



Programa de Pós-Graduação em Engenharia
de Recursos Naturais da Amazônia

**ANÁLISE DOS IMPACTOS DA DINÂMICA DE SÓLIDOS E DE NUTRIENTES
NA QUALIDADE DA ÁGUA DE AMBIENTE LÊNITICO UTILIZADO NO
ABASTECIMENTO DE COMUNIDADES AMAZÔNICAS**

André Luis de Lima Saraiva

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Naturais da Amazônia, PRODERNA/ITEC, da Universidade Federal do Pará, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Engenharia de Recursos Naturais.

Orientador: José Almir Rodrigues Pereira

Belém

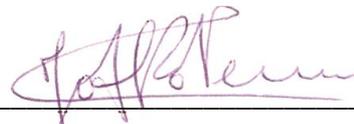
Agosto de 2012

ANÁLISE DOS IMPACTOS DA DINÂMICA DE SÓLIDOS E DE NUTRIENTES NA
QUALIDADE DA ÁGUA DE AMBIENTE LÊNTICO UTILIZADO NO
ABASTECIMENTO DE COMUNIDADES AMAZÔNICAS

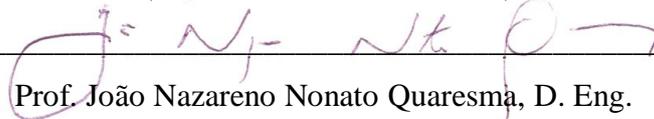
André Luis de Lima Saraiva

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE RECURSOS NATURAIS DA AMAZÔNIA (PRODERNA/ITEC) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM ENGENHARIA DE RECURSOS NATURAIS.

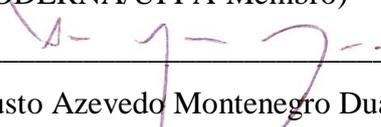
Aprovada por:



Prof. José Almir Rodrigues Pereira, D. Eng.
(FAESA /UFPA-Orientador)



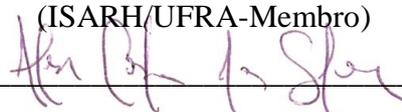
Prof. João Nazareno Nonato Quaresma, D. Eng.
(PRODERNA/UFPA-Membro)



Prof. André Augusto Azevedo Montenegro Duarte, D.Sc.
(FEC/UFPA-Membro)



Prof. Maria de Lourdes Souza Santos, D.Sc.
(ISARH/UFRA-Membro)



Prof. Alex Costa da Silva, Ph.D.
(DOCEAN/UFPE-Membro)

BELÉM, PA - BRASIL

AGOSTO DE 2012

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Instituto de Tecnologia/Programa de Pós-graduação em
Engenharia de Recursos Naturais da Amazônia**

Saraiva, André Luis de Lima

Análise dos impactos da dinâmica de sólidos e de nutrientes na qualidade da água de ambiente lântico utilizado no abastecimento de comunidades amazônicas/André Luis de Lima Saraiva; orientador, José Almir Rodrigues Pereira. – Belém, 2012

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Pará. Instituto de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Naturais da Amazônia, 2012

1. Reservatório Água Preta 2. Parâmetro abióticos e clorofila a
3. Balanço de massa 4. Modelagem hidrodinâmica I. Título

CDD 22.ed. 628.16098115

DEDICATÓRIA

Aos amores da minha vida, Ecilene pelo incentivo e perseverança, Mayane, Andrew e Laís (filhos), João e Fernanda (pais), com amor, dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida, pela saúde, pela família, pelos amigos, pelo conhecimento, enfim por tudo;

Ao meu orientador Prof. Dr. José Almir pela orientação, incentivo e ajuda na elaboração e composição do trabalho.

A amiga Prof^ª. Dra. Maria de Lourdes pela valiosa orientação, ensinamentos, amizade, apoio, compreensão, incentivo e colaboração para o trabalho.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado do Pará - FAPESPA pelo incentivo financeiro.

À Universidade Federal do Pará através do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Naturais da Amazônia - PRODERNA do Instituto Tecnológico pela oportunidade do doutoramento.

Ao Prof. PhD. Alex Costa da Silva pelas orientações e sugestões de trabalho, pelo convite que me levou à Universidade Federal de Pernambuco onde pude aprender e a realizar a modelagem no lago Água Preta. Por todo o suporte e apoio que possibilitaram a execução de uma parte trabalho.

Ao Prof. Ph.D. Paulo César Rosman (COPPE/UFRJ), pela atenção dedicada e oportunidade de aprendizagem sobre o Programa SisBAHIA.

Aos membros da banca julgadora da defesa de doutorado, Drs. Alex Costa, André Montenegro, João Nonato e, Maria de Lourdes e José Almir pelas indispensáveis sugestões que contribuíram consideravelmente para a execução desta pesquisa;

À querida amiga Patrícia Façanha por toda a ajuda com o Programa SisBahia nas simulações, sobretudo, pela atenção quando estive na cidade de Recife, tornando minha estadia muito mais agradável e produtiva. Pelo passeio em Pombos e o jantar no restaurante do “Tio Juca” promovidos por ela e seu esposo Cristiano, agradeço aos dois;

Aos sogros da minha irmã, Roberto e Dete pela acolhida em sua casa, pelo carinho e pelos alegres momentos.

Aos colegas do Laboratório de Oceanografia Física Estuarina e Costeira - LOFEC, Patrícia Façanha, Antônio e Cristiane.

A Ecilene, pelo seu carinho, amizade, por sempre me apoiar, pela força, e, sobretudo, por dar sentido à minha vida, perdoa-me minha ausência dentro de casa durante essa fase, como marido, amigo, companheiro e pai.

Aos meus queridos enteados que considero como filhos Mayane, Andrew e Laís por entenderem minha ausência de não está presente nas horas que mais precisaram de mim.

Aos meus pais João e Fernanda, incentivadores e sempre me apoiaram. Aos meus irmãos Danielle, Adrianne e João Paulo, pela ajuda prestada em um ou outro momento e apoio.

À minha sogra Neusa, considerada uma segunda mãe para mim, obrigado de coração pelos ensinamentos que a senhora me passou, pois me fez abrir os olhos para vida, e ao meu sogro Raimundo pelo apoio e torcida, vocês ficarão sempre no meu coração.

Aos queridos colegas e amigos do LQA: Igor, Saulo, Karina, Marcus, Amanda, Beatriz, Jean, Raimundo, Raquel, Caroline, Naiara, Edkeyse e Francianne, pela feliz convivência durante todos esses anos no laboratório e a você Francianne obrigado pela amizade, pelas conversas e pelo apoio que você me deu.

A Patrícia Holanda colega do doutorado pela ajuda prestada e apoio.

Muito obrigado.

Resumo da Tese apresentada ao PRODERNA/UFPA como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Engenharia de Recursos Naturais (D.Eng.)

**ANÁLISE DOS IMPACTOS DA DINÂMICA DE SÓLIDOS E DE NUTRIENTES
NA QUALIDADE DA ÁGUA DE AMBIENTE LÊNITICO UTILIZADO NO
ABASTECIMENTO DE COMUNIDADES AMAZÔNICAS**

André Luis de Lima Saraiva

Agosto/2012

Orientador: José Almir Rodrigues Pereira

Área de Concentração: Uso e Transformação de Recursos Naturais

Os mananciais do Utinga, formados pelos lagos Bolonha e Água Preta, estão contidos em uma Área de Proteção Ambiental - APA e são utilizados pela Companhia de Saneamento do Pará – COSANPA, para o abastecimento da população da Região Metropolitana de Belém - RMB. Esses mananciais são constituídos pelo rio Guamá, onde a água é captada e enviada por recalque ao lago Água Preta, que por um canal artificial com escoamento por gravidade, alimenta o lago Bolonha, e é bombeado para a Estação de Tratamento de Água - ETA. Os principais problemas de poluição/contaminação desses mananciais surgiram com o avanço urbanístico desordenado, que ocasionam o lançamento indevido de esgoto e resíduos sólidos dos bairros, favelas e conjuntos residenciais próximos às principais nascentes.

O objetivo deste estudo foi de utilizar ferramentas para subsidiar o monitoramento e conhecimento da qualidade da água no lago Água Preta, visando prevenir e/ou corrigir processos de degradação, tais ferramentas são as análises multivariadas de parâmetros abióticos e clorofila *a*, balanço de nutrientes e modelagem hidrodinâmica com intuito de observar a dispersão do transporte de sedimentos.

Foram realizadas coletas de águas superficiais em 3 pontos escolhidos estrategicamente para avaliar a influência antrópica no lago Água Preta, bem como dos sedimentos suspensos que são carregados para dentro do lago. Os pontos de coleta de

amostras foram georreferenciados com GPS (modelo GARMIN) e as coletas de águas superficiais foram realizadas com a garrafa de Van Dorn de 2,5 L e transportadas para o Laboratório de Química Ambiental (LQA), localizado na Universidade Federal Rural da Amazônia, para posteriores análises. As coletas foram realizadas durante os meses de março, maio, junho, agosto, setembro e outubro do ano de 2010, coincidindo com os períodos de maior e de menor precipitação pluviométrica. Os dados dos parâmetros abióticos e de clorofila *a* foram analisados por métodos de estatística descritiva e de análises de componentes principais.

Também foram realizadas análises do balanço de massa de água e de nutrientes e adotou-se o uso do modelo hidrodinâmico do programa de modelagem SisBAHIA (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental), visando simular as condições hidrodinâmicas do lago Água Preta durante um ano. Através dessas simulações foram gerados mapas superficiais de correntes para observar os diferentes padrões de circulação, pois o uso de modelos têm tido um papel relevante no planejamento e na elaboração de cenários alternativos, que englobam o diagnóstico adequado dos sistemas hídricos em sua estruturação, processo e dinâmica.

Os parâmetros estudados mostraram variações durante os períodos de menor e de maior precipitação pluviométrica, sendo encontrados maiores contribuição no ponto 2 em relação a turbidez, a cor, o oxigênio dissolvido, nitrato, nitrogênio total, clorofila *a* e sólidos suspensos. Os demais parâmetros (N-amoniaco, demanda bioquímica de oxigênio e fósforo total) tiveram contribuição nos pontos 1 e 3, indicando fonte de poluição orgânica, decorrente de efluentes domésticos, já que nas proximidades ocorre lançamento de esgotos. No balanço de massa foi constatado que tanto o fósforo total quanto nitrogênio inorgânico dissolvido foram influenciados pela carga de água do rio Guamá durante o período seco. Enquanto que com altos índices de pluviosidade, o fósforo total teve carga maior devido a maior contribuição da drenagem de água de esgotos lançados para dentro do reservatório. O tempo de retenção para o fósforo total foi de 180 dias e o nitrogênio inorgânico dissolvido foi de 536 dias. Através desse balanço foi possível quantificar a entrada, retenção e exportação de nutrientes como também avaliar o potencial de eutrofização desse reservatório.

No modelo hidrodinâmico mostrou que a distribuição do módulo da velocidade foi idêntica para cada mês do ano, independente da direção do vento, tendo a mata ciliar em torno desse ambiente hídrico importante papel na diminuição da velocidade modular na superfície da água. Porém próximo ao canal de saída de água do lago foi observada

variação da velocidade de 0,32 m/s no período chuvoso e de 0,28 m/s no período seco, o que pode estar relacionada com as precipitações. Além disso, a entrada de água no reservatório forma vórtice tendendo ao processo de assoreamento, fato esse verificado na batimetria. Os processos de assoreamento nesse ponto se dão principalmente nos períodos com menores precipitações, pois a COSANPA aumenta as vazões de entrada de água para manter o nível do reservatório para o abastecimento da Região Metropolitana de Belém, propiciando o maior aporte de sedimentos suspensos, fato esse observado através dos parâmetros de turbidez, cor e sólidos suspensos, os quais tiveram maiores concentrações nesse ponto e uma diminuição à medida que se afastava para o ponto 3 (saída de água para o canal de ligação).

Essas ferramentas são de grande importância para preservação do manancial, pois possibilitarão diagnosticar a capacidade que o lago tende a reter e eliminarem os nutrientes, bem como ao processo de circulação hidrodinâmica permitindo verificar locais que podem ter uma maior e menor deposição de materiais suspensos na coluna d'água. Esse estudo permitirá fornecer dados que subsidie as autoridades competentes e ajudará na conservação de outros mananciais utilizados para o abastecimento de água para as cidades.

Abstract of Thesis presented to PRODERNA/UFGA as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Natural Resources Engineering (D.Eng.)

ANALYSIS OF THE IMPACTS OF SOLID DYNAMICS OF NUTRIENTS AND WATER QUALITY OF THE ENVIRONMENT LENTIC USED IN SUPPLY COMMUNITIES AMAZON

André Luis de Lima Saraiva

August/2012

Advisor: José Almir Rodrigues Pereira

Research Area: Use and Transformation of Natural Resources

The springs of Utinga, formed by the Bolonha and Água Preta lakes, are contained in an Área de Proteção Ambiental - APA and are used by the Companhia de Saneamento do Pará - COSANPA, to supply the population of the Região Metropolitana de Belém - RMB. These springs are formed by Guamá River, where water is captured and sent to the Água Preta lake by pumping, which in an artificial channel with gravity flow, feeds the Bolonha lake, and since it is pumped to the Estação de Tratamento de Água - ETA. The main problems of pollution / contamination of water sources appeared to advancing urban disordered, giving rise to the improper release of sewage and solid waste from neighborhoods, slums and housing estates close to the main springs.

The objective of this study was to use tools to support monitoring and knowledge of water quality in the Água Preta lake, to prevent and / or correct degradation processes. These tools are multivariate analysis of abiotic parameters and chlorophyll *a*, nutrient balance and hydrodynamic modeling aiming to observe the dispersion of sediment transport.

Samples were collected in surface water at three points strategically chosen to assess the anthropogenic influence in the Água Preta lake and sediments that are suspended matter carried into the lake. The sampling points were georeferenced using GPS (GARMIN Model) and the sampling of surface water were performed with the Van Dorn bottle 2.5 L and transported to the Laboratório de Química Ambiental (LQA),

located at the Universidade Federal Rural da Amazônia, for further analysis. Samples were collected during the months of March, May, June, August, September and October in 2010, coinciding with periods of higher and lower rainfall. The data of abiotic parameters and chlorophyll *a* were analyzed by methods of descriptive statistics and principal component analysis.

Analyses were also carried out analysis of the mass balance of water and nutrients and adopted the use of hydrodynamic model of the modeling program SisBAHIA (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental), aimed to mimic the hydrodynamic conditions of the Água Preta lake during a year. Through these simulations were generated maps of surface currents to observe the different patterns of movement, since the use of models have played an important role in planning and development of alternative scenarios that include the proper diagnosis of the water systems in its structure, process and dynamics.

The parameters studied showed variations during periods of lower and higher rainfall, higher contribution being found in point 2 in respect of turbidity, color, DO, nitrate, NT, chlorophyll *a* and suspended solids were found larger contribution in points 2. The other parameters (N -ammonia, BOD and PT) had contribution in points 1 and 3, indicating a source of organic pollution, due to domestic sewage, since there are nearby dumping of sewage. In the mass balance was found that both the PT and NID were influenced by the load of water river Guamá during the lower rainfall. While with high rainfall total phosphorus load was higher due to higher contribution from dewatering of sewage released into the reservoir. The retention time for the PT was 180 days and 536 days was NID. Through this balance could quantify the entry, retention and export of nutrients as well as to evaluate the potential for eutrophication of reservoirs.

In the hydrodynamic model showed that the distribution of the module speed was identical for each month of the year, regardless of wind direction, with the riparian vegetation around that water environment this important role in reducing the speed modular surface of the water. However near the output channel of pond water was observed a change of speed 0.32 m /s in the rainy season and 0.28 m / s during the dry period that can be related to the precipitation. Furthermore, the input of water in the tank forms a vortex tending to sedimentation process, a fact observed in the bathymetry. The sedimentation at this point be given especially in periods with lower precipitation, because COSANPA increases the flow of water intake to maintain the level of the reservoir to supply the Região Metropolitana de Belém, providing the greatest

contribution of suspended sediment, a fact observed with the parameters of turbidity, color and suspended solids, which have higher concentrations at this point and a decrease as they move away to step 3 (water outlet channel for the connection).

These tools are of great importance for maintenance of the spring, since they will allow diagnosing the lake capacity tends of retain and remove nutrients as well as the process of the hydrodynamic circulation allowing check sites that can have a major and minor deposition of materials suspended in water column. Through this study will provide data that subsidizes the competent authorities the future and help in the conservation of other sources used to supply water to cities.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1- INTRODUÇÃO	1
1.1 MOTIVAÇÃO.....	1
1.2 OBJETIVOS.....	3
1.2.1 Objetivo Geral.....	3
1.2.2 Objetivos Específicos	4
1.3 ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO.....	4
CAPÍTULO 2 - JUSTIFICATIVA	6
2.1 A QUESTÃO AMBIENTAL NO MANANCIAL UTINGA	6
CAPÍTULO 3 - ÁREA DE ESTUDO	11
3.1 INTRODUÇÃO.....	11
3.2 ASPECTOS FISIAGRÁFICOS DA ÁREA	14
3.2.1 Clima	14
3.2.2 Aspectos Geomorfológicos	15
3.2.3 Solo	17
3.2.4 Cobertura Vegetal	19
3.2.5 Aspectos Geológicos	20
3.2.6 Recursos Hídricos	22
3.3 HISTÓRICO DOS MANANCIAIS DO UTINGA	23
CAPÍTULO 4 - REVISÃO DA LITERATURA	26
4.1 SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA	26
4.2 LAGOS	31
4.2.1 Fenômenos Lacustres	35
4.2.1.1 Estratificação da coluna d'água	35
4.2.1.2 Importância dos Sedimentos Lacustres	38
4.3 EUTROFIZAÇÃO.....	40
4.4 PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	43
4.4.1 Turbidez	43

4.4.2	Cor	44
4.4.3	Sólidos suspensos	44
4.4.4	Oxigênio dissolvido	45
4.4.5	Demanda Bioquímica de Oxigênio	46
4.4.6	Fósforo total	46
4.4.7	Formas nitrogenadas	48
4.4.8	Clorofila <i>a</i>	51
4.5	BALANÇO DE MASSA	51
4.5.1	Balanço hídrico	52
4.5.2	Balanço das substâncias	54
4.6	MODELAGEM EM RECURSOS HÍDRICOS	57
4.6.1	Tipos de modelos	64
4.6.1.1	Modelos estáticos e dinâmicos.....	64
4.6.1.2	Modelos discretos e contínuos	64
4.6.1.3	Modelos determinísticos e estocásticos.....	65
4.6.1.4	Modelos mecanicistas e empíricos.....	65
4.6.1.5	Números de variáveis independentes	67
4.7	DESCRIÇÃO DO MODELO SisBAHIA	71
4.8	MÓDULO HIDRODINÂMICO DO SisBAHIA	73
4.9	EQUAÇÕES GOVERNANTES PARA O MÓDULO 2DH DO MODELO HIDRODINÂMICO E SIGNIFICADO DOS TERMOS	74
CAPÍTULO 5 – MATERIAIS E MÉTODOS		78
5.1	ETAPA 1	79
5.1.1	Coleta de Dados	79
5.1.2	Análise Laboratorial	82
5.1.3	Análise estatística	84
5.1.4	Balanço de massa	85
5.2	ETAPA 2	87
5.2.1	Coleta de dados	87
5.2.2	Análise laboratorial	88
5.2.3	Modelagem hidrodinâmica	89
5.2.4	Balanço de massa	94

CAPÍTULO 6 - AVALIAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DA REGIÃO AMAZÔNICA: UTILIZAÇÃO DE ANÁLISE MULTIVARIADA E BALANÇO DE NUTRIENTES NO RESERVATÓRIO ÁGUA PRETA	95
6.1 INTRODUÇÃO.....	95
6.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	97
6.2.1 Parâmetros abióticos e clorofila <i>a</i>	99
6.2.2 Tratamento dos dados e balanço de massa	99
6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	99
6.3.1 Análises de componentes	99
6.3.2 Análises dos dados	102
6.3.3 Balanço de massa	107
6.4 CONCLUSÃO.....	110
CAPÍTULO 7 - APLICAÇÃO DO MODELO HIDRODINÂMICO BIDIMENSIONAL E DISTRIBUIÇÃO DE SEDIMENTOS SUSPENSOS NO RESERVATÓRIO ÁGUA PRETA	112
7.1 INTRODUÇÃO.....	112
7.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	113
7.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	114
7.3.1 Circulação hidrodinâmica	114
7.3.2 Parâmetros físicos coletados <i>in situ</i>	119
7.4 CONCLUSÃO.....	122
CAPÍTULO 8 - CONSIDERAÇÕES FINAIS	124
8.1 CONCLUSÕES GERAIS	124
8.2 SUGESTÕES	126
REFERÊNCIAS.....	127

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 3

Figura 3.1	Localização do Lago Bolonha e Água Preta. Fonte: Modificado do Google Earth (2010).....	12
Figura 3.2	Canal de ligação dos lagos Bolonha e Água Preta. Fonte: Modificado do Google Earth (2010).....	13
Figura 3.3	Sistema de captação e armazenamento de água superficial. Fonte: PEREIRA (2006).	13
Figura 3.4	Distribuição da Precipitação Média Mensal da Região de Belém e Adjacências. Período entre 1987 e 1996. Fonte : INMET (2010).	15
Figura 3.5	Geomorfologia da área no entorno dos lagos. Fonte: IMBIRIBA JUNIOR e COSTA (2003).	16
Figura 3.6	Solos da bacia do Utinga. Fonte: IMBIRIBA JUNIOR e COSTA (2003).	17
Figura 3.7	Distribuição da vegetação na área em estudo. Fonte: IMBIRIBA JUNIOR e COSTA (2003).....	20
Figura 3.8	Geologia da Região Metropolitana de Belém. Fonte: MATTA (2004). .	21
Figura 3.9	Bacia hidrográfica dos lagos Bolonha e Água Preta. Fonte: BARBOSA e SILVA (2002).	22

CAPÍTULO 4

Figura 4.1	Lago Água Preta, Manancial que abastece a cidade de Belém-PA.	28
Figura 4.2	Captação, tratamento, elevação e reservação de água subterrânea..	29
Figura 4.3	Lagos de várzea ao longo da planície de inundação do rio Solimões....	34
Figura 4.4	Lagos de meandros abandonados, formados ao longo do rio Juruá.....	34
Figura 4.5	Representação esquemática da estratificação térmica em um lago.....	36
Figura 4.6	Eutrofização artificial e natural.....	41
Figura 4.7	Ciclo do fósforo..	48

Figura 4.8	Ciclo do nitrogênio em águas continentais.....	50
Figura 4.9	Representação de um processo de modelagem computacional..	59
Figura 4.10	Balanço de massa para um lago completamente misturado..	69
Figura 4.11	Sistema de coordenadas do sistema de modelagem (3D e 2DH), onde NR é o nível de referência. No caso 2DH, U_i , representa a velocidade integrada na vertical. Note que as coordenadas e velocidades horizontais são representadas como $(x,y) \equiv (x_1,x_2)$ e $(u,v) \equiv (u_1,u_2)$ utilizando o índice $i = 1,2$	74

CAPÍTULO 5

Figura 5.1	Fluxograma representativo dos materiais e métodos.	78
Figura 5.2	Mapas dos pontos de amostragens hidrológicas do ano de 2010.....	79
Figura 5.3	Garrafa hidrológica.	80
Figura 5.4	Distribuição da Precipitação Média Mensal da Região de Belém e Adjacências do ano de 2010 e normal climatológica do período de 1987 e 1996.....	82
Figura 5.5	Mapa dos pontos de amostragens hidrológicas do projeto “Avaliação da Influência da Salinidade e Eutrofização na Qualidade da Água dos Mananciais (Lagos Água Preta e Bolonha) de Abastecimento da Região Metropolitana de Belém – RMB”.....	87
Figura 5.6	Carta batimétrica do lago Água Preta.....	88
Figura 5.7	Imagem obtida no Google earth utilizada como principal base para delimitação dos contornos do domínio de modelagem (Coordenadas: Universal Transverse Mercator – UTM).	90
Figura 5.8	Mapa base (*.srf) gerado no programa Surfer onde serão apresentados os cenários de simulação (Coordenadas UTM).....	91
Figura 5.9	Domínio modelado do lago Água Preta, indicando a malha de discretização em elementos e nós. Os eixos representam distâncias em UTM (“Universal Transverse Mercator”).	93

CAPÍTULO 6

- Figura 6.1** Mapa de localização da área e dos pontos de amostragem de água. 98
- Figura 6.2** Parâmetros abióticos e clorofila *a* em relação à sazonalidade. 101
- Figura 6.3** Balanço hídrico anual ($\text{m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$), desenho esquemático do reservatório. 107
- Figura 6.4** Balanço de massa anual do PT ($\text{t} \cdot \text{ano}^{-1}$) e do NID ($\text{t} \cdot \text{ano}^{-1}$), desenho esquemático do reservatório. Período chuvoso – P.C. Período Seco – P.S. 109

CAPÍTULO 7

- Figura 7.1** Localização do Lago Bolonha e Água Preta. 114
- Figura 7.2** Vetores velocidade do escoamento do lago Água Preta nos meses de janeiro, março, maio e julho. 116
- Figura 7.3** Vetores velocidade do escoamento do lago Água Preta nos meses de agosto, setembro, novembro e dezembro. 117
- Figura 7.4** Detalhes dos vetores de velocidades no lago Água Preta no mês de setembro. 118
- Figura 7.5** Distribuição superficial das médias dos sólidos suspensos ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), cor ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ PtCo) e superficial de turbidez ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Fonte: Modificado de Sodr  (2007). 120
- Figura 7.6** Balanço de massa anual do sólidos suspensos ($\text{t} \cdot \text{ano}^{-1}$), desenho esquemático do reservatório. Período chuvoso – P.C. Período Seco – P.S. 121

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 4

- Tabela 4.1** Relação entre quantidade e qualidade de água em função do tipo de manancial..... 30
- Tabela 4.2** Significado dos termos das equações governantes do módulo 2DH..... 77

CAPÍTULO 5

- Tabela 5.1** Dados das médias das vazões de entrada e saída do lago Água Preta... .. 81
- Tabela 5.2** Médias da direção e velocidade dos ventos na cidade de Belém no período 1987 – 1996..... 81
- Tabela 5.3** Quantidade de parâmetros analisados. 84
- Tabela 5.4** Quantidade de parâmetros analisados. 89
- Tabela 5.5** Valores recomendados para a rugosidade equivalente do fundo, ϵ , para uso do modelo 2DH..... 94

CAPÍTULO 6

- Tabela 6.1** Pesos e variância explicada pelas duas primeiras componentes principais da análise das variáveis com dados obtidos durante os períodos de menor e maior precipitação. 101

NOMECLATURA

LISTA DE ABREVIATURA E SIGLAS

CETESB	COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO
COPPE	COORDENAÇÃO DE PROGRAMAS DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
CODEM	COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO E ADMINISTRAÇÃO DA ÁREA METROPOLITANA DE BELÉM
COSANPA	COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARÁ
DBO	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO
ETA	ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA
FUNASA	FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE
IBGE	INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA
IET	ÍNDICE DO ESTADO TRÓFICO
INMET	INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA
IQA	ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA
OD	OXIGÊNIO DISSOLVIDO

SECTAM SECRETÁRIA EXECUTIVA DE CIÊNCIA, TECNOLOGIA E
MEIO AMBIENTE

RMB REGIÃO METROPOLITANA DE BELÉM

Lista de Símbolos

<i>abs</i>	Absorbância
A_s	Área da superfície dos sedimentos
AR	Área do reservatório (m^3)
AS	Saída anual ($kg.mês^{-1}$)
BM	Balanco de massa ($t.ano^{-1}$)
C	Concentração média do sistema
C_{in}	Concentração de entrada de substância
CN	Concentração de nutrientes ($g.L^{-1}$).
$Cl-a$	Concentração da clorofila <i>a</i>
<i>co</i>	Caminho óptico da cubeta
C_{out}	Concentração de saída substância
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
E	Evaporação
EAN	Entrada anual de todos os nutrientes para um afluente ($kg.dia^{-1}$)
(E/S)	Estimativas mensais de entrada e saída
h	Profundidade da água
IA	Input anual de cada afluente ($kg.mês^{-1}$)
IM	Soma das entradas mensais

<i>K</i>	Taxa de sedimentação (l/tempo)
<i>k</i>	Coefficiente de reação de primeira ordem
<i>MEC</i>	Média da estação chuvosa (kg.mês ⁻¹)
<i>MES</i>	Média da estação seca (kg.mês ⁻¹)
<i>NT</i>	Nitrogênio total
<i>P</i>	Precipitação
<i>PT</i>	Fósforo total
<i>Q</i>	Escoamento
<i>Q_{in}</i>	Vazão de entrada
<i>Q_{out}</i>	Vazão de saída
<i>RN</i>	Nutrientes no reservatório (kg)
<i>RR</i>	Estimativa de precipitação direta no reservatório (m ³ .ano ⁻¹)
<i>T</i>	Tempo de retenção
<i>t</i>	Tempo
<i>TR</i>	Tempo de retenção (dias)
<i>v</i>	Velocidade da sedimentação
<i>V</i>	Volume do lago
<i>VA</i>	Volume de água no reservatório (m ³)
<i>V_{ac}</i>	Volume de acetona (ml)
<i>VMC</i>	Valores mensais da estação chuvosa (de dezembro a junho) em kg.mês ⁻¹
<i>VMS</i>	Valores mensais da estação seca (de julho a novembro) em kg.mês ⁻¹
<i>V_s</i>	Velocidade aparente de sedimentação
ΔV	Variação de armazenamento

U_i	Velocidade integrada na vertical
$(x, y) \equiv (x_1, x_2)$ e $(u, v) \equiv (u_1, u_2)$	Coordenadas e velocidades horizontais
x, y	Coordenadas
$\zeta(x, y, t)$	Elevação da superfície (m)
$U(x, y, t)$ e $V(x, y, t)$	Velocidades médias na vertical, na direção x e y
u, v e w	Componentes da velocidade do escoamento respectivamente nas direções x, y e z
g	Aceleração da gravidade
ρ	Densidade local do fluido
ρ_0	Densidade constante de referência
Φ	Velocidade angular de rotação da terra no sistema de coordenadas local. os termos com φ são as forças de coriolis, no qual θ é o ângulo de latitude

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1.1 MOTIVAÇÃO

A degradação dos recursos hídricos é um dos mais evidentes reflexos da crise ambiental da sociedade contemporânea, a qual está alicerçada no crescimento populacional, na mudança dos hábitos de consumo, na geração da poluição pelos processos produtivos e na falta de saneamento básico. Tal degradação tem levado a um quadro de escassez de água em importantes bacias hidrográficas brasileiras, mesmo naquelas com um regime pluviométrico favorável (MADRUGA *et al.*, 2008).

Nesse contexto, uma das grandes metas mundiais, sem dúvida alguma, é a utilização racional dos corpos d'água, sejam eles lóticos (rios e/ou córregos) ou lânticos (lagos e/ou reservatórios) e sua conservação com relação à qualidade de água para atender aos diversos usos de seus recursos. Porém, para a perfeita relação entre uso e conservação, é preciso conhecer os processos físicos, químicos e biológicos que interagem dentro desses ecossistemas, gerando informações, em estudos mais aprofundados, de sua estrutura e funcionamento para a posterior implantação de planos de manejo mais adequados (LEITE, 1998).

Entre os sistemas aquáticos estão os reservatórios de importância fundamental pela sua própria característica de usos múltiplos. No entanto, a disposição de resíduos (nutrientes e poluentes) provenientes de despejos industriais e domésticos, tem gerado diversos problemas, ocasionando a eutrofização, bem como a concentração de metais pesados e outros elementos tóxicos.

A concentração de oxigênio dissolvido em sistemas aquáticos naturais também é considerada uma variável altamente informativa, pois representa o comportamento e a

funcionalidade do ecossistema (D'AUTILIA *et al.*, 2004). O oxigênio dissolvido, juntamente com o ciclo de nutrientes e a produtividade biológica são alguns parâmetros de qualidade de água severamente controlados por mudanças na temperatura (STEFAN *et al.*, 1993). Em meio às variações observadas em reservatórios, destaca-se também a entrada e deposição de sedimentos (assoreamento), fato este relacionado basicamente com o uso e ocupação da bacia hidrográfica e do seu entorno.

O material sedimentado contribui para o processo de eutrofização de lagos e reservatórios, pois na decomposição de material orgânico transportado para dentro desses ambientes ocorre o consumo de oxigênio disponível e a liberação de nutrientes.

Dessa forma, o conhecimento das interações entre o sedimento e a massa líquida é essencial para o gerenciamento e manejo da qualidade da água de reservatórios eutróficos, pois mesmo depois de reduzir a entrada externa de efluentes, há sempre dificuldades causadas pela liberação dos nutrientes proveniente do sedimento para a coluna d'água (DRISCOLI, 1993).

A taxa de reciclagem dos nutrientes depende das inter-relações entre as misturas horizontal e vertical da coluna de água, as quais determinam as distribuições temporal e espacial, e também da atividade e da biomassa de organismos presentes. As variáveis importantes a considerar nesses processos são o tempo de residência da massa de água, as taxas de transferência dos elementos entre as massas de água e as taxas de reciclagem dos elementos entre os vários compartimentos (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Os principais nutrientes são aqueles importantes para todas as plantas (carbono, nitrogênio e fósforo), os quais, em várias combinações com hidrogênio e oxigênio, constituem a base dos processos de metabolismo e estrutura das células. Enxofre e sílica também podem ser adicionados a essa lista, uma vez que a sílica faz parte das frústulas

das diatomáceas e o enxofre é um elemento essencial como componentes das proteínas (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Os ciclos desses elementos nas águas continentais estão inter-relacionados, portanto, com os processos biológicos, químicos e geológicos no sistema aquático, que afetam de forma direta a distribuição desses elementos nos sedimentos. Essa ciclagem dos nutrientes entre o sedimento e a coluna d'água é influenciada pelas condições hidrológicas, pela morfologia do lago, pelo tempo de residência da água e pelo tamanho e densidade das partículas (FORSBERG, 1989).

Entretanto, a quantidade de sedimentos depositada dentro de um sistema varia muito entre reservatórios devido à variabilidade espacial e temporal da quantidade e das características do sedimento carregado pelos cursos d'água, bem como das circunstâncias que causam sua deposição (LEITE, 1998).

Neste contexto, o presente estudo assume fundamental importância, através do balanço de massa utilizado para verificar o aporte de nutrientes e das simulações hidrodinâmica dentro do lago Água Preta, o qual faz parte do manancial Utinga utilizados para abastecimento de água da Região Metropolitana de Belém. Com essas análises é possível prevenir e/ou corrigir processos degradantes nesse tipo de ambiente, provendo subsídios a ações governamentais e do poder público, para uma correta gestão desse ecossistema, pois possibilitará melhorar a qualidade da água de ambientes aquáticos.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Desenvolver ferramentas de avaliação da qualidade da água de ambiente lacustre na região amazônica, com base na sedimentação de sólidos e na distribuição de

nutrientes, com a finalidade a proteção do recurso hídrico e sua utilização no abastecimento público de água potável.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Utilizar análise de componentes principais para relacionar os parâmetros abióticos (oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, nitrito, N-amoniaco, nitrogênio total, fósforo total, sólidos em suspensão, cor aparente e turbidez) e clorofila *a*.
- Estudar o balanço de massa dos nutrientes (nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo total) responsáveis pelo processo de eutrofização no reservatório Água Preta, visando subsidiar informações para implantação de mecanismos de gerenciamento da qualidade de água.
- Aplicar um modelo hidrodinâmico na avaliação do potencial de transporte longitudinais de sedimentos no lago Água Preta, para a determinação das áreas de maior assoreamento.

1.3 ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO

O presente capítulo apresenta as motivações e os objetivos que levaram ao desenvolvimento de ferramentas de avaliação da qualidade da água de ambiente lacustre.

O Capítulo 2 apresenta a revisão bibliográfica, onde são abordados os trabalhos que foram realizados no manancial Utinga.

O Capítulo 3 mostra a área de estudo, as suas características fisiográficas e o histórico dos mananciais do Utinga.

O Capítulo 4 apresenta uma revisão da literatura. Enfatiza-se ainda, uma abordagem sobre especificações do balanço de massa e modelagem hidrodinâmica.

O Capítulo 5 trata dos materiais e das metodologias empregada para elaboração dos artigos científicos.

As análises dos resultados e suas discussões são apresentadas no Capítulo 6 no que diz respeito aos parâmetros abióticos e bióticos estudados no lago Água Preta, bem como o balanço de nutrientes.

Similarmente ao Capítulo 6, as análises dos resultados e discussões são mostradas no Capítulo 7 no que diz respeito ao emprego do modelo hidrodinâmico no lago Água Preta e ao aporte de sedimentos.

Finalmente, no Capítulo 8 são apresentadas as Conclusões Gerais do trabalho desenvolvido e as sugestões das principais atividades que podem ser realizadas em trabalhos futuros.

CAPÍTULO 2

JUSTIFICATIVA

2.1 A QUESTÃO AMBIENTAL NO MANANCIAL UTINGA

No Brasil, mais de 14 milhões de pessoas não têm acesso a redes de distribuição de água, e o processo de contaminação dos mananciais é algo crescente. O acesso à água de boa qualidade e em quantidade adequada é uma prioridade, em especial em áreas urbanas, e está diretamente ligada à saúde da população. É importante frisar que diversas doenças têm sua origem na água contaminada e respondem por mais da metade das internações hospitalares na rede pública de saúde (DE OLHO NOS MANANCIAIS, 2011).

Segundo o Atlas de Saneamento do IBGE, apenas 2% dos municípios brasileiros (que equivalem a 116 municípios) não contavam, em 2000, com qualquer serviço de abastecimento de água por rede geral. A maior parte dos municípios sem qualquer tipo de rede de distribuição de água está situada nas Regiões Norte e Nordeste. Apesar de ter havido uma redução, nestas regiões, do número de municípios sem abastecimento, houve, na última década, um aumento de seu peso proporcional: passando de 50% para 56% no Nordeste e de 21,7% para 23,3% na Região Norte, indicando que o investimento aí realizado na expansão da rede geral de abastecimento de água não ocorreu na mesma proporção que nas demais regiões (DE OLHO NOS MANANCIAIS, 2011).

No Pará na Região Metropolitana de Belém os lagos Bolonha e Água Preta constituem os principais mananciais de água superficial para o abastecimento público de cerca de 1,2 milhões de pessoas (COSANPA, 2010). Contudo, nesses reservatórios ocorrem diversas pressões, seja pelas constantes invasões de suas cabeceiras, por

moradias sem esgotamento sanitário, como por conjuntos habitacionais construídos na região.

