Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro de Ciências e Tecnologias
Faculdade de Engenharia
Dept^{o} de Engenharia Sanitária e Ambiental

Mariana Erthal Rocha

SIMULAÇÃO BIOFISICOQUÍMICA EM RESERVATÓRIO TROPICAL POLIMÍTICO

Rio de Janeiro
2009

Mariana Erthal Rocha

SIMULAÇÃO BIOFISICOQUÍMICA EM RESERVATÓRIO TROPICAL POLIMÍTICO

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Engenharia Ambiental.

Orientador: Norberto Mangiavacchi, P.hD.
Co-orientador: Cássio Botelho Pereira Soares, D.Sc.

Rio de Janeiro
2009

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CCS

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese.

_____ _____

Assinatura Data

Mariana Erthal Rocha

SIMULAÇÃO BIOFISICOQUÍMICA EM RESERVATÓRIO TROPICAL POLIMÍTICO

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Engenharia Ambiental

_____

Prof. Norberto Mangiavacchi, P.hD. - Presidente
PEAMB/UERJ

_____

Cássio Botelho Pereira Soares, D.Sc.
FURNAS

_____

Prof[a]. Thereza Christina de Almeida Rosso, D.Sc.
PEAMB/UERJ

_____

Prof. José da Rocha Miranda Pontes, P.hD.
COPPE/UFRJ

Rio de Janeiro
2009

DEDICATÓRIA

A meus pais.

Meu reconhecimento e gratidão pela paciência, compreensão e apoio constante nesta jornada...

AGRADECIMENTOS

À energia divina que tudo rege de forma misericordiosa.

Ao meu orientador Prof. Dr. Norberto Mangiavacchi, pela paciência dispensada, profissionalismo e amizade. Minha gratidão e admiração.

Ao meu co-orientador Dr. Cássio Soares, pelo direcionamento e competência. Por ter me recebido, mais de uma vez, em sua sala em FURNAS, enquanto trabalhava, para me ajudar com os softwares.

Ao Prof. Dr. Gandhi Giordano, pela boa vontade, pelas discussões esclarecedoras e, principalmente pela sua humanidade.

Ao Prof. Dr. Júlio Fortes, pelo direcionamento inicial nas aulas de metodologia e pela sua paciência.

À Prof^{a}. Dr. Daniele Maia, pelo entendimento e apoio.

Ao Prof. Dr. Pontes, por ter participado da banca examinadora, pelas sugestões e conversas esclarecedoras.

A Prof^{a}. Dr. Thereza Rosso, pela participação na banca examinadora, pela simpatia e encorajamento em todas as vezes que conversamos.

A Prof^{a}. Dr. Luciene Pimentel, pelo apoio e pelas ótimas aulas na disciplina de hidrologia.

Ao Prof. Dr. Ubirajara pela compreensão e pelo interesse.

Ao Prof. Dr. Ângelo Saggio, da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), pelo fornecimento de dados científicos do reservatório do Lobo, SP.

A FURNAS Centrais Elétricas.

Ao Center for Water Ressearch (CWR) da Universidade da Austrália pela colaboração em relação à disponibilização dos softwares ELCOM-CAEDYM. Em especial ao prof. Dr. Jorg Imberger.

A toda a equipe do PEAMB, em especial ao Antônio da secretaria, por todo o apoio e gentileza nas diversas questões burocráticas.

A Sônia Nina, pela boa vontade, pelas conversas, pela força e pela oração.

A minha querida Cristiane Pimenta, pelas conversas e dicas. Pelo carinho que teve em ler a minha dissertação e levantar algumas questões.

Ao meu estimado amigo e companheiro de mestrado Rodrigo de Matos pela ajuda, força, seriedade e interesse pelo meu trabalho. Pelas nossas proveitosas conversas e pelos divertidos momentos que passamos mesmo trabalhando.

Ao Pedro, companheiro do GESAR pela enorme ajuda com os computadores, sistemas operacionais em função de rodar o programa.

Ao Hyung do GESAR, sempre com uma boa idéia e uma enorme boa vontade .

As queridas Ieda Mangiavacchi e Gabi, e mais uma vez ao Prof. Norberto Mangiavacchi, que me acolheram carinhosamente em sua casa na fase final da minha dissertação.

A minha amada mãe, Anna Bárbara, simplesmente por existir e por me ajudar e aconselhar sempre.

Ao meu estimado pai, Josemar Rocha, pela força e interesse, pela ajuda e carinho.

A minha irmã mais linda do mundo que eu tanto amo, por ter virado noite comigo ajudando na formatação do trabalho. Que permaneceu ao meu lado nas últimas semanas para a defesa, que me aliviou com o seu bom humor e otimismo nos momentos de aflição, o meu muito obrigada.

Aos meus caríssimos e queridos amigos Camilla Allievi, Mariana Capella, Bernardo Rondom e José Cláudio Veiga Alencar pela preocupação e atenção, pela força e encorajamento nesse período e principalmente, pela amizade de vocês.

Quand sa part, sa part.
Même les chaines d’or ne tiene pas.
Mais quand sa vien, sa vien par un fie de cheveaux.

Autor desconhecido

RESUMO

ROCHA, Mariana Erthal. Simulação biofisicoquímica em reservatório tropical polimítico. 2009. 120 f. Dissertação (mestrado em engenharia ambiental) – Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

O reservatório do Lobo, localizado no estado de São Paulo, é um sistema dinâmico no qual se desenvolve um ciclo diurno de estratificação e mistura, de modo similar ao que tem sido observado em outros lagos tropicais. Utilizou-se simulação 3D computacional com os softwares ELCOM (Estuary and Lake Computer Model) acoplado ao CAEDYM (Computacional Aquatic Ecosystem Dynamics Model), ambos desenvolvidos pelo CWR (Center for Water Research) da Universidade da Austrália. Foram realizadas cinco simulações: Piloto Primavera – baseada em dados reais da estação no ano primavera no reservatório para o ano de 2007; Primavera-P em que as concentrações de fósforo total, fosfato inorgânico e fosfato total dissolvido foram aumentadas em 100% no reservatório (coluna de água e sedimento) e nos rios tributários; Primavera-V na qual a intensidade dos ventos foi aumentada em 50%; Primavera-T onde a temperatura da água (reservatório e tributários) e do ar foram aumentadas em 1^0C e, Primavera-X, onde a temperatura da água (reservatório e tributários) e do ar sofreu aumento em 1^0C, as concentrações de fósforo total, fosfato inorgânico e fosfato total dissolvido foram aumentadas em 100% e a velocidade do vento aumentada em 50%. A concentração de clorofila a foi representada pelos grupos cianobactérias e clorofíceas. O espaço de tempo das simulações representou 90 dias. As clorofíceas apresentaram maior desenvolvimento populacional do que as cianobactérias em todas as simulações. No reservatório, a mistura vertical é ocasionada diariamente pelo vento ou por processos convectivos causados pela perda de calor no corpo de água. A oxigenação do reservatório é maior com a ocorrência de ventos e de grupos fotossintéticos. As concentrações totais de fósforo e nitrogênio apresentaram aumento em todas as simulações.

Palavras-chave: Reservatório do Lobo, simulação computacional, ELCOM, CAEDYM

ABSTRACT

ROCHA, Mariana Erthal. Biophysicochemical simulation in tropical polimithic reservoir. 2009. 120 f. Dissertation (Master Degree) – Sanitary and Environmental Engineer Faculty, University of the Estate of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Lobo reservoir is located in the state of São Paulo, it is a dynamic system where happens a diurnal cycle of mix and stratiphication as seen in other tropical lakes. 3D computational simulation where used. ELCOM **(**Estuary and Lake Computer Model) and CAEDYM (Computacional Aquatic Ecosystem Dynamics Model) both created by CRW (Center for Water Research) from Australia University to simulate biophysicochemicalls conditions in the reservoir. Five simulations had been carried through: Pilot Spring – based in real data for the station spring of the year 2007 in the reservoir; Spring-P where the concentrations of total phosphorus, inorganic phosphate and dissolved total phosphate had been increased in 100% in the reservoir (water column and sediment) and in the tributaries rivers; Spring-V in which the intensity of the winds was increased in 50%; Spring-T where the temperature in the water (reservoir and tributaries) and in the air where increased in 1^0C and, Simulation Spring-X where the concentrations of total phosphorus, inorganic phosphate and dissolved total phosphate had been increased in 100% in the reservoir (water column and sediment) and in the tributaries rivers, the intensity of the winds was increased in 50% and the temperature in the water (reservoir and tributaries) and in the air where increased in 1^0C. The concentrations of chorophyll a where represented by the groups: cyanobacterias and chllorophyceas. The time space of the simulations represented 90 days. The chllorophyceas presented bigger populational development in all simulations. In the reservoir, a vertical mix happens every day because of the wind or by convective process caused by the lost of temperature in the water. The oxygenation in the reservoir is bigger whit the occurrence of winds and photosynthetic groups. The total concentrations of nitrogen and phosphorus in all simulations presented increasement.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO 21

1 **CAPÍTULO 1 – REFERENCIAL TEÓRICO** 28

1.1 **Caracterização dos Reservatórios** 28

1.2 **Impactos ambientais causados pelos reservatórios** 31

1.3 **Reservatórios tropicais rasos polimíticos** 32

1.4 **Limnologia / Sistêmica Aquática** 34

1.5 **Parâmetros indicadores para caracterizar o meio aquático** 35

1.5.1 Parâmetros climatológicos 35

1.5.2 Parâmetros físicos.....36

1.5.2.1 Coloração da água.....36

1.5.2.2 Temperatura da água.....36

1.5.3 Parâmetros químicos 36

1.5.3.1 Oxigênio dissolvido 37

1.5.3.2 Nitrogênio 38

1.5.3.3 Fósforo 39

1.6 **Clorofíceas e Cianofíceas**.....43

1.7 **O modelo 3D computacional ELCOM-CAEDYM** 43

2 **CAPÍTULO 2 – MATERIAL E MÉTODOS** 46

2.1 **Descrição da área de estudo: Reservatório do Lobo**.....46

2.1.2 Processos físicos, químicos e biológicos 53

2.2 **Simulação 3D computacional** 56

2.3 **Condições iniciais, inicialização e parâmetros** 58

3 **CAPÍTULO 3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO**.....72

3.1 **Simulação Piloto Primavera 2007** 72

3.2 **Simulação Primavera-P** 76

3.3 **Simulação Primavera-V** 78

3.4 **Simulação Primavera-T** 81

3.5 **Simulação Primavera-X** 87

3.6 **Aquecimento e resfriamento da temperatura, estratificação e mistura no reservatório** 93

3.7 **Variações na concentração do oxigênio dissolvido** 97

3.8 **Dinâmica do fósforo e nitrogênio totais** 101

3.9 **Clorofíceas e cianobactérias** 104

4 **CAPÍTULO 4 – CONCLUSÕES** 109

5 **REFERÊNCIAS** 111

RESUMO

ROCHA, Mariana Erthal. Simulação biofisicoquímica em reservatório tropical polimítico. 2009. 120 f. Dissertação (mestrado em engenharia ambiental) – Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

O reservatório do Lobo, localizado no estado de São Paulo, é um sistema dinâmico no qual se desenvolve um ciclo diurno de estratificação e mistura, de modo similar ao que tem sido observado em outros lagos tropicais. Utilizou-se simulação 3D computacional com os softwares ELCOM (Estuary and Lake Computer Model) acoplado ao CAEDYM (Computacional Aquatic Ecosystem Dynamics Model), ambos desenvolvidos pelo CWR (Center for Water Research) da Universidade da Austrália. Foram realizadas cinco simulações: Piloto Primavera – baseada em dados reais da estação no ano primavera no reservatório para o ano de 2007; Primavera-P em que as concentrações de fósforo total, fosfato inorgânico e fosfato total dissolvido foram aumentadas em 100% no reservatório (coluna de água e sedimento) e nos rios tributários; Primavera-V na qual a intensidade dos ventos foi aumentada em 50%; Primavera-T onde a temperatura da água (reservatório e tributários) e do ar foram aumentadas em 1^0C e, Primavera-X, onde a temperatura da água (reservatório e tributários) e do ar sofreu aumento em 1^0C, as concentrações de fósforo total, fosfato inorgânico e fosfato total dissolvido foram aumentadas em 100% e a velocidade do vento aumentada em 50%. A concentração de clorofila a foi representada pelos grupos cianobactérias e clorofíceas. O espaço de tempo das simulações representou 90 dias. As clorofíceas apresentaram maior desenvolvimento populacional do que as cianobactérias em todas as simulações. No reservatório, a mistura vertical é ocasionada diariamente pelo vento ou por processos convectivos causados pela perda de calor no corpo de água. A oxigenação do reservatório é maior com a ocorrência de ventos e de grupos fotossintéticos. As concentrações totais de fósforo e nitrogênio apresentaram aumento em todas as simulações.

Palavras-chave: Reservatório do Lobo, simulação computacional, ELCOM, CAEDYM

ABSTRACT

ROCHA, Mariana Erthal. Biophysicochemical simulation in tropical polimithic reservoir. 2009. 120 f. Dissertation (Master Degree) – Sanitary and Environmental Engineer Faculty, University of the Estate of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Lobo reservoir is located in the state of São Paulo, it is a dynamic system where happens a diurnal cycle of mix and stratiphication as seen in other tropical lakes. 3D computational simulation where used. ELCOM **(**Estuary and Lake Computer Model) and CAEDYM (Computacional Aquatic Ecosystem Dynamics Model) both created by CRW (Center for Water Research) from Australia University to simulate biophysicochemicalls conditions in the reservoir. Five simulations had been carried through: Pilot Spring – based in real data for the station spring of the year 2007 in the reservoir; Spring-P where the concentrations of total phosphorus, inorganic phosphate and dissolved total phosphate had been increased in 100% in the reservoir (water column and sediment) and in the tributaries rivers; Spring-V in which the intensity of the winds was increased in 50%; Spring-T where the temperature in the water (reservoir and tributaries) and in the air where increased in 1^0C and, Simulation Spring-X where the concentrations of total phosphorus, inorganic phosphate and dissolved total phosphate had been increased in 100% in the reservoir (water column and sediment) and in the tributaries rivers, the intensity of the winds was increased in 50% and the temperature in the water (reservoir and tributaries) and in the air where increased in 1^0C. The concentrations of chorophyll a where represented by the groups: cyanobacterias and chllorophyceas. The time space of the simulations represented 90 days. The chllorophyceas presented bigger populational development in all simulations. In the reservoir, a vertical mix happens every day because of the wind or by convective process caused by the lost of temperature in the water. The oxygenation in the reservoir is bigger whit the occurrence of winds and photosynthetic groups. The total concentrations of nitrogen and phosphorus in all simulations presented increasement.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Imagem de satélite do Reservatório do Lobo 23

Figura 2 – Localização da Usina Carlos Botelho (Reservatório do Lobo) 48

Figura 3 – Bacia hidrográfica do rio Itaqueri, reservatório do Lobo 50

Figura 4 – Imagem da batimetria do Reservatório do Lobo 51

Figura 5 – Imagem da formação dendrítica do reservatório do Lobo 54

Figura 6 – Esquematização dos processos relacionados à dinâmica de interação dos softwares ELCOM-CAEDYM 73

Figura 7 – Variação do oxigênio dissolvido no reservatório do Lobo na simulação Piloto Primavera 74

Figura 8 – Variação da temperatura da água no reservatório do Lobo na simulação Piloto Primavera 75

Figura 9 – Temperatura do reservatório do Lobo no dia 20/09/2007 às 15:36 na simulação Piloto Primavera 75

Figura 10 – Temperatura do reservatório do Lobo no dia 20/09/2007 às 01:12 na simulação Piloto Primavera 76

Figura 11 – Variação nas concentrações de fósforo e nitrogênio totais no reservatório do Lobo na simulação Piloto Primavera 76

Figura 12 – Variação na concentração dos grupos cianobactérias e clorofíceas na simulação Piloto Primavera 77

Figura 13 – Variação na concentração de nitrogênio total e fósforo total no reservatório do Lobo na simulação Primavera-P 78

Figura 14 – Concentração de nitrogênio e fósforo totais entre os dias 47 e 64 na simulação Primavera-P 78

Figura 15 – Aumento nas concentrações de nitrogênio e fósforo totais nos últimos dias da simulação Primavera-P.....79

Figura 16 – Variação na concentração de clorofíceas e cianobactérias no reservatório do Lobo na simulação Primavera-P 79

Figura 17 – Inversão de dominância nos grupos fotossintéticos nos primeiros dias de simulação em Piloto Primavera 77

Figura 18 – Variação do oxigênio dissolvido no reservatório do Lobo na simulação Primavera-P 80

Figura 19 – Variação na temperatura da água no reservatório na simulação Primavera-V.....80

Figura 20 – Água no reservatório estratificada na simulação Primavera-V.....81

Figura 21 - Temperatura da água com a ocorrência de ventos no reservatório na simulação Primavera-V.....81

Figura 22 – Variação do oxigênio dissolvido no reservatório do Lobo na simulação Primavera-V.....82

Figura 23 – Variação na concentração de nitrogênio e fósforo totais no reservatório do Lobo na simulação Primavera-V 82

Figura 24 - Variação na concentração de clorofila a no reservatório do Lobo na simulação Primavera-V 83

Figura 25 – Variação da temperatura na água do reservatório do Lobo na simulação Primavera – T 84

Figura 26 – Variação na concentração do oxigênio dissolvido no reservatório do Lobo na simulação Primavera-T 84

Figura 27 – Variação nas concentrações de nitrogênio e fósforo totais no reservatório do Lobo na simulação Primavera-T 85

Figura 28 – Variação dos grupos fotossintéticos (cianobactérias e clorofíceas) no reservatório do Lobo na simulação Primavera-T 85

Figura 29 - Variação do oxigênio dissolvido na água do reservatório do Lobo nos primeiros dias da simulação Primavera-X 86

Figura 30 – Concentração do oxigênio dissolvido no reservatório no dia 03/09 às 00:36 horas na simulação Primavera-X 87

Figura 31 – Concentração do oxigênio dissolvido no reservatório no dia 09/97 às 00:00 horas na simulação Primavera-X 87

Figura 32 - Concentração de oxigênio dissolvido no reservatório do Lobo no dia 10/09 às 18:00 horas na simulação Primavera-X 88

Figura 33 – Temperatura da água no reservatório no dia 01/10 na simulação Primavera-X 88

Figura 34 – Temperatura da água no reservatório no dia 01/10 às 23:24 na simulação Primavera-X 89

Figura 35 – Variação durante 90 dias nos grupos cianobactérias e clorofíceas na simulação Primavera-X 89

Figura 36 – Variação nas concentrações de nitrogênio e fósforo Totais no reservatório na simulação Primavera-X 90

Figura 37 – Variação diária na temperatura da água na simulação Piloto 90

Figura 38 - Variação diária na temperatura da água no reservatório do Lobo nas simulações: Piloto e Primavera-P (verde), Primavera-V (vermelho), Primavera-T (azul) e Primavera-X (preto) 91

Figura 39 - Temperatura da água do reservatório do Lobo no dia 08/10 na simulação Piloto Primavera às 10:12 horas 92

Figura 40 – Temperatura da água no reservatório do Lobo no dia 08/10 na simulação Piloto Primavera às 12:00 horas 93

Figura 41 - Temperatura da água no reservatório do Lobo no dia 08/10 na simulação Piloto Primavera às 15:36 horas 93

Figura 42 - Água do reservatório estratificada no dia 04/09 às 12:36 horas na simulação Primavera-V 94

Figura 43 - Água do reservatório estratificada no dia 04/09 às 14:24 horas na simulação Primavera-V 94

Figura 44 - Água do reservatório estratificada no dia 04/09 às 16:12 horas na simulação Primavera-V 95

Figura 45 - Água do reservatório estratificada no dia 04/09 às 18:00 horas na simulação Primavera-V 95

Figura 46 - Variação na concentração de oxigênio dissolvido no reservatório do Lobo nos últimos dias de simulação em Primavera-X 96

Figura 47 - Variação na concentração de oxigênio dissolvido no reservatório do Lobo em todas as simulações.....97

Figura 48 - Variação na concentração total de fósforo em todas as simulações..... 98

Figura 49 – Variação na concentração total de fósforo no reservatório nos últimos dias nas simulações Piloto Primavera (vermelho), Primavera-V (azul), Primavera-P (preto), Primavera-T (amarelo) e Primavera-X (verde).....99

Figura 50 – Variação na concentração de fósforo total em um dia no reservatório em todas as simulações. Piloto Primavera (vermelho), Primavera-V (azul), Primavera-P (preto), Primavera-T (amarelo) e Primavera-X (verde).....99

Figura 51 – Variação de nitrogênio total na água do reservatório em todas as simulações.....100

Figura 52 – Variação diária na concentração de nitrogênio total no reservatório do Lobo em todas as simulações: Primavera-X (amarelo), Primavera-V (preto), Primavera-T (vermelho) e, Piloto e Primavera-P (azul) 100

Figura 53 – Variação na concentração de clorofíceas no reservatório em todas as simulações. Simulação Primavera-X (vermelho), simulação Primavera-V (verde), simulação Primavera-T (roxo) e, Primavera-P e Piloto Primavera (preto).....101

Figura 54 – Variação diária na concentração de clorofíceas no reservatório do Lobo em todas as simulações. Simulação Primavera-X (vermelho), simulação Primavera-V (verde), simulação Primavera-T (roxo) e, simulações Primavera-P (amarelo) e Piloto Primavera (preto).....102

Figura 55 – Variação na concentração de cianobactérias no reservatório do Lobo em todas as simulações 103

Figura 56 – Variação diária na concentração de cianobactérias no reservatório do Lobo em todas as simulações 104

Figura 57 – Maior concentração de clorofíceas em relação ao número de bactérias no reservatório do Lobo na simulação Piloto Primavera 104

Figura 58 – Maior concentração de clorofíceas em relação ao número de bactérias no reservatório do Lobo na simulação Primavera-P 104

Figura 59 – Maior concentração de clorofíceas em relação ao número de bactérias no reservatório do Lobo na simulação Primavera-V 105

Figura 60 – Maior concentração de clorofíceas em relação ao número de bactérias no reservatório do Lobo na simulação Primavera-T 105

Figura 61 - Maior concentração de clorofíceas em relação ao número de bactérias no reservatório do Lobo na simulação Primavera-X 105

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Identificação da qualidade trófica da água de acordo com a quantidade de fósforo total dissolvido 43

Tabela 2 – Características gerais da bacia hidrográfica do reservatório do Lobo, localizado no estado de São Paulo 47

Tabela 3 – Características gerais do reservatório do Lobo 50

Tabela 4 – Arquivos utilizados nos softwares ELCOM-CAEDYM e suas respectivas funções 57

Tabela 5 - Média meteorológica referente a novembro de 2007 58

Tabela 6 – Variáveis químicas analisadas da água e suas respectivas metodologias de análises utilizadas 59

Tabela 7 – Dados hidrológicos do Reservatório do Lobo referentes ao mês Novembro do ano de 2007 60

Tabela 8 - Dados hidrológicos do rio do Lobo referentes ao mês Novembro do ano de 2007 61

Tabela 9 – Dados hidrológicos médios do rio Itaqueri referentes ao mês de Novembro de 2007 62

Tabela 10 - Dados hidrológicos médios do rio Geraldo referentes ao mês de Novembro de 2007 63

Tabela 11 – Dados hidrológicos médios do rio Itaqueri referentes ao mês Novembro de 2007 64

Tabela 12 – Comparação dos valores de ph nos rios do Lobo, Itaqueri, Geraldo e Perdizes e no reservatório do Lobo 65

Tabela 13 – Comparação dos valores de oxigênio dissolvido nos rios Lobo, Itaqueri, Geraldo e Perdizes e no reservatório do Lobo 65

Tabela 14 – Comparação dos valores de clorofila a nos rios tributários e no reservatório do Lobo 66

Tabela 15 – Comparação dos valores de fosfato total dissolvido nos rios tributários e no reservatório do Lobo 66

Tabela 16 – Comparação entre os valores das concentrações de fósforo total no reservatório de Lobo e nos rios tributários 67

Tabela 17 – Comparação entre as variações nas concentrações de nitrato no reservatório do Lobo e nos rios tributários 67

Tabela 18 – Comparação das diferentes concentrações de amônio no reservatório do Lobo e nos rios tributários 68

Tabela 19 – Comparação entre as concentrações referentes ao nitrogênio orgânico total no reservatório do Lobo e nos rios tributários 68

Tabela 20 – Variáveis químicas setadas no software CAEDYM 70

INTRODUÇÃO

A degradação da qualidade da água, resultante do desenvolvimento descontrolado e desordenado da civilização, está intimamente relacionada à falta de planejamento e ao mau uso das bacias hidrográficas (JØRGENSEN & VOLLENWEIDER, 2000), como por exemplo: a excessiva perda de solos que sedimentam nos reservatórios, diminuindo sua capacidade e vida útil; os despejos de compostos tóxicos que comprometem a utilização dos recursos relacionados ao reservatório e os nutrientes presentes nos efluentes (industriais, agrícolas e domésticos) que causam a eutrofização, alterando completamente os ecossistemas aquáticos pelo crescimento intenso de fitoplâncton, degradando a qualidade da água (PANHOTA, 2007). Segundo o mesmo autor, esses são alguns dos problemas que desafiam a sociedade em âmbito mundial, para que novos paradigmas sejam colocados em prática a fim de que os recursos naturais sejam mais bem distribuídos, aproveitados e utilizados de forma sustentável.

As constatações atuais são de que as interferências sofridas pela natureza estão alterando os fluxos de matéria e energia entre sistemas naturais. Tais mudanças ocasionam alterações nos processos naturais do meio ambiente. A velocidade e a intensidade observadas no aumento da temperatura global nas últimas décadas são incompatíveis com os tempos necessários à adaptação natural dos ecossistemas (NOBRE, 1992).

O conhecimento da estrutura e função dos ambientes aquáticos constitui-se essencial para a otimização de seu gerenciamento. Principalmente em ecossistemas tropicais, nos quais os diversos processos metabólicos desenvolvem-se de forma mais acelerada, levando a maiores taxas de produção primária, decomposição da matéria orgânica, assimilação de nutrientes, precipitação de microorganismos e material particulado, devido à menor viscosidade da água (VON SPERLING e SOUZA, 2002)

Os reservatórios são importantes ecossistemas artificiais com múltiplas possibilidades de uso em seus compartimentos, o que inclui as áreas inundadas, o corpo principal do reservatório propriamente dito, os tributários e a interface com os

ecossistemas terrestres. Considerando os gradientes longitudinais e verticais inerentes a esse ecossistema, a limnologia de um reservatório está relacionada às variáveis meteorológicas (temperatura, vento, chuva, radiação solar), entrada de água dos rios, saída do fluxo de água, e a morfometria do reservatório (THOMAZ *et al*., 1997).

A construção de reservatórios é uma das grandes experiências humanas na modificação dos ecossistemas naturais, e vem sendo executada pelo homem, desde tempos remotos, com o objetivo de armazenar água para o consumo, irrigação, controle de inundação e aquicultura (TUNDISI, 1988). O alcance ambiental e ecológico das alterações é fator dependente da vulnerabilidade do sistema (no caso bacia hidrográfica) a jusante e a montante da região onde se formou o lago (MÜLLER, 1995).

As forçantes ambientais em reservatórios tropicais rasos polimíticos apresentam grande variabilidade temporal em termos de intensidade e frequência dos eventos o que, juntamente com mudanças nas regras operacionais, conduz também a grande variabilidade temporal na estrutura térmica desses ambientes (RIO, 2003). Segundo a mesma autora, nos ambientes polimíticos, o problema da eutrofização pode ser acentuado, pois a carga interna de nutrientes armazenados no sedimento é constantemente disponibilizada para os organismos vivos pelos processos de difusão molecular e turbulenta associada aos eventos de ressuspensão.

O reservatório do Lobo, localizado na região central estado de São Paulo, entre os municípios de Brotas e Itirapina é um sistema dinâmico no qual se desenvolve um ciclo diurno de estratificação e mistura. A Figura 1 representa o Reservatório do Lobo visualizado por imagem de satélite.

Figura 1 – Imagem de satélite do Reservatório do Lobo. Fonte: GoogleEarth.

Nos últimos 20 anos, o processo de eutrofização tem se acelerado em reservatórios brasileiros devido aos seguintes fatores: aumento do uso de fertilizantes nas bacias hidrográficas, aumento da população humana, elevado grau de urbanização sem tratamento de esgotos domésticos e intensificação de algumas atividades industriais que levam excessiva carga de fósforo, nitrogênio e matéria orgânica para essas represas. Ao mesmo tempo, o uso múltiplo tem se intensificado, tornando muito complexo o gerenciamento de represas e de bacias hidrográficas (Instituto Internacional de Ecologia, 2000).

Os estudos em sistemas aquáticos naturais ou artificiais são de importância particular para impedir a eutrofização cultural e desenvolver projetos para usos múltiplos (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 1995). A compreensão da eutrofização cultural é um problema importante no desenvolvimento de interconexões entre civilização e meio ambiente (KENT *et a*l., 2000)

Os ecossistemas sobrevivem por trocar matéria e energia com suas vizinhanças, as quais também necessitam dessas trocas, pois são igualmente parte de sistemas ecológicos. Essas trocas (entradas e saídas) se dão em forma de fluxos, que devem ser bem caracterizados para determinar o grau de importância e o mecanismo de atuação dos mesmos. Os vários tipos de ambientes aquáticos existentes estabelecem interações de fluxos entre si e com outros sistemas através de suas fronteiras (MIRANDA, 1997).

As pesquisas sobre o metabolismo dos ecossistemas possibilitam o conhecimento da estrutura e do funcionamento dos reservatórios, viabilizando seu manejo e a maximização da sua produtividade (ESTEVES, 1988). As entradas de nutrientes de fontes naturais e especialmente antropogênicas, favorecem a produção primária, que por sua vez, também é influenciada pela temperatura, radiação solar e pelo regime de ventos (MAYER *et al.*, 1998).

