rio foi o Mike 11 ⁶. Para hidrodinâmica e qualidade da água utilizou-se o MIKE 12 ⁷. Pelo fato do reservatório não existir, parâmetros dos modelos foram obtidos da literatura e também de outros estudos realizados pelos autores. Destaque foi dado para o fato que a inexistência do domínio modelado impediu uma calibração real do modelo. Ao final, conseguem obter resultados que indicaram o melhor esquema de operação do reservatório para manter uma boa concentração de OD no fundo.

Em termos de estudos de modelagem de qualidade da água prévios de reservatórios ainda em fase de projeto, o trabalho mais antigo a que se teve acesso para a presente dissertação foi o de Hodgins et al. (1977). Os autores demonstraram a capacidade de um modelo hidrológico e de qualidade da água, que já havia sido utilizado em estudos no ano de 1974 (o acesso a essa literatura não foi possível), em:

1. Permitir a identificação de grandes e possivelmente significativas modificações do ambiente;
2. Identificar problemas de projeto ou de operação que causem essas alterações e que possam ser modificados;
3. Testar, dentro de um conceito de viabilidade econômica e energética, o potencial de efetuar modificações e minimizar possíveis impactos.

Hodgins et al. (1977), há mais de 30 anos, mostravam prudência que deve, ainda hoje, com modelos mais desenvolvidos, ser tida como exemplo. Dizem que os modelos não calculam os impactos ambientais, mas dão subsídio pra isso. E que os modelos são simplificações da realidade e que dessa forma devem ser usados com cuidado. No caso deles mostravam que o modelo mostrava áreas mais sensíveis e parâmetros mais

⁶Mike 11 foi desenvolvido pelo *Danish Hydraulic Institute*

⁷MIKE12 foi desenvolvido pelo *Danish Hydraulic Institute* (DHI) e pelo *Water Quality Institute* (VKI). As equações de Saint Venant são simplificadas para um sistema de duas camadas, incluindo os efeitos da tensão de cisalhamento do vento, da mistura na interface por arrasto, aflúncias laterais e gradientes horizontais de densidade. As equações são resolvidas por diferenças finitas. Um módulo de qualidade da água é acoplado a um módulo de advecção-dispersão e as equações diferenciais resultantes são calculadas pelo método de Runge-Kuta de quarta ordem

importantes, que deveriam demandar maior esforço de monitoramento para que o modelo fosse melhorado ainda mais.

Durante os estudos de qualidade da água de um reservatório projetado para o estado do Alabama, Estados Unidos, foi identificada a possibilidade de eutrofização do reservatório pela grande afluência de nutrientes. Um plano de gerenciamento da bacia hidrográfica estava em estudo e, para basear esse plano, Ashby e Kennedy (1999) utilizaram o modelo BATHTUB⁸ para prever cenários com relação às quantidades de nutrientes sendo lançados no futuro reservatório. Foram simulados cenários em termos de sazonalidade hidrológica - vazão pequena, média e alta - e também para a diminuição das concentrações de fósforo e nitrogênio - 10%, 25% e 60%. A modelagem mostrou que o futuro reservatório pode apresentar tendências de eutrofização e que com uma redução de 60% na carga dos nutrientes o reservatório passa a ter condições melhores. Dessa forma, o estudo termina por recomendar o intenso monitoramento de cada um dos tributários do reservatório para estudar melhor a contribuição de cada um e controlar o cumprimento de políticas de redução de cargas de nutrientes afluindo ao reservatório.

FRAGOSO Jr. (2010) estudou a futura qualidade do reservatório da UHE Pai Querê, projetada no rio Pelotas, entre os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, com o modelo IPH-TRIM3D-PCLake⁹. O objetivo foi avaliar a dinâmica da qualidade da água e de floração de algas na fase pós-enchimento mediante diferentes cenários de remoção de vegetação, bem como as condições de estratificação do reservatório. As simulações dos

⁸BATHTUB foi desenvolvido pelo *Corps of Engineers* e modela as condições de qualidade em um procedimento de dois estágios, envolvendo dois tipos de modelos. Primeiro as concentrações de nutrientes são estimadas com base nas cargas de nutrientes, morfometria e hidrologia. Depois, um modelo de eutrofização é executado relacionando concentrações de nutrientes com concentrações de clorofila e transparência. Esses modelos estimam as condições de qualidade da água no epilânio de forma *steady-state* e de longo termo e não tem a intenção de prever eventos de curto período relacionados com a dinâmica do reservatório nem de gerar perfis verticais de qualidade da água. (ASHBY; KENNEDY, 1999)

⁹IPH-TRIM3D-PCLake é um complexo sistema computacional desenvolvido pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), voltado especialmente para entendimento da dinâmica dos processos físicos, químicos e biológicos de corpos d'água rasos e profundos, tais como, lagos, reservatórios e estuários. O modelo, gratuito para fins não comerciais foi implementado em Visual FORTRAN e consiste de um módulo hidrodinâmico tridimensional (TRIM3D) acoplado com o modelo ecológico PCLAKE. O módulo hidrodinâmico assume dinâmica com pressão hidrostática e usa um esquema semi-implícito de diferenças finitas para resolver as equações. (FRAGOSO Jr. et al., 2009). Mais informações em www.peld.ufrgs.br.

cenários mostraram a ocorrência de estratificação no reservatório para várias variáveis analisadas. Alguns braços do reservatório apresentaram condições de eutrofização. Outro fato interessante resultando do estudo é que na comparação entre os cenários sem desmatamento e com 50% de desmatamento para limpeza da área a ser inundada, os resultados tornam-se equivalentes a partir do sexto mês de simulação, não se percebendo variação significativa entre tais cenários.

Jinxiu et al. (2001) apresentaram resumidamente a modelagem da qualidade da água efetuada para o reservatório de Três Gargantas, na China. O objetivo era prever o impacto do projeto sobre a qualidade da água. Foi desenvolvido um modelo unidimensional. Os resultados foram mostrados simplificadamente para DBO₅, concluindo que a qualidade da água melhoraria com a implantação do reservatório.

Jesus (2005), realizou um estudo da qualidade futura da água do reservatório do AHE Paulistas, projetado no rio São Marcos, na divisa dos estados de Goiás e Minas Gerais, com 138 km². O estudo, realizado no contexto do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) do Aproveitamento Hidrelétrico Paulistas, utilizou a modelagem matemática para avaliar a qualidade da água nos períodos de formação do reservatório (simulando remoção da biomassa) e operação da usina, tanto das águas do lago a ser formado quanto do rio, a jusante da barragem. Utilizou-se o modelo CE-QUAL-R1¹⁰ para o reservatório e o QUAL-2E¹¹ para o trecho de rio. Concluiu-se que a qualidade das águas, tanto do reservatório quanto do rio, permanecerão boas. No entanto, afirmam que a qualidade da água não é afetada pelos índices de desmatamento, mas sim pelas condições meteorológicas e hidrológicas. Isso talvez tenha sido causado pela incapacidade do modelo em simular de forma correta os processos durante o enchimento do reservatório.

Mais recentemente, Cunha et al. (2011) estudaram a qualidade da água da futura

¹⁰CE-QUAL-R1, desenvolvido pelo *The U.S. Army Corps of Engineers*, é um modelo 1D que simula perfis verticais da qualidade da água de rios e reservatórios.

¹¹QUAL-2E, desenvolvido pela *US Environmental Protection Agency (EPA)*, é um modelo de qualidade de água para rios. Representa o ambiente unidimensionalmente, considerando o ambiente bem mistura tanto lateral quanto verticalmente.

segunda maior hidrelétrica do Brasil, Belo Monte, no Pará. Para tanto, utilizaram o SisBAHIA[®] para resolver a hidrodinâmica e a qualidade. SWAT foi utilizado para a geração de vazões das bacias afluentes que não dispunham de dados e um modelo unidimensional foi utilizado para a qualidade das águas dos Igarapés. Concluíram que a qualidade da água do reservatório do rio Xingu terá características muito próximas às do rio Xingu, isso explicado pelo fato de o primeiro irá operar praticamente como um rio.

2.4 Reservatórios e Usinas Hidrelétricas - Caracterização, Conceitos e Classificação

Reservatórios são sistemas ecológicos complexos e dinâmicos que interagem com as atividades humanas de diversas maneiras (RIVERA et al., 2007). Os reservatórios construídos pelo homem (artificiais) geralmente são projetados para abastecimento de água, controle e prevenção de enchentes e geração hidrelétrica. Os Reservatórios costumam apresentar grande influência dos rios afluentes. E, dessa forma, acabam por apresentar três regiões distintas que configuram uma zonação horizontal: lótica, sob influência de rios; intermediária e lântica. Em alguns casos, principalmente em usinas hidrelétrica a fio d'água, a região lântica praticamente inexistente, seja pelo pequeno tamanho do reservatório ou por haver uma dinâmica mais intensa. Segundo Tundisi e Matsumura-Tundisi (2003), deve ainda ser mencionado que um ecossistema aquático apresenta três interfaces muito importantes que regulam inúmeros mecanismos: as interfaces ar-água, sedimento-água e organismos-água.

2.4.1 Gradientes Verticais em Reservatórios

Verticalmente, relacionadas à presença de luz, os reservatórios apresentam as zonas eufótica e afótica, sendo a primeira iluminada. Em reservatórios rasos ou com baixa concentração de materiais em suspensão a zona eufótica pode ser dominante, estendendo-

se até o fundo. Ainda falando do perfil vertical dos reservatórios, de acordo com a variação de temperatura com a profundidade, pode-se ter o estabelecimento de três camadas, pela estratificação térmica:

- Epilímnio, camada mais homogênea, bem misturada, menos densa e com maior presença de luminosidade e com maior concentração de OD;
- Metalímnio ou mesolímnio é a camada intermediária que apresenta uma queda gradual de temperatura (a termoclina);
- Hipolímnio, na qual as temperaturas são bem menores, densidade é maior, luminosidade é baixa ou inexistente, a circulação é menor e a concentração de OD é menor, chegando a atingir a anoxia em alguns casos.

Tais variações térmicas dos reservatórios podem acontecer tanto sazonalmente, de acordo com a época do ano, quanto durante um dia (nictemeral). Mas, nem sempre essa estratificação térmica está presente, pois aqueles reservatórios mais rasos, com maior dinâmica, com maior *fetch*¹² e/ou com maior incidência de ventos costumam não apresentar condições para a formação dessas camadas com densidade diferente, e que limita a circulação vertical. Quando o reservatório apresenta a mesma temperatura desde a superfície até o fundo ele é denominada homeotérmico (LAMPERT; SOMMER, 1996). Segundo Tundisi e Matsumura-Tundisi (2003), em reservatórios com excesso de macrófitas ou de vegetação não cortada, o efeito do vento (que podem reduzir a estratificação) é extremamente reduzido. Processos de desestratificação podem ser muito prejudiciais à qualidade da água, principalmente quando acontecem por longos períodos. Muitas vezes a camada anóxica do fundo, com alta concentração de gás sulfídrico, pode ser rapidamente elevada à superfície, tornando a água de baixa qualidade e mau cheirosa.

Outro perfil vertical importante é do OD. O suprimento de oxigênio na água vem das trocas com a atmosfera e da fotossíntese realizada pelas plantas verdes e cianobactérias

¹²*fetch* é a maior distância entre dois pontos do lago sem interrupções.

(algas verdes e azuis). Sendo assim, a produção de oxigênio domina a camada mais iluminada e seu consumo predomina no escuro. Pode-se, então, dividir os reservatórios em duas zonas, baseando-se nesses processos: zona trofогênica, onde há luz, matéria orgânica é sintetizada e oxigênio produzido, e zona trofолítica, onde matéria orgânica é decomposta e oxigênio consumido. (LAMPERT; SOMMER, 1996)

2.4.2 Eutrofização

Quase tudo que é avaliado em qualidade da água objetiva minimizar os riscos de eutrofização. Segundo Kennedy et al. (apud ASHBY; KENNEDY, 1999), o enriquecimento de lagos com nutrientes, matéria orgânica e sedimentos é um processo natural de longo termo conhecido como eutrofização. Esse processo algumas vezes resulta em diminuição da transparência da água, produção algal excessiva e concentração de OD reduzido no fundo durante períodos de estratificação. Esse processo é acelerado em ambientes impactados por atividades humanas na bacia de contribuição. Uma vez que reservatórios que possuem intensa atividade em suas bacias de drenagem, recebem elevadas cargas de nutrientes e sedimento e são, dessa forma, altamente suscetíveis ao processo acelerado de eutrofização.

2.4.3 Tempo de Residência

Uma característica muito importante do reservatório e que influencia grandemente na qualidade da água é o tempo de residência, ou de retenção. Segundo Tundisi e Matsumura-Tundisi (2003), à medida que aumenta o tempo de residência, maior é a disponibilidade para o uso de nutrientes. Já para tempos de residência reduzidos, a tendência para acúmulo de fitoplâncton é menor e há perda de células e colônias. O tempo de residência pode ser entendido grosseiramente como o tempo necessário para que o reservatório tenha sua água completamente renovada (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2003). Comumente o mesmo é calculado pela seguinte expressão:

$$T_r = \frac{V}{Q}, \quad (2.1)$$

onde T_r é o tempo de residência, V o volume total do reservatório e Q a vazão. Tal equação é uma enorme simplificação, pois considera tanto vazão quanto volumes constantes no reservatório, além de considerar que toda a água disponível se movimenta com a mesma velocidade. Para reservatórios maiores, com morfometria mais complexa ou com grandes variações de nível, esse modelo é inapropriado. Assim, recentemente, a necessidade de ter expressões mais acuradas e realistas para quantificar o tempo de residência tem levado pesquisadores a considerar outros fatores, tais como tempo de estratificação, profundidade de termoclina, variabilidade das afluições, processos de transporte e mistura, entre outros (PéREZ-MARTÍNEZ et al., 1991 apud RUEDA et al., 2006). Os mesmos autores dizem ainda que estimar o tempo de residência com o uso de modelos com base física é fundamentalmente correto, ou seja, não há problemas com limitações associadas com mudanças de nível da água e com a própria dinâmica do sistema.

2.4.4 Índices de Estado Trófico

Lamparelli (2004) afirma que o enriquecimento dos corpos d'água está associado ao aumento da produtividade primária e à ocorrência de episódios de desenvolvimento excessivo de algas ou macrófitas aquáticas. Ainda hoje não se entende de forma definitiva os mecanismos desses *boom* de algas, porém sabe-se que nutrientes colaboram imensamente nesse processo. Além disso, segundo Sulis et al. (2011), uma medida indireta da produção de fitoplâncton é dada pela concentração de clorofila-a, que é um estimador mais simples e útil que número ou volume de células. Outra variável muito importante para entender a eutrofização é a transparência da água. Assim, Carlson (apud LAMPARELLI, 2004) propôs um índice para dar uma visão geral do estado trófico de reservatórios, que, segundo Lamparelli (2004), pode ser entendido como a resposta biológica do corpo hídrico à introdução de nutrientes. Este índice, denominado Índice de Estado Trófico (IET), adota três variáveis: clorofila-a, transparência (medida com disco de secchi) e fósforo total, que estimam, independentemente, a biomassa algal (LAMPARELLI, 2004). Toledo Jr et al. (apud LAMPARELLI, 2004) modificaram os índices de Carlson, adequando-os aos ambien-

tes subtropicais. As equações propostas por Carlson e modificadas por Toledo Jr et al. (apud LAMPARELLI, 2004) são:

$$IET(S) = 10 \left[6 - \left(0,64 + \frac{\ln S}{\ln 2} \right) \right], \quad (2.2)$$

$$IET(P) = 10 \left(6 - \ln \frac{80,32}{P} \right), \quad (2.3)$$

$$IET(CL) = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,695 \ln CL}{\ln 2} \right), \quad (2.4)$$

nas quais S (m) é a transparência medida com disco de secchi, P ($\mu\text{g/L}$) é a concentração de fósforo total medida na superfície da água e CL ($\mu\text{g/L}$) é a concentração de clorofila a medida na superfície da água. Os IET resultantes dessas equações se relacionam com o estado trófico de acordo com a tabela 1.

Tabela 1: Equivalência entre IET e estado trófico, segundo critérios de Toledo Jr et al. (apud LAMPARELLI, 2004)

Critério	Estado Trófico
$IET \leq 24$	Ultraoligotrófico
$24 \leq IET \leq 44$	oligotrófico
$44 \leq IET \leq 54$	Mesotrófico
$54 \leq IET \leq 74$	Eutrófico
$IET > 74$	Hipereutrófico

Lamparelli (2004), estudando 34 reservatórios e 35 rios do estado de São Paulo desenvolveu novas equações para o IET, partindo das equações 2.2, 2.3 e 2.4. De acordo com os resultados apresentados pela autora, as novas propostas foram testadas para os anos de 2001, 2002 e 2003 e apresentaram maior sensibilidade e maior coerência do que a metodologia anterior, de Toledo Jr et al. (apud LAMPARELLI, 2004). As equações desenvolvidas foram:

$$IET(S) = 10 \left(6 - \frac{\ln S}{\ln 2} \right), \quad (2.5)$$

$$IET(P) = 10 \left(6 - \left[1,77 - 0,42 \left(\frac{\ln P}{\ln 2} \right) \right] \right), \quad (2.6)$$

$$IET(Cl) = 10 \left(6 - \left[0,92 - 0,34 \left(\frac{\ln Cl}{\ln 2} \right) \right] \right), \quad (2.7)$$

Dessa forma, os IET resultantes dessas novas equações se relacionam com o estado trófico de acordo com a tabela 2, levando em consideração a inclusão de um novo nível - supereutrófico.

Tabela 2: Equivalência entre IET e estado trófico, segundo critérios novos propostos por Lamparelli (2004)

Critério	Estado Trófico
$IET \leq 47$	Ultraoligotrófico
$47 \leq IET \leq 52$	oligotrófico
$52 \leq IET \leq 59$	Mesotrófico
$59 \leq IET \leq 63$	Eutrófico
$63 \leq IET \leq 67$	Supereutrófico
$IET > 67$	Hipereutrófico

2.4.5 Usinas Hidrelétricas: Conceitos e Classificação

As usinas hidrelétricas, no Brasil, são classificadas, conforme sua potência, da seguinte forma:

- CGH - Central Gerado Hidrelétrica. São as usinas com capacidade instalada de até 1 MW;
- PCH - Pequenas Centrais Hidrelétricas. Usinas com potência instalada de até 30 MW ¹³;
- UHE - Usina Hidrelétrica. Usinas com potência instalada superior a 30MW.

¹³a Lei 11.943/09 que aumenta de 30 MW para 50 MW o limite superior de uma PCH ainda não foi regulamentada

Quanto à capacidade de regularização dos reservatórios, as usinas hidrelétricas são classificadas (ELETROBRAS, 1997):

- a fio d'água - usinas que não apresentam acumulação. Costumam ter reservatórios menores, com tempo de residência reduzidos e com menor variação no nível da água, além de apresentarem vertedouros operando quase permanentemente;
- de acumulação, seja ela diária ou mensal. Costumam apresentar reservatórios maiores, barragens maiores e tempo de residência maiores.

Quanto à localização da casa de força em relação à barragem, o arranjo das usinas pode ser:

- arranjo integrado ou pé de barragem - arranjo em que a casa de força encontra-se localizada junto à barragem;
- arranjo derivativo - arranjos em que a casa de força fica afastada da barragem. Nesses casos é necessário um canal ou um túnel que levam a água desde o reservatório até a turbina. Essa configuração costuma apresentar reservatórios e barragens menores, no entanto cria um trecho ensecado no rio, gerando a necessidade de manutenção de uma vazão remanescente (vazão ecológica);

Estudo de qualidade da água baseados em modelagem matemática costumam ser aplicados às UHE que apresentam algum indicativo de qualidade da água que sugira a possibilidade de eutrofização da água do futuro reservatório. No entanto, a possibilidade de diminuição da qualidade da água não depende apenas da qualidade da água afluenta. Depende ainda das características de clima da região, do tamanho de barragem e do reservatório, do tempo de residência esperado e, conseqüentemente, das características das usinas que aqui foram apresentadas.

2.5 Licenciamento Ambiental de Reservatórios Artificiais

Em 1983, o Decreto Federal 88.351 regulamentou a Lei 6938/81 (que estabelece a Política Nacional de Meio Ambiente) e estabeleceu a exigência de Estudo de Impacto Ambiental - EIA e o Relatório de Impacto Ambiental - RIMA como pré-requisitos à obtenção de licenciamento para empreendimentos que interferem de forma significativa no meio ambiente, poluindo, degradando ou modificando. Corroborando com esse Decreto, o artigo 1º da Resolução CONAMA 01 de 1986 define critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente. Foram definidos também o escopo dos estudos ambientais, os critérios para definição da área de influência e para a Avaliação de Impactos Ambientais, esclarecendo ainda, a possibilidade de solicitação de realização de audiências públicas. Na referida resolução foi definido, em seu artigo segundo, inciso sétimo, que as usinas hidrelétricas de mais de 10 MW estarão sujeitas à elaboração de Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e Relatório de Impacto Ambiental (RIMA). Para usinas com potência instalada menor de 10 MW os órgãos estaduais (geralmente quem licencia tais empreendimentos) costumam determinar ritos de licenciamento mais simplificados.

Com a Resolução CONAMA 06 de 1987, estabelecem-se procedimentos para o licenciamento de obras de grande porte, como as usinas hidrelétricas, associando os atos administrativos (as licenças) a etapas de um projeto de engenharia. São então, evidenciadas três licenças ambientais, a Licença Prévia (LP), a Licença de Instalação (LI) e a Licença de Operação (LO).

Posteriormente, em 1997, promulgou-se a Resolução CONAMA 237, que dispõe sobre os procedimentos e critérios utilizados no licenciamento ambiental e no exercício da competência, bem como as atividades e empreendimentos sujeitos ao licenciamento ambiental.

De interesse específico para a presente dissertação pode-se apontar a Resolução CO-

NANA 357 de 2005. A mesma estabelece as classes de classificação dos recursos hídricos superficiais, bem como define os parâmetros de enquadramento para tais classes.

Atualmente ainda há bastante discussão acerca da forma de aplicação da Resolução CONAMA 357/2005 nos licenciamentos ambientais de reservatórios artificiais. Primeiro por haver alguns entendimentos jurídicos de que uma Resolução do CONAMA não é uma Lei propriamente dita. Além disso, nem sempre a construção de uma nova usina hidrelétrica ou o alagamento de uma área para abastecimento humano causam piora na qualidade da água, mas em alguns casos o rio utilizado já apresenta alguns parâmetros fora de classe e, sempre o reservatório será dependente da condição dos rios afluentes a ele. Assim, o que deve ser tratado é o enquadramento desses rios. Se os mesmos encontram-se fora de classe, devem ser feitos estudos de qualidade da água do futuro reservatório. Se os estudos não demonstrarem a piora da qualidade da água, conclui-se que o reservatório não está interferindo na qualidade pretérita dos recursos hídricos naquele local e dessa forma, deveriam ser licenciados e construídos. De forma contrária, se a piora da qualidade da água realmente for um risco real, o reservatório não deveria ser licenciado até que um plano de bacia e um plano de ação para o enquadramento desses rios fosse implantado. No entanto, planos de bacia e enquadramento efetivo dos corpos hídricos superficiais de acordo com seus usos ainda são temas abordados para rios maiores, de maior importância e geralmente já muito poluídos. Rios de pequena dimensão e que se encontram com boa qualidade ou com pouco uso ainda não têm sido beneficiados por esse tipo de instrumento de gestão.

3 Metodologia

Este capítulo mostra a forma com que o problema de previsão da qualidade da água de um futuro reservatório pode ser resolvido, mostrando as ferramentas utilizadas para o desenvolvimento desse trabalho científico, sendo que a principal delas foi o modelo SisBAHIA^{®1}.

Segundo Bach e Jensen (1994), a única maneira de fazer a previsão de qualidade da água de um sistema inexistente é aplicar um modelo com o qual acredita-se que possa descrever os fatores mais importantes para a determinação da qualidade da água. Foi exatamente essa a maneira adotada e aqui descrita para prever a qualidade da água de um caso real de um conjunto de reservatórios que compõem um empreendimento de geração de energia hidrelétrica.

Segundo Neves (2007), uma ferramenta de suporte à decisão deve:

- ser um modelo ou uma série de modelos;
- ser capaz de produzir resultados quantificáveis;
- ser capaz de produzir resultado a tempo da decisão ser tomada;
- ser preparado pra tendência de ser rodado por pessoas que não são especialistas em métodos numéricos;
- integrar vários tipos de modelo - hidrodinâmica, fenômenos de transporte e difusão e alguns ciclos químicos e bioquímicos;

¹<http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br>

- ter resultados que baseiem uma decisão a ser tomada e não tenham fim em si mesmos.

Considera-se que, segundo essa conceituação, o modelo utilizado nessa dissertação apresenta-se como uma ferramenta de apoio à decisão e dessa forma pode ser usado dentro de um processo de licenciamento ambiental.

3.1 SisBAHIA[®]

O modelo (ou conjunto de modelos) SisBAHIA[®] é o resultado de quase 25 anos de pesquisas da Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica do Programa de Engenharia Oceânica da COPPE/UFRJ, com resultados que demonstram sua alta qualidade, em diversos estudos onde foi necessário um amplo conhecimento da dinâmica física do meio ambiente, sendo utilizado como uma ferramenta imprescindível para diagnósticos e prognósticos qualitativos e quantitativos de fenômenos naturais e ações antrópicas potencialmente impactantes.

Para Siqueira (2007) os modelos matemáticos resolvem as equações diferenciais parciais (EDP) que governam o escoamento para descrever a hidrodinâmica de um corpo hídrico. Tais equações empregam em sua formulação os princípios físicos baseados na conservação da massa (continuidade) e na conservação de *momentum* ou da quantidade de movimento (2^a Lei do movimento de Newton). O movimento do fluido em regime turbulento é governado pelas equações de Navier-Stokes. Tais equações representam o princípio da conservação da quantidade de movimento, e, em conjunto com a equação da continuidade, uma equação de estado e uma equação de transporte para cada constituinte da equação de estado, compõem o modelo matemático fundamental para qualquer corpo d'água (SALDANHA, 2007).

No SisBAHIA[®] as equações resolvidas são, basicamente, as equações de Navier-Stokes (para a hidrodinâmica), com pressão hidrostática para o campo de pressão e, para o caso deste estudo, promediadas na vertical. Para resolver essas EDP, que, segundo Rosman

(1989) não têm solução analítica devido à complexidade da geometria e das equações, são utilizados os métodos numéricos das diferenças finitas (discretização temporal) e dos elementos finitos (discretização espacial). Dessa forma, o domínio é discretizado a fim de reduzir o problema físico contínuo a um problema discreto e as equações passam a ser avaliadas em cada ponto de uma malha computacional que é utilizada para representar a região que se pretende estudar. A discretização vertical da coluna de água usa diferenças finitas com transformação sigma, de sorte que a discretização completa do domínio resulta em uma pilha de malhas de elementos finitos, uma para cada nível Z da transformação sigma (ROSMAN, 2011).

3.1.1 Modelo Hidrodinâmico

O SisBAHIA[®] contém os modelos hidrodinâmicos FIST (sigla para *Filtered In Space and Time* ou Filtrado no Espaço e no Tempo). A versão 3D do FIST, com densidade constante, resolve as equações de Navier-Stokes com aproximações para águas rasas, ou seja, considerando a aproximação de pressão hidrostática para o campo de pressão. O FIST3D utiliza uma técnica numérica em dois módulos, calculando, primeiramente, os valores da elevação da superfície livre e, em seguida, o campo de velocidades. Dependendo da opção do usuário, os resultados podem ser 3D, 2DH (promediados na vertical), ou ambos. (ROSMAN, 2011).

Em reservatórios a fio d'água com profundidades locais relativamente pequenas não são esperadas estratificações verticais e a velocidade das correntes pode ser bem representada por meio de variáveis médias na vertical. Nestes casos as equações governantes de conservação de quantidade de movimento e massa são promediadas na dimensão vertical, reduzindo a dimensão do problema. Segundo Cunha et al. (2001), além da quase homogeneidade da coluna d'água, a validade de tal simplificação baseia-se também no fato de as escalas horizontais serem pelo menos duas ordens de grandeza maiores que as verticais e do escoamento de interesse ser predominantemente horizontal.

O módulo 2DH (verticalmente integrado) determina as componentes das velocidades médias na vertical, na direção x e y , respectivamente, $U(x,y,t)$ e $V(x,y,t)$ e as elevações da superfície livre $z=\zeta(x,y,t)$, conforme as seguintes equações:

Equação da quantidade de movimento 2DH, para escoamento integrado na vertical, na direção x :

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} = -g \frac{\partial \zeta}{\partial x} + \frac{1}{\rho_0 H} \left(\frac{\partial (H \bar{\tau}_{xx})}{\partial x} + \frac{\partial (H \bar{\tau}_{xy})}{\partial y} \right) + \frac{1}{\rho_0 H} (\tau_y^S - \tau_x^B) + 2\Phi \sin \theta V \quad (3.1)$$

onde ρ_0 é uma densidade constante de referência, Φ é a velocidade angular de rotação da terra no sistema de coordenadas local e os termos com Φ são as forças de Coriolis, no qual θ é o ângulo de Latitude, ζ é a elevação da superfície livre, τ_{ij} são as tensões de cisalhamento e H é a profundidade.

Equação da quantidade de movimento 2DH, para escoamento integrado na vertical, na direção y :

$$\frac{\partial V}{\partial t} + U \frac{\partial V}{\partial x} + V \frac{\partial V}{\partial y} = -g \frac{\partial \zeta}{\partial y} + \frac{1}{\rho_0 H} \left(\frac{\partial (H \bar{\tau}_{xy})}{\partial x} + \frac{\partial (H \bar{\tau}_{yy})}{\partial y} \right) + \frac{1}{\rho_0 H} (\tau_x^S - \tau_y^B) - 2\Phi \sin \theta U \quad (3.2)$$

onde τ_i^S e τ_i^B são as tensões de atrito na superfície (devido ao vento) e no fundo, respectivamente. O índice i representa a direção, por exemplo: $i=1$ componente x , $i=2$ componente y e $i=3$ componente z .

A equação da continuidade integrada ao longo da vertical é:

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial UH}{\partial x} + \frac{\partial VH}{\partial y} = 0 \quad (3.3)$$

A tensão de atrito devido ao vento é formulada como:

$$\tau_i^S = \rho_{ar} C_D W_{10}^2 \cos \varphi_i \quad (3.4)$$

onde ρ_{ar} é a densidade do ar, C_D é o coeficiente de arrasto do vento, W_{10} é o valor local da velocidade do vento medida a 10 metros acima da superfície livre, e φ_i é o ângulo entre o vetor de velocidade do vento local e a direção x_i e i pode ser 1 ou 2. O coeficiente de arraste do vento pode ser determinado a partir de fórmulas empíricas. A fórmula adotada no modelo SisBAHIA é:

$$C_D = (0.8 + 0.065W_{10}) \times 10^{-3} \quad (3.5)$$

A tensão de atrito no fundo pode ser calculada como:

$$\tau_i^B = \rho_0 \beta U_i \quad (3.6)$$

onde i pode ser 1 ou 2 e o parâmetro β depende da maneira em que o módulo 2DH seja empregado, conforme descrito abaixo:

- Módulo 2DH desacoplado do módulo 3D:

$$\beta = \frac{g}{C_h^2} \sqrt{U^2 + V^2} \quad (3.7)$$

- Módulo 2DH acoplado com o módulo 3D:

$$\beta = \frac{\sqrt{g}}{C_h} |u_*| \quad (3.8)$$

C_h é o coeficiente de Chézy, definido como:

$$C_h = 18 \log_{10} \left(\frac{6H}{\epsilon} \right) \quad (3.9)$$

onde ϵ é a rugosidade do fundo.

Para o problema de circulação hidrodinâmica, é necessário o estabelecimento de condições de contorno para o campo de velocidade e elevação da superfície livre da água. A condição típica para contornos de terra é a prescrição da componente do fluxo normal à fronteira em todos os seus pontos. Frequentemente, os contornos de terra não possuem contribuição externa e um fluxo ou velocidade normal nula é imposta. Entretanto, em nós posicionados na embocadura de rios, em pequenos estuários ou vertedouros, o fluxo ou velocidade tem de ser dado (ROSMAN, 2001).

3.1.2 Modelo de Qualidade da Água

O Modelo de Qualidade de Água e Eutrofização (MQA) do SisBAHIA[®] tem a mesma base numérica do Modelo Euleriano de Transporte Advectivo-Difusivo (MTEADR) integrado na vertical, para escalares passivos e não-conservativos, representada pela equação a seguir.

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} + V \frac{\partial C}{\partial y} = & \\ \frac{1}{H} \frac{\partial}{\partial x} \left(\underbrace{H \left[D_{xx} + \frac{\Lambda_x^2}{12} \left| \frac{\partial U}{\partial x} \right| \right]}_{T_{xx}} \frac{\partial C}{\partial x} + \underbrace{H \left[D_{xy} + \frac{\Lambda_y^2}{12} \left| \frac{\partial U}{\partial y} \right| \right]}_{T_{xy}} \frac{\partial C}{\partial y} + \underbrace{H \frac{\Lambda_t^2}{12} \left| \frac{\partial U}{\partial t} \right|}_{T_{xt}} \frac{\partial C}{\partial t} \right) + & \\ \frac{1}{H} \frac{\partial}{\partial y} \left(\underbrace{H \left[D_{yx} + \frac{\Lambda_x^2}{12} \left| \frac{\partial V}{\partial x} \right| \right]}_{T_{yx}} \frac{\partial C}{\partial x} + \underbrace{H \left[D_{yy} + \frac{\Lambda_y^2}{12} \left| \frac{\partial V}{\partial y} \right| \right]}_{T_{yy}} \frac{\partial C}{\partial y} + \underbrace{H \frac{\Lambda_t^2}{12} \left| \frac{\partial V}{\partial t} \right|}_{T_{yt}} \frac{\partial C}{\partial t} \right) + \sum R & \end{aligned} \quad (3.10)$$

na qual C é concentração da substância de interesse e $\sum R$ o somatório das reações cinéticas consideradas, fontes e sumidouros. D_{ij} é o termo que representa os coeficientes de difusão e dispersão horizontal. $\Lambda_k = \alpha_k \Delta x_k$ são as escalas de largura de filtragem local na dimensão x_k e α_k são parâmetros de calibração. Essa equação, após simplificação devido aos termos de filtragem e a expansão das derivadas, torna-se:

$$(1 - u_{xt} - v_{yt}) \frac{\partial C}{\partial t} + (U - u_{xx} - v_{yx}) \frac{\partial C}{\partial x} + (V - u_{xy} - v_{yy}) \frac{\partial C}{\partial y} = \frac{T_{xx}}{H} \frac{\partial C^2}{\partial x^2} + \frac{T_{xy}}{H} \frac{\partial C^2}{\partial x \partial y} + \frac{T_{xt}}{H} \frac{\partial C^2}{\partial x \partial t} + \frac{T_{yx}}{H} \frac{\partial C^2}{\partial y \partial x} + \frac{T_{yy}}{H} \frac{\partial C^2}{\partial y^2} + \frac{T_{yt}}{H} \frac{\partial C^2}{\partial y \partial t} + \sum R \quad (3.11)$$

na qual u_{xx} , v_{yx} e similares são de fato "velocidades difusivas". Admitindo uma reação de primeira ordem geral como representativa das reações cinéticas e que as fontes e sumidouros sejam representadas por I , tal que $\sum R = -KC + I$, escreve-se:

$$P_t \frac{\partial C}{\partial t} + P_x \frac{\partial C}{\partial x} + P_y \frac{\partial C}{\partial y} = P_{xx} \frac{\partial C^2}{\partial x^2} + P_{xy} \frac{\partial C^2}{\partial x \partial y} + P_{xt} \frac{\partial C^2}{\partial x \partial t} + P_{yx} \frac{\partial C^2}{\partial y \partial x} + P_{yy} \frac{\partial C^2}{\partial y^2} + P_{yt} \frac{\partial C^2}{\partial y \partial t} - KC + I \quad (3.12)$$

As condições de contorno de terra e de contorno aberto para o modelo de transporte euleriano 2DH podem ser representadas matematicamente pela seguinte equação:

$$U_N C - \left(D_N \frac{\Lambda_N^2}{12} \left| \frac{\partial U_N}{\partial x_N} \right| \right) \frac{\partial C}{\partial x_N} = F_N^* \quad (3.13)$$

onde o índice N representa a direção normal. Frequentemente, ao longo de nós do contorno de terra, U_n e F_n^* são iguais a zero e conseqüentemente a equação anterior torna-se:

$$\frac{\partial C}{\partial x_N} = 0 \quad (3.14)$$

Ao longo de contornos abertos é usual se desprezar os fluxos difusivos. Além disso, no modelo implementado, duas situações são consideradas.

- Em situações de efluxo, o modelo simplesmente resolve a equação de transporte sem considerar os termos difusivos ao longo dos pontos de contorno:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} + V \frac{\partial C}{\partial y} = \sum R \quad (3.15)$$

Isso equivale a dizer que uma partícula fluida sai do domínio por advecção, sofrendo eventuais reações no percurso através do contorno.

- Para um ponto de contorno com afluxo para o domínio, as condições são:

$$se(t - t_0) \leq \tau \Rightarrow C = C_0 + \frac{C^* - C_0}{2} \left[1 - \cos \left(\frac{\pi (t - t_0)}{\tau} \right) \right] \quad (3.16)$$

$$se(t - t_0) > \tau \Rightarrow C = C^* \quad (3.17)$$

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 de transporte, advectivo e difusivo, são resolvidos de forma idêntica ao MTEADR. 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 (ROSMAN, 2011).

O modelo que foi utilizado no presente trabalho é do ano de 2009, podendo ter discordâncias com versões mais atuais. Aqui são apresentadas as principais equações do modelo. Para maiores detalhes, pode-se consultar Rosman (2011) e Franz (2010).

A equação integrada em uma camada de espessura H , que vai do fundo à superfície, descrevendo o transporte de um escalar para variáveis de grande escala, usando a técnica de filtragem para a modelagem das tensões turbulentas é dada por:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U_i \frac{\partial C}{\partial x_i} = \frac{1}{H} \frac{\partial}{\partial x_i} \left(H \left[D_{ij} \delta_{jk} + \frac{\Lambda_k^2}{12} \left| \frac{\partial U_j}{\partial x_k} \right| \right] \frac{\partial C}{\partial x_k} \right) + \Sigma R \quad (3.18)$$

onde C é a concentração do escalar de interesse, U_i são as componentes da velocidade na direção x_i promediadas na direção vertical, ΣR representa os processos de transformação, 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 Λ_k (igual a $\alpha_k \Delta_k$) é a largura do filtro na dimensão x_k , α_k sendo um parâmetro de escala. Os valores típicos de α_k calibrados para difusão/advecção são da ordem de 0,25 a 2,0, com valor usual igual a 1,0 (ROSMAN, 2009).

O MQA 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:

Tabela 3: Escalares modelados pelo SisBAHIA[®]

Símbolo	Parâmetro	Unidade
C1	Amônia	mgNA/L
C2	Nitrato	mgNI/L
C3	Fósforo Inorgânico	mgP/L
C4	Zooplâncton	mgC/L
C5	Demanda Bioquímica de Oxigênio	mgO/L
C6	Oxigênio Dissolvido	mgO/L
C7	Nitrogênio Orgânico Total	mgNO/L
C8	Fósforo Orgânico	mgPO/L
C9	Clorofila	μ gChla/L
T	Temperatura	°C
S	Salinidade	ups

Os processos físicos, químicos e biológicos representados pelo modelo para cada variável, com exceção da temperatura e salinidade, são descritos a seguir:

- Clorofila a, usada como indicador de fitoplâncton: crescimento, respiração, excreção, mortalidade não-predatória, predação, sedimentação;
- Zooplâncton: crescimento, respiração, excreção, mortalidade não-predatória, predação;
- Nitrogênio Orgânico Total: amonificação, sedimentação, detritos da predação, excreção de fitoplâncton, excreção de zooplâncton, mortalidade não-predatória de fitoplâncton, mortalidade não-predatória de zooplâncton;

- Amônia: respiração de fitoplâncton, respiração de zooplâncton, mortalidade não-predatória de fitoplâncton, mortalidade não-predatória de zooplâncton, crescimento de fitoplâncton, amonificação, nitrificação;
- Nitrato: nitrificação, desnitrificação, crescimento de fitoplâncton;
- Fósforo Inorgânico: excreção de fitoplâncton, excreção de zooplâncton, mortalidade não-predatória de fitoplâncton, mortalidade não-predatória de zooplâncton, detritos da predação, mineralização, precipitação;
- Fósforo Orgânico: respiração de fitoplâncton, respiração de zooplâncton, mortalidade não-predatória de fitoplâncton, mortalidade não-predatória de zooplâncton, crescimento de fitoplâncton, mineralização;
- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): decomposição, sedimentação, desnitrificação, detritos da predação, mortalidade não-predatória de fitoplâncton, mortalidade não-predatória de zooplâncton;
- Oxigênio Dissolvido (OD): reaeração, decomposição, nitrificação, fotossíntese, respiração de fitoplâncton, respiração de zooplâncton, demanda de oxigênio no sedimento.

Em geral, as taxas da maioria das reações químicas e biológicas crescem com o aumento da temperatura. No SisBaHiA[®] a dependência da temperatura nas taxas das reações é representada através da equação de Arrhenius, em uma temperatura de referência de 20°C.

$$k(T) = k(20)\theta^{T-20} \quad (3.19)$$

As equações dos processos de transformação do modelo de qualidade de água do SisBaHiA[®] serão mostradas a seguir.

Os processos cinéticos pertinentes aos compostos do nitrogênio são expressos pelas equações 3.20, 3.21 e 3.26. Já os processos cinéticos pertinentes aos compostos do fósforo

são expressos pelas equações 3.27 e 3.22. Os processos cinéticos pertinentes a OD e DBO (aqui referida é a parcela carbonácea) são representados pelas equações 3.24 e 3.25.

Os processos cinéticos com relação à amônia ou nitrogênio amoniacal são representados pela equação 3.20, a seguir.

$$\sum R_1 = \underbrace{r_{na}k_{ra}(1-f_{on})C_9}_{resp.-fitoplancton} + \underbrace{\frac{r_{na}}{r_{ca}}k_{rz}(1-f_{on})C_4}_{resp.-zooplancton} + \underbrace{r_{na}k_{ea}(1-f_{on})C_9}_{morte-fitoplancton} + \underbrace{\frac{r_{na}}{r_{ca}}k_{ez}(1-f_{on})C_4}_{morte-zooplancton} \quad (3.20)$$

onde r_{na} é a razão entre nitrogênio e clorofila, k_{ra} é a taxa de perdas devido à respiração e excreção, f_{on} é a fração da respiração e excreção do fitoplâncton e do zooplâncton reciclada para nitrogênio orgânico, C_9 é a concentração de clorofila-a ($\mu gChla/L$), C_4 é a concentração de zooplâncton (mg/L), r_{ca} é a razão entre carbono e clorofila, k_{rz} é a taxa de perdas do zooplâncton por respiração e excreção, k_{ea} é a taxa de mortalidade não predatória do fitoplâncton e k_{ez} é a taxa de mortalidade não predatória do zooplâncton.

Os processos cinéticos com relação ao nitrato são representados pela equação 3.21, a seguir.

$$\sum R_2 = \underbrace{k_{12}C_1}_{nitrificacao} - \underbrace{k_{2D}C_2}_{desnitrificacao} - \underbrace{\left(1 - \frac{C_1}{(k_{am} + C_1)}\right) r_{na}K_g C_9}_{crescimento-fitoplancton} \quad (3.21)$$

onde k_{12} é a taxa de nitrificação C_1 é a concentração de nitrato (mg/L), k_{2D} é a taxa de desnitrificação, k_{am} é a constante de meia saturação para preferência de amônia e k_g é a taxa de crescimento do fitoplâncton .

Os processos cinéticos com relação ao fósforo inorgânico são representados pela equação 3.22, a seguir.

$$\begin{aligned}
\sum R_3 = & \underbrace{r_{pa}k_{ra}(1-f_{op})C_9}_{resp-fitoplancton} + \underbrace{\frac{r_{pa}}{r_{ca}}k_{rz}(1-f_{op})C_4}_{resp-zooplancton} + \underbrace{r_{pa}k_{ea}(1-f_{op})C_9}_{morte-fitoplancton} + \\
& \underbrace{\frac{r_{pa}}{r_{ca}}k_{ez}(1-f_{op})C_4}_{morte-zooplancton} - \underbrace{r_{pa}k_g C_9}_{crescimento-fitoplancton} + \underbrace{k_{83}C_8}_{mineralizacao} - \underbrace{\frac{v_{fr}}{H}C_3}_{precipitacao}
\end{aligned} \tag{3.22}$$

onde r_{pa} é a razão entre fósforo e clorofila no fitoplâncton, k_{ra} é a taxa de perdas de fitoplâncton devido à respiração e excreção, f_{op} é a fração da respiração e excreção do fitoplâncton e do zooplâncton reciclada para fosfato não-reativo, C_9 é a concentração de clorofila-a ($\mu gChla/L$), C_4 é a concentração de zooplâncton (mg/L), r_{ca} é a razão entre carbono e clorofila no fitoplâncton, k_{rz} é a taxa de perdas do zooplâncton por respiração e excreção, k_{ea} é a taxa de mortalidade do fitoplâncton, k_{ez} é a taxa de mortalidade do zooplâncton, k_g é a taxa de crescimento do fitoplâncton, C_8 é a concentração de fósforo orgânico (mg/L), k_{83} é a taxa de mineralização do fosfato não-reativo, C_3 é a concentração de fósforo inorgânico (mg/L), v_{fr} é a velocidade de precipitação do fosfato reativo e H é a altura da coluna de água.

Franz (2010) destaca que a variável fósforo inorgânico utilizada no 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.

Os processos cinéticos com relação à biomassa de zooplâncton são representados pela equação 3.23, a seguir.

$$\sum R_4 = \underbrace{r_{ca}E_z k_{gz} C_9 C_4}_{crescimento} - \underbrace{k_{rz} C_4}_{respiracao+excrecao} - \underbrace{k_{ez} C_4}_{mortalidade} - \underbrace{k_{gzc} C_4}_{predacao} \tag{3.23}$$

onde r_{ca} é a razão carbono/clorofila na biomassa das algas, E_z é eficiência de herbivoria, k_{gz} é a taxa de herbivoria, C_9 é a concentração de clorofila-a ($\mu gChla/L$), C_4 é a concentração

de zooplâncton (mg/L), k_{rz} é a taxa de perdas do zooplâncton por respiração e excreção, k_{ez} é taxa de perdas do zooplâncton por mortalidade não-predatória e k_{gzc} é a taxa de perdas do zooplâncton por predação.

Os processos cinéticos com relação à DBO são representados pela equação 3.24, a seguir.

$$\begin{aligned} \sum R_5 = & - \underbrace{k_D C_5}_{decomposicao} - \underbrace{\frac{V_{s3}(1-f_{D5})}{H} C_5}_{sedimentacao} - \underbrace{\frac{5}{4} \frac{32}{14} k_{2D} C_2}_{desnitrificacao} + \\ & \underbrace{r_{oc} r_{ca} (1-E_z) k_{gz} C_9}_{detritos-predacao} + \underbrace{r_{oc} r_{ca} k_{ea} C_9}_{morte-fitoplancton} + \underbrace{r_{oc} k_{ez} C_4}_{morte-zooplancton} \end{aligned} \quad (3.24)$$

onde k_D é a taxa de decomposição da DBO, C_5 é a DBO (mgO/L), V_{s3} é a velocidade de sedimentação de substâncias orgânicas, f_{D5} é a fração da DBO dissolvida, C_2 é a concentração de nitrato (mg/L), r_{oc} é a quantidade de oxigênio consumido na decomposição de um grama de carbono orgânico, r_{ca} é a razão entre carbono e clorofila no fitoplâncton, E_z é a eficiência de herbivoria, k_{gz} é a taxa de herbivoria, C_9 é a concentração de clorofila-a ($\mu gChla/L$), k_{ea} é a taxa de mortalidade do fitoplâncton, k_{ez} é taxa de perdas do zooplâncton por mortalidade não-predatória e C_4 é a concentração de zooplâncton (mg/L).