Segundo SECTAM (1992), os lagos Água Preta e Bolonha vêm servindo também como receptores finais de esgotos domésticos e industriais e das águas lançadas em suas bacias.

Os problemas atuais que atingem os ecossistemas dos mananciais surgiram pelo avanço urbanístico desordenado, e provocaram o surgimento de bairros, favelas e conjuntos residenciais próximos às principais nascentes dos lagos Água Preta e Bolonha que ficam, portanto, sujeitas à degradação ambiental. Dessa forma, vários estudos têm sido realizados e aprimorados nos últimos anos para identificar e solucionar os problemas que ocorrem nesses lagos.

DIAS (1991), realizou um estudo ambiental do Utinga visando à análise da vida útil do sistema de abastecimento de Belém. O estudo realizado por RIBEIRO (1992) descreveu a situação da qualidade das águas superficiais dos lagos Bolonha e Água Preta, correlacionando os dados físicos, físico-químicos, químicos, bioquímicos, hidrobiológicos e geoquímicos. Esse autor verificou que os aportes de águas recalcadas do rio Guamá aumentam os efeitos de turbidez das águas e provocam maior assoreamento nesses reservatórios.

GERALDO e CARNEIRO (2000) caracterizaram os lagos Bolonha e Água Preta como eutróficos com base na estimativa da biomassa fitoplanctônica e quantificação de clorofila *a* (829 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 1.397 $\mu\text{g.L}^{-1}$). CUNHA (2003) encontrou valores de clorofila *a* entre 1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 85 $\mu\text{g.L}^{-1}$, no lago Água Preta, e classificou o lago como mesotrófico – eutrófico.

CARVALHO (2001) coletou amostras de sedimentos de fundo do lago Água Preta, desde as ramificações próximas à rodovia BR 316 até as imediações da barragem,

para reconhecimento da distribuição das razões isotópicas do chumbo (Pb^{206}/Pb^{207}) e da concentração de metais pesados (Ni, Fe, Co, Cu, Cr, Cd, Mn, Zn, Pb, Al) biodisponíveis; e amostras de água no ponto de captação de água do rio Guamá pela adutora da COSANPA para determinar a composição isotópica do chumbo nos sedimentos em suspensão. Os resultados permitiram verificar a contribuição das rochas da região, a influência do material em suspensão do rio Guamá e o efeito da ação antrópica, na distribuição desses elementos no referido lago.

SOUZA e LIMA (2002) em estudo realizado no lago Bolonha, no período de estiagem, encontraram em um ponto a 50 m da entrada da ETA valor máximo DBO de $24,0 \text{ mg.L}^{-1}$, o que confirma a depreciação na qualidade da água dentro desse lago.

SANTOS *et al.* (2005) descreveram parâmetros limnológicos básicos (pH, cor aparente, turbidez, condutividade elétrica) das águas do Lago Água Preta, em uma pesquisa feita durante seis dias consecutivos no mês de março de 2005, onde foi descrita a influência das águas do rio Guamá e da precipitação nas distribuições da turbidez e da cor. Foi também destacada a importância de um monitoramento na área, levando-se em consideração a questão da sazonalidade da região (períodos de maior e menor precipitação) nas distribuições dos parâmetros abióticos e bióticos.

Na tentativa de compor um quadro ao longo dos anos (1980 a 2004) das distribuições das variáveis físicas (cor, turbidez e temperatura) e químicas (oxigênio dissolvido, pH, cloreto, nitrato e N-amoniacal) das águas dos mananciais do Utinga, SARAIVA (2005) verificou que não houve uma mudança significativa nos valores das variáveis estudadas ao longo desses anos. SANTOS *et al.* (2006) mediram a concentração de sólidos e turbidez em suspensão ao longo do sistema de captação, e detectaram os maiores valores no ponto de captação do rio Guamá (sólidos em suspensão de $84,8 \text{ mg.L}^{-1}$ e turbidez de 88 UNT) com uma diminuição ao longo do

percurso, alcançando o valor mínimo (sólidos em suspensão de 2 mg.L^{-1} e turbidez de 4 UNT) na entrada da Estação de Tratamento de Água - ETA do Bolonha.

Os reservatórios tendem ao processo de eutrofização, conforme estudos desenvolvidos por SOUSA (2007) e ALVES (2007), a concentração do elemento fósforo (elemento limitante no fenômeno da eutrofização) na coluna d'água aumentou e dependendo das suas características físico-químicas, poderá se depositar nos sedimentos. Vale ressaltar o trabalho de SODRÉ (2007), que além de avaliar a distribuição dos parâmetros abióticos (transparência, cor aparente, turbidez, oxigênio dissolvido, temperatura, pH, sólidos suspensos, nitrato, N-amoniaco e fosfato) durante um ano de pesquisa também gerou carta batimétrica do lago Água Preta, e constatou a diminuição do volume de armazenamento do lago devido ao assoreamento (sedimentação) oriundos de materiais em suspensão do rio Guamá, o que acelera o processo de diminuição da vida útil do lago.

SANTOS *et al.* (2007) realizam pesquisas para calcular o Índice de Estado Trófico, dos lagos Bolonha e Água Preta, tendo encontrado condições eutróficas nesse ambiente. Esses autores identificaram que no período de maior precipitação pluviométrica aumenta o teor de clorofila *a*, o que pode ser relacionado ao aumento das formas de fósforo nos mananciais, enquanto as formas nitrogenadas encontram-se disponíveis durante o ano todo.

A diferença granulométrica estudada por SOUSA (2010) indicou uma sedimentação não uniforme no lago Água Preta, com a menor fração granulométrica para areia e maior para a fração fina. SILVA (2010) implantou nos dois lagos o Índice de Qualidade de Água-IQA e o Índice de Estado Trófico - IET. O IQA foi desenvolvido para avaliar a qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para o abastecimento público, considerando aspectos relativos ao tratamento dessas

águas. Entre as vantagens do índice estão a facilidade de comunicação com o público leigo e o fato de representar uma média de diversos parâmetros em um único número, combinando unidades de medidas diferentes em uma única unidade. No entanto, sua principal desvantagem está na perda de informação dos parâmetros individuais e da sua interação (CETESB, 2006).

HOLANDA *et al.* (2011) fizeram um estudo sobre a modelagem hidrodinâmica e a morfologia do lago Água Preta, a análise morfológica, determinou uma taxa de sedimentação anual média de 23.065 a 29.081 m³/ano entre 1975 e 2009. Através deste resultado, pode ser calculado o tempo de sedimentação do lago Água Preta, a partir de 2009, a qual varia entre 295 e 381 anos, mantendo a mesma taxa de sedimentação. Por sua vez, LIMA *et al.* (2012) estudaram a modelagem hidrodinâmica e a análise morfológica do lago Bolonha.

Com base nessas informações, o presente estudo assume fundamental importância para fornecer um diagnóstico de suas condições limnológicas, assim como, auxiliar no entendimento da dinâmica dos nutrientes e levantar questões relevantes quanto aos mecanismos de respostas do sistema aos estímulos internos e externos, naturais ou antrópicos e também pela constatação da carência de informações sobre estudos de modelos matemáticos para avaliar o potencial de transporte de sedimentos no reservatório e principalmente procurando obter parâmetros, que possam subsidiar uma melhor gestão dos recursos hídricos que abastecem a cidade de Belém. As informações científicas obtidas nesse trabalho poderão representar uma ferramenta de suporte às ações que visam o melhoramento das condições da vida útil dos reservatórios e que fomentam a integração de ações governamentais e do poder público para prevenir ou corrigir processos degradantes na área estudada que é de grande importância social, ambiental e econômica.

CAPÍTULO 3

ÁREA DE ESTUDO

3.1 INTRODUÇÃO

A área de estudo definida na pesquisa é o Lago Água Preta, que é um dos mananciais superficiais utilizados no sistema de abastecimento de água dos municípios de Belém e Ananindeua, o outro manancial é o lago Bolonha, juntos são dois grandes reservatórios de água superficial que abastecem a Região Metropolitana de Belém (RMB), tendo área total de 8.989.500 m², que, atualmente, sofre processo de degradação decorrente da crescente e desordenada urbanização dos municípios de Belém e Ananindeua.

Na Figura 3.1 é possível observar que o processo de urbanização desordenada é mais acentuado ao longo da Av. João Paulo II e da BR-316, com o surgimento de conjuntos residenciais e invasões que torna esses mananciais mais vulneráveis á ação poluidora oriunda dos efluentes domésticos. Atualmente, a rua do Utinga, a estrada Moça Bonita e a estrada Águas Lindas são os principais acessos aos lagos Água Preta e Bolonha.

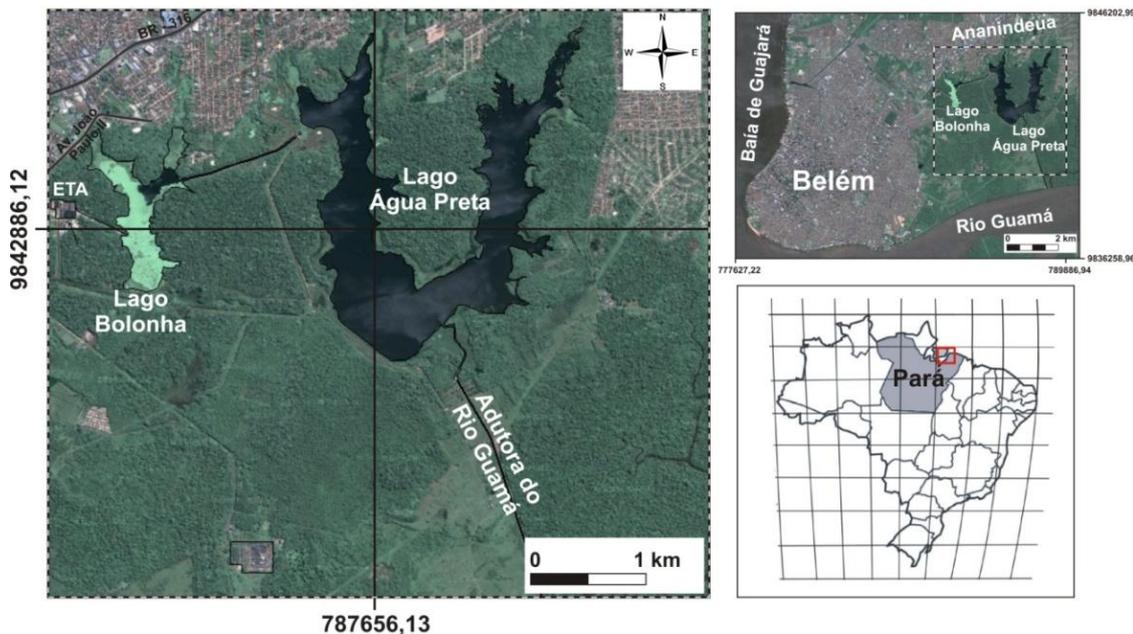


Figura 3.1 – Localização do Lago Bolonha e Água Preta. Fonte: Modificado do Google Earth (2010).

O sistema de abastecimento da Companhia de Saneamento do Pará (COSANPA) tem início com a captação de água através da estação elevatória de produção de água bruta à margem do rio Guamá¹, formada por 4 conjuntos moto-bomba (modelo 24QL19A) com vazão de 5.400 m³/h, 550 CV de potência e 24 mca. Quando esses equipamentos funcionam 24 horas por dia a produção é da ordem de 21.600 m³/h, aduzidas por meio de duas adutoras de aço com diâmetro de 1.500 mm e 1.750 mm e uma de concreto com diâmetro de 800 mm. Essa água é lançada no lago Água Preta, e este por sua vez esta ligado ao lago Bolonha através do canal Água Preta – Bolonha (Figura 3.2), de concreto armado com extensão de 1.052 m (COSANPA, 2010).

¹ O rio Guamá, segundo SIOLI (1951) é um rio de água clara na parte alta do seu curso, tendo em suas cabeceiras pouca quantidade de sedimentos em suspensão. Enquanto que no seu baixo curso, porém, as marés empurram a água turva e barrenta da baía de Guajará para dentro do rio Guamá, enquadrado como um rio de água branca.



Figura 3.2 – Canal de ligação dos lagos Bolonha e Água Preta. Fonte: Modificado do Google Earth (2010).

No lago Bolonha existe uma tomada d'água, cuja função é controlar o fluxo de água para o canal a céu aberto denominado Yuna, que por sua vez, conduz a água por gravidade, até a estação elevatória do Utinga (AGUIAR, 2004).

Na Figura 3.3 é representado o fluxograma do sistema de captação de água da RMB.

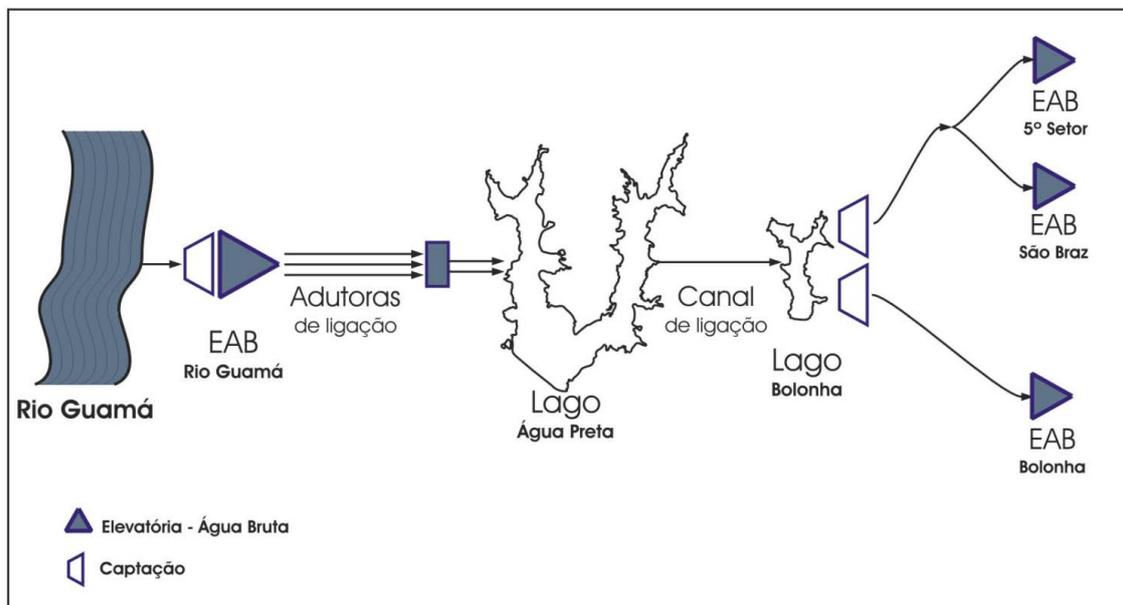


Figura 3.3 – Sistema de captação e armazenamento de água superficial. Fonte: PEREIRA (2006).

A primeira Estação de Tratamento de Água – São Braz é a mais antiga, localizada na sede da COSANPA, e é responsável pelo tratamento e distribuição de água à população dos bairros de São Braz, Umarizal, Comércio e Batista Campos. Tem capacidade para tratar até 1,200 litros por segundo (COSANPA, 2004).

A segunda ETA funciona no 5º Setor Operacional, no bairro do Marco, sendo responsável pelo tratamento e distribuição de água para a população dos bairros do Marco e parte do Souza, e produz 700 litros por segundo (COSANPA, 2004).

A terceira, a ETA – Bolonha, fica localizada próximo ao lago Bolonha, no Utinga, e é responsável tanto pelo tratamento quanto pela distribuição de água à população das adjacências da Marambaia, São Braz, Cidade Nova, Pedreira, Terra Firme, Jurunas e Guamá, produzindo atualmente cerca de 6,400 mil litros por segundo (COSANPA, 2010).

O volume captado, que antes era de cinco mil é hoje de nove mil litros por segundo de água. Com isso, espera-se garantir o abastecimento de água para os próximos 20 anos e beneficiar até 1,2 milhões de pessoas (COSANPA, 2010).

3.2 ASPECTOS FISIAGRÁFICOS DA ÁREA

3.2.1 Clima

O clima da área fisiográfica do Utinga corresponde ao tipo equatorial úmido, classificado de acordo com Köppen na categoria Af. Caracteriza-se, sobretudo, por apresentar precipitações frequentes, oscilando entre 1500 a 3000 mm/ano, temperaturas acima de 18°C com pequenas amplitudes entre máximas e mínimas anuais (DIAS, 1991).

A umidade ar, no transcorrer do ano, acompanha de perto o regime pluviométrico, ocorrendo os maiores valores no período de dezembro a junho, atingindo

marcas de até 90%, e valores médios anuais de 70% (DIAS, 1991). A precipitação (Figura 3.4) na região equatorial é o elemento meteorológico que mais define o clima, já que a temperatura e a pressão atmosférica, não possuem variações marcantes para mostrar mudanças sazonais.

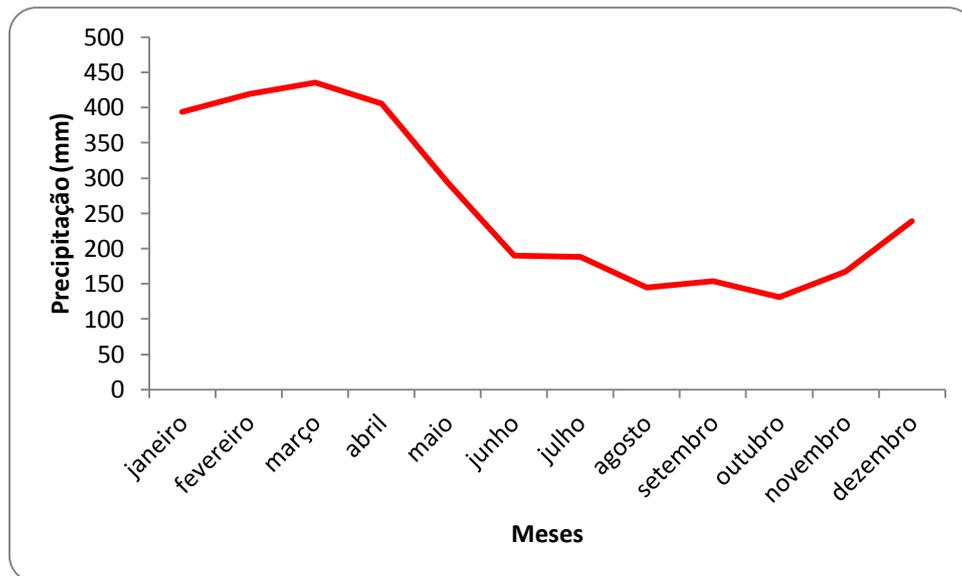


Figura 3.4 – Distribuição da Precipitação Média Mensal da Região de Belém e Adjacências. Período entre 1987 e 1996. Fonte : INMET (2010).

3.2.2 Aspectos Geomorfológicos

A área que compreende o Sistema Ambiental nos mananciais do Utinga (Figura 3.5) apresenta (em sua morfologia) Baixos Platôs Amazônicos (Terra Firme) denominado de Planalto Rebaixado da Amazônia e Planícies Fluviais sujeitas à inundação, denominadas de Planície Amazônica (várzea e igapó).

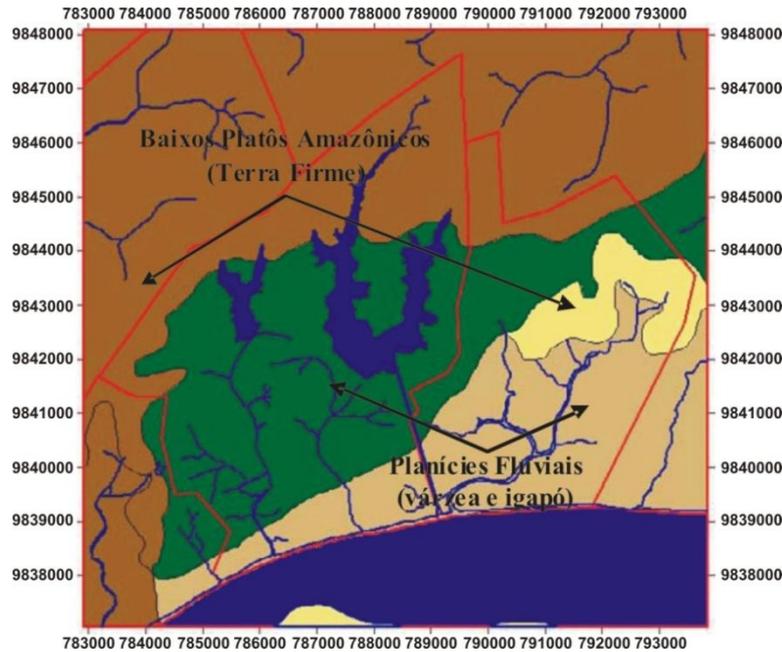


Figura 3.5 – Geomorfologia da área no entorno dos lagos. Fonte: IMBIRIBA JUNIOR e COSTA (2003).

Segundo DIAS (1991), no conjunto dos lagos do Utinga, pode-se distinguir vários elementos que participam da estrutura morfológica da região dos baixos platôs:

- a) Plataformas intermediárias, correspondendo ao nível altimétrico de 10 a 15 m do patamar terciário, representando os rebordos das cabeceiras dos cursos de água. Contornadas por encostas e escarpas, tem cima aplainado tabuliforme e solos predominantemente arenosos e concrecionários característicos da Formação Barreiras. Apresentam pontos de estrangulamento, provenientes dos processos de erosão, remontando às nascentes dos aquíferos, de superfície;
- b) Níveis de terraços escalonados em altitudes inferiores com cotas variando de 5 a 10 m - baixos patamares;
- c) Baixadas inundáveis correspondentes ao 4º nível geral do terraceamento, apresentam-se esculpidas sobre terrenos recentes, em sedimentos do Quaternário.

3.2.3 Solo

Os solos da área da bacia são descritas de acordo com cada unidade geomorfológica (Figura 3.6)

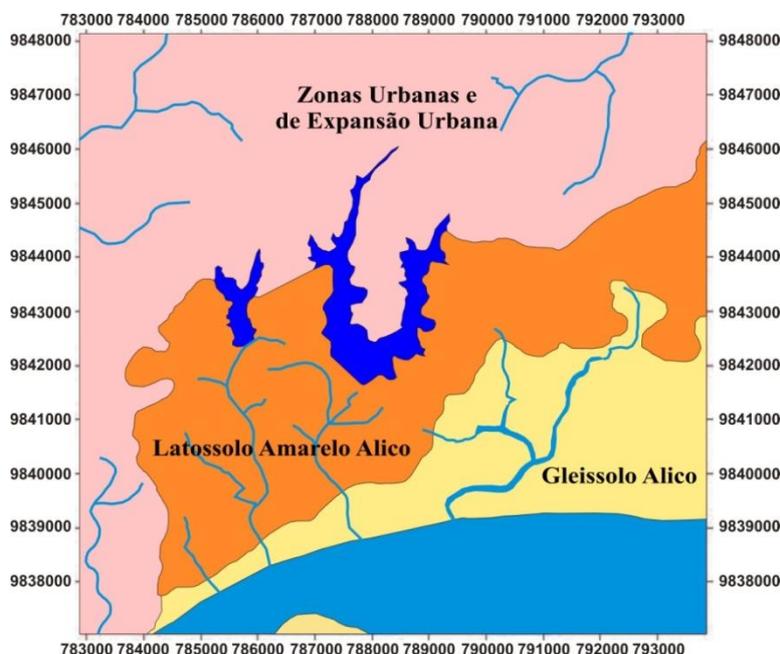


Figura 3.6 – Solos da bacia do Utinga. Fonte: IMBIRIBA JUNIOR e COSTA (2003).

A característica dos solos da várzea alta e baixa são marcadas pelo domínio do Hidromorfo Gleizado, onde encontra-se o Gley pouco Húmico, com textura fraca e argilosa; são maus drenados, com perfil medianamente profundo apresentando seqüências de horizonte A e Cg ou A, Bg e Cg com indicações de processos de gleização. As cores são marcadas pelos processos de mosqueamento típico (IMBIRIBA JUNIOR e COSTA, 2003).

Nas áreas de terraços e tabuleiro, encontramos segundo o DIAS (1991), no solo, associações do Latossolo Amarelo com o Concrecionário Laterítico medianamente profunda formada por uma mistura de partículas finas e concreções ferruginosas de vários diâmetros, que podem ocupar a maior parte do volume do solo. Apresenta uma seqüência no perfil de Acn (horizonte com presença de concreções), Bcn e Cen com os

dois primeiros apresentando uma espessura média de 50 cm cada um têm características químicas semelhantes ao Latossolo Amarelo, com uma composição de óxido de ferro e alumínio, argila 1:1 e minerais altamente resistentes ao intemperismo. A saturação em alumínio é alta, a fertilidade natural, o pH e a saturação de bases são baixas. O horizonte superficial tem estrutura moderada, pequena, subangular, por vezes mascarada pela laterita. As análises realizadas indicam teores de argila menores do que 30% neste horizonte. No subsuperficial a textura é pouco mais argilosa, com textura subangular, pequena a média e de fraca a moderada.

E as Areias Quartzosas associadas ao Latossolo Amarelo, em relevo plano a suavemente ondulado, se originam de sedimentos arenosos do Quaternário. São pouco desenvolvidas, com textura arenosa, fortemente, drenada e bastante permeável. Apresentam baixa fertilidade e baixa soma de bases trocáveis. O horizonte superficial tem espessura média de 50 cm, estrutura muito fraca, pequena, granular ou mais frequentemente maciça. O horizonte B tem espessura de cerca de 80 cm, com estrutura maciça (IMBIRIBA JUNIOR e COSTA, 2003).

O Podzol Hidromórfico é encontrado em pequenas manchas ao norte do lago Água Preta, possuindo uma textura arenosa em todo o perfil, com presença de horizonte A2 de coloração branca ou cinza clara com profundidade de 20 cm, e o horizonte B de acúmulo de húmus e de sesquióxidos, com acidez elevada e baixo conteúdo de bases trocáveis, e com profundidade média de 150 cm. Estes solos têm como material originário de sedimentos arenosos do Quaternário e encontram-se associados, na área, com o Latossolo Amarelo (IMBIRIBA JUNIOR e COSTA, 2003).

3.2.4 Cobertura Vegetal

A tipologia vegetal predominante na área dos lagos do Utinga foi originalmente a Floresta Tropical Úmida Perenefolia, apresentando alta heterogeneidade na composição de espécies dicotiledôneas de porte médio alto e grandes variações na densidade. A variação do porte e da frequência de determinadas espécies decorre da inundação de áreas florestais provocadas pelos barramentos dos cursos de água do Bolonha e Água Preta e pelos desmatamentos para ocupação agrícola e urbana. Estas condições são determinantes da principal divisão fito-tipológica da área do Utinga: floresta densa de terra firme, floresta de áreas inundadas ou sujeitas à inundação, floresta secundária, cultivos agrícolas, campos gramíneos e área urbana (DIAS, 1991). Segundo este autor, em consequência dos processos modificadores do solo, como inundação e desmatamento, a floresta primitiva foi sendo alterada na sua cobertura original.

Onde houve interferência humana (ação antrópica) ou qualquer derrubada causada por agente natural, a floresta reaparece, com uma composição parcialmente diferente da floresta primitiva, recebendo a denominação de floresta secundária ou capoeira (DIAS, 1991).

Atualmente as áreas desmatadas ou alteradas diretamente pela ação antrópica existem em maior proporção, comparadas às áreas contendo florestas primitivas. A Figura 3.7 mostra a distribuição da vegetação na área em estudo no ano de 2003 (IMBIRIBA JUNIOR e COSTA, 2003).

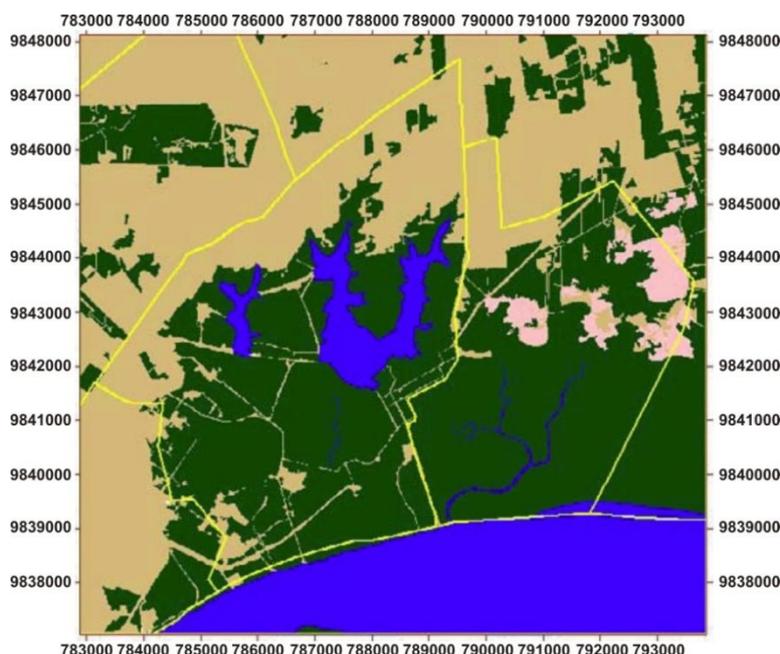


Figura 3.7 – Distribuição da vegetação na área em estudo. Fonte: IMBIRIBA JUNIOR e COSTA (2003).

3.2.5 Aspectos Geológicos

A Bacia do Murutucum, onde se encontram os lagos Bolonha e Água Preta, tem seu contexto geológico representado principalmente por unidades cenozóicas, estudadas em afloramentos naturais e por perfis litoestratigráficos de poços tubulares perfurados na região (IMBIRIBA JUNIOR e COSTA, 2003).

Faz parte desse contexto, a Formação Pirabas, de idade Oligo-Miocênica, situada em Belém a partir de uma profundidade média de 100 metros; o Grupo Barreiras, de idade Mioceno-Pliocênica, que ocorre principalmente na forma de falésias nas ilhas de Caratateua e Mosqueiro; os Sedimentos Pós-Barreiras e os Sedimentos Holocênicos (IMBIRIBA JUNIOR e COSTA, 2003).

O sedimento do grupo Barreiras (Figura 3.8), depositado em ambiente continental durante o Plioceno e parte do Pleistoceno, está assentado sobre os calcários e arenitos da Formação Pirabas, cujo topo encontra-se a cerca de 80 m de profundidade. Está

representado pela interdigitação de sedimentos arenosos e areno-argiloso e ocorrendo em pequenas áreas entre os lagos Água Preta e Bolonha e o curso superior do rio Aurá.

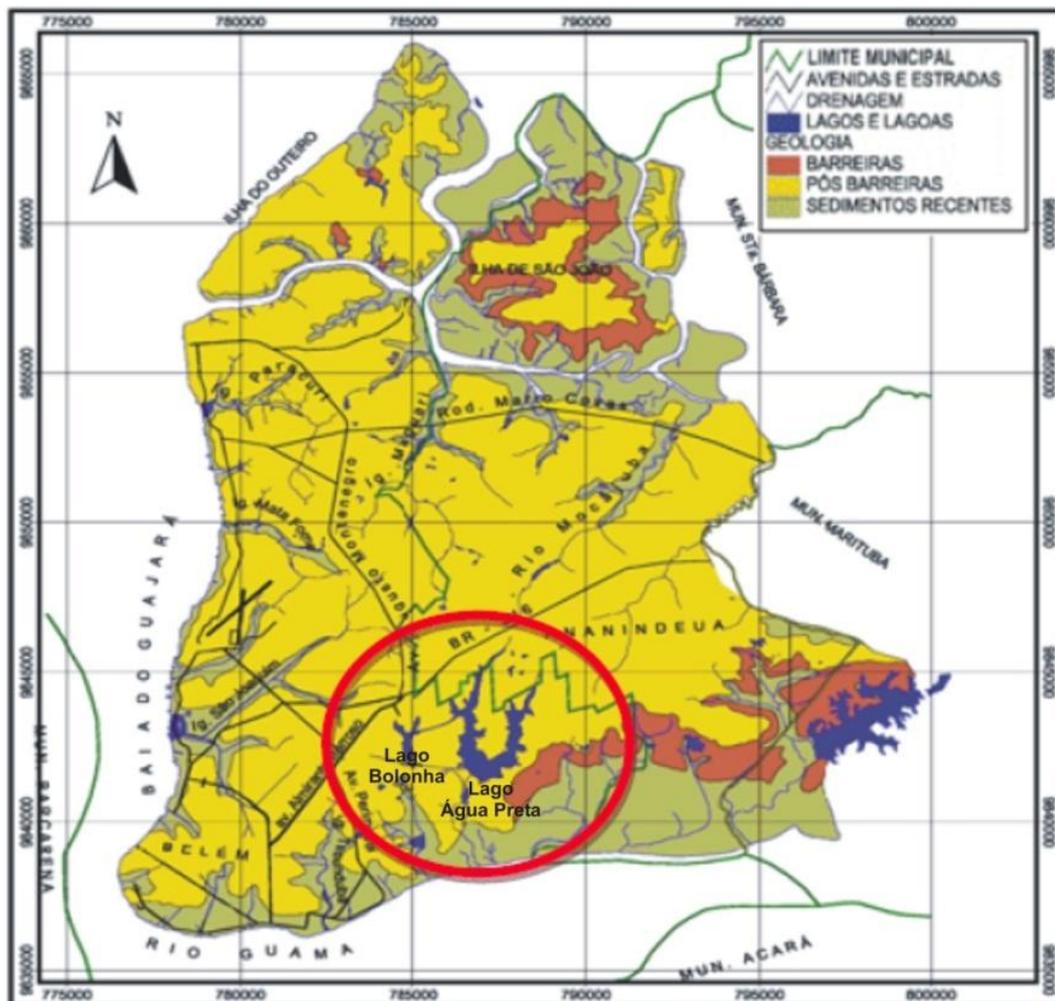


Figura 3.8 – Geologia da Região Metropolitana de Belém. Fonte: MATTA (2004).

Sobreposta ao Grupo Barreiras, a Cobertura Detrítica Pleistocênica, apesar da reduzida espessura, é a unidade geológica de maior expressão territorial e sobre a qual são assentadas as zonas urbanas. São sedimentos detríticos pleistocênicos de características alúvio-coluvial e, também, fluvial, representados por uma fácies arenosa e outro areno-argilosa (IMBIRIBA JUNIOR e COSTA, 2003).

Os depósitos cuja deposição se processa desde o início do Holoceno, são constituídos por sedimentos argilosos cinza, ricos em matéria orgânica. São sedimentos

dispostos ao longo da planície de inundação do rio Guamá, constituindo a Aluvião Recente (CONCEIÇÃO, 1995).

3.2.6 Recursos Hídricos

A RMB possui características hidrográficas peculiares, entrecortadas por furos, rios, igarapés, lagos e baías, seguindo aspectos estuarinos amazônicos. Os igarapés se destacam em sua importância, quando se relacionam com a topografia e com a formação e evolução dos vales, que modelam os diferentes níveis de relevos existentes. Na Figura 3.9 observa a bacia de Murutucum onde os lagos estão inseridos. Os elementos hídricos de maior expressão, devido suas relações diretas e imediatas com a cidade de Belém, são a baía de Guajará e o rio Guamá, além de inúmeros igarapés que cortam a cidade.



Figura 3.9 – Bacia hidrográfica dos lagos Bolonha e Água Preta. Fonte: BARBOSA e SILVA (2002).

A baía de Guajará está localizada em frente à cidade de Belém, prosseguindo até a Ilha do Mosqueiro, tem continuidade na baía de Marajó, com influência direta das marés oceânicas e é formada na confluência dos rios Acará e Guamá, onde se encontra com a baía de Marajó, no rio Pará. Sua margem esquerda é composta por ilhas, dentre as principais destaca-se; ilha das Onças, Jararaca, Mirim, Paquetá Açu, Jutubá e canais, enquanto na margem direita está a cidade de Belém, as ilhas de Caratateua (Outeiro) e do Mosqueiro, separadas pelos furos do Maguari e das Marinhas, respectivamente (MATTA, 2004).

O rio Guamá margeia a cidade de Belém ao sul e deságua na baía de Guajará, possui águas pouco transparentes, com grande quantidade de material argiloso em suspensão, proveniente de atividades erosivas em suas margens, tornando suas águas turvas de coloração amarelada. Sua importância se encontra no fato de que a COSANPA posicionou em seu leito uma adutora (agora duplicada), que direciona a água deste rio para seus lagos naturais, compostos pelos lagos Bolonha e Água Preta (BAHIA *et al.*, 2004).

3.3 HISTÓRICO DOS MANANCIAIS DO UTINGA

Em 1872 os mananciais já haviam sido pesquisados e aprovados para servirem de abastecimento de água para a cidade de Belém (DIAS, 1991). Em 1881, com a criação da Companhia das Águas do Grão Pará, os terrenos que foram demarcados deveriam ser desapropriados no Utinga para a conservação dos mananciais (FEITOSA, 1994). Após estudos realizados pela comissão de engenheiros nomeada pelo presidente Dr. Gama Malcher, ficou reconhecido que esta fonte (Utinga) poderia suprir a necessidade atual de água, por isso foi aceito como principal manancial da empresa (CRUZ, 1944).

Entre 1901-1907, o manancial do Utinga já se mostrava insuficiente para atender a demanda de água potável na cidade de Belém, foi determinada a captação de suas águas, por meio de galerias subterrâneas filtrantes e a construção de uma represa em toda a sua bacia. Nesta ocasião, foi também determinada a construção de muros ao longo de um pequeno canal (rego), que conduzia as águas de três nascentes (Utinga, Buiussuquara e Catu) para um poço de acumulação, evitando assim o seu contato com as águas de áreas inundáveis que são os igapós (CODEM, 1987, FEITOSA, 1994, SILVA, 1999).

Os lagos foram criados na década de 30, a partir de barragens de cursos d'água. Os primeiros a serem represados foram o rio Catu e os igarapés Buiussuquara e Utinga e, o segundo foi o rio Água Preta (SILVA, 1999).

Em 1932, houve a construção do Canal Yuna, pelo quais as águas dos rios Água Preta e Catu eram desviadas para o Buiussuquara para que juntas chegassem até as bombas do Utinga (SILVA, 1999).

Em 1945, aconteceu a reconstrução da barragem do lago Água Preta, elevando sua altura em aproximadamente 0,8 m e também da barragem do lago Bolonha, elevada em aproximadamente 2,3 m. Deu-se também o início da construção de um novo canal que remanejava as águas do canal Yuna e do igarapé Buiussuquara, finalizado em 1949 (FEITOSA, 1994, SILVA, 1999).