A qualidade da água é resultante dos inúmeros processos que ocorrem na bacia de drenagem do corpo hídrico e que os organismos aquáticos, em sua atividade metabólica, não só recebem influência do meio, como também provocam alterações físico-químicas na água (SPERLING, 1998)

A tecnologia computacional é uma ferramenta que permite a manipulação de dados ambientais de forma mais eficiente para o entendimento, acompanhamento e geração de prognósticos sobre as questões relativas aos ecossistemas aquáticos (SOARES, 2003). Os modelos hidrodinâmicos 3D visam representar os processos de forma mais próxima o possível do real. Vários desses modelos vêm sendo utilizados no estudo de processos físicos e biogeoquímicos em lagos, estuários e reservatórios (ASHAN; BLUMBERG, 1999; BELETSKY *et al*., 1997; CASULLI; CHENG, 1992; CASULLI, 1997; HODGES *et al*., 2000; LAVAL *et al*., 2003; RUEDA *et al*., 2003)

Os softwares ELCOM (modelo computacional para reservatórios, estuários e lagos) realiza modelagem numérica que se aplica à modelos hidrodinâmicos e termodinâmicos para simular o comportamento temporal de corpos de água e CAEDYM (modelo computacional para a dinâmica do ecossistema aquático) realiza

modelagem ecológica. Quando acoplados, ELCOM-CAEDYM permitem simular o transporte tridimensional e interações biológicas, físicas e químicas.

É inerente o fato de propiciar uma maior compreensão da sensibilidade de um reservatório tropical raso polimítico em relação às forçantes ambientais e a entrada de nutrientes. Investigou-se nesta pesquisa, as principais características e mecanismos que ocorrem no Reservatório do Lobo, quando o mesmo é sujeito a eventos que ocorrem em curtas escalas temporais, através da utilização dos softwares ELCOM-CAEDYM.

RELEVÂNCIA DO TRABALHO

O estudo da qualidade da água em reservatórios naturais ou artificiais constitui-se de suma importância para impedir a eutrofização cultural e desenvolver projetos para usos múltiplos. A compreensão da eutrofização cultural é um problema importante no desenvolvimento da interface entre civilização e meio ambiente. Através do conhecimento dos diagramas de fluxo de funcionamento do reservatório e da hierarquia dos fatores que atuam no mesmo, pode-se propor sistemas de manejo com o objetivo de manter a qualidade da água (CCOPA RIVERA, 2003).

Segundo Relatório das Nações Unidas, se medidas urgentes não forem tomadas para implementar o uso racional dos recursos hídricos, 60 países, respondendo por 75% da população mundial deverão sofrer falta de água no ano de 2050 (HUMMES, 2004). O abastecimento de água está próximo a um colapso, devido a diminuição das chuvas provocada pelo aquecimento global e o desmatamento das áreas dos mananciais e, também, à contaminação das reservas naturais por poluentes industriais, esgoto sem tratamento, agrotóxicos, somando-se também o desperdício (MORAES, 2001). Os múltiplos impactos antrópicos sobre os ecossistemas aquáticos têm sido responsáveis pela deterioração da qualidade ambiental das bacias hidrográficas.

Para uma melhor compreensão dos ecossistemas aquáticos são necessários estudos da bacia hidrográfica, de um rio ou lago, integrando e interagindo,

simultaneamente o ambiente aquático ao terrestre (LIKENS e BORMANN, 1974). O sistema aquático por inteiro expressa a tensão recebida pelos ecossistemas terrestres, refletindo o estado de saúde da bacia de drenagem.

Diante do exposto, há uma crescente necessidade de avaliar ecossistemas aquáticos, especialmente os de água doce, destacando as represas. Esta avaliação pode ser feita através da análise de parâmetros físico-químicos e biológicos da água.

Segundo Campos (2001), 70% da água doce do mundo está contaminada por defensivos agrícolas, assoreamentos, lixos, dejetos humanos e animais, esgotos industriais, resíduos nucleares, derramamentos de petróleo, produtos químicos e outros. Portanto, soluções efetivas devem ser tomadas com urgência para evitar uma crise mundial pela falta de água de boa qualidade.

OBJETIVOS

GERAL

Utilizar os softwares ELCOM-CAEDYM para simular diferentes condições físicas, químicas e biológicas no reservatório do Lobo, através de forçantes ambientais e da carga de entrada de nutrientes pelos rios tributários: Itaqueri, Ribeirão do Lobo, Geraldo e Perdizes.

ESPECÍFICOS

Simular a estação do ano primavera com base em dados reais.

Simular quatro diferentes situações ambientais: i. aumento na concentração de fósforo orgânico e inorgânico particulado e de fosfato total dissolvido em 100% na coluna de água e no sedimento, ii. aumento na intensidade dos ventos em 50%, iii. aumento nas temperaturas do ar e água em 1 grau Celsius e, iv. aumento na

intensidade do vento em 50%, aumento na concentração de fósforo orgânico e inorgânico particulado e de fosfato total dissolvido em 100% e aumento das temperaturas do ar e da água em 1 grau Celsius.

Verificar a dinâmica do Reservatório do Lobo em relação à estratificação e à mistura da água.

Observar os comportamentos de clorofíceas e cianobactérias no reservatório do Lobo.

Avaliar a sensibilidade do Reservatório do Lobo em relação às variáveis determinadas computacionalmente.

HIPÓTESES INICIAIS

O Reservatório do Lobo é um ambiente aquático que responde sensivelmente aos aumentos na intensidade dos ventos, nas temperaturas da água e do ar e, nas concentrações de fósforo orgânico e inorgânico particulado e de fosfato total dissolvido.

CAPÍTULO 1

REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RESERVATÓRIOS

Os Reservatórios são caracterizados como lagos artificiais produzidos pela construção de uma barragem ou represa, resultando no aumento do nível de água no espaço circundante, com o alagamento de áreas circunscritas e mudança de características hidrodinâmicas, como velocidade do fluxo, densidade e quantidade de partículas de sedimentos. São sistemas complexos e ecologicamente dinâmicos que interagem com as atividades antropogênicas de várias formas (CCOPA RIVERA, 2004).

Os ambientes heterogêneos e complexos dos reservatórios apresentam características entre rios e lagos (THORNTON, 1990), em função de suas características morfométricas e hidrológicas, apresentando a organização vertical do lago e horizontal do rio. O fato dos reservatórios sofrerem regulação de vazão acaba por influenciar em seu nível fluviométrico, profundidade e tempo de residência, alterando suas propriedades físicas, químicas e biológicas (MARGALEF, 1983), constituindo uma rede interativa complexa entre os organismos (TUNDISI, 1999).

Apresentam algumas peculiaridades, como a formação de três regiões distintas (lacustre, intermediária e fluvial), que se associam às variáveis temporal (decorrentes de variações climatológicas) e espacial (horizontal e vertical), às características morfométricas e geológicas, ao uso da bacia hidrográfica e ao mecanismo operacional da barragem, para a estruturação e funcionamento do sistema, implicando ainda no estabelecimento de comunidades ribeirinhas (DELELLO, 2008).

Atualmente existem no mundo aproximadamente 36.228 reservatórios distribuídos em diversas regiões, variando em capacidade (1,5 milhões de metros cúbicos a 200 bilhões de metros cúbicos) e morfometria, sendo a maioria portadora de padrão dendrítico, caracterizando-se também pela baixa declividade e pela inundação em grandes áreas (TUNDISI *et al*., 1999).

Formam-se pelo acúmulo de grandes volumes de água provenientes de um sistema composto por uma drenagem principal, normalmente de maior vazão média, e pelas drenagens secundárias dos afluentes. A cada cota de elevação da superfície livre de um reservatório, seu volume total pode ser decomposto na soma dos volumes dos diversos compartimentos que ocupam as calhas das suas drenagens formadoras. Somando-se o fato de que as drenagens têm características hidrológicas e de qualidade de água distintas entre si, com variabilidade de usos do solo praticados nas bacias imediatas que drenam nesses compartimentos, verifica-se que os reservatórios são espacialmente heterogêneos (SOARES, 2003).

Segundo Esteves (1998), dependendo de suas características hidráulicas, as represas apresentam grande instabilidade limnológica. Estes ecossistemas, por apresentarem baixo tempo de residência da água (tempo de permanência da água na represa), podem ser considerados na sua grande maioria, como um estágio intermediário entre um rio e um lago, ou seja, entre ambiente lótico e lêntico. Outra característica das represas é a grande variação no nível de água, podendo ocorrer em pouco tempo, em função das necessidades do uso da água.

As diferentes características morfométricas do entorno do reservatório introduz variabilidades locais nas características dos lagos. Regiões do reservatório com entornos mais irregulares e com maiores reentrâncias são regiões em que os corpos de água estariam mais abrigados dos efeitos do vento, o que resultaria em tempo de residência mais longo. Neste tipo de entorno, é de se esperar uma maior interação entre o ambiente terrestre e o lacustre (ASSIREU *et al*., 2007). Esses fatores têm implicações para os aspectos limnológicos do lago e implicações sociais, visto que a população ribeirinha nestas regiões estaria mais exposta à doenças endêmicas.

Os ciclos biogeoquímicos em reservatórios são controlados pela morfometria (profundidade), hidrografia (tempo de residência da água), pela biomassa total, sua atividade metabólica específica e pela diversidade bioquímica das populações. Os fatores de controle bióticos e abióticos estão fortemente relacionados.

O trajeto das partículas e dos materiais dissolvidos presentes nos ecossistemas aquáticos, assim como a produtividade, são determinados pelos processos físicos de transporte, advecção e mistura vertical, e por suas escalas de tempo e espaço (MACINTYRE; ROMERO; KING, 2003). Os eventos de mistura facilitam também muitas das reações químicas que ocorrem com maior frequência próximo a fronteiras sólidas dos lagos e reservatórios (WURTSBAUGH *et al*., 2002).

Quando a tensão do vento é aplicada na superfície de um lago, a energia cinética turbulenta e a quantidade de movimento são transferidas para a camada superficial da água. A energia cinética turbulenta distribui a quantidade de movimento verticalmente na coluna de água, iniciando o transporte na camada superficial na direção do vento, o qual resulta na depressão do metalímnio na região de destino do vento e a subida do metalímnio na região de origem do vento (HODGES *et al*, 2000; MORTIMER, 1974; IMBERGER e PATTERSON, 1990). Após um determinado período o sistema então ajusta-se. A onda interna de grande escala em lagos menores, onde o efeito da rotação da Terra é desprezível, define-se por seiching (KUNDU, 1990).

Segundo Imberger (1994), a turbulência dentro de um fluido estratificado pode ser gerada por duas ou mais ondas internas interagindo (instabilidade onda-onda), ondas internas sendo presas pelo cisalhamento do fluido (absorção na camada crítica), um fluido mais pesado sendo deslocado acima de um fluido mais leve (instabilidade convectiva) ou pela quebra de ondas internas.

1.2 IMPACTOS AMBIENTAIS CAUSADOS PELOS RESERVATÓRIOS

Obras hidrelétricas causam, em geral, impactos ao meio ambiente, que são verificados ao longo e além do tempo de vida da usina e do projeto, bem como ao longo do espaço físico envolvido. Os impactos mais significativos e complexos ocorrem nas fases de construção e de operação da usina. A avaliação dos impactos no espaço físico atingido é feita por um conjunto de avaliações e estudos, denominados de Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e Relatório de Impacto Ambiental (RIMA). Os estudos visam antever os riscos para o meio ambiente e desenvolver ações que minimizem tais impactos. São considerados relevantes: (i) impactos sobre o meio físico: estabilidade da zona do projeto, aumento da vazão do rio, redução da vazão do rio, qualidade da água, qualidade do ar. (ii) impactos sobre o meio biótico: biota terrestre, biota aquática e outros biomas; (iii) desalojamento da população.

Os impactos físicos mais comuns são a diminuição da correnteza do rio alterando a dinâmica do ambiente aquático, com isso o fluxo dos sedimentos é alterado favorecendo a deposição deste no ambiente lótico; a temperatura do rio também é modificada, tendendo a dividir o lago da represa em dois ambientes: o primeiro, onde a temperatura é mais baixa, no fundo do lago e outro, onde a temperatura é mais alta, na superfície do lago (SOUSA, 2000). Este fato repercute também em outros impactos, uma vez que essa disposição produz pouca mistura na água do ambiente represado, criando condições anóxicas e favorecendo a eutrofização e ocorrência de reações químicas, entre elas, emissões de metano e dióxido de carbono (LIMA, 2001) que contribuem para o agravamento do efeito estufa.

Os impactos biológicos relacionam-se à barreira física representada pela barragem para as espécies aquáticas, constituindo um fator de isolamento das populações antes em contato. Além deste fato, a barragem pode impedir ou dificultar a piracema de algumas espécies de peixe, além do que, modifica o habitat, imposto pela construção de barragens (CHONG *et al*., 2005 e DIAS, 1999). A transformação da dinâmica do rio, bem como as alterações na qualidade da água, afetam tanto a

região a montante quanto a jusante da barragem. Tais impactos geralmente afetam a biodiversidade do rio.

1.3 RESERVATÓRIOS TROPICAIS RASOS POLIMÍTICOS

São ecossistemas dinâmicos em termos de função e estrutura, demonstrando estados transientes nas condições físicas, químicas e biológicas (RIETZLER, 2002). Sob condições de stress e regime de ventos, esses sistemas aquáticos apresentam diversas respostas nas variáveis físicas, químicas e biológicas. Os distúrbios causados pela ação do vento, sua força e direção apresentam conseqüências na dinâmica populacional e na diversidade de espécies fitoplanctônicas (PADISAK, 1992, 1993), como também na sucessão das espécies (REYNOLDS, 1992).

Mistura e estratificação promovem várias mudanças na estrutura da água e na distribuição das substâncias químicas. A duração e a qualidade da irradiação na superfície da água dependem da radiação solar e dos processos de mistura promovidos pela energia externa de entrada dos ventos (REYNOLDS *et al*, 1993; REYNOLDS, 1997). Muitos reservatórios tropicais são rasos, ocorrendo polimixia (mistura várias vezes ao ano).

Segundo Straskraba (1990), a profundidade da mistura induzida pelo vento está relacionada ao tamanho do ecossistema de água doce em reservatórios rasos. O mesmo autor aponta que reservatórios rasos são hidrologicamente mais sensíveis e reagem biologicamente mais fortemente à hidrometeorologia e à mudanças no nível da água. O reservatório Carlos Botelho (Lobo-Broa) é considerado raso e responde com completa mistura da coluna de água por estresses do vento de 5 a 10 Km/h. São caracterizados por períodos de mistura pouco contínua a irregular, dependendo das condições climáticas e morfometria do reservatório.

Um estudo realizado por Tundisi *et al* (2004) revelou que o reservatório do Lobo apresentou períodos alternados de estratificação e mistura vertical, dependendo das passagens das frentes frias e sua posterior dissipação.

Imediatamente após a dissipação das frentes frias, a estabilidade térmica, química e biológica instalou-se, alterando consideravelmente a estrutura vertical do sistema. Foi concluído então que, pulsos de estratificação e mistura vertical ocorreram relacionados à passagem e à dissipação das frentes frias. A resposta desse reservatório aos efeitos da passagem das frentes frias pode ser generalizada para todos os reservatórios rasos (< 30 metros de profundidade) do Sudeste do Brasil.

Nesses ambientes, o problema da eutrofização pode ser acentuado, pois a carga interna de nutrientes armazenados nos sedimentos é constantemente disponibilizada para os organismos vivos pelos processos de difusão molecular e turbulenta associados aos eventos de ressuspensão (RIO, 2003).

Lagos e reservatórios tropicais apresentam temperaturas superiores a 25°C na maior parte do ano, sendo os valores mais baixos geralmente maiores do que os encontrados em lagos temperados (GOLDMAN; HORNE, 1983).

A radiação solar, responsável pelo aquecimento e resfriamento e o estabelecimento da estratificação, apresenta um padrão diário praticamente constante durante o ano todo. O número de horas de luz por dia disponível para o processo fotossintético é em torno de 12h, em contraste com as regiões temperadas, onde o período de escuridão pode ser de apenas 3h em certa época do ano (RIO, 2003).

As reestratificações são mais frequentes em ecossistemas aquáticos tropicais, apesar das altas temperaturas e misturas constantes. Nesses ambientes, a porção superior da coluna de água estratifica durante o dia, mas torna-se quase homogênea à meia-noite (MACINTYRE; MELACK, 1982, 1995).

As altas temperaturas que ocorrem em lagos tropicais associadas ao vento favorecem a evaporação (MACINTYRE, ROMERO e KLING, 2003). Esse comportamento difere dos lagos cujas águas superficiais são mais frias e nos quais o vento e a perda de calor não estão muito interligados. Pequenas variações na velocidade do vento podem causar grandes variações no conteúdo de calor do corpo

de água, o que pode ser de extrema importância em sistemas rasos (RIO, 2003).

Segundo a mesma autora, um cenário da variabilidade espacial das correntes e da ressuspensão dos sedimentos do fundo em um reservatório polimítico representa o resultado de uma multiplicidade de processos. As correntes que avançam pelo fundo carregam água e sedimento em suspensão para as áreas profundas do reservatório. Essas correntes raramente duram mais do que algumas horas e podem ser responsáveis pelo transporte de grande carga sólida.

As velocidades de uma corrente túrbida podem causar a ressuspensão de sedimento do fundo e consequentemente aumento do transporte sólido, da densidade e da aceleração da corrente no decorrer do percurso (CESARE; SCHLEISS; HERMANN, 2001). Assim, essas correntes podem adquirir inicialmente uma maior capacidade de erosão e transportar mais material do que o aporte sólido dos tributários. A partir de certo momento, pode ocorrer maior deposição dos sedimentos em suspensão transportados. Ao chegar à barragem, uma corrente de densidade pode ser refletida e interagir com a corrente de densidade que ainda avança pelo fundo (CESARE; SCHLEISS; HERMANN, 2001).

De acordo com o estudo realizado por Rio (2003), no reservatório do Lobo, as correntes de densidade que avançaram próximas ao fundo do reservatório, tiveram dois efeitos: (i) reforçar a estratificação, levantando o hipolímnio previamente existente e (ii) oxigenar temporariamente o hipolímnio. E também o fato de que essas correntes podem ter aumentado a concentração de sólidos suspensos e de nutrientes, mudando a turbidez e transparência da água, causado possíveis alterações na produção primária, mistura turbulenta e ressuspensão ao longo do percurso.

1.4 LIMNOLOGIA / SISTÊMICA AQUÁTICA

A limnologia (do grego, *limne* - lago, e *logos* - estudo) é a ciência que estuda as águas interiores, independente de suas origens, dimensões e concentrações de

sais, em relação aos fluxos de matéria e energia e as suas interações com a comunidade biótica. A água é uma substância líquida que parece incolor a olho nu em pequenas quantidades, inodora e insípida, essencial a todas as formas de vida, composta por hidrogênio e oxigênio. É uma substância abundante na Terra, cobrindo cerca de três quartos da superfície do planeta, encontrando-se principalmente nos oceanos e calota polares, mas também em outros locais em forma de nuvens, água de chuva, rios, aquíferos ou gelo.

A origem da limnologia deu-se no final do século XIX. Muito embora a limnologia tenha sido originalmente desenvolvida com o objetivo de estudar os ambientes lacustres, atualmente os ambientes estudados abrangem todos os tipos de águas interiores: lagos, lagoas, lagunas, reservatórios, rios, açudes, represas, riachos, brejos, áreas inundáveis, águas subterrâneas, nascentes. Os métodos utilizados nos estudos limnológicos foram baseados nos métodos utilizados na oceanografia, o que fez com que a limnologia seja considerada uma ciência irmã da oceanografia.

A compartimentação das áreas do conhecimento limnológico levou à criação das linhas de pesquisa relacionadas ao estudos das formas (morfometria) do ambiente lacustre, aos aspectos abióticos da coluna de água, como as propriedades dinâmicas da disponibilidade de luz, estratificação térmica e química, além das características do sedimento. Quanto aos aspectos bióticos, as diversas linhas de pesquisa podem ser resumidas em estudos do bacterioplâncton, fitoplâncton, zooplâncton, bentos, macrófitas aquática e perifíton.

1.5 PARÂMETROS INDICADORES PARA CARACTERIZAR O MEIO AQUÁTICO

1.5.1 PARÂMETROS CLIMATOLÓGICOS

Os elementos climáticos mais frequentemente utilizados na determinação do clima de uma dada região são temperatura do ar, vento e precipitação (AYOADE,

1986). A amplitude térmica anual diminui com a proximidade do equador e, nessas regiões onde ela é pequena, o volume de precipitação e sua distribuição ao longo do ano podem se tornar importantes elementos da caracterização do clima, o qual poderá ter apenas duas estações: seca e chuvosa (De FILIPPO, 1987). A precipitação influencia na composição química da água, por meio do carreamento de partículas do ambiente terrestre para o aquático. O vento contribui na mistura da água, ocasionando ressuspensão de nutrientes das partes mais profundas.

1.5.2 PARÂMETROS FÍSICOS

1.5.2.1 COLORAÇÃO DA ÁGUA

A coloração da água se origina através dos sólidos dissolvidos, da decomposição da matéria orgânica que libera compostos orgânicos complexos como ácidos húmicos e fúlvicos (75 a 85% dos casos), ferro e manganês. A cor da água não representa risco à saúde, mas a população pode questionar a qualidade da água. Sabor e odor podem ter origem natural, através da matéria orgânica em decomposição, microorganismos (fitoplâncton, por exemplo), e gases naturais (gás sulfídrico), ou origem antrópica, através de despejos domésticos e industriais (COWEL e ANDERSON, 1979).

1.5.2.2 TEMPERATURA DA ÁGUA

A temperatura da água é um importante fator ecológico, tanto pela influência direta que pode exercer sobre vários tipos de organismos como pela relação existente entre a temperatura e o teor de gases dissolvidos.

1.5.3 PARÂMETROS QUÍMICOS

1.5.3.2 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

O oxigênio dissolvido (OD) é um elemento de essencial importância para organismos aeróbios. É o gás mais abundante na água, depois do nitrogênio, e também o mais importante (VINATEA ARANA, 1997). Durante a estabilização aeróbica da matéria orgânica, as bactérias decompositoras fazem uso do oxigênio em seus processos respiratórios, podendo diminuir sua presença no meio.

Dependendo da intensidade com que esse oxigênio é consumido e da taxa de aeração do ambiente, podem vir a morrer diversos seres aquáticos devido à ausência de oxigênio. Caso o oxigênio seja realmente consumido em sua totalidade, têm-se condições anaeróbicas do ambiente e a geração de condições redutoras, aumentando a toxicidade de muitos elementos químicos, que assim tornam-se mais solúveis, como por exemplo, os metais (BALLS *et al*., 1996).

As principais fontes de oxigênio na água são: i. troca com a atmosfera (aeração); ii. produção pelos organismos produtores primários via fotossíntese e; iii. a própria água. O dióxido de carbono (CO_2) e o oxigênio (O_2) são os únicos gases que desempenham papel relevante em processos biológicos, tais como a fotossíntese, a respiração e a decomposição da matéria orgânica.

O oxigênio dissolvido é um dos principais parâmetros para controle dos níveis de poluição das águas. Ele é fundamental para manter e verificar as condições aeróbicas num curso de água que recebe material poluidor. Altas concentrações de oxigênio dissolvido são indicadores da presença de vegetais fotossintéticos e baixos valores indicam a presença de matéria orgânica (O´CONNOR, 1967).

1.5.3.3 NITROGÊNIO

As principais características dos compostos nitrogenados são: i. indispensável para o crescimento de vegetais e organismos em geral, pois é utilizado para síntese

de aminoácidos; ii. processos bioquímicos de oxidação do amônio ao nitrito e deste para nitrato implicam no consumo de oxigênio dissolvido do meio, o que pode afetar a vida aquática quando a oxigenação do ambiente é menor que o consumo de oxigênio por esses processos; iii. identificação da forma predominante do nitrogênio pode fornecer informações sobre o estágio de poluição (VON SPERLING, 1995). Quando a poluição for recente, o perigo para a saúde será maior, pois nesse caso o nitrogênio se apresenta na forma orgânica e amoniacal, forma mais tóxica.

O nitrogênio amoniacal ocorre naturalmente nas águas de superfície e em águas residuárias, pois a amônia é o principal produto de excreção dos organismos aquáticos (CAMPBEL, 1973). Apresenta-se sob duas formas dissolvidas: o amoníaco ou amônia não-ionizado e o íon amônio, cujas proporções ocorrem dependendo do pH, da temperatura e da salinidade presentes no ambiente.

Como o nitrogênio na forma de amônia não ionizada é mais tóxico, as concentrações podem se elevar sem que sua toxicidade seja crítica, se o pH e a temperatura se mantiverem dentro de certos limites. Altos valores do íon amônio são encontrados em ambientes anóxicos, onde ocorre uma intensa mineralização anaeróbica da matéria orgânica, e em locais próximos a efluentes urbanos, como observado por (MORREL e CORREDOR, 1993) na lagoa Joyuda em Porto Rico.

O nitrogênio na forma de nitrito é o estado intermediário entre amônio e o nitrato, sendo também considerado um nutriente. Em baixas concentrações de oxigênio, pode haver redução do nitrato (desnitrificação) parcial, elevando as concentrações de nitrito. Altas concentrações de nitrito podem significar uma grande atividade bacteriana e carência de oxigênio, cenário semelhante ao encontrado nas margens da cidade do Rio Grande (BAUMGARTEN *et al*., 1995).

1.5.3.4 FÓSFORO

O fósforo é um elemento químico essencial à vida aquática e ao crescimento de microorganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, e na forma de fosfatos dissolvidos é um importante nutriente para produtores primários. O

lançamento de despejos ricos em fosfatos num curso d'água pode, em ambientes com boa disponibilidade de nutrientes nitrogenados, estimular o crescimento de micro e macroorganismos fotossintetizadores, chegando até o desencadeamento de florações indesejáveis e oportunistas, que podem chegar a diminuir a biodiversidade do ambiente (BAUMGARTEN *et al*., 1996).

O fósforo é o nutriente limitante em vários reservatórios tropicais e subtropicais (SALAS e MARTINO, 2001) e considerado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas. O fósforo é um constituinte importante nos sistemas biológicos. Esta importância deve-se à participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como: armazenamento de energia (forma uma fração essencial da molécula de ATP) e estruturação da membrana celular (através dos fosfolipídios) (ESTEVES, 1998).

Toda forma de fósforo presente em águas naturais, nas formas iônica ou complexada, encontra-se sob a forma de fosfato. Assim, deve-se referir às diferentes formas de fósforo no ambiente aquático (ESTEVES, 1998). O fósforo é um elemento abundante, porém nunca é encontrado em estado livre na natureza. Ele ocorre principalmente sob a forma de fosfatos, PO^{3-}_4, HPO^{2-}_4, $H_2PO^-_4$, ligados a um cátion em compostos inorgânicos insolúveis como, fosfato de cálcio simples $Ca_3(PO_4)_2$, fosfato de alumínio $AlPO_4$, fosfato férrico $FePO_4$, e o fosfato misto, $CaF_2.3Ca_3(PO_4)_2$, denominado apatita, ou como componente de moléculas orgânicas (SAWYER et al., 1994).

Segundo Esteves (1998), o fosfato presente em ecossistemas aquáticos continentais tem origem de fontes naturais e artificiais. Dentre as fontes naturais, as rochas da bacia de drenagem constituem a fonte básica de fosfato. Outros fatores naturais que permitem o aporte de fosfato podem ser apontados, como: material particulado presente na atmosfera e o fosfato resultante da decomposição de organismos de origem alóctone. As fontes artificiais de fosfato mais importantes são: esgotos domésticos e industrial e material particulado de origem industrial contido na atmosfera (SILVA, 1997).

A forma inorgânica significamente importante do fósforo para o ambiente aquático é o fosfato, mais de 90% do fósforo nos lagos estão na forma de fosfatos orgânicos e como constituintes celulares da matéria viva particulada ou associados e/ou adsorvidos em partículas orgânicas mortas e materiais inorgânicos (WETZEL, 1981).

A espécie iônica de fosfato predominante é dependente da faixa de pH e, como em águas continentais o pH mais freqüente situa-se entre 5 e 8, as espécies iônicas que se destacam são $H_2PO^-_4$ e $H_2PO_4^{-2}$ (ESTEVES, 1998).

Por sedimentação, os nutrientes, em forma tanto orgânica quanto inorgânica, são continuamente depositados no fundo dos lagos, com diferentes taxas de acumulação o sedimento pode ser originado do material orgânico alóctone (fitoplâncton produzido devido à contribuição nutricional externa), dos contribuintes aquáticos ou do material autóctone (fitoplâncton produzido dentro do lago).

Segundo Boers *et al*. (1998) foi demonstrado que a contribuição interna, isto é, a liberação do fósforo do sedimento para a coluna d'água pode contribuir em igual intensidade, ou mesmo exceder, a contribuição externa de fósforo para a permanência do nível de eutrofização. Por tanto, esta liberação do fósforo a partir do sedimento pode postergar a recuperação de lagos, mesmo quando são tomadas medidas para reduzir o aporte de nutrientes. Lennox (1984) concluiu que foi necessário um longo período de tempo para que o lago Ennel, na Irlanda, se recuperasse devido ao fenômeno de transporte do fósforo do sedimento para o meio aquático, mesmo após o controle do aporte de carga para o lago.

Fatores ambientais como a temperatura, pH, condição redox (condições de oxidação/redução) e atividades biológicas influenciam fortemente o ciclo de fósforo entre o sedimento e a coluna d'água. Os organismos vivos exercem influência nos processos do ciclo de nutrientes. (BORGES, 1998).

Segundo Boers, *et al*. (1998), a retenção de nutrientes em ecossistemas aquáticos se inicia com a deposição de compostos em forma de partículas no sedimento. Três fatores parecem ser cruciais para a retenção do elemento no

sedimento: (i) Velocidade de deposição; (ii) Transformação dos compostos de fósforo na camada superficial do sedimento e (iii) Imobilização de compostos de fósforo nas camadas mais profundas do sedimento.

A liberação do íon fosfato para a coluna d'água ocorre mais facilmente em condições de baixas concentrações de oxigênio e, sobretudo em anaerobiose, condição esta, observada frequentemente em valores de potencial de oxi-redução muito negativos. Estas características são frequentemente encontradas na parte inferior da coluna d'água (ESTEVES, 1998).

Segundo Esteves (1998) a concentração de oxigênio da água de contato (água sobre o sedimento) influencia diretamente o ciclo do fósforo no sedimento. Desta forma, em hipolímnio (zona mais fria na região inferior do lago) aeróbio o fosfato seria precipitado, enquanto que em hipolímnio anaeróbio este seria liberado para a coluna d'água.

