



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Rodrigo de Matos Rosa

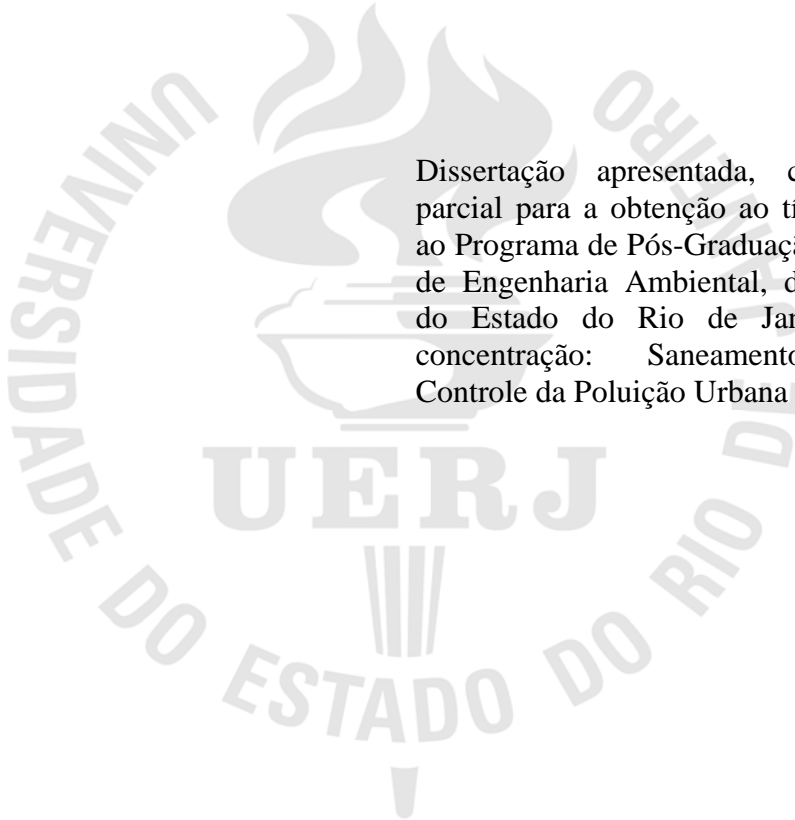
**Estudo do efeito das cargas de nutrientes no reservatório APM-Manso:
uma abordagem através da modelagem numérica tridimensional**

Rio de Janeiro

2010

Rodrigo de Matos Rosa

**Estudo do efeito das cargas de nutrientes no reservatório APM-Manso:
uma abordagem através da modelagem numérica tridimensional**



Dissertação apresentada, como requisito parcial para a obtenção ao título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação da Faculdade de Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental: Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Orientador: Prof. Dr. Norberto Mangiavacchi

Coorientador: Dr. Cassio Botelho Pereira Soares

Rio de Janeiro

2010

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

R789 Rosa, Rodrigo de Matos.
Estudo do efeito das cargas de nutrientes no reservatório
APM-Manso: uma abordagem através da modelagem numérica
tridimensional / Rodrigo de Matos Rosa. - 2010.
189 f.

Orientador: Norberto Mangiavacchi.
Coorientador: Cassio Botelho Pereira Soares
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de
Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Reservatório APM-Manso, MT – Teses. 2. Limnologia –
Teses. 3. Fitoplâncton – Teses. 4. Eutrofização – Teses. 5.
Engenharia Ambiental. I. Mangiavacchi, Norberto. II. Soares,
Cassio Botelho Pereira. III. Universidade do Estado do Rio de
Janeiro. III. Título.

CDU 504.5

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

Assinatura

Data

Rodrigo de Matos Rosa

**Estudo do efeito das cargas de nutrientes no reservatório APM-Manso:
uma abordagem através da modelagem numérica tridimensional**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para a obtenção ao título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação da Faculdade de Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental: Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Data de aprovação: 29 de março de 2010.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Norberto Mangiavacchi (Orientador)
Faculdade de Engenharia - UERJ

Dr. Cassio Botelho Pereira Soares (Coorientador)
Furnas Centrais Elétricas S.A.

Prof.^a Dr.^a Thereza Christina de Almeida Rosso
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof. Dr. Jorge Henrique Alves Prodanoff
Faculdade de Engenharia – UFRJ

Prof. Dr. Gandhi Giordano
Faculdade de Engenharia - UERJ

Rio de Janeiro

2010

DEDICATÓRIA

Aos meus pais por sempre acreditarem na minha capacidade, e a DEUS por me tornar capaz.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof Dr. Norberto Mangiavacchi, não só pela sua orientação precisa e generosa que me conduziu neste trabalho, mas também por ser um amigo que me serve de exemplo como pesquisador, como professor e como ser humano notável.

Ao meu co-orientador Dr. Cássio Soares, que sempre diz a verdade dos fatos, não deixando que a falsa ilusão da perfeição me guiasse, mas a sim a honestidade de fazer o meu melhor, pressionando na medida certa para que essa meta fosse alcançada.

A minha irmã Rosane e aos meus amigos Angélica, Luis Carlos e Ana Rosa, pelo apoio incondicional em todas as horas.

A Mariana Erthal, pelo tempo que dedicou a ajudar este amigo.

A Furnas por gentilmente ter cedido todos os dados possíveis para que o trabalho fosse concluído com êxito.

Ao grupo do GESAR, que com grande dedicação tem realizado importantes trabalhos na área de Modelagem e que me acolheu sem nenhuma restrição me propiciando um ambiente de trabalho favorável.

A Biblioteca é ilimitada e periódica. Se um eterno viajante a atravessasse em qualquer direção, comprovaria ao fim dos séculos que os mesmos volumes se repetem na mesma desordem (que, reiterada, seria uma ordem: a Ordem). Minha solidão alegra-se com essa elegante esperança.

Jorge Luis Borges – A Biblioteca de Babel

RESUMO

ROSA, Rodrigo de Matos. **Estudo do efeito das cargas de nutrientes no reservatório APM-Manso: uma abordagem através da modelagem numérica tridimensional**. 2009. 189 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

Os gestores de recursos hídricos estão encarregados da gestão de longo prazo, a regulação e a proteção dos recursos hídricos. No entanto, reconhece-se que a estes gestores devem levar em conta a multiplicidade de usos dos recursos hídricos que são apresentadas pelas partes interessadas, tais como agricultores, fornecedores de água e grupos de ambientalistas. Dada a complexidade do sistema hidrológico, o desenvolvimento e a utilização de modelos matemáticos são muitas das vezes necessários. Neste contexto a modelagem ambiental é frequentemente realizada para avaliar os impactos da degradação do ecossistema devido à ação humana. Essa aplicação orientada a investigações proporciona um importante meio pelo qual os cientistas podem interagir e influenciar nas políticas a nível local, regional, nacional e internacional. No Mato Grosso, durante a implantação da hidroelétrica de Aproveitamento Múltiplo de Manso foram adotadas medidas de mitigação dos impactos socioeconômicos causados. Essas medidas geram uma tendência de aumento populacional associado a uma mudança das características sócio-econômicas, para toda a região do entorno do Reservatório, o que agrava o problema de poluição por nutrientes e denota que existe uma necessidade proeminente de estudos do impacto que estas cargas causariam no ecossistema do reservatório. Utilizando o modelo hidrodinâmico e termodinâmico tridimensional ELCOM, associado ao modelo biogeoquímico Caedym, este trabalho tem a finalidade de criar uma modelagem representativa das cargas dos principais nutrientes causadores da eutrofização cultural, sendo eles: a amônia (NH_4), o nitrato (NO_3) e o Ortofosfato (PO_4), com a finalidade de estudar os efeitos das dinâmicas espaciais e temporais destas cargas no estado trófico deste reservatório no em torno dos pontos de lançamento de esgoto e na sua totalidade.

Palavras-Chave: Modelagem ecológica; ELCOM; CAEDYM; APM-Manso; Limnologia; Nutrientes; Fitoplâncton; Eutrofização.

ABSTRACT

ROSA, Rodrigo de Matos. **Study of the loads of nutrients in the APM-Manso reservoir: an approach through the three-dimensional numerical modelling.** 2009. 195 f.
Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

The water managers are responsible for long-term management, regulation and protection of water resources. However, it is recognized that these managers should take into account the multiple uses of water resources that are made by interested parties such as farmers, water suppliers and environmental groups. Given the complexity of the hydrological system, the development and use of mathematical models are often necessary. In this context, environmental modeling is often performed to assess the impacts of ecosystem degradation due to human action. This type of application-oriented research provides an important means by which scientists can interact and influence policies at local, regional, national and international. In the Mato Grosso State during the implementation of the hydropower plant to multiple use, called APM-Manso, measures were taken to mitigate the socioeconomic impacts caused. These measures create a trend of increasing population coupled with a changing socioeconomic characteristics for the entire area surrounding the reservoir, which aggravates the problem of nutrient pollution and indicates that there is a need prominent studies of the impact that the excess nutrients causes in the ecosystem of the reservoir. Using the hydrodynamic and thermodynamic threedimensional model, ELCOM, associated with the biogeochemical model, Caedym, this work aims to create a model representative of the loads of the main nutrients that cause the cultural eutrophication, which are: ammonia (NH_4), nitrate (NO_3) and orthophosphate (PO_4), in order to study the effects of spatial and temporal dynamics of these nutrients in the trophic state of the reservoir around the points of discharge of sewage and in its entirety.

Keywords: Ecological modeling; ELCOM; CAEDYM; APM-Manso; Limnology; Nutrients; Phytoplankton; Eutrophication;

LISTA DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional das Águas
Chl-a	Clorofila - a
CHLOR	Clorofíceas
CRYPT	Criptofíceas
CYANO	Cianofíceas
DOCL	Carbono Orgânico Dissolvido Lábil
DOCR	Carbono Orgânico Dissolvido Refratário
DONL	Nitrogênio Orgânico Dissolvido Lábil
DONR	Nitrogênio Orgânico Dissolvido Refratário
DOPL	Fósforo Orgânico Dissolvido Lábil
DOPR	Fósforo Orgânico Dissolvido Refratário
FDIAT	Diatomáceas de Água Doce
FURNAS	Furnas Centrais Elétricas S.A.
GESAR	Grupo de Estudos e Simulações em Enchimento de Reservatórios
NH4	Anônia
NO3	Nitrato
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
PIN	Nitrogênio Inorgânico Particulado
PIP	Fósforo Inorgânico Particulado
PO4	Ortofosfato
POCL	Carbono Orgânico Particulado Lábil
POCR	Carbono Orgânico Particulado Refratário
PONL	Nitrogênio Orgânico Particulado Lábil
PONR	Nitrogênio Orgânico Particulado Refratário
POPL	Fósforo Orgânico Particulado Lábil
POPR	Fósforo Orgânico Particulado Refratário
TCHLA	Total de Clorofila-a