Em 1955, iniciou-se a construção da Estação de Tratamento de Água e a estabilização da barragem do lago Água Preta. Após a conclusão destas obras, em 1957, foi instalada uma bomba de recalque para captar água do rio Guamá e, assim, complementar o abastecimento de água potável para cidade de Belém, pois os sistemas de lagos do Utinga não atendiam a demanda da cidade durante o período de estiagem.

Em 1968, procedeu-se a ampliação da capacidade de bombeamento (CODEM, 1987, FEITOSA, 1994).

Na década de 80 houve a construção do atual canal de interligação entre os lagos Água Preta e Bolonha, como forma de manutenção de seus níveis. Apesar de receber as águas drenadas de suas bacias, o volume destes lagos é mantido pela captação de água do rio Guamá (SILVA, 1999).

As obras de grande porte no sistema de captação do Utinga que tiveram início 1980 garantem o abastecimento de água até o ano 2000. Em 2004 o sistema contou com mais um projeto de ampliação para garantir água para os próximos 12 anos tendo em vista o crescimento populacional na região metropolitana de Belém (AGUIAR, 2004).

No ano de 2010, foi efetuada a construção de uma estação de captação de água bruta, localizada no rio Guamá, no Parque Estadual do Utinga, uma subestação elétrica de 69 kv e a duplicação da Estação de Tratamento de Água do Bolonha (ETA Bolonha), garantindo um mais eficiente abastecimento d'água para a Região Metropolitana de Belém pelos próximos 20 anos.

CAPÍTULO 4

REVISÃO DA LITERATURA

4.1 SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA

O abastecimento de água é caracterizado pela retirada da água da natureza, adequação de sua qualidade, transporte até os aglomerados humanos e fornecimento à população em quantidade compatível com suas necessidades, ou seja, representa o conjunto de obras, equipamentos e serviços destinados ao abastecimento de água potável de uma comunidade, para fins de consumo doméstico, serviços públicos, consumo industrial e outros usos (HELLER e CASSEB, 1995).

Segundo a FUNASA (2009), a qualidade da água depende da concepção do projeto implantado e, conseqüentemente, do manancial utilizado. É fundamental estar atento para algumas questões relativas à escolha do manancial. Além da quantidade e qualidade da água disponível, deve ser observado o acesso, disponibilidade de energia elétrica para o funcionamento dos equipamentos necessários, desnível e distância ao ponto de tratamento e de consumo.

Um sistema de abastecimento público de água geralmente compreende as seguintes unidades: captação, adução, estações elevatórias ou de recalque, tratamento, reserva e distribuição.

Sob o ponto de vista das instalações, a unidade de captação é a primeira providência de um sistema de abastecimento. Redestinada a recolher a água, seja ela proveniente da chuva, de rios, de lagos, de fontes, ou do subsolo, tendo por finalidade dar condições para que a água seja retirada do manancial em quantidade capaz de atender ao consumo (GALVÃO *et al.*, 2006).

A adução é destinada a condução da água desde a captação até a comunidade abastecida. As adutoras, tubulações normalmente sem derivações, ligam a captação ao tratamento ou o tratamento à rede de distribuição (GALVÃO *et al.*, 2006).

As estações elevatórias ou de recalque são instalações de bombeamento destinado a transportar água para os pontos mais distantes ou elevados, ou para aumentar a vazão de linhas adutoras (HELLER e CASSEB, 1995).

O tratamento visa eliminar impurezas e/ou corrigir impropriedades que tornam a água inadequada para determinados fins, ou seja, melhora as características qualitativas da água, dos pontos de vista físicos, químicos, bacteriológicos e organoléptico, a fim de que se torne própria para o consumo (GALVÃO *et al.*, 2006).

A reserva, segundo GALVÃO *et al.* (2006), tem como objetivo o acúmulo da água com propósitos de:

- Atender à variação de consumo nas horas em que este for maior;
- Manter pressão mínima ou constante na rede;
- Atender às demandas de emergência, no caso de incêndio, ruptura da rede e outros imprevistos.

A distribuição constitui a etapa final do sistema de abastecimento de água, com destino de conduzir a água para edifícios e pontos de consumo, por meio de tubulações instaladas nas vias públicas (GALVÃO *et al.*, 2006).

Para a água utilizada nas áreas urbanas ser disponibilizada aos consumidores, é importante o conhecimento das características do manancial e do consumo previsto para a comunidade (PEREIRA *et al.*, 2007).

De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (1992), na NBR 12211, são recomendados mananciais que tenham condições sanitárias satisfatórias e que, isolados ou agrupados, apresentam vazão suficiente para atender à demanda

máxima prevista para o abastecimento de água no alcance do plano (PEREIRA *et al.*, 2007).

Normalmente nas áreas urbanas são utilizados mananciais superficiais e subterrâneos. Na Figura 4.1 é mostrado manancial superficial, ou seja, que escoa na superfície terrestre e apresenta espelho d'água na superfície.



Figura 4.1 – Lago Água Preta, Manancial que abastece a cidade de Belém-PA.

Os mananciais subterrâneos ocorrem nos poros e interstícios do solo e do subsolo, sendo muito comum o uso de poços artesianos em sistemas individuais e coletivos de abastecimento de água (PEREIRA *et al.*, 2007). Na Figura 4.2 é apresentada a configuração das unidades de captação, tratamento, elevação e reserva de água subterrânea.

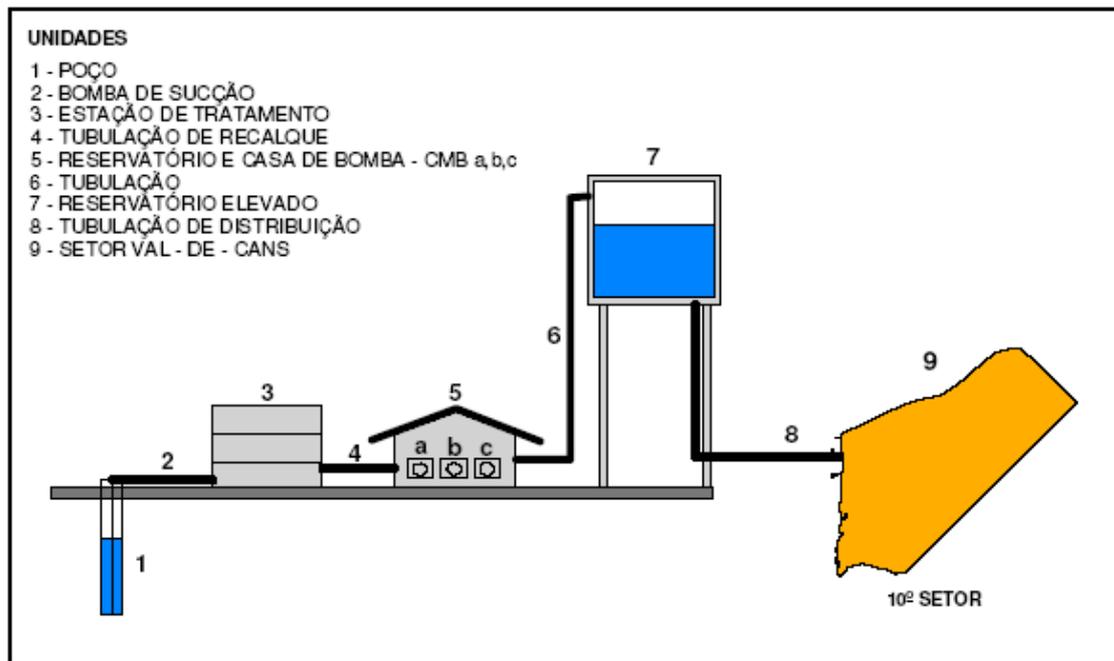


Figura 4.2 – Captação, tratamento, elevação e reservação de água subterrânea. Fonte: PEREIRA *et al.* (2007).

Em locais de grande precipitação pluviométrica e de pequena densidade populacional podem ser também aproveitadas águas da chuva. Após o conhecimento da demanda prevista de água, é preciso avaliar o volume disponível e a qualidade da água bruta do manancial, as quais podem variar de acordo com a sazonalidade (PEREIRA *et al.*, 2007). As principais características dos mananciais de abastecimento de água estão na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Relação entre quantidade e qualidade de água em função do tipo de manancial. Fonte: HELLER e CASSEB (1995).

Manancial	Quantidade de água	Qualidade de água
Superficial	<p>Depende de fatores como:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Área e bacia de contribuição; – Relevo da bacia; – Condições da superfície do solo; – Constituição geológica do subsolo; – Clima; – Existência de obras de controle e utilização da água a montante do local de captação. 	<p>Depende de fatores como:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Grau de ocupação da bacia de contribuição; – Prática de atividades potencialmente poluidoras na área da bacia; – Existência de pontos de lançamento de esgoto a montante.
Subterrâneo Freático	<ul style="list-style-type: none"> – Geralmente capaz de atender a uma família ou a um pequeno grupo de famílias. 	<ul style="list-style-type: none"> – Água sofre infiltração natural pelas camadas do solo; – Grande exposição à contaminação por organismos patogênicos, devido principalmente à proximidade de fossas, falta de higiene no manuseio ou entrada de água de chuva.
Subterrâneo Confinado	<ul style="list-style-type: none"> – Pode atender a cidades de pequeno, médio ou grande porte, dependendo das características geológicas do subsolo, entre outros fatores. 	<ul style="list-style-type: none"> – Pouca exposição à contaminação por atividades humanas podendo haver presença de substâncias químicas nocivas ao homem;
Água da chuva	<ul style="list-style-type: none"> – Depende da pluviosidade do local. 	<ul style="list-style-type: none"> – Por não possuir sais dissolvidos é insípida e pouco digestiva; – Pode sofrer contaminação nos telhados por partículas ou por fezes de pequenos animais.

Na avaliação dos mananciais superficiais como os ambientes lacustres é importante o conhecimento das condições sanitárias na área da bacia, o que requer a coleta e realização de análises física, química e biológica em pontos significativos.

Estas análises podem fornecer um diagnóstico de suas condições ecológicas, assim como, auxiliarem no entendimento da dinâmica das comunidades e levantar questões relevantes quanto aos mecanismos de respostas do sistema aos estímulos internos e externos, naturais ou antrópicos.

4.2 LAGOS

Os lagos são corpos d'água interiores sem comunicação direta com o mar tendo, em geral, águas com baixos teores de íons dissolvidos, quando em comparação com as águas oceânicas. Exceção deve ser feita a aqueles lagos localizados em regiões áridas ou submetidas a longos períodos de seca, nos quais os teores de íons dissolvidos podem ser altos, pois a intensa evaporação não é compensada pela precipitação. Nestas condições os teores de sais dissolvidos podem ser muitas vezes superiores aos da água do mar (ESTEVEES, 1998).

Os lagos não são elementos permanentes das paisagens da terra, pois eles são fenômenos de curta durabilidade na escala geológica, portanto surgem e desaparecem no decorrer do tempo (ODUM, 2001). O seu desaparecimento está ligado a vários fenômenos, dentre os quais o mais importante é: o seu próprio metabolismo, como por exemplo, o acúmulo de matéria orgânica e a deposição de sedimentos transportados principalmente por afluentes (ESTEVEES, 1998).

O surgimento de lagos tem sido objeto de estudo de vários ramos da ciência, especialmente a Geologia e Geografia. Na Limnologia este assunto foi abordado no início do século por Halbfass em 1923 e de forma mais ampla por Hutchinson em 1957 (ESTEVEES, 1998).

Na formação de lagos, são de grande importância os fenômenos endógenos, que são fenômenos originários do interior da crosta terrestre e exógenos, que são fenômenos

originários a partir de causas exteriores à crosta. Como exemplos dos primeiros, podem ser citados os movimentos tectônicos e vulcânicos, e dos segundos, as glaciações, a erosão e a sedimentação (ESTEVEVES, 1998).

Raramente os limnólogos não encontram muita dificuldade para diferenciar um lago de uma lagoa. Como ponto de partida para esta diferenciação, pode-se tomar a profundidade da bacia lacustre e o alcance da região iluminada na coluna d'água. Como lagoa, pode-se considerar os corpos d'água rasos, de água doce, salobra ou salgada, em que a radiação solar pode alcançar o sedimento, possibilitando conseqüentemente, o crescimento de macrófitas aquáticas em toda a sua extensão, vale ressaltar que a maioria das lagoas costeiras, são na realidade, lagunas (ESTEVEVES, 1998). Enquanto que os lagos têm uma extensão considerável de água cercada de terra. Segundo ODUM (2001), uma distinção nítida entre lagos e lagoas é feita por importantes diferenças ecológicas além do tamanho destes ambientes lênticos.

Adotando como critério os aspectos genéticos das depressões lacustres, HUTCHINSON *apud* ESTEVEVES (1998), classificou os lagos do globo em 11 grupos entre os quais se destacam: lagos tectônicos, vulcânicos, glaciais, de dissolução e erosão, oriundos da atividade eólica e de processos fluviais. A classificação dos lagos, conforme o seu nível trófico, baseando-se na tipologia do Thienemann e Ruttner, é de maior interesse para os limnólogos e foram várias vezes discutida e aperfeiçoada nos últimos anos (JUNK, 1980).

Os lagos brasileiros (muitos deles são lagoas) podem se agrupar em pelo menos 5 grupos bem diferenciados: (i) Lagos amazônicos, onde devem ser distinguidos os lagos de várzea e os de terras firme; (ii) Lagos do Pantanal Matogrossense, como lagos de água doce (baías) que periodicamente (durante as cheias) se conectam com os rios, e lagos de água salobra (salinas), que se encontram geralmente fora do alcance das cheias

e permanecem, portanto, isolados; (iii) Lagunas costeiras que se estendem desde o Nordeste até o Rio Grande do Sul, com grandes ecossistemas como a dos Patos; (iv) Lagos formados ao longo de rios de médio e grande porte, por barragem natural de tributários de maior porte ou por processos de erosão e sedimentação de meandros, que resultam no seu isolamento; e (v) Lagos artificiais como as represas e açudes (ESTEVEZ, 1998).

Os lagos de inundação ou várzeas se concentram principalmente na região amazônica, nas planícies de inundação do rio Solimões-Amazonas (Figura 4.3). Esses lagos apresentam como característica principal a grande variação no nível da água. Nas épocas de cheia as águas do rio Solimões/Amazonas inundam as planícies, enchendo os lagos, o que resulta no transbordamento de suas águas, ocasionando a intercomunicação entre rios e lagos formando muitas vezes um único sistema, onde alguns lagos temporariamente adquirem características lóxicas (JUNK, 1980).

Esse tipo de lago pode também ser encontrado em outras regiões fora da bacia amazônica, como no Pantanal de Mato Grosso (baías), na planície do rio São Francisco e na região da Baixada Maranhense, nas várzeas dos rios Turiaçu, Pericumã e Pindaré. Esses três últimos rios são bem pequenos quando comparados aos demais rios amazônicos; todavia, possuem comportamento semelhante a estes no que diz respeito aos padrões de inundação e formação de várzeas (IBANEZ *et al.* 2000).

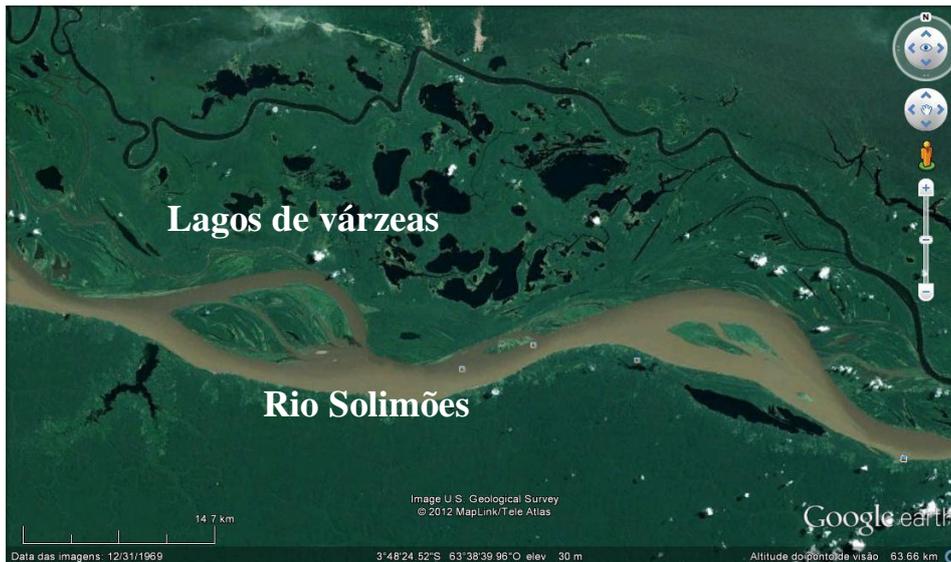


Figura 4.3 – Lagos de várzea ao longo da planície de inundação do rio Solimões. Fonte: Google Earth.

Os lagos de meandro ou ferradura ou ainda “sacados” como são popularmente conhecidos na região amazônica, ocorrem ao longo dos rios de canal meandrante. São formados a partir do isolamento de meandros por processos de erosão e sedimentação das margens. São encontrados em grande número ao longo de rios como o Madeira, Juruá (Figura 4.4) e Purus (Amazônia), Paraguai (pantanal mato-grossense), entre outros.



Figura 4.4 – Lagos de meandros abandonados, formados ao longo do rio Juruá. Fonte: Google Earth.

As represas e açudes considerados lagos artificiais são formados principalmente pelo represamento de rios para atender os seguintes objetivos: abastecimento de águas, regularização de cursos, obtenção de energia elétrica, irrigação, navegação, recreação, entre outros.

4.2.1 Fenômenos Lacustres

Os principais compartimentos dos ambientes aquáticos são: coluna d'água e sedimento. Nos lagos típicos podem ainda ser delimitados três compartimentos: litorâneo (área de contato com o ambiente terrestre), pelágico ou limnético (água aberta) e profundo (ESTEVES, 1998). Entretanto, podem ocorrer muitas diferenças entre esses ambientes que podem ser explicadas a partir dos contornos de profundidade das bacias, formato dos lagos e seus aspectos genéticos (LERMAN, 1978).

4.2.1.1 Estratificação da coluna d'água

Os lagos podem apresentar gradientes verticais e em alguns casos laterais, que se tornam evidentes, através da distribuição desigual da luz, temperatura, nutrientes e gases (oxigênio, gás carbônico etc.). A desigual distribuição destas variáveis no ambiente lacustre tem grandes consequências na distribuição dos organismos (ESTEVES, 1998).

Em função da distribuição desigual da radiação luminosa, os lagos podem sofrer uma zonação vertical da coluna d'água. De acordo com BARROSO e SANTOS (1995), o padrão de distribuição dessa radiação, irá determinar a separação das massas de água em função de diferenças de densidade. Já a distribuição da radiação fotossintética ativa, a qual pode ser absorvida pela clorofila, irá determinar as profundidades das zonas de síntese de matéria orgânica (zona eufótica) e de decomposição (zona afótica). Outro fenômeno muito importante na dinâmica dos sistemas lacustres é a estratificação

térmica da coluna d'água. Como resultado da má distribuição do calor solar absorvido pelas camadas superficiais para o restante da massa d'água, se desenvolve uma camada superficial de águas menos densas e temperatura relativamente uniforme e quente (epilímnio), uma porção intermediária (metalímnio) caracterizada por uma marcante queda de temperatura com a profundidade (termoclina), e uma camada de águas mais densas com temperaturas relativamente uniformes e mais frias (hipolímnio) (Figura 4.5).

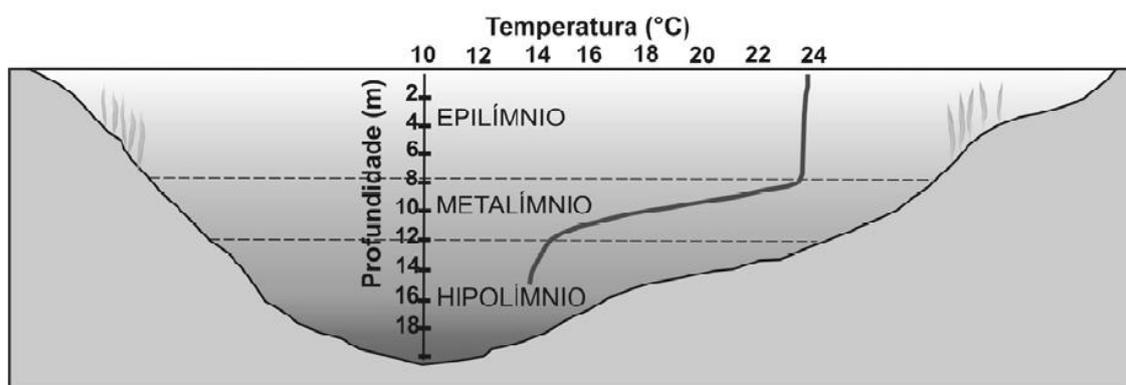


Figura 4.5 – Representação esquemática da estratificação térmica em um lago. Fonte: MENESES (2006).

A persistência da estratificação térmica dos lagos depende de diversos fatores como clima, temperatura e salinidade da água, área e profundidade do lago, e regime de ventos. Nos lagos situados em regiões temperadas, o aquecimento das águas superficiais durante o verão provoca a estratificação da coluna d'água, enquanto a diminuição da radiação solar no outono, resfria o epilímnio, homogeneizando a temperatura e provocando a circulação da massa d'água (BERNER e BERNER, 1996).

Em lago de regiões tropicais, os fenômenos de estratificação da massa d'água ocorrem de maneira diferenciada daquelas de regiões temperadas. Nesses lagos o mais comum é a ocorrência de estratificação e desestratificação diária, ou estratificação durante a primavera, verão e outono, com desestratificação no inverno.

A grande maioria dos lagos tropicais apresenta profundidades reduzidas, em função dos processos geológicos que os originam. Além disso, nessas regiões a variação sazonal da temperatura é pouco acentuada em relação à variação diária. Na região amazônica, por exemplo, a amplitude de variação diária da temperatura atmosférica é maior do que a amplitude sazonal. Estes fatores contribuem para a estratificação e desestratificação diária da coluna d'água nestes lagos. Segundo ESTEVES (1998), a estratificação se desenvolve durante o período do dia, culminando por volta das 16 - 17 horas e desestratificação noturna, devido à perda de calor para a atmosfera. No entanto, nos lagos tropicais de maiores profundidades, em especial aqueles que são pouco influenciados pelo vento, observa-se padrão diferenciado de estratificação, ou seja, estes lagos permanecem estratificados na maior parte do ano, desestratificando-se somente no inverno. Nesta época do ano ocorre inicialmente o resfriamento do epilimnio, posteriormente do metalimnio e finalmente toda a coluna d'água apresenta-se homotérmica e desestratificada. Esse padrão de estratificação térmica ocorre em alguns lagos brasileiros, como constataram TUNDISI *et al.* (1997) ao estudarem 15 lagos do sistema lacustre do rio Doce, entre eles o lago Dom Helvécio (31 m de profundidade). Segundo estes autores os lagos permanecem estratificados durante 10 meses no ano.

Em relação ao padrão de estratificação/circulação de água, os lagos são classificados como holomíticos quando a circulação envolve toda a coluna d'água, ou meromíticos nos casos em que apenas parte da coluna d'água é renovada. Neste último tipo de lago, a termocline separa uma parte da coluna d'água que regularmente é submetida à renovação (mixolimnio) de outra parte mais profunda que se mantém isolada (monimolimnio). Alguns lagos são muito rasos, tornando a ação do vento bastante eficaz na movimentação de suas águas e por isso não sofrem estratificação e não desenvolvem um hipolimnio (LERMAN, 1978).

Nos lagos onde ocorre estratificação térmica também se desenvolve estratificação química, isto é, os gases e compostos orgânicos e inorgânicos presentes na água podem apresentar distribuição não homogênea na coluna d'água. Em lagos temperados, a estratificação térmica condiciona a estratificação química. Em lagos tropicais, a estratificação química, especialmente do oxigênio pode ocorrer independentemente desse processo, pois outros fatores como a concentração de matéria orgânica dissolvida e particulada na água do lago pode controlar a disponibilidade desse gás na água. Em lagos onde há pouco fornecimento de nutrientes e, por consequência, baixas taxas de produção fotossintética, as águas costumam ser bem oxigenadas até as regiões mais profundas. Por outro lado, em lagos onde há uma farta disponibilidade de nutrientes e altas taxas de produtividade primária, o oxigênio pode decrescer em direção ao hipolímnio, tornando-o muitas vezes anaeróbico (MENESES, 2006).

4.2.1.2 Importância dos Sedimentos Lacustres

De acordo com ALLEN e COLLINSON (1986), os lagos podem ser considerados como verdadeiros laboratórios naturais por possibilitarem um refinamento do conhecimento já adquirido a respeito dos processos físicos, químicos e biológicos relevantes não só para o ambiente lacustre como também para vários outros ambientes. Muito do que se conhece hoje sobre deltas, processos litorâneos, correntes de turbidez, sedimentação em ambientes profundos e eventos anóxicos oceânicos foram derivados de estudos realizados em lagos, tendo por base principal a análise de seus sedimentos.

O sedimento pode ser considerado como o resultado da integração de todos os processos que ocorrem em um ecossistema aquático. Do ponto de vista de ciclagem de matéria e fluxo de energia, o sedimento é um dos compartimentos mais importantes dos ecossistemas aquáticos continentais. Nele ocorrem processos biológicos, físicos e

químicos, que influenciam o metabolismo de todo o sistema. Além disso, o sedimento, através de sua composição química e biológica, é de fundamental importância no estudo da evolução histórica de ecossistemas aquáticos e dos ecossistemas terrestres adjacentes (ESTEVEZ, 1998).

A textura do sedimento fornece informações muito diversas sobre a sedimentação ambiente. Dependendo dos objetivos de pesquisa, diferentes métodos são usados para descrever a textura do sedimento. Por exemplo, a investigação microscópica de elétrons permite fixar a estrutura tridimensional de partículas ou agregados (KIM *et al.*, 2005).

Assim como as partículas minerais em suspensão tendem a associar-se com a matéria orgânica, os micros e macronutrientes têm essas funções, um exemplo disso são partículas individuais que formam complexos com metais (geralmente ferro) e óxidos sobre a superfície das partículas, tornam-se agregados e são depositados no fundo do lago (GU *et al.*, 1996).

Outra importância do sedimento são os estudos de caráter paleolimnológico, que reside no fato de que é neste compartimento do ecossistema lacustre que se depositam todos os compostos e estruturas de animais e vegetais, que não foram totalmente decompostos. Desta maneira, ao longo da evolução de um sistema aquático, formam-se camadas no sedimento, contendo compostos químicos e estruturas biológicas que representam as diferentes fases do processo. Assim, a partir desses depósitos, torna-se possível interpretar o desenvolvimento histórico e alterações tanto do ambiente como de suas comunidades. Devido a estas propriedades, os sedimentos lacustres funcionam como verdadeiros bancos de dados sobre os ecossistemas. Essa capacidade do sedimento em acumular compostos é também responsável por tornar este

compartimento um dos mais importantes na avaliação do nível de contaminação dos ambientes aquáticos (MENESES, 2006).

4.3 EUTROFIZAÇÃO

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; MARTINO, 2001).

Como as reações químicas deixam de se processar quando um reagente limitante é totalmente consumido, o crescimento de algas é limitado pela disponibilidade desses nutrientes na água (GRASSI, 2001).

Por outro lado, o aporte excessivo de nutrientes, tais como fósforo e nitrogênio, provoca o crescimento descontrolado de algas. Gera-se então uma biomassa superior àquela que o sistema poderia naturalmente controlar. O aumento excessivo na população e sua posterior degradação no corpo aquático geram uma demanda de oxigênio grande, a qual pode então provocar a morte de animais aquáticos (peixes) e também a proliferação de organismos anaeróbios (GRASSI, 2001).

Nesse sentido, a eutrofização é um processo onde um corpo d'água (lago, rio etc..) é enriquecido por nutrientes, tanto por processos naturais ou provocados pelo homem, sendo que no segundo caso alguns autores (LAMPARELLI, 2004; ESTEVES 1998) denominam eutrofização cultural ou artificial (Figura 4.6).

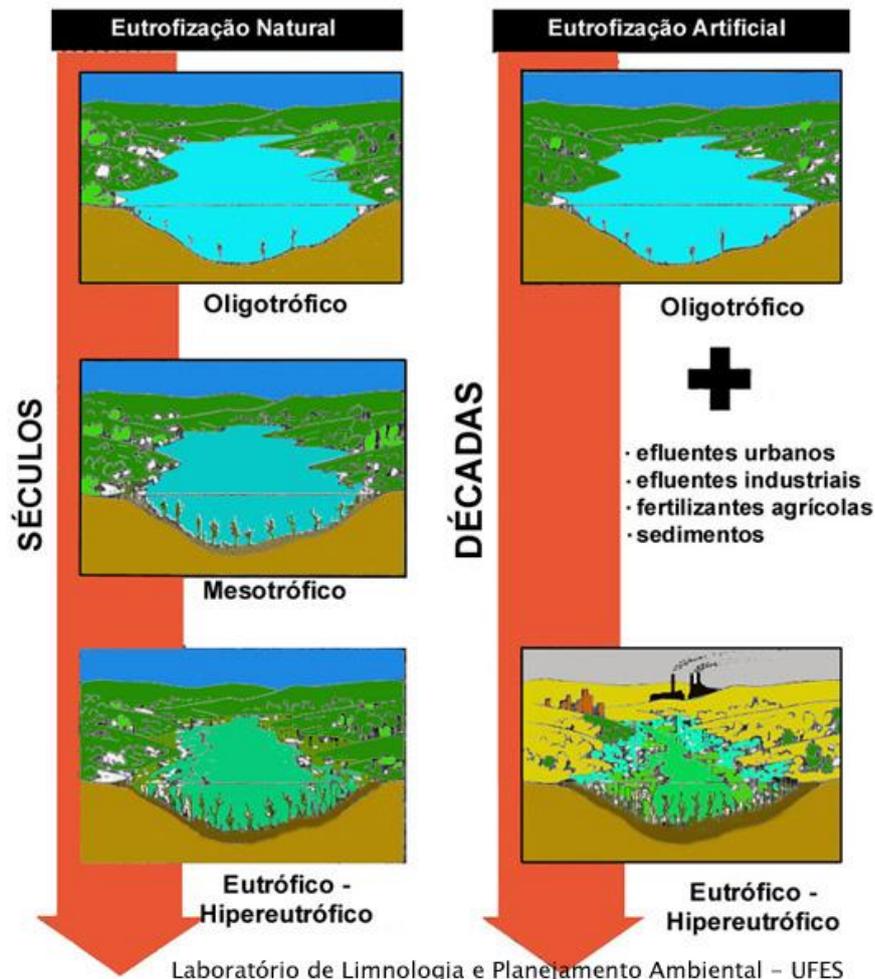


Figura 4.6 – Eutrofização artificial e natural. Fonte: www.dern.ufes.br/limnol/main.html.

A eutrofização natural é um processo lento e contínuo que resulta do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais que erodem e lavam a superfície terrestre. A eutrofização natural corresponde ao que pode ser chamado de “envelhecimento natural” do lago. Quando ocorre artificialmente, ou seja, quando é induzida pelo homem, a eutrofização é denominada de artificial, cultural ou antrópica. Atualmente, as alterações no uso do solo na bacia de drenagem dos ecossistemas aquáticos têm aumentado os fluxos de sedimentos e de nutrientes devido à remoção da vegetação nativa, agricultura, pecuária, urbanização e lançamento de efluentes domésticos e industriais. Como consequência do incremento dos fluxos de sedimentos e

nutrientes, o processo de envelhecimento é acelerado causando alterações indesejáveis no ambiente aquático, como por exemplo, as florações de algas nocivas, capazes de produzir toxinas, e o rápido assoreamento (enchimento do corpo d'água por sedimentos). O “envelhecimento precoce” dos lagos devido às atividades humanas é conhecido como eutrofização artificial (BERNER e BERNER, 1996).

De acordo com alguns pesquisadores é possível determinar o grau de eutrofização dos lagos através da análise de seus sedimentos. Segundo NAUMANN (1931) os componentes do sedimento, em especial a concentração de matéria orgânica, refletem o nível de produção do sistema. Em lagos oligotróficos, por exemplo, o sedimento caracteriza-se pelo baixo teor de matéria orgânica (o que lhe confere cor clara), e baixa concentração de nutrientes. Por outro lado, em lagos mesotróficos e especialmente em lagos eutróficos, o teor de matéria orgânica aumenta consideravelmente. O sedimento de lagos eutróficos é facilmente reconhecido pela cor preta causada pela alta concentração de matéria orgânica, que é uma de suas principais características. Entretanto, em regiões tropicais, a relação entre a concentração da matéria orgânica no sedimento e o estado trófico dos lagos, raramente se confirma, uma vez que nessas regiões, a reciclagem da matéria orgânica processa-se de maneira muito mais rápida do que em lagos de regiões temperadas, não permitindo o seu acúmulo no sedimento por longos períodos. Essa alta decomposição decorre das altas temperaturas (geralmente maiores que 20 °C), que normalmente são observadas nestes ecossistemas. Outro fator que também contribui para a rápida decomposição da matéria orgânica é a alta turbulência dos lagos tropicais, facilitada pelo fato de que a maioria destes lagos é pouco profunda.

A sedimentação também contribui para o processo de eutrofização de lagos e reservatórios, uma vez que o material orgânico transportado para dentro do lago é

decomposto e durante este processo o oxigênio disponível é utilizado, e ao mesmo tempo, os nutrientes são liberados. Estes e outros nutrientes transportados pelos sedimentos promovem uma aceleração da atividade biológica e uma superprodução de plantas e animais. Estas plantas e animais, por sua vez, morrem e acumulam-se no fundo do reservatório, contribuindo para a parcela de sedimentos de origem autóctone (BONDURANT e LIVESEY, 1973).

4.4 PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA

Para caracterizar uma água, são determinados diversos parâmetros, os quais representam as suas características físicas, químicas e biológicas. Esses parâmetros são indicadores importantes para o monitoramento da qualidade de água e constituem impurezas quando alcançam valores superiores aos estabelecidos para determinado uso, pois consiste no emprego de variáveis que se respondem às alterações ocorridas em ambientes aquáticos, sejam de origem antrópica ou natural. Os principais indicadores de qualidade da água são discutidos a seguir.

4.4.1 Turbidez

A turbidez da água é devida à matéria em suspensão, como argila, silte, substâncias orgânicas finamente divididas, organismos microscópicos e partículas similares, alterando a penetração da luz através da difusão e absorção, dando à água uma aparência turva, esteticamente indesejável e potencialmente perigosa. A medida de turbidez baseia-se numa comparação entre a interferência à passagem de raios luminosos através da amostra e de suspensões adotadas como padrões de medida.

As argilas apresentam grande capacidade de adsorção de fosfato, principalmente aquelas que têm, na sua constituição, ferro e alumínio, como hematita e gipsita, esse

fenômeno de adsorção de fosfatos às argilas assume grande importância em águas continentais tropicais pelo fato de a maioria destes corpos d'água receber consideráveis aportes de argilas de suas bacias de drenagem, outro efeito é a redução da transparência da água, que se constitui em mais um importante fator na diminuição da produtividade do ecossistema (ESTEVES, 1998).

4.4.2 Cor

Dois conceitos são bastante utilizados nos estudos limnológicos: cor aparente e cor real da água. De acordo com COSTA (1991), a cor aparente dos corpos límnicos é resultante da dispersão da luz que retorna através da superfície depois que sofreu absorção, transformação e difusão no seu percurso de ida e volta através das várias profundidades. Entretanto, a cor aparente depende da natureza psicofísica das reações visuais humanas, da relação entre as incidências direta e indireta dos raios solares, da hora solar, da perturbação mecânica da superfície das águas, do material dissolvido e em suspensão, notadamente argilas e matéria orgânica. Quando se torna grande a densidade da matéria particulada, sua cor pode influir a despeito das suas propriedades de dispersão. Em algumas situações a influencia cromática das algas do fitoplâncton pode predominar sobre as demais.

Por outro lado, a cor real da água não pode pelas razões expostas, ser examinada *in situ*. As amostras devem ser colhidas e, depois de retirados seus materiais suspensos mediante filtragem, comparadas com uma escala padrão (COSTA, 1991).

4.4.3 Sólidos suspensos

Sólidos suspensos totais são todos os sólidos presentes nas águas residuárias, exceto os solúveis e em estado coloidal. Nas águas correspondem a toda matéria que

permanece como resíduo, após evaporação e secagem da amostra a uma temperatura entre 103° e 105°C durante um tempo fixado (SILVA e SAVI, 2002). Em linhas gerais, as operações de secagem, calcinação e filtração são as que definem as diversas frações de sólidos presentes na água (sólidos totais, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis). Águas com teor elevado de sólidos não são convenientes para usos domésticos.

4.4.4 Oxigênio dissolvido

O oxigênio e o gás carbônico são os únicos gases que desempenham papel relevante em processos biológicos, tais como a fotossíntese, a respiração e a decomposição da matéria orgânica detritica (BAUMGARTEN *et al.*, 1996).

O oxigênio participa de várias reações químicas e biológicas importantes, e tornou-se uma variável frequentemente medida pelos limnologistas. As variações do oxigênio na água podem constituir uma estimativa de seu estado trófico, mas devem ser acompanhadas por outros parâmetros como fósforo, nitrogênio e clorofila (FERNANDES *et al.*, 2005).

As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas são provocadas pelo consumo na decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos como, por exemplo, o ferro e o manganês (ESTEVES, 1998).

A concentração de oxigênio em águas naturais varia com a temperatura, salinidade, turbulência, atividade fotossintética de algas e plantas e pressão atmosférica. As variações nos níveis de oxigênio dissolvido podem ocorrer sazonalmente ou mesmo em períodos de 24 horas, em função de variações de temperatura e atividade biológica. A determinação da concentração de oxigênio dissolvido nos corpos de água é de

fundamental importância uma vez que o oxigênio está envolvido ou influencia praticamente todos os processos químicos e biológicos (NIEWEGLOWSKI, 2006).

4.4.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) sempre foi caracterizada como um dos principais parâmetros para se saber a qualidade de uma água. É definida como a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica biodegradável sob condições aeróbicas, ou seja, avalia a quantidade de oxigênio dissolvido em $mg.L^{-1}$ de O_2 , que será consumido pelos organismos aeróbios ao degradarem a matéria orgânica (LIMA *et al.*, 2006).

Define-se como matéria biodegradável, aquela que pode ser consumida e assimilada como alimento e fonte de energia pela população de microorganismos decompositores do ambiente aquático. Sua utilização como alimento energético implica na oxidação ou degradação com a finalidade de reduzir suas moléculas complexas a espécies mais simples, com liberação de energia (LIMA *et al.*, 2006).