Sondergaard (1988) estudou a variação sazonal do fósforo no sedimento e verificou que a concentração de fósforo liberada do sedimento foi maior no verão. A intensificação da atividade fotossintética dos microrganismos eleva o pH da coluna d'água, fazendo com que libere o fósforo do sedimento em lagos de baixa profundidade.

Jacoby *et al*. (1982) estudaram o efeito do pH no equilíbrio entre água e sedimento com relação à dessorção do fósforo e verificaram que a valores mais altos de pH (em torno de 10) havia maior liberação do elemento do sedimento. Cerco (1989), estudou o efeito da concentração de oxigênio e da temperatura no intercâmbio de fósforo entre água e sedimento e comparou com modelos empíricos. O autor concluiu que a variável que mais influenciou na dessorção do elemento para o sedimento foi a concentração do mesmo na coluna d'água.

O conceito de nutriente limitante é baseado na premissa de que a uma dada estequiometria celular das plantas aquáticas, o nutriente que irá controlar a máxima quantidade de biomassa vegetal é o nutriente que será exaurido primeiramente, ou aquele que atinge um valor mínimo antes dos outros (SALAS e MARTINO, 2001).

Se forem considerados somente fósforo e nitrogênio, para cada átomo de fósforo são necessários vinte átomos de nitrogênio (20:1) para formar as moléculas das células dos organismos vivos. Se a relação N:P num corpo d'água fosse 30:1, certamente todo o fósforo seria consumido antes de todo nitrogênio, por outro lado, se a relação fosse 6:1, a remoção mais rápida do nitrogênio limitaria o crescimento biótico (O'NEILL, 1993). Salas e Martino (2001) através da análise de vários corpos de água em áreas tropicais e subtropicais da América do Sul e o Caribe, observaram que a limitação do crescimento do fitoplâncton nos mesmos é devida principalmente ao fósforo.

A Tabela a seguir apresenta os valores que resultam de uma análise extensa da eutrofização em países da Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico (OECD) para classificação de lagos ou reservatórios, baseada no estado trófico, conforme Tundisi *et al*. (1988).

Tabela 1. Identificação da qualidade trófica da água de acordo com a quantidade de fósforo total dissolvido (TUNDISI *et al*., 1998).

Estado Trófico	**Fósforo Total Dissolvido (mg/L)**
Ultra-oligotrófico	< 0,004
Oligotrófico	< 0,01
Mesotrófico	0,01 a 0,035
Eutrófico	0,035 a 0,1
Hipereutrófico	> 0,1

1.6 CIANOFÍCEAS E CLOROFÍCEAS

De acordo com Tundisi e Matsumura-Tundisi (1992), o crescimento da agroindústria em algumas regiões do Brasil tem sido bastante acelerado nos últimos 20 anos. A grande biomassa de cultivos monoespecíficos e a necessidade de intensificar o crescimento vegetal, pelo uso extenso de fertilizantes, têm causado uma rápida eutrofização em rios e reservatórios, resultado em um crescimento elevado de organismos fotossintéticos aquáticos e em altas concentrações de fósforo na coluna d'água ou no sedimento.

A taxa de urbanização tem também crescido rapidamente, com o consequente aumento de descarga de esgotos sem nenhum tratamento prévio. Esses dois processos em larga escala são hoje as principais causas da eutrofização de rios, lagos e reservatórios, em muitas regiões brasileiras.

As cianobactérias ou cianofíceas, também conhecidas popularmente como algas azuis, são microorganismos aeróbicos fotoautotróficos. Seus processos vitais requerem água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz. A fotossíntese é seu principal modo de obtenção de energia para o metabolismo, entretanto, sua organização celular demonstra que esses microorganismos são procariontes e, portanto, muito semelhantes bioquimicamente e estruturalmente às bactérias.

A origem das cianobactérias foi estimada em cerca de 3,5 bilhões de anos, sendo provavelmente os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberarem oxigênio elementar na atmosfera primitiva (CARMICHAEL, 1994).

A capacidade de crescimento nos mais diferentes meios é uma das características marcantes das cianobactérias. Entretanto, ambientes de água doce são os mais favoráveis para o crescimento desses organismos, visto que a maioria das espécies apresenta um melhor crescimento em águas neutroalcalinas (pH 6-9), temperatura entre 15^0C e 30^0C e alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo.

Vários gêneros e espécies de cianobactérias que formam florações produzem toxinas. As toxinas de cianobactérias, conhecidas como cianotoxinas, constituem uma grande fonte de produtos naturais tóxicos produzidos por esses microorganismos e, embora ainda não estejam devidamente esclarecidas as causas da produção dessas toxinas, têm-se assumido que esses compostos tenham função protetora contra herbivoria[4], como acontece com alguns metabólitos de plantas vasculares (CARMICHAEL,1992).

Chlorophyta é a divisão das algas verdes aquáticas, sendo o maior e mais diversificado grupo de algas. É o grupo predominante do plâncton de água doce correspondendo a 90% do fitoplâncton e apresenta uma ampla distribuição pelo planeta (cosmopolitas). As microalgas apresentam um papel fundamental na manutenção da vida aquática, pois são organismos capazes de converter e disponibilizar a energia luminosa para os demais elos da cadeia trófica.

São majoritariamente de água doce, mas surgem em outros habitats (neve, casca de árvores, nos oceanos). Podem ser unicelulares, coloniais ou multicelulares, ambas possuindo grau de diferenciação muito baixo. A substância de reserva é o amido, fato pelo qual são consideradas as ancestrais das plantas terrestres (ESTEVES, 1988).

Esses organismos também podem comprometer a qualidade da água quando proliferam excessivamente originando as florações de algas, que provocam diversos problemas, como cor, odor, gosto e liberação de toxinas.

Os distúrbios provocados pela ação dos ventos, sua intensidade e direção têm efeito na dinâmica populacional e diversidade de espécies fitoplanctônicas (PADISAK, 1992, 1993) como na sucessão de espécies (REYNOLDS, 1992).

1.7 O MODELO COMPUTACIONAL ELCOM-CAEDYM

Segundo Pereira (2004), modelos de qualidade de água são usados extensivamente em pesquisas assim como em projetos e avaliações das medidas de gerenciamento da qualidade de água. A aplicação de modelos matemáticos para estes propósitos começou no início do século em estudos da redução de oxigênio devido à poluição por matéria orgânica. Desde então, os modelos têm sido constantemente refinados e atualizados para avaliar os problemas da poluição das águas superficiais e subterrâneas, tais como a eutrofização, entre outros. Os modelos de qualidade de água se tornaram uma importante ferramenta para avaliação dos impactos decorrentes de atividades potencialmente poluidoras, assim com no gerenciamento de gestão dos recursos hídricos.

O modelo computacional para reservatórios, estuários e lagos ELCOM é uma ferramenta de modelagem numérica que se aplica à modelos hidrodinâmicos e termodinâmicos para simular o comportamento temporal de corpos estratificados de água (HODGES *et al*., 2000; ROMERO and IMBERGER, 2003). Foi desenvolvido pelo Centro de Estudos em Recursos Hídricos (CWR – Centre for Water Research), localizado na Austrália.

É um modelo hidrodinâmico que permite a simulação do comportamento temporal e espacial dos corpos de água sujeitos às forçantes ambientais. Processos modelados e simulados incluem as respostas barotrópicas e baroclínicas, efeitos de rotação, efeitos de maré e variações de nível, transferências de energia e momento na superfície, aporte e retirada de vazões e transporte de escalares (sal, calor e constituintes passivos).

O modelo resolve as equações dinâmicas de Navier-Stokes, com as aproximações de Boussinesq e hidrostática, e as equações de transporte (temperatura, salinidade, traçadores). Para o cálculo do transporte turbulento o modelo utiliza um sub-modelo de mistura. A evolução da superfície livre é governada pela equação da continuidade para fluidos incompressíveis, integrada na coluna de água e aplicando-se a condição de contorno cinemática. As trocas de calor através da superfície livre são regidas por um sub-modelo de transferência de calor para a

interface ar-água. A transferência de energia através da superfície livre é separada em componentes e não penetrativos como radiação de ondas longas, transferência de calor sensível (condução) e perdas de calor por evaporação, complementados por componentes penetrativos como a radiação de ondas curtas. O efeito dos componentes não penetrativos são introduzidos como fonte de temperatura na camada de mistura de superfície, enquanto os efeitos penetrativos são introduzidos como termos fonte em uma ou mais camadas na coluna de água baseados no decaimento exponencial e extinção da radiação (Lei de Beer).

O modelo ELCOM pode ser utilizado na simulação 3D do transporte e das interações dos processos físicos, químicos e biológicos quando acoplado ao modelo CAEDYM (Computacional Aquatic Ecosystem Dynamics Model), também desenvolvido pelo CWR (Center for Water Research), Universidade da Austrália. O que permite simular o transporte tridimensional e interações biológicas, físicas e químicas. CAEDYM é um modelo ecológico projetado para relacionar uma série de modelos hidrodinâmicos, embora possa também ser usado independentemente quando os processos ecológicos específicos devem ser examinados e nenhuma definição espacial é requerida. CAEDYM contém processos descritivos para produção primária, secundária, ciclagem de nutrientes e dinâmicas do oxigênio (GRIFFIN *et al*., 2001 ROMERO and IMBERGER, 2003).

CAEDYM consiste em uma série de equações matemáticas que representam os principais processos biogeoquímicos que influenciam a qualidade da água. O software CAEDYM permite ao usuário a flexibilidade de simular o processo de interesse do mesmo.

Os principais grupos fitoplanctônicos podem ser representados pelo modelo CAEDYM, tais como dinoflagelados, diatomáceas, clorófitas e cianobactérias, por exemplo. Vale ressaltar que o modelo permite a distinção entre ambiente salino ou não. O modelo também permite a simulação entre grupos de fitoplâncton. A biomassa fitoplanctônica é medida em relação à taxa de clorofila a. Limitando fatores para grupos específicos, a taxa de crescimento potencial máxima em 20° C é multiplicada pelo valor mínimo das expressões para a limitação pela energia luminosa (luz), pelo fósforo e nitrogênio. O modelo oferece recursos matemáticos

para simular uma provável limitação de um ou mais fatores, a partir do momento em que os mesmos interagem.

A simulação ELCOM-CAEDYM acopla um modelo hidrodinâmico 3D a um modelo ecológico 3D realista e fornece uma nova ferramenta para investigações numéricas da qualidade de água (Romero *et al*, 2004).

CAPÍTULO 2

MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO: RESERVATÓRIO DO LOBO

O reservatório do Lobo (Broa) localiza-se entre os municípios de Brotas e Itirapina, na região central do Estado de São Paulo (22° 15 ` S, 47° 40 ` W) (CUNHA, 2003).

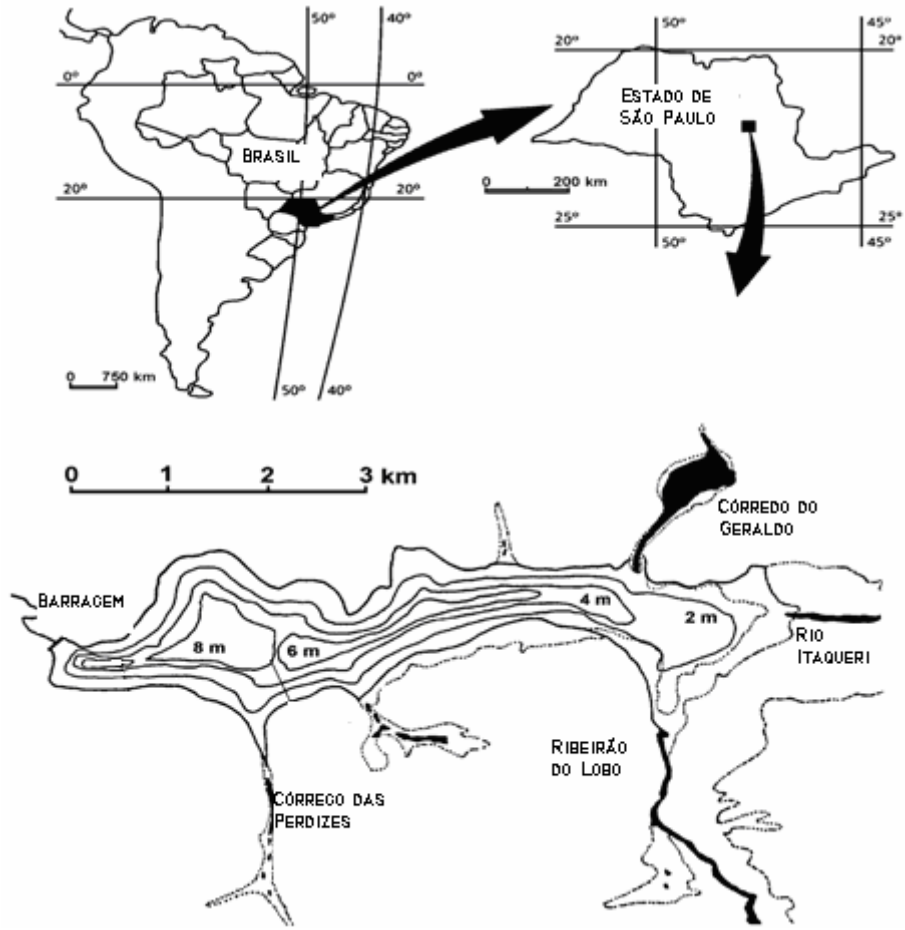

Figura 2. Localização da Usina Carlos Botelho (Reservatório do Lobo-Broa). Adaptado de Tundisi *et al*, 2004.

A rede hidrográfica do Reservatório do Lobo origina-se pela captação dos Ribeirões do Lobo e Itaqueri (com os afluentes ribeirão da Água Branca e córrego do Limoeiro) e pelos córregos do Geraldo, das Perdizes, Água Branca/Limoeiro e ribeirão da Onça (este último fluindo diretamente para a represa) (DELELLO, 2008). Segundo a mesma autora, o reservatório insere-se na sub-bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, afluente do rio Jacaré-Guaçu, o qual é tributário da margem direita do rio Tietê.

Segundo Tundisi (1977), o rio Itaqueri e o ribeirão do Lobo são responsáveis por 80% do total de água que entra no reservatório. E através dos mesmos ocorre o maior aporte de sedimentos, sendo considerados a principal fonte de entrada de nutrientes para a represa (MORAES, 1978). As características gerais da bacia hidrográfica do Lobo estão descritas abaixo.

Tabela 2. Características gerais da bacia hidrográfica do reservatório do Lobo (TUNDISI *et al.,* 2000)

Área	227,7 Km^2
Densidade de drenagem	0,75 Km/Km^2
Declividade média da bacia	0,00575 m/m
Altitude máxima	940 m
Altitude mínima	680 m

Construído em 1936 para fins energéticos, é também hoje em dia utilizado para recreação, pesca e pesquisas científicas (TUNDISI *et al*., 2003). Localizado em uma área de grande interesse conservacional, a APA (área de proteção ambiental) Corumbataí, Botucatu e Tejupá criada em 1983 pelo Decreto Estadual n° 20.960 (FRAGOSO, 2005). As APAs visam o uso econômico de áreas de conservação, por meio da aplicação da legislação e zoneamentos que promovem o desenvolvimento sustentável na região (ALVARENGA, 1997).

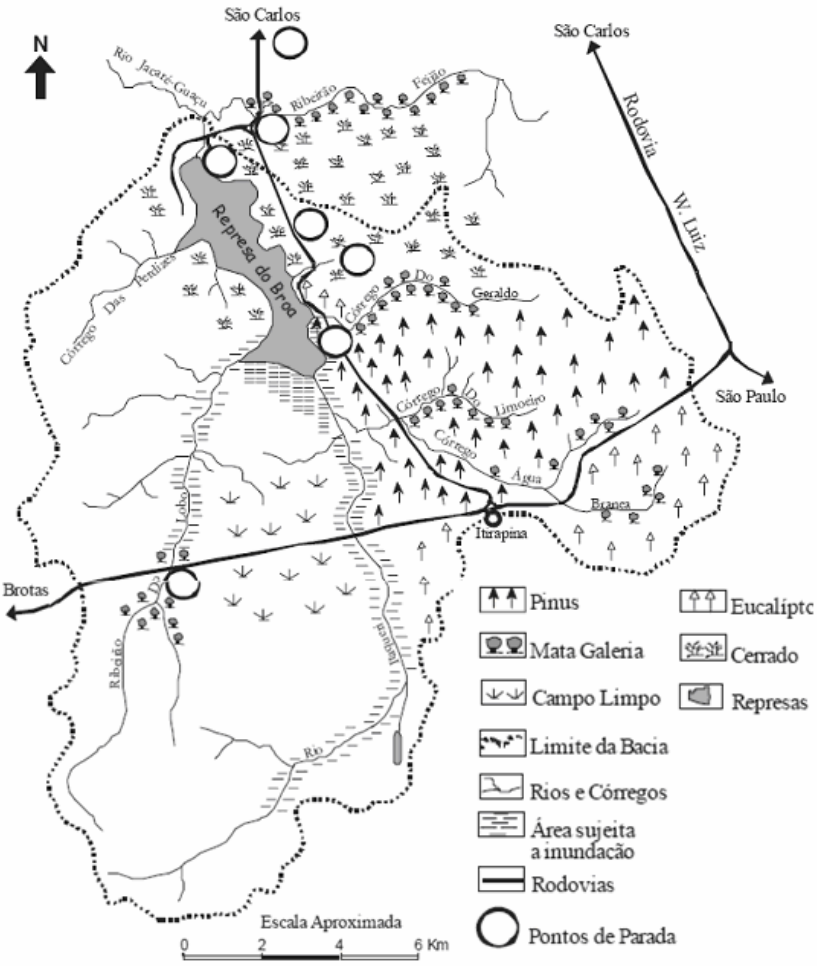

Figura 3. Bacia hidrográfica do rio Itaqueri, reservatório do Lobo (Sobral e Tundisi, 1985). Autor: André Salvador. Carta topográfica – Folha Broa: 1:50000

Atividades tais como, agricultura, reflorestamento e mineração de areia ocorrem na Bacia (TUNDISI *et al*., 2003), como também o crescimento urbano, o turismo e a construção de residências ao redor do reservatório promoveram a degradação da qualidade da água e conseqüentemente, a mudança da biota (RIETZLER *et al*., 2002).

O solo da Bacia caracteriza-se por alto teor de ferro e alumínio. Suas águas percolam sedimentos holocênicos, apresentando em alguns pontos intrusão de basalto (CALIJURI, 1985). O terreno do Lobo-Broa pode ser classificado em seis diferentes tipos: hidromórfico, orgânico, latossolo (amarelo e vermelho), regossolo, lítico, terra roxa (derivada do basalto), solos podzóicos e arenosos (originado de

quartzo). O sedimento do fundo do reservatório do Lobo é composto por argilas, silte e areia (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 1995; MARINS, 1975; OISH, 1990).

A vegetação predominante na Bacia constitui-se por savana (cerrado), com manchas de mata galeria nos solos mais úmidos e *Pinnus sp*. e *Eucalyptus sp.* nas áreas de reflorestamento (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 1995). Encontram-se em algumas regiões áreas de agricultura onde cultiva-se principalmente cana-de-açúcar e laranja.

O clima da região é controlado por massas de ar equatorial e tropical com período seco de maio a outubro e período úmido de novembro a abril. De acordo com a classificação de Köeppen (SCOTT, 1989), o clima da Bacia Hidrográfica do Lobo pode ser considerado como Cwa (clima subtropical mesotérmico) ou Aw (clima de savana tropical).

A direção do vento é predominantemente associada ao eixo norte-sul, produzindo turbulências no período de final de tarde durante todo o ano, gerando uma coluna de água bem misturada contendo quantidades adequadas de oxigênio dissolvido através da coluna de água (CHALAR & TUNDISI, 1999).

As velocidades médias do vento variam de 1 ms^{-1} a 4 ms^{-1}, sendo maiores durante o inverno e início da primavera, com frentes frias ocorrendo com freqüência nas estações do outono e inverno (RIO, 2003). A temperatura anual na região é de 20.5°C, com temperatura máxima de 23°C em Março, e a mínima de 17°C em Agosto. A precipitação anual para a região é de 160 mm.

As vazões máximas e o volume máximo escoado ocorrem no verão, como resposta a eventos de chuvas freqüentes (RIO, 2003). Segundo Strixino (1973), a represa do Lobo possui declive longitudinal mediano pouco acentuado com sentido da cabeceira (profundidade aproximada de 3m) para a barragem (profundidade aproximada 11,5 m), sendo observado pelo mesmo autor que 50% da área total possui 3m de profundidade e apenas 15% da represa possui profundidades

superiores a 6m. A tabela abaixo refere-se às características principais do reservatório do Lobo em relação à morfometria.

Tabela 3. Características gerais do reservatório do Lobo (TUNDISI *et al*., 2003)

Comprimento	8 Km
Largura máxima	2,0 Km
Largura mínima	0,9 Km
Profundidade máxima	13,2m
Profundidade média	4 m
Profundidade mínima	3 m
Área de superfície	6,87 Km^2
Perímetro	21,0 Km
Volume	$22,0 \times 10^6$ m^3

O Reservatório do Lobo é atualmente considerado um ecossistema mesotrófico (LEITE; ESPINDOLA, 2002 e MOTHEO, 2005). Durante o verão, a estrutura térmica apresenta um padrão diário de estratificação durante o dia e mistura durante a noite. No inverno, foram observados pequenos gradientes de temperatura na coluna d`água durante o dia e total isotermia à noite (SIMONATO, 1986).

O reservatório pode ser dividido em dois compartimentos distintos: o reservatório superior com maior concentração de macrófitas e mais raso, e um inferior, mais profundo, bem misturado e verticalmente homogêneo (TUNDISI, 1986). A figura 4 (abaixo) demonstra a batimetria do Reservatório do Lobo.

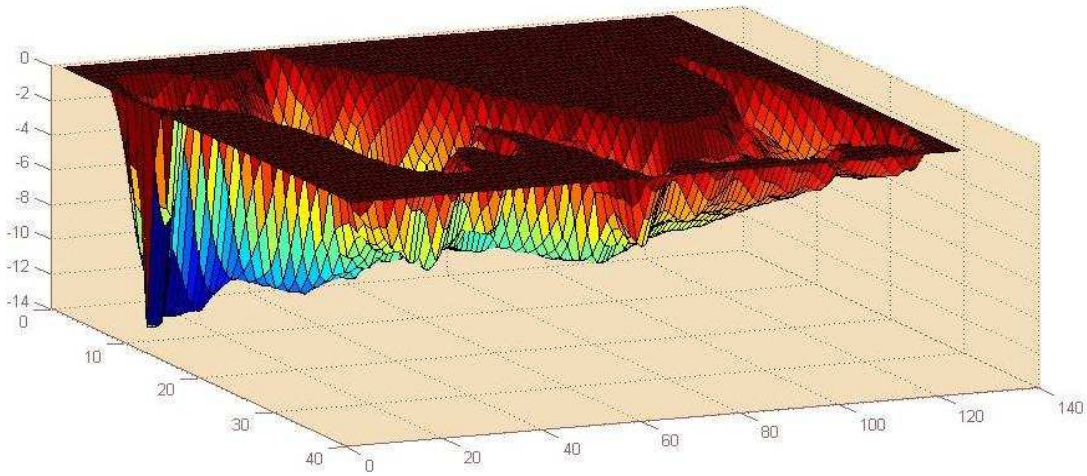

Figura 4. Imagem da batimetria do Reservatório do Lobo. Plotado em Matlab. Baseado em dados cedidos pelo pesquisador Dr. Ângelo Saggio (UFSCar).

O tempo médio de residência do reservatório é de 20 dias. O reservatório é raso, turbulento e polimítico, com períodos limitados de estratificação térmica e química e com nutrientes limitantes ao crescimento e produção primária do fitoplâncton (CALIJURI, 1985). A bacia hidrográfica do reservatório é formada por uma rede de pequenos rios com padrão dendrítico (TUNDISI, 1986), ilustrada na imagem x.

Todos os cursos d'água integrantes da bacia do Riberão do Lobo estão enquadrados, segundo Resolução CONAMA n. 20/86, na Classe 2 (Brasil, 1986), ou seja, são águas destinadas ao abastecimento doméstico após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, recreação e irrigação de hortaliças e plantas frutíferas. Sendo assim definida, ela é sujeita a diversas interferências antrópicas que alteram sua qualidade original.

A figura 5 abaixo ilustra o padrão dendrítico do reservatório do Lobo.

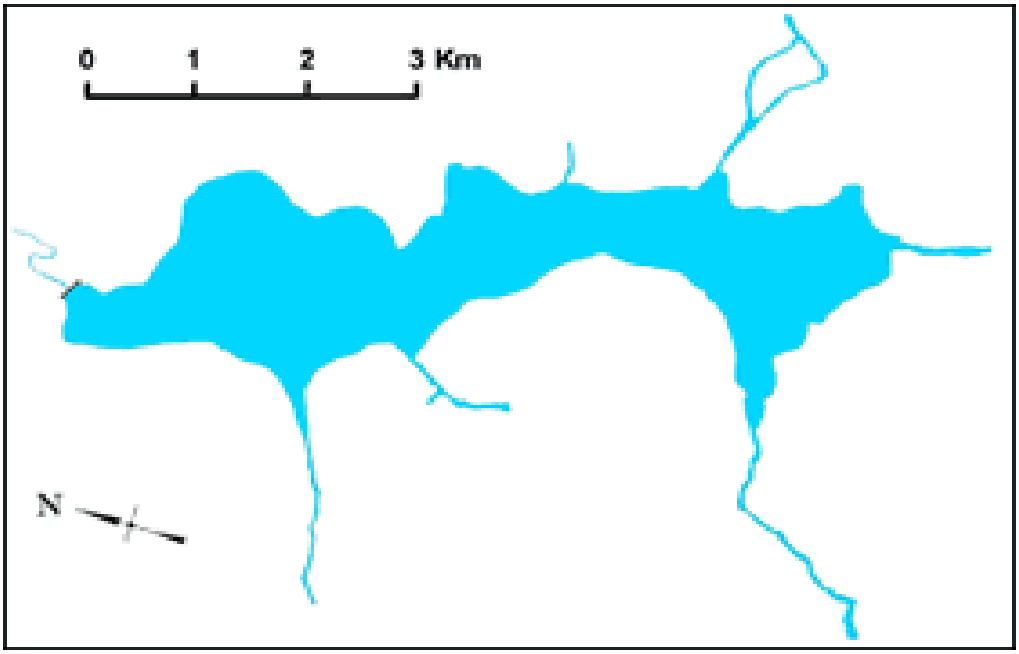

Figura 5. Imagem da formação dendrítica do reservatório do Lobo. Retirado de http://www.shs.eesc.usp.br/crhea/represa-lobo.asp.

Estudo limnológicos, realizados desde 1971, mostraram um ambiente razoavelmente preservado, apresentando baixa concentração de nutrientes (nitrato 6.50 $\mu g.L^{-1}$, amônia 23.10 $\mu g.L^{-1}$ e ortofosfato 7.0 $\mu g.L^{-1}$), pouca clorofila a (4.5 $\mu g.L^{-1}$) e uma coluna d'água bem oxigenada (7.6 $mg.L^{-1}$) (RODRÍGUEZ & MATSUMURA-TUNDISI, 2000).

Segundo Tundisi *et al* (2003), o reservatório está sofrendo eutrofização causada principalmente pelo esgoto doméstico proveniente da cidade de Itirapina, liberado depois da sedimentação em um dos afluentes do reservatório. Tornando-se um ambiente mais eutrófico em função do incremento de atividades humanas, ocorrendo aumento na concentração de nitrato (797 $\mu g.L^{-1}$) e fosfato (36.7 $\mu g.L^{-1}$) na descarga dos tributários principais em um estudo realizado no reservatório do Lobo em julho de 2001.

Na década de 90, estudos realizados no Broa por Calijuri; Tundisi (1990), classificavam o reservatório como sendo oligo-mesotrófico, com poucos nutrientes. Trabalhos mais recentes como os de Tundisi *et al*. (2003), Argenton (2003), Motheo (2005) Delello (2008) demonstraram a ocorrência de um crescente aumento na concentração de nutrientes (como o nitrogênio e o fósforo) implicando em maior eutrofização, com o aparecimento de espécies bioindicadoras de sistemas mais eutrofizados (como a cianobactéria *Microcystis* sp., a macrófitas *Pistia* sp e a espécies zooplanctônica *Notodiaptomus iheringi*).

2.1.2 PROCESSOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS NO RESERVATÓRIO

Partículas diversas em suspensão são encontradas em corpos d`água lênticos naturais. As mesmas entram no sistema através do escoamento superficial, contribuições de rios, da atmosfera ou através de processos de produção e transformação no próprio local. Uma vez no corpo d`água, as partículas ficam sujeitas a vários processos: transporte, floculação, deposição, ressuspensão e atividades biológicas de microorganismos, como agregação e ingestão (RIO, 2003).

A maioria das partículas em suspensão em um ambiente aquático, vivas ou mortas, são muito pequenas e usualmente transportadas por movimentos advectivos. Assim, os processos de transporte e mistura são importantes para descrever o percurso médio de uma partícula qualquer em um reservatório ou lago (RIO, 2003).

A energia solar é essencial no estabelecimento e na manutenção da dinâmica trófica dos ecossistemas aquáticos; grande parte dessa energia direciona e controla tanto a produtividade quanto o metabolismo interno desses ambientes (WETZEL, 2001).

As estratificações térmicas encontradas em reservatórios e lagos tropicais estão normalmente associadas a fortes estratificações químicas (TALLING; LEMOALLE, 1988).

Rápidas flutuações luminosas geradas pelo efeito de frentes frias afetam a capacidade fotossintética e o sistema de pigmentação (TUNDISI *et al*., 2004). Segundo Padisak *et al*. (1988), controles físicos exercem fundamental influência na sucessão fitoplanctônica em lagos rasos.

No estudo realizado por Tundisi *et al*. (2004) no reservatório do Lobo, foi observado que durante frentes frias, incremento de stress do vento e decréscimo de radiação solar, promovem circulação vertical da massa d`água no reservatório, o que resulta em temperatura da água relativamente mais homogênea, oxigênio dissolvido, pH e condutividade. Os resultados para clorofila a, mostraram agregamento de fitoplâncton nas camadas de superfície durante calmos períodos, quando a estratificação na temperatura da água prevaleceu e também distribuição relativamente mais homogênea durante períodos de circulação. Também foi observado que a estratificação química foi seguida por um incremento de amônia no fundo do reservatório, e a condutividade elétrica seguiu o mesmo padrão. Com a circulação e mistura, ferro e manganês podem ser liberados após um período de condições redutoras no fundo, promovidos pela estratificação, resultando em aumento do custo no tratamento da água.