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1.1 - Municípios Sistema trófico (adaptado de <i>Eutrophication of Water Monitoring and Assessment and Control</i> © OECD, 1982).....	19
Figura 1.2 - Escala logarítmica para classificação do estado trófico (Adaptado de <i>Freshwater</i> , 2005).....	20
Figura 1.3 - Vista do satélite do Reservatório APM Manso.....	29
Figura 1.4 - Localização das estações de amostragem no mapa	31
Figura 1.5 - Saneamento Básico na Bacia do Alto Paraguai adaptado de ANA, 2009 em http://www.ana.gov.br/gefap/arquivos/saneamento.jpg	42
Figura 3.1 - Curvas de Nível de Dentro do reservatório	47
Figura 3.2 - Curvas de nível da área externa ao reservatório	48
Figura 3.3 - A ‘nuvem’ de pontos que cobre as linhas das curvas de nível	49
Figura 3.4 - Gradeamento da ‘nuvem’ de pontos em detalhe.....	50
Figura 3.5 - Triangulação e interpolação dos pontos	51
Figura 3.6 - A Matriz da batimetria plotada em <i>Matlab</i> ®.....	52
Figura 3.7 - Curva P-I (Adaptada de Wethel,2009)	61
Figura 3.8 - Função de limitação de Michaelis-Menton.....	65
Figura 3.9 - Efeito da salinidade na respiração do fitoplâncton de água-doce.....	69
Figura 3.10 - Função da limitação da taxa de desnitrificação	89
Figura 3.11 - O fluxo do Nitrogênio representados no modelo.....	96
Figura 3.12 - O fluxo do Fósforo representados no modelo.....	96
Figura 3.13 - Velocidade do Vento	103
Figura 3.14 - Direção do Vento	104
Figura 3.15 - Umidade Relativa do Ar	105
Figura 3.16 - Radiação solar [W/m^2].....	105
Figura 3.17 - Radiação Solar (detalhe dos três primeiros dias de simulação).....	106
Figura 3.18 - Temperatura do Ar.....	106
Figura 3.19 - Vazões dos Principais Rios contribuintes.....	107
Figura 3.20 - Entradas de Nutrientes Modelados para o Rio Palmeiras.....	109
Figura 3.21 - Entradas de Nutrientes Modelados para o Rio Manso.....	110
Figura 3.22 - Entradas de Nutrientes Modelados para o Rio da Casca	111

Figura 3.23 - Entradas de Nutrientes Modelados para o Rio Quilombo	112
Figura 3.24 - Entrada de NH ₄ modelada para o rio Palmeiras.....	113
Figura 3.25 - Entrada de NO ₃ modelada para o rio Palmeira	113
Figura 3.26 - Entrada de PO ₄ modelada para o rio Palmeira.....	114
Figura 3.27 - Entrada de NH ₄ modelada para o rio Manso.....	114
Figura 3.28 - Entrada de NO ₃ modelada para o rio Manso.....	115
Figura 3.29 - Entrada de PO ₄ modelada para o rio Manso	115
Figura 3.30 - Entrada de NH ₄ modelada para o rio da Casca	116
Figura 3.31 - Entrada de NO ₃ modelada para o rio da Casca	116
Figura 3.32 - Entrada de PO ₄ modelada para o rio da Casca.....	117
Figura 3.33 - Entrada de NH ₄ modelada para o rio Quilombo	117
Figura 3.34 - Entrada de NO ₃ modelada para o rio Quilombo	118
Figura 3.35 - Entrada de PO ₄ modelada para o rio Quilombo.....	118
Figura 3.36 - Coordenadas cartesianas das estações de coleta inicializadas.....	120
Figura 3.37 - Escalares de Inicialização Modelados para Manso40.....	121
Figura 3.38 - Escalares de Inicialização Modelados para Manso30.....	121
Figura 3.39 - Escalares de Inicialização Modelados para Manso20.....	122
Figura 3.40 - Escalares de Inicialização Modelados para Casca 30.....	122
Figura 3.41 - Escalares de Inicialização Modelados para Casca20.....	123
Figura 3.42 - Escalares de Inicialização Modelados para Quilombo20	123
Figura 3.43 - Escalares de Inicialização Modelados para Palmeira20	124
Figura 3.44 - Pontos simulados de despejo de esgoto (<i>Redpontos</i>)	126
Figura 4.1 - Calibração de NH ₄ , NO ₃ e PO ₄ para a estação Manso40.....	130
Figura 4.2 - Calibração de NH ₄ , NO ₃ e PO ₄ para a estação Manso30	131
Figura 4.3 - Calibração de NH ₄ , NO ₃ e PO ₄ para a estação Casca 30.....	132
Figura 4.4 - Calibração de NH ₄ , NO ₃ e PO ₄ na estação Manso 40	134
Figura 4.5 - Calibração de NH ₄ , NO ₃ e PO ₄ na estação Manso30.....	135
Figura 4.6 - Calibração de NH ₄ , NO ₃ e PO ₄ na estação Casca 30.....	136
Figura 4.7 - Concentração de NH ₄ na simulação 1.1	139
Figura 4.8 - Concentração de NO ₃ na simulação 1.1	140
Figura 4.9 - Concentração de PO ₄ na simulação 1.1	141
Figura 4.10 - Concentração de clorofila- <i>a</i> na simulação 1.1.....	142
Figura 4.11 - Concentração de NH ₄ na simulação 1.2.....	143

Figura 4.12 - Concentração de NO ₃ na simulação 1.2.....	143
Figura 4.13 - Concentração de PO ₄ na simulação 1.2.....	144
Figura 4.14 - Concentração de clorofila- <i>a</i> na simulação 1.2.....	144
Figura 4.15 - Concentração de NH ₄ na simulação 1.3.....	146
Figura 4.16 - Concentração de NO ₃ na simulação 1.3.....	146
Figura 4.17 - Concentração de PO ₄ na simulação 1.3.....	147
Figura 4.18 - Concentração de clorofila- <i>a</i> na simulação 1.3.....	147
Figura 4.19 - Dinâmica espacial dos Nutrientes e clorofila- <i>a</i> na simulação 1	149
Figura 4.20 - Concentração de NH ₄ na simulação 2.1	151
Figura 4.21 - Concentração de NO ₃ na simulação 2.1	151
Figura 4.22 - Concentração de PO ₄ na simulação 2.1.....	152
Figura 4.23 - Concentração de clorofila- <i>a</i> na simulação 2.1	152
Figura 4.24 - Concentração de NH ₄ na simulação 2.2.....	153
Figura 4.25 - Concentração de NO ₃ na simulação 2.2.....	154
Figura 4.26 - Concentração de PO ₄ na simulação 2.2.....	154
Figura 4.27 - Concentração de clorofila- <i>a</i> na simulação 2.2.....	155
Figura 4.28 - Concentração de NH ₄ na simulação 2.3.....	156
Figura 4.29 - Concentração de NO ₃ na simulação 2.3.....	157
Figura 4.30 - Concentração de PO ₄ na simulação 2.3.....	157
Figura 4.31 - Concentração de clorofila- <i>a</i> na simulação 2.3.....	158
Figura 4.32 - Dinâmica espacial dos Nutrientes e clorofila- <i>a</i> na simulação 2	160
Figura 4.33 - Concentração de NH ₄ na simulação 3.1	162
Figura 4.34 - Concentração de NO ₃ na simulação 3.1	162
Figura 4.35 - Concentração de PO ₄ na simulação 3.1.....	163
Figura 4.36 - Concentração de clorofila- <i>a</i> na simulação 3.1	163
Figura 4.37 - Concentração de NH ₄ na simulação 3.2.....	164
Figura 4.38 - Concentração de NO ₃ na simulação 3.2.....	165
Figura 4.39 - Concentração de PO ₄ na simulação 3.2.....	165
Figura 4.40 - Concentração de clorofila- <i>a</i> na simulação 3.2.....	166
Figura 4.41 - Concentração de NH ₄ na simulação 3.3.....	167
Figura 4.42 - Concentração de NO ₃ na simulação 3.3.....	167
Figura 4.43 - Concentração de PO ₄ na simulação 3.3.....	168
Figura 4.44 - Concentração de clorofila- <i>a</i> na simulação 3.3.....	168

Figura 4.45 - Dinâmica espacial dos Nutrientes e clorofila-a na simulação 2	170
Figura 4.46 - Concentração de NH ₄ na simulação 1.1 (a), 1.2 (b) e 1.3 (c).....	171
Figura 4.47 - Concentração de NO ₃ na simulação 1.1 (a), 1.2 (b) e 1.3 (c).....	172
Figura 4.48 - Concentração de PO ₄ na simulação 1.1 (a), 1.2 (b) e 1.3 (c)	172
Figura 4.49 - Concentração de clorofila-a na simulação 1.1 (a), 1.2 (b) e 1.3 (c).....	173
Figura 4.50 - Concentração de NH ₄ na simulação 2.1 (a), 2.2 (b) e 2.3 (c).....	173
Figura 4.51 - Concentração de NO ₃ na simulação 2.1 (a), 2.2 (b) e 2.3 (c).....	174
Figura 4.52 - Concentração de PO ₄ na simulação 2.1 (a), 2.2 (b) e 2.3 (c)	174
Figura 4.53 - Concentração de clorofila-a na simulação 2.1 (a), 2.2 (b) e 2.3 (c).....	175
Figura 4.54 - Concentração de NH ₄ na simulação 3.1 (a), 3.2 (b) e 3.3 (c).....	175
Figura 4.55 - Concentração de NO ₃ na simulação 3.1 (a), 3.2 (b) e 3.3 (c).....	176
Figura 4.56 - Concentração de PO ₄ na simulação 3.1 (a), 3.2 (b) e 3.3 (c)	176
Figura 4.57 - Concentração de clorofila-a na simulação 3.1 (a), 3.2 (b) e 3.3 (c).....	177
Quadro 3.1- Simulações (população por localização)	127
Tabela 1.1 - Esgoto coletado e tratado segundo tamanho da população no Brasil.....	16
Tabela 1.2 - Saneamento segundo Bacias Hidrográficas	17
Tabela 1.3 - Dois sistemas fixos de classificação de estado Trófico.....	20
Tabela 1.4 - Localização e coordenadas UTM das estações de amostragem.....	30
Tabela 1.5 - Parâmetros analisados nas estações de coleta	32
Tabela 3.1 - Concentração fitoplanctônica em termos de indivíduos por ml, segundo Figueiredo, 2007.....	55
Tabela 3.2 - Parâmetros de Nutrientes para os grupos de fitoplâncton (adaptados de caedym user)	67
Tabela 3.3 - Valores para temperatura padrão (T _{sta}), temperatura ótima (T _{opt}) e temperatura máxima (T _{max}). (Adaptado de Hipsey, et al., 2004).....	68
Tabela 3.4 - Parâmetros para os efeitos das perdas por respiração, excreção, mortalidade natural e salinidade.....	70
Tabela 3.5 - Parâmetros para a migração vertical do fitoplâncton, segundo Hipsey, et al., 2004	74
Tabela 3.6 - Valores para as taxas máximas de absorção de fósforo e nitrogênio segundo caedym users	76