Portanto, a DBO é uma variável da qualidade da água que, de certa forma, quantifica a poluição orgânica pela depleção do oxigênio, que poderá conferir condição anaeróbica ao ecossistema aquático (MACEDO, 2002).

4.4.6 Fósforo total

A disponibilidade do fósforo na água depende da interação qualitativa e quantitativa entre os sedimentos e a água, no espaço e no tempo (REYNOLDS e DAVIES, 2001). A sua dinâmica interfere na qualidade da água e é interferida por ela. As formas e as quantidades de fósforo no escoamento e no deflúvio superficial dos ecossistemas são dependentes, entre outros fatores, (a) das fontes de poluição; (b) dos

mecanismos de transferência de sedimento e fósforo e; (c) das transformações que ocorrem durante a trajetória (SHARPLEY *et al.*, 1992).

O ciclo do fósforo é relativamente simples quando comparado ao do nitrogênio. As principais formas de fósforo são: fosfato, o qual é assimilado pelas algas e bactérias dentro da matéria orgânica celular; fósforo orgânico particulado, excretado na forma de fosfato ou como fósforo orgânico dissolvido, este último pode ser decomposto pela ação da bactéria liberando fosfato (ESTEVES 1998). As formas de fósforo podem estar nas águas como fosfato particulado (orgânico e inorgânico), fosfato dissolvido (orgânico e inorgânico), a soma deste dois é fósforo total.

Na Figura 4.7 é representado o ciclo do fósforo sem a influência da cadeia alimentar segundo SILVA (2006) fica resumido aos seguintes processos:

- 1) Absorção: nutrientes inorgânicos dissolvidos são utilizados pelos produtores primários para formação de sua biomassa;
- 2) Adsorção: fósforo dissolvido adsorvido pelos sólidos suspensos;
- 3) Excreção: processo de excreção pelo fitoplâncton;
- 4) Morte: nutrientes tornam-se disponíveis após a morte dos produtores primários (autólise e decomposição da matéria orgânica morta);
- 5) Decomposição: a decomposição da matéria orgânica morta (particulada e dissolvida) libera nutriente inorgânico dissolvido;
- 6) Sedimentação: matéria orgânica particulada e sólidos suspensos podem sedimentar;
- 7) Ressuspensão: retorno do fósforo do sedimento para a coluna de água.

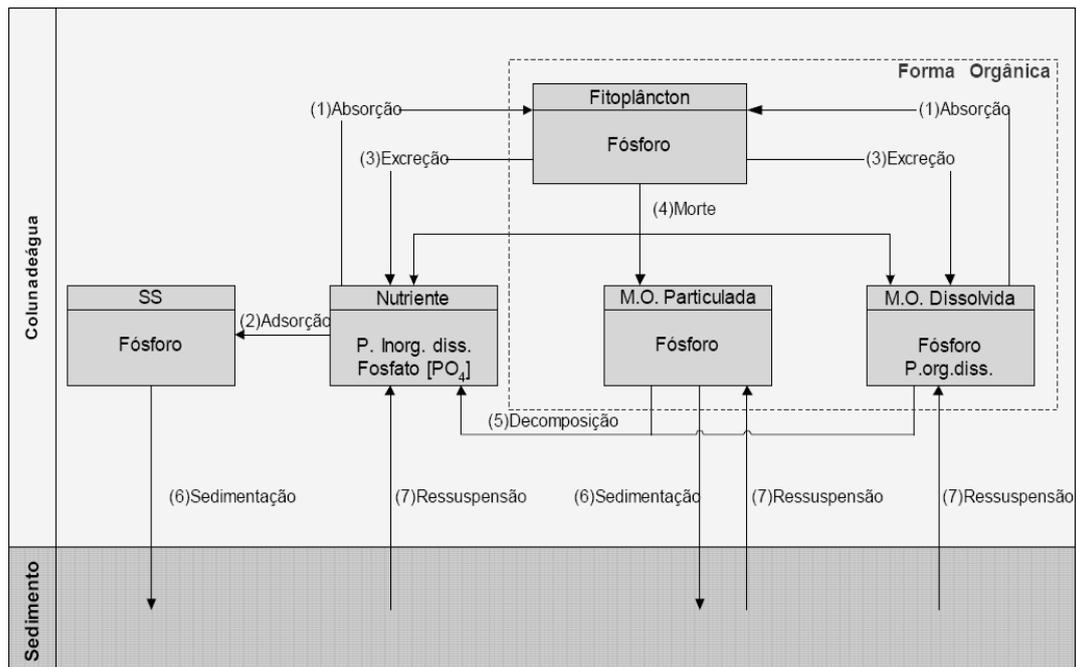


Figura 4.7 – Ciclo do fósforo. Fonte: SILVA (2006).

4.4.7 Formas nitrogenadas

São diversas as fontes de nitrogênio nas águas naturais podem ser: a chuva, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular dentro do próprio lago. O nitrogênio está presente nos ambientes aquáticos em varias formas, por exemplo: nitrato, nitrito, amônia, íon amônio, óxido nitroso, nitrogênio molecular, nitrogênio orgânico dissolvido, nitrogênio orgânico particulado (ESTEVES, 1998).

Os esgotos sanitários constituem em geral a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal, devido à hidrólise sofrida pela uréia na água. Alguns efluentes industriais também concorrem para as descargas de nitrogênio orgânico e amoniacal nas águas. A atmosfera é outra fonte importante devido a diversos mecanismos: fixação biológica desempenhada por bactérias e algas, que incorporam o nitrogênio atmosférico em seus tecidos, a fixação química, reação que depende da luz presente, concorre para as presenças de amônia e nitratos nas águas, as lavagens da atmosfera poluída pelas águas pluviais concorrem

para as presenças de partículas contendo nitrogênio orgânico bem como para a dissolução de amônia e nitratos. Nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados também contribui para diversas formas de nitrogênio presente.

Também nas áreas urbanas, as drenagens de águas pluviais associadas às deficiências do sistema de limpeza pública, constituem fonte difusa de difícil caracterização (ESTEVEZ, 1998).

O ciclo do nitrogênio em águas continentais é mostrado na Figura 4.8, destacam-se as formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As duas primeiras chamam-se formas reduzidas e as duas últimas formas oxidadas. Pode-se associar a idade da poluição com a relação entre as formas de nitrogênio (ESTEVEZ, 1998). Ou seja, se for coletada uma amostra de água de um rio poluído e as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas significa que o foco de poluição se encontra próximo. Se prevalecer nitrito e nitrato, ao contrário, significa que as descargas de esgotos se encontram distantes. Nas zonas de autodepuração natural em rios, distinguem-se as presenças de nitrogênio orgânico na zona de degradação, N-amoniacal na zona de decomposição ativa, nitrito na zona de recuperação e nitrato na zona de águas limpas (CETESB, 2005).

4.4.8 Clorofila *a*

A clorofila *a* é um tipo de pigmento encontrado em parte dos cloroplastos nas células vegetais que captam seletivamente fótons de comprimento de onda definidos e utilizam essa energia para desencadear o processo fotossintético (BRANCO, 1993).

As concentrações de clorofila têm sido medidas em ecossistemas aquáticos, pois permitem abordagem sobre a ocorrência de microorganismos fitoplanctônicos e fornecem informações úteis sobre a qualidade da água, principalmente em processos de eutrofização. A determinação da clorofila nas águas pode avaliar a capacidade de reoxigenação do corpo d'água e também de sua população de algas (ESTEVES, 1998).

4.5 BALANÇO DE MASSA

O balanço de massa é baseado no princípio da conservação da massa, isso é, a quantidade de um poluente que entrar em um sistema deve ser igual a quantidade de poluente que sair, preso, ou quimicamente alterado no sistema. A expressão básica do balanço de massa deve ser desenvolvida num determinado volume, que pode ser tanto um compartimento do rio ou lago, como todo, ou qualquer volume elementar dos mesmos (SPERLING, 2007).

Segundo VOLLENWEIDER (2000), a base para qualquer consideração, prática ou teórica, pertinente ao gerenciamento do lago é um balanço de massas confiável. Isso se aplica tanto às águas no papel de solvente como no caso dos solutos. Isso implica conhecer tudo aquilo que entra no lago proveniente de sua área de mananciais, bem como o tamanho, distribuição e taxas de liberação dessas fontes.

No que concerne aos processos dentro do lago, resume-se um modelo de entradas e saídas (caixa preta). Entradas no lago são todos os volumes que nele chegam proveniente de fora tanto por descargas diretas como por indiretas. As saídas podem ser

as descargas feitas por meio dos mecanismos apropriados, infiltrações nos sedimentos ou perdas para atmosfera. Dentro deste contexto, uma fonte que requer atenção especial são os sedimentos que não representam somente um local de destino de materiais, mas, em determinadas condições, também funcionam como fonte interna (VOLLENWEIDER, 2000).

Já quantidade de poluentes que entram em um lago através do ar e dos rios, e entender como eles se movem através do lago, é como montar um complexo quebra-cabeça. A solução para este enigma é obtida através de coleta de amostras ambientais e em seguida, usando modelos matemáticos para desenvolver as ligações entre as amostras.

Desta forma, o balanço de massa é uma ferramenta valiosa permitindo que os gerentes de recursos para projetar estratégias custo-efetivas para a redução das cargas tóxicas e minimizar riscos à saúde humana e dos ecossistemas. Através desse preâmbulo, as abordagens práticas para um balanço de massa vinculam-se a dois aspectos principais como a avaliação do balanço hídrico e a avaliação de todas as substâncias de interesse (por exemplo, fósforo, nitrogênio, etc.).

4.5.1 Balanço hídrico

A determinação de um balanço hídrico confiável pode ser mais complicada do que parece. Para um ambiente lacustre, há muitas medições básicas que são absolutamente necessárias como a morfometria, volume do lago e a descarga fluvial (VOLLENWEIDER, 2000).

Os elementos anteriores representam as informações básicas necessárias à elaboração de um balanço hídrico, porém, ainda não são suficientes. As principais variáveis que fazem parte do ciclo hidrológico são a precipitação, a infiltração de água

no solo, o escoamento superficial, o escoamento subterrâneo, a evaporação direta de superfícies líquidas e a transpiração das plantas. O ciclo pode ser definido segundo a equação abaixo.

$$P = Q + E + \Delta V \quad (4.1)$$

Onde:

P = Precipitação;

Q = Escoamento;

E = Evaporação;

ΔV = Variação de armazenamento;

A variação de armazenamento expressa as diferenças entre a água armazenada em aquíferos no início e no final de um determinado intervalo de tempo. O regime hidrológico da bacia é determinado pela variabilidade climática, que modula a precipitação, principal variável do ciclo hidrológico.

De acordo com VESTENA e KOBIYAMA (2007), a variação do armazenamento total para períodos de tempos mais longos pode ser desprezada, pois o balanço hídrico é um ciclo e a variação de armazenamento de água no solo tende a zero, pois há um equilíbrio da água armazenada no solo. O que permite avaliar os elementos do balanço hídrico que caracteriza o regime hidrológico da bacia hidrográfica.

A partir disso, com os dados de pluviosidade e descarga líquida a evapotranspiração real pode ser quantificada, admitindo-se que o ΔV para longos períodos de tempo se anula a equação (4.1), pode ser simplificada na equação (4.2):

$$ET = P - Q \quad (4.2)$$

Trabalhos com a utilização do balanço hídrico têm sido realizados, como o VESTENA e FILHO (2008), que analisaram o balanço hídrico na bacia hidrográfica do rio Ernesto, localizada no município de Pitanga – PR, o método utilizado foi o do balanço hídrico simplificado, a partir da identificação da precipitação, vazão e evapotranspiração. Destaca-se também o trabalho de MACHADO (2007), que apresenta uma análise da demanda e da disponibilidade hídrica na área do sistema Lagoa Mirim-Canal São Gonçalo, localizado no Rio Grande do Sul, tendo em vista que esta caracterização é importante para a compreensão do comportamento da qualidade destas águas e para o planejamento das atividades econômicas e sociais futuras desta região.

Assim dessa forma, o balanço hídrico pode ser utilizado para resolver inúmeros problemas, tais como o intervalo de irrigação, o planejamento dos recursos hídricos, a classificação climática, entre outros (VESTENA e FILHO, 2008).

4.5.2 Balanço das substâncias

A determinação do balanço de qualquer substância (por exemplo, fósforo, nitrogênio, etc.) está fortemente ligada ao balanço hídrico, porém, não se confunde com o mesmo. Solutos são normalmente medidos como concentrações (por exemplo, g/m^3); entretanto, algumas substâncias, como o nitrogênio e o carbono, podem apresentar fase gasosa; conseqüentemente, seus traços devem ser determinados diferentemente. Dentro do atual contexto, este problema não deve ser tratado em grau desnecessário (VOLLENWEIDER, 2000).

O passo mais importante na elaboração de um balanço de substâncias é obter uma estimativa precisa da carga total presente em um determinado corpo hídrico.

A carga de cada uma das substâncias do lago é função das várias fontes localizadas em uma bacia, seu tamanho, coeficiente de liberação e seu caminho

específico. Basicamente, as fontes podem ser classificadas como pontuais ou não pontuais (fontes difusas). No que concerne aos caminhos principais, fontes pontuais podem ser tanto de fontes diretas, por exemplo, por meio de descargas efetuadas em um lago através de tubulações quanto indiretas como descargas a montante no curso principal do rio ou em seus tributários. Até determinado ponto, pode-se aplicar essa distribuição também às fontes difusas (são mais difíceis de ser identificadas) (VOLLENWEIDER, 2000).

Segundo HAKANSON e PETERS (1995), para qualquer substância ou elemento que entra em um lago ou reservatório obtêm-se a taxa de entrada, a taxa de saída e a taxa de sedimentação, de acordo com a seguinte.

$$V \frac{dc}{dt} = Q_{in} \cdot C_{in} - Q_{out} \cdot C_{out} - KT \cdot vC \quad (4.3)$$

Onde:

Vdc/dt - alterações na concentração de substância ou elemento no lago

Q_{in} = vazão de entrada e C_{in} = concentração de entrada de substância;

Q_{out} = vazão de saída e C_{out} = concentração de saída substância;

$KT \cdot vC$ – taxa de sedimentação

K – taxa de sedimentação (l/tempo)

v – velocidade da sedimentação

V – volume do lago

T – tempo de retenção, que é a relação volume/descarga = V/Q

A diferença básica entre essa equação e aquela do balanço hídrico, resumidamente, é que as perdas por sedimentação ou (caso negativo) carregamento interno são estimadas (VOLLENWEIDER, 2000).

O balanço de massa é uma abordagem muito utilizada no controle de eutrofização ou nas tecnologias para recuperação de lagos e reservatórios. Ele inclui uma série de componentes:

- Fontes pontuais de substâncias e elementos;
- Fontes não-pontuais de substâncias e elementos;
- Interações sedimento-água;
- Tempo de retenção;
- Acúmulo de substâncias ou elementos no hipolimnio (quando ocorre estratificação);
- Taxa de reciclagem interna de nutrientes.

A determinação do balanço de massa, através das estimativas de entradas, saídas e retenção de nutrientes no corpo d'água segundo SALAH *et al.* (2005), são importantes para a definição de estratégias de recuperação, conservação e manejo da bacia hidrográfica.

O balanço de massa é uma ferramenta importante para administração de procedimentos operacional em reservatórios, além de avaliar como as bacias hidrográficas influenciam na qualidade de água. O balanço de massa foi levado como um padrão em vários estudos para quantificar a entrada, retenção e exportação de nutrientes como também para avaliar o potencial de eutrofização de reservatório (BRIGAULT e RUBAN, 2000; MATZINGER *et al.*, 2007) de acordo com NÜRNBERG (1984), o equilíbrio pode contribuir com a manipulação destes ecossistemas, tornando isto possível, predizer eventos. De acordo com RECKHOW *et al.* (1980), os padrões que descrevem a carga de fósforo e a reação trófica do lago podem ser muito úteis para planejar a gestão da bacia hidrográfica.

4.6 MODELAGEM EM RECURSOS HÍDRICOS

A necessidade da aplicação de modelos para estudo, projetos e auxílios à gestão de recursos hídricos é inquestionável, face à complexidade do ambiente em corpos d'água, especialmente em lagos, reservatórios, estuários e zonas costeiras adjacentes. Modelos são ferramentas integradoras, sem as quais dificilmente se consegue uma visão dinâmica dos fenômenos inerentes aos sistemas hídricos (HOLANDA, 2010).

Eles também permitem integrar informações espacialmente dispersas interpolar informações para regiões nas quais não há medições, ajudando a interpretar medidas pontuais, propiciando o entendimento da dinâmica de processos e a prever situações simulando cenários futuros (HOLANDA, 2010).

Um modelo pode ser considerado como uma representação simplificada da realidade, auxiliando no entendimento dos processos que a envolvem. Os modelos estão sendo cada vez mais utilizados em estudos ambientais, pois ajudam a entender o impacto das ações antrópicas e a prever alterações futuras nas bacias hidrográficas (HOLANDA, 2010).

Inicialmente, é necessário o conhecimento e a beneficência da atividade de modelagem, que pode ser uma construção teórica, que procura descrever e explicar o funcionamento de um determinado sistema através da representação de um fenômeno ou conjunto de fenômenos do mundo real e eventualmente fazer a previsão de novos fenômenos ou propriedades, tomando como base certas hipóteses. O principal produto da modelagem é o modelo (HOLANDA, 2010).

Em virtude da grande versatilidade e aplicabilidade, os modelos computacionais são comuns nas mais diversas áreas. Eles fornecem predições, a partir de um conjunto de informações de entrada, que permitem examinar as consequências de diversos cenários de um sistema existente ou de um sistema em projeto (HOLANDA, 2010).

A modelagem dos sistemas hídricos pode ser empregada no intuito de fornecer um importante subsídio técnico aos processos de tomadas de decisão referentes ao planejamento e à operação dos mesmos, além de proporcionar condições para elaboração de vários estudos sobre os processos naturais e antrópicos de uma região (MAGALHÃES, 2005). Destacam-se as modelagens hidrodinâmica, as quais estão inseridas na modelagem de sistemas hídricos. ROSMAN (2001) descreve os diversos quadros e rotas do fluxograma do processo de modelagem presente na Figura 4.9.

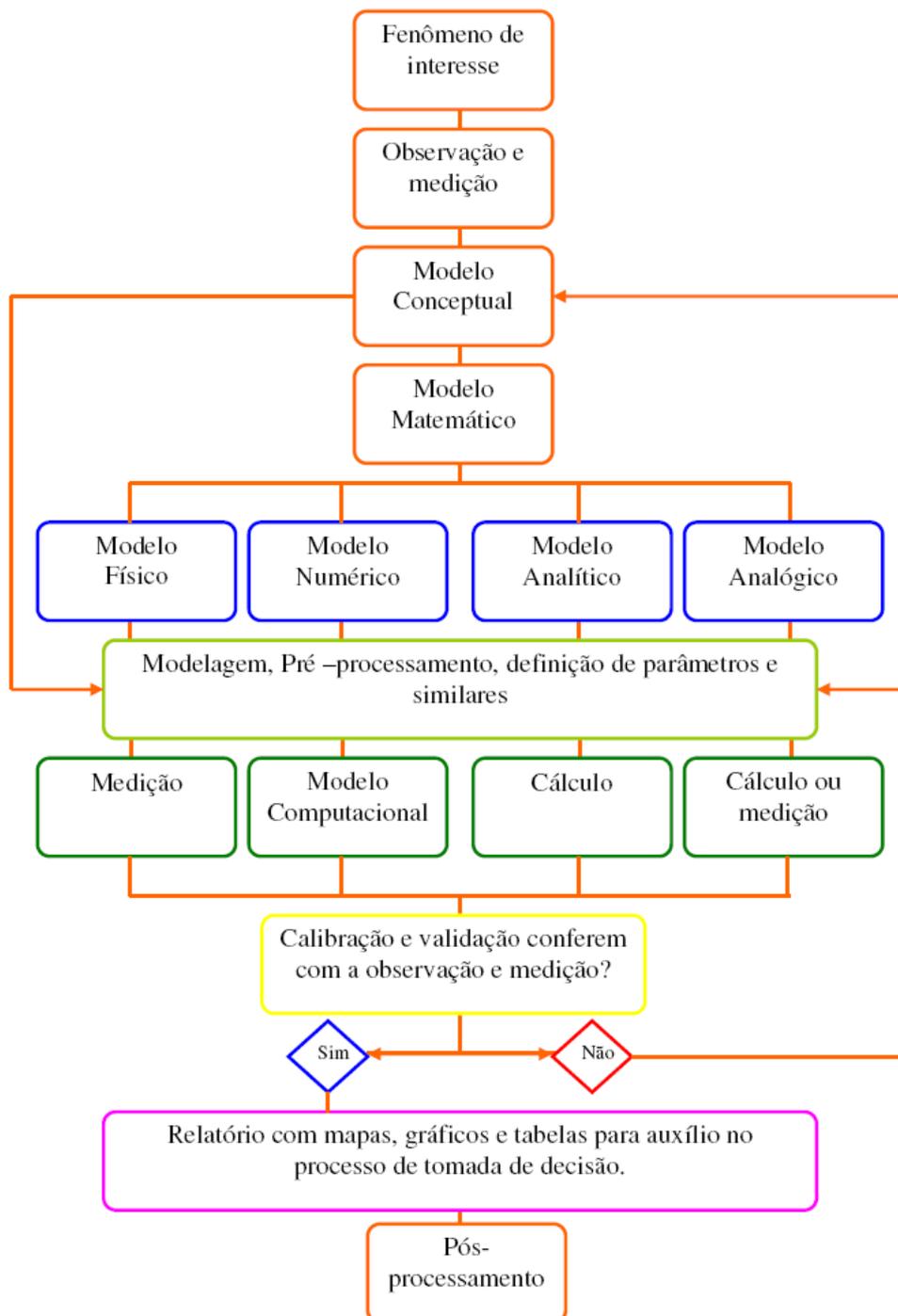


Figura 4.9 – Representação de um processo de modelagem computacional. Fonte: Adaptado de ROSMAN (2001).

- Fenômeno de Interesse: No caso de corpos d'água, em geral, os fenômenos de interesse estão relacionados aos movimentos ou transportes de substâncias e propriedades que se quer estudar (ROSMAN, 2001).

- Observação e medição: Em geral, as observações iniciais de um dado fenômeno são qualitativas, tendo por intuito propiciar um entendimento das causas, efeitos e agentes intervenientes. Em uma segunda etapa, parte-se para observações quantitativas, fazendo-se medições de grandezas das causas e efeitos e agentes intervenientes inferidos na etapa de observação qualitativa. Através das observações e medições desenvolvem-se modelos conceptuais dos fenômenos de interesse (ROSMAN, 2001).
- Modelo conceptual: é de fundamental importância, pois a modelagem conceptual corresponde a formar a concepção do fenômeno observado, conhecer suas causas e efeitos, compreender as interações e relevância dos agentes intervenientes na sua ocorrência. Neste caso, é comum os modelos conceptuais serem chamados de “Leis” ou “Princípios” (ROSMAN, 2001).
- Modelo matemático: A modelagem matemática consiste na tradução para a linguagem matemática do modelo conceptual do fenômeno de interesse. Os modelos matemáticos são instrumentos originalmente desenvolvidos para auxiliar na solução de problemas. Não obstante, além de serem utilizados para ajudar na minimização de problemas de poluição, eles possibilitam compreender o meio ambiente e visualizá-lo integrado, pois os modelos matemáticos associam as informações físicas, químicas e biológicas (CHAPRA, 1997). O modelo matemático é a grande encruzilhada do processo de modelagem, pois dependendo da possibilidade de resolvê-lo, quatro rotas são possíveis, levando respectivamente aos modelos físico, numérico, analítico e analógico.
- Modelo analítico: As equações diferenciais que regem o escoamento e o transporte de escalares em corpos d’água só propiciam soluções gerais para situações bastante simplificadas e idealizadas. Nas situações que compreendem a grande maioria das

de interesse prático, não há solução geral conhecida. Neste caso recorre-se aos modelos físicos e aos modelos numéricos (ROSMAN, 2001).

- Modelo analógico: Este modelo só é utilizado em situações muito peculiares e em geral de cunho mais acadêmico do que prático. Por exemplo, fazendo-se analogia entre o fluxo das correntes elétricas e o fluxo das correntes hidráulicas pode-se desenvolver alguns modelos de circuito hidráulico em analogia a modelos de circuitos elétricos (ROSMAN, 2001).
- Modelo físico: são modelos que reproduzem em escala reduzida, modelos conceptuais de fenômenos de interesse, chamados de protótipos, se construídos de maneira apropriada, os modelos reduzidos apresenta, uma boa correlação com o ambiente real (PEREIRA, 2006). Uma etapa de modelagem matemática prévia é necessária, já que a modelagem conceptual por trás do modelo físico reduzido é a hipótese de semelhança entre os fenômenos em diferentes escalas. Assim, através de um modelo matemático de semelhança, define-se a escala de semelhança entre o protótipo e o modelo físico reduzido. Tal necessidade está no fluxograma pela rota ligando o modelo matemático ao modelo físico.
- Modelo numérico: os modelos numéricos são traduções dos modelos matemáticos adaptados para diferentes métodos de cálculo, como, por exemplo, diferenças finitas, volumes finitos e elementos finitos (ROSMAN, 2001). Com a viabilização de se fazer um grande número de cálculos rapidamente através dos computadores, esta se tornou a rota mais comum para aproximar os modelos matemáticos. Praticamente qualquer modelo matemático pode ser através de um modelo numérico e, em geral, há relativamente pouca perda de informação de um para outro.

- Montagem, pré-processamento, definição de parâmetros e similares: é uma etapa comum a qualquer tipo de modelo usado para obter informações quantitativas do modelo conceptual e do modelo matemático (ROSMAN, 2001). De fato, qualquer que seja o modelo usado para se obter informações quantitativas, antes de obtê-las, será necessário preparar o modelo e organizar os dados de entrada. O tipo de pré-processamento a ser feito depende do modelo adotado.
- Rotas para obtenção de informações quantitativas: após a etapa de pré-processamento, para cada tipo de modelo haverá uma rota de modelo para se obter os resultados quantitativos desejados. Para os modelos físicos, as informações quantitativas são obtidas através de medição direta, através de diversos equipamentos específicos. Para os modelos numéricos, os resultados quantitativos desejados serão obtidos via um modelo computacional, que é a tradução de um modelo numérico para a linguagem computacional que possa ser compilada e executada em um computador por um operador (ROSMAN, 2001).
- Calibração e Validação: são capazes de reproduzir corretamente o comportamento do reservatório. Em particular, o procedimento de validação é realizado para assegurar que os modelos com êxito pode caracterizar o comportamento do reservatório ao longo de um intervalo de diferentes condições ambientais. Por conseguinte, os dados experimentais utilizados na validação devem apresentar condições que diferem daqueles usados na calibração (FONTES, 2010). É nesta etapa que se pode de fato verificar e validar um dado modelo através de uma pergunta: os resultados obtidos conferem com o que se observa e se mede a respeito do fenômeno de interesse? Não: neste caso o modelo não está validado e entra-se no processo de calibração efetivamente, com duas rotas possíveis. A mais comum é a rota circular curta que leva à caixa do pré-processamento, o que corresponde ao

usual procedimento de calibração, via ajuste de montagem e parâmetros, acertos de dados de entrada a qualquer tipo de modelo. A outra rota é a circular longa, que leva novamente para o modelo conceptual. A rota longa é seguida apenas no caso de repetidos insucessos de validação do modelo com a rota curta. Neste caso, questiona-se mais fundamentalmente a modelagem e verifica-se se não existem erros de concepção.

- Mapas, gráficos e tabelas: tradicionalmente na etapa de pós-processamento os resultados quantitativos dos modelos são transformados em mapas, gráficos e tabelas. Mais recentemente, resultados de modelos computacionais têm sido apresentados através de animações. Dependendo do fenômeno sendo modelado, uma animação ajuda na compreensão da dinâmica do fenômeno. Sim: neste caso o modelo está validado é o processo de modelagem termina na efetiva incorporação dos resultados do modelo ao acervo de informações a serem consideradas no processo de tomada de decisão (ROSMAN, 2001).
- Pós-processamento: esta etapa do processo de modelagem é também comum a todos os modelos. O fato é que o cérebro humano é incapaz de assimilar um grande número de informações quantitativas, se esta não for organizada ou “modelada” de maneira adequada. Por isso, a etapa de pós-processamento é uma importantíssima etapa de modelagem na qual se faz a tradução da massa de informações quantitativas saídas dos modelos em formas que possam mais facilmente ser assimiladas (ROSMAN, 2001).
- Relatório para o auxílio no processo de decisão: é objetivo final do processo de modelagem, ou seja, produzir informações organizadas para auxiliar um processo de tomada de decisões (ROSMAN, 2001).

4.6.1 Tipos de modelos

Os modelos podem ser classificados segundo diversos critérios, como o tipo do corpo d'água ou poluente modelado. Outro tipo de classificação é realizado com base na descrição matemática do modelo e nas técnicas utilizadas para solucionar as equações matemáticas, pois “freqüentemente é impossível obter soluções analíticas exatas de equações diferenciais não lineares” (DAHL e WILSON, 2001; MONTEIRO, 2002; JØRGENSEN e VOLLENWEIDER, 1989). Seria impossível tentar descrever todos os tipos de modelos matemáticos; a seguir, mencionam-se alguns dos tipos mais comuns.

4.6.1.1 Modelos estáticos e dinâmicos

Os modelos estáticos relacionam variáveis sem quantificar sua dependência temporal. Se a evolução temporal de um sistema é desejada, modelos dinâmicos devem ser usados. Modelos estáticos são normalmente descritos por equações algébricas, ao passo que modelos dinâmicos são compostos por equações diferenciais. Às vezes, os modelos dinâmicos utilizam equações algébricas para simplificar o procedimento de solução. A opção por descrever um sistema real por um modelo estático é viável quando a sua dinâmica (variação no tempo) não é relevante. Esse é o caso quando a dinâmica é muito rápida ou muito lenta, se comparada com a escala de tempo de interesse (AGUIRRE, 2000).

4.6.1.2 Modelos discretos e contínuos

Neste tipo de modelo, o termo discreto e contínuo se refere ao tempo. Modelos dinâmicos contínuos são descritos por equações diferenciais e representam a evolução do sistema continuamente no tempo. Em contraste, modelos dinâmicos discretos no

tempo representam a evolução do sistema em instantes discretos e são descritos por equações a diferenças (AGUIRRE, 2000).

Os modelos contínuos são uma maneira natural de descrever a maioria dos fenômenos importantes na modelagem da qualidade da água, pois as equações de conservação da massa, quantidade de movimento e energia são melhores descritas como equações diferenciais. O uso de equações discretas é melhor aplicável em situações onde os dados são obtidos em intervalos regulares, ou o tempo absoluto é menos importante que a sequência de eventos (DAHL e WILSON, 2001).

4.6.1.3 Modelos determinísticos e estocásticos

Modelos determinísticos são aqueles nos quais as incertezas estão representadas no contexto de um problema real. Por outro lado, os modelos estocásticos incluem incertezas. Consequentemente, a saída de um modelo estocástico não é, a rigor, um número determinístico, e sim uma variável aleatória. Em outras palavras, um sistema (ou modelo) é estocástico se sua saída no instante t não pode ser exatamente determinada a partir de dados referentes ao passado, $t_p < t$ (AGUIRRE, 2000).

4.6.1.4 Modelos mecanicistas e empíricos

Os modelos mecanicistas, também denominados modelos causais ou físicos, baseiam-se em regras fundamentais da lógica e nas leis da física e da química. Consistem de um conjunto de equações fundamentais que representam a conservação da massa, energia e momentum, reações cinéticas, etc. Frequentemente, estas equações são diferenciais e devem ter condições iniciais e de fronteira, e podem ser resolvidas numericamente (DAHL e WILSON, 2001).

A determinação das condições de fronteira e dos valores de parâmetros requer conhecimento empírico, com boa resolução de detalhes espacial e temporal. Além disso, muitos componentes das equações governantes são empíricos. As técnicas numéricas utilizadas para resolver as equações governantes envolvem algumas simplificações da geometria e dinâmica do sistema, que pode induzir a erros nos resultados do modelo. Assim, essa é a dificuldade de se ter um modelo puramente mecanicista (DAHL e WILSON, 2001).

As equações e calibrações de modelos empíricos baseiam-se em dados e observações de campo ou laboratório. As teorias da física, química e biologia são menos importantes que os dados e observações adquiridos. Os modelos empíricos podem algumas vezes se ajustar bem às condições atuais, mas são menos confiáveis quando o sistema altera o seu comportamento. Apesar disso, os modelos empíricos são comumente utilizados na modelagem de processos biológicos, químicos e até físicos. Esses modelos geralmente são compostos por equações estimadas estatisticamente (DAHL e WILSON, 2001).

A maioria dos modelos utilizados no gerenciamento de problemas ambientais e de recursos hídricos é uma mistura de modelos mecanicistas e empíricos. As partes mais conhecidas do problema de modelagem (como a conservação da massa) são comumente mecanicistas, enquanto que os processos menos conhecidos, como a viscosidade, são modelados baseados em relações empíricas (como a equação de Manning) (DAHL e WILSON, 2001).

Os modelos conceituais quantificados são um termo comum entre os modelos causais e empíricos. Os modelos conceituais geralmente se iniciam como uma representação qualitativa de como os componentes de um modelo interage, baseados em

relações teóricas, empíricas ou hipotéticas. Esses “modelos” podem desenvolver modelos quase-mecanicistas, quase-empíricos (DAHL e WILSON, 2001).

4.6.1.5 Números de variáveis independentes

Os modelos de qualidade da água geralmente possuem quatro variáveis independentes: três dimensões espaciais (x, y e z), e o tempo. Normalmente, a dimensão x é paralela ao escoamento, a dimensão y é a transversal, e a z representa a profundidade.

Modelos com apenas uma variável independente podem ser descritos a partir de equações diferenciais ordinárias, enquanto que os modelos com mais variáveis independentes são descritos por equações diferenciais parciais.

Regime permanente

Segundo CHAPRA (1997), na contabilização de dimensões de um determinado modelo de qualidade da água, não é incluída a dimensão temporal. Essa simplificação é adotada para os sistemas considerados estáticos, em equilíbrio dinâmico ou em regime permanente. Se um dado sistema recebe uma carga de poluentes constante por um tempo suficiente, ele irá atingir uma condição de equilíbrio chamada estado estável, ou equilíbrio dinâmico. Em termos matemáticos, o equilíbrio dinâmico significa acúmulo nulo, ou seja:

$$\frac{\partial C_i(\vec{x}, t)}{\partial t} = 0 \quad (4.4)$$

Transiente homogêneo

Os modelos transientes homogêneos é um dos tipos mais simples de representação de um corpo d'água, apropriada a sistemas bem misturados ou completamente misturados. Esses modelos geralmente são utilizados em lagos e reservatórios rasos (DAHL e WILSON, 2001).

A Figura 4.10 ilustra o balanço de massa de sistema hipotético completamente misturado. Para um período de tempo finito, o balanço de massa desse sistema pode ser expresso como (CHAPRA, 1997):

$$\text{Acúmulo} = \text{entradas} - \text{saídas} - \text{reação} - \text{sedimentação}$$

ou, em representação matemática.

$$V \frac{dC}{dt} = Q_{in}C_{in} - Q_{out}C_{out} - kCV - V_sA_sC \quad (4.5)$$

Onde:

V é o volume do sistema

C é a concentração média do sistema

t é o tempo

Q_{in} é a vazão volumétrica média de todas as entradas do sistema

C_{in} é a concentrações médias de entradas

Q_{out} é a vazão volumétrica de saída do sistema

C_{out} é a concentração de saída, que é igual à concentração do sistema, pois está considerando sistema completamente misturado.

k é um coeficiente de reação de primeira ordem

V_s é a velocidade aparente de sedimentação

A_s a área da superfície dos sedimentos.

Os rios podem ser representados como um conjunto de sistemas ou volumes de controle completamente misturados em séries, transformando o problema de transiente unidimensional para transiente homogêneo (DAHL e WILSON, 2001).

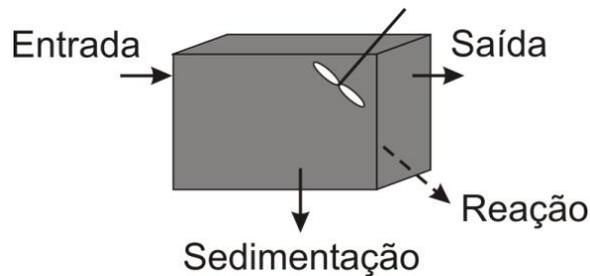


Figura 4.10 – Balanço de massa para um lago completamente misturado. Fonte: SPERLING (2007).

Transiente Unidimensional (1D)

Este modelo é aplicável a corpos d'água longitudinais com seção transversal homogênea, como canais. Considerando o eixo x como longitudinal, têm-se somente as dimensões (x, t) .

A adoção do modelo tridimensional geral é possível para todos os casos. Entretanto, os custos relacionados à sua utilização (tempo de preparação do modelo ou das simulações) são maiores, oferecendo um resultado que pode muitas vezes ser obtido com modelos mais simplificados, dependendo das características do corpo d'água a ser estudado e da qualidade dos resultados requeridos (ROSMAN, 1997).

Devido ao rápido avanço da dinâmica dos fluidos computacional, tornou-se possível a solução numérica das equações tridimensionais de Navier-Stokes completas, incluindo os vários tipos de modelos de turbulência. Os modelos tridimensionais já foram aplicados com sucesso a diferentes problemas. No entanto, os modelos unidimensionais ainda são muito utilizados (JOEHNK e UMLAUF, 2001),

principalmente no estudo de rios e lagos estreitos e profundos (DAHL e WILSON., 2001).

O modelo tridimensional, apesar de ser capaz de descrever muitos efeitos hidrodinâmicos interessantes, necessita de um tempo de processamento muito maior que o unidimensional, além de nem sempre existirem dados tridimensionais disponíveis para a calibração e verificação desse tipo de modelo. Portanto, considera-se que os modelos unidimensionais ainda são apropriados para a análise de alguns problemas de qualidade da água (JOEHNK e UMLAUF, 2001).

Em lagos profundos e estratificados, onde a circulação horizontal não representa grande importância na qualidade da água, o uso de um modelo unidimensional vertical é adequado (DAHL e WILSON., 2001). Exemplos desse tipo de aplicação são os trabalhos de FANG *et al.* (1999), GAL *et al.* (2003) e JOEHNK e UMLAUF (2001).