Segundo Wurtsbaugh *et al*. (2002), os eventos de mistura facilitam muitas das reações químicas que ocorrem com maior freqüência próximo a fronteiras sólidas dos lagos e reservatórios, da mesma forma que as taxas das reações químicas serão mais fortes quando ocorrerem fluxos mais intensos e gradientes de concentração mais acentuados. Sempre que o transporte ocorre proximamente a uma fronteira que separam constituintes, as taxas das reações químicas serão incrementadas. Os eventos de mistura podem também causar fluxos de nutrientes e redução da limitação de nutrientes para o fitoplâncton quando ocorrem na proximidade a gradientes de nutrientes ou de concentração de partículas (MACINTYRE *et al*., 1999).

Segundo Tundisi (1986), em regiões tropicais observa-se altos valores no verão na radiação solar e na temperatura da água e, conseqüentemente a precipitação é maior. O que contribui com os nutrientes, principalmente fósforo e nitrato que influenciam a produção primária. Influenciando então o aumento

populacional do zooplâncton e dos peixes. Sendo assim, fatores climáticos possuem forte influência nos eventos do reservatório.

Os sedimentos representam um repositório de materiais transportados para o reservatório e materiais produzidos no ambiente aquático. Emissões de dois dos gases do efeito estufa, metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), pela superfície do reservatório dependem, em parte, da sua produção nos depósitos inferiores. A maior parte é produzida durante a decomposição do carbono (C) nesses sedimentos anaeróbicos (ADAMS, 1996). (ABE *et al*., 2005).

A acumulação gradual de sedimentos torna o reservatório cada vez mais raso, consequentemente favorecendo o aumento da produção orgânica (STRASKRASBA & TUNDISI, 1999), fazendo com que o reservatório passe de um estado oligotrófico para mesotrófico (DICKSON & MURPHY, 1998).

As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) na água são facilmente afetadas por processos metabólicos. O oxigênio é frequentemente medido nos sistemas aquáticos como indicador sensitivo do metabolismo total (RIVERA *et al*., 2004).

Assireu *et al*. (2004) indicam haver relação entre a produção primária e o grau de fragmentação do entorno do corpo d´água. Macintyre *et al*. (2002) indicam que lagos com entornos geometricamente mais complexos seriam mais fortemente influenciados por diferenças nas taxas de aquecimento, resfriamento e intensidade das misturas devido ao vento do que os lagos com entornos geometricamente simples.

2.2 SIMULAÇÃO 3D COMPUTACIONAL

Um modelo matemático é uma ferramenta de pesquisa, de planejamento e de gerenciamento. Dada a possibilidade de geração de cenários, auxilia na definição de regras de uso e operação de um reservatório sob condições hidrometeorológicas variadas. A partir do entendimento da dinâmica do reservatório, os modelos matemáticos possibilitam também o planejamento de programas de monitoramento, ou seja, a determinação de pontos de amostragem mais adequados a freqüência das coletas (TUCCI, 1986).

Pode-se considerar um modelo matemático como sendo uma abstração da realidade, projetado para realizar uma tarefa específica. Por terem reconhecido as propriedades e técnicas de construção, os modelos matemáticos são técnicas que permitem representar alternativas propostas e simular condições reais que poderiam ocorrer em uma dada realidade (ODI, 2005).

No modelo utilizado neste trabalho, as equações são discretizadas em diferenças finitas e os algoritmos hidrodinâmicos são baseados no método Euleriano-Lagrangiano para a advecção do momento com a solução por gradientes-conjugados da elevação da superfície livre.

O transporte por advecção dos constituintes é realizado no modelo pela aplicação do método de discretização conservativo *ultimate quickest.* A malha de discretização utiliza células retangulares cartesianas (com opção para trabalhar com coordenadas curvilíneas) com espaçamento horizontal ΔX e ΔZ fixo, enquanto o espaçamento vertical ΔZ pode variar em função de Z.

As velocidades são definidas nas faces de cada célula e a superfície livre e as concentrações escalares são definidas no centro das células. A altura da superfície livre (em cada coluna de células da malha) move-se verticalmente através das camadas, como requerido pela equação da evolução da superfície livre.

As simulações realizadas utilizaram um passo de tempo de 180 s, discretização vertical de 0.125 m e discretização horizontal de 50 x50 m. A tabela abaixo mostra os arquivos utilizados no modelo e suas respectivas funções.

Tabela 4: Arquivos utilizados em ELCOM-CAEDYM e suas respectivas funções.

Arquivo	Descrição	Preparação
run_elcom.dat	controle de configuração da simulação	usuário
datablock.db	controle de dados de saída	usuário
bathymetry.dat	dados batimétricos	usuário
sparsedata.unf	dados batimétricos	pré-processador
usedata.unf	dados batimétricos	pré-processador
elcom.exe	executável	pronto
environment.dat	condições de contorno	usuário
initial.dat	condições iniciais	usuário
filter.dat	constantes meteorelógicas	usuário
elcd.exe	executável	pronto
dbconv.exe	executável	pronto
run_dbconv.dat	configuração dos arquivos netcdf	usuário
data_name.unf	dados de saída 3D	usuário

2.2.1 CONDIÇÕES INICIAIS, INICIALIZAÇÃO E PARÂMETROS

As condições de contorno do modelo 3D foram representadas por séries temporais das vazões de entrada e saída do reservatório e das forçantes meteorológicas: direção e magnitude do vento, temperatura e umidade relativa do ar, cobertura por nuvens e radiação de ondas curtas.

Os dados relacionados à batimetria do reservatório, às vazões de entrada dos rios tributários (Lobo, Geraldo, Perdizes e Itaqueri) foram cedidos pelo pesquisador Dr. Ângelo Saggio da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), como também os dados da direção do vento e umidade relativa do ar. Os dados relacionados à temperatura da água (Reservatório do Lobo e rios: Lobo, Itaqueri, Geraldo e Perdizes), do ar e velocidade do vento foram obtidos de Delello (2008). Ambos os dados foram obtidos na Estação Climatológica do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA/EESC/USP), localizada no município de Itirapina, São Paulo. A radiação solar média para o mês de novembro (referente à primavera) foi retirada do Atlas brasileiro de energia solar. A tabela abaixo indica os valores médios para os dados meteorológicos referentes ao mês novembro de 2007.

Tabela 5: Média meteorológica referente a novembro de 2007.

Dados Meteorológicos		
Variáveis	**Valor médio**	**Unidade**
Radiação solar	5.95	□Wh/m^2
Umidade relativa	0.5	-
Direção do vento	270	^{o} (graus)
Intensidade do vento	4.4	m/s
Pressão atmosférica	13.0	psi
Temperatura do ar	22	^{0}C

Os dados hidrológicos referentes a pH, oxigênio dissolvido, clorofila a, nitrito, nitrato, amônio, fosfato inorgânico, fosfato total dissolvido e fósforo total referentes ao Reservatório do Lobo e rios: Geraldo, Itaqueri, do Lobo e Perdizes para o mês novembro de 2007 (primavera) obtidos de Delello (2008), estão esquematizados nas tabelas 7, 8, 9, 10 e 11.

Segundo Delello (2008), as variáveis temperatura, pH e oxigênio dissolvido foram medidas *in situ*, com o auxílio de um multisensor da marca HORIBA – modelo U-10. Para as análises de nutrientes e clorofila da água, as amostras foram coletadas na sub-superfície, com utilização de garrafa do tipo Van Dorn e, em seguida, levadas para determinação no Laboratório de Limnologia do Núcleo de Estudos em Ecossistemas Aquáticos (NEEA) – CRHEA/EES/USP. Utilizou-se filtros GF/C-WHATMAN, com porosidade 0,45µm, previamente calcinados e pesados, para a determinação das variáveis químicas (tabela 6).

Tabela 6. Variáveis químicas analisadas da água e suas respectivas metodologias de análise utilizadas (DELELLO, 2007).

Variáveis Químicas			
Variável	**Método**	**Autor**	**Unidade**
Nitrogênio orgânico total	Espectrofotometria	Golterman et al. (1978)	$mg.L^{-1}$
Nitrito	Espectrofotometria	Golterman et al. (1978)	$\mu g.L^{-1}$
Nitrato (NO_3)	Espectrofotometria	Mackereth et al. (1978)	$\mu g.L^{-1}$
Amônio (NH_4)	Espectrofotometria	Koroleff (1976)	$\mu g.L^{-1}$
Fósforo total	Espectrofotometria	APHA (1995)	$\mu g.L^{-1}$
Fosfato total dissolvido	Espectrofotometria	Golterman et al. (1978)	$\mu g.L^{-1}$

A tabela a seguir demonstra a média referente aos dados hidrológicos para o mês novembro de 2007 no Reservatório do Lobo.

Tabela 7: Dados hidrológicos do Reservatório do Lobo referentes a novembro de 2007 (DELELLO, 2008).

Dados Hidrológicos		
Reservatório do Lobo		
Variável	**Valor Médio**	**Unidade**
Temperatura da água	24.1	^{0}C
pH	6.60	$[H^{+}]$
Oxigênio dissolvido	7.9	$mg.L^{-1}$
Nitrito	1.14	$\mu g.L^{-1}$
Nitrato (NO_3)	31.89	$\mu g.L^{-1}$
Amônio (NH_4)	12.43	$\mu g.L^{-1}$
Nitrogênio orgânico total	0.84	$mg.L^{-1}$
Fósforo total	81.14	$\mu g.L^{-1}$
Fosfato inorgânico	10.16	$\mu g.L^{-1}$
Fosfato total dissolvido	12.59	$\mu g.L^{-1}$
Clorofila a	11.84	$\mu g.L^{-1}$

A tabela a seguir indica os dados hidrológicos médios para o mês novembro de 2007 referentes ao rio do Lobo.

Tabela 8: Dados hidrológicos do rio do Lobo referentes a novembro de 2007 (DELELLO, 2007).

Dados Hidrológicos		
Rio do Lobo		
Variável	**Valor Médio**	**Unidade**
Temperatura da água	22.0	^{0}C
pH	5.74	$[H^{+}]$
Oxigênio dissolvido	5.8	$mg.L^{-1}$
Nitrito	5.30	$\mu g.L^{-1}$
Nitrato (NO_3)	25.66	$\mu g.L^{-1}$
Amônio (NH_4)	43.74	$\mu g.L^{-1}$
Nitrogênio orgânico total	0.93	$mg.L^{-1}$
Fósforo total	40.64	$\mu g.L^{-1}$
Fosfato inorgânico	4.34	$\mu g.L^{-1}$
Fosfato total dissolvido	23.53	$\mu g.L^{-1}$
Clorofila a	12.20	$\mu g.L^{-1}$

A tabela a seguir indica os dados hidrológicos médios para o mês novembro de 2007 referentes ao rio Itaqueri.

Tabela 9: Dados hidrológicos médios do rio Itaqueri referentes ao mês novembro de 2007 (DELELLO, 2007).

Dados Hidrológicos		
Rio Itaqueri		
Variável	**Valor Médio**	**Unidade**
Temperatura da água	21.8	^{0}C
pH	3.53	$[H^{+}]$
Oxigênio dissolvido	5.3	$mg.L^{-1}$
Nitrito	6.70	$\mu g.L^{-1}$
Nitrato (NO_3)	22.2	$\mu g.L^{-1}$
Amônio (NH_4)	18.0	$\mu g.L^{-1}$
Nitrogênio orgânico total	0.98	$mg.L^{-1}$
Fósforo total	21.92	$\mu g.L^{-1}$
Fosfato inorgânico	5.86	$\mu g.L^{-1}$
Fosfato total dissolvido	65.60	$\mu g.L^{-1}$
Clorofila a	9.46	$\mu g.L^{-1}$

A tabela a seguir indica os dados hidrológicos médios para o mês novembro de 2007 referentes ao rio Geraldo.

Tabela 10: Dados hidrológicos médios do rio Geraldo referentes ao mês novembro de 2007 (DELELLO, 2007).

Dados Hidrológicos **Rio Geraldo**		
Variável	**Valor Médio**	**Unidade**
Temperatura da água	24.0	^{0}C
pH	5.12	$[H^{+}]$
Oxigênio dissolvido	7.6	$mg.L^{-1}$
Nitrito	2.7	$\mu g.L^{-1}$
Nitrato (NO_3)	36.6	$\mu g.L^{-1}$
Amônio (NH_4)	21.3	$\mu g.L^{-1}$
Nitrogênio orgânico total	0.23	$mg.L^{-1}$
Fósforo total	45.06	$\mu g.L^{-1}$
Fosfato inorgânico	4.82	$\mu g.L^{-1}$
Fosfato total dissolvido	15.41	$\mu g.L^{-1}$
Clorofila a	8.13	$\mu g.L^{-1}$

A tabela a seguir indica os dados hidrológicos médios para o mês novembro de 2007 referentes ao rio Perdizes.

Tabela 11: Dados hidrológicos médios do rio Itaqueri referentes ao mês novembro de 2007 (DELELLO, 2007).

Dados Hidrológicos		
Rio Perdizes		
Variável	**Valor Médio**	**Unidade**
Temperatura da água	25.0	^{0}C
pH	5.72	$[H^{+}]$
Oxigênio dissolvido	8.0	$mg.L^{-1}$
Nitrito	1.5	$\mu g.L^{-1}$
Nitrato (NO_3)	31.5	$\mu g.L^{-1}$
Amônio (NH_4)	22.6	$\mu g.L^{-1}$
Nitrogênio orgânico total	0.75	$mg.L^{-1}$
Fósforo total	47.55	$\mu g.L^{-1}$
Fosfato inorgânico	2.39	$\mu g.L^{-1}$
Fosfato total dissolvido	11.24	$\mu g.L^{-1}$
Clorofila a	10.43	$\mu g.L^{-1}$

As tabelas (12 e 13) comparam os valores de Ph e oxigênio dissolvido nos rios tributários e no reservatório.

Tabela 12. Comparação dos valores de ph nos rios Lobo, Itaqueri, Geraldo e Perdizes e no reservatório do Lobo.

pH	
Local	**Valor**
Rio do Lobo	5.74
Rio Itaqueri	3.53
Rio Geraldo	5.12
Rio Perdizes	5.72
Reservatório do Lobo	6.60

Tabela 13. Comparação dos valores de oxigênio dissolvido nos rios Lobo, Itaqueri, Geraldo e Perdizes e no reservatório do Lobo.

Oxigênio dissolvido	
Local	**Valor**
Rio do Lobo	4.8
Rio Itaqueri	5.3
Rio Geraldo	7.6
Rio Perdizes	8.0
Reservatório do Lobo	7.9

As tabelas (14, 15 e 16) comparam os valores de clorofila a, fostato total dissolvido e fósforo total respectivamente.

Tabela 14. Comparação dos valores de clorofila a nos rios tributários e no reservatório do lobo.

Clorofila a	
Local	**Valor**
Rio do Lobo	12.20 $\mu g.L^{-1}$
Rio Itaqueri	9.46 $\mu g.L^{-1}$
Rio Geraldo	8.13 $\mu g.L^{-1}$
Rio Perdizes	10.43 $\mu g.L^{-1}$
Reservatório do Lobo	11.84 $\mu g.L^{-1}$

Tabela 15. Comparação dos valores de fostato total dissolvido nos tributários e no reservatório.

Fostato total dissolvido	
Local	**Concentração**
Rio do Lobo	0.023 $mg.L^{-1}$
Rio Itaqueri	0.065 $mg.L^{-1}$
Rio Geraldo	0.015 $mg.L^{-1}$
Rio Perdizes	0.011 $mg.L^{-1}$
Reservatório do Lobo	0.01 $mg.L^{-1}$

Tabela 16. Comparação entre os valores das concentrações de fósforo total no reservatório do Lobo e nos rios tributários.

Fósforo total	
Local	**Concentração**
Rio do Lobo	0.023 $mg.L^{-1}$
Rio Itaqueri	0.065 $mg.L^{-1}$
Rio Geraldo	0.015 $mg.L^{-1}$
Rio Perdizes	0.011 $mg.L^{-1}$
Reservatório do Lobo	0.01 $mg.L^{-1}$

As tabelas 17, 18 e 19 informam as diferentes concentrações de nitrato, no reservatório do Lobo e nos rios tributários: Geraldo, Perdizes, Itaqueri e Lobo.

Tabela 17. Comparação entre as variações nas concentrações de nitrato, amônio no reservatório do Lobo e nos rios tributários.

Nitrato	
Local	**Concentração**
Rio do Lobo	0.025 $mg.L^{-1}$
Rio Itaqueri	0.022 $mg.L^{-1}$
Rio Geraldo	0.036 $mg.L^{-1}$
Rio Perdizes	0.031 $mg.L^{-1}$
Reservatório do Lobo	0.032 $mg.L^{-1}$

Tabela 18. Comparação das diferentes concentrações de amônio no reservatório do Lobo e nos rios tributários.

Amônio	
Local	**Concentração**
Rio do Lobo	0.04 $mg.L^{-1}$
Rio Itaqueri	0.018 $mg.L^{-1}$
Rio Geraldo	0.021 $mg.L^{-1}$
Rio Perdizes	0.022 $mg.L^{-1}$
Reservatório do Lobo	0.01 $mg.L^{-1}$

Tabela 19. Comparação entre as concentrações referentes ao nitrogênio orgânico total para o reservatório do Lobo e seus rios tributários.

Nitrogênio Orgânico Total	
Local	**Concentração**
Rio do Lobo	0.93 $mg.L^{-1}$
Rio Itaqueri	0.98 $mg.L^{-1}$
Rio Geraldo	0.23 $mg.L^{-1}$
Rio Perdizes	0.75 $mg.L^{-1}$
Reservatório do Lobo	0.84 $mg.L^{-1}$

Na simulação computacional 3D com os softwares ELCOM-CAEDYM, o valor para a variável clorofila a foi utilizado para representar dois grupos de organismos fotossintéticos: cianobactérias e clorofíceas, ou seja, a biomassa fitoplanctônica no reservatório foi representada pela clorofila a (µg Chla L^{-1}).

A dinâmica da produção primária pelas comunidades de algas podem ter muitos impactos nas variáveis de qualidade das águas, principalmente em sistemas eutrofizados. Os modelos matemáticos tentam representar os efeitos das atividades das algas, que repercutem na demanda de oxigênio, produção de toxinas e nos ciclos de nutrientes.

A escolha de um modelo matemático para simular as condições de qualidade da água em um sistema hídrico depende das características do sistema a ser simulado, do nível de precisão desejado em função dos objetivos do projeto, dos dados disponíveis sobre o sistema e da disponibilidade de metodologia para representar os processos (TUCCI, 1989).

Para a estação do ano primavera foram realizadas cinco diferentes simulações. A primeira denominada PILOTO PRIMAVERA 2007 realizou uma simulação baseada em dados reais ocorridos no mês novembro de 2007. A segunda simulação intitulada PRIMAVERA-P continha os mesmos dados de PILOTO PRIMAVERA 2007, com exceção dos dados relacionados ao fósforo total, fosfato inorgânico e fosfato total dissolvido, em que houve aumento nos mesmos de 100% em sua concentração para todos os rios tributários (rios do Lobo, Itaqueri, Geraldo e Perdizes) e para o reservatório (coluna de água e sedimento). A terceira simulação denominada PRIMAVERA-V aumentou em 50% a velocidade média dos ventos. Na simulação PRIMAVER-T, houve o aumento das temperaturas do ar e da água (reservatório e rios tributários) em 1^0C e, a quarta simulação denominada PRIMAVERA-X simulou o aumento da concentração de fósforo total, fosfato inorgânico e fosfato total dissolvido (tributários, reservatório e sedimento) em 100%, o aumento das temperaturas da água e ar em 1 ^{0}C e o aumento na intensidade dos ventos médios em 50%.

Cada simulação rodou em aproximadamente 30 horas, com o número de time steps em torno de 43.720, sendo cada step de 180 segundos, gerando um espaço de tempo simulado de 90 dias.

As variáveis químicas utilizadas em CAEDYM para a simulação computacional do reservatório do Lobo estão representadas na tabela abaixo.

Tabela 20. Variáveis químicas setadas no software CAEDYM.

Abreviação	Descrição	Unidade
pH	Potencial Hidrogênico. Medição de acidez baseada na concentração do íon hidrogênio	$[H^+]$
TN	Concentração total de nitrogênio	mg N L^{-1}
PONL	Concentração de nitrogênio orgânico particulado	mg N L^{-1}
DNOL	Concentração de nitrogênio orgânico dissolvido	mg N L^{-1}
NH_4	Concentração de amônia	mg N L^{-1}
NO_3	Concentração de nitrato	mg N L^{-1}
TP	Concentração total de fósforo	mg P L^{-1}
POPL	Concentração de fósforo orgânico particulado	mg P L^{-1}
PIP	Fósforo inorgânico particulado	mg P / L^{-1}
DO	Concentração de oxigênio dissolvido	mg O / L^{-1}
PO_4	Concentração de fosfato	mg P / L^{-1}
CHLOR	Grupo fitoplanctônico: clorofíceas	µg Chla a L^{-1}
CYANO	Grupo fitoplanctônico: cianobactérias	µg Chla a L^{-1}

Os dados inseridos nos arquivos de entrada dos softwares, juntamente com os dados pré-existentes relacionados às constantes hidrodinâmicas e biogeoquímicas mais os executáveis e os arquivo de dados de saída, constituem os processos que constroem um resultado de simulação. A ilustração abaixo (figura 6) demonstra a esquematização de processamento de arquivos em ELCOM-CAEDYM.

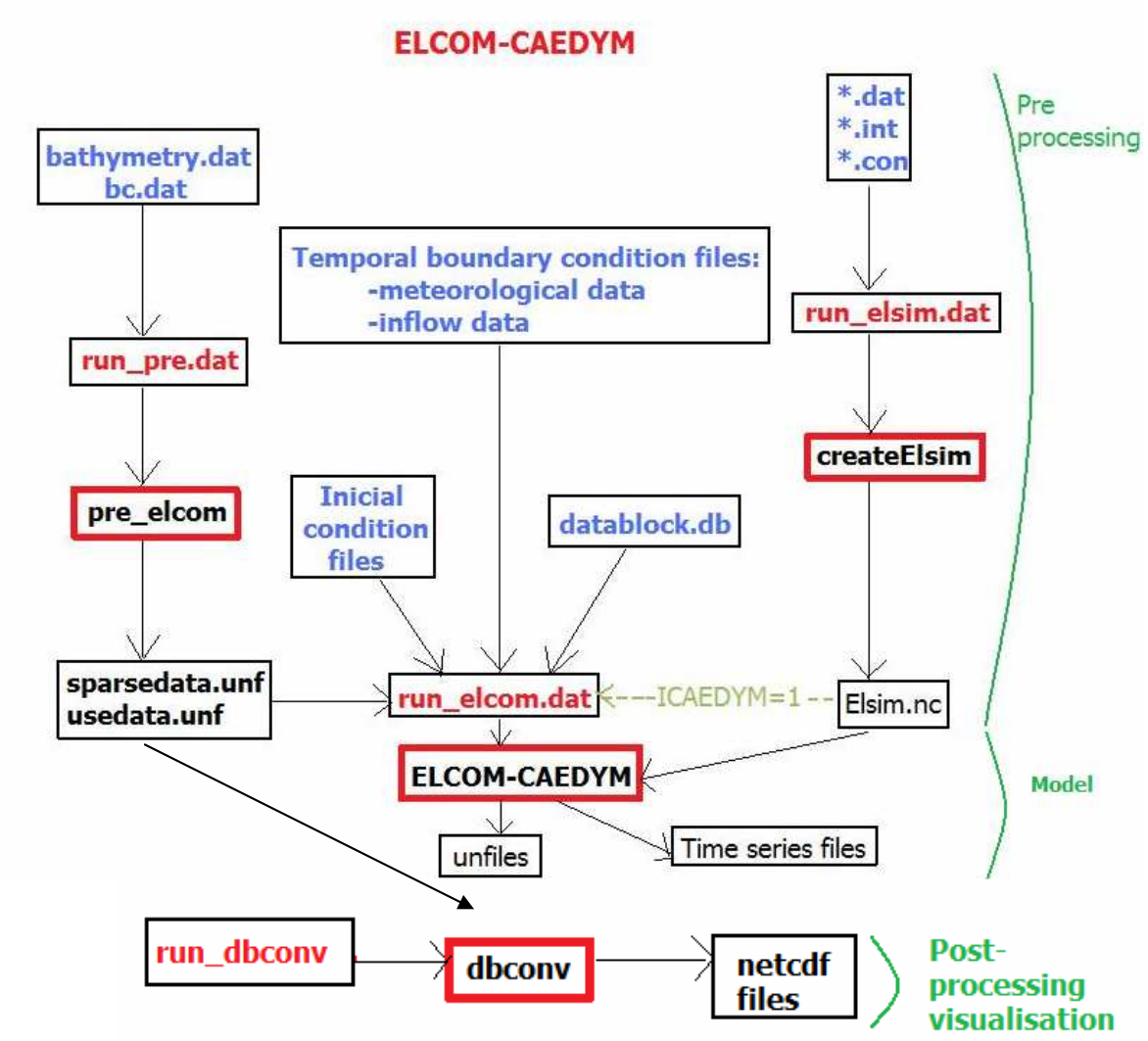

Figura 6. Esquematização dos processos relacionados à dinâmica de interação dos softwares ECOM-CAEDYM. Adaptado de LEON *et al* (2003).

CAPÍTULO 3

RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 SIMULAÇÃO PILOTO PRIMAVERA

Para a simulação intitulada Piloto Primavera 2007 foram inseridos dados climatológicos e hidrológicos nos arquivos de entrada do software. A variação ocorrida na temperatura da água, no oxigênio dissolvido, no nitrogênio e fósforo totais e na clorofila a (representada por cianobactérias e clorofíceas) referentes ao mês novembro de 2007, estão ilustrados nas figuras 7, 8, 9,10,11,12 e 13.

A figura 7 (abaixo) demonstra a variação do oxigênio dissolvido na água do reservatório do Lobo em 90 dias.

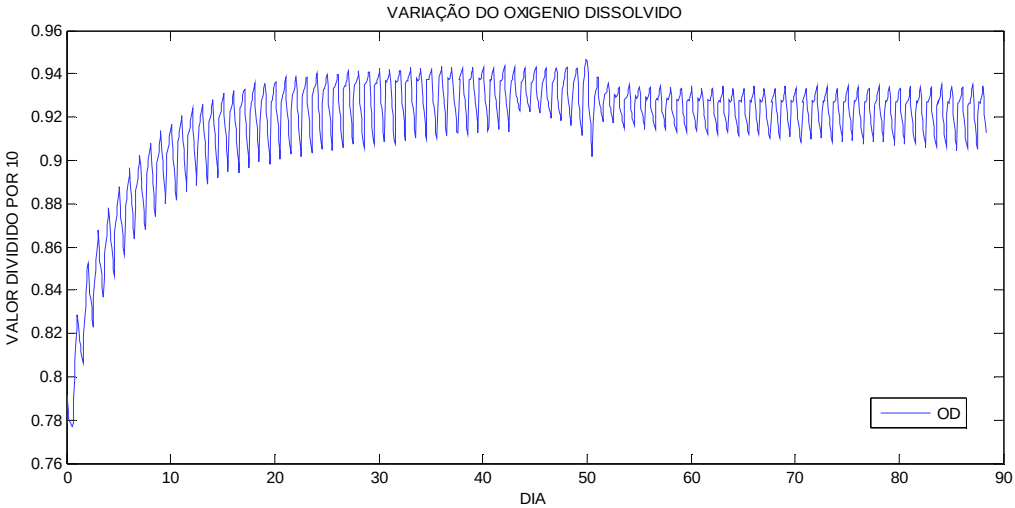

Figura 7. Variação do oxigênio dissolvido no Reservatório do Lobo na simulação Piloto Primavera.

Na variação do oxigênio dissolvido na água do reservatório, verifica-se um aumento do mesmo nos primeiros vinte dias, seguindo-se de uma certa estabilização até o dia 50, no qual ocorre um leve decaimento em sua concentração média. Na imagem (Figura 8) representativa para a variação na temperatura da água

durante 90 dias, observa-se um decaimento inicial da mesma seguida de certa estabilização a partir do 20^0 dia.

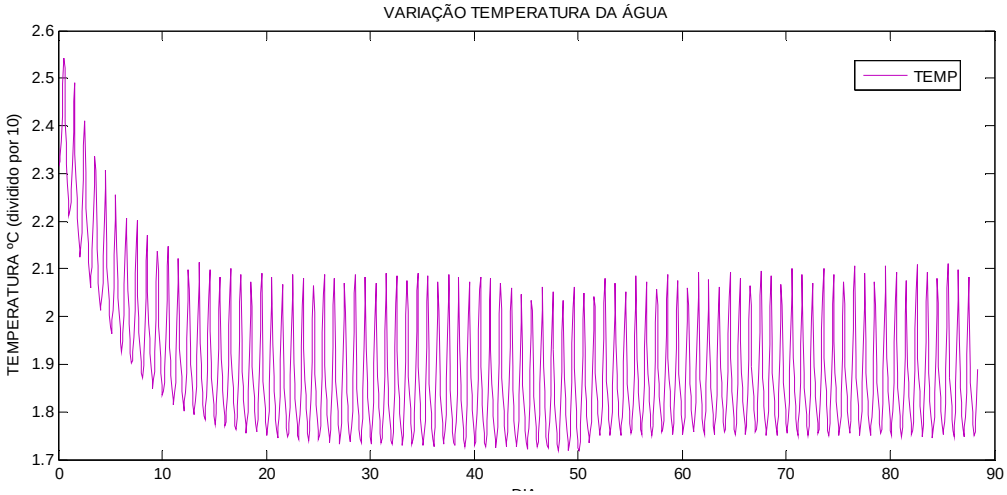

Figura 8. Variação da temperatura da água no reservatório do Lobo na simulação Piloto Primavera.

As imagens superficiais do reservatório do Lobo (Figuras 9 e 10) demonstram para os valores da temperatura da água um máximo de entre 20ºC e 25ºC e um mínimo entre 15ºC e 20ºC.