Tabela 3.7 - Constantes de absorção de nutrientes pelo fitoplâncton.....	83
Tabela 3.8 - Parâmetros para estoque interno de Nutrientes	85
Tabela 3.9 - Fração do total de perda metabólica relativa à respiração.....	86
Tabela 3.10 - Constantes para a mineralização de nutrientes.....	91
Tabela 3.11 - Constantes para a ressuspensão de Nutrientes dos sedimentos segundo Hipsey, et al., 2004.....	93
Tabela 3.12 - Taxa média de carbono para clorofila <i>a</i> (<i>Y_{cc}</i>) e coeficiente da taxa de respiração (<i>R</i>)	100
Tabela 3.13 - Velocidade Média do Vento.....	104
Tabela 3.14 - Produção de esgoto (litros/dia) por atividade e usuário (adaptado de Jordão, 1995).....	125
Tabela 3.15 - Valores típicos de parâmetros de carga orgânica (mg/l) no esgoto (adaptado de Jordão, 1995)	125
Tabela 4.1 - Aumentos percentuais para simulação 1.2	142
Tabela 4.2 - Aumentos percentuais para simulação 1.3	145
Tabela 4.3 - Aumentos percentuais para simulação 2.1	150
Tabela 4.4 - Aumentos percentuais para simulação 2.2	153
Tabela 4.5 - Aumentos percentuais para simulação 2.3	156
Tabela 4.6 - Aumentos percentuais para simulação 3.1	161
Tabela 4.7 - Aumentos percentuais para simulação 3.2	164
Tabela 4.8 - Aumentos percentuais para simulação 3.3	166
Tabela 4.9 - Aumentos percentuais para as concentrações de NH ₄ nas simulações 1, 2 e 3	177
Tabela 4.10 - Aumentos percentuais para as concentrações de NO ₃ nas simulações 1, 2 e 3	178
Tabela 4.11 - Aumentos percentuais para as concentrações de PO ₄ nas simulações 1, 2 e 3	178
Tabela 4.12 - Aumentos percentuais para as concentrações de PO ₄ nas simulações 1, 2 e 3	178

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	15
1	OBJETIVO	44
1.1	Objetivos gerais	44
1.2	Objetivos específicos	44
2	METODOLOGIA	45
2.1	A construção da batimetria	46
2.2	A configuração dos dados do Caedym	52
2.2.1	<u>Fitoplâncton</u>	52
2.2.2	<u>Carbono</u>	77
2.2.3	<u>Nutrientes</u>	79
2.2.4	<u>Oxigênio dissolvido</u>	96
2.3	Dados de entrada	102
2.3.1	<u>Dados Meteorológicos</u>	103
2.3.2	<u>Dados de Vazões de entrada</u>	106
2.3.3	<u>Escalares associados aos rios contribuintes</u>	108
2.4	Inicialização dos parâmetros no reservatório	119
2.5	Simulação do aporte de nutrientes	124
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	128
3.1	Primeira etapa, a calibração	128
3.1.1	<u>Calibração da função degrau</u>	128
3.1.2	<u>Calibração do modelo carga = f(vazão, tempo)</u>	133
3.2	Aporte de nutrientes	137
3.2.1	<u>Simulação 1</u>	137
3.2.2	<u>Simulação 2</u>	149
3.2.3	<u>Simulação 3</u>	161
3.2.4	<u>Impacto médio no reservatório</u>	170
4	CONCLUSÃO	179
	REFERÊNCIAS	183

INTRODUÇÃO

O Problema

O aumento do estado trófico de um lago é denominado eutrofização. É um processo lento e natural na história geológica de um lago. A bacia do lago gradualmente se enche de sedimentos, reduzindo seu volume (assoreamento). Isto leva a um aumento do estado trófico, mesmo se não houver uma mudança na carga de nutrientes. Nas últimas décadas o estado trófico de muitos corpos d'água tem aumentado rapidamente.

A Eutrofização provou ser um dos distúrbios mais difundidos e graves das ações antrópicas nos ecossistemas aquáticos. Uma revisão sobre suas causas complexas, desenvolvimento e consequências foi dado por Schindler (2006) apud Doods (2002). Existe um considerável consenso hoje de que a principal causa da eutrofização é o aumento da carga de nutrientes, especialmente fósforo. Tal aumento da carga de nutrientes devido à ação antrópica pode até mesmo levar à eutrofização de lagos muito grandes, como o Lago Erie (25 800km²) (LAMPERT, 2007).

O aumento de águas residuais, a introdução de fósforo contendo detergentes domésticos, o aumento do uso de fertilizantes e aumento da erosão na bacia são as principais razões para o aumento da carga de nutrientes. A carga de nitrogênio é aumentada pela poluição da atmosfera com óxidos nitrosos, onde se combinam com vapor de água e são transportados para lagos com a precipitação, contribuindo para o aumento da carga de nitrogênio. No entanto, as inundações podem transportar grandes quantidades de fósforo, provenientes de fertilizantes para os lagos.

O Esgoto doméstico é responsável principalmente pelo aumento da carga de fósforo. Ele contém, em média, uma relação N:P de 4:1 e pode levar a uma mudança de fator limitante de fósforo a nitrogênio (LAMPERT, 2007).

Uma consequência especialmente indesejável da eutrofização é o enorme desenvolvimento de cianobactérias (algas azuis-verdes), que tendem a formar blooms na superfície. Algumas cepas são tóxicas ou podem causar reações alérgicas nos seres humanos (WHITTON, 2002).

Desta forma o declínio da qualidade da água pode ser visto como resultado de despejo industrial, de fontes municipais, residencial, agrícola e que geram uma grande variedade de contaminantes. Os pontos de poluição provenientes de fontes pontuais são muitas vezes entregues através de uma tubulação de uma indústria ou usina de tratamento de águas residuais municipais, enquanto fontes não pontuais (NPS) são provenientes de fontes difusas, como escoamento de fertilizantes e da chuva ácida. O primeiro pode ser mais facilmente controlado e regulado, e em muitos países desenvolvidos, progressos consideráveis foram feitos para a redução de resíduos industriais e urbanos. Na China, cerca de 80% dos rios e de abastecimento de água potável são relatados como poluídos devido a esse país ter passado por recente e rápido desenvolvimento econômico (WANG, 2004 apud ALLAN, 2007).

No Brasil, segundo dados do IBGE de 2000, para populações com até cinco mil habitantes apenas 10% do esgoto recebe tratamento antes do seu despejo final, como demonstra a **Tabela 1.1** onde é apresentado o percentual para outros tamanhos populacionais:

Tabela 1.1 – Esgoto coletado e tratado segundo tamanho da população no Brasil

Classes de Tamanho de População	Esgoto coletado, volume (m³/d)	Esgoto tratado volume (m³/d)	Proporção do esgoto tratado
Até 5000	599029	60875	10,16
de 5001 a 10000	420843	68092	16,18
de 10001 a 20000	687864	174379	25,35
de 20001 a 50000	2036736	422830	20,76
de 50001 a 100000	1115946	404455	36,24
de 100001 a 200000	1952907	580952	29,75
de 200001 a 500000	2219725	740818	33,37
de 500001 a 1000000	905083	259007	28,62
mais de 1000000	4631946	2425763	52,37

Fonte: IBGE

Ainda segundo as bacias hidrográficas brasileiras as condições de coleta e tratamento, não apresentam dados percentuais melhores conforme **tabela 1.2** dados do IBGE.

Tabela 1.2 – Saneamento segundo Bacias Hidrográficas

Bacia Hidrográfica	Total	Com coleta		Com tratamento	
		Valor absoluto	Valor percentual	Valor absoluto	Valor percentual
Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas	246	17	7	17	7
Bacia Hidrográfica do Rio Tocantins	407	27	7	23	6
Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba	259	6	2	6	2
Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco	444	279	63	247	56
Bacia Hidrográfica do Rio da Prata	1802	1128	63	1078	60
Bacia Costeira do Norte	10	2	20	2	20
Bacia Costeira Nordeste ocidental	180	4	2	4	2
Bacia Costeira Nordeste oriental	1211	690	57	658	54
Bacia Costeira do Sudeste	535	509	95	501	94
Bacia Costeira do Sul	412	200	49	187	45

Fonte: IBGE, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2000

O estudo do efeito destas cargas pontuais nos corpos d'água caracteriza ainda um grande problema no Brasil, que repercute na qualidade d'água. Segundo, de Jesus, 2006, a modelagem numérica da qualidade d'água pode ser utilizada na preparação de programas de recuperação de recursos hídricos, visto que permite estudar diferentes cenários de intervenções e avaliar seus impactos potenciais nos cursos d'água. Assim, o presente trabalho realiza um estudo baseado em modelagem numérica que visa estabelecer os pontos críticos de lançamento de esgoto na área de estudo que compreende o reservatório APM-Manso (MT).

Poluição por nutrientes e eutrofização

A eutrofização pode ser definida como o processo de se tornar um ecossistema mais produtivo pelo enriquecimento de nutrientes estimulando os produtores primários (Begon, 2006). O aporte de nutrientes pode ser aumentado por seres humanos (eutrofização cultural) ou pode ocorrer naturalmente. Esta sessão descreve como o estado trófico, o nível de produtividade do ecossistema, é definido em relação a outros sistemas e faz considerações sobre os problemas que podem estar associadas à eutrofização. Em seguida, estabelece as relações entre o carregamento de nutrientes, a biomassa algal, a clareza da água.

Dados os grandes custos econômicos associados com a melhoria da qualidade da água, a eutrofização continua a ser uma questão muito relevante em lagos, riachos e reservatórios (ALLAN, 2007) .

A Classificação do estado trófico dos ecossistemas aquáticos é útil porque ela permite que as pessoas comparem a produtividade dos ecossistemas dentro e entre ecorregiões fornecendo assim uma abordagem inicial para a determinação do grau de eutrofização cultural (antrópica). O estado trófico geralmente é dado pelos termos oligotrófico, mesotrófico e eutrófico. Oligo significa "pouco", trófica significa "alimento", seguindo esse raciocínio eutrófico significa "muito alimento", e mesotrófico situa-se entre estas duas categorias. Essas três categorias são apenas uma maneira de caracterizar um processo contínuo da produtividade do ecossistema.

A Limnologia rapidamente percebeu que certos tipos de fitoplâncton e zooplâncton são encontrados tipicamente em lagos ricos e outros em lagos pobres em nutrientes. Esta observação levou a grandes esforços para caracterizar o estado trófico de lagos no que diz respeito às suas comunidades de fitoplâncton (Doods, 2002). Assim os limnologistas reconhecem a ligação entre os nutrientes, à biomassa fitoplanctônica, a produtividade e a qualidade da água.

As atuais classificações do estado trófico dos lagos são geralmente baseadas na clareza da água, na biomassa de fitoplâncton, e nas concentrações de nutrientes (produtividade não é tão fácil de medir, por isso é menos utilizada na classificação trófica) (Lampert, 2007). Em geral, os lagos oligotróficos têm baixa biomassa de algas, baixa produtividade de algas, baixo aporte de nutrientes, alta clareza e alta profundidade da zona fótica. Lagos eutróficos são caracterizados pela proliferação de cianobactérias (Whitton, 2002), alta taxa de nutrientes

totais, e grande variação na concentração de O₂ (incluindo a anoxia potencial no hipolímnio) o que pode acarretar em mortandade de peixes.

Uma das classificações comumente usadas para lagos foi construída por um grande grupo de limnologistas interessados em eutrofização (OECD, 1982 apud Doods, 2002). Este sistema de classificação foi construído pela combinação de dados de muitos lagos. Antes da análise, os lagos foram classificados pelos cientistas como eutróficos, mesotrófico e oligotrófico. Os resultados foram duas abordagens de classificação: uma distribuição de probabilidade normal ou gaussiana (figura 1.1) e uma classificação de limite fixo (Tabela 1.3).