Os processos cinéticos com relação ao OD são representados pela equação 3.25, a seguir.

$$\begin{aligned} \sum R_6 = & \underbrace{k_a (O_s - C_6)}_{reaeracao} - \underbrace{k_D C_5}_{decomposicao} - \underbrace{r_{on} k_{12} C_1}_{nitricacao} + \underbrace{r_{oc} r_{ca} k_g C_9}_{fotosintese} - \\ & \underbrace{r_{oc} r_{ca} k_{ra} C_9}_{respiracao-fitoplancton} - \underbrace{r_{oc} k_{rz} C_4}_{respiracao-zooplancton} - \underbrace{\frac{SOD}{H}}_{sedimento} \end{aligned} \quad (3.25)$$

onde k_a é a taxa de reaeração, O_s é a concentração de saturação do oxigênio, C_6 é a concentração de OD (mg/L), k_D é a taxa de decomposição da DBO, r_{on} é a razão de oxigênio consumido por unidade de massa de nitrogênio oxidado no processo total de

nitrificação, k_{12} é a taxa de nitrificação, C_1 é a concentração de amônia (mg/L), r_{oc} é a quantidade de oxigênio consumido na decomposição de um grama de carbono orgânico, r_{ca} é a razão entre carbono e clorofila no fitoplâncton, E_z é a eficiência de herbivoria, k_g é taxa de crescimento do fitoplâncton, C_9 é a concentração de clorofila-a ($\mu gChla/L$), k_{rz} é a taxa de perdas do zooplâncton por respiração e excreção e SOD é a demanda de oxigênio no sedimento.

Os processos cinéticos com relação ao nitrogênio orgânico são representados pela equação 3.26, a seguir.

$$\sum R_7 = - \underbrace{k_{71}C_7}_{\text{amonificacao}} - \underbrace{\frac{V_{s3}(1-f_7)}{H}C_7}_{\text{sedimentacao}} + \underbrace{r_{na}(1-E_z)k_{gz}C_9C_4}_{\text{detritos-predacao}} + \underbrace{r_{na}k_{ra}f_{on}C_9}_{\text{excrecao-fitoplancton}} \quad (3.26)$$

onde k_{71} é a taxa de amonificação do nitrogênio orgânico (/dia), C_7 é a concentração de nitrogênio orgânico, V_{s3} é a velocidade de sedimentação de substâncias orgânicas (m/dia), f_7 é a fração de nitrogênio orgânico dissolvido na coluna d'água, H é a altura da coluna de água, E_z é a eficiência de predação do zooplâncton sobre algas.

Os processos cinéticos com relação ao fósforo orgânico são representados pela equação 3.27, a seguir.

$$\begin{aligned} \sum R_8 = & \underbrace{r_{pa}K_{ra}f_{op}C_9}_{\text{excrecao.-algas}} + \underbrace{\frac{r_{pa}}{r_{ca}}K_{rz}f_{op}C_4}_{\text{excrecao-zooplancton}} + \underbrace{r_{pa}K_{ea}f_{op}C_9}_{\text{morte-algas}} + \\ & \underbrace{\frac{r_{pa}}{r_{ca}}K_{ez}f_{op}C_4}_{\text{morte-zooplancton}} + \underbrace{r_{pa}(1-E_z)K_{gz}C_9C_4}_{\text{detritos-predacao}} - \underbrace{K_{83}C_8}_{\text{mineralizacao}} - \underbrace{\frac{V_{s3}(1-f_{D8})}{H}C_8}_{\text{sedimentacao}} \end{aligned} \quad (3.27)$$

onde r_{pa} é a razão entre fósforo e clorofila no fitoplâncton, k_{ra} é a taxa de perdas de fitoplâncton devido à respiração e excreção, f_{op} é a fração da respiração e excreção do fitoplâncton e do zooplâncton reciclada para fosfato não-reativo, C_9 é a concentração de clorofila-a ($\mu gChla/L$), C_4 é a concentração de zooplancton (mg/L), r_{ca} é a razão entre

carbono e clorofila no fitoplâncton, k_{rz} é a taxa de perdas do zooplâncton por respiração e excreção, k_{ea} é a taxa de mortalidade do fitoplâncton, k_{ez} é a taxa de mortalidade do zooplâncton, k_g é a taxa de crescimento do fitoplâncton, E_z é a eficiência de herbivoria, k_{gz} é a taxa de herbivoria, C_8 é a concentração de fósforo orgânico (mg/L), k_{83} é a taxa de mineralização do fosfato não-reativo, V_{s3} é a velocidade de sedimentação de substâncias orgânicas, f_{D8} é a fração de fósforo orgânico dissolvido na coluna d'água e H é a altura da coluna de água.

Os processos cinéticos com relação à biomassa de fitoplâncton são representados pela equação 3.28, a seguir.

$$\sum R_9 = \underbrace{k_g C_9}_{\text{crescimento}} - \underbrace{k_{ra} C_9}_{\text{respiracao+excrecao}} - \underbrace{k_{ea} C_9}_{\text{mortalidade}} - \underbrace{k_{gz} C_9}_{\text{predacao}} - \underbrace{\frac{v_s}{H} C_9}_{\text{sedimentacao}} \quad (3.28)$$

onde k_g é a taxa de crescimento do fitoplâncton, C_9 é a concentração de clorofila-a ($\mu gChla/L$), k_{ra} é a taxa de perdas devido à respiração e excreção, k_{ea} é a taxa de mortalidade não predatória, k_{gz} é a taxa de perdas devido à herbivoria, v_s é a velocidade de sedimentação de fitoplâncton e H é a altura da coluna de água.

Os processos cinéticos com relação à temperatura são representados pela equação 3.29, a seguir.

$$\sum R_T = \frac{1}{H} \frac{H_n}{\rho c} \quad (3.29)$$

onde H é a altura da coluna d'água, ρ é densidade da água, c é o calor específico da água e H_n , o fluxo total de calor na interface ar-água, o que pode ser representado pela seguinte equação:

$$H_n = H_s - H_{sr} + H_a - H_{ar} - (H_{br} \pm H_e \pm H_c) \quad (3.30)$$

onde H_s é o fluxo de radiação solar de ondas curtas, H_{sr} é o fluxo de radiação solar de ondas curtas refletidas, H_a é o fluxo de radiação atmosférica de ondas longas, H_{ar} é o fluxo de radiação atmosférica de ondas longas refletidas, (H_{br} é o fluxo de radiação de ondas longas da água em direção à atmosfera, H_e é o fluxo de calor por evaporação e H_c é fluxo de calor por condução.

3.1.3 Modelo de Transporte Lagrangeano

Dentro do SisBAHIA[®], o módulo de transporte lagrangeano é denominado MTLADR - Modelo de Transporte Lagrangeano Advectivo-Difusivo Com Reações Cinéticas (ROSMAN, 2001). O mesmo autor cita ainda que o MTLADR é ideal para simular o transporte de escalares que possam estar flutuando, misturados ou ocupando apenas uma camada da coluna d'água. Segundo Feitosa (2007), em um modelo de transporte lagrangeano o lançamento de contaminante (ou simplesmente traçadores ou partículas) no meio é representado por um determinado número finito de partículas lançadas, em intervalos de tempo regulares, no interior de uma região fonte. No instante de lançamento, as partículas são dispostas dentro da região fonte de maneira aleatória. Estas partículas são então advectadas pelas correntes fornecidas através do modelo hidrodinâmico. As dimensões da região fonte devem ser tais que, em seu interior, se estabeleça a condição da mancha se comportar como um traçador passivo, em relação às águas do corpo de água receptor. A posição de uma partícula, após um determinado intervalo de tempo Δt , pode ser calculada por:

$$P^{n+1} = P^n + \Delta t \frac{dP^n}{dt} + \frac{\Delta t^2}{2!} \frac{d^2 P^n}{dt^2} + T.O.S \quad (3.31)$$

onde n é o número de partículas e T.O.S. são termos de ordem superior desprezados. As derivadas temporais da posição P , obtidas através do campo de velocidades $\vec{V}(u, v, w)$ calculadas no modelo hidrodinâmico são:

$$\frac{dP}{dt} = \vec{V}(u, v, w) \quad (3.32)$$

$$\frac{d^2P}{dt^2} = \frac{d\vec{V}}{dt} = \frac{\partial\vec{V}}{\partial t} + u\frac{\partial\vec{V}}{\partial x} + v\frac{\partial\vec{V}}{\partial y} + w\frac{\partial\vec{V}}{\partial z} \quad (3.33)$$

Considerando que as componentes horizontais do campo de velocidades são, em geral, muito maiores do que as componentes verticais, estas últimas podem ser desprezadas.

4 Estudo de Caso - AHE Simplício

O estudo de caso foi realizado para um reservatório que a AHE Simplício - Queda Única. Trata-se de um complexo energético que utiliza a água do rio Paraíba do Sul, como rio principal, para a formação de um conjunto de reservatórios de morfologias bastante diferentes.

O intuito das modelagens apresentadas nesta dissertação não é de prever booms de algas, mas prever o possível surgimento de alguns fatores que possam levar a esses fenômenos. Tais fatores, na presente dissertação, são: altas concentrações de nutrientes, baixas velocidades da água e altos tempos de residência, além da avaliação do índice de estado trófico (IET).

Para Wu e Xu (2011), booms de algas são dependentes de um excesso de nutrientes na água, porém, suas razões ainda não são completamente claras pois são um fenômeno complexo do ecossistema aquático.

Bach e Jensen (1994) já falavam, em 1993-1994, que a confiabilidade de uma avaliação de qualidade da água de um corpo hídrico não existente poderia ser melhorada pela inclusão das ferramentas de modelagem, ainda que o modelo só possa ser implementado com base no conhecimento de sistemas semelhantes, já que o empreendimento proposto não existe. Os autores complementam ainda dizendo que, apesar dessas incertezas, acreditam que modelagem possa contribuir de maneira muito valorosa para a avaliação dos futuros impactos e ainda auxiliar na assistência ao projeto em todos seus aspectos. Assim, iniciou-se a avaliação dos possíveis impactos ambientais à qualidade da água do rio Paraíba do

Sul e dos reservatórios a serem formados.

Este capítulo apresentará o estudo de caso da AHE Simplício. Apresenta-se a localização e descrição do empreendimento e em seguida é apresentado o histórico das modelagens executadas para o licenciamento ambiental, bem como os dados utilizados em cada uma das fases do trabalho. Ao final ainda são descritos os cenários de modelagem desenvolvidos.

4.1 AHE Simplício

O AHE Simplício - Queda Única ¹ está localizado no rio Paraíba do Sul, na divisa dos estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais, englobando os municípios de Três Rios (RJ), Sapucaia(RJ), Chiador (MG) e Além Paraíba (MG). A potência instalada de Simplício é de 328,5 Megawatts (MW), gerando 202,2 MW firmes ². As águas do rio Paraíba do Sul são desviadas pela sua margem esquerda por meio de um complexo circuito hidráulico. A obra é composta por uma barragem e duas casas de força - Anta e Simplício. Além disso, há um vertedouro e uma série de canais, túneis, diques e 5 reservatórios entre as duas casas de força, otimizando a queda natural ao longo do rio.

O reservatório de Anta, primeiro do circuito, tem duas saídas de água - uma para a casa de força de Anta, que constitui uma PCH, e outra para a tomada de água do reservatório de Tocaia, primeiro da série de reservatórios a serem implantados em vales laterais da margem esquerda do rio Paraíba do Sul. Da mesma forma são os reservatórios de Lourical e Calçado. O reservatório de Antonina, quinto ponto do circuito foi modificado (como consequência de modelagens executadas em 2006) e juntou-se ao reservatório de Peixe, formando um único quinto reservatório. Nesse último reservatório que estão implantadas as turbinas que, após a geração de energia, devolvem as águas do Paraíba do Sul ao seu

¹para facilitar a leitura, o nome AHE Simplício - Queda Única será simplificado para Simplício nessa dissertação

²Energia Firme corresponde à máxima produção contínua de energia que pode ser obtida supondo a ocorrência da seqüência mais seca registrada no histórico de vazões do rio onde está localizada. O ONS (operador nacional do sistema) considera esse período como sendo de Jun/49 a Nov/56.

leito natural por um canal escavado no vale do rio do Peixe.

A figura 1 mostra a localização de Simplício, percebendo-se que Louriçal é o terceiro reservatório. O empreendimento se estende por aproximadamente 42 quilômetros. Essa figura, como todas a serem apresentadas neste trabalho, segue a convenção de adotar o Norte direcionado para a parte superior da página.

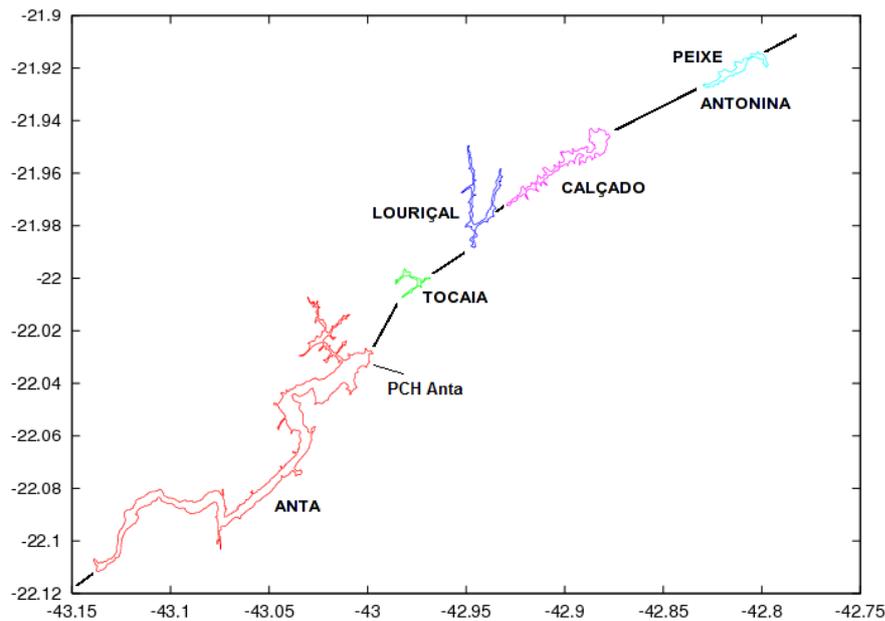


Figura 1: Localização do AHE Simplício e seus reservatórios

4.2 Histórico

Os estudos de modelagem para o Aproveitamento Hidrelétrico (AHE) Simplício foram iniciados em 2004. Nesta época, a demanda pela modelagem veio do IBAMA, ainda durante o processo de licenciamento prévio (LP) ambiental. Já nesse trabalho inicial, no qual os modelos utilizados foram ECOM3D (modelagem da hidrodinâmica) e um modelo experimental simplificado de qualidade da água, sem denominação, desenvolvido pelo LEMMA/UFPR (Laboratório de Modelagem e Monitoramento Ambiental da Universidade Federal do Paraná)³, regiões de baixa circulação e áreas com maiores tendências à eutrofização foram identificadas. Essa foi denominada primeira fase.

³www.lemma.ufpr.br

A primeira fase de estudos era a que apresentava a maior possibilidade de incertezas, pois usava um modelo ainda experimental para resolver de forma simplificada a qualidade da água. O modelo hidrodinâmico utilizado, o ECOM3D, já é bastante consagrado, no entanto os dados de batimetria eram bastante pobres, levando à necessidade de uma análise cuidadosa dos resultados. Mas, a batimetria existente, com dados confiáveis de vazão e de contorno, levaram a resultados que apontaram as tendências de comportamento hidrodinâmico para Louriçal. Nessa primeira fase foram identificadas importantes regiões de recirculação que poderiam causar o aumento do tempo de residência em Louriçal. A principal delas estava situada na região entre o canal existente no meio do reservatório e o braço formado pelo córrego Areia. Além disso, ficou clara a existência de pequenas regiões, principalmente em reentrâncias do reservatório, com velocidades muito baixas, que poderiam ser regiões sensíveis à estagnação. Talvez o fato mais importante identificado nessa fase foi que o canal principal, que apresenta velocidades muito maiores que as velocidades vindas dos braços, trabalhava como uma barreira hidráulica que dificultava a mistura das águas vindas dos braços com as do canal principal. Além disso, essas grandes velocidades faziam com que houvesse uma pluma de entrada da água do rio Paraíba do Sul entrando principalmente no braço do córrego Areia. Isso era indesejado, pois a qualidade da água do córrego era muito boa, enquanto a do rio Paraíba do Sul apresentava algumas características ruins, como o OD abaixo de 5 mg/L e concentrações de fósforo total da ordem de 0,06 mg/L. As simulações lagrangeanas do transporte de partículas mostraram que as partículas lançadas pelo canal principal do reservatório não tiveram dificuldades em atingir a saída do reservatório em poucos dias. Ainda na primeira fase, foram testadas novas configurações de contorno para o reservatório (alternativas para otimização do projeto), com o intuito de eliminar regiões de recirculação, no entanto as morfologias testadas não geraram resultados satisfatórios a ponto de recomendar-se mudanças no projeto de engenharia de Louriçal.

Após essa primeira fase, baseando-se nos resultados das modelagens efetuadas, foi emitida a licença prévia (LP) pelo IBAMA em setembro de 2005, sendo que uma das con-

dicionantes da licença solicitava novos estudos que contemplassem "diques transversais e soleiras submersas". Assim, em 2006, modificações no projeto civil e novas localizações de bota-foras ⁴ ocasionaram mudanças nas morfologias dos reservatórios, tornando necessário um novo trabalho, que se transformou na segunda fase de estudos. A partir dessa fase os resultados são apresentados nesta dissertação. Nessa ocasião o SisBAHIA[®] passou a ser utilizado, pois é um modelo nacional, que é continuamente desenvolvido e que tem conhecida capacidade de simular rios, reservatórios e estuários. Concluiu-se que para a maioria dos reservatórios várias áreas de menor circulação haviam sido eliminadas, bem como o aprisionamento de alguns tributários foi desfeito. No entanto, as águas do reservatório Louriçal ainda apresentavam condições que poderiam levar à eutrofização.

Em janeiro de 2007 foi emitida a Licença de Instalação (LI) pelo IBAMA, que foi atualizada em agosto de 2007. Entre os planos básicos ambientais havia o de monitoramento da qualidade das águas, que deveria "aferrir a modelagem da qualidade da água, visando subsidiar ações de manejo do corpo d'água". Em 2009, já com a usina sendo construída e com a preocupação centrada no reservatório Louriçal, procedeu-se uma nova modelagem para esse reservatório, que se constituiu na terceira fase. O objetivo foi estudar a influência de várias mudanças morfológicas realizadas no reservatório, por meio de bota-foras e pela inserção de um túnel. Houve uma boa melhora nas condições de qualidade da água de Louriçal, no entanto ainda foi notado um risco de eutrofização, especialmente em condições de seca. Assim, a quarta fase dos estudos se tornou necessária depois que o IBAMA exigiu a implantação de duas barragens a fio d'água (diques galgáveis, como foram chamados) nos dois braços de Louriçal. Sendo assim, em 2010, seguindo exigência do IBAMA para o licenciamento ambiental, foi realizada a quarta fase, agora considerando a inserção de dois novos diques que isolaram os dois principais braços do reservatório. Finalmente, depois de mais um relatório entregue e esclarecimentos feitos, o IBAMA concordou com o prosseguimento das obras de Simplício. Esta dissertação focará nas modelagens realizadas para o reservatório de Louriçal, por ser o que mais requereu

⁴Locais onde são depositados os materiais de escavação gerados na construção do empreendimento

esforços para viabilização do licenciamento ambiental de Simplício.

4.3 Dados Utilizados

Nesta seção serão apresentados os dados utilizados para as simulações realizadas para o reservatório de Louriçal. Os principais aspectos que definem a hidrodinâmica de um reservatório são, principalmente, a morfologia do reservatório e sua batimetria, vazões afluentes e as condições meteorológicas. No caso deste trabalho radiação solar e temperatura da água foram utilizadas. A velocidade e direção dos ventos não foram utilizadas, pois o objetivo foi o de simular o caso mais crítico para o problema do tempo de residência das águas no reservatório.

4.3.1 Dados Morfológicos

Para a execução dos modelos hidrodinâmico, de qualidade de água e lagrangeano se faz necessária a definição de um domínio dentro do qual as equações matemáticas serão resolvidas. Para a execução do presente trabalho de modelagem, tanto os dados de batimetria quanto os de contorno foram obtidos de mapas em formato CAD disponibilizados pelos projetistas. Em locais nos quais as curvas de nível existentes não contemplavam o trecho desejado, foram geradas novas batimetrias baseadas em pontos cotados e na profundidade dos diques existentes em cada um dos reservatórios. Os dados de contorno e batimetria foram os que mais se modificaram entre as várias fases do trabalho. Sucessivas modificações foram sendo projetadas e seus efeitos sendo modelados para que os resultados fossem avaliados. A figura 2 mostra o contorno original do reservatório.

Como em fase preliminar do trabalho foram identificados locais com baixas velocidades e também a possível intrusão da água de pior qualidade advinda do rio Paraíba do Sul nos braços, que possuem água de melhor qualidade, além de valores de fósforo total acima do que preconiza a legislação, percebeu-se que havia riscos de eutrofização. Assim, foram feitas tentativas de melhoria na circulação do reservatório, e por consequência diminuição

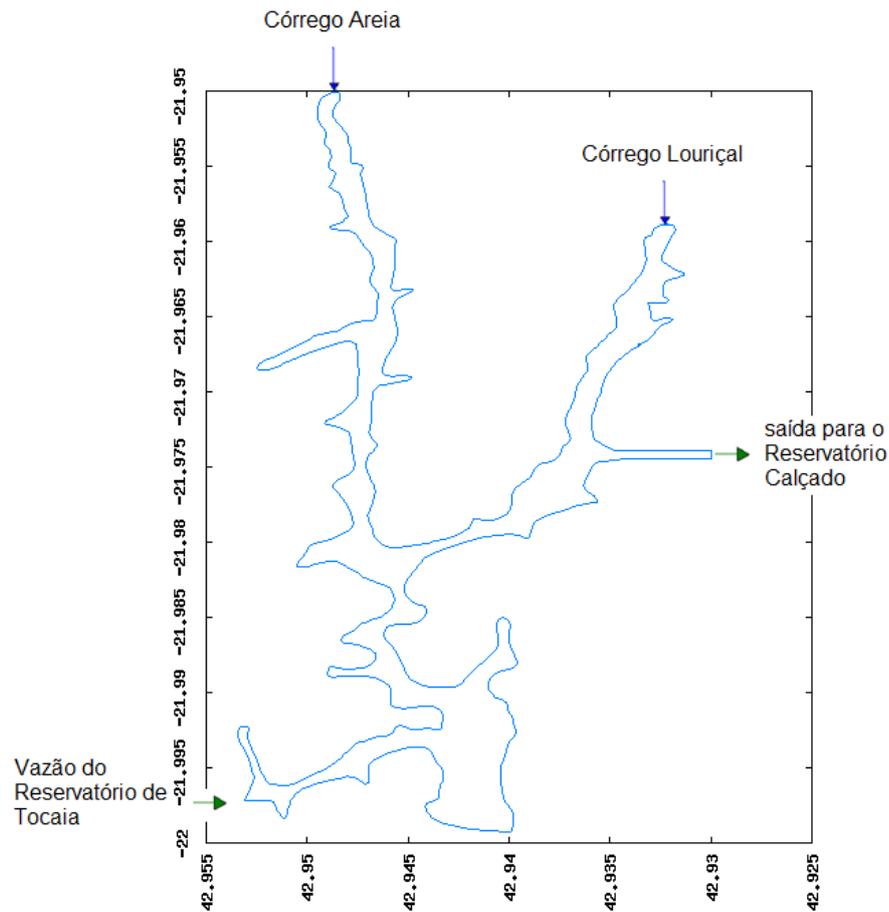


Figura 2: Contorno de Louriçal utilizado na primeira fase de estudos

do tempo de residência e melhora na qualidade da água, com a utilização de modificações morfológicas de Louriçal.

Para a segunda fase do trabalho, a partir da qual são mostrados os resultados nesta dissertação, houve modificações significativas principalmente no início do canal principal do reservatório, como pode ser visto na Figura 3, lado direito. Essa mudança se refere principalmente à diminuição do nível do reservatório para que o volume e a profundidade fossem diminuídos, diminuindo o tempo de residência, uma possível estratificação térmica na coluna de água e diminuindo o risco de eutrofização. Também foram inseridos botas-foras sob e sobre o nível da superfície da água. A parte preenchida com cor escura do lado direito do reservatório mostra um exemplo de reentrância que foi eliminada com a utilização da área como bota-fora.

Além disso, como já se sabia de alguns problemas de circulação existentes no reservatório, principalmente causadas pelo barramento do fluxo de água dos braços do reservatório, foram implantados dois diques defletores no encontro dos fluxos vindos dos córregos com o fluxo do canal principal. O objetivo desses diques era tanto acelerar a água advinda dos córregos quanto inserir uma barreira que impedisse o acesso direto da água advinda do canal principal aos braços dos córregos Areia e Louriçal. A figura 3, lado direito, mostra os defletores utilizados nas simulações. Já a figura 4 mostra a batimetria utilizada.

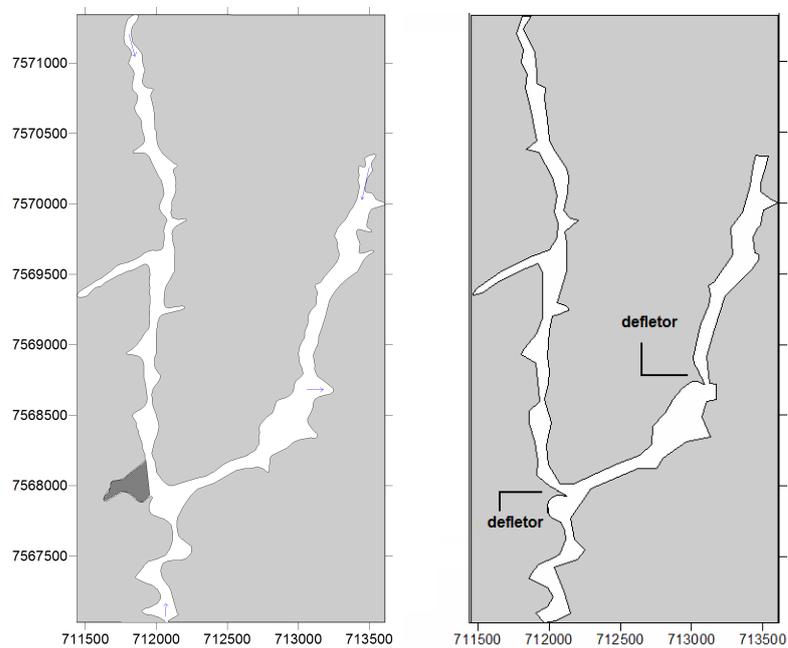


Figura 3: Contornos de Louriçal utilizados na segunda fase de estudos. A esquerda é mostrado o contorno com modificações.

Para a fase 3 do estudo, as mudanças do contorno do reservatório se deram pela inclusão de um túnel na ligação entre os dois trechos principais, pela utilização de seu interior para acondicionamento de novos bota-foras (para eliminar regiões com baixas velocidades) e pela atualização de dados batimétricos e topográficos. A inserção do túnel de seu por dificuldades construtivas na construção do canal. O contorno resultante dessas mudanças pode ser observado na Figura 5. A batimetria atualizada é mostrada na figura 6.

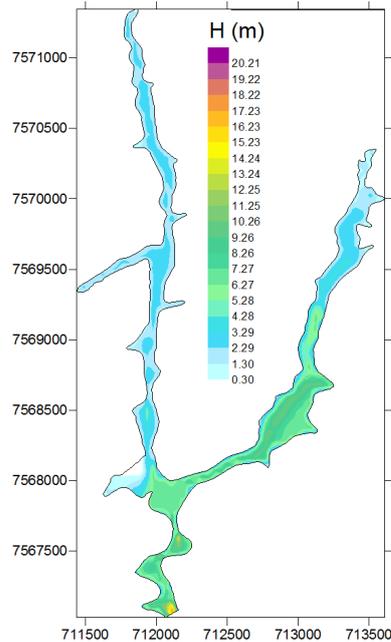


Figura 4: Batimetria de Louriçal utilizada na segunda fase de estudos.

Para a fase quatro, como nenhuma das mudanças realizadas havia gerado melhoras significativas da qualidade da água que levassem à viabilização ambiental do empreendimento, partiu-se para a mudança mais radical e custosa - a inclusão de dois diques (denominados Alga 1 e Alga 2) em cada um dos dois principais tributários de Louriçal - os córregos Areia e Louriçal. Esses diques galgáveis, que deixaram o nível de água dos braços 50 centímetros mais alta que o nível do reservatório principal, isolaram totalmente os corpos d'água. Os braços dos córregos Areia e Louriçal terão, como poderá ser visto nos resultados, suas velocidades diminuídas, no entanto, como a qualidade das águas é relativamente boa, espera-se que um aumento no tempo de residência não seja prejudicial a ponto de levar à eutrofização. O contorno resultante dessas mudanças pode ser observado na Figura 7. Percebe-se que com essa mudança passaram a existir três domínios diferentes:

- Reservatório Louriçal;
- Reservatório do córrego Areia e;
- Reservatório do córrego Louriçal.

Ao chegar aos diques, as águas dos córregos são capazes de galgá-los e adentrarem no

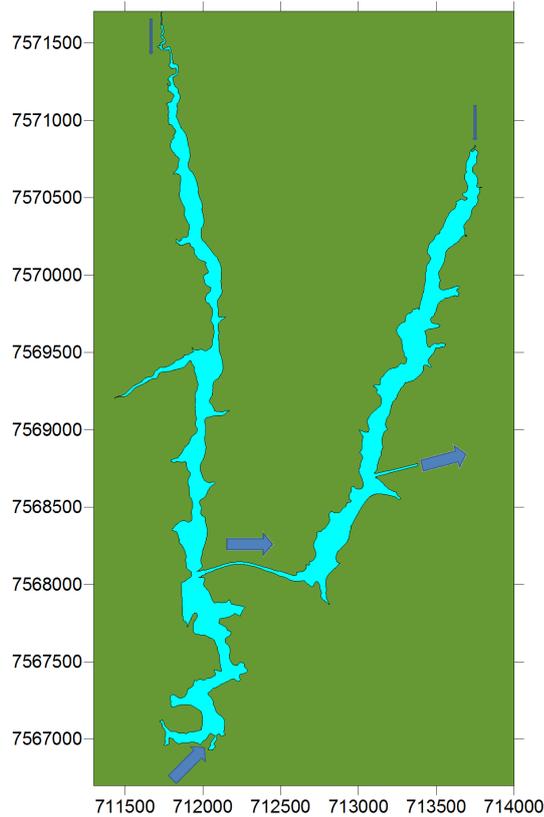


Figura 5: Contornos de Louriçal utilizados na terceira fase de estudos

reservatório principal de Louriçal. Os diques estão representados em cor preta na Figura 7. As setas brancas mostram a continuidade do fluxo da água, depois que os diques são galgados.

As figuras 8 e 9 mostram as batimetria usadas para o reservatório principal de Louriçal e para os reservatórios formados nos dois braços principais (córregos Areia e Louriçal), respectivamente.

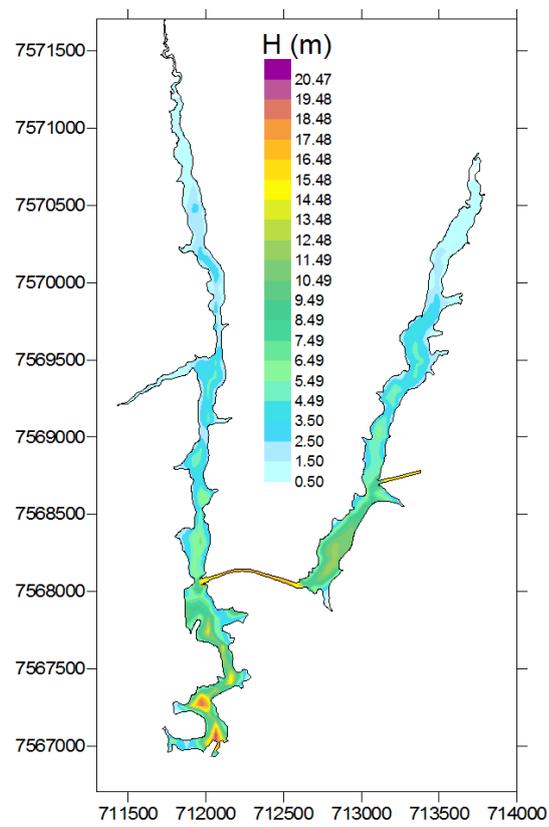


Figura 6: Batimetria de Louriçal utilizada na terceira fase de estudos

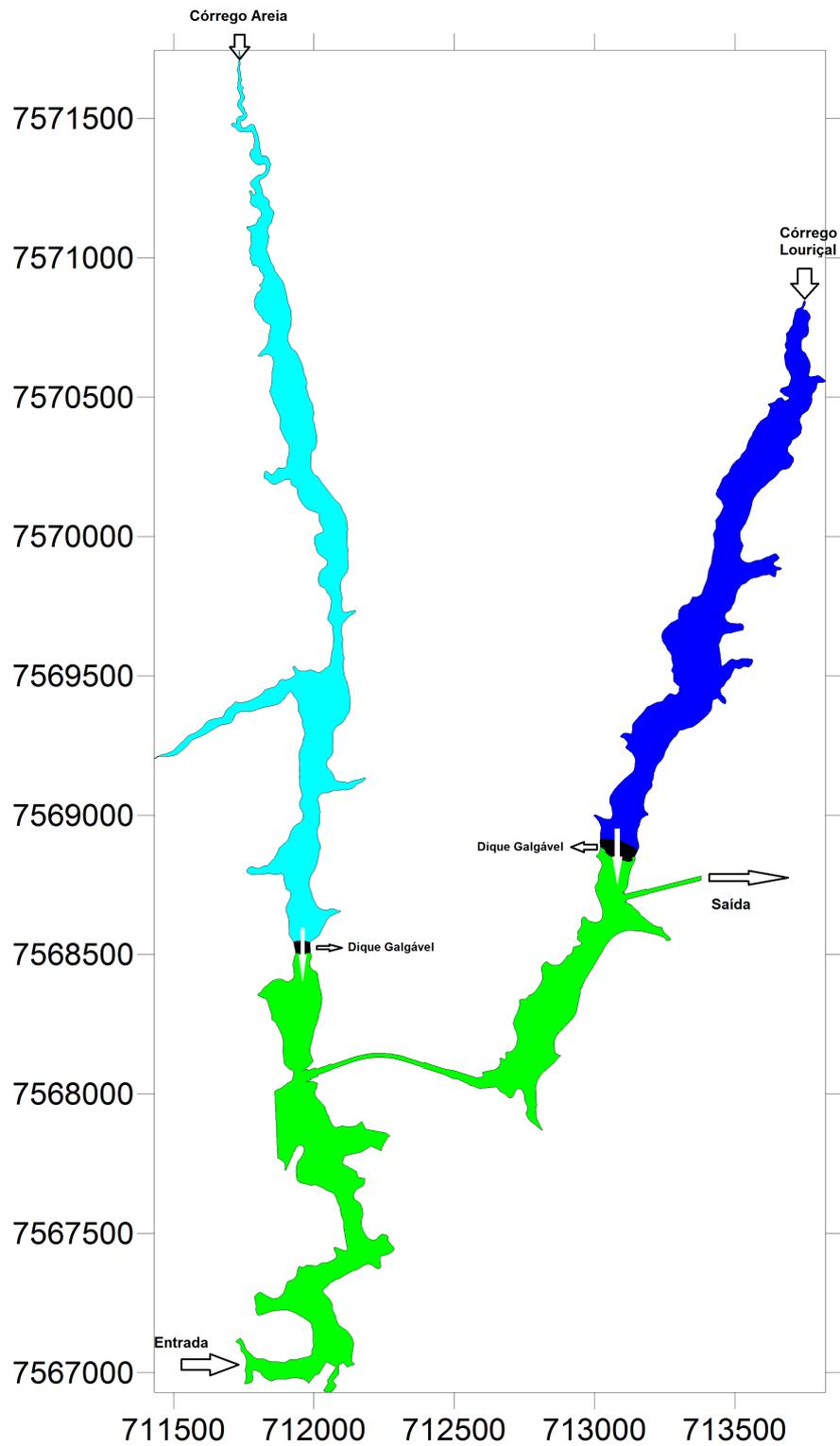


Figura 7: Contornos de Louriçal e seus afluentes para a quarta fase de estudos

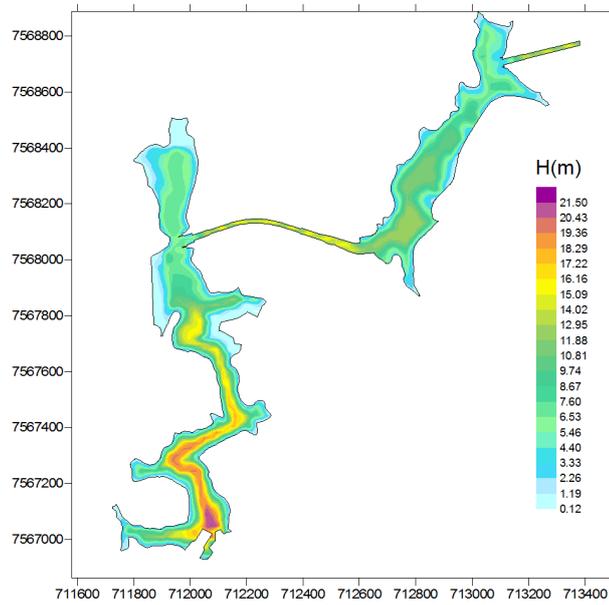


Figura 8: Batimetria do reservatório principal de Lourical

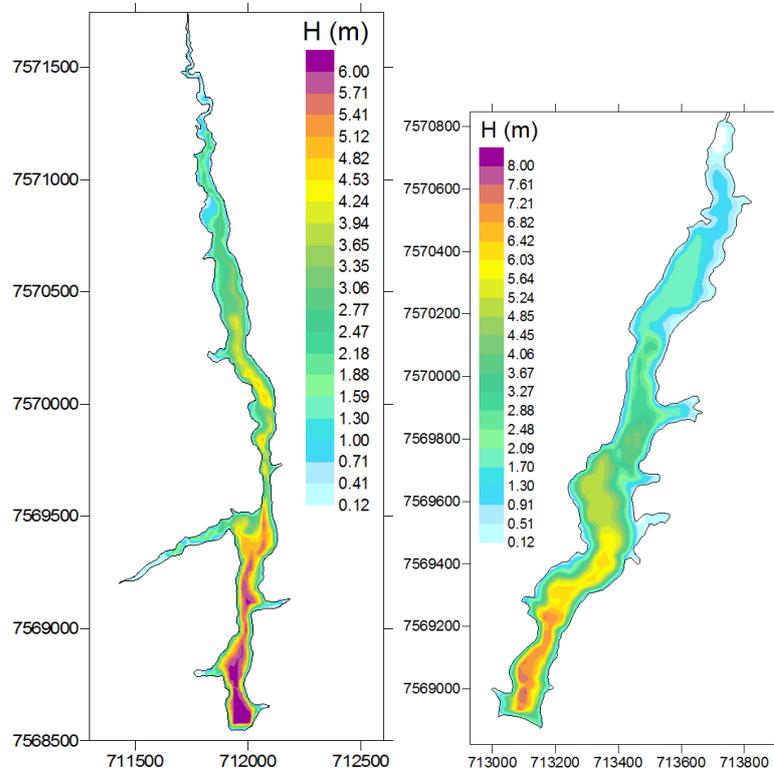


Figura 9: Batimetria dos reservatórios dos afluentes de Lourical

4.3.2 Dados Hidrológicos

Os reservatórios estão sujeitos a contribuições de vazões advindas das suas bacias hidrográficas de contribuição. Assim, é importante que se conheça as vazões de entrada e saída do reservatório, para o conhecimento e modelagem da hidrodinâmica e dos demais processos.

Os dados de vazão necessários para as simulações do reservatório de Louriçal são aqueles advindos dos reservatórios de Tocaia e Anta. Essas vazões são controladas nesses reservatórios e apresentam valores máximo e mínimo teóricos de 340 e 56,5 m^3/s , respectivamente. Com relação aos dados de vazões dos rios afluentes ao futuro reservatório Louriçal, os mesmos foram definidos com base nas vazões das sub-bacias de drenagem, apresentadas na Tabela 4. Tais dados foram utilizados para todas as fases do estudo.

Tabela 4: Vazões (m^3/s) mensais das bacias de drenagem do reservatório de Louriçal

	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Max	11	10	10	4,7	4,3	2,9	2,6	2,3	2,3	3,3	5,8	6,7
Med	4,7	4,4	3,8	2,8	2,2	1,9	1,7	1,5	1,5	1,9	2,7	4
Min	1,7	0,9	1,5	1,2	0,5	1	0,9	0,8	0,8	1	1,4	1

4.3.3 Dados de Qualidade da Água

Para todas as fases do estudos aqui apresentadas (Fases 2, 3 e 4), foram utilizados dados de DBO, OD, temperatura da água, nitrato, nitrogênio amoniacal e fósforo total provenientes da campanha de monitoramento dos meses de maio e junho de 2006. Mesmo que para os estudos de 2010 já houvesse novos dados monitorados, manteve-se os dados iniciais para que as comparações entre resultados pudessem ser feitas sob as mesmas bases.

A tabela 5 mostra os dados monitorados e utilizados como condições de contorno para os afluentes de Louriçal. Para o canal principal do reservatório de Louriçal, com afluência do reservatório Tocaia, foram utilizados os dados de saída deste reservatório de montante, modelados na segunda fase dos trabalhos, cujos resultados não são apresentados aqui por

não ser o foco da dissertação. Na tabela 5, temperatura está em graus celsius ($^{\circ}\text{C}$) e os demais parâmetros estão em mg/L .

Tabela 5: Dados de qualidade da água utilizados para os afluentes de Louriçal

fase	Temp	DBO	OD	NO_3	NH_3	P_{total}
1	-	1,5	7,5	0,003	0,01	0,004
2, 3 e 4	18,58	2	7,09	0,1	0,01	0,02

4.3.4 Cenários para Simulação

Os cenários de modelagem hidrodinâmica de simplício foram criados com o objetivo de prognosticar regiões de estagnação, seja no canal principal ou no leito de seus tributários. Deste modo foram simulados quatro cenários hidrológicos distintos: o cenário de cheia (VMT), cenários de 70% e 50% da vazão máxima VMT e o cenário de estiagem. Para a fase 2, foram utilizados os cenários de cheia e estiagem, apenas. E, para as fases 3 e 4 foram utilizados os quatro cenários.

4.3.4.1 Cenário de Cheia - VMT

Como a vazão que chega a Louriçal é controlada pelos reservatórios de montante, a vazão máxima utilizada foi aquela estabelecida com a vazão máxima normal do projeto de engenharia, que foi denominada de Vazão Máxima Turbinada (VMT). Essa vazão é de $342 \text{ m}^3/\text{s}$, já somando as vazões das bacias afluentes aos reservatórios Tocaia e Anta, a montante de Louriçal. Para os afluentes, córregos Areia e Louriçal, utilizou-se a vazão de entrada de $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$, aproximadamente a média mensal registrada para esses corpos hídricos.

4.3.4.2 Cenário 70

Considerando que uma usina hidrelétrica é projetada para operar o máximo de tempo com todas as máquinas em funcionamento, as vazões próximas da VMT são bastante

prováveis dentro do circuito. Dessa forma, as vazões de 70% em relação à VMT são importantes na avaliação da hidrodinâmica e da qualidade da água em Louriçal. A vazão utilizada para esse cenário será de $240 \text{ m}^3/\text{s}$ pelo canal principal do reservatório. Já para os tributários, cada um deles afluirá ao reservatório com $1,37 \text{ m}^3/\text{s}$.

4.3.4.3 Cenário 50

A operação de uma máquina e meia para a usina em Simplício já é um cenário considerado desfavorável para a produção de energia, pois a usina fica inaproveitada em 50%. Dessa forma, o cenário 50 já pode ser considerado um cenário de estiagem, ainda que não seja um cenário extremo. A vazão utilizada para esse cenário será de $171 \text{ m}^3/\text{s}$ pelo canal principal do reservatório. Já para os tributários, cada um deles afluirá ao reservatório com $1,37 \text{ m}^3/\text{s}$.

4.3.4.4 Cenário de Estiagem

Para a definição das vazões afluentes de estiagem foi observado o cenário mais crítico de operação do AHE Simplício. Considerando as questões operacionais, inclusive a vazão sanitária que é devolvida ao rio Paraíba do Sul no reservatório de Anta, a vazão do cenário de estiagem foi considerada como sendo de $57 \text{ m}^3/\text{s}$. Sendo que nos tributários ao reservatório de Anta e Tocaia, foi considerada a média das mínimas vazões mensais de suas respectivas sub-bacias de drenagem para somar a essa vazão de estiagem.

A vazão utilizada para os tributários Louriçal e Areia foi a do mês mais crítico (maio), conforme tabela 4, $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$.

Cabe aqui considerar que esse é um cenário considerado significativamente crítico, pois a observação da série de vazões fornecidas pelo empreendedor para o período entre 1998 e 2008 demonstrou a inexistência de valores dessa ordem de grandeza para o Rio Paraíba do Sul. Todavia, ainda que fossem registradas essas vazões pelo fluxo principal do reservatório, isso teria que acontecer ao mesmo tempo em que os tributários também

estivessem no período de estiagem mais crítico, que foi identificado como sendo o mês de maio. Dessa forma, os resultados desse cenário foram produzidos pensando em um período bastante extremo, ou seja, com baixa probabilidade de ocorrência. O objetivo da simulação desse cenário foi mostrar o risco ambiental associado a uma situação extrema e de baixa probabilidade de ocorrência no decorrer da operação da usina.

4.3.5 Parâmetros utilizados, Condições Iniciais e de Contorno

Os parâmetros dos modelos foram mantidos constantes, assim como as condições iniciais e de contorno. Para as entradas de vazão foram utilizados contornos de terra, enquanto para a saída do reservatório foram usados contornos de terra e contorno aberto. A função do contorno aberto, ocupando apenas uma célula da malha, era colaborar no controle do nível da água do reservatório, tornando-o mais estável. No contorno da entrada do canal principal foram utilizados os dados resultantes da modelagem do reservatório anterior a Lourçal, Tocaia. Para o contorno na entrada dos tributários, foram utilizados os dados monitorados para o córrego Areia, conforme mostrado na seção 4.3.3. Tais dados foram gerados na segunda fase e não foram modificados até a quarta fase. Como parâmetros do modelo procurou-se utilizar as condições sugeridas pelo manual técnico do SisBAHIA[®]. A ação de utilizar-se valores constantes durante as 3 fases de estudos nas quais se utilizou o SisBAHIA[®] levaram a uma maior facilidade na comparação tanto entre os cenários quanto entre as fases do estudo. Os valores das condições iniciais e de contorno de qualidade da água utilizadas nas fases 2, 3 e 4 são mostradas na tabela 6.

Tabela 6: Condições iniciais e de contorno de qualidade da água utilizadas nas fases 2, 3 e 4

	Corpo Principal	Córregos	Condição Inicial
Temperatura (°C)	22	18,58	20
DBO (mg/L)	2	2	0
OD (mg/L)	4,35	7,09	10
Nitrato (mg/L)	0,4	0,1	0
Amônia (mg/L)	0,06	0,01	0
Fósforo orgânico (mg/L)	0,045	0,015	0
Fósforo inorgânico (mg/L)	0,015	0,005	0
Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)	4	0,0	1,17

4.3.6 Malhas Numéricas Utilizadas

Para o desenho das malhas numéricas, utilizou-se o gerador automático de malhas Argus One, software que gera malhas no formato adequado SisBAHIA[®]. As figuras a seguir mostram as malhas numéricas utilizadas para cada uma das fases do estudo. Como na fase 4 houve 3 domínios diferentes modelados, são mostradas as malhas para cada um deles.