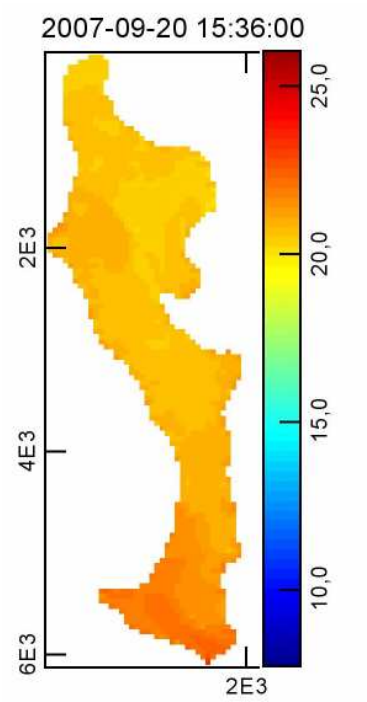

Figura 9. Temperatura do reservatório do Lobo no dia 20/09/2007 (simulação Piloto).

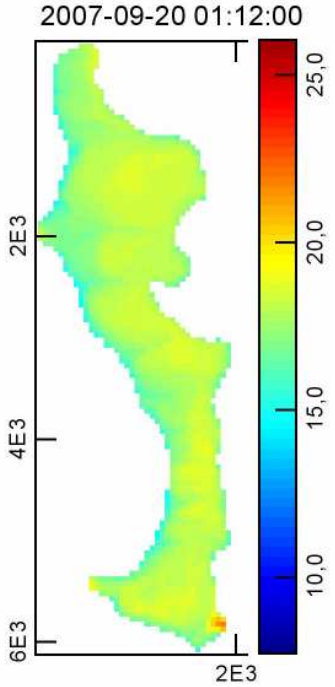

Figura 10. Temperatura do reservatório do Lobo no dia 20/09/2007 na simulação Piloto Primavera.

As concentrações de nitrogênio e fósforo totais (Figura 11) apresentaram crescimento significativo, ambos seguidos de queda por volta do dia 50 e posterior aumento.

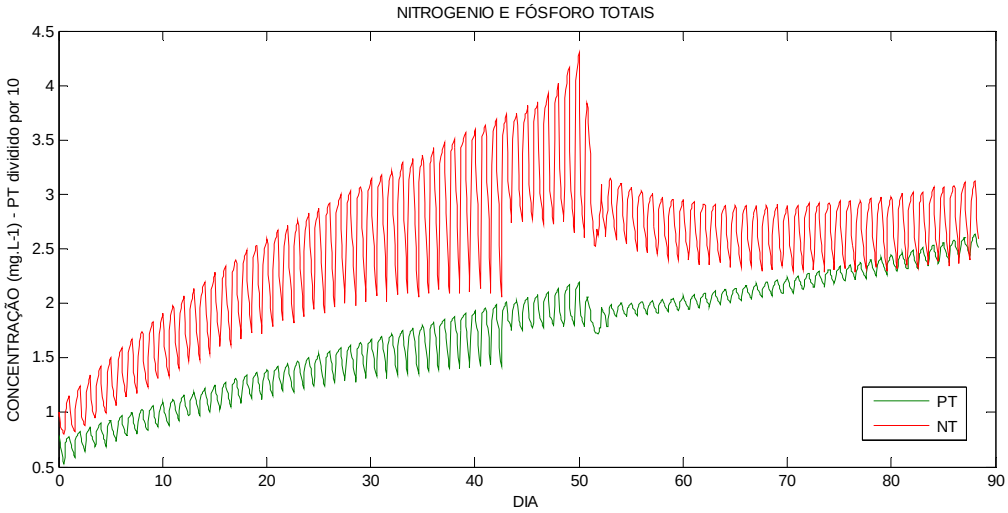

Figura 11. Variação nas concentrações de fósforo e nitrogênio totais no reservatório do Lobo na simulação Piloto Primavera.

Os grupos fotossintéticos (clorofíceas e cianobactérias), representativos para a clorofila a, apresentaram crescimento em biomassa, sendo mais significativo o aumento de clorofíceas (figura 12). As cianobactérias tendem a um decaimento enquanto que clorofíceas à estabilização.

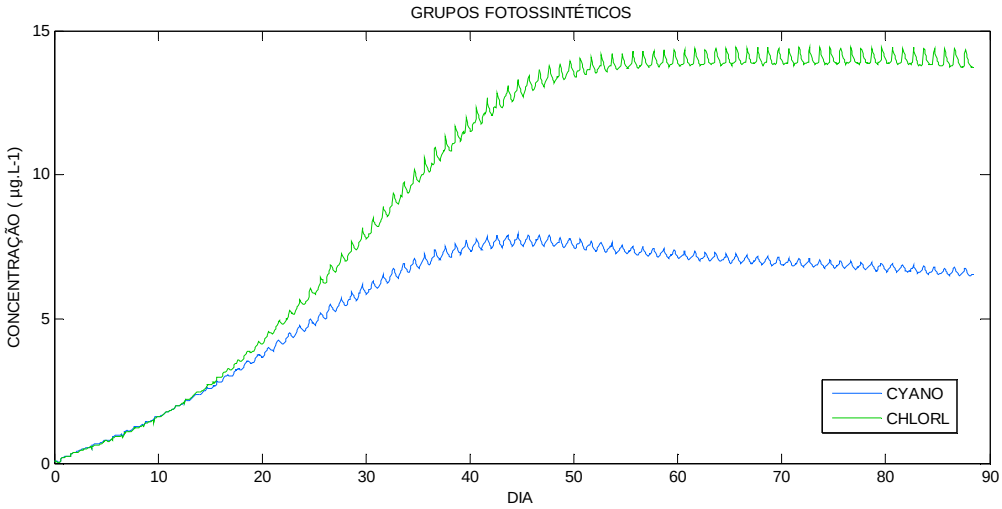

Figura 12. Variação na concentração de clorofila a no reservatório do Lobo.

Nos primeiros dias de simulação o grupo das cianobactérias apresentou maior desenvolvimento populacional. A partir do décimo primeiro dia houve inversão na dominância de grupo fotossintético (figura 17).

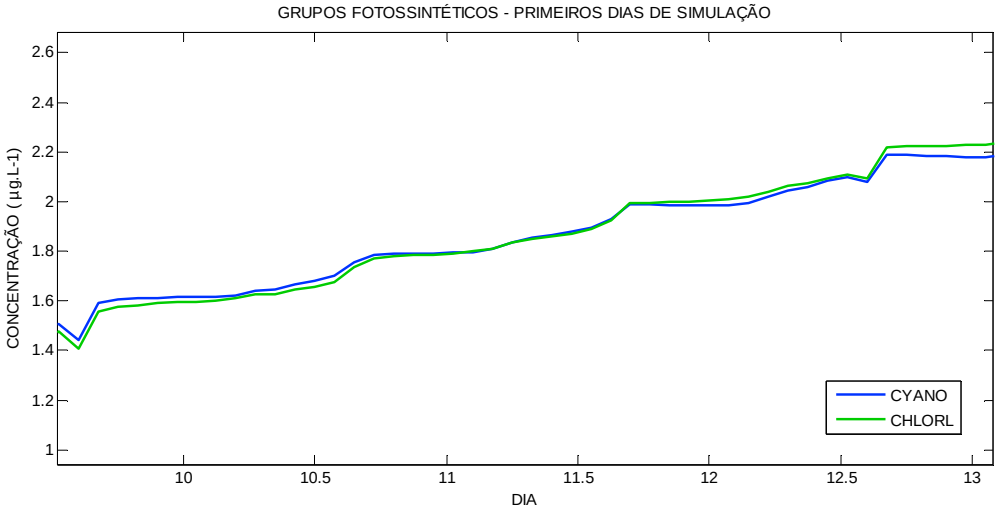

Figura 17. Inversão de dominância nos grupos fotossintéticos nos primeiros dias de simulação.

3.2 SIMULAÇÃO PRIMAVERA-P

Nessa simulação foi adicionado nos arquivos de entrada do software o dobro da concentração de fósforo total, fosfato inorgânico e fosfato total dissolvido para todos os rios tributários e no reservatório – coluna de água e sedimento. A imagem abaixo (Figura 13) ilustra a variação nas concentrações de nitrogênio e fósforo totais no reservatório do Lobo. O nitrogênio total decai no dia 51 (figura 14) juntamente com o fósforo total.

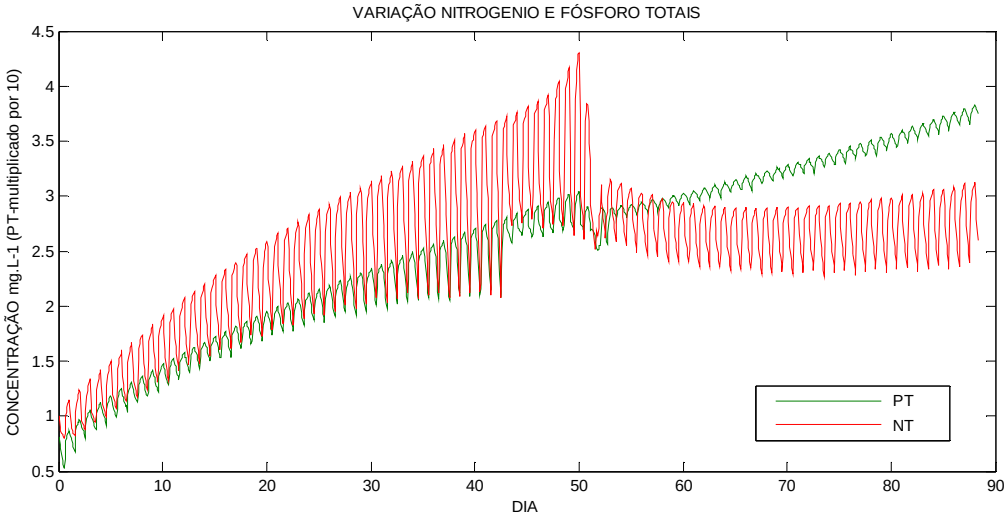

Figura 13. Variação na concentração de nitrogênio total e fósforo total no reservatório do Lobo na simulação Primavera-P.

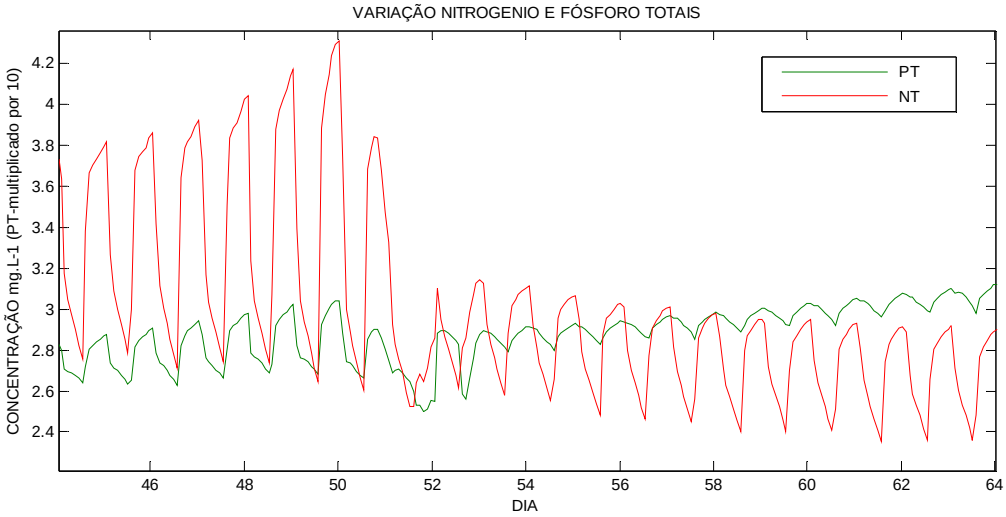

Figura 14. Concentração de nitrogênio e fósforo totais entre os dias 47 e 64 no reservatório do Lobo na simulação Primavera-P.

Tanto o nitrogênio total quanto o fósforo total aumentam sua concentrações nos últimos dias da simulação (figura 15).

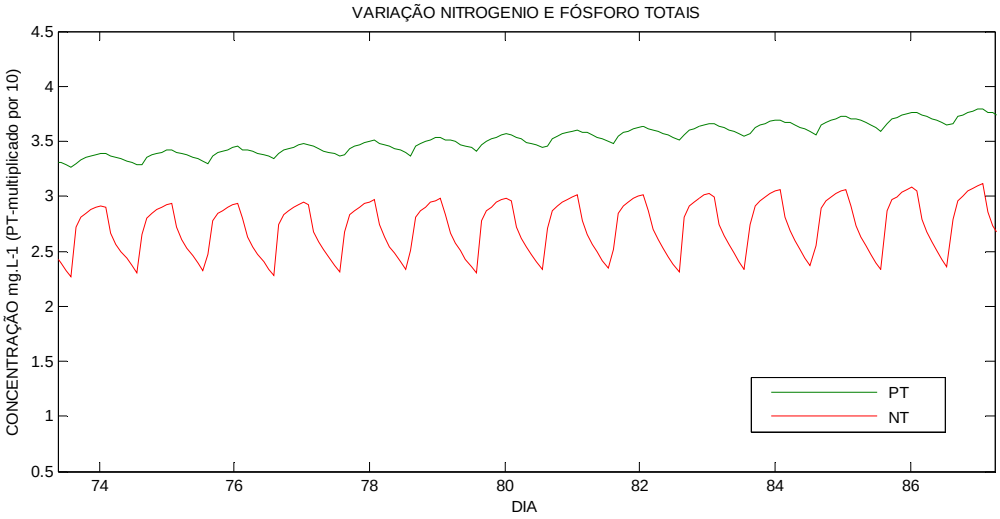

Figura 15. Aumento nas concentrações de nitrogênio e fósforo totais nos últimos dias da simulação Primavera-P.

As clorofíceas e cianobactérias apresentaram aumento em biomassa, sendo o grupo de clorofíceas possuidor de maior taxa de crescimento (figura 16). As clorofíceas tenderam à estabilização e, as cianobactérias ao decaimento.

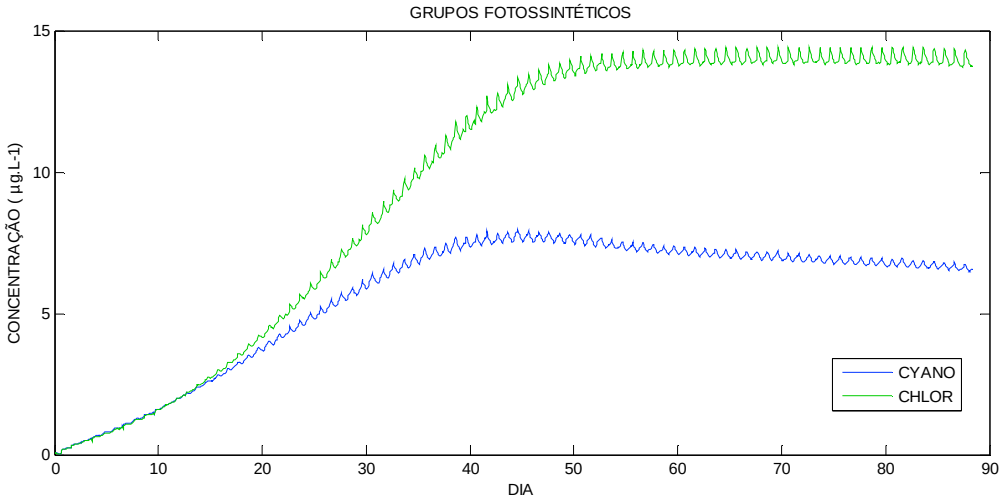

Figura 16. Variação na concentração dos grupos cianobactérias e clorofíceas na simulação Primavera-P.

A imagem abaixo (figura 18) demonstra a variação de oxigênio dissolvido no reservatório do Lobo na simulação Primavera-P.

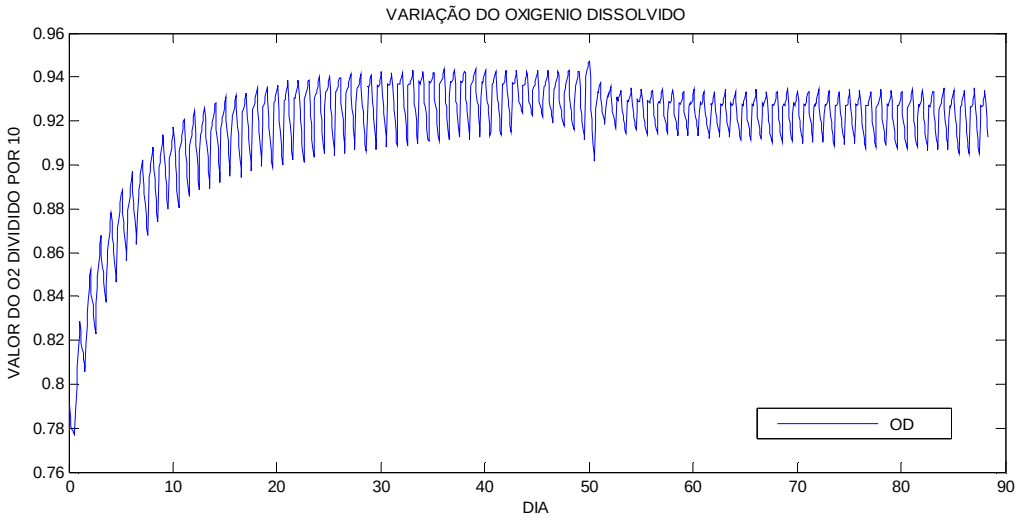

Figura 18. Variação do oxigênio dissolvido no reservatório na simulação Primavera-P

3.3 SIMULAÇÃO PRIMAVERA-V

Na simulação Primavera–V foi inserido nos arquivos de entrada do software o aumento na média da velocidade do vento em 50%. Todos os outros dados foram

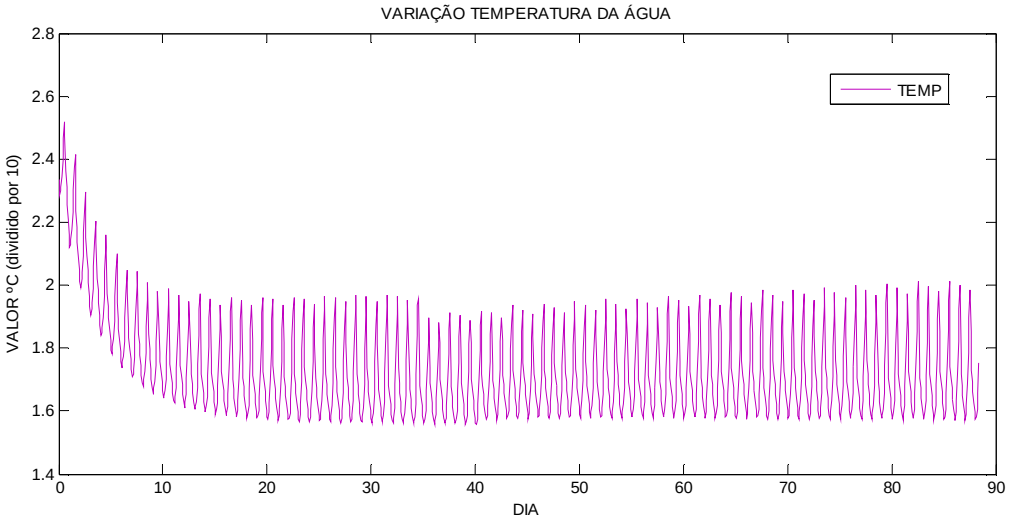

Figura 19. Variação na temperatura da água na simulação Primavera-V.

mantidos. A figura 20 demonstra a variação na temperatura da água estratificada, no hipolímnio (aproximadamente 15^{0}C), no metalímnio (aproximadamente 18^{0}C) e, no epilímnio (aproximadamente 24^{0}C). A água do reservatório mostra-se estratificada nos períodos em que não ocorrem ventos.

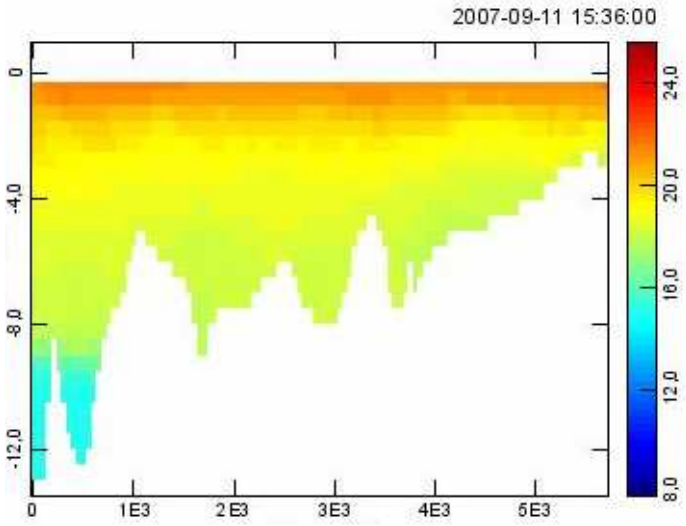

Figura 20. Água do reservatório do Lobo estratificada no dia 11/09/2007 às 15:36 horas na simulação Primavera-V.

A camada superficial aquática apresenta maior temperatura (20^{0}C a 24^{0}C) entre às 12 e 15 horas. Nos horários em que há a ocorrência de ventos observa-se uma maior mistura na água do reservatório (figura 21).

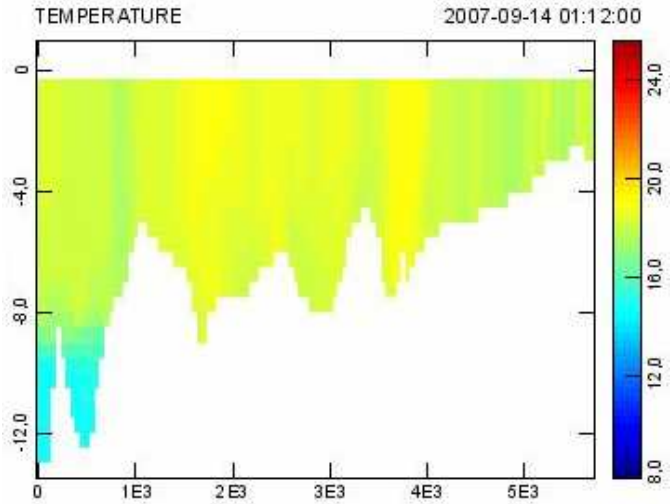

Figura21. Temperatura da água com a ocorrência de ventos no reservatório na simulação Primavera-V.

A variação no oxigênio dissolvido no Reservatório do Lobo na simulação Primavera-V está representada na imagem abaixo (figura 22).

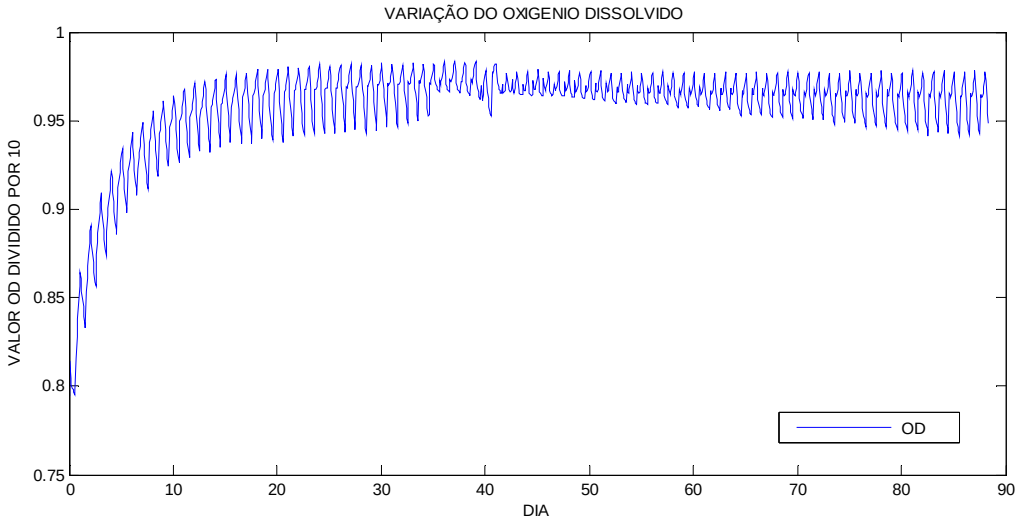

Figura 22. Variação do oxigênio dissolvido no reservatório do Lobo na simulação Primavera – V.

O nitrogênio e fósforo totais aumentaram suas respectivas concentrações nos primeiros quarenta dias, seguidos de um certo decaimento e posterior continuidade de aumento em suas concentrações (figura 23).

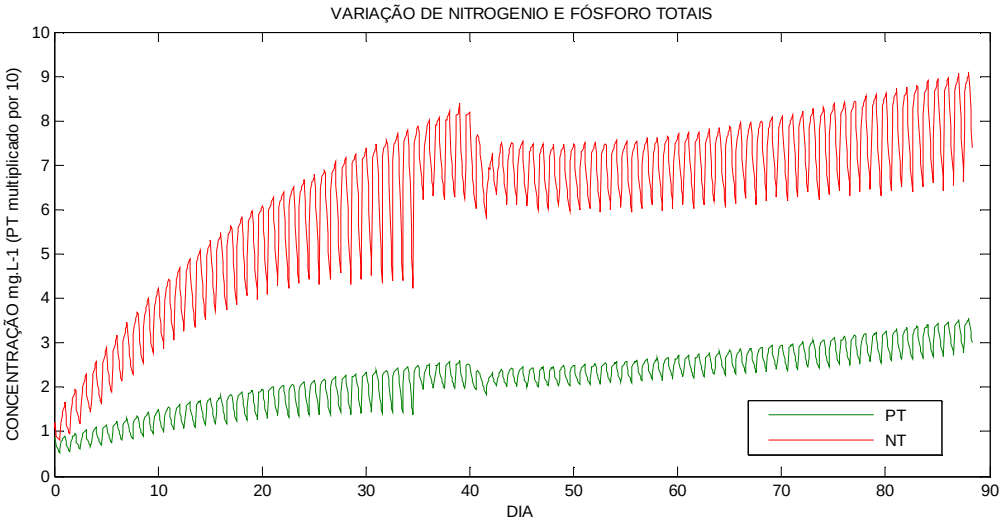

Figura 23. Variação na concentração de nitrogênio e fósforo totais no reservatório do Lobo na simulação Primavera – V.

A biomassa de cianobactérias e, principalmente as de clorofíceas apresentaram aumento. Ambos os grupos estabilizaram com tendência ao decaimento em cianobactérias.

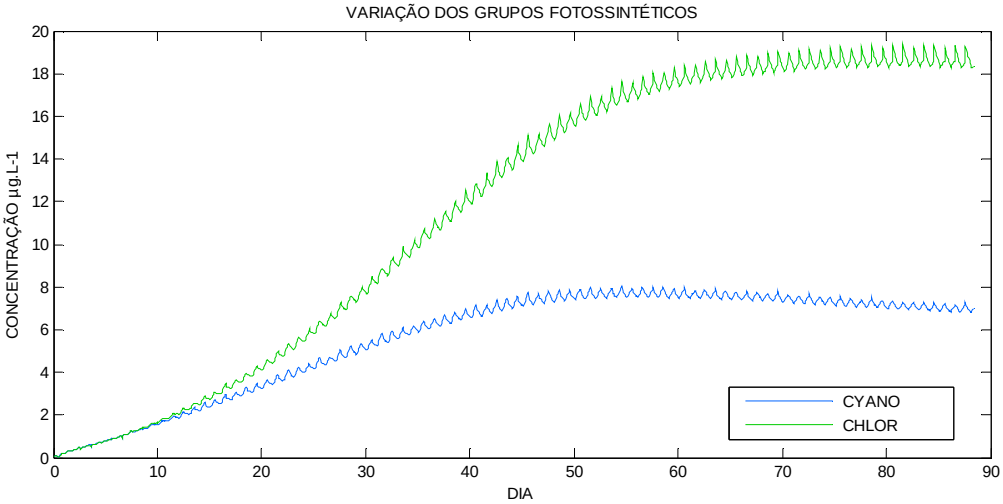

Figura 24. Variação na concentração da clorofila a no reservatório do Lobo na simulação Primavera – V.

3.4 SIMULAÇÃO PRIMAVERA-T

Nessa simulação foram aumentadas as temperaturas do ar e da água (reservatório do Lobo e rios tributários: rios Geraldo, Itaqueri, Perdizes e do Lobo) em 1 grau Celsius. Todos os outros dados foram mantidos como os da simulação Piloto Primavera. A figura 25 demonstra a variação da temperatura na água no reservatório do Lobo em um período de 90 dias.

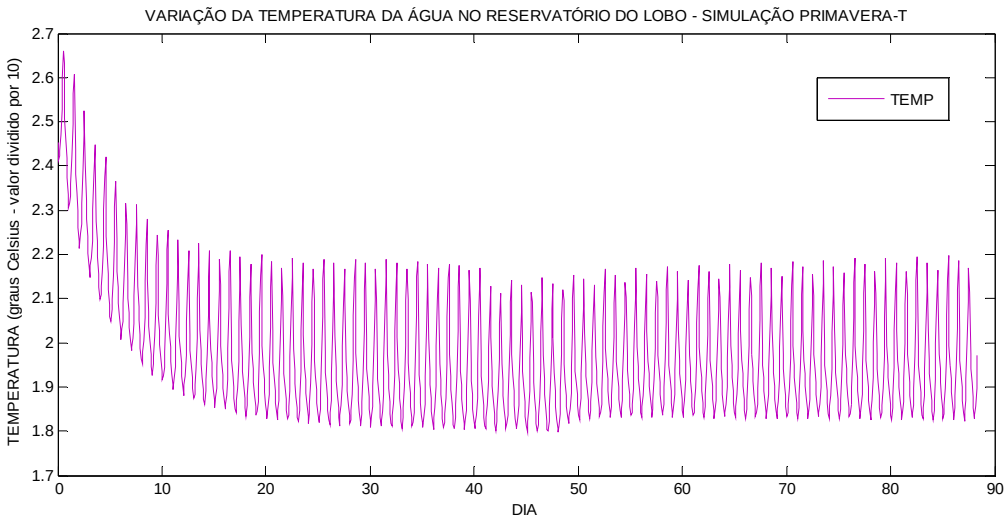

Figura 25. Variação da temperatura na água do reservatório do Lobo na simulação Primavera-T durante 90 dias.

A variação na concentração do oxigênio dissolvido no reservatório do Lobo na simulação Primavera-T pode ser visualizada na imagem abaixo (Figura 26).