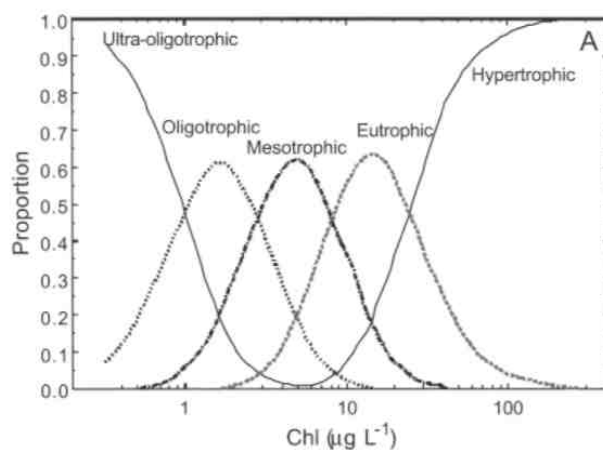


Figura 1.1 – Município Sistema Trófico - (adaptado de *Eutrophication of Waters. Monitoring and Assessment and Control* © OECD, 1982)

Tabela 1.3- Dois sistemas fixos de classificação de estado Trófico

Parâmetro	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipertrófico
OECD(1982)					
Fósforo Total (ug/l)	<4	4 a 10	10 a 35	35 a 100	> 100
Clorofila (ug/l)	<1	1 a 2,5	2,8 a 8	8 a 25	> 25
Secchi (m)	> 12	12 a 6	6 a 3	3 a 1,5	< 1,5
Niirberg (1996)					
Fósforo Total (ug/l)		<10	10 a 30	30 a 100	> 100
Nitrogênio Total (ug/l)		<350	350 a 650	650 a 1200	> 1200
Clorofila (ug/l)		<3,5	3,5 a 9	9 a 25	>25
Secchi (m)		>4	4 a 2	2 a 1	<1
Consumo de O2 (mg/m2 dia)		<250	250 a 400	400 a 550	>550

Outro método comumente utilizado de classificação envolve cálculo de um índice trófico que relaciona o estado trófico com a escala exponencial de profundidade Secchi, clorofila, e Fósforo Total (figura.1.2) (DOODS, 2002).

Contudo os corpos d'água podem não ser facilmente identificáveis em uma categoria individual, em qualquer que seja o sistema de classificação. Por exemplo, o fósforo pode ser alto o suficiente para um lago ser classificado como eutrófico, mas a luz pode ter atenuação pela suspensão de sedimentos mantendo os níveis de clorofila no intervalo mesotrófico. Além disso, as concentrações de fósforo total e fitoplâncton poderiam estar reduzidos em um lago com extensa produção de biomassa de macrófitas (AMSLER, 2008).

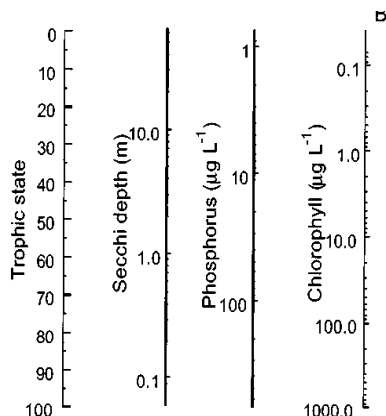


Figura 1.2 - Escala logarítmica para classificação do estado trófico

(Adaptado de DOODS, 2002)

A estimulação da proliferação de algas e a criação de um hipolimnio anóxico em lagos conduzem a muitos problemas. Blooms de algas não são esteticamente agradáveis além de causarem mau cheiro. A probabilidade de aumentos censuráveis de blooms de algas é maior com eutrofização cultural. Problemas com sabor e odor tornam-se mais agudos em lagos mais eutrofizados. As cianobactérias são as maiores contribuintes para problemas de gosto e odor (Whitton, 2002). Esses problemas relacionados à eutrofização são difíceis de resolver com os métodos de purificação de água padrão, levando a um forte aumento dos custos de fornecimento de água potável (Nichola, 2002). Como agravante a essa situação, cianobactérias e dinoflagelados produzem neurotoxinas e hepatotoxinas (BITON, 2005).

A mortalidade de peixes estão profundamente relacionados a eventos anóxicos e são sintomas comuns de eutrofização cultural, como é o caso do histórico de mortalidade na Lagoa Rodrigo de Freitas (Oliveira et al, 1957). O aumento do pH associado com proliferação de algas também podem causar mortalidade de peixes (Lampert, 2007). Ainda, a eutrofização pode levar à diminuição da riqueza de espécies e biodiversidade de algas, que podem ter conseqüências negativas para a cadeia alimentar (WETZEL, 2001).

A idéia de que esses processos ocorrem durante milhares de anos no desenvolvimento natural dos lagos – de profundo a raso (assoreamento) e de oligotrófico a eutróficos, até um pantanal, e em seguida um prado – esteve presente na Literatura por décadas. O enchimento de lagos com sedimentos é um processo natural devido aos lagos serem constituídos por depressões na bacia que coletam sedimentos ao longo do tempo.

No entanto, a eutrofização cultural é comum no Brasil e outros países em que há de moderada a elevada densidade de atividade humana. A eutrofização cultural ocorre rapidamente (em relação à maioria dos processos geológicos) e pode ser difícil de reverter. As atividades humanas que levam à eutrofização cultural incluem o uso de fertilizantes agrícolas, as práticas de pecuária, perturbações das bacias hidrográficas como o desmatamento, e a liberação de esgoto rico de nutrientes em águas superficiais (Wetzel, 2001). A Construção de estradas também leva ao aumento da erosão e assoreamento dos lagos. Exemplos históricos da eutrofização causada por perturbação humana das bacias hidrográficas incluem a construção da Via Cassia pelos romanos e a eutrofização causada pela agricultura no México (O'HARA et al, 1993 apud DOODS, 2002).

O Controle da eutrofização pode ser caro, assim, as batalhas políticas sobre a importância do controle do fósforo para resolver problemas de eutrofização causados por seres humanos podem ser intensas. Talvez a verificação científica mais importante do papel

do fósforo na eutrofização tenha sido o trabalho dirigido por David Schindler (Wetzel, 2001), estas experiências demonstraram que a adição de fósforo, e não a adições de carbono orgânico, são claramente responsáveis pelo Bloom de algas em lagos.

Sua investigação permitiu duas importantes conclusões adicionais. Primeiro, a fixação de nitrogênio pelo fitoplâncton é estimulada quando uma baixa razão N:P é criado ($< 22:1$ por moles ou $< 10:1$ em massa). Por outro lado, a adição de nitrogênio e fósforo é suficiente para produzir uma grande biomassa algal, sem que seja necessária a adição de CO_2 ou outros elementos (WETZEL, 2001).

As relações entre carga de nutrientes, a biomassa de algas, e a clareza foram documentadas por Vollenweider (1976) apud Lampert (2007). Isto representou um avanço na gestão de lagos e reservatórios porque permitiu aos gestores preverem a degradação e criarem estratégias de controle de nutrientes. Os modelos são baseados em dados empíricos e fornecem um quadro conceitual que liga fornecimento de nutrientes para um lago com a biomassa de fitoplâncton e a transparência da água.

Uma visão simplificada da sequência de eventos que podem ocorrer para minimizar a eutrofização segundo Lampert (2007), inclui (i) identificação de um lago com problemas, incluindo a determinação de usos que interferem com a condição desejável do lago, (ii) caracterização do sistema, incluindo a morfometria do lago, uso do solo na bacia hidrográfica, carreamento de nutrientes no lago, a retenção de água do lago (iii) a identificação de estratégias viáveis para controle de nutrientes considerando tanto as fontes pontuais e as fontes não-pontuais, (iv) projetar a influência de ações de gestão sobre as concentrações de nutrientes no lago, (v) prever a resposta de clorofila-*a* a uma menor concentração de nutrientes no lago, (vi) avaliar o efeito potencial da diminuição da clorofila na clarificação do lago; (vii) avaliar se as projeções dos custos das estratégias de controle de nutrientes justificam os benefícios previstos para o lago, e (viii) se as estratégias de controle ou atenuação de nutrientes são efetivos, monitorando o sistema para determinar se as melhorias realmente ocorreram.

Existem equações disponíveis que podem ser usadas para determinar a influência da alteração dos regimes de nutrientes sobre a produtividade de uma variedade de tipos de lago. Aqui é apresentada uma descrição muito geral das equações como uma introdução ao método. Uma explicação mais detalhada pode ser encontrada em Wetzel (2001), Whitton (2002) e Lampert (2007). As equações para fósforo são as mais vulgarmente utilizadas porque é geralmente assumido que a limitação da produção primária em lagos e reservatórios decorrem

da ausência de fósforo. No entanto, alguns têm sugerido que o nitrogênio é o mais provável fator limitante em lagos tropicais (Golterman e de Oude, 1991 apud Doods, 2002), e bioensaios (Lampert, 2007) indicam que existe uma colimitação por Fósforo e Nitrogênio como fator mais provável em muitos lagos.

Diminuir a carga externa (fonte de nutrientes de fora do sistema) é geralmente necessário para controlar a eutrofização. A redução do carregamento externo normalmente incorre em alguns custos, assim, os gestores podem precisar estimar o conjunto de controle de nutrientes que irá resultar em uma melhoria na qualidade da água. Esta estimativa envolve o cálculo das concentrações de P no lago e subsequentes biomassa algal, bem como determinar qual a quantidade possível de aporte de nutrientes nesse ecossistema.

Uma vez que a quantidade fósforo no lago é calculada, o próximo passo é calcular a clorofila que pode ser suportado por esta quantidade de nutrientes. As relações existentes entre Fósforo total e clorofila são fruto do processo de plotagem dos valores medidos de muitos lagos. As equações podem ser derivadas desses conjuntos de dados, e a equação a seguir foi proposta por Jones e Bachmann (1976) apud Wetzel, 2001) utilizando dados de 143 lagos:

$$\log_{10} \text{chl}a = 1.46 \log_{10} \text{TP} - 1.09, r^2 = 0.90$$

onde chl_a é a média de clorofila em mg/m³ (ug litro⁻¹), TP é a média do fósforo total em mg/m³ (ug litro⁻¹), e R² é a proporção da variância que pode ser descrita pela relação.

Smith (1982) apud Wetzel (2001) usa dados de um maior e mais variável domínio (n = 311) demonstrando que a variação pode ser explicada se as formas de Nitrogênio são consideradas na equação.

$$\log_{10} \text{chl}a = 0.640 \log_{10} \text{TP} + 0.587 \log_{10} \text{TN} - 0.753, R^2 = 0.75$$

Controle de fontes de nutrientes

O controle de fontes não-pontuais é muitas vezes difícil, porque exige uma coordenação entre as bacias hidrográficas e cooperação de muitos tipos diferentes de latifundiários. Geralmente, a utilização das terras agrícolas é a mais importante fonte de poluição não pontual como demonstrado por Martini e Lanna (2003). Formas típicas de controle de entrada não pontuais de nutrientes incluem a diminuição da aplicação de

fertilizantes, o momento adequado de aplicação, estabelecendo estratégias de controle de erosão (por exemplo, a manutenção da vegetação ciliar e minimizando o solo exposto), pecuária de córregos e lagoas com cercas e tanques, proporcionando ações de restauração da vegetação natural. Dada a diversidade das fontes de poluição não-pontuais e da complexidade da sua avaliação nos ecossistemas, a análise econômica dos custos e benefícios do controle de nutrientes pode ser difícil.