Transiente bidimensional (2D)

Estes modelos são subdivididos em 2 tipos, modelo bidimensional na horizontal ou modelo em planta (2DH) e modelo bidimensional na vertical (2DV). No modelo 2DH utilizam-se como variáveis as velocidades médias na vertical, ou seja, possuem somente as dimensões (x, y, t). São aplicáveis a corpos d'água pouco estratificados, tendendo a verticalmente homogêneos. No modelo 2DV as variáveis são médias lateralmente, restando às dimensões (x, z, t). São aplicáveis a corpos d'água com estratificação vertical de densidade, mas com pouca variação lateral. Normalmente são corpos d'água estreitos (ROSMAN, 1997).

Os modelos 2D de qualidade da água podem ser de dois tipos: os que consideram duas dimensões horizontais, ou seja, admitem que a qualidade da água é homogênea na direção da profundidade; e os consideram uma dimensão horizontal e a

vertical. Os primeiros são utilizados em águas rasas, como estuários, e os segundos geralmente são utilizados em reservatórios (DAHL e WILSON, 2001).

Transiente tridimensional (3D)

São modelos que possuem todas as dimensões (x, y, z, t), sendo z a dimensão vertical. Os modelos 3Dg, ou gerais, incluem forçantes baroclínicas e barotrópicas. Sendo assim, se aplicam a qualquer caso. Já o modelo 3D sem termos baroclínicos possui hidrodinâmica mais simples, pois não se incluem gradientes de densidades. São aplicáveis a corpos d'água com coluna d'água homogênea ou pouco estratificada, com o objetivo de se obter perfis verticais das variáveis (ROSMAN, 1997).

A modelagem tridimensional é a última tendência dos modelos de qualidade da água, pois é capaz de modelar o escoamento e os padrões de temperaturas em corpos d'água onde os movimentos horizontais e verticais são significantes na qualidade da água (DAHL e WILSON, 2001).

4.7 DESCRIÇÃO DO MODELO SisBAHIA

Para descrever o modelo de circulação 2D utilizado neste estudo foram consultados, principalmente, a Referência Técnica do SisBaHiA (ROSMAN, 2011), o capítulo 1 do livro Métodos Numéricos, volume 5, coleção ABRH (ROSMAN, 2001) e o Manual do Usuário do SisBaHiA (COPPE, 2011). Sendo assim, para esta seção, estas são as três publicações indicadas como referência para maior aprofundamento da base teórica e desenvolvimento numérico.

O SisBaHiA é um sistema profissional de modelos computacionais para estudos e projetos em uma vasta gama de corpos de água naturais. Desde 1986, novas versões deste sistema vêm sendo continuamente implementadas no COPPE/UFRJ. Dissertações

e teses (JUNIOR, 2011; CABRAL, 2009; TRENTO, 2005; SOTO, 2004), bem como publicações em periódicos (CUNHA *et al.*, 2006; GABIOUX *et al.*, 2005; MARTINS *et al.*, 2002), têm sido desenvolvidas, desde então, utilizando este sistema.

Este sistema computacional se divide em diversos módulos, dentre eles o hidrodinâmico, o de transporte Lagrangeano (probabilístico e determinístico), o de transporte Euleriano, o de transporte de sedimento, o de qualidade de água e o de geração de ondas. Ainda, este disponibiliza diversas ferramentas (gerenciador de animações, conversor de tempo entre dados, e cópia de malhas e modelos) que são integradas em uma interface de trabalho amigável e também interage diretamente com os programas de pré- e pós-tratamento de dados. Neste estudo, apenas os módulos hidrodinâmico foi utilizado.

O modelo hidrodinâmico é um módulo de circulação hidrodinâmica 3D ou 2DH dominado por forçantes barotrópicos e otimizado para corpos de água naturais onde possam ser desprezados os efeitos de densidade variável.

O módulo de transporte Lagrangeano é utilizado para simulação de transporte advectivo-difusivo com reações cinéticas, como, por exemplo, lançamento de efluentes e derrame de óleo, para camadas selecionadas de escoamentos 3D ou 2DH (determinístico). Acoplado a este é possível obter resultados probabilísticos computados a partir de vários eventos ou de resultados ao longo de um determinado período. Exemplo: probabilidade de passagem de manchas ou plumas com concentração acima de um valor limite e probabilidade de toque no litoral. O padrão de fluxo de um fluido é considerado Lagrangeano, segundo POND e PICKARD (1983), quando é descrita a trajetória de cada partícula fluida, especificando quando cada partícula alcança cada ponto no seu caminho.

O módulo de transporte Euleriano é um módulo de uso geral para simulação de transporte advectivo-difusivo com reações cinéticas, para escoamentos 2DH, ou em camadas selecionadas de escoamentos 3D. O padrão de fluxo de um fluido é considerado Euleriano quando é descrita a velocidade (intensidade e direção) em cada ponto no fluido a cada instante de tempo.

4.8 MÓDULO HIDRODINÂMICO DO SisBAHIA

Em qualquer sistema de modelos usado para analisar a circulação hidrodinâmica, a qualidade de água e transporte de sedimentos em corpos de água naturais, a base fundamental é o modelo hidrodinâmico. Segundo ROSMAN (2001), o SisBAHIA possui um modelo de linhagem FIST (Filtered in Space and Time), otimizado para corpos de água naturais, que representa um sistema de modelagem de corpos de água com superfície livre composta por uma série de modelos hidrodinâmicos, nos quais a modelagem da turbulência é baseada em técnicas de filtragem.

O sistema de discretização espacial é otimizado para corpos de águas naturais, pois permite ótima representação de contornos recortados e batimetria complexas como usual em tais corpos de água. A discretização espacial é preferencialmente feita via elementos finitos quadrangulares biquadráticos, mas pode igualmente ser feita via elementos finitos triangulares biquadráticos ou combinação de ambos. O esquema de discretização temporal é via um esquema implícito de diferenças finitas.

O FIST3D utiliza uma eficiente técnica numérica em dois módulos, calculando, primeiramente, os valores de elevação da superfície livre através de um modelamento bidimensional integrado na vertical (2DH) e, em seguida, o campo de velocidades. Dependendo dos dados de entrada, o campo de velocidade pode ser computado de forma tridimensional (3D) ou apenas bidimensional (2DH) (Figura 4.11). Com o

FIST3D pode simular a circulação hidrodinâmica em corpos de água naturais com diferentes cenários meteorológicos, oceanográficos, fluviais e lacustres.

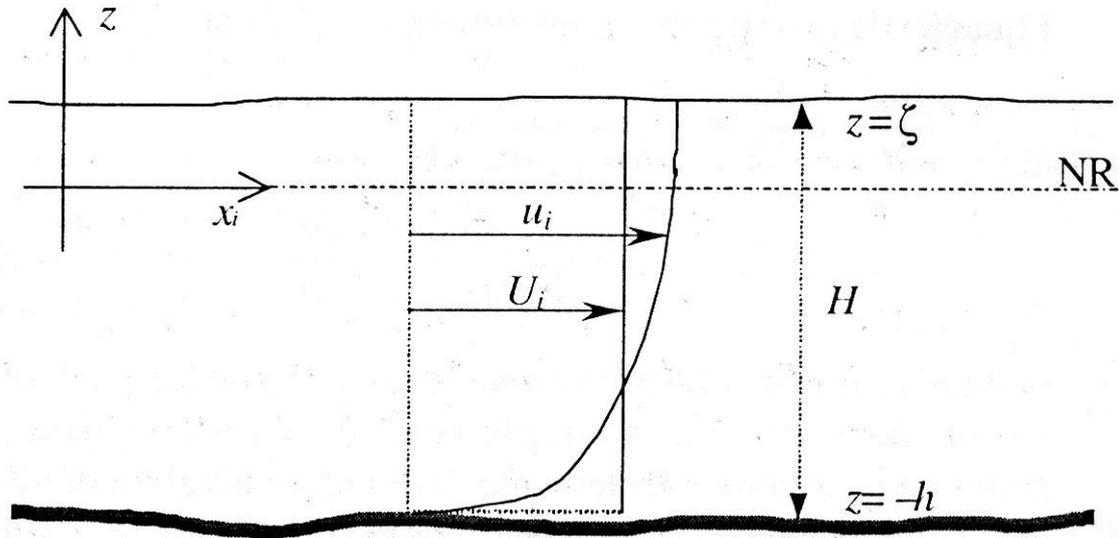


Figura 4.11 – Sistema de coordenadas do sistema de modelagem (3D e 2DH), onde NR é o nível de referência. No caso 2DH, U_i , representa a velocidade integrada na vertical. Note que as coordenadas e velocidades horizontais são representadas como $(x,y) \equiv (x_1,x_2)$ e $(u,v) \equiv (u_1,u_2)$ utilizando o índice $i = 1,2$.

Fonte: ROSMAN (2001).

4.9 EQUAÇÕES GOVERNANTES PARA O MÓDULO 2DH DO MODELO HIDRODINÂMICO E SIGNIFICADO DOS TERMOS

Neste item descrevem-se em detalhes aspectos relativos ao módulo integrado na vertical (2DH) do modelo hidrodinâmico FIST3D.

Equações da quantidade de movimento e continuidade para o módulo 2DH

Para cada intervalo de tempo, o módulo 2DH determina as componentes das velocidades médias na vertical, na direção x e y , $U(x, y, t)$ e $V(x, y, t)$, respectivamente, e as elevações da superfície livre, $z = \zeta(x, y, t)$. As componentes da velocidade resolvível, média na vertical, podem ser definidas como:

$$U(x, y, t) = \frac{1}{H} \int_{-h}^{\zeta} u(x, y, z, t) dz \text{ e } V(x, y, t) = \frac{1}{H} \int_{-h}^{\zeta} v(x, y, z, t) dz \quad (4.6)$$

Considerando esta definição e supondo uma batimetria permanente durante o período de simulação, i.e. $z = -h(x, y)$, a equação da continuidade, ou imposição da condição de escoamento incompressível, dada por:

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \int_{-h}^{\zeta} u dz + \frac{\partial}{\partial y} \int_{-h}^{\zeta} v dz = 0 \quad (4.7)$$

Pode ser reescrita para um escoamento 2DH integrado ao longo da vertical, como:

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial UH}{\partial x} + \frac{\partial VH}{\partial y} = 0 \quad (4.8)$$

Usando a regra de Liebniz e as condições de contorno cinemáticas dadas em:

$$\frac{dF}{dt} = 0 \therefore \frac{d}{dt} (F \equiv z + h(x, y, t)) = 0 \therefore \left[w + \frac{\partial h}{\partial t} + u \frac{\partial h}{\partial x} + v \frac{\partial h}{\partial y} = 0 \right] \quad (4.9)$$

Pode-se integrar as equações da quantidade de movimento 3D:

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} = -g \frac{\partial \zeta}{\partial x} + \frac{1}{\rho_0} \left(\frac{\partial \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{xy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{xz}}{\partial z} \right) + 2\phi \text{sen}\theta \cdot v \quad (4.10)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} = -g \frac{\partial \zeta}{\partial y} + \frac{1}{\rho_0} \left(\frac{\partial \tau_{yx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{yz}}{\partial z} \right) - 2\phi \text{sen}\theta \cdot u \quad (4.11)$$

Para obter as três equações necessárias para determinar as três incógnitas de circulação hidrodinâmica em um escoamento 2DH integrado na vertical, (ζ, U, V) são descritas abaixo:

1. Equação de quantidade de movimento 2DH para um escoamento integrado na vertical, na direção x:

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} = -g \frac{\partial \zeta}{\partial x} + \frac{1}{\rho_0 H} \left(\frac{\partial (H \bar{\tau}_{xx})}{\partial x} + \frac{\partial (H \bar{\tau}_{xy})}{\partial y} \right) + \frac{1}{\rho_0 H} (\tau_x^S - \tau_x^B) + 2\phi \sin \theta V \quad (4.12)$$

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

$$\frac{\partial V}{\partial t} + U \frac{\partial V}{\partial x} + V \frac{\partial V}{\partial y} = -g \frac{\partial \zeta}{\partial y} + \frac{1}{\rho_0 H} \left(\frac{\partial (H \bar{\tau}_{xy})}{\partial x} + \frac{\partial (H \bar{\tau}_{yy})}{\partial y} \right) + \frac{1}{\rho_0 H} (\tau_y^S - \tau_y^B) + 2\phi \sin \theta U \quad (4.13)$$

3. Equação da continuidade (do volume):

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial UH}{\partial t} + \frac{\partial VH}{\partial y} = 0 \quad (4.14)$$

Onde:

- u, v e w são as componentes da velocidade do escoamento respectivamente nas direções x, y e z
- $\zeta(x,y,z)$ é a elevação da superfície livre;
- g é a aceleração da gravidade;
- ρ é a densidade local do fluido;
- ρ_0 é uma densidade constante de referência;

– Ω é a velocidade angular de rotação da Terra no sistema de coordenadas local e os termos com Ω são as forças de Coriolis, no qual θ é o ângulo de latitude.

A seguir é mostrado a Tabela 4.2 com os termos das equações governantes do módulo 2DH.

Tabela 4.2 – Significado dos termos das equações governantes do módulo 2DH.

Termo da equação do módulo 2DH	Definição
$\frac{\partial U}{\partial t} \rightarrow$	Representa a aceleração local do escoamento;
$U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} \rightarrow$	Representa a aceleração advectiva do escoamento;
$-g \frac{\partial \zeta}{\partial x} \rightarrow$	Representa a pressão hidrostática resultante na direção x (gradiente de pressão), devido à declividade da superfície d'água na direção x;
$\frac{1}{\rho_0 H} \left(\frac{\partial(H\tau_{xx})}{\partial x} + \frac{\partial(H\tau_{xy})}{\partial y} \right) \rightarrow$	Representa a resultante das tensões dinâmicas turbulentas 2DH no escoamento;
$2\Phi \text{sen}\theta V \rightarrow$	Representa a força de Coriolis devido ao fato do referencial estar em movimento na superfície da Terra;
$\frac{1}{\rho_0 H} (\tau_x^S) \rightarrow$	Representa a tensão do vento na superfície livre por unidade de massa;
$\frac{1}{\rho_0 H} (-\tau_x^B) \rightarrow$	Representa a tensão de atrito no fundo atuante no escoamento por unidade de massa.

CAPÍTULO 5

MATERIAIS E MÉTODOS

Os materiais e métodos foram divididos em duas etapas, a etapa 1 e a etapa 2 corresponde a metodologia do Capítulo 6 e Capítulo 7, respectivamente, conforme a Figura 5.1.

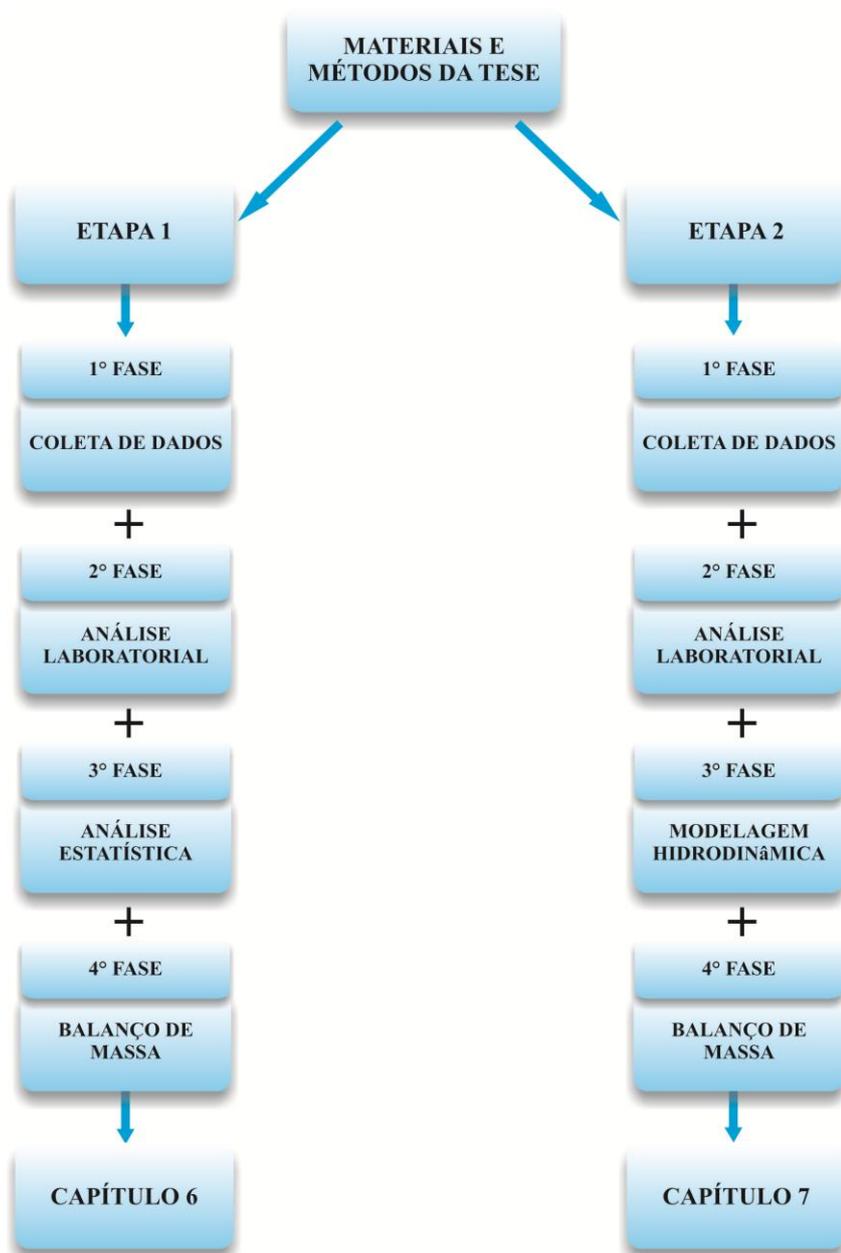


Figura 5.1 - Fluxograma representativo dos materiais e métodos.

5.1 ETAPA 1

5.1.1 Coleta de Dados

Os pontos de coletas foram distribuídos espacialmente em 3 pontos no Lago Água Preta (Figura 5.2), que ocorre pela contribuição dos efluentes domésticos - ponto 1 (prof. 2,4 m), do sistema de adução de água do rio Guamá - ponto 2 (prof. 1,6 m) e da saída de água do Lago Água Preta para o Lago Bolonha - ponto 3 (prof. 3,6 m) que também tem contribuição dos efluentes domésticos.

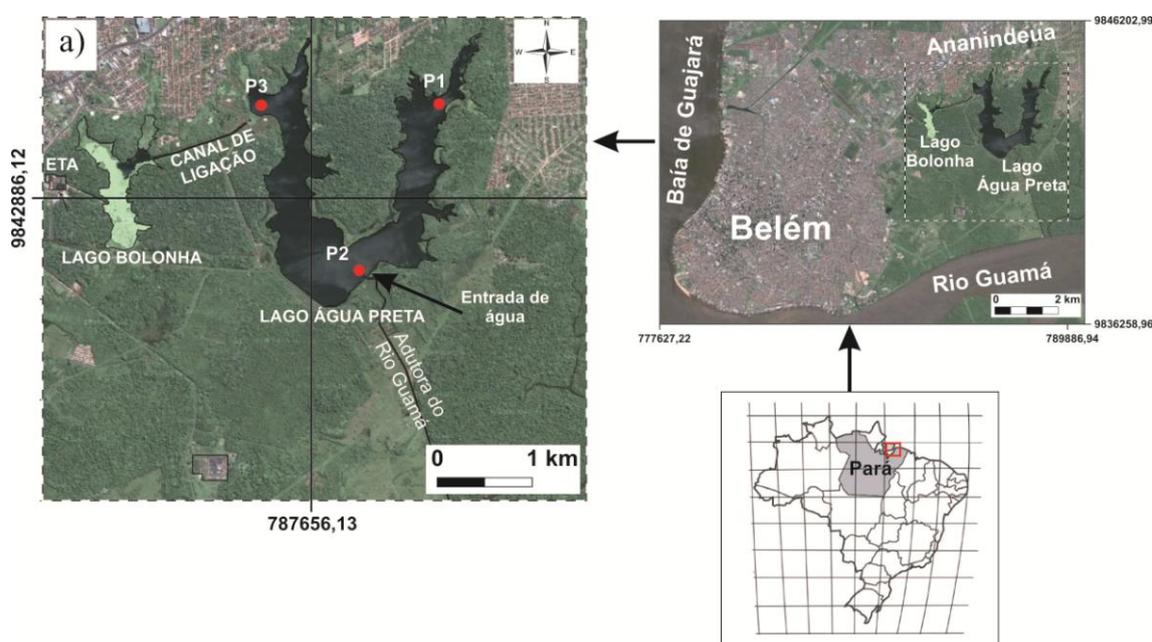


Figura 5.2 – Mapas dos pontos de amostragem hidrológicas do ano de 2010. Fonte: Modificado do Google Earth (2010).

Os pontos de amostragem foram georeferenciados em coordenadas geográficas com o auxílio do GPS (Sistema de Posicionamento Global) da marca GARMIN PLUS. As coletas de água superficial foram realizadas com a garrafa de Van Dorn de 2,5 L (Figura 5.3) durante os meses de março, maio, junho, agosto, setembro e outubro no ano de 2010, de maneira que coincidiram com o período de maior e menor precipitação pluviométrica. As amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno e

transportadas para o Laboratório de Química Ambiental (LQA), localizado na Universidade Federal Rural da Amazônia, para posteriores análises.



Figura 5.3 – Garrafa hidrológica.

As vazões de entrada (Tabela 5.1) foram obtidas do cálculo baseado em planilhas operacionais, das horas diárias trabalhadas das 04 bombas modelo 24QL19 com vazão de 5.400 m³/h, 550 CV de potência e 24 MCA, que realizam o bombeamento das águas do rio Guamá para o lago Água Preta o qual mantém o nível do lago Bolonha por gravidade através de um canal de ligação. Assim, de certa forma, a variação sazonal é também regulada por este abastecimento artificial. Todas as informações hidráulicas foram obtidas na COSANPA (2010).

Tabela 5.1 – Dados das médias das vazões de entrada e saída do lago Água Preta.

Fonte: COSANPA (2010).

Meses	Vazão de entrada (m ³ /s)	Vazão de saída (m ³ /s)
Janeiro	4,45	3,88
Fevereiro	4,18	4,11
Março	4,60	3,94
Abril	2,93	3,94
Maió	3,14	3,95
Junho	5,02	3,95
Julho	5,33	3,89
Agosto	6,01	4,04
Setembro	6,10	3,91
Outubro	5,49	3,86
Novembro	5,24	3,90
Dezembro	4,67	3,90

O regime de ventos observado na região é o N/NE e estes ventos ocorrem de forma esporádica. Na Tabela 5.2 são apresentadas as médias da direção e a velocidade dos ventos e a Figura 5.4 mostra a precipitação média mensal da região de Belém e Adjacências do ano de 2010.

Tabela 5.2 – Médias da direção e velocidade dos ventos na cidade de Belém no período 1987 – 1996. Fonte: INMET.

Mês	Direção dos ventos	Intensidade dos ventos (m/s)
Janeiro	N	3,2
Fevereiro	N/NE	3,4
Março	NE	2,8
Abril	E/NE	2,6
Maió	E/NE	2,2
Junho	E/SE	2
Julho	SE/E	2,1
Agosto	SE/E	2,9
Setembro	E	2,4
Outubro	E/NE	3,2
Novembro	N/NE	3,8
Dezembro	N/NE	3,5

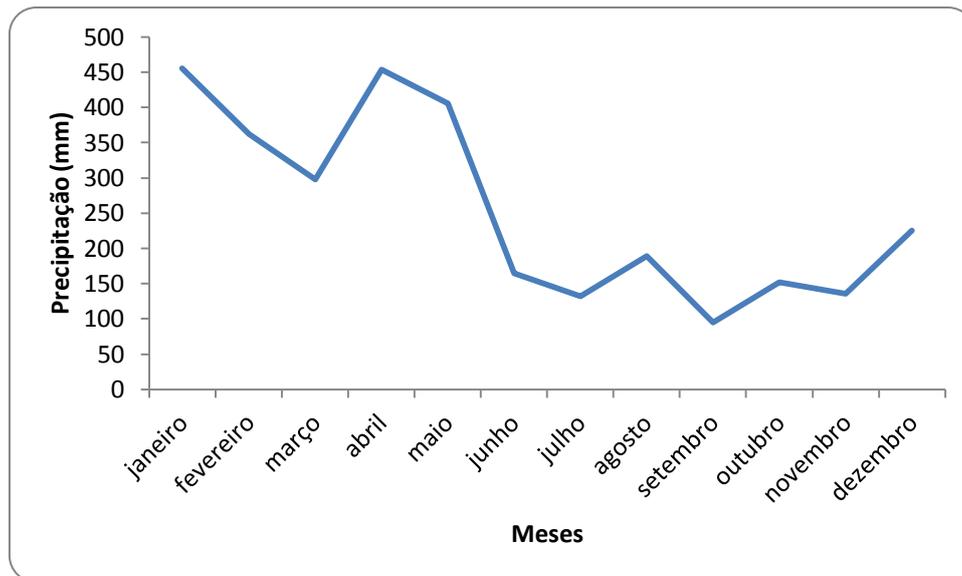


Figura 5.4 – Distribuição da Precipitação Média Mensal da Região de Belém e Adjacências do ano de 2010 e normal climatológica do período de 1987 e 1996.

5.1.2 Análise Laboratorial

As amostras para oxigênio dissolvido (OD) foram preservadas em campo e levadas ao laboratório para análise imediata, segundo o método de Winkler (STRICKLAND e PARSONS, 1972). Para determinações das concentrações da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), as amostras foram levadas ao laboratório, mantidas em incubadora e após 5 dias, foram analisadas de acordo com o método de Winkler.

Os valores de turbidez foram medidos com turbidímetro da marca Hach 2100P e os valores da cor aparente utilizou-se um colorímetro da marca Hach DR890.

Para a determinação da concentração de nutrientes totais (fósforo total) as amostras não foram filtradas. Enquanto que os demais nutrientes dissolvidos (nitrato, nitrito, N-amoniaco) as amostras foram filtradas em membranas do tipo GF/C Whatman de abertura de 45µm. O método empregado para os nutrientes (total e

dissolvido) foram o descrito em APHA (1976). O nitrogênio inorgânico dissolvido foi estimado pela soma das concentrações de N-amoniaco, nitrato e nitrito.

A concentração de sólido suspenso foi empregado o método descrito em Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1976). Para a obtenção de clorofila *a*, as amostras foram analisadas segundo a técnica descrita em TEIXEIRA (1973).

A análise de clorofila *a*, os filtros de celulose de 47 mm de diâmetro, contendo o material filtrado foram colocados em tubos de ensaio de 10 ml com acetona a 90%, macerados e deixados durante 24 horas em refrigerador, para extração dos pigmentos (este manuseio deve ser feito sob pouca luz). Após este período a leitura foi feita em absorbância (abs) no espectrofotômetro nos seguintes comprimentos de onda de: 750, 665, 645 e 630 nm.

Cálculo da concentração da clorofila *a*:

$$(Cl-a) = 11,85(abs_{665} - abs_{750}) - 1,54(abs_{645} - abs_{750}) - 0,08(abs_{630} - abs_{750}) \quad (5.1)$$

$$Clorofila\ a = \frac{(Cl - a) \times V_{ac}}{V \times co} \quad (5.2)$$

Onde:

$(Cl-a)$ = concentração da clorofila *a*

V_{ac} = volume de acetona (ml)

V = volume da amostra filtrada (ml)

co = caminho óptico da cubeta

O total de análises dos parâmetros foi de 288, conforme a Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Quantidade de parâmetros analisados.

Parâmetros	Unid.	Mar.	Mai.	Jun.	Ago.	Set.	Out.	Total de amostra
O.D.	mg.L ⁻¹	6	3	3	6	3	3	24
D.B.O.	mg.L ⁻¹	6	3	3	6	3	3	24
Cor aparente	uH	6	3	3	6	3	3	24
Turbidez	UNT	6	3	3	6	3	3	24
Nitrito	mg.L ⁻¹	6	3	3	6	3	3	24
Nitrato	mg.L ⁻¹	6	3	3	6	3	3	24
Silicato	mg.L ⁻¹	6	3	3	6	3	3	24
fosfato	mg.L ⁻¹	6	3	3	6	3	3	24
N-amoniaco	mg.L ⁻¹	6	3	3	6	3	3	24
Fósforo total	mg.L ⁻¹	6	3	3	6	3	3	24
Clorofila <i>a</i>	mg.m ⁻³	6	3	3	6	3	3	24
Sól. em susp.	mg.L ⁻¹	6	3	3	6	3	3	24
Total de análises		72	36	36	72	36	36	288

5.1.3 Análise estatística

Os dados foram analisados por métodos de estatística descritiva e da análise de componentes principais.

Na análise de componentes principais (ACP) as variáveis originais são linearmente combinadas com o objetivo de projetar o máximo de informação no menor número de dimensões. A informação total contida no conjunto de dados de partida é quantificada pela matriz de covariância. A primeira componente principal (PC1) é a direção de máxima variância e, portanto, de máxima informação no espaço multidimensional original. A segunda componente (PC2) é ortogonal a PC1 e corresponde ao eixo que explica o máximo possível da informação que não pôde ser representada pela primeira componente. Juntas, PC1 e PC2 definem o plano de máxima informação no espaço multidimensional. Se as variáveis apresentarem muitas correlações significativas, é possível que esse plano já contenha informação suficiente para permitir inferir os padrões de associação existentes nos dados de partida (MASSART *et al.*, 1998).

5.1.4 Balanço de massa

Para a estimativa do balanço de massa foram realizados segundo TORRES *et al.* (2007). As estimativas mensais da carga de entrada e saída (E/S , kg.mês^{-1}) foram obtidas pela multiplicação dos afluentes (Q , $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) pela concentração de nutrientes (C , g.m^{-3}) em cada ponto de coleta.

$$(E/S) = 10^{-3}Q.C \quad (5.3)$$

O input anual de cada afluente (IA , t.ano^{-1}) foi estimado a partir da soma das entradas mensais (IM , kg.mês^{-1}) dos afluentes e os resultados foram convertidos em toneladas:

$$IA = \sum_1^{12} IM \quad (5.4)$$

O ano foi dividido em duas estações principais, chamadas: estação chuvosa e seca. As médias dos meses chuvoso e dos meses seco foram, como se segue:

$$MEC = \frac{\sum_1^6 VMC}{6} \quad (5.5)$$

$$MES = \frac{\sum_1^6 VMS}{6} \quad (5.6)$$

Onde:

MEC = média da estação chuvosa (kg.mês^{-1})

VMC = valores mensais da estação chuvosa (de dezembro a junho) em kg.mês^{-1}

MES = média da estação seca (kg.mês^{-1})

VMS = valores mensais da estação seca (de julho a novembro) em kg.mês^{-1}

O balanço de massa (BM , t.ano^{-1}) foi estimado pela diferença entre input anual (IA , kg.mês^{-1}) e a saída anual (SA , kg.mês^{-1}). A entrada de nutrientes e sólidos pelas águas subterrâneas, escoamento superficial, e a sua perda para biota e/ou sedimentos não foram considerados.

$$BM = \frac{\sum_1^{12} IA - \sum_1^{12} SA}{10^3} \quad (5.7)$$

A estimativa de precipitação direta no reservatório (RR , $m^3 \cdot \text{ano}^{-1}$) foi feita a partir da multiplicação entre a área do reservatório (AR , m^2) pela precipitação anual total ($mm \cdot \text{mês}^{-1}$). A entrada de água através das águas subterrâneas, escoamento superficial e sua perda por evaporação não foram incluídas.

$$RR = AR * \frac{\sum_1^{12} \text{chuva mensal}}{10^3} \quad (5.8)$$

A água, nutrientes e retenção de sólidos foram medidos como se segue: Etapa 1: A reserva de disponibilidade de nutrientes no reservatório (RN , kg) foi estimado pela multiplicação do volume de água no reservatório (VA , m^3) pela concentração de nutrientes (CN , $g \cdot L^{-1}$).

$$RN = VA * CN \quad (5.9)$$

Etapa 2: A entrada anual de todos os nutrientes para um afluente (EAN , $kg \cdot \text{dia}^{-1}$) foi estimada pela adição da entrada de nutrientes de diferentes estações do ano (MEC e MES , $kg \cdot \text{dia}^{-1}$) em cada afluente e o resultado final expresso em quilogramas por dia:

$$EAN = \sum_1^7 (MEC + MES) \quad (5.10)$$

O tempo de retenção (TR , dias) foi determinado pela razão entre a disponibilidade de nutrientes no reservatório (RN , kg) e a entrada de afluentes (EAN , $kg \cdot \text{dia}^{-1}$).

$$TR = \frac{RN}{EAN} \quad (5.11)$$

Todos os resultados foram convertidos em toneladas.

5.2 ETAPA 2

5.2.1 Coleta de dados

Os dados foram obtidos pelo projeto “Avaliação da Influência da Salinidade e Eutrofização na Qualidade da Água dos Mananciais (Lagos Água Preta e Bolonha) de Abastecimento da Região Metropolitana de Belém – RMB”, que teve o início no mês de fevereiro de 2006 e o término no mês de janeiro de 2007, com coletas realizadas mensalmente e no total de 10 pontos de amostragens distribuídas no lago Água Preta (Figura 5.5). Os dados utilizados foram os sólidos em suspensão, a turbidez e a cor aparente.

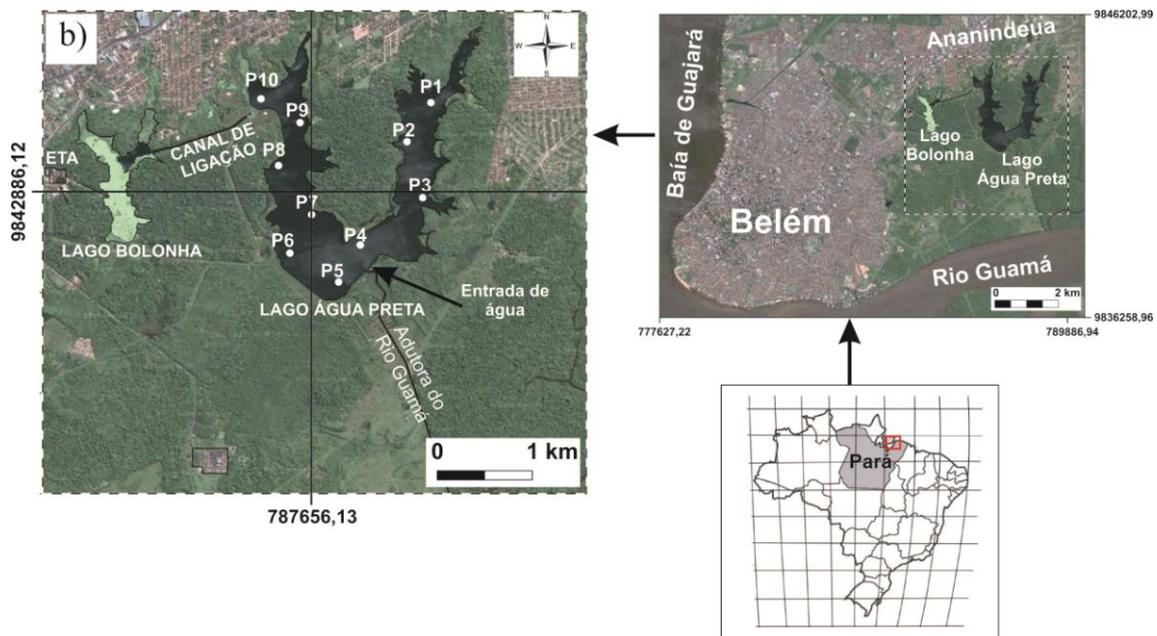


Figura 5.5 - Mapa dos pontos de amostragens hidrológicas do projeto “Avaliação da Influência da Salinidade e Eutrofização na Qualidade da Água dos Mananciais (Lagos Água Preta e Bolonha) de Abastecimento da Região Metropolitana de Belém – RMB”.

As vazões de entrada e saída de água do Lago Água Preta, bem como as médias dos dados meteorológicos de precipitação, intensidade dos ventos e direção dos ventos, são os mesmos observados na 1ª Fase da Etapa 1. Para a batimetria foi utilizada carta batimétrica (Figura 5.6) descrita em SODRÉ (2007), utilizadas nas simulações.

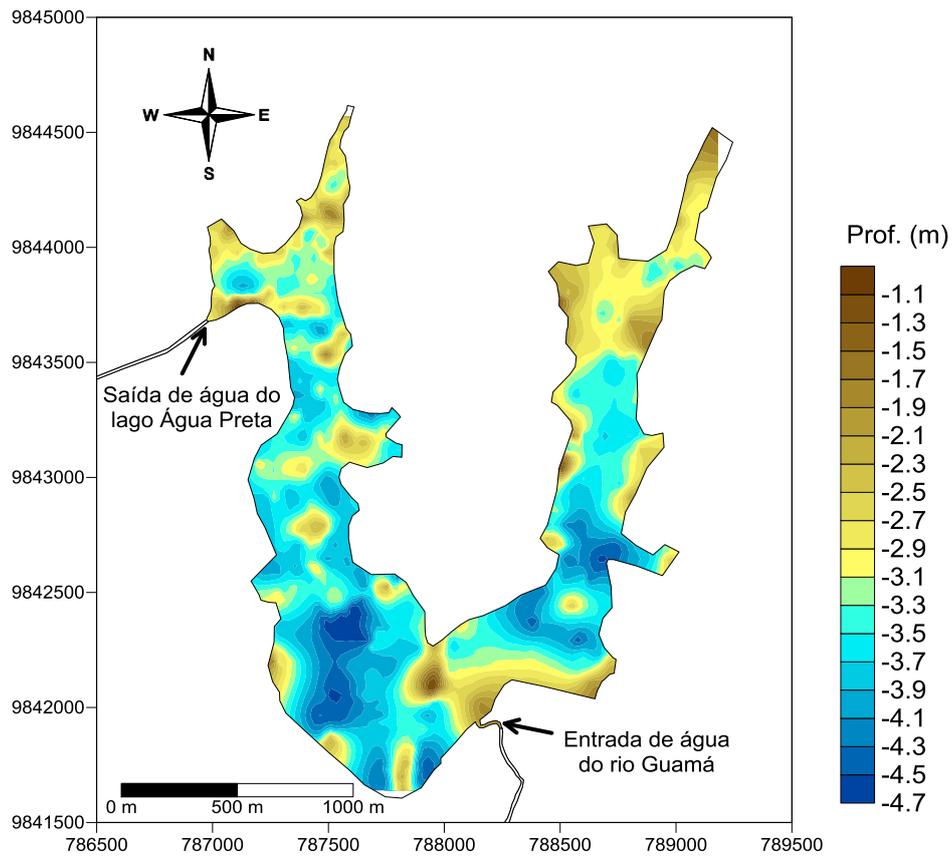


Figura 5.6 – Carta batimétrica do lago Água Preta. Fonte: Modificado de SODRÉ (2007).