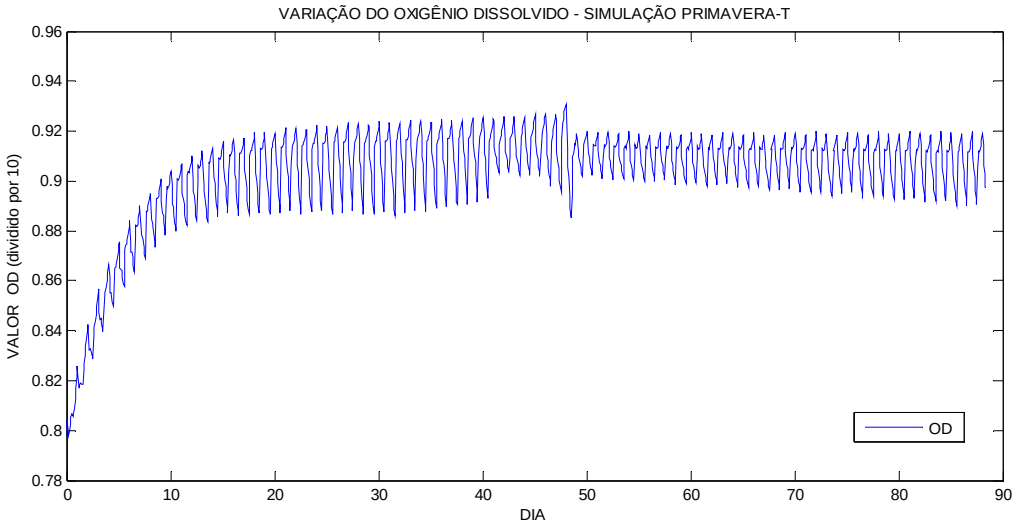

Figura 26. Variação na concentração do oxigênio dissolvido no reservatório do Lobo na simulação Primavera-T.

A imagem abaixo (figura 27) representa as variações ocorridas nas concentrações de nitrogênio total e fósforo total no reservatório do Lobo.

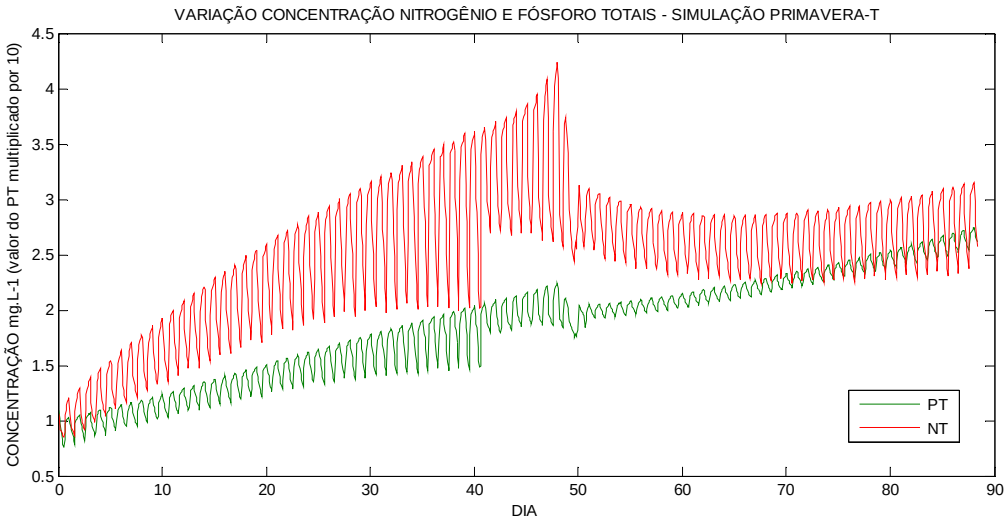

Figura 27. Variação nas concentrações de nitrogênio e fósforo totais no reservatório do Lobo, na simulação Primavera-T.

A figura 28 (abaixo) demonstra a variação ocorrida nos grupos fotossintéticos (cianobactérias e clorofíceas) no período de 90 dias na simulação Primavera-T. As cianobactérias apresentaram maior desenvolvimento populacional nos primeiros dias

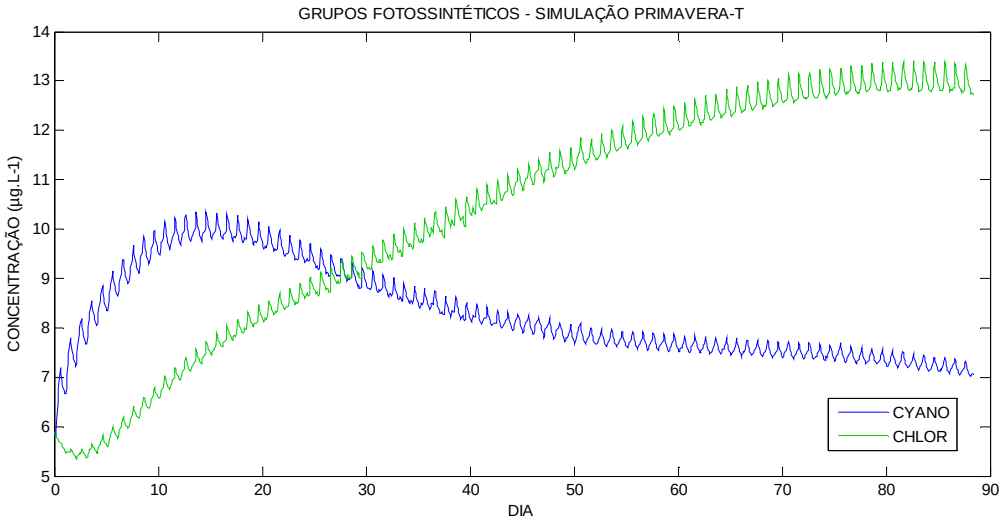

Figura 28. Variação dos grupos fotossintéticos (cianobactérias e clorofíceas) no reservatório do Lobo na simulação Primavera-T.

de simulação. Entre o 10^0 e 20^0 dias de simulação, o grupo de cianobactérias iniciou um decaimento populacional e as clorofíceas continuaram aumentando em biomassa tornando-se o grupo dominante no reservatório.

3.5 SIMULAÇÃO PRIMAVERA-X

Os valores da temperatura média (água e ar) foram aumentados em 1 grau Celsius, as concentrações de fósforo total, fosfato inorgânico e fosfato total dissolvido foram dobradas (rios tributários e reservatório – coluna de água e sedimento) e a velocidade média do vento foi aumentada em 50%. As figuras 30, 31 e 32 demonstram que a concentração de oxigênio dissolvido na água do reservatório no início da simulação aumentou.

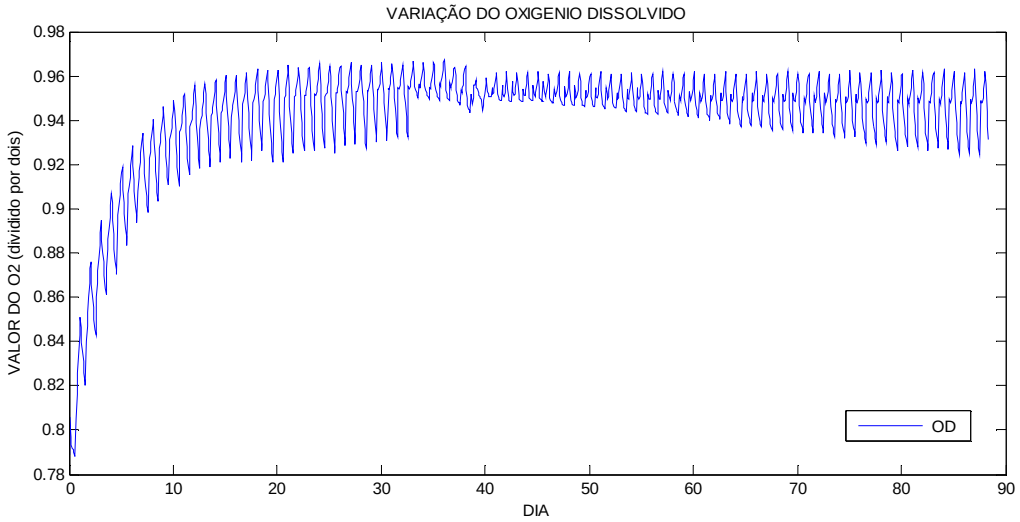

Figura 29. Variação do oxigênio dissolvido na água do reservatório do Lobo na simulação Primavera-x

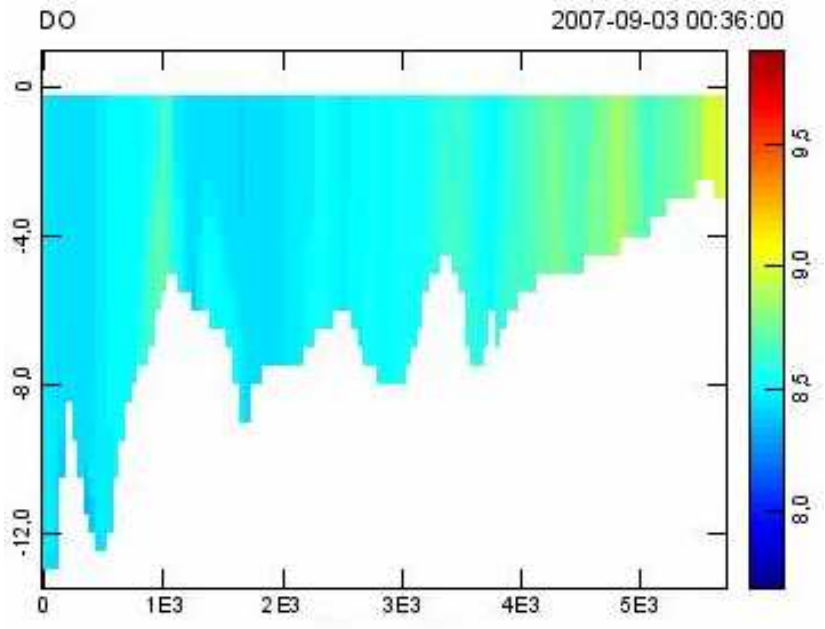

Figura 30. Concentração do oxigênio dissolvido no reservatório no dia 03/09 na simulação Primavera –X.

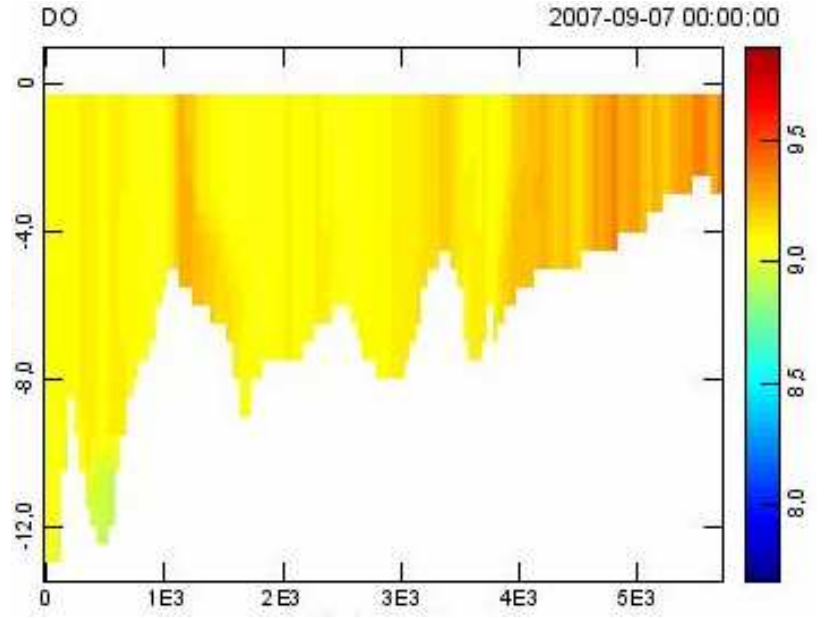

Figura 31. Concentração do oxigênio dissolvido no reservatório no dia 09/07 às 00:00 horas na simulação Primavera –X.

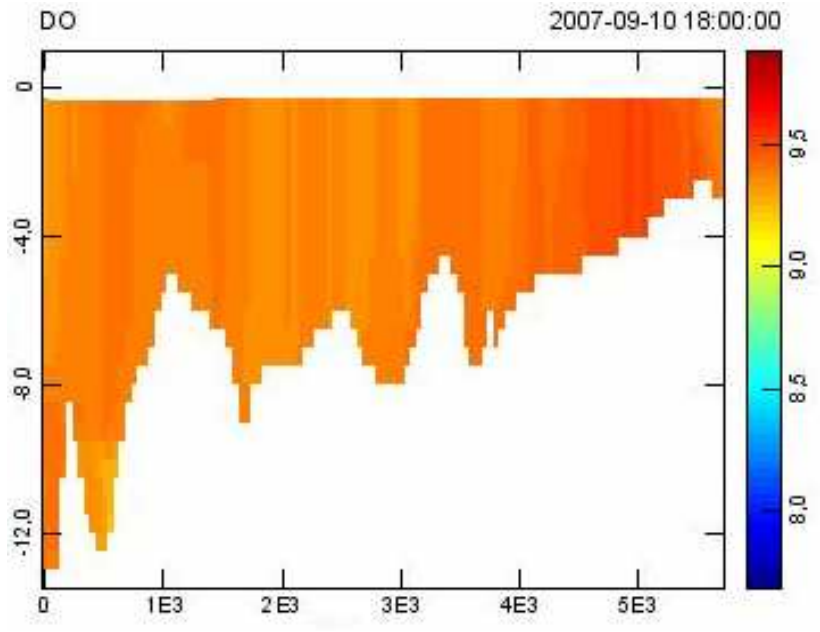

Figura 32. Concentração do oxigênio dissolvido no reservatório do Lobo às 18:00 horas no dia 10/09 na simulação Primavera- x.

A temperatura da água no reservatório variou nas diferentes horas do dia. Os valores mais altos (20^{0}C a 25^{0}C) foram observados entre as 12 e 15 horas (Figura 33) e os valores mais baixos para a temperatura (15^{0}C a 19^{0}C) entre às 21 e 24 horas (Figura 34).

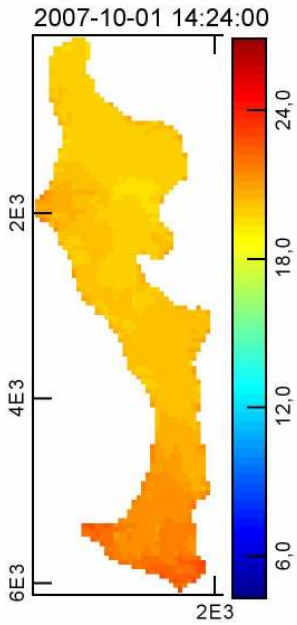

Figura 33. Temperatura da água no dia 01/10 na simulação Primavera-X.

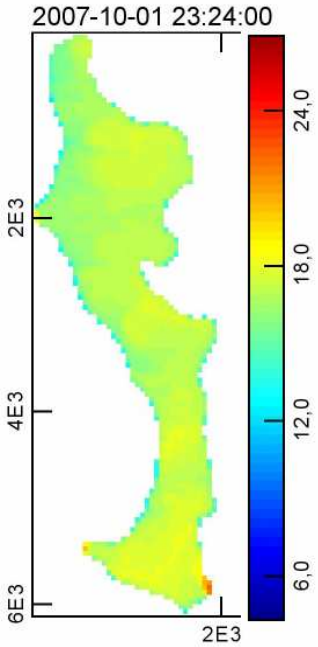

Figura 34. Temperatura da água no reservatório no dia 01/10 às 23:24 horas na simulação Primavera-X.

As populações fotossintéticas apresentaram crescimento, mais significativo em clorofíceas. As clorofíceas tendem a estabilização enquanto que as cianobactérias ao decaimento populacional (Figura 35). As variações de nitrogênio e fósforo totais durante os 90 dias simulados em Primavera-X podem ser observados na figura 36. A concentração de ambos foi aumentada no reservatório.

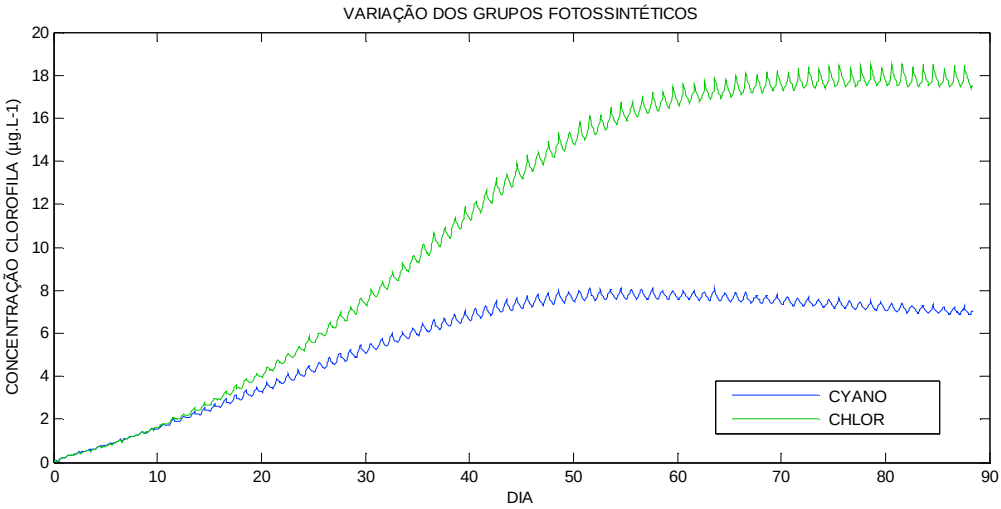

Figura 35. Variação durante 90 dias nos grupos cianobactérias e clorofíceas. Simulação Primavera-X.

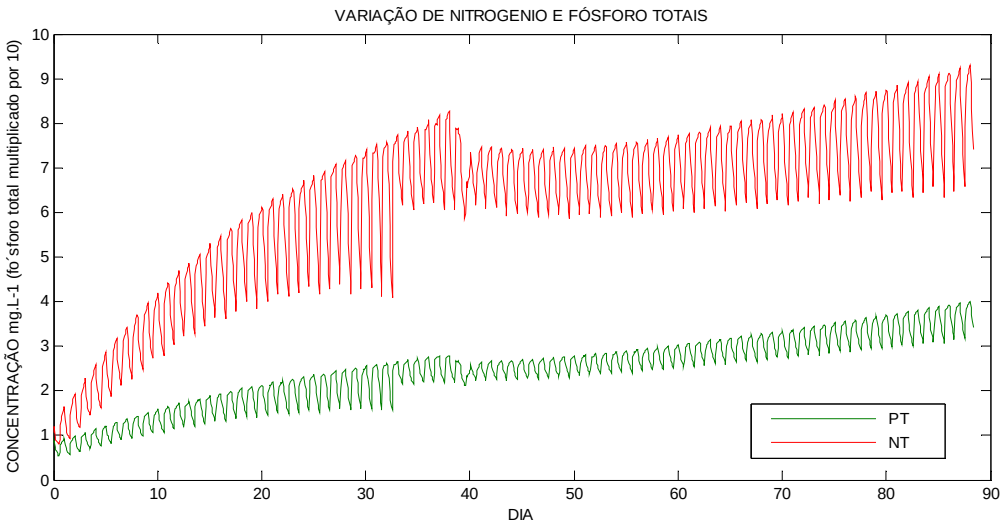

Figura 36. Variação nas concentrações de nitrogênio e fósforo totais no reservatório do Lobo na simulação Primavera-X.

3.6 AQUECIMENTO E RESFRIAMENTO DA TEMPERATURA, ESTRATIFICAÇÃO E MISTURA NO RESERVATÓRIO

A temperatura na água do reservatório segue um padrão diário de aumento e diminuição de valor. As primeiras e as últimas horas do dia apresentam os menores valores para a temperatura da água, em função da inexistência ou baixa radiação solar associados à ocorrência de ventos que promovem a mistura da água no reservatório.

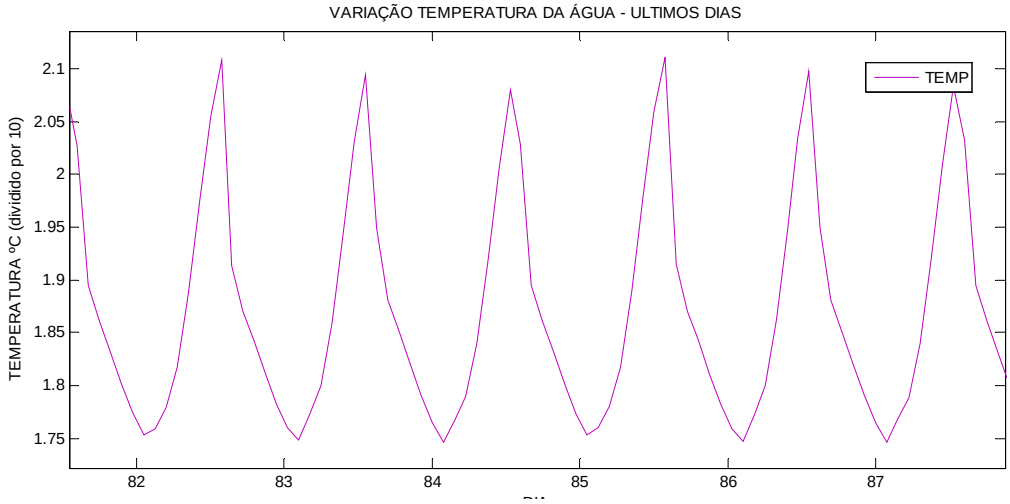

Figura 37. Variação diária na temperatura da água na simulação Piloto.

A variação diária na temperatura da água do reservatório em todas as simulações é demonstrada na imagem abaixo (figura 38).

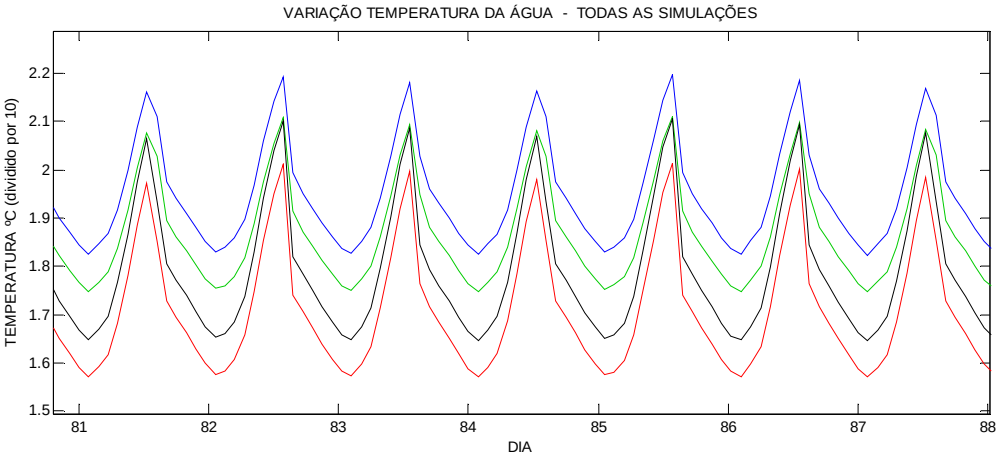

Figura 38. Variação diária na temperatura da água no reservatório do Lobo nas simulações: Piloto e Primavera-P (verde), Primavera-V(vermelho), Primavera-T(azul) e Primavera-X (preto).

As maiores temperaturas na água do reservatório foram observadas na simulação Primavera-T, onde foi simulado o aumento em 1^0C na temperatura. Seguidos de Piloto Primavera e Primavera-P, simulações que não modificaram os valores de temperatura nas simulações.

A simulação Primavera-X obteve o segundo valor mais baixo na variação da temperatura na água, mesmo tendo havido aumento em 1^0C na simulação, a maior intensidade dos ventos simulados provavelmente determinou a diminuição da temperatura na água. Na simulação Primavera-V, a presença de ventos com maior intensidade na simulação provavelmente determinou a menor variação de todas as simulações na temperatura da água.

As reestratificações são mais frequentes em ecossistemas aquáticos tropicais, apesar das altas temperaturas e misturas constantes. Nesses ambientes, a porção superior da coluna de água estratifica durante o dia, mas torna-se quase homogênea à meia-noite (MACINTYRE; MELACK, 1982, 1995).

Em todas as simulações foram observados o aquecimento e resfriamento diário na temperatura da água no reservatório. As temperaturas mais elevadas (20^0C a 25^0C) foram visualizadas em todas as simulações a partir do meio dia até as quatro horas da tarde, provavelmente em função de maior incidência de radiação solar e a ausência de ventos.

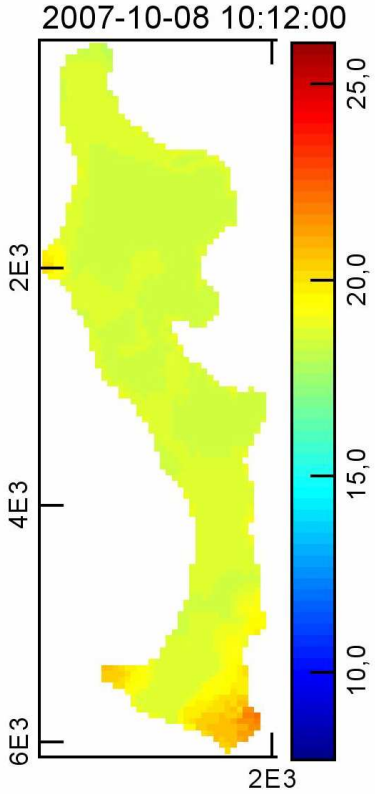

Figura 39. Temperatura da água do reservatório do Lobo no dia 08/10 na simulação Piloto Primavera às 10:12 horas.

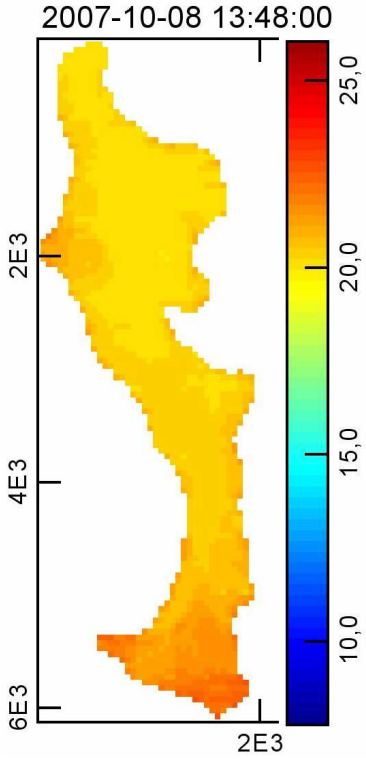

Figura 40. Temperatura da água no reservatório do Lobo no dia 08/10 na Simulação Piloto Primavera às 12: horas.

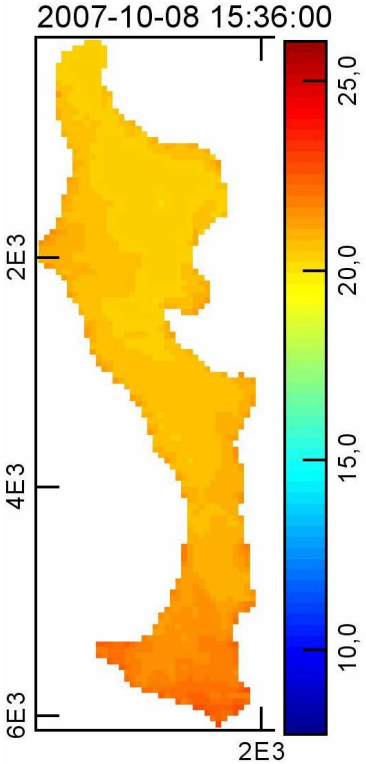

Figura 41. Temperatura da água no reservatório do Lobo no dia 08/10 na Simulação Piloto Primavera às 15:36 horas.

A partir das quatro horas da tarde, a água do reservatório inicia seu processo de mistura com a chegada dos ventos (figuras 42, 43, 44, 45).

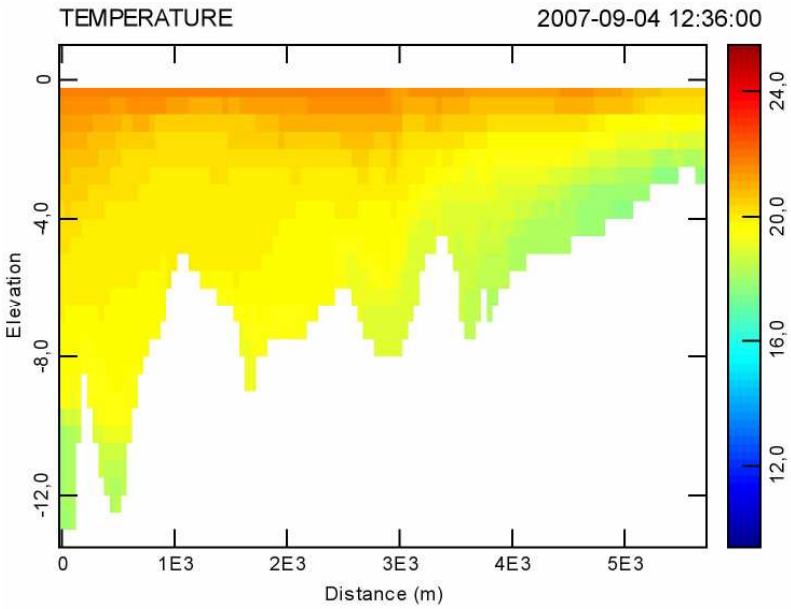

Figura 42. Água do reservatório estratificada no dia 04/09 às 12:38 horas na simulação Primavera-V.