Um dos primeiros passos para a redução da entrada de fósforo na água a partir de fontes pontuais geralmente é a proibição de detergentes contendo fosfato. Esta restrição pode cortar pela metade o fosfato que entra no esgoto (DOODS, 2002).

O controle de fontes pontuais geralmente põe a maioria dos encargos financeiros no tratamento de esgotos municipais ou plantas de tratamento de efluentes em uma fábrica específica, criando assim um controle de fontes difusas. No entanto a remoção de fósforo de fluxos de resíduos pode ser cara. Um método de remoção envolve o tratamento químico consiste na adoção de Fe^{3+} para precipitar o fosfato. O precipitado é então deixado em repouso e a água livre de fosfato é liberada. Este método geralmente pode levar a concentrações de efluentes de até 0,2-1 mg de P litros⁻¹ (LIN; LEE, 2007).

O nitrogênio pode ser removidos através da conversão de amônio em gás de amônia, elevando o pH. A solução é limpa da amônia borbulhando um gás, através dele, e então a água é neutralizada e liberada. Como alternativa, os resíduos podem passar por um tratamento aeróbio convertendo o nitrogênio a nitrato, seguido por uma fase anóxica em que o nitrato é retirado por desnitrificação. O gás resultante, N_2 , entra então na atmosfera.

Neste sentido pode-se notar a dificuldade de tratamento de um lago ou reservatório eutrofizado, sendo, porém encarado como elemento de gestão desse tipo de ecossistema o controle de entrada de Nutrientes na forma de fontes pontuais o mais fácil de realizar, sem, no entanto, deixar de ser um desafio a órgãos e gestores ambientais a implementação dessas políticas.

Boa parte dessa dificuldade se deve ao fato da falta de um instrumento de natureza preditiva e comprobatória que gerem dados confiáveis do quanto e onde os efeitos do aporte de nutrientes podem ser encarados de uma forma mais ou menos drástica. Essa dificuldade pode ser superada com a utilização de recentes modelos tridimensionais que simulam com certo grau de confiabilidade as questões ambientais.

Reservatórios

Habitats e Morfometria de lagos e Reservatórios

Um lago ou reservatório pode ser dividido em vários sub-habitats. Em geral os habitats em lagos são referidos como lênticos (com alto ou médio fluxo de água) ou lacustre (habitats de profundidade, sem grandes fluxos de águas). A parte da água de um lago, que se localiza acima da camada de sedimentos, mas que não recebe luz suficiente para manter organismos fotossintéticos é o habitat pelágico. A zona profunda é o habitat bentônico, logo abaixo das águas pelágicas. A zona profunda é influenciada pelo material que se deposita a partir das águas pelágicas e esses sedimentos são geralmente compostos de lodo ou lama. A zona superficial de um lago, aonde chega luz suficiente na parte inferior, para permitir o crescimento de organismos fotossintéticos, é referido como a zona eufótica. A relativa ocorrência destes diferentes sub-habitats é determinada pelo tamanho e forma do lago ou reservatório (LAMPERT, 2007).

A Morfometria, ou o tamanho e forma de lagos e suas bacias hidrográficas, é uma das primeiras formas que as pessoas classificam os lagos. O mapa batimétrico (mapa de contorno onde é representada a profundidade) de um lago fornece importantes informações sobre as propriedades geomorfológicas. Em geral, a primeira medida feita é da área do lago (A) e a segunda é da profundidade (z). A profundidade máxima (z_{max}), profundidade média (z), e de volume (v) também estão em interesse, sendo o volume o produto da área e da profundidade média:

$$v = A \cdot z \quad (1)$$

Em geral, lagos com uma profundidade média/baixa são mais produtivos do que lagos profundos. A maior produtividade das lagoas rasas é uma consequência da ação do vento que proporciona uma mistura dos nutrientes a partir do fundo com maior facilidade, além disso, proporcionam um extenso habitat para os produtores primários que podem usar até a parte mais funda do lago, além de outras considerações morfométricas (DOODS, 2002).

Se o volume e a quantidade de água que entra e sai de um lago são conhecidos, pode-se determinar o tempo de retenção ou o tempo de permanência da água no lago. A média de tempo de retenção pode ser calculada como se segue:

$$\text{Tempo de retenção} = \frac{\text{volume}}{\text{vazão de entrada do lago}} \quad (2)$$

O tempo de retenção pode variar amplamente, de várias horas para um pequeno lago com uma grande afluência, a milhares de anos em lagos muito grandes. O tempo de permanência da água é importante na determinação do tempo de permanência dos poluentes em um lago, o quão rapidamente a biota pode ser levada para fora do ecossistema, e a influência dos tributários que entram nesse lago (Allan, 2007). Um índice utilizado para quantificar este dado é o chamado *shoreline development* (DL). Este índice compara a menor circunferência possível do lago, dada uma área superficial específica (ou seja, um círculo perfeito), e a circunferência efetiva do lago e a sua superfície. O valor 1 indica um círculo perfeito e um valor maior significa que a costa é muito seccionada. Um alto índice está geralmente relacionado com pequenos valores de profundidade média, e é indicativo de um alto grau de influência da bacia. O *shoreline development*, é calculado da seguinte forma:

$$D_L = \frac{L}{2\sqrt{\pi A_0}} \quad (3)$$

Onde L é o comprimento da costa, e A_0 é a área do lago.

Lagos com altos índices são muitas vezes naturalmente mais produtivos relativos àqueles com baixo índice. A idéia de um seccionamento da shoreline resulta em aumento da produtividade e conduz à consideração da bacia de um lago como uma determinante da produtividade. Um lago com uma grande bacia relativamente terá muitos nutrientes a partir da terra que pode ser “lavada”. Assim esse lago provavelmente será mais produtivo do que um lago com uma pequena bacia hidrográfica. Práticas de uso da terra também desempenham um papel importante na determinação de nutrientes e insumos.

Os reservatórios são características comuns nas paisagens de hoje, tornando-se importante compreender como eles variam dos lagos naturais. O represamento pode formar lagos artificiais e, presumivelmente reservatórios não são muito diferentes dos lagos, exceto que lagos naturais normalmente não liberam águas profundas à jusante. Ocasionalmente, a vazão de lagos artificiais é aumentada e a saída é regulada através da adição de uma barragem. Diferentemente de lagos naturais, reservatórios são profundos perto da barragem e geralmente tornam-se rasos perto dos deltas dos rios que os alimentam. Os reservatórios são

muitas vezes limitados pela topografia circundante, de modo que têm uma profundidade média menor do que muitos lagos naturais. A baixa profundidade média pode levar a um aumento da mistura de sólidos suspensos e associados.

Reservatórios preenchem as bacias hidrográficas dos rios e córregos, e cada braço de um reservatório move-se conforme o antigo rio que lhe da origem. Assim, um reservatório típico tem um formato dendrítico ou o formato de árvore. Uma forma dendrítica resulta em um valor elevado do índice *shoreline development*. A profundidade média rasa e o alto índice *shoreline development* indicam que os reservatórios tendem a serem muito produtivos salvo se a turbidez proporciona limites de luz para produção fotossintética (DOODS, 2002).

Reservatório APM-Manso

Segundo relatório de Furnas, 2007, o APM Manso localiza-se na região Centro-Oeste no estado do Mato Grosso a cerca de 90 km da cidade de Cuiabá e pertence aos municípios de Nova Brasilândia e Chapada dos Guimarães (Ver Figura 3 e 4).

A bacia do rio Cuiabá é uma das sub-bacias que compõem a Bacia do Alto Paraguai e um de seus principais tributários é o rio Manso que por ser um dos principais afluentes do reservatório APM-Manso faz com que o mesmo pertença ao sistema hidrológico conhecido como Sistema Platino que engloba parte do Brasil, Bolívia e Argentina. A maior parte desta bacia se encontra em planaltos e nestes há uma maior concentração da população humana. Já nas regiões de planícies e depressões, se localizam os baixos cursos dos rios.

Quanto ao clima região, ele pode ser classificado como tropical semi-úmido possuindo períodos de estiagem principalmente entre o mês de Maio e Outubro e períodos chuvosos que vão de Novembro a Abril. A temperatura média anual marcada em Cuiabá é de 27 °C e a umidade relativa do ar de situa por volta de 74%, podendo chegar a 90% nas épocas de chuva.

Ainda segundo Furnas, 2007, o reservatório de Manso é resultado do barramento do rio da Casca e do rio Manso. Estes são semelhantes quanto à conformação topográfica e área de drenagem, entretanto a maior parte do rio da Casca se encontra sobre formações areníticas com alto índice de permeabilidade, enquanto o rio Manso se desenvolve sobre metassedimentos de fácies finas (indicando um curto episódio de sedimentação e metamorfismo, mais informações sobre processos geológicos exogênicos podem ser encontrados em Zektser (2006) e de baixa permeabilidade. É em função dessa baixa

permeabilidade do rio Manso que ele apresenta um regime mais torrencial com picos de cheia nas épocas de chuva e estiagens mais pronunciadas nas épocas de seca.

Quanto a vegetação local, a mesma pode ser definida como Savana ou Cerrado, sendo composta principalmente por plantas herbáceas, lenhosas, arbóreas e ainda, a presença de vegetação típica de Campo Cerrado, ou seja, tapete gramíneo-lenhoso contínuo, entre poucas árvores gregárias, geralmente raquíticas e palmeiras anãs, que normalmente são degradadas pelo fogo anual. A espécie vegetal predominante nessa região é a *Qualea grandiflora* (*Pau-Terra ou Pau da Terra*), que por sua vez é uma das espécies mais comuns no Cerrado crescendo acentuadamente no final do período seco (OLIVEIRA e MARQUIS, 2002).

Na região da bacia do rio Cuiabá, a principal atividade econômica desenvolvida pela população é a pecuária extensiva, entretanto, nos municípios de Nova Brasilândia e Chapada dos Guimarães a monocultura de soja, milho e arroz são as atividades predominantes principalmente nas nascentes dos rios da Casca, Roncador e Manso. Há ainda exploração de diamantes no rio da Casca e exploração de areia ao longo do rio Cuiabá.

Como citado anteriormente, as características morfológicas e morfométricas, além dos aspectos ambientais da bacia contribuinte do reservatório influenciam significativamente no ecossistema do local, refletindo no comportamento das variáveis limnológicas.

O reservatório do APM Manso ocupa cerca de 263 km² do município de Chapada dos Guimarães, 58 km² do município de Nova Brasilândia e 66 km² do município de Cuiabá, estendendo-se, a partir da barragem, por aproximadamente 50 km para leste e sudeste, em direção às nascentes dos rios Manso e da Casca, respectivamente. O lago, nas imediações dos rios Casca/Quilombo e Palmeira/Manso, atingem larguras da ordem de 15 km e 9 km, respectivamente. Até cerca de 30 km do local da barragem, nas direções do rio Manso e da Casca, o reservatório apresenta largura média de 4,5 km e a montante desse trecho as faixas tornam-se mais estreitas, com larguras inferiores a 2,5 km.