5.2.2 Análise laboratorial

Os métodos empregados para cor aparente, turbidez e sólidos em suspensão foram os mesmos empregados na 2ª Fase da Etapa 1.

O total de dados de dados analisados foi de 360, conforme a Tabela 5.4.

Tabela 5.4 – Quantidade de parâmetros analisados.

Parâmetros	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Jan.	Total
Cor aparente	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	120
Turbidez	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	120
Sól. em susp.	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	120
Total de análises	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	360

5.2.3 Modelagem hidrodinâmica

O modelo utilizado nesse trabalho é o modelo de circulação hidrodinâmica 2DH que é otimizado para corpos de águas naturais nos quais efeitos de densidade variável podem ser desprezados, pertencentes ao SisBAHIA. Nesta seção, foi apresentada uma descrição do modelo hidrodinâmico no domínio de modelagem, fazendo referência a batimetria, às principais forçantes, à vazão de entrada, vazão de saída e os ventos.

Primeiramente se introduz no modelo dados da malha numérica, confeccionada no programa para geração de malha (Argus ONE), além de batimetria, condições iniciais e de contorno. Uma vez concluídas essas etapas, que serão descritas a seguir, é conveniente efetuar uma análise de sensibilidade do modelo referente aos seus parâmetros físicos e numéricos para depois se efetuar a calibração. Concluída a calibração, é possível efetuar diferentes simulações.

Definição dos Contornos e Mapa Base

Os contornos do lago Água Preta foram definidos utilizando como base principal uma imagem do Google Earth (Figura 5.7). Através da digitalização mediante o

software Surfer (versão 8.0) da área georeferenciada criou-se o mapa base (*.srf) onde foram apresentados como resultados os cenários de simulação (Figura 5.8).

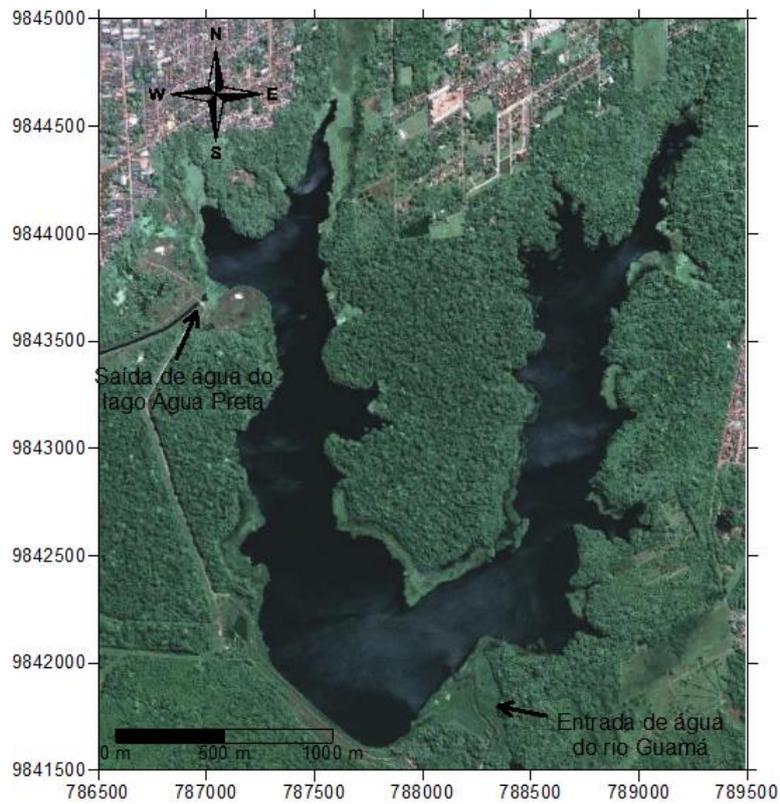


Figura 5.7 – Imagem obtida no Google earth utilizada como principal base para delimitação dos contornos do domínio de modelagem (Coordenadas: Universal Transverse Mercator – UTM).

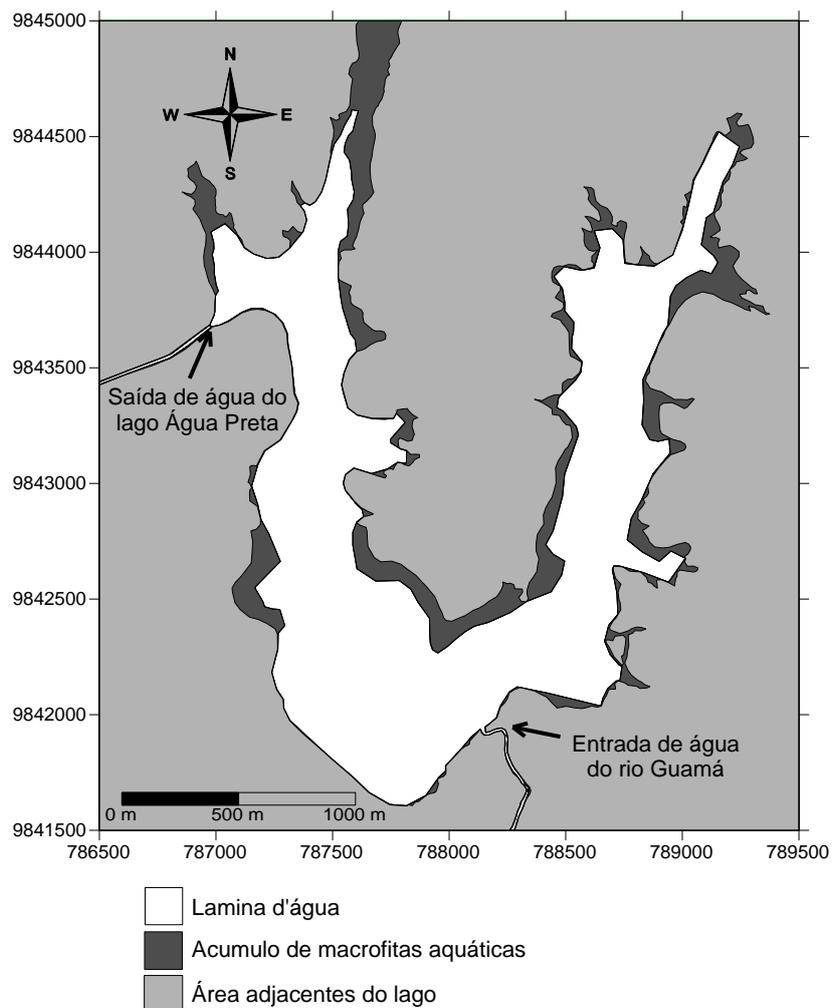


Figura 5.8 – Mapa base (*.srf) gerado no programa Surfer onde serão apresentados os cenários de simulação (Coordenadas UTM).

Os dados de saída do modelo hidrodinâmico, como velocidades das correntes, são apresentados tendo o mapa base como referência. Com esse mapa (imagem) foi realizada a definição dos contornos do corpo d'água, de acordo com o domínio de modelagem de interesse. Os contornos definidos foram os contornos fechados, chamados contornos de terra, e os contornos abertos, que representam um limite de conveniência demarcando o domínio em água. Os contornos de terra, em geral, representam as margens do corpo de água e possíveis pontos com afluxo ou efluxo, como por exemplo, rios e estuários. Contornos abertos geralmente representam os limites do domínio de água modelado, e não uma fronteira física.

Confeção da Malha de Elementos Finitos

Para se obter resultados satisfatórios no modelo hidrodinâmico, a confeção da malha foi realizada de tal forma a se respeitar os contornos dos limites do domínio a ser estudado, tendo a densidade de elementos definida de acordo com o grau de detalhamento dos resultados esperados.

O SisBAHIA é um modelo numérico de elementos finitos, o que permite a utilização de grades numéricas que acompanham o contorno físico da região modelada.

No processo de confeção da malha optou-se por adotar elementos finitos quadrangulares de 9 nós em uma formulação Lagrangeana sub-paramétricos, pois obtêm-se melhores resultados com a malha quadrática, pois tem maior estabilidade e acurácia segundo ROSMAN (2011).

A confeção da malha foi realizada levando em consideração os contornos, de modo que se obtivessem bons resultados do modelo hidrodinâmico. A densidade dos elementos, bem como suas dimensões, está de acordo com o grau de detalhamento esperado para alcançar os resultados, visualizando de maneira satisfatória suas escalas e fenômenos de interesse.

A malha foi construída (Figura 5.9), mediante o programa gerador de malhas Argus ONE e módulos do SisBAHIA. O domínio foi discretizado utilizando um total de 591 elementos e 2643 nós, dentre os quais 556 fazem parte do contorno de terra e nenhum à fronteira aberta.

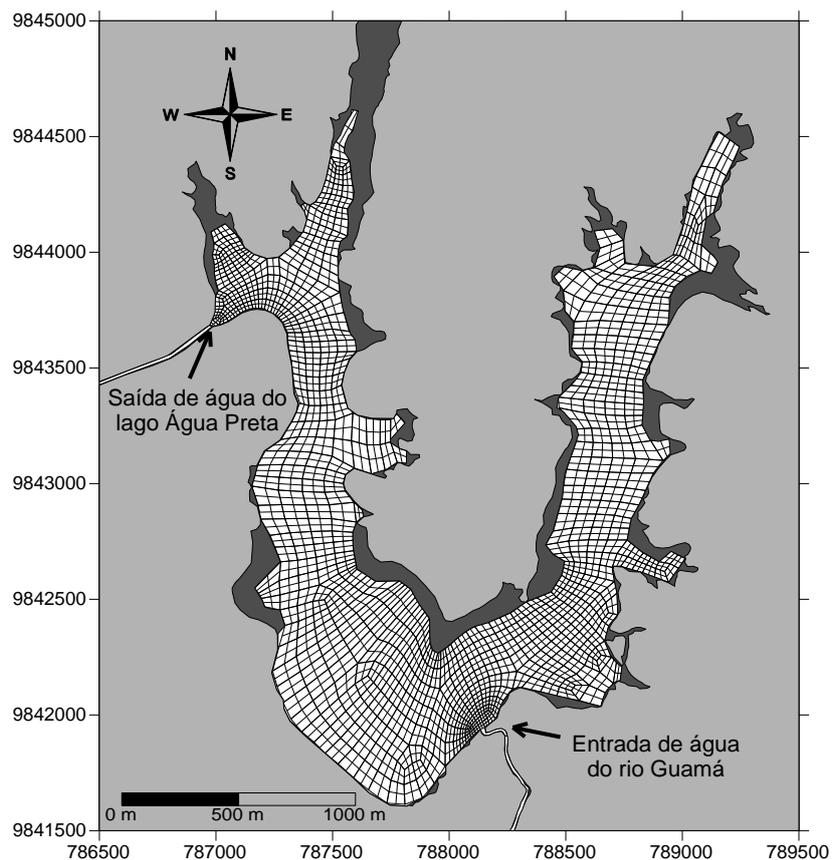


Figura 5.9 – Domínio modelado do lago Água Preta, indicando a malha de discretização em elementos e nós. Os eixos representam distâncias em UTM (“Universal Transverse Mercator”).

Rugosidade de fundo

Durante o processo de modelagem, foram realizados pequenos ajustes no coeficiente de rugosidade de fundo para melhor representar as simulações. Para tais ajustes utilizaram-se valores de amplitude de rugosidade (Tabela 5.5) recomendado por ROSMAN (2011). A granulometria de grande predominância encontrada no lago Água Preta por SOUSA (2010) foi a fração silte (2 – 62 μm).

Tabela 5.5 – Valores recomendados para a rugosidade equivalente do fundo, ϵ , para uso do modelo 2DH. Fonte: (Modificado por ROSMAN, 2011).

Terreno ou leito de terra (areia, terra, vasa, etc.)	
Leito com transporte de sedimentos	$0.0070 \text{ m} < \epsilon < 0.0500 \text{ m}$
Leito com vegetação	$0.0500 \text{ m} < \epsilon < 0.1500 \text{ m}$
Leito com obstáculos	$0.1500 \text{ m} < \epsilon < 0.4000 \text{ m}$
Fundo de pedra rochoso:	
Fundo de alvenaria	$0.0003 \text{ m} < \epsilon < 0.0010 \text{ m}$
Fundo de pedra lisa	$0.0010 \text{ m} < \epsilon < 0.0030 \text{ m}$
Fundo de asfalto	$0.0030 \text{ m} < \epsilon < 0.0070 \text{ m}$
Fundo de pedregulho	$0.0070 \text{ m} < \epsilon < 0.0150 \text{ m}$
Fundo de com pedras médias	$0.0150 \text{ m} < \epsilon < 0.0400 \text{ m}$
Fundo com pedras	$0.0400 \text{ m} < \epsilon < 0.1000 \text{ m}$
Fundo com rochas	$0.1000 \text{ m} < \epsilon < 0.2000 \text{ m}$

O arquivo contendo os pontos da batimetria e suas respectivas profundidades foram importadas pelo modelo e este faz a interpolação dos valores de profundidade para cada ponto pertencente à malha de elementos finitos, a partir das coordenadas (x, y, z) fornecidas. Para evitar que o nível de água durante o processamento do modelo alcance valor negativo, o que é denominado “secagem”, foi preciso impor valores mínimos de profundidade aos registros batimétricos. A interpolação batimétrica foi feita mediante a técnica de kriging, que é o método mais recomendável para uso geral, já que interpola e extrapola até os limites X_{min} , Y_{min} , X_{max} , Y_{max} . Esse método gera resultados realistas com variações semelhantes às naturais.

5.2.4 Balanço de massa

Para o estimativa do balanço de massa de sedimentos suspensos foram realizados segundo TORRES *et al.* (2007), conforme descrito na 4º Fase da Etapa 1.

CAPÍTULO 6

AVALIAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DA REGIÃO AMAZÔNICA: UTILIZAÇÃO DE ANÁLISE MULTIVARIADA E BALANÇO DE NUTRIENTES NO RESERVATÓRIO ÁGUA PRETA

6.1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos continentais são utilizados no Brasil e no mundo como recursos disponíveis para a sociedade, com significado ecológico, econômico e social (TUNDISI *et al.*, 2006). As finalidades de uso são múltiplas, entre as quais se destacam o abastecimento público de água, a geração de energia elétrica, a irrigação e a aquicultura. Nos últimos anos os recursos hídricos vêm sendo modificados por ação antrópica, resultando em prejuízo na qualidade e disponibilidade de água, sendo notória a necessidade crescente do monitoramento das alterações na qualidade de água, de forma a não comprometer seu aproveitamento múltiplo e minimizar os impactos negativos do ambiente (BRAGA *et al.*, 2006).

Dentre as ações antrópicas está à disposição de resíduos (nutrientes e poluentes) provenientes de despejos industriais e domésticos, que tem gerado diversos problemas, ocasionando a eutrofização, bem como a concentração de metais pesados e outros elementos tóxicos. Muitas pesquisas têm sido realizadas para um gerenciamento de um lago ou reservatório, como a utilização de balanço de massa, que se torna uma ferramenta importante para revelar suas origens. A determinação do balanço de massa permitiu as estimativas de entradas, saídas e retenção de nutrientes no corpo d'água (SPERLING, 2007). As quais são importantes para a definição de estratégias de recuperação, conservação e qualidade de água da bacia hidrográfica (COPE *et al.*, 2011).

O balanço de massa foi utilizado como um padrão em vários estudos para quantificar a entrada, retenção e exportação de nutrientes como também para avaliar o potencial de eutrofização de reservatório (BRIGAULT e RUBAN, 2007; MATZINGER *et al.*, 2007). O balanço de massa segue os padrões que descrevem a carga de nutrientes, carga de despejos orgânicos e poluição difusa do lago, isso pode ser muito útil para planejar a gestão do mesmo (JØRGENSEN e VOLLENWEIDER, 2000). No que concerne aos processos dentro do lago, resume-se um modelo de entradas e saídas (caixa preta). Entradas no lago são todos os volumes que nele chegam proveniente de fora tanto por descargas diretas como por indiretas. As saídas podem ser as descargas feitas por meio dos mecanismos apropriados, infiltrações nos sedimentos ou perdas para atmosfera. Dentro deste contexto, uma fonte que requer atenção especial são os sedimentos que não representam somente um local de destino de materiais, mas, em determinadas condições, também funcionam como fonte interna (VOLLENWEIDER, 2000).

O conhecimento das interações entre o sedimento e a massa líquida é essencial para o gerenciamento e manejo da qualidade da água de reservatórios eutróficos, pois mesmo depois de reduzir a entrada externa de efluentes, há sempre dificuldades causadas pela liberação dos nutrientes proveniente do sedimento para a coluna d'água (DRISCOLI *et al.*, 1993).

O presente artigo compreende a utilização de análise multivariada dos parâmetros abiótico e clorofila *a*, bem como o balanço de massa anual das partículas dos nutrientes (nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo total) e do volume de água, e o tempo de retenção desses nutrientes no reservatório Água Preta, ambas as ferramentas poderão subsidiar informações da qualidade da água, para prevenir e/ou corrigir

processos degradantes neste ambiente aquático, para uma correta gestão desse ecossistema.

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

O sistema de abastecimento de água superficial para a população residente na Região Metropolitana de Belém-RMB é realizado por meio dos sistemas de captação, adução, armazenamento de água bruta e elevação, composto por: (a) tomada d'água e elevatória de água bruta do rio Guamá; (b) adutora de água bruta do rio Guamá até o lago Água Preta, com passagem por um canal retilíneo; (c) lago Água Preta; (d) canal de ligação do lago Água Preta para o lago Bolonha, por gravidade, isto é, desnível de um lago para o outro; (e) lago Bolonha; (f) estação elevatória de água bruta do lago Bolonha; (g) estação elevatória do Utinga (lago Bolonha) para a Estação de Tratamento de Água - ETA do 5º setor; (h) estação elevatória do Utinga (lago Bolonha) para a ETA São Braz (COSANPA, 2010).

Os pontos de coletas foram escolhidos para avaliar a influência antrópica dos parâmetros abióticos no lago Água Preta (Figura 6.1), que ocorre pela contribuição dos efluentes domésticos - ponto 1 (prof. 2,4 m), do sistema de adução de água do rio Guamá - ponto 2 (prof. 1,6 m) e da saída de água do Lago Água Preta para o Lago Bolonha - ponto 3 (prof. 3,6 m) que também tem contribuição dos efluentes domésticos.

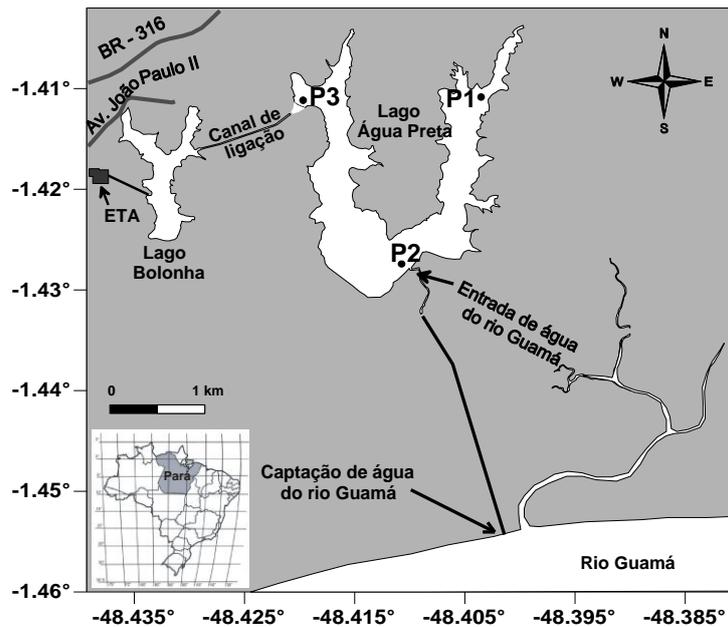


Figura 6.1 – Mapa de localização da área e dos pontos de amostragem de água.

O clima na área de estudo é quente e úmido, apresentando um elevado índice pluviométrico, com chuvas frequentes a tarde e início da noite, principalmente nos quatro primeiros meses do ano, que são os mais chuvosos. A região não apresenta meses secos bem definidos. O menor valor pluviométrico foi em setembro (94,6 mm) de 2010 e os maiores em janeiro (455,2 mm) e abril (453,3 mm) de 2010 pelo INMET (2010).

Os pontos foram georeferenciados com GPS (modelo GARMIN) e as coletas de água superficial foram realizadas com a garrafa de Van Dorn de 2,5 L durante os meses de março, maio, junho, agosto, setembro e outubro no ano de 2010, de maneira que coincidiram com o período de maior e menor precipitação pluviométrica. As amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno e transportadas para o Laboratório de Química Ambiental (LQA), localizado na Universidade Federal Rural da Amazônia, para posteriores análises.

6.2.1 Parâmetros abióticos e clorofila *a*

A metodologia empregada em laboratório encontra-se descrita no capítulo 5, conforme a etapa 1.

6.2.2 Tratamento dos dados e balanço de massa

A descrição geral da metodologia utilizada no tratamento dos dados e no balanço de massa encontra-se no capítulo 5, conforme a etapa 1.

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.3.1 Análises de componentes

A análise de componentes principais com os parâmetros abióticos e clorofila *a* obtidos durante o período de menor precipitação mostrou que as duas primeiras componentes (PC1 e PC2) juntas descrevem 79% da variância original (Tabela 6.1). PC1 explicou 60% da variância total e pode ser interpretada como um contraste, de um lado, a cor (0,88), o NT (0,86), o nitrato (0,82), a turbidez (0,81) e o PT (0,76), do outro lado a clorofila *a* (-0,80), os sólidos suspensos (-0,75), o nitrito (-0,74), o oxigênio dissolvido (-0,60) e a DBO (-0,60). Esses sinais contrários indicam uma correlação negativa ao longo da PC1 entre esses dois grupos, que são a principal fonte de variação no conjunto de amostras. A cor, o nitrato, NT, turbidez e PT foram altos nesse período, isso indica que a concentração foi favorecida quando houve uma entrada na concentração desses parâmetros.

A turbidez é uma medida da capacidade de dispersão da radiação e é consequência das partículas em suspensão (silte, areia, bactérias, fitoplâncton, detritos orgânicos, entre outros) que podem ou não ser coloridas (ESTEVES, 1998). Em águas naturais, a cor é geralmente devida a produtos de decomposição de matéria orgânica do

próprio manancial ou do húmus dos solos adjacentes (MUCCI *et al.*, 2004). No reservatório esse aumento desses parâmetros (a cor, o nitrato, NT, turbidez e a PT) foi verificado no ponto 2, devido a contribuição de água do rio Guamá, que carrega material para dentro do reservatório.

Na primeira componente (PC1) a DBO e o OD não apresentaram uma forte influência, mas destacou-se na segunda (PC2), que explicou 19% da variância total, a matéria orgânica é retratada de forma direta da DBO nos ambientes aquáticos, o que é um potencial do consumo de oxigênio dissolvido. Essa segunda componente pode ser explicada como um contraste entre, de um lado, oxigênio dissolvido (0,65), turbidez (0,47), sólidos suspensos (0,44) e, do outro lado, N-amoniaco (-0,56), DBO (-0,49), nitrito (-0,41). A DBO retrata de forma indireta, o teor de matéria orgânica nos corpos d'água que pode ser uma indicação do potencial do consumo de oxigênio dissolvido (SPERLING, 2007).

No período de maior precipitação, as duas primeiras componentes (PC1 e PC2) explicaram 62% da variância original (Tabela 6.1). Na primeira componente, que explica 35% da variância total, foi observado um contraste entre o N-amoniaco (0,85), NT (0,66) e, do outro lado, o oxigênio dissolvido (-0,80), turbidez (-0,74), nitrito (-0,68) e DBO (-0,66). As formas de nitrogênio foram coerentes, em que se observa o ciclo do nitrogênio nos processos bioquímicos de conversão da amônia para o nitrito e deste para o nitrato, através do consumo de oxigênio.

A segunda componente explicou 27% da variância total, foi observado um contraste entre a cor (0,71), sólidos suspensos (0,64) e clorofila *a* (0,53) e, de outro lado, PT (-0,71), NT (-0,62) e DBO (-0,49).

Comparando-se os dois períodos foi possível observar que no período de menor precipitação teve mais correlação entre os parâmetros em comparação ao chuvoso.

Tabela 6.1 – Pesos e variância explicada pelas duas primeiras componentes principais da análise das variáveis com dados obtidos durante os períodos de menor e maior precipitação.

Variável	Menor precipitação		Maior precipitação	
	PC 1	PC 2	PC 1	PC 2
Turbidez (NTU)	0,81	0,47	-0,74	-0,19
Cor (mg.L ⁻¹ PtCo)	0,88	0,38	0,20	0,71
Sólidos em suspensão (mg.L ⁻¹)	-0,75	0,44	0,21	0,64
OD (mg.L ⁻¹)	-0,60	0,65	-0,80	0,35
Clorofila <i>a</i> (mg.m ⁻³)	-0,80	0,21	-0,06	0,53
DBO (mg.L ⁻¹)	-0,60	-0,49	-0,66	-0,49
N-amoniaco (mg.L ⁻¹)	0,30	-0,56	0,85	-0,25
Nitrito (mg.L ⁻¹)	-0,74	-0,41	-0,68	-0,35
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,82	0,11	0,37	-0,07
NT (mg.L ⁻¹)	0,86	-0,05	0,66	-0,62
PT (mg.L ⁻¹)	0,76	-0,39	0,01	-0,71
Variância explicada (%)	60,0	19,0	35	27

Os escores para os dados dos parâmetros abióticos e clorofila *a* na água em PC1 e PC2, estratificados de acordo com a sazonalidade da região (

Figura 6.2), período de menor e de maior precipitação. Pode-se observar uma nítida separação entre os períodos estudados.

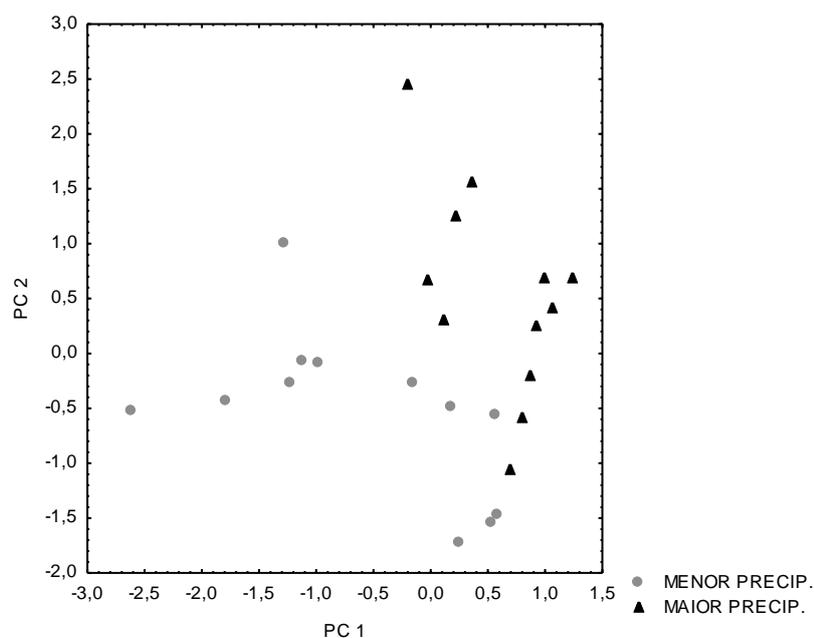


Figura 6.2 – Parâmetros abióticos e clorofila *a* em relação à sazonalidade.

6.3.2 Análises dos dados

A turbidez no reservatório Água Preta obteve a maior concentração de 255 UNT no ponto 2 no período chuvoso e o mínimo de 1 UNT no ponto 1 no mesmo período, com a média de $53,4 \pm 72,8$ UNT. Em relação ao clima, a turbidez teve uma distribuição mais elevada no período chuvoso do que no seco. Os valores baixos são consequências das características do lago que favorecem a sedimentação das partículas em suspensão, reduzindo a turbidez (MUCCI *et al.*, 2004).

A cor aparente encontrado no reservatório Água Preta apresentou valores que variaram entre 330 mg.L^{-1} PtCo e $5,5 \text{ mg.L}^{-1}$ PtCo, com a média de $106,2 \pm 89,8 \text{ mg.L}^{-1}$ PtCo. Os valores máximos apresentados no trabalho foram encontrados no período seco, devido à maior contribuição da captação do rio Guamá para manter o nível do reservatório, com isso proporciona o aumento do material argiloso em suspensão proveniente do rio. Tanto a turbidez quanto a cor apresentaram valores altos no ponto 2. Da mesma forma que a turbidez, a cor torna a água esteticamente inaceitável para uso doméstico e mesmo industrial, em alguns casos. A outra característica de água continental é a presença de partículas suspensas que contribuem para turvação na água em reservatório.

A distribuição dos sólidos suspensos no trabalho teve maiores valores encontrado no ponto 2 o mesmo encontrado para a turbidez e a cor, com o valor máximo de $66,5 \text{ mg.L}^{-1}$ no ponto 2 e o mínimo de 4 mg.L^{-1} , com a média de $16,1 \pm 16,1 \text{ mg.L}^{-1}$ e com uma maior concentração no período chuvoso. Comparando com um ambiente mais dinâmico da região os sólidos suspensos estão na faixa de 100 mg.L^{-1} encontrado na Baía de Guajará (MONTES *et al.*, 2010), essa faixa é semelhante a encontrada no rio Guamá. É interessante notar que a partir da entrada do rio Guamá para o reservatório Água Preta ocorre à diminuição na concentração desse parâmetro, devido

ao processo de sedimentação. As partículas em suspensão podem interferir na distribuição do oxigênio, isso é diminui a penetração de luz na água o que dificulta o processo fotossintético.

Na presente pesquisa foi observado o teor mínimo de OD foi de $2,4 \text{ mg.L}^{-1}$ no ponto 1, o que demonstra o consumo desse gás provavelmente pelo aumento da decomposição da matéria orgânica, respiração dos organismos, oxidação dos íons metálicos, além da perda para atmosfera. Já o valor máximo de OD foi de $12,7 \text{ mg.L}^{-1}$ no ponto 2, a explicação é que antes da entrada para o reservatório Água Preta, a água passa por um processo de aeração no momento que sai da tubulação de adução e passa para uma calha que leva essa água até o lago e a média desse gás foi de $6,8 \pm 2,6 \text{ mg.L}^{-1}$, com maior teor no período seco.

No rio Tietê em São Paulo verifica-se um contraste em relação ao OD nas represas Promissão (7 mg.L^{-1}), Barra Bonita ($6,77 \text{ mg.L}^{-1}$) e Billings ($3,1 \text{ mg.L}^{-1}$), esta ultima tem maior contribuição de esgotos domésticos e industriais (SOARES e MOZETO, 2006). Os padrões OD sazonais em reservatórios tropicais diferem dos encontrados em regiões temperadas, às águas quentes tropicais são mais sensíveis a diminuição do oxigênio. Por outro lado, alta produtividade fitoplanctonica, geralmente observada nos trópicos, tende a favorecer supersaturação na zona eufótica (TOWNSEND, 1999).

A clorofila *a* nas águas pode avaliar a capacidade de reoxigenação do corpo d'água e também de sua população de algas. Assim, a determinação do pigmento fotossintético (clorofila *a*), tem sido utilizada amplamente na ecologia aquática como um dos mais importantes índices de biomassa do fitoplâncton (ESTEVES, 1998). No trabalho os valores de clorofila *a* oscilaram de $41,9 \text{ mg.m}^{-3}$ (ponto 3) a $6,3 \text{ mg.m}^{-3}$ (ponto2) e a média de $17,9 \pm 8,7 \text{ mg.m}^{-3}$, teve uma contribuição maior no periodo

chuvoso, já a distribuição dos pontos foi observada maior concentração no ponto 3. Esses valores foram superiores ao ambiente mais dinâmico da região com valores de $1,49 \text{ mg.m}^{-3}$ a $23,33 \text{ mg.m}^{-3}$, encontrado na Baía de Guajará (PAIVA *et al.*, 2004).

Além do oxigênio dissolvido a DBO, também é um parâmetro de fundamental importância na caracterização do grau de poluição de um corpo d'água (SPERLING, 2007). No presente estudo os valores mínimos da DBO foi de $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$ no ponto 2 e máximos de $11,2 \text{ mg.L}^{-1}$ no ponto 1, com a média de $4,5 \pm 2,6 \text{ mg.L}^{-1}$. Nos rios que tem contribuição de lançamento de esgotos observa-se uma maior concentração da DBO de $2,0$ a $9,21 \text{ mg.L}^{-1}$ na bacia do rio Pirapó, principal fonte de abastecimento do município de Maringá, Estado do Paraná (ALVES *et al.*, 2008). Ao limite estabelecido pela Resolução Conama nº 357/2005 para corpos de água doce de Classe II (até 5 mg.L^{-1} de O_2). Assim como a DBO que é considerada um parâmetro de grande importância para ambiente aquático o N-amoniaco também é importante, por ser uma indicação do potencial do consumo do oxigênio, pela oxidação da amônia a nitrito.

A distribuição do N-amoniaco no reservatório Água Preta variou de $1,0$ e $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$, com a média de $0,4 \pm 0,2 \text{ mg.L}^{-1}$. Os dados não apresentaram grandes variações em relação aos períodos chuvoso e seco, mas em relação aos pontos, esse parâmetro teve maiores teores no ponto 1 e 3, o que indica uma fonte de poluição orgânica, já que nas proximidades existem lançamento de esgotos domésticos. Em São Paulo ao longo do rio Tietê verifica-se um contraste, com valores de N-amoniaco nas represas Promissão ($0,56 \text{ mg.L}^{-1}$), Barra Bonita ($0,055 \text{ mg.L}^{-1}$) e Billings ($8,5 \text{ mg.L}^{-1}$), os altos valores encontrados são devido as atividades doméstica, industriais e agrícolas (Soares; MOZETO, 2006). Segundo ESTEVES (1998), as concentrações de $0,25 \text{ mg.L}^{-1}$ ou superiores a essa, afetam o crescimento de peixes, embora a concentração letal de amônia (que mata 50% dos indivíduos) seja consideravelmente superior $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$.

Já em relação ao nitrito que é a fase intermediária entre a amônia e nitrato, é encontrado em baixas concentrações notadamente em ambientes oxigenados. No lago Água Preta o nitrito não teve variações em relação aos pontos, com a média de $0,007 \pm 0,007 \text{ mg.L}^{-1}$, o máximo de $0,021 \text{ mg.L}^{-1}$ e o mínimo $0,000 \text{ mg.L}^{-1}$. No reservatório Iraí-PR (PERBICHE-NEVES *et al.*, 2007), foi encontrado o máximo de nitrito de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$, o mínimo de $0,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e a média de $0,17 \pm 0,17 \text{ mg.L}^{-1}$, esse valores foram superiores ao encontrado no lago Água Preta. O nitrito é extremamente tóxico em altas concentrações à maioria dos organismos aquáticos (ESTEVES, 1998).

O nitrogênio, nos processos bioquímicos de conversão da amônia para o nitrito e deste para o nitrato implica no consumo de oxigênio dissolvido, o nitrato pode fornecer informações sobre o estágio da poluição, isso é, uma poluição mais remota (SPERLING, 2007). O nitrato encontrado no presente trabalho variou de $0,40 \text{ mg.L}^{-1}$ no ponto 2 a $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$, com a média de $0,07 \pm 0,08 \text{ mg.L}^{-1}$. Os valores no período chuvoso não tiveram variações significativas em comparação ao período seco, onde se verificou um aumento, já em relação aos pontos, verificou-se que no ponto 2 teve maior contribuição desse parâmetro, provavelmente pela oxigenação da água antes de entrar nesse ponto, o que favorece oxidação da amônia para nitrito e deste para nitrato. Comparando com regiões impactadas, como o rio Tietê em São Paulo nas represas Promissão ($0,3 \text{ mg.L}^{-1}$), Barra Bonita ($1,7 \text{ mg.L}^{-1}$) e Billings ($0,95 \text{ mg.L}^{-1}$) (Soares; Mozeto, 2006), observa-se uma similaridade dos dados com a represa Promissão. Pode-se dizer que o teor de nitrato no trabalho está associado tanto a origem natural quanto antropogênica. O nitrato no ambiente aquático superficial de áreas urbanas e industriais provém predominantemente da decomposição da matéria orgânica.

O nitrato, o nitrito, N-amoniacoal e N-orgânico são as formas de nitrogênio em águas continentais (SPERLING, 2007). O nitrogênio é um dos elementos mais

importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Esta importância deve-se principalmente à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. As duas primeiras chamam-se formas reduzidas e as duas últimas formas oxidadas. Pode-se associar a idade da poluição com a relação entre as formas de nitrogênio (ESTEVES, 1998).

No trabalho o NT variou de $0,67 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,04 \text{ mg.L}^{-1}$, com a média de $0,14 \pm 0,17 \text{ mg.L}^{-1}$, assim como o nitrato os valores NT no período chuvoso não tiveram variações significativas em comparação ao período seco, onde foi verificado um aumento. Em relação aos pontos, verificou-se o mesmo encontrado para nitrato, onde o ponto 2 teve maior contribuição do NT. No lago Biguás localizado no campus da FURG-RS (TRINDADE *et al.*, 2009) considerado como um ambiente que foi modificado durante os últimos 35 anos, foi encontrado altos valores de nitrogênio total em comparação aos dados do trabalho, onde variou de 7 mg.L^{-1} a $2,8 \text{ mg.L}^{-1}$, com a média de $4,98 \pm 1,5 \text{ mg.L}^{-1}$. A elevada concentração do nitrogênio total em lagos e represas podem conduzir a um crescimento exagerado de algas (processo de eutrofização) (SPERLING, 2007).

Assim como nitrogênio que é considerado como um dos principais causadores da eutrofização em ecossistemas aquáticos, o fósforo também pode ser considerado um importante parâmetro para ambiente aquático eutrofizado. No reservatório Água Preta o PT variou de $0,23 \text{ mg.L}^{-1}$ no ponto 1 a $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ no ponto 2, com a média de $0,09 \pm 0,06 \text{ mg.L}^{-1}$, observa-se que os dados tiveram maiores teores nos pontos 1 e 3, devido ao lançamento de esgotos nessas proximidades, que tiveram maiores contribuição no período chuvoso. No lago Biguás localizado no campus da FURG-RS (TRINDADE *et al.*, 2009), valores de PT oscilando de $3,1 \text{ mg.L}^{-1}$ a $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$, com a média de $2,4 \pm 0,9 \text{ mg.L}^{-1}$, esses valores foram superiores ao encontrado no reservatório

Água Preta. Por outro lado comparando com o lago Parque Guaraciaba em Santo André-SP, considerado um ambiente natural, os valores máximo e mínimo foram $0,075 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,00 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente (MUCCI *et al.*, 2004), esse valores foram inferiores ao encontrado no trabalho.