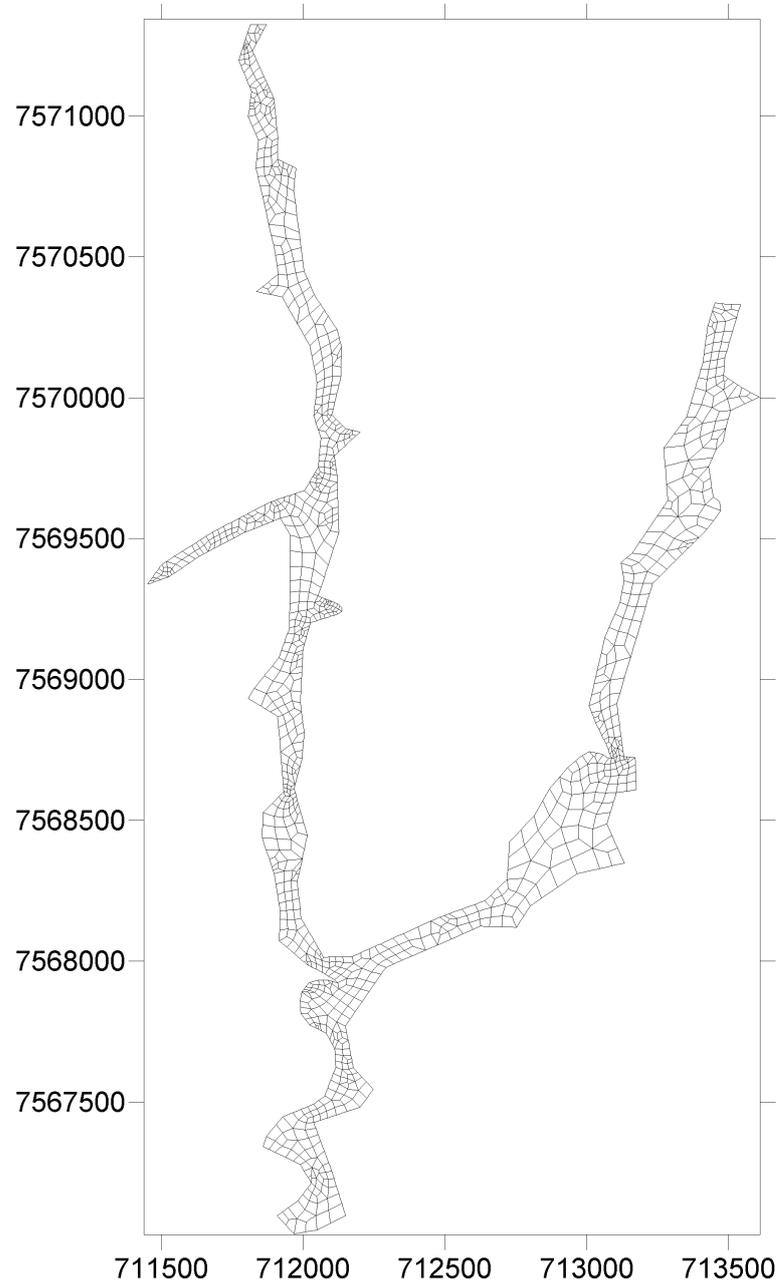


Figura 10: Malha utilizada na fase 2

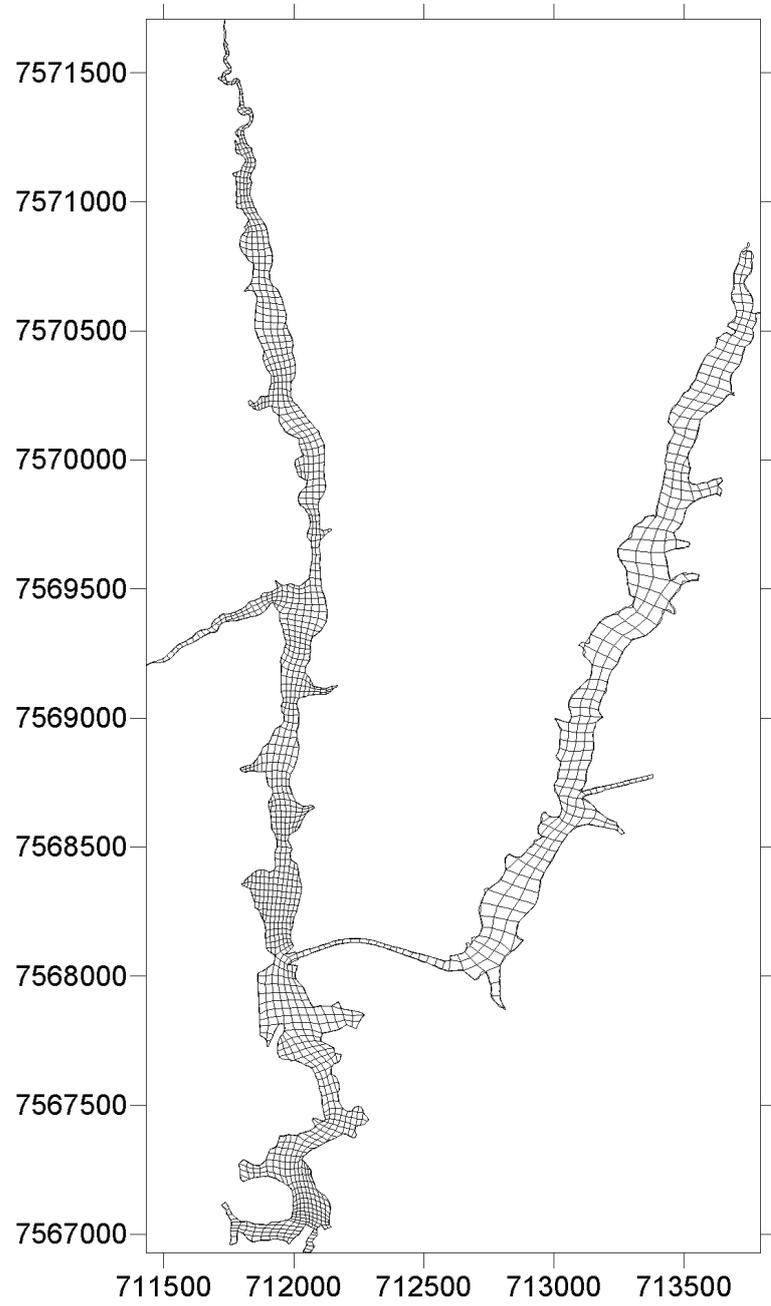


Figura 11: Malha utilizada na fase 3

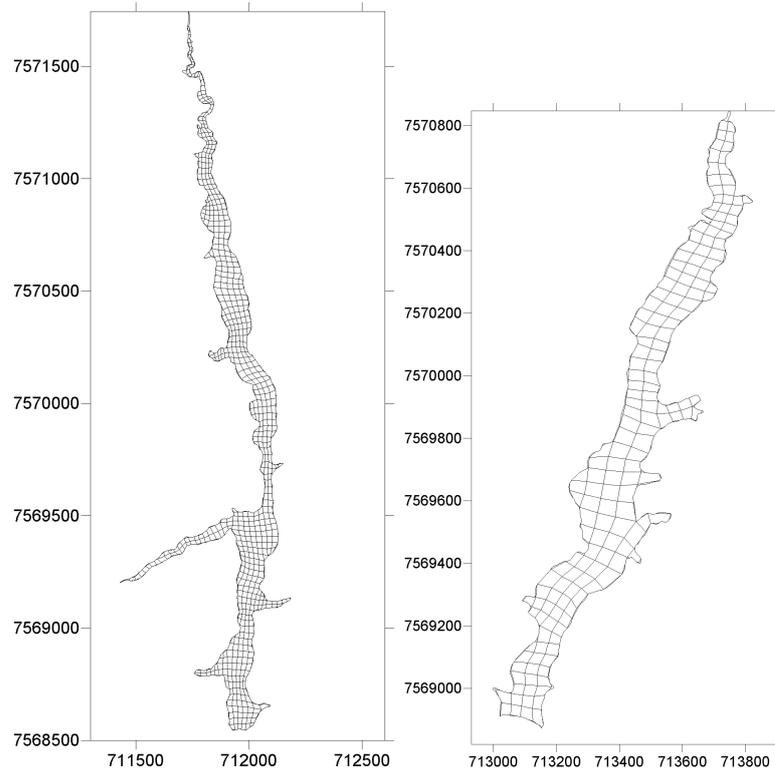


Figura 12: Malha utilizada na fase 4 para os braços do reservatório Lourival

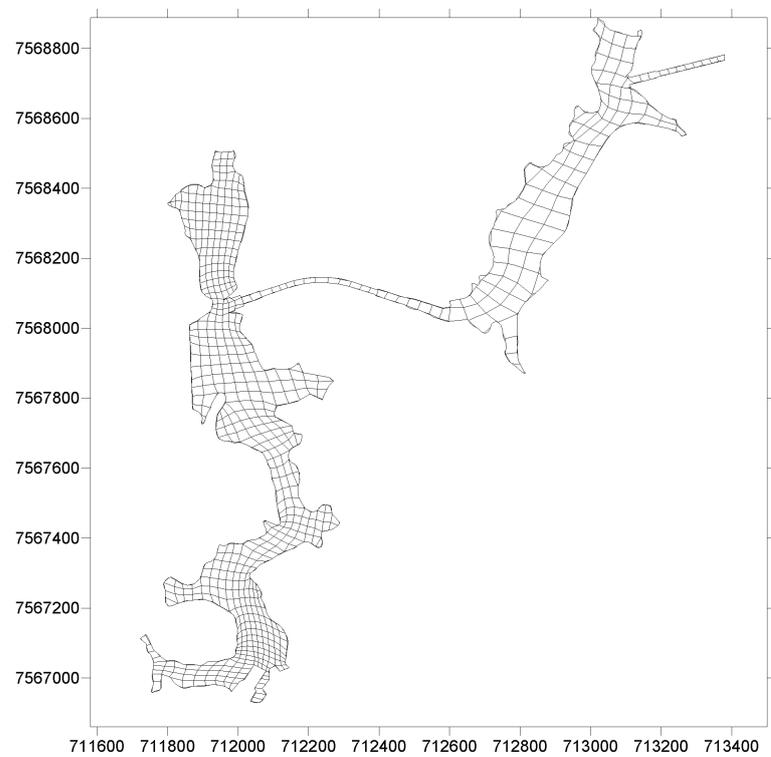


Figura 13: Malha utilizada na fase 4 para os corpo principal do reservatório Lourival

5 Resultados - Modelagem Hidrodinâmica

Em qualquer decisão relacionada à gestão da qualidade da água em reservatórios é vital o conhecimento de como a água se move. (HOCKING; PATTERSON, 1994)

Este capítulo mostra os resultados da modelagem hidrodinâmica do reservatório de Louriçal para três fases do trabalho desenvolvidas e para cada um dos cenários e configurações de contorno simuladas.

5.1 Fase 2

A fase 1 dos estudos foi bastante simplificada e desenvolvida com outros modelos. Ainda assim, é importante destacar que por meio dela se concluiu que a vazão que escoava no canal principal do reservatório de Louriçal é ordens de grandeza maior que a vazão que escoava pelos tributários, fazendo com que o fluxo principal atue como uma barreira natural das descargas dos tributários. Este é um fator negativo para as condições de qualidade da água nos tributários de Louriçal porque a água estagnada é um ambiente favorável para o crescimento de algas. Visando solucionar este problema foram planejadas duas estruturas de controle hidráulico na foz de cada um dos tributários de Louriçal, conforme indicado na seção 4.3.1, para simulação hidrodinâmica deste reservatório em condições de cheia e estiagem. A seguir são mostrados os resultados da modelagem hidrodinâmica para essa fase.

5.1.1 Cenário de Cheia

O reservatório de Louriçal é composto por duas regiões com campos de velocidade bem distintos para o cenário de vazão máxima. A região mais intensa, que apresenta velocidades máximas da ordem de $0,8 \text{ m/s}$, tem início na extremidade inferior do domínio, e termina com a retirada deste fluxo para o reservatório de Calçado, no ponto indicado pela seta azul na lateral da Figura 14. A outra região, com regime de circulação menos intensa domina os dois braços do reservatório. O braço esquerdo possui extensão pouco superior a 3500 metros, e o direito possui um comprimento da ordem de 1400 metros. O fluxo gerado pela descarga de $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$, máxima vazão apresentada pelos tributários, gerou máximas velocidades da ordem de $0,15 \text{ m/s}$.

A Figura 15 mostra em detalhes o campo de velocidade na região da estrutura criada para simular uma barreira que evite a invasão do fluxo principal para o interior do braço esquerdo do reservatório. Esta barreira foi criada com o principal objetivo de simular uma estrutura hidráulica capaz de preservar as características da massa de água dos tributários, através do seu isolamento do corpo de água principal de maior fluxo e também da facilitação de sua circulação. Analisando com mais detalhes (Figura 16), podemos observar que a estrutura, além de não permitir a entrada direta das águas do fluxo principal, promove uma região de intensificação do fluxo da região localizada entre a margem esquerda do reservatório e a parede do defletor hidráulico, causando um aumento das velocidades do tributário em direção ao corpo d'água principal.

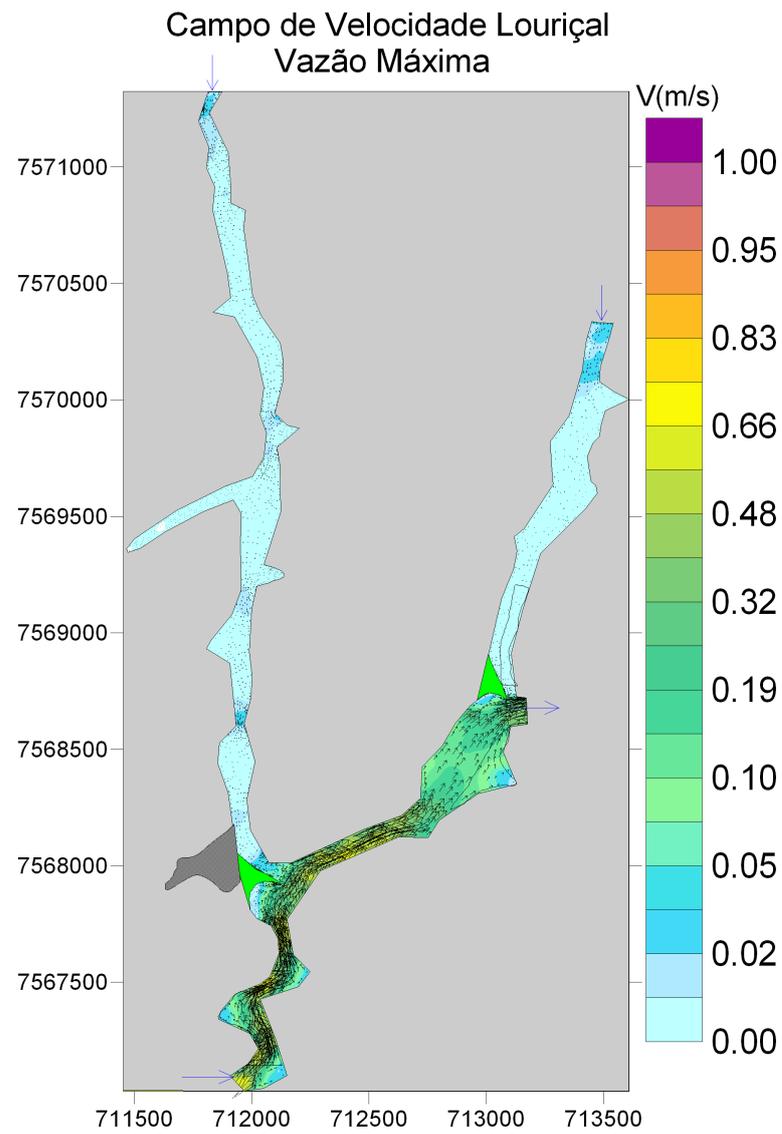


Figura 14: Campo hidrodinâmico de Louriçal, resultados com a inclusão de diques. Fase 2, cheia.

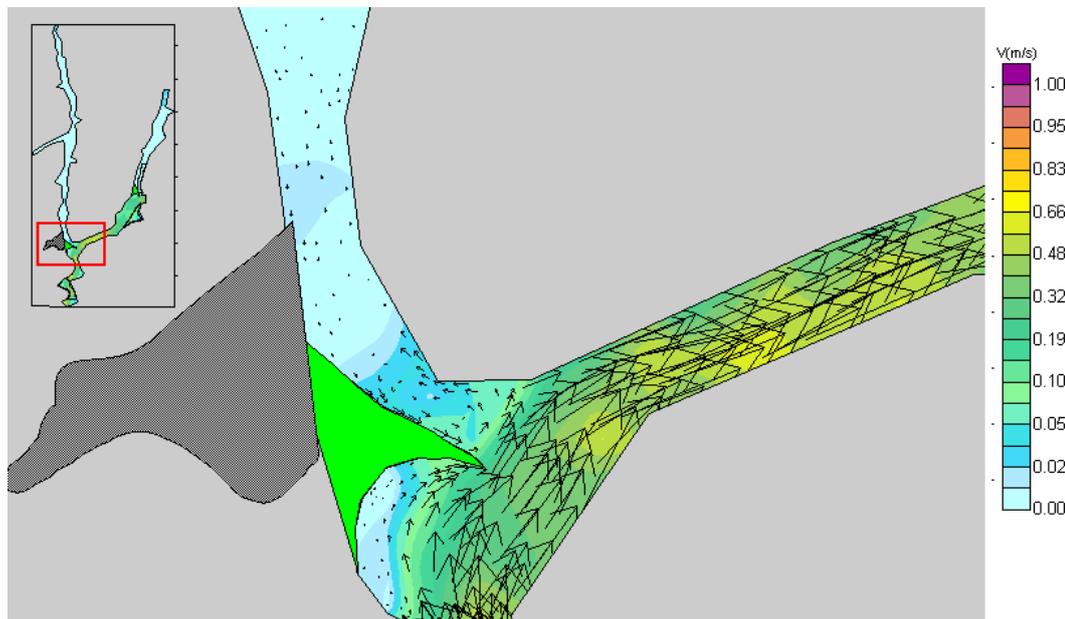


Figura 15: Campo hidrodinâmico de Louriçal, resultados com a inclusão de diques. Fase 2, cheia. Detalhe no dique do braço Areia.

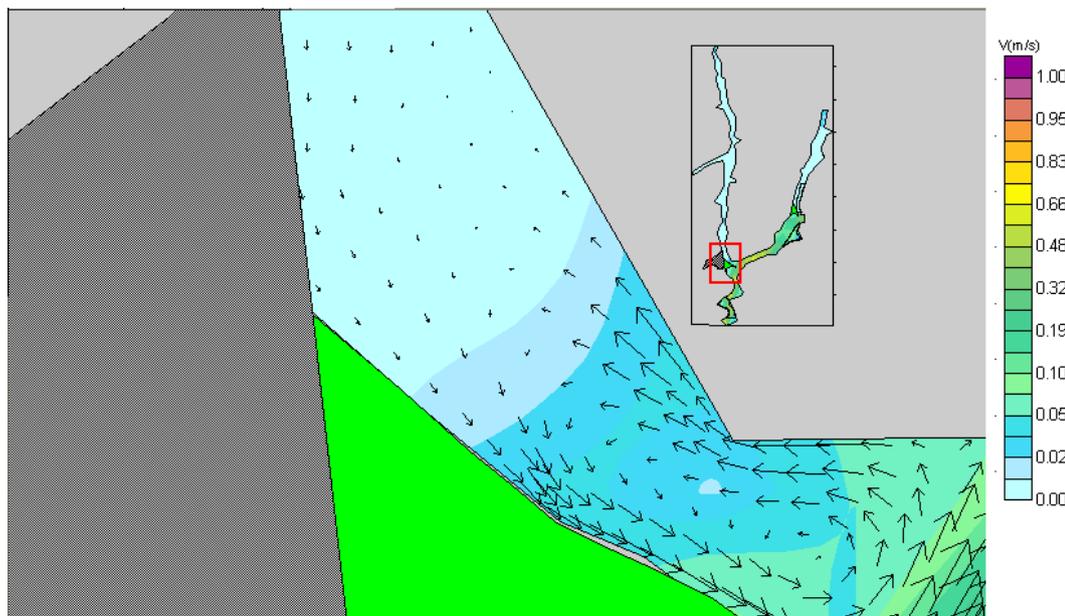


Figura 16: Campo hidrodinâmico de Louriçal, resultados com a inclusão de diques. Fase 2, cheia. Detalhe maior no dique do braço Areia.

5.1.2 Cenário de Estiagem

De forma análoga ao cenário de vazão máxima, a circulação dentro do reservatório de Louriçal divide-se em duas regiões distintas: uma área com circulação mais intensa e áreas com regime de velocidades menos intensos. Neste cenário, as velocidades máximas observadas não foram superiores a 0,20 m/s. As mínimas, localizadas nas regiões de baixa circulação, apresentaram valores da ordem de 0,005 m/s (ver Figura 17). É interessante notar que a utilização do material de bota fora, no aterramento da região destacada em cinza escuro do braço esquerdo, promoveu a eliminação de uma área com geometria favorável a apresentar recirculação do fluxo e possível degradação da qualidade da água.

A intensificação do fluxo do braço direito (córrego Louriçal) do reservatório devido ao estreitamento promovido pela estrutura hidráulica pode ser observada na Figura 18. Valores de velocidades aumentam de 0,004 m/s para 0,006 m/s, o que promove deslocamentos mais intensos do fluxo de água do tributário em direção ao fluxo principal e também um barramento para as águas da região inferior do domínio. A circulação do braço esquerdo (córrego Areia) do reservatório na região do bota fora, para o cenário de vazão mínima, apresentou a mesma tendência de intensificação observada no cenário de vazão máxima, apresentada na Figura 16.

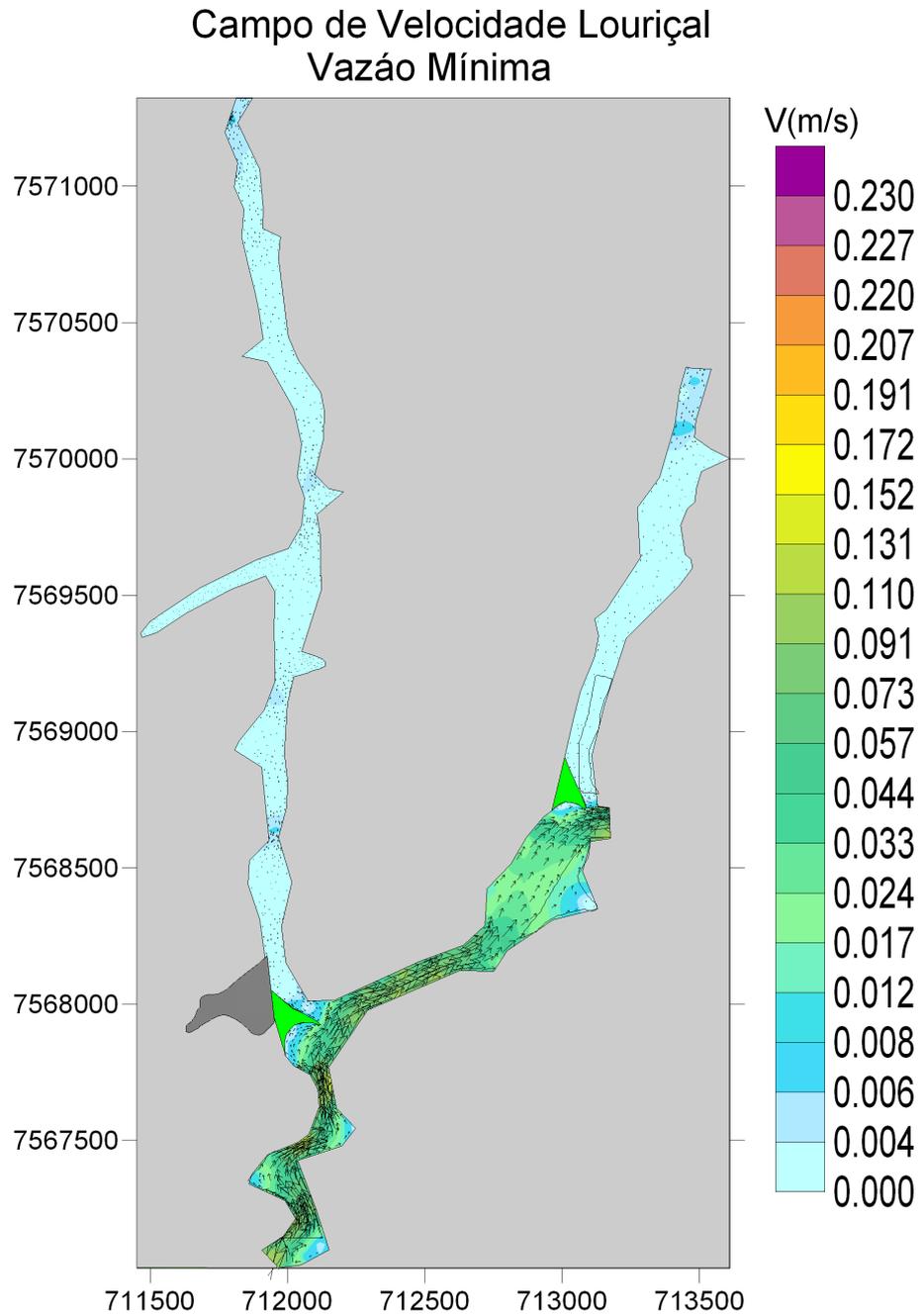


Figura 17: Campo hidrodinâmico de Louriçal, resultados com a inclusão de diques. Fase 2, estiagem.

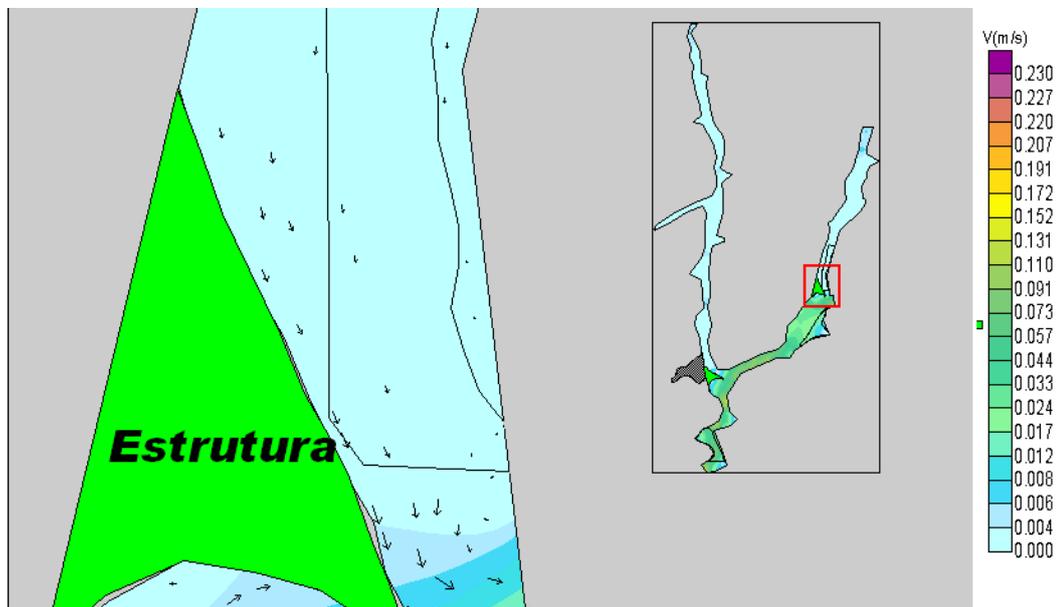


Figura 18: Campo hidrodinâmico de Louriçal, resultados com a inclusão de diques. Fase 2, estiagem. Detalhe no dique e no bota-fora do braço Areia.

5.2 Fase 3

A seguir serão discutidos os resultados das simulações hidrodinâmicas realizadas para os quatro cenários desenvolvidas na terceira fase dos estudos, em 2009.

5.2.1 Cenário VMT

A Figura 19 apresenta os resultados para o cenário VMT. Percebe-se mais uma vez a dominância do escoamento principal com velocidades significativamente mais altas do que aquelas presentes nos dois tributários. Antes de passar pelo túnel que divide o reservatório, a região mais intensa apresenta velocidades máximas da ordem de 0,55 m/s. O túnel central e o de saída são os locais com as maiores velocidades, de 1,5 e 1,7 m/s respectivamente.

O fluxo gerado pela descarga de $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$, máxima vazão apresentada pelos tributários, gerou máximas velocidades da ordem de 0,09 m/s na entrada dos braços, de 0,015 m/s na porção mais central e inferior e voltou a gerar velocidades mais altas (0,1 m/s) na junção dos braços com a entrada do túnel central e do túnel de saída.

As regiões com os maiores gradientes de velocidade são as entradas dos dois túneis (central e de saída) do reservatório. Dessa forma, foram geradas imagens localizadas sobre esses pontos para melhor visualização.

A Figura 20 mostra o trecho em torno do túnel central do reservatório. Na entrada do braço esquerdo do reservatório ao túnel percebe-se um aumento das velocidades de fluxo. Nesse local, ainda no braço, percebe-se a formação de dois vórtices girando em sentidos contrários. Esses vórtices são importantes por um lado para a manutenção de velocidades razoáveis dentro do reservatório. Porém, por outro lado, são responsáveis também pelo aumento do tempo de residência da água nesse local. Esse fato será melhor comentado e observado quando forem mostrados os resultados do modelo de transporte lagrangeano de partículas, no capítulo 6.

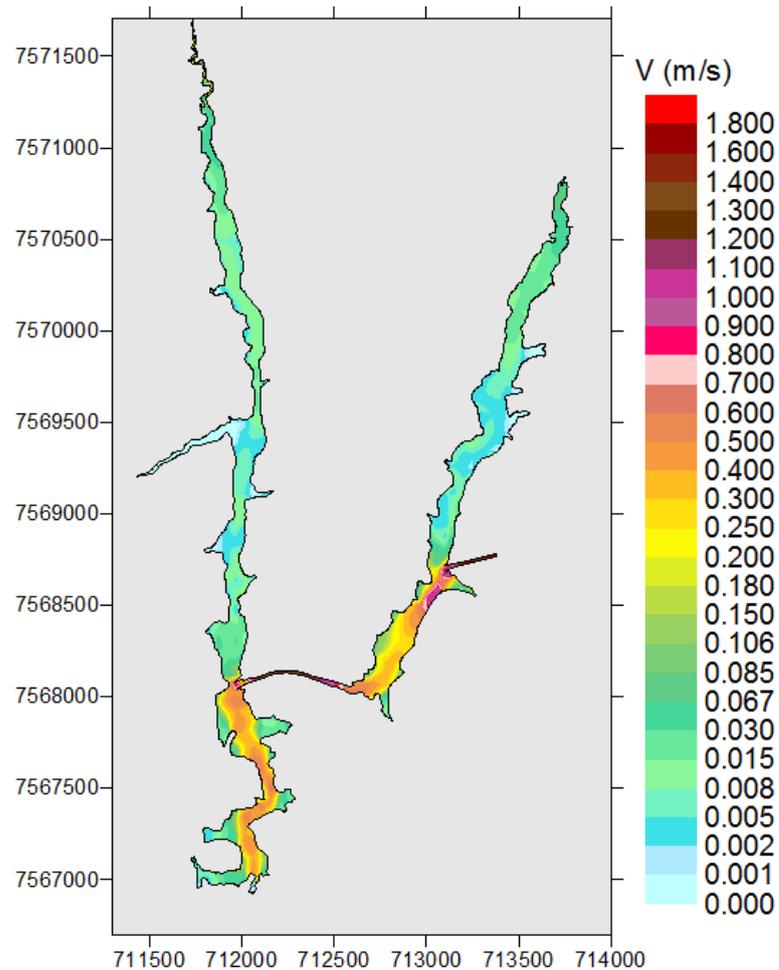


Figura 19: Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 3, VMT.

A Figura 21 mostra o detalhe na região de saída do reservatório e na entrada do braço direito no fluxo principal. Esse braço apresenta velocidades da mesma ordem daquelas vistas no outro. Todavia, sua forma mais larga e seu comprimento mais curto tornam o tempo de residência nele menor. O trecho final desse braço apresenta uma grande dinâmica, com o fluxo em várias direções distintas e com recirculações mal definidas, diferentes daquelas vistas na saída do braço direito. A interação do fluxo do braço com o fluxo principal do reservatório causa também o aumento das velocidades nessa região, como também pode ser visto na Figura 21.

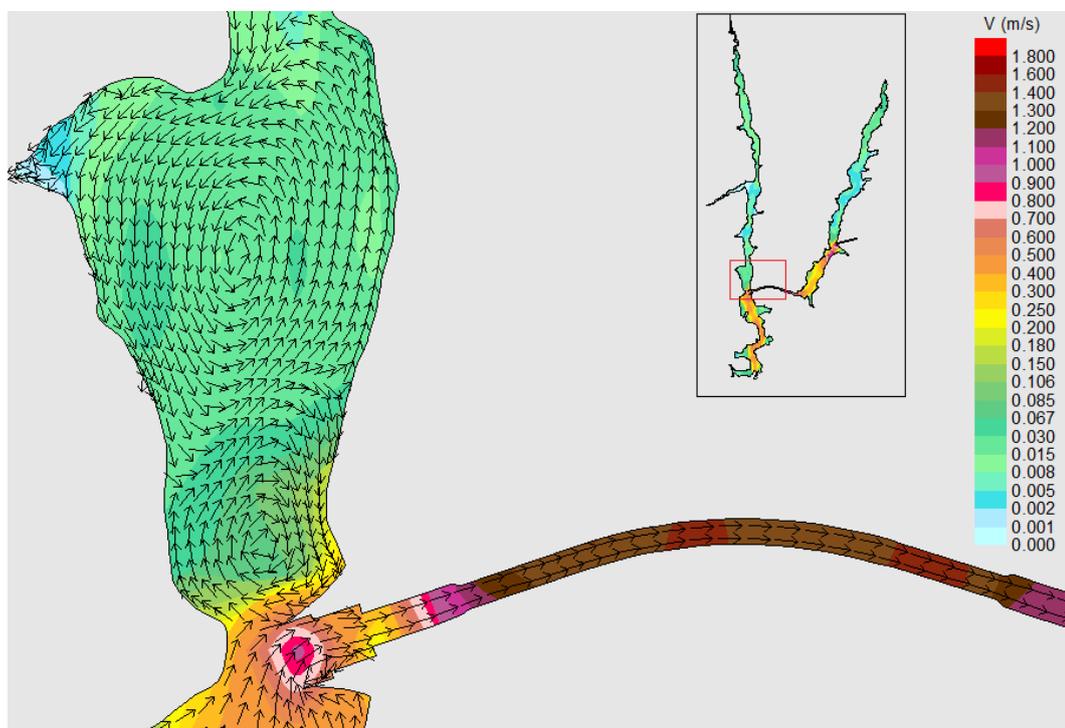


Figura 20: Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 3, VMT. Detalhe na entrada do túnel central.

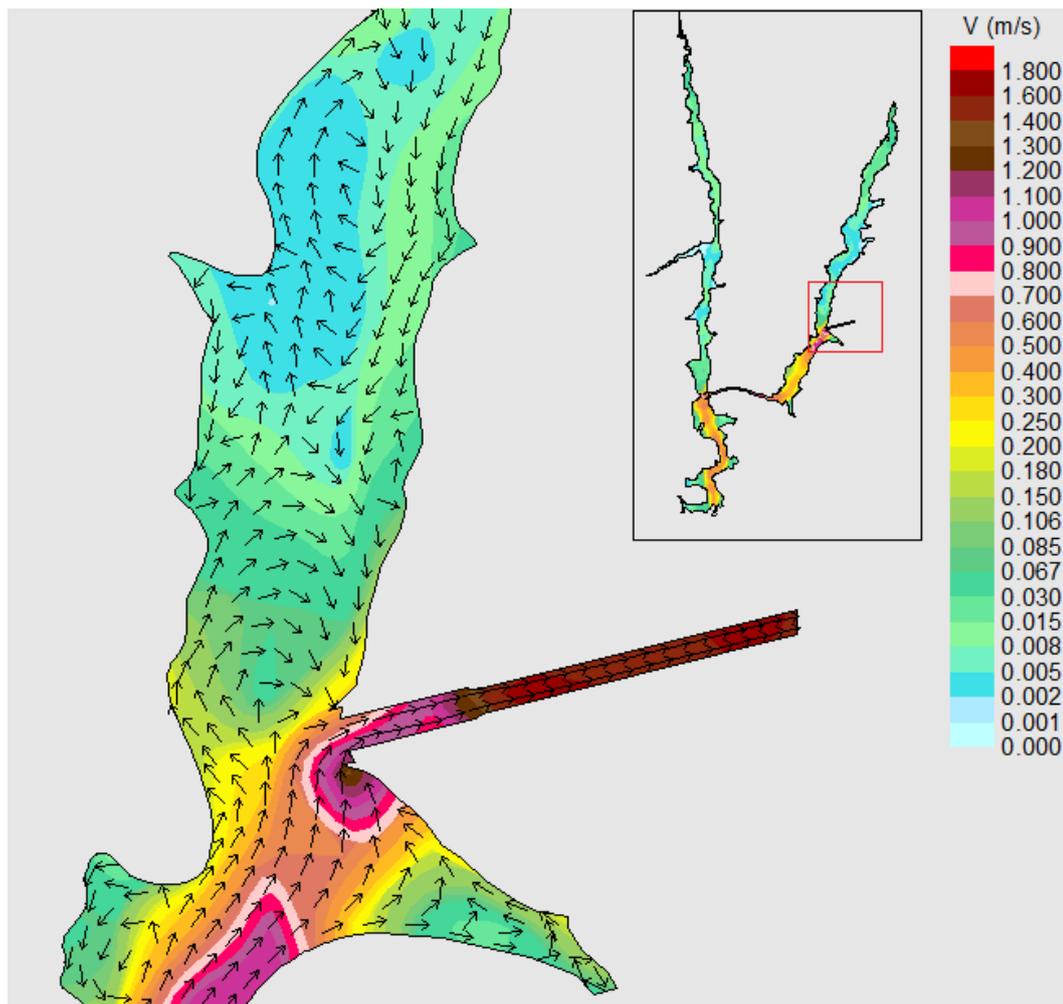


Figura 21: Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 3, VMT. Detalhe na saída do reservatório.

5.2.2 Cenário 50

A seguir seguem os resultados da modelagem hidrodinâmica para o cenário de 50% da Vazão Máxima Turbinada. A vazão dos tributários foi mantida igual ao do cenário 70%. Como os resultados e informações do Cenário 70 não acrescentam informações novas relevantes, para as próximas seções esse cenário será suprimido.

A Figura 22 apresenta o campo de velocidades obtido pelo SisBAHIA[®] para todo o domínio do reservatório de Louriçal. Percebe-se que a velocidade no túnel central (região de circulação mais intensa) foi da ordem de 0,8 m/s. Já os braços apresentam, em sua maior parte, velocidades entre 0,002 e 0,008 m/s, que podem ser consideradas baixas pois mostram que a partícula se movimenta menos de 10 centímetros a cada segundo.

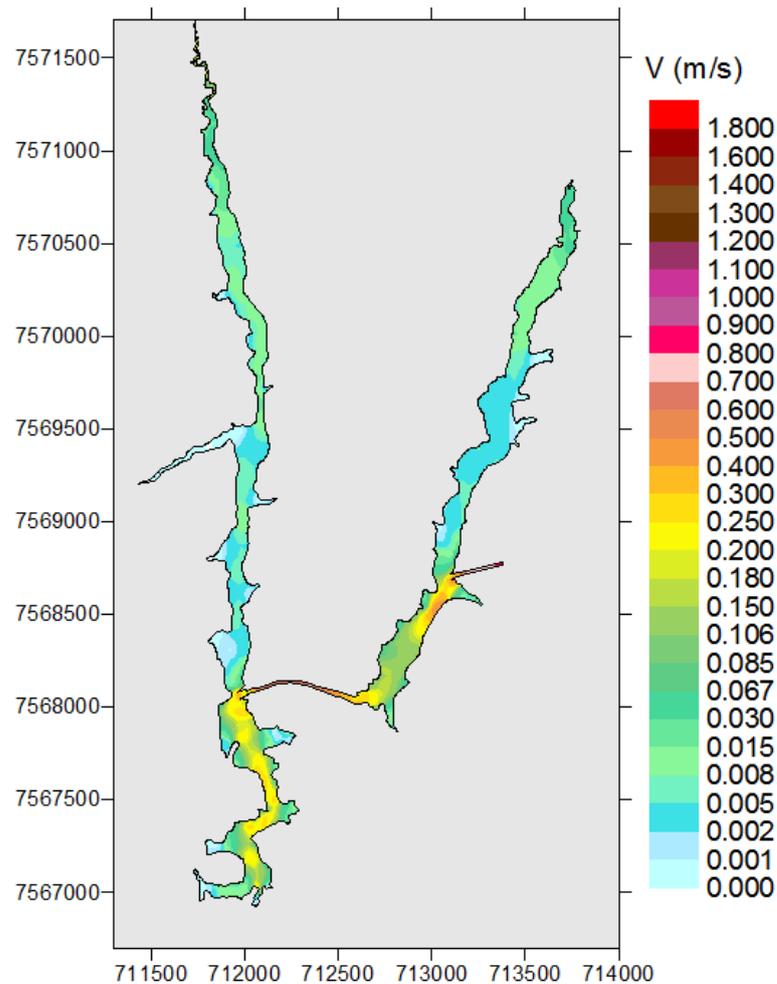


Figura 22: Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 3, cenário 50.

Como já apresentado nos outros cenários, a seguir, nas Figuras 23 e 24, são mostrados os resultados do campo hidrodinâmico com foco na entrada e saída do túnel central e no túnel de saída. Um fato importante a ser notado na Figura 23 é que o canal de escoamento formado no braço esquerdo do reservatório encontra o eixo principal do escoamento, formando um único vórtice na interação entre os canais de escoamento. Percebe-se ainda que as menores velocidades observadas situam-se em uma reentrância do lado esquerdo da saída do braço. Essas velocidades apresentam valores da ordem de 0,001 m/s, valores bastante baixos.

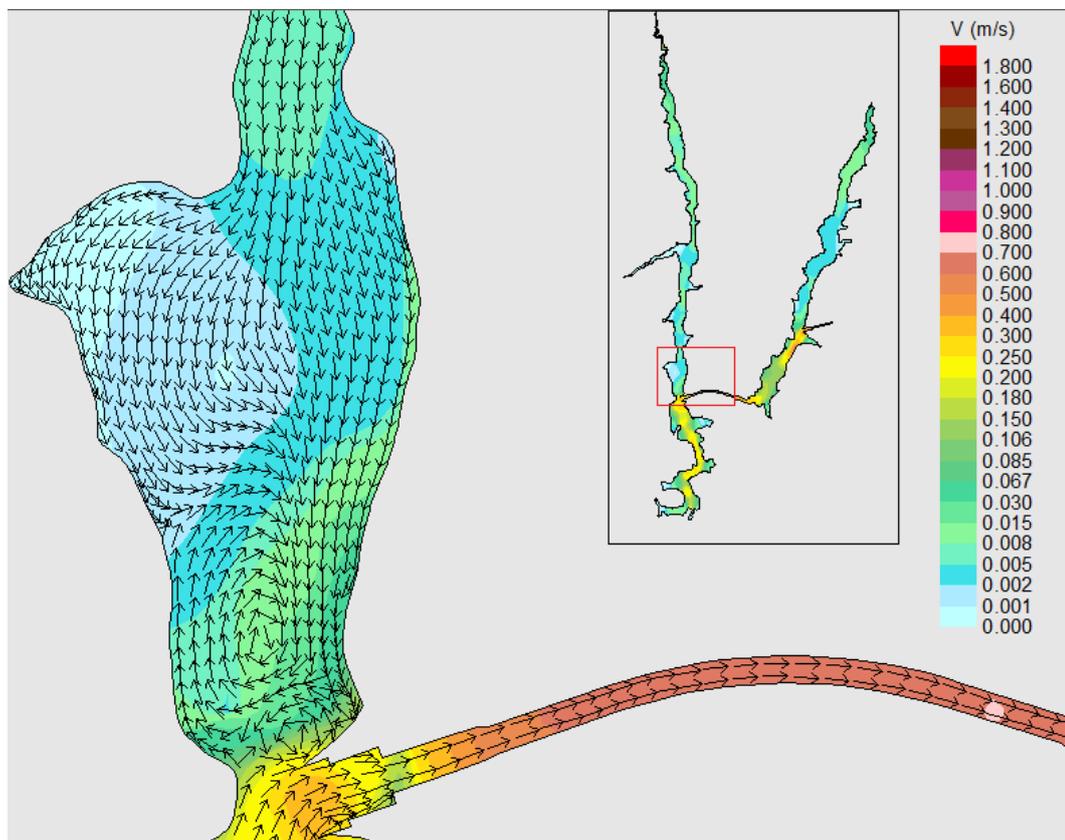


Figura 23: Campo hidrodinâmico de Lourical. Fase 3, cenário 50. Detalhe na entrada do túnel central.

Para a saída do reservatório (Figura 24) observa-se que não há formação de vórtice perceptível. Porém, percebe-se uma maior facilidade do fluxo do braço em descer até o túnel de saída.

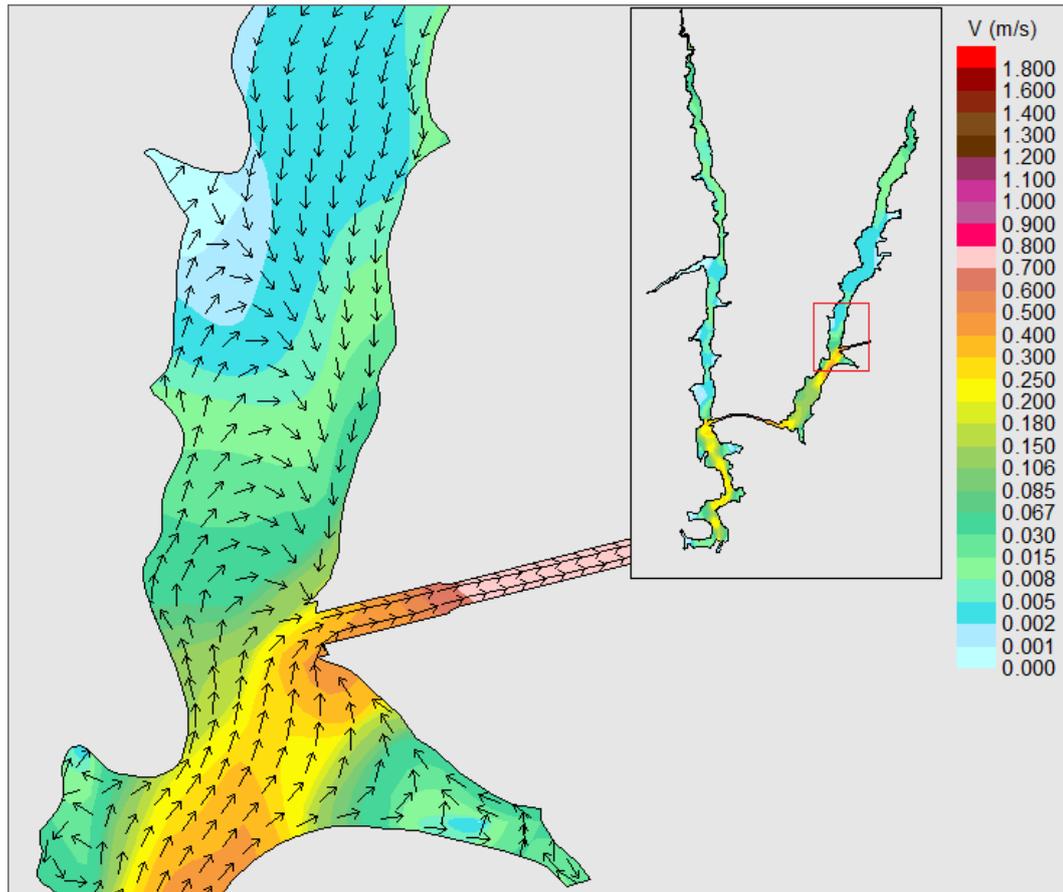


Figura 24: Campo hidrodinâmico de Lourical. Fase 3, cenário 50. Detalhe na saída do reservatório.

5.2.3 Cenário de Estiagem

De forma análoga aos outros cenários, a circulação dentro do reservatório de Lourical divide-se em duas regiões distintas: corpo principal com circulação mais intensa e, dentro dos braços, áreas com regime de velocidades menos intensas. Neste cenário, as velocidades máximas observadas não foram superiores a 0,25 m/s. As mínimas, localizadas nas regiões de baixa circulação, apresentaram valores da ordem de 0,001 m/s (Figura 25). Percebe-se uma influência mais prolongada das velocidades de entrada dos tributários, fazendo com que as velocidades mais baixas se concentrem mais no trecho intermediário.