Atualmente, o reservatório do APM Manso apresenta as seguintes características morfométricas:

- nível normal de operação: cota 287,00 m;
- área inundada: 427 km² ;
- volume total: 7,4 bilhões de m³;
- profundidade média: 19 metros;
- tempo de residência: 490 dias.
- potência instalada: 212 MW



Figura 1.3 - Vista do satélite do Reservatório APM Manso

O reservatório APM Manso possui 22 estações (ver tabela 1.4 e figura 1.4) de amostragem com frequência bimestral onde são analisados parâmetros físicos, químicos e biológicos e, conforme a legislação CONAMA (2005). A localização destas estações de coleta pode ser vista na tabela 1.4 e seu posicionamento no mapa, na figura 1.4. Os parâmetros analisados são vistos na tabela 1.5.

Tabela 1.4 – Localização e coordenadas UTM das estações de amostragem

Estação	Descrição da estação de amostragem	Localização geográfica (UTM)
MAN10	rio Manso, próximo à confluência com o córrego Monjolinho	685380-8362150
MAN20	reservatório de Manso, a jusante da ponte da MT-020	657100-8356880
MAN30	reservatório de Manso, a jusante da confluência com o rio Palmeiras	640000-8358800
MAN40	reservatório de Manso, próximo à barragem	631459-8355339
MAN50	rio Manso, a jusante da barragem	629834-8355343
MAN52	rio Manso, sob a ponte de Genésio	619248-8357809
MAN56	rio Manso, a jusante da confluência com o rio Arrudas	595406-8361941
MAN60	rio Manso, a jusante da barragem, próximo à confluência com o rio Cuiabazinho	583162-8373425
CBA10	rio Cuiabá, próximo à cidade de Rosário do Oeste	563154-835988
CBA15	rio Cuiabá, próximo à cidade de Acorizal	568657-8318943
CBA18	rio Cuiabá, próximo à cidade de Guia	580836-8301590
CBA20	rio Cuiabá, a montante da cidade de Cuiabá	592240-8278876
CBA30	rio Cuiabá, a jusante da cidade de Cuiabá	595149-8264021
CBZ10	rio Cuiabazinho, próximo à confluência com o rio Manso	582936-8375562
CSC20	reservatório de Manso, no braço do rio da Casca	655889-8338627
CSC25	reservatório de Manso, no braço do rio da Casca	637870-8346200
CSC30	reservatório de Manso, no braço do rio da Casca, próximo à barragem	632732-8348074
PLM10	rio Palmeiras, próxima à confluência com o córrego Capivara	646044-8361814
PLM20	reservatório de Manso, no braço do rio Palmeiras	650500-8364850
QLB10	rio Quilombo, a jusante da confluência dos rios Lagoinha e Cachoeirinha	645674-8317407
QLB20	reservatório de Manso, no braço do rio Quilombo	637580-8345244

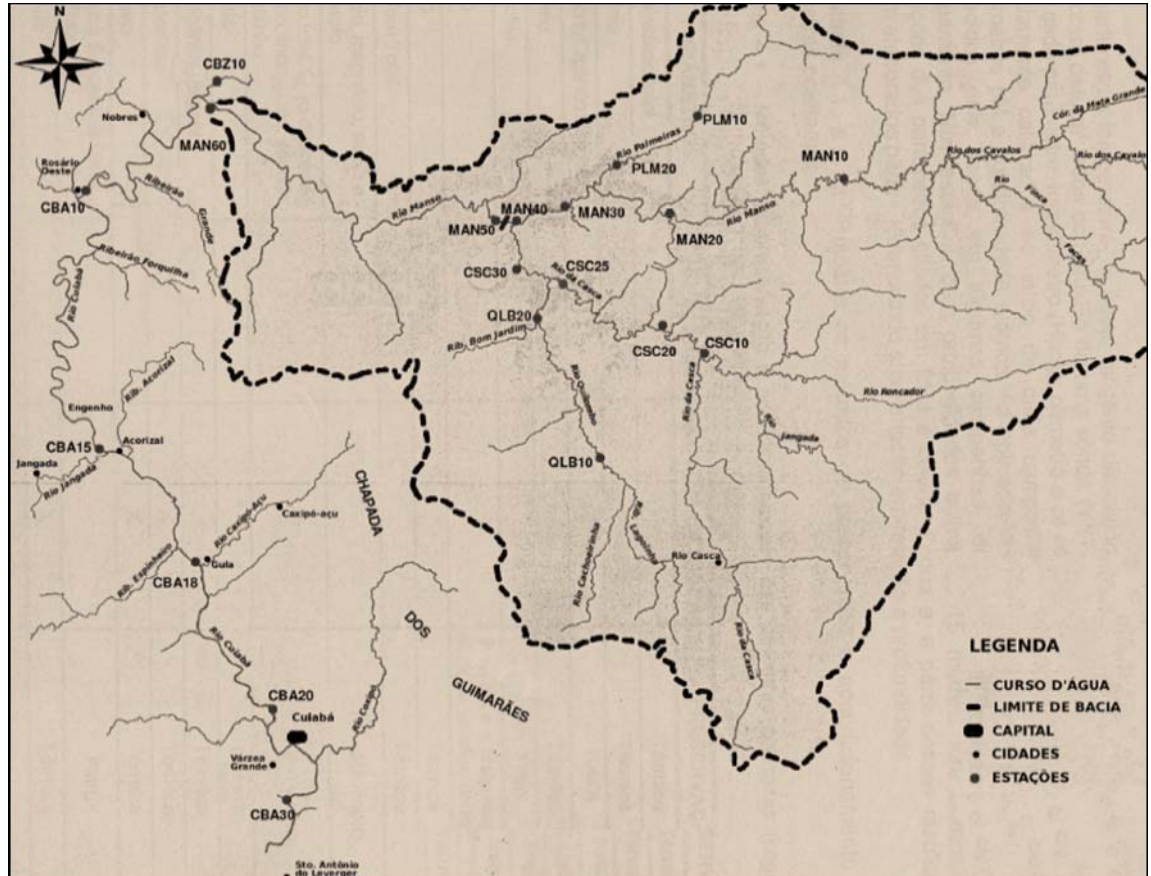


Figura 1.4 – Localização das estações de amostragem no mapa

Segundo Figueiredo (2007), com relação aos usos da água, o reservatório de Manso, atualmente, vem sendo destinado principalmente à hidroeletricidade, à balneabilidade, aos esportes náuticos, a pesca amadora, ao abastecimento de comunidades rurais e de empreendimentos de lazer e a dessedentação animal, além de ser um importante atrativo turístico da região. Esses usos são permitidos em corpos d'água da classe 2, a qual pertence o reservatório, de acordo com o estabelecido pela Resolução 357/05 do CONAMA, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos d'água superficiais; especificamente o Art. 42, “enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2”.

Tabela 1.5 – Parâmetros analisados nas estações de coleta

Parâmetros	Método de determinação
Alcalinidade total (mg/L)	Titulométrico com ácido sulfúrico
Amônia total (mg/L)	Acidimétrico (titulométrico com ácido bórico)
Carbono orgânico dissolvido (mg/L)	Analizador de carbono
Cálcio (mg/L)	Absorção atômica
Cloreto (mg/L)	Método de Mohr (titulação com nitrato de prata)
Chumbo (mg/L)	Espectrofotometria de absorção atômica com chama
Clorofila – a (µg/L)	Espectrofotometria
Coliformes totais (NMP/100 mL)	Colilert
Cromo total (mg/L)	Espectrofotometria de absorção atômica com chama
Demanda bioquímica de oxigênio DBO5 (mg/L)	Titulométrico
Demanda química de oxigênio – DQO (mg/L)	Titulométrico com sulfato amoniacal
Escherichia coli (NMP/100 mL)	Colilert
Ferro dissolvido (mg/L)	Espectrofotometria de absorção atômica com chama
Ferro total (mg/L)	Espectrofotometria de absorção atômica com chama
Fósforo total (mg/L)	Colorimétrico com molibdato
Magnésio (mg/L)	Espectrofotometria de absorção atômica com chama
Manganês total (mg/L)	Espectrofotometria de absorção atômica com chama
Nitrato (mg/L)	Colorimétrico com coluna redutora Cd/Cu
Nitrogênio total (mg/L)	Digestão e colorimetria com fenato
Ortofosfato (mg/L)	Colorimétrico com molibdato
Potássio (mg/L)	Espectrofotometria de absorção atômica com chama
Sódio (mg/L)	Espectrofotometria de absorção atômica com chama
Sólidos suspensos fixos (mg/L)	Gravimétrico
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	Gravimétrico
Sulfatos (mg/L)	Turbidimétrico com cloreto de bário

Modelagem ambiental

O contexto para a modelagem ambiental é frequentemente realizado para avaliar os impactos da degradação do ecossistema devido à ação humana. Essa aplicação orientada a investigações proporcionam um importante meio pelo qual os cientistas podem interagir e influenciar nas políticas a nível local, regional, nacional e internacional. Os modelos podem ser um meio de garantir a proteção do ambiente, quando se é cuidadoso sobre como os resultados são usados (BAIR, 2001 apud WAINWRIGHT; MULLIGAN, 2004).

Por outro lado, podemos usar modelos para desenvolver a nossa compreensão dos processos que compõe o ambiente que nos rodeia. Como observado por Rocha (1990) apud Basmadjian (1999), os processos não são características observáveis, mas seus efeitos e os resultados são. Os modelos podem, portanto, ser utilizados para avaliar se os efeitos e os resultados são reproduzíveis a partir do conhecimento atual dos processos. Esta abordagem não é simples, assim como muitas vezes é difícil avaliar se as estimativas de parâmetros de processo estão incorretas, mas pelo menos servem de base para a investigação.

Segundo Grand (2000) apud Wainwright; Mulligan (2004), algo é complexo se contém uma grande quantidade de informação que tem uma grande utilidade, enquanto algo que contém muita informação inútil ou sem sentido é simplesmente complicado. O ambiente, por esta definição, é algo que pode inicialmente parecer complicado. Sendo assim, o objetivo da modelagem é torná-lo simplesmente complexo. Qualquer explicação, seja uma descrição qualitativa, ou uma simulação numérica, é a tentativa de usar um modelo para atingir esse objetivo.

Uma das principais questões subjacentes é que se os modelos simples são suficientes para a explicação de fenômenos complexos, a complexidade de um sistema é a quantidade de informação necessária a fim de descrevê-lo. Os sistemas mais complexos são totalmente aleatórios, na medida em que não podem ser descritos em termos mais simples do que pela representação do próprio sistema (WAINWRIGHT; MULLIGAN, 2004).

Sistemas complexos também apresentam comportamento emergente, em que as características do todo são desenvolvidas (emergem) a partir de interações de seus componentes de forma não aparente.

O modelo ideal é aquele que contém complexidade suficiente para explicar os fenômenos, mas não mais. Esta declaração pode ser vista como uma reformulação da teoria de Ockham's Razor (Wainwright; Mulligan, 2004). Porque não há um custo definido para

obtenção de informações sobre um sistema, por exemplo, na coleta de dados de campo, há um custo-benefício para o desenvolvimento como um modelo ideal. Em termos de investigação há um benefício claro em um modelo mais simples já que não requer muitas das medidas de campo que tornam difícil (caro) de se trabalhar e, muitas vezes difíceis de serem avaliadas (SEPPELT, 2003).