6.3.3 Balanço de massa

O balanço hídrico anual do reservatório Água Preta recebe mais água da captação do rio Guamá do que as exportações, com uma retenção de 233 dias (Figura 6.3) e esta contribuição de água do rio Guamá é maior durante o período seco do que no chuvoso, pois a COSANPA aumentam o fluxo de entrada de água para manter o nível do reservatório. Os reservatórios com essas características são classificados na classe B, tempo de retenção intermediária, entre 2 semanas e 1 ano (STRAŠKRABA, 1999).

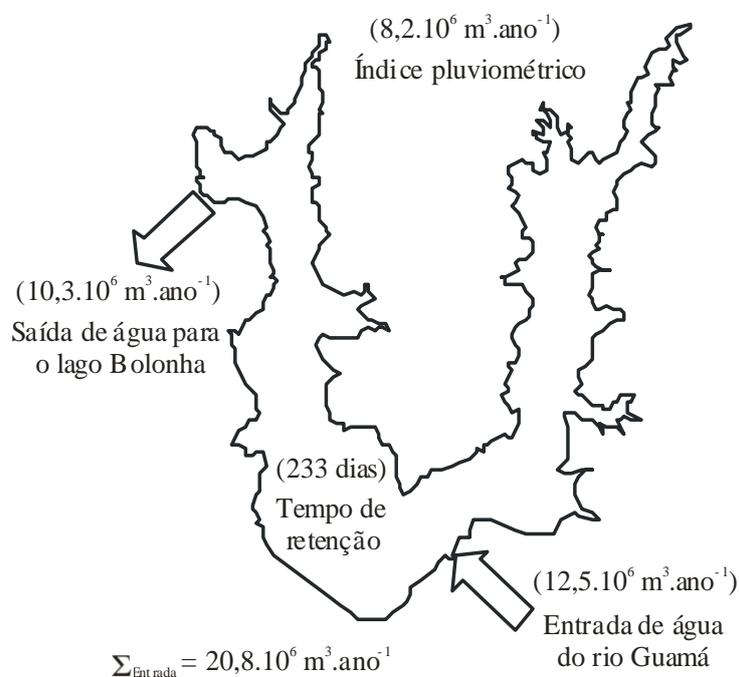
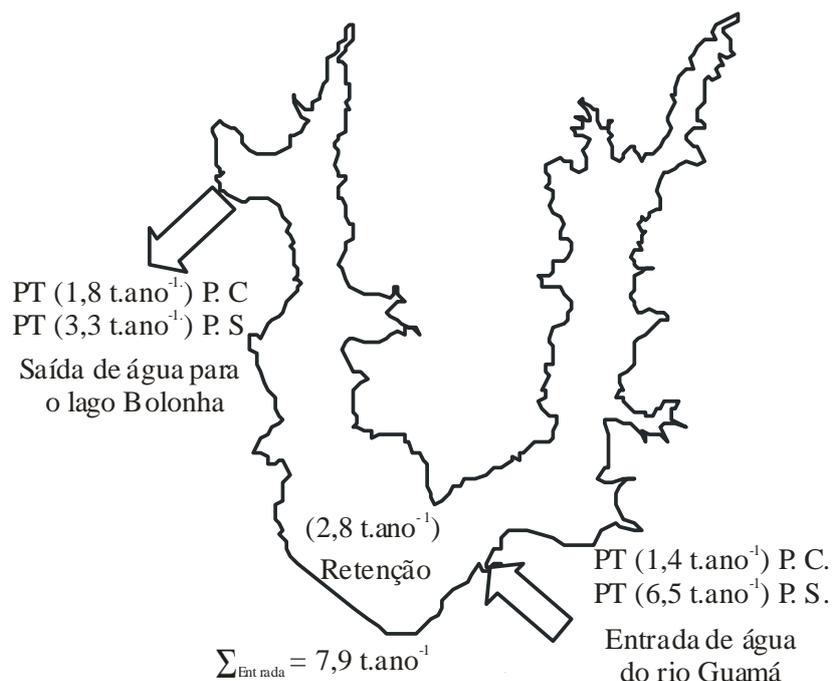


Figura 6.3 – Balanço hídrico anual ($\text{m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$), desenho esquemático do reservatório.

O reservatório Água Preta teve diferentes padrões sazonais para exportação e retenção de acordo com as variáveis (PT e NID) consideradas (Figura 6.4). Estes padrões foram fortemente influenciados pelos os períodos de menor e maior precipitação. O PT e o NID tiveram uma maior concentração no período seco na entrada de $6,5 \text{ t.ano}^{-1}$ e $28,3 \text{ t.ano}^{-1}$ respectivamente, devido ao aporte de nutrientes que é carreado para dentro do reservatório proveniente do rio Guamá. Durante o período de maior precipitação o NID não teve variações na entrada e na saída. Já PT verificou um aumento da carga na saída, devido ao lançamento de esgotos nessas proximidades que tiveram maiores descargas com a chuva.



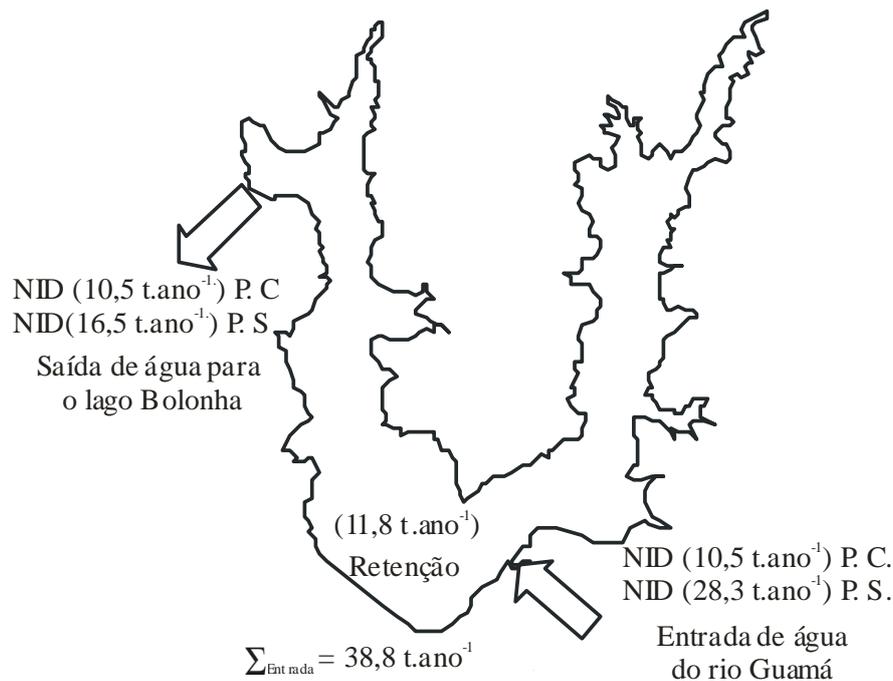


Figura 6.4 – Balanço de massa anual do PT ($t.ano^{-1}$) e do NID ($t.ano^{-1}$), desenho esquemático do reservatório. Período chuvoso – P.C. Período Seco – P.S.

A carga de nitrogênio total e fósforo total de principais tributário dos reservatórios de Paraitinga e Biritiba foram elevadas durante a estação chuvosa comparada com a seca, indicando assim que material de origem difusa de fluxo de superficial pode influenciar os resultados (COPE *et al.*, 2011).

A carga de nutrientes normalmente depende de fatores, como chuvas, gestão das bacias, bem como atividades antrópicas na bacia hidrográfica tais como agricultura, indústria e habitação (WETZEL, 2001).

A capacidade de retenção é maior em condições de baixa vazão ou em áreas onde há uma abundância de plantas aquáticas (SVENDSEN e KRONVANG, 1993), e tem uma influência na dinâmica de nutrientes em sistemas aquáticos (SVENDSEN e KRONVANG, 1993).

No reservatório Água Preta o tempo de retenção do PT foi de 180 dias inferior a o tempo de retenção da água que foi 233 dias, já NID foi de 536 dias, maior que o da água.

No entanto, o sistema de capacidade de retenção pode variar de ano para ano, dependendo das condições hidrológicas e do influxo. A capacidade de assimilação é limitada e problemas podem ocorrer em um período relativamente curto como uma consequência da introdução de poluentes que podem durar um longo tempo, dependendo do uso e ocupação do solo na bacia de contribuição (FRIEDL e WÜEST, 2002).

6.4 CONCLUSÃO

Com base na análise de componentes principais foi possível verificar que no período de menor precipitação apenas o nitrato, NT e PT tiveram relação positiva com a turbidez e a cor, provavelmente sugere esse aumento na saída da captação do rio Guamá para o reservatório Água Preta, para manter o nível do mesmo. No maior índice pluviométrico observou-se um contraste entre o oxigênio dissolvido e o N-amoniacoal o que pode ser verificado um maior consumo desse gás

Os parâmetros estudados mostraram variações durante os períodos de menor e maior precipitação e em relação aos pontos, a turbidez, a cor, o OD, nitrato, NT, clorofila *a* e sólidos suspensos, foram encontrados maiores contribuição no ponto 2 e os demais parâmetros (N-amoniacoal, DBO e PT) tiveram contribuição nos pontos 1 e 3, que indica uma fonte de poluição orgânica, decorrente efluentes domésticos, já que nas proximidades existem lançamento de esgotos.

O balanço de massa mostrou que tanto o PT quanto NID foram influenciados pela carga de água do rio Guamá durante o período seco. Enquanto que com altos índices de pluviosidade o fósforo total teve uma carga maior desse nutriente consequentemente se deve pela maior drenagem de água de esgotos lançados para dentro do reservatório. O tempo de retenção para o PT foi de 180 dias e de NID foi de

536 dias. Através desse balanço pôde quantificar a entrada, retenção e exportação de nutrientes como também para avaliar o potencial de eutrofização de reservatório.

O equilíbrio de massa do reservatório aqui analisado foi influenciado pela variação sazonal, com a diferença de fluxo durante estações seca e chuvosa, pelos procedimentos operacionais no reservatório, e pela variação do fluxo causada pela demanda de água. Devido às suas características, lagos e reservatórios apresentam uma capacidade de absorção para apoiar certas cargas de nutrientes.

Essas ferramentas são de grande importância, pois possibilitará preservar a qualidade da água do lago Água Preta e permitirá garantir a disponibilidade de água no futuro.

CAPÍTULO 7

APLICAÇÃO DO MODELO HIDRODINÂMICO BIDIMENSIONAL E DISTRIBUIÇÃO DE SEDIMENTOS SUSPENSOS NO RESERVATÓRIO ÁGUA PRETA

7.1 INTRODUÇÃO

A utilização de modelos para avaliar as mudanças na qualidade dos recursos hídricos serve para ampliar a capacidade preditiva dos pesquisadores, e permite responder a uma demanda permanente dos gerentes de recursos hídricos e da sociedade. Uma série de pesquisas sobre os fluxos em lagos profundos tem sido conduzida por varios estudiosos, mas o estudo de simulação em lagos raso ainda não é maduro (WANG *et al.*, 2005).

Ao longo dos últimos anos, modelagem hidrodinâmica dos lagos, lagoas e rios tornou-se uma importante ferramenta para o gerenciamento de recursos hídricos, especialmente na modelagem de qualidade de água, dispersão de óleo e sedimentos. Neste sentido, destacam-se alguns trabalhos como de CUNHA *et al.* (2006) que aplicaram um modelo hidrodinâmico e de qualidade de água na Baía Sepetiba localizado na costa do Brasil próximo do Rio de Janeiro; o de MACHADO *et al.* (2008) que descreveram um modelo dinâmico de fluido computacional tridimensional para simular a dispersão de efluentes em rios; o de MACHADO e VETTORAZZI (2003) que simularam a produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins (SP); e JI *et al.* (2007) que fizeram uma análise da qualidade da água em lagos rasos com um modelo de fluxo de sedimentos bidimensional.

Além de modelo hidrodinâmico, tem-se também o balanço de massa, que é uma importante ferramenta para a gestão operacional dos procedimentos em ambientes hídricos (COPE *et al.*, 2011). O balanço de massa (ou equilíbrio material) é uma

descrição quantitativa de todos os materiais de entrada, saídas e acúmulo em um sistema com fronteiras delimitadas.

Assim a gestão dos recursos hídricos requer o desenvolvimento de instrumentos tecnológicos e de sistemas de informação que sejam capazes de conhecer o sistema hídrico, além de criar condições técnicas que possam apoiar as decisões relacionadas a diversos setores. Programas de monitoramento e controle de poluição nos sistemas hídricos são instrumentos capazes de reduzir a degradação da qualidade da água (CUNHA *et al.*, 2003). Com o monitoramento, é possível conhecer como atuam os agentes causadores da degradação ambiental e minimizar seus efeitos, criando instrumentos de gestão integrada (DEMUYNCK *et al.*, 1997).

Nesse contexto, foi realizado o estudo do comportamento hidrodinâmico do lago Água Preta (PA), com o objetivo de obter simulações hidrodinâmicas durante um ano para verificar o comportamento nos períodos de menor e maior precipitação pluviométrica, e a analisar a distribuição do transporte de sedimentos suspensos, cor e turbidez, e observar quanto de sedimento entra, sai e fica retido no lago.

7.2 MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo definida na pesquisa é o lago Água Preta (Figura 7.1), considerados um dos mananciais superficiais utilizados no sistema de abastecimento de água dos municípios de Belém e Ananindeua, o outro manancial é o lago Bolonha, juntos são dois grandes reservatórios de água superficial que abastecem a Região Metropolitana de Belém (RMB).

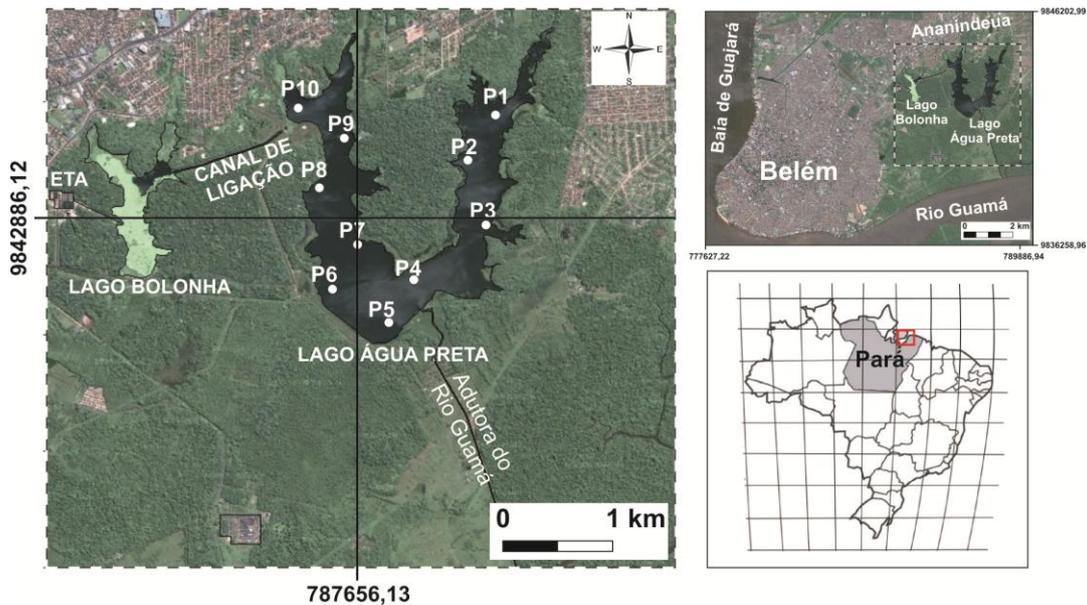


Figura 7.1 - Localização do Lago Bolonha e Água Preta. Fonte: Modificado do Google Earth (2010).

Para esse trabalho foram obtidos dados físicos pelo projeto “Avaliação da Influência da Salinidade e Eutrofização na Qualidade da Água dos Mananciais (Lagos Água Preta e Bolonha) de Abastecimento da Região Metropolitana de Belém – RMB”.

Para a aplicação do modelo hidrodinâmico, determinação do balanço de sedimento e determinação dos parâmetros abióticos (cor aparente, turbidez e sólidos suspensos) estão descritos no Capítulo 5 na Etapa2.

7.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.3.1 Circulação hidrodinâmica

Os resultados das simulações foram obtidos a partir dos dados de topografia, precipitação, intensidade e direção do vento, vazão de saída e vazão entrada, que compõem as condições de contorno atribuídas ao modelo. O tempo de simulação foi de 28908000 segundos. Na região localizada próxima a saída de água do lago Água Preta foi verificado maior velocidade do fluxo de água $0,32 \text{ m.s}^{-1}$ nos meses de janeiro e

fevereiro, e menor velocidade do fluxo de água $0,28 \text{ m.s}^{-1}$ nesse mesmo local para os meses de junho a dezembro, com uma média de $0,29 \text{ m.s}^{-1}$. Essas variações no fluxo de velocidades podem estar relacionadas com as precipitações, pois coincidiram com a maior e menor precipitação. Holanda *et al.* (2011), utilizaram o software *Modeleur* e encontraram no mesmo local uma velocidade de $0,33 \text{ m.s}^{-1}$, sendo que não adotaram dados de ventos e de precipitação.

A distribuição espacial do módulo da velocidade do escoamento de cada mês foi praticamente idêntica em instantes de tempo distintos, independente da direção do vento no instante considerado. Observam-se nas Figura 7.2 e Figura 7.3 os mapas que mostram os vetores velocidades para os meses foram muito semelhantes. Os comprimentos dos vetores não são proporcionais às magnitudes das velocidades.

A ação do vento não teve papel de destaque no padrão de circulação da água no lago Água Preta, provavelmente à mata ciliar nas margens do lago pode estar diminuindo a intensidade dos ventos, predominando assim a influência da vazão de entrada e saída do lago. Em regiões costeiras as ações dos ventos são bastante atuantes em modelos hidrodinâmicos como pode ser visto no trabalho de COPELAND *et al.* (2003), onde aplicaram um modelo hidrodinâmico na Baía de Sepetiba em conjunto com uma espécie dispersão de poluentes, os ventos na Baía tiveram um papel decisivo; o mesmo foi verificado na Baía do Guajará, onde BARROS *et al.* (2011), aplicaram um modelo hidrodinâmico, onde o vento também teve uma participação importante.

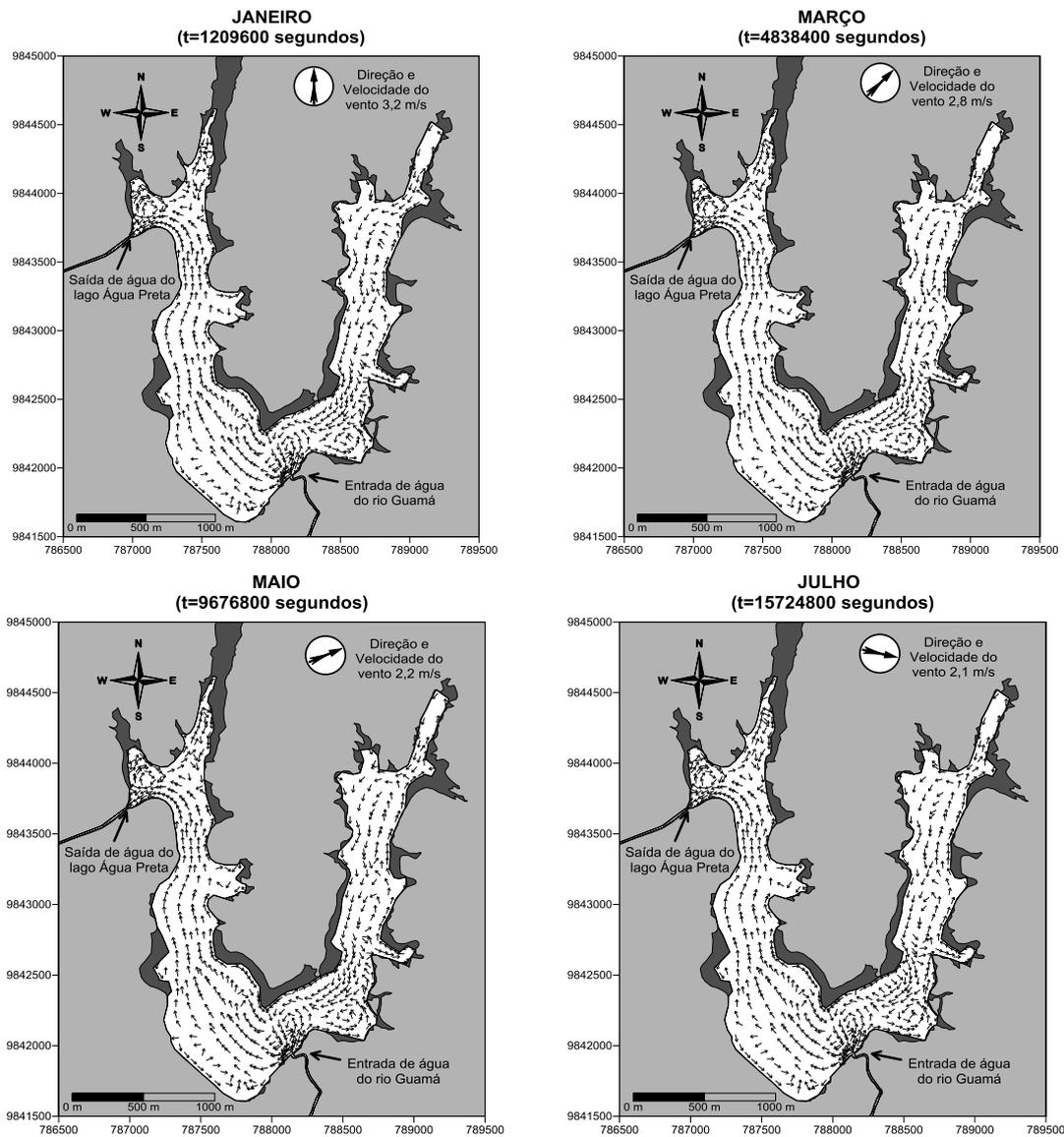


Figura 7.2 - Vetores velocidade do escoamento do lago Água Preta nos meses de janeiro, março, maio e julho.

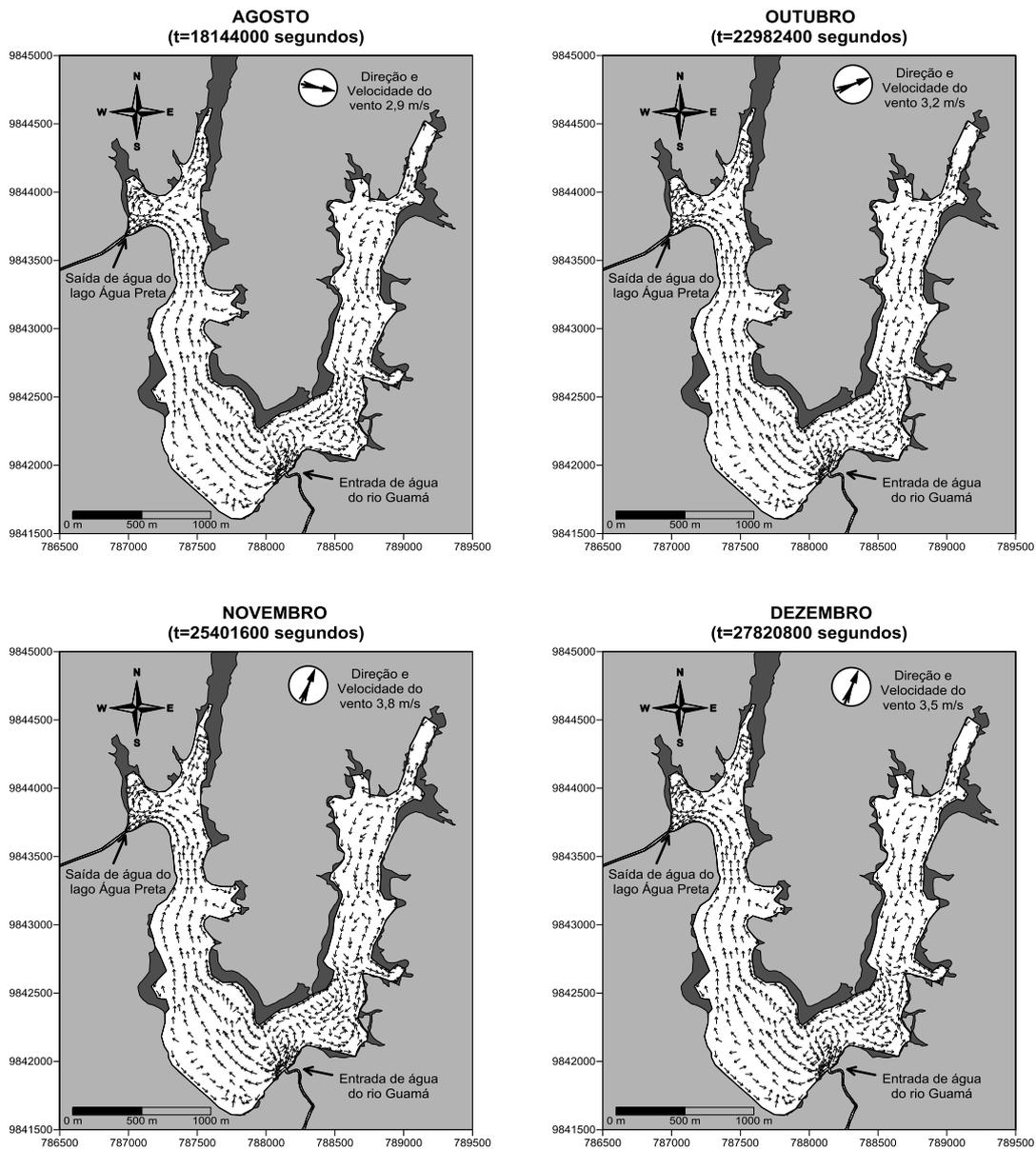


Figura 7.3 - Vetores velocidade do escoamento do lago Água Preta nos meses de agosto, setembro, novembro e dezembro.

Durante as simulações, várias observações foram realizadas acerca do padrão de circulação da água no lago, para as condições consideradas, onde próximo à saída de água do lago para o canal de ligação o escoamento dos vetores de velocidade, observa-se a formação de um pequeno vórtice (Figura 7.4 a), isso tende a depositar sedimentos finos e partículas orgânicas.

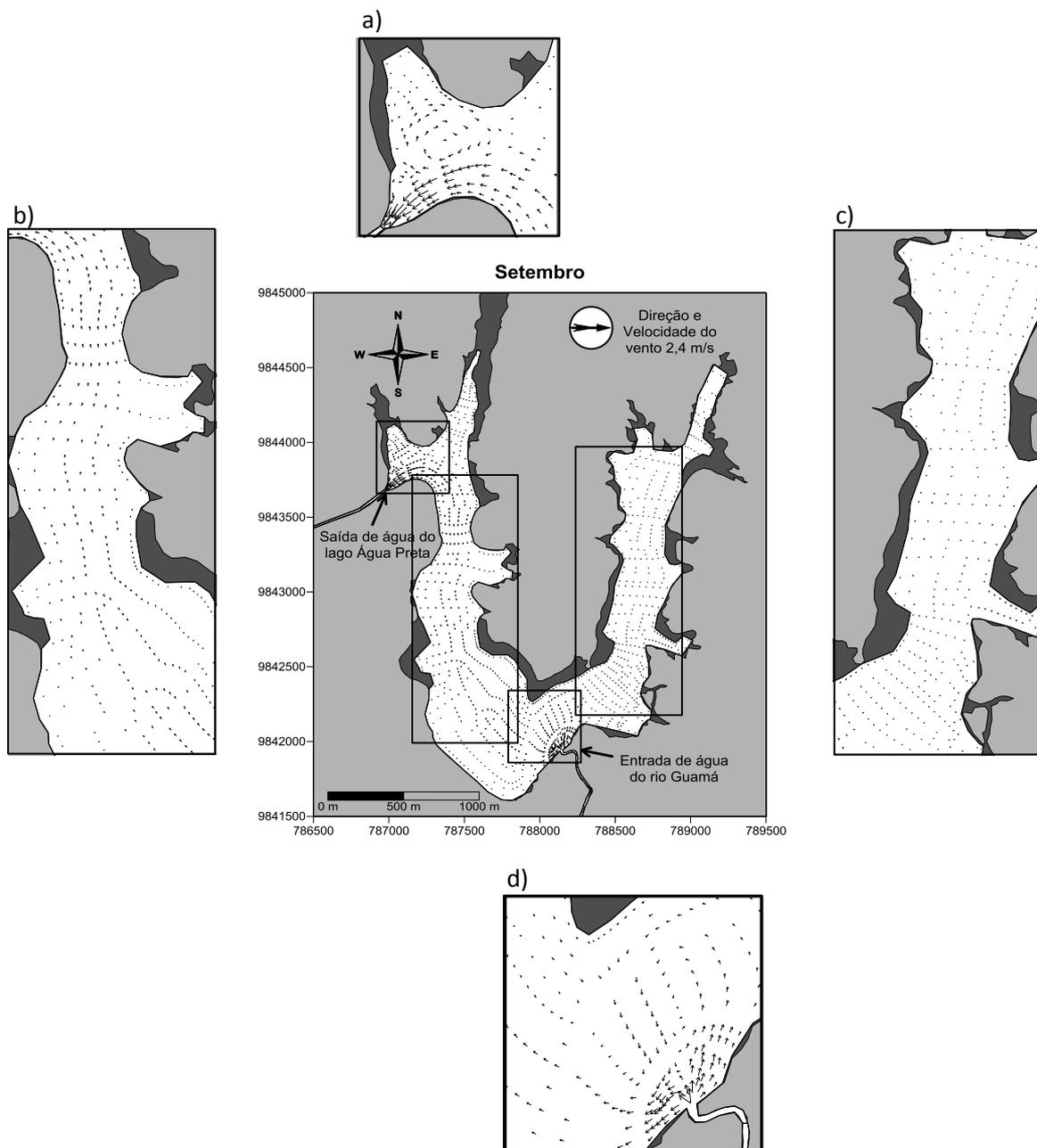


Figura 7.4 – Detalhes dos vetores de velocidades no lago Água Preta no mês de setembro.

No Lado esquerdo do lago ocorre o escoamento dos vetores do fluxo de velocidade no sentido sul- norte, com uma pequena velocidade (Figura 7.4 b). Já o lado direito do lago mostra um escoamento dos vetores de velocidade no sentido norte - sul, o qual mostra um escoamento quase estagnado (Figura 7.4 c). Área com nenhuma

dinâmica tende a depositar sedimentos finos, como ocorre nas margens do lago. Na entrada de água do rio Guamá para o lago, onde mostra um vórtice tendendo a deposição de sedimento (Figura 7.4 d), na batimetria é verificado que essa área tende ao processo de assoreamento. Durante os períodos com menores precipitações a entrada de água para dentro do lago são maiores, propiciando ao maior aporte de sedimentos suspensos. Os sedimentos são considerados como poluentes, dependendo de sua concentração na água, seus impactos estão relacionados ao uso da água e seus efeitos no transporte de outros poluentes no ecossistema aquático (BROOKS *et al.* 1991).

De modo geral, com as simulações realizadas observou-se que ocorreu um escoamento preferencial desde a entrada de água do rio Guamá percorrendo o lado esquerdo do lago Água Preta até a saída de água para o canal de ligação, já o lado direito do lago observa-se uma região mais estagnada.

7.3.2 Parâmetros físicos coletados *in situ*

Através dos dados estudados de turbidez, cor e sólidos suspensos no lago, observou-se uma distribuição semelhante para estes parâmetros, no qual a maior concentração foi encontrada no ponto 4, e uma diminuição dessas concentrações em direção ao canal de saída do reservatório.

A turbidez no lago Água Preta variou de 35,4 UNT, no ponto 4, a 6 UNT, no ponto 10. O maior valor da cor aparente oscilou foi de 371 mg.L⁻¹ PtCo, também detectado no ponto 4, e o menor de 58 mg.L⁻¹ PtCo, no ponto 10. Para os sólidos suspensos o máximo foi de 81 mg.L⁻¹ no ponto 4, e o mínimo de 1 mg.L⁻¹, nos pontos 10, 9, 6 e 2.

Os responsáveis pela turbidez da água são principalmente as partículas suspensas (bactérias, fitoplâncton, detritos orgânicos e inorgânicos) e em menor

proporção os compostos dissolvidos. Estes são responsáveis pela cor verdadeira da água e o material em suspensão pela cor aparente (ESTEVES, 1998).

É interessante notar que a partir da entrada do rio Guamá para o reservatório Água Preta ocorre à diminuição nas concentrações desse parâmetro, devido ao processo de sedimentação. A Figura 7.5 mostra a média das concentrações em cada ponto da Turbidez, cor e sólidos suspensos.

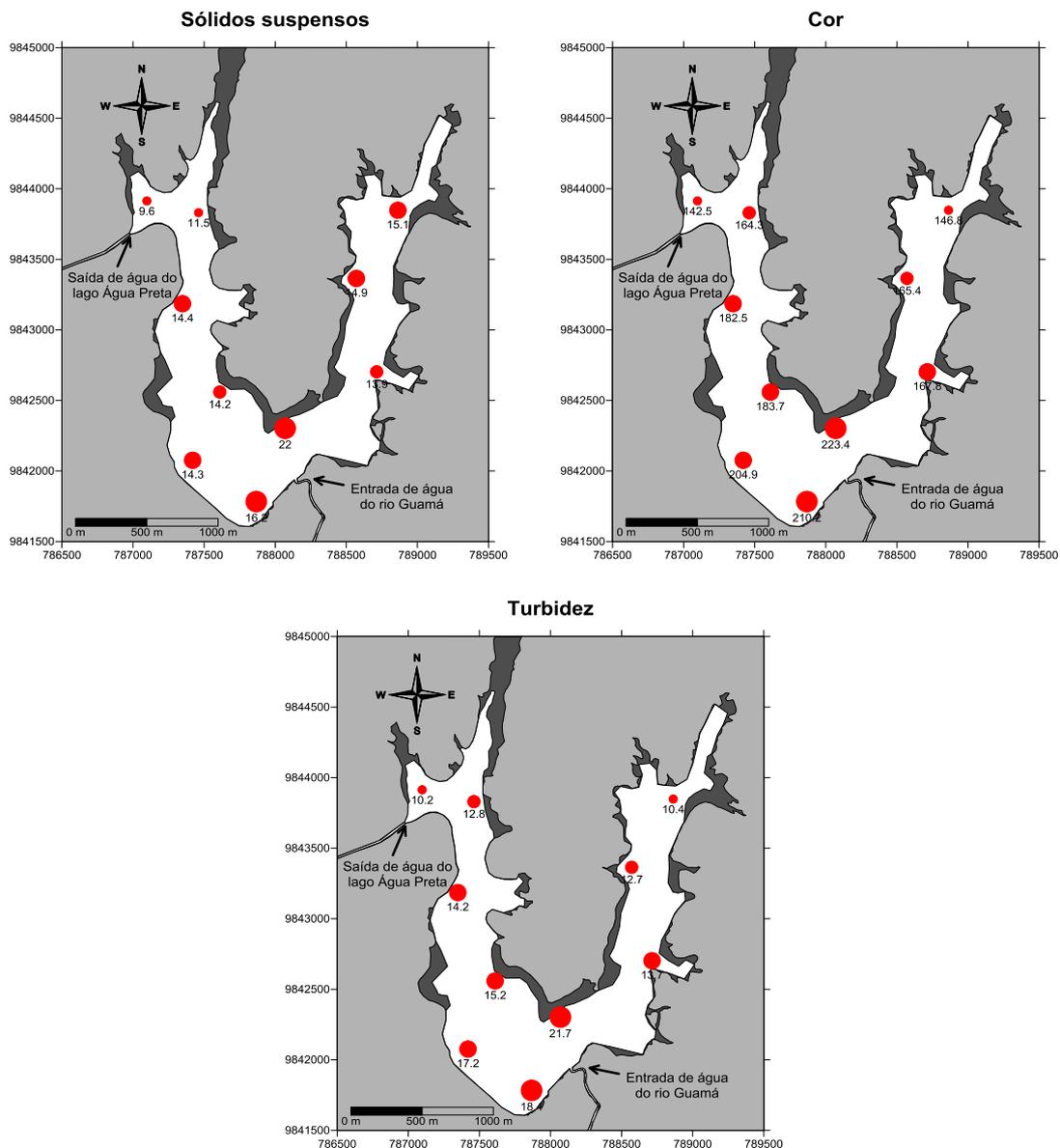


Figura 7.5 - Distribuição superficial das médias dos sólidos suspensos (mg.L⁻¹), cor (mg.L⁻¹ PtCo) e superficial de turbidez (mg.L⁻¹). Fonte: Modificado de Sodrê (2007).

O Balanço de massa no reservatório Água Preta tiveram diferentes padrões sazonais para exportação e retenção dos sólidos suspensos considerados (Figura 7.6). Estes padrões foram fortemente influenciados pelos os períodos de menor e maior precipitação pluviométrica. Os sólidos suspensos tiveram uma maior concentração no período seco na entrada de $1298,2 \text{ t.ano}^{-1}$ e na saída $251,4 \text{ t.ano}^{-1}$ devido ao aporte da carga de sedimento que é carreado para dentro do reservatório, pois durante esse período ocorre um maior aumento de água proveniente do rio Guamá para manter o nível do reservatório. Durante um ano o reservatório retém $1370,1 \text{ t.ano}^{-1}$ de sólidos suspensos, esse material aos poucos vai assoreando o reservatório, diminuindo assim a sua capacidade de volume.