Como mais uma vez os locais de interesse estão situados nos trechos mais ao Sul dos braços dos reservatórios, foram produzidas figuras mostrando em detalhe esses pontos (Figuras 26 e 27). Percebe-se, na Figura 26, que existem duas regiões de recirculações na

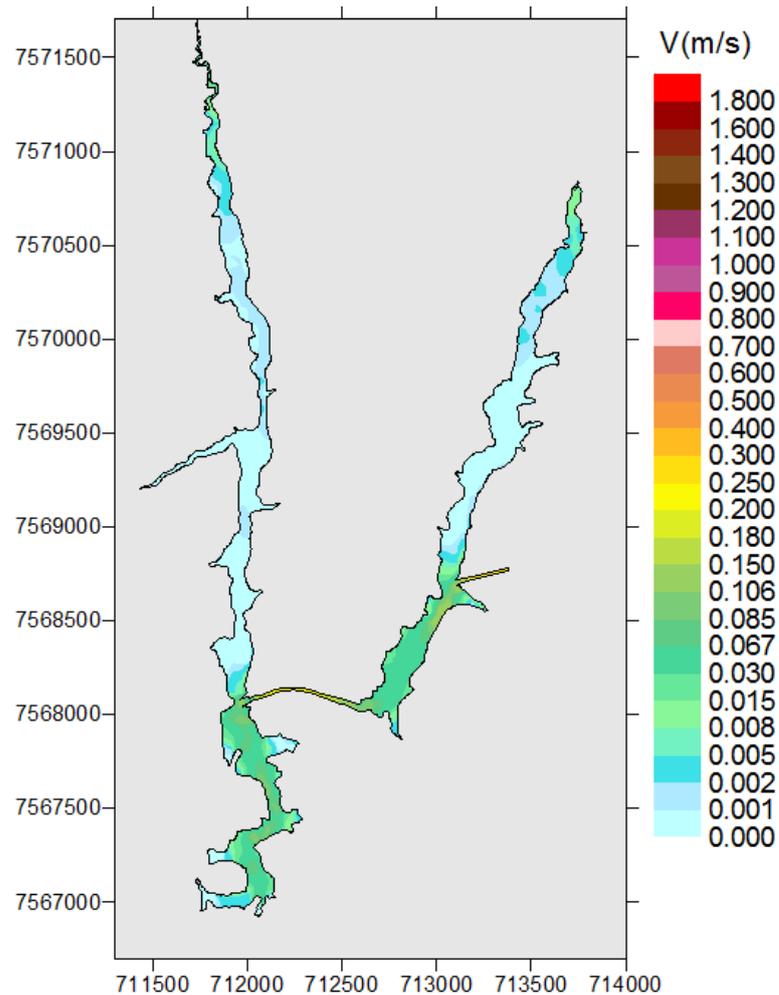


Figura 25: Campo hidrodinâmico de Lourical. Fase 3, cenário de estiagem.

saída do braço direito do reservatório. A recirculação mais ao norte é apenas parcial, pois não há uma inversão total de direção do fluxo. Esse é um fato relevante, pois essa forma de circulação hidrodinâmica é capaz de manter a água em movimento, ainda que com baixa velocidade e sem restringir sua passagem rumo ao canal principal do reservatório. O vórtice formado na região próxima ao túnel central apresenta-se mais bem definido e intenso, com velocidades máximas em torno de 0,07 m/s. Logo abaixo percebe-se a quebra do padrão de recirculação, devido ao encontro de duas linhas de corrente com sentidos opostos, resultando em fluxos em diversas direções.

A Figura 27 apresenta o campo de velocidade para a área próxima à saída do reservatório em cenário de estiagem. Percebe-se que no encontro entre o fluxo do tributário e aquele vindo do canal principal não há a formação de uma recirculação completa. Ao

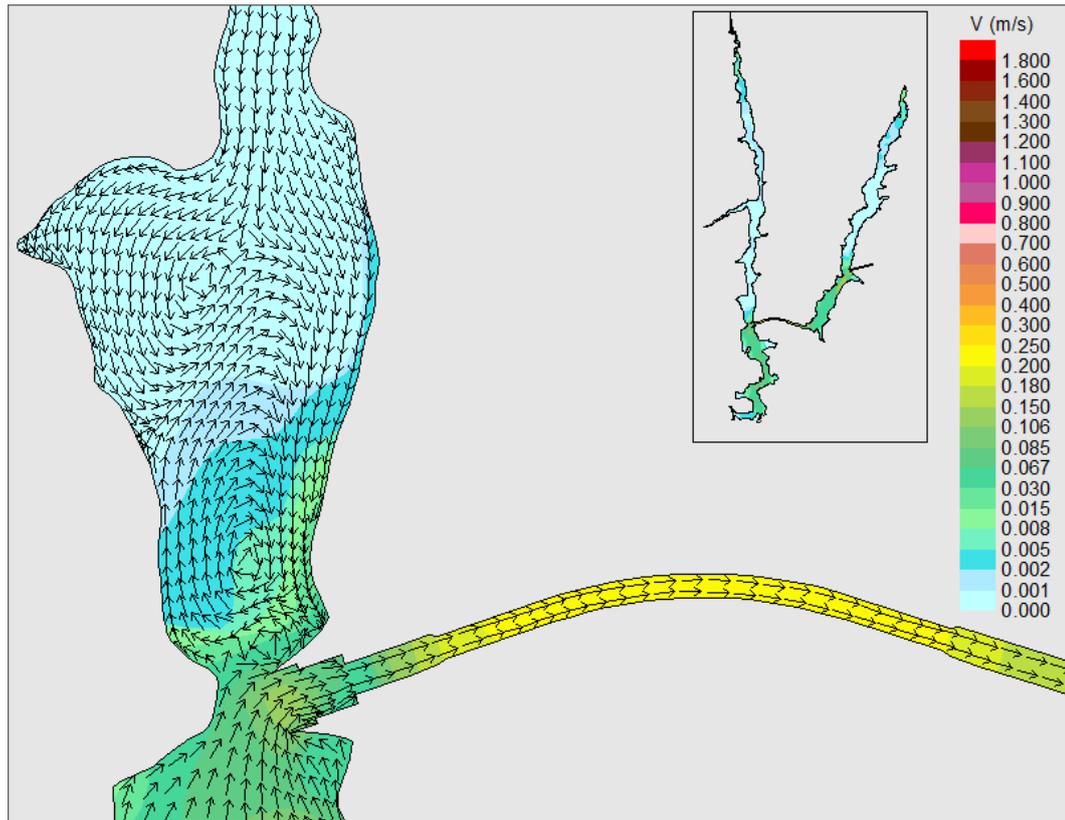


Figura 26: Campo hidrodinâmico de Lourical. Fase 3, cenário de estiagem. Detalhe na entrada do túnel central.

observar a figura, nota-se claramente a presença de gradientes de velocidade nesse local. As máximas velocidades no tributário são de aproximadamente 0,001 m/s em local sem a influência do fluxo principal e atinge velocidades de 0,02 m/s depois do encontro dos dois escoamentos. No túnel de saída percebe-se uma intensificação do escoamento, causada pela restrição de área.

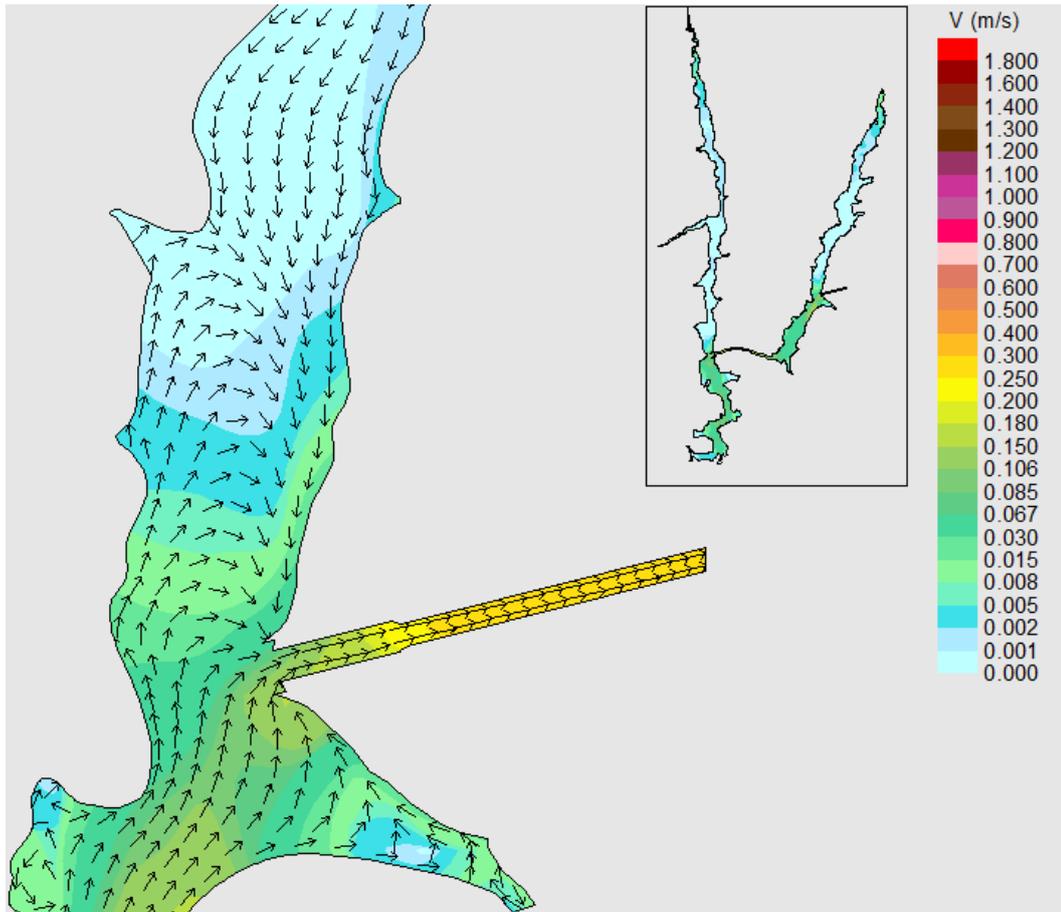


Figura 27: Campo hidrodinâmico de Lourical. Fase 3, cenário de estiagem. Detalhe na saída do reservatório.

5.3 Fase 4

Na quarta fase dos estudos, surgem 3 domínios no reservatório de Lourical: aquele formado pelo canal principal e os formados pelos braços dos córregos Areia e Lourical, conforme mostrou a seção 4.3.1. Os resultados do padrão de circulação hidrodinâmica serão mostrados para os três domínios separadamente.

5.3.1 Cenário VMT

Com a nova configuração dada ao reservatório de Lourical, por meio de dois diques galgáveis, o mesmo passou a ter três compartimentos separados fisicamente. No compartimento principal, neste cenário VMT, o modelo recebeu como forçante uma vazão de $342 \text{ m}^3/\text{s}$ na entrada principal e $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$ vertendo pelos diques dos outros dois compartimen-

tos. A simulação para esse cenário teve passo de tempo de 1 segundo e número de courant médio de 1,2. Percebe-se, claramente, (Figura 28) a dominância do canal de escoamento principal com velocidades significativamente mais altas do que aquelas presentes nos trechos a jusante dos diques ou ainda nas fronteiras do reservatório. Antes de passar pelo canal que divide o reservatório, a região mais intensa apresenta velocidades máximas da ordem de 0,65 m/s. O túnel central e o de saída são os locais com as maiores velocidades, de 1,5 e 1,7 m/s respectivamente. O compartimento formado pelo córrego Areia possui extensão pouco superior a 3200 metros, e aquele formado pelo córrego Louriçal possui um comprimento da ordem de 2050 metros. O fluxo gerado pela descarga de $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$, máxima vazão apresentada pelos tributários, gerou máximas velocidades da ordem de 0,35 m/s na entrada dos braços, de 0,03 m/s na porção mais central e inferior e voltou a gerar velocidades mais altas (0,2-0,3 m/s) na junção dos braços com os diques. Tais velocidades podem ser observadas na Figura 29, braço Areia a esquerda e braço Louriçal a direita. As simulações para os braços teve passo de tempo de 1 segundo e número de courant médio de 0,4 e 0,7.

Ao analisar o padrão de circulação das figuras 28 e 29, percebe-se que a maioria dos problemas de circulação foram resolvidos, pois não há mais mistura entre as águas vindas do rio Paraíba do Sul com as que afluem dos córregos. No entanto, surge uma região preocupante, que é o trecho do reservatório de Louriçal, logo a jusante do dique do córrego Areia. Nesse local, como pode ser visto na Figura 30, ainda no braço, percebe-se a formação de um vórtice principal girando em sentido anti-horário. Esses vórtices são importantes por um lado para a manutenção de velocidades tais que não deixem o fluxo estagnar dentro do reservatório. Porém, por outro lado, de forma geral esses vórtices são capazes de gerar um aumento do tempo de residência da água nesse local. Esse fato será melhor comentado e observado quando os resultados do modelo que prevê o transporte de partículas forem apresentados.

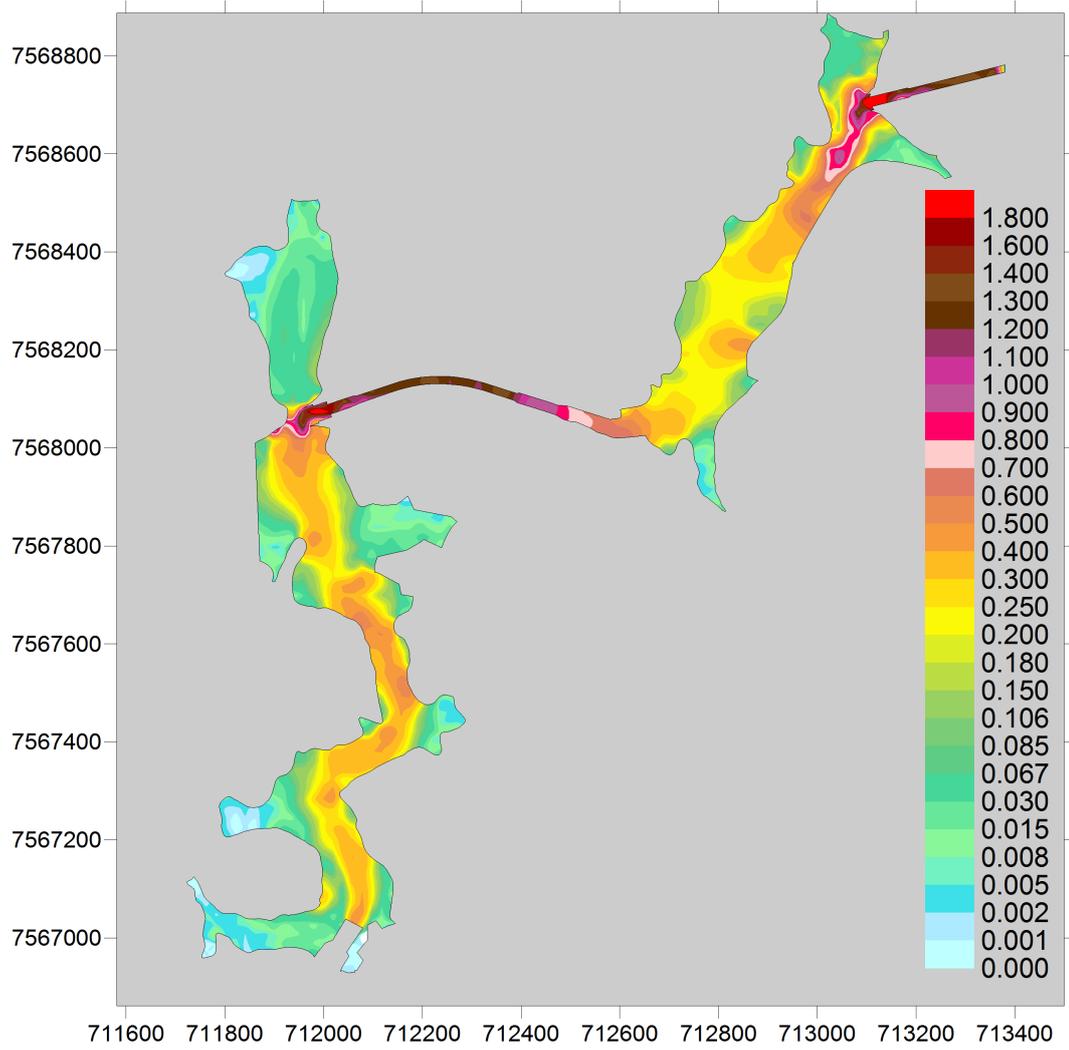


Figura 28: Campo hidrodinâmico de Lourçal. Fase 4, VMT.

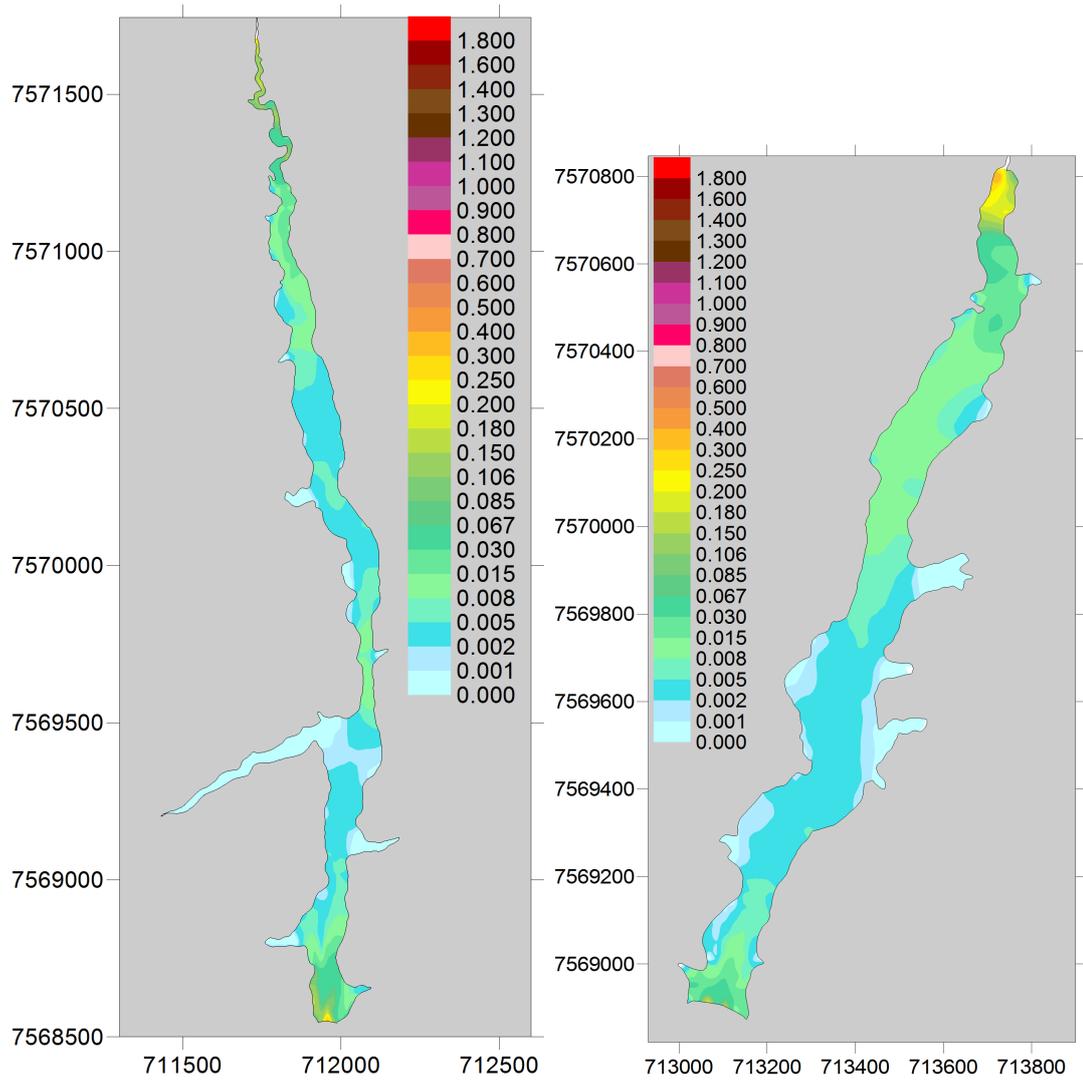


Figura 29: Campo hidrodinâmico dos braços Areia e Louriçal. Fase 4, VMT.

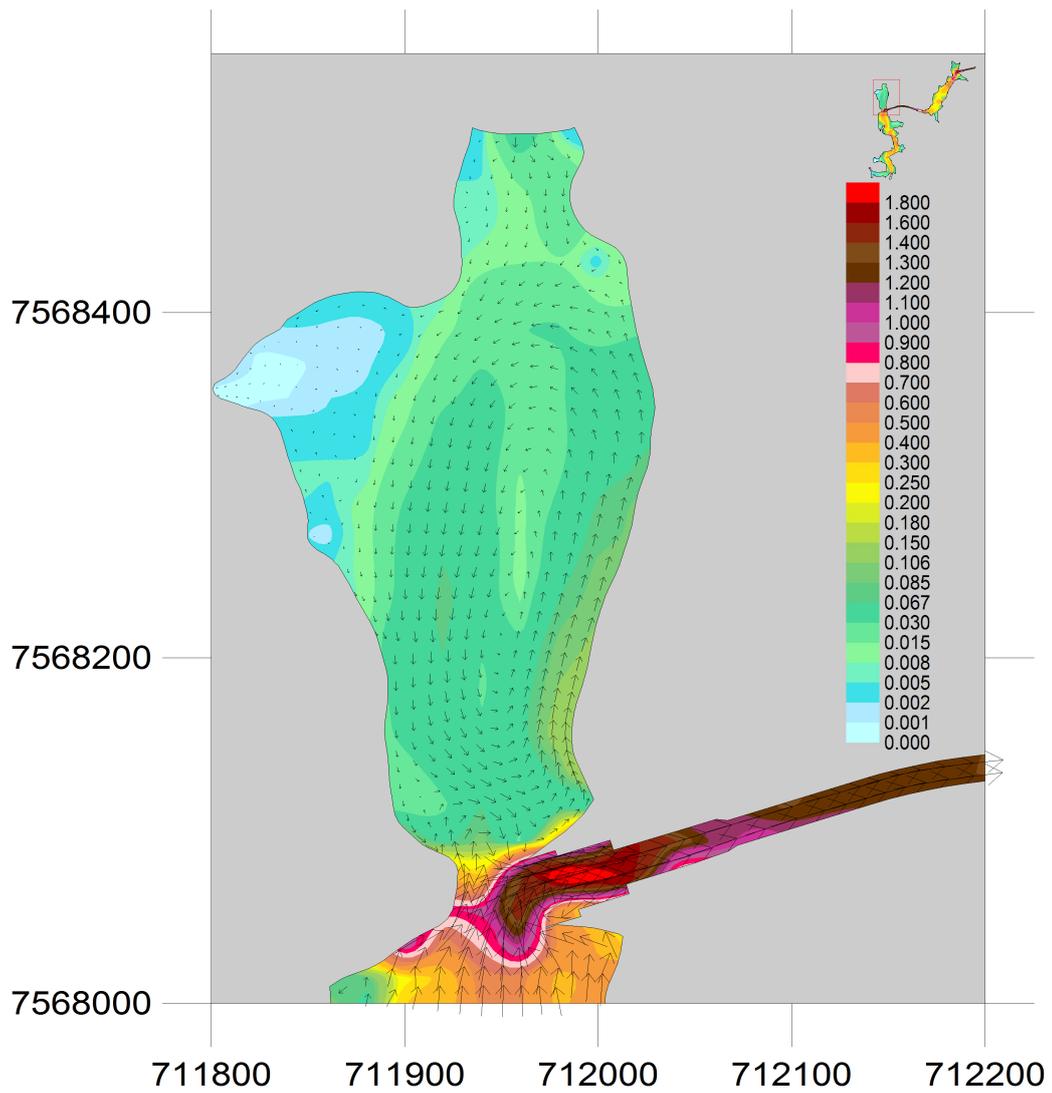


Figura 30: Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 4, VMT. Detalhe no trecho de jusante do dique do compartimento córrego Areia.

5.3.2 Cenário 50

A seguir são mostrados os resultados da modelagem hidrodinâmica para o cenário de 50% da Vazão Máxima Turbinada. Aqui serão apresentados apenas os resultados do corpo principal do reservatório de Louriçal. A Figura 31 apresenta o resultado para todo o domínio do reservatório de Louriçal com o campo de velocidades obtido. Percebe-se que a velocidade no túnel central (região de circulação mais intensa) foi da ordem de 0,8 m/s. A simulação para esse cenário teve passo de tempo de 1 segundo e número de courant médio de 1,2.

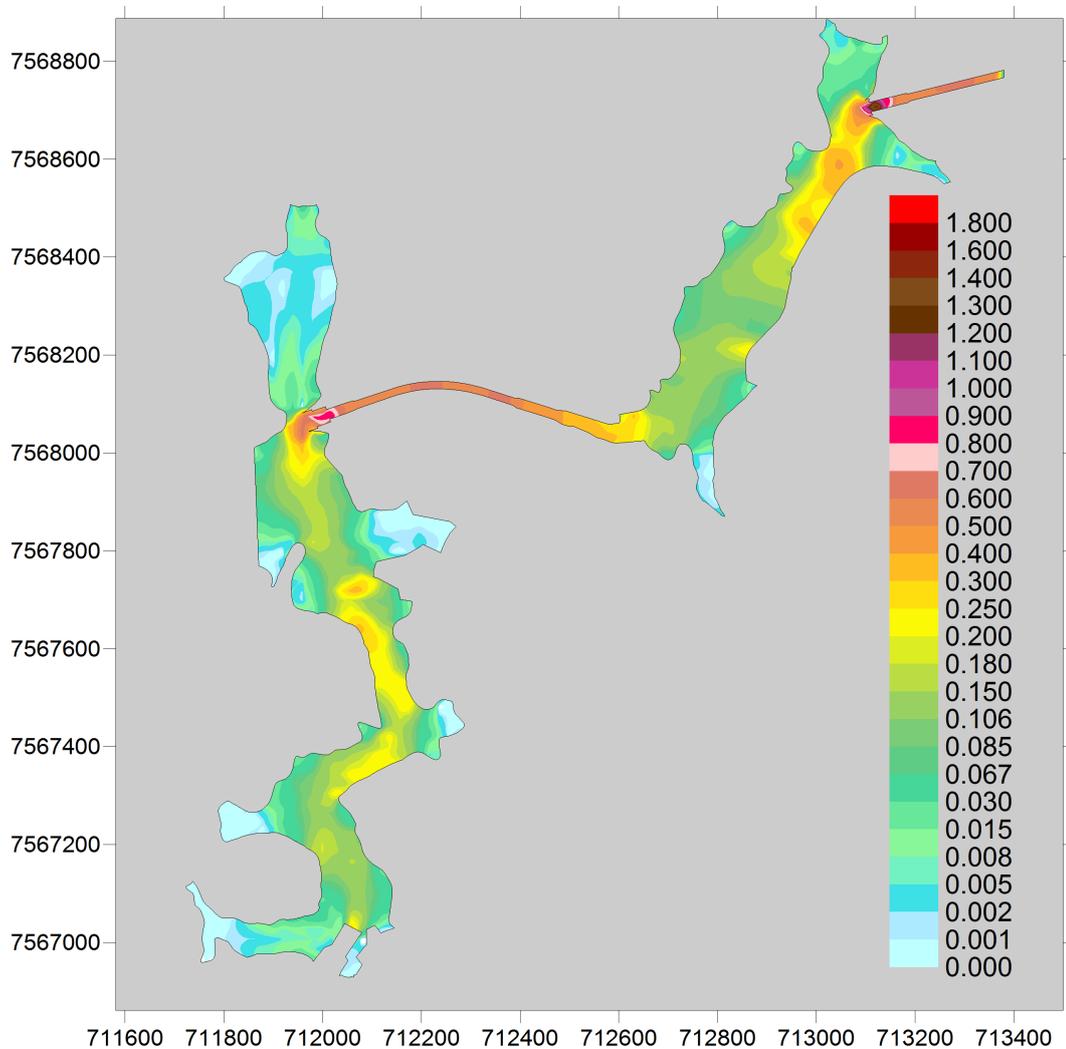


Figura 31: Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 4, cenário 50.

Como já foi apresentado nos outros cenários, a seguir mostra-se o resultado do campo

hidrodinâmico com foco na área a jusante do dique do córrego Louriçal. Nota-se (Figura 32) que as duas recirculações permanecem, ainda que com menor intensidade, havendo um maior canal de fluxo vindo do córrego Areia e adentrando com maior facilidade no canal principal do reservatório. Percebe-se ainda que as menores velocidades observadas situam-se no centro das recirculações e na extremidade esquerda do local. Essas velocidades apresentam valores da ordem de 0,001 m/s, velocidades bastante baixas, da ordem de grandeza do erro do modelo.

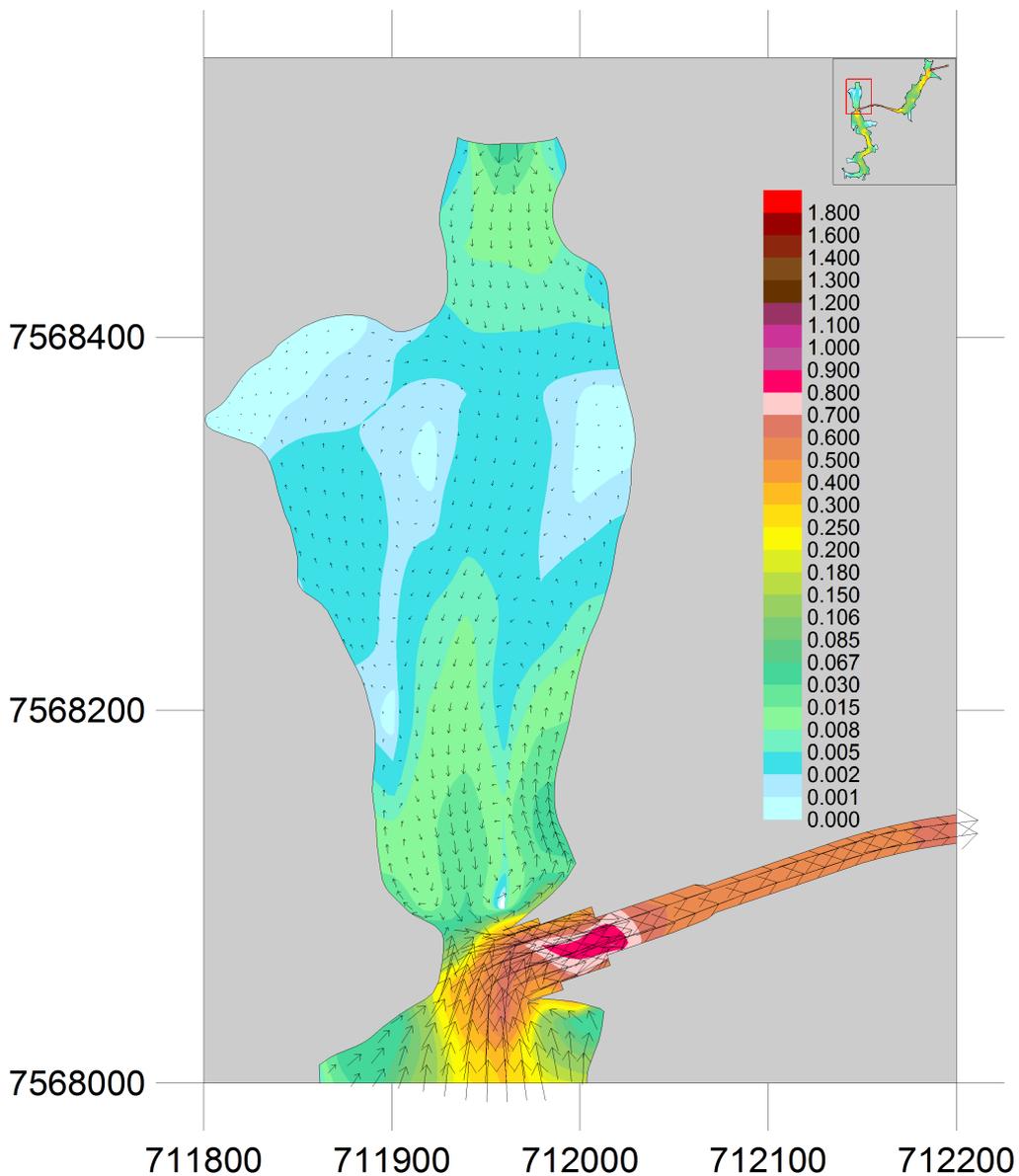


Figura 32: Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 4, cenário 50. Detalhe no trecho de jusante do dique do compartimento córrego Areia.

5.3.3 Cenário de Estiagem

De forma análoga aos outros cenários, a circulação dentro do reservatório de Louriçal divide-se em duas regiões distintas: uma área com circulação mais intensa e as bordas com regime de velocidades menos intensas. Neste cenário, as velocidades máximas observadas não foram superiores a 0,4 m/s. As mínimas, localizadas nas regiões de baixa circulação, apresentaram valores da ordem de 0,001 m/s (ver Figura 33). Considerando esses valores de velocidade, bastante baixos, os resultados devem ser analisados com a ressalva de que essa ordem de grandeza pode ser comparada com a dos erros gerados nesse tipo de modelagem. A simulação para esse cenário teve passo de tempo de 1 segundo e número de courant médio de 1,2. Para os compartimentos dos braços dos reservatórios é possível observar velocidades bem mais baixas, cabendo a ressalva de que este cenário possui baixa probabilidade de ocorrência. Para o reservatório do córrego Areia (Figura 34, lado esquerdo) observa-se velocidades abaixo de 1 mm/s para a maior parte do reservatório. Para o reservatório do córrego Louriçal (Figura 34, lado direito) as velocidades também se apresentam relativamente baixas comparadas às do cenário VMT, ainda que estejam um pouco maiores que as do córrego Areia. Para esse reservatório (Louriçal) a maior parte do seu corpo apresenta velocidades variando entre 1 e 2 mm/s. A simulação para os braços teve passo de tempo de 1 segundo para reservatório do córrego Areia e 10 segundos para o do córrego Louriçal. Os número de courant médio foram de 0,7 e 3,7, respectivamente.

Percebe-se, na Figura 35, que existem quatro recirculações nesse local - duas na parte superior do trecho, uma na lateral esquerda e mais uma próxima à entrada do canal de ligação do reservatório Louriçal. Percebe-se que a água que vem do córrego Areia consegue atingir o canal de ligação quase sem interferências das recirculações. Em todo esse trecho as velocidades variam entre 0,001 m/s (no centro das recirculações) a aproximadamente 0,07 m/s.

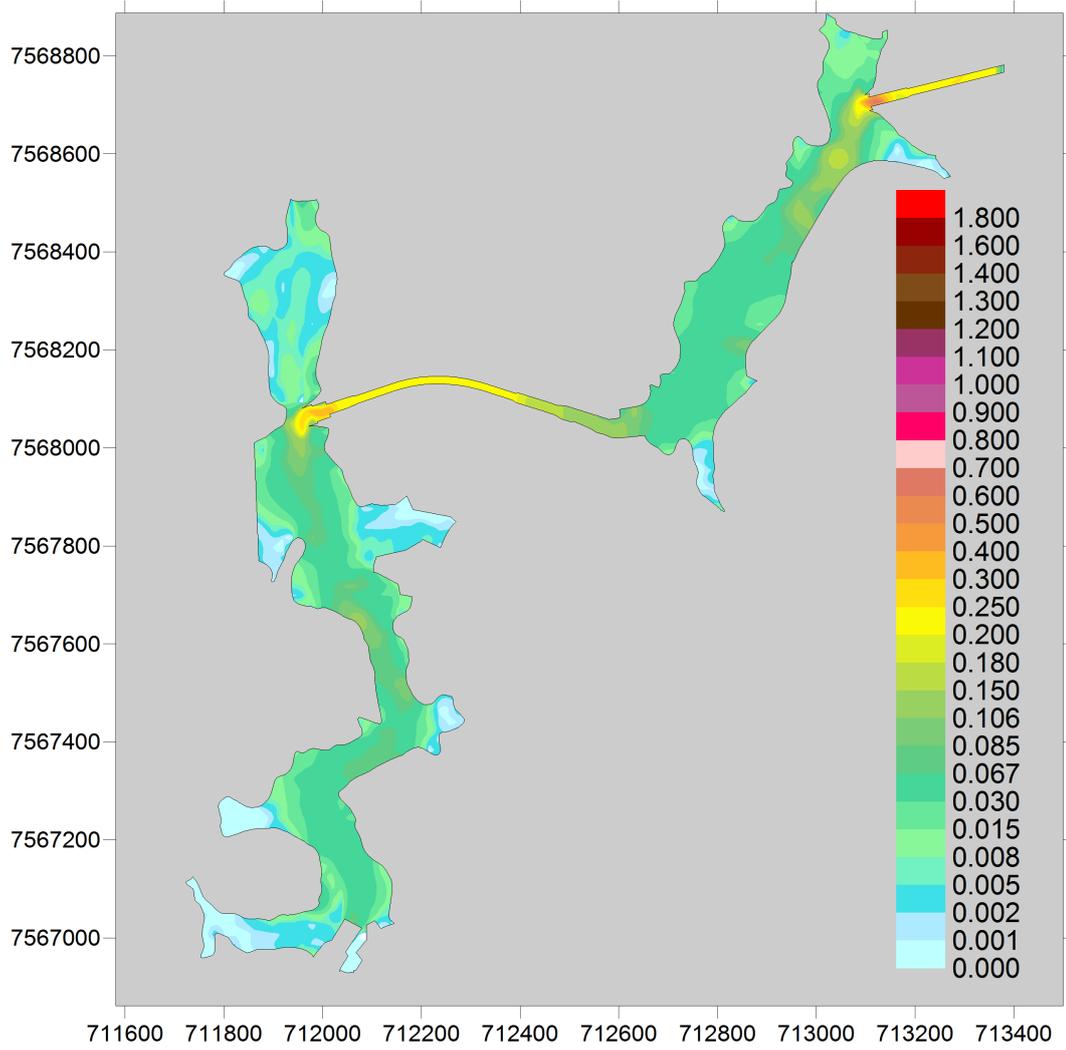


Figura 33: Campo hidrodinâmico de Louriçal. Fase 4, cenário de estiagem.

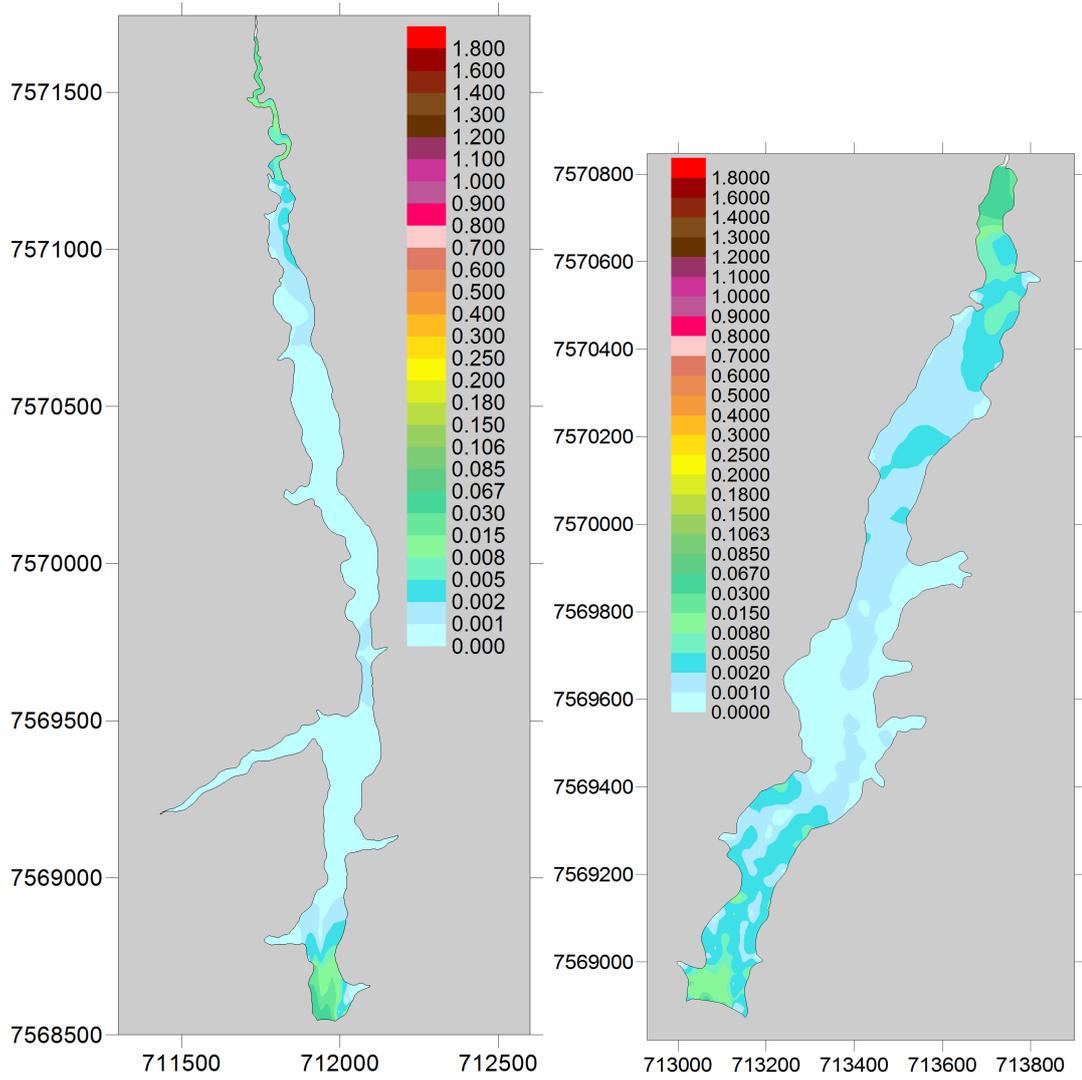


Figura 34: Campo hidrodinâmico dos braços Areia e Lourical. Fase 4, cenário de estiagem.

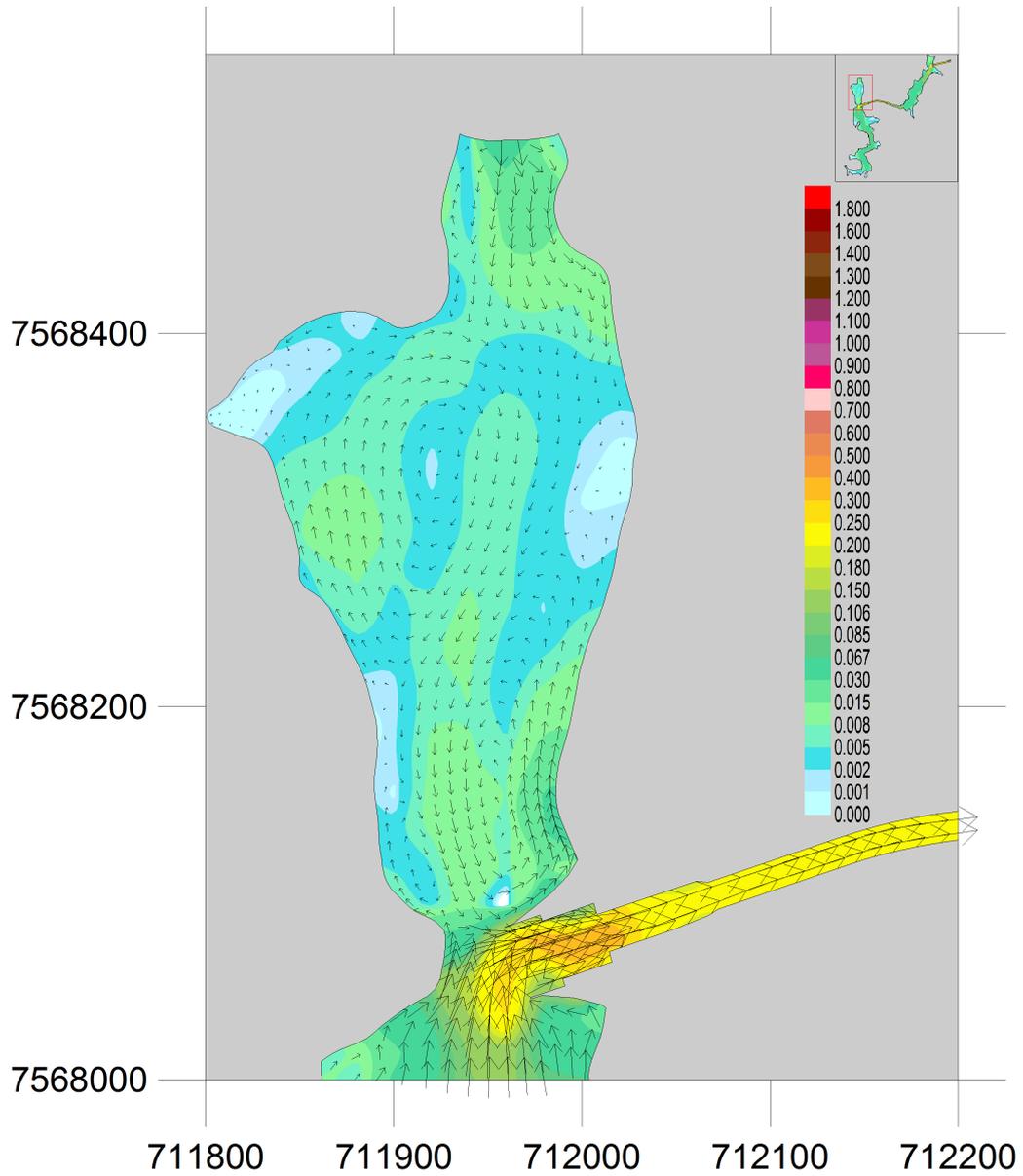


Figura 35: Campo hidrodinâmico de Lourical. Fase 4, cenário de estiagem. Detalhe no trecho de jusante do dique do compartimento córrego Areia.

6 Resultados - Modelagem do Transporte Lagrangeano de Partículas

Segundo Hocking e Patterson (1994), a definição do tempo de residência teórico no contexto de um reservatório é uma estimativa para o tempo para que a água afluyente gasta no lago antes de ser "expulsa" do domínio. É usualmente contabilizado numa perspectiva média, ou seja, como o volume total dividido pela vazão que sai do reservatório, o que dá uma estimativa global para o tempo que uma parcela de água gasta no lago antes de sair dele. Mas, não fica claro exatamente quanto tempo uma parcela particular de água gasta dentro do reservatório. O uso de modelagem permite que parcelas de água possam ser "seguidas" em seu movimento no corpo d'água e que o registro possa ser feito para quanto tempo ela ficou no reservatório, ou ainda, para o tempo que uma parcela de água ficou em uma determinada região. Esses são exatamente os objetivos das simulações lagrangeanas que foram feitas nas quatro fases dos estudos, tendo sido usado o padrão de circulação hidrodinâmica mostrado no capítulo anterior. Os resultados apresentados aqui procuram mostrar, aproximadamente, tempos de permanência de partículas no reservatório e locais preferenciais em que as partículas ficam "presas" em recirculações.

6.1 Fase 2

Esta sessão apresenta os resultados dessas modificações sobre o transporte de partículas inertes lançadas na entrada dos córregos Areia e Louriçal para os períodos de cheia e

estiagem. Não foi simulado o transporte das partículas pelo canal principal, pois sabe-se que o escoamento se dá com facilidade, gerando baixo tempo de residência, com exceção das pequenas reentrâncias marginais ao canal. A seguir são apresentados os resultados para os dois cenários simulados.

6.1.1 Cenário de Cheia

A Figura 36, lado esquerdo, mostra a posição de um grupo de partículas, utilizadas como traçadores passivos, lançado nas extremidades dos braços dos córregos Areia e Louriçal. Este tipo de simulação foi elaborada para determinação de pontos de recirculação e possíveis estagnações do fluxo. Após uma hora do lançamento, o grupo de partículas deslocou-se com o fluxo gerado pela descarga dos tributários. A Figura 36, lado direito, apresenta a posição das partículas 24 horas após o lançamento. Para este instante, observa-se um deslocamento aproximado de 1 km do ponto de lançamento. Para $t = 72$ horas do lançamento (Figura 37, lado esquerdo), as partículas do grupo do braço direito já iniciaram a saída do reservatório e as do braço direito deslocaram-se uma distância aproximada de 3 km e aproximam-se da região de maiores fluxos mais intensos. Como pode ser observado na Figura 37, lado direito, o tempo necessário para boa parte das partículas serem expulsas dos braços do reservatório de Louriçal é menor que 120 horas no cenário de vazão máxima.

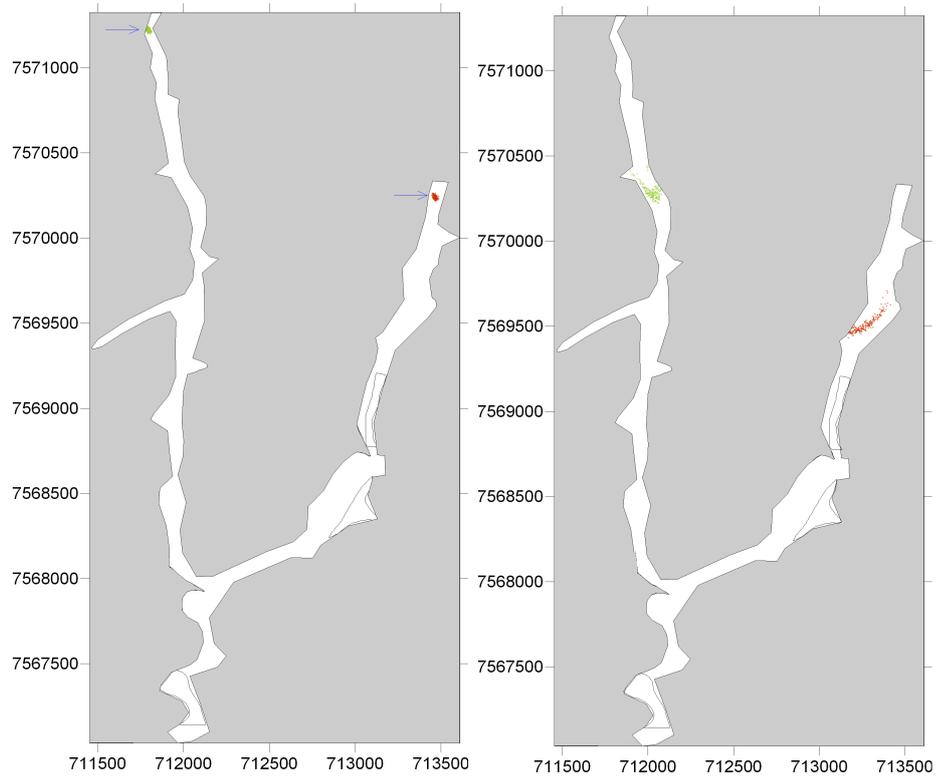


Figura 36: Simulação lagrangeana em Louriçal. Fase 2, cenário de cheia, instantes após e 24 horas (direito) após o lançamento.