As opiniões divergem, sobre a forma de alcançar este modelo ideal. A visão tradicional é essencialmente reducionista. Os elementos do sistema são analisados e somente aqueles que são vistos como importante para explicar os fenômenos observados são mantidos o dentro do modelo. Muitas das vezes, esta abordagem leva cada vez mais, a modelos complexos (ou possivelmente até mesmo complicados) onde descrições e parâmetros de processo adicionais correspondentes as variáveis são adicionadas. A abordagem da modelagem neste caso é decidir qual o nível de simplicidade é necessária em relação ao custo global e a explicação ou entendimento alcançado.

Segundo Bar-Yam (1997) apud Wainwright; Mulligan (2004) os limites dessas abordagens tendem a ser relacionadas com o poder de computação, considerando que sistemas do mundo real exigem a repetição de um grande número de cálculos. Na maioria dos sistemas, as interações locais são representações mais realistas do processo que a abordagem reducionista que tende a ser concebida de forma distante, com características desconectadas. A abordagem reducionista, portanto, tende a restringir o tipo de comportamento que pode ser produzidos pelo modelo devido às limitações impostas pela estrutura conceitual do modelo.

Segundo Wainwright e Mulligan, 2004, os modelos variam desde fórmulas simples e estáticas que podem ser resolvidas a mão, até a alta complexidade gerando modelos que exigem computadores de alta performance. O mais antigo grupo de modelos simula a estabilidade como um equilíbrio estático de forças (métodos de equilíbrio limite), enquanto os modelos mais recentes são dinâmicos.

Os gestores de recursos hídricos estão encarregados da gestão de longo prazo, a regulação e a proteção dos recursos hídricos. No entanto, reconhece-se que a estes gestores devem levar em conta a multiplicidade de usos dos recursos hídricos que são apresentadas pelas partes interessadas, tais como agricultores, fornecedores de água e grupos de ambientalistas. Como resultado, conflitos sobre a utilização deste recurso pode ocorrer. Nos últimos anos, tem havido um crescente interesse no potencial do uso do gerenciamento

integrado de bacias hidrográficas, como meio de manejo sustentável dos recursos hídricos em uma escala de captação.

Segundo Seppelt, 2003, dada a complexidade do sistema hidrológico, o desenvolvimento e a utilização de modelos matemáticos são muitas das vezes necessários. No entanto, para facilitar a identificação da melhor estratégia de desenvolvimento das bacias hidrográficas é preciso identificar e avaliar os planos, a alternativa a política de gestão, prever e compreender os seus impactos econômicos e sociais. Uma compreensão adequada da função complexa do recurso hídrico e os limites de exploração desse recurso é necessária, dadas as características ambientais (uso do solo, clima), humana (sócio-economia, política) e as limitações de infra-estrutura.

Os modelos utilizados no trabalho

A simulação da qualidade da água consiste em duas etapas: simulações hidrodinâmicas e biogeoquímicas. Um Modelo computacional, desenvolvido pelo Centre For water Research, CWR, na *University of Western Australia* foi escolhido para realizar essas simulações. Esta modelagem acopla o modelo hidrodinâmico tridimensional ELCOM com um modelo ecológico, CAEDYM. O ELCOM é um código hidrodinâmico tridimensional independente, enquanto CAEDYM é um módulo de qualidade da água que utiliza ELCOM como seu “guia” hidrodinâmico. O resultado da simulação hidrodinâmica (ELCOM) é uma caracterização detalhada do movimento da água e de mistura no lago, juntamente com uma descrição da estratificação térmica. Por outro lado, a simulação bioquímica (CAEDYM) calcula interações entre organismos biológicos e na química do ciclo dos nutrientes. Os modelos acoplados fornecem uma ferramenta poderosa para estudar as relações espaciais e temporais entre variáveis físicas, biológicas e químicas.

A aplicação do ELCOM CAEDYM é realizada mediante as seguintes etapas:

- Determina-se o domínio computacional tridimensional.
- Divide-se o domínio computacional em pequenas células cúbicas retangulares.
- Especifica-se o limite adequado e as condições iniciais.

-Calcular o fluxo de vetores de velocidade, temperatura, salinidade em cada célula em passos de tempo discretos usando o ELCOM para resolver equações de massa, energia e conservação do momento.

-Incorporar os resultados do ELCOM em cada momento no CAEDYM para calcular os parâmetros de qualidade química e biológica da água como um clorofila, oxigênio dissolvido (OD) e pH.

O ELCOM é um código numérico de tridimensional projetado para simulação numérica da hidrodinâmica e da termodinâmica de águas interiores e costeiras. Ele soluciona as equações de Navier-Stokes para fluidos incompressíveis utilizando a hipótese de pressão hidrostática. O ELCOM simula a hidrodinâmica e a termodinâmica de um sistema estratificado, incluindo efeitos da baroclínica, das marés (se necessário), o stress do vento, o balanço de calor, as entradas, saídas, o transporte de sal e escalares passivos.

Os algoritmos de hidrodinâmica no ELCOM são baseados no método semi-Lagrangeano. Essa abordagem é vantajosa para simulações geofísicas em larga escala já que o passo de tempo pode exceder o Courant-Friedrichs-Lewy (CFL), sem gerar instabilidade numérica ou exigir uma discretização numérica totalmente implícita das equações de Navier-Stokes. Os detalhes das equações e a metodologia de solução numérica são descritos em HODGES e DALLIMORE, 2001-a.

Modelagem da Turbulência e Mistura

O ELCOM usa viscosidade turbulenta uniforme fixada no plano horizontal. Porém o usuário do programa tem a opção de definir diferentes coeficientes de viscosidade vertical para cada camada da malha. No entanto, em um sistema estratificado, este procedimento não é adequado para a mistura vertical turbulenta, visto que pode ter seus valores de viscosidade suprimidos ou reforçados através da estratificação. Para modelar o efeito da estratificação de densidade de mistura turbulenta, o ELCOM utiliza um modelo com base no cálculo de um número de Richardson local. Este modelo tem vantagem computacional já que considera os efeitos de mistura sem levar em conta a dimensão do tempo de simulação (passo) isso significa, que o modelo produz mistura entre as células como uma função da física, e não dependente do tamanho passo numérico.

Balanco de calor

O balanço de calor na superfície da água está dividido em ondas curtas (com penetração) radiantes e um balanço de calor para efeitos de superfície (transferência de calor). Esse balanço de calor superficial se vale das entradas meteorológicas programadas pelo usuário considerando perda ou ganho líquido através de condução, convecção e radiação de onda longa na camada logo abaixo da superfície livre. A faixa de ondas curtas é modelada utilizando o valor prescrito pelo usuário na entrada da radiação solar combinada com um decaimento exponencial com a profundidade. Este decaimento é considerado como uma função de um coeficiente de extinção (lei de Beer) (HODGES, 1998).

Este coeficiente é a soma dos coeficientes individuais de orgânicos dissolvidos, concentração de biomassa do fitoplâncton, sólidos em suspensão, e a própria água. Os coeficientes de extinção podem ser computados no módulo de qualidade da água (CAEDYM) ou fornecidos como entradas pelo usuário em separado.

Condições Hidrodinâmicas de Contorno

A metodologia de solução hidrodinâmica exige que as condições de contorno da velocidade devam ser especificadas em cada fronteira. Existem seis tipos de condições de contorno no ELCOM: (1) superfície livre, (2) Canal aberto, (3) entrada-saída, (4) não-deslizante, (5) anti-deslizante, e (6) um modelo de estresse de fronteira.

Para a superfície livre, o estresse devido ao vento e as ondas são necessários. O usuário pode entrar com estresse de onda direta ou usar um modelo que relaciona a tensão de superfície para a velocidade e direção do vento local através de um coeficiente de arrasto aerodinâmico. As fronteiras abertas (por exemplo, limites de fluxo das marés dos estuários) exigem que o usuário forneça uma assinatura das marés para conduzir a elevação da superfície. O transporte através de fronteiras abertas é modelado através da aplicação de uma condição de Dirichlet na superfície livre e permite a entrada a ser computada a partir do gradiente barotrópico na fronteira. Nas condições de contorno de entrada e de saída (por exemplo, fluxos de rio) são as condições de Dirichlet que especificam o fluxo ou em um local específico ou em um limite dentro do domínio. Os Limites do terreno pode ser considerado zero para a velocidade (anti-deslizantes), zero para o fluxo (não-deslizantes), ou ser atribuído

um esforço calculado (usando um modelo Chezy Manning) (HODGES; DALLIMORE, 2001).

Transporte de Sedimentos

Enquanto o transporte de sedimentos é fundamentalmente uma questão de física do fluxo, os algoritmos para o transporte de sedimentos são mais convenientemente agrupados com os algoritmos de qualidade da água no CAEDYM. A sedimentação de partículas em suspensão é calculada usando a lei de Stokes para obter velocidades de sedimentação para a parte superior e inferior de cada célula afetada. Isso permite que o fluxo líquido de sedimentação em cada célula seja calculado. Um modelo de duas camadas de sedimentos foi desenvolvido que calcula a re-suspensão, deposição, flocculação e consolidação de sedimentos com base em (1) a tensão de cisalhamento na interface água/ sedimento, (2) o tipo de sedimento (coeso/não coeso), e (3) a espessura da camada de sedimentos.

Descrição Geral do CAEDYM

A representação de processos biogeoquímicos em modelos ecológicos tem sido historicamente tratado de forma simples. Na verdade, o trabalho pioneiro sobre modelagem de ecossistemas marinhos (Riley et al, 1949; Steel, 1962 apud Hipsey, et al. 2006) ainda é usado como um modelo para muitos dos modelos que são atualmente utilizados (Hamilton e Schladow, 1997) . O nível de sofisticação e de representação incluídas no processo CAEDYM acredita-se ser de um nível não visto em qualquer modelo anterior para ecossistemas aquáticos (Callister, 2008). Isso permite que muitos componentes diferentes do sistema sejam analisados, bem como proporcionam uma melhor representação da resposta dinâmica da ecologia a perturbações importantes do sistema (por exemplo, a resposta a diferentes estratégias de manejo). Usar o CAEDYM para auxiliar nas decisões de gestão e de compreensão do sistema requer (1) um alto nível de representação do processo, (2) processo de interação e diferenciação das espécies de diversas variáveis de estado, e (3) Aplicabilidade ao longo de um espectro de escalas espaciais e temporais. O espectro de escalas refere-se a necessidade de gestores da qualidade da água em avaliar os efeitos de eventos temporários, como anoxia, em locais específicos ou compreender as mudanças de longo prazo que podem ocorrer durante períodos ou anos. Há uma considerável flexibilidade no passo de tempo usado

para a componente ecológica. Os passos de tempo longo (em relação à escala hidrodinâmica advectiva) podem ser utilizados para reduzir a frequência de ligações com o ELCOM quando simulações de longo prazo (ou seja, sazonal ou anual) são executadas.