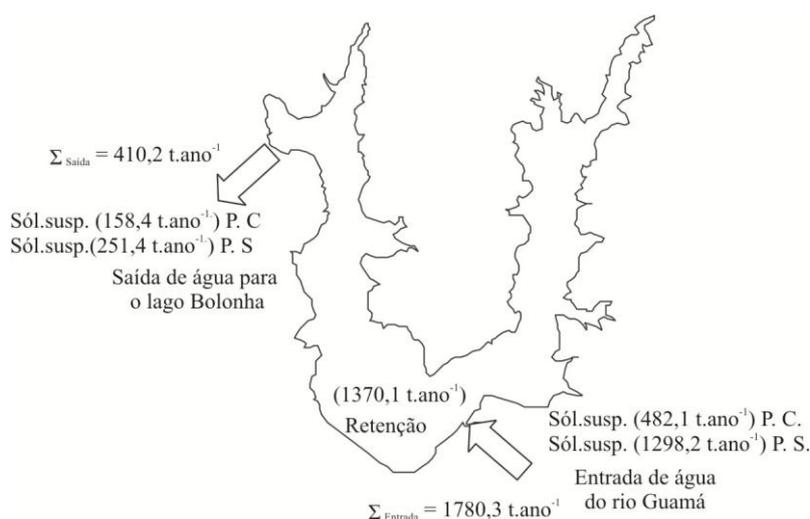


Figura 7.6 - Balanço de massa anual dos sólidos suspensos (t.ano^{-1}), desenho esquemático do reservatório. Período chuvoso – P.C. Período Seco – P.S.

CHOE *et al.* (2002) analisaram a taxa de carga poluente de sólidos suspensos no escoamento superficial de áreas residenciais e industriais, localizadas em Chongju, na Coreia. Obtiveram para áreas residenciais, 2.130 kg/ha/ano . Estes valores foram inferiores aos encontrados para o lago Água Preta.

No lago Água Preta o fator que mais associou a entrada de carga de sólidos e através da captação de água bruta do rio Guamá, principalmente durante o período de menor precipitação pluviométrica, pois esse bombeamento é feito para manter o nível do lago para o abastecimento da Região Metropolitana de Belém.

7.4 CONCLUSÃO

O uso de modelos têm tido um papel relevante no planejamento e na elaboração de cenários alternativos, que englobam o diagnóstico adequado dos sistemas hídricos em sua estruturação, processo e dinâmica. No caso do reservatório Água Preta o modelo hidrodinâmico mostrou que distribuição do módulo da velocidade foi idêntica para cada mês do ano, independente da direção do vento, pois a mata ciliar em torno desse ambiente hídrico teve um papel de diminuir a velocidade modular na superfície da água, fato esse observado no lado direito do reservatório, a ponto de que a água superficial ficasse estagnada. Porém a dinâmica do reservatório tem influência com a vazão de entrada de água e a vazão de saída pelo canal de ligação para o lago Bolonha. Próximo a esse canal foi observado uma variação da velocidade $0,32 \text{ m.s}^{-1}$ no período chuvoso e $0,28 \text{ m.s}^{-1}$ no período seco que pode estar relacionadas com as precipitações.

Nas proximidades da entrada de água no reservatório forma um vórtice tendendo a deposição de sedimentos suspensos, fato esse verificado na batimetria. Durante os períodos com menores precipitações a entrada de água para dentro do manancial são maiores, isso para manter o nível do reservatório para o abastecimento da Região Metropolitana de Belém, propiciando ao maior aporte de sedimentos suspensos, fato esse observado com os parâmetros de turbidez, cor e sólidos suspensos, o qual tiveram maiores concentrações no ponto 4 (entrada de água) e uma diminuição a medida que se afastava para o ponto 10 (saída de água para o canal de ligação). Com o uso do balanço

de massa de sedimento pôde verificar o quanto de material entra no reservatório e o que fica retido, e pôde observar que durante o período seco ocorre a maior deposição de material.

Esse estudo servirá para avaliar as mudanças na qualidade dos recursos hídricos servindo para ampliar a capacidade preditiva a uma demanda permanente dos gerentes de recursos hídricos no caso a Companhia de Saneamento do Pará.

CAPÍTULO 8

CONSIDERAÇÕES FINAIS

8.1 CONCLUSÕES GERAIS

O lago Água Preta considerado uns dos mananciais com grande importância para a Região Metropolitana de Belém, vem sofrendo processo de poluição, como se observa nesse estudo, onde foi realizado aplicações de ferramentas para a avaliar a qualidade de água e o transporte de sedimento. Por meio da análise de componentes principais permitiu verificar que o lago tem dois tipos de comportamentos em relação ao período pluviométrico, pois durante o período de menor precipitação mostrou-se 79 % de variância em comparação ao período de maior precipitação com 62% de variância, isso mostra que tanto ao aporte de chuva quanto a quantidade de água captada do rio água para dentro do lago altera os parâmetros estudados.

Através da análise de cada parâmetro nos pontos estudados, observou-se que no ponto de entrada de água para o lago ocorrem as maiores contribuições do OD, do nitrato, do NT, da clorofila *a*, da cor, da turbidez e dos sólidos suspensos, esses três últimos parâmetros apresentam uma diminuição da concentração a medida que se afastava do ponto de entrada. Enquanto que nos pontos próximos a cabeceira do lago tem grande contribuição de fonte de poluição orgânica, decorrente de efluentes domésticos, já que nas proximidades se observa o lançamento de esgotos, fato observado pelos os parâmetros N-amoniacoal, DBO e PT.

Com o balanço de massa no reservatório, as análises foram influenciadas pela variação sazonal, com a diferença de fluxo durante estações seca e chuvosa, e pelos procedimentos operacionais no reservatório para maior e menor captação de água.

Devido às suas características, o lago apresenta uma capacidade de absorção para apoiar certas cargas de nutrientes, como foi verificado para o PT, NID e sólidos suspensos que foram influenciados pela carga de água do rio Guamá durante o período seco. Enquanto que com altos índices pluviométricos o fósforo total teve uma carga maior desse nutriente conseqüentemente devido a maior drenagem de água de esgotos lançado para dentro do reservatório.

O modelo hidrodinâmico no lago mostrou que distribuição do módulo da velocidade foi idêntica para cada mês do ano, independente da direção do vento, fato esse foi observado no lado direito do lago a ponto de que a água superficial ficasse estagnada, esse tipo de água tende a demorar a fluir para a saída do lago através do canal de ligação com o lago Bolonha, porém a dinâmica do lago estudado sofre influência da vazão de entrada de água e a vazão de saída. Próximo ao canal foi observado uma variação da velocidade 0,32 m/s no período chuvoso e 0,28 m/s no período seco que pode estar relacionada com as precipitações.

Na entrada de água no lago forma um vórtice tendendo ao processo de assoreamento, fato esse verificado na batimetria, e durante os períodos com menores precipitações a entrada de água para dentro do manancial é maior, isso para manter o nível do reservatório para o abastecimento da Região Metropolitana de Belém, propiciando ao maior aporte de sedimentos suspensos e uma diminuição à medida que se afastava para o ponto 3 (saída de água para o canal de ligação).

As utilizações dessas ferramentas mostraram que apesar dos fortes problemas de impactos ambientais que ocorrem no lago, observa-se que o lago mantém sua capacidade de autodepuração e renovação, essa renovação se dar pela entrada de água e saída de água para o canal de ligação. No entanto, em relação à modelagem hidrodinâmica o braço direito do lago tende futuramente a ter um acúmulo maior de

macrófitas aquáticas devido a sua pouca circulação, e na entrada de água tende a um assoreamento maior no lago, devido à carga de sedimentos suspensos que é proveniente do rio Guamá, esse assoreamento é maior durante o período de menor precipitação pluviométrica, pois a COSANPA aumenta o bombeamento de água do rio Guamá para manter o nível do lago para o abastecimento público da Região Metropolitana de Belém. Esse estudo servirá para ampliar a capacidade preditiva a uma demanda permanente dos gerentes de recursos hídricos no caso a Companhia de Saneamento do Pará. Uma importante medida que ajudaria a melhorar a qualidade água na área de estudo seria tratar o esgoto das áreas adjacentes que são drenados para dentro do lago.

8.2 SUGESTÕES

Como sugestões de trabalhos que podem ser feitos para promoverem uma preservação do lago:

- Detalhar o balanço dos nutrientes, considerando as entradas de esgotos que são lançadas diretamente no lago.
- Realizar campanhas batimétricas para verificar o tempo de vida útil do lago em relação ao assoreamento.
- Aplicar um modelo de qualidade de água para o Lago Água Preta, pois esse tipo de modelo é imprescindível para garantir a preservação da Área de Proteção Ambiental do Utinga, que abastecem a cidade de água potável, já que a ocupação desordenada ameaça esse meio aquático.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, A. C., 2004, *Qualidade da água bruta do manancial Utinga*. Relatório. Belém: COSANPA. 4p.
- AGUIRRE, L. A., 2000, *Introdução à Identificação de Sistemas: Técnicas Lineares e Não-lineares Aplicadas a Sistemas Reais*. Editora UFMG, Belo Horizonte.
- ALLEN, P.A.; COLLINSON, J.D., 1986, Lakes. In: READING H.G. *Sedimentary environments and facies*. Oxford: Blackwell, pp. 63-94.
- ALVES, E. C.; SILVA, C. F. DA, COSSICH, E. S.; TAVARES, C. R. G.; FILHO, E. E. DE S.; CARNIEL A., 2008, “Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó – Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos”. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 30, n. 1, pp. 39-48.
- ALVES, I. C. C., 2007, *Avaliação das Formas de Fósforo na Água do Lago Água Preta (Belém Pará)*. 61f, Trabalho de Conclusão de Curso da Faculdade de Oceanografia – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém.
- APHA-AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1976, *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 14. ed. Washington, 1193 p.
- BAHIA, V. E.; LUIZ, J. G.; FENZL, N., 2004, “Influência do Depósito Sanitário Metropolitano de Belém (Aurá) sobre as águas subterrâneas da área”. *Rev.Águas Subterrâneas*, São Paulo - SP, v. 18, pp. 89-109.
- BARBOSA, A. J.; SILVA, V. M., 2002, *Ocupação urbana e degradação ambiental: A problemática do lançamento de efluentes domésticos nas bacias hidrográficas do município de Belém-Pará*. In: I Mostra de Trabalhos Técnicos do Curso de Engenharia Sanitária, 2002, Belém.

- BARROS, M. L. C.; *et al.*, 2011, “A Water Flow Pattern Analysis of Guajará Bay – Amazon Estuary – Brazil”. *J. of the Braz. Soc. of Mech. Sci. & Eng.* January-March, Vol. XXXIII, No. 1 / 79.
- BARROSO, G. F.; SANTOS, J. E., 1995, “Seleo de variáveis ambientais chave indicadoras da qualidade dos hábitats aquáticos: Procedimento Delphi”. *Caderno de Pesquisas da UFES*, v. 4, pp. 37-52.
- BAUMGARTEN, M.G.Z.; ROCHA, J.M.B.; NIENCHESKI, L.F.H., 1996, *Manual de análises em oceanografia química*. Rio Grande: FURG, 132 p.
- BERNER, E. K.; BERNER, R. A., 1996, *Global environment: water, air and geochemical cycles*. Prentice Hall. 376 p.
- BONDURANT, D. C.; LIVESEY, R. H., 1973, “Reservoirs sedimentations studies”. In: ACKERMANN, W. C. *et al.*, Ed. *Man-made lakes: Their problems and Environmental Effects*. Washington D. C. American Geophysical Union. pp. 364 – 367,
- BRANCO, S. M., 1993, **gua. Origem, uso e preservao**. São Paulo: Moderna. 73 p.
- BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M., 2006, Monitoramento de quantidade e qualidade das guas. In: REBOUCAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G.(org.). *guas doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservao*. 3.ed. Escrituras Editoras: São Paulo, cap.5, pp.145-160.
- BRIGAULT, S.; RUBAN, V., 2000, “External phosphorus load estimates and P-budget for the hydroelectric reservoir of Bort-Les-Orgues, France”. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 119, n. 1-4, pp. 91-103.
- BROOKS, K.N.; FFOLIOTT, P.F.; GREGERSEN, H.M.; THAMES, J.L., 1991, *Hydrology and the management of watersheds*. Ames, Iowa State University Press, 392p.

- CABRAL, M. M., 2009. *Desenvolvimento de um Modelo Hidrodinâmico Tridimensional de Corpos de Água Naturais com Discretização Vertical Arbitrária*. 144f, Tese (Doutorado em Engenharia Oceânica) - Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- CARVALHO, M. C., 2001, *Investigação do registro histórico da composição isotópica do chumbo e da concentração de metais pesados em testemunhos de sedimentos no lago Água Preta, Região Metropolitana de Belém - Pará*. 84f, Dissertação (Mestrado em Geoquímica e Petrologia) – Universidade Federal do Pará. Belém.
- CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. 2006, *Índice de Qualidade da Água (IQA)*. 23 p. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/rios/indice_iap.asp.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo, 2005, Rios e Reservatórios - Variáveis de qualidade das águas. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/agua_geral.asp.
- CHAPRA, S. C., 1997, *Surface water-quality modeling*. New York: McGraw-Hill. Boston, 844p.
- CHOE, J.S.; BANG, K.W.; LEE, J.H. 2002, “Characterization of Surface Runof in Urban Areas”. *Water Science and Technology*, v.45, n. 9, p. 249-254.
- CHRISTOFOLETTI, A., 2000, *Modelagem de Sistemas Ambientais*. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda, 236 p.
- CODEM – COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO E ADMINISTRAÇÃO DA ÁREA METROPOLITANA DE BELÉM, 1987, *Plano Diretor do Utinga*. Parques do Utinga. Belém-PA; vol. I e II.

- CONCEIÇÃO, A. L., 1995, *Riscos ambientais para o manancial do Utinga (Belém-PA)*. Monografia (Especialização) – Núcleo de Meio Ambiente, Universidade Federal do Pará. Belém.
- COPE, V.; MERCANTE, C. T. J.; CARMO, C. F.; SENDACZ, S.; JÚNIOR, A. J. M., 2011, “Mass balance of nutrients during the filling phase of two reservoirs of Sistema Produtor Alto Tietê (SPAT)”. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 33, n. 1, pp. 49-57.
- COPELAND, G.; *et al.*, 2003, “Water quality in Sepetiba Bay, Brazil”. *Marine Environmental Research*. 55, pp. 385–408.
- COPPE - Coordenação de Programas de Pós Graduação em Engenharia. Guia do Usuário do SisBaHiA – Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental. [online] Disponível em: <http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br/ManualSisBaHiA.htm>. Arquivo consultado em 16 de junho de 2011.
- COSANPA - COMPANHIA DE SANEAMENTO DO ESTADO DO PARÁ, 2010, Visita Técnica nos Lagos Bolonha e Água Preta.
- COSANPA - COMPANHIA DE SANEAMENTO DO ESTADO DO PARÁ, 2004, *Relatório Anual de Produção*. Belém, Secretaria Executiva de Produção da Companhia de Saneamento do Pará.
- COSTA, A., 1991, *Introdução à Ecologia das águas doces*. Recife: UFRPE, 297p.
- CRUZ, E., 1944, *As águas de Bélem: sistemas de abastecimento usados na capital desde os tempos imemoriais*. Belém, Oficina da revista Veterinária, 137p.
- CUNHA, C. L. N.; *et al.*, 2006, “Hydrodynamics and water quality models applied to Sepetiba Bay”. *Continental Shelf Research*. 26, pp1940–1953.

- CUNHA, G. P. Q., 2003, *Avaliação Ambiental do lago Água Preta (Belém- Pará) através de estudos limnológicos: uma análise espacial e temporal*. Trabalho de conclusão de curso de Engenharia Ambiental - Centro de Ciências Naturais e Tecnologia, Universidade Estadual do Pará. Belém.
- DAHL, M.; WILSON, D., 2001, *Modelling of Water Quality*. Karlstad University, Karlstad.
- D'AUTILIA, R.; FALCUCCI, M.; HULL, V.; PARRELLA, L., 2004, "Short time dissolved oxygen dynamics in shallow water ecosystems", *Ecological Modelling*, v.179, pp.297-306.
- DEMUYNCK C., *et al.* 1997, "Evaluation of pollution reduction scenarios in river basin: application of long term water quality simulations". *Water Science and Technology*, v. 35, n. 9, p. 65-75.
- DIAS, S. da F., 1991, *Estudo ambiental no Utinga: vida útil do sistema de abastecimento de água de Belém*. Belém. Instituto de Desenvolvimento Económico social do Pará, 118p.
- DE OLHO NOS MANANCIAS. Disponível em: http://www.mananciais.org.br/site/index_html. Acesso em: 08 jan. 2011.
- DRISCOLI, C.T.; EFFLER, S. W.; AUER, M. T.; DOERR, S. M.; PENN, M. R., 1993, "Supply of phosphorus to the column of productive hardwater lake: controlling mechanisms and management considerations". *Hydrobiologia*, v. 253, pp. 61 – 72.
- ESTEVES, F. A., 1998, *Fundamentos de limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 602 p.

- FANG, X.; STEFAN, H. G.; ALAM, S. R., 1999, “Simulation and Validation of Fish Thermal DO Habitat in North- Central US Lakes under Different Climate Scenarios”. *Ecological Modelling*, v. 118, pp. 167-191.
- FEITOSA, D., 1994, *Macro drenagem e água potável em Belém do Pará: documentário Histórico* – COSANPA. Belém. Multisolt. 250 p.
- FERNANDES, L. F.; LAGOS, P.D.; WOSIACK, A.C.; PACHECO, C.V.; DOMINGUES, L.; ZENHDER-ALVES, L.; COQUEMALA, 2005, Comunidades Fitoplanctônicas em Ambientes Lenticos. In: ANDREOLI, C.V; CARNEIRO, C. *Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados*. Editado por Cleverson V. Andreoli e Charles Carneiro. Curitiba: Sanepar, FINEP, 500 p. cap 9, p. 331.
- FONTES, C. L., 2010, Modelling of Water Quality in the Alqueva Reservoir, Portugal. 188f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade do Minho, Escola de Engenharia.
- FORSBERG, C., 1989, “Importance of sediments in understanding nutrient cycling in lakes”. *Hydrobiologia*, v. 176/177, pp. 263 – 277.
- FRIEDL, G.; WÜEST, A., 2002, “Disrupting biogeochemical cycles: consequences of damming”. *Aquatic Science*, v. 64, n. 1, pp. 55-65.
- FUNASA - FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE, 2009, *Manual de saneamento*. 3ºed. Rev. Ministérios da Saúde. Brasília/DF, 408p.
- GABIOUX, M., VINZON, S.; PAIVA, A.M, 2005, “Tidal propagation over fluid mud layers in the Amazon Shelf”. *Continental Shelf Research*, 25(1):113-125.
- GAL, G; IMBERGER, J.; ZOHARY, T.; ANTENUCCI, J.; ANIS, A.; ROSENBERG, T., 2003, “Simulating the Thermal Dynamics of Lake Kinneret”. *Ecological Modelling*, v. 162, pp. 69-86.

- GALVÃO, A. C. JR.; SILVA, A. C. da; QUEIROZ, E. A. de; SOBRINHO, G. B., 2006, *Procedimentos de Fiscalização em Sistema de Abastecimento de Água*. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora Ltda./ ARCE. 160p.
- GERALDO, A. C. V.; CARNEIRO, B. S., 2000, *Determinação de Clorofila e avaliação Produtividade nos lagos Água Preta e Bolonha*. Trabalho de conclusão de curso de Engenharia Química - Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Pará. Belém.
- GRASSI, M.T., 2001, As águas do Planeta Terra. **Química Nova na Escola**, n. 1, pp. 31-40.
- GU, B.; MELHORN, T. L.; LIANG, L.; MCCARTHY, J. F., 1996, “Competitive adsorption, displacement and transport of organic matter on iron oxide”. II: Displacement and transport. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 60, 2977-2992.
- HAKANSON, L.; PETERS, R. H., 1995, *Predictive Limnology: Methods for Predictive Modelling*. SPB Academic Publishing bv., Amsterdam, 464 p.
- HELLER, L.; CASSEB, M. M. S., 1995, *Abastecimento de água*. In: BARROS, R.T. de V.; et. al. Manual de Saneamento e Proteção Ambiental para os Municípios. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, v. II Saneamento, cap. 4, pp. 63 – 112.
- HOLANDA, P. S.; et al., 2011, “Hydrodynamic Modeling and Morphological Analysis of Lake Água Preta: One of the Water Sources of Belém-PA-Brazil”. *J. of the Braz. Soc. of Mech. Sci. & Eng.* April-June, Vol. XXXIII, No. 2 / 117
- HOLANDA, P. S., 2010, *Modelagem Hidrodinâmica e Estudo morfológico do Lago Água Preta: Um dos Mananciais da Grande Belém*. 75f, Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal do Pará, Instituto Tecnológico, Belém – PA.

- IBANEZ, M.S.R.; *et al.*, 2000, “Limnological characteristics of three aquatic systems of the preamazonian floodplain, Baixada Maranhense (Maranhão, Brazil)”. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, v. 3, p. 521-53.
- IMBIRIBA JUNIOR, M., COSTA, F. R. da., 2003, Recursos hídricos: o caso dos mananciais dos lagos Bolonha e Água Preta na Região Metropolitana de Belém, Pará. *33ª Assembléia Nacional da ASSEMAE*, 33, Santo André. *Anais*.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET., 2010, <http://www.inmet.gov.br/sim/sonabra/convencionais.php>.
- JI, YONG; *et al.*, 2007, “Analysis of water quality in shallow lakes with a two-dimensional flow-sediment model”. *Journal of Hydraulic*. Ser.B, 19(4):501-508.
- JOEHNK, K.D.; UMLAUF, L., 2001, “Modelling the Metalimnetic Oxygen Minimum in a Medium Sized Alpine Lake”. *Ecological Modelling*, v. 136, pp. 67-80.
- JØRGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A., 2000, *Problemas de Lagos e Reservatório. Diretrizes para o gerenciamento de lagos*. São Carlos, SP. pp. 27 – 32.
- JØRGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A., 1989, *Guidelines of Lake Management*. Volume 9 – Principles of Lake Management. UNEP/ILEC.
- JUNK, W. J., 1980, “Áreas inundáveis – Um desafio para Limnologia”, *Acta Amazônica*, v. 10, n. 4, pp. 775-795.
- JUNIOR, M. G. F., 2011, Uso de Modelagem na Avaliação da Capacidade de Suporte de Reservatórios com Projetos de Aquicultura, tendo o Fósforo como Fator Limitante. 142f, Tese (Doutorado em Engenharia Oceânica) - Universidade Federal do Rio de Janeiro.

- KIM, J.-W.; FURUKAWA, Y.; DONG, H.; NEWELL, S. W., 2005, “The effect of microbial Fe(III) reduction on smectite flocculation”. *Clay. Clay Miner.*, 53(6), 572-579.
- LAMPARELLI, M. C., 2004, Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 235 f. Tese (Doutorado) Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo,
- LEITE, M. A., 1998, *Variação espacial e temporal da taxa de sedimentação no Reservatório de Salto Grande (Americana - SP) e sua influência sobre as características limnológicas do sistema*. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- LERMAN, A., 1978, *Lakes: Chemistry, Geology, Physics*. Berlin: Springer.
- LIMA, L. S.; *et al.*, 2006, “Determinação de demanda bioquímica de oxigênio para teores $\leq 5 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$ ”, *Revista Analytica*, nº 25, pp 52- 57.
- LIMA, N. S. ; BLANCO, C. J. C. ; HOLANDA, P. S. ; LOPES, D. F. ; BARP, A. R. B.; SECRETAN, Y., 2012, “Hydrodynamic Modeling and Morphologic Analysis of Lake Bolonha: One of the Water Sources of Belém”, *Acta Scientiarum*. Technology (Impresso).
- MACHADO, G., 2007, “Demanda e disponibilidade hídrica no sistema lagoa Mirim - São Gonçalo – Rio Grande do Sul”. *Revista Discente Expressões Geográficas*. Florianópolis–SC, n. 03, p. 61-82, Maio de 2007.
- MACEDO, J. A. B., 2002, *Introdução a Química Ambiental*. - Química e meio ambiente e sociedade,. 2^a ed., Editora O Locutor: Belo Horizonte-MG.

- MACHADO, M. B.; FURLAN, L. T.; FURLAN, M. T.; TOMAZ, E.; NUNHEZ, J. R., 2008, “Software for modelling of pollutants dispersion in rivers” (in Portuguese), *Engenharia Sanitária Ambiental*, Vol. 13, pp. 291-297.
- MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A., 2003, “Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do ribeirão dos marins (SP)”. *R. Bras. Ci. Solo*, 27, pp. 735-741.
- MADRUGA, F. V.; REIS, F. G. V.; MEDEIROS, G. A.; GIORDANO, L. C. 2008. “Avaliação da influência do córrego dos Macacos na qualidade da água do rio Mogi Guaçu, no município de Mogi Guaçu – SP”. *Engenharia Ambiental*, 5:152-168.
- MAGALHÃES, L. P. C., 2005, *Modelo Integrado para Simulação de Sistemas Hídricos*. 122 f, Dissertação de Mestrado (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- MARTINS, R.P.; VILELA C.P.X.; ROSSO, T.C.A, 2002, Hydrodynamic numerical modeling of Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brasil: a preliminary calibration. **In:** 6th International Conference – Littoral 2002, 2002, Porto. Proceedings. Porto: European Coastal Association for Science and Technology, 3: 329-335.
- MASSART, D. L. *et al.*, 1998, *Handbook of Chemometrics and Qualimetrics*. Amsterdam: Elsevier, part A, cap. 17.
- MATTA, M.A. da S., 2004, *Fundamentos hidrogeológicos para a gestão integrada dos recursos hídricos da Região de Belém/Ananindeua – Pará, Brasil*. Belém. (Tese Doutorado). Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências.

- MATZINGER, A.; SCHMID, M.; VELJANOSKA-SARAFILOSKA, E.; PATCEVA, S.; GUSESKA, D.; WAGNER, B. MÜLLER, B.; STURM, M.; WÜEST, A., 2007, “Eutrophication of ancient Lake Ohrid: Global warming amplifies detrimental effects of increased nutrient inputs”. *Limnology and Oceanography*, v. 52, n. 1, pp. 338-353.
- MENESES, M. E. N. S., 2006, *Os lagos do entorno da cidade de Boa Vista - Roraima, aspectos fisiográficos, granulométricos, mineralógicos e químicos dos sedimentos e físico químicos das águas*. 117f, Dissertação (Mestrado em Geoquímica e Petrologia) - Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará.
- MONTEIRO, L. H. A., 2002, *Sistemas dinâmicos*. Editora Livraria da Física. São Paulo.
- MONTES, C. S.; FERREIRA, M. A. P.; SANTOS, S. S. D.; LEDEBUR, E. I. C. F. V.; ROCHA R. M., 2010, “Branchial histopathological study of *Brachyplatystoma rousseauxii* (Castelnau, 1855) in the Guajará bay, Belém, Pará State, Brazil”. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 32, pp. 93-99.
- MUCCI, J. L. N.; SOUZA, D.; VIEIRA, A. M., 2004, “Estudo Ecológico do Parque Guaraciaba em Santo, André - São Paulo”. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. Vol. 9 - Nº 1: 13-25. jan/mar.
- NAUMANN, E., 1931, “Der-pH Standard des Süßwassers”. *Verb Internat Verein. Limnol.* v. 5, pp.291 – 304.
- NIEWEGLOWSKI, A. M. A., 2006, Indicadores de qualidade de água na bacia hidrográfica do rio Toledo. Curitiba, 218f. Dissertação (mestrado em Agronomia) Setor de Ciências agrárias. Universidade Federal do Paraná.
- NÜRNBERG, G. K., 1984, “The prediction of internal phosphorus load in lakes with anoxic hypolimnia”. *Limnology and Oceanography*, v. 29, n. 1, pp. 111-124.

- ODUM, E. P., 2001, *Fundamentos de Ecologia*. 5^od. Fundação Calouste Gulbenkian/Lisboa, 927p.
- PAIVA, R. S.; ESKINAZI-LEÇA, E.; PASSAVANTE, J. Z. O.; SILVA-CUNHA, M. G. G.; MELO, N. F. A. C., 2006, “Considerações ecológicas sobre o fitoplâncton da baía do Guajará e foz do rio Guamá, Pará, Brasil”. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*. Ciências Naturais, 2, pp. 133-146.
- PERBICHE-NEVES, G.; SERAFIM JR., M.; GHIDINI, A. R.; BRITO, L. de., 2007, “Spatial and temporal distribution of Copepoda (Cyclopoida and Calanoida) of an eutrophic reservoir in the basin of upper Iguazu River, Paraná, Brazil”. *Acta Limnol. Bras.*, 19(4), pp. 393-406.
- PEREIRA, D. C. L., 2006, Moledos físicos reduzidos: uma ferramenta para a avaliação da iluminação natural. 246f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia da Arquitetura) – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo.
- PEREIRA, J. A. R., 2006, Caracterização da Região Metropolitana de Belém. Plano Diretor do Sistema de Abastecimento de Água da Região Metropolitana de Belém. Grupo de Pesquisa Hidráulica e Saneamento, Companhia de Saneamento do Pará, vol.1, 114p.
- PEREIRA, J. A. R.; GUTIERREZ, L. A. C. L.; SILVA, V. M., 2007, *Sistemas de Abastecimento e Tratamento de Água*. 62f. Apostila do curso de Gestão de Recursos Hídricos.
- POND, S.; PICKARD, G.L. 1983. *Introductory Dynamical Oceanography*. Pergamon Press, Elmsford: NY, 349 p.

- RECKHOW, K. H.; BEAULAC, M. N.; SIMPSON, J. T., 1980, *Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: a manual and compilation of export coefficients*. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency.
- REYNOLDS, C. S. DAVIES, P. S., 2001, “Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a british perspective”. *Biology Review*, v.76, p.27-64.
- RIBEIRO, H. M. C., 1992, *Avaliação atual da qualidade das águas superficiais dos lagos Bolonha e Água Preta situados na área fisiográfica do Utinga (Belém- Pa)*. Dissertação (Mestrado em Geoquímica e Petrologia) – Universidade Federal do Pará, Centro de Geociências, Belém.
- ROSMAN, P. C. C., 2011, *Referência Técnica do SisBaHiA - Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental*. Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica, Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPEPEEnO/UFRJ), Rio de Janeiro, 241p.
- ROSMAN, P. C. C., 2001, Um Sistema Computacional de Hidrodinâmica Ambiental. *In:* ROSMAN.P.C.C., MASCARENHAS, F.C.B., MIGUEZ, M.G. et al., Métodos Numéricos em Recursos Hídricos 5,1 ed., capítulo 1, Rio de Janeiro, RJ, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- ROSMAN, P. C. C., 1997, Subsídios para modelagem de sistemas estuarinos. *In:* MÉTODOS numéricos em recursos hidricos. Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH, v.3, cap. 3.
- SALAH, A. M.; FIELDS, P. J.; MILLER, A. W., 2005, “Simulating uncertainty in mass balance modeling for fresh water reservoirs; case study: Deer Creek Reservoir”, Utah, USA. *In:* WINTER SIMULATION CONFERENCE, 37th, 2005, Orlando. *Proceedings...* Orlando: Association for Computing Machine, pp. 2385-2394.

- SALAS, H.; MARTINO, P., 2001, Metodologias simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales. Versão revisada, [s.l.: s.n.], 52p.
- SANTOS, M. L. S., *et al.*, 2007, “Qualidade da água superficial dos mananciais de abastecimento da Região Metropolitana de Belém – Pará”. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. *Submetido*.
- SANTOS, M. L. S., *et al.*, 2006, Avaliação das formas de fósforo no Lago Água Preta (Belém-PA). *In*: XLVI Congresso Brasileiro de Química, Salvador.
- SANTOS, M. L. S.; PEREIRA, J. A. R.; RIBEIRO, L. S. C.; OLIVEIRA, M. M., 2005, Estudo Preliminar das Condições Limnológicas no Lago Água Preta (Belém/PA). *In*: X Congresso.
- SARAIVA, A. L. L., 2005, *Estudo dos lagos Bolonha e Água Preta (Belém-PA): levantamento bibliográfico das condições ambientais*. Monografia (Especialização) – Núcleo de Meio Ambiente, Universidade Federal do Pará, Belém.
- SECTAM - SECRETÁRIA EXECUTIVA DE CIÊNCIA, TECNOLOGIA E MEIO AMBIENTE., 1992, *Parque Estadual do Utinga – Estudo Ambiental*. Relatório Técnico SOF-REL-018/92.
- SILVA, D. F., 2006, Utilização de indicadores biológicos na avaliação da qualidade da água da baía do Guajará e do rio Guamá (Belém-Pará). 72 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-graduação em Ciências Animal, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Amazônia Oriental.
- SILVA, J. P. , 2010, *Aplicação do IQA e do IET na Avaliação da Qualidade da Água Superficial utilizada no Sistema de Abastecimento Público do Município de Belém (PA)*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Pará, Instituto Tecnológico, Belém – PA.

- SILVA, P. T. E., 1999, *Parque Ambiental de Belém: Plano de Interpretação Ambiental*. Belém: SECTAM. Governo do Estado do Pará.
- SILVA, S.R.F.A; SAVI, M.A., 2002, Análise da dinâmica da eutrofização de corpos d'água a partir de um modelo matemático . **In:** CONGRESSO NACIONAL DE ENGENHARIA MECÂNICA, 2002. João Pessoa: Anais. ABEM.
- SIOLI, H., 1951, “Alguns resultados e problemas da limnologia amazônica”. *Boletim Técnico*. Instituto Agrônomo do Norte. n. 24, pp. 3 – 45.
- SHARPLEY, A. N.; et al., 1992, “The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff”. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v.21, p.30-35.
- SOARES, A.; MOZETO, A. A., 2006, “Water Quality in the Tietê River Reservoirs (Billings, Barra Bonita, Bariri and Promissão, SP-Brazil) and Nutrient Fluxes across the Sediment-Water Interface (Barra Bonita)”. *Acta Limnologica Brasiliensia*. v.18, pp. 247-266.
- SODRÉ, S. S. V., 2007, *Hidroquímica dos lagos Bolonha e Água Preta, mananciais de Belém – Pará*. Dissertação apresentada ao programa de Pós graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará.
- SOUSA, R. R., 2010, *Caracterização química dos sedimentos superficiais de fundo do reservatório Água Preta (BELÉM PA)*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Pará. Instituto Tecnológico.
- SOUSA, R. R., 2007, *Lago Água Preta: um estudo sobre a qualidade da água superficial*. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Gestão Ambiental) - Núcleo de Meio Ambiente, Universidade Federal do Pará, Belém.

- SOUZA, E. C.; LIMA, M. N. N., 2002, *Avaliação da qualidade das águas superficiais dos lagos Bolonha e Água Preta no período de Estiagem*. Trabalho de conclusão de curso de Engenharia Ambiental - Centro de Ciências Naturais e Tecnologia, Universidade Estadual do Pará. Belém.
- SOTO, Y. J. M., 2004, *A modelagem hidrodinâmica como apoio a tomada de decisão em caso de derrame de óleo na parte interna do complexo estuarino Antonina-Paranaguá - PR*. Dissertação (Mestrado) do Programa de Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da UFPR, Curitiba: PR, 166 p.
- SPERLING, M. V., 2007, *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Belo Horizonte, Depto. de Eng. Sanitária e Ambiental.
- STEFAN, H. C.; HONDZON, M.; FANG, X., 1993, "Lake water quality modeling for projected future climate scenarios", *Journal of Environmental Quality*, v.22, p.417- 431.
- STRAŠKRABA, M., 1999, *Retention time as a key variable of reservoir limnology*. In: TUNDISI, J. G.; STRAŠKRABA, M. (Ed.). Theoretical reservoir ecology and its applications. São Carlos: International Institute of Ecology/Brazilian Academy of Sciences/Backhuys, pp. 385-410.
- STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R., 1972, "A practical handbook of sea water analysis". *Bulletim Fisheries research board of Canada*, Ottawa, n. 167, pp. 1-311.
- SVENDSEN, L.M.; KRONVANG, B., 1993, "Retention of nitrogen and phosphorus in a Danish lowland river system: implications for the export from the watershed". *Hydrobiologia*, 251, pp.123-135.

- TEIXEIRA, C., 1973, “Introdução aos métodos para medir a produção primária do fitoplâncton marinho”. *Boletim do Instituto Oceanográfico de São Paulo*, v.22, pp.59-92.
- TORRES, I.C; RESCK, R.P.; PINTO-COELHO, R.M., 2007, “Mass balance estimation of nitrogen, carbon, phosphorus and total suspended solids in the urban eutrophic, Pampulha reservoir, Brazil”. *Acta Limnol. Bras.* 19(1), pp. 79-91.
- TOWNSEND, S. A., 1999, “The seasonal pattern of dissolved oxygen, and hypolimnetic deoxygenation, in two tropical Australian reservoirs”. *Lakes Reserv. Res. Manage.* vol. 4, no. 1-2, pp. 41-53.
- TRENTO, A. E., 2005, *Dinâmica da flocculação no transporte de sedimentos finos*. Tese (Doutorado) do Programa de Engenharia Civil da COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro: RJ, 170 p.
- TRINDADE, CRT.; FURLANETTO, LM.; PALMA-SILVA, C., 2009, “Nycthemeral cycles and seasonal variation of limnological factors of a subtropical shallow lake (Rio Grande, RS, Brazil)”. *Acta Limnol. Bras.*, vol. 21, no. 1, pp. 35-44.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T., 2008, *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Texto, 631p.
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, M. T.; ABE, D. S.; ROCHA, O; STARLING, F., 2006, *Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos*. In: Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. (Org.). *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação* (3.ed.). Escrituras Editoras: São Paulo, pp.203-240.
- TUNDISI, J. G., *et al.*, 1997, “Limnology of fifteen lakes”. *In: Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*. In: TUNDISI, J. G.; SAIJO, Y. (Ed.). Brazilian Academy of Sciences/University of São Paulo, pp. 409–439.

- VESTENA, L. R.; KOBİYAMA, M., 2007, “Water Balance in Karst: case study of the Ribeirão da Onça Catchment in Colombo City, Paraná State – Brazil”, *Brazilian Archives of Biology and Technology an International Journal*, Curitiba, Vol. 50, nº. 5: p.905-912.
- VESTENA, L. R.; FILHO, G. L., 2008, “Balanço hídrico da bacia do Rio Ernesto, Pitanga / PR – Brasil”. *Terr@Plural*, Ponta Grossa, 2 (2): 323-335 , jul./dez.
- VOLLENWEIDER, R. A., 2000, “Avaliação do balanço de massas”. *Diretrizes para o gerenciamento de lagos*. São Carlos, SP. pp. 43 – 57.
- WANG ZHI-LI, GENG YAN-FEN, JIN SHENG., 2005, “An unstructured finite volume algorithm for nonlinear two-dimensional shallow-water equation”. *Journal of Hydrodynamics, Ser.B*, 17(3), pp. 306-312.
- WETZEL, R.G., 2001, *Limnology*. Saunders College Publishing, New York. 1006p.