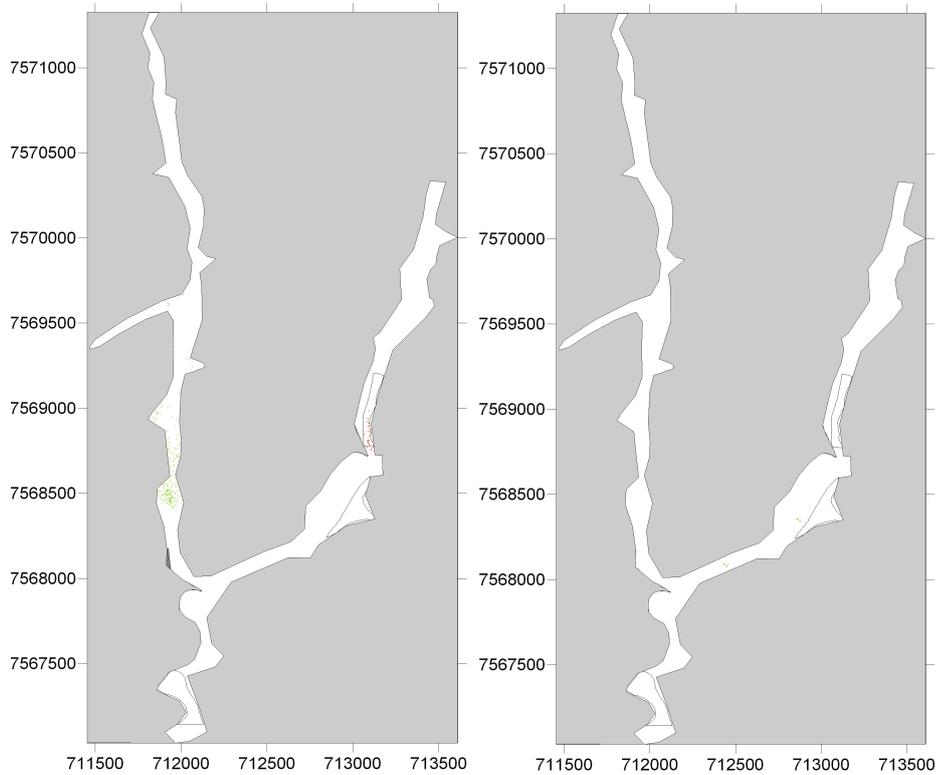


Figura 37: Simulação lagrangeana em Louriçal. Fase 2, cenário de cheia, 72 e 120 (direito) horas após o lançamento.

6.1.2 Cenário de Estiagem

Devido às baixas velocidades obtidas com as simulações do cenário de mínima vazão, os experimentos com traçadores mostraram um tempo de permanência das partículas muito superior aos anteriores. Após 10 dias do lançamento ambos os braços do reservatório ainda contêm todas as partículas lançadas. Para o período de 20 dias o grupo de partículas do braço direito foi expelido do domínio e o grupo de partículas do braço do córrego Areia começou a atingir a região de circulação mais intensa (próximo do canal). Ou seja, o tempo simulado já representa quatro vezes o tempo simulado no cenário de vazão máxima e ainda assim, as partículas advindas do braço Areia estão longe de sair do reservatório.

6.2 Fase 3

Para esta fase, foram simulados os transportes lagrangeanos de partículas lançadas tanto pelo córregos Areia e Louriçal quanto pela entrada principal de Louriçal. A seguir são apresentados os resultados das modelagens lagrangeanas para os 3 cenários simulados na terceira fase de estudos. Como já explicado no capítulo anterior, os resultados do cenário 70 não serão mostrados por não acrescentarem novas informações relevantes.

6.2.0.1 Cenário VMT

Nas entradas dos córregos Areia e Louriçal, a circulação é dominada pelas descargas desses tributários e o grupo de partículas traçadoras lançado na entrada dos córregos é advectada e difundida, se afastando de suas posições de lançamento. A Figura 38, lado esquerdo, apresenta a posição das partículas 24 horas depois do lançamento. Para este instante, observa-se um deslocamento aproximado de 1 km do ponto de lançamento e não se observa nenhum ponto de estagnação, de forma que as partículas se deslocam praticamente em um único grupo. Depois de 72 horas do lançamento (Figura 38, lado direito), para o braço do córrego Louriçal, as partículas já se encontravam próximas da saída. No braço esquerdo, do córrego Areia, o maior grupo de traçadores se aproximou

do túnel, mas uma parte deles se encontram atrasados.

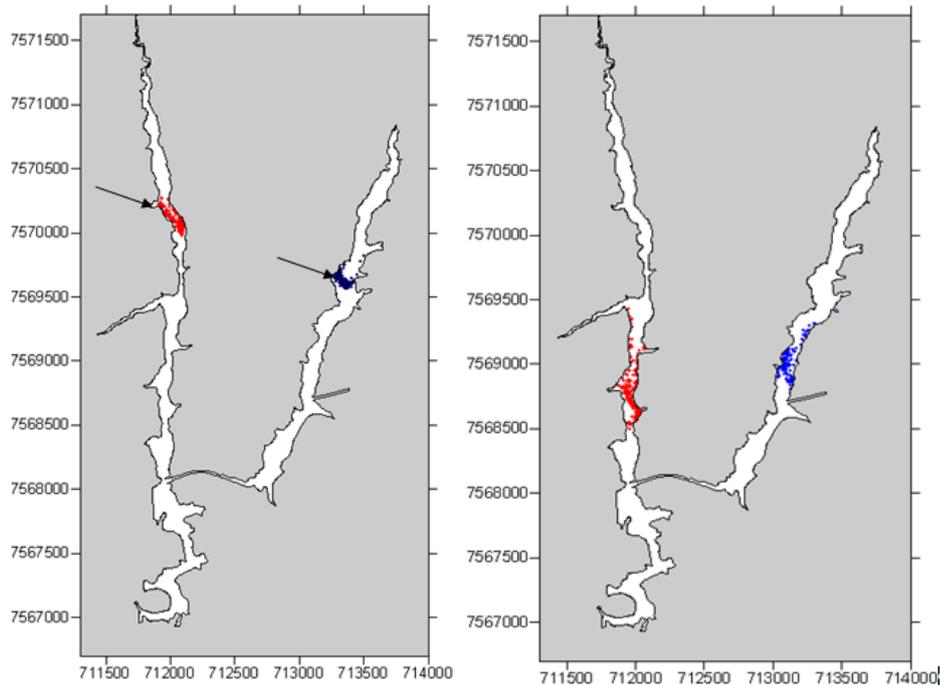


Figura 38: Simulação lagrangeana de partículas lançadas nos córregos. Fase 3, VMT, 24 (esquerda) e 72 horas após o lançamento.

Com dez dias após o lançamento, momento ilustrado na Figura 39, lado esquerdo, a maior parte dos traçadores lançados no braço direito (córrego Louriçal) foram expulsos do reservatório, sendo que um grupo permanece na região do braço esquerdo (córrego Areia). Isso ocorre devido a uma área de recirculação, indicada pela seta localizada pouco acima do túnel de conexão entre as duas regiões. Como pode ser observado na Figura 39, lado direito, o tempo necessário para a maioria das partículas serem expulsas dos braços do reservatório de Louriçal é menor de 20 dias no cenário de vazão máxima, ainda que para o braço do córrego Areia haja uma região de recirculação, próximo à sua foz no canal principal, mantendo algumas partículas por vários dias na mesma região, além daquelas que ficam presas em regiões de reentrâncias com baixa velocidade.

A Figura 40 mostra traçadores lançados no reservatório, através do rio Paraíba do Sul, após 1 hora do lançamento. No início do processo, as partículas seguem o fluxo principal e são encaminhadas em direção ao túnel de conexão entre as duas áreas, com rápido deslocamento. Após duas horas do lançamento, as partículas foram transportadas

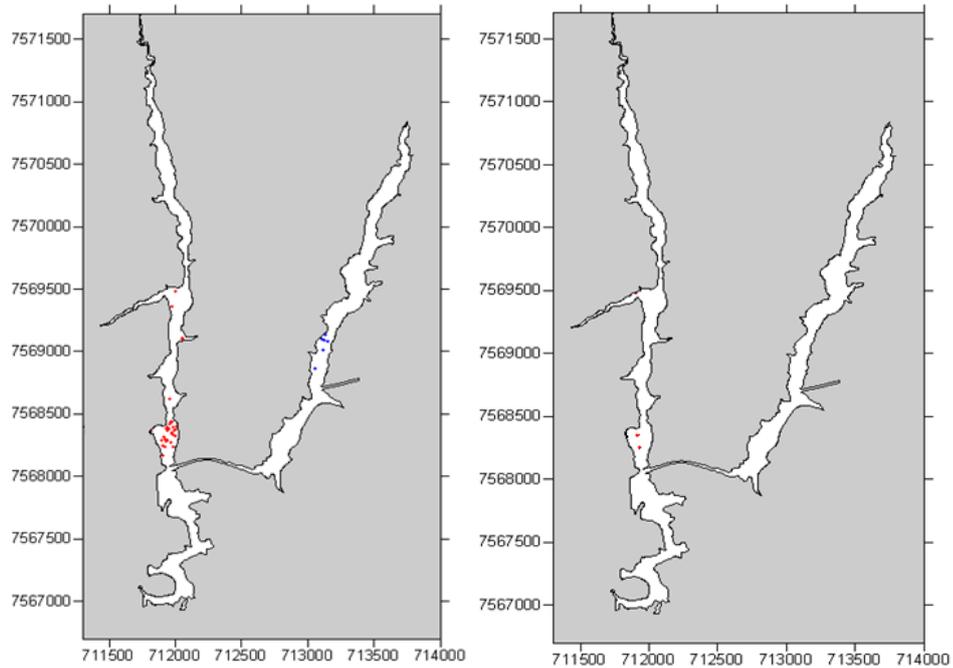


Figura 39: Simulação lagrangeana de partículas lançadas nos córregos. Fase 3, VMT, 10 e 20 dias após o lançamento.

através do túnel de conexão para o braço direito do reservatório, seguindo em direção ao segundo túnel do complexo, como indicado na Figuras 41, lado esquerdo. Após dez horas do lançamento, Figura 41, lado direito, observa-se que parte dos traçadores lançados no Paraíba do Sul entra na região de circulação acima do túnel localizado no braço esquerdo do reservatório. As partículas permanecem confinadas em uma pequena área do braço, sem serem transportadas reservatório acima. Esse experimento mostrou que os traçadores injetados pelo Paraíba do Sul, permanecem na área confinada pela recirculação ao redor de 10 dias e acabam sendo eliminados pelo fluxo principal em direção ao canal localizado no braço direito. Essa área de recirculação já havia indicado a capacidade de reter as partículas nas simulações nos córregos.

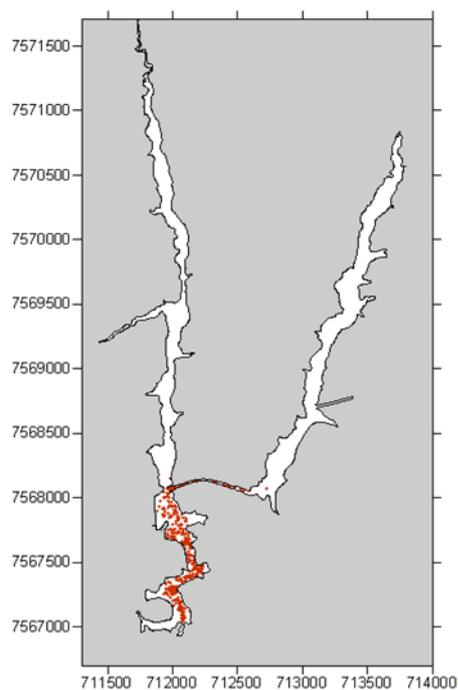


Figura 40: Simulação lagrangeana de partículas em Louriçal. Fase 3, VMT, 1 hora após o lançamento.

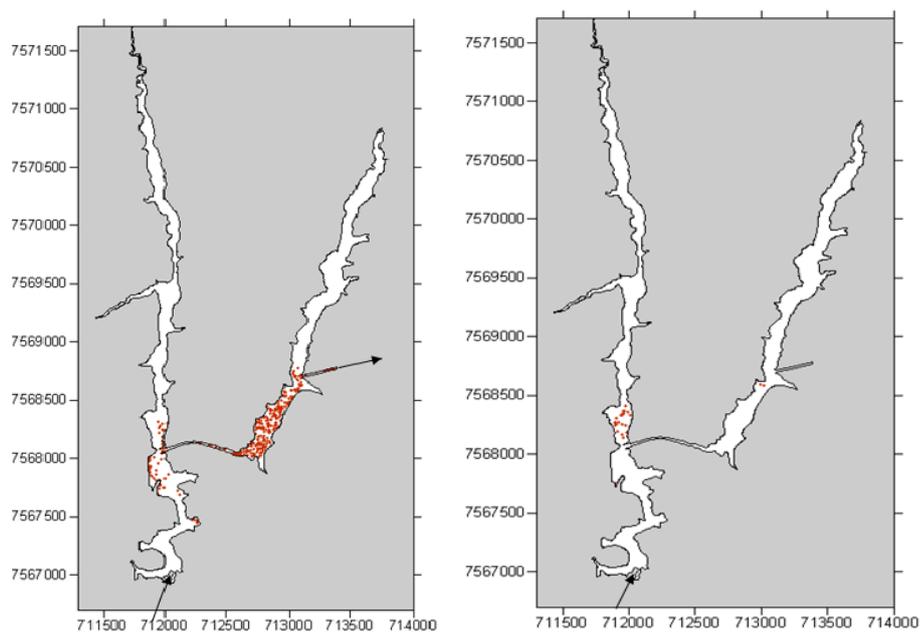


Figura 41: Simulação lagrangeana de partículas em Louriçal. Fase 3, VMT, 2 e 10 horas após o lançamento.

6.2.0.2 Cenário 50

O cenário 50 mostra mais uma vez resultados semelhantes em termos da forma como as partículas se comportam. No entanto, os tempos de residência são bem maiores. Para

o caso do lançamento de partículas feito nos córregos, mais uma vez as partículas lançadas pelo córrego Louriçal se deslocam mais rapidamente para a saída do reservatório, como pode ser observado na Figura 42, lado esquerdo, depois de 10 dias do lançamento das partículas nos córregos. Já as partículas lançadas no córrego Areia demoraram mais para se deslocar por todo o braço, que possui maior extensão. Ao atingirem a área de recirculação, as partículas mais uma vez ficam presas na região, mesmo após 30 dias de simulação, como se vê na 42, lado direito.

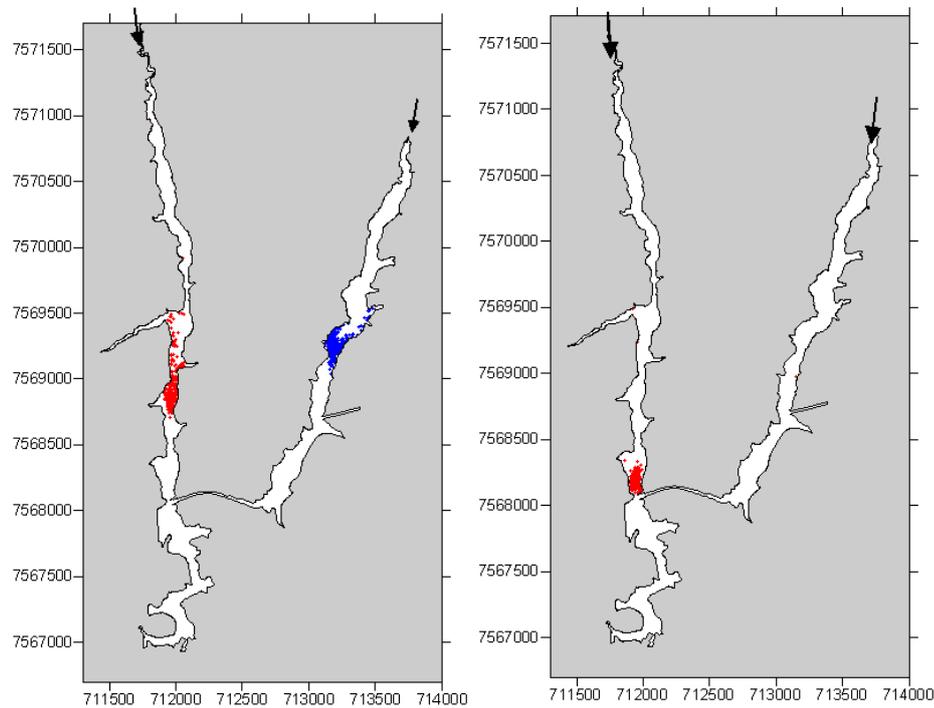


Figura 42: Simulação lagrangeana de partículas lançadas nos córregos. Fase 3, 50. 10 (esquerda) e 30 dias após o lançamento.

O comportamento de partículas transportadas pelo fluxo do rio Paraíba do Sul segue o mesmo padrão dos cenários anteriores, com um grupo de partículas se dirigindo rapidamente ao túnel do reservatório. Após 5 horas (Figura 43, lado esquerdo), algumas já até atingiram a saída. No entanto, algumas partículas ficam presas também na área de recirculação do braço do córrego Areia e por ali permanecem por mais de 30 dias de simulação, como pode ser observado na Figura 43, lado direito.

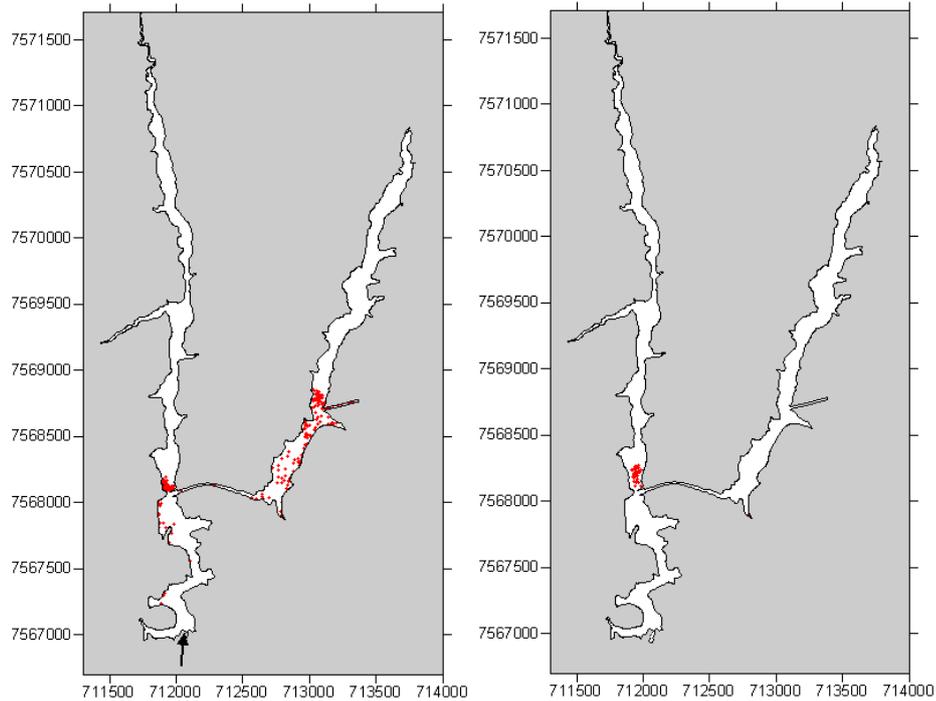


Figura 43: Simulação lagrangeana de partículas em Loureçal. Fase 3, 50. 5 horas (esquerda) e 30 dias após o lançamento.

6.2.0.3 Cenário de Estiagem

Devido às baixas velocidades obtidas com as simulações do cenário de mínima vazão, os experimentos com traçadores mostraram um tempo de permanência das partículas muito superior aos anteriores. Após trinta dias, Figura 44, lado esquerdo, a maior parte das partículas lançadas nos tributário ainda permanece no interior do reservatório, evidenciando a lenta circulação que ocorre em condições de vazões muito baixas. Devido às baixas velocidades obtidas em um regime de extrema estiagem, as partículas do braço direito levaram entre 30 e 40 dias para serem eliminadas do reservatório. No outro braço, observa-se que o grupo de traçadores necessita ao redor de 40 dias (Figura 44, lado direito) para atingir a região de conexão entre os dois ramos dos reservatórios. Deve-se considerar que o regime hidrodinâmico é estacionário, não havendo nem vento nem variações de vazão e nível, que poderiam fazer com que as partículas fossem transportadas com mais velocidade. No entanto, o cenário cumpre o objetivo de mostrar uma situação pessimista.

Com relação ao grupo de traçadores passivos injetados no sistema através do Paraíba

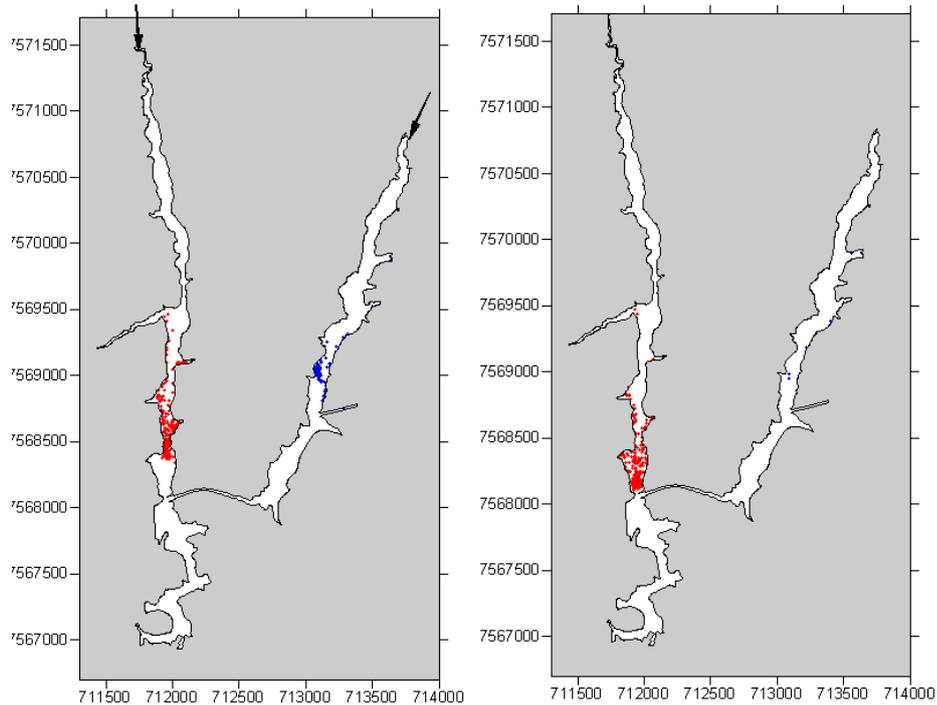


Figura 44: Simulação lagrangeana de partículas lançadas nos córregos. Fase 3, cenário de estiagem, 30 (esquerda) e 40 dias após o lançamento.

do Sul, no início do processo os traçadores se deslocam com um único bloco sem apresentarem grande espalhamento. Após 12 horas do lançamento, Figura 45, lado esquerdo, é possível observar que parte do grupo de traçadores ultrapassa o ponto de conexão entre os dois braços do reservatório e entra em uma região de recirculação. Embora esse grupo seja transportado para o braço direito através do túnel de conexão, eles permanecem por um período de 30 dias (Figura 45, lado direito) nessa posição, até começarem a ser eliminados. Nessa figuras percebe-se que ao entrar no braço do córrego Areia, algumas partículas não conseguem se deslocar e ficam restritas a uma pequena região com alcance máximo da ordem de 200 metros.

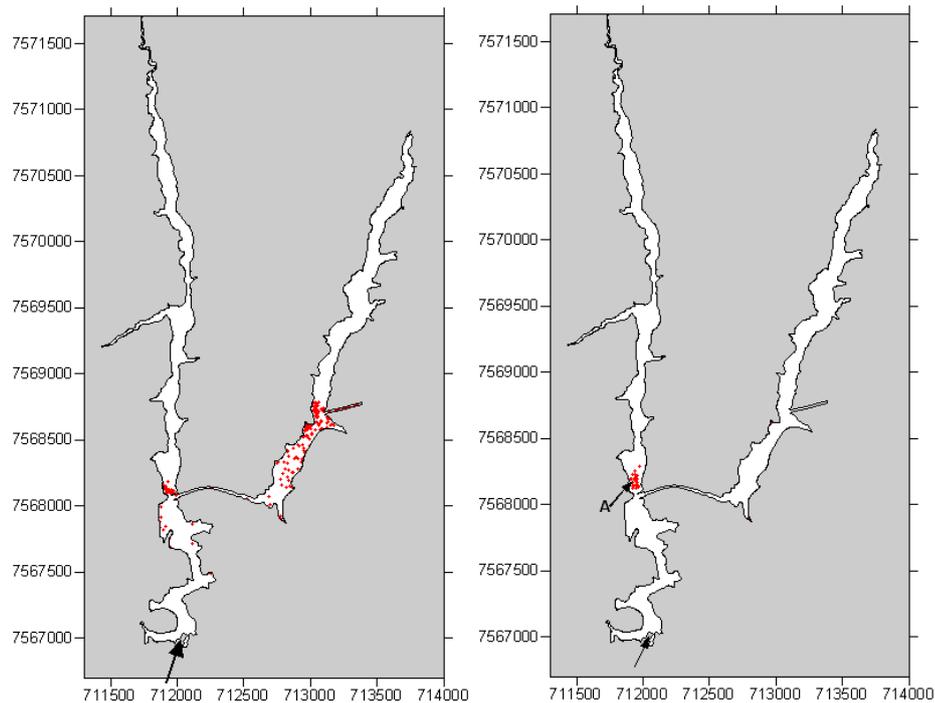


Figura 45: Simulação lagrangeana de partículas em Louriçal. Fase 3, cenário de estiagem, 12 horas (esquerda) e 30 dias após o lançamento.

6.3 Fase 4

Para a fase 4, depois de todas as outras fases apresentarem problemas com relação aos tempos de residência resultantes das simulações lagrangeanas, foi feita uma modificação bastante grande no reservatório de Louriçal - a inserção de dois diques que separaram os braços dos córregos Areia e Louriçal do corpo principal do reservatório. Sendo assim, passaram a existir três domínios diferentes para serem simulados. A seguir serão apresentados os resultados para os quatro cenários hidrológicos, bem como para cada um dos 3 domínios. Além disso, para apreciar os resultados com maior detalhe para a região de maior interesse, efetuou-se também as simulações para a área de jusante do dique do compartimento do córrego Areia. Para essa fase, os lançamentos ocorridos pela entrada do canal principal do reservatório ocorreram por 1800 segundos, tendo sido lançadas 900 partículas, com um passo de tempo de 10 segundos. No caso das partículas lançadas nos córregos Areia e Louriçal, foram lançadas 720 partículas em 2 horas, com passo de tempo de 10 segundos. Para a área situada a jusante do dique do reservatório formado pelo

córrego Areia, foram lançadas 20 partículas no primeiro passo de tempo, de 10 segundos.

6.3.1 VMT

6.3.1.1 Reservatório Louriçal

A Figura 46 mostra traçadores lançados no reservatório, através do rio Paraíba do Sul. No início do processo, depois de 15 minutos, as partículas seguem o fluxo principal e são encaminhadas em direção ao túnel de conexão entre as duas áreas. As cores mostram a classificação das partículas conforme seu tempo de vida.

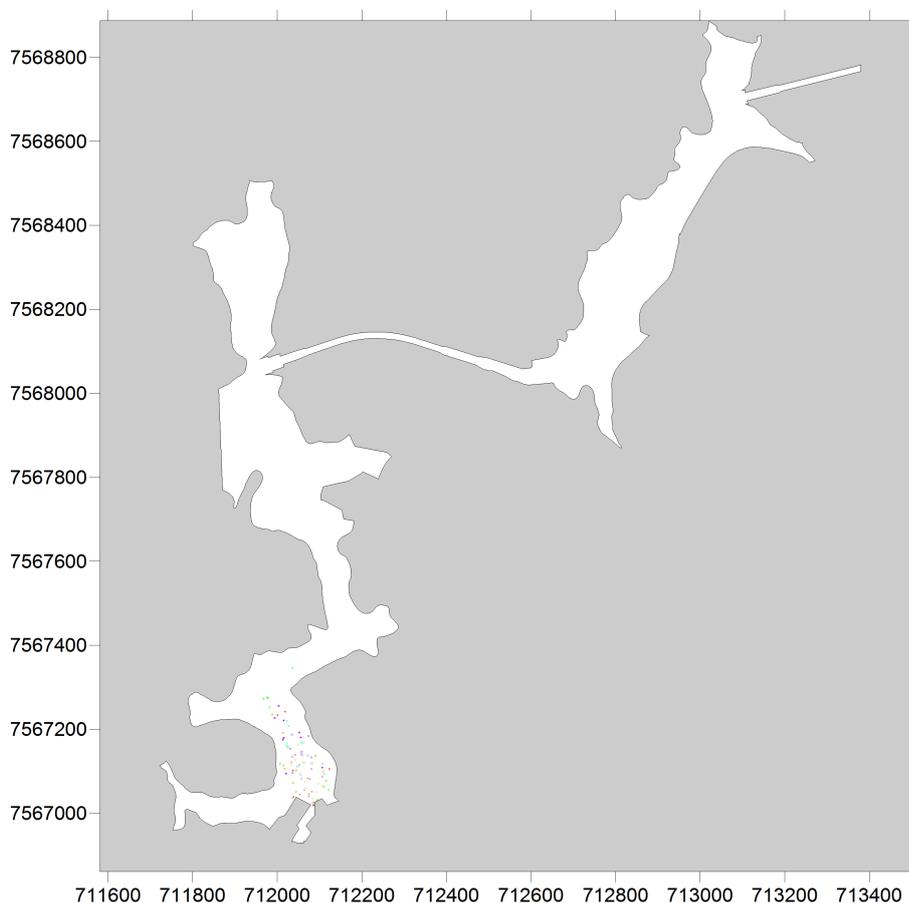


Figura 46: Simulação lagrangeana de partículas em Louriçal. Fase 4, VMT, 15 minutos após o lançamento.

Após duas horas do lançamento, as partículas foram transportadas através do túnel de conexão para a área oeste do reservatório, seguindo em direção à saída do reservatório, como indicado na Figura 47. Parte delas já se direcionou a regiões com menor circulação,

como as bordas do reservatório, pequenas reentrâncias e a parte de jusante do dique do córrego Areia. É exatamente essa região que torna-se a mais preocupante de ponto de vista de circulação e qualidade da água. As velocidades nesse trecho não são muito grandes e a recirculação aí existente tem grande poder de reter as partículas. Por isso, o transporte de partículas nessa região será detalhada nas próximas seções. Após um dia do lançamento (Figura 48) observa-se que a maior parte dos traçadores lançados se encontra nas regiões de mais baixa velocidade. E, após 3 dias todas as partículas deixam o reservatório. Esse tempo de residência das partículas lançadas não necessariamente é equivalente ao tempo de residência do reservatório, mas esse valor relativamente baixo é um bom indicativo, principalmente pensando em qualidade da água.

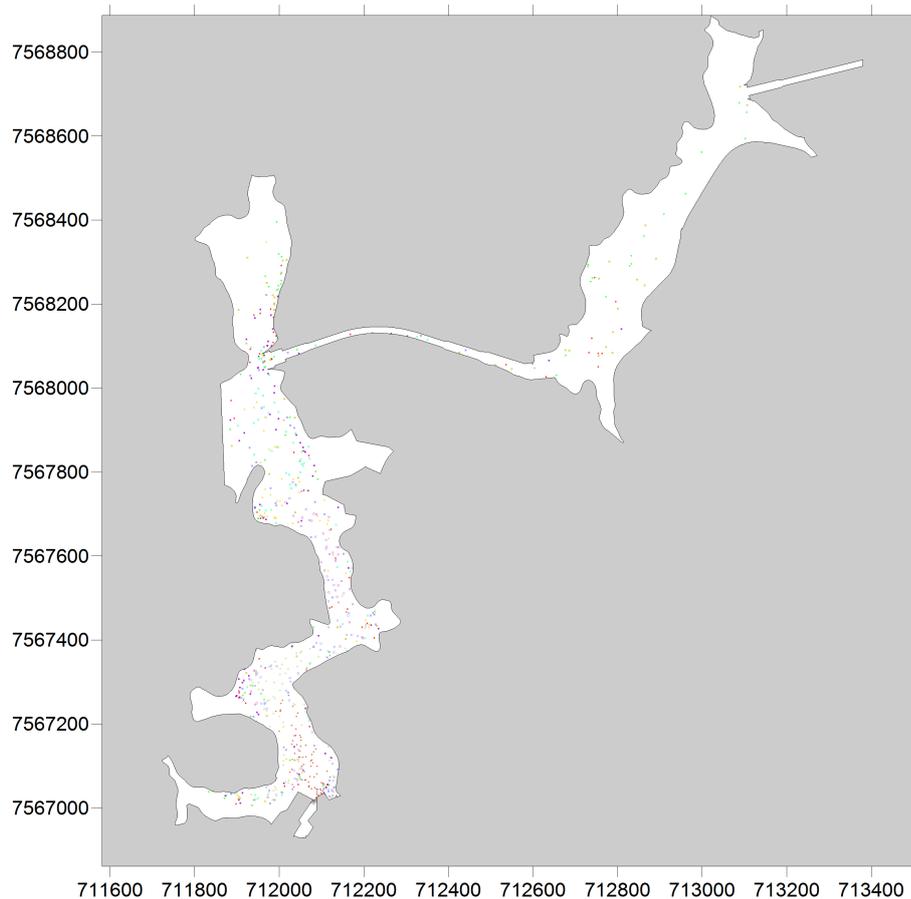


Figura 47: Simulação lagrangeana de partículas em Lourical. Fase 4, VMT, 2 horas após o lançamento.

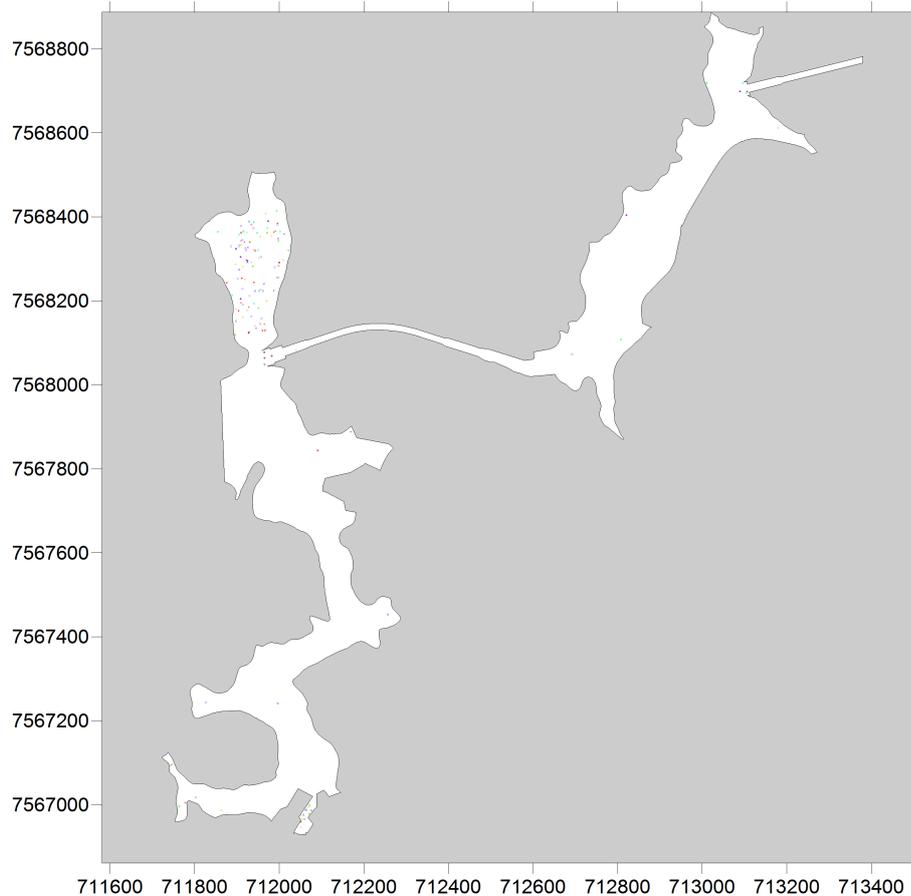


Figura 48: Simulação lagrangeana de partículas em Loureçal. Fase 4, VMT, 24 horas após o lançamento.

6.3.1.2 Reservatório Córrego Areia

Da mesma forma que apresentado para o reservatório Loureçal como um todo, também foi efetuada a simulação do lançamento de partículas pela entrada do córrego Areia para entender o comportamento desses traçadores ao longo do reservatório. A Figura 49 mostra a posição das partículas depois de duas horas de simulação. Até esse tempo foram lançadas 720 partículas.

Após um dia de simulação as partículas percorrem aproximadamente um quilômetro do reservatório do córrego Areia e ainda permanecem bastante unidas, com alguma dispersão apenas nas bordas. Após 5 dias (Figura 50), percebe-se que as partículas "caminharam" aproximadamente três quilômetros e já se encaminham para o vertedouro do dique desse reservatório. Já percebe-se um espalhamento maior das partículas, ainda que

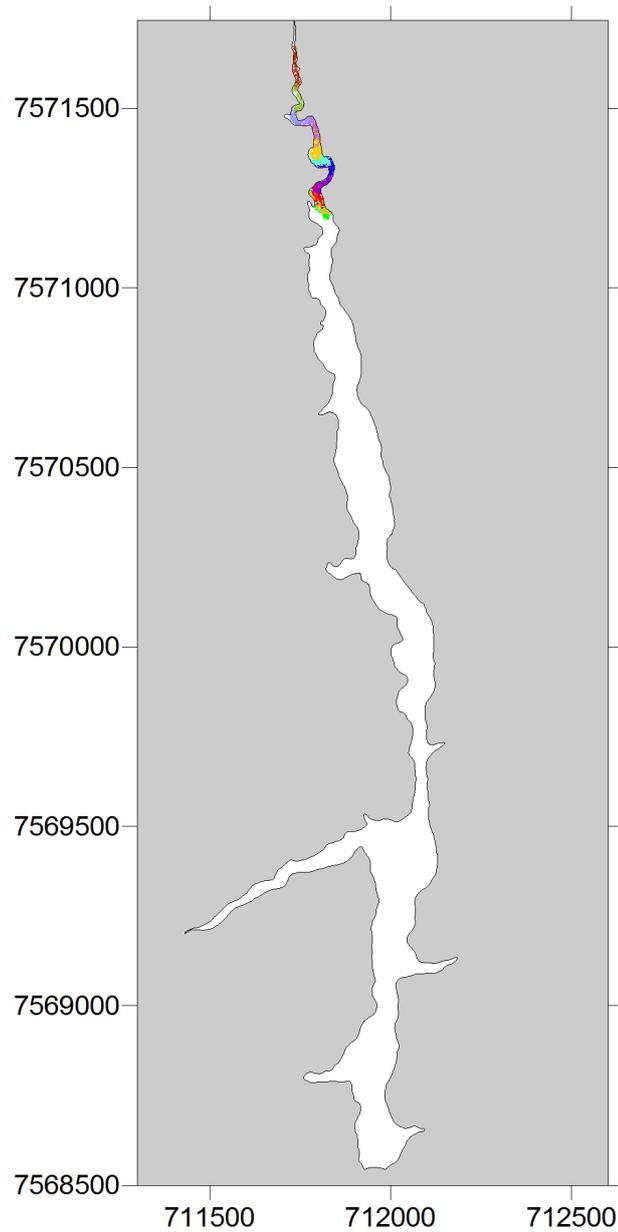


Figura 49: Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Areia. Fase 4, VMT, 2 horas após o lançamento.

haja uma nuvem bem definida de partículas. Isso deve ao fato de esse reservatório ser estreito e dessa forma ter um escoamento bem definido na direção norte-sul e não haver muito espaço para esse espalhamento.

Após 15 dias, mostra-se (Figura 51) que apenas restaram algumas poucas partículas concentradas em reentrâncias e bordas do reservatório do córrego Areia. Deve-se lembrar que o único forçante nesses reservatórios é a vazão do próprio córrego Areia, não sendo

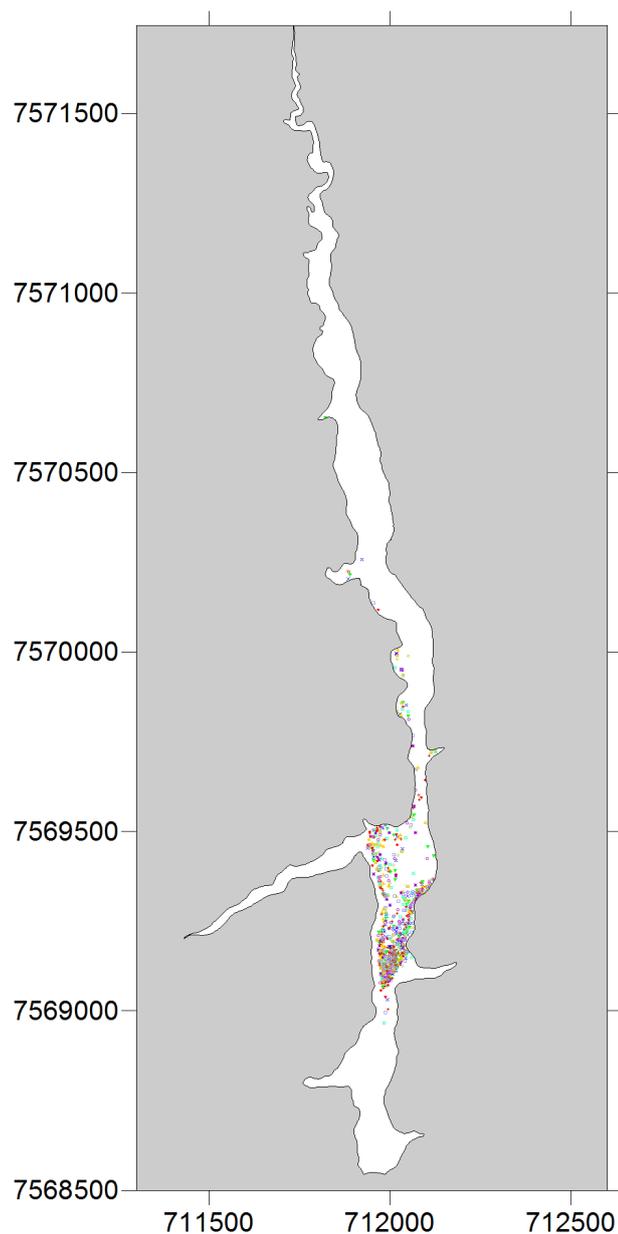


Figura 50: Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Areia. Fase 4, VMT, 5 dias após o lançamento.

levadas em conta possíveis pequenas afluências de água nessas reentrâncias. Se fossem consideradas, provavelmente as partículas não se acumulariam nesses locais. As partículas que ali permaneceram dependem de algum aumento de velocidade da água, que pode ser resultante de vento, alterações de nível ou ainda por alguma vazão afluindo por pequenos olhos d'água situados nas reentrâncias.

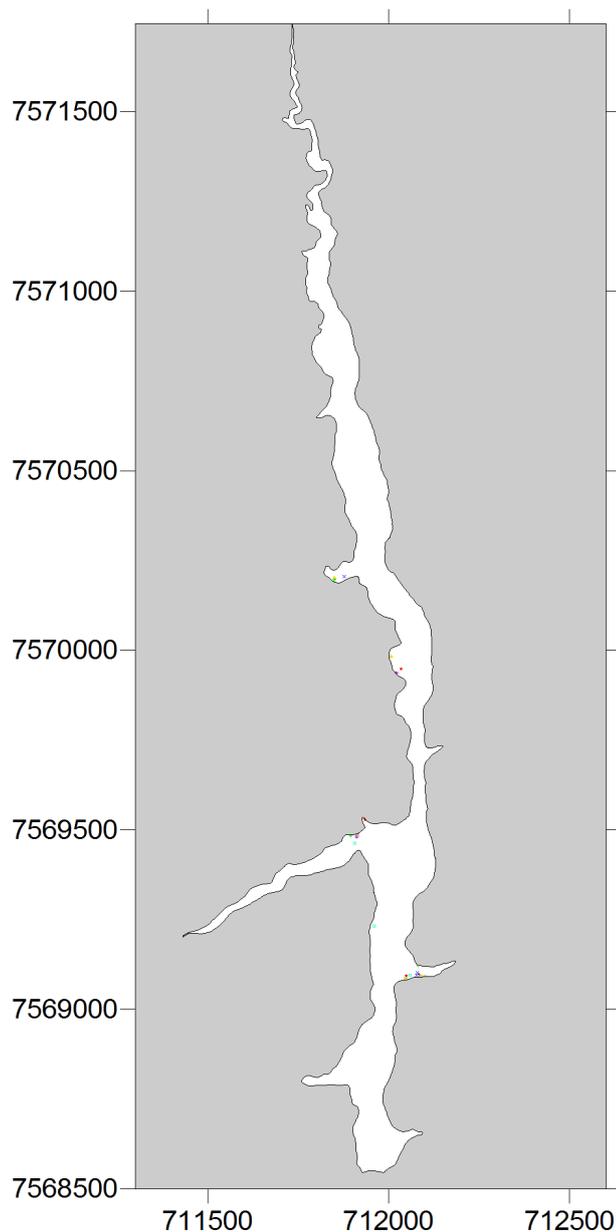


Figura 51: Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Areia. Fase 4, VMT, 15 dias após o lançamento.

6.3.1.3 Reservatório Córrego Louriçal

Da mesma forma que apresentado para o reservatório Louriçal como um todo e para o reservatório do córrego Areia, também foi efetuada a simulação do lançamento de partículas pela entrada do córrego Louriçal para se entender o comportamento desses traçadores ao longo desse reservatório. A Figura 52 mostra a posição das partículas depois de duas horas de simulação. Até esse tempo foram lançadas 720 partículas.

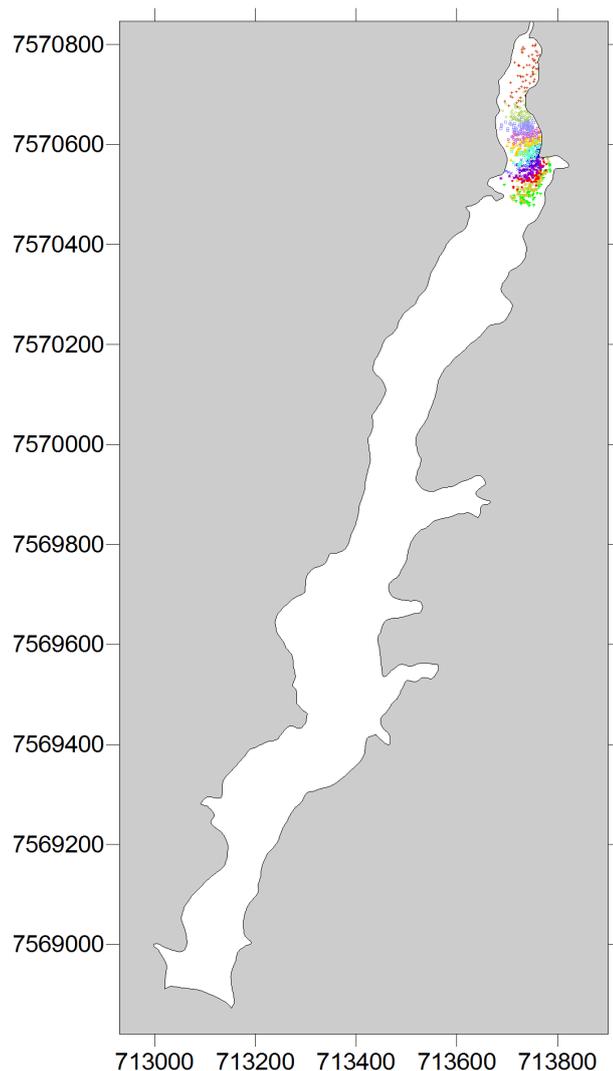


Figura 52: Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Louriçal. Fase 4, VMT, 2 horas após o lançamento.