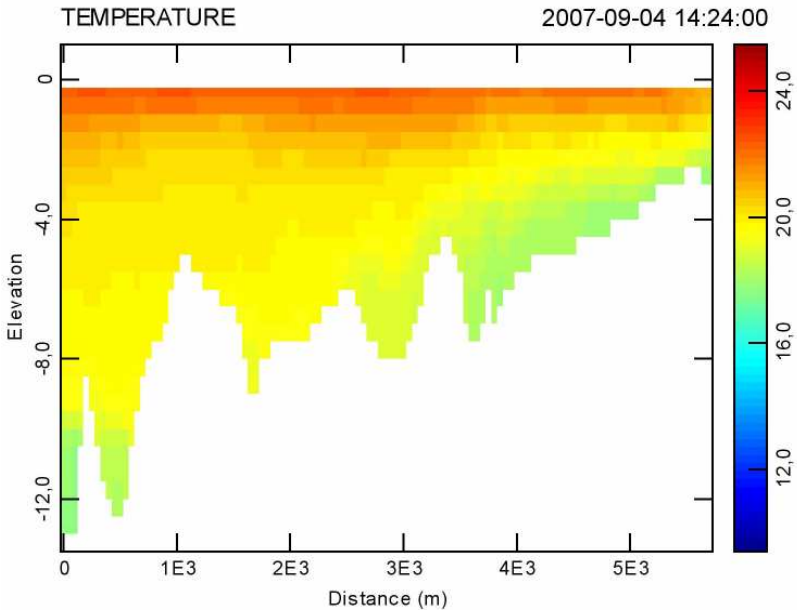

Figura 43. Água do reservatório estratificada no dia 04/09 às 14:24 horas na simulação Primavrea-V.

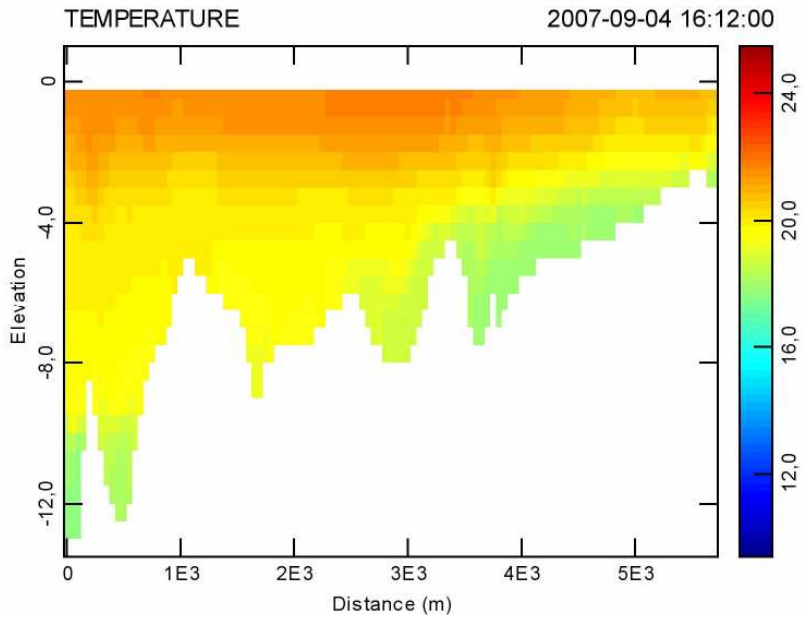

Figura 44. Água do reservatório no início da ocorrência dos ventos no dia 04/09 às 16:12 horas na simulação Primavera-V.

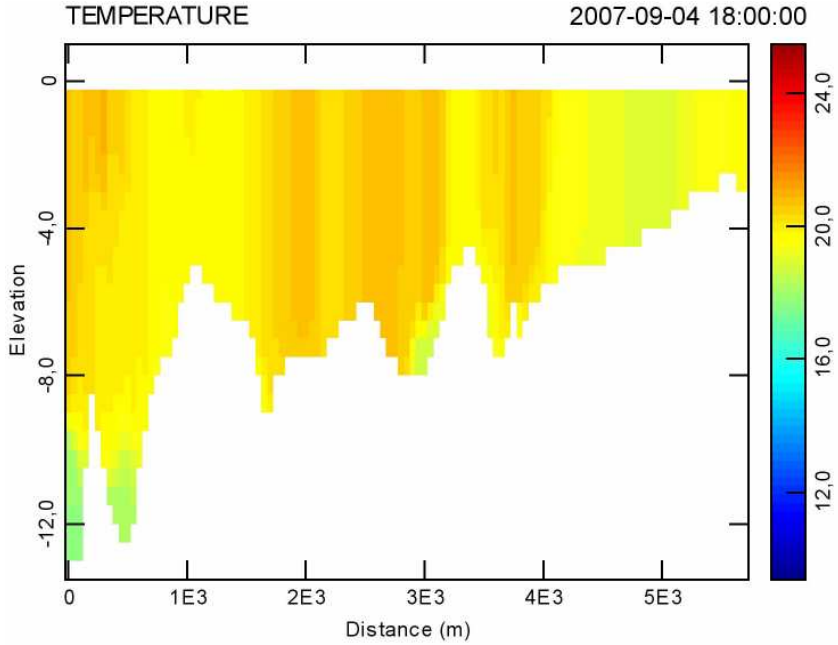

Figura 45. Água do reservatório misturada com a ocorrência de ventos no reservatório no dia 04/09 às 18:00 horas na simulação Primavera-V.

Os ventos foram simulados com velocidade média de 4,4 m/s (referentes aos valores médios para o mês novembro de 2007), nas simulações Primavera-P, Piloto Primavera e Primavera-T, e com velocidade média 6,6 m/s em Primavera-V e Primavera-X, do final da tarde (16 horas) até o início da manhã (06 horas), todos os dias. Pequenas variações na velocidade do vento podem causar grandes variações no conteúdo de calor do corpo de água, o que pode ser de extrema importância em sistemas rasos (RIO, 2003).

3.7 VARIAÇÕES NAS CONCENTRAÇÕES DE OXIGÊNIO DISSOLVISO

A existência dos ventos faz com que a água da superfície do reservatório mova-se na direção horizontal (seguindo a direção do vento). Esse processo faz com que a água do fundo do reservatório ressurja na superfície contribuindo para o resfriamento do reservatório. A variação do valor de oxigênio dissolvido em 24 horas apresenta sempre um valor máximo próximo às primeiras horas do dia e um valor mínino entre às doze e quinze horas (Figura 46).

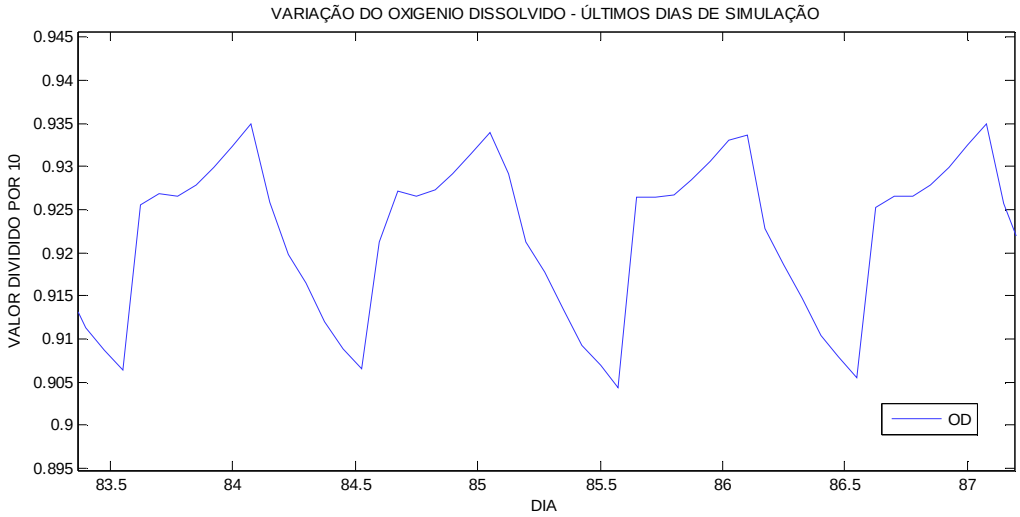

Figura 46. Variação da concentração de oxigênio dissolvido no reservatório do Lobo nos últimos dias da simulação Primavera-X.

A incidência de ventos (16 às 06 horas) provavelmente estimula a maior concentração de oxigênio dissolvido no reservatório nesse período do dia. Nas simulações Primavera-X e Primavera-V, as variações para o oxigênio dissolvido foram maiores. Provavelmente em função do aumento na intensidade dos ventos nessas simulações.

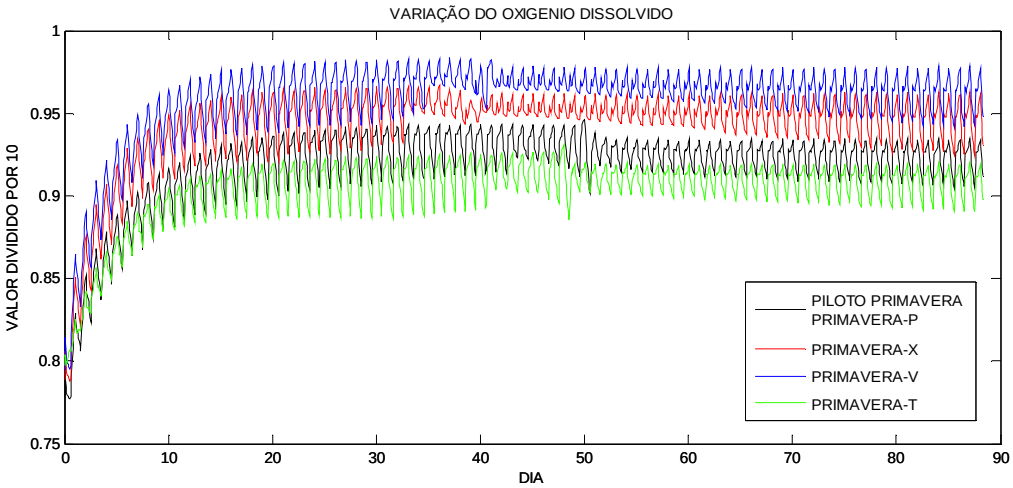

Figura 47. Variação do oxigênio dissolvido no reservatório em todas as simulações.

O aumento na concentração de fósforo total, fosfato inorgânico e fosfato total dissolvido parece não ter influenciado na dinâmica da variação do oxigênio dissolvido no reservatório, pois as simulações Piloto Primavera e Primavera-P (aumento na concentração de fósforo total, fosfato inorgânico e fosfato total dissolvido) foram iguais.

Os maiores valores para o oxigênio dissolvido foram obtidos na simulação Primavera-V, na qual houve aumento na intensidade dos ventos. Seguida pela simulação Primavera-X, onde houve aumento na temperatura e na intensidade dos ventos. O segundo menor valor foi obtido nas simulações Piloto Primavera e Primavera-P. A simulação Primavera-T, onde houve o aumento apenas da temperatura, demonstrou o menor valor para o oxigênio dissolvido. Provavelmente a presença de ventos intensos determina de alguma forma a maior oxigenação na água do reservatório.

3.8 DINÂMICA DO FÓSFORO E NITROGÊNIO TOTAIS

A concentração total de fósforo (Figura 48) variou diferentemente em todas as simulações, mas sempre havendo o aumento final da mesma. Sendo o valor final mais alto atingido na simulação Primavera-X, em que as condicionantes vento, fósforo e temperatura foram aumentadas.

O menor aumento do fósforo total ocorreu na simulação Piloto Primavera que foi realizada baseando-se em dados reais para o mês novembro de 2007. O segundo maior valor para a concentração de fósforo total foi obtido na simulação Pimavera-P, onde a concentração de fósforo foi aumentada. É provável que o aumento dos ventos em Primavera-V e Primavera-X faça com que a variação nos picos diário nas concentrações dessas simulações seja maior (figura 49).

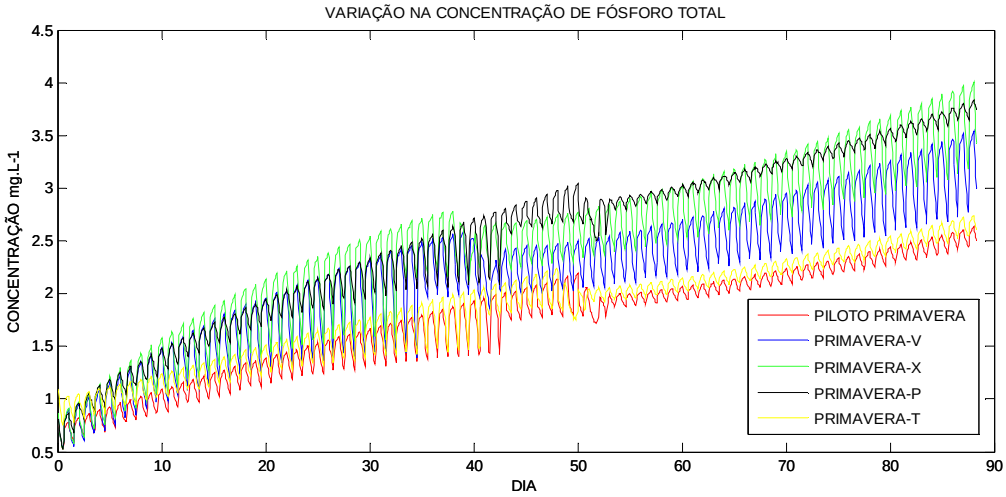

Figura 48. Variação na concentração total de fósforo no reservatório do Lobo em todas as simulações.

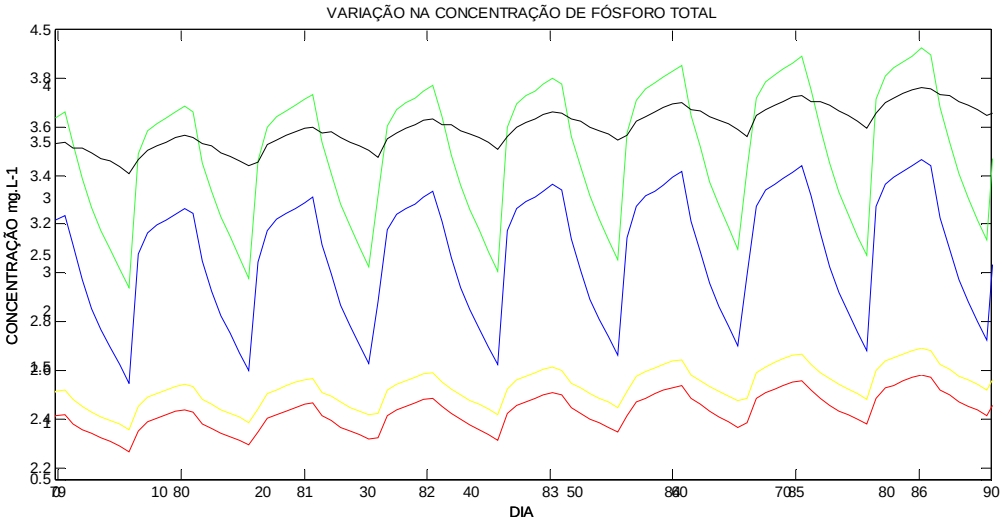

Figura 49. Variação na concentração de fósforo total no reservatório nos últimos dias nas simulações Pilloto Primavera (vermelho), Primavera-V (azul), Primavera-P (preto), Primavera-T (amarelo) e Primavera-X (verde).

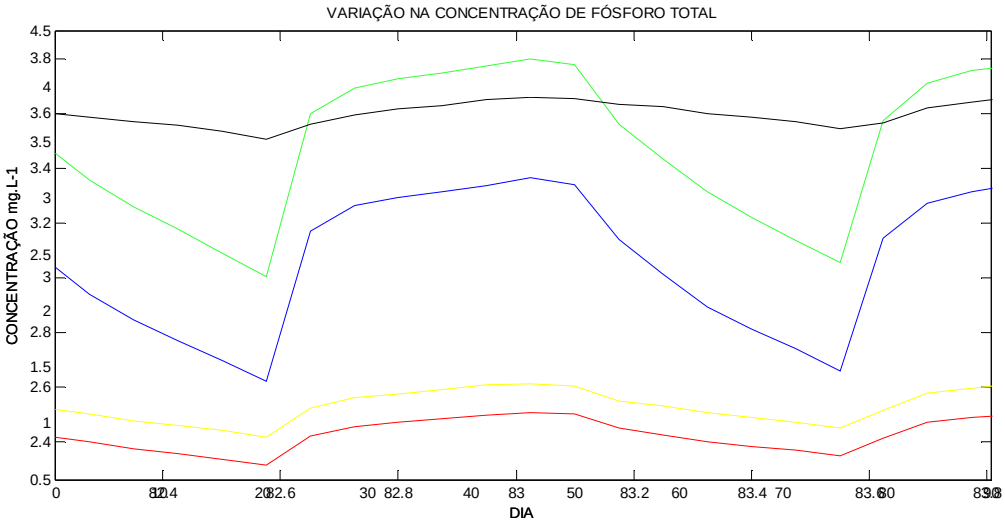

Figura 50. Variação na concentração de fósforo total em um dia no reservatório em todas as simulações. Pilloto Primavera (vermelho), Primavera-V (azul), Primavera-P (preto), Primavera-T (amarelo) e Primavera-X (verde).

O nitrogênio total (Figuras 51 e 52) apresentou diferente variação nas concentração (sendo que as simulações Piloto Primavera e Primavera-P foram iguais). Os valores mais altos de nitrogênio total nas simulações Primavera-X e Primavera-V foram obtidos provavelmente em função do aumento da intensidade dos ventos (igual para ambas as simulações).

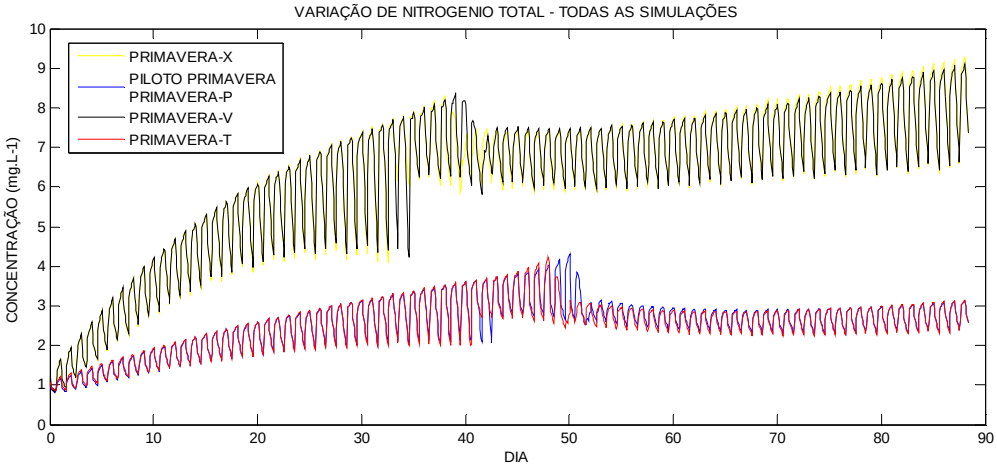

Figura 51. Variação de nitrogênio total na água do reservatório em todas as simulações.

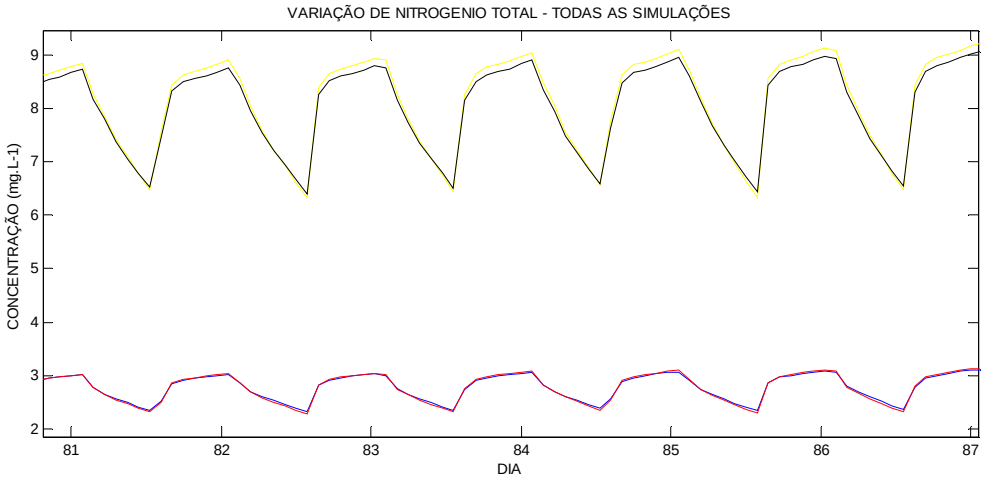

Figura 52. Variação diária na concentração de nitrogênio total em todas as simulações: Primavera-X (amarelo), Primavera-V (preto), Primavera-T (vermelho) e, Piloto e Primavera-P (azul).

O aumento na concentração de fósforo total, fosfato inorgânico e fosfato total dissolvido na simulação Primavera-P não aparentemente não modificaram o padrão de variação da concentração de nitrogênio total, pois foi a mesma variação obtida em Piloto Primavera.

3.9 CLOROFÍCEAS E CIANOBACTÉRIAS

Os maiores valores nas populações de clorofíceas (figura 53) ocorreram na simulação Primavera-x, seguida da simulação Primavera-V. Nas simulações Piloto Primavera e Primavera-P, as concentrações foram praticamente iguais. A simulação Primavera-T obteve o menor valor em relação ao aumento populacional de clorofíceas.

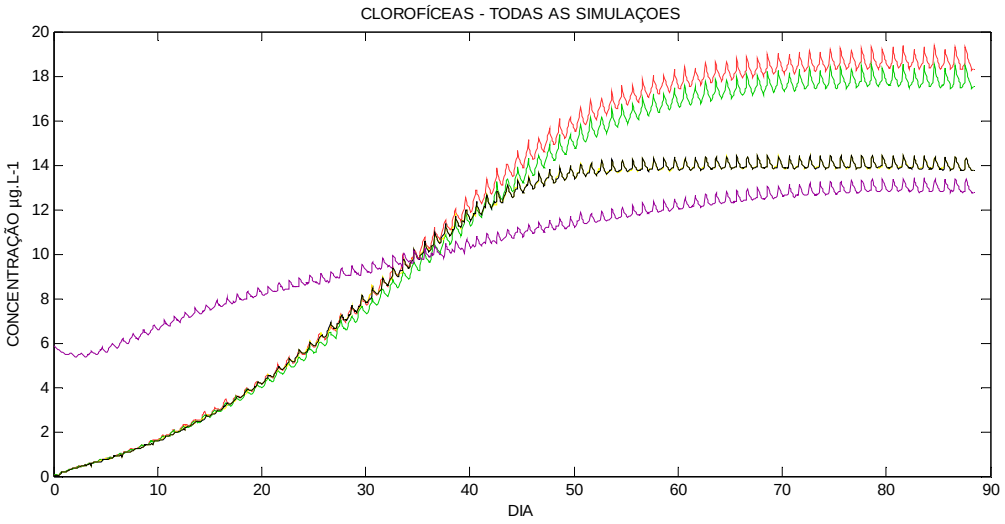

Figura 53. Variação na concentração de clorofíceas no reservatório do Lobo. Simulação Primavera-X (vermelho), simulação Primavera-V (verde), simulação Primavera-T (roxo) e, simulações Primavera-P e Piloto Primavera (preto).

O aumento dos ventos (simulação Primavera-V) e o aumento da temperatura juntamente com o aumento na intensidade dos ventos (simulação Primavera-X) foi o que provavelmente influenciou no maior aumento populacional desse grupo de organismos. A simulação Primavera-T (aumento somente da temperatura) provavelmente influenciou na maior concentração inicial na população de clorofíceas em relação às outras simulações.

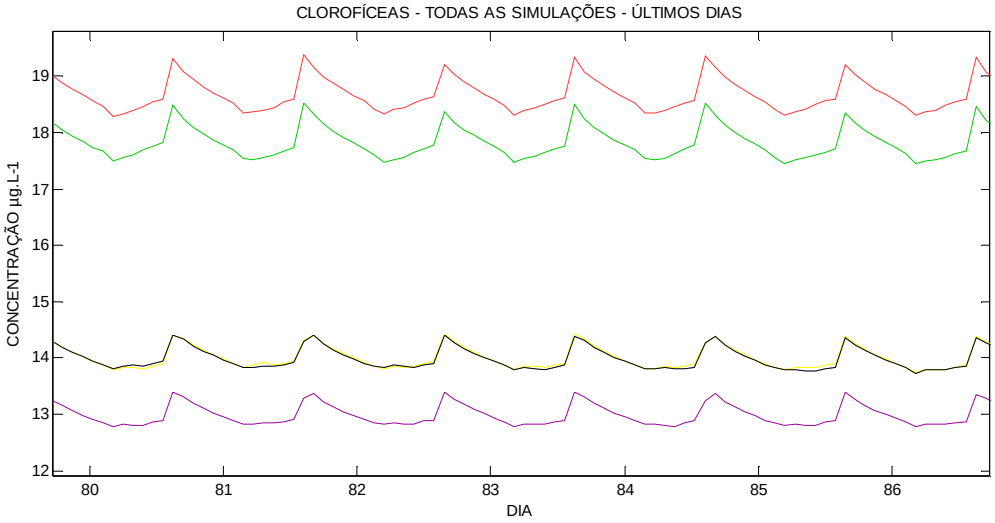

Figura 54. Variação diária na concentração de clorofíceas no reservatório do Lobo em todas as simulações. Simulação Primavera-X (vermelho), simulação Primavera-V (verde), simulação Primavera-T (roxo) e, simulações Primavera-P (amarelo) e Piloto Primavera (preto).

O grupo de cianobactérias apresentou menor desenvolvimento populacional em relação ao grupo de clorofíceas em todas as simulações. As cianobactérias obtiveram um valor máximo em biomassa proximamente igual em todas as simulações, com exceção da simulação Primavera-T, em que o aumento somente da temperatura influenciou de alguma forma na significativa concentração inicial de cianobactérias no reservatório do Lobo.

Na variação do aumento populacional nas simulações Primavera-V e Primavera-X, o número máximo de organismos foi atingido aproximadamente 10 dias antes em comparação às simulações Piloto Primavera e Primavera-P.

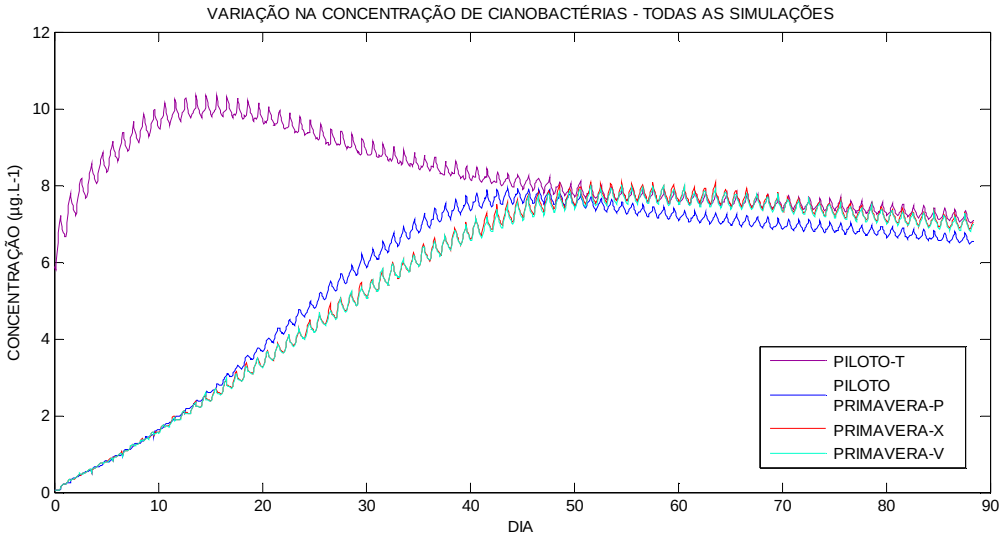

Figura 55. Variação na concentração de cianobactérias no reservatório do Lobo em todas as simulações.

O aumento na concentração de fósforo (simulação Primavera-P) parece não ter influenciado no aumento do número de organismos. Na simulação Primavera-T, o aumento da temperatura parece ter influenciado mais no desenvolvimento inicial desses organismos do que o aumento da temperatura juntamente com a intensidade dos ventos e aumento da concentração de fósforo na simulação Primavera-X .

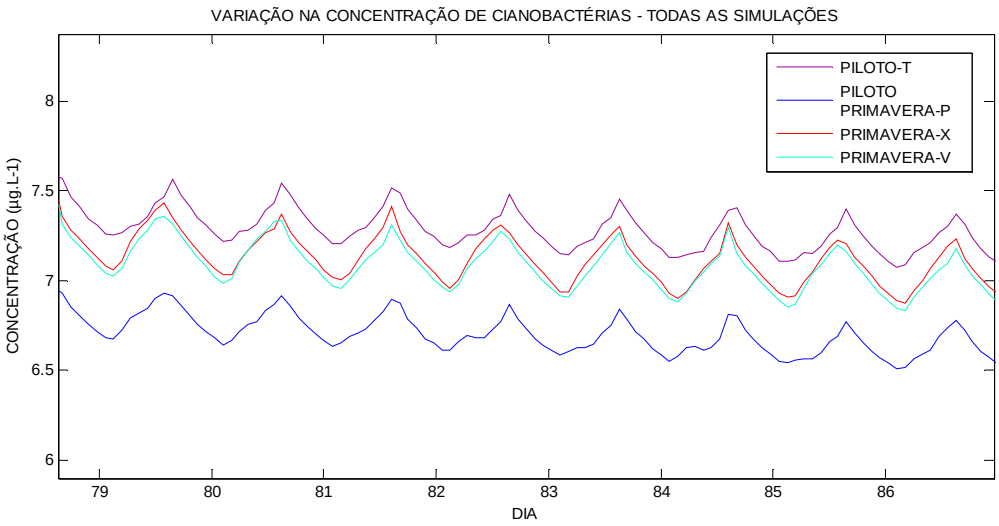

Figura 56. Variação na concentração de cianobactérias no reservatório do Lobo em todas as simulações.

O grupo de clorofíceas foi o que atingiu os maiores valores em relação ao grupo de cianobactérias (figuras 57, 58, 59, 60 e 61), ou seja, nas condições ambientais existentes no reservatório do Lobo em todas as simulações (Piloto Primavera, Primavera-P, Primavera-V, Primavera-T e Primavera-X), o grupo de clorofíceas é dominante.

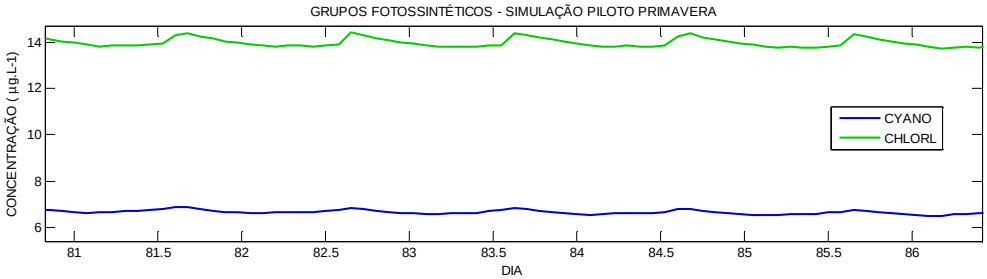

Figura 57. Maior concentração de clorofíceas em relação ao de cianobactérias no reservatório do Lobo na simulação Piloto Primavera.