O CAEDYM é concebido como um conjunto de sub-módulos de rotina que podem ser acoplados diretamente com um, dois ou mais modelos hidrodinâmicos tridimensionais como o ELCOM. Além disso, ele pode ser usado desassociado sendo as especificações de velocidade, temperatura, salinidade e distribuições fornecidos como arquivos de entrada e não como parte de um cálculo acoplado. O usuário pode especificar o nível de complexidade no processo de representação biogeoquímica, de modo que ao mesmo tempo, simples e complexas interações podem ser estudadas. O acoplamento direto a um “guia” hidrodinâmico como ELCOM permite operações sobre as mesmas escalas espaciais e temporais que a simulação hidrodinâmica. Esse feedback permite a partir do ELCOM-CAEDYM estudar efeitos da qualidade da água, tais como o efeito da dragagem em um lago na comunidade de fitoplâncton (ZHANG; CULVER; BOEGMAN, 2008).

A importância da pesquisa

As comunidades ribeirinhas, localizadas na bacia do rio Paraná e do Cuiabá, enfrentam problemas sócio-culturais, econômicos e ambientais associadas às pressões externas e internas como desmatamento, poluição, projeto de turismo desordenado que contribuem para modificar a vida dos moradores da comunidade e, conseqüentemente, para a perda do conhecimento local associado às práticas econômicas anteriores (REIS, 2009).

Ainda, segundo De Oliveira (2005) a infra-estrutura de saneamento básico, não raro, não acompanha o desenvolvimento econômico e o crescimento demográfico, revelando-se como potencial poluidora dos recursos hídricos superficiais, através do lançamento de efluentes provindos das atividades urbanas e rurais. Isso acarreta vários prejuízos ambientais, como a alteração da qualidade das águas e o aumento da incidência de doenças de veiculação hídrica.

De acordo com Toledo (2003) apud Nascimento, et al (2005) a atividade econômica predominante na região do Manso era a agricultura de subsistência, os principais produtos cultivados eram a mandioca, o arroz, o milho, a banana e o feijão destinados à subsistência acrescentando a estes produtos a batata doce, a abóbora, o maxixe, o quiabo, o pepino, o algodão e o mamão

Após a instalação da Hidrelétrica as grandes fazendas foram inundadas e os proprietários indenizados, adquiriram assim propriedades em outras áreas. A oferta de trabalho diminuiu, pois alguns fazendeiros deixaram suas propriedades; outros passaram a investir no turismo com as marinas, pousadas e passeios de barco exigindo mão-de-obra com outras qualificações. Há unanimidade em mencionar as dificuldades para achar trabalho, segundo um assentado “as fazendas utilizam máquinas, quase não precisa de peão para roçar” (NASCIMENTO, et al, 2005).

A campanha “Se Liga Nessa” desenvolvida por Furnas teve objetivo de informar e promover a integração entre os moradores das novas comunidades que se formaram a partir da criação do Aproveitamento Múltiplo (APM) Manso, que atingiu 10 municípios do estado de Mato Grosso e os reassentamentos Bom Jardim, Mamede Roder, Campestre e Quilombo, beneficiando, ao todo, 25 mil pessoas. (FURNAS, 2001)

No Mato Grosso, durante a implantação do Aproveitamento Múltiplo de Manso foram adotadas medidas de mitigação dos impactos socioeconômicos causados. Medidas que visavam beneficiar famílias de pequenos agricultores, posseiros, ocupantes e garimpeiros, reunidas nos reassentamentos rurais de Barra do Bom Jardim, Campestre, Mamede Roeder, Quilombo e Água Branca, implantados na área conhecida como Lagoa Branca, nos municípios de Chapada dos Guimarães e Nova Brasilândia, no Mato Grosso.

Ainda segundo Furnas (2001) foram adotadas medidas de duas naturezas:

Individual: doação de lotes com titulação de propriedade, construção de casas com energia elétrica, água potável e fossa séptica, preparação e correção do solo por quatro anos, fornecimento de sementes de milho e de 50 mudas de frutíferas por três anos, assistência técnica rural através da Secretaria Estadual de Agricultura e Assuntos Fundiários e da Prefeitura de Chapada dos Guimarães, kit irrigação para cada duas famílias e tíquete alimentação no valor de um salário mínimo por 24 meses.

Coletiva: ampliação da escola municipal João Carro, construção de quatro escolas, três centros comunitários, cinco armazéns e três cemitérios, além da ampliação do cemitério de João Carro, cinco centros ecumênicos, três balsas, cinco patrulhas motorizadas (tratores e insumos agrícolas) e caminhões, arruamento dos assentamentos e três microônibus para transporte escolar.

Entre essas ações, destacam-se:

. Assentamento de Lagoa Branca, Chapada dos Guimarães - MT: construção de uma escola, que permitiu o acesso à educação a 80 crianças da localidade;

. Assentamentos de Quilombo, Mamede, Bom Jardim, Campestre e Água Branca, MT: fornecimento de kit de irrigação, que permitiu o uso de suas terras para o cultivo de alimentos, beneficiando 360 famílias;

. Travessia do reservatório de Manso, MT: implantação de balsas em dois locais, Mamão e D. Sebastiana, tornando mais fácil e mais segura a travessia para as 700 pessoas que vivem na região;

. Assentamentos de Bom Jardim, Quilombo, Incra, Mamede, Campestre e Água Branca, MT: implantação de estradas vicinais e municipais, que melhoraram as condições de transporte de 360 pessoas;

. Assentamentos de Mamede, Quilombo, Água Fria, João Carro e Água Branca, MT: construção de rede de energia elétrica rural, com uma rede de alta tensão e uma rede secundária de ligação às casas dos loteamentos.

Somado a esses fatos de influência demográfica, segundo dados da ANA-Agência Nacional de Águas, nos municípios de Chapada dos Guimarães e Nova Brasilândia (áreas de influência direta no reservatório de Manso) apenas 5% da população possui rede coletora de esgoto, conforme mapa de saneamento da bacia do Alto Paraguai na figura 5.

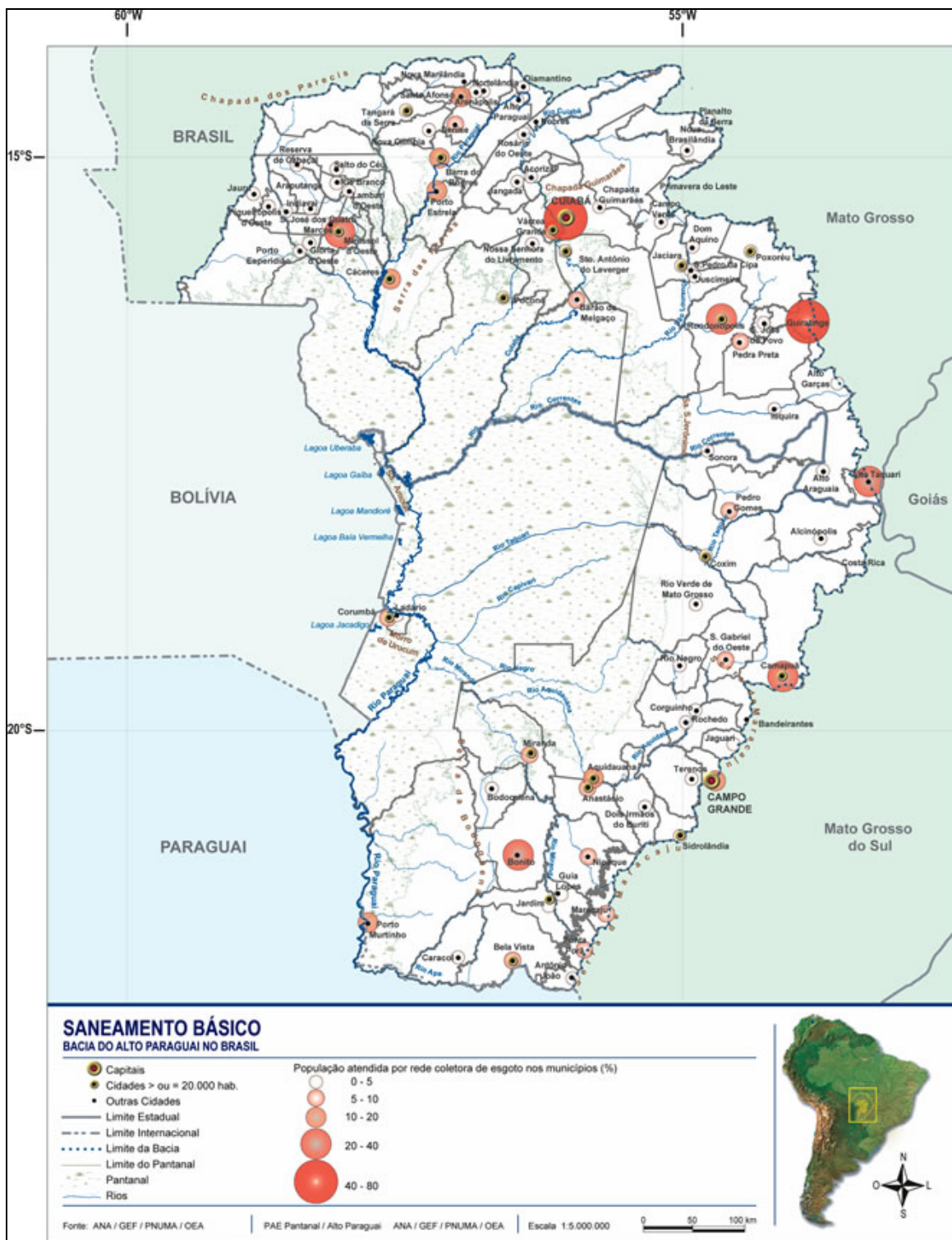


Figura 1.5 – Saneamento Básico na Bacia do Alto Paraguai adaptado de ANA, 2009

Em: <http://www.ana.gov.br/gefap/arquivos/saneamento.jpg>

Todas essas medidas mostram que existe uma tendência de aumento populacional associado a uma mudança das características sócio-econômicas, para toda a região do entorno do Reservatório, o que agrava o problema de poluição por nutrientes e denotam que existe uma necessidade proeminente de estudos do Impacto que estas cargas causariam nessa área de estudo.

É nesse nicho de estudo que o presente trabalho se apresenta desenvolvendo uma modelagem numérica que busque a simulação com vistas à predição dos impactos que esses eventos ora mencionados causariam no Ecossistema, APM Manso.

1 OBJETIVO

1.1 Objetivo geral

Construir um modelo tridimensional representativo das cargas dos principais nutrientes causadores da eutrofização cultural, sendo eles: a amônia (NH_4), o nitrato (NO_3) e o Ortofosfato (PO_4), com a finalidade de estudar os efeitos destas cargas no estado trófico do reservatório APM-Manso (MT). O modelo deve atender as características de entrada hidrodinâmicas, termodinâmicas e biogeoquímicas.

1.2 Objetivos específicos

- Simular o lançamento de esgoto em pontos específicos no reservatório, representativos de uma demanda populacional arbitrada;
- Estudar os efeitos destes lançamentos nas proximidades dos pontos de lançamento;
- Estudar os efeitos destes lançamentos no reservatório como um todo;
- Entender a dinâmica espacial de cada um dos nutrientes estudados e do indicador trófico que é a clorofila-a e,
 - determinar, entre os pontos de despejo de esgoto simulados, qual o mais crítico em termos de estado trófico após o lançamento.