Após 5 dias (Figura 53) a maioria das partículas já percorreu todo o corpo do braço e se encaminham para próximo do vertedouro do dique desse reservatório ou até já atingiram o dique e passaram ao reservatório de Louriçal. Percebe-se um grande espalhamento das partículas, sendo que algumas começam a se concentrar nas regiões de baixa velocidade.

Aos 10 dias a grande maioria das partículas já escoou para o reservatório de Louriçal, restando apenas algumas nas regiões de mais baixa velocidade nas proximidades da saída do reservatório e também algumas nas reentrâncias. Após 15 dias (Figura 54) restam algumas poucas partículas concentradas em reentrâncias e bordas do reservatório do córrego Louriçal. Da mesma forma, mais uma vez, as partículas dependem de alterações de

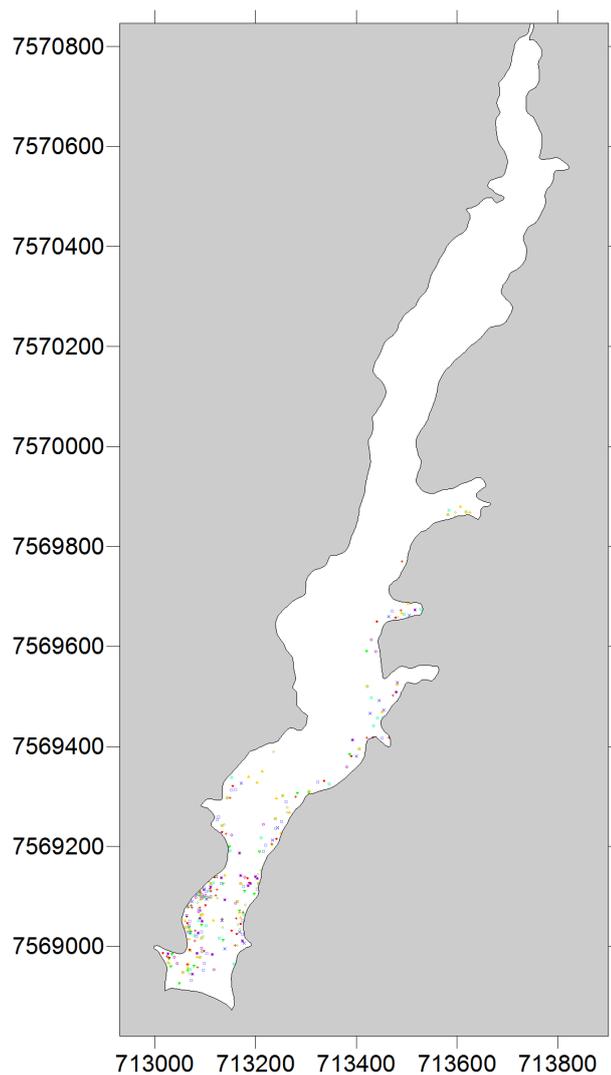


Figura 53: Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Louriçal. Fase 4, VMT, 5 dias após o lançamento.

nível, de ação do vento ou ainda de vazão afluindo por pequenos olhos d'água situados nas reentrâncias.

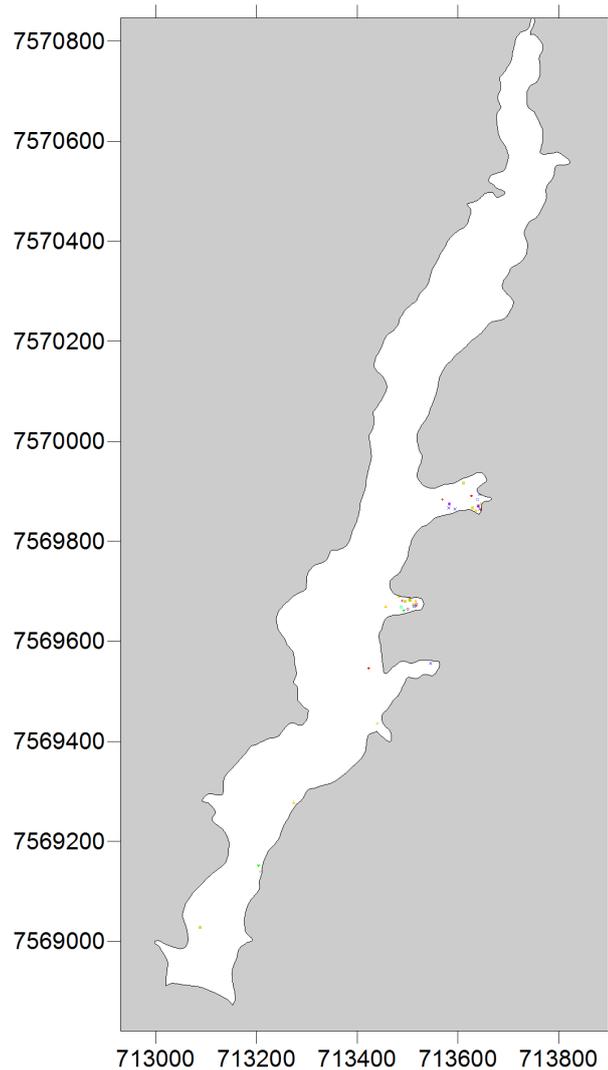


Figura 54: Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Louriçal. Fase 4, VMT, 15 dias após o lançamento.

6.3.1.4 Área a Jusante do Dique do Córrego Areia

Como já comentado, essa região ainda apresenta tendências de recirculação e capacidade de reter partículas em seu interior. Sendo assim, buscou-se determinar os pontos de recirculação e possíveis estagnações do fluxo. A Figura 55 mostra o lançamento de 40 traçadores passivos lançados a jusante do dique do reservatório do córrego Areia.

A Figura 56 apresenta a posição das partículas 24 horas depois do lançamento. Para este instante, observa-se um grande espalhamento das partículas e não se observa nenhum ponto de estagnação. Das 40 partículas lançadas, diagnosticou-se que 15 partículas ainda

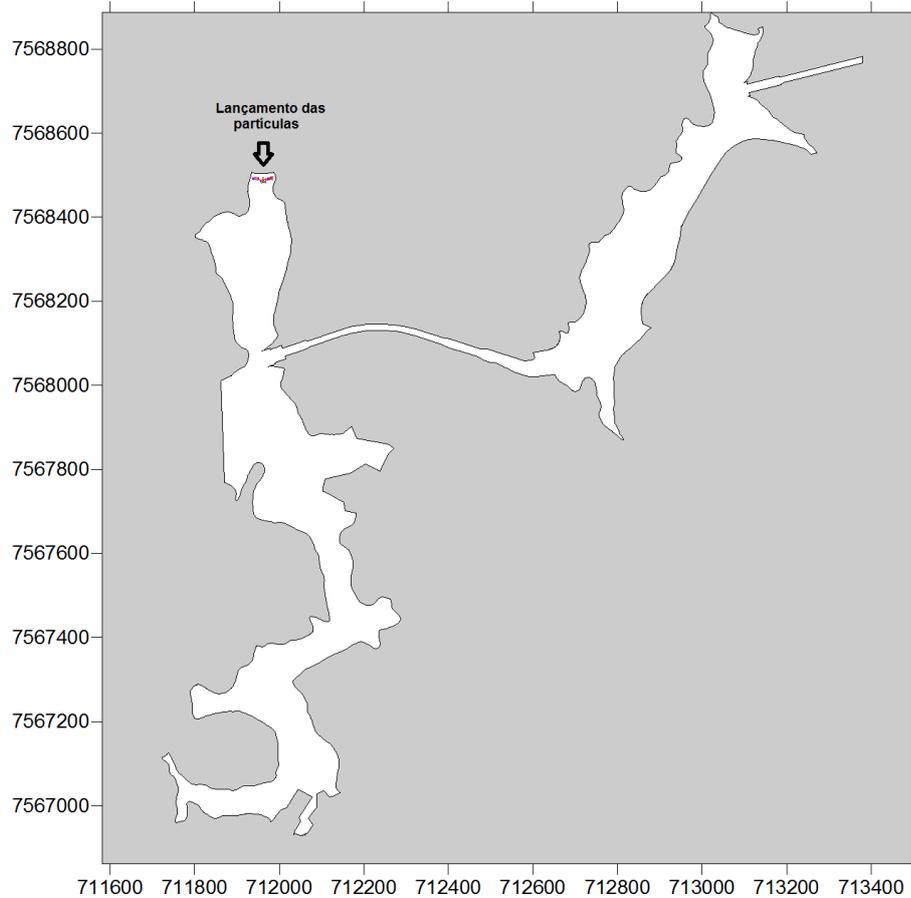


Figura 55: Simulação lagrangeana de partículas na área a jusante do dique do córrego Areia. Fase 4, VMT, instantes após lançamento.

permaneciam no segmento do reservatório onde foram lançadas. As 25 demais haviam saído dali e em sua maioria já haviam inclusive saído do reservatório.

Para $t = 48$ horas (Figura 57) do lançamento, a maior parte dos traçadores foi expulsa do reservatório. Nesse instante contabilizou-se 4 partículas ainda no domínio do reservatório das 40 lançadas, ou seja, após 48 horas do lançamento, 90% das partículas já não se encontram mais no reservatório. Após 72 horas do lançamento (3 dias) a totalidade das partículas foi expulsa do reservatório. Este tipo de análise mostra que a região na qual foram lançadas as partículas não apresenta capacidade de reter por tempo elevado as mesmas. No entanto, estamos analisando o cenário de vazões máximas. Vale aqui um comentário de que ao se iniciar as modelagens, percebeu-se baixíssimas velocidades na área bem próxima ao dique, a jusante. A batimetria original mostrava profundidades da

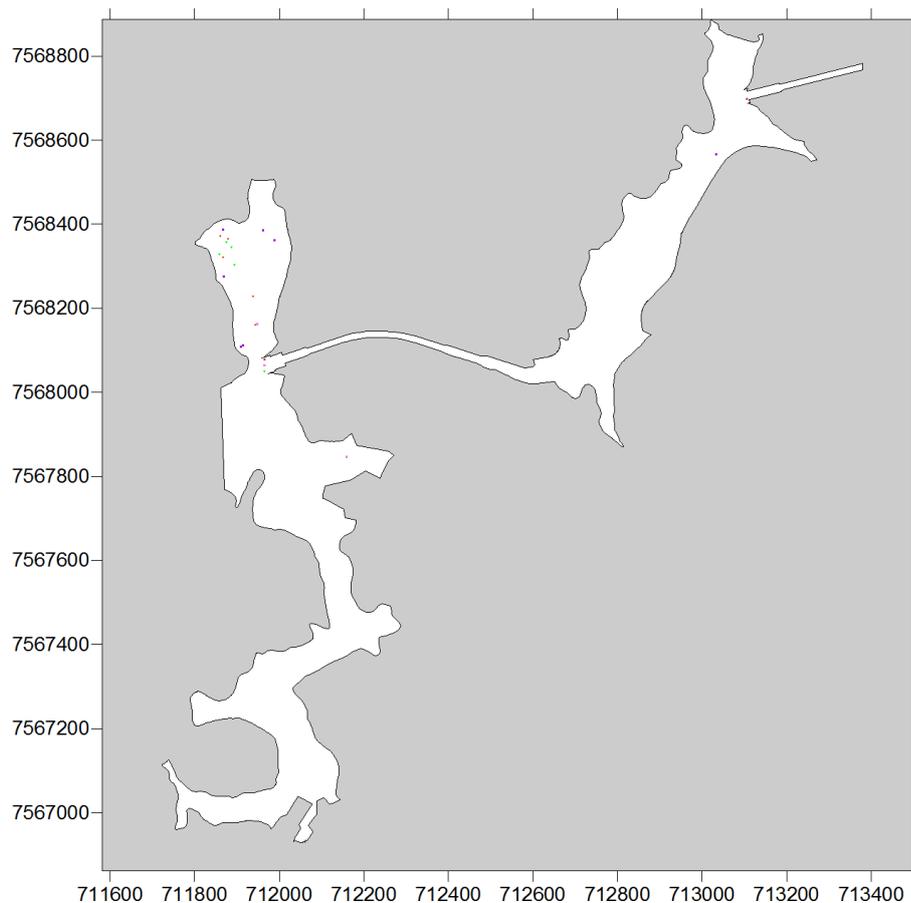


Figura 56: Simulação lagrangeana de partículas na área a jusante do dique do córrego Areia. Fase 4, VMT, 24 horas após lançamento.

ordem de 4 a 8 metros. Sugeriu-se então a modificação de batimetria, com aterros, diminuindo para pouco mais de um metro as profundidades, o que fez com que o escoamento acelera-se, melhorando o transporte das partículas. Todos os resultados aqui mostrados consideram a batimetria modificada.

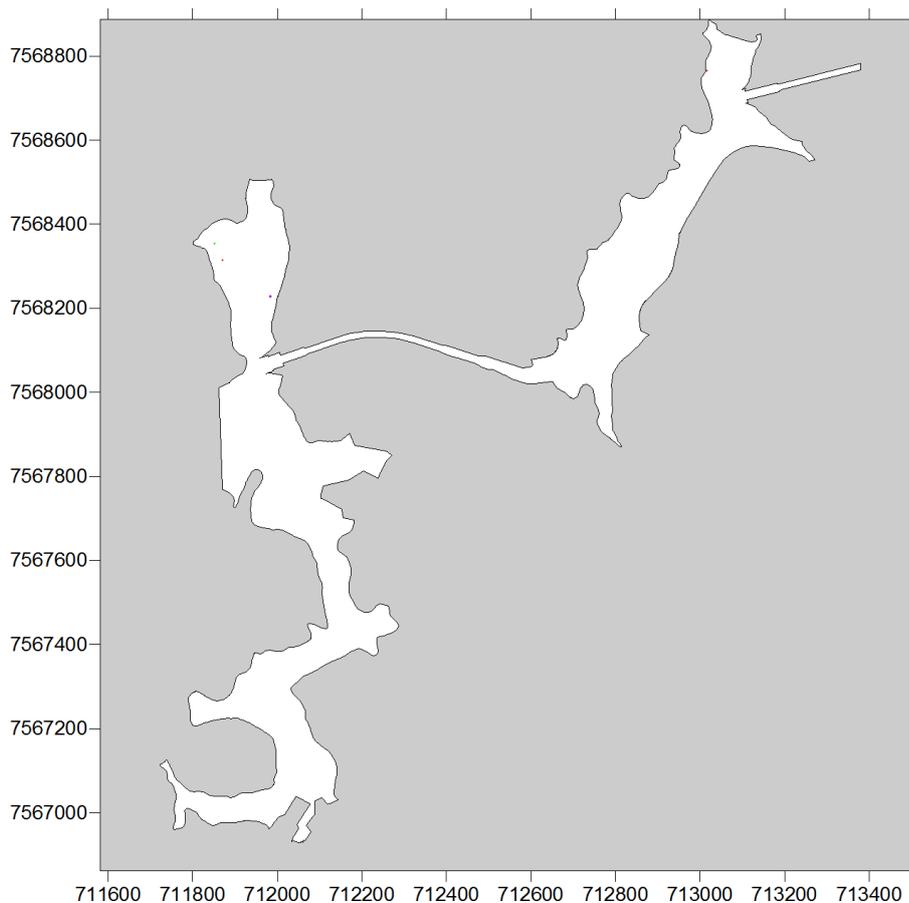


Figura 57: Simulação lagrangeana de partículas na área a jusante do dique do córrego Areia. Fase 4, VMT, 48 horas após lançamento.

6.3.2 Cenário 50

Para este cenário, por não haver grande quantidade de informações novas relevantes a serem mostradas por figuras, optou-se por apenas descrever textualmente o comportamento das partículas nos domínios escolhidos.

6.3.2.1 Reservatório Lourical

Analogamente ao observado anteriormente, o grupo de partículas lançado se desloca transportado pelo fluxo principal. Comparado com o deslocamento sofrido pelas partículas transportadas pelo fluxo de máxima vazão, as partículas do braço, transportadas em um regime de fluxo 50% inferior, se deslocam menos após 24 horas do lançamento. Como era de se esperar, um transporte menos eficiente do que o observado em uma situ-

ação de cheia. No cenário de fluxo de 50% da vazão máxima, as partículas se deslocam em grupos homogêneos com pouco espalhamento. Na realidade esse comportamento foi observado em todas as situações simuladas para diferentes intensidades de fluxos. Mas, nesse cenário as partículas demoraram um pouco mais para atingirem as regiões de mais baixa velocidade. Afinal, o gradiente de velocidade entre o fluxo principal e suas bordas já não é tão grande. Ainda assim, depois de um dia as partículas já se dirigiram para essas regiões de menores velocidades. Depois de três dias de simulação restaram poucas partículas dentro do reservatório, concentradas nas reentrâncias próximas da entrada do reservatório. Após sete dias e meio constatou-se que praticamente 100% das partículas foram expulsas do sistema.

6.3.2.2 Reservatório Córrego Areia

Para esse domínio, após um dia de simulação as partículas percorreram aproximadamente oitocentos metros do reservatório do córrego Areia. Após 5 dias as partículas "caminharam" entre 1,5 e 2 quilômetros do reservatório, aproximadamente 1km a menos que no cenário VMT. Aos 10 dias boa parte das partículas já se encaminhou para o vertedor do dique, ainda que haja partículas espalhadas em aproximadamente 1km da área mais próxima ao dique. Após 30 dias restaram algumas poucas partículas concentradas em reentrâncias e bordas do reservatório do córrego Areia. Mais uma vez as partículas que ali permanecem dependem de algum aumento de velocidade da água para se deslocarem. Percebe-se que o tempo de residência das partículas lançadas já aumentou bastante, tendo praticamente dobrado com relação ao cenário VMT.

6.3.2.3 Reservatório Córrego Areia

Após um dia de simulação as partículas lançadas percorrem aproximadamente mil metros do reservatório do córrego Lourçal. O conjunto de partículas ainda permanece unido, em comportamento muito semelhante ao cenário VMT. Após 5 dias a maioria das partículas já percorreu todo o corpo do braço e se encaminham para próximo do verte-

douro do dique desse reservatório ou até já atingiram o dique e passaram ao reservatório de Louriçal. Mas ainda há grande espalhamento das partículas, sendo que algumas começam a se concentrar nas regiões de baixa velocidade. Aos 10 dias a grande maioria das partículas já escoou para o reservatório de Louriçal, restando apenas algumas nas regiões de mais baixa velocidade nas proximidades da saída do reservatório e também algumas nas reentrâncias. Após 20 dias restam algumas poucas partículas concentradas em reentrâncias e bordas do reservatório do córrego Louriçal.

6.3.2.4 Área a Jusante do Dique do Córrego Areia

Os resultados neste cenário mostraram que depois de oito dias todas as partículas haviam deixado o local de interesse. Os resultados serão melhor comentados na análise conjunta dos resultados.

6.3.3 Cenário de Estiagem

6.3.3.1 Reservatório Louriçal

Devido às baixas velocidades obtidas com as simulações do cenário de mínima vazão, os experimentos com traçadores mostraram um tempo de permanência das partículas superior aos anteriores. Desde o lançamento já foi possível perceber que os traçadores se deslocaram muito menos que nos demais cenários, como pode ser visto na Figura 58. Ainda que com baixas velocidades obtidas em um regime de estiagem extrema, depois de 24 horas a maioria das partículas já deixaram o reservatório. Porém percebe-se ainda uma concentração de partículas em áreas de velocidades mais baixas. Mas, após 3 dias de simulação (Figura 59), percebe-se mais uma vez uma baixa concentração de partículas dentro do reservatório. Elas concentram-se em reentrâncias nas bordas do canal principal e também em reentrâncias da borda do reservatório. Após 11 dias de simulação praticamente todas as partículas foram expulsas do sistema.

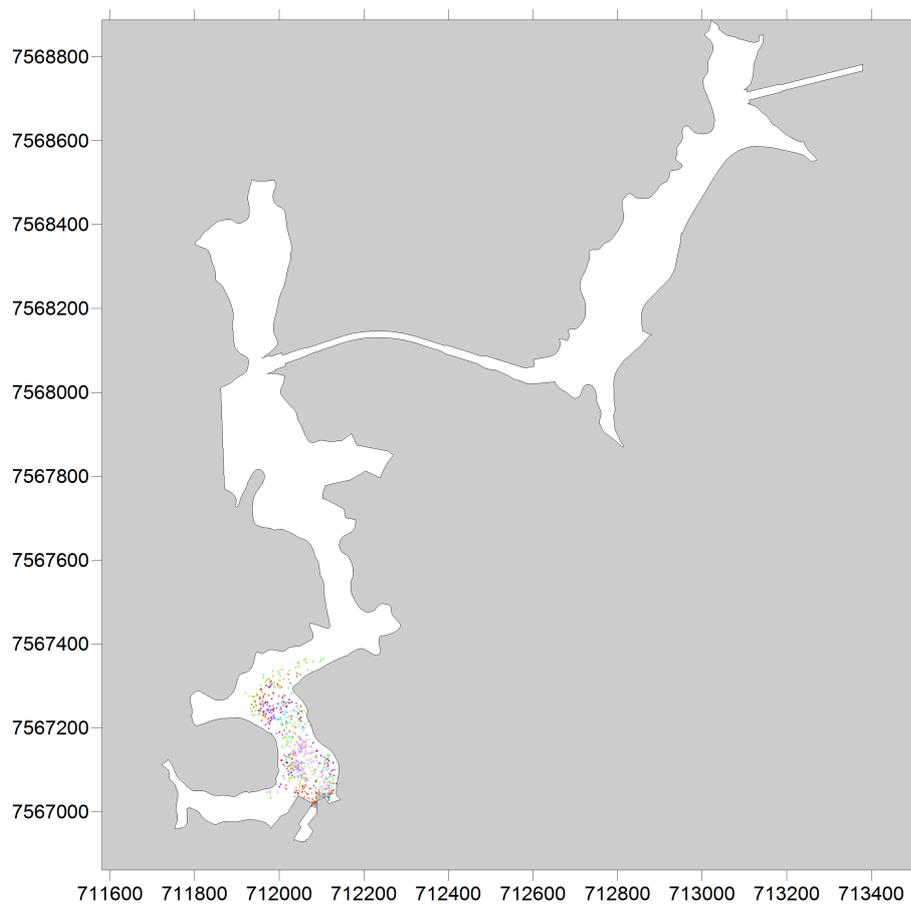


Figura 58: Simulação lagrangeana de partículas em Lourical. Fase 4, cenário estiagem, 2 horas após o lançamento.

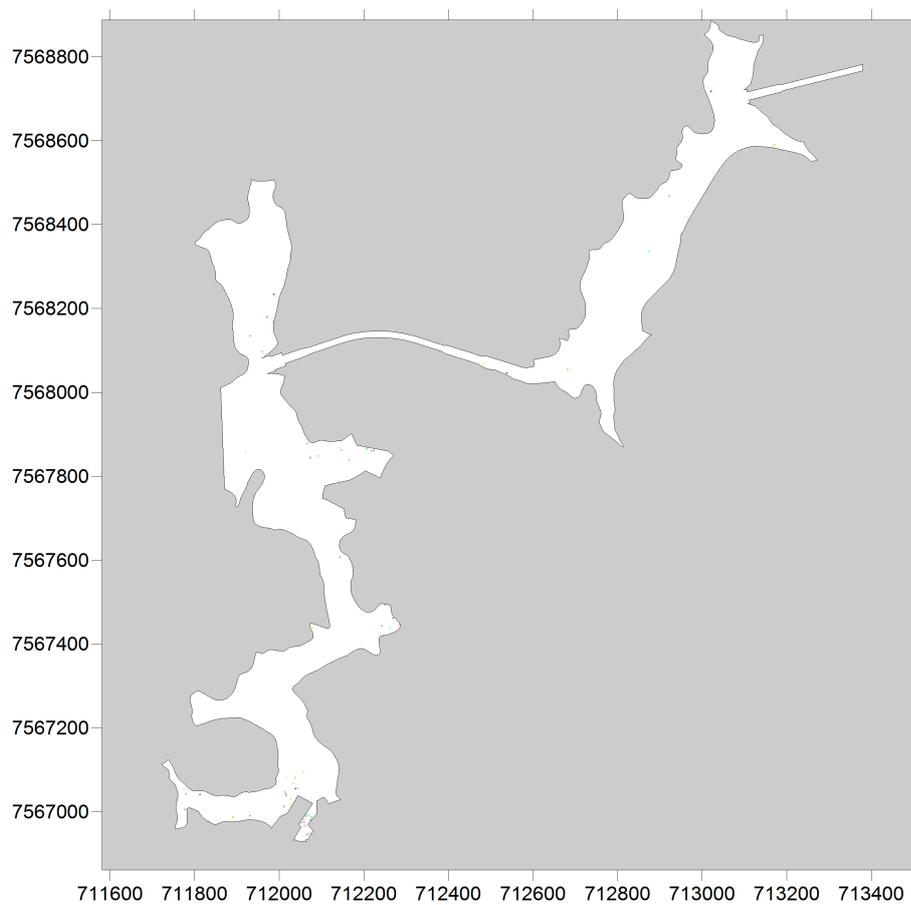


Figura 59: Simulação lagrangeana de partículas em Louriçal. Fase 4, cenário estiagem, 3 dias após o lançamento.

6.3.3.2 Reservatório Córrego Areia

Após um dia de simulação para o reservatório do córrego Areia, as partículas percorreram aproximadamente quatrocentos metros do reservatório do córrego Areia. O conjunto de partículas ainda permanece bastante unido. Após 5 dias as partículas "caminharam" entre 500 e 800 metros do reservatório, aproximadamente 1 km a menos que no cenário 50. Aos 10 dias as partículas saíram do trecho de maiores velocidades (entrada do córrego) e "caminharam" pouco mais 1 km, conforme mostra a Figura 60. Começa a aparecer alguma dispersão da pluma de partículas, sendo que algumas começam a se concentrar nas bordas do reservatório.

Após 50 dias (Figura 61), a maioria das partículas se encaminha para o vertedouro do dique, sendo que as partículas estão dispersas por aproximadamente 1 km nas proximidades do mesmo. Só após 200 dias percebeu-se que praticamente a totalidade de partículas saiu desse compartimento e se dirigiram para o reservatório Lourical. Percebe-se também que alguns traçadores permanecem nesse compartimento, em regiões de baixa velocidade, como reentrâncias e bordas. Um evento de estiagem como esse tem uma probabilidade muito baixa de ter uma duração de 100 dias (ainda mais sem a presença de vento). Sendo assim, considera-se que nesse período haverá mudanças nas velocidades de corrente nesses locais, fazendo a água escoar mais rápido por ali e propiciando a circulação de massas d'água que por ali estivessem "estacionadas".

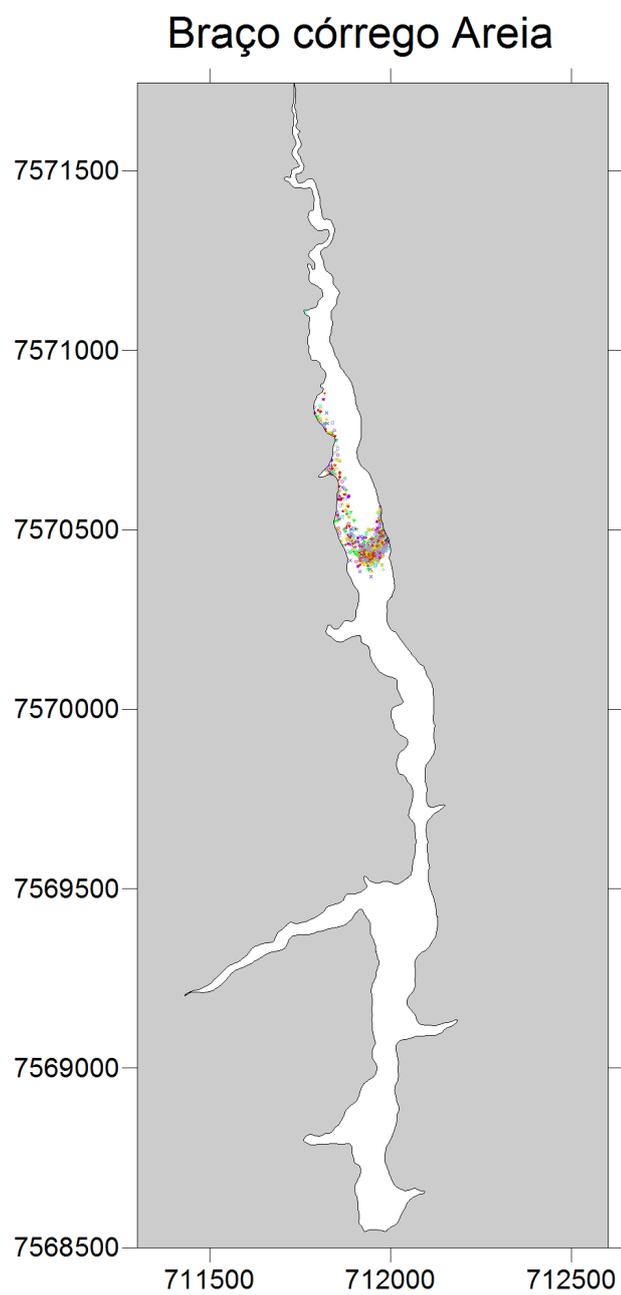


Figura 60: Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Areia. Fase 4, cenário de estiagem, 10 dias após o lançamento.

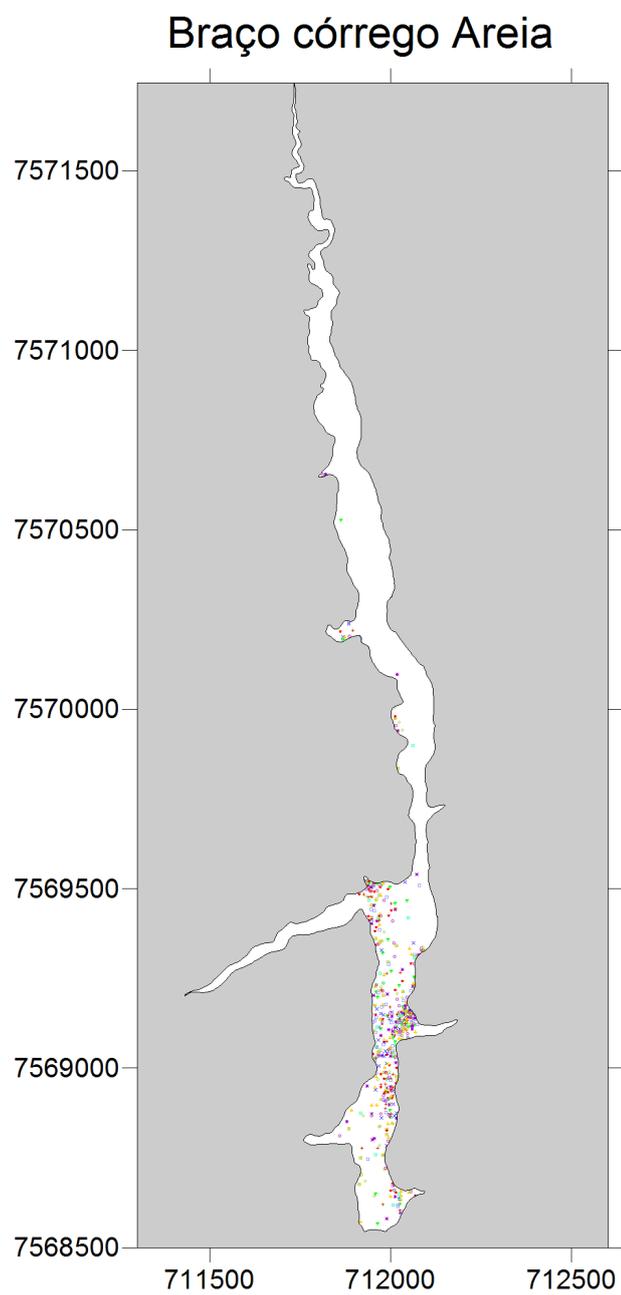


Figura 61: Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Areia. Fase 4, cenário de estiagem, 50 dias após o lançamento.

6.3.3.3 Reservatório Córrego Louriçal

Após um dia de simulação as partículas percorrem aproximadamente mil metros do reservatório do córrego Louriçal. O conjunto de partículas permanece mais unido que nos cenários VMT e 50, principalmente por ter "caminhado" bem menos, aproximadamente 400 metros, contra aproximadamente 1000 metros no cenário VMT. Após 5 dias (Figura 62), a maioria das partículas percorreu aproximadamente 100 metros do corpo do braço. Percebe-se ainda um pequeno espalhamento das partículas.

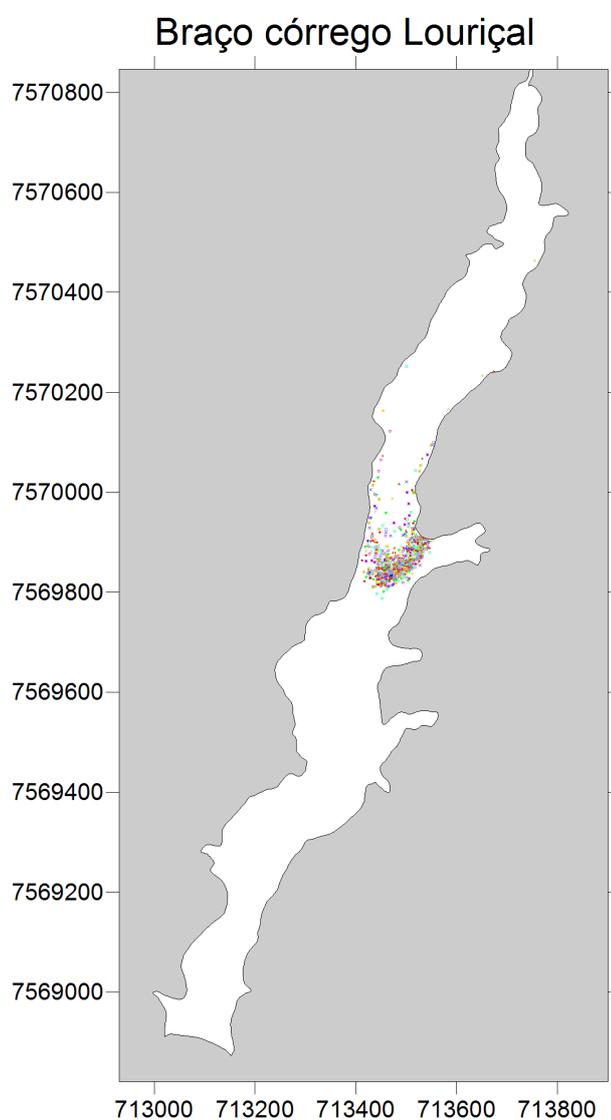


Figura 62: Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Louriçal. Fase 4, cenário de estiagem, 5 dias após o lançamento.

Aos 10 dias a grande maioria das partículas atingiu a parte mais larga do reservatório.

Nesse local elas se espalharam mais, por aproximadamente 400 metros (ver Figura 63, lado esquerdo). Após 50 dias (63, lado direito) restam bem menos partículas no corpo do reservatório do córrego Louriçal. A maioria já foi expulsa do sistema após atingir o dique. Percebe-se um início de concentração das partículas em regiões de baixa velocidade. Apenas após 100 dias é que restam poucas partículas concentradas em reentrâncias e bordas do reservatório do córrego Louriçal.

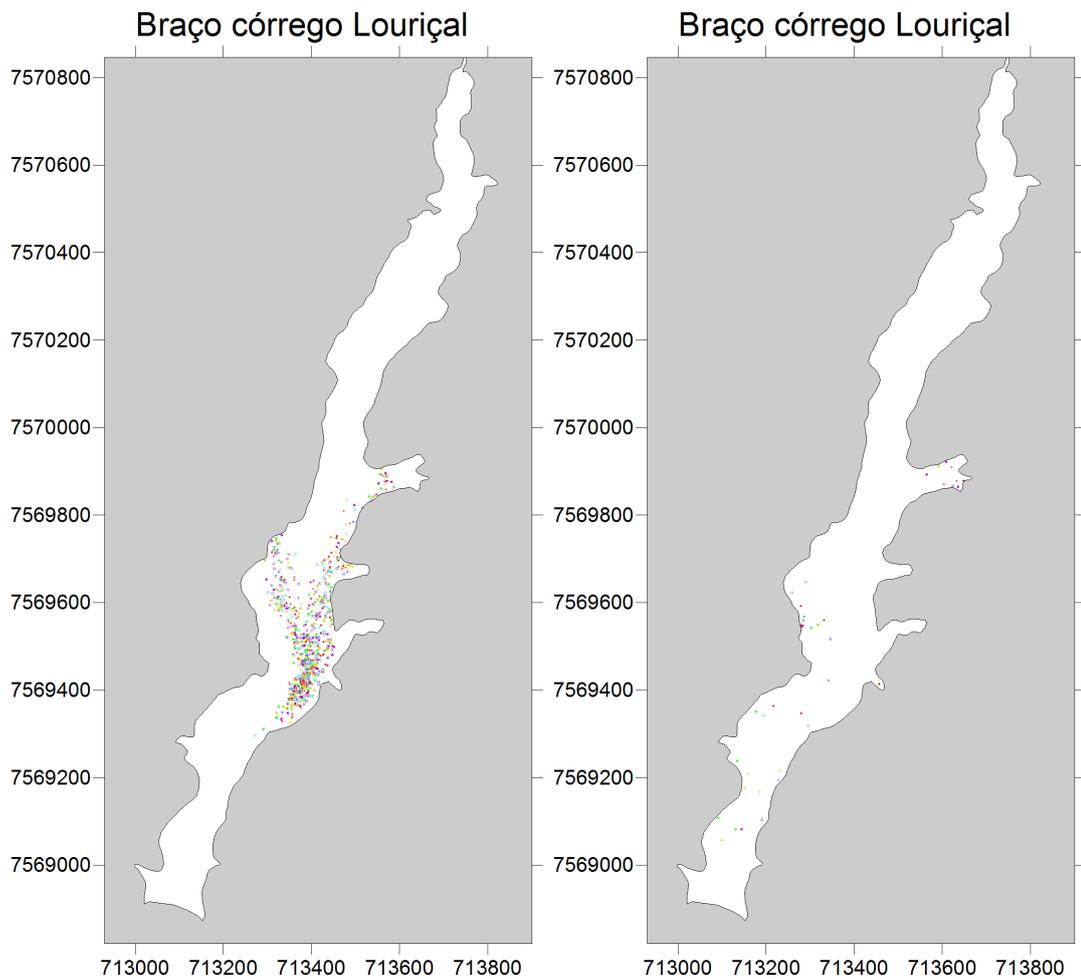


Figura 63: Simulação lagrangeana de partículas no reservatório do córrego Louriçal. Fase 4, cenário de estiagem, 10 e 50 dias após o lançamento.

6.3.3.4 Área a Jusante do Dique do Córrego Areia

Dos 40 traçadores lançados do dique do reservatório córrego Areia, depois de 24 horas do lançamento, há grande espalhamento das partículas e não se observa nenhum ponto de estagnação e 24 partículas ainda permaneciam no segmento do reservatório onde foram

lançadas. As 16 demais já haviam saído dali e em sua maioria já haviam inclusive saído do reservatório. Após 48 horas (Figura 64) do lançamento, a maior parte (24 partículas) dos traçadores foram expulsos do reservatório. Após 10 dias, contabilizou-se 4 partículas dentro dessa região. Ou seja, após 10 dias do lançamento, 90% das partículas já não se encontram mais no reservatório.

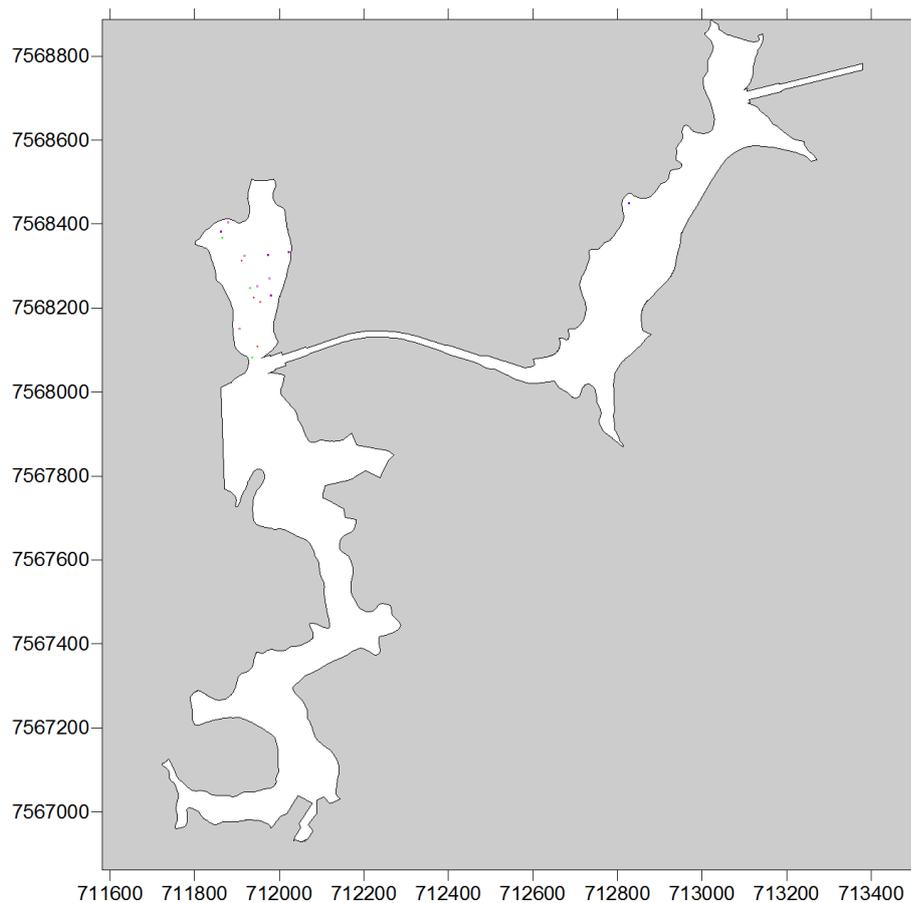


Figura 64: Simulação lagrangeana de partículas na área a jusante do dique do córrego Areia. Fase 4, cenário de estiagem, 48 horas após lançamento.

7 Resultados - Modelagem da Qualidade da Água

Segundo Marcé et al. (2010), a qualidade da água em reservatórios é altamente dependente da afluência de matéria orgânica e nutrientes pelos tributários. No entanto, no caso dos reservatórios de Simplicio, praticamente todos eles apresentam tributários com baixa vazão e alta qualidade, tornando a qualidade da água dos reservatórios quase totalmente dependente da qualidade da água advinda do rio Paraíba do Sul.

Depois de mostrados os resultados das modelagens hidrodinâmicas e lagrangeanas para Louriçal, neste capítulo serão mostrados os resultados das modelagens da qualidade da água. Segundo Olem e Flock (1990), modelar o corpo hídrico antes de seu enchimento é a melhor e mais barata forma de se prevenir problemas como eutrofização e baixa qualidade da água de reservatórios. Depois de formados, os reservatórios tornam-se passivos à dinâmica da bacia que a ele aflui. Se a qualidade da água da bacia está ruim, a qualidade dele tende também a ser. Política de manejo de grandes bacias costumam ser muito custosas. Técnicas e procedimentos para melhora *in situ* da qualidade da água (aeração artificial ou imobilização de fósforo) também são muito custosas e nem sempre apresentam garantia de resultados.

Ainda que as modelagens hidrodinâmica e lagrangeana mostrem resultados que por si só já eram capazes de gerar conclusões sobre a qualidade da água, a modelagem dá maior segurança aos tomadores de decisão e realmente seus resultados são capazes de gerar decisões mais diretas, sem grande margem para interpretação.

Um fato que deve ser mencionado é o de que o modelo utilizado não foi calibrado, ou seja, os resultados da modelagem não foram comparados com dados medidos dentro dos reservatórios. Tal operação é impossível considerando que os lagos ainda não foram formados. Assim, a modelagem está sendo usada como ferramenta de predição do estado da qualidade da água dos reservatórios, permitindo avaliações qualitativas.

7.1 Fase 2

Como já comentado nos capítulos anteriores, para a fase 2 dos estudos, foram simulados os cenários hidrológicos de cheia e de estiagem, já descritos na seção 4.3.4. A seguir serão apresentados os resultados dessas simulações. Serão apresentados os resultados dos seguintes parâmetros: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), amônia, nitrato e fósforo total. A temperatura também foi simulada, mas seus resultados não serão apresentados por não influenciarem de maneira significativa nos resultados.

7.1.1 Cenário de Cheia

Os resultados da simulação de qualidade da água do reservatório de Louriçal com cenário de vazões de cheia mostraram que a DBO é mantida em torno de 2 mg/L por quase toda a extensão do reservatório (Figura 65), em função da presença de concentrações de OD adequadas para a oxidação da matéria orgânica e do intenso transporte advectivo-difusivo. Já as concentrações de OD denotam três regiões distintas: o canal principal (com valores entre 4,35 e 5,0 mg/L) e os leitos de cada um dos reservatórios (com valores entre 4,5 e 10,0 mg/L). No canal principal, a distribuição das concentrações de OD mostram que, devido à forte advecção, não houve tempo suficiente para que a reaeração aumentasse o OD na água. Com campos de velocidades menos intensos nos dois principais tributários do reservatório de Louriçal e tempos de residência maiores, o coeficiente de reaeração exerce influência significativa no incremento das concentrações de OD. Além disso, ao observar a Figura 65, percebe-se a dispersão das concentrações mais altas de OD provenientes do

tributário Areia no canal principal.

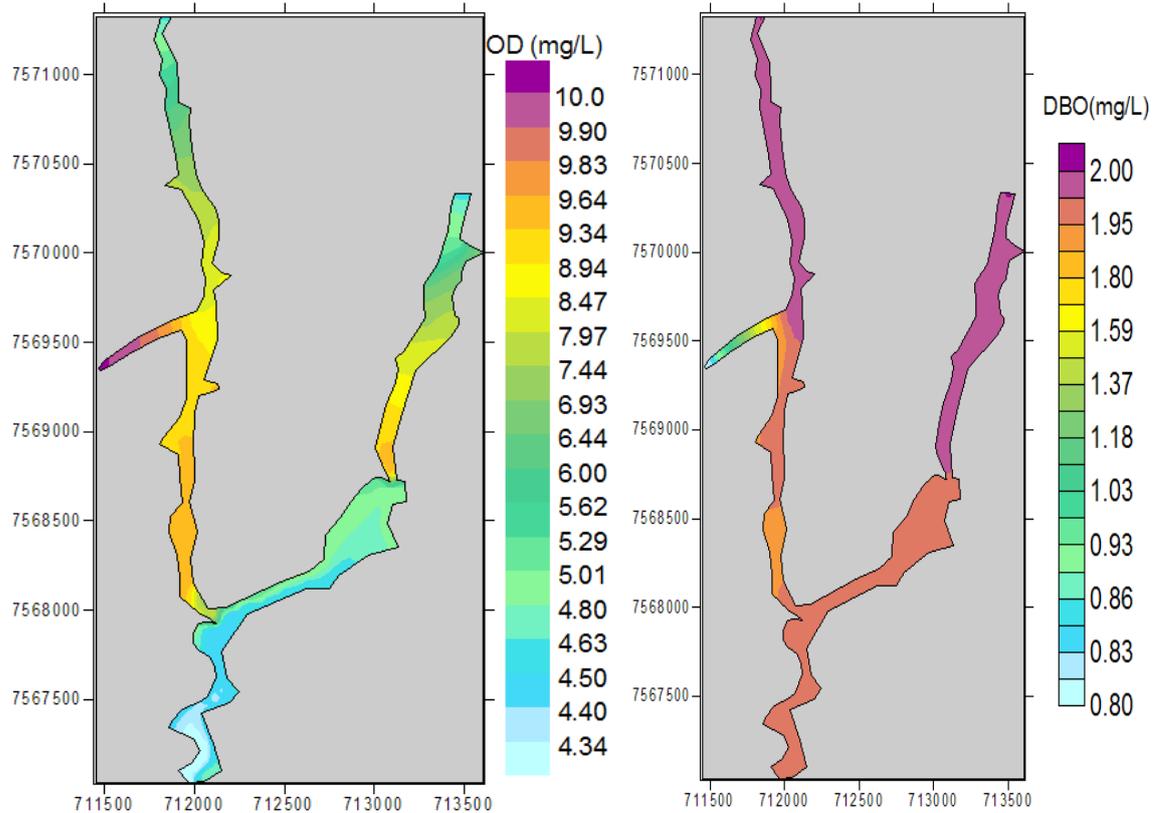


Figura 65: Concentração de OD e DBO em Louriçal, Fase 2, cheia.