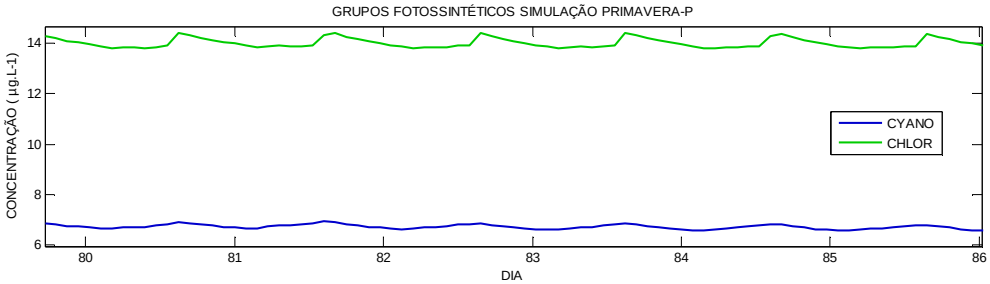

Figura 58. Maior concentração de clorofíceas em relação ao grupo de cianobactérias no reservatório do Lobo na simulação Primavera-P.

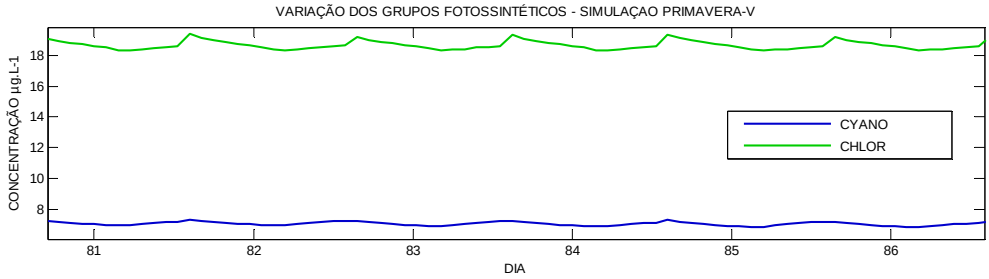

Figura 59. Maior concentração de clorofíceas em relação ao grupo de cianobactérias no reservatório do Lobo na simulação Primavera-V.

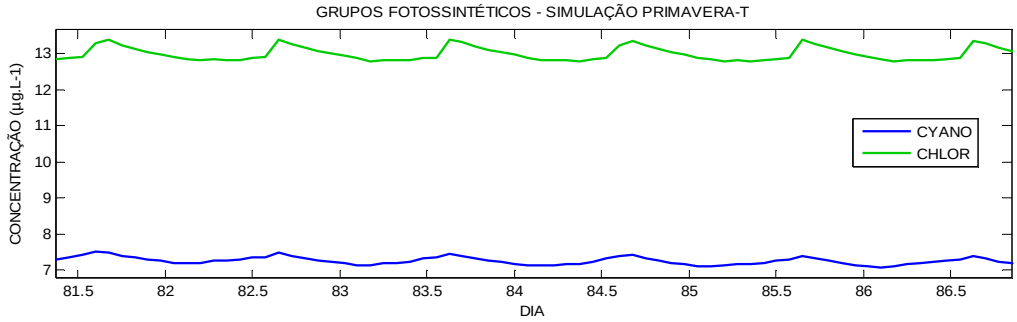

Figura 60. Maior concentração de clorofíceas em relação ao grupo de cianobactérias no reservatório do Lobo na simulação Primavera-T.

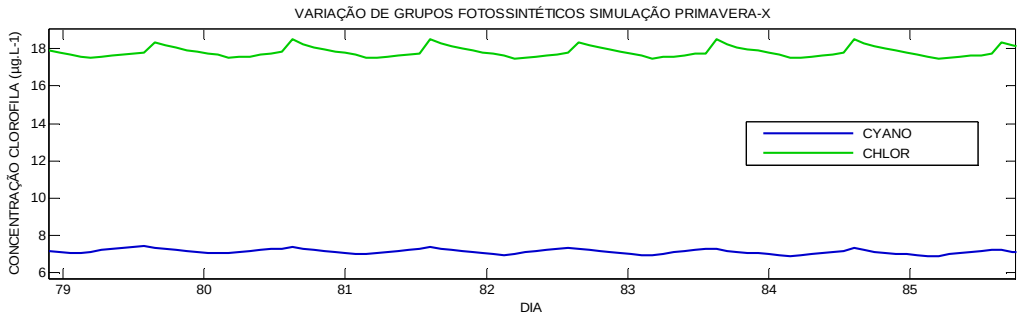

Figura 61. Maior concentração de clorofíceas em relação ao grupo de cianobactérias no reservatório do Lobo na simulação Primavera-X.

Capítulo 4

Conclusões

O reservatório do Lobo apresenta rápidas respostas às forçantes ambientais - vento e radiação solar. Quando no ambiente alóctone desenvolve-se a ausência de ventos e a incidência de radiação solar, as camadas de água no reservatório apresentam-se estratificadas – no período de 10 às 16 horas, em todas as simulações.

A partir do momento em que existe a presença de ventos (4,4 m/s e 6,6 m/s) no ambiente, rapidamente um processo de mistura ocorre no reservatório influenciando na diminuição da temperatura da água.

Na variação diária do oxigênio dissolvido para todas as simulações, o mesmo atinge seus maiores valores quando ocorrem os ventos e os menores valores quando a incidência da radiação solar é maior (sem a ocorrência de ventos).

A oxigenação no reservatório do Lobo para todas as simulações atinge seus menores valores entre as 12 e 15 horas e, os maiores valores para a oxigenação da água do reservatório ocorrem nas primeiras horas do dia. Na simulação Primavera-V foram obtidos os valores mais altos para o oxigênio dissolvido.

A concentração de fósforo total no reservatório atingiu os maiores valores na simulação Primavera-X. A maior intensidade de ventos e o aumento da temperatura (água e ar) permitem que o fósforo total no reservatório atinja maiores valores.

A maior concentração de nitrogênio total no reservatório ocorreu na simulação Primavera-X. O aumento na intensidade dos ventos e na temperatura influenciam um maior concentração de nitrogênio total no reservatório do Lobo.

As populações de clorofíceas apresentaram maior dominância no reservatório do Lobo em relação às cianobactérias. Clorofíceas e cianobactérias alcançam maiores valores em biomassa com o aumento na intensidade dos ventos e o aumento de temperatura.

O reservatório do Lobo demonstrou ser um ambiente mais propício ao desenvolvimento de clorofíceas do que cianobactérias, de acordo com as variações ambientais simuladas. Em todas as simulações as cianobactérias tendem a um decaimento populacional após atingirem o valor máximo. Provavelmente as clorofíceas apresentam uma maior adaptação a reservatórios que desempenham diariamente um processo de estratificação e mistura.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABE, D. S., ARANTES, J. D., MINOT, R. T., PETRACO, P., SILVA, W. M. & TUNDISI, J. G. **O processo de eutrofização artificial na represa do Lobo (Itirapina, SP): condições atuais e perspectivas futuras.** Seminário Internacional da Represa do Lobo-Broa. 2000. p.26.

ADAMS, D. D. **Aquatic cycling and hydrosphere to troposphere transport of reduced trace gases.** Mitt. Int. Verein. Limnol. 1996. 25. p-1-13.

AYOADE, J. O. **Introdução à climatologia nos trópicos.** São Paulo: Difel S.A, 1986. 332p.

ALVARENGA, S. R. **Análise das áreas de proteção ambiental enquanto instrumento da política nacional do meio ambiente: o caso da APA Corumbataí – SP**.1997.225p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.

ARGENTON, E. C. **Limnologia, balneabilidade e impactos ambientais: uma análise temporal e espacial na represa do Lobo (Broa), SP.** Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo. 2004. 146p.

ASHAN, Q., BLUMBERG, A. F. **Three-dimensional hydrothermal model of Onadonga Lake.** New York. J. Hydraul. Eng. 1999. v. 125. p-1197-1215.

BALLS, P. W et al. **Dissolved oxygen and nitrification in the upper forth estuary during summer (1982-92): patterns and trends**. Estuarine, coastal and shelf science. v.42, p. 117 -134.

BAUMGARTEN, M. G. Z. et al. **Manual de análises de oceanografia química.** Rio Grande: Ed. Furg, 1996. 132p.

BAUMGARTEN, M. G. Z. ET AL. **Qualidade das águas que margeiam a cidade do Rio Grande: nutrientes e detergentes dissolvidos.** Ed. Atlântica, 1995. v.17, paginação irregular.

BAUMGARTEN, M. G. Z.; POZZA, S. A. **Qualidade de águas: descrição de parâmetros químicos referidos na legislação ambiental**. Rio Grande: Ed. Furg, 2001. 166p.

BOERS, C. M. P.; VAN RAASPHORTS, W.; VAN DER MOLEN, D. T. **Phosphorus Retention in Sediments**. Water Science and Technology. v. 37, n.3, p. 31-39, 1998.

BORGES, J. T. **Avaliação do Estado Trófico e Sanitário e a Adsorção de Fósforo no Sedimento da Lagoa do Taquaral - Campinas**. 1998. 120p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas.

CALIJURI, M.C. **Curvas de Luz: Fotossíntese e Fatores Ecológicos em Ecossistemas Artificiais e não Estratificados: Represa do Broa (Lobo) .** São Carlos. 1985. 280p. (Dissertação de Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos.

CALIJURI, M. C., TUNDISI, J. G. **Liminologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita - Estado de São Paulo: mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento**. Rev. Brasil. Biol., v.50, p.893-913, 1990.

CAMPBEL, J. **Nitrogen Excretion. In: prosser, c, L. Comparative animal physiology.** Philadelphia: W. B. Saunders. 1973. p.279-316.

CAMPOS. **Importância da água para bovinos de leite**, 2001.Instrução técnica para o produtor te leite, Juiz de Fora-MG: Embrapa Gado de Leite.Governo Federal do Brasil.

CASULLI, V. **Numerical simulations of three-dimensional free surface flow isopycnal co-ordinates.** J. Numer. Methods Fluids. V. 15, p. 629-648. 1997.

CASULLI, V.; CHENG, R. T. **Semi-implicit finite difference methods for three-dimensional shallow water flow**. Int. J. Number. Meth. Fluids. 1992. v.25, p.629-648.

CCOPA RIVERA, E. et al. 2004. **Systems Models to evaluate Eutrophication in Broa Reservoir, São Carlos, Brazil. In Ortega:Proceedings of IV Biennial International Workshop "Advances in Energy Studies**". Unicamp, Campinas, SP, Brazil.2004. p.217-226

CCOPA RIVERA, ELMER. **Modelo sistêmico para compreender o processo de eutrofização em um reservatório de água**. MSc Thesis, UNICAMP, Campinas, SP, 2003, 135p.

CERCO, C.F. **Measured and Modelled Effects of Temperature, Dissolved Oxygen and Nutrient Concentration on Sediment-Water Nutrient Exchange. Hydrobiologia.** v. 174, p.185-194, 1989.

CESARE, G. D.; SCHLEISS, A.; HERMANN, F. **Impact of turbidity currents on reservoir sedimentation.** J. Hydraul. Eng., v. 127. p.6-16. 2001.

CHALAR, G. & TUNDISI, J. G. **Main processes in the water collum determined by wind and rainfall at Lobo (Broa) Reservoir. Implications for phosphorus cycling.** International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers. 1999. p.53-65.

CHONG, O. A. G. et al. **Dispersal of fish population in dam: modeling and simulation. Ecological Modeling.** p. 290-298. 2005.

CUNHA, A. T.. **Estimativa Experimental da Taxa de Recarga na Zona de Afloramento do Aqüífero Guarani para a Região de São Carlos - SP**. São Carlos. 2003. 117 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, Brasil.

DE FILIPPO, R. **Ciclo sazonal do fitoplâncton, fatores climáticos e hidrológicos na represa de Barra Bonita**. São Carlos, 1987. 90p. Dissertação (mestrado). UFSCar.

DELELLO, D. **Composição e distribuição (espacial e temporal) de macrófitas aquáticas no reservatório do Lobo (Broa), Itirapina, SP.** Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo. 2008. 156p.

DIÁRIO OFICIAL DA UNIÃO (BRASIL). **Resolução CONAMA 20, de 18 de Junho de 1986**. Classifica as águas doces, salobras e salinas do território nacional em nove classes, segundo seus preponderantes. Brasília, 1986.

DIAS, N. L. et al. **Estudos dos impactos ambientais sobre o clima regional do reservatório de Itaipu.** In: Seminário Nacional de Produção e Transmissão de Energia Elétrica. 1999. Foz do Iguaçu. Disponível em: < http://www.itaipu.gov.br>. Acesso em 25/09/2007.

DICKSON G.; MURPHY K. J. **Ecosystems: A Functional Approach. Routledge**, London. 1998.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 1998, 602p. ISBN 85-7193-008-2.

FERNANDES, E. H. L.; NIENCHESKI, L. F. . **Um modelo de caixas simplificado para o estudo dos processos de transporte na região estuarina da Lagoa dos Patos.** RS- Brasil. 1998. Ed. Atlântica. v.20, p.73-85.

FRAGOSO, E. N. 2005**. Ictiofauna da Microbacia do Córrego da Lapa, Bacia do Alto Paraná**, Itirapina/Ipeuna, SP. 2005. 130p. Unpublished Ph.D Dissertation, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

GÄTCHER, R.; MEYER, J. S. **The Role of Microorganisms in Mobilization of Phosphorus in Sediments. Hydrobiologia**, 1993. v. 253, p. 103-121.

GOLDMAN, C. R.; HORNE, J. R. **Limnolgy**. New York: Mac Grow Hill Book Company, 1983. 464p.

GRIFFIN, S. L. et al.**. Modeling the impact of zooplankton grazing on phytoplankton biomass during a dinoflagellate bloom in the Swan River Stuary,** Western Australia. 2001. Ed.Ecol. Eng. v.16, p.373-397.

HODGES, B.R. et al. **Modeling basin scale waves in a stratified lake, Limnol.** 2000. v. 45, p.1603-1620.

HUMMES, C. **As questões relativas à água são questões de vida humana e de vida de todos os seres vivos do nosso planeta.** Folha de São Paulo, São Paulo, 11 abril. 2004.

IMBERGER, J. **Transport processes in lakes: A review.** In: Margalef, R. (Ed.). Physical Processes in lakes and oceans. Washington: Coastal.

IMBERG, J., PATTERSON, J. C. **Physical Limnology.** Adv. Appl. Mech. 1990. v.27, p.303-475.

INSTITUTO INTERNACIONAL DE ECOLOGIA (IIE). **Lagos e Reservatórios. Qualidade da Água: O Impacto da Eutrofização.** RiMa, São Paulo, Brasil, 2000. v.3. 28p.

JACOBY, J.M. et al. **International Phosphorus Loading in a Shallow Eutrophic Lake. Water Research**. v. 16, p. 911-919, 1982.

JORGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A. Técnicas para resolução de problemas. In: JORGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A (eds). **Diretrizes para o gerenciamento de lagos.** Princípios para o gerenciamento de lagos, v. 1. São Carlos: Ed. Rima, 87-102p. 2000.

KENT, R.; ODUM, H.T.; SCATENA, F.N**. Eutrophic overgrowth in the self-organization of tropical wetlands illustrated with a study of swine wastes in rainforest plots.** Ecol. Engin., v.16, p. 255-269, 2000.

KUNDU, P. K. **Fluid Mechanics.** San Diego: 1990 Academic Press. 638p.

LAVAL, B. et al. **Reducing numerical diffusion effects with with a pycnocline filter**. J. Hydraul. Eng.2003. (ASCE) n.129, p.215-224.

LEITE, M. A.; ESPINDOLA, E. L. G. 2002. **Analise do processo de eutrofizacao entre os reservatórios de Salto Grande e do Lobo.** In: Espindola, E. L. G. et al. (Ed.). Recursos hidroenergeticos: usos, impactos e planejamento integrado. São Carlos: Ed. Rima, p.1-346.

LEITE, M.A.; ESPÍNDOLA, E.L.G. **O processo de eutrofização artificial na Represa do Lobo (Itirapina-SP): condições atuais e perspectivas futuras**. In: Anais do Seminário Internacional Represa do Lobo-Broa, São Carlos, SP. 2000, p. 35.

LENNOX, L.J. **Sediment-Water-Exchange in Lough Ennel with Particular Reference to**
Phosphorus. Water Research.1984, v. 18, n. 12, p. 1483-1485.

LEON, L. F. et al. **Modeling as a tool for nutrient management in Lake Erie.** J. Grea. Lak. Res. 2005.

LEONARD, B. P. **The ultimate conservative difference scheme applied to unsteady one-dimensional advection**. Appl, Mech. 1991, Ed. Eng. v.88, p.17-74.

LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H. **Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems**. Bio Science, 1974, v.24, n.8, p.447-456.

LIMA, E. B. N. R. **Modelagem integrada para gestão da qualidade da água na Bacia do rio Cuiabá.** 2001. Tese (Doutorado). COPPE/UFRJ, COPPE, Rio de Janeiro.

MACINTYRE, S. et al. **Spacial-temporal variability in surface layer deepening and lateral advection in an embayment of Lake Victoria, East Africa**. Limnol. Oceanogr., 2003 v. 35, p. 1676-1702.

MACINTYRE, S. et al. **Boundary mixing and nutrient flux in Mono Lake, California.** Limnol. Oceanogr., v. 44, p. 512-529. 1999.

MACINTYRE, S.; MELACK, J. S. **Meromixis in an Equatorial African Soda Lake**. Limnol. Oceanogr., 1982, v. 44, p595-609.

MACINTYRE, S.; MELACK, J. S**. Vertical and horizontal transport in lakes – linking littoral, benthic and pelagic habitats**. 1995, J. North Am. Benthol. Soc., v. 14, p.599-615.

MAYER, L. M.; KEIL, R. G.; MACKO, S. A.; JOYE, S. B.; RUTTENBERG, K. C.; ALLER, R. C. **Importance of suspended particulates in riverine delivery of bioavailable nitrogen to coastal zones**. Global Biogeochemical Cycles, 1998, v.12, p. 573-579.

MARGALEF, R. **Limnologia.** Barcelona: Omega, 1983.

MARINS, M. A. **Ecologia da alga Melosira itálica (Kutz) na represa do Lobo, Estado de São Paulo – Brasil.** Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo. 1975. 144p.

MEYBECK, M. **Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers**. American Journal of Science, 1982, n.282, p. 401-425.

MILLER, G. T. **Ciência Ambiental**. Ed. Thomson Learning. São Paulo. 2007, 11 ed. 123p.

MIRANDA, S.A. **Entradas Não Fluviais de Nitrogênio e Fósforo na Represa do Riberão do Lobo**. São Carlos. 1997. 72p. Tese (Dissertação de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola da Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

MIRLEAN, N.; NIENCHESKI, L. F.; BESNICK, B.; BAUMGARTEN, M. G. **The effect of accidental sulfuric acid leaking on metal distributions in estuarine sediment of patos lagoon**. Marine pollution bulletin.2001. v.42, n.11, p. 1114-1117.

MONTIGNY, C., PRAIRE, Y.T. **The Relative Importance of Biological Processes in the Release of Phosphorus form a Highly Organic Sediment. Hydrobiologia**. 1993, v. 253, p. 141-150.

MORAES, A. J. **Manual para avaliação da qualidade da água**. São Carlos, Rima, 2001. 43p.

MORAES, M. E. **Ciclo sazonal, distribuições horizontais e vertical e inter-relação ecológicas de nutrientes na represa do Lobo (Brotas – Itirapina – SP).** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos. 1978. 153p.

MORREL, J. M.; CORREDOR, J. E. 1993. **Sediment nitrogen trapping in a mangrove lagoon**. Estuarine, coastal and shelf science. 1993. v.37, p.203-212.

MOTHEO, D.F. Estudo **limnológico na represa Carlos Botelho (Itirapina/Brotas, SP): uma reavaliação comparativa do sistema Lobo-Broa.** 2005. 104p.Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.

MORTIMER, C. H. **Lake Hydrodynamics**. Mitt. Internat. Verein. Limnol., 1974, v. 20, p.124-197.

MÜLLER, A. C. **Hidrelétricas, Meio Ambiente e Desenvolvimento.** São Paulo: Makron Books. 1995.

NIENCHESKI, L. F.; BAUMGARTEN, M. G.; BESNICK, B.; BERNADELLI, H. C. **O incidente com o navio bahamas, carregado de ácido sulfúrico no porto da cidade de Rio grande (rs): sua inundação e remoção.** Revista pesquisa naval. 2001. v.14, p. 197-207.

NOBRE, C. A. **Alterações Climáticas Globais e sua implicações para o Brasil**. Revista Brasileira de Energia. Centro de previsão de tempo e estudos climáticos. 1992. CPTEC/INPE. Especial 1.

O´CONNOR, D. J. **The temporal an spatial distribution of dissolved oxygen in streams**. Water Resources.1967, v.3, p. 65-79.

OISH, M. K. **Determinação do potencial trófico das águas dos componentes da bacia hidrográfica da represa do Broa, através de ensaio algal.** Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo. 1990. 131p.

O'NEILL, P. **Environmental Chemistry**.London:Chapman & Hall, 1993. 2 ed 267p.

PADISAK, J. **Seasonal succession of phytoplankton in a large shallow lake (Balaton, Hungary) – a dynamic approach to ecological memory, its possible role and mechanisms**. Journ. of Ecology, 1992, n.80, p. 217-230.

PADISAK, J. **The influence of different disturbance frequencies on the species richness, diversity and equitability of phytoplankton in shallow lakes**. Hydrobiologia, 1993, n.249, p. 135-156.

PADISAK et al.. **The role of storms in the summer succession of the phytoplankton community in a shallow lake (Lake Balaton, Hungary).** Journ. Plankton Res., 1988, n. 10(2), p. 249-265.

PEREIRA, R. S. **Modelos de Qualidade de Água**. Revista eletrônica de recursos hídricos. 2004 v.1. p.37-42. 75p.

PEREIRA, R. S.; NIENCHESKI, L. F. H. 2002. **Avaliação dos processos químicos e físicos que regem a qualidade da água da lagoa dos patos, utilizando o modelo delft3d**. In: IV encontro de pós-graduação. Rio grande. 2002, Anais. Ed.Furg. p. 202.

PEREIRA, R. S.; NIENCHESKI, L. F. H. **Avaliação do restabelecimento das condições hidroquímicas após um acidente portuário: uso do modelo delft3d**. In: 2º simpósio brasileiro de engenharia ambiental. Itajaí. Anais. 2003, Ed. Univali. p. 468.

REYNOLDS, C. S. **Dynamics, selection and composition of phytoplankton in relation to vertical structure in lakes**. Arch. Hydrobiol. Beih. Engeben. Limnol., 1992, v. 35, p. 13-31.

REYNOLDS, C. S. **Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory**. In: O. Kinne (ed.), Excellence in Ecology. Ecology Institute, Oldendorf Luke Germany, 1997. 371p.

REYNOLDS, C. S. et al. **Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton and the maintenance of species diversity: a synthesis**. Hydrobiologia, 1993. n.249, p.183-188.

RICHEY, J. E.; VICTORIA, R. L. **Interactions of C, N, P, and S biogeochemical cycles and global change.** C, N, and P export dynamics in the Amazon River. In: WOLLAST et al. (eds.) Berlin: Springer-Verlag, 1993, p. 123-140p.

RIETZLER, A. C. et al. **Life cycle, feeding and adaptative strategy implication on the co-occurrence of Argyrodiaptomus furcatus and Notodiaptomus iheringi in Lobo-Broa reservoir (SP, Brazil)**. Brazil. 2002 J. Biol.,v.62 (1), p.93-105.

RIO, C. M. G. **Modelagem da circulação de um reservatório tropical polimítico.** Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos. 2003. 196p.

RODRIGUEZ, P. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Variation of density , species composition and dominance of rotifers at a shallow water reservoir (Broa Reservoir, PS, Brazil)in a short scale time.** Rev. Brasil. Biol., 2000, v. 80(1), p.1-9.

ROMERO, J. R., ANTENUCCI, J. P., & IMBERGER, J. **One and three dimensional biogeochemical simulations of two differing reservoirs.** Ecol. Model. 2004. n. 174, p.143-160.

ROMERO, J.R.; IMBERGER, J. **Effect of a flood underflow on reservoir water quality – data and 3D modeling.** Arch. Hydrobiol. 2003, n.162, p.69-86.

SALAS, H.; MARTINO, P. **Metodologias Simplicadas para la Evaluación de Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales.** Programa Regional CEPIS/HPE/IOPS, Versão revisada, 2001, 52p.

SCOTT, R. C. **Physical Geography.** [S.I.]: West Publishing Company, 1989. 542p.

SENADO FEDERAL. **Conferência das Nações Unidas sobre meio ambiente e desenvolvimento: A Agenda 21.** Senado Federal / Subsecretaria de Edições Técnicas, Brasília, 1996. 585 p.

SILVA, J. G. **O Emprego Rural e a Mercantilização do Espaço Agrário.** São Paulo em Perspectiva**.** 1997, v. 11, n.2, p. 50-64.

SILVA, M. O. S. **Análises físicos químicas para controle de estações tratamento de esgotos.** 1990

SIMONATO, A. D. **Ciclos Diurnos de Fatores Ecológicos na Represa do Lobo (Broa)**. Dissertação (Mestrado) – UFSCar, São Carlos, Brasil, 1986.

SIMONATO, A. D. **Ciclos diurnos de fatores ecológicos na represa do Lobo (Broa), São Carlos, SP**. São Carlos, 1986, 153 p. (Dissertação de Mestrado) Universidade Federal de São Carlos.

SIXTRINO, G. B. M. A. **Sobre a ecologia dos macroinvertebrados do fundo da represa do Lobo.** 1973. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo. 188p.

SPIGEL, R. H. et al. **Modeling the diurnal mixing layer**. Limnol. Oceanogr. 1986, n.31, p. 553-556.

SOARES, C. B. P. **Modelagem e simulação de sistemas aquáticos em ambiente de geoprocessamento.** Dissertação (Doutorado). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2003. 200p.

SONDERGAARD, M. **Seasonal Variations in the Loosely Sorbed Phosphorus Fraction of the Sediment of a Shallow and Hypereutrophic Lake**. Environmental Geology Water Science.1988, v. 11, n.1, p. 115-121.

SOUSA, W. L. **Impacto ambiental de hidrelétricas: uma análise comparativa de duas abordagens.** 2000. Dissertação (mestrado). COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

STALLARD, R. F. **Terrestrial sedimentation and the carbon cycle: coupling weathering and erosion to carbon burial.** Global Biogeochemical cycles, 1998, v. 12, p. 231-257.

STRASKRABA M.; TUNDISI J. G. **Reservoir Water Quality Management. Guidelines for Lake Management**. International Lake Environment Committee, Japan. 1999.

TALLING, J. F.; LEMOALLE, J. **Ecological dynamics of tropical inland waters.** Cambridge. Cambridge University Press. 1998. 464 p.

THOMAZ, S. M. et al. **Limnologia do reservatório de Segredo: padrões de variação espacial e temporal.** In. Reservatório de Segredo Bases Ecológicas para o Manejo. Ed. Universidade Estadual de Maringá. 1997.

THORNTON, K. W.; KIMMEL B. L.; PAYNE F. E. **Reservoir Limnology: Ecological Perspectives.** Wiley, New York. 1990.

TUCCI, C. E. **Modelos de qualidade da água em reservatórios**. In: Métodos Numéricos em Recursos Hídricos, Rui Vieira (Ed.), Editora ABRH, 1989. 380p.

TUNDISI, J. G. **Ambiente, represas e barragens**. Ciência Hoje, 1986, n. 5 (27), p.48-54.

TUNDISI, J. G. et al., 2004. **The response of Carlos Botelho (Lobo, Broa) reservoir to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical and biological variables.** Braz. J. Biol. n.64(1), p. 177-186.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **The Lobo-Broa Ecosystem Research**. In: Tundisi, J. G.; Bicudo, C. E. M.; Matsumura-Tundisi, T. (Ed.). Liminology in Brazil. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p. 219-243.

TUNDISI, J. G. **Reservatórios como sistemas complexos: teorias, aplicações e perspectivas para usos múltiplos**. In: HENRY, R. (Ed). Ecologia de Reservatórios. Botucatu. FAPESP-FUNDIBIO. 1999, p.21-38.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. **Theorical basis for reservoir management.** In: TUNDISI, J. G.; STRAKRABA, M. (Ed.). Theoretical reservoir ecology and its applications. Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences; São Carlos: International Institute of Ecology. 1999, p.195-223.

TUNDISI, J.G. **Impactos Ecológicos da Construção de Represas, Aspectos Específicos e Problemas de Manejo.** In: Tundisi, J.G. (ed.), Limologia e Manejo de Represas. EESC-USP/CRHEA/ACIEP, 1988, p. 1-76.

TUNDISI, L. G. T. et al. **Gerenciamento e Recuperação das Bacias Hidrográficas dos Rios Itaquerí e do Lobo e da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa)**. São Carlos, SP. IIE/IIEGA, 2003, 72p.

TUNDISI, J. G. **Tropical Limnology**. Verh. Internat. Limnol. 1984, v. 22, p. 60-64.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T., **The Lobo-Broa ecosystem research**. In: Tundisi, J.G.; Bicudo, C.E.M.; Matsumura-Tundisi, T. (eds.), Limnology in Brazil. ABC/SBL, Rio de Janeiro, 1995, p. 219-243.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINGS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. 1980. **The river continuum concept.** Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, n.37, p. 130-137.

VINATEA ARANA, L. **Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura.** Florianópolis: ed. Da ufsc, 1997. 166p

VON SPERLING, M. V. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias.** In: introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 1995.

WETZEL, R. G. **Limnología.** Barcelona, Ed. Omega S. A., 1981. 679p.

WETZEL, R. G. **Limnology: Lake and river ecosystems**. Academic Press, San Diego. 2001

WURTSBAUGH, W. et al. **Report on the workshop on emerging research questions for limnology: the study of inland waters.** Waco, Texas. 2002.