As concentrações de amônia, nitrato e fósforo total apresentaram o mesmo padrão de distribuição espacial, sendo mais altas no canal principal e mais baixas nos tributários, conforme ilustrado nas Figuras 66 e 67. No canal principal, o transporte advectivo-difusivo exerce uma maior influência nas concentrações destes compostos do que as reações de oxidação-redução, o que aproximou as simulações de amônia, nitrato e fósforo a simulações de transporte de constituintes passivos. Já nos tributários, aonde os tempos de residência são maiores, é possível perceber um ligeiro aumento das concentrações de amônia e nitrato devido à fixação do nitrogênio atmosférico e à oxidação da amônia. Vale ressaltar a eficácia da estrutura hidráulica proposta na foz do tributário Areia, diante da percepção das plumas de OD, nitrato, amônia e fósforo totalmente liberadas no canal principal.

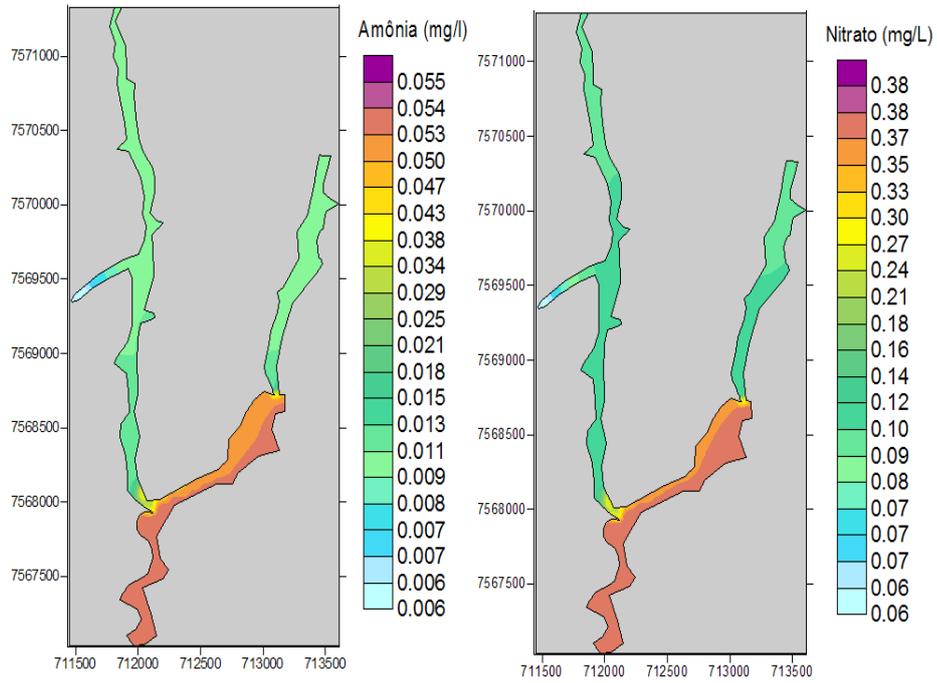


Figura 66: Concentração de Amônia e Nitrito em Louriçal, Fase 2, cheia.

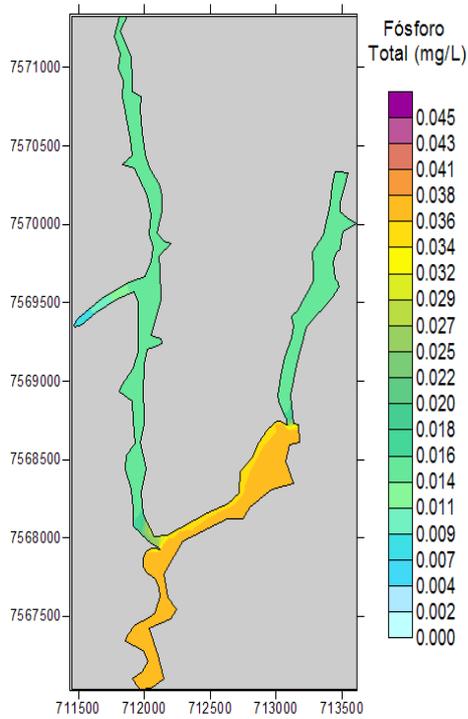


Figura 67: Concentração de fósforo total em Louriçal, Fase 2, cheia.

7.1.2 Cenário de Estiagem

Os resultados da simulação de qualidade da água do reservatório de Louriçal com cenário de vazões de estiagem mostraram distribuições espaciais de OD e DBO mais homogêneas do que as observadas no cenário de cheia, com valores de OD entre 8,8 e 9,3 mg/L e de DBO entre 1,8 e 2,0 mg/L na maior parte do reservatório. A homogeneidade destas distribuições, ilustradas na Figura 68, denota um maior equilíbrio entre as influências do transporte advectivo-difusivo e as reações de oxi-redução causado pelo tempo de detenção mais elevado no cenário de estiagem.

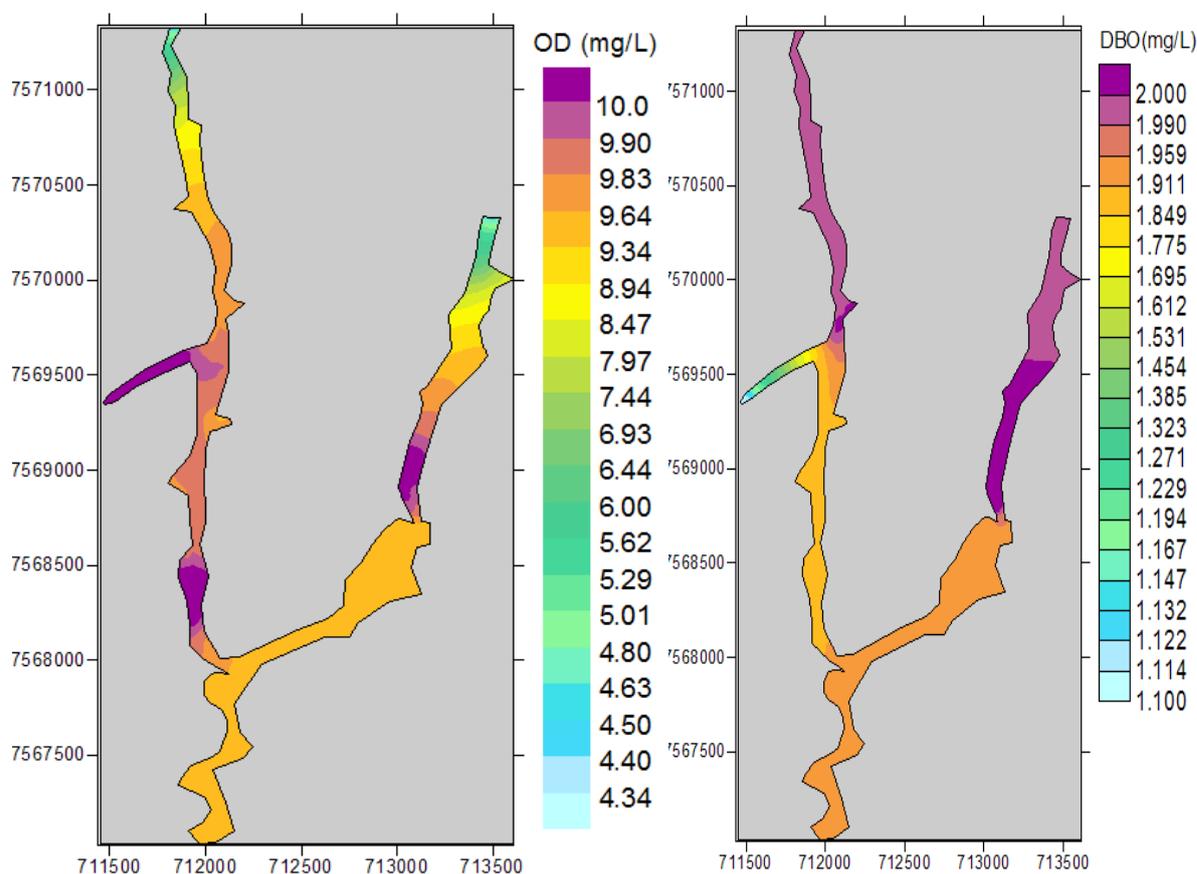


Figura 68: Concentração de OD e DBO em Louriçal, Fase 2, estiagem.

As concentrações de amônia, nitrato e fósforo total apresentaram o mesmo padrão de distribuição espacial, sendo mais altas no canal principal e mais baixas nos tributários, conforme ilustrado nas Figuras 69 e 70. No canal principal, o transporte advectivo-difusivo exerce uma maior influência nas concentrações destes compostos do que as reações de oxi-

redução, entretanto no cenário de vazão de estiagem já é possível perceber uma leve degradação da amônia. Já nos tributários, aonde os tempos de residências são maiores, é possível perceber um maior aumento das concentrações de amônia e nitrato devido à fixação do nitrogênio atmosférico e à oxidação da amônia.

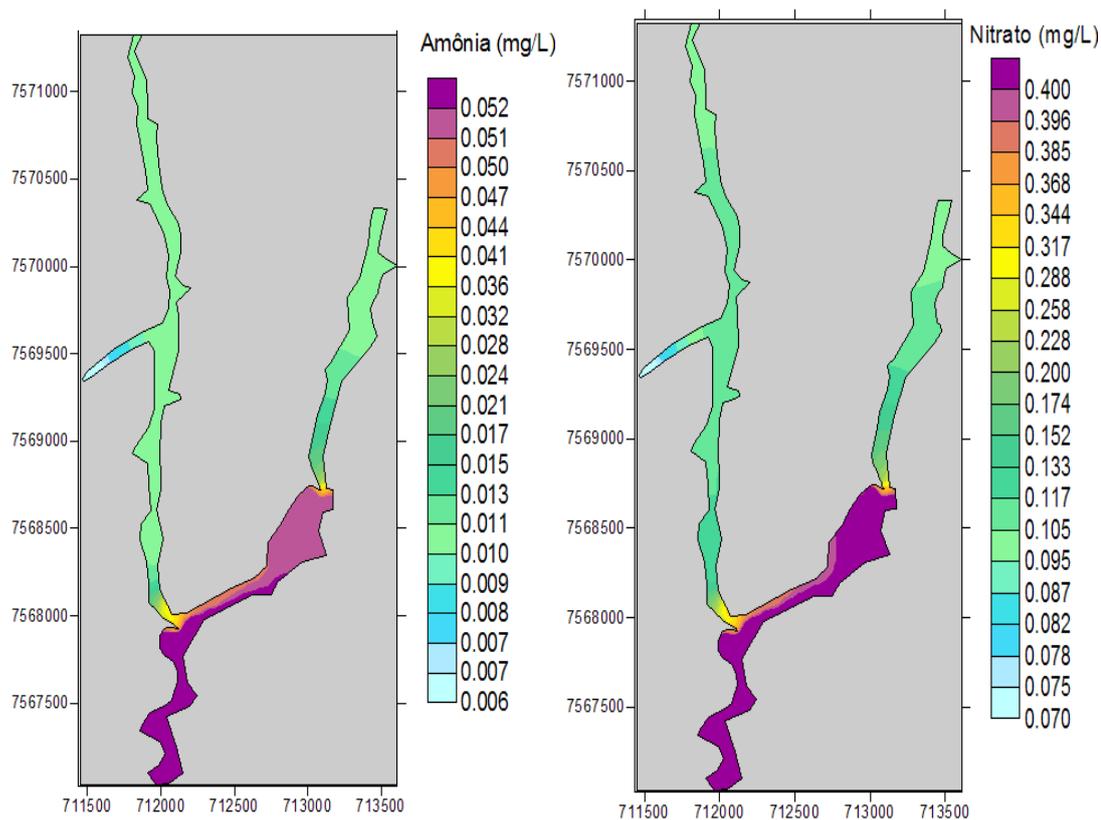


Figura 69: Concentração de Amônia e Nitrato em Louriçal, Fase 2, estiagem.

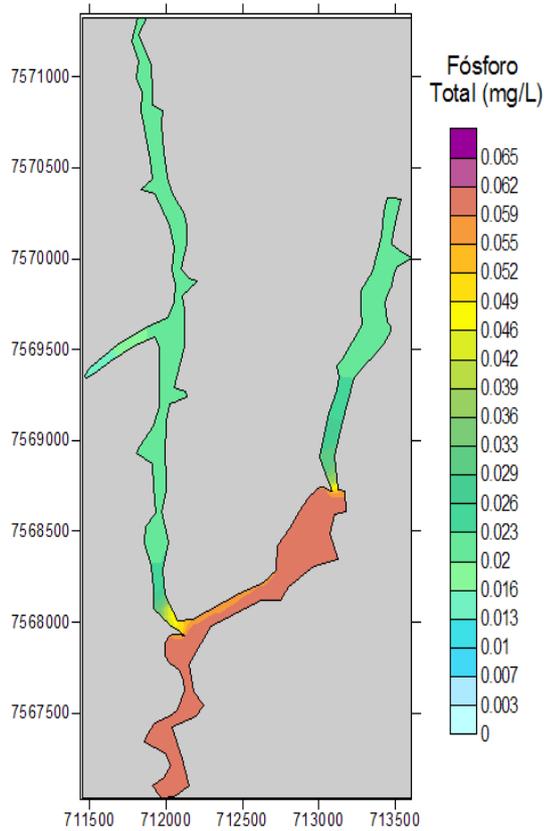


Figura 70: Concentração de fósforo total em Louriçal, Fase 2, estiagem.

7.2 Fase 3

A seguir são apresentados os resultados das simulações para os 4 cenários hidrológicos. Para ajudar a referenciar e interpretar os resultados no texto, foram incluídas seções transversais ao longo dos braços de Louriçal na apresentação das figuras dos parâmetros simulados. Para esta fase do estudo, depois de concluir-se na fase anterior que as concentrações de nitrogênio não se mostrava preocupante, incomodou-se em detalhar os resultados para fósforo.

7.2.1 Cenário VMT

As concentrações de OD (Figura 71) denotam três regiões distintas: o canal principal (com valores entre 4,0 e 5,0 mg/L) e os leitos dos córregos Areia e Louriçal (com

valores entre 5,0 e 8,0 mg/L). No canal principal a distribuição das concentrações de OD se mostra intensamente dependente da qualidade da água do rio Paraíba do Sul, cuja concentração de OD usada nas simulações foi de 4,35 mg/L (vindo do reservatório Tocaia). Isto ocorre porque a significativa advecção no canal principal em condições de vazão máxima turbinada oferece tempo de residência insuficiente para que o coeficiente de reaeração incremente o OD na água. Neste cenário, as altas concentrações de OD que chegam no reservatório por meio dos tributários (7,09 mg/L) permanecem na faixa entre 6,0 e 7,0 mg/L até a seção 11 para o córrego Areia e a seção 20 para o córrego Louriçal. Isto significa que a maior parte da área alagada destes tributários permanece com concentrações de OD condizentes com padrões da classe 1 da Resolução CONAMA 357/2005. As concentrações de OD atingem a faixa de 4,0 a 5,0 mg/L somente nas seções 13 e 22 dos córregos Areia e Louriçal, respectivamente. Estas baixas concentrações de OD devem-se às significativas recirculações hidrodinâmicas e consequentes misturas por advecção nas áreas que se situam próximas às entradas do canal intermediário e do túnel de saída. Os resultados da simulação de qualidade da água do reservatório de Louriçal com cenário de vazão máxima turbinada mostraram que a DBO é mantida em torno de 2 mg/L por quase toda a extensão do reservatório (Figura 71), especialmente porque as concentrações deste parâmetro em todos os contribuintes ao reservatório se encontram no limite de detecção laboratorial, que é de 2 mg/L.

Nas simulações, o regime estacionário das concentrações de fósforo orgânico e inorgânico (que foram somados para gerar as concentrações de fósforo total) demandou 09 dias para sua estabilização e apresentou padrão de distribuição semelhante ao das concentrações de OD, conforme mostra a Figura 72. Verificou-se que na parcela da extensão dos tributários a mistura de concentrações mais altas (0,06 mg/L de fósforo total proveniente do rio Paraíba do Sul)(Figura 73) fica restrita aos trechos de cerca de 500 metros próximos às entradas do canal intermediário e do túnel de saída (seções 12 e 13 do córrego Areia e 21 e 22 do córrego Louriçal). No caso do fósforo orgânico as concentrações se estabilizaram na faixa entre 0,010 e 0,020 mg/L ao norte da seção 11 do córrego Areia

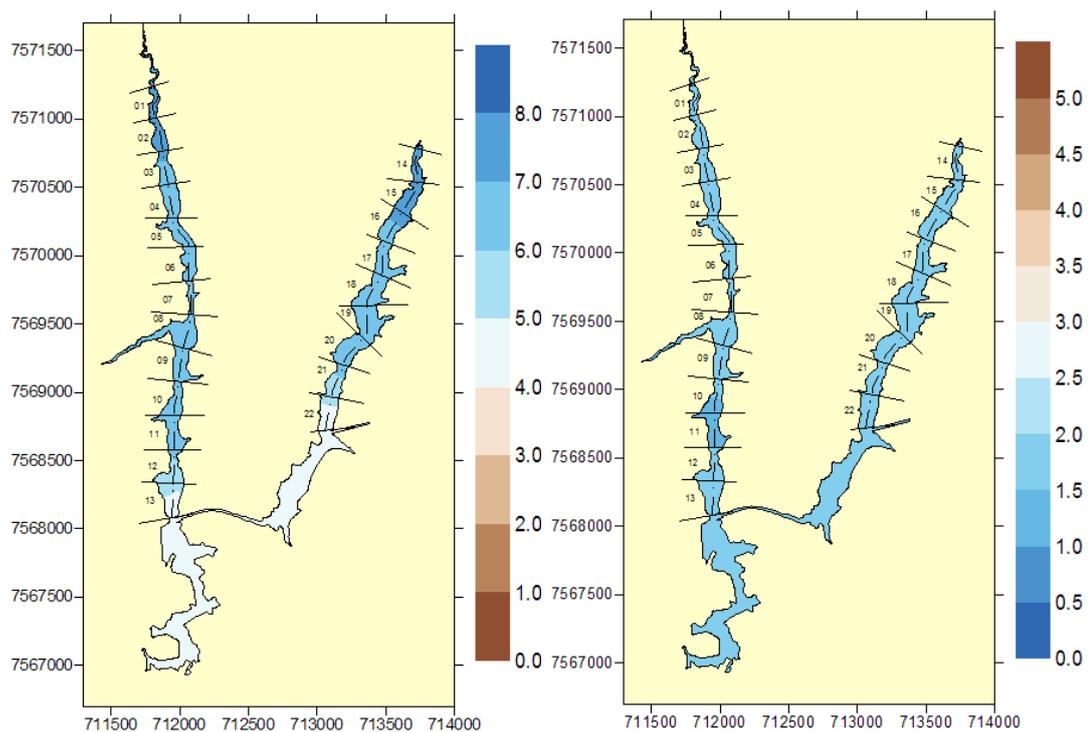


Figura 71: Concentração de OD e DBO em Louriçal, Fase 3, VMT.

e da seção 20 do córrego Louriçal. Nessas mesmas regiões, as concentrações de fósforo inorgânico se estabilizaram entre 0,005 e 0,010 mg/L.

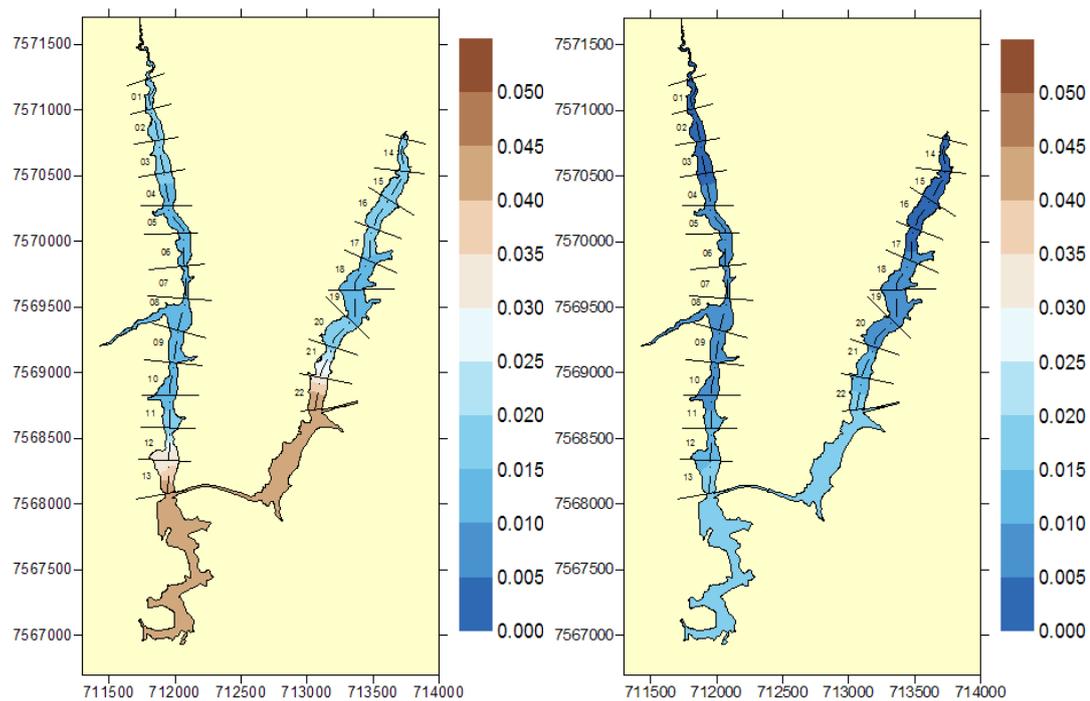


Figura 72: Concentração de fósforo orgânico e inorgânico em Louriçal, Fase 3, VMT.

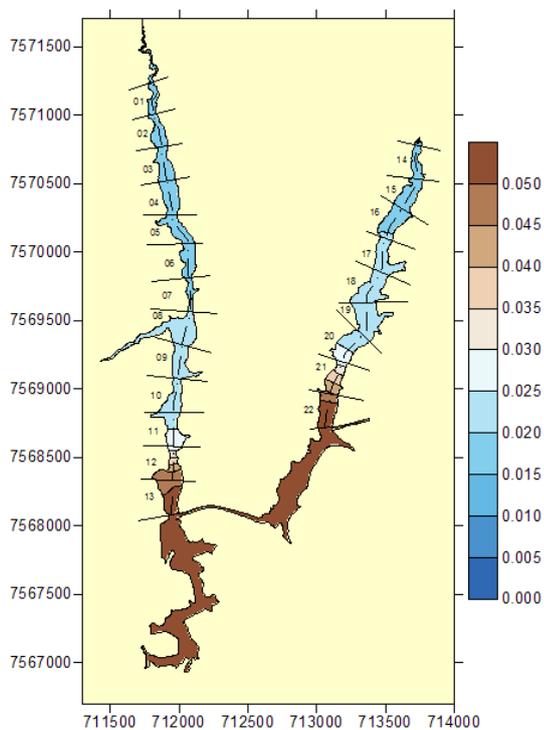


Figura 73: Concentração de fósforo total em Louriçal, Fase 3, VMT.

7.2.2 Cenário 70

Os resultados das simulações de qualidade da água no cenário de 70% de vazão de projeto produziram concentrações de OD e DBO próximas às obtidas no cenário de vazão máxima turbinada. Há uma menor extensão da faixa de OD com valores entre 7,0 e 8,0 mg/L na entrada dos tributários. Assim, as concentrações de OD se situaram entre 6,0 e 7,0 mg/L (correspondente a uma situação de classe 1 da Resolução CONAMA 357/2005) entre as seções 03 e 12 do córrego Areia e 15 e 21 do córrego Louriçal. As concentrações de DBO, a exemplo do verificado nas simulações com vazão máxima turbinada, permaneceram praticamente uniformes na extensão do reservatório Louriçal. Concentrações de fósforo total acima de 0,050 mg/L foram obtidas apenas nas recirculações de entrada do canal intermediário e do túnel de saída (em estirões com 250 metros), correspondendo às seções 13 e 22 dos córregos Areia e Louriçal, respectivamente. Entretanto, as altas velocidades e profundidades verificadas nestas regiões diminuem o risco de eutrofização, ainda que ele exista. Ao norte destas seções as concentrações de fósforo total decresceram de 0,040 para 0,015 mg/L de sul para norte, até as entradas de ambos os tributários.

7.2.3 Cenário 50

As simulações de qualidade da água que consideraram vazões de 50% de projeto mostraram que, apesar da maior proximidade às condições de estiagem, as concentrações de OD permaneceram acima de 6 mg/L (correspondente à classe 1 da Resolução CONAMA 357/2005) ao norte das seções 12 e 21 dos córregos Areia e Louriçal, respectivamente, o que correspondente à maior parte da área alagada destes tributários, como pode ser isto na Figura 74. A região do canal principal, assim como nos cenários anteriormente apresentados, se mostrou fortemente influenciada pelo transporte advectivo das concentrações de OD provenientes do rio Paraíba do Sul. As concentrações de DBO, a exemplo do verificado nos cenários acima, permaneceram praticamente uniformes na extensão do reservatório Louriçal, e por esse motivo, seus resultados não são aqui espacializados. As

concentrações de fósforo total se mantiveram abaixo de 0,030 mg/L ao norte da seção 11 no córrego Areia e da seção 20 no córrego Louriçal (correspondendo a estirões com 750 metros). Na entrada do canal intermediário (seção 13) a concentração máxima de fósforo total verificada foi de 0,055 mg/L, entretanto as altas velocidades associadas às significativas profundidades desta região minimizam os riscos de eutrofização. A mesma situação é verificada na região do túnel de saída (seção 22), em que as concentrações de fósforo total chegam a 0,060 mg/L, entretanto a física dominada por altas velocidades e a extinção da luz na profundidade da coluna d'água são fatores que podem controlar florações de algas nesta região, ainda que haja risco.

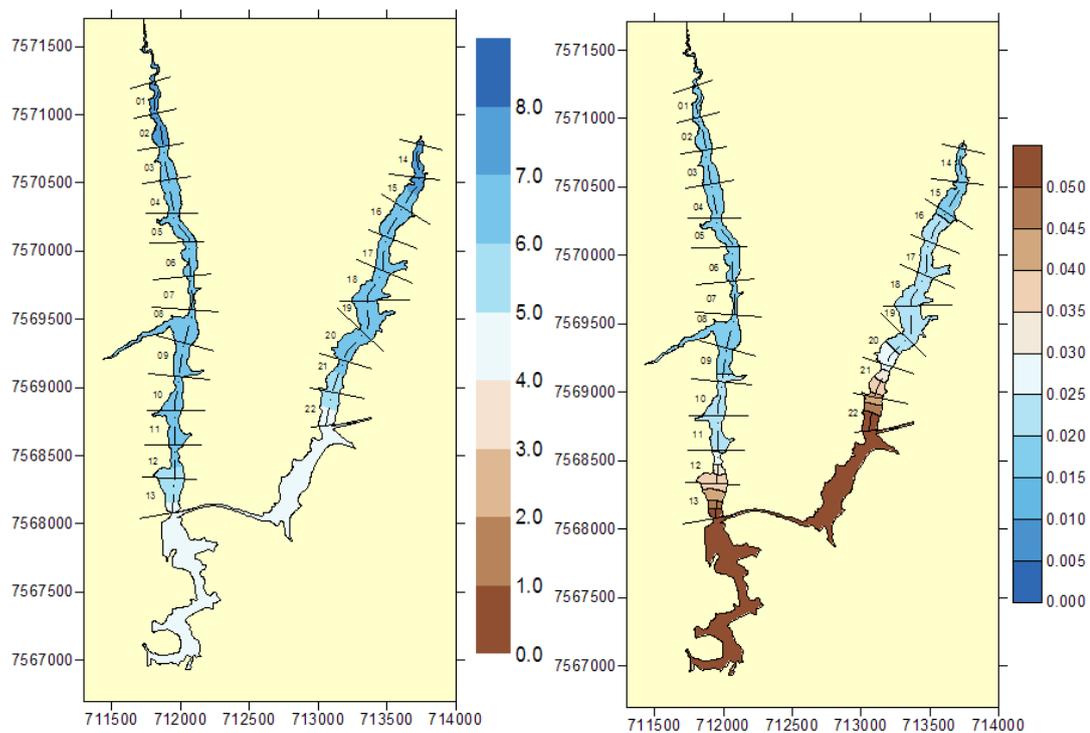


Figura 74: Concentração de OD e fósforo total em Louriçal, Fase 3, cenário 50.

7.2.4 Cenário de Estiagem

O cenário de estiagem é o que mostra as maiores misturas entre as concentrações dos parâmetros de qualidade da água dos tributários com as do rio Paraíba do Sul. Excetuando-se a DBO (Figura 75), que permanece próxima à 2,0 mg/L ao longo de todo o reservatório, percebe-se maior alcance sobre os tributários da pluma com concentrações

características da qualidade da água do rio Paraíba do Sul. Outra característica notável deste cenário é a diluição das concentrações de fósforo orgânico e inorgânico no fluxo principal estabelecido pela vazão do rio Paraíba do Sul, no trecho entre o canal intermediário e o túnel de saída. Ao contrário dos cenários anteriormente expostos as concentrações de OD na faixa entre 5,0 e 6,0 mg/L se estenderam por um trecho significativo no córrego Areia, compreendido entre a entrada no reservatório e a seção 12, e em quase a totalidade do córrego tributário, com exceção da seção 22 e de uma pequena parcela da seção 21, conforme mostra a Figura 75. Concentrações respectivas à condição de classe 3, segundo a Resolução CONAMA 357/2005, representando valores entre 4,0 e 5,0 mg/L de OD, foram verificadas apenas nas regiões próximas às entradas do canal intermediário e do túnel de saída (seções 12 e 13 do córrego Areia e 21 e 22 do córrego Louriçal).

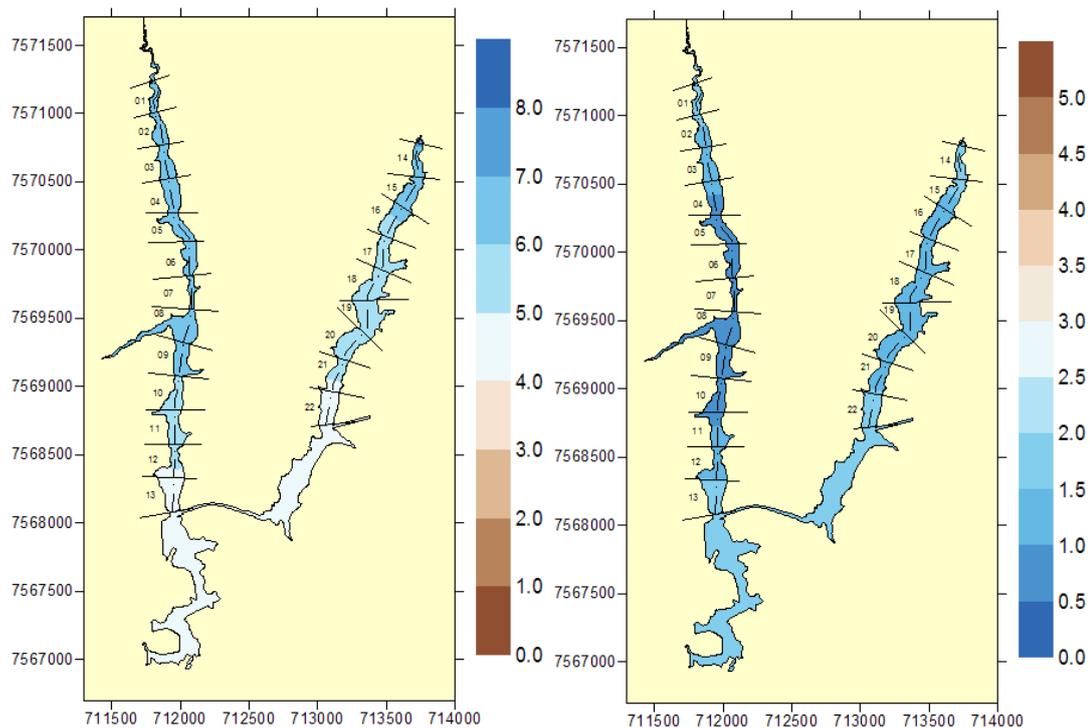


Figura 75: OD e DBO em Louriçal, Fase 3, estiagem.

Nas simulações, o regime estacionário das concentrações de fósforo orgânico e inorgânico no cenário de estiagem (Figura 76) demandou 32 dias para sua configuração, quase cinco vezes mais que no cenário VMT. Isso foi causado pela menor dinâmica verificada com as vazões afluentes bem menores. O maior alcance da pluma de fósforo do Rio Pa-

raíba do Sul sobre os tributários resultou em concentrações de fósforo total (Figura 77) entre 0,040 e 0,060 mg/L ao sul da seção 09 do córrego Areia e ao sul da seção 17 do córrego Louriçal (correspondendo a estirões com 1000 metros). Essas magnitudes associadas à maior disponibilidade de fósforo na forma inorgânica, às menores velocidades no cenário de estiagem e à maior penetração da luz devido à diminuição da lâmina d'água, convergem no sentido da eutrofização das seções dos tributários com os maiores teores de fósforo. Todavia, apesar da alta concentração de fósforo total no canal principal, resultante da simulação em cenário de estiagem, o risco de eutrofização pode diminuir devido às maiores velocidades e profundidades ali verificadas.

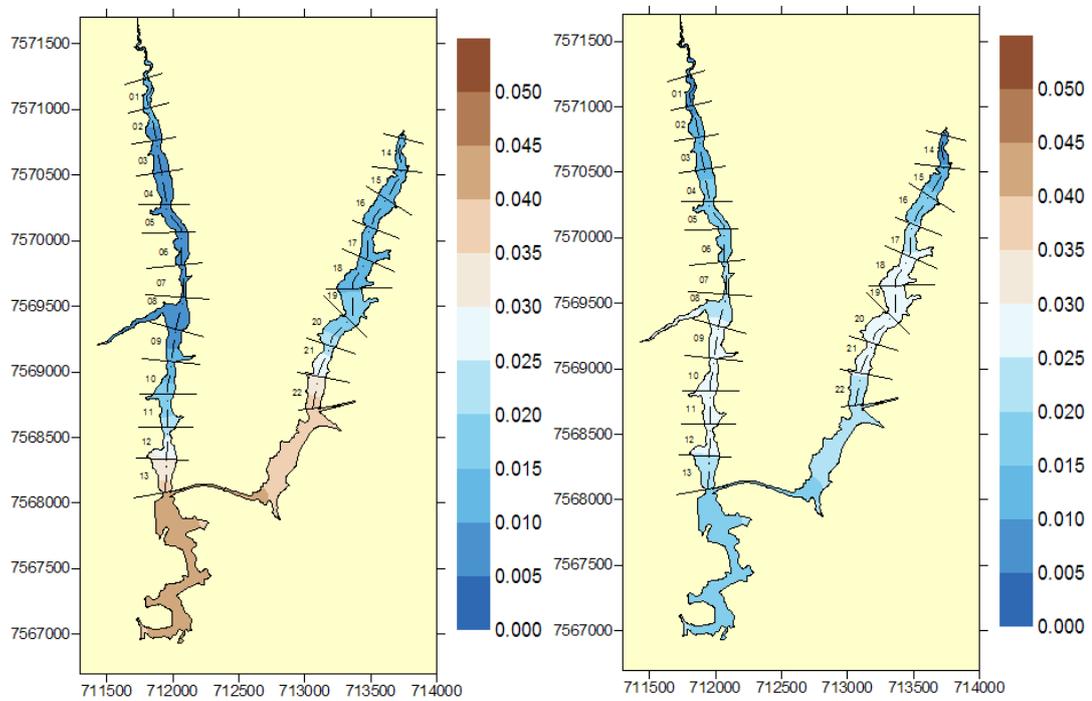


Figura 76: Fósforo orgânico e inorgânico em Louriçal, Fase 3, estiagem.

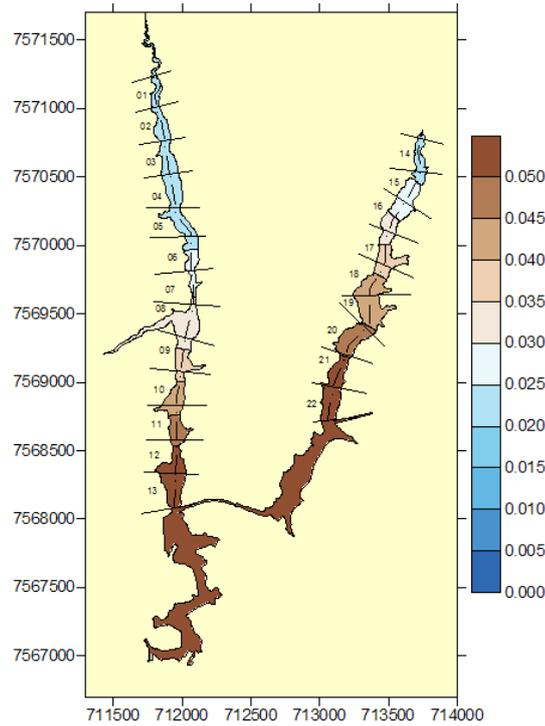


Figura 77: Fósforo total em Louriçal, Fase 3, estiagem.

7.3 Fase 4

Para a fase 4 dos estudos, a mudança mais significativa se deu na inserção de dois diques nesse reservatório. Um deles separa o córrego Areia do fluxo principal vindo do rio Paraíba do Sul; o outro separa o córrego Louriçal do canal de fluxo principal. Tais mudanças visam impedir a invasão da água do fluxo principal, cuja água não possui qualidade tão boa quanto aquela afluente pelos córregos, nos braços laterais do reservatório. Com a inserção de dois diques galgáveis entre o fluxo principal e esses braços, formaram-se três compartimentos distintos. Dessa forma os braços (até o limite dos diques) não mais recebem influência da água vinda do corpo principal. Tornou-se imperativo saber como se comportarão cada um desses compartimentos, tanto em termos de circulação quanto em relação ao tempo de viagem da água dentro deles e quanto à qualidade da água de cada um. Dessa forma, aqui, além dos resultados do reservatório Louriçal propriamente dito, serão apresentados os resultados dos dois reservatórios secundários formados.

Os resultados para cada cenário foram avaliados em relação ao nível trófico nos di-

ferentes compartimentos do reservatório de Louriçal. A quantificação do nível trófico foi realizada em termos da concentração de fósforo total e de clorofila a, conforme Lamparelli (2004), cuja metodologia foi apresentada na seção 2.4.4.

Nos tópicos a seguir, é possível visualizar a distribuição espacial das variáveis simuladas após a estabilização do modelo. A concentração de clorofila-a nos braços estabilizou-se em zero, não sendo mostrada assim a sua distribuição espacial. Os resultados para nitrato e amônia não ressaltam nenhum problema quando comparado à legislação e dessa forma não serão apresentados. DBO é um parâmetro que tradicionalmente não apresenta problemas em reservatórios. Os resultados indicam concentrações sempre baixas. Sendo assim, seus resultados serão mostrados apenas para o reservatórios de Louriçal nos cenários VMT e de estiagem.

Pode-se notar nas figuras que a qualidade da água no corpo principal é diretamente dependente dos valores utilizados como condição de contorno, já que o tempo de residência médio da água é pequeno neste compartimento. Assim, a qualidade da água do corpo principal do reservatório de Louriçal vai depender principalmente da qualidade da água afluente do reservatório de Tocaia. Como os cenários 50 e 70 não acrescentam informações novas relevantes, seus resultados foram suprimidos deste capítulo. As simulações de qualidade da água ocorreram com passo de tempo médio entre 100 e 300 segundos, tendo sido simulados 100 dias, tempo em que todos os parâmetros já haviam atingido o estado estacionário.

7.3.1 Cenário VMT

7.3.1.1 Reservatório Louriçal

As concentrações de OD resultantes da simulação mostram uma situação bastante estável no reservatório, sendo que em quase toda sua totalidade é mantida uma condição muito próxima à concentração e entrada, como se vê na Figura 78. Os trechos que recebem a água vinda dos diques dos córregos Areia e Louriçal apresentam pequena variação até

a entrada dos túneis, quando se misturam totalmente às águas do canal principal de Louriçal. Para DBO o comportamento é bastante semelhante, com o valor máximo igual à entrada, de 2 mg/L.

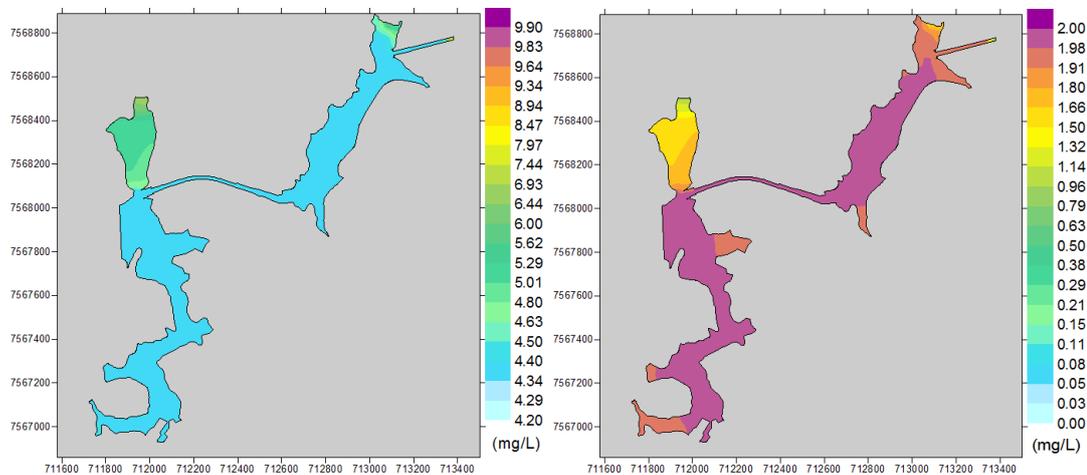


Figura 78: Concentração de OD e DBO em Louriçal, Fase 4, VMT.

Para o fósforo total (Figura 79), mais uma vez o comportamento é muito semelhante, ou seja, quase todo o reservatório possui uma concentração homogênea de fósforo, muito dependente da concentração advinda do reservatório de Tocaia. Os valores de entrada já se mostram altos, devido às cargas que já vêm no rio Paraíba do Sul, antes de Simplício. No entanto, esses valores levam a uma condição de IET eutrófico. O que colabora para minimizar o risco de eutrofização é o baixo tempo de residência para o reservatório, sendo que não há tempo para o evento ocorrer. A Figura 79 mostra também os resultados para Clorofila-a simulada. O comportamento não é diferente dos demais parâmetros. A concentração nula de clorofila que advém dos reservatórios dos córregos diminui um pouco a concentração a jusante dos diques, mas, próximo aos túneis, a situação se torna novamente homogênea. Os resultados classificam o reservatório como mesotrófico.

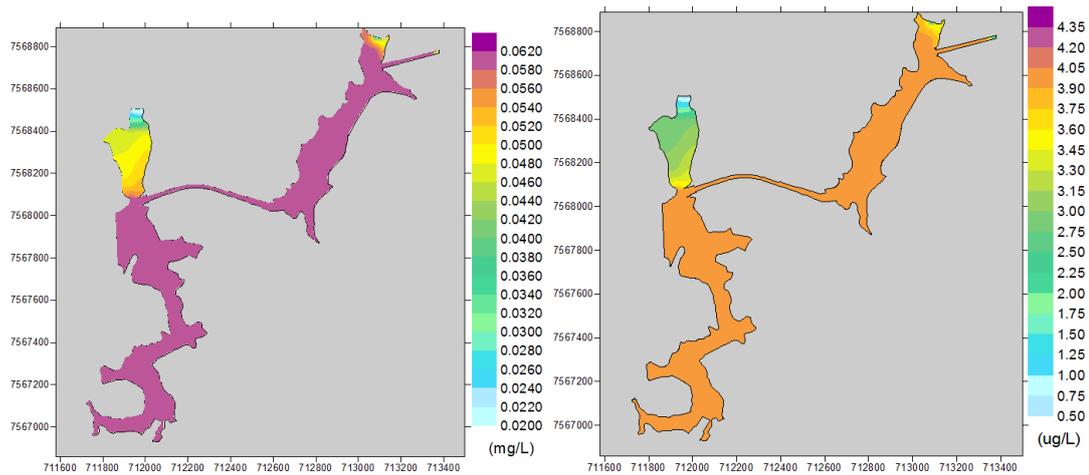


Figura 79: Concentração de fósforo total e clorofila em Louriçal, Fase 4, VMT.

7.3.1.2 Reservatório Córrego Areia

No caso do OD, a variação é bem pequena dentro do reservatório, diminuindo de aproximadamente 7 mg/L para 6,9 mg/L, de montante pra jusante, como se vê na Figura 80. Para DBO (Figura 80) o comportamento é semelhante. A DBO vai sendo consumida de montante pra jusante, o que resulta em pequena diminuição do OD, que também é consequência de pequeno aquecimento verificado.

As concentrações de fósforo total para o reservatório córrego Areia diminuem de montante para jusante, como se vê na Figura 81. O valor é bastante reduzido na entrada e se torna ainda menor próximo do dique, atingindo valores da ordem de 0,0162 mg/L, o que classifica o reservatório como mesotrófico.

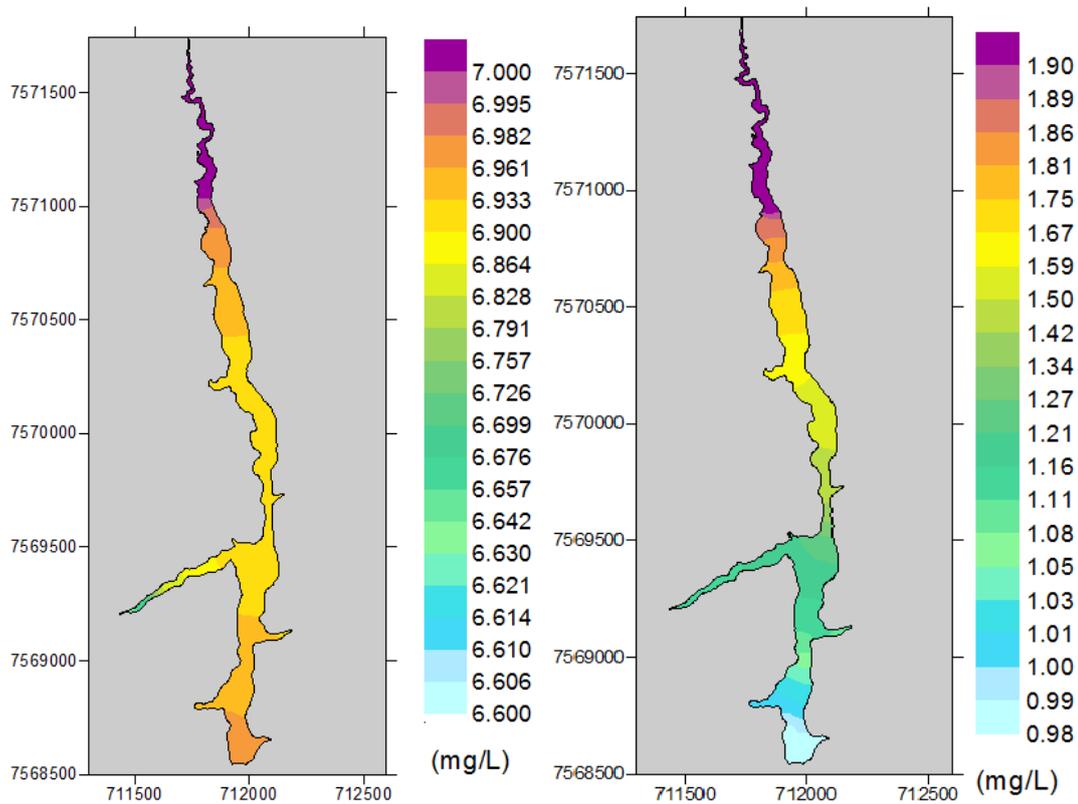


Figura 80: Concentração de OD e DBO para o reservatório Córrego Areia, Fase 4, VMT.

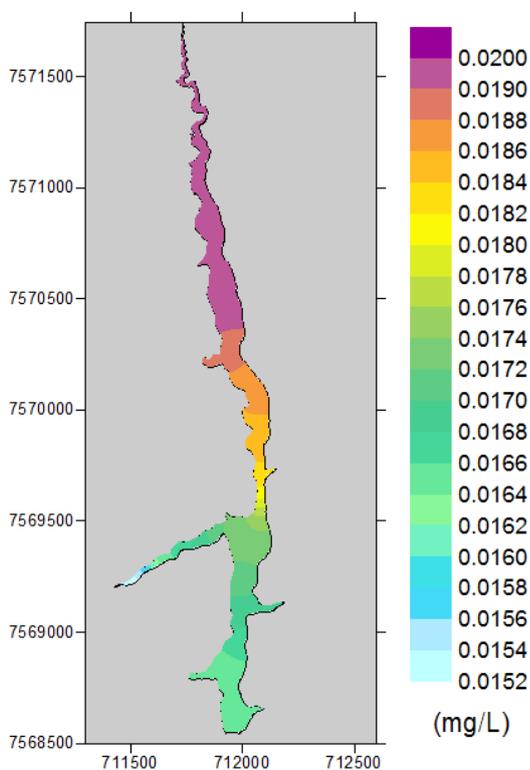


Figura 81: Concentração de fósforo total para o reservatório Córrego Areia, Fase 4, VMT.

7.3.1.3 Reservatório Córrego Louriçal

O reservatório do córrego Louriçal apresenta comportamento semelhante daquele visto para o reservatório do córrego Areia. O OD aflui com concentração de 7 mg/L e passa pelo dique com concentração próxima de 6,8 mg/L (Figura 82). Essa diferença de OD foi consumida, reduzindo a DBO de 1,9 mg/L para aproximadamente 1,25 mg/L, conforme também mostra a Figura 82.

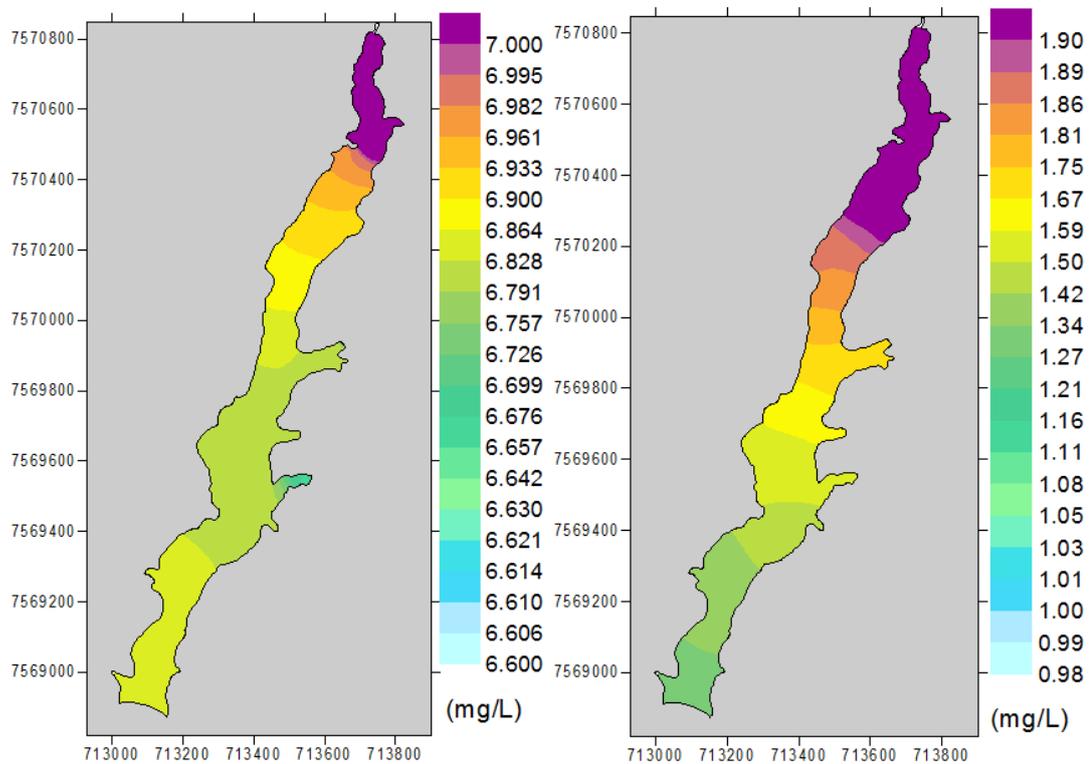


Figura 82: Concentração de OD e DBO para o reservatório Córrego Louriçal, Fase 4, VMT.

As concentrações de fósforo total dentro desse pequeno reservatório variaram pouco e mostraram tendência de diminuição de montante pra jusante, conforme mostra a Figura 83. As concentrações verificadas, iguais ou menores que 0,019 mg/L classificam o corpo hídrico como oligotrófico.

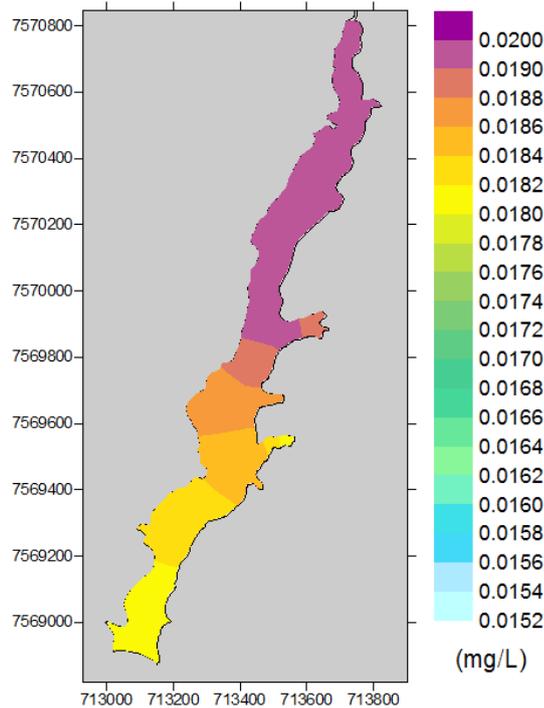


Figura 83: Concentração de fósforo total para o reservatório Córrego Louriçal, Fase 4, VMT.

7.3.2 Cenário de Estiagem

O cenário de estiagem apresenta resultados um pouco diferenciados com relação ao cenário VMT, ainda que as tendências espaciais sejam as mesmas, como poderá ser visto a seguir.

7.3.2.1 Reservatório Louriçal

O OD para o cenário de estiagem apresenta comportamento crescente desde a entrada até o túnel de saída, atingindo aproximadamente 4,6 mg/L. As regiões com maior variação são as áreas logo após os diques, pois a água vinda dos reservatórios chega com melhor qualidade e até os túneis há a mistura entre as águas dos córregos e do canal principal de Louriçal, como se vê na Figura 84. Para DBO o comportamento é semelhante, porém com uma diminuição de montante para jusante, como também se vê na Figura 84.

O fósforo total se mostra praticamente estável dentro do corpo principal do reservatório de Louriçal. Como para os demais parâmetros avaliados, há grande gradiente nas

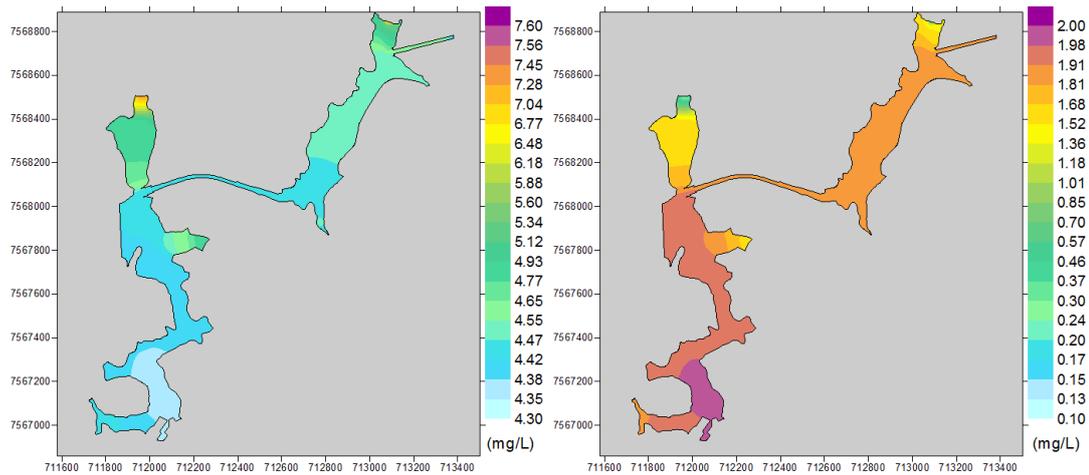


Figura 84: Concentração de OD e DBO em Louriçal, Fase 4, cenário de estiagem.

regiões a jusante dos diques, como mostra a Figura 85. Os resultados classificam o reservatório como eutrófico, enquanto que, quando se analisam os resultados de clorofila-a, o IET é classificado como mesotrófico, com concentração máxima em torno de $4 \mu\text{g/L}$

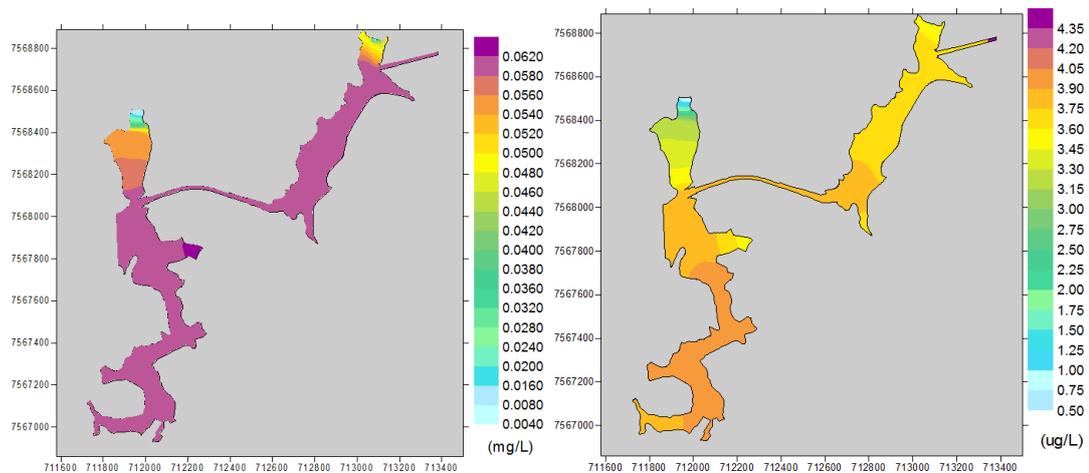


Figura 85: Concentrações de fósforo total e clorofila em Louriçal, Fase 4, cenário de estiagem.

7.3.2.2 Reservatórios dos Córregos Areia e Louriçal

A seguir serão apresentados os resultados de forma combinada dos reservatórios formados nos córregos Areia e Louriçal. Para o reservatório do córrego Areia o OD (Figura 86) varia de maneira semelhante às velocidades, ou seja, diminuem as concentrações no meio do reservatório, que é a região de mais baixa velocidade, e depois voltam a aumentar

até o dique, pois praticamente já não há DBO a ser consumida nesse trecho, como mostra a Figura 87. O reservatório do córrego Louriçal apresenta um comportamento bem semelhante, tanto para OD (Figura 86), quanto para DBO (Figura 87).

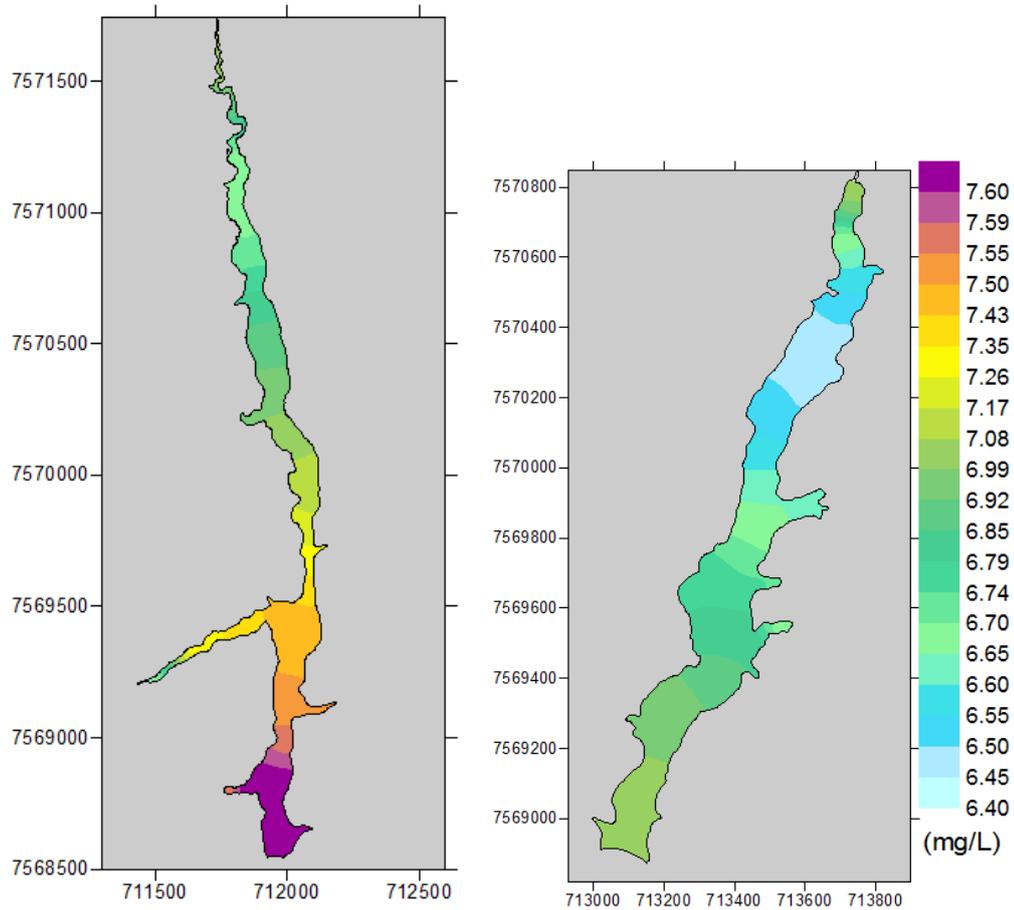


Figura 86: Concentração de OD para os reservatórios dos Córregos Areia e Louriçal, Fase 4, cenário de estiagem.

Os valores de fósforo total diminuem mais rapidamente neste cenário, comparando-se com o cenários VMT. Para o reservatório do córrego Areia, os valores atingem 0,003 mg/L no dique. Já para o reservatório do córrego Louriçal os valores caem para 0,01 mg/L, sendo que a entrada foi de 0,02 mg/L, conforme mostra a Figura 87. Tais valores classificam os reservatórios como ultraoligotrófico no caso do córrego Areia e oligotrófico para o córrego Louriçal.

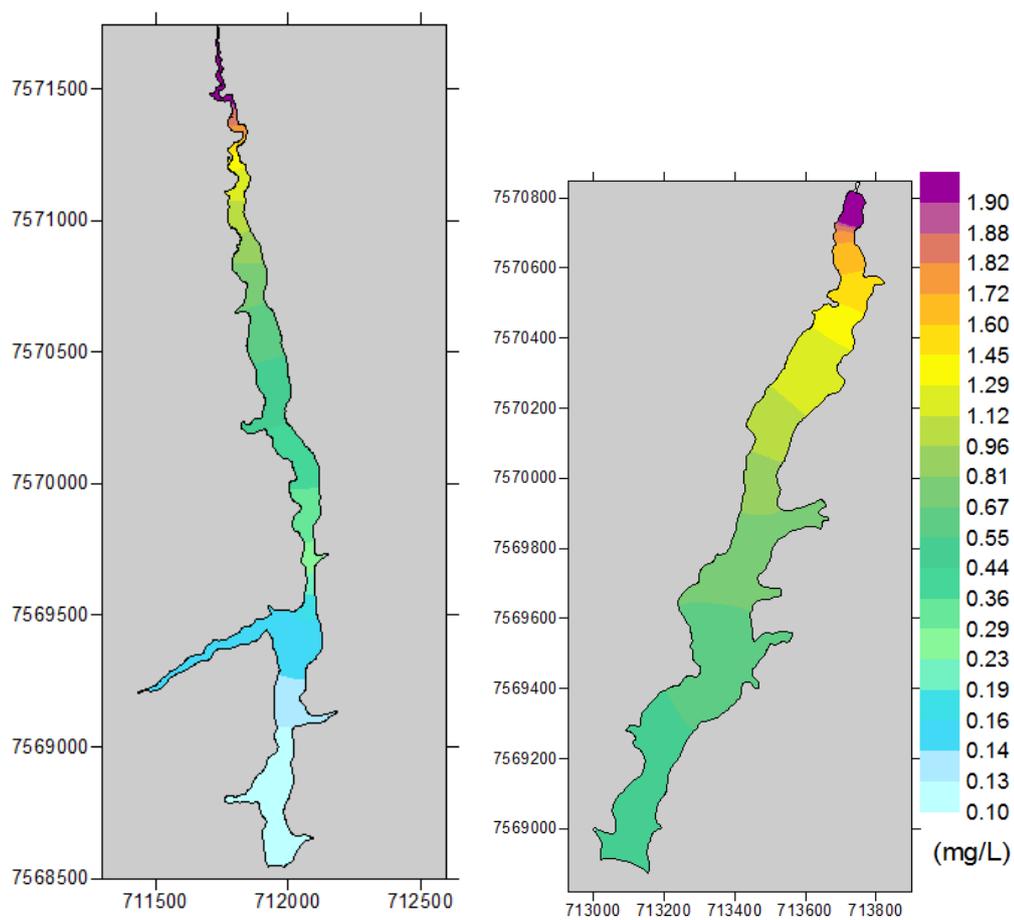


Figura 87: Concentração de DBO para os reservatórios dos Córregos Areia e Louriçal, Fase 4, cenário de estiagem.

8 Análise Integrada de Resultados, Conclusões e Recomendações

O trabalho mostrou grande quantidade de resultados, que foram gerados em três fases (de quatro existentes) de estudos, desde 2006 até 2010. De acordo com os objetivos apresentados, o trabalho conseguiu atingí-los de forma satisfatória.

Na segunda fase de estudos (a primeira fase de estudos não foi apresentada neste trabalho por estar em outro contexto e porque para ela foi utilizado inclusive outros modelos), a partir da qual são apresentados os resultados nesta dissertação, realizada em 2006, foram feitas várias mudanças morfológicas no reservatório, tanto em termos de contorno quando de batimetria, e também a inclusão de dois diques defletores. Além disso os modelos do SisBAHIA[®] passaram a ser utilizados. Houve também uma atualização dos dados de qualidade da água monitorados. Foram inseridos dois diques em Louriçal, com o objetivo de melhorar a circulação local (removendo recirculações e aumentando as velocidades nos braços) e a qualidade da água, diminuindo a mistura da água do canal principal com a água de melhor qualidade afluyente pelos braços do reservatório. De forma geral, para essa fase, as simulações dos padrões de circulação hidrodinâmica de Louriçal mostraram uma melhora com relação às recirculações, melhora na qualidade da água, retirada de antigos pontos de estagnação e aumento das velocidades médias nas regiões de baixa circulação como é o caso das áreas dos braços do reservatório. Essas modificações foram consequência da inclusão dos bota-foras em regiões estratégicas, aliados à ação dos diques simulados. As simulações realizadas com partículas traçadoras, mostraram que o tempo de residência do reservatório de Louriçal foi da ordem de 10 dias para o cenário

de vazão máxima. As simulações com vazões de estiagem geram tempos de residência da ordem de 25 dias. Os resultados da modelagem da qualidade da água mostram que o maior problema identificado são as altas concentrações de fósforo total no canal principal do reservatório, em torno de 0,06 mg/L, valores que levam a um IET considerado eutrófico. Ainda que os tempos de residência não sejam elevados e haja boa dinâmica no reservatório, não pode ser descartado o risco de eutrofização.

Em 2009, com a principal mudança morfológica sendo a inclusão de um túnel, que substituiu o antigo canal de ligação leste-oeste de Louriçal, foi feita nova série de modelagens. Os resultados da modelagem hidrodinâmica mostraram diferenças daqueles vistos na fase anterior, principalmente pelo fato de terem sido identificadas grandes recirculações na saída do braço do córrego Areia, próximo ao túnel. Outro fato a ser destacado é que as velocidades observadas nos braços do reservatório foram bastante baixas, principalmente nos cenários 50 e de estiagem, atingindo valores entre 0,001 e 0,008 m/s. As recirculações observadas nos resultados da modelagem hidrodinâmica se mostram eficientes na retenção de partículas, quando essa simulação lagrangeana é executada. Partículas lançadas pelo córrego Areia têm tempo de residência superior a 20 dias no cenário VMT e superior a 40 dias no cenário de estiagem, principalmente por conta da recirculação observada logo a jusante do túnel. Mesmo partículas lançadas na entrada principal do reservatório são levadas para estas recirculações, o que ocasiona mistura das águas do córrego Areia com as do canal principal. Além disso, o tempo de residência acaba se elevando, ficando entre aproximadamente 10 dias (cenário VMT) e 30 dias (cenário de estiagem). Como o fluxo é muito intenso no canal principal, o tempo de residência dentro dele não é elevado, o que torna a qualidade da água simulada bastante dependente dos dados de entrada. Assim, as concentrações de OD, que apresenta concentração na entrada de 4,35 mg/L, situam-se entre 4 e 5 mg/L, que levam a considerar o reservatório como fora de classe, segundo padrões da Res. CONAMA 357/2005.

Na quarta fase, a maioria dos problemas de circulação foram resolvidos, pois não há

mais mistura entre as águas vindas do rio Paraíba do Sul com as que afluem dos córregos e o tempo de residência dos braços foi melhorado, com sua qualidade preservada. No entanto, surge uma região de preocupação, que é o trecho do reservatório de Louriçal, logo a jusante do dique do córrego Areia. Esses vórtices são importantes por um lado para a manutenção de velocidades razoáveis dentro do reservatório. Porém, por outro lado, esses vórtices são capazes de gerar um aumento do tempo de residência da água nesse local. Essas recirculações já haviam sido percebidas na fase anterior.

No cenário VMT, as velocidades ficaram entre 0,03 e 0,3 m/s para os reservatórios dos córregos Areia e Louriçal. Na área a jusante do dique do córrego Areia, as velocidades mais baixas registradas nas recirculações foi da ordem de 0,01 m/s. Já o cenário mais extremo, o de estiagem, mostra velocidades bem mais baixas. Para os reservatórios secundários, as velocidades ficam abaixo de 0,001 m/s para o córrego Areia e entre 0,001 e 0,002 m/s para o córrego Louriçal. Para a área a jusante do reservatório do córrego Areia, as velocidades ficam entre 0,001 m/s (no centro das recirculações) e 0,07 m/s (próximo da entrada do córrego e em região mais próxima ao túnel).

A diferença entre as velocidades registradas para os cenários VMT e de estiagem também podem ser observadas nos resultados do transporte lagrangeano de partículas simulado para esses dois cenários.

Na caso do reservatório Louriçal, as simulações efetuadas para o cenário VMT mostram que ainda que as partículas adentrem na região que apresenta recirculações, em até 3 dias todas as partículas saem do domínio. No cenário de estiagem, um cenário bastante extremo e com baixa probabilidade de ocorrência, esse tempo de residência teórico aumenta para 11 dias, um valor ainda considerado razoável do ponto de vista da qualidade da água.

Os resultados para a modelagem lagrangeana do transporte de partículas da região situada à montante do dique do reservatório do córrego Areia foram gerados a partir da contagem das partículas que saíam desse domínio de interesse com o tempo. Dessa

forma, se tornou possível gerar um gráfico da evolução espacial dessa saída das partículas. A Figura 88 mostra esses resultados para os quatro cenários modelados na quarta fase. Percebe-se que para o cenário VMT as partículas saem rapidamente dessa região de interesse, em 3 dias. Para o cenário 70 o resultado se mantém, com as partículas saindo da região em 3 dias. Para o cenário 50, demoram 8 dias para saírem totalmente dessa região e para o cenário de estiagem extrema, depois de 10 dias 90% das partículas já foram expulsas dessa região de interesse.

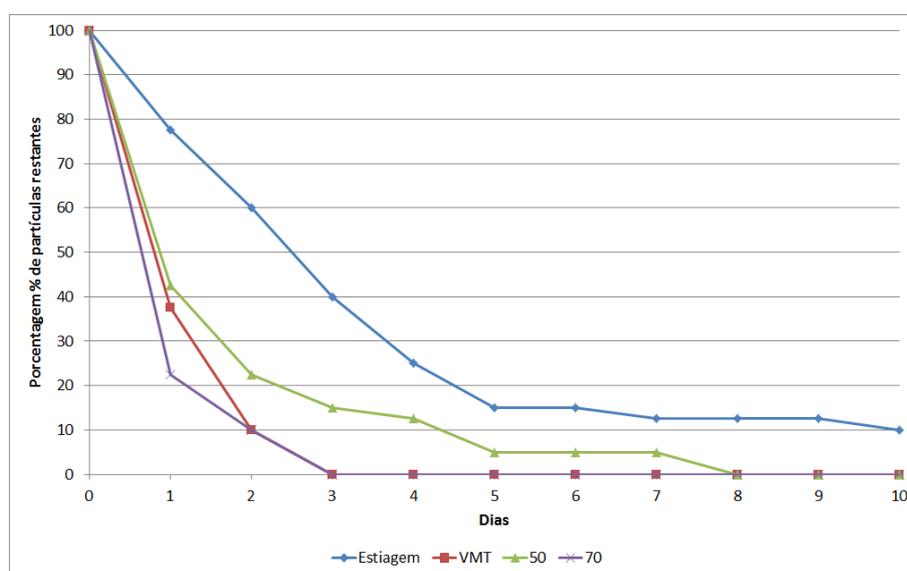


Figura 88: Porcentagem de partículas restantes para a área a jusante do reservatório córrego Areiaia. Fase 4.

De acordo com as velocidades e com o deslocamento das partículas avaliados a partir da modelagem do transporte lagrangeano de partículas, pode-se dizer que os reservatórios formados pelos córregos apresentam condições de ambiente lântico. Já o reservatório principal de Louriçal apresenta comportamento de ambiente intermediário.

Para os reservatórios formados pelos córregos Areia e Louriçal, os tempos de residência das partículas são bem maiores. No cenário VMT ficam aproximadamente em 15 dias. Para o cenário de estiagem o tempo de residência aumenta bastante, se tornando aproximadamente 200 e 100 dias para reservatórios secundários Areia e Louriçal, respectivamente. Esse valores são bastante altos, no entanto, períodos tão grandes de estiagem são muito raros. Além disso, deve-se lembrar que não foram simulados os efeitos do vento

e da variação dos níveis da água, o que favorece as trocas de massas de água e pode levar a reduções significativas nos tempos de residência. Estes tempos de residência das partículas, apesar de relativamente longos, poderiam propiciar o crescimento de algas, principalmente no cenário de estiagem. Entretanto, a carga de fósforo total dos tributários destes compartimentos não foi suficiente para que isso ocorresse. Além disso, a presença dos diques galgáveis não permite a mistura com a água do corpo principal, que possui altas concentrações de fósforo total. Recomenda-se o monitoramento permanente desses córregos, pois, uma piora na qualidade de suas águas poderá resultar em processos de eutrofização.

Para Louriçal, o tempo de residência se apresenta relativamente baixo. Este fato foi determinante para o não desenvolvimento de algas nas simulações no corpo principal, apesar das altas concentrações de fósforo, sendo que a concentração de clorofila *a* ficou em torno de $4,0 \mu\text{g/L}$ na maior parte deste compartimento, valor que foi utilizado como condição de contorno na afluência do reservatório de Tocaia. Os valores das concentrações de OD e de fósforo total também ficaram em torno da condição de contorno de $4,35 \text{ mg/L}$ e de $0,06 \text{ mg/L}$, respectivamente. Ainda que as simulações não resultassem em desenvolvimento de algas, deve-se considerar que o modelo é uma aproximação e, para valores limítrofes como esse de fósforo total, deve-se considerar que há uma possibilidade de ocorrência de eutrofização no corpo principal do reservatório Louriçal.

As concentrações observadas para OD e fósforo total apresentam-se fora de padrão, segundo os valores estabelecidos pelo resolução CONAMA 357/2005. No entanto, essa situação já é observada para o rio Paraíba do Sul, não sendo a implantação do reservatório a causadora de tal fato. Sendo assim, um plano de bacia para o rio Paraíba do Sul deveria levar a estudos que o re-enquadrassem ou ainda que traçassem metas para o seu enquadramento no classe 2 atual.

A importância das modelagens matemáticas da qualidade da água, da hidrodinâmica e do transporte de lagrangeano de partículas foi apresentada nesta dissertação. Percebe-

se que a quantidade de dados gerados e as possibilidades que esses resultados permitem são muitas, no entanto, a interpretação dos dados é complexa, pois requer conhecimento técnico do tomador de decisão. Como não é possível calibrar esse tipo de modelo para um corpo d'água que ainda não existe, os resultados devem ser analisados com cuidado e, sempre que possível, feitas comparações entre cenários, para que as diferenças relativas ajudem a entender o comportamento do sistema. Conforme as palavras de Solidoro et al. (2009), um desafio para quem trabalha com modelagem é não criar falsas expectativas, prometendo o que não pode ser atingido e nem deixar que outros o façam. Modelos não são bolas de cristal, então seus resultados sempre devem ser criticamente analisados, pois, uma vez perdida a credibilidade científica, é muito difícil reconquistá-la.

Um êxito obtido com o SisBAHIA[®] foi a boa capacidade de se mostrar sensível a mudanças morfológicas, ainda que pequenas. A mesma situação se observa para as vazões. Mesmo com vazões em diferentes escalas (vazão do rio Paraíba do Sul muito maior que a vazão dos tributários), o modelo mostrou capacidade de simular pequenas mudanças inclusive causadas pelas vazões dos córregos afluentes à Louriçal.

Os resultados das modelagens lagrangeanas com partículas inertes mostraram-se também muito condizentes com os resultados observados no modelo hidrodinâmico. Realmente as grandes circulações modeladas tiveram capacidade de reter partículas em seu interior, levando a aumentos nos tempos de residência, os quais são teóricos e, mais uma vez, devem ser entendidos apenas como indicadores dos resultados reais, principalmente pela comparação entre os cenários simulados em termos de vazão e também em termos morfológicos.

É importante destacar também que o conhecimento técnico dos órgãos ambientais de licenciamento estão sendo melhorados ao longo dos anos. Esse fato é de fundamental importância para que os modelos passem realmente a fazer parte do rol de ferramentas exigidas e entendidas pelos licenciadores como úteis ao entendimento dos impactos ambientais de maneira quali-quantitativa.

Como desafio existente atualmente e percebido ao longo dessa dissertação pode-se citar o monitoramento ambiental. Segundo James (2002), enquanto pode-se esperar melhora contínua nos códigos dos modelos e no conhecimento dos processos sendo modelados, e crescimento contínuo da capacidade dos computadores com custo decrescente, levando à factibilidade de cálculos com ainda mais variáveis e grades mais refinadas, a consequente demanda por ainda mais dados não será tão facilmente satisfeita.

Outro entendimento que deve ser "cultivado" tanto junto a empreendedores quanto junto a órgãos ambientais é a atualização constante de seus modelos. Um empreendimento como um reservatório deve ter seu monitoramento permanente, conforme seus programas ambientais e, com base nesses dados, os modelos implementados durante o licenciamento ambiental devem ser calibrados, de forma a gerar dados mais condizentes com a realidade, possibilitando a precaução e a previsão de impactos com maior nível de confiabilidade. Blenckner (2008) afirma que os ecossistemas devem ser geridos de forma adaptativa e precavida, com base na avaliação constante dos dados monitorados, de modo que a sua resiliência natural seja mantida e que se esteja preparado para mudanças futuras.

Recomenda-se que utilize-se modelos 3D para testar a diferença nos resultados, pois, segundo Missaghi e Hondzo (2010), o impacto da interação entre a morfometria do reservatório, hidrodinâmica e os processos ecológicos parece ser magnificada em lagos morfologicamente complexos, o que pode levar a regiões com diferentes níveis de qualidade da água. Esse é exatamente o caso do reservatório de Lourical, pois mostrou-se que as duas regiões já apresentavam qualidade da água bem diferente mesmo sem a utilização dos diques. Recomenda-se que essa comparação seja feita em período pós-construção, de tal forma que a calibração dos modelos seja possível, tanto em duas quando em três dimensões. Ainda assim, a aplicabilidade de modelos tridimensionais deve ser avaliada cuidadosamente, já que o aumento da complexidade da modelagem, com utilização de um mesmo conjunto de dados, aumenta a incerteza dos resultados.

Uma limitação desse trabalho foi a não utilização de dados de vento. Assim, Recomenda-

se que em trabalhos futuros seja testada a utilização de dados de vento para verificação da sensibilidade do modelo na interação dessas variações meteorológicas e sua influência sobre aspectos da hidrodinâmica e da qualidade da água dos reservatórios.

Trabalhos científicos relacionados à utilização de modelagem hidrodinâmica e da qualidade da água como ferramenta de previsão de impactos ambientais de reservatórios artificiais de água ainda são raros. Esse tipo de estudo não é facilmente encontrado, pois a incapacidade de calibração do modelo gera, perante a visão de alguns, uma fraqueza. Dessa forma, recomenda-se que um trabalho futuro seja organizado de modo a propor uma metodologia padronizada para a utilização dessas ferramentas tão importantes para estudos de impacto ambiental. Recomenda-se que sejam padronizados passos tais como técnicas de seleção de modelos de acordo com a realidade local, estimativa de parâmetros hidráulicos, bibliografia recomendada em termos de parâmetros ecológicos, formas de estimativa de parâmetros baseando-se em reservatórios situados em regiões com características semelhantes meteorológicas, geológicas e/ou de uso do solo, entre outros.

Referências

- ASHBY, S. L.; KENNEDY, R. H. *Water quality assessment for the proposed water supply reservoir, Duck River, Cullman, Alabama*. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, EUA, Julho 1999.
- BACH, H. K.; JENSEN, J. K. Modelling of the water quality of a proposed impounded lake of a tidally influenced river. *Ecological Modelling*, v. 74, p. 77–90, 1994.
- BEVEN, K. Prophecy, reality and uncertainty in distributed hydrological modelling. *Advances in Water Resources*, v. 16, p. 41–51, 1993.
- BEVEN, K. Revisiting the problem of model choice. In: KEITH BEVEN. *Rainfall-Runoff Modeling: The Primer*. [S.l.]: Wiley, 2001.
- BEVEN, K. A manifesto for the equifinality thesis. *Journal of Hydrology*, v. 320, p. 18–36, 2006.
- BLENCKNER, S. Models as tools for understanding past, recent and future changes in large lakes. *Hydrobiologia*, v. 599, p. 177–182, 2008.
- BORAH, D. K.; RAMAN, R. K.; LIN, S. D.; KNAPP, V.; SOONG, T. D. *Water Quality Evaluations for Lake Springfield and Proposed Hunter Lake and Proposed Lick Creek Reservoir*. Illinois State Water Survey - Hydrology and Chemistry Divisions, Champaign, Illinois, EUA, dezembro 1997.
- BRISMAR, A. Attention to impact pathways in eiss of large dam projects. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 24, p. 59–87, 1997.
- CEMBROWICZ, R.; HAHN, H.; PLATE, E.; SCHULTZ, G. Aspects of present hydrological and water quality modelling. *Ecological Modelling*, v. 5, p. 39–66, 1978.
- COX, B. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. *The Science of the Total Environment*, v. 314-316, p. 335–377, 2003.
- CUNHA, C. de Lourdes da; FERREIRA, A. P. Modelagem matemática para avaliação dos efeitos de despejos orgânicos nas condições sanitárias de águas ambientais. *Cadernos de Saúde Pública*, scielosp, v. 22, p. 1715 – 1725, 08 2006.
- CUNHA, C. de Lourdes da N.; GOBBI, E. F.; GOBBI, M. F.; SPERLING, E. V.; SOARES, A. P. K. *Estudos Complementares do Estudo de Impacto Ambiental da UHE Belo Monte - Modelagem Matemática da Qualidade da Água*. Norte Energia e Leme Engenharia, 2011. Disponível em: <http://siscom.ibama.gov.br/licenciamento_ambiental/UHE

PCH/Belo Monte/Atendimento ao ofício 1251-2009 - complementações/QUALIDADE DA ÁGUA/Texto/PDF/Modelagem Matemática-Qualidade da água-Final.pdf>.

CUNHA, C. L. da N.; ROSMAN, P. C. C.; MONTEIRO, T. C. N. Caracterização da circulação hidrodinâmica bidimensional da baía de sepetiba. In: *Anais do XIV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS e do V SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DE LÍNGUA OFICIAL PORTUGUESA, 2001, Aracaju - SE*. [S.l.]: Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH, 2001. p. 151–151.

DIOGO, P.; FONSECA, M.; COELHO, P.; MATEUS, N.; ALMEIDA, M.; RODRIGUES, A. Reservoir phosphorous sources evaluation and water quality modeling in a transboundary watershed. *Desalination*, v. 226, p. 200–214, 2008.

ELETROBRAS. *Manual de Inventário Hidrelétrico de Bacias Hidrográficas*. Rio de Janeiro, 1997.

FEITOSA, P. C. C. R. R. C. Emissários submarinos de esgoto: Aspectos de qualidade da Água e modelagem computacional. In: RUI CARLOS VIEIRA SILVA. *Métodos Numéricos em Recursos Hídricos 8*. [S.l.]: ABRH, 2007.

FRAGOSO Jr., C. R. *Estudo de Impacto Ambiental do Aproveitamento Hidrelétrico Pai Querê - Modelagem da Qualidade da Água do Reservatório*. Consórcio Empresarial Pai Querê, 2010. Disponível em: <http://siscom.ibama.gov.br/licenciamento_ambiental/UHE_PCH/Pai_Querê/EIA-checklist/Cap12_Apendices/Apendices_Textuais/ApendiceZ.pdf>.

Fragoso Jr., C. R.; MARQUES, D. M. M.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E.; NES, E. H. van. Modelling spatial heterogeneity of phytoplankton in lake mangueira, a large shallow subtropical lake in south brazil. *Ecological Modelling*, v. 219, p. 125–137, 2008.

FRAGOSO Jr., C. R.; NES, E. H. van; JANSE, J. H.; MARQUES, D. M. M. Iph-trim3d-plake: A three-dimensional complex dynamic model for subtropical aquatic ecosystems. *Environmental Modelling & Software*, v. 24, p. 1347–1348, 2009.

FRANZ, G. A. S. *Desenvolvimento, Aplicação e Análise do Modelo de Qualidade da Água e Eutrofização do SisBAHIA®*. Dissertação (Mestrado) — Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, 2010.

GAL, G.; HIPSEY, M.; PARPAROV, A.; U.WAGNER; MAKLER, V.; ZOHARY, T. Implementation of ecological modeling as an effective management and investigation tool: Lake kinneret as a case study. *Ecological Modelling*, v. 220, p. 1697–1718, 2011.

HOCKING, G. C.; PATTERSON, J. C. Modelling tracer dispersal and residence time in a reservoir. *Ecological Modelling*, v. 74, p. 63–75, 1994.

HODGINS, D. B.; WISNER, P. E.; MCBEAN, E. A. A simulation model for screening a system of reservoirs for environmental impact. *Canadian Journal of Civil Engineering*, v. 4, n. 1, p. 1–9, 1977.

INOUE, F. K. *Modelagem Matemática em Obras Hidráulicas*. Dissertação (Mestrado) — PPGERHA/UFPR, 2005.

JAMES, I. Modelling pollution dispersion, the ecosystem and water quality in coastal waters: a review. *Environmental Modelling & Software*, v. 17, p. 363–385, 2002.

JESUS, J. A. de Oliveira de. *Estudo de Impacto Ambiental do Aproveitamento Hidrelétrico Paulistas - Modelagem Matemática da Qualidade da Água*. AGRAR e Biodinâmica, maio 2005. Disponível em: <http://siscom.ibama.gov.br/licenciamento_ambiental/Ferrovias/FerroviaNorte-Sul/UHE_Batalha/Volume_2_de_2_-_Mapas_e_Anexos/A_-_MODELAGEM/MODELAGEM_RevFinal.doc>.

JINXIU, L.; DEHUI, S.; JINCHI, H.; WENGEN, L.; XUEZHONG, Y.; JING, P. Prediction of water quality for the three gorges reservoir. In: *The XXIX IAHR Congress Proceedings*. Beijing, China: [s.n.], 2001. Disponível em: <http://www.iahr.org/e-library/beijing_proceedings/Theme_B/PREDICTION_OF_WATER_QUALITY.html>.

JØRGENSEN, S. E. State-of-the-art of ecological modelling with emphasis on development of structural dynamic models. *Ecological Modelling*, v. 78, p. 101–115, 1995.

JØRGENSEN, S. E. State-of-the-art of ecological modelling with emphasis on development of structural dynamic models. *Ecological Modelling*, v. 120, p. 75–96, 1999.

JØRGENSEN, S. E. A review of recent developments in lake modelling. *Ecological Modelling*, v. 221, p. 689–692, 2010.

KUO, J.-T.; LUNG, W.-S.; YANG, C.-P.; LIU, W.-C.; YANG, M.-D.; TANG, T.-S. Eutrophication modelling of reservoirs in taiwan. *Environmental Modelling & Software*, v. 21, p. 829–844, 2006.

LAMPARELLI, M. C. *Grau de Trofia em Corpos D'Água do Estado de São Paulo: Avaliação dos Métodos de Monitoramento*. Tese (Doutorado) — Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (USP), 2004.

LAMPERT, W.; SOMMER, U. *Limnoecology: the ecology of lakes and streams*. [S.l.]: Oxford University Press, 1996. Originalmente publicado em alemão, em 1993. Traduzido por James F. Haney.

LINDIM, C.; PINHO, J.; VIEIRA, J. Analysis of spatial and temporal patterns in a large reservoir using water quality and hydrodynamic modeling. *Ecological Modelling*, In Press, Corrected Proof, p. –, 2010. ISSN 0304-3800. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6VBS-50TH9C2-5/2/c194fe5adb4ccf732bb0ff906add157a>>.

LIU, Y.; GUPTA, H.; SPRINGER, E.; WAGENER, T. Linking science with environmental decision making: Experiences from an integrated modeling approach to supporting sustainable water resources management. *Environmental Modelling and Software*, v. 23, p. 846–858, 2008.

MARCÉ, R.; MORENO-OSTOS, E.; GARCÍA-BARCINA, J. M.; ARMENGOL, J. Tailoring dam structures to water quality predictions in new reservoir projects: Assisting decision-making using numerical modeling. *Journal of Environmental Management*, v. 91, p. 1255–1267, 2010.

- MISSAGHI, S.; HONDZO, M. Evaluation and application of a three-dimensional water quality model in a shallow lake with complex morphometry. *Ecological Modelling*, v. 221, p. 1512–1525, 2010.
- MOOLJ, W. M.; TROLLE, D.; JEPPESEN, E.; ARHONDITSIS, G.; BELOLIPETSKY, P. V.; CHITAMWEBWA, D. B. R.; DEGERMENDZHY, A. G.; DEANGELIS, D. L.; DOMIS, L. N. D. S.; DOWNING, A. S.; ELLIOTT, J. A.; JR., C. R. F.; GAEDKE, U.; GENOVA, S. N.; GULATI, R. D.; HAKANSON, L.; HAMILTON, D. P.; HIPSEY, M. R.; HOEN, J.; HÜLSMANN, S.; LOS, F. H.; MAKLER-PICK, V.; PETZOLDT, T.; PROKOPKIN, I. G.; RINKE, K.; SCHEP, S. A.; TOMINAGA, K.; DAM, A. A. V.; NES, E. H. V.; WELLS, S. A.; JANSE, J. H. Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modelling approaches. *Aquatic Ecology*, v. 44, p. 633–667, 2010.
- NEVES, R. Numerical models as decision support tools in coastal areas. In: GONENC, I.; KOUTITONSKY, V.; RASHLEIGH, B.; AMBROSE, R.; WOLFLIN, J. (Ed.). *Assessment of the Fate and Effects of Toxic Agents on Water Resources*. [S.l.]: Springer Netherlands, 2007, (NATO Security through Science Series, v. 19). p. 171–195.
- OLEM, H.; FLOCK, G. *Lake and Reservoir Restoration Guidance Manual*. 2. ed. Washington, DC, EUA, 1990. Prep. por North American Lake Management Society para U.S. Env. Prot. Agency.
- PISTOCCHI, A.; SARIGIANNIS, D.; VIZCAINO, P. Spatially explicit multimedia fate models for pollutants in europe: State of the art and perspectives. *Science of the Total Environment*, v. 408, p. 3817–3830, 2010.
- RINALDI, S.; SONCINE-SESSA, R.; STEHFEST, H.; TAMURA, H. *Modeling and Control of River Quality*. [S.l.]: McGraw-Hill International Book Company, 1979.
- RIVERA, E. C.; QUEIROZ, J. F. de; FERRAZ, J. M.; ORTEGA, E. Systems models to evaluate eutrophication in the broa reservoir, são carlos, brazil. *Ecological Modelling*, v. 202, p. 518–526, 2007.
- ROSMAN, P. C. C. Modelos de circulação em corpos d'Água rasos. In: RUI CARLOS VIEIRA DA SILVA. *Métodos Numéricos em Recursos Hídricos*. [S.l.]: ABRH, 1989.
- ROSMAN, P. C. C. Subsídios para modelagem de sistemas estuarinos. In: ROSMAN, P. C. C., MASCARENHAS, F. C. B., MIGUEZ, M. G., CAMPOS, R. O. G., EIGER, S. *Métodos Numéricos em Recursos Hídricos 3*. [S.l.]: ABRH, 1997.
- ROSMAN, P. C. C. Um sistema computacional de hidrodinâmica ambiental. In: ROSMAN, P. C. C., MASCARENHAS, F. C. B., MIGUEZ, M. G., CAMPOS, R. O. G., EIGER, S. *Métodos Numéricos em Recursos Hídricos 5*. [S.l.]: ABRH, 2001.
- ROSMAN, P. C. C. *Referência Técnica do SisBAHIA®*. Escola Politécnica e da Área de Engenharia Costeira & Oceanográfica da COPPE - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2009.
- ROSMAN, P. C. C. *Referência Técnica do SisBAHIA®*. Escola Politécnica e da Área de Engenharia Costeira & Oceanográfica da COPPE - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2011.

RUEDA, F.; MORENO-OSTOS, E.; ARMENGOL, J. The residence time of river water in reservoirs. *Ecological Modelling*, v. 191, p. 260–274, 2006.

SALDANHA, J. C. S. *Análise da Influência do Rio Santa Maria da Vitória na Baía de Vitória, Através da Modelagem Computacional: Contribuição ao Processo de Enquadramento*. Dissertação (Mestrado) — Universidade Federal do Espírito Santo, 2007.

SIQUEIRA, J. M. de. *ESTUDO DO MECANISMO DE ALAGAMENTO E SECAMENTO EM MODELO COMPUTACIONAL 2DH BASEADO EM ELEMENTOS FINITOS*. Dissertação (Mestrado) — Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, 2007.

SOLIDORO, C.; BANDELJ, V.; COSSARINI, G.; LIBRALATO, S.; CANU, D. M. Challenges for ecological modelling in a changing world: Global changes, sustainability and ecosystem based management. *Ecological Modelling*, v. 220, p. 2825–2827, 2009.

SOYUPAK, S.; MUKHALLALATI, L.; YEMIĞEN, D.; BAYAR, A.; YURTERI, C. Evaluation of eutrophication control strategies for the keban dam reservoir. *Ecological Modelling*, v. 97, p. 99–110, 1997.

SULIS, A.; BUSCARINU, P.; SECHI, G. M. Using reservoir trophic-state indexes in optimisation modelling of water-resource systems. *Environmental Modelling & Software*, v. 26, p. 731–738, 2011.

TROLLE, D.; HAMILTON, D. P.; PILDITCH, C. A.; DUGGAN, I. C.; JEPPESEN, E. Predicting the effects of climate change on trophic status of three morphologically varying lakes: Implications for lake restoration and management. *Environmental Modelling & Software*, v. 26, p. 354–370, 2011.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in south america and brazilian case studies. *Hydrobiologia*, v. 500, p. 231–242, 2003.

WILLEY, R. G. *HEC-5Q - System Water Quality Modeling*. US Army Corps of Engineers - Hydrologic Engineering Center, CA, EUA, Janeiro 1986.

WU, G.; XU, Z. Prediction of algal blooming using efdc model: Case study in the daoxiang lake. *Ecological Modelling*, v. 222, p. 1245–1252, 2011.

YUE, T.-X.; JORGENSEN, S. E.; LAROCQUE, G. R. Progress in global ecological modelling. *Ecological Modelling*, In Press, Corrected Proof, p. –, 2010. ISSN 0304-3800. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6VBS-50DMBBG-2/2/70a5cf181dc69f7cfc1b8f7ef6ca6525